

Gewässerökologische Untersuchungen und Bewertung der pflanzlichen Komponenten (Diatomeen und Phytobenthos) in Bezug auf die defizitären Zustände der Fischfauna in der Lenne (NRW)

Abschlussbericht

Auftraggeber:



Bezirksregierung Arnshausen

Bearbeitung:



Jeanette Völker

Eckhard Coring

Jens Eligehausen

Dietrich Borchardt



Dezember 2010

Auftraggeber:

Bezirksregierung Arnsberg

Thomas Meisborn

Ruhrallee 1-3

44139 Dortmund

Bearbeitung:

Helmholtz Zentrum für Umweltforschung – UFZ

Department Aquatische Ökosystemanalyse und Management (ASAM)

Dr. Jeanette Völker

Dipl.-Ing. Jens Eligehausen

Prof. Dr. Dietrich Borchardt

Brückstraße 3a

39114 Magdeburg

Untersuchungen, Ergebnisse und Auswertungen zur Gewässerflora:

ECORING

Dr. Eckhard Coring

Lange Straße 9

37181 Hardegsen

Inhalt

1	AUSGANGSSITUATION	1
2	EINLEITUNG	2
2.1	DER ZUSTAND DER GEWÄSSER NACH EG-WRRL.....	2
2.2	ÖKOLOGIE DER ÄSCHE	3
2.3	BESTANDSSITUATION DER ÄSCHE	3
2.4	EUTROPHIERUNG IN RHITHRALEN FLIEßGEWÄSSERN UND WIRKUNGEN AUF DIE FISCHFAUNA	4
3	CHARAKTERISIERUNG DES UNTERSUCHUNGSGEBIETES.....	6
3.1	ÜBERSICHT.....	6
3.2	ABFLUSSVERHÄLTNISSE.....	8
3.3	GEWÄSSERGÜTE.....	9
3.3.1	<i>Bamenoohl</i>	9
3.3.2	<i>Bigge</i>	10
3.3.3	<i>Pasel</i>	11
3.4	ZUSTANDBEWERTUNG NACH EG-WASSERRAHMENRICHTLINIE.....	12
4	MATERIAL UND METHODEN.....	14
4.1	EINLEITUNG	14
4.2	WASSERQUALITÄT	15
4.3	HYPORHEISCHES INTERSTITIAL	16
4.4	GEWÄSSERFLORA	18
4.4.1	<i>Benthofluormessungen</i>	18
4.4.2	<i>Untersuchung der Diatomeengesellschaften</i>	19
4.4.3	<i>Berechnung von Biovolumen und Zuordnung der Lebensformen</i>	19
4.5	FISCHFAUNA.....	20
4.5.1	<i>Datenbestand Äsche</i>	20
4.5.2	<i>Interstitialentwicklung der Äsche in Brutboxen</i>	21
4.5.3	<i>Elektrobefischung und Vermessung der Aufwuchshabitate</i>	22
4.6	MAKROZOOBENTHOS	22
4.6.1	<i>Probennahme</i>	22
4.6.2	<i>Bestimmung und Auswertung</i>	23
4.6.3	<i>Ermittlung der Trockenmasse und ihre Verteilung auf die Ernährungstypen</i>	23
4.7	SEDIMENTE	24
4.8	UNTERSUCHUNGSUMFANG	24
5	ERGEBNISSE	26
5.1	WASSERQUALITÄT	26
5.1.1	<i>Temperatur</i>	26
5.1.2	<i>Sauerstoff</i>	28
5.1.3	<i>pH-Wert</i>	30
5.1.4	<i>Phosphor und Stickstoff</i>	31
5.1.5	<i>Ammoniak-Dosis Belastung</i>	33
5.1.6	<i>Gesamtphosphor aus Punkt- und diffusen Quellen</i>	35
5.1.7	<i>Schwermetalle</i>	37

5.2	HYPORHEISCHES INTERSTITIAL	40
5.2.1	<i>Temperatur</i>	40
5.2.2	<i>Vertikale Druckgradienten</i>	44
5.2.3	<i>Sauerstoff</i>	45
5.2.4	<i>pH</i>	47
5.2.5	<i>Phosphor und Stickstoff</i>	48
5.3	GEWÄSSERFLORA	51
5.3.1	<i>Benthofluormessungen</i>	51
5.3.2	<i>Struktur des Phytobenthos</i>	55
5.3.3	<i>Floristische Ergebnisse der Diatomeenuntersuchungen</i>	57
5.3.4	<i>Struktur der Diatomeengesellschaften auf der Basis von ökologischen Gilden und Lebensformtypen</i> 59	
5.3.5	<i>Bewertung des ökologischen Zustands im Sinne der EG-WRRL nach PHYLIB</i>	65
5.3.6	<i>Bewertung des trophischen Zustandes der Lenne nach DVWK (1999)</i>	66
5.3.7	<i>Wirksame saprobielle Belastungen an den Probestellen</i>	68
5.3.8	<i>Trophiezustand nach Rott et al. (1999) und Saprobienindex nach Rott et al. (1997)</i>	70
5.3.9	<i>Gewässerzustand nach BAFU (2007)</i>	71
5.3.10	<i>Auswertungen von Altdaten</i>	73
5.3.11	<i>Autökologie der dominanten Diatomeenarten</i>	74
5.4	FISCHFAUNA.....	75
5.4.1	<i>Äschenbestand und fischereiliche Bewirtschaftung</i>	75
5.4.2	<i>Interstitialentwicklung der Äsche</i>	79
5.4.3	<i>Vermessung der Aufwuchshabitate und Fischbestandsaufnahme</i>	80
5.5	MAKROZOOBENTHOS	83
5.5.1	<i>Zustandsbewertung</i>	83
5.5.2	<i>Taxonomische und funktionale Zusammensetzung</i>	83
6	ZUSAMMENFASSUNG DER ERGEBNISSE	89
7	SCHLUSSFOLGERUNGEN UND HANDLUNGSEMPFEHLUNGEN	94
8	LITERATUR	98
8.1	ALLGEMEIN	98
8.2	BESTIMMUNGLITERATUR GEWÄSSERFLORA.....	102
8.3	BESTIMMUNGLITERATUR MAKROZOOBENTHOS	105
9	ANHANG	107
9.1	WASSERQUALITÄT	107
9.2	HYPORHEISCHES INTERSTITIAL	109
9.3	MAKROZOOBENTHOS	112

Abbildungen

Abbildung 1: Mögliche Ursachen steuernde Faktoren (gelb) und deren Auswirkungen auf die Äschenrekrutierung in der Lenne, schematische Darstellung.	5
Abbildung 2: Jahresabflussmengen der Lenne an den Pegelstandorten Bamenohl, Ahausen (Bigge) und Rönkhausen im Zeitraum 2000 bis 2009 (Datenquelle: LANUV, Ruhverband).....	8
Abbildung 3: Abflussganglinien der Lenne im Jahresverlauf (2005) an den Pegelstandorten Bamenohl, Ahausen (Bigge) und Rönkhausen (Datenquelle: LANUV, Ruhverband).	9
Abbildung 4: Multi-Level-Sonde nach Lenk (2000, verändert) (links) und Piezometeranschluss zur Messung der vertikalen Druckgradienten im hyporheischen Interstitial (rechts).	17
Abbildung 5: Schematische Darstellung über die Instrumentalisierung zur Datenerhebung im hyporheischen Interstitial an den drei ausgewählten Probestellen in der Lenne.....	18
Abbildung 6: Benthofluor; Fluorometer zur in-vivo-Messung der Algen-Fluoreszenz.	18
Abbildung 7: Versuchsanordnung (schematisch) der WV-Boxen zur Ermittlung der Mortalitätsraten von Äschenbrut im Sediment der Lenne (S=Sediment; OW=Oberflächenwasser).....	21
Abbildung 8: Temperaturverhältnisse im Oberflächenwasser an drei ausgewählten Probestellen in der Lenne im Zeitraum 9.04. bis 19.10.2010.	26
Abbildung 9: Temperaturverhältnisse im Oberflächenwasser an den drei ausgewählten Probestellen in der Lenne im Zeitraum 1.07. bis 31.07.2010.	27
Abbildung 10: Sauerstoffsättigungskonzentrationen im Oberflächenwasser an zwei Probestellen in der Lenne im Zeitraum 26.05. bis 19.10.2010.	28
Abbildung 11: Sauerstoffsättigungskonzentrationen im Oberflächenwasser in der Lenne im Zeitraum 22.03. bis 25.05.2010.....	29
Abbildung 12: pH-Werte im Oberflächenwasser an zwei Probestellen in der Lenne im Zeitraum 26.05. bis 19.10.2010.....	30
Abbildung 13: pH-Werte im Oberflächenwasser in der Lenne im Zeitraum 22.03. bis 25.05.2010.	31
Abbildung 14: Gesamtphosphor- (links) und Orthophosphatkonzentrationen (rechts) an drei ausgewählten Probestellen in der Lenne an unterschiedlichen Probenahmetagen.....	32
Abbildung 15: Berechnete Ammoniakkonzentrationen an der Probestelle Pasel im Untersuchungszeitraum 23.03. bis 19.10.2010.	34
Abbildung 16: Jahresmittelwerte der Einleitungskonzentrationen an Gesamtphosphor (TP) aus den Kläranlagen Grevenbrück, Biggetal und Finnentrop von 2000 bis 2010 in die Lenne (Datenquelle: Ruhrverband NRW).....	36
Abbildung 17: Jahresmittelwerte der Phosphorfrachten aus den Kläranlagen Grevenbrück, Biggetal und Finnentrop von 2000 bis 2010 in die Lenne (Datenquelle Ruhrverband NRW).	36
Abbildung 18: Eintrag von Gesamtphosphor aus Punktquellen (KA Grevenbrück, Biggetal und Finnentrop) und diffusen Quellen im Untersuchungsgebiet an der Lenne (die Phosphorfrachten der schraffierten Säule wurden abgeschätzt). Datenquelle: Ruhrverband NRW.....	37

Abbildung 19: Schwermetallgehalte im Sediment der Lenne im Gewässerabschnitt Rönkhausen/Pasel im September 2010.....	39
Abbildung 20: Temperaturganglinien im sedimentnahen Oberflächenwasser, in 15 cm und in 45 cm Sedimenttiefe an der Probestelle Bamenohl im Zeitraum 9.04. bis 23.08.2010 (oben). Ausschnitt der Temperaturprofile vom 19.08. bis 23.08.2010 (unten).....	41
Abbildung 21: Temperaturganglinien im sedimentnahen Oberflächenwasser, in 15 cm und in 45 cm Sedimenttiefe an der Probestelle Bigge im Zeitraum 9.04. bis 21.09.2010 (oben). Ausschnitt der Temperaturprofile vom 10.08. bis 14.08.2010 (unten).	42
Abbildung 22: Temperaturganglinien im sedimentnahen Oberflächenwasser, in 15 cm und in 45 cm Sedimenttiefe an der Probestelle Pasel im Zeitraum 14.06. bis 21.09.2010 (oben). Ausschnitt der Temperaturprofile vom 10.09. bis 15.09.2010 (unten).	43
Abbildung 23: Vertikale hydraulische Druckgradienten im hyporheischen Interstitialan in Bamenohl (Multi-Level Sonde 1) an vier Probenahmetagen im Jahr 2010.	44
Abbildung 24: Vertikale hydraulische Druckgradienten im hyporheischen Interstitialan in Pasel (Multi-Level Sonde 3) an vier Probenahmetagen im Jahr 2010.	45
Abbildung 25: Sauerstoffsättigungskonzentrationen an den Probestellen Bamenohl und Bigge in den unterschiedlichen Sedimenttiefen des hyporheischen Interstitials im Untersuchungszeitraum 2010 (n=12; SD=Standardabweichung).....	46
Abbildung 26: Sauerstoffsättigungskonzentrationen an der Probestelle Pasel den unterschiedlichen Sedimenttiefen des hyporheischen Interstitials (links) und Mittelwerte der Sauerstoffsättigung für die Monate Juni, Juli und September im Untersuchungszeitraum 2010 (n=12; SD=Standardabweichung).	47
Abbildung 27: pH-Werte an den Probestellen Bamenohl, Bigge und Pasel in den unterschiedlichen Sedimenttiefen des hyporheischen Interstitials im Untersuchungszeitraum 2010 (n=12; SD=Standardabweichung).	48
Abbildung 28: Gesamtposphorkonzentrationen an den Probestellen Bamenohl, Bigge und Pasel in den unterschiedlichen Sedimenttiefen des hyporheischen Interstitials im Untersuchungszeitraum 2010 (n=12; gestrichelte Linie=Orientierungswert für TP nach LAWA 2007).	49
Abbildung 29: Ammoniakkonzentrationen an den Probestellen Bamenohl, Bigge und Pasel in den unterschiedlichen Sedimenttiefen des hyporheischen Interstitials im Untersuchungszeitraum 2010 (n=12; SD=Standardabweichung).....	50
Abbildung 30: Chlorophyllgehalte pro Flächeneinheit (Benthofluormessergebnisse) und relatives Biovolumen der Diatomeengesellschaften an der Bigge.	52
Abbildung 31: Chlorophyllgehalte pro Flächeneinheit (Benthofluormessergebnisse) und relatives Biovolumen der Diatomeengesellschaften an der Lenne, Standort Bahmenohl.	53
Abbildung 32: Chlorophyllgehalte pro Flächeneinheit (Benthofluormessergebnisse) und relatives Biovolumen der Diatomeengesellschaften an der Lenne, Standort Lenhausen.....	54
Abbildung 33: Chlorophyllgehalte pro Flächeneinheit (Benthofluormessergebnisse) und relatives Biovolumen der Diatomeengesellschaften an der Lenne, Standort Pasel.	55

Abbildung 34: Beispiele von Arten der Primärmatrix der Algenwatten in der Lenne: Stigeoclonium, Ulothrix zonata, Klebsormidium (von links nach rechts).....	56
Abbildung 35: Dendrogramm einer mit dem Softwarepaket Primer (V 6.1.10) durchgeführten Clusteranalyse.	59
Abbildung 36: Relatives Biovolumen der ökologischen Gilden an der Bigge.	60
Abbildung 37: Relatives Biovolumen der ökologischen Gilden an der Lenne, Standort Bamenohl.....	61
Abbildung 38: Relatives Biovolumen der ökologischen Gilden an der Lenne, Standort Lenhausen.	61
Abbildung 39: Relatives Biovolumen der ökologischen Gilden an der Lenne, Standort Pasel.....	62
Abbildung 40: Relatives Biovolumen der unterschiedlichen Lebensformen an der Bigge.....	63
Abbildung 41: Relatives Biovolumen der unterschiedlichen Lebensformen an der Lenne, Standort Bamenohl.	63
Abbildung 42: Relatives Biovolumen der unterschiedlichen Lebensformen an der Lenne, Standort Lenhausen.	64
Abbildung 43: Relatives Biovolumen der unterschiedlichen Lebensformen an der Lenne, Standort Pasel.	64
Abbildung 44: Bestandsdichten der Äsche an sechs Abschnitten in der Lenne im Zeitraum 1995 bis 2009 (Datenquelle: LANUV NRW, Fischereiverein „Maipiere“). Jahre ohne Säulen bedeuten keine Erhebungen.	75
Abbildung 45: Fangstatistik von Äsche, Bachforelle und Regenbogenforelle im Zeitraum 1979 bis 2006 im Gewässerabschnitt Rönkhausen bis Plettenberg-Eirighausen in der Lenne (Datenquelle: www.maipiere.de).	77
Abbildung 46: Mortalitätsraten der Äsche während der Interstitialentwicklung im hyporheischen Interstitial (Sediment) und im Oberflächenwasser (Blindprobe) der Lenne im Untersuchungszeitraum 23.04. bis 10.05.2010 (A=Augenpunktstadium; D=Dottersackstadium; J=Juvenilstadium).....	79
Abbildung 47: Grafische Darstellung der Vermessungen an den potenziellen Äschenlaichplätzen in Rönkhausen (Fläche: 2.500 m ² , links), Pasel (Fläche: 2.000 m ² , Mitte) und Plettenberg (Fläche: 8.000 m ² , rechts) im Oktober 2010.	81
Abbildung 48: Ergebnisse der Fischbestandserhebung an den Probestellen Rönkhausen, Pasel und Plettenberg im September 2010.	82
Abbildung 49: Prozentuale Verteilung der Ernährungstypen des Makrozoobenthos an der Probestelle Bamenohl im April, Mai und September 2010.	85
Abbildung 50: Prozentuale Verteilung der Ernährungstypen des Makrozoobenthos an den Probestellen Bigge und Pasel im April, Mai und September 2010.	86

Abbildung 51: Trockenmasse des Makrozoobenthos (links) und der Primärproduzenten (benthischer Aufwuchs, rechts) an den drei Probestellen in der Lenne im Untersuchungszeitraum April, Mai und September 2010.....	87
Abbildung 52: Differenzierung der Ursachen für die Bestandsgefährdung der Äsche in der Lenne, schematische Darstellung.....	94
Abbildung 53: Sauerstoffgehalte im Oberflächenwasser an zwei Probestellen in der Lenne im Zeitraum 26.05. bis 19.10.2010.	108
Abbildung 54: Sauerstoffgehalte im Oberflächenwasser in der Lenne im Zeitraum 22.03. bis 25.05.2010.	108
Abbildung 55: Vertikale hydraulische Druckgradienten im hyporheischen Interstitialan in Bamenohl (Multi-level Sonde 2 und 3) an vier Probenahmetagen im Jahr 2010.	109
Abbildung 56: Vertikale hydraulische Druckgradienten im hyporheischen Interstitialan in Pasel (Multi-level Sonde 1, 2, 4 und 5) an vier Probenahmetagen im Jahr 2010.	110
Abbildung 57: Vertikale hydraulische Druckgradienten im hyporheischen Interstitialan in der Bigge (Multi-level Sonde 1, 2, und 3) an vier Probenahmetagen im Jahr 2010.	111

Tabellen

Tabelle 1: Jahresmittelwerte des pH und der Nährstoffkonzentrationen an der GÜS-Messstelle 421509 (Bamenohl); Lenne (n.a.=not available). Datenquelle: MUNLV, NRW.....	10
Tabelle 2: Jahresmittelwerte der Nährstoffkonzentrationen an der GÜS-Messstelle 432404 (Altfinnentrop); Bigge (n.a.=not available). Datenquelle: MUNLV NRW.....	10
Tabelle 3: Jahresmittelwerte der Nährstoffkonzentrationen an der GÜS-Messstelle 421856 (Pasel); Lenne (n.a.=not available). Datenquelle: MUNLV NRW; Schmieds & Mesters (2009).....	11
Tabelle 4: Zustandsbewertung der fünf Wasserkörper im Untersuchungsgebiet der Lenne und der Bigge nach EG-WRRL. Datenquelle: MUNLV NRW, Stand 2010.....	12
Tabelle 5: Übersicht über die Komponenten und das Messprogramm im Rahmen des investigativen Monitorings an der Lenne.	14
Tabelle 6: Übersicht über die verwendeten Analysemethoden für die Wassergütekenngrößen im Oberflächenwasser und Porenwasser der Lenne.....	16
Tabelle 7: Übersicht über Art und Umfang der Untersuchungen im Zeitraum November 2009 bis Oktober 2010 an den sieben Probestellen im Untersuchungsgebiet.	25
Tabelle 8: Übersicht über die gemessenen Stickstoffkomponenten und Kohlenstoff an den ausgewählten Probestellen in der Lenne.....	33
Tabelle 9: Übersicht über die Umweltqualitätsnormen für Schwermetalle nach EG-WRRL für die Wasserphase (S=Salminidengewässer; C=Cyprinidengewässer).	38
Tabelle 10: Übersicht über die Umweltqualitätsnormen für Schwermetalle nach EG-WRRL für Schwebstoff oder Sediment.	38
Tabelle 11: Ergebnisse der Schwermetallanalysen in der Wasserphase (Mittelwert aus zwei Analysen) und im Sediment (Mittelwert aus der Sedimentkernanalyse; n=7) an den Probestellen in der Lenne im Untersuchungszeitraum des Jahres 2010.	38
Tabelle 12: Dominante Taxa (%-Anteil der ausgezählten Schalen der Stichprobe) der Bigge und der Lenne im Vergleich.	58
Tabelle 13: Taxa (%-Anteil am relativen Biovolumen der Stichprobe) der Bigge und der Lenne im Vergleich.	58
Tabelle 14: Bewertung des ökologischen Zustandes der bearbeiteten Proben nach PHYLIB (BayLFU 2006), Stand der Auswertesoftware: November 2010.....	65
Tabelle 15: Übersicht zur indizierten Trophiestufe nach DVWK (1999) für die bearbeiteten Diatomeenproben aus der Bigge und der Lenne.....	67
Tabelle 16: Anteile verschmutzungstoleranter Arten an den Kieselalgenesellschaften der untersuchten Probestellen (hellgrün: mäßig belastet, orange=deutlich belastet); angegeben ist zusätzlich die Summe der Hypertrophiezeiger in den Proben.	69
Tabelle 17: Übersicht zu den Ergebnissen aus der Anwendung des Trophieindex nach Rott et al. (1999) auf die bearbeiteten Diatomeenproben der Fließgewässer Bigge und Lenne.....	71
Tabelle 18: Übersicht zu den Ergebnissen aus der Anwendung des Diatomeenindex Schweiz (BAFU 2007) auf die bearbeiteten Diatomeenproben der Fließgewässer Bigge und Lenne.	72

Tabelle 19: Bewertung des ökologischen Zustandes ausgewählter Proben aus dem Jahr 2005 aus der Lenne und der Bigge nach PHYLIB (Stand Januar 2006, Auswertetool Stand September 2006)	73
Tabelle 20: Besatz- und Fangzahlen zur Bachforelle im Zeitraum 1979 bis 2006 im Gewässerabschnitt Rönkhausen bis Plettenberg-Eirighausen in der Lenne (Datenquelle: www.maipiere.de)....	78
Tabelle 21: Ergebnisse der Makrozoobenthoserhebungen an den drei Probestellen im Untersuchungsgebiet der Lenne im Jahr 2010 (Auswertung mit dem Bewertungsverfahren Perloides (ASTERICS 2008).	83
Tabelle 22: Leitarten des Makrozoobenthos für den Fließgewässertyp 9 nach Haase et al. (2004) sowie die an den Probestellen vorgefundenen Leitarten im Untersuchungsjahr 2010.	84
Tabelle 23: Übersicht über die gemessenen Analysenergebnisse Summen- und Nährstoffkomponenten im Oberflächenwasser der Lenne an den drei Probestellen Bamenohl, Bigge und Pasel im Untersuchungszeitraum 2010.....	107
Tabelle 24: Übersicht über die gemessenen Analysenergebnisse der Schwermetallkonzentrationen im Oberflächenwasser der Lenne an den drei Probestellen Bamenohl, Bigge und Pasel im Untersuchungszeitraum 2010.	107
Tabelle 25: Mittlere Konzentrationen von Ammonium, Nitrit und Nitrat an den Probestellen Bamenohl (n=12), Bigge (n=12) und Pasel (n=20) in den unterschiedlichen Sedimenttiefen des hyporheischen Interstitials im Untersuchungszeitraum 2010.	112
Tabelle 26: Übersicht über die an den Probestellen Bamenohl, Bigge und Pasel vorgefundenen Arten des Makrozoobenthos im Untersuchungszeitraum 2010 (Erhebung im April, Mai und September).	112

Karten

Karte 1: Übersicht über das Untersuchungsgebiet im Mittellauf der Lenne (rote Linie = Abgrenzung Untersuchungsgebiet, blaue Punkte = Lage der Probestellen).	7
Karte 2: Übersicht über die Lage und Bezeichnung der Probestellen im Untersuchungsgebiet an der Lenne und der Bigge.....	7
Karte 3: Übersicht über die sechs Abschnitte im Untersuchungsgebiet der Lenne (abgetrennt durch gestrichelte Linien) sowie die Lage der Probestellen der amtlichen Fischereierhebungen (weiße Punkte).	20

1 Ausgangssituation

In den letzten Jahren wurden in der Lenne (NRW) zunehmende Eutrophierungserscheinungen festgestellt, erkennbar durch immer häufigere Massenaufkommen von Kieselalgen. Die Ursachen für die erhöhte Entwicklung von benthischen Kieselalgen konnten jedoch bislang nicht eindeutig identifiziert werden. Auch die Messkampagnen im Rahmen des operativen Monitorings für die Zustandsbewertung nach EG-Wasserrahmenrichtlinie (Europäische Gemeinschaften 2000) der Jahre 2004 bis 2006 ergaben keine weiterführenden Erkenntnisse.

Ein weiteres Problem ist der starke Rückgang der Äsche in den rhithralen Gewässerabschnitten nicht nur in der Lenne sondern auch in anderen Flusseinzugsgebieten Nordrhein-Westfalens und in Deutschland (Borchardt & Pusch 2009). Es stellt sich hierbei die Frage, ob zwischen dem Massenaufkommen der Kieselalgen und dem Rückgang der kieslaichenden Fischarten ein Kausalzusammenhang besteht oder ob andere, nicht im operativen Monitoring geprüfte Faktoren sowohl für die erhöhte Trophie als auch für den Rückgang der Äsche verantwortlich sind.

Um die Ursachen für die erhöhte Trophie sowie den Rückgang der Äschenpopulation zu untersuchen, erfolgte die Beauftragung eines Forschungsvorhabens durch die Bezirksregierung Arnsberg im Jahr 2010. In diesem Vorhaben wurden zunächst bestehende wasserwirtschaftliche und gewässerökologische Daten zusammengefasst und ausgewertet, um eine detaillierte Bestandsanalyse der Belastungsfaktoren im Untersuchungsgebiet festzustellen.

Das Grundkonzept der weiteren Untersuchungen beinhaltet die Aufstellung und Implementierung eines investigativen Monitorings in dem ausgewählten Fließgewässerabschnitt der Lenne in der Fließstrecke zwischen der Ortschaft Bamenohl und der Gemeinde Plettenberg. Dabei sollten mit Freilanduntersuchungen die Ursachen für die erhöhte Trophie und mögliche Wirkungen der erhöhten Stoffumsetzungsprozesse auf die Äschenpopulation identifiziert werden. Die Ziele des investigativen Monitorings waren (a) eine detaillierte Bestandsanalyse der wasserchemischen und physikalischen Verhältnisse im Gewässer und im hyporheischen Interstitial, (b) eine Ursachenanalyse zu den Eutrophierungserscheinungen mit Massenvorkommen von Diatomeen und Phytobenthos im Untersuchungsgebiet und (c) eine Analyse der Kausalzusammenhänge zwischen Wassergüte, Gewässerflora und Gewässerfauna (insbesondere Fischfauna).

2 Einleitung

2.1 Der Zustand der Gewässer nach EG-WRRL

Grundlage für die aktuelle Zustandsbewertung der Gewässer in Deutschland bildeten die umfangreichen Überwachungsprogramme der letzten Jahre und Jahrzehnte (BMU 2010). An zahlreichen Messstellen in Oberflächengewässern und im Grundwasser wurden nach einer einheitlichen Methodik Probenahmen und Untersuchungen durchgeführt. Dazu gehörten insbesondere Art und Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften, chemische und physikalisch-chemische Kenngrößen, Schad- und Giftstoffe oder Grundwasserstände. Die Überwachung der Gewässer in Deutschland wird stetig fortgeführt, um Veränderungen der Wasserqualität oder die Wirkung von Maßnahmen beurteilen zu können.

Auf Basis der Monitoringprogramme erreichen in Deutschland derzeit lediglich etwa 10 % den „sehr guten“ bzw. „guten ökologischen Zustand“. 88 % erreichen den „guten chemischen Zustand“. Wenn Fließgewässer in Deutschland den „guten ökologischen Zustand“ nicht erreichen, liegt das nach BMU (2010) meist an einer tiefgreifenden Veränderung der Hydromorphologie und an zu hohen Nährstoffbelastungen. Diese Aussagen sind bezogen auf die einzelnen Wasserkörper entsprechend zu differenzieren. Im Rahmen der Erstellung von Flussgebietsbewirtschaftungsplänen und somit auch der Entwicklung von Maßnahmenprogrammen spielt die Ermittlung der signifikanten Belastungen und ihrer Auswirkungen eine wichtige Rolle (Borchardt & Richter 2003, Mohaupt et al. 2006, Keitz et al. 2006). Die Maßnahmen, die notwendig sind, um bis 2015 oder den späteren Fristen den „guten ökologischen“ und „chemischen Zustand“ für alle Gewässer zu erreichen, bauen neben der biologisch-ökologischen Befunden auf dieser Belastungsanalyse auf. Darin werden sowohl stoffliche als auch morphologische Beeinträchtigungen der Gewässer detaillierter erfasst. Sie liefern gewissermaßen einen „Fingerabdruck“ der anthropogenen Stressoren für einen Wasserkörper oder weiter aggregiert für ein Flussgebiet (Tockner et al. 2010).

In der Praxis stellt sich dann die Frage, wie die multiplen Stressoren und die komplexen Wechselwirkungen Ursachen bezogen interpretiert werden können. Daraus leitet sich schließlich die Frage nach der Maßnahmenwahl einschließlich ihrer Prioritäten ab (Londong et al. 2003, Interviews et al. 2004, Borchardt 2007). Es ist offensichtlich, dass es nicht um einfache „Wenn-dann-Zusammenhänge“ geht, sondern dass die Kenntnis ökologischer Wirkungszusammenhänge erforderlich ist, um die Wechselwirkungen und Rückkopplungen sowie weitere Faktoren einbeziehen zu können (Borchardt et al. 2009).

2.2 Ökologie der Äsche

Die Äsche ist in Mitteleuropa eine weit verbreitete Fischart und Leitfischart der kleinen bis mittleren, sommerkühlen Flussläufe (sogenannte „Äschenregion“). Sie gehört zur Familie der Lachsfische (Salmoniden) und ist eine im Frühjahr (März/April) laichende Fischart. Wie alle Salmoniden werden die Eier in geeignete Sand-Kies-Sedimente mit ausreichender Sauerstoffversorgung abgelegt und auch die Ei- und Larvalentwicklung findet im Kieslückensystem statt. Die Larven sind nach dem Aufschwimmen im April/Mai auf strömungsberuhigte Uferzonen angewiesen und die verschiedenen Altersklassen haben sehr unterschiedliche Habitatpräferenzen (Flachwasserzonen, tiefe Rinnen etc.). Die Äsche ist damit in ihrem Lebenszyklus in besonderer Weise auf verschiedene hydromorphologische Charakteristiken und damit strukturreiche Fließgewässer angewiesen (Hübner 2003).

2.3 Bestandssituation der Äsche

Die Äsche reagiert von allen einheimischen Fischen mit am empfindlichsten auf Umweltverschmutzungen. Sie gilt als eine der ersten Fischarten, die von sich verschlechternder Wasserqualität dezimiert wird. Die Äschenbestände waren deshalb vor 20 bis 30 Jahren in vielen Fließgewässern durch die damals dominierende Gewässerverschmutzung aus kommunalen und industriellen Abwassereinleitungen stark beeinträchtigt. Infolge des Ausbaus von Kanalisationen und Kläranlagen verbesserten sich die Bedingungen deutlich und es kam in vielen abwassertechnisch sanierten Gewässern, häufig durch Initialbesatz wie auch in der Lenne, zu Massenentwicklungen der Äschenpopulationen. Dabei ist nicht auszuschließen, dass die „Carrying Capacity“ in einigen Gewässern überschritten wurde und der anschließende Rückgang zunächst auf Ökosystem typische Regulationsmechanismen zurückgeht. Hierzu fehlen aber belastbare Daten und Analysen.

Die heutige Situation ist wiederum durch einen massiven Einbruch der Äschenbestände in vielen Fließgewässern gekennzeichnet, die etwa Mitte der 1990er Jahr einsetzte. Als wesentlicher Grund für den Bestandsrückgang wird der Kormoran verantwortlich gemacht, der seit dieser Zeit in großer Zahl im Binnenland auftrat und ein sich praktisch ausschließlich von Fischen ernährenden, effizienten Jäger ist. Als Gründe für den massiven Einfluss wird außerdem angenommen, dass die Laichzeit der Äsche im Spätwinter und Frühjahr mit der Hauptaufenthaltszeit der Kormorane im Binnenland zusammenfällt. Da sich die Laichplätze der Äsche über deckungslosen flachen Kiesbänken befinden, ist sie während des Laichens besonders gefährdet. Der große Fraßdruck des Kormorans auf die Fischpopulationen würde außerdem begünstigt durch begradigte, arme Flussläufe, Wehre mit entsprechenden Rückstaurecken und weitere anthropogene Eingriffe (Honsig-Erlenbruch & Friedl 1997).

2.4 Eutrophierung in rhithralen Fließgewässern und Wirkungen auf die Fischfauna

Die Trophie wird in der Limnologie allgemein als die Intensität der photoautotrophen Produktion bezeichnet. Eutrophierung ist demnach eine erhöhte Primärproduktion im Gewässer. Sie kann durch natürliche oder künstliche Nährstoffanreicherung oder durch eine bessere Verfügbarkeit der Nährstoffe bewirkt werden. Es ist allgemein anerkannt, dass unter den Makronährstoffen der Phosphor eine Schlüsselstellung einnimmt, da er im Süßwasser in der Regel als Minimumfaktor die Primärproduktion begrenzt. Wenn das Phosphorangebot begrenzt wird, können weitere Nährstoffe (z.B. Stickstoff, lösliches Silikat, Kalium etc.) nicht von den Primärproduzenten genutzt werden, auch wenn sie in großer Menge im Gewässer vorhanden sind. Die Stöchiometrie der Nährstoffe wird daher eher nur in Ausnahmefällen die Eutrophierung steuern.

Der Phosphor als Schlüsselnährstoff und die autochthone Primärproduktion stehen nicht in einer linearen, direkten Abhängigkeit sondern in einer komplexen Wirkungsbeziehung. So zeigte sich in mehreren Wirkungsstudien und Überblicksarbeiten, dass neben dem Nährstoffangebot zahlreiche weitere Determinanten das trophische Niveau und das Eutrophierungspotenzial eines Gewässers bestimmen und diese nicht direkt aus den Nährstoffkonzentrationen ableitbar sind (Coring & Hamm 1998, Hamm 1991,). Das sind im Wesentlichen (i) die Lichtverhältnisse und die Temperatur, die beispielsweise die Photosyntheseaktivität der Primärproduzenten steigern, (ii) die hydrologischen und hydromorphologischen Gegebenheiten (z.B. Aufstau, Geschiebedynamik), (iii) biotische Interaktionen, wobei hier vorrangig die Grazer aus der Gruppe der Invertebraten zu nennen sind und (iiii) die Funktionsfähigkeit des hyporheischen Interstitials, in dem zahlreiche Stoffumsatzprozesse die Wassergüte in der fließenden Welle beeinflussen.

Das hyporheische Interstitial ist als Übergangsbereich zwischen Oberflächen- und Grundwasser ein integraler Bestandteil von Fließgewässer-Ökosystemen. Für die ökologische Funktionsfähigkeit sind die hydraulischen Wechselwirkungen zwischen Oberflächengewässer und dem Interstitial, die Stoffumsetzungen sowie die Kolmationsproblematik von zentraler Bedeutung (Borchardt & Pusch 2009). Die Durchlässigkeit der hyporheischen Zone ist insbesondere abhängig vom Sohlmaterial, den hydraulischen Gradienten, vom Abfluss des Gewässers und der Schwebstofffracht. Das in Niedrigwasserphasen eingelagerte Feinmaterial wird bei natürlichen, periodisch wiederkehrenden Hochwässern ausgetragen und der Sauerstoffhaushalt im Kieslückensystem somit wieder reguliert (Ingendahl et al. 2009).

Alle genannten abiotischen und biotischen Faktoren können als Ursache für eine erhöhte Trophie angenommen werden. Sie lösen jedoch auch eine Vielzahl von Stoffumsatzprozessen im Gewässer aus. Diese Wirkungsketten in den unterschiedlichen Kompartimenten (fließende Welle, Hyporheal, Auenbereich) führen unter Umständen zu

eingeschränkten Lebensbedingungen für aquatische Organismengruppen, insbesondere der Fischfauna (Borchardt et al. 2003). So führt eine Massenentwicklung von Kieselalgen beispielsweise zu einem starken Anstieg der pH-Werte in der fließenden Welle. Neben der möglichen Transformation von Ammonium zum hoch toxischen Ammoniak kann ein Anstieg des pH-Wertes bei zeitgleicher Äschenemergenz die Fischbrut schädigen.

Weiterhin resultiert aus einer fehlenden Geschiebedynamik des Sohlsubstrats eine erhöhte Kolmation der Gewässersohle. Die Einlagerung von mineralischem und organischem Feinsediment führt durch erhöhte Stoffumsatzprozesse zu einer starken Sauerstoffzehrung in den oberen Sedimentschichten. Dadurch kann die Reproduktion von kieslaichenden Fischarten gestört und sogar verhindert werden.

Welche weiteren Zusammenhänge von Ursachen und Wirkungsketten den trophischen Status und die Äschenpopulation von Fließgewässern beeinflussen, ist in Abbildung 1 schematisch aufgeführt. In dieser Abbildung sind die ultimativen Faktoren gelb markiert. Dabei nehmen die Schwermetalle eine Sonderstellung ein. Sie sind hier auf Grund einer möglichen erhöhten Belastung in der Lenne mit aufgeführt.

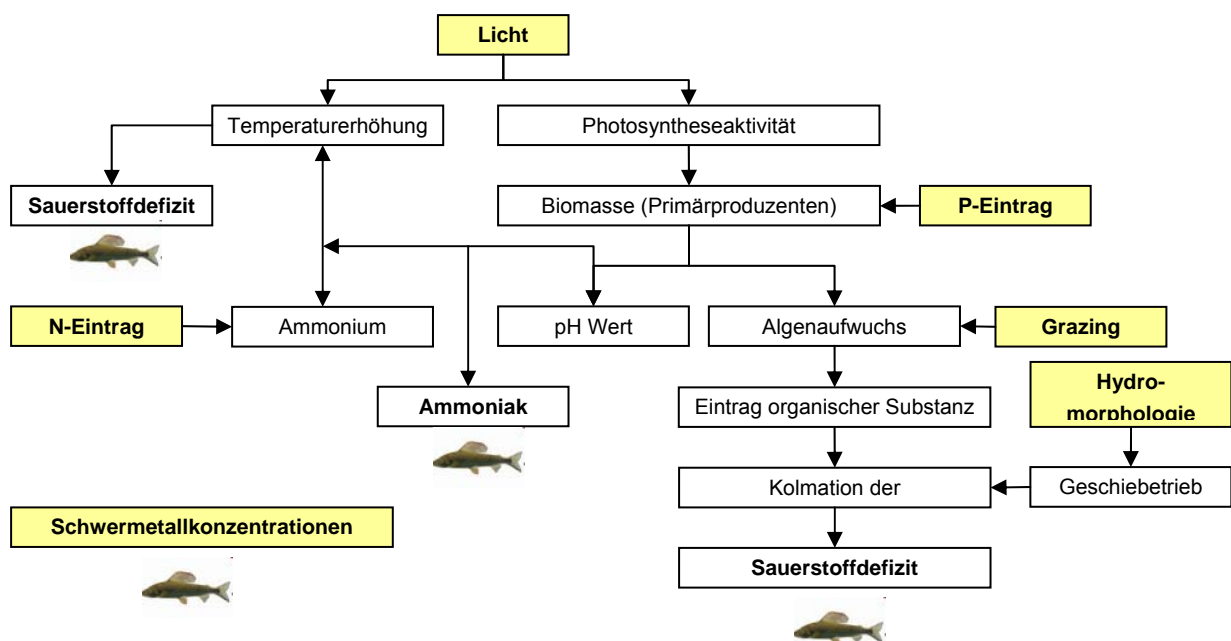


Abbildung 1: Mögliche Ursachen steuernde Faktoren (gelb) und deren Auswirkungen auf die Äschenrekutierung in der Lenne, schematische Darstellung.

3 Charakterisierung des Untersuchungsgebietes

3.1 Übersicht

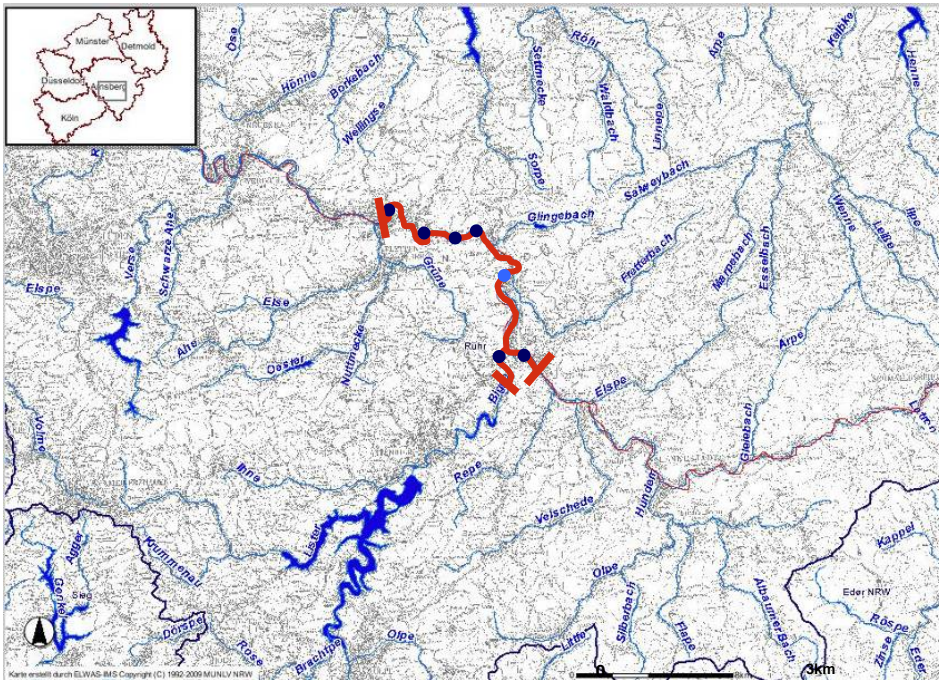
Die Lenne ist ein südöstlicher Nebenfluss der Ruhr in Nordrhein Westfalen. Sie hat eine Fließlänge von insgesamt 129 km mit einem Einzugsgebiet von 1.353 km². Die Lenne gehört zur Flussgebietseinheit Rhein und wird gemäß der Fließgewässertypisierung nach EG-WRRL (Europäische Gemeinschaften 2000) in drei unterschiedliche Typen unterteilt: Typ 5 (silikatischer, grobmaterialreicher Mittelgebirgsbach) im Oberlauf, Typ 9 (fein- bis grobmaterialreicher Mittelgebirgsfluss) im Mittellauf und Typ 9.2 (großer Mittelgebirgsfluss) im Unterlauf. Die Lenne besitzt insgesamt 38 Zuflüsse mit einem Einzugsgebiet größer als 10 km², wovon die Bigge den größten Zufluss darstellt.

Die Flächennutzungen im Einzugsgebiet umfassen Waldflächen (57%, teilweise intensiv forstwirtschaftlich genutzt), landwirtschaftliche Flächen (34%) und etwa 8% bebaute Flächen. Auf Grund der unterschiedlichen Nutzungen unterliegt die Lenne einer Vielzahl von Belastungen. Diese umfassen im Wesentlichen: kommunale Einleitungen aus Kläranlagen, Misch- und Niederschlagswassereinleitungen, diffuse Einträge aus der Landwirtschaft, Unterbrechung der linearen Durchgängigkeit sowie überformte Strömungsverhältnisse durch insgesamt 162 Querbauwerke, Einleitungen aus Bergbau und vorwiegend Metall verarbeitenden Betrieben, Stauseen, Kühlwassereinleitungen und morphologische Defizite durch den Gewässerausbau.

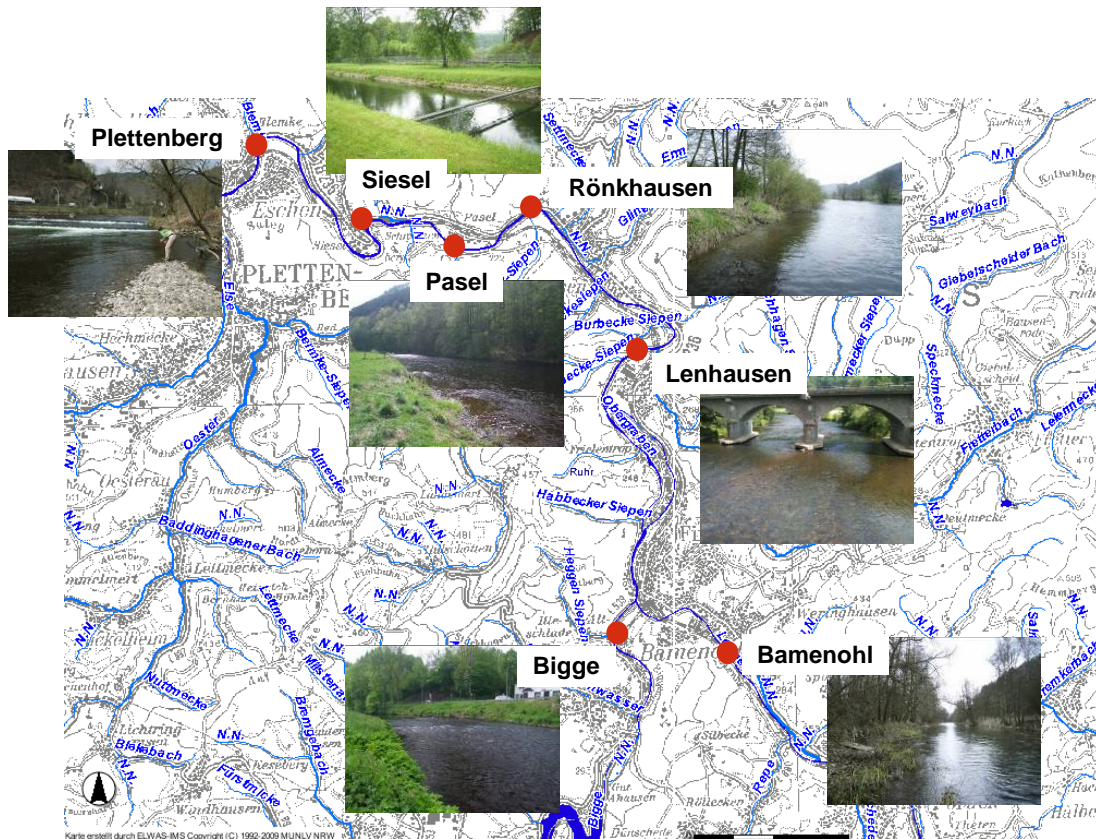
Das Untersuchungsgebiet des vorliegenden Vorhabens befindet sich im Mittellauf der Lenne und wird begrenzt durch die Ortschaften Bamenohl und Plettenberg mit einer Fließlänge von etwa 17,5 km (Lenne). Innerhalb dieses Untersuchungsgebietes wurden insgesamt sechs Probestellen eingerichtet.

Um den Einfluss des größten Zuflusses im Untersuchungsgebiet mit zu erfassen, wurde zusätzlich eine Probestelle in der Bigge kurz vor der Mündung in die Lenne (etwa 0,8 km) installiert.

Eine Übersicht über das Untersuchungsgebiet sowie die Lage der Probestellen ist in Karte 1 und Karte 2 dargestellt.



Karte 1: Übersicht über das Untersuchungsgebiet im Mittellauf der Lenne (rote Linie = Abgrenzung Untersuchungsgebiet, blaue Punkte = Lage der Probestellen).



Karte 2: Übersicht über die Lage und Bezeichnung der Probestellen im Untersuchungsgebiet an der Lenne und der Bigge.

3.2 Abflussverhältnisse

Die Abflussverhältnisse im Untersuchungsgebiet sind durch die Vielzahl an Querbauwerken stark überformt und werden zusätzlich geprägt durch den großen Zufluss der Bigge, die im Durchschnitt etwa die Hälfte der Wassermenge unterhalb des Zusammenflusses von Bigge und Lenne liefert. Die Jahresabflussmengen im Zeitraum 2000 bis 2009 sind in Abbildung 2 dargestellt. Datengrundlage sind die Pegeldaten (Tagesmittelwerte) der Pegel Bamenohl, Ahausen (Bigge) und Rönkhausen nach der Mündung der Bigge in die Lenne. In Abbildung 3 sind die Abflussverhältnisse an allen drei Pegelstandorten für das Beispieljahr 2005 aufgeführt. Diese zeigen vor allem starke Abflüsse in den Winter- und Frühjahrsmonaten, geprägt durch die einsetzende Schneeschmelze. Von Mai bis spät in den Herbst zeigen die Abflusskurven geringfügige Schwankungen mit stark verminderten Abflüssen. Der mittlere Niedrigwasserabfluss beträgt am Pegel Bamenohl 1,2 m²/s, am Pegel Ahausen 1,96 m²/s (Bigge) und am Pegel Rönkhausen 4,9 m²/s (Datenquelle: Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz -LANUV Nordrhein-Westfalen, Ruhrverband Nordrhein-Westfalen).

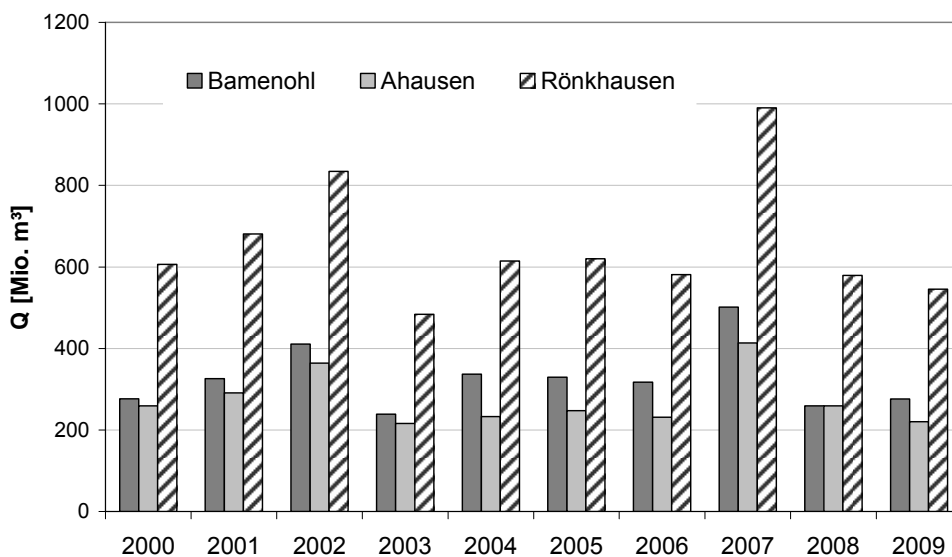


Abbildung 2: Jahresabflussmengen der Lenne an den Pegelstandorten Bamenohl, Ahausen (Bigge) und Rönkhausen im Zeitraum 2000 bis 2009 (Datenquelle: LANUV, Ruhrverband).

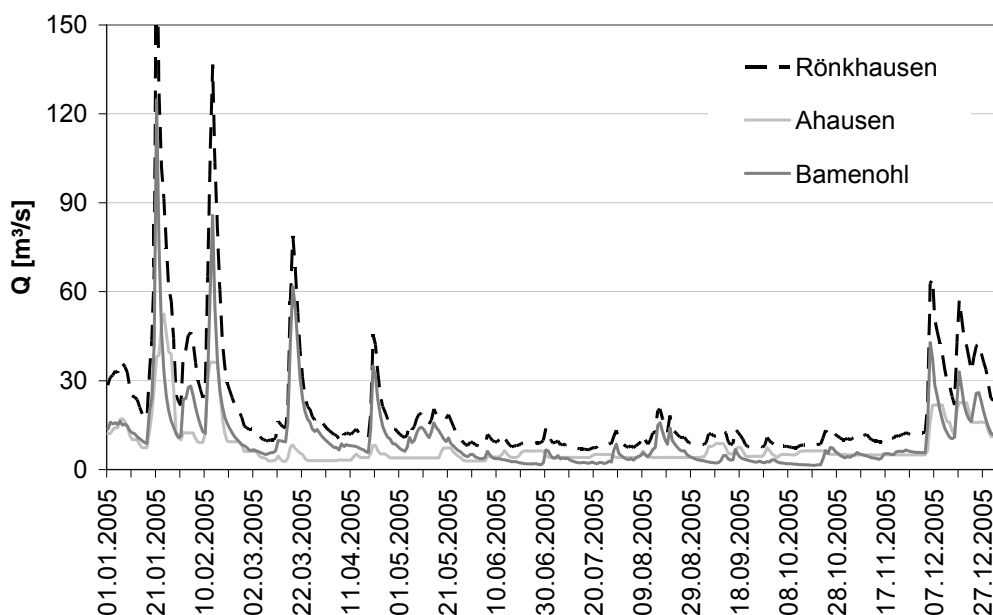


Abbildung 3: Abflussganglinien der Lenne im Jahresverlauf (2005) an den Pegelstandorten Bamenohl, Ahausen (Bigge) und Rönkhausen (Datenquelle: LANUV, Ruhverband).

3.3 Gewässergüte

Das Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MUNLV NRW) betreibt in gesamten Bundesland Gewässergütemessstellen, die über das Programm ELWAS-IMS im Internet veröffentlicht werden. Auf Basis dieser Daten konnte für das Untersuchungsgebiet eine Charakterisierung des Einzugsgebietes hinsichtlich der relevanten Wassergütekenngrößen pH, Gesamtphosphat, Orthophosphat und Ammonium durchgeführt werden, um einen Überblick über die Belastungssituation des Gewässers zu erhalten. Die Lage der Gütemessstellen war zudem Ausgangspunkt für die Festlegung von geeigneten Probestellen für das investigative Monitoring im Untersuchungsjahr 2010.

3.3.1 Bamenohl

Die Messstelle befindet sich im Bereich der Ortschaft Bamenohl (Koordinaten: RW 3428916, HW 5670221).

An dieser Messstelle lagen die Daten von 1996 bis 2007 vor. In Tabelle 1 sind die Jahresmittelwerte von 1996 bis 2007 aufgeführt. Zu beachten ist hierbei, dass in den Jahren 1996 bis 2001 jeweils nur eine Messung pro Jahr durchgeführt wurde. Ab 2002 erhöht sich die Frequenz auf vier bis neun Messungen pro Jahr. Im Jahr 2004 liegen keine Messungen über die Nährstoffkomponenten vor (n.a.).

Tabelle 1: Jahresmittelwerte des pH und der Nährstoffkonzentrationen an der GÜS-Messstelle 421509 (Bamenoht); Lenne (n.a.=not available). Datenquelle: MUNLV, NRW.

	pH-Wert	Gesamtphosphat [mg/l]	Orthophosphat [mg/l]	Ammonium [mg/l]
1996	7,7	0,11	0,05	0,36
1997	7,9	0,09	0,05	0,07
1998	7,5	0,07	0,04	0,12
1999	8,2	0,04	0,02	0,30
2000	8,0	0,06	0,04	0,10
2001	8,3	0,06	0,03	0,40
2002	7,6	0,09	0,05	0,14
2003	7,8	0,09	n.a.	0,50
2004	8,0	n.a.	n.a.	n.a.
2005	8,0	0,09	0,06	0,30
2006	8,1	0,07	0,03	0,07
2007	7,4	0,06	0,03	0,13

Anhand der aufgeführten Nährstoffkonzentrationen ist die Lenne in diesem Gewässerabschnitt als mäßig nährstoffbelastet einzustufen. Weiterhin wird deutlich, dass die Konzentrationen unter Berücksichtigung der Messfrequenz innerhalb der gezeigten 11 Jahre deutlichen Schwankungen unterliegen. Keiner der gezeigten Nährstoffe lässt einen deutlichen Auf- oder Abwärtstrend erkennen. Das bezieht den pH-Wert mit ein.

3.3.2 Bigge

Die Messstelle befindet sich etwa 600 m oberhalb des Zusammenflusses von Bigge und Lenne (Koordinaten: RW 3427194, HW 5670526).

Analog zu Kapitel 3.3.1 sind in Tabelle 2 die Jahresmittelwerte der Nährstoffkomponenten sowie die pH-Werte aufgeführt. In den Jahren 1996 bis 2001 wurde jeweils nur eine, in den darauf folgenden Jahren zwei bis zehn Messungen durchgeführt.

Tabelle 2: Jahresmittelwerte der Nährstoffkonzentrationen an der GÜS-Messstelle 432404 (Altfinnentrop); Bigge (n.a.=not available). Datenquelle: MUNLV NRW.

	ph-Wert	Gesamtphosphat [mg/l]	Orthophosphat [mg/l]	Ammonium [mg/l]
1996	7,3	0,15	0,09	0,59
1997	7,1	0,03	0,02	0,14
1998	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
1999	7,6	0,02	0,02	0,3
2000	7,7	0,03	0,01	0,4
2001	7,4	0,02	0,01	0,1
2002	7,4	0,03	0,01	0,1
2003	7,2	0,03	0,01	0,1

2004	7,7	0,04	0,01	0,1
2005	7,6	0,03	0,01	0,1
2006	7,5	0,02	0,01	0,08
2007	7,3	0,04	0,02	0,1

Im Vergleich zur Nährstoffsituation an der Messstelle Bamenohl ist die Bigge im aufgeführten Zeitraum als deutlich geringer nährstoffbelastet einzustufen. Das betrifft ebenso die pH-Werte. Die Ursache für die geringere Nährstoffbelastung liegt in der Abgabe von zumeist nährstoffarmen Tiefenwasser aus der Talsperre Ahausen, die der Biggetalsperre vorgeschaltet ist und sich oberhalb der Messstelle befindet. Mit Ausnahme des Jahres 1996, wo hohe Nährstoffkonzentrationen sowohl von Phosphor als auch von Ammonium gemessen wurden, ist die Schwankungsbreite hinsichtlich der Nährstoffkonzentrationen von 1997 bis 2007 gering.

3.3.3 Pasel

Die Messstelle befindet sich oberhalb (flussaufwärts) der Ortschaft Pasel (Koordinaten: RW 3425797, HW 5676984).

Die an dieser Messstelle vorliegenden Daten vom MUNLV in Nordrhein-Westfalen liegen lediglich für die Jahre 2005 und 2009 vor. Für das Jahr 2008 wurden weitere Daten aus einer Studie zur Belastungssituation der Lenne von Schmieds & Mesters (2009) hinzugezogen. Diese umfassen für die aufgeführten Nährstoffkomponenten 18 Stichprobenmessungen im Jahr 2008. Im Jahr 2005 lagen zwei, im Jahr 2009 vier Messungen vor (Tabelle 3).

Tabelle 3: Jahresmittelwerte der Nährstoffkonzentrationen an der GÜS-Messstelle 421856 (Pasel); Lenne (n.a.=not available). Datenquelle: MUNLV NRW; Schmieds & Mesters (2009).

	pH-Wert	Gesamtphosphat [mg/l]	Orthophosphat [mg/l]	Ammonium [mg/l]
2005	7,6	0,07	0,02	0,1
2008	8,5	0,05	0,02	0,3
2009	7,8	0,04	n.a.	0,4

Unter Berücksichtigung der geringeren Anzahl an Messreihen, ist die Belastungssituation hinsichtlich der Nährstoffe und des pH-Wertes in Pasel insbesondere durch das Ammonium auffällig. Während die Gesamtphosphorkonzentrationen eher einen Abwärtstrend von 2005 bis 2009 vermuten lassen, steigen die Ammoniumkonzentrationen von 0,1 mg/l im Jahr 2005 auf 0,4 mg/l im Jahr 2009.

3.4 Zustandsbewertung nach EG-Wasserrahmenrichtlinie

Die Lenne gehört zum Teileinzugsgebiet der Ruhr. Im Untersuchungsgebiet von Bamenohl bis Plettenberg wird die Lenne gemäß EG-WRRL (Europäische Gemeinschaften 2000) in drei Wasserkörper unterteilt. Für die Darstellung der Zustandsbewertung wurde ebenso ein Wasserkörper der Bigge mit hinzugezogen. Die Zustandsbewertung des ökologischen und des chemischen Zustands sowie deren Einzelkomponenten der insgesamt vier Wasserkörper des Untersuchungsgebietes sind in Tabelle 4 aufgeführt.

Tabelle 4: Zustandsbewertung der fünf Wasserkörper im Untersuchungsgebiet der Lenne und der Bigge nach EG-WRRL. Datenquelle: MUNLV NRW, Stand 2010.

Fließgewässer	Lenne			Bigge
WK-Nummer	DE2766_74_76	DE2766_70_74	DE2766_57_70	DE27664_0_4
Abschnitt von/bis	Bamenohl/ Mündung Bigge	Mündung Bigge/ Lenhausen	Lenhausen/ Mündung Else	TS Ahausen/ Mündung
Gewässertyp	9	9	9	9
Einstufung	natürlich	natürlich	natürlich	erheblich verändert
Makrophyten & Phytobenthos	mäßig	mäßig	mäßig	mäßig
Makrozoobenthos	mäßig	mäßig	gut	unklar
Fischfauna	mäßig	unbefriedigend	schlecht	schlecht
allg. Bedingungen	gut	gut	gut	gut
Hydromorphologie	mäßig	mäßig	mäßig	mäßig
spez. Schadstoffe	nicht eingehalten	nicht eingehalten	nicht eingehalten	eingehalten
ökologischer Zustand/*Potenzial	mäßig	unbefriedigend	schlecht	*schlecht
chemischer Zustand	gut	gut	gut	gut

Die drei aufgeführten Wasserkörper der Lenne sind als „natürliche“ Wasserkörper eingestuft und müssen demnach das nach EG-WRRL geforderte Umweltziel „guter ökologischer Zustand“ und „guter chemischer Zustand“ erreichen. Während der „gute chemische Zustand“ bereits erreicht ist, verschlechtert sich der ökologische Zustand von Bamenohl bis oberhalb der Gemarkung Plettenberg (Einmündung Else) vom „mäßigen“ bis hin zum „schlechten“ Zustand. Hauptursache hierfür ist die defizitäre Fischfauna, die unter Berücksichtigung der „worst case-Bewertung“ für die Klassifizierung des ökologischen Zustands ausschlaggebend ist. Handlungsbedarf im Sinne von zu ergreifenden Maßnahmen zur Erreichung der geforderten Umweltziele besteht zudem hinsichtlich der nur mäßigen Bewertungen der Makrophyten und Phytobenthos und des Makrozoobenthos in den ersten beiden Wasserkörpern von Bamenohl bis Lenhausen.

Die Hydromorphologie wird nahezu im gesamten Verlauf der Lenne als „mäßig“ klassifiziert. Neben den gewässerstrukturellen Kriterien wie Strömungsverhältnisse, Tiefenvarianz und Durchgängigkeit werden zudem fehlende Habitatstrukturen in den Gewässerabschnitten für die „mäßige“ hydromorphologische Bewertung angeführt. Auf Grund der Belastungssituation im Einzugsgebiet (Punkt- und diffuse Quellen) werden die Anforderungen an die flussgebietspezifischen Schadstoffe nicht eingehalten.

Der aufgeführte Wasserkörper der Bigge befindet sich unterhalb der Talsperre Ahausen und wurde auf Grund der urbanen Nutzung und der Infrastruktur im Bewirtschaftungsplan des Landes Nordrhein Westfalen als „erheblich verändertes Gewässer“ (HMWB) im Sinne der EG-WRRL ausgewiesen. Für die „erheblich veränderten“ Gewässer gelten als Umweltziele das „gute ökologische Potenzial“ und der „gute chemische Zustand“. Auch die Bigge erreicht derzeit den „guten chemischen Zustand“. Sie wird jedoch auf Grund der defizitären Fischfauna, auch durch die Unterbrechung der linearen Durchgängigkeit, in ein „schlechtes ökologisches Potenzial“ eingestuft.

4 Material und Methoden

4.1 Einleitung

Der grundlegende Ansatz der Untersuchungen bestand in einer Ursachen bezogenen Kombination der Ergebnisse aus dem operativen Monitoring (auf der Basis der bestehenden Daten und Zustandsbewertungen) mit spezifischen ergänzenden Untersuchungen zu den Zusammenhängen zwischen Eutrophierung und Äschenrekrutierung im Sinne eines investigativen Monitorings. In Tabelle 5 sind die zu untersuchenden Komponenten, Wirkungsfaktoren und steuernde Prozesse zusammengefasst.

Tabelle 5: Übersicht über die Komponenten und das Messprogramm im Rahmen des investigativen Monitorings an der Lenne.

Komponenten	Operatives Monitoring	Investigatives Monitoring	Faktoren/Prozesse
Chemische und chemisch physikalische Faktoren	Schwellen- und Hintergrundwerte nach LAWA, Stichprobenmessung	P-Bilanzierung aus Punkt- und diffusen Quellen, Dosis-Wirkungskette Ammoniak, kontinuierliche Messungen	P-Eintrag, N-Eintrag, T, O, pH, Lf, Ammoniak, Photosyntheseaktivität
Hydrologie	/	Wasserstand, Abfluss	Geschiebetrieb
Hydromorphologie	Gewässerstrukturgüte nach LAWA	Aufnahme von eutrophierungsrelevanten Kenngrößen (z.B. Beschattung, Substrat, Strömungsdiversität), Aufnahme von Quer- und Längsprofil	Lichtverhältnisse, Geschiebetrieb, Abfluss
Hyporheisches Interstitial (Kieslückensystem)	/	Tiefenprofile von: Temperatur, Sauerstoff, pH, Leitfähigkeit, Nährstoffe, Druckverhältnisse	Eintrag organischer Substanz, Kolmation der Gewässersohle
Phytobenthos und Diatomeen	Phylib	Biomasse, funktionale und taxonomische Zusammensetzung	Biomasse, Algenaufwuchs
Makrozoobenthos	AQEM und Perloides	Funktionale Gruppen, Entwicklung der Grazer während der Kieselalgenblüte, erhöhte Aufnahmefrequenz, Biomasse	Grazing
Fischfauna	Fibs	Gezielte Elektrobefischungen (Arten und Alterstufen), Habitatkartierung, Einbringung von Laichboxen	Auswirkungen der Einflussgrößen auf den Bestand und die Reproduktion
Schwermetalle	Qualitätsnormen nach Anhang X (EG-WRRL)	Konzentrationsbestimmung	Konzentrations-schwellenwerte

Auf Basis des investigativen Monitorings wurde ein Messprogramm für die Freilanduntersuchungen erarbeitet, welches den Fokus vorrangig auf die Komponenten (a) Wasserqualität im Oberflächenwasser und im Porenwasser des hyporheischen Interstitials, (b) biologische Qualitätskomponenten (Gewässerflora, Fischfauna, Makrozoobenthos) sowie (c) Hydromorphologie und Sediment legte.

4.2 Wasserqualität

Für die kontinuierlichen Messungen der chemischen und physikalischen-chemischen Kenngrößen Temperatur, Sauerstoffgehalt, Sauerstoffsättigung, Leitfähigkeit und pH-Wert im Oberflächenwasser wurde an der Probestelle Siesel und an der Probestelle Bamenohl jeweils eine Multi-Parameter-Sonde der Firma EcoTec (YSI Multiparametersonde für Sauerstoff, pH, Leitfähigkeit und Temperatur) über den Zeitraum vom 26. Mai bis 18. Oktober 2010 installiert. Die Sonden wurden in monatlichen Abständen ausgelesen, gereinigt und wieder eingebracht. Die Datenaufzeichnungen erfolgten in einem 15-minütigen Messintervall. Während in Bamenohl die Sonde direkt in der fließenden Welle eingebracht wurde, lag die Sonde in Siesel in einem Ausleitungskanal des dort befindlichen Wehres unweit der Probestelle Pasel.

Weitere kontinuierliche Messreihen der aufgeführten Kenngrößen liegen mit Unterbrechungen ab dem 23. März bis 26. Mai 2010 an der Probestelle Siesel vor. Diese Daten wurden mit einer Multi-Parameter-Sonde vom Typ CTD 90M der Firma Sea & Sun Technology, Trappenkamp aufgezeichnet und zusätzlich zur Auswertung und Ergebnisdarstellung mit herangezogen.

Neben den kontinuierlichen Messreihen wurden Gewässerproben aus dem Oberflächenwasser an den Probestellen Bamenohl, Bigge und Pasel für die Analyse folgender Kenngrößen entnommen: Ammoniumstickstoff, Nitritstickstoff, Nitratstickstoff, Gesamtphosphat, Orthophosphat, chemischer Sauerstoffbedarf und Gesamtkohlenstoff. Die Entnahme der Wasserproben aus dem Oberflächenwasser erfolgte an folgenden Probenahmeterminen: 29. April, 25. Mai, 15. Juni, 14. Juli, 24. August, 22. September und 19. Oktober 2010. Die Analysenergebnisse der Gewässerproben aus dem Oberflächenwasser sind in Anhang 9.1, Tabelle 23 aufgeführt.

Zur Bestimmung der oben aufgeführten Nährstoffkonzentrationen erfolgte am 29. April und am 25. Mai eine Analyse der im Oberflächenwasser gelösten Schwermetallkonzentrationen (Anhang 9.1., Tabelle 24).

Die für die Laboranalysen genutzten Verfahren zur Bestimmung der aufgeführten Komponenten sind in Tabelle 6 aufgeführt. Diese Analysenmethoden wurden zudem für die Gewässeranalysen aus dem Porenwasser des hyporheischen Interstitials verwendet (siehe Kapitel 4.3).

Tabelle 6: Übersicht über die verwendeten Analysemethoden für die Wassergütekenngrößen im Oberflächenwasser und Porenwasser der Lenne.

Komponente	Analyseverfahren
Gesamtphosphor (TP)	HPLC (saurer Aufschluss)
Elemente / Schwermetalle	Massenspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP-MS)
Gesamtkohlenstoff (TOC)	IR-Spektroskopie
Ammonium (NH ₄ -N)	
Nitrit (NO ₃ -N)	Segmentierte Fließanalyse (SFA) per
Nitrat (NO ₂ -N)	Photometrie
Orthophosphat (PO ₄ -P)	

Für eine Belastungsanalyse aus den im Untersuchungsgebiet befindlichen Kläranlagen lagen die Einleitungskonzentrationen (Eigenkontrollmessungen) der Kläranlagen Grevenbrück, Biggetal und Finnentrop vom Ruhrverband des Landes Nordrhein-Westfalen vor. Auf Basis dieser Daten wurden die mittleren Einleitungskonzentrationen und Frachten der Jahre 2000 bis 2010 berechnet.

4.3 Hyporheisches Interstitial

Voraussetzung für die Aufnahme von belastbaren Daten im hyporheischen Interstitial war die Auswahl der Probestellen. Hierfür erfolgte zunächst eine Begehung des ausgewählten Untersuchungsgebietes (Februar 2010), um geeignete und für rhithrale Gewässerabschnitte typische Kolk-Stromschnellen-Sequenzen (Pool-Riffle-Sequenzen) auszuwählen. Die Probestellen, in denen die Messgeräte zur Datenerhebung im hyporheischen Interstitial instrumentalisiert wurden, sind Bamenohl, Bigge und Pasel (siehe Abbildung 5).

Die dazu verwendete Sonde wurde am Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft der Technischen Universität Darmstadt entwickelt und erprobt (Lenk 2000). Sie erlaubt neben der Entnahme von Porenwasser aus unterschiedlichen Tiefen (5 cm, 15 cm, 25 cm und 45 cm) unterhalb der Fließgewässersohle auch die Messung vertikaler Druckgradienten mit Hilfe des Anschlusses eines Piezometers. Dabei wird der Druckgradient als Maß für den vertikalen Austausch zwischen Porenwasser und dem Wasser in der fließenden Welle ermittelt.

Für die Porenwasserentnahme wurden die Sonden über ein geschlossenes Unterdrucksystem mit Teflon-Schlauchverbindungen zur Probennahme genutzt (Abbildung 4). Die so gewonnenen Wasserproben wurden mittels standardisierten Verfahren auf folgende Kenngrößen analysiert: 1. Vor-Ort-Messung von Temperatur, Sauerstoffgehalt- und Sättigung, pH-Wert und Leitfähigkeit. 2. Laboranalysen von Ammoniumstickstoff, Nitritstickstoff, Nitratstickstoff, Gesamtphosphat und Orthophosphat.

Um die Funktionsfähigkeit des hyporheischen Interstitials über die gesamte Gewässerbreite an den unterschiedlichen Strömungsverhältnissen zu beurteilen, wurden die Sonden V-förmig entgegen der Fließrichtung angeordnet (Abbildung 5). Die Beprobungen der Sonden erfolgten am 29. April, 15. Juni, 14. Juli und 21. September 2010.

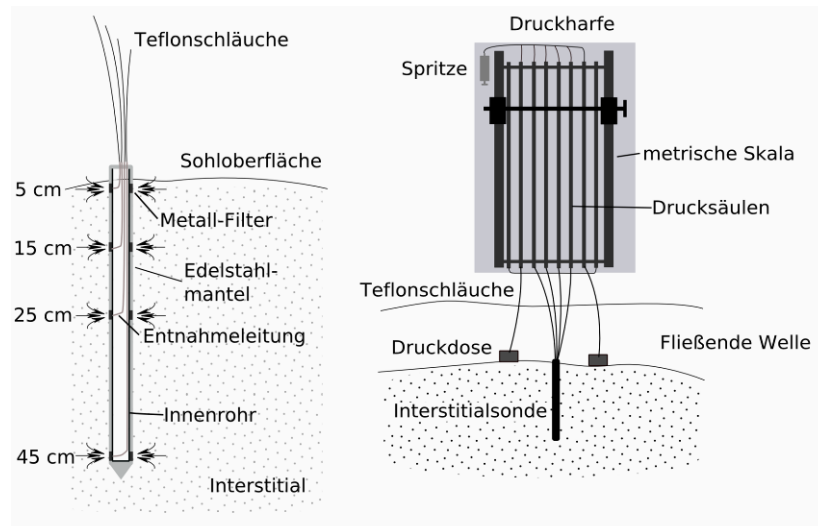


Abbildung 4: Multi-Level-Sonde nach Lenk (2000, verändert) (links) und Piezometeranschluss zur Messung der vertikalen Druckgradienten im hyporheischen Interstitial (rechts).

Um den Austausch zwischen Oberflächenwasser und Interstitial bei unterschiedlichen Abflussbedingungen ermitteln zu können, wurde die Temperaturmethode angewendet. Grundlage dafür ist der verzögerte Temperaturexaustausch zwischen Oberflächenwasser und durchströmten Porenwasser, welcher einen Sedimenttiefe-Zeit-Gradienten aufbaut. Die Wassertemperatur dient dabei als natürlicher Tracer zur Messung der Fließbewegung, da die Temperaturdynamik in wassergesättigten Medien, wie den Sedimenten des hyporheischen Interstitials, durch den konvektiven Transport des Fluids bestimmt wird (Constantz et al. 1994, Ibisch 2004). Änderungen der Geschwindigkeit des Temperaturtransports, angezeigt durch eine Änderung des zeitlichen Versatzes der Peaks in den Temperaturganglinien bedeuten eine gleichzeitige Änderung der Infiltrationsgeschwindigkeit. Dadurch lassen sich Rückschlüsse auf Kolmation sowie Umsetzungspotenzial und Stoffaustausch zwischen fließender Welle und hyporheischem Interstitial ziehen. Die dazu verwendeten Temperaturlanzen sind so aufgebaut, dass analog zu den Tiefenhorizonten der Multi-Parameter-Sonden (Oberflächenwasser, 5 cm, 15 cm, 25 cm und 45 cm) Temperatur-Datenlogger (Fa. EBI) in einem Gehäuse installiert sind. Diese können über eine Infrarot-Schnittstelle regelmäßig ausgelesen werden. Die Datenaufzeichnungen erfolgten in einem 15-minütigen Messintervall. Jeweils eine Temperaturlanze wurde an den Probestellen Bamenohl, Bigge und Pasel eingesetzt (siehe Abbildung 5).

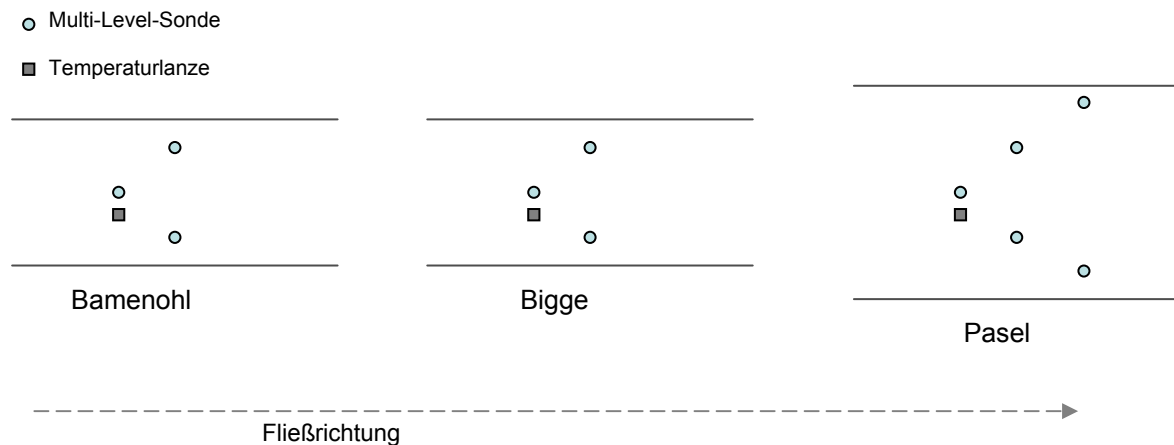


Abbildung 5: Schematische Darstellung über die Instrumentalisierung zur Datenerhebung im hyporheischen Interstitial an den drei ausgewählten Probestellen in der Lenne.

4.4 Gewässerflora

4.4.1 Benthofluormessungen

Je Standort und Untersuchungstermin wurden 10 parallele in vivo-Fluoreszenz-Messungen auf Steinen der Gewässersohle vorgenommen. Hierbei wurde versucht, repräsentative Gewässerquer- bzw. abschnitte zu berücksichtigen. Diese Messungen ermöglichen eine indirekte Abschätzung der benthischen Primärproduktion über den flächenbezogenen Chlorophyll a Gehalt des Aufwuchses. Das verwendete Messgerät ist ein tragbares Fluorometer (Bentho-Fluor) der Firma bbe-Moldaenke (Abbildung 6). Über die Fluoreszenz lebender Algenzellen wird die Chlorophyll a Konzentration in „ $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ “ angezeigt. Zudem ist die Differenzierung der quantitativen Anteile verschiedener Algenklassen (Grünalgen, Blaualgen, Kieselalgen) möglich. Die prinzipielle Eignung des Systems in Fließgewässern sowie die Reproduzierbarkeit der Daten wurden unter anderem im Rahmen einer Diplomarbeit an der Universität Münster nachgewiesen (Dahlhaus 2007).



Abbildung 6: Bentho-Fluor; Fluorometer zur in-vivo-Messung der Algen-Fluoreszenz.

4.4.2 Untersuchung der Diatomeengesellschaften

Die Untersuchung der Diatomeenflora erfolgte in Übereinstimmung mit den einschlägigen und gültigen CEN/ISO/DIN-Normen und Standards (EN 13946, EN 14407) sowie den in der Handlungsanweisung des BayLfU (2006) formulierten Vorgaben. Dies bezieht sich insbesondere auf die Präparaterstellung- und Auszählung.

Die Determination und Auszählung erfolgten bei 1000-facher Vergrößerung unter einem Zeiss-Axioskop mit DIC-Einrichtung und Neofluarobjektiven. Je Präparat wurden mindestens 400 Schalen in verschiedenen Transekten ausgezählt. Anschließend wurde das Präparat nach weiteren Formen, die bei der Zählung unberücksichtigt blieben, durchmustert.

Eine Auflistung der verwendeten Bestimmungsliteratur findet sich in Kapitel 8.2. Die verwendete Taxonomie folgt aus Gründen der Vergleichbarkeit mit früheren Untersuchungen und nach den Auffassungen von Krammer & Lange-Bertalot (1986-1991) und wurde nur in Ausnahmefällen um wenige neu beschriebene Taxa erweitert. Wenn möglich, wurde den bestimmten Taxa eine DV-Nr. entsprechend der „Bundestaxaliste“ nach BayLfw (2003) mit Stand vom August 2010 zugeordnet. Auch bei den Kieselalgen gelten die in der guten wissenschaftlichen Praxis festgeschriebenen und durch die Beschränkung auf lichtmikroskopische Untersuchungstechniken begründeten Restriktionen hinsichtlich der Bestimmungssicherheit schwieriger Taxa. Insbesondere bei kleinschaligen, feinstrukturierten sowie merkmalsarmen Taxa steigt die allgemeine Bestimmungssicherheit mit der Anzahl betrachteter Exemplare je Probe an.

Die Auswertung und Bewertung des ökologischen Zustands auf der Basis der Diatomeen erfolgte entsprechend der Vorgaben der Handlungsanweisung des PHYLIB-Projektes (BayLfU 2006) bzw. mit dem vom Projekt zur Verfügung gestellten Auswertungstool in der letzten Version.

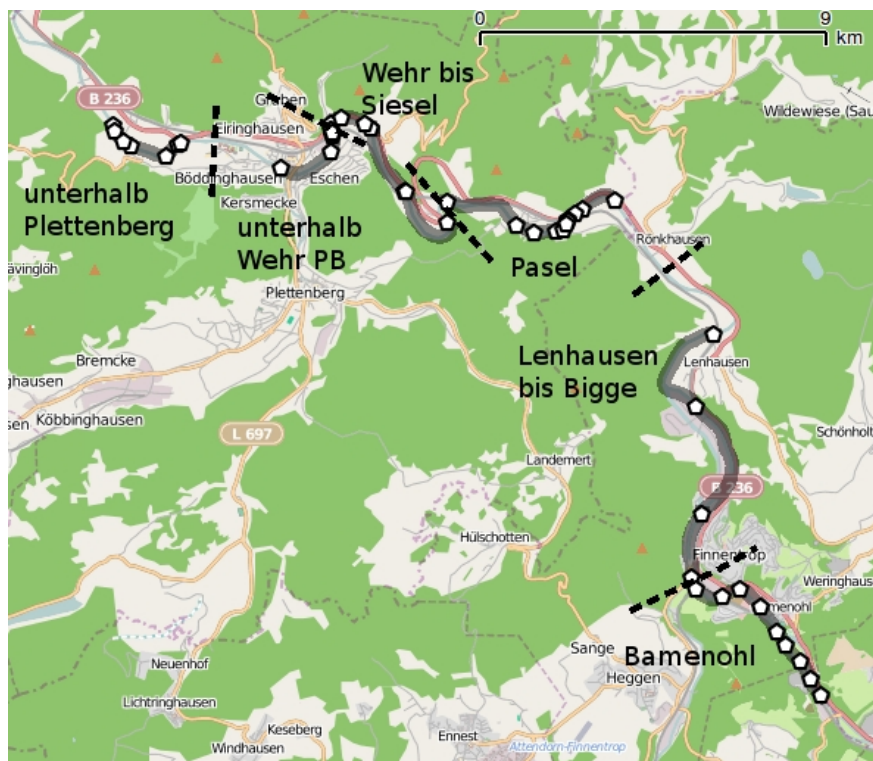
4.4.3 Berechnung von Biovolumen und Zuordnung der Lebensformen

Die Berechnungen des artspezifischen Biovolumens erfolgten nach eigenen Messergebnissen und den Dimensionsangaben der einschlägigen Literatur (Krammer & Lange-Bertalot 1986-1991). Neben eigenen Erfahrungswerten wurde diese Literatur für die Zuordnungen der Lebendformen verwendet. Die ökologischen Gilden wurden in Anlehnung an Passy (2007) definiert.

4.5 Fischfauna

4.5.1 Datenbestand Äsche

Es wurden die Datensätze der amtlichen Befischung aus dem Zeitraum von 1995 bis 2009 ausgewertet. Im Untersuchungsgebiet befinden sich 44 amtliche Probestellen. Als problematisch erwies sich die hohe räumliche und zeitliche Varianz der Befischungen. Um die Ergebnisse der einzelnen Befischungen vergleichbar zu machen, wurden die Probestellen aufgrund struktureller Kriterien (z.B. Querbauwerke) sowie räumlicher Nähe zu sechs Abschnitten zusammengefasst (Karte 3). Der Datenbestand wurde für die Untersuchung auf die Äsche als fließgewässertypspezifischer Leitfisch reduziert und die Längenklassifizierung in 0+ und adulte Individuen transformiert. Die Fangergebnisse wurden mit Flächenbezug neu berechnet und zwecks Vergleichbarkeit in Individuen pro Quadratmeter dargestellt.



Karte 3: Übersicht über die sechs Abschnitte im Untersuchungsgebiet der Lenne (abgetrennt durch gestrichelte Linien) sowie die Lage der Probestellen der amtlichen Fischereierhebungen (weiße Punkte).

Neben den amtlich Befischungen lagen Daten über Entnahme- und Besitzstatistiken des Sportfischereiverbands „Plettenberger Maipiere e.V. 1936“ von 1972 bis 2006 vor (www.maipiere.de). Diese wurden hinsichtlich der Fang- und Besatzzahlen zur Äsche, zur Bachforelle und zur Regenbogenforelle aufgearbeitet.

4.5.2 Interstitialentwicklung der Äsche in Brutboxen

Zur Untersuchung der Larvalentwicklung der Äsche wurden drei Probestellen festgelegt. Die Auswahl erfolgte aufgrund einer Begehung mit Ortskundigen und historisch belegten Laichaktivitäten der Äsche in den vergangenen Jahrzehnten. Dabei wurden folgende Probestellen festgelegt:

- Rönkhausen (Flusskilometer 65)
- Pasel (Flusskilometer 62,5)
- Plettenberg (Flusskilometer 57,8)

Die Probestellen umfassen überströmte flache Bereiche der Riffle-Krone und stromabwärts an den Riffle anschließende Flachwasserzonen. Um die Funktionsfähigkeit des Kieslückensystems hinsichtlich der Äschenentwicklung zu untersuchen, wurden Laichboxen mit Äschenlaich in das Sediment eingebracht. Mit dieser Methode sollte geprüft werden, zu welchem Zeitpunkt die Eientwicklung gestört oder unterbrochen wird. An jeder der drei Probestellen wurde ein Set mit sechs Whitlock-Vibert-Boxen (WV-Boxen) eingebracht (Abbildung 7). Dabei wurden jeweils vier Boxen in eine Sedimenttiefe von etwa 15 cm eingegraben und zwei Blindproben auf der Sohle platziert. Jede Box wurde mit 100 Äscheneiern im Augenpunktstadium bestückt. Der untere Teil der Box wurde zuvor mit gewaschenem Substrat aus der Lenne der Korngröße 5 bis 40 mm befüllt. Alle WV-Boxen wurden mit einem Gaze-Säckchen verschlossen, um das Entweichen der Fischlarven zu verhindern und ein belastbares Ermitteln der phasenbezogenen Mortalitäten zu ermöglichen. Das Set wurde am 23.04.2010 eingebracht. Die erste Auszählung erfolgte kurz nach dem Schlupf im Dottersackstadium am 30.04.2010. Hierzu wurden zwei Boxen aus dem Sediment und eine Box aus der fließenden Welle entnommen und der Inhalt vorsichtig in eine Weißschale entleert. Alle lebenden Äschenlarven wurden aussortiert und ausgezählt, wobei die nicht wieder auffindbaren Äscheneier- bzw. Larven als abgestorben galten. Eine zweite Zählung wurde im Juvenilstadium am 10.05.2010 nach gleichem Muster durchgeführt. Die Entwicklungszeit des Äschenlaichs betrug insgesamt 30 Tage.

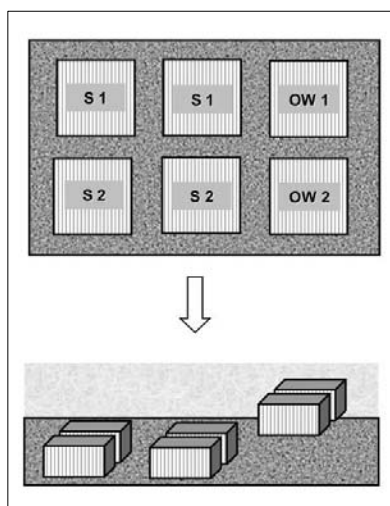


Abbildung 7: Versuchsanordnung (schematisch) der WV-Boxen zur Ermittlung der Mortalitätsraten von Äschenbrut im Sediment der Lenne (S=Sediment; OW=Oberflächenwasser).

4.5.3 Elektrobefischung und Vermessung der Aufwuchshabitate

An den potenziellen Aufwuchshabitaten der im Frühjahr geschlüpften Äschen (im Bereich von überströmten Riffleabschnitten nahe der Laichhabitate) wurden Elektrobefischungen für eine detaillierte Bestandsaufnahme durchgeführt, um Aussagen über die Altersstruktur und den Reproduktionserfolg zu erhalten. Die Befischung erfolgte einmalig am 20. und 21. September 2010 mit jeweils drei Durchgängen pro Aufwuchshabitat. Die Befischung erfolgte stromaufwärts mit zwei Rückentragegeräten nebeneinander (EFGI max 650 W GS; Fa. Grassl 1,3 kw). Dabei wurde ausschließlich mit Gleichstrom gearbeitet.

Alle gefangenen Fische wurden zunächst zwischengehäkelt und nach der Artbestimmung und Vermessung ins Gewässer zurückgesetzt. Insgesamt wurden etwa 3.500 m² potenzielle Aufwuchshabitate befishet und einzeln vermessen, um an den drei Probestellen Aussagen zur Bestandsdichte mit entsprechendem Flächenbezug zu bekommen.

Die Vermessung der potenziellen Aufwuchshabitate erfolgte mittels eines Tachymeters. Ziel dieser Vermessung war die exakte räumliche Darstellung der potenziellen Aufwuchshabitate der Äschen sowie eine detaillierte Auflösung kleinräumiger morphologischer Eigenschaften der ausgewählten Gewässerabschnitte. Für diese Untersuchung wurden an den Probestellen Rönkhausen und Pasel jeweils etwa 300 Punkte, an der Probestelle Plettenberg cirka 700 Punkte mit einer Gesamtfläche von 12.500 m² vermessen.

4.6 Makrozoobenthos

4.6.1 Probennahme

An den Probestellen Bamenohl, Bigge und Pasel wurden im April, Mai und September 2010 Makrozoobenthosproben entnommen. Die Probenahme erfolgte ausschließlich in den durchwatbaren Uferbereichen bis maximal Gewässermitte. Dazu wurde an jeder Probestelle zunächst ein 100 m langer Gewässerabschnitt kartiert. Ziel der Kartierung war es, die Deckungsgrade der im Gewässer vorhandenen Substrattypen in 5 % Stufen zu schätzen und anhand dieser Werte Lage und Anzahl der durchzuführenden Teilproben entsprechend dem Multi-Habitat-Sampling zu ermitteln (Haase & Sundermann 2004, Meier et al. 2006). Dabei entsprachen 5 % Deckungsgrad je einer Teilprobe des entsprechenden Substrats, so dass insgesamt 20 Teilproben je Probestelle und Termin entnommen wurden. Bei Vorhandensein eines vereinzelt auftretenden Substrattyps von weniger als 5 % (z.B. Totholz) wurde zusätzlich eine 21. Teilprobe an diesem Substrat entnommen.

Für die Probennahme wurde ein Kescher mit einem Rahmen von 25 cm x 25 cm und einer Netztiefe von 70 cm verwendet. Die Maschenweite des Netzes betrug 500 µm. Um die Proben für die Bestimmung im Labor vorzubereiten, wurde das Substrat inkl. der Organismen über ein Analysesieb (500 µm) gespült und anschließend portionsweise in eine Weißschale gegeben, in der zunächst die größeren Substratanteile aus dem Probematerial

heraussortiert wurden. Die zurückbleibenden Organismen und kleineren Substratanteile wurden dann mit einem Sieb vom Wasser getrennt und zur Konservierung mit 99 %igem Ethanol in Kautex-Behälter gefüllt.

4.6.2 Bestimmung und Auswertung

Im Labor wurden die Proben in sechs Unterproben aufgeteilt. Dazu wurde jede Probe über ein Analysesieb (Maschenweite 500 μm) gegeben und in ausreichend Wasser gleichmäßig aufgeschwemmt. Nach Unterteilung in sechs gleich große Portionen wurden je nach Organismenabundanz eine bis drei Unterproben zur Auswertung entnommen. Um die für die Auswertung relevante Grobfraction zu erhalten, wurden die Unterproben dann über ein Analysesieb mit 2 mm Maschenweite von den feineren Probeninhalten getrennt und anschließend unter dem Binokular, bei Bedarf auch Mikroskop, bestimmt und gezählt. Die Bestimmung der Organismen erfolgte nach den festgelegten Kriterien der operationellen Taxaliste für Fließgewässer in Deutschland (Haase et al. 2006) und der entsprechenden Bestimmungsliteratur bis zum definierten Mindestbestimmungsniveau (siehe Kapitel 8.3).

Um die zur Ermittlung der ökologischen Qualität ausschlaggebende Individuenanzahl pro m^2 zu erhalten, wurden pro Taxon die ermittelten Individuenanzahlen der Unterproben auf die Gesamtprobe hochgerechnet und durch die beprobte Fläche (1,25 m^2 bei 20 Teilproben; 1,3125 m^2 bei 21 Teilproben) dividiert.

Die so entstandene Taxaliste konnte dann mit Hilfe der Software ASTERICS (ASIERICS 2008) über das Bewertungsverfahren PERLODES auf die ökologische Qualität des Gewässers hin ausgewertet werden.

4.6.3 Ermittlung der Trockenmasse und ihre Verteilung auf die Ernährungstypen

Zur Ermittlung der Trockenmasse wurden die bereits bestimmten Makrozoobenthosunterproben zunächst in einem Trockenofen bei 60 °C getrocknet und danach auf einer Feinwaage gewogen. Mollusken wurden ohne ihr Gehäuse gewogen und Köcherfliegen ohne die Köcher. Somit wurde pro Art, Probestelle und Probetermin die Gesamttrockenmasse in mg festgestellt. Um die Trockenmasse in mg/m^2 zu erhalten, wurde das Ergebnis auf die Gesamtprobe hochgerechnet und durch die beprobte Fläche (1,25 m^2 bzw. 1,3125 m^2) dividiert. Als Berechnungsgrundlage für die Trockenmasseverteilung auf die einzelnen Ernährungstypen wurde die operationelle Taxaliste für Fließgewässer in Deutschland (Stand Februar 2010) verwendet. Dort ist unter anderem für jede Art der prozentuale Anteil an den verschiedenen Ernährungstypen aufgelistet. Auf Basis dieser Prozentwerte wurde die ermittelte Trockenmasse [mg/m^2] pro Art auf die einzelnen Ernährungstypen aufgeteilt.

4.7 Sedimente

Zur Bestimmung der Schadstoffbelastung im Gewässersediment der Lenne wurden einmalig an den drei potenziellen Äschenlaichplätzen Rönkhausen, Pasel und Plettenberg Sedimentproben aus dem oberflächennahen Sediment entnommen. Weiterhin erfolgte im September 2010 eine Entnahme von insgesamt vier Sedimentkernen in strömungsberuhigten Gewässerabschnitten zwischen Rönkhausen und Pasel, da sich innerhalb dieser Zonen genügend Kleinsubstrat und feines Sediment abgelagert hatte, um mit einem Sedimentstecher entsprechendes Probenmaterial zu erhalten. Die entnommenen Sedimentkerne wurden vor Ort in 2 cm Scheiben aufgetrennt und separat verpackt, um eine Analyse im Tiefenprofil zu gewährleisten.

Im Labor wurden die Gesamtgehalte der zu untersuchenden mittels Massenspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma ermittelt. Dafür wurde das Gerät 7500c der Firma Agilent eingesetzt. Zuvor wurden die Elemente mittels Königswasseraufschluss in Lösung gebracht, um die Proben für die Massenspektrometrie vorzubereiten.

4.8 Untersuchungsumfang

Auf Grund der lokal spezifischen Charakteristiken des Einzugsgebietes (Datenbestand, Belastungsfaktoren, Zuflüsse, morphologische Gradienten etc.) und der Kriterien für die Auswahl geeigneter Gewässerabschnitte fokussierten sich an den in Kapitel 3.1 (Karte 2) aufgeführten Probestellen unterschiedliche Untersuchungsschwerpunkte. Zusammenfassend stellt Tabelle 7 Art und Umfang des Messprogramms an den Probestellen dar.

Tabelle 7: Übersicht über Art und Umfang der Untersuchungen im Zeitraum November 2009 bis Oktober 2010 an den sieben Probestellen im Untersuchungsgebiet.

Probestelle	Bamenohl	Bigge	Lenhausen	Rönkhausen	Pasel	Siesel	Plettenberg	Anzahl Untersuchungen
Kont. Messungen im Oberflächenwasser (T, pH, O, Lf)	X					X		kont
Nährstoffanalytik im Oberflächenwasser	X	X			X			7
Schwermetallanalytik im Oberflächenwasser	X	X			X			2
Hyporheisches Interstitial (physikalisch-chemisch, Nährstoffe, Druckverhältnisse)	X	X			X			4
Gewässerflora	X	X	X	X	X		X	34
Makrozoobenthos	X	X			X			3
Fischfauna (Interstitialentwicklung)				X	X		X	2
Fischfauna (Elektrobefischung)				X	X		X	1
Vermessung der Aufwuchshabitate				X	X		X	1
Schwermetallanalytik im Sediment				X	X		X	2

5 Ergebnisse

5.1 Wasserqualität

5.1.1 Temperatur

Die Temperatur im Oberflächenwasser wurde mittels der Multi-Parameter Sonden (Bamenoehl und Siesel) und mit den Temperaturlanzen aufgenommen, die an den Probestellen Bamenoehl, Bigge und Pasel im Kieslückensystem installiert wurden. Die Messfrequenz zur Aufnahme der Daten betrug jeweils 15 Minuten. Auf Grund von Sondausfällen und Beschädigungen durch Hochwasser liegen die Messreihen zum Teil nicht kontinuierlich vor. Ein Vergleich der aufgenommenen Daten aus den unterschiedlichen Messgeräten zeigte jedoch keine signifikanten Differenzen in der Temperatur, so dass die gemessenen Daten miteinander verschnitten werden konnten. In Abbildung 8 sind die Temperaturverhältnisse im Oberflächenwasser an den drei Probestellen im Zeitraum 9. April bis 19. Oktober 2010 dargestellt.

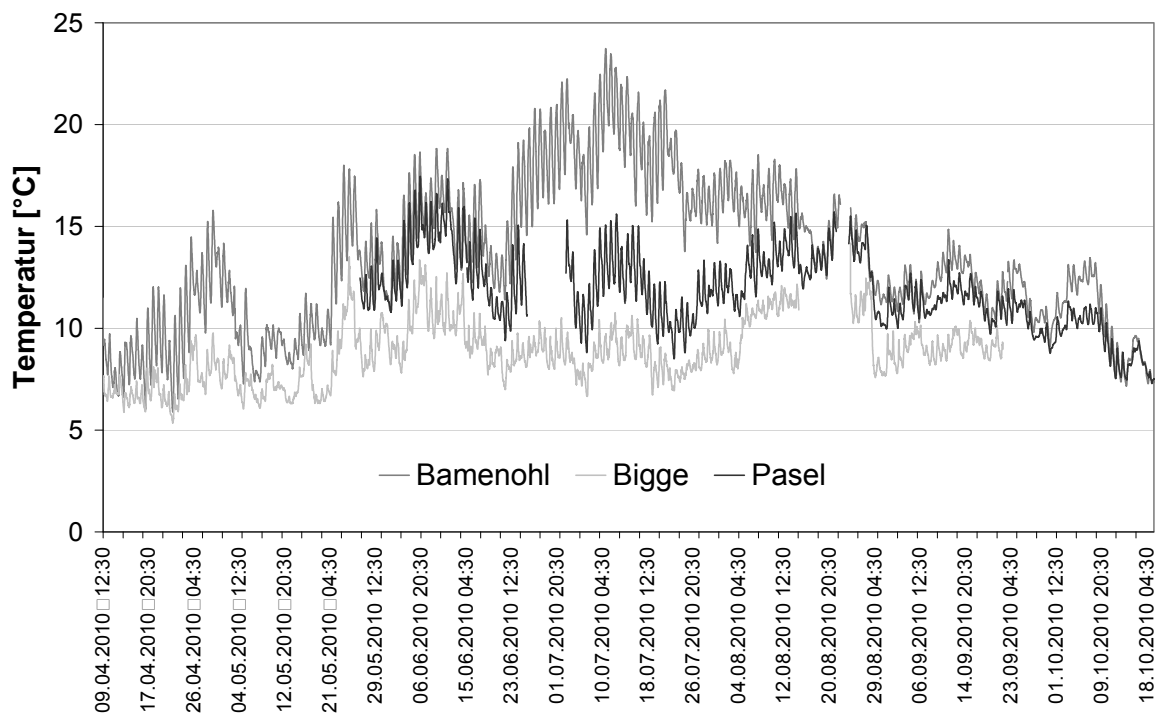


Abbildung 8: Temperaturverhältnisse im Oberflächenwasser an drei ausgewählten Probestellen in der Lenne im Zeitraum 9.04. bis 19.10.2010.

Die Temperaturverhältnisse aus Abbildung 8 zeigen hohe Differenzen innerhalb der drei Probestellen. In Bamenoehl betragen die Maximaltemperaturen 24°C im Juli, minimal werden 6,5°C Anfang April und Ende Oktober erreicht. Die Temperaturspanne an der Probestelle Bigge beträgt lediglich 7,5°C (6,0 bis 13,5°C), wobei die Maximaltemperaturen Anfang Juni

und Mitte August auftreten. Die geringen Temperaturen und das Temperaturregime im aufgeführten Zeitraum in der Bigge sind geprägt durch den Ablass von kaltem Tiefenwasser aus der Talsperre Ahausen.

Der hohe Zufluss mit kälterem Wasser aus der Bigge in die Lenne wird an der Probestelle Pasel deutlich. Das Mischungsverhältnis von durchschnittlich 50 % aus dem Zufluss der Bigge reguliert das Temperaturregime an der Probestelle Pasel bzw. Siesel insbesondere in den warmen Sommermonaten. Eine weitere Einflussgröße auf das Temperaturregime in Pasel sind die Abflussbedingungen. Geringe Abflüsse in Bamenohl in den Sommermonaten werden durch höhere Abgaben aus der Talsperre Ahausen entsprechend erhöht, wodurch die Temperaturmaxima in den Sommermonaten in Pasel entsprechend erniedrigt werden (siehe auch Abbildung 3). Die Temperaturspanne in Pasel beträgt $T_{\min} = 7,0 \text{ °C}$ im Oktober 2010 und $T_{\max} = 16 \text{ °C}$ im Juni 2010 in der Zeitspanne vom 26.05. bis 19.10.2010.

An allen drei Probestellen sind zudem die hohen Tag-Nacht Schwankungen hinsichtlich der Temperatur zu erkennen, die in Bamenohl bis zu 6 °C , an den anderen Probestellen in entsprechend abgeschwächter Ausprägung durch den Tiefenwassereinfluss aus der Talsperre vorliegen. Abbildung 9 zeigt im Detail die Temperaturunterschiede an den drei Probestellen für den Monat Juli 2010.

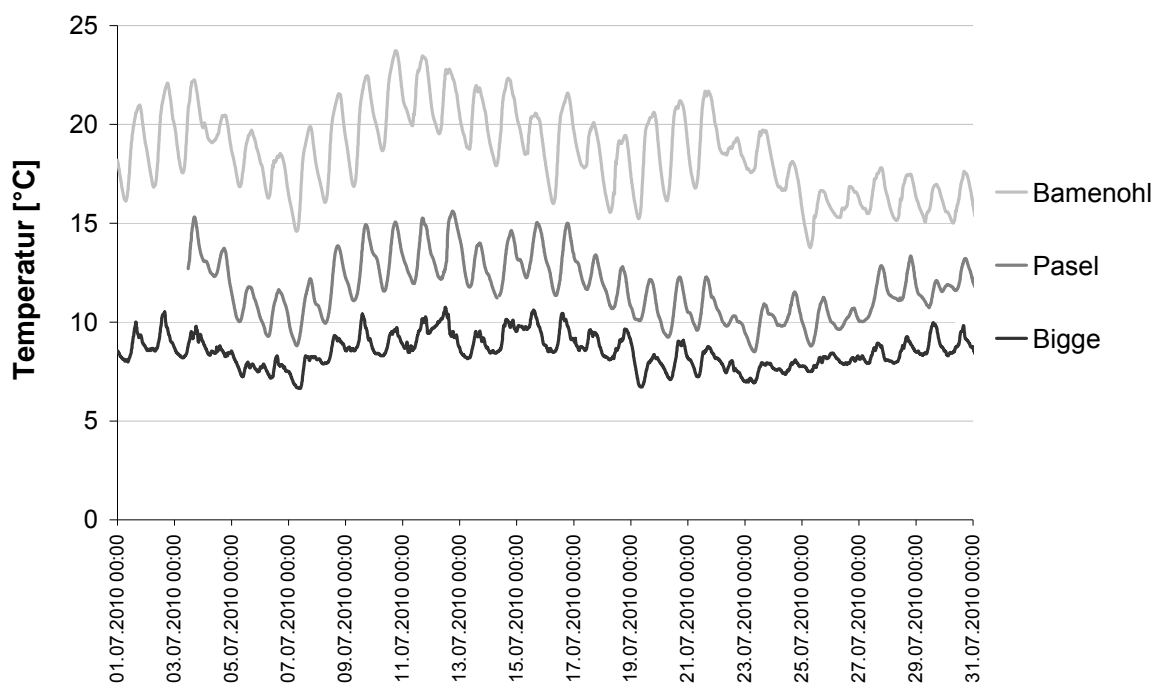


Abbildung 9: Temperaturverhältnisse im Oberflächenwasser an den drei ausgewählten Probestellen in der Lenne im Zeitraum 1.07. bis 31.07.2010.

5.1.2 Sauerstoff

Analog zu den Temperaturverhältnissen sind die Sauerstoffsättigungskonzentrationen an den Probestellen Bamenohl und Siesel im Zeitraum 26. Mai bis 19. Oktober 2010 in Abbildung 10 dargestellt. Abbildung 11 zeigt die Sauerstoffsättigungskonzentrationen vom 23. März bis 25. Mai 2010 in Siesel. Für diese Datenerhebung wurde eine andere Multi-Parameter Sonde verwendet (siehe auch Kapitel 4.2).

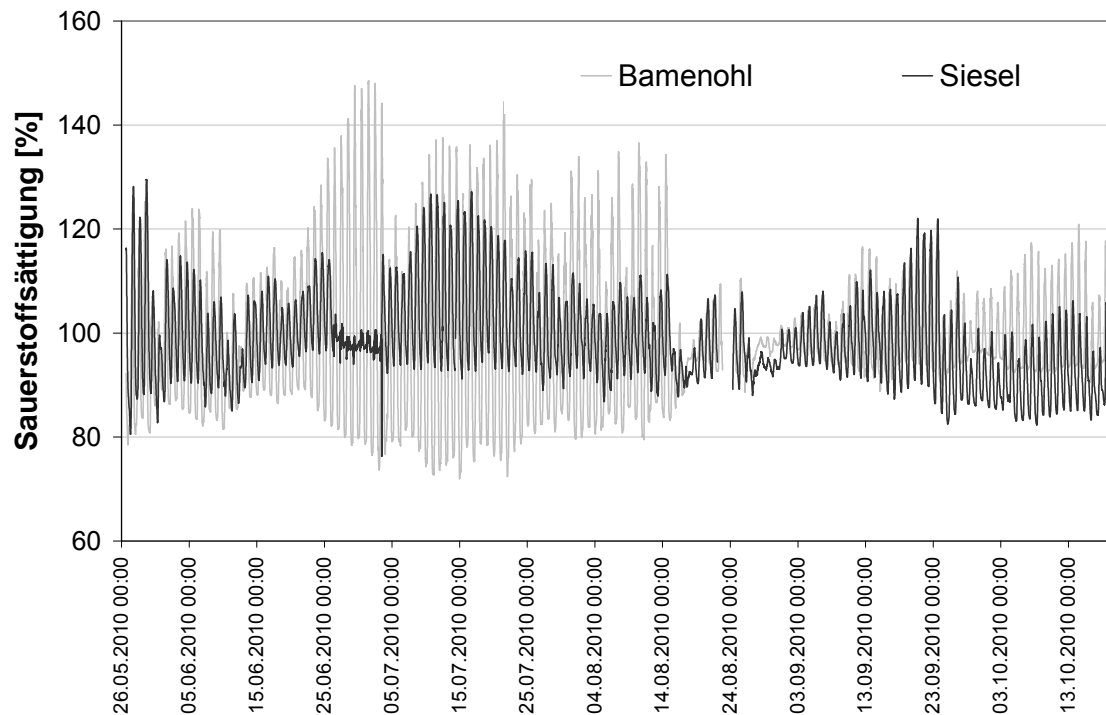


Abbildung 10: Sauerstoffsättigungskonzentrationen im Oberflächenwasser an zwei Probestellen in der Lenne im Zeitraum 26.05. bis 19.10.2010.

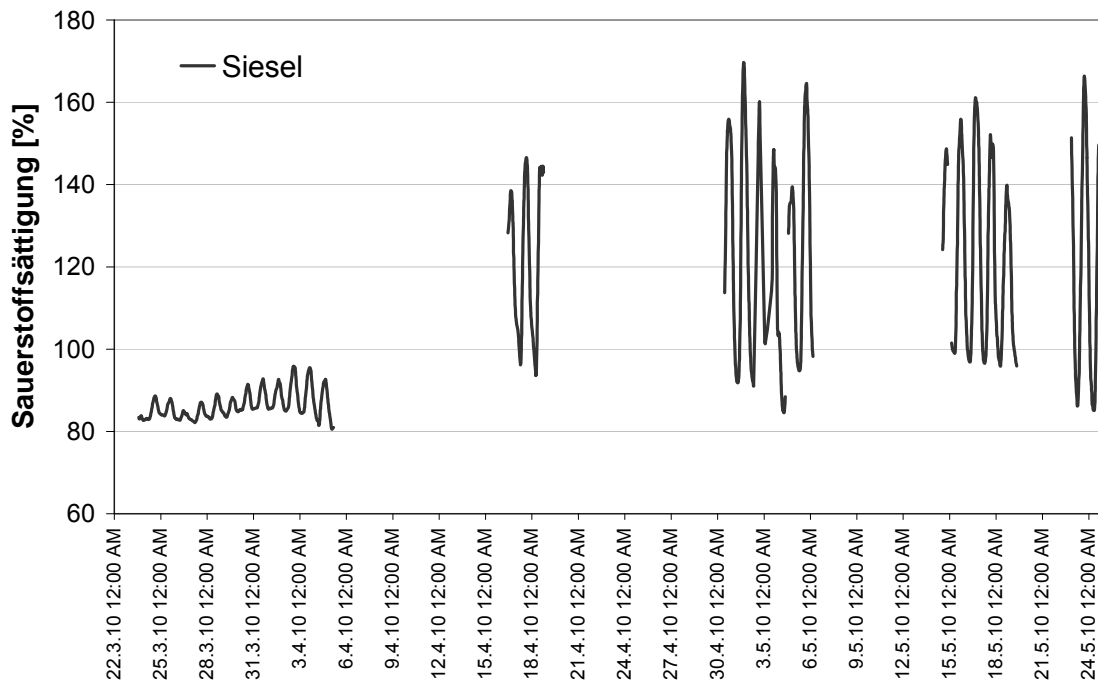


Abbildung 11: Sauerstoffsättigungskonzentrationen im Oberflächenwasser in der Lenne im Zeitraum 22.03. bis 25.05.2010.

Aus Abbildung 11 wird deutlich, dass die Tag-Nacht Schwankungen hinsichtlich des Sauerstoffs in Siesel bereits ab Mitte April eine Schwankungsbreite von nahezu 50 % im Oberflächenwasser aufweisen. Diese Schwankungen erhöhen sich im Verlauf des Frühjahrs auf Grund einer starken Algenblüte bis Ende Mai auf 75 %. In Siesel regulieren sich die Schwankungen im weiteren Jahresverlauf auf Durchschnittswerte von 90 bis 120 % (Abbildung 10). Diese Werte sind sowohl von der Temperatur als auch vom Abfluss im Gewässer abhängig.

In Bamenohl liegen die Sauerstoffwerte erst ab dem 26. Mai kurz nach der ersten Frühjahrsblüte vor. Sind die Sauerstoffschwankungen im Mai und Juni noch relativ gering (20 bis 40 %), erhöhen sich diese im weiteren Verlauf auf Grund des Temperaturanstiegs auf 65 % im Maximum.

Anhand der hohen Tag-Nacht Schwankungen sowohl in Siesel als auch in Bamenohl lassen die Sauerstoffverhältnisse deutliche Rückschlüsse auf ein mit Nährstoffen belastetes und eutrophiertes Fließgewässer zu. Legt man die nach EG-WRRL geforderten Orientierungswerte für die allgemeinen chemischen und physikalisch-chemischen Bedingungen bezüglich des Sauerstoffgehalts zugrunde, so sollte zur Erreichung eines „guten ökologischen Zustands“ ein Minimumwert von 7,0 mg/l Sauerstoffgehalt nicht unterschritten werden (Orientierungswert nach LAWA 2007 für den Fließgewässertyp 9: > 7 mg/l). Im Untersuchungszeitraum des Jahres 2010 wird der Sauerstoffgehalt von 7 mg/l

lediglich an sieben Tagen an der Probestelle Bamenohl im Juli 2010 unterschritten (Anhang 9.1, Abbildung 53, Abbildung 54).

5.1.3 pH-Wert

In Abbildung 12 sind die pH-Werte im Oberflächenwasser an den Probestellen Siesel und Bamenohl für den Zeitraum 26. Mai bis 19. Oktober 2010 dargestellt. Abbildung 13 zeigt die pH-Werte in Siesel im Zeitraum 23. März bis 25. Mai 2010.

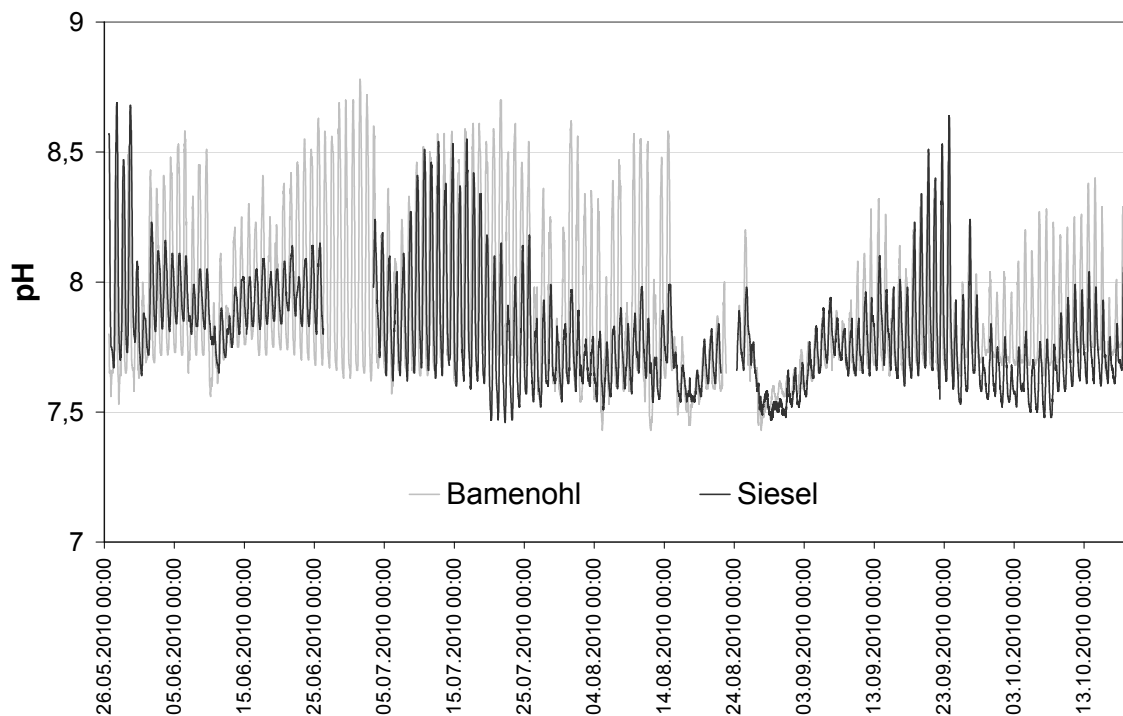


Abbildung 12: pH-Werte im Oberflächenwasser an zwei Probestellen in der Lenne im Zeitraum 26.05. bis 19.10.2010.

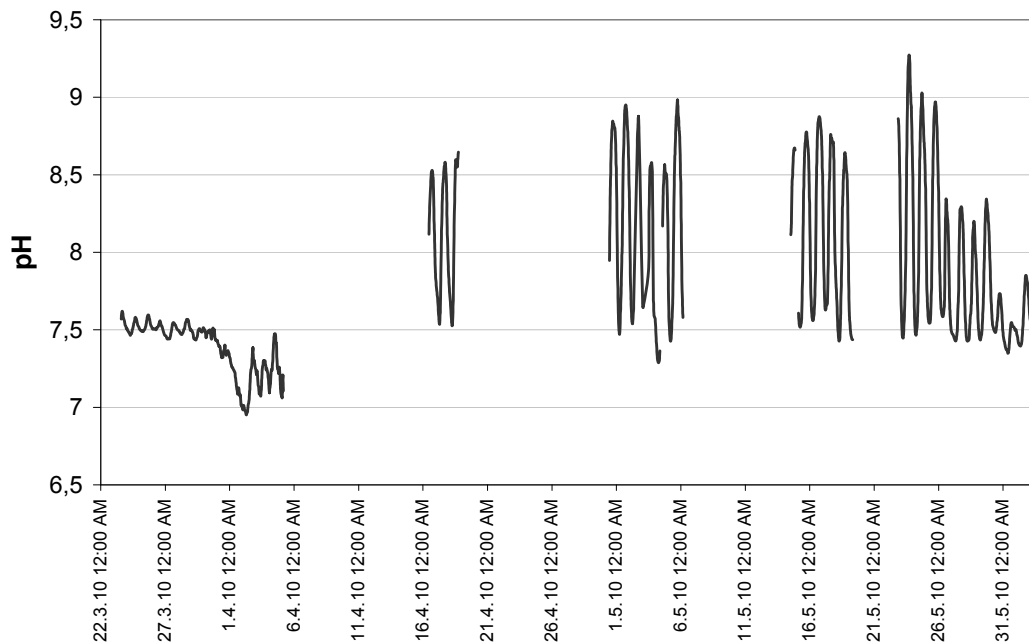


Abbildung 13: pH-Werte im Oberflächenwasser in der Lenne im Zeitraum 22.03. bis 25.05.2010.

Ebenso wie die gezeigten Sauerstoffverhältnisse im Oberflächenwasser der Lenne sind die Tag-Nacht Schwankungen hinsichtlich des pH-Wertes ausgeprägt. Zur Zeit der Frühjahrsblüte (April und Mai) erreicht der pH Tageshöchstwerte von 9,3 in Siesel. Diese Extremwerte treten im gesamten Untersuchungszeitraum bis Oktober 2010 in Siesel nicht mehr auf. Sommer- und Spätsommermaxima liegen bei pH 8,5.

Im Gegensatz zu Siesel sind die sommerlichen Maximalwerte von pH 8,5 im Zeitraum Juli bis Mitte August in Bamenohl deutlich ausgeprägter ausgelöst durch hohe Temperaturen und geringe Abflussverhältnisse im Gewässer.

Vergleichend zu den Orientierungswerten nach LAWA (2007) hinsichtlich des pH-Wertes (6,5_{min} bis 8,5_{max}) werden diese sowohl in Bamenohl, hier vorrangig in den Sommermonaten, als auch in Siesel mit > 8,5 vor allen in den Phasen erhöhter Primärproduktion häufig überschritten.

5.1.4 Phosphor und Stickstoff

Die Phosphor- und Stickstoffkonzentrationen wurden im Untersuchungszeitraum an sieben Probenahmetagen im Oberflächenwasser analysiert. Die Ergebnisse der gemessenen Konzentrationen an Gesamtphosphor (TP) und dem gelösten, pflanzenverfügbaren Orthophosphor (SRP) sind in Abbildung 14 in Form von Säulendiagrammen dargestellt.

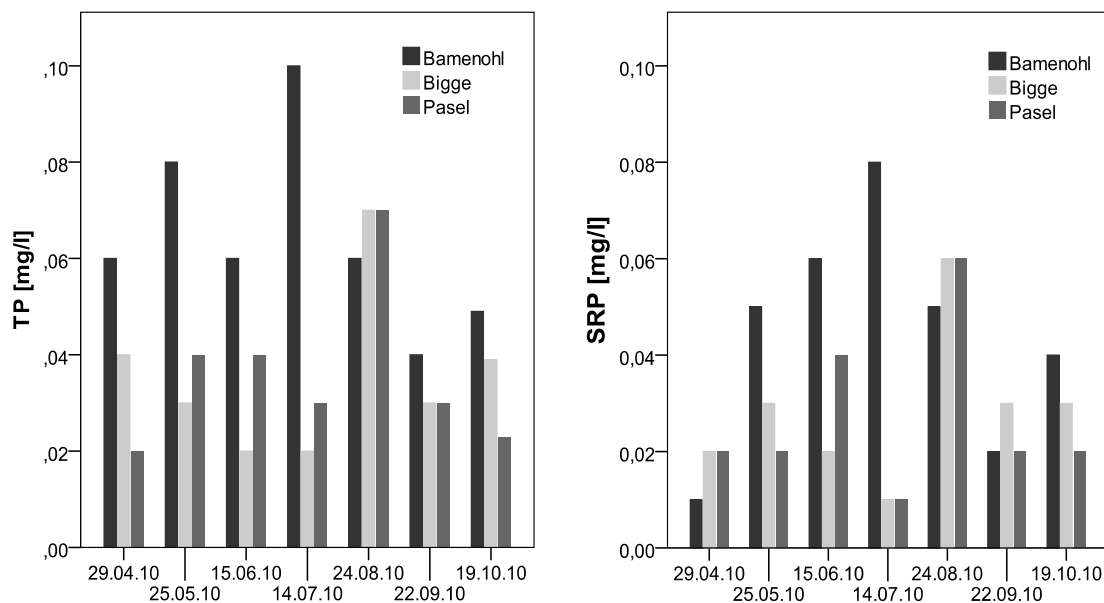


Abbildung 14: Gesamtphosphor- (links) und Orthophosphatkonzentrationen (rechts) an drei ausgewählten Probestellen in der Lenne an unterschiedlichen Probenahmetagen.

Sowohl die Gesamtphosphorkonzentrationen als auch die Orthophosphatkonzentrationen zeigen an der Probestelle Bamenohl im nahezu gesamten Untersuchungszeitraum die höchsten Werte. Auf Grund der gemessenen Konzentrationen kann davon ausgegangen werden, dass bereits in Bamenohl eine Vielzahl von Nährstoffen über diffuse und Punktquellen in das Gewässer gelangt sind. Die höchste TP Konzentration wurde dort am 14. Juli mit 0,1 mgTP/l gemessen.

An der Probestelle Bigge sowie in Pasel sind sowohl die Gesamtphosphorkonzentrationen als auch die Orthophosphatkonzentrationen mit Ausnahme der Probenahme am 24. August weitaus geringer als in Bamenohl mit Maximalwerten von 0,07 mgTP/l bzw. 0,06 mgSRP/l.

Unter Berücksichtigung der Orientierungswerte für TP (0,1 mg/l) und SRP (0,07 mg/l) nach LAWA (2007) überschreiten die gemessenen und gezeigten Konzentrationen die geforderten Orientierungswerte im Untersuchungszeitraum nicht.

Die Stickstoffkonzentrationen hinsichtlich Ammonium, Nitrit und Nitrat sowie Kohlenstoff (TOC) lagen an allen Probestellen im gesamten Untersuchungszeitraum in geringen Konzentrationen vor. In Tabelle 8 sind die gemessenen Stickstoffgehalte sowie die TOC Gehalte aufgeführt. Zudem sind dort die Hintergrund- und Orientierungswerte nach LAWA (2007) enthalten. Für die Komponenten Nitrat, Nitrit und TOC existieren keine Orientierungs- bzw. Hintergrundwerte für die allgemeinen Bedingungen nach LAWA (2007). Die für diese Komponenten in der Tabelle aufgeführten Werte beziehen sich auf die stoffbezogene chemische Gewässergüteklassifikation nach LAWA (1998).

Vergleichend zu den aufgeführten Orientierungswerten und der Gewässergüteklassifikation II unterliegt die Lenne keiner erhöhten Belastung durch die Stickstoffkomponenten und Kohlenstoff.

Tabelle 8: Übersicht über die gemessenen Stickstoffkomponenten und Kohlenstoff an den ausgewählten Probestellen in der Lenne.

Probestelle	Datum	TOC [mg/l]	Ammonium[mg/l]	Nitrit [mg/l]	Nitrat [mg/l]
Bamenohl	29.04.2010	1,9	0,04	0,04	2,3
Bigge	29.04.2010	2,6	0,13	0,03	2,9
Pasel	29.04.2010	3,1	0,03	0,04	2,6
Bamenohl	25.05.2010	2,2	0,15	0,05	2,8
Bigge	25.05.2010	2,6	0,03	0,01	2,8
Pasel	25.05.2010	2,4	0,15	0,03	2,5
Bamenohl	15.06.2010	1,8	0,06	0,03	2,4
Bigge	15.06.2010	1,2	0,02	0,01	2,7
Pasel	15.06.2010	2,4	0,07	0,02	2,5
Bamenohl	14.07.2010	4,3	0,04	0,05	2,3
Bigge	14.07.2010	1,6	0,03	0,01	2,6
Pasel	14.07.2010	1,7	0,02	0,02	2,5
Bamenohl	24.08.2010	2,2	0,05	0,02	2,5
Bigge	24.08.2010	1,6	0,08	0,02	3,4
Pasel	24.08.2010	1,7	0,07	0,02	3,1
Bamenohl	22.09.2010	1,0	0,02	0,02	2,5
Bigge	22.09.2010	1,3	0,04	0,01	2,7
Pasel	22.09.2010	1,1	0,01	0,02	2,7
Bamenohl	19.10.2010	1,5	0,07	0,03	2,3
Bigge	19.10.2010	1,3	0,08	0,02	2,7
Pasel	19.10.2010	1,4	0,06	0,03	2,5
Orientierungswerte (LAWA 2007)			0,30		
Gewässergüteklasse II (LAWA 1998)		≤ 5,0		≤ 0,1	≤ 2,5

5.1.5 Ammoniak-Dosis Belastung

Ammoniumkonzentrationen in belasteten Gewässern spielen vor allem dann eine wesentliche Rolle, wenn durch hohe Photosyntheseleistung der Algenbiomasse der pH-Wert im Gewässer ansteigt. Je höher dabei der pH-Wert im Gewässer ist, desto mehr verschiebt sich der Dissoziationsgrad des Ammonium-Stickstoffs ($\text{NH}_4\text{-N}$) hin zum toxischen Ammoniak-Stickstoff ($\text{NH}_3\text{-N}$). Ein weiterer Faktor, der dieses Dissoziationsgleichgewicht beeinflusst, ist die Temperatur. Bei hohen Temperaturen, starker Algenproduktion und daraus resultierendem Anstieg des pH-Wertes kann auch der Ammoniakgehalt im Gewässer stark ansteigen und bei lang anhaltenden hohen Konzentrationen zu Fischsterben führen. Eine

akut toxische Belastung liegt bei Ammoniakkonzentrationen über 0,1 mg/l im Gewässer vor (HMULV 2004). Dabei können die Konzentrationen bereits bei kurzem Auftreten zu starken Schädigungen vor allem an den Kiemen von Fischen führen. Der Grenzwert für Ammoniak, welcher zu einer chronische Belastungen über längere Zeiträume führt, liegt nach HMULV (2004) bei einer Konzentration von 0,025 mg/l.

Die Ammoniak-Dosis Belastung wird mittels der Formel nach Emerson et al. (1975) berechnet:

$$\text{NH}_3\text{-N} = \frac{1}{[10^{(\text{pks}-\text{pH})} + 1]} * \text{NH}_4\text{-N} \quad [\text{mg/l}] \quad \text{mit} \quad \text{p}_{\text{ks}} = 0,09018 + \frac{2729,92}{273,2 + T}$$

Um eine potenzielle Belastung der Lenne mit toxischem Ammoniak zu berechnen, wurde die in Pasel höchste gemessene Ammoniumkonzentration im Oberflächenwasser von 0,15 mg/l (Mai 2010) für den gesamten Untersuchungszeitraum zugrunde gelegt. Die weiteren Daten für die Berechnung des Ammoniakgehaltes sind die kontinuierlich im Oberflächenwasser aufgenommenen Temperatur- und pH-Werte. Abbildung 15 zeigt die berechneten Ammoniakkonzentrationen im Untersuchungszeitraum vom 23.März bis 19.Oktober 2010.

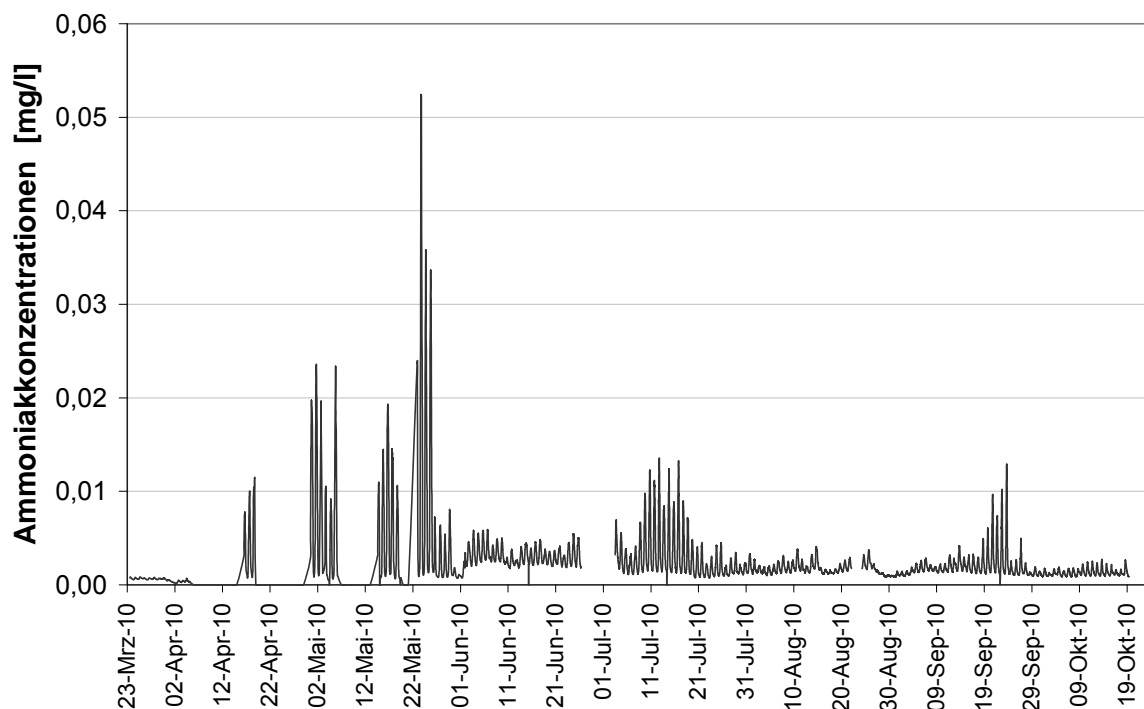


Abbildung 15: Berechnete Ammoniakkonzentrationen an der Probestelle Pasel im Untersuchungszeitraum 23.03. bis 19.10.2010.

Aus Abbildung 15 wird ersichtlich, dass am 23., 24. und 25. Mai des Jahres 2010 unter Annahme der oben genannten Daten ($\text{NH}_4\text{-N} = 0,15 \text{ mg/l}$) die chronischen Ammoniakkonzentrationen von 0,025 mg/l überschritten werden. Die Zeitspanne der

Grenzwertüberschreitungen beträgt zwischen 7 h (23.05.), 4 h (24.05) und 5 h (25.05.). Auf Grund der wenigen Tage und relativ geringen Zeitspannen mit möglicherweise erhöhten Ammoniakkonzentrationen kann zumindest für das Untersuchungsjahr 2010 von keiner chronischen Belastung mit Ammoniak für die Fischfauna ausgegangen werden. Dennoch ist bei entsprechenden Nährstoffeinträgen und den hohen pH-Wert Schwankungen durch die starke Primärproduktion ein Potenzial zur Ammoniakbildung in der Lenne und damit eine mögliche Gefährdung der Fischfauna gegeben.

5.1.6 Gesamtphosphor aus Punkt- und diffusen Quellen

Zu den wasserwirtschaftlichen Gütekenngößen an den Landesmessstellen zur Gewässerüberwachung wurden zudem die Einleitungskonzentrationen von Phosphor an den im Untersuchungsgebiet befindlichen Kläranlagen berücksichtigt (Datenquelle: Ruhrverband NRW):

1. Kläranlage Lennestadt-Grevenbrück

Lage: oberhalb der Ortschaft Bamenohl; EW 29.800; JAM 4.505.034 m³/a; TAM 12.309 m³/d; letzte Erweiterung 2005.

2. Kläranlage Biggetal

Lage: unterhalb der Talsperre Ahausen; EW 90.000; JAM 10.837.381 m³/a; TAM 29.610 m³/d; letzte Erweiterung 2000.

3. Kläranlage Finnentrop

Lage: zwischen den Ortschaften Lenhausen und Rönkhausen; EW 31.200; JAM 2.685.098 m³/a; TAM 7.336 m³/d; letzte Erweiterung 2005.

Für die Berechnung der Jahresmittelwerte und der Gesamtfrachten wurden die unter den Punkten 1. bis 3. aufgeführten mittleren Tagesabwassermengen (TAM) zugrunde gelegt. In Abbildung 16 sind die Jahresmittelwerte der Gesamtphosphorkonzentrationen von den drei Kläranlagen über einen Zeitraum von 2000 bis 2010 als Säulendiagramm dargestellt. Abbildung 17 zeigt die daraus berechneten Frachten in kg Gesamtphosphor pro Jahr. Da die Daten für das Jahr 2010 nicht vollständig vorlagen, erfolgte hier eine Mittelwertbildung der vorhandenen Daten und Extrapolation über das Jahr 2010.

Die Abbildungen zeigen, dass die mittleren Einleitungskonzentrationen von Gesamtphosphor bei Werten zwischen 0,3 mg/l (Finnentrop), 0,37 mg/l (Grevenbrück) und 0,4 mg/l (Biggetal) liegen. Die Konzentrationen schwanken mit Ausnahme des Jahres 2004 an der Kläranlage Grevenbrück nur geringfügig. Der hohe Wert ist unter anderem auf die Sanierungsarbeiten im Jahr 2004/05 an der Kläranlage zurückzuführen. Die Phosphorfrachten aus den drei betrachteten Kläranlagen sind mit sechs bis acht Tonnen pro Jahr vergleichsweise gering.

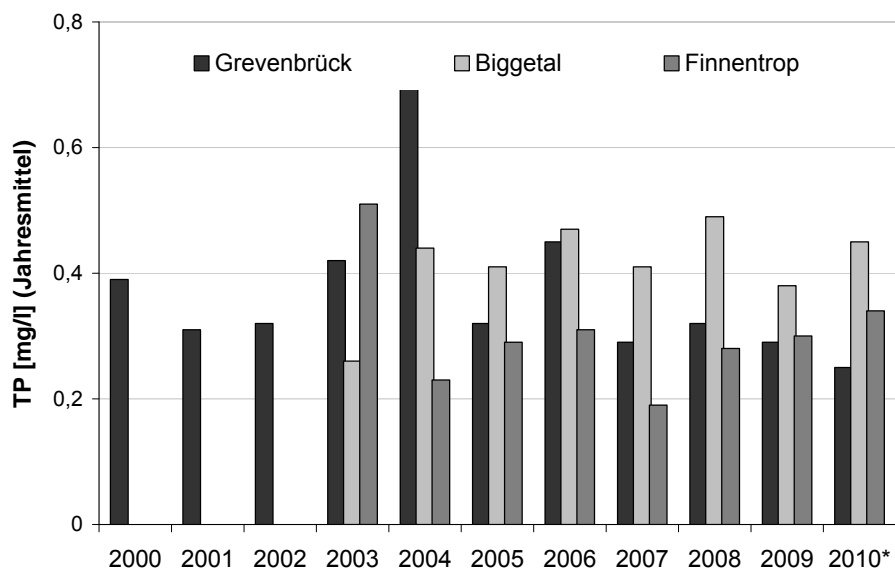


Abbildung 16: Jahresmittelwerte der Einleitungskonzentrationen an Gesamphosphor (TP) aus den Kläranlagen Grevenbrück, Biggetal und Finnentrop von 2000 bis 2010 in die Lenne (Datenquelle: Ruhrverband NRW).

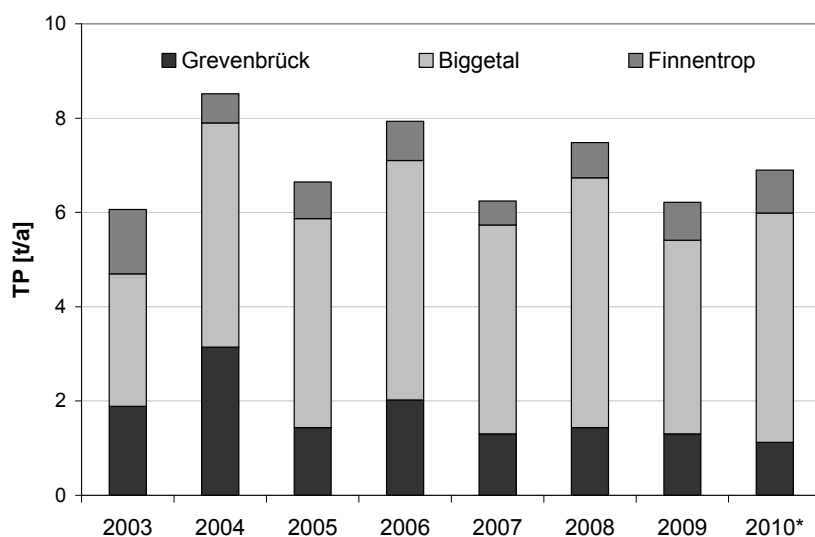


Abbildung 17: Jahresmittelwerte der Phosphorfrachten aus den Kläranlagen Grevenbrück, Biggetal und Finnentrop von 2000 bis 2010 in die Lenne (Datenquelle Ruhrverband NRW).

Auf Basis der Phosphorkonzentrationen an der GÜS Messstelle in Pasel (siehe Tabelle 3) und den Abflussdaten am Pegel Rönkhausen lässt sich die Gesamtfracht von Phosphor im Gewässer in den Jahren 2005, 2008, 2009 und 2010 abschätzen (Abbildung 17). Es ist zu beachten, dass die diffusen Einträge die Misch- und Niederschlagswassereinleitungen sowie eine oberhalb der Kläranlage Grevenbrück befindliche weitere Reinigungsanlage (Kläranlage Lennestadt) beinhalten. Die Phosphorfracht des Jahres 2010 wurde anhand der eigens

ermittelten Erhebungen an der Probestelle Pasel abgeschätzt und aus diesem Grund schraffiert dargestellt.

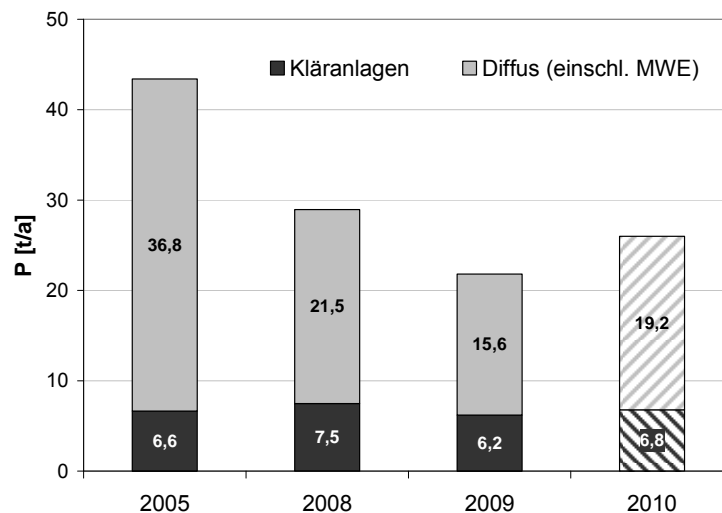


Abbildung 18: Eintrag von Gesamtphosphor aus Punktquellen (KA Grevenbrück, Biggetal und Finnentrop) und diffusen Quellen im Untersuchungsgebiet an der Lenne (die Phosphorfrachten der schraffierten Säule wurden abgeschätzt). Datenquelle: Ruhrverband NRW.

Aus Abbildung 18 wird erneut deutlich, dass der Eintrag von Gesamtphosphor aus den drei betrachteten Kläranlagen im Vergleich zum Gesamteintrag sehr gering ist. Unter der Berücksichtigung, dass der diffuse Eintrag sowohl die Misch- und Niederschlagswassereinleitungen als auch eine weitere Kläranlage oberhalb des Untersuchungsgebietes beinhaltet, ist der Eintrag aus den Punktquellen in der Gesamtanalyse höher einzuschätzen. Dennoch ist ein deutlicher Abwärtstrend der Gesamtfrachten an Phosphor zu erkennen.

5.1.7 Schwermetalle

Eine Schwermetallanalyse erfolgt sowohl für die gelöste Fraktion im Oberflächenwasser als auch für die Gehalte im Sediment. Die Ergebnisse aus beiden Analysen werden in diesem Kapitel gemeinsam dargestellt.

Nach EG-WRRL existieren für Schwermetalle verschiedene Werte zur Beurteilung der Konzentrationen (Umweltqualitätsnormen). Diese umfassen die Umweltqualitätsnormen für flussgebietsspezifische Schadstoffe zur Beurteilung des ökologischen Zustands und des ökologischen Potenzials, die Liste der prioritären Stoffe nach Anhang X der EG-WRRL zur Bewertung des chemischen Zustands (beides in: Entwurf Oberflächengewässerverordnung-OgewV mit Stand 01.08.2010; für chemischen Zustand Umsetzung der Richtlinie 2008/105/EG), sowie die Fischgewässerrichtlinie (Richtlinie 2006/44/EG).

In Tabelle 9 und Tabelle 10 sind die Umweltqualitätsnormen aus den genannten Richtlinien aufgeführt. Hierbei sind nur diejenigen Elemente berücksichtigt, die in der Lenne im Untersuchungszeitraum 2010 im Oberflächenwasser und im Sediment analysiert wurden (siehe auch Kapitel 4.2 und 4.7).

Tabelle 9: Übersicht über die Umweltqualitätsnormen für Schwermetalle nach EG-WRRL für die Wasserphase (S=Salminidengewässer; C=Cyprinidengewässer).

	OgewV (Stand 2010)	2008/105/EG	2006/44/EG
Blei		7,2 µg/l	
Cadmium		0,08 µg/l	
Kupfer			0,04 mg/l
Nickel		20 µg/l	
Vanadium	2,0 µg/l *		
Zink			0,3 mg/l (S); 1,0 mg/l (C)

* Die Umweltqualitätsnorm bezieht sich auf die gelöste Konzentration, d. h. die gelöste Phase einer Wasserprobe, die durch Filtration durch ein 0,45-µm-Filter oder eine gleichwertige Vorbehandlung gewonnen wird.

Tabelle 10: Übersicht über die Umweltqualitätsnormen für Schwermetalle nach EG-WRRL für Schwebstoff oder Sediment.

	OgewV (Stand 2010)
Arsen	40 mg/kg
Chrom	640 mg/kg
Kupfer	160 mg/kg
Zink	800 mg/kg

Tabelle 11 zeigt die Ergebnisse der Schwermetallanalysen in der gelösten Phase und im Sediment an den Probestellen in der Lenne.

Tabelle 11: Ergebnisse der Schwermetallanalysen in der Wasserphase (Mittelwert aus zwei Analysen) und im Sediment (Mittelwert aus der Sedimentkernanalyse; n=7) an den Probestellen in der Lenne im Untersuchungszeitraum des Jahres 2010.

		Bamenohl	Bigge	Pasel
Wasserphase	Blei	< 0,5 µg/l	< 0,5 µg/l	< 0,5 µg/l
	Cadmium	< 0,05 µg/l	< 0,05 µg/l	< 0,05 µg/l
	Kupfer	0,003 mg/l	0,002 mg/l	0,004 mg/l
	Nickel	2,0 µg/l	1,2 µg/l	1,2 µg/l
	Vanadium	< 0,3 µg/l	< 0,3 µg/l	< 0,3 µg/l
	Zink	0,03 mg/l	0,005 mg/l	0,014 mg/l
Sediment	Arsen			10 mg/kg
	Chrom			66 mg/kg
	Kupfer			63 mg/kg
	Zink			769 mg/kg

Die gemessenen Schwermetallkonzentrationen im Oberflächenwasser unterschreiten an allen aufgeführten Probestellen die in Tabelle 9 geforderten Umweltqualitätsnormen.

Ebenso existieren keine Überschreitungen der Qualitätsnormen im Sediment auf Basis der gemittelten Werte aus den einzelnen Sedimentkernen.

Die Ergebnisse der Schwermetallanalysen in den vier entnommenen Sedimentkernen im Bereich Rönkhausen und Pasel im Sediment wurden aggregiert und gemittelt. Die Werte in den unterschiedlichen Sedimenttiefen für die Elemente Chrom, Kupfer und Zink sind in Abbildung 19 als Säulendiagramm dargestellt.

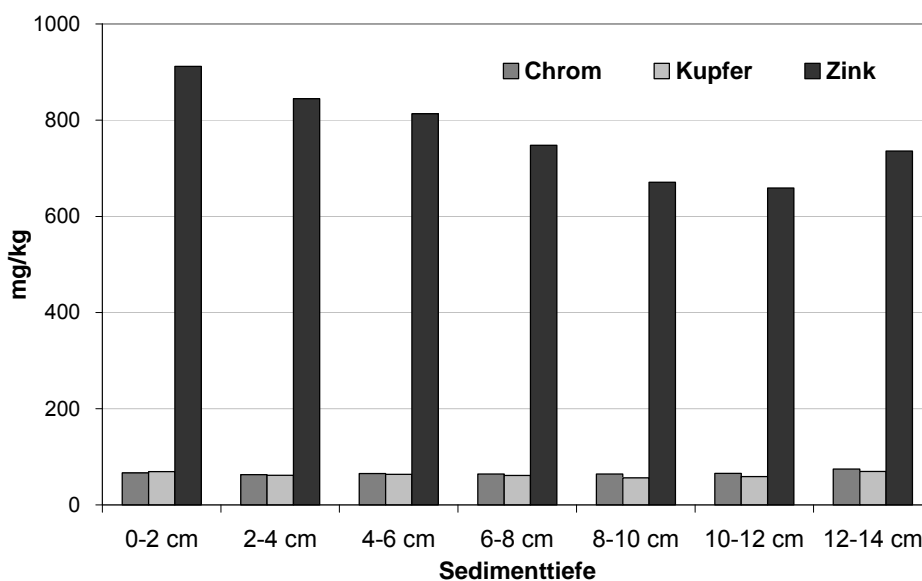


Abbildung 19: Schwermetallgehalte im Sediment der Lenne im Gewässerabschnitt Rönkhausen/Pasel im September 2010.

Aus der Abbildung wird ersichtlich, dass weder Chrom noch Kupfer die in Tabelle 10 aufgeführten Qualitätsnormen überschreiten.

In den oberen Sedimentschichten bis 4-6 cm treten erhöhte Zinkgehalte von > 800 mg/kg in der Lenne auf. Diese sind zurückzuführen auf eine ehemalige Grube in Lennestadt-Meggen, ca. 7 km oberhalb von Bamenohl. Die Emissionen stammen aus einer Fällanlage, die übertretendes Grubenwasser behandelt, aus einem ungedichteten Absetzteich der Grube über den Hachener Bach und diffus aus Restbelastungen des Bodens der ehemaligen Tagesanlagen der Grube.

Mögliche Zinkbelastungen aus der still gelegten Grube können zumindest im Oberflächenwasser und bezogen auf das Untersuchungsjahr 2010 nicht verifiziert werden. Auf Grund der hohen Bindungsfähigkeit von Metallen an Sedimentpartikel und der Bedingungen im Oberflächenwasser der Lenne (hohe pH-Werte, oxische Zustände) ist von einer nahezu gleich bleibenden Sedimentbelastung mit Zink auszugehen.

5.2 Hyporheisches interstitial

5.2.1 Temperatur

Hinweise auf eine mögliche Kolmation des Kieslückensystems lassen sich durch eine kontinuierliche Aufnahme von vertikalen Temperaturprofilen in unterschiedlichen Sedimenttiefen (5, 15, 25 und 45 cm) gewinnen. Je stärker das Sediment kolmatiert, das heißt mit Feinmaterial organischen oder mineralischen Ursprungs verstopft ist, desto ausgeprägter ist dabei die Dämpfung der Temperaturamplituden in den tieferen Sedimentschichten bzw. deren zeitliche Verschiebung. Im Rahmen der Untersuchung wurden kontinuierliche Temperaturmessungen über den Zeitraum von April bis September aufgenommen.

Abbildung 20 zeigt die Temperaturganglinien im Oberflächenwasser, in 15 cm und in 45 cm Sedimenttiefe an der Probestelle Bamenohl und einen Ausschnitt der Temperaturkurven vom 19. bis 23. August 2010.

Bamenohl

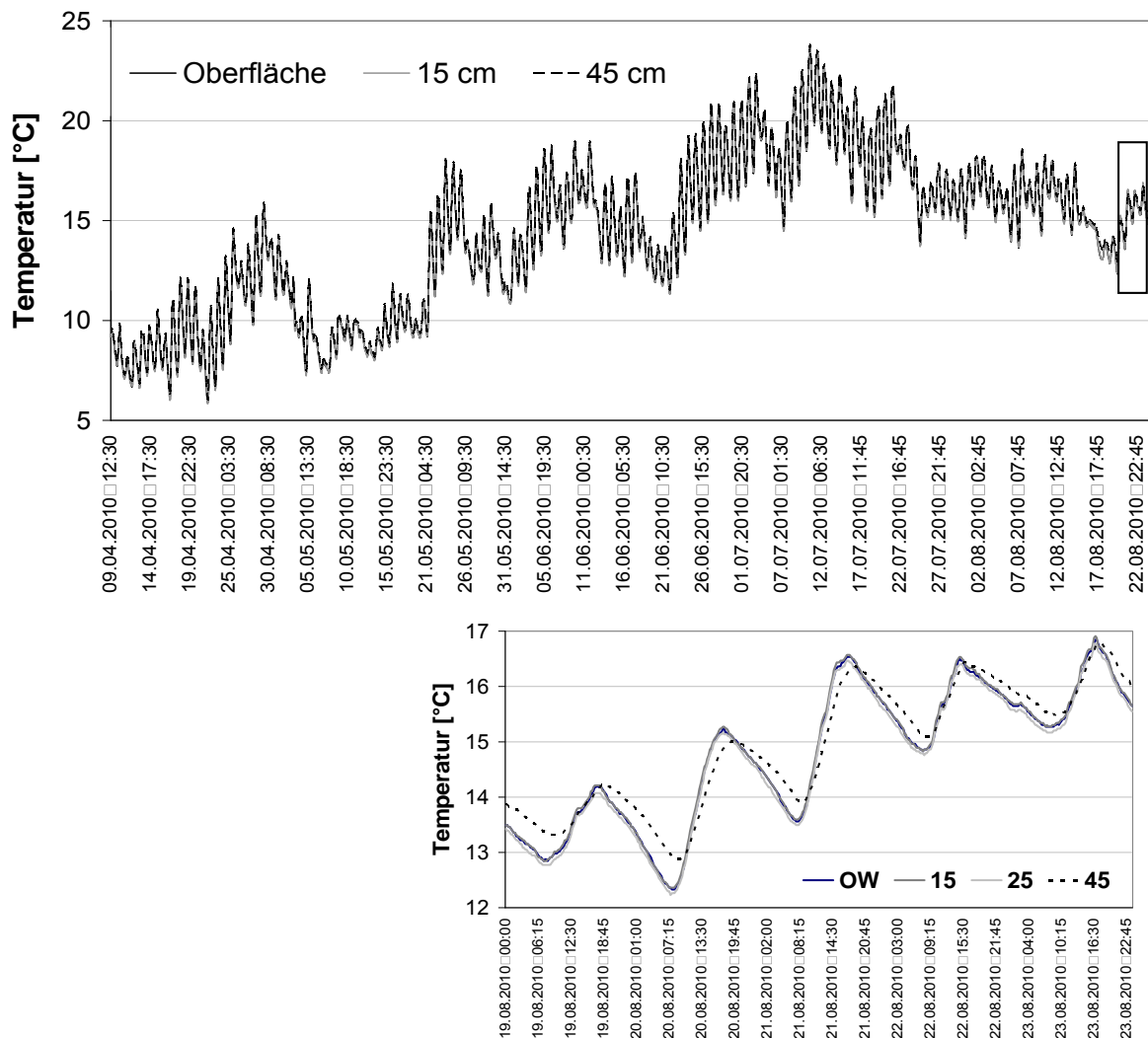


Abbildung 20: Temperaturganglinien im sedimentnahen Oberflächenwasser, in 15 cm und in 45 cm Sedimenttiefe an der Probestelle Bamenohl im Zeitraum 9.04. bis 23.08.2010 (oben). Ausschnitt der Temperaturprofile vom 19.08. bis 23.08.2010 (unten).

Die Temperaturkurven an der Probestelle Bamenohl zeigen von April bis August des Jahres 2010 nahezu keine Amplitudenverschiebung zwischen der fließenden Welle (sedimentnahes Oberflächenwasser) und den unterschiedlichen Schichten des Kieslückensystems. Bei dezidiert Betrachtung (19. bis 23.08.2010) zeigt der Temperaturverlauf in 45 cm Sedimenttiefe eine nur geringfügige Verschiebung der Temperaturmaxima sowie eine Dämpfung der Tag-Nacht Schwankungen von maximal 0,5 °C. Anhand der gemessenen Temperaturverhältnisse im Untersuchungsjahr 2010 kann nicht von einer verstärkten Kolmation des Kieslückensystems an der Probestelle Bamenohl ausgegangen werden.

In Abbildung 21 sind die Temperaturkurven vom 9. April bis zum 17. September 2010 von der Probestelle Bigge aufgetragen. Die Detailabbildung zeigt den Zeitraum vom 10. bis 14. August 2010.

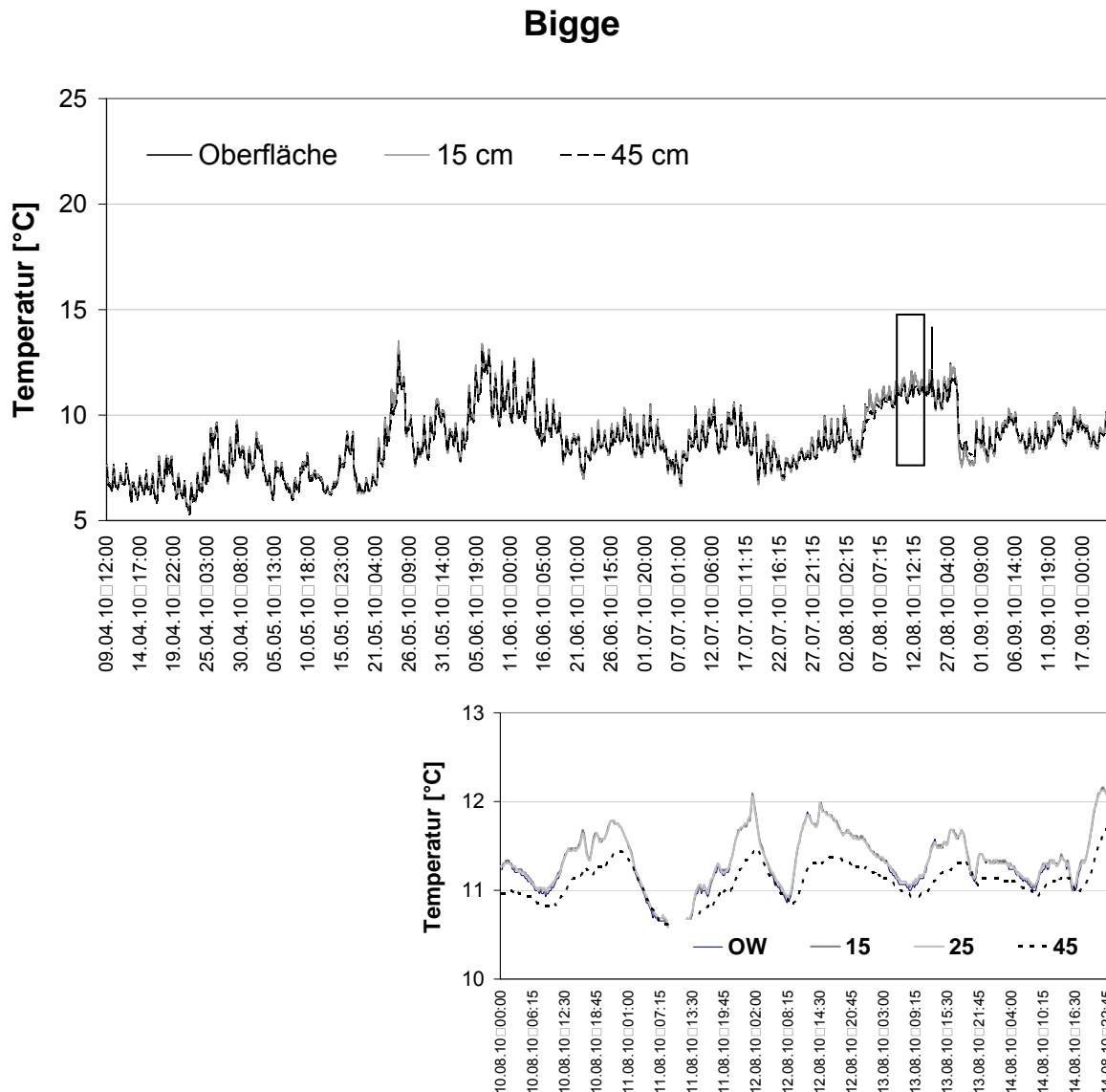


Abbildung 21: Temperaturganglinien im sedimentnahen Oberflächenwasser, in 15 cm und in 45 cm Sedimenttiefe an der Probestelle Bigge im Zeitraum 9.04. bis 21.09.2010 (oben). Ausschnitt der Temperaturprofile vom 10.08. bis 14.08.2010 (unten).

Auffallend an den Temperaturprofilen der Bigge sind die weitaus geringeren Schwankungen sowohl im Tag-Nacht Rhythmus als auch im gesamten Verlauf des gemessenen Untersuchungszeitraumes durch den Tiefenablass des kalten Wassers aus der Talsperre Ahausen. Ähnlich wie an der Probestelle Bamenohl überlagern sich die Temperaturkurven in den einzelnen Sedimentschichten wobei auch hier lediglich der Horizont bei 45 cm Sedimenttiefe eine geringe Dämpfung um maximal 0,5 °C aufzeigt. Auch an der Probestelle

Bigge können auf Basis der Ergebnisse keine Rückschlüsse auf eine verstärkte Kolmation des Kieslückensystems im Untersuchungszeitraum geschlossen werden.

Abbildung 22 zeigt die Temperaturverhältnisse im Oberflächenwasser und im hyporheischen Interstitial an der Probestelle Pasel vom 14. Juni (auf grund eines Sondenausfalls liegen die Daten erst ab diesem Zeitpunkt vor) bis zum 21. September des Jahres 2010. Der Detailausschnitt zeigt die Temperaturverhältnisse vom 10.09. bis 15.09.2010.

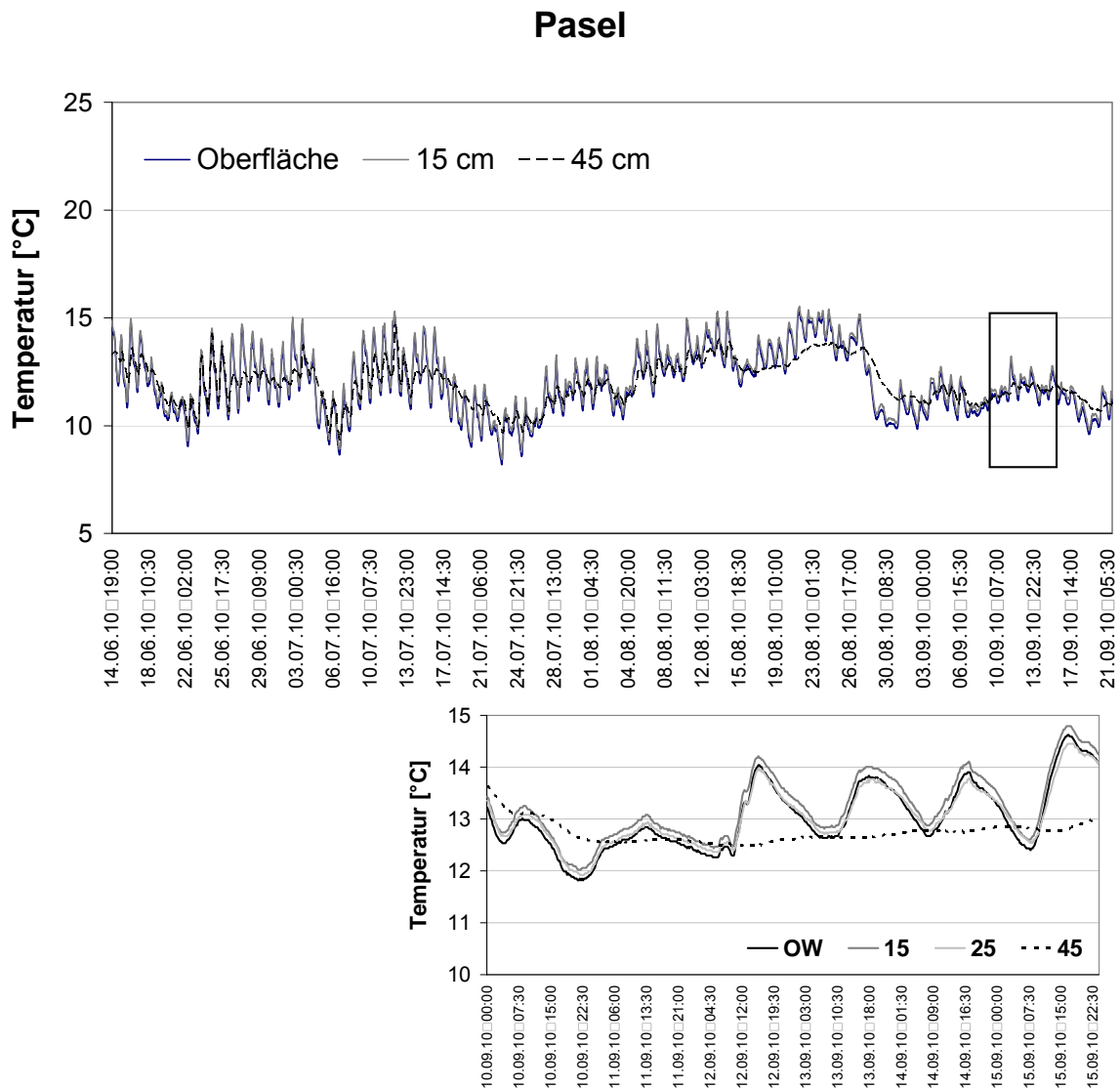


Abbildung 22: Temperaturganglinien im sedimentnahen Oberflächenwasser, in 15 cm und in 45 cm Sedimenttiefe an der Probestelle Pasel im Zeitraum 14.06. bis 21.09.2010 (oben). Ausschnitt der Temperaturprofile vom 10.09. bis 15.09.2010 (unten).

Die Temperaturganglinien an der Probestelle Pasel überlagern sich im gesamten Untersuchungszeitraum bis zu einer Sedimenttiefe von 25 cm. Besonders auffällig ist hierbei der Interstitialhorizont von 45 cm, indem nahezu keine Tag-Nacht Schwankungen mehr zu

erkennen sind (Abbildung 22, Ausschnitt). Da die Horizonte bis 25 cm Sedimenttiefe nur geringfügige Differenzen aufweisen, kann davon ausgegangen werden, dass auch an der Probestelle Pasel keine verstärkten Kolmationsvorgänge stattgefunden haben. Vielmehr legen die Temperaturverhältnisse in 45 cm Tiefe den Schluss nahe, dass es sich hierbei um geologisch bedingte Veränderungen durch beispielsweise schlechter durchgängige Bodenformationen mit erhöhten Ton- oder Lehmantteilen handelt.

5.2.2 Vertikale Druckgradienten

Zur Verifizierung der Funktionsfähigkeit des hyporheischen Interstitials wurden neben der kontinuierlichen Aufnahme der Temperaturverhältnisse die Druckverhältnisse mit Hilfe des Piezometers an insgesamt vier Probenahmetagen erfasst. Die Druckverhältnisse in den unterschiedlichen Sedimenttiefen geben insbesondere Aufschluss über die In- und Exfiltration des Porenwassers im Bereich der installierten Multi-Level Sonden. Die Druckverhältnisse wurden getrennt für jede Sonde berechnet.

Abbildung 23 zeigt die Druckverhältnisse an der Probestelle Bamenohl exemplarisch für Sonde 1 (in Fließrichtung im Bereich der rechten Uferseite). Auf der x-Achse sind hierbei die berechneten vertikalen hydraulischen Druckgradienten in Meter aufgetragen. Die y-Achse zeigt die Sedimenttiefe in Zentimeter. Die Ergebnisse für die Sonden 1 und 2 sind in Anhang 9.2, Abbildung 55 aufgeführt.

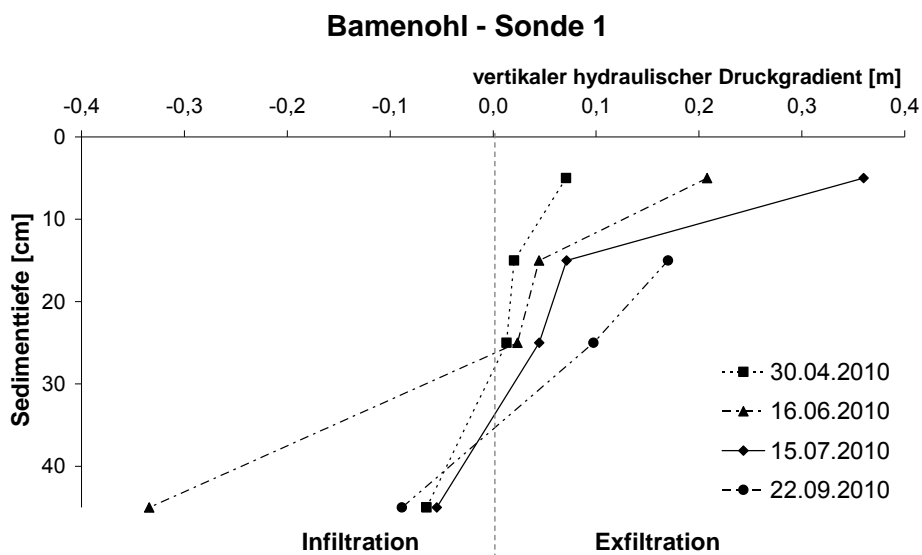


Abbildung 23: Vertikale hydraulische Druckgradienten im hyporheischen Interstitialan in Bamenohl (Multi-Level Sonde 1) an vier Probenahmetagen im Jahr 2010.

Anhand der aufgeführten Druckgradienten erkennt man deutlich, dass in den tieferen Sedimentschichten eine Infiltration des Porenwassers erfolgt. Die Infiltration ist gegeben durch die morphologische Charakteristik der Pool-Riffle Sequenz. Während in den tieferen Schichten des Kieslückensystems die Infiltration in das Sediment überwiegt, wird das

Porenwasser in den oberflächennahen Sedimentschichten ausgetragen (Exfiltration). Voraussetzung für diese Druckverhältnisse ist die Durchlässigkeit des Sediments.

Eine etwas andere Situation stellt sich an der Probestelle Pasel dar (Abbildung 24). Die hier dargestellten Ergebnisse fanden sich an der Sonde 3 (Flussmitte) im direkten Riffle-Einströmbereich. Dort erfolgte eine Infiltration des Oberflächenwassers in das Sediment mit hohen hydraulischen Druckgradienten von bis zu 0,3 m in 5 cm Sedimenttiefe. Die tieferen Sedimentschichten sind durch die geomorphologisch bedingten Strömungsverhältnisse zunächst weniger betroffen und die Druckgradienten sind eher gering. Das bedeutet einerseits, dass die Lage der Sonden genau diejenigen Gewässerabschnitte für die Probenahme repräsentieren und andererseits, dass in diesem Einstömbereich das Kieslückensystem ausreichend durchlässig ist (die übrigen Ergebnisse der vertikalen Druckgradienten an der Probestelle Pasel als auch an der Probestelle Bigge sind in Anhang 9.2, Abbildung 56 und Abbildung 57 dargestellt).

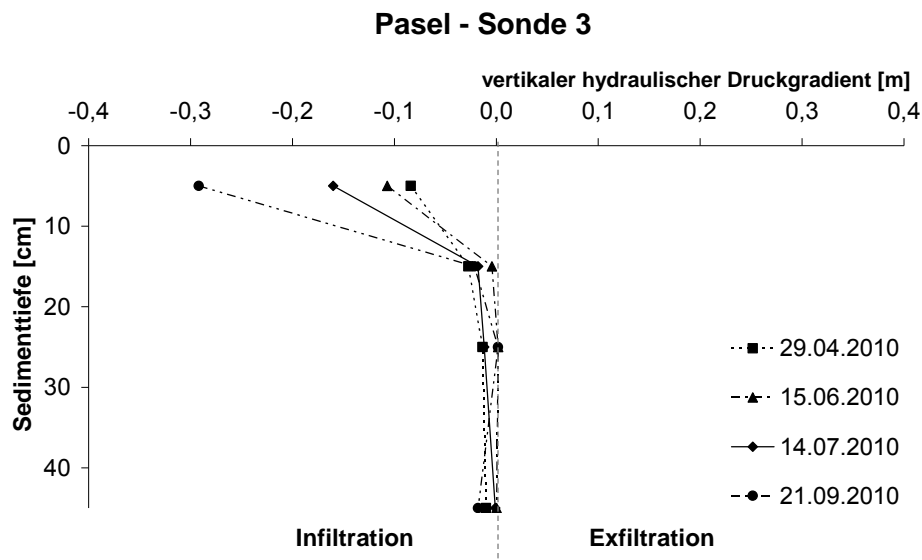


Abbildung 24: Vertikale hydraulische Druckgradienten im hyporheischen Interstitialan in Pasel (Multi-Level Sonde 3) an vier Probenahmetagen im Jahr 2010.

5.2.3 Sauerstoff

Sauerstoffdefizite im Kieslückensystem sind vorrangig auf respiratorische Umsetzungsprozesse von Nährstoffen im Interstitial zurückzuführen. Sie lassen daher Aussagen über die Nährstoffanreicherung und die respiratorische Aktivität der Mikroorganismen, die Funktionalität des Biofilms im Sediment und mögliche biogen induzierte Kolmationsvorgänge zu.

In Abbildung 25 sind die Sauerstoffverhältnisse in Bamenohl und in der Bigge im hyporheischen Interstitial aufgeführt. Auf der x-Achse ist die Sauerstoffsättigung, auf der y-Achse die Sedimenttiefe aufgetragen. Für diese Auswertungen wurden die Messergebnisse aller Sonden an den jeweiligen Probestellen zusammengefasst, da keine signifikanten Unterschiede im Tiefenprofil der einzelnen Sonden aufgetreten sind.

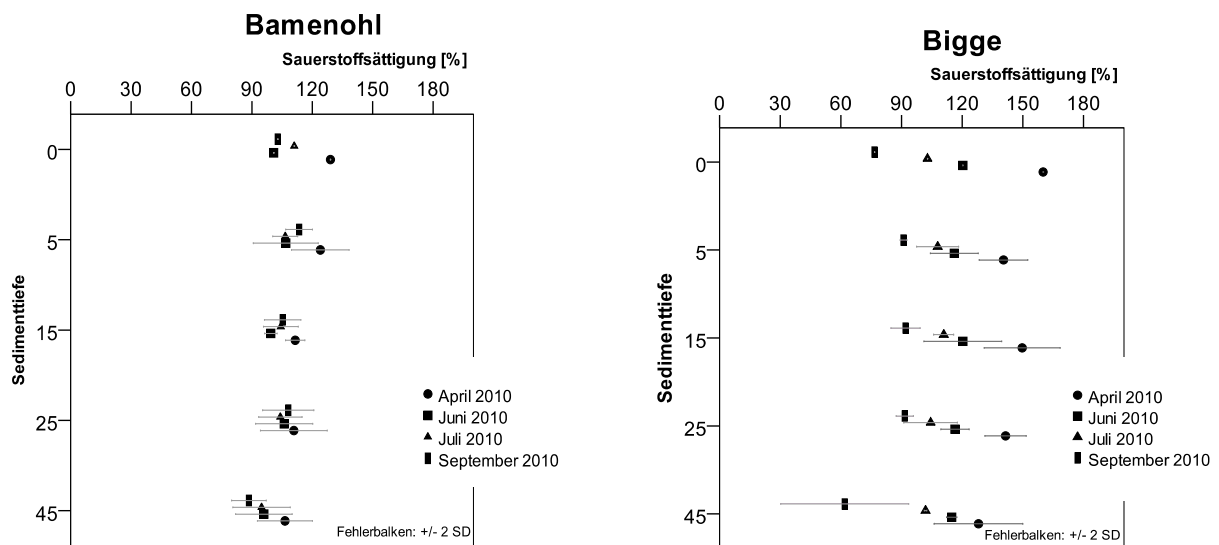


Abbildung 25: Sauerstoffsättigungskonzentrationen an den Probestellen Bamenohl und Bigge in den unterschiedlichen Sedimenttiefen des hyporheischen Interstitials im Untersuchungszeitraum 2010 (n=12; SD=Standardabweichung).

Die Sauerstoffverhältnisse an der Probestelle Bamenohl weisen eine geringe Variabilität hinsichtlich einer jahreszeitlichen Veränderung und der Verhältnisse in den unterschiedlichen Sedimenttiefen auf. Das Sediment ist über den gesamten Untersuchungszeitraum bis in die tiefen Schichten (45 cm) gesättigt. Die Spannweite der Sauerstoffsättigung beträgt an der Probestelle Bamenohl 84 bis 131 %.

An der Bigge ist eine geringfügige Änderung der Sauerstoffverhältnisse im Verlauf der Probenahmetermine zu erkennen. Beträgt die Sauerstoffsättigung im April noch 160 % im Oberflächenwasser, so sind es im September lediglich 75 %. Die geringeren Sättigungskonzentrationen finden sich zudem in den unterschiedlichen Sedimenttiefen wieder. Jedoch kommt es mit Ausnahme vom September 2010 im 45 cm-Horizont zu keiner wesentlichen Verringerung der Konzentrationen bis in die tiefen Sedimentschichten. Die gemessenen Sauerstoffsättigungen an der Bigge betragen zwischen 50 und 160 %.

Abbildung 26 zeigt die Sauerstoffverhältnisse in Pasel. Auf der rechten Seite der Abbildung wurden zudem die mittleren Sauerstoffsättigungskonzentrationen für die Monate Juni, Juli und September aufgetragen, um die Verhältnisse im Kieslückensystem zu verdeutlichen.

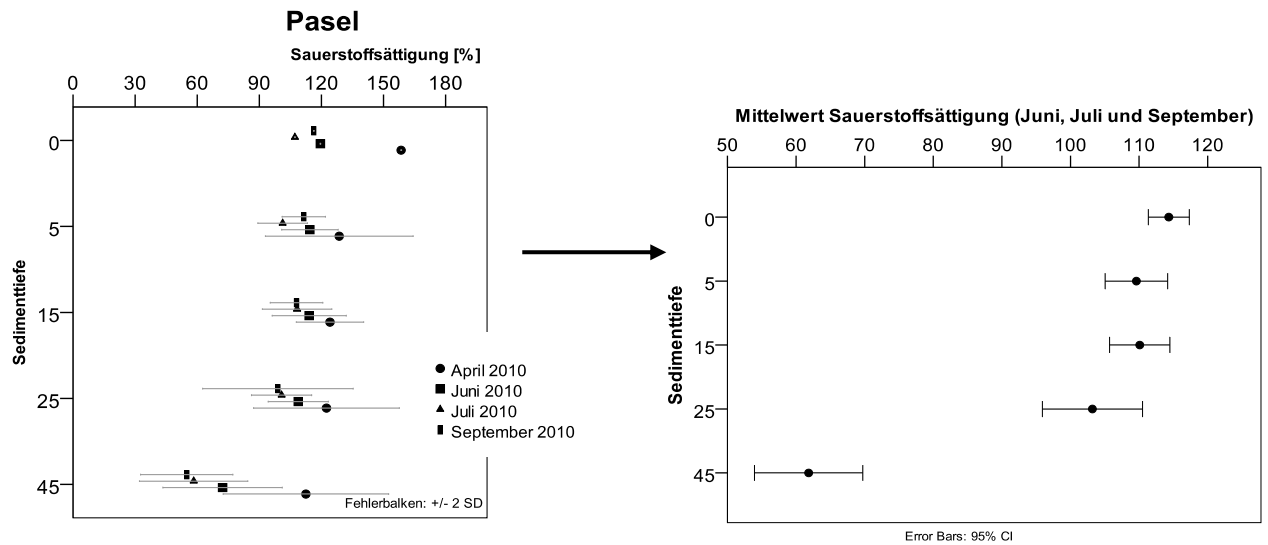


Abbildung 26: Sauerstoffsättigungskonzentrationen an der Probestelle Pasel den unterschiedlichen Sedimenttiefen des hyporheischen Interstitials (links) und Mittelwerte der Sauerstoffsättigung für die Monate Juni, Juli und September im Untersuchungszeitraum 2010 (n=12; SD=Standardabweichung).

An der Probestelle Pasel sind die Sauerstoffsättigungskonzentrationen bis zu einer Sedimenttiefe von 25 cm nahezu vergleichbar mit den Verhältnissen in Bamenohl und in der Bigge. Das Sediment ist bis in diese Horizonte zu allen Probenahmeterminen mit Sauerstoff gesättigt. In 45 cm Tiefe sinken die Sauerstoffkonzentrationen bis zu 44 %. Diese Abnahme ist im April weniger deutlich ausgeprägt als in den Monaten Juni, Juli und September. Die Mittelwertbildung der Ergebnisse von diesen Monaten (Abbildung 26, rechts) verdeutlicht die Sauerstoffabnahme. Dieses Ergebnis ist zudem kongruent zu den gemessenen Temperaturverhältnissen im hyporheischen Interstitial in Pasel (siehe Abbildung 22).

5.2.4 pH

Analog zu den Ergebnissen aus Kapitel 5.2.3 sind in Abbildung 27 die pH-Werte an den drei Probestellen dargestellt.

Für diese Auswertungen wurden ebenso die Messergebnisse aller Sonden an den jeweiligen Probestellen zusammengefasst, da keine signifikanten Unterschiede im Tiefenprofil der einzelnen Sonden aufgetreten sind.

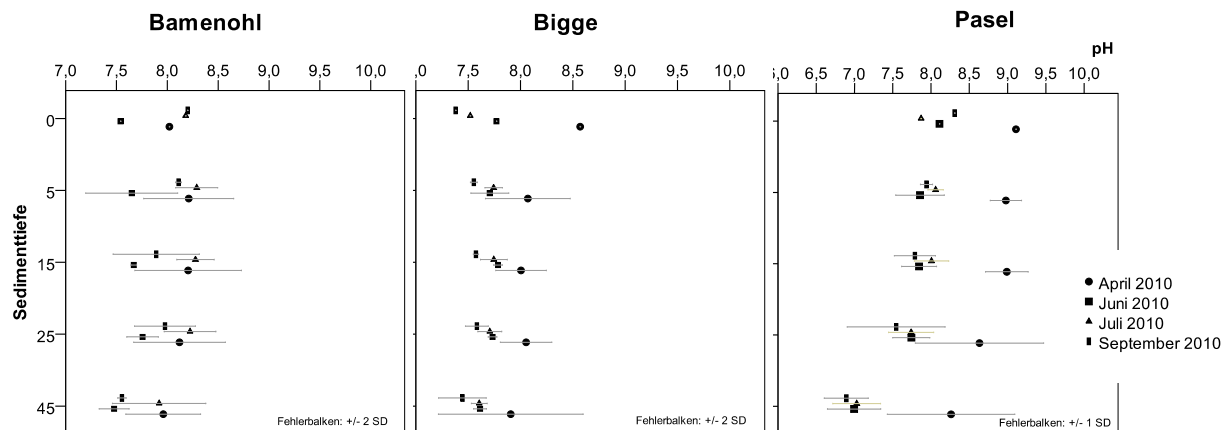


Abbildung 27: pH-Werte an den Probestellen Bamenohl, Bigge und Pasel in den unterschiedlichen Sedimenttiefen des hyporheischen Interstitials im Untersuchungszeitraum 2010 (n=12; SD=Standardabweichung).

Auf Basis der gemessenen pH-Werte wird zumindest an der Probestelle Pasel die verstärkte Biomasseproduktion der Primärproduzenten im April des Jahres 2010 deutlich. Das durchlässige Kieslückensystem bewirkt, dass das Oberflächenwasser bis in die tiefen Sedimentschichten vordringt und pH-Werte um 8,5 auftreten. In den darauf folgenden Monaten kommt es im Horizont von 45 cm zu einem deutlichen Abfall. Die Spannweite des pH in Pasel umfasst Werte zwischen 6,5 und 9,2.

Weniger ausgeprägt sind die Verhältnisse bezüglich des pH an den Probestellen Bamenohl und Bigge. Die Verhältnisse im Oberflächenwasser charakterisieren die physikalisch-chemischen Gegebenheiten im Porenwasser über das gesamte Tiefenprofil. Die gemessenen pH-Werte im Sediment von Bamenohl und an der Bigge liegen zwischen 7,3_{min} und 8,6_{max}.

5.2.5 Phosphor und Stickstoff

Das hyporheische Interstitial fungiert in seiner Funktion als Nährstoffsенке. Dort findet eine Vielzahl von Stoffumsetzungsprozessen statt. Je mehr Nährstoffe in das Sediment eingetragen werden, desto stärker bilden sich Biofilme mit respiratorisch aktiven Mikroorganismen aus, welche die physikalisch-chemischen Verhältnisse des Porenwassers prägen (biogene Kolmation). Neben den Sauerstoffverhältnissen lassen sich demnach durch Messungen der Nährstoffkonzentrationen Aussagen über eine mögliche biogene Kolmation des Kieslückensystems treffen.

Abbildung 28 zeigt den Mittelwert der Gesamtposphorkonzentrationen an den drei Probestellen Bamenohl, Bigge und Pasel. Der Mittelwert wurde aus den gemessenen Konzentrationen der Multi-Level Sonden berechnet. In dieser Abbildung ist zudem der Orientierungswert nach LAWA (2007) bei 0,1 mgTP/l als gestrichelte Linie mit aufgeführt.

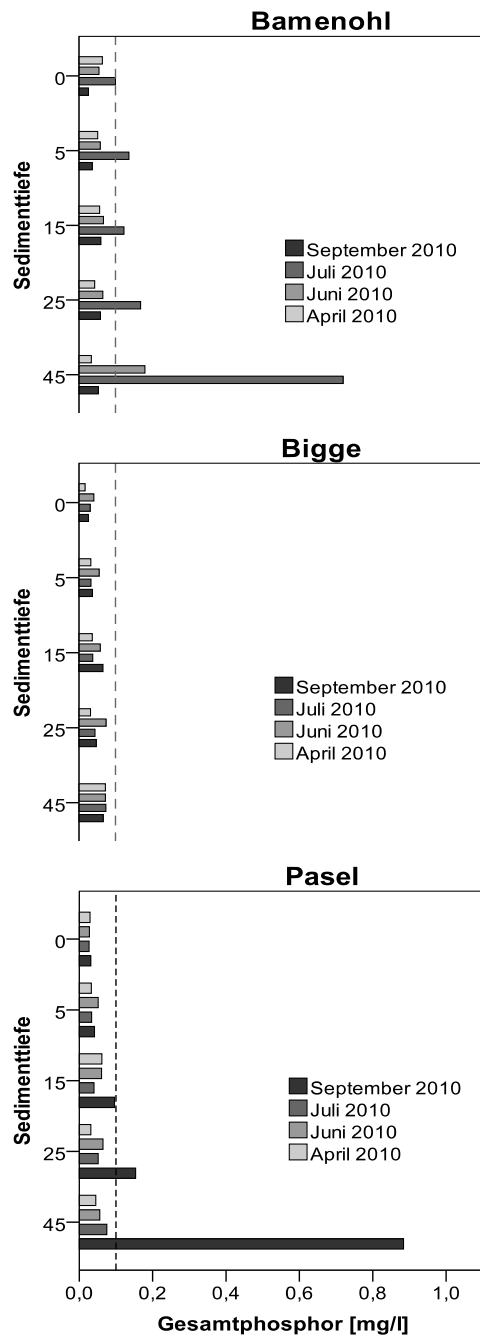


Abbildung 28: Gesamtphosphorkonzentrationen an den Probestellen Bamenohl, Bigge und Pasel in den unterschiedlichen Sedimenttiefen des hyporheischen Interstitials im Untersuchungszeitraum 2010 (n=12; gestrichelte Linie=Orientierungswert für TP nach LAWA 2007).

Die Gesamtphosphorkonzentrationen überschreiten im Oberflächenwasser den Orientierungswert nach LAWA (2007) nicht. In Bamenohl erfolgt eine Anreicherung von Phosphor lediglich im Juli 2010. Besonders auffällig sind die hohen Konzentrationen von 0,72 mg/l in 45 cm Sedimenttiefe.

An der Probestelle Bigge werden weder die Orientierungswerte nach LAWA (2007) überschritten, noch kommt es zu einer signifikanten Anreicherung von Phosphor im Tiefenprofil. In Pasel lassen sich die Nährstoffverhältnisse bezüglich Gesamtphosphor mit den geschilderten Gegebenheiten in Bamenohl vergleichen. Allerdings erfolgt die Anreicherung hier nicht im Juli sondern im September des Untersuchungsjahres mit Konzentrationen von 0,87 mg/l. Die zeitliche Verschiebung der Nährstoffanreicherung im Sediment lässt sich möglicherweise durch die über die Sommermonate lang anhaltenden niedrigen Abflüsse im Gewässer als auch das veränderte Temperaturregime an der Probestelle Pasel (kältere Temperaturen durch den Zufluss der Bigge) begründen.

Die Gesamtphosphorkonzentrationen sind sowohl im Oberflächenwasser als auch im hyporheischen Interstitial an allen drei Probestellen als gering (Bigge) bis mäßig (Bamenohl und Pasel) belastet einzustufen.

Die gemessenen Stickstoffkonzentrationen (Ammonium, Nitrit und Nitrat) sind an allen drei Probestellen gering (die Analyseergebnisse sind in Anhang 9.2, Tabelle 25 aufgeführt). Auf Basis der im hyporheischen Interstitial gemessenen Ammoniumkonzentrationen, pH-Werte und der Temperatur wurde analog zu Kapitel 5.1.5 eine Ammoniak-Dosis Belastung an den einzelnen Probestellen im Tiefenprofil berechnet (Abbildung 29).

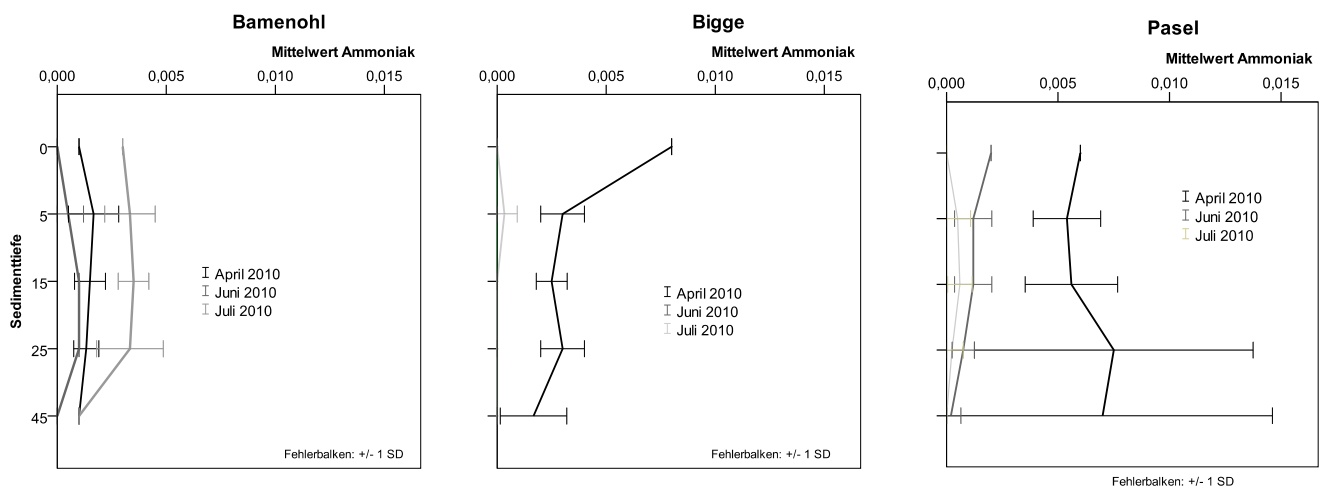


Abbildung 29: Ammoniakkonzentrationen an den Probestellen Bamenohl, Bigge und Pasel in den unterschiedlichen Sedimenttiefen des hyporheischen Interstitials im Untersuchungszeitraum 2010 (n=12; SD=Standardabweichung).

Auf Basis der Messergebnisse und den daraus abgeleiteten Berechnungen besteht im Untersuchungsjahr 2010 an keiner der Probestellen im hyporheischen Interstitial eine akute (> 0,1 mg/l) oder chronische (> 0,025 mg/l) Ammoniakbelastung.

5.3 Gewässerflora

5.3.1 Benthofluormessungen

Die durchgeführten Benthofluormessungen dokumentieren den zeitlichen Verlauf der Frühjahrsblüte benthischer Algen an den Untersuchungsstellen. Generell sind die Messungen in der Bigge aufgrund der gegebenen Dominanz von Moosen im Bereich der Sohle problematisch im Hinblick auf die Erfassung eines repräsentativen Querschnitts. In der Bigge wurden daher bevorzugt Steine berücksichtigt, die einen möglichst geringen Moosaufwuchs zeigten.

Abbildung 30 zeigt die Benthofluormessungen für die Bigge ab dem 14.05.2010. Zu diesem Zeitpunkt war die Frühjahrsblüte benthischer Diatomeen bereits voll ausgeprägt. Bis Anfang Juni wurden hohe Chlorophyll a Konzentrationen bis circa 2,5 µg/cm² auf den Steinen gemessen. Kieselalgen erreichten dabei Anteile bis 1,5 µg/cm², während Cyanophyta und andere Algengruppen zusammen Werte von weniger als 1 µg/cm² erreichten. Dieses Ergebnis stimmt mit dem Vor-Ort-Aspekt der Aufwuchsstruktur überein, wonach die blütendominierenden Kieselalgen nicht direkt den Steinen anheften, sondern auf und in einer dreidimensionalen Matrix zusammen mit fädigen Cyanophyceen sowie Chlorophyceen wachsen. Die in silikatischen Mittelgebirgsgewässern verbreitete und als trophiesensibel geltende Rotalge *Lemanea fluviatilis* kommt auch in der Bigge sporadisch vor und besiedelt vornehmlich strömungsexponierte Kantenbereiche größerer Steine. Sie ist nicht als primäres Aufwuchssubstrat für die Diatomeen zu benennen. Mit Beginn des Juni 2010 konnten in der Bigge vermehrt Watten fädiger Grünalgen der Gattung *Vaucheria* beobachtet werden. Nach dem 02.06.2010 brechen die benthischen Algengesellschaften zusammen. Am 25.06.2010 waren die nicht von Moospolstern überwachsenen Steine in der Bigge weitgehend aufwuchsfrei.

Aus der Gegenüberstellung der gemessenen Chlorophyll a Daten mit dem aus den Diatomeenanalysen abgeleiteten relativen Biovolumen der Kieselalgegengesellschaften ist erkennbar, dass der Biomassezuwachs während der Blüte insbesondere auf die koloniebildenden Diatomeen zurückzuführen ist. Für die Bigge ist in diesem Zusammenhang insbesondere *Diatoma vulgare* zu nennen.

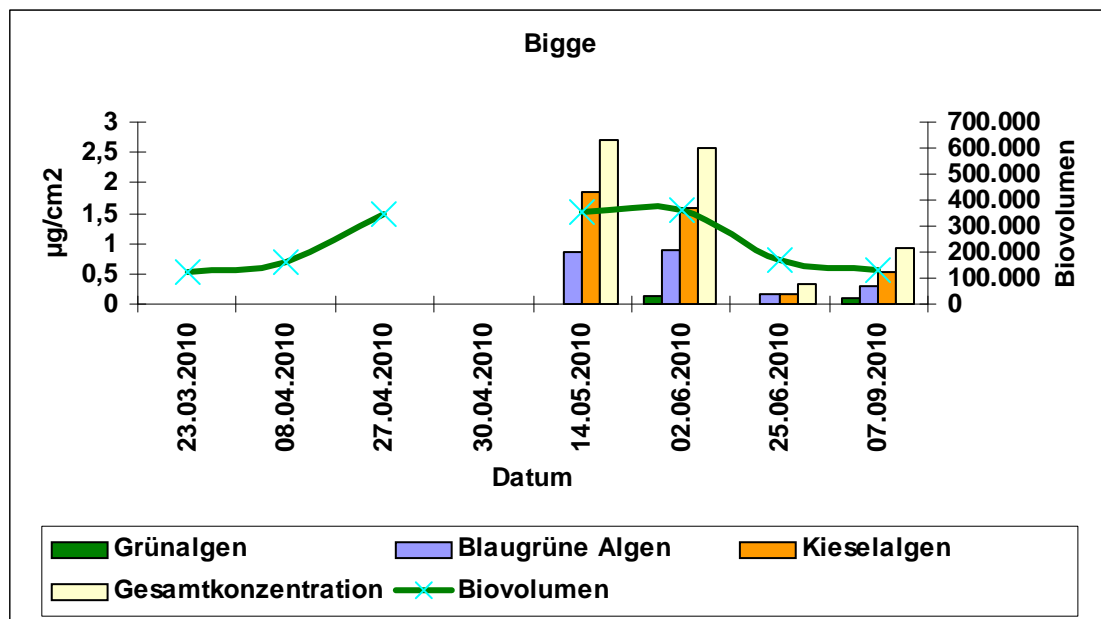


Abbildung 30: Chlorophyllgehalte pro Flächeneinheit (Benthofluormessergebnisse) und relatives Biovolumen der Diatomeengesellschaften an der Bigge.

In Abbildung 31 sind die Untersuchungen für die Probestelle Bamenohl aufgeführt. Diese ist durch lang anhaltende und hohe Chlorophyllgehalte pro Flächeneinheit gekennzeichnet. Weiterhin treten Moose in diesem Gewässerabschnitt nur sehr sporadisch auf. *Lemanea fluviatilis* kommt auch in Bamenohl mit einer geringen Flächendeckung stetig vor. In Bamenohl wurden zwischen dem 08.04.2010 und dem 02.06.2010 durchgängig hohe Gesamtchlorophyllgehalte $> 2\mu\text{g}/\text{cm}^2$ gemessen. Auffällig ist hierbei, dass Anfang April annähernd gleiche Anteile von Kieselalgen und Cyanophyceen angezeigt werden, während an den Folgeterminen bis zum 14.05.2010 eine gegebene Diatomeendominanz dokumentiert wird. Anfang Juni kommt es in Bamenohl zu einer Umkehr in den Dominanzverhältnissen zugunsten der übrigen Algengruppen. Dieses Ergebnis konnte auch im Freiland beobachtet werden, da der Algenaufwuchs am 02.06.2010 deutlich sichtbar mit grünlich schimmernden, teilweise fädigen Algen durchsetzt war. Am 25.06.2010 war der Algenaufwuchs auch im Bereich Bamenohl deutlich reduziert, erreichte aber bereits im September wieder Werte $> 1\mu\text{g}/\text{cm}^2$. Im Vergleich zu den anderen Probestellen war der Standort Bamenohl durch eine relativ geringe Dynamik des Algenaufwuchses gekennzeichnet.

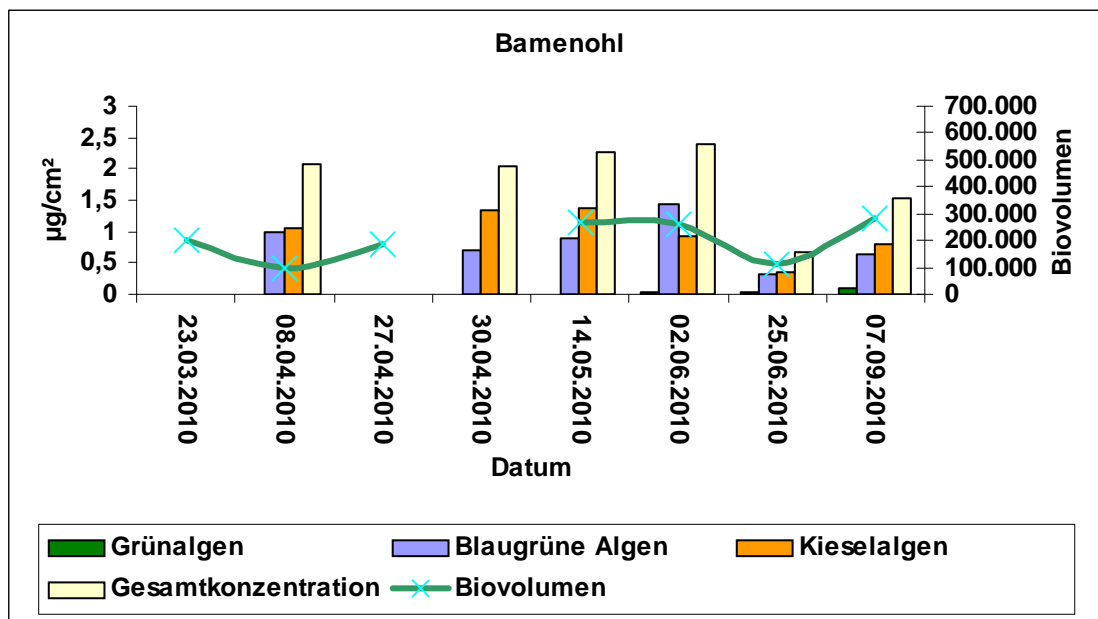


Abbildung 31: Chlorophyllgehalte pro Flächeneinheit (Benthofluormessergebnisse) und relatives Biovolumen der Diatomeengesellschaften an der Lenne, Standort Bamenohl.

Analog zu den Ergebnissen in Bamenohl wurde auch der Standort Lenhausen Anfang April nicht von Diatomeen dominiert (Abbildung 32). Neben sporadischen Vorkommen von *Lemanea fluviatilis* wurden im Freiland makroskopisch deutlich sichtbare Lager fädiger Grünalgen in geringer Deckung beobachtet. Weiterhin war der Aufwuchs auf den Steinen erkennbar mit grünlichblauen Einlagerungen durchsetzt. Im Verlauf der Monate April und Mai war auch in Lenhausen eine deutliche Diatomeenblüte zu beobachten, die zudem durch die Benthofluormessungen belegt wurde. Die gute Übereinstimmung zwischen den Messwerten der Chlorophyll a Konzentration je cm² und dem aus den Diatomeenanalysen abgeleiteten relativem Biovolumen verdeutlicht, dass an diesem Standort insbesondere *Melosira varians*, *Fragilaria ulna* und *Diatoma vulgare* während der Blüte quantitativ dominierten. In Lenhausen wurde bereits in der zweiten Maihälfte ein deutlicher Einbruch in der Diatomeenblüte festgestellt. Am 25.06.2010 war die Sohle in diesem Lenneabschnitt nahezu aufwuchsfrei.

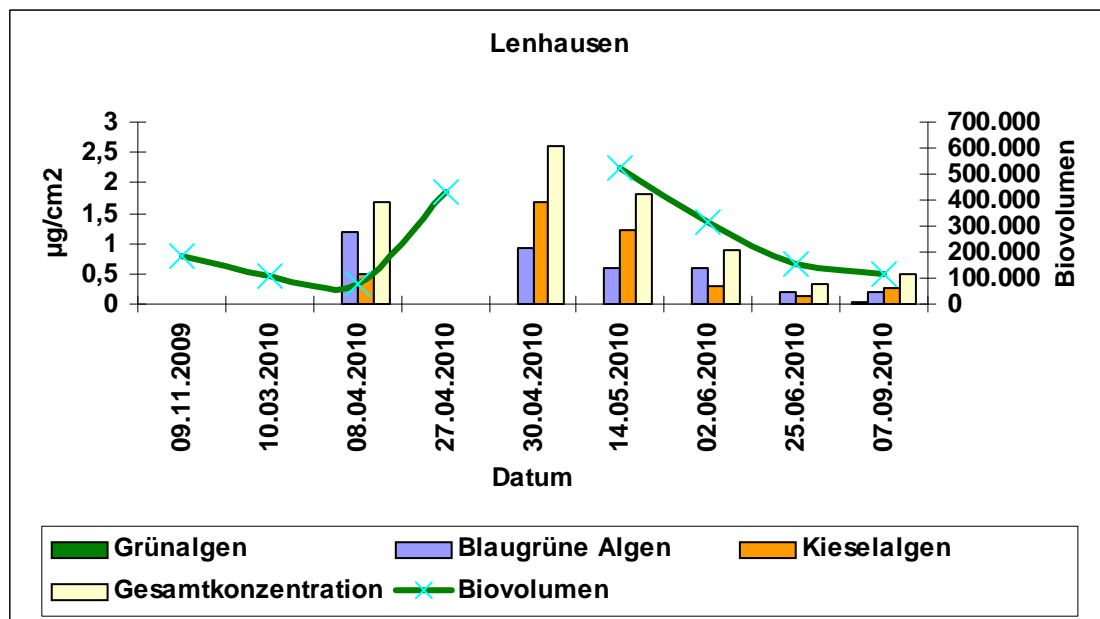


Abbildung 32: Chlorophyllgehalte pro Flächeneinheit (Benthofluormessergebnisse) und relatives Biovolumen der Diatomeengesellschaften an der Lenne, Standort Lenhausen.

Der zeitliche Verlauf der Aufwuchsentwicklung war am Standort Pasel sehr ähnlich zu dem am Standort Lenhausen, wie Abbildung 33 zeigt. Auch hier wurde durch die Benthofluormessungen eine zeitlich eng auf die Monate April und Mai begrenzte Blüte insbesondere der benthischen Diatomeen nachgewiesen. Auch in Pasel war der Chlorophyllgehalt je cm² bereits Anfang Juni deutlich reduziert und die Steine weitgehend frei von massiven Algenwatten. Die wenig ausgeprägte Übereinstimmung zwischen dem relativen Biovolumen der Diatomeen und den gemessenen Chlorophyllwerten erklärt sich aus Sicht der Bearbeiter mit erhöhten Anteilen toter Diatomeenschalen auf den Steinsubstraten. Verglichen mit den anderen Standorten waren viele Steine mit deutlich mehr Feinsedimenten, die offensichtlich erhebliche Anteile abgestorbener Diatomeen enthielten, bedeckt.

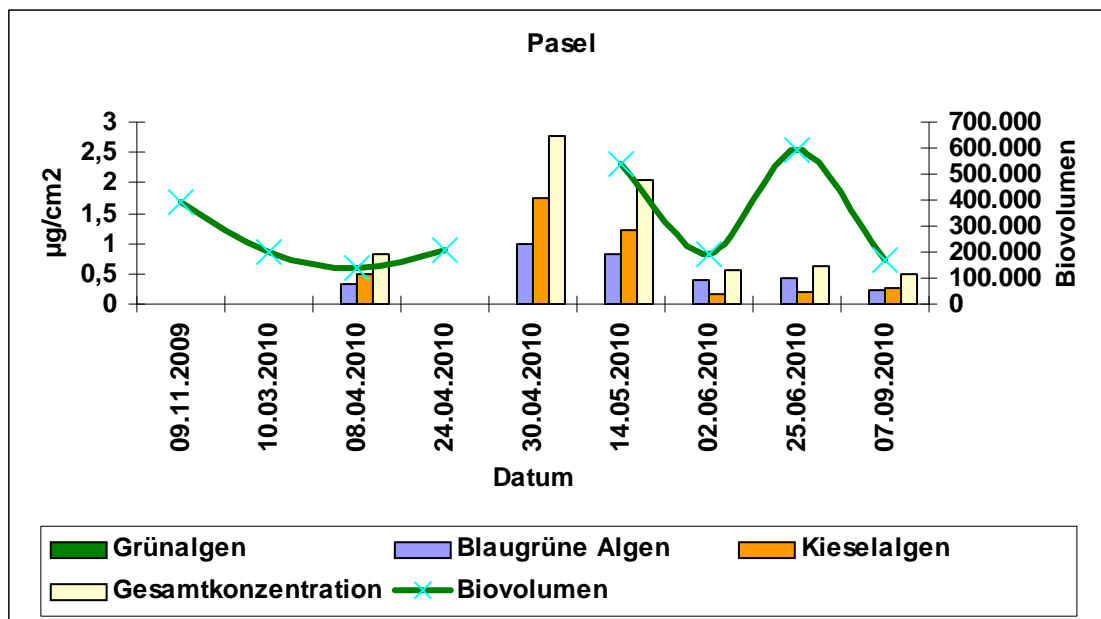


Abbildung 33: Chlorophyllgehalte pro Flächeneinheit (Benthofluormessergebnisse) und relatives Biovolumen der Diatomeengesellschaften an der Lenne, Standort Pasel.

Aus Sicht der Bearbeiter verdeutlichen die Ergebnisse der Benthofluormessungen, dass die quantitative Entwicklung des Algenaufwuchses an den Standorten nicht gleichförmig verläuft. Vielmehr ist das Phytobenthos in Bamenohl über erheblich längere Zeiträume gut entwickelt, während auf der Lennestrecke zwischen dem Zufluss der Bigge und Pasel die Benthosblüte zeitlich eng auf die Monate April und Mai begrenzt ist. Abgesehen von der Dominanz aquatischer Moose und dem zeitlich späteren Zusammenbruch der Diatomeenblüte scheint der Verlauf in der Bigge eine hohe Ähnlichkeit zu den Verhältnissen an den Standorten Lenhausen und Pasel zu haben. In diesem Sinne ist von einem tendenziell trophiedämpfenden Einfluss der Bigge auf die Lenne auszugehen.

5.3.2 Struktur des Phytobenthos

Die systematische Untersuchung des gesamten Phytobenthos z.B. entsprechend der Vorgaben des PHYLIB-Verfahrens (BayLfU 2006) war nicht Gegenstand des laufenden Projekts. Entsprechend basieren die nachfolgenden Ausführungen insbesondere auf den Freilandbeobachtungen sowie stichprobenartige weitergehende mikroskopische Analysen. Die im Verlauf der Frühjahrsblüte festgestellten Algenwatten weisen stark dreidimensionale Strukturen auf und sind makroskopisch insgesamt sehr ähnlich. Die Primärmatrix wird von Grün- und Blaualgen gebildet, worunter sich folgende Arten/Gattungen befinden: *Ulothrix zonata*, *Stigeoclonium*, *Klebsormidium flaccidum*, *Oscillatoria/Phormidium*. Die Art *Lemanea fluviatilis* hat nur eine untergeordnete Bedeutung, da ihre Deckung weniger als 10 Prozent beträgt. Auf und innerhalb dieser Primärmatrix bilden die biomasserelevanten Diatomeenarten *Diatoma vulgare*, *Melosira varians* und *Fragilaria ulna* relativ stabile fädige bis zottige Strukturen aus. Zusätzlich sind zahlreiche saprotrophe Formen aus den

Gattungen *Nitzschia* und *Navicula* mit zunehmendem Alter und Dicke der Algenwatten im Aufwuchs enthalten. Dagegen sind gestielte und am Substrat anheftende Formen wie *Achnanthes*, *Cocconeis*, *Cymbella*, oder *Gomphonema* tendenziell unterrepräsentiert.

Die zeitliche Entwicklung der Frühjahrsblüte umfasst die Monate April bis Mai. In dieser Zeit bauen sich die Algenwatten zu lockeren dreidimensionalen Strukturen von bis zu 10 cm Höhe auf. Der Zusammenbruch dieser Benthosblüte erfolgt nicht an allen Gewässerstrecken zeitgleich sondern variiert um bis zu 14 Tagen. Als Ursache für den Zusammenbruch kann zum Einen eine Überalterung angenommen werden. Mit zunehmender Dichte der Watten treten Effekte der Eigenbeschattung auf, die wiederum die Elemente der Grundmatrix in ihrer Stabilität beeinträchtigen. Zusammen mit dem gegebenen hydraulischen Stress infolge der hohen Fließgeschwindigkeit der Untersuchungsgewässer wird so das großflächige Ablösen der Watten vom Sohlsubstrat begünstigt.

Vorhandene Erkenntnisse zu den Lichtansprüchen von Diatomeen legen weiterhin die Vermutung nahe, dass die Diatomeengesellschaften durch das sehr hohe Lichtangebot im Juni zumindest nicht weiter in ihrem Wachstum gefördert werden. Paasche (1968) zeigte im Rahmen von Laborexperimenten an ausgewählten Modellarten, dass die Wachstumsrate bei sehr lang andauerndem Lichtangebot und hoher Lichtintensität stark rückläufig ist. Diese Bedingungen sind im klaren Wasser der Lenne in Verbindung mit der weitgehend fehlenden Beschattung des Gewässers insbesondere im Juni gegeben.

Von den nachgewiesenen Arten des POD nennen Gutowski & Förster (2009) insbesondere *Lemanea fluviatilis* und *Ulothrix zonata* als Indikatoren für einen guten ökologischen Zustand und empfindlich gegenüber saprobiellen und stark erhöhten trophischen Belastungen. Auch aus dem Vorkommen der übrigen vorgefundenen POD-Elemente lassen sich keine zwingenden Hinweise auf eine gegebene massive Belastung der Lenne oder der Bigge ableiten.

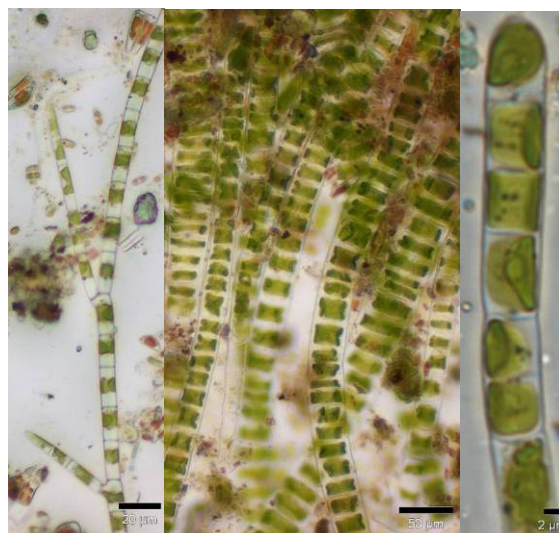


Abbildung 34: Beispiele von Arten der Primärmatrix der Algenwatten in der Lenne: *Stigeoclonium*, *Ulothrix zonata*, *Klebsormidium* (von links nach rechts).

5.3.3 Floristische Ergebnisse der Diatomeenuntersuchungen

In den bearbeiteten sieben Proben der Bigge wurden insgesamt 100 Kieselalgentaxa nachgewiesen, während in den 34 Proben der Lenne 163 Kieselalgentaxa erfasst wurden. In dieser Zahl sind Artnachweise mit Bestimmungen auf höherem taxonomischen Niveau (z.B. Gattungen und Formenkreise) zusammengefasst. Allgemein waren die Proben überwiegend artenreich jedoch mäßig divers strukturiert.

Prinzipiell besteht eine hohe Ähnlichkeit zwischen den Proben aus der Lenne und der Bigge. Das zeigt sich durch das ähnliche Artinventar in den Taxalisten. Lediglich die Dominanzverhältnisse der Arten der Bigge sind leicht unterschiedlich im Vergleich zu denen der Lenne. Hohe Abundanzen mit Anteilen von mehr als 20 % aller gezählten Schalen je Probe wurden von insgesamt 9 Arten an der Lenne (*Cymbella sinuata*, *Cocconeis placentula*, *Nitzschia inconspicua*, *Nitzschia palea*, *Navicula lanceolata*, *Rhoicosphenia abbreviata*, *Navicula enziensis*, *Cymbella silesiaca*, *Navicula gregaria*) und von 3 Taxa an der Bigge (*Achnanthes minutissima* var. *minutissima*, *Diatoma vulgare*, *Rhoicosphenia abbreviata*) ausgebildet. Die Anteile der dominanten Taxa der Lenne unterscheiden sich somit von denen der Bigge (Tabelle 12).

Darüber hinaus führt der Vergleich der dominanten Arten zu unterschiedlichen Ergebnissen, je nachdem ob man den prozentualen Anteil oder das relative Biovolumen der Arten vergleicht (Tabelle 13). Dabei ist das relative Biovolumen der dominanten Arten für die Bewertung und Beschreibung von Massenentwicklungen relevanter, während die auf Diatomeen basierenden Standardbewertungsverfahren auf den relativen Anteilen der Arten an den Zell-/Schalenzahlen basiert. Die Taxa mit dem größten Biovolumen sind *Diatoma vulgare* (Bigge) und *Melosira varians* (Lenne). Deutlich höhere Anteile von *Melosira varians* in der Lenne sind vermutlich auf die im Vergleich zur Bigge höheren Temperaturen zurückzuführen. Die Bigge ist durch den Tiefenablass der Biggetalsperre deutlich kälter und als thermisch anormal zu beschreiben. Für *Diatoma vulgare* wird in der Literatur eine erhöhte Vitalität unter meso- bis eutrophen Bedingungen angegeben.

Trotz einer insgesamt gegebenen relativ hohen Grundähnlichkeit zwischen den bearbeiteten Proben verdeutlichen weitergehende statistische Verfahren die Sukzession der Diatomeengesellschaften über den Untersuchungszeitraum. Eine mit dem Softwarepaket Primer (V 6.1.10) durchgeführte Clusteranalyse unterscheidet zwei Großcluster mit fünf Untergruppen. Dabei werden aus der Lenne die Frühjahrsproben zusammen mit den Proben während der Blüte innerhalb einer Gruppe differenziert, während die Biggeproben als Teil der anderen Großgruppe gegenüber den Proben nach der Diatomeenblüte sowie den Herbstproben abgegrenzt werden (Abbildung 35).

Tabelle 12: Dominante Taxa (%-Anteil der ausgezählten Schalen der Stichprobe) der Bigge und der Lenne im Vergleich.

dvwk_nr	Taxa	max & Bigge	Taxa	max % Lenne
6014	Achnanthes minutissima var. minutissima	49,89	Cymbella sinuata	66,00
6006	Diatoma vulgare	22,14	Cocconeis placentula	53,27
6224	Rhoicosphenia abbreviata	19,62	Nitzschia inconspicua	38,65
16127	Achnanthes lanceolata ssp. lanceolata var. lanceolata	16,08	Nitzschia palea	31,78
6008	Nitzschia dissipata	16,03	Navicula lanceolata	30,75
6983	Amphora pediculus	14,16	Rhoicosphenia abbreviata	30,21
6186	Fragilaria capucina var. vaucheriae	13,55	Navicula enziensis	23,12
6015	Navicula gregaria	10,31	Cymbella silesiaca	23,00
6021	Cocconeis placentula	9,59	Navicula gregaria	20,48
6909	Cymbella minuta	7,81	Diatoma vulgare	19,11
6595	Nitzschia inconspicua	6,97	Nitzschia fonticola	18,34
6139	Achnanthes biasolettiana var. biasolettiana	6,10	Fragilaria arcus	15,05
6065	Cymbella sinuata	5,31	Melosira varians	13,95
6025	Nitzschia fonticola	5,06	Fragilaria capucina var. vaucheriae	13,67
6918	Nitzschia pura	4,77	Amphora pediculus	13,33
6864	Navicula lanceolata	4,46	Achnanthes biasolettiana var. biasolettiana	12,68
6898	Cymbella silesiaca	4,24	Fragilaria ulna	12,27
6226	Stephanodiscus minutulus	4,24	Achnanthes minutissima var. minutissima	11,01

Tabelle 13: Taxa (%-Anteil am relativen Biovolumen der Stichprobe) der Bigge und der Lenne im Vergleich.

dvwk_nr	Taxa	Max Biovol Bigge	Taxa	Max Biovol Lenne
6006	Diatoma vulgare	67,39	Melosira varians	75,35
6224	Rhoicosphenia abbreviata	29,09	Navicula lanceolata	66,72
6005	Melosira varians	17,31	Cymbella sinuata	60,42
6864	Navicula lanceolata	14,04	Fragilaria ulna	42,01
6014	Achnanthes minutissima var. minutissima	13,49	Cymbella silesiaca	39,81
16127	Achnanthes lanceolata ssp. lanceolata var. lanceolata	12,14	Diatoma vulgare	31,81
6239	Fragilaria ulna	11,66	Rhoicosphenia abbreviata	31,40
6036	Gyrosigma acuminatum	10,51	Cocconeis placentula	25,95
6008	Nitzschia dissipata	10,42	Fragilaria arcus	19,45
6130	Stauroneis phoenicenteron	10,32	Navicula enziensis	18,64
6983	Amphora pediculus	10,18	Nitzschia palea	13,09
6065	Cymbella sinuata	7,74	Gomphonema olivaceum	12,75
6021	Cocconeis placentula	6,89	Navicula gregaria	8,19
6186	Fragilaria capucina var. vaucheriae	6,69	Nitzschia dissipata	7,97
6015	Navicula gregaria	4,57	Fragilaria capucina var. vaucheriae	7,36
6204	Cyclotella radiosa	4,31	Amphora pediculus	6,12
6909	Cymbella minuta	3,30	Cyclotella radiosa	5,14
6026	Meridion circulare	2,77	Cymbella minuta	4,78
6898	Cymbella silesiaca	2,70	Nitzschia inconspicua	4,61
6075	Fragilaria crotonensis	2,48	Nitzschia sigmoidea	4,41
6831	Navicula tripunctata	2,35	Achnanthes lanceolata ssp. lanceolata var. lanceolata	4,04

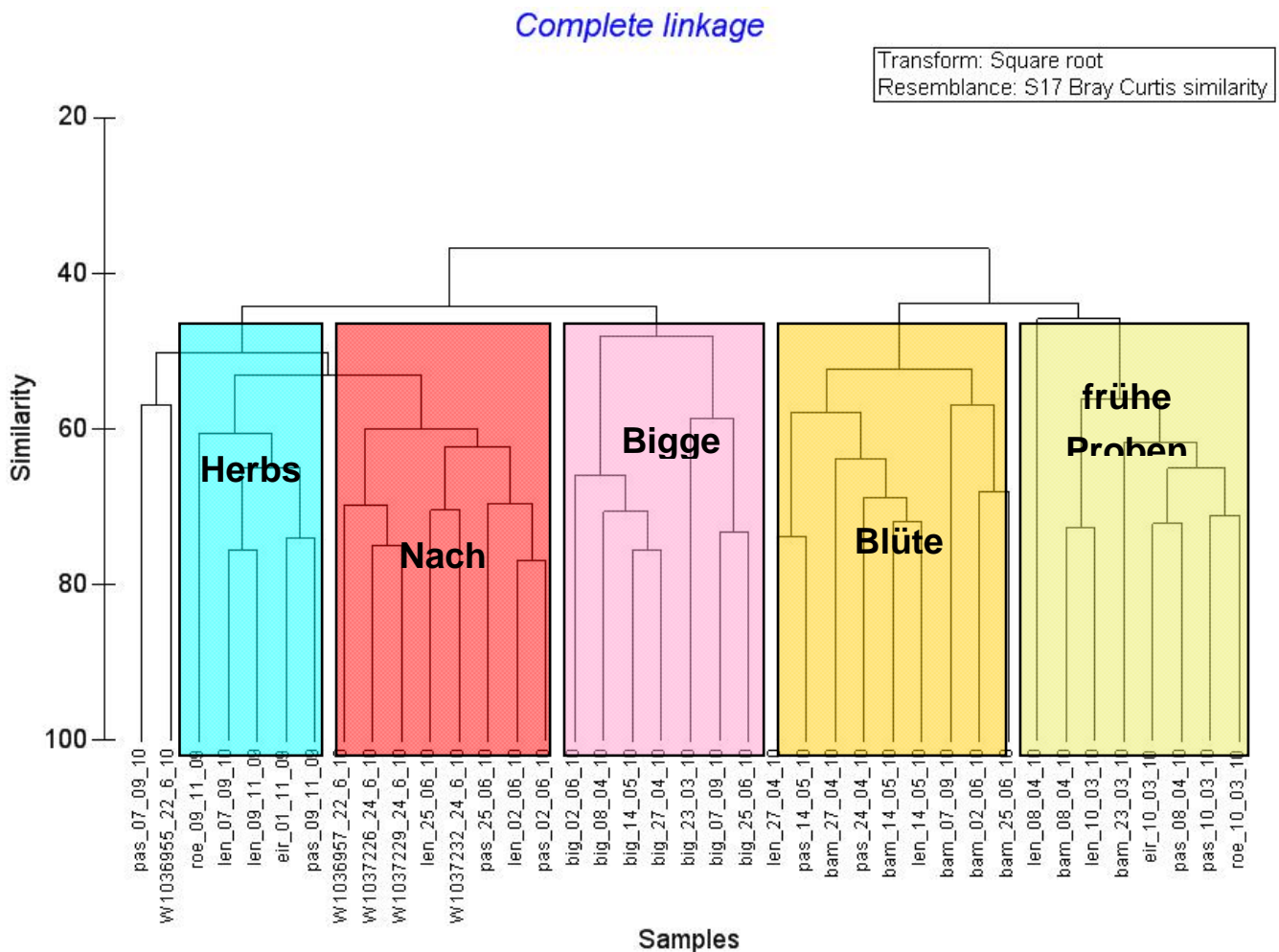


Abbildung 35: Dendrogramm einer mit dem Softwarepaket Primer (V 6.1.10) durchgeführten Clusteranalyse.

5.3.4 Struktur der Diatomeengesellschaften auf der Basis von ökologischen Gilden und Lebensformtypen

Die Analyse der Lebensformtypen sowie der Zugehörigkeit zu ökologischen Gilden im Sinne von Passy (2007) ist ein weiterer Weg, die strukturellen Veränderungen und Sukzessionen innerhalb von Diatomeengesellschaften objektiviert zu beschreiben. Es werden drei ökologische Gilden unterschieden:

- Low profile (überwiegend kleine oder langsam bewegliche Formen)
- High prolile (überwiegend große, koloniebildende Formen)
- Motile (überwiegend schnell bewegliche Formen)

Das Vorkommen bzw. die Anteile der verschiedenen ökologischen Gilden an den Gesellschaften korrespondieren mit der Ausformung der Trophie der Probestellen. Dabei besteht ein ansteigender Gradient von den low profiles zu den motilen. Wird zudem noch das

relative Biovolumen als Berechnungsgrundlage verwendet (Abbildung 36 bis Abbildung 39), so zeigt sich, dass an allen Probestellen mit Ausnahme von Bamenohl die high profile Gilde die Gesellschaften während der Frühjahrsblüte dominiert. Die erhöhten Anteile der low profile Gilde in Bamenohl während der Frühjahrsblüte sind auf relativ hohe Anteile der gestielt lebenden, weitgehend ubiquitär verbreiteten *Cymbella silesiaca* zurückzuführen. Die relativ wenig differenzierende Verteilung der ökologischen Gilden am Standort Pasel mit einem Peak der high profile Gilde am 25.06.2010 ist aus Sicht der Bearbeiter auf einen erhöhten Anteil bereits abgestorbener Zellen von *Melosira varians* und *Diatoma vulgare* in der Probe zurückzuführen.

Weiterhin indizieren die an allen Probestellen relativ geringen Biovolumina der motilen Gilde moderate trophische Zustände bzw. Belastungen an den Probestellen. Eine Ausnahme hiervon stellt die Probestelle Bamenohl dar, an der die motile Gilde ganzjährig in geringfügig erhöhten Anteilen auftritt.

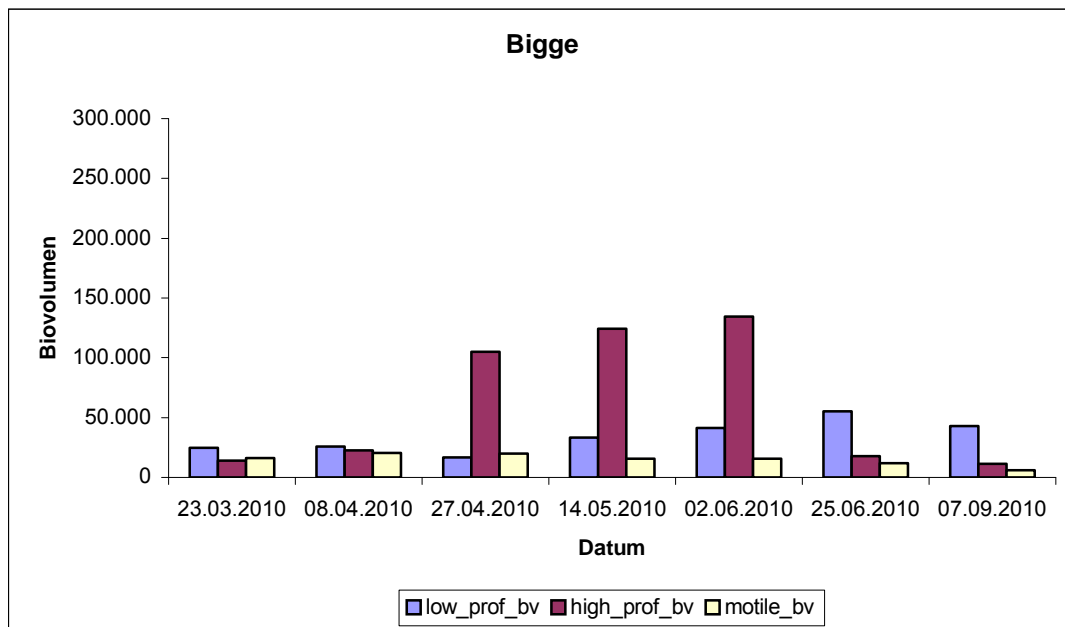


Abbildung 36: Relatives Biovolumen der ökologischen Gilden an der Bigge.

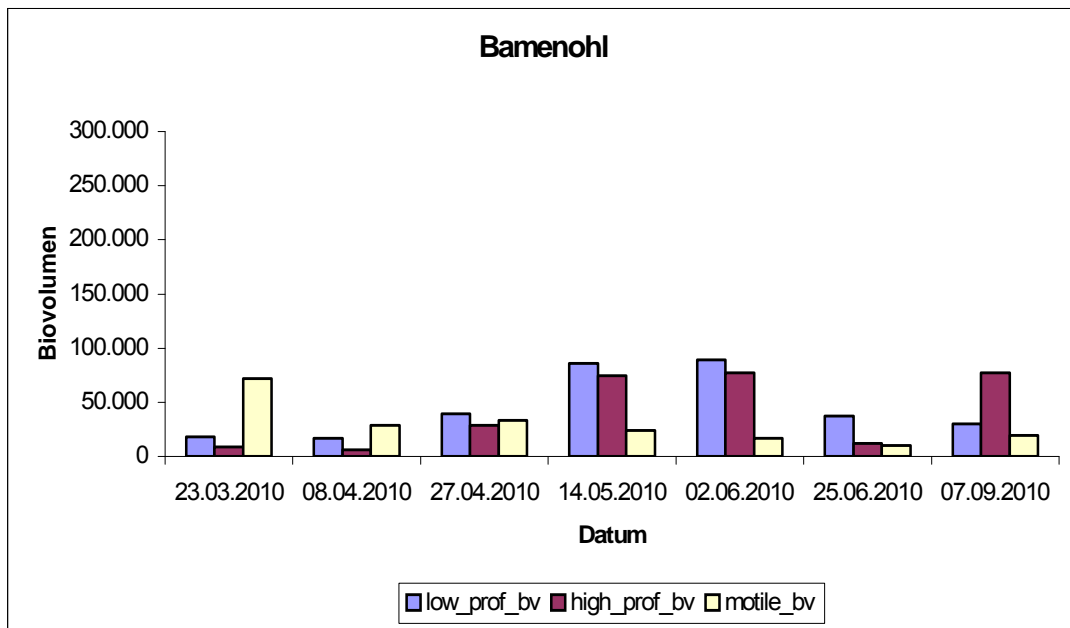


Abbildung 37: Relatives Biovolumen der ökologischen Gilden an der Lenne, Standort Bamenoehl.

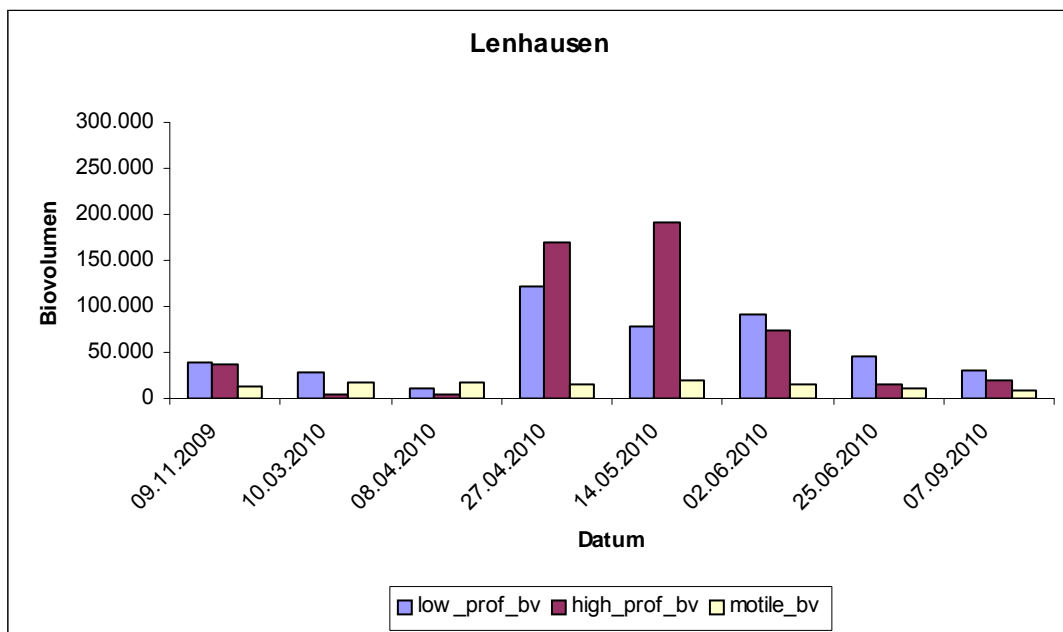


Abbildung 38: Relatives Biovolumen der ökologischen Gilden an der Lenne, Standort Lenhausen.

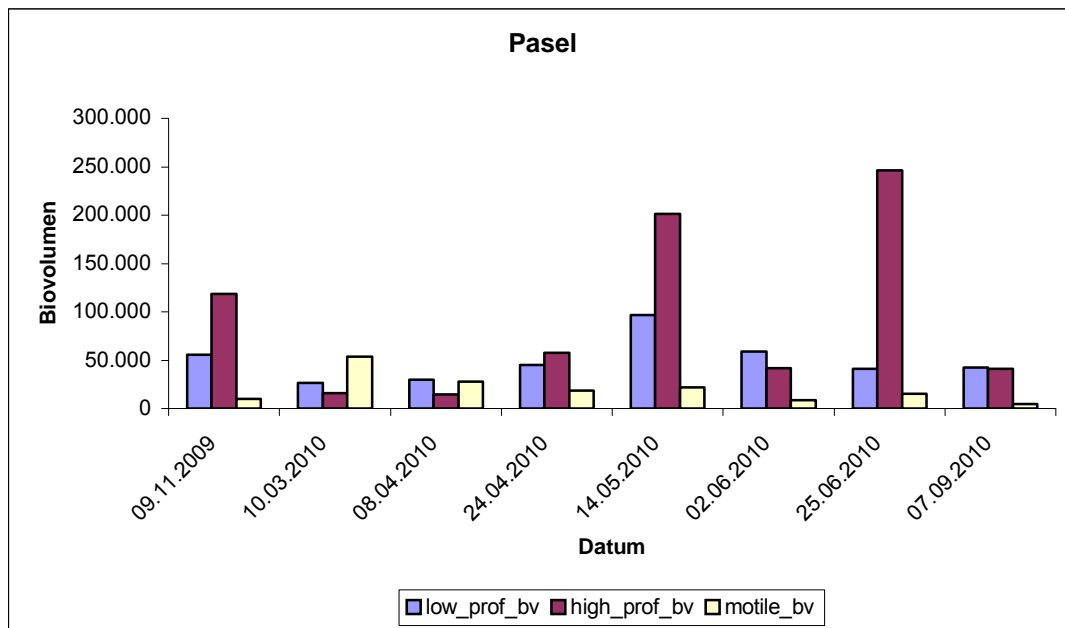


Abbildung 39: Relatives Biovolumen der ökologischen Gilden an der Lenne, Standort Pasel.

Diese Einschätzung wird auch bei der Analyse der Anteile verschiedener Lebensformtypen (Basis relatives Biovolumen an der Gesellschaftszusammensetzung) bestätigt (Abbildung 40 bis Abbildung 43). Hier ist zunächst festzuhalten, dass planktische Diatomeen quantitativ unbedeutend sind und die Gesellschaften nahezu ausschließlich aus benthischen Diatomeen bestehen. Eine deutliche Beeinflussung der Lenne durch den Austrag planktischer Diatomeen aus Stauhaltungen oder extrem langsam fließenden Abschnitten ist daher auszuschließen.

Weiterhin sind Pionierarten für die Biomassenentwicklung nahezu unbedeutend. Dieser Befund ist ein deutliches Indiz dafür, dass an den Probestellen zumindest meso-eutrophe Bedingungen vorherrschen, da Pionierarten primär in oligotrophen Systemen quantitativ bedeutsam sein können. Die Hauptanteile an der Biomassenentwicklung im Verlauf der Frühjahrsblüte sind auf gestielte, lebende Diatomeen (*Cymbella*, *Gomphonema*, *Rhoicosphenia*) sowie kolonie- bzw. fadenbildende Arten (*Diatoma*, *Melosira*, *Fragilaria*) zurückzuführen. Auch aus dieser Artenzusammensetzung sind eutrophe Bedingungen abzuleiten.

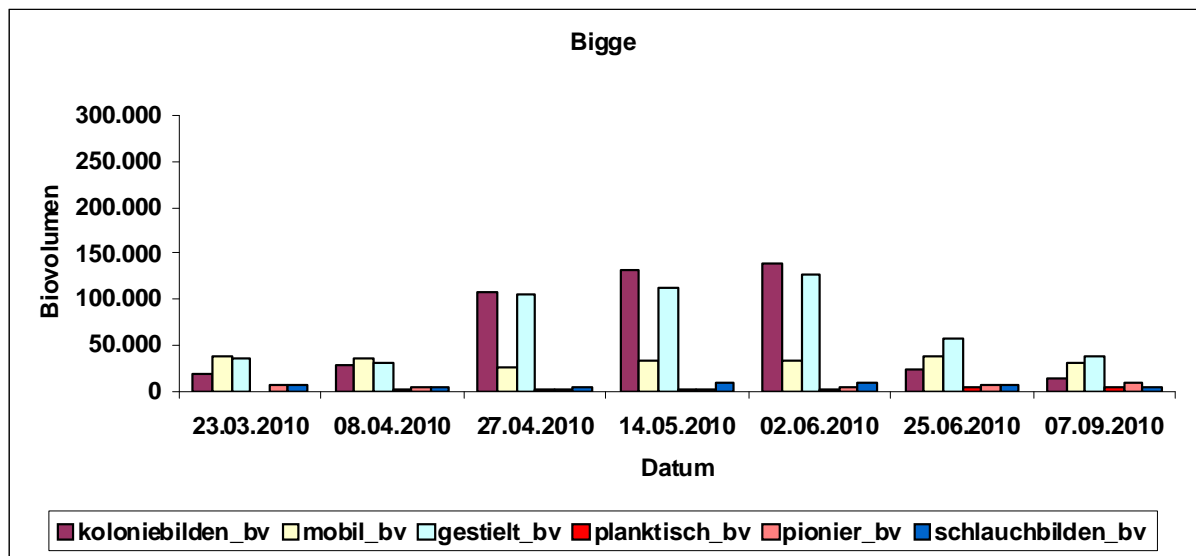


Abbildung 40: Relatives Biovolumen der unterschiedlichen Lebensformen an der Bigge.

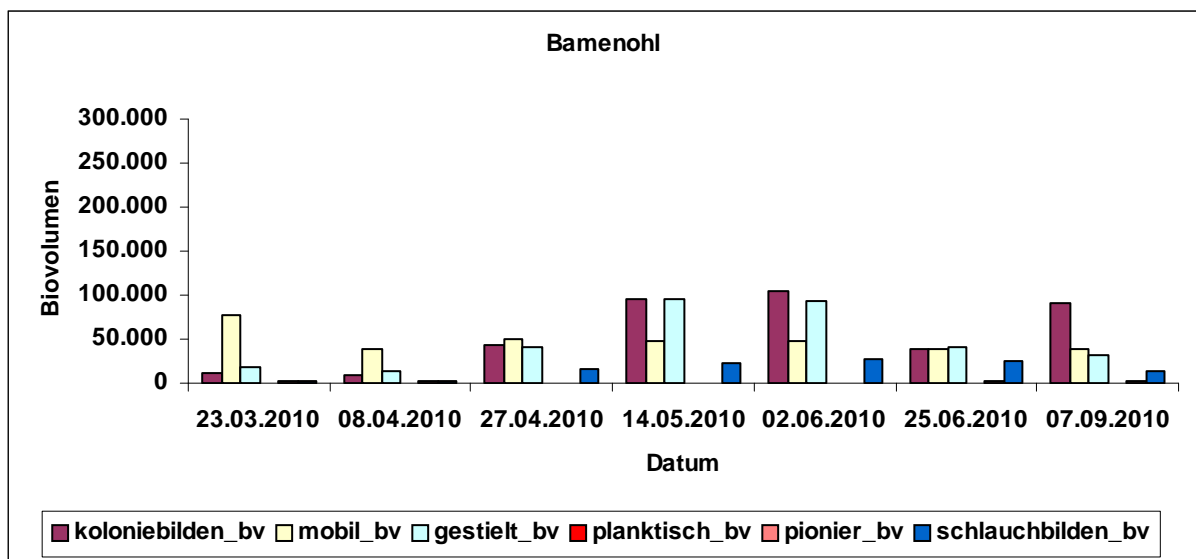


Abbildung 41: Relatives Biovolumen der unterschiedlichen Lebensformen an der Lenne, Standort Bamenohl.

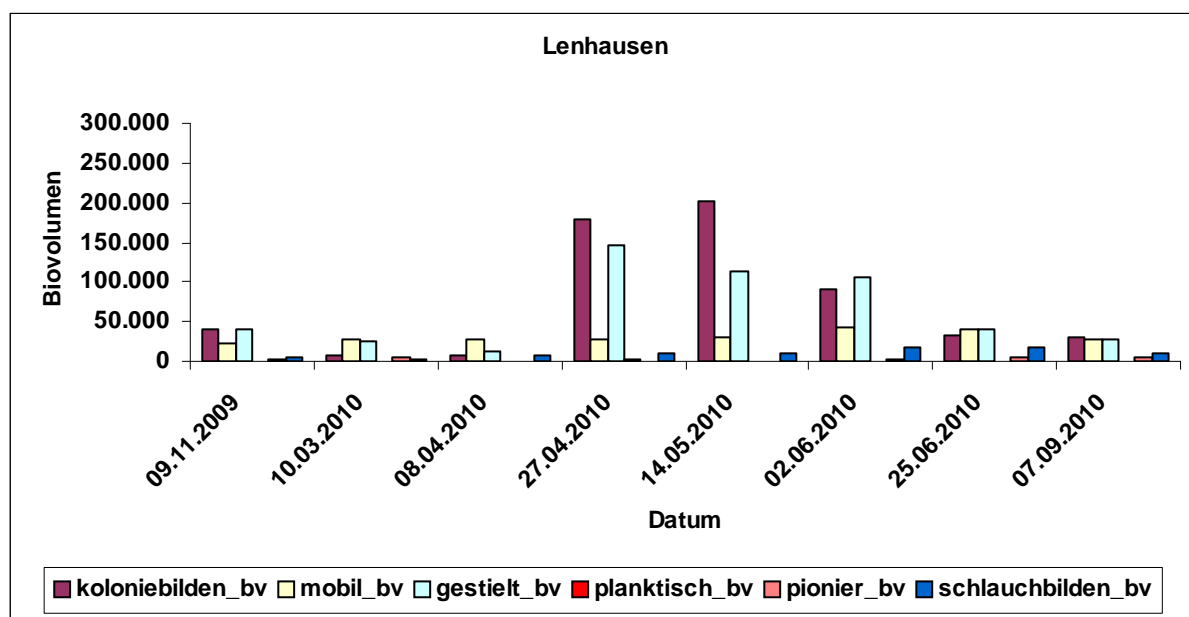


Abbildung 42: Relatives Biovolumen der unterschiedlichen Lebensformen an der Lenne, Standort Lenhausen.

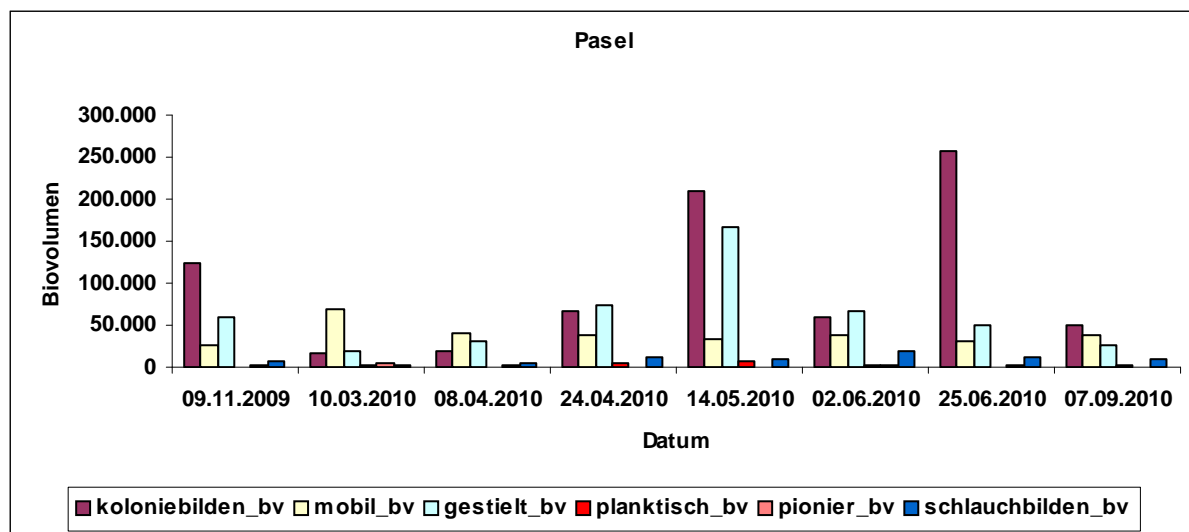


Abbildung 43: Relatives Biovolumen der unterschiedlichen Lebensformen an der Lenne, Standort Pasel.

5.3.5 Bewertung des ökologischen Zustands im Sinne der EG-WRRL nach PHYLIB

Die Vorgehensweise zur Bewertung des ökologischen Zustands von Fließgewässern auf Basis der benthischen Diatomeenflora ist in einer Handlungsanweisung genau beschrieben (BayLfw 2006). Auf eine Beschreibung der einzelnen Bewertungsschritte kann daher unter Hinweis auf die Handlungsanweisung verzichtet werden.

Tabelle 14 fasst die Bewertungsergebnisse nach PHYLIB (BayLfU 2006) für die bearbeiteten Proben zusammen.

Tabelle 14: Bewertung des ökologischen Zustandes der bearbeiteten Proben nach PHYLIB (BayLFU 2006), Stand der Auswertesoftware: November 2010.

Proben nr.	Probenname	Datum	Lawatyp	Diatomeentyp Phylib	ökol. Zustandsklasse PHYLIB DB
5865	Bigge	23.03.2010	9	D7	2
5868	Bigge	08.04.2010	9	D7	3
5867	Bigge	27.04.2010	9	D7	3
5866	Bigge	14.05.2010	9	D7	3
5991	Bigge	02.06.2010	9	D7	3
5999	Bigge	25.06.2010	9	D7	2
5984	Bigge	07.09.2010	9	D7	2
6006	Lenne, Bamenohl	23.03.2010	9	D7	4
6005	Lenne, Bamenohl	08.04.2010	9	D7	4
6004	Lenne, Bamenohl	27.04.2010	9	D7	3
6003	Lenne, Bamenohl	14.05.2010	9	D7	3
5994	Lenne, Bamenohl	02.06.2010	9	D7	3
5995	Lenne, Bamenohl	25.06.2010	9	D7	3
5985	Lenne, Bamenohl	07.09.2010	9	D7	3
5998	Lenne, Lenhausen	09.11.2009	9	D7	3
6002	Lenne, Lenhausen	10.03.2010	9	D7	3
6001	Lenne, Lenhausen	08.04.2010	9	D7	nicht gesichert, <i>Navicula enziniensis</i> als unbekanntes Taxa codominant
5996	Lenne, Lenhausen	27.04.2010	9	D7	3
5997	Lenne, Lenhausen	14.05.2010	9	D7	3
5990	Lenne, Lenhausen	02.06.2010	9	D7	3
6000	Lenne, Lenhausen	25.06.2010	9	D7	3
5986	Lenne, Lenhausen	07.09.2010	9	D7	3
5831	Lenne, Pasel	09.11.2009	9	D7	3
5832	Lenne, Pasel	10.03.2010	9	D7	3
5833	Lenne, Pasel	08.04.2010	9	D7	3
5834	Lenne, Pasel	24.04.2010	9	D7	2
5830	Lenne, Pasel	14.05.2010	9	D7	3
5989	Lenne, Pasel	02.06.2010	9	D7	2
5988	Lenne, Pasel	25.06.2010	9	D7	2
5987	Lenne, Pasel	07.09.2010	9	D7	3

Die Probestelle in der Bigge wird durch PHYLIB überwiegend als „mäßig“ bewertet. Eine „gute“ Bewertung wird ausschließlich außerhalb der Frühjahrsblüte im zeitigen Frühjahr sowie im Hochsommer und Herbst erreicht. Die Güteziele der WRRL werden danach auf der Basis der Teilkomponente „Diatomeen“ zumindest zeitweilig verfehlt.

Für den betrachteten Gewässerabschnitt der Lenne ergibt sich ein ansteigender Gradient der Bewertungen mit zunehmender Fließstrecke. Die Lenne in Bamenohl wird im zeitigen Frühjahr als „unbefriedigend“ und im weiteren Jahresverlauf als „mäßig“ bewertet. Demgegenüber wird die Lenne bei Lenhausen durchgängig als „mäßig“ klassifiziert, während die Probestelle Pasel auf der Basis der Diatomeen den „guten ökologischen Zustand“ zumindest zeitweise erreicht.

Aus der Anwendung des PHYLIB-Verfahrens ergibt sich somit, dass die Lenne bei Bamenohl im Vergleich zu den anderen Standorten am stärksten belastet ist. Potenzielle Sanierungsmaßnahmen sollten daher das Einzugsgebiet oberhalb dieser Messstelle besonders berücksichtigen.

5.3.6 Bewertung des trophischen Zustandes der Lenne nach DVWK (1999)

Der Trophieindex nach DVWK (1999) basiert ebenfalls auf der Analyse von Diatomeengesellschaften und klassifiziert - analog zu den traditionellen Gütesystemen der LAWA - in einem siebenstufigen System von oligotroph bis hypertroph. In der Definition der Trophiestufen hinsichtlich der Nährstoffhaushalte besteht eine grundsätzliche Kompatibilität mit dem LAWA-Trophiesystem für natürliche Seen (LAWA 1999). Der Index wurde insbesondere am Gesamtphosphorgehalt geeicht und stellt somit einen Ansatz dar, der primär das trophische Potenzial von Gewässern auf der Basis des Phosphorgehaltes objektiviert darstellt.

Allgemein können biologische Indexverfahren mit quantitativer oder halbquantitativer Berücksichtigung der Arten- und Formenzusammensetzung als biozönotisch begründete Klassifizierungsverfahren angesehen werden (z.B. Schönfelder 2004). Zu diesen zählt auch der trophische Diatomeenindex nach DVWK (1999). Die durch das Verfahren indizierten Trophiestufen repräsentieren verschiedene ökologische Zustände, die sich in starken Veränderungen der Artenzusammensetzung sowie der Abundanzen niederschlagen. Innerhalb eines gewässertypbezogenen Belastungskontinuums können sie daher mit Degradationsstufen gleichgesetzt werden.

In Tabelle 15 sind die indizierten Trophiestufen nach DVWK (1999) für die Bigge und die Lenne aufgeführt.

Tabelle 15: Übersicht zur indizierten Trophiestufe nach DVWK (1999) für die bearbeiteten Diatomeenproben aus der Bigge und der Lenne.

Probenname	Datum	TDI DVWK	Trophiestufe	Referenztrophie
Bigge	23.03.2010	1,83	I-II	mesotroph
Bigge	08.04.2010	2,50	II	mesotroph
Bigge	27.04.2010	2,48	II	mesotroph
Bigge	14.05.2010	2,40	II	mesotroph
Bigge	02.06.2010	2,66	II	mesotroph
Bigge	25.06.2010	2,68	II	mesotroph
Bigge	07.09.2010	2,46	II	mesotroph
Mittelwert Bigge		2,43	II	
Lenne, Bamenohl	23.03.2010	2,89	II-III	mesotroph
Lenne, Bamenohl	08.04.2010	2,43	II	mesotroph
Lenne, Bamenohl	27.04.2010	2,56	II	mesotroph
Lenne, Bamenohl	14.05.2010	2,33	I-II	mesotroph
Lenne, Bamenohl	02.06.2010	2,13	I-II	mesotroph
Lenne, Bamenohl	25.06.2010	2,23	I-II	mesotroph
Lenne, Bamenohl	07.09.2010	2,86	II-III	mesotroph
Mittelwert Bamenohl		2,49	II	
Lenne, Lenhausen	09.11.2009	3,09	III	mesotroph
Lenne, Lenhausen	10.03.2010	2,76	II-III	mesotroph
Lenne, Lenhausen	08.04.2010	2,58	II	mesotroph
Lenne, Lenhausen	27.04.2010	2,28	I-II	mesotroph
Lenne, Lenhausen	14.05.2010	2,43	II	mesotroph
Lenne, Lenhausen	02.06.2010	2,66	II	mesotroph
Lenne, Lenhausen	25.06.2010	2,61	II	mesotroph
Lenne, Lenhausen	07.09.2010	2,44	II	mesotroph
Mittelwert Lenhausen		2,61	II	
Lenne, Pasel	09.11.2009	3,14	III	mesotroph
Lenne, Pasel	10.03.2010	2,73	II-III	mesotroph
Lenne, Pasel	08.04.2010	2,73	II-III	mesotroph
Lenne, Pasel	24.04.2010	2,34	I-II	mesotroph
Lenne, Pasel	14.05.2010	2,36	II	mesotroph
Lenne, Pasel	02.06.2010	2,08	I-II	mesotroph
Lenne, Pasel	25.06.2010	2,56	II	mesotroph
Lenne, Pasel	07.09.2010	2,27	I-II	mesotroph
Mittelwert Pasel		2,53	II	

Angewendet auf die untersuchten Gewässerstrecken dokumentiert dieses Verfahren eine wirksame Eutrophierung in der Bigge und in der Lenne. Eine Bewertung auf der Basis der Mittelwerte aller berechneten Einzelindizes klassifiziert die untersuchten Gewässerstrecken durchgängig in die Trophiestufe II, was eutrophen Bedingungen entspricht. Eutrophe Bedingungen sind entsprechend des zugehörigen Klassifikationsschemas durch TP-Gehalte zwischen 50 und 80µg/l TP gekennzeichnet und wurden für die Bigge und die Lenne auch durch das begleitende chemische Monitoring bestätigt.

Als Referenztrophiie ist für beide Gewässer ein mesotropher Zustand anzunehmen. Die nachgewiesene Eutrophierung hin zum eutrophen Zustand stellt eine deutliche Degradation des Systems dar und beinhaltet in jedem Fall das Potential zu störenden Massenentwicklungen verschiedener Florenelemente. Dabei kommt weiteren trophiiebestimmenden Faktoren wie der Gewässerstruktur und dem Lichtangebot eine weitere steuernde Wirkung zu.

Unter den festgestellten Begleitarten wurden oligotrophente Taxa nur in geringer Häufigkeit nachgewiesen. Dagegen traten verschiedene abwassertolerante Arten stetig in den Proben auf. Für die Novemberproben der Probestellen Lenne, Lenhausen und Lenne, Pasel wurde zudem die Trophiestufe III indiziert, was auf ein zumindest zeitweise deutlich erhöhtes Nährstoffangebot schließen lässt. Eine Nährstofflimitierung im engeren Sinne ist in den Untersuchungsgewässern offensichtlich nicht wirksam. In diesem Zusammenhang ist anzumerken, dass die derzeit gültigen LAWA-Orientierungswerte für Makronährstoffe (100µg/l TP, 70µg/l Orthophosphat) für den Gewässertyp 9 deutlich zu hoch sind und als Bewirtschaftungsziel ungeeignet erscheinen. Aus Sicht der Bearbeiter sind mittelfristig für Mittelgebirgsgewässer Phosphorgehalte von 50-70 µg/l TP anzustreben.

5.3.7 Wirksame saprobielle Belastungen an den Probestellen

Neben einer übergeordneten Bewertung des ökologischen Gewässerzustandes ist im Rahmen der Maßnahmenplanung und –umsetzung die Benennung wirksamer Stressoren von zentraler Bedeutung. Allgemein sind Kieselalgen hervorragende Indikatoren der trophischen Belastung von Gewässern. Schwache Bewertungen für den ökologischen Zustand können daher häufig direkt mit hohen Nährstoffbelastungen und wirksamen Eutrophierungsprozessen gleichgesetzt werden. Daneben sind in vielen ländlich geprägten deutschen Fließgewässern jedoch zusätzlich akute saprobielle Belastungen durch Direkteinleitungen oder unzureichend geklärte Abwässer wirksam. Die Benennung von Gewässerstrecken, die durch Abwassereinleitungen beeinträchtigt sind, ist für die Maßnahmenentwicklung mit dem Ziel der Verbesserung des ökologischen Zustandes unumgänglich.

Ein robustes und einfaches Verfahren zur Indikation wirksamer organischer Belastungen ist die Ermittlung des prozentualen Anteils verschmutzungstoleranter Arten und Formen innerhalb von Diatomeenassoziationen. Kelly (1996) empfiehlt und verwendet diese Methode in Ergänzung zur Anwendung eines britischen Trophiindex. In der Arbeit wird ein Schwellenwert von 20 % verschmutzungstoleranter Arten für die Indikation signifikant wirksamer organischer Belastung angegeben.

Dieser Schwellenwert wird in den aktuell bearbeiteten Diatomeenproben an drei Probestellen überschritten (Tabelle 16). In der Aufsummierung der Saprobieindikatoren wurden im Rahmen dieses Berichts alle Taxa als verschmutzungstolerant eingestuft, die als solche bei Kelly (1996) benannt wurden. Zusätzlich wurden alle Taxa berücksichtigt, denen bei Rott et

al. (1997) ein Saprobiewert > 3,0 zugeordnet ist. Ergänzend wurden einige Navicula- und Nitzschiaarten auf Basis der Erkenntnisse des DVWK (1999) sowie dem Erfahrungshintergrund der Bearbeiter aufgenommen.

Aus Sicht der Bearbeiter ist der Schwellenwert von 20 % Saprobieindikatoren als zu hoch zu bezeichnen. Bereits bei Anteilen > 10 % ist von einer erheblichen Degradation des ökologischen Zustandes aufgrund von organischen Belastungen auszugehen. Dieser Wert wurde in 12 der untersuchten Proben mitunter deutlich überschritten. Auch aus dieser Auswertungsform geht hervor, dass die Mehrzahl der beprobten Gewässerstrecken erheblichen anthropogenen Überformungen und stofflichen Belastungen ausgesetzt ist.

Die höchsten Anteile verschmutzungstoleranter Arten indizieren einen Belastungsschwerpunkt in Bamenohl an der Lenne, wobei ein abnehmender Gradient in Richtung Pasel zu beobachten ist. Pasel ist hinsichtlich der Menge belastungstoleranter Arten kaum auffällig.

Auch hinsichtlich der Anteile der Hypertrophiezeiger wird der Standort Bamenohl als Belastungsschwerpunkt herausgestellt.

Generell führt eine weitere Verringerung der organischen Belastung an den benannten Probestellen mit Sicherheit zu einer nachhaltigen Verbesserung des Gesamtzustandes der betroffenen Gewässerstrecken.

Tabelle 16: Anteile verschmutzungstoleranter Arten an den Kieselalgen-Gesellschaften der untersuchten Probestellen (hellgrün: mäßig belastet, orange=deutlich belastet); angegeben ist zusätzlich die Summe der Hypertrophiezeiger in den Proben.

Probenr.	Probenname	Datum	Anteil	
			Verschmutzungszeiger	Hypertrophiezeiger
5865	Bigge	23.03.2010	4,9	5,5
5868	Bigge	08.04.2010	8,0	18,9
5867	Bigge	27.04.2010	13,0	25,2
5866	Bigge	14.05.2010	9,4	15,0
5991	Bigge	02.06.2010	10,6	20,9
5999	Bigge	25.06.2010	2,1	5,9
5984	Bigge	07.09.2010	5,7	6,5
6006	Lenne, Bamenohl	23.03.2010	13,7	27,1
6005	Lenne, Bamenohl	08.04.2010	4,1	12,1
6004	Lenne, Bamenohl	27.04.2010	36,9	36,9
6003	Lenne, Bamenohl	14.05.2010	24,6	33,6
5994	Lenne, Bamenohl	02.06.2010	12,0	24,9
5995	Lenne, Bamenohl	25.06.2010	4,6	9,0
5985	Lenne, Bamenohl	07.09.2010	15,6	18,6
5998	Lenne, Lenhausen	09.11.2009	6,6	8,9
6002	Lenne, Lenhausen	10.03.2010	3,5	7,7
6001	Lenne, Lenhausen	08.04.2010	15,2	7,5
5996	Lenne, Lenhausen	27.04.2010	18,1	38,0

Probenr.	Probenname	Datum	Anteil Verschmutzungszeiger	Anteil Hypertrophiezeiger
5997	Lenne, Lenhausen	14.05.2010	21,8	36,3
5990	Lenne, Lenhausen	02.06.2010	4,3	16,6
6000	Lenne, Lenhausen	25.06.2010	8,0	10,3
5986	Lenne, Lenhausen	07.09.2010	4,8	6,2
5831	Lenne, Pasel	09.11.2009	5,0	8,2
5832	Lenne, Pasel	10.03.2010	7,1	12,8
5833	Lenne, Pasel	08.04.2010	8,0	17,7
5834	Lenne, Pasel	24.04.2010	16,3	22,3
5830	Lenne, Pasel	14.05.2010	8,4	26,9
5989	Lenne, Pasel	02.06.2010	5,1	12,8
5988	Lenne, Pasel	25.06.2010	15,1	22,9
5987	Lenne, Pasel	07.09.2010	1,7	3,9

5.3.8 Trophiezustand nach Rott et al. (1999) und Saprobienindex nach Rott et al. (1997)

Das Verfahren nach Rott et al. (1999) aus Österreich bewertet ebenfalls analog zum deutschen DVWK-Verfahren den Trophiestatus, wohingegen der Saprobienindex (Rott et al. 1997) die saprobielle Belastung von Gewässern bewertet.

Beide Verfahren wurden in einem anderen Naturraum entwickelt und verwenden teilweise abweichende Indikatoren. Entsprechend sind die Ergebnisse nur bedingt auf deutsche Fließgewässer übertragbar.

Tabelle 17 stellt den Trophieindex nach Rott et al. (1999) für die Standorte Lenne, Bamenohl zusammen mit der Bigge als Belastungsschwerpunkt heraus. Letztere Bewertung erscheint unter Berücksichtigung aller vorhandenen Begleitdaten nur als bedingt plausibel. Tendenziell wird das zeitige Frühjahr günstiger bewertet. Der Saprobienindex klassifiziert nahezu alle Proben als mäßig belastet in die Güteklasse II. Lediglich für die Probe aus dem März 2010 in Bamenohl wird die Güteklasse II-III angezeigt.

Tabelle 17: Übersicht zu den Ergebnissen aus der Anwendung des Trophieindex nach Rott et al. (1999) auf die bearbeiteten Diatomeenproben der Fließgewässer Bigge und Lenne.

Probenr.	Probenname	Datum	Trophiestatus	TDI Rott
5865	Bigge	23.03.2010	meso-eutroph	2,15
5868	Bigge	08.04.2010	eutroph	2,64
5867	Bigge	27.04.2010	eutroph	2,65
5866	Bigge	14.05.2010	eutroph-polytroph	2,74
5991	Bigge	02.06.2010	eutroph-polytroph	2,89
5999	Bigge	25.06.2010	eutroph-polytroph	2,72
5984	Bigge	07.09.2010	eutroph-polytroph	2,71
6006	Lenne, Bamenohl	23.03.2010	eutroph-polytroph	2,75
6005	Lenne, Bamenohl	08.04.2010	eutroph	2,60
6004	Lenne, Bamenohl	27.04.2010	eutroph-polytroph	2,81
6003	Lenne, Bamenohl	14.05.2010	eutroph-polytroph	2,77
5994	Lenne, Bamenohl	02.06.2010	eutroph-polytroph	2,95
5995	Lenne, Bamenohl	25.06.2010	eutroph-polytroph	2,74
5985	Lenne, Bamenohl	07.09.2010	eutroph-polytroph	2,80
5998	Lenne, Lenhausen	09.11.2009	eutroph	2,58
6002	Lenne, Lenhausen	10.03.2010	eutroph	2,56
6001	Lenne, Lenhausen	08.04.2010	eutroph-polytroph	3,11
5996	Lenne, Lenhausen	27.04.2010	eutroph	2,56
5997	Lenne, Lenhausen	14.05.2010	eutroph-polytroph	2,76
5990	Lenne, Lenhausen	02.06.2010	eutroph-polytroph	2,76
6000	Lenne, Lenhausen	25.06.2010	eutroph-polytroph	2,74
5986	Lenne, Lenhausen	07.09.2010	eutroph	2,58
5831	Lenne, Pasel	09.11.2009	eutroph	2,68
5832	Lenne, Pasel	10.03.2010	eutroph	2,61
5833	Lenne, Pasel	08.04.2010	eutroph	2,52
5834	Lenne, Pasel	24.04.2010	eutroph	2,66
5830	Lenne, Pasel	14.05.2010	eutroph	2,62
5989	Lenne, Pasel	02.06.2010	eutroph	2,49
5988	Lenne, Pasel	25.06.2010	eutroph-polytroph	2,87
5987	Lenne, Pasel	07.09.2010	eutroph	2,60

5.3.9 Gewässerzustand nach BAFU (2007)

Der Diatomeenindex Schweiz (BAFU 2007) klassifiziert Fließgewässer analog zu den Verfahren zur Umsetzung der EG-WRRL in einem fünfstufigen System und verwendet zusätzlich die gleiche Terminologie. Ziel des Verfahrens ist die Identifikation von anthropogen deutlich überformten Fließgewässern. Gewässerstrecken, die nach dem Diatomeenindex Schweiz als „mäßig“ oder schwächer klassifiziert werden, sollten einem intensiven weiteren Monitoring unterzogen werden. In jedem Fall ist für solche Gewässerstrecken eine massiv wirksame anthropogene Überformung durch stoffliche Belastungen anzunehmen.

Hinsichtlich der Plausibilität der Bewertungsergebnisse aus der Anwendung des Diatomeenindex Schweiz ist zu berücksichtigen, dass dieses Verfahren in einem anderen Naturraum entwickelt wurde und somit zum Teil abweichende Indikatoren verwendet. Eine Übertragbarkeit auf deutsche Fließgewässer ist aus Sicht der Bearbeiter nur eingeschränkt gegeben.

Im Ergebnis bestätigt der schweizerische Ansatz in der Tendenz die Ergebnisse der übrigen Verfahren (Tabelle 18). Danach wird für viele Proben ein guter Zustand angezeigt, jedoch werden für die Probestellen in der Lenne zumindest zeitweise auch Gütedefizite nachgewiesen. In der Grundtendenz wird auch hier die Bigge etwas günstiger bewertet. Für die Lenne wird kein eindeutiger Gütegradient angezeigt.

Tabelle 18: Übersicht zu den Ergebnissen aus der Anwendung des Diatomeenindex Schweiz (BAFU 2007) auf die bearbeiteten Diatomeenproben der Fließgewässer Bigge und Lenne.

Probenr.	Probenname	Datum	Zustandsklasse	Diatomeenindex Schweiz
5865	Bigge	23.03.2010	sehr gut	3,35
5868	Bigge	08.04.2010	gut	3,93
5867	Bigge	27.04.2010	gut	3,96
5866	Bigge	14.05.2010	gut	3,85
5991	Bigge	02.06.2010	gut	4,00
5999	Bigge	25.06.2010	gut	4,27
5984	Bigge	07.09.2010	gut	4,10
6006	Lenne, Bamenohl	23.03.2010	gut	4,34
6005	Lenne, Bamenohl	08.04.2010	gut	4,48
6004	Lenne, Bamenohl	27.04.2010	gut	4,10
6003	Lenne, Bamenohl	14.05.2010	gut	3,54
5994	Lenne, Bamenohl	02.06.2010	gut	3,73
5995	Lenne, Bamenohl	25.06.2010	gut	4,21
5985	Lenne, Bamenohl	07.09.2010	mäßig	4,55
5998	Lenne, Lenhausen	09.11.2009	mäßig	4,80
6002	Lenne, Lenhausen	10.03.2010	mäßig	4,63
6001	Lenne, Lenhausen	08.04.2010	mäßig	4,78
5996	Lenne, Lenhausen	27.04.2010	sehr gut	3,17
5997	Lenne, Lenhausen	14.05.2010	sehr gut	3,46
5990	Lenne, Lenhausen	02.06.2010	gut	3,82
6000	Lenne, Lenhausen	25.06.2010	gut	4,19
5986	Lenne, Lenhausen	07.09.2010	gut	4,42
5831	Lenne, Pasel	09.11.2009	gut	4,50
5832	Lenne, Pasel	10.03.2010	gut	4,20
5833	Lenne, Pasel	08.04.2010	gut	4,36
5834	Lenne, Pasel	24.04.2010	sehr gut	3,45
5830	Lenne, Pasel	14.05.2010	sehr gut	3,36
5989	Lenne, Pasel	02.06.2010	gut	3,58
5988	Lenne, Pasel	25.06.2010	gut	4,18
5987	Lenne, Pasel	07.09.2010	mäßig	4,51

5.3.10 Auswertungen von Altdaten

Im Auftrag des LANUV NRW wurden in der Vergangenheit von Seiten der Bearbeiter eine Bewertung des ökologischen Zustands nach PHYLIP für verschiedene Gewässerstrecken der Bigge und der Lenne durchgeführt. Die jeweiligen Proben stammen dabei aus den Jahren 2005. Die Ergebnisse der Auswertungen sind in Tabelle 19 dargestellt. Insgesamt ergeben sich gegenüber den aktuellen Bewertungen keine wesentlichen Unterschiede. Auch im Jahr 2005 traten in der Lenne und in der Bigge eindeutige Verschmutzungszeiger in erheblichen Anteilen auf und indizierten damit wirksame trophische und saprobielle Belastungen. Die Bewertung des ökologischen Zustands nach PHYLIP ergab für den September 2005 für alle Gewässerstrecken des Typs 9 einen „mäßigen“ Zustand. Aus dem Vergleich mit den aktuellen Untersuchungen sind keine signifikanten Veränderungen des Gewässerzustandes abzuleiten.

Tabelle 19: Bewertung des ökologischen Zustandes ausgewählter Proben aus dem Jahr 2005 aus der Lenne und der Bigge nach PHYLIP (Stand Januar 2006, Auswertetool Stand September 2006)

Messstelle nnr.	Probenbezeichnung	Datum	LAWA-Typ	PHYLIP-TYP	Endbewertung PHYLIP
432404	H04, Bigge, vor Mdg. in die Lenne	14.09.2005	9	D7	3
421856	H05, Lenne, oh. Pasel	14.09.2005	9	D7	3
421900	H06, Lenne, oh. Eiringhausen	14.09.2005	9	D7	3
421947	H07, Lenne, uh. Mdg. Else li. Ufer	14.09.2005	9.2	D10_1	2
422058	H08, Lenne, in Plettenberg-Teindeln	14.09.2005	9.2	D10_1	3
421601	H09, Lenne, uh. Mdg. Bigge	14.09.2005	9	D7	3
422101	H10, Lenne, oh. Werdohl	15.09.2005	9.2	D10_1	3
422216	H11, Lenne, oh. KA Werdohl	15.09.2005	9.2	D10_1	2
422253	H12, Lenne, oh. Einleitung Elektromarkt	15.09.2005	9.2	D10_1	3
422289	H13, Lenne, uh. Elverlingsen	15.09.2005	9.2	D10_1	3
422307	H14, Lenne, oh. Altena	15.09.2005	9.2	D10_1	3
422423	H15, Lenne, bei Altena-Linscheid	21.09.2005	9.2	D10_1	2
422502	H16, Lenne, uh. KA Altena	21.09.2005	9.2	D10_1	3
422708	H17, Lenne, bei Genna	21.09.2005	9.2	D10_1	3
422800	H19, Lenne, Pegel Hohenlimburg	21.09.2005	9.2	D10_1	2
420750	H20, Lenne, bei Hundesossen	22.09.2005	9	D7	3
420906	H21, Lenne, Langenei	22.09.2005	9	D7	3
421110	H22, Lenne, Meggen	22.09.2005	9	D7	3
421157	H25, Lenne, uh. Sachtleben	28.09.2005	9	D7	3
421509	H26, Lenne, bei Bamenohl	28.09.2005	9	D7	3
421200	H27, Lenne, bei Germaniahütte	28.09.2005	9	D7	3

5.3.11 Autökologie der dominanten Diatomeenarten

Zusammenfassend sind die dominanten Arten der Lenne und der Bigge vorwiegend als ubiquitär verbreitete Kosmopoliten, die meso- bis eutrophe Bedingungen im Gewässer präferieren und geringe Ansprüche an die Wasserqualität haben, zu charakterisieren. Einige Arten ertragen zudem Belastungen bis zum kritischen Verschmutzungsgrad (z.B. *Amphora pediculus*, *Rhoicosphenia abbreviata*).

Unter den biomasserelevanten Formen sind eindeutige Indikatoren für hypertrophe Bedingungen nicht abzugrenzen. Auch saprotrophe Arten treten nicht deutlich dominant in Erscheinung. Entsprechend lassen sich aus der Analyse der artspezifischen autökologischen Spektren der in der Lenne nachgewiesenen Diatomeengesellschaften keine Hinweise auf massiv wirksame organische Belastungen oder ein wirksames hypertrophes Potenzial ableiten. Vielmehr ist die Artenzusammensetzung als typisch für eutrophe Bedingungen zu bezeichnen.

5.4 Fischfauna

5.4.1 Äschenbestand und fischereiliche Bewirtschaftung

Abbildung 44 zeigt die Bestandsdichte der Äsche an den sechs Abschnitten im Untersuchungsgebiet der Lenne. Die Daten basieren auf den amtlichen Erhebungen des Landes Nordrhein-Westfalen (Datenquelle: LANUV NRW) sowie auf Fischbestandserfassungen im Auftrag des Fischereivereins „Maipiere“. Die Daten lagen von 1995 bis 2009 vor.

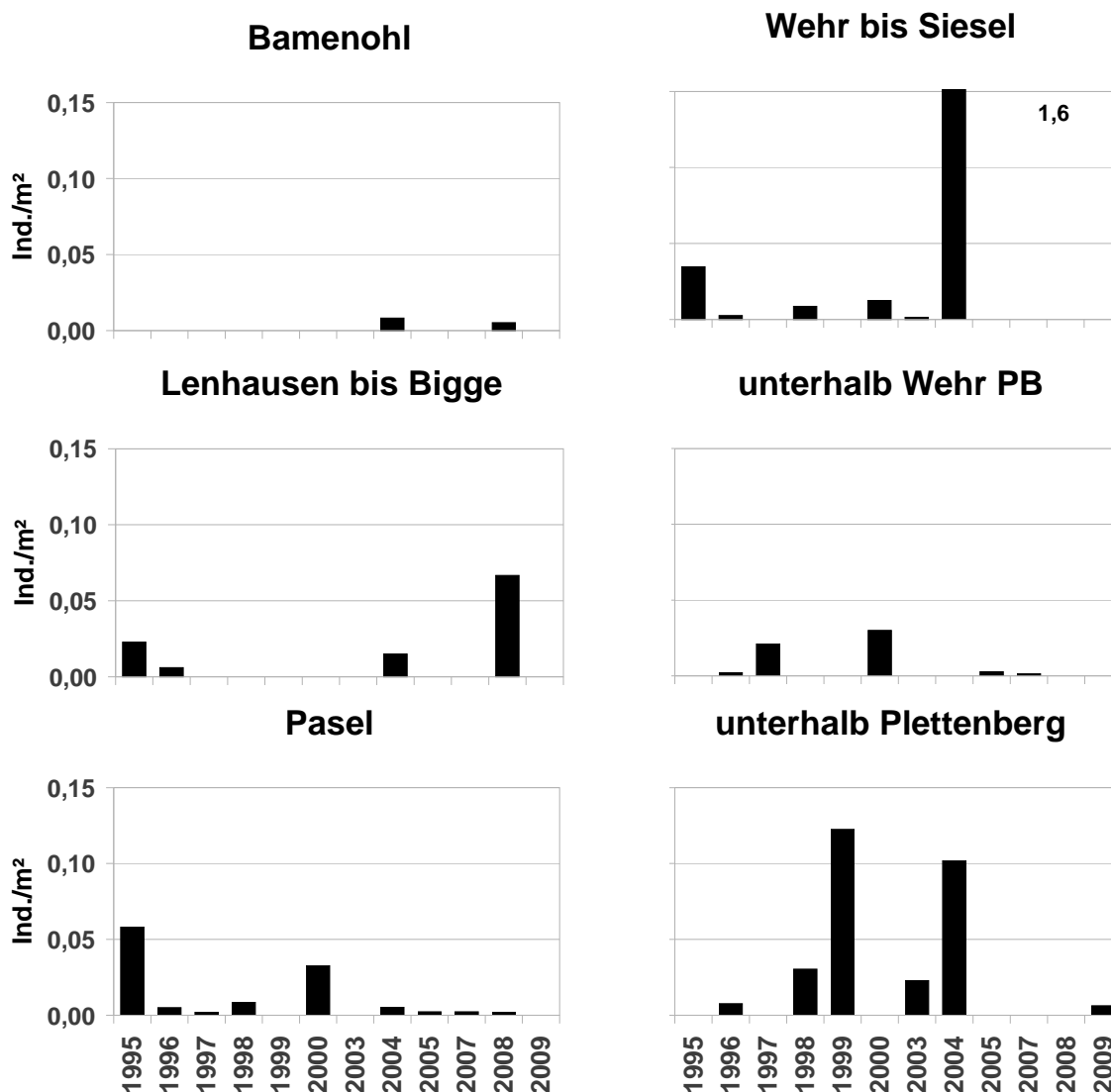


Abbildung 44: Bestandsdichten der Äsche an sechs Abschnitten in der Lenne im Zeitraum 1995 bis 2009 (Datenquelle: LANUV NRW, Fischereiverein „Maipiere“). Jahre ohne Säulen bedeuten keine Erhebungen.

Die Auswertung der zu Abschnitten zusammengefassten amtlichen Daten zeigt ein stark heterogenes Bild. Eine Übersicht zu den erstellten Abschnitten zeigt Karte 3 in Kapitel 4.5.1.

Sofern keine Säule im Diagramm aufgetragen ist, fand in dem betroffenen Jahr keine Befischung statt. Auffällig ist die hohe Variabilität in der Frequenz der Befischungen. Im Abschnitt um Bamenohl wurden zwischen 1995 und 2009 nur in zwei Jahren (2004 und 2008) Befischungen durchgeführt, während im Abschnitt Pasel im gleichen Zeitraum neun Befischungen stattfanden. In den übrigen Abschnitten fanden in dem aufgeführten Zeitraum zwischen vier und sechs Befischungen statt.

Die Angabe der Bestandsdichten der Äsche erfolgt in Individuen pro Quadratmeter. Der Großteil liegt zwischen 0,005 und 0,025 Ind/m². Eine Dichte von 0,05 Ind/m² wurde an den Abschnitten Lenhausen bis Bigge in 2008, Pasel in 1995, Wehr bis Siesel in 2004 und unterhalb Plettenberg in 1999 und 2004 überschritten. Die mit Abstand höchste Individuendichte wurde 2004 im Abschnitt Wehr bis Siesel mit 1,6 Ind/m² ermittelt.

Der Vergleich zwischen den Abschnitten oberhalb (Abbildung 44, linke Seite) und unterhalb (Abbildung 44, rechte Seite) des Querbauwerks bei Siesel (Rollenwehr), zeigt, dass die Äsche unterhalb in höheren Dichten auftritt. Es ist anzunehmen, dass das Querbauwerk selbst sowie die langen Rückstaubereiche einen entscheidenden negativen Einfluss auf die längszonale Konnektivität des Gewässers ausüben.

Die folgenden Fang- und Besatzstatistiken beziehen sich auf die Gewässerstrecke Ortsgrenze Finnentrop/Rönkhausen bis zur Eisenbahnbrücke im Ortsteil Plettenberg-Eiringhausen (Pachtstrecke des Sportfischereivereins „Plettenberger Maipiere e.V. 1936“) mit einer Fließlänge von rund 12 km und einer Fläche von 27,25 ha.

Abbildung 45 zeigt die Fangzahlen der Jahre 1979 bis 2006 für die Fischarten Äsche, Bachforelle und Regenbogenforelle. In diesem Zeitraum (ab 1994) wurden pro Jahr zwischen 170 und 240 Fangbücher der Mitglieder ausgewertet.

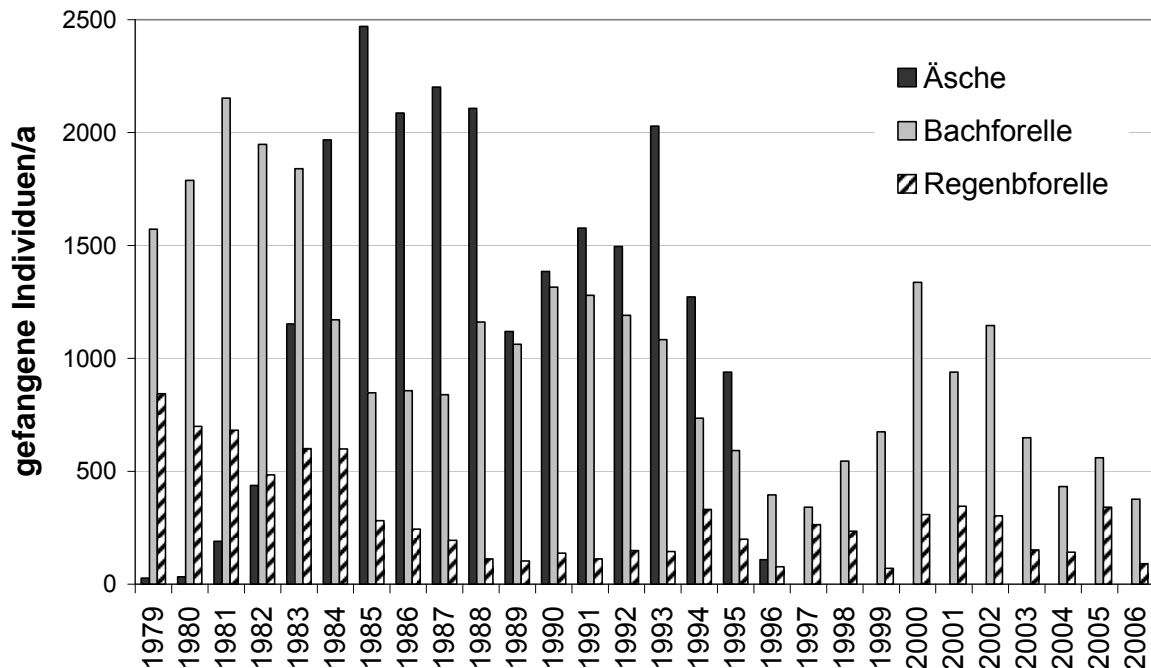


Abbildung 45: Fangstatistik von Äsche, Bachforelle und Regenbogenforelle im Zeitraum 1979 bis 2006 im Gewässerabschnitt Rönkhausen bis Plettenberg-Eirighausen in der Lenne (Datenquelle: www.maipiere.de).

Die dargestellten Fangstatistiken zeigen, dass im Zeitraum 1983 bis 1993 ein hohes Aufkommen an fangfähigen Äschen in der Lenne zu verzeichnen war. 1994 sinkt der Äschenbestand bis 1996. Ab 1997 gab es bis dato ein landesweites Fangverbot für die Äsche und sie treten demnach in den Fangstatistiken nicht mehr auf.

Vor dem starken Zuwachs der Äsche dominierte das Gewässer mit Bachforellen. Mit der Zunahme der Äschenpopulation verringert sich der Bachforellenbestand, wobei es auch bis in die Jahre 2000 bis etwa 2003 immer wieder zu einem Anstieg der Fischdichte kommt.

Der Fang von Regenbogenforellen als allochthone, das heißt gebietsfremde und sich in diesem Gewässer nicht selbst reproduzierende Fischart tritt in den Fangstatistiken bis zum Jahr 2006 auf. Gemäß der vorliegenden Besatzzahlen wurde die Regenbogenforelle lediglich bis zum Jahr 1984 regelmäßig besetzt.

Aus den detailliert aufgeführten Fangstatistiken lässt sich die entnommene Fischbiomasse pro Hektar der aufgeführten Fischarten berechnen. Demnach wurde in den Jahren 1979 bis 1994 eine gesamt Fischbiomasse von 30 bis 40 kg/ha dem Gewässer entnommen. Ab dem Fangverbot für die Äsche 1996 sinkt die entnommene Biomasse auf etwa 10 kg/ha. Seit 2002 schwanken diese Zahlen zwischen 10 und 25 kg/ha, was etwa der Hälfte der Biomasse entspricht, die mit den Fangzahlen der Äsche bis 1996 auftraten.

Die vorliegenden Besatzzahlen zeigten, dass lediglich im Jahr 1977 ein Initialbesatz der Äsche mit 335 Satzfishen der Größenklasse 12 bis 15 cm stattgefunden hat. Dieser Initialbesatz führte möglicherweise zu dem rasanten Anstieg der Äschenpopulation ab dem Jahr 1982.

Der Besatz mit Bachforellen erfolgte bis zum Jahr 2006. In Tabelle 20 sind die Besatzzahlen und die dazu gehörigen Fangzahlen der Bachforelle aufgeführt.

Tabelle 20: Besatz- und Fangzahlen zur Bachforelle im Zeitraum 1979 bis 2006 im Gewässerabschnitt Rönkhausen bis Plettenberg-Eirighausen in der Lenne (Datenquelle: www.maipiere.de).

	Satzfische 6-15	Satzfische 18-22	Satzf.>25	vogestr. Brut	Fangzahlen
1979	4.870				1.572
1980	5.516				1.788
1981	5.460				2.153
1982	5.490				1.948
1983	3.710				1.840
1984	4.330				1.171
1985	6.500				848
1986	7.660				857
1987	5.860				839
1988	5.680				1.161
1989	2.400				1.063
1990	800				1.315
1991				80.000	1.279
1992				20.000	1.191
1993				100.000	1.083
1994				120.000	735
1995				120.000	592
1996				40.000	396
1997	5.000			50.000	341
1998				1.000	545
1999	600		1.200	70.000	675
2000	6.500	3.650	1.500	65.000	1.337
2001	5.400		1.500	38.000	939
2002			2.300	51.500	1.146
2003			1.600	50.000	648
2004			800	69.000	433
2005			600	67.000	560
2006	2.000		550	68.000	376

Aus der Tabelle wird deutlich, dass seit Beginn der Aufzeichnungen im Jahr 1979 die fischereiliche Bewirtschaftung dieses Lenneabschnitts den Besatz mit Bachforellen sowohl als Brutfische als auch als Satzfische mit den unterschiedlichen Größenklassen vorsieht. Seit 1999 werden zudem fangfähige Satzfische > 25 cm besetzt. Diese werden zu 60 bis 90 % dem Gewässer wieder entnommen, was aus den entsprechenden Fangzahlen ersichtlich ist.

5.4.2 Interstitialentwicklung der Äsche

Die Ergebnisse der Untersuchungen zur Interstitialentwicklung und Mortalität der im Sediment deponierten Äscheneier sind in Abbildung 46 dargestellt.

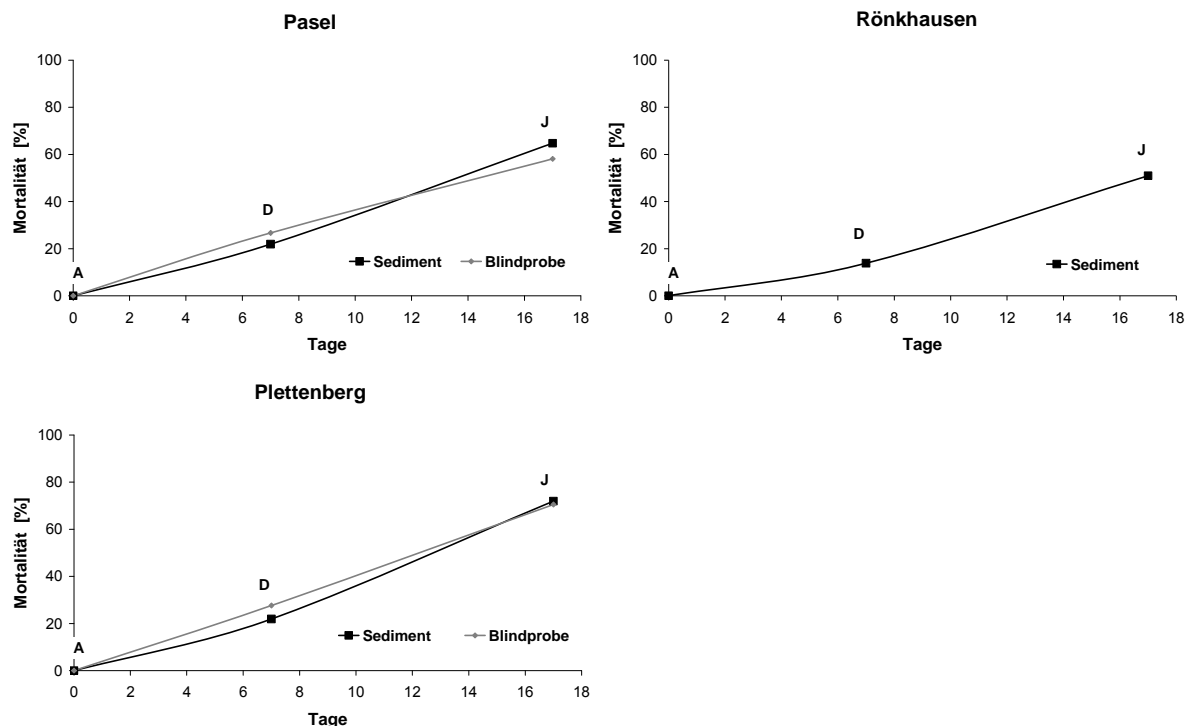


Abbildung 46: Mortalitätsraten der Äsche während der Interstitialentwicklung im hyporheischen Interstitial (Sediment) und im Oberflächenwasser (Blindprobe) der Lenne im Untersuchungszeitraum 23.04. bis 10.05.2010 (A=Augenpunktstadium; D=Dottersackstadium; J=Juvenilstadium).

Die gesamte Entwicklungszeit der Äschen von der Befruchtung der Eier bis zum Aufschwimmen der Larven betrug insgesamt 30 Tage. Davon verlebten die Äscheneier vom Grüneistadium bis zum Augenpunktstadium in der Fischzuchtanlage bei Wassertemperaturen um etwa 10 °C und einem pH-Wert zwischen 7 und 7,5.

Im Augenpunktstadium wurden die Äschen in das Sediment der Lenne eingebracht. Zu diesem Zeitpunkt betrug die Wassertemperatur an den drei Probestellen (Rönkhausen, Pasel und Plettenberg) zwischen 8,3 und 9,4 °C. Der pH Wert variierte von 9,0 bis 9,6 im Oberflächenwasser.

Die Mortalität bei der ersten Auszählung im Dottersackstadium (D) am 30. April 2010 lag zwischen 14 und 22 %, wobei an der Probestelle Rönkhausen die geringsten Verluste zu verzeichnen waren. Die Ergebnisse der Blindprobe im Oberflächenwasser sind an dieser Probestelle nicht mit aufgeführt, da durch eine starke Wasserstandserniedrigung die dort deponierten WV-Boxen trocken fielen und einen Totalverlust der Äscheneier zur Folge hatte. Die zweite Auszählung im Juvenilstadium am 10. Mai 2010 ergab eine Wertespannweite zwischen 51 und 72 %. Auch hier wies die Probestelle Rönkhausen die geringste Mortalität auf. Auffällig ist hier der große Unterschied zur Probestelle Plettenberg mit mehr als 21 %. Mögliche Ursachen hierfür konnten im Rahmen der Untersuchungen nicht weiter verifiziert werden.

Die Überlebensraten in der Blindprobe waren ähnlich hoch wie diejenigen, die im Interstitial gemessen wurden. Das ist möglicherweise ein weitere Hinweis darauf, dass das oberflächennahe hyporheische Interstitial der Lenne durch die hohe Durchlässigkeit ähnliche hydromorphologische, hydraulische und physikalisch-chemischenphysikalische Eigenschaften aufweist wie das sedimentnahe Oberflächenwasser.

5.4.3 Vermessung der Aufwuchshabitate und Fischbestandsaufnahme

Um die Habitatcharakteristiken an den potenziellen Äschenlaichplätzen zu ermitteln, wurden detaillierte Vermessungen an den Probestellen Rönkhausen, Pasel und Plettenberg durchgeführt. Die grafische Darstellung der Vermessungsergebnisse und die Einbettung an den Probestellen zeigt Abbildung 47.

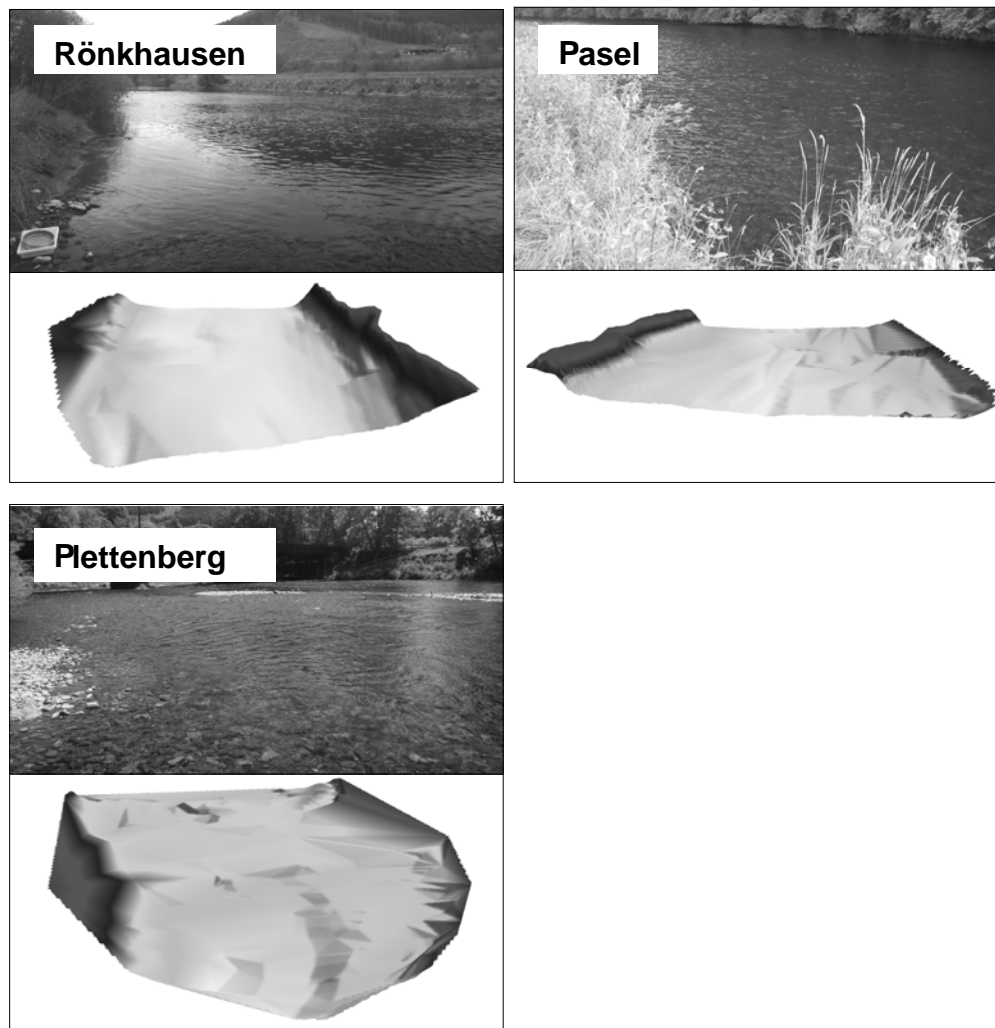


Abbildung 47: Grafische Darstellung der Vermessungen an den potenziellen Äschenlaichplätzen in Rönkhausen (Fläche: 2.500 m², links), Pasel (Fläche: 2.000 m², Mitte) und Plettenberg (Fläche: 8.000 m², rechts) im Oktober 2010.

Die Auswertung der Vermessung der Probestelle zeigt ein sehr heterogenes Bild. Die Probestellen bei Rönkhausen und Pasel sind vergleichsweise strukturarm. Das Trapezprofil weist eine geringe Tiefen-, Substrat- und Strömungsvarianz auf. Wertvolle Strukturen wie Quer- und Längsbänke sowie flache Uferbereiche und strömungsberuhigte Zonen sind weitestgehend nicht vorhanden. Ein anderes Bild zeigt sich an der Probestelle bei Plettenberg. Hier treten Kiesbänke und strömungsberuhigte Flachwasserzonen in größerem Umfang auf.

In geeigneten Riffle- Abschnitten (Aufwuchshabitate) unmittelbar unterhalb der potenziellen Äschenlaichplätze erfolgten im September 2010 Fischbestandserhebungen mittels Elektrofischungen. Die Ergebnisse der Befischungen sind in Abbildung 48 als Säulendiagramm dargestellt. In dieser Auswertung sind die vorgefundenen Äschen unterteilt in Jungfische (0+) und adulte Individuen.

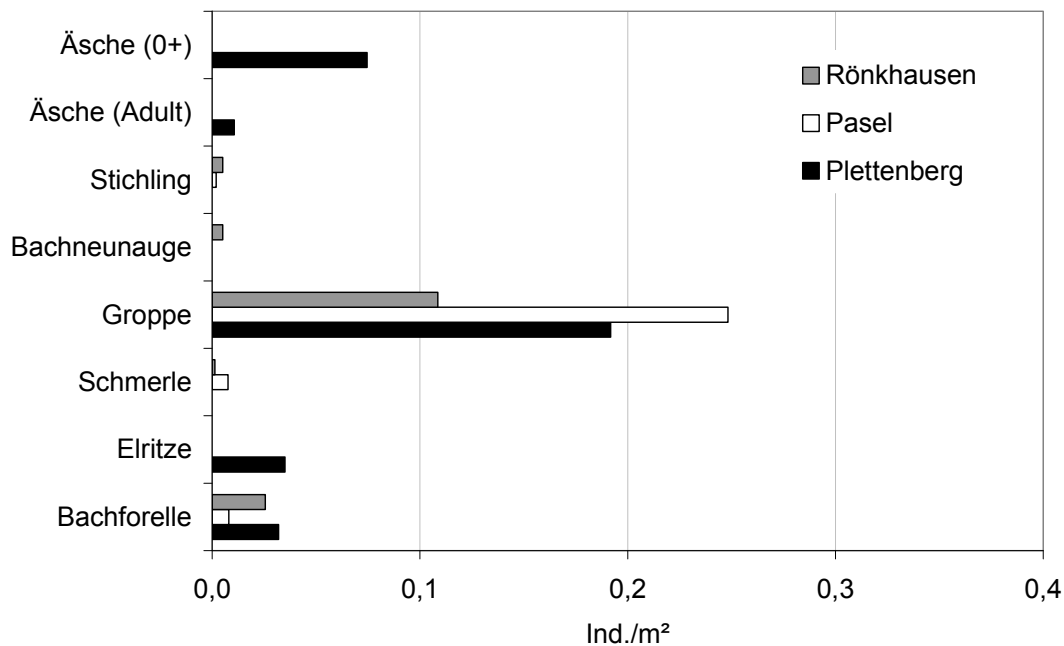


Abbildung 48: Ergebnisse der Fischbestandserhebung an den Probestellen Rönkhausen, Pasel und Plettenberg im September 2010.

Bei der Befischung konnten weder 0+-Stadien noch adulte Äschen an den beiden Probestellen Rönkhausen und Pasel nachgewiesen werden. Die Fischgemeinschaft erwies sich grundsätzlich an beiden Probestellen als sehr Arten- und individuenarm. In höheren Individuenzahlen traten Groppen auf (Rönkhausen: 85, Pasel: 521). Die hohe Anzahl an Groppen, die hinsichtlich ihrer autökologischen Charaktereigenschaften eng an das Sediment gebunden ist, weist erneut auf die Funktionstüchtigkeit des Kieslückensystems in der Lenne hin.

In Plettenberg konnten hingegen sowohl 0+ Stadien der Äsche (56) als auch adulte Tiere (7) mit einer Individuendichte von 0,08 Ind./m² nachgewiesen werden. Zudem fanden sich an dieser Probestelle ebenfalls eine hohe Anzahl von Groppen (126), Elritzen (23) und Bachforellen (21).

Die Ursache für die unterschiedlichen Befischungsergebnisse sind die fehlenden kleinräumigen Habitate und die Strukturarmut an den Probestellen Rönkhausen und Pasel. Darüber hinaus ist davon auszugehen, dass das Querbauwerk (Rollenwehr in Siesel) die Durchgängigkeit zwischen den oberen und der unteren Probestelle vermindert.

5.5 Makrozoobenthos

5.5.1 Zustandsbewertung

Die Erhebungen zum Makrozoobenthos erfolgten an den Probestellen Bamenohl, Bigge und Pasel in den Monaten April, Mai und September des Untersuchungsjahres 2010. Die daraus gewonnenen Artenlisten wurden zunächst mit dem Bewertungsverfahren Perloides (ASTERICS 2008) ausgewertet. Die Ergebnisse der fließgewässertypspezifischen, multimetrischen Bewertung sind in Tabelle 21 aufgeführt.

Tabelle 21: Ergebnisse der Makrozoobenthoserhebungen an den drei Probestellen im Untersuchungsgebiet der Lenne im Jahr 2010 (Auswertung mit dem Bewertungsverfahren Perloides (ASTERICS 2008)).

Probestelle	Datum	Stressor	Stressor	Gesamtbewertung
		Saprobie	Allgemeine Degradation	ökologischer Zustand
Bamenohl	April	„gut“	„mäßig“	„mäßig“
	Mai	„gut“	„mäßig“	„mäßig“
	Sept.	„gut“	„mäßig“	„mäßig“
Bigge	April	„gut“	„gut“	„gut“
	Mai	„gut“	„gut“	„gut“
	Sept.	„gut“	„mäßig“	„mäßig“
Pasel	April	„gut“	„mäßig“	„mäßig“
	Mai	„gut“	„mäßig“	„mäßig“
	Sept.	„gut“	„mäßig“	„mäßig“

Die Ergebnisse des Makrozoobenthos im Jahr 2010 mit dem Bewertungsverfahren sind vergleichbar mit den Ergebnissen der Zustandsbewertung nach EG-WRRL (siehe Kapitel 3.4). Danach liegt an keiner Probestelle eine saprobielle Belastung vor. Hinsichtlich des Stressors „allgemeine Degradation“, der im Wesentlichen auf die morphologischen Defizite im Gewässer fokussiert ist, wird an den Probestellen Bamenohl und Pasel ein nur „mäßiger“ Zustand erreicht. Die Bigge wird dahingehend etwas besser bewertet und erweist sich in den Monaten April und Mai als „gut“.

5.5.2 Taxonomische und funktionale Zusammensetzung

Die Zustandsbewertung mittels des verwendeten Verfahrens lässt nur indirekt Rückschlüsse auf die taxonomische und funktionale Zusammensetzung der benthischen Invertebratenzönose zu. Hierfür sind weitere Detailanalysen notwendig, um die Lebensgemeinschaft im Hinblick auf deren Funktionalität bewerten zu können. Dazu erfolgte eine Betrachtung der an den Probestellen vorgefundenen Arten im Vergleich zu den nach Haase et al. (2004) erarbeiteten Referenzlisten und Leitarten des Makrozoobenthos für den Fließgewässertyp 9.

In Tabelle 22 sind die nach Haase et al. (2004) ermittelten Leitarten des Makrozoobenthos für den Typ 9 sowie die an den Probestellen vorgefundenen Leitarten aufgeführt (Liste aller vorgefundenen Arten an den Probestellen Bamenohl, Bigge und Pasel in Anhang 9.3, Tabelle 26).

Tabelle 22: Leitarten des Makrozoobenthos für den Fließgewässertyp 9 nach Haase et al. (2004) sowie die an den Probestellen vorgefundenen Leitarten im Untersuchungsjahr 2010.

Ordnung	Leitart	Bamenohl	Bigge	Pasel
Bivalvia	<i>Unio crassus crassus</i>			
Hirudinea	<i>Helobdella stagnalis</i>	X		
Ephemeroptera	<i>Baetis liebenauae</i>			
	<i>Baetis niger</i>			
	<i>Ecdyonurus dispar</i>			
Plecoptera	<i>Perla burmeisteriana</i>			
Trichoptera	<i>Agapetus Ochripes</i>			
	<i>Brachycentrus maculatus</i>			
	<i>Glossosoma boltoni</i>			
	<i>Hydropsyche incognita</i>			
Coleoptera	<i>Mystacides azurea</i>	X		X
	<i>Helophorus sp. Ad.</i>			
Bryozoa	<i>Fredericella sultana</i>			

An den Probestellen wurden jeweils 54 unterschiedliche Arten vorgefunden (siehe Tabelle 26). Pro Probenahmedatum variiert die Artenanzahl zwischen 30 und etwa 40.

Im Vergleich zu den Leitarten der Referenzartenlisten nach Haase et al. (2004) treten im Untersuchungszeitraum lediglich zwei Arten an der Probestelle Bamenohl und eine Leitart an der Probestelle Pasel auf. Die taxonomische Zusammensetzung der benthischen Invertebraten lässt sich aus diesem Grund eher als eine Lebensgemeinschaft von Generalisten bewerten.

Neben der taxonomischen Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft geben die funktionalen Attribute, insbesondere die Attribute der Ernährungstypen, Hinweise auf die Adaption des Makrozoobenthos an die sie umgebenden Lebensbedingungen und das Nahrungsangebot.

Abbildung 49 zeigt die prozentuale Verteilung der verschiedenen Ernährungstypen an der Probestelle Bamenohl.

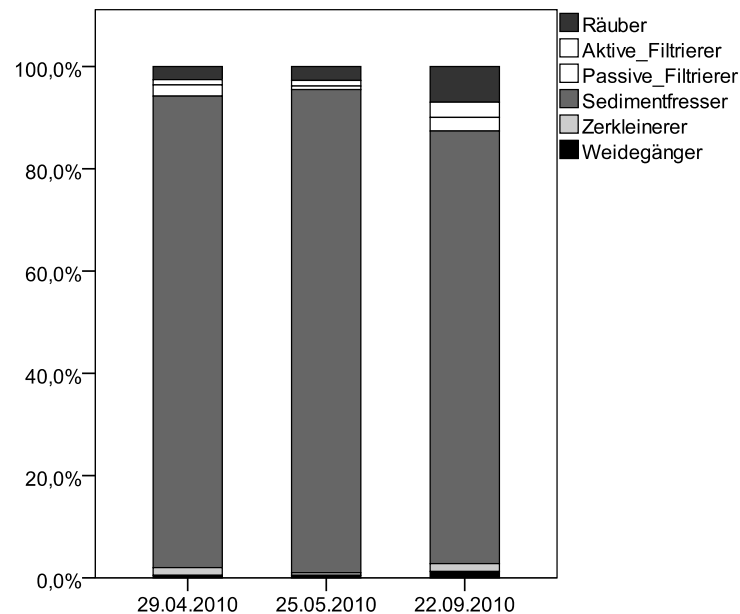


Abbildung 49: Prozentuale Verteilung der Ernährungstypen des Makrozoobenthos an der Probestelle Bamenohl im April, Mai und September 2010.

Besonders auffällig an der Probestelle Bamenohl ist der sehr hohe Anteil an Sedimentfressern zu allen Probenahmetagen. Dieser wird vorrangig durch die Arten *Caenis* und *Serratella* (auch Weidegänger) hervorgerufen. Weiterhin finden sich relativ hohe Abundanzen von Oligochaeten und Chironomiden. Die Gruppen der Räuber, Filtrierer, Zerkleinerer und Weidegänger sind hingegen unterrepräsentiert. Die funktionale Artenzusammensetzung ist an der Probestelle Bamenohl durch die hohe Anzahl an Sedimentfressern möglicherweise adaptiert, da sie die vorherrschende Algenmatrix als Nahrungsgrundlage nutzen können.

In Abbildung 50 ist die prozentuale Zusammensetzung der Ernährungstypen an den Probestellen Bigge und Pasel aufgeführt.

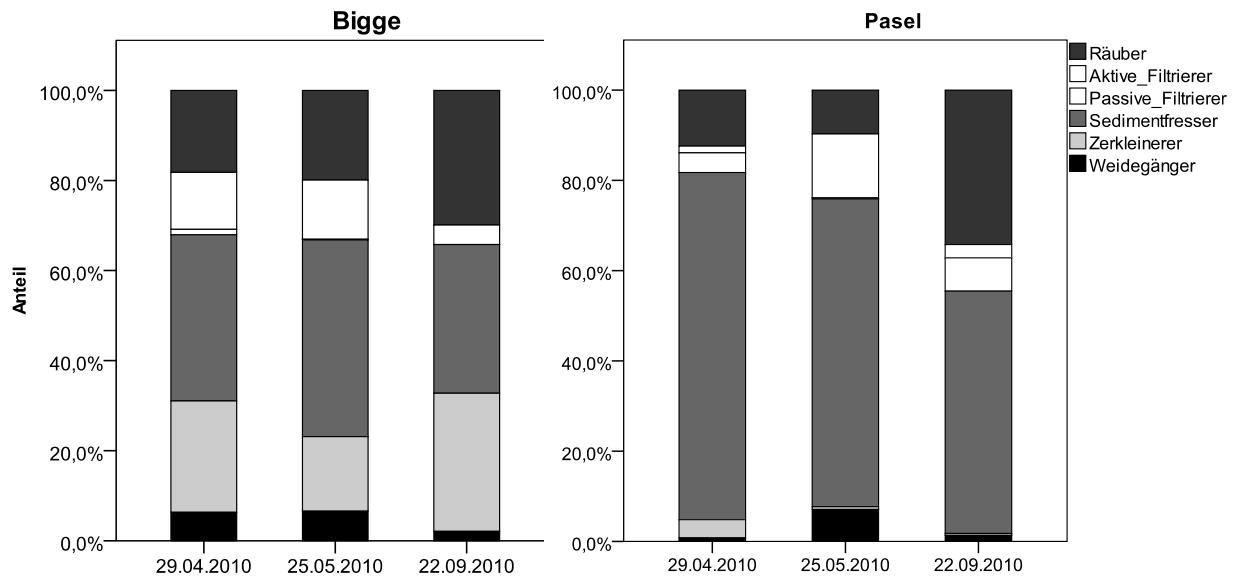


Abbildung 50: Prozentuale Verteilung der Ernährungstypen des Makrozoobenthos an den Probestellen Bigge und Pasel im April, Mai und September 2010.

An der Probestelle Bigge besteht die funktionale Zusammensetzung aus unterschiedlichen Ernährungstypen. Weitaus geringeren Anteil haben im Vergleich zur Probestelle Bamenohl die Sedimentfresser. Hinzu kommen Zerkleinerer (zwischen 15 und 25 %) und Räuber (8 bis 25 %). Diese Zusammensetzung ändert sich nur unwesentlich im Untersuchungszeitraum. Zudem wird die Zusammensetzung nicht nur durch wenige, mit hohen Abundanzen vorliegende Arten bestimmt. Vielmehr treten Chironomiden, Gammariden, Ephemeropteren und Trichopteren in etwa gleich hohen Individuendichten auf. Die diverse funktionale Zusammensetzung äußert sich zudem in der „guten“ Klassifikation hinsichtlich der Zustandsbewertung (siehe Tabelle 21).

Die Probestelle Pasel weist wiederum einen hohen Anteil an Sedimentfressern insbesondere im April und Mai des Jahres 2010 auf. Die Hauptvertreter der Ernährungstypen an der Probestelle Pasel sind Baetiden (Weidegänger und Sedimentfresser), Chironomiden (Sedimentfresser) und *Atherix* (Räuber). Hauptaugenmerk an der Probestelle Pasel ist die Veränderung der funktionalen Zusammensetzung im Jahresverlauf. Während an der Probestelle Bamenohl an allen drei Untersuchungstagen die Sedimentfresser überwiegen, nehmen diese an der Probestelle Pasel von April bis September prozentual ab, während sich der Anteil der Räuber erhöht. Die Adaption an das Nahrungsangebot wird an der Probestelle Pasel noch deutlicher, da sich die funktionale Zusammensetzung der Ernährungstypen in Abhängigkeit des sich ändernden Nahrungsangebotes anpasst (siehe Kapitel 5.3).

Durch die funktionale Zusammensetzung unter Berücksichtigung der Individuendichte der einzelnen Arten können Rückschlüsse auf die Funktionalität und das Nahrungsgefüge getroffen werden. Die Analyse der Biomasse einer Lebensgemeinschaft liefert hingegen

weitergehende Informationen über die Zusammenhänge von Lebensgemeinschaften innerhalb der verschiedenen trophischen Ebenen im Gewässer.

In Abbildung 51 ist die Gesamtbiomasse als Trockenmasse in g/m^2 des Makrozoobenthos im April, Mai und September des Untersuchungsjahres als Säulendiagramm dargestellt. Die Untersuchungen zur Gewässerflora lieferten analoge Ergebnisse zur Biomasse der Primärproduzenten an den Probestellen. Diese sind vergleichend dazu mit aufgeführt.

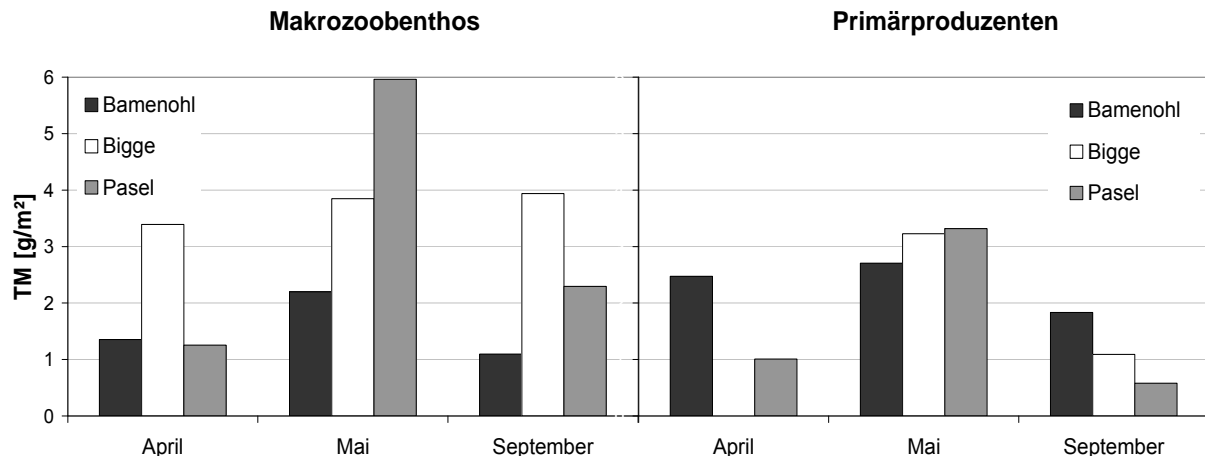


Abbildung 51: Trockenmasse des Makrozoobenthos (links) und der Primärproduzenten (benthischer Aufwuchs, rechts) an den drei Probestellen in der Lenne im Untersuchungszeitraum April, Mai und September 2010.

An der Probestelle Bamenohl liegen die geringsten Biomassen des Makrozoobenthos mit maximal $2,1 \text{ g/m}^2$ vor. Ein zeitlicher Verlauf von April bis September ist erkennbar, jedoch nicht deutlich ausgeprägt. Einen ähnlichen Verlauf zeigen die Biomasseverhältnisse der Primärproduzenten. Auffällig ist hierbei, dass diese höhere Werte an allen drei Probenahmeterminen erreichen als der Biomasseanteil des Makrozoobenthos. Trotz des hohen Anteils an Sedimentfressern, die jedoch nicht in dem erforderlichen Maß zur Gesamtbiomasse beitragen, scheint die Makrozoobenthosbesiedlung keinen Einfluss auf die Primärproduktion auszuüben.

Die Biomasse des Makrozoobenthos in der Bigge liegt im Bereich zwischen $3,5$ und 4 g/m^2 . Dieser Anteil ändert sich im zeitlichen Verlauf nicht. Die Biomasse der Primärproduzenten nehmen von Mai bis September ab (im April wurde an dieser Probestelle keine Erhebung durchgeführt). Die Ursache für die Abnahme ist das Absterben der Primärproduzenten nach der Frühjahrsblüte. Im September ist der benthische Aufwuchs weniger stark ausgeprägt. Die Gesamtbiomasse der Primärproduzenten ist deutlich geringer als der Anteil des Makrozoobenthos. Möglicherweise übt das Makrozoobenthos zumindest im September einen verstärkten Einfluss durch „grazing“ auf die Biomasseproduktion der Algen aus.

In Pasel zeigen neben der Veränderung der Ernährungstypen des Makrozoobenthos auch die Biomasseverhältnisse eine jahreszeitliche Dynamik. Während im April noch geringe

Biomasseanteile auftreten ($1,1 \text{ g/m}^2$), steigen diese sprunghaft im Mai auf 6 g/m^2 an. Auch die Primärproduzenten weisen im Mai die höchsten Werte mit $3,2 \text{ g/m}^2$ auf, diese liegen aber nicht signifikant höher als in Bamenohl oder der Bigge. Ähnliche Verhältnisse zeigen sich auch im September des Untersuchungsjahres. Zwar hat sich die Biomasse des Makrozoobenthos auf $2,2 \text{ g/m}^2$ in Pasel reduziert, jedoch weist auch die Biomasse der Primärproduzenten die niedrigsten Werte auf ($0,5 \text{ g/m}^2$). Dieser mögliche „Grazingeffekt“ des Makrozoobenthos auf die Primärproduzenten wird untermauert durch die Ergebnisse in Kapitel 5.3. Es zeigte sich, dass die Algenmatrix in Pasel im Gegensatz zur Probestelle Bamenohl weitaus instabiler und weniger stark vernetzt ist. Ebenso kam es in Pasel zu einem frühzeitigeren Ablösen des benthischen Aufwuchses.

6 Zusammenfassung der Ergebnisse

Im Rahmen des durchgeführten Forschungsvorhabens sollten Kausalzusammenhänge zwischen der erhöhten Biomasseproduktion von Primärproduzenten und dem Rückgang der Äschenpopulation in einem ausgewählten Gewässerabschnitt im Mittellauf der Lenne untersucht werden. Dazu wurden vorhandene Daten zum Einzugsgebiet, den Belastungen, dem ökologischen Zustand sowie der fischereilichen Bewirtschaftung ausgewertet und ein ergänzendes, investigatives Monitoring durchgeführt. Die Freilanduntersuchungen wurden im Untersuchungsjahr 2010 durchgeführt und beinhalteten

- die Erhebung der chemischen und physikalisch-chemischen Wasserqualität im Oberflächenwasser und im Porenwasser des hyporheischen Interstitials,
- Schwermetallanalysen im Oberflächenwasser und im Sediment,
- die Untersuchung der biologischen Qualitätskomponenten Gewässerflora, Makrozoobenthos und Fischfauna,
- die Vermessung und detaillierte Aufnahme der Hydromorphologie an ausgewählten Gewässerabschnitten.

Im Untersuchungsgebiet wurden insgesamt sieben Probestellen eingerichtet. Davon waren sechs Probestellen in der Lenne und eine Probestelle in der Bigge verortet, um den Einfluss des größten Zuflusses in die Lenne mit erfassen zu können. Die Probestellen mit dem umfangreichsten Untersuchungsprogramm lagen im Bereich der Ortschaft Bamenohl oberhalb der Mündung der Bigge in die Lenne, in der Bigge kurz vor der Mündung sowie in der Lenne im Bereich der Ortschaft Pasel.

Die zur Auswertung verwendete Datengrundlage umfasste wasserwirtschaftliche Gütekenngößen von drei Messstellen des Landes Nordrhein Westfalen im Zeitraum 1996 bis 2009, die Einleitungskonzentrationen der Nährstoffe Phosphor und Stickstoff der im Untersuchungsgebiet befindlichen Kläranlagen (Grevenbrück, Biggetal und Finentrop), die Abflussdaten der Pegel Bamenohl und Rönkhausen ab dem Jahr 2000, Fischbestandserfassungen aus den amtlichen Befischungen der Jahre 1995 bis 2009, Ergebnisse von Elektrobefischungen sowie detaillierte Fang- und Besatzstatistiken des Sportfischereivereins „Plettenberger Maipiere“ e.V..

Die Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

1. Nach der EG-WRRL (Europäische Gemeinschaften 2000) wird der ökologische Zustand der Lenne im Untersuchungsabschnitt von der Gemeinde Bamenohl bis zur Gemeinde Plettenberg als „mäßig“ bis „schlecht“ klassifiziert. Hauptursache für diese Einstufung ist zumeist die als stark defizitär bewertete Fischfauna, da die Äsche als Leitfisch in dem Fließgewässerabschnitt des Gewässertyps 9 nur in geringen

- Abundanzen vorhanden ist bzw. vollständig fehlt. Der chemische Zustand wird hingegen gemäß EG-WRRL als „gut“ eingestuft.
2. Die Nährstoffbelastungen an den Landesmessstellen (GÜS) im Untersuchungsgebiet sind an den Messstellen Bamenohl und Pasel höher als in der Bigge und können weitgehend als „mäßig“ eingestuft werden. Ein Auf- oder Abwärtstrend in den Nährstoffkonzentrationen ist im Zeitraum 1996 bis 2009 nicht vorhanden.
 3. Die kontinuierlichen Messungen der Temperatur im Oberflächenwasser der Lenne und der Bigge zeigten einen starken Temperaturgradienten. Die Bigge ist durch das kalte Tiefenwasser aus der Talsperre Ahausen in den Sommermonaten bis zu 15°C kälter als die Lenne in Bamenohl. Die hohen Wassermengen aus der Bigge (etwa 50 %) dämpfen das natürliche Temperaturregime in Pasel um bis zu 8°C in den Sommermonaten.
 4. Die kontinuierlichen Datenaufzeichnungen der Sauerstoffverhältnisse und der pH-Werte weisen insbesondere in den Monaten April und Mai, aber auch in den Sommermonaten Juli und August auf eine erhöhte Primärproduktion hin. Die Sauerstoffsättigungskonzentrationen erreichen dabei Tag-Nacht Schwankungen von bis zu 75 % in Bamenohl. In Pasel sind die hohen Schwankungen abgeschwächt. Der nach LAWA (2007) geforderte typspezifische Orientierungswert für Sauerstoff von > 7 mg/l O₂ wird im gesamten Untersuchungszeitraum zeitlich begrenzt an sieben Tagen unterschritten. Die pH-Werte erreichen im April und Mai hohe Werte > 9. In Bamenohl wird der Orientierungswert nach LAWA (2007) für den pH (< 8,5) in den Monaten Juni bis August an insgesamt 32 Tagen temporär überschritten.
 5. Die Gesamtphosphor (TP)- und Orthophosphatkonzentrationen (SRP) im Oberflächenwasser weisen in Bamenohl die höchsten Werte mit 0,1 mg/l TP und 0,08 mg/l SRP auf. Die Konzentrationen der Nährstoffe in der Bigge und in Pasel sind relativ niedrig und liegen im Durchschnitt zwischen 0,04 mg/l (Gesamtphosphor) und 0,03 mg/l (Orthophosphat). Das Verhältnis von Gesamtphosphor zum pflanzenverfügbaren Orthophosphat ist hingegen vergleichsweise hoch. Der Eintrag von Phosphor aus den im Untersuchungsgebiet befindlichen Kläranlagen beträgt durchschnittlich sechs bis acht Tonnen pro Jahr (2003 bis 2010). Die berechneten Gesamtfrachten an Phosphor umfassen im Jahr 2009 21,8 t/a, wobei seit 2005 auf Basis der berechneten Gesamtfrachten ein stetiger Abwärtstrend zu verzeichnen ist.
 6. Die Stickstoffkonzentrationen im Oberflächenwasser der Lenne und der Bigge erreichen im Untersuchungszeitraum Maximalwerte von 0,15 mg/l Ammonium. Trotz der mäßigen Belastung mit Ammonium besteht vor allem auf Grund der hohen pH-Werte eine potenzielle Gefährdung, da unter ungünstigen Bedingungen fischtoxische Ammoniakkonzentrationen erreicht werden können. So wird der in der Literatur

angegebene Grenzwert für die chronische Toxizität des Ammoniak von $> 0,025$ mg/l im Mai unter Berücksichtigung kurzfristig überschritten.

7. Die Schwermetallanalysen sowohl im Oberflächenwasser als auch im Sediment unterschreiten die Umweltqualitätsnormen nach den EG-Richtlinien für die flussgebietsspezifischen Schadstoffe, die prioritären Stoffe nach Anhang IX und X der EG-WRRL als auch der Fischgewässerrichtlinie. Lediglich Zink zeigt leicht erhöhte Werte im Sediment. Die Ursache hierfür liegt in einem mittlerweile still gelegten Abbaugbiet für Zink etwa 7 km oberhalb des Untersuchungsgebietes. Zwar wird aus dem Altstandort derzeit noch Grubenwasser eingeleitet, jedoch kann auf Basis der gemessenen Konzentrationen an gelöstem Zink im Oberflächenwasser von keiner zusätzlichen Belastung für das Sediment mehr ausgegangen werden.
8. Die Funktionsfähigkeit des hyporheischen Interstitials im untersuchten Gewässerabschnitt der Lenne ist gegeben. Die Wasserbeschaffenheit im Interstitial ist weitgehend durch das Oberflächenwasser geprägt. Lediglich in den tiefen Sedimentschichten (45 cm) treten geringfügige Kolmationserscheinungen auf, die auf die Wasserqualität im Porenwasser jedoch keinen Einfluss ausüben. Das zeigte sich sowohl an den Temperatur- und den Sauerstoffverhältnissen sowie den pH-Werten im Tiefenprofil des Kieslückensystems. Der Nährstoffhaushalt ist zumindest in den Sedimenthorizonten bis 25 cm mit den Verhältnissen des Oberflächenwassers vergleichbar. Eine Nährstoffanreicherung erfolgt nicht, lediglich in einer Sedimenttiefe von 45 cm kommt es temporär an den Probestellen Bamenohl und Pasel zu erhöhten Phosphorkonzentrationen in den Sommermonaten. Eine Belastung mit Ammoniak kann im Untersuchungszeitraum im hyporheischen Interstitial ausgeschlossen werden.
9. Die Untersuchungsgewässer sind aufgrund der autökologischen Präferenzen der dominanten Diatomeenarten, der Zusammensetzung des übrigen Phytobenthos sowie aller angewandten Indikationsverfahren gegenüber ihrem mesotrophen Referenzzustand als „eutroph“ zu charakterisieren. Die daraus resultierende Bewertung für die Teilkomponente der Diatomeen ergibt für den Gewässerabschnitt den ökologischen Zustand „mäßig“. Aus den Ergebnissen sind keine Hinweise auf massiv wirksame punktuelle Belastungsquellen abzuleiten. Vielmehr ist die Lenne bereits im oberen Abschnitt der Untersuchungsstrecke bei Bamenohl deutlich nährstoffbelastet. Tendenziell geht aus den Daten ein flussabwärts rückläufiger Trend des trophischen Potenzials bzw. der Belastungssituation hervor. Dabei zeigen die quantitativen Erhebungen zum zeitlichen und räumlichen Verlauf der benthischen Algenblüten eine hohe Ausschöpfung des vorhandenen trophischen Potenzials. Eine Nährstofflimitierung der Primärproduktion im engeren Sinne tritt in der Lenne nicht auf. Aufgrund der strukturellen Defizite und der damit verbundenen maximalen

Lichtexposition wird das vorhandene Nährstoffangebot offensichtlich vollständig in Biomasse umgesetzt.

10. Trotz der hohen Heterogenität in der bestehenden Datengrundlage können Aussagen über den Äschenbestand im betreffenden Untersuchungsabschnitt getroffen werden: Die Bestandsdichte ist relativ gering und schwankt in den Jahren 1996 bis 2009 zwischen 0,005 und 0,05 Ind./m². Im Jahr 2004 trat eine hohe Anzahl von Äschen im Bereich Plettenberg bis Siesel auf (1,6 Ind./m²). Die Individuendichte ist unterhalb des Rollenwehres in Siesel höher als oberhalb des Wehres.
11. Die Fang- und Besitzstatistiken zeigen, dass zu Beginn der Aufzeichnungen im Jahr 1979 durch die Angelfischerei kaum Äschen gefangen wurden. Mutmaßlich durch einen Initialbesatz im Jahr 1977 kam es dann zu einer starken Populationsentwicklung mit entsprechender Zunahme der Fangzahlen und zwischen den Jahren 1983 und 1993 war offensichtlich ein hoher Äschenbestand vorhanden. Dieser ging anschließend stark zurück und nach 1996 wurden der Fang von Äschen eingestellt. Über den Aufzeichnungszeitraum fand ein dauerhafter Besatz mit Bachforellen statt (vorgestreckte Brut und Satzfische in verschiedenen Größenklassen). Seit dem Jahr 2000 wurden als Reaktion auf den Rückgang der Äsche auch fangfähige Bachforellen > 25 cm besetzt.
12. Es konnte nachgewiesen werden, dass eine Larvalentwicklung der Äsche durch die Milieubedingungen im hyporheischen Interstitial der Lenne im Untersuchungsjahr 2010 nicht beeinträchtigt worden ist. Die im Expositionsversuch beobachteten Mortalitätsraten liegen zwischen 50 und 70 %, was mit natürlichen Verhältnissen vergleichbar ist (Young et al. 1990, Pauwels & Haines 1994). Trotz des positiven Ergebnisses zur Larvalentwicklung im Kieslückensystem waren im Jahr 2010 keine 0+ Stadien oder adulte Individuen der Äsche an den Probestellen Rönkhausen und Pasel nachzuweisen. Außerdem ist die gesamte Fischzönose in diesen Abschnitten arten- und individuenarm. Hauptursache hierfür ist die einförmige Hydromorphologie der Gewässerabschnitte. Diese Probestellen sind hinsichtlich der Strukturmerkmale Strömungsdiversität, Längs- und Querbänke sowie Unterstände im Uferbereich im Vergleich zu Referenzgewässern als stark defizitär zu bezeichnen. Zudem unterbricht das Wehr in Siesel das Längskontinuum. In Plettenberg findet sich demgegenüber eine vergleichsweise hohe Anzahl an klein- und großräumigen Habitatstrukturen. Die Strukturvielfalt spiegelt sich in dem Aufkommen von Äschen in diesem Gewässerabschnitt wieder (Bestandsdichten von bis 0,1 Ind./m²).
13. Hohe Groppenbestände an allen untersuchten Probestellen weisen ebenfalls auf die Funktionstüchtigkeit des hyporheischen Interstitials an der Lenne hin.
14. Der ökologische Zustand des Makrozoobenthos ist aufgrund des Bewertungsverfahrens nach EG-WRRL an den Probestellen Bamenohl und Pasel

„mäßig“ und in der Bigge „gut“. Eine erhöhte saprobielle Belastung liegt an keiner Probestelle vor. Die taxonomische Zusammensetzung des Makrozoobenthos in der Lenne umfasst vorrangig ubiquitäre Arten und ist grundsätzlich als Generalistengemeinschaft zu bezeichnen. Die funktionale Zusammensetzung hinsichtlich der Ernährungstypen wird in Bamenohl von April bis September durch Sedimentfresser dominiert. In der Bigge treten demgegenüber unterschiedliche Ernährungstypen zu etwa gleichen prozentualen Anteilen auf, die im Untersuchungszeitraum keiner Veränderung unterliegen. Auch in Pasel dominieren zunächst im April und Mai die Sedimentfresser. Die funktionale Zusammensetzung ändert sich jedoch bis September mit dem sich ändernden Nahrungsangebot in der Lenne.

15. Die Biomasse des Makrozoobenthos beträgt in Bamenohl ein bis zwei Gramm pro Quadratmeter (Trockengewicht) und ist durchweg geringer als der Biomasseanteil der Primärproduzenten. Ein quantitativ bedeutsamer Grazingeffekt durch das Makrozoobenthos auf den benthischen Algenaufwuchs ist an dieser Probestelle auszuschließen. In der Bigge tritt demgegenüber eine hohe Biomasse von Invertebraten zusammen mit geringer Primärproduktion im September des Untersuchungsjahres auf. Möglicherweise hat das Makrozoobenthos hier einen dämpfenden Einfluss auf die Primärproduktion. Deutlicher tritt dieser Effekt an der Probestelle Pasel im Mai des Jahres 2010 auf. Eine sehr hohe Biomasse (6 g/m^2 Trockengewicht) der Fauna scheint eine übermäßige Primärproduktion zu beschränken. Außerdem ist die Algenmatrix im Frühjahr in Pasel weitaus weniger stark ausgebildet und es kommt zu einem frühzeitigeren Ablösen des benthischen Aufwuchses als an den anderen Probestellen. Dies kann ebenfalls als indirekter Grazing-Effekt interpretiert werden.

7 Schlussfolgerungen und Handlungsempfehlungen

Auf Basis der Ergebnisse können die ökologischen Wirkungszusammenhänge so analysiert werden, dass die zuvor aus der Belastungsanalyse identifizierten potenziellen Einflussfaktoren entweder bestätigt oder ausgeschlossen werden können (Abbildung 52):

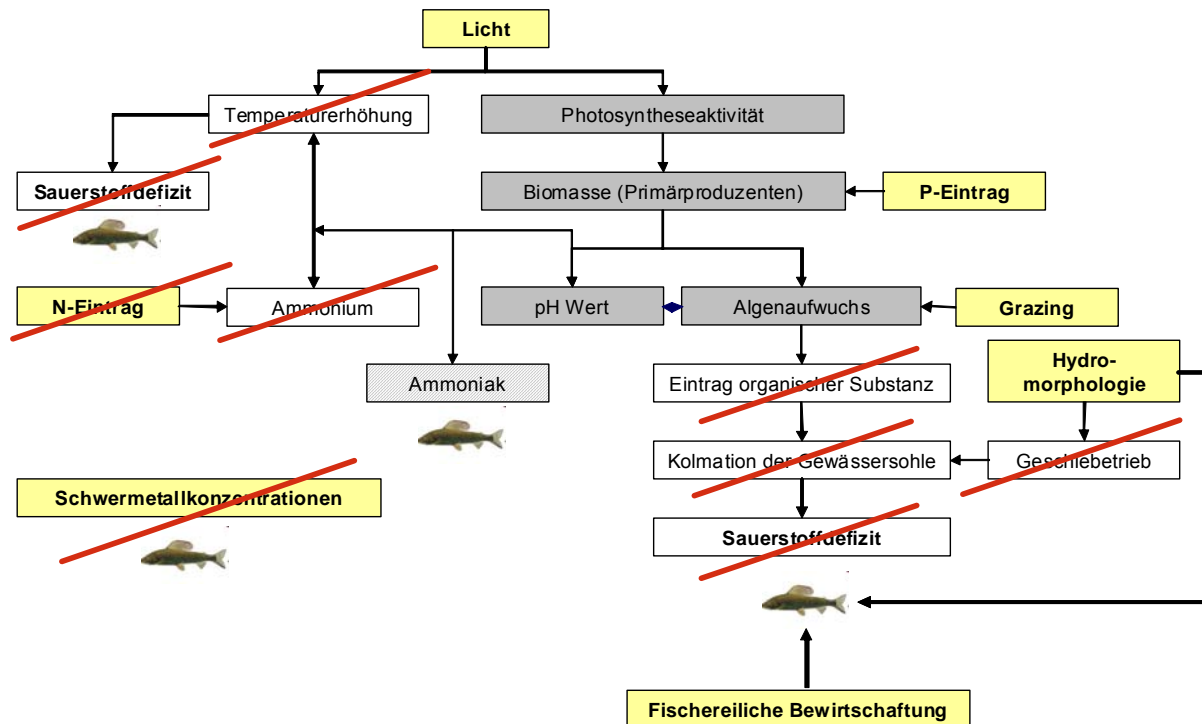


Abbildung 52: Differenzierung der Ursachen für die Bestandsgefährdung der Äsche in der Lenne, schematische Darstellung.

Schwermetalle

Ein erhöhter Eintrag von Schwermetallen sowohl im Oberflächenwasser als auch eine mögliche Akkumulation im Sediment mit entsprechenden Auswirkungen auf die Fischfauna konnten auf Basis der Untersuchungen im Jahr 2010 im Vorhaben nicht bestätigt werden.

Stickstoff

Die Wirkungszusammenhänge zwischen einem anthropogen bedingten erhöhten Stickstoff- bzw. Ammoniumeintrag, dem Temperaturregime sowie erhöhten pH-Werten durch die Massenentwicklung von benthischem Aufwuchs führt unter Umständen zur Bildung von Ammoniak in fischtoxischen Konzentrationen. Das Temperaturregime in der Lenne im Untersuchungsgebiet ist geprägt durch den Zufluss der Bigge, die mit der Zufuhr von kaltem Tiefenwasser aus der Talsperre Ahausen die Temperaturen zumindest an der Probestelle Pasel im gesamten Jahresverlauf verringert. Die Ammoniumkonzentrationen sowohl im Gewässer als auch im hyporheischen Interstitial waren im Untersuchungsjahr relativ gering.

So ist der pH-Wert der bestimmende Faktor für die Transformation von Ammonium zu Ammoniak insbesondere zu Zeiten massiver Primärproduktion.

Das Potenzial zur Bildung toxischer Ammoniakbelastungen ist in der Lenne gegeben. Besonderes Augenmerk sollte zukünftig auf die Analyse der Belastungen aus den Mischwasserentlastungsanlagen gelegt werden, weil diese in der vorliegenden Untersuchung nicht gezielt erfasst werden konnten. Für die Prüfung der stofflichen Belastung stehen einschlägige Handlungs- und Leitfäden zur Verfügung (z.B. BWK M3 2008).

Eine deutliche Verringerung der potenziellen Gefährdung durch Ammoniak ist zudem durch eine Verringerung der pflanzlichen Primärproduktion durch hydromorphologische Maßnahmen zu erreichen. Demgegenüber hätte die Verringerung der Ammoniumeinträge aus den Kläranlagen ein deutlich geringeres Potenzial. Mit den entsprechenden Maßnahmen könnte man zwar die kontinuierliche Nährstofffracht im Gewässer verringern, dieser ist aber heute bereits auf einem relativ geringen Niveau und die intermittierenden Misch- und Niederschlagswassereinleitungen bei Regen wären davon nicht betroffen.

Hyporheisches Interstitial

Die Funktionalität des hyporheischen Interstitials der Lenne ist an den untersuchten Gewässerabschnitten gegeben. Es bestehen keine Hinweise auf erhöhte Kolmationserscheinungen, die einen nachhaltigen negativen Einfluss auf den ökologischen Zustand, insbesondere der kieslaichenden Fischarten ausüben. Vielmehr ist das Interstitial durch Oberflächenwasser geprägt und die Wasserqualität bzw. Belastungen in der fließenden Welle bildet sich auch im Interstitial ab. Zusätzlich findet ein Eintrag von organischem Material statt, dieses wird jedoch auf Grund der Durchlässigkeit und der hohen Strömungsgeschwindigkeiten sowohl des Oberflächenwassers als auch des Porenwassers nicht dauerhaft im Sediment deponiert. Der Eintrag von mineralischem Feinmaterial spielt unter den gegebenen (Land-) Nutzungen im Einzugsgebiet offensichtlich eine eher untergeordnete Rolle

Eutrophierung

Das Lichtangebot ist in Fließgewässern ein Schlüsselfaktor für die Produktion der pflanzlichen Biomasse. Aus Sicht der Bearbeiter kommt der Trübung des Wassers in diesem Zusammenhang eine besondere Bedeutung zu. Mit gleicher Methodik wie in der aktuellen Untersuchung durchgeführte Messungen der benthischen Chlorophyll-a Konzentrationen auf Steinen in der polytrophen, aber gegenüber der Lenne deutlich höher trübstoffbelasteten Werra ergaben geringere Spitzenwerte für die Algenbiomassen. Gleichzeitig ermittelten die Autoren für die Werra eine direkte Abhängigkeit zwischen dem Lichtangebot und der benthischen Aufwuchsbiomasse (Ecoring 2008).

Im Einzugsgebiet der Lenne wurden in den letzten Dekaden verschiedene güteverbessernde Maßnahmen durchgeführt (insbesondere Ausbau der Kläranlagen, Rückführung punktueller und diffuser Stoffeinträge). Als ein Nebeneffekt dieser Maßnahmen ging dabei auch die

Trübung in der Lenne deutlich zurück. Diese Aussage ist aus den Beobachtungen langjähriger Nutzer sowie aus (lückigen) Daten des LANUV NRW zum Feststoff-/Trübstoffgehalt der Lenne abzuleiten, ohne dass sie durch objektivierbare Datenreihen zu belegen wäre. Die verringerte Trübung in der auch heute noch nicht nährstofflimitierten Lenne erlaubt eine höhere Ausnutzung des vorhandenen trophischen Potenzials.

Die Phosphorfrachten aus kontinuierlichen Quellen in die Lenne sind vergleichsweise gering. Jedoch liegen die Phosphorkonzentrationen in einem für die pflanzliche Produktion noch nicht limitierenden Bereich und das trophische Potenzial wird praktisch vollständig ausgenutzt. Insofern ist die ökologische Effizienz einer weiteren P-Reduktion der Frachten aus punktuellen Quellen zu relativieren. Es sind aber alle Maßnahmen sinnvoll, die Nährstoff-Frachten bei den punktuellen und diffusen Quellen auf einem niedrigen Niveau zu halten. Aus Sicht der Bearbeiter ist eine mittelfristige Reduktion des Phosphorgehaltes auf 50 bis 70 µg/l TP bei gleichzeitiger Rückführung des Orthophosphatanteils anzustreben.

Hydromorphologie

Die Defizite in der Hydromorphologie sind erheblich. Sie bedeuten direkt einen Habitatverlust für die Fischfauna, und sie wirken sich trophiefördernd auf die Gewässerflora aus. Zu nennen ist hier insbesondere die mangelnde Beschattung des Gewässers infolge fehlender, gut entwickelter Ufergehölzsäume. Weiterhin fehlt nahezu auf der gesamten Untersuchungsstrecke eine typgerechte Aufgliederung des Flusslaufes in Haupt- und Nebengerinne, was eine wirksame Beschattung des Wasserkörpers zusätzlich erschwert. Im derzeitigen Zustand ist die gesamte Gewässersohle dem Lichteinfall vollständig exponiert und Mechanismen der Lichtlimitierung sind nicht wirksam.

Maßnahmen, die auf eine Limitierung der benthischen Produktion abzielen und das Habitatangebot erhöhen, sind an der Lenne deshalb als besonders prioritär anzusehen.

Neben der großflächigen Entwicklung von beidseitigen und durchgehenden Gehölzsäumen ist zusätzlich die Entwicklung von divers ausgestalteten, naturnahen Gewässerstrukturen notwendig, in die die Ausprägung typgerechter Furkationszonen eingeschlossen ist.

Die genannten hydromorphologischen Maßnahmen wirken sich zudem auf die gesamte Gewässerfauna aus. Für die Fischfauna und das Makrozoobenthos sind vor allem die Schaffung kleinräumiger Habitate als Laich-, Aufwuchs- und Rückzugshabitate notwendig sowie die gezielte Schaffung von Refugien zum Schutz vor Fraßfeinden (z.B. Kormoran). Die Maßnahmen sollten zudem auf die Wiederherstellung bzw. Optimierung der linearen Durchgängigkeit der vorhandenen Wehre (Restwassermenge am Rollenwehr in Siesel, Durchgängigkeit des Streichwehrs in Plettenberg) fokussieren, um die Konnektivität der zur Zeit weitgehend voneinander isolierten Gewässerabschnitte und Restpopulationen zu gewährleisten.

Fischereiliche Bewirtschaftung

Um den Reproduktionserfolg der Leitfischart Äsche zu fördern, ist neben den genannten hydromorphologischen Maßnahmen die fischereiliche Bewirtschaftung mit einzubeziehen. Die fischereiliche Bewirtschaftung und die geltenden Umweltziele nach EG-WRRL zur Erreichung eines „guten ökologischen Zustands“ stehen in direktem Zusammenhang. Zum einen verbessern insbesondere die hydromorphologischen Maßnahmen die Lebensbedingungen für die Fischfauna und damit die fischereilichen Bedingungen. Andererseits können Nutzungskonflikte in Gewässern auftreten, in denen die fischereiliche Nutzung nicht auf die natürlichen Randbedingungen abgestimmt ist.

Die Lenne wird angelfischereilich genutzt, wobei Angelmethoden, fischereiliche Intensität und Entnahmen einschlägigen Regulierungen unterliegen. Besetzt wird nach den vorliegenden Daten derzeit mit Bachforellen unterschiedlicher Größenklassen (vorgestreckte Brut bis zwei-sömmrig). Als Reaktion auf den Einbruch des Äschenbestandes wurde seit dem Jahr 2000 auch mit fangfähigen Bachforellen besetzt (> 25 cm Länge).

Unter den gegebenen Randbedingungen ist zu empfehlen, eine dem Fließgewässer angepasste Bewirtschaftung der potenziell natürlichen Fischfauna schrittweise weiter zu entwickeln und umzusetzen. Werden die hydromorphologischen Maßnahmen in entsprechendem Umfang realisiert ist zu erwarten, dass sich die verbleibenden Restbelastungen und mutmaßlich auch der bestandslimitierende Fraßdruck des Kormorans in ihrer Wirkung deutlich abschwächen. Unter diesen Randbedingungen wäre ein dem Gewässertyp entsprechendes Bestandsverhältnis zwischen Leit- und Begleitfischarten anzustreben. Ein „guter ökologischer Zustand“ der Fischfauna im Sinne der EG-WRRL erscheint erreichbar, weil die in vielen anderen Fließgewässern gefährdeten oder fehlenden gewässertypischen Begleitfischarten Mühlkoppe und Elritze bestandsbildend vorkommen.

Eine Stützung des Äschenbestandes durch Besatz erscheint nicht sinnvoll, weil eine Restpopulation vorhanden ist und die grundsätzlichen Randbedingungen für eine erfolgreiche Produktion gegeben sind. So konnte ein Reproduktionserfolg im Brutboxen-Expositionsversuch an allen Probestellen und der Nachweis von 0+ Jungfischen sowie adulten Äschen insbesondere an den strukturell höherwertigen Gewässerabschnitten (Plettenberg) nachgewiesen werden.

Monitoring

Die genannten Handlungsempfehlungen sowohl zur Hydromorphologie als auch zur fischereilichen Bewirtschaftung und die Umsetzung entsprechender Maßnahmen sollten mit einem angepassten, operativen Monitoring im Sinne der EG-WRRL begleitet werden, um die ökologische Effizienz der Maßnahmen zu ermitteln, mögliche Anpassungen vornehmen zu können und ausreichende Zeitreihen für belastbare Aussagen zur Verfügung zu haben.

8 Literatur

8.1 Allgemein

- ASTERICS - einschließlich PERLODES - (2008). Deutsches Bewertungssystem auf Grundlage des Makrozoobenthos. Software Version 3.1.1. www.fliessgewaesserbewertung.de.
- BAFU (2007): Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer – Kieselalgen Stufe F (flächendeckend), herausgegeben vom Bundesamt für Umwelt Bern, 2007.
- BAYLfU (2006): Handlungsanweisung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos. – Stand Januar 2006, Bayerisches Landesamt für Umwelt, München.
- BayLfW (Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft) (2003): Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands zur Kodierung biologischer Befunde. - Informationsberichte des LfW, Heft 1/03, München
- Borchardt, D. & M. Pusch [Eds.] (2009). The Hyporheic Zone of Running Waters: Ecological Patterns, Processes and Bottleneck Functions. Archiv für Hydrobiologie. Advances in Limnology 61. 226 S.
- Borchardt, D. & S. Richter (2003). Identification of significant pressures and impacts upon receiving waters. Wat. Sci. Tech. 48 (19), 33 - 38.
- Borchardt, D. (2007). Brauchen Gewässer noch weitere Behandlungsstufen auf Kläranlagen? Schriftenreihe WAR 190, 31 – 40.
- Borchardt, D., Bohle, H.-W., Werner, D., Fischer, J., Sängler, N. & Träbing, K. (2009). An integrative research approach for the identification of structures and functions of the hyporheic zone of running waters. Archiv für Hydrobiologie. Advances in Limnology 61, 1 -4.
- Borchardt, D., Ingendahl, D. & N. Falkenhof (2003). Qualität der Laichhabitate von Lachs und Meerforelle in Delme, Diemel und Ulster. Schriftenreihe der Flussgebietsgemeinschaft Weser Heft 18, 66 S.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit –BMU (Hrsg.) (2010). Die Wasserrahmenrichtlinie. Ergebnisse der Bewirtschaftungsplanung 2009 in Deutschland. Berlin.
- BWK- Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau (2008). Leitfaden zur detaillierten Nachweisführung immissionsorientierter Anforderungen an Misch- und Niederschlagswassereinleitungen gemäß BWK - Merkblatt 3, Sindelfingen; Fraunhofer IRB Verlag.

- Constantz, J., Thomas, C. L. & G. Zellweger (1994). Influence of diurnal variations in stream temperature on streamflow loss and groundwater recharge. Dezember 1994, Water Resources Research, Vol. 30, No. 12, Pages 3253-3264.
- Coring, E. & A. Hamm (1998): Trophiebewertung und Trophieindikation in Fließgewässern, Wasser Kalender 1999 – Jahrbuch für das gesamte Wasserfach. ISBN 3 503 05057 4, Erich Schmidt Verlag, Berlin 1998, 73-102.
- Dahlhaus, H. (2007): Untersuchung des phytobenthischen Aufwuchses im permanenten und temporären Überflutungsbereich eines Karstgewässers. (unveröff. Diplomarbeit). Münster.
- DIN EN 13946 (2003): Water quality - Guidance standard for the routine sampling and pretreatment of benthic diatoms from rivers.- TC 230 WG 2 TG 3, "Macrophytes and algae", Deutsche Fassung: Beuth Verlag Berlin
- DIN EN 14407 (2004): Water quality - Guidance standard for the identification, enumeration and interpretation of benthic diatom samples from running waters. - TC 230 WG 2 TG 3, "Macrophytes and algae", Deutsche Fassung: Beuth Verlag Berlin
- DVWK (1999): Durchgehendes Trophiesystem auf der Grundlage der Trophieindikation mit Kieselalgen. - DVWK-Materialien 6/1999, ISSN 1436-1639.
- Ecoring (2008): Biologisch-ökologische Untersuchungen zur Abschätzung von Auswirkungen veränderter Salzeinleitungen auf die Flora und Fauna der Werra. Ergebnisse der Untersuchungen 2004-2007. Gutachten im Auftrag der K+S Kali GmbH, Hardegsen, Uslar 2008. <http://www.k-plus-s.com/de/umwelt/gewaesserschutz/monitoring.html>
- Emerson, K., R. C. Russo, et al. (1975): Aqueous ammonia equilibrium calculations: effect of pH and temperature. Journal of the Fisheries Research Board of Canada 32: 2379-2383.
- Europäische Gemeinschaften (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Nr. L 327/1, vom 22.12.2000.
- Gutowski, A. & J. Förster (2009): Benthische Algen ohne Diatomeen und Characeen. Bestimmungshilfe, LANUV-Arbeitsblatt 9, LANUV NRW, Recklinghausen: 1-474.
- Haase, P. & A. Sundermann (2004). Standardisierung der Erfassungs- und Auswertemethoden von Makrozoobenthosuntersuchungen in Fließgewässern. Abschlußbericht zum LAWA-Projekt O 4.02. www.fliessgewaesserbewertung.de.
- Haase, P., Sundermann, A. & K. Schindehütte (2006). Informationstext zur Operationellen Taxaliste als Mindestanforderung an die Bestimmung von Makrozoobenthosproben

- aus Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland.
www.fliessgewaesserbewertung.de.
- Hamm, A. [Hrsg.] (1991): Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern. St. Augustin 1991: Academia Verlag Richarz GmbH.
- HMULV - Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz. (2004): Leitfaden für das Erkennen ökologisch kritischer Gewässerbelastungen durch Abwassereinleitungen - Handlungsanleitung. Wiesbaden.
- Honsig-Erlenburg, W. & Friedl, TH. (1997): Einfluß des Kormorans auf die Fischbestände in der mittleren Gail (Kärnten). Österreichs Fischerei 50:113-117.
- Hübner, D. (2003). Die Ablaich- und Interstitialphase der Äsche (*Thymallus thymallus* L.). Grundlagen und Auswirkungen anthropogener Belastungen. Dissertation an der Universität Marburg.
- Ibisch, R. (2004). Biogene Steuerung ökologischer Systemeigenschaften des hyporheischen Interstitials der Lahn (Hessen), Dissertation 2004, Institut für Hydrobiologie, TU Dresden.
- Ibisch, R. B. & D. Borchardt (2005). Anthropogenic pressures and their impacts on the hyporheic zone of running waters: ecological implications for gravel spawning fish. Verh. Intern. Verein. Theor. und Angew. Limnologie 28 (4), 1875 - 1879.
- Ingendahl, D., Borchardt, D., Saenger, N., Reichert, P. (2009). Vertical hydraulic exchange and the contribution of hyporheic community respiration to whole ecosystem respiration in the River Lahn (Germany). Aquat.Sci. 71 (4), 399-410.
- Interwies, E., Borchardt, D. Kraemer, A., Kranz, N., Görlach, B., Richter, S., Willecke, J. und T. Dworak (2004). Handbook for the selection of cost-effective measures according Art. 11 Water Framework Directive. Report Federal Environmental Agency Germany 02/04, 261 pp.
- Keitz, St. v., Sommerwerk, N. & D. Borchardt (2006). Optimierung der kommunalen und industriellen Abwasserreinigung. In: Keitz, St. v. und M. Schmalholz: Handbuch der EU-Wasserrahmenrichtlinie 2. Aufl. Erich Schmidt Verlag Berlin Bielefeld München.
- Kelly M.G. (1996): The trophic diatom index. – Bowburn Consultancy, RundD Technical Report E 2. Found. of Water research, Allen House, The Listons, Liston Rd., Marlow, Bucks SL/ 1FD, UK
- Krammer, K. & H. Lange-Bertalot (1986-1991): Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bacillariophyceae, - Band 2/1 – 2/4, Gustav Fischer Verlag Stuttgart.
- LAWA - Länderarbeitsgemeinschaft Wasser AO (2007): Rahmenkonzeption Monitoring. Teil B - Bewertungsgrundlagen und Monitoring. Arbeitspapier II Hintergrund- und orientierungswerte für physikalisch-chemische Komponenten. Stand 7.03.2007.

- LAWA (1998): Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland – Chemische Gewässergüteklassifikation. – August 1998, ISBN 3-88961-224-5.
- LAWA (1999): Gewässerbewertung – stehende Gewässer, Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien 1998. – April 1999, ISBN 3-88961-225-3.
- Lenk, M. (2000). Hydraulische Austauschvorgänge zwischen Fließgewässer und Interstitial - Felduntersuchungen in einer Pool-Riffle Sequenz an der oberen Lahn. Mitteilungen des Instituts für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Technische Universität Darmstadt.
- Londong, J., Kolisch, G., Wulf, G. and D. Borchardt (2003): Measures and costs of integrated river basin management - the Wupper case study. *Water Sci. Tech.* 46, (6-7), 47-53.
- Meier, C., Böhmer, J., Biss, R., Feld, C., Haase, P., Lorenz, A., Rawer-Jost, C., Rolaufts, P., Schindehütte, K., Schöll, F., Sundermann, A., Zenker, A. & D. Hering (2006). Weiterentwicklung und Anpassung des nationalen Bewertungssystems für Makrozoobenthos an neue internationale Vorgaben. Dessau, Umweltbundesamt.
- Mohaupt, V., Borchardt, D. & S. Richter (2006). Bestandsaufnahme der Belastungen und Wirkungen menschlicher Tätigkeiten auf Oberflächengewässer. In: Keitz, St. v. und M. Schmalholz: *Handbuch der EU-Wasserrahmenrichtlinie*. 2. Aufl. Erich Schmidt Verlag Berlin Bielefeld München.
- Paasche, E. (1968): Marine plankton algae grown with light-dark cycles. II. *Ditylum brighwellii* and *Nitzschia turgidula*. *Phycologia* Pl. 21, 66-77.
- Passy, S (2007): Diatom ecological guilds display distinct and predictable behavior along nutrient and disturbance gradients in running waters. *Aquat. Bot.* 86, 171-178.
- Pauwels, S.J. & Haines T.A. (1994): Survival, Hatching, and Emergence Success of Atlantic Salmon Eggs Planted in Three Maine Streams. *North American Journal of Fisheries Management* 14: 125-130.
- Rott, E.; Hofmann, G., Pfister, P. & E. Pipp (1997): Indikationslisten für Aufwuchsalgen in österreichischen Fließgewässern, Teil 1: Saprobielle Indikation. - Wasserwirtschaftskataster, Wien, herausgegeben vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, ISBN 3-85 174-017-03.
- Rott, E.; P. Pfister; H. van Dam & E. Pipp (1999): Indikationslisten für Aufwuchsalgen in österreichischen Fließgewässern, Teil 2: Trophieindikation sowie geochemische Präferenz; Taxonomische und toxikologische Anmerkungen. - Wasserwirtschaftskataster, Wien, herausgegeben vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, ISBN 3-85 174-25-4.

Schmieds, U. & W. Mesters (2009). Weitergehende Untersuchungen zur Erfassung des Belastungszustandes der Lenne im Bereich Rönkhausen bis Plettenberg (Pachtstrecke des ASV Plettenberger Maipiere). Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen.

Schönfelder, I. (2004): Paläolimnologische Leitbildkonstruktion und biozönotisch basierte Bewertungsansätze für Flusseen am Beispiel der Diatomeen, Kurzfassung des Abschlussbericht zum Verbundprojekt im Rahmen des BMBF-Förderprogramms „Forschung für die Umwelt“ zum Thema „Flusseinzugsgebietsmanagement“, Landesumweltamt Brandenburg, November 2004.

Tockner, K., Pusch, M., Borchardt, D., Lorang, M.S. (2010): Multiple stressors in coupled riverfloodplain ecosystems. *Freshwater Biology* 55 (Suppl. 1): 135–151.

Young, M.K., Hubert, W.A. & Wesche, T.A. (1990): Fines in Redds of Large Salmonids. *Trans. Am. Fish. Soc.* 119: 156-162.

8.2 Bestimmungsliteratur Gewässerflora

Barber, H. G. & E. Y. Haworth (1981): a guide to the morphology of the Diatom Frustule. – Freshwater Biological Association, Scientific Publication No. 44, ISBN 0900386428.

Coring, E. (2005): DIATOM V1 –Bestimmungshilfe zur Untersuchung von Kieselalgenesellschaften in Oberflächengewässern. EcoRing, Hardeggen, ISBN 3-9809922-0-9.

Foged, N. (1977): Freshwater Diatoms of Ireland. - J. Cramer Vaduz.

Germain, H.. (1981): Flore des Diatomées (Diaméphyceés) eaux douces et saumâtres du Massif Armoricaïn et des contrées voisines d'Europe occidentale, Boubeé, Paris.

Huber-Pestalozzi, G. (1942): Das Phytoplankton des Süßwassers, Band XVI, Teil 2, 2. Hälfte, 2. unveränderter Nachdruck 1975. – E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, ISBN 3 510 40018 6.

Hürlimann, J. (1991): Morphologische und ökologische Charakterisierung von Sippen um den *Fragilaria capucina*-Komplex sensu Lange-Bertalot 1980. – *Diatom Research* Volume 6 (1), S. 21-47.

Hustedt, F. (1914): Bacillariales aus den Sudeten und einigen benachbarten Gebieten des Odertales. –E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung.

Hustedt, F. (1927-1966): Die Kieselalgen Deutschlands, Österreichs und der Schweiz mit Berücksichtigung der übrigen Länder Europas sowie der angrenzenden Meeresgebiete. – Rabenhorst Kryptogamenflora Band VII. Teil 1-3. Leipzig-

- Kalbe, L. (1980): Kieselalgen in Binnengewässern, 2. Auflage. – A. Ziemsen Verlag, Lizenznummer 251-510/28/80, LSV 1355.
- Klee, R. & C. Steinberg (1987): Kieselalgen bayerischer Gewässer. – Informationsberichte Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft 4/87, Loseblattsammlung, München. ISSN 0176-4217.
- Krammer, K. & H. Lange-Bertalot (1986-2000): Bacillariophyceae, Teil 1-5, in: Ettl, H., J. Gerloff, H. Heyning & D. Mollenhauer (Hrsg.): Süßwasserflora Mitteleuropa Band 2/1-2/5, Gustav Fischer Verlag Stuttgart New York.
- Krammer, K. (1997): Die cymbelloiden Diatomeen, Teil 1. Allgemeines und Encyonema Part. – Bibliotheca Diatomologica Bd. 36, J. Cramer, Berlin & Stuttgart. ISBN 3-443-57027-5.
- Krammer, K. (1997): Die cymbelloiden Diatomeen, Teil 2. Encyonema Part., Encyonopsis und Cymbellopsis. – Bibliotheca Diatomologica Bd. 37, J. Cramer, Berlin & Stuttgart.
- Krammer, K. (2000): The Genus Pinnularia. In: Lange-Bertalot, H. (Hrsg.): Diatoms of Europe Volume 1, Gantner Verlag, Ruggell. ISBN 3-904144-24-3.
- Krammer, K. (2002): Cymbella. In: Lange-Bertalot, H. (Hrsg.): Diatoms of Europe Volume 3, Gantner Verlag, Ruggell. ISBN 3-904144-84-7.
- Krammer, K. (2003): Cymbopleura, Delicata, Navicymbula, Gomphocymbellopsis, Afrocybella. In: Lange-Bertalot, H. (Hrsg.): Diatoms of Europe Volume 4, Gantner Verlag, Ruggell. ISBN 3-904144-99-5.
- Lange-Bertalot, H. & D. Metzeltin (1996): Indicators of Oligotrophy – 800 taxa representative of three ecologically distinct lake types – Carbonate buffered-Oligodystrophic-Weakly buffered soft water. – Iconographia Diatomologica Volume 2, Koeltz Scientific Books. ISBN 3-87429-386-6.
- Lange-Bertalot, H. & G. Moser (1994): Brachysira – Monographie der Gattung. – Bibliotheca Diatomologica Band 29, J. Cramer, Berlin & Stuttgart. ISBN 3-443-57020-8.
- Lange-Bertalot, H. & K. Krammer (1989): Achnanthes eine Monographie der Gattung mit Definition der Gattung Cocconeis und Nachträgen zu den Naviculaceae. – Bibliotheca Diatomologica Band 18, J. Cramer, Berlin & Stuttgart. ISBN 3-443-57009-7.
- Lange-Bertalot, H. & M. Ruppel (1980): Zur Revision taxonomisch problematischer, ökologisch jedoch wichtiger Sippen der Gattung Achnanthes BORY. – Archiv für Hydrobiologie, Suppl.-Bd. 60: 1-31. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung.
- Lange-Bertalot, H. & R. Simonsen (1978): A Taxonomic Revision of the Nitzschia lanceolatae Grunow, 2. European and Related Extra-European Fresh Water and Brackish Water Taxa. International Journal for Diatom Research, Volume 1, R. Simonsen, Bremerhaven.

- Lange-Bertalot, H. (1976): Eine Revision zur Taxonomie der Nitzschiae lanceolatae Grunow - Die "klassischen" bis 1930 beschriebenen Süßwasserarten Europas. – Sonderdruck aus Nova Hedwigia XXVIII, J. Cramer Berlin & Stuttgart.
- Lange-Bertalot, H. (1989): Können Staurosirella, Punctastriata und weitere Taxa sensu Williams & Round als Gattungen der Fragillariaceae kritischer Prüfung standhalten?. – Nova Hedwigia 49: 1-2, 79-106, J. Cramer Berlin & Stuttgart.
- Lange-Bertalot, H. (1991): Zur Systematik und Ökologie charakteristischer Eunotia-Arten (Bacillariophyceae in elektrolytarmen Bachoberläufen. – Nova Hedwigia 53: 1-2, 171-213, J. Cramer Berlin & Stuttgart.
- Lange-Bertalot, H. (2001): Navicula sensu stricto – 10 Genera separated from Navicula sensu lato – Frustulia. In: Lange-Bertalot, H. (Hrsg.): Diatoms of Europe Volume 2, Gantner Verlag, Ruggell. ISBN 3-904144-78-2.
- Pankow, H. (1976): Algenflora der Ostsee, II. Plankton (einschl. Benthischer Kieselalgen), Gustav Fischer Verlag Jena, Lizenznummer 261 700/142/76, LSV 1354.
- Pankow, H. (1990): Ostsee-Algenflora, Gustav Fischer Verlag Jena, ISBN 3-334-00312-4.
- Patrick, R. & C.W. Reimer (1966): The Diatoms of the United States Exclusive of Alaska and Hawaii, Volume 1. -Monographs of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia.
- Prygiel, J. & M. Coste (2000): Guide Méthodologique pour la mise en oeuvre de l'Indice Biologique Diatomées NF T 90-354.- AEAP/Cemagref.
- Reichardt, E. (1984): Die Diatomeen der Altmühl (Beiträge zur Diatomeenflora der Altmühl 2). – Bibliotheca Diatomologica Band 6, J. Cramer, Vaduz. ISBN 3-7682-1411-7.
- Reichardt, E. (1991): Taxonomische Revision des Artenkomplexes um Gomphonema angustum – G. dichotomum – G. intricatum – G. vibrio und ähnliche Taxa (Bacillariophyceae). – Nova Hedwigia 53: 3-4, 519-544, J. Cramer Berlin & Stuttgart.
- Reichardt, E. (1997): Taxonomische Revision des Artenkomplexes um Gomphonema pumilum (Bacillariophyceae). – Nova Hedwigia 65: 1-4, 99-129, J. Cramer Berlin & Stuttgart.
- Reichardt, E. (1999): Zur Revision der Gattung Gomphonema – Iconographia Diatomologica Volume 8, A.R.G. Gantner Verlag, Ruggell. ISBN 3-904144-15-4.
- Reichardt, E. (2001): Revision der Arten um Gomphonema truncatum und G. capitatum (Bacillariophyceae). In: Jahn, R. J. P. Kociolek, A. Witkowski & P Compère (eds): Lange-Bertalot-Festschrift: 187-224. Gantner, Ruggell. –ISBN 3- 904144-26-X..
- Witkowski, A., Lange-Bertalot, H. & D. Metzeltin (2000): Diatom Flora of Marine Coasts I, A.R.G. Gantner Verlag K.G., ISBN 3-904144-10-3.

8.3 Bestimmungsliteratur Makrozoobenthos

- Amann E, Brandstetter CM & Kapp A (1994): Käfer am Wasser. 38 S., Bürs/Österreich.
- Bass JAB (1998): Last instar larvae and pupae of the Simuliidae of Britain and Ireland; a key with brief ecological notes. Scientific Publications Freshwater Biological Association, 55, 102 S.
- Bauernfein E & Humpesch UH (2001): Die Eintagsfliegen Zentraleuropas (Insecta: Ephemeroptera): Bestimmung und Ökologie. Verlag des Naturhistorischen Museums Wien, 239 S., Wien.
- Eggers TO & Martens A (2001): Bestimmungsschlüssel der Süßwasser-Amphipoda (Crustacea) Deutschlands. Lauterbornia 42: 1-68, Dinkelscherben.
- Eggers TO & Martens A (2004): Ergänzungen und Korrekture zum " Bestimmungsschlüssel der Süßwasser-Amphipoda (Crustacea) Deutschlands". Lauterbornia 50: 1-13, Dinkelscherben.
- Elliott JM (1996): British freshwater Megaloptera and Neuroptera: A key with ecological notes. Freshwater Biological Association, Scientific Publication 54: 1-68, Ambleside.
- Glöer P & Meier-Brook C (2003): Süßwassermollusken. 13. Auflage, deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung, Hamburg.
- Glöer P (2002): Die Süßwassergastropoden Nord- und Mitteleuropas. bestimmungsschlüssel, Lebensweise, Verbreitung. In: Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile 73: 326 S.
- Klausnitzer B (1996): Käfer im und am Wasser. 2. Die Neue Brehm Bücherei 567: 1-200, Magdeburg.
- Nesemann H & Neubert E (1999): Annelida, Clitellata: Branchiobdellida, Acanthobdellea, Hirundinea. In: Schwoerbel J & zwick P (Hrsg.): Süßwasserfauna von Mitteleuropa. Begründet von A. Bauer. Band 6/2. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin: I-IX, 1-178.
- Neu JP & Tobias W (2004): Die Bestimmung der in Deutschland vorkommenden Hydropsychidae (Insecta: Trichoptera). Lauterbornia 51: 1-68, Dinkelscherben.
- Nilsson AN (Hrsg. 1997): Aquatic Insects of North Europe. A taxonomic handbook. Volume 2: Odonata, Diptera. 2099 Abb., 440 S., (Apollo Books) Stenstrup.
- Pauls S (2004): Ergänzungen zu Reynoldson & Young (2000). In: Haase P & Sundermann A (2004): Standardisierung der erfassungs- und Auswertungsmethoden von Makrozoobenthosuntersuchungen in Fließgewässern. abschlussbericht zum LAWA-Projekt O 4.02.

-
- Reynoldson TB & Young JO (2000). A key to the freshwater triclads of Britain and Ireland with notes on their ecology. Freshwater Biological Association Publication 58: 1-72.
- Schmedtje U & Kohmann F (1992): Bestimmungsschlüssel für die Saprobier-DIN-Arten (Makroorganismen). Informationsberichte Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft 2/88 Loseblattsammlung; München.
- Schmedtje U & Kohmann F (1992): Turbellaria In: Bayrisches Landesamt für Wasserwirtschaft (Hrsg.): Bestimmungsschlüssel für die Saprobier-DIN-Arten (Makroorganismen). Informationsberichte des Bayer. Landesamtes für Wasserwirtschaft 2/88. 2.Auflage, gebunden. München: 39-48.
- Sundermann A & Lohse S (2004): Bestimmungsschlüssel für die aquatischen Zweiflügler (Diptera) in Anlehnung an die Operationelle Taxaliste für Fließgewässer in Deutschland. In: Haase P & Sundermann A (2004): Standardisierung der Erfassungs- und Auswertungsmethoden von Makrozoobenthosuntersuchungen in Fließgewässern. Abschlussbericht zum LAWA-Projekt O 4.02. [Stand März 2006].
- Waringer J & Graf W (1997, inkl. der Ergänzungen 2000): Atlas der österreichischen Köcherfliegenlarven unter Einschluss der angrenzenden Gebiete. 286 S., Wien.
- Zwick P (2004): Key to the West Palearctic genera of stoneflies (Plecoptera) in the larval stage. Limnologica 34(4): 315-348.

9 Anhang

9.1 Wasserqualität

Tabelle 23: Übersicht über die gemessenen Analysenergebnisse Summen- und Nährstoffkomponenten im Oberflächenwasser der Lenne an den drei Probestellen Bamenohl, Bigge und Pasel im Untersuchungszeitraum 2010.

Probestelle	Datum	CSB-Ges mg/l	TOC mg/l	Ammonium mg/l	Nitrit mg/l	Nitrat mg/l	P-Ges. mg/l	Orthophosphat mg/l
Bamenohl	29.04.10	9,8	1,9	0,04	0,04	2,3	0,06	0,01
Bigge	29.04.10	6,1	2,6	0,13	0,03	2,9	0,04	0,02
Pasel	29.04.10	8,2	3,1	0,03	0,04	2,6	0,02	0,02
Bamenohl	25.05.10	10,0	2,2	0,18	0,05	2,8	0,08	0,05
Bigge	25.05.10	8,0	2,6	0,03	0,01	2,8	0,03	0,03
Pasel	25.05.10	10,0	2,4	0,15	0,03	2,5	0,04	0,02
Bamenohl	15.06.10	8,0	1,8	0,06	0,03	2,4	0,06	0,06
Bigge	15.06.10	6,0	1,2	0,02	0,01	2,7	0,02	0,02
Pasel	15.06.10	7,0	2,4	0,07	0,02	2,5	0,04	0,04
Bamenohl	14.07.10	10,0	4,3	0,04	0,05	2,3	0,10	0,08
Bigge	14.07.10	5,0	1,6	0,03	0,01	2,6	0,02	0,01
Pasel	14.07.10	5,0	1,7	0,02	0,02	2,5	0,03	0,01
Bamenohl	24.08.10	9,0	2,2	0,05	0,02	2,5	0,06	0,05
Bigge	24.08.10	7,0	1,6	0,08	0,02	3,4	0,07	0,06
Pasel	24.08.10	7,0	1,7	0,07	0,02	3,1	0,07	0,06
Bamenohl	22.09.10	6,0	1,0	0,02	0,02	2,5	0,04	0,02
Bigge	22.09.10	5,0	1,3	0,04	0,01	2,7	0,03	0,03
Pasel	22.09.10	5,0	1,1	0,01	0,02	2,7	0,03	0,02
Bamenohl	19.10.10		1,5	0,069	0,03	2,3	0,05	0,04
Bigge	19.10.10		1,3	0,076	0,02	2,7	0,04	0,03
Pasel	19.10.10		1,4	0,060	0,03	2,5	0,02	0,02

Tabelle 24: Übersicht über die gemessenen Analysenergebnisse der Schwermetallkonzentrationen im Oberflächenwasser der Lenne an den drei Probestellen Bamenohl, Bigge und Pasel im Untersuchungszeitraum 2010.

Probestelle	Datum	Arsen µg/l	Chrom µg/l	Kupfer µg/l	Nickel µg/l	Blei µg/l	Zink µg/l	Vanadium µg/l
Bamenohl	29.04.10	< 0,5	0,9	1,5	2,0	< 0,5	13,0	< 0,3
Bigge	29.04.10	< 0,5	0,7	1,2	1,2	< 0,5	5,0	< 0,3
Pasel	29.04.10	< 0,5	0,7	1,5	1,2	< 0,5	4,0	< 0,3
Bamenohl	25.05.10	< 0,5	0,4	4,5	2,1	< 0,5	38,0	< 0,3
Bigge	25.05.10	< 0,5	0,4	2,3	1,1	< 0,5	5,0	< 0,3
Pasel	25.05.10	< 0,5	0,4	5,9	1,2	< 0,5	19,0	< 0,3

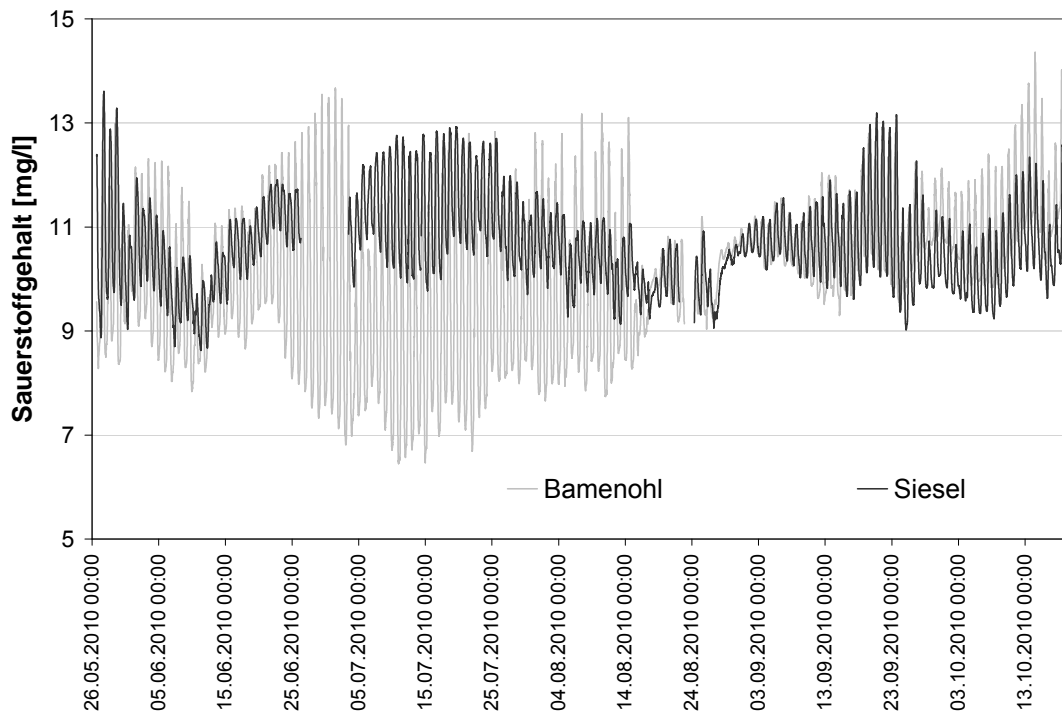


Abbildung 53: Sauerstoffgehalte im Oberflächenwasser an zwei Probestellen in der Lenne im Zeitraum 26.05. bis 19.10.2010.

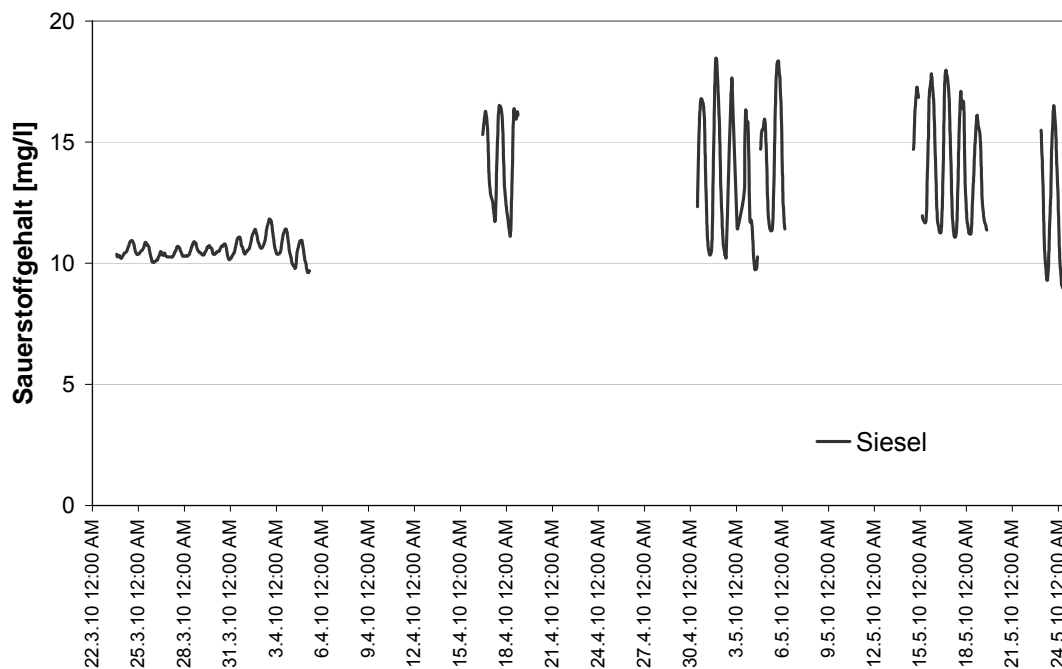


Abbildung 54: Sauerstoffgehalte im Oberflächenwasser in der Lenne im Zeitraum 22.03. bis 25.05.2010.

9.2 Hyporheisches Interstitial

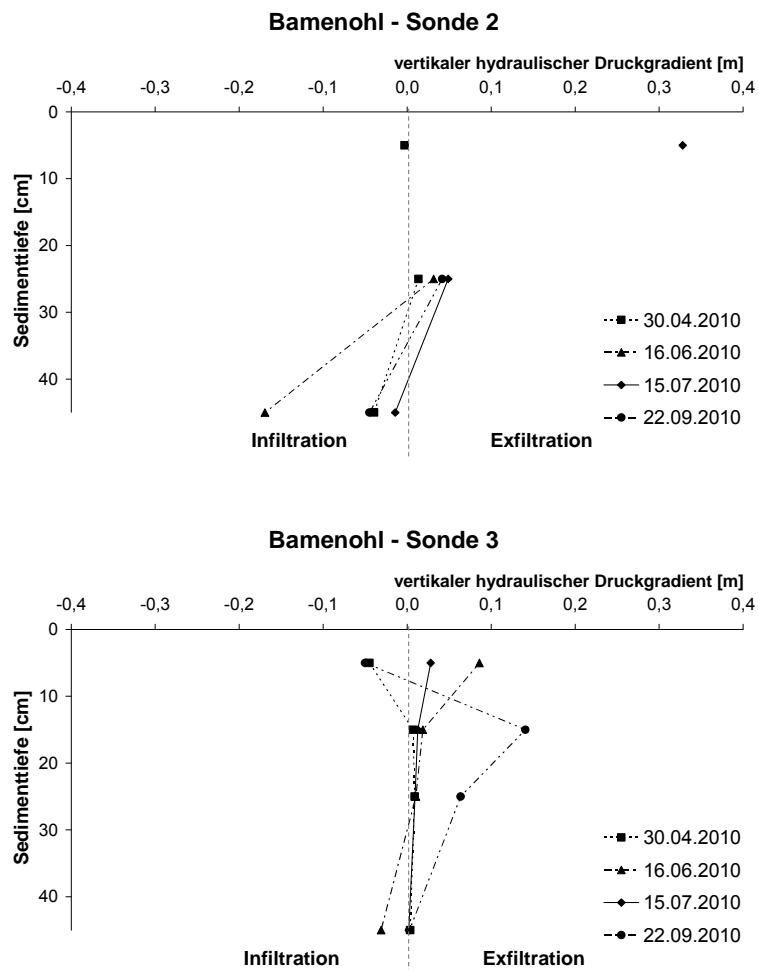
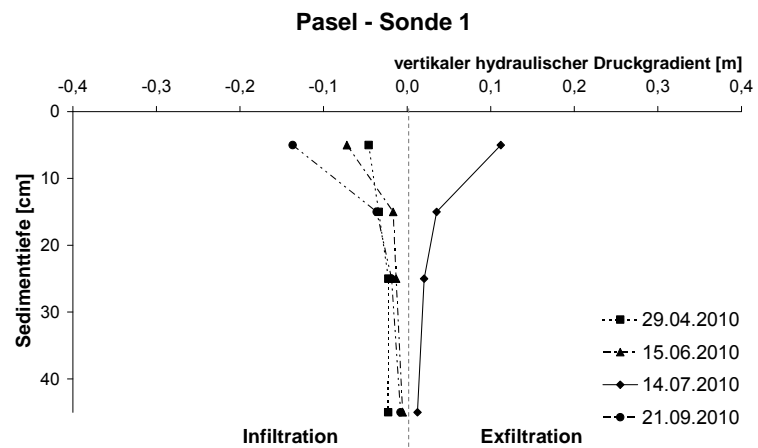


Abbildung 55: Vertikale hydraulische Druckgradienten im hyporheischen Interstitialan in Bamenohl (Multi-level Sonde 2 und 3) an vier Probenahmetagen im Jahr 2010.



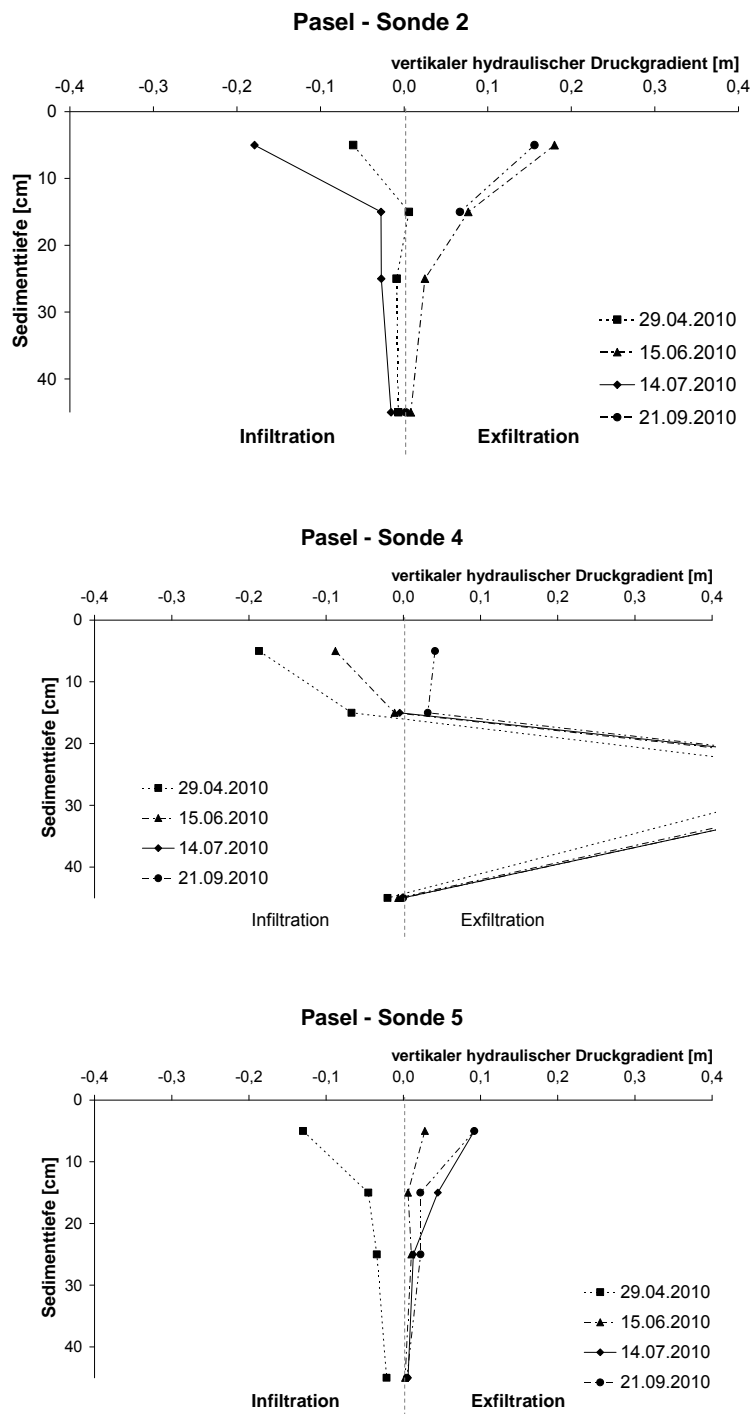


Abbildung 56: Vertikale hydraulische Druckgradienten im hyporheischen Interstitialan in Pasel (Multi-level Sonde 1, 2, 4 und 5) an vier Probenahmetagen im Jahr 2010.

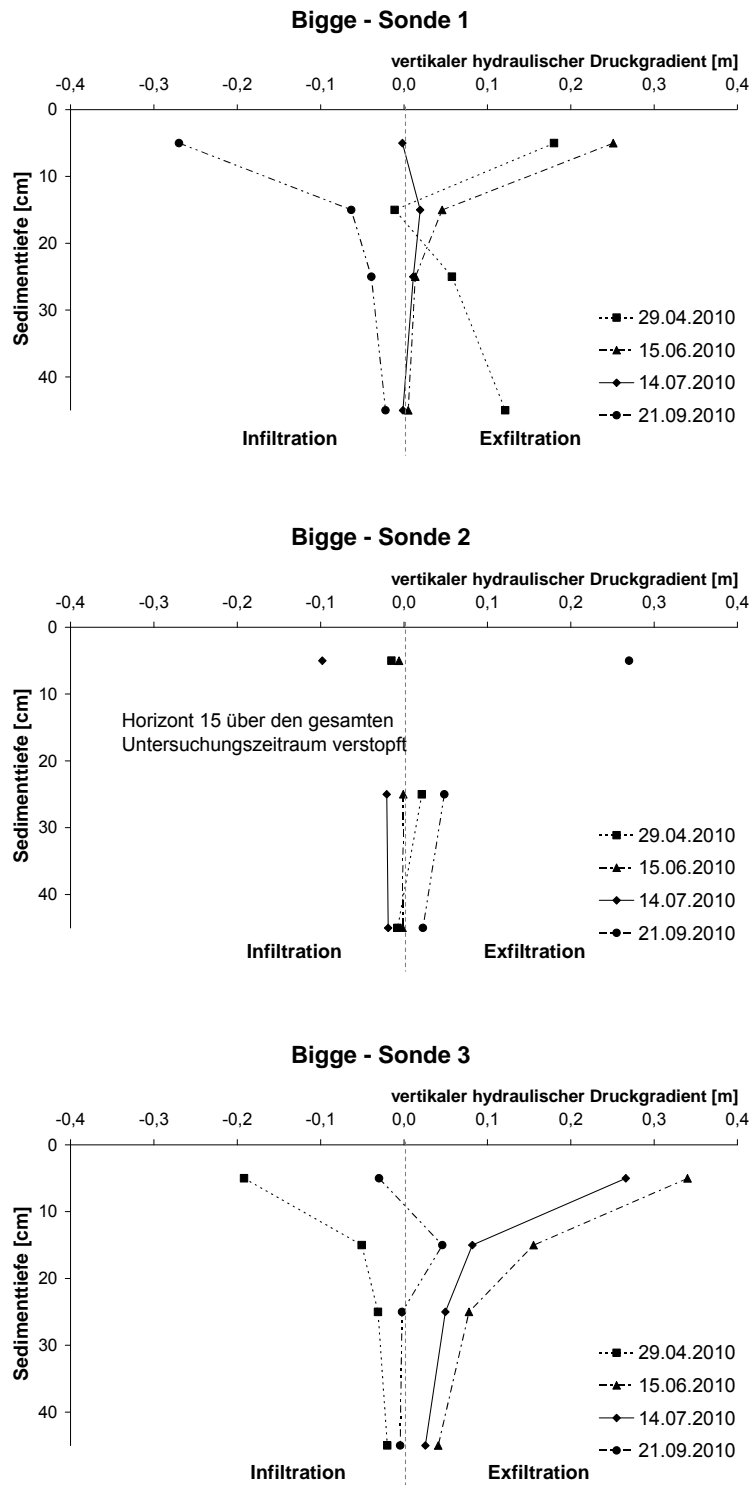


Abbildung 57: Vertikale hydraulische Druckgradienten im hyporheischen Interstitialan in der Bigge (Multi-level Sonde 1, 2, und 3) an vier Probenahmetagen im Jahr 2010.

Tabelle 25: Mittlere Konzentrationen von Ammonium, Nitrit und Nitrat an den Probestellen Bamenohl (n=12), Bigge (n=12) und Pasel (n=20) in den unterschiedlichen Sedimenttiefen des hyporheischen Interstitials im Untersuchungszeitraum 2010.

PS	Sedimenttiefe	NH4-N	NO2-N	NO3-N
Bamenohl	0cm	0,04	0,035	2,4
	5cm	0,04	0,036	2,5
	15cm	0,04	0,033	2,4
	25cm	0,04	0,034	2,5
	45cm	0,03	0,024	2,5
Bigge	0cm	0,05	0,014	2,7
	5cm	0,06	0,014	2,8
	15cm	0,06	0,015	2,8
	25cm	0,06	0,014	2,8
	45cm	0,04	0,009	3,1
Pasel	0cm	0,03	0,023	2,6
	5cm	0,03	0,022	2,6
	15cm	0,03	0,021	2,6
	25cm	0,04	0,018	2,7
	45cm	0,06	0,018	2,6

9.3 Makrozoobenthos

Tabelle 26: Übersicht über die an den Probestellen Bamenohl, Bigge und Pasel vorgefundenen Arten des Makrozoobenthos im Untersuchungszeitraum 2010 (Erhebung im April, Mai und September).

Taxon	Bamenohl	Bigge	Pasel
Amphipoda			
<i>Crangonyx/Niphargus sp.</i>			x
<i>Gammarus lacustris</i>		x	
<i>Gammarus pulex</i>		x	x
<i>Gammarus sp.</i>			
Coleoptera			
<i>Dryops sp. Lv.</i>		x	x
<i>Dytiscidae Gen. sp. Lv.</i>		x	
<i>Elmis aenea/mauguetii/rietscheli/riolooides Ad.</i>	x	x	x
<i>Elmis sp. Lv.</i>	x	x	
<i>Hydaticus sp. Ad.</i>			
<i>Hydroporinae Gen. sp. Lv.</i>		x	
<i>Limnius sp. Lv.</i>	x	x	x
<i>Oulimnius sp. Ad.</i>	x		x
<i>Oulimnius sp. Lv.</i>	x		
<i>Scarodytes halensis Ad.</i>	x	x	x

Taxon	Bamenoehl	Bigge	Pasel
<i>Scarodytes halensis</i> Lv.		X	
<i>Stenelmis</i> sp. Lv.		X	X
Diptera			
<i>Atherix ibis</i>	X	X	X
<i>Ceratopogoninae/Palpomyiinae</i> Gen. sp.	X	X	X
<i>Chironomidae</i> Gen. sp.	X	X	X
<i>Chironomini</i> Gen. sp.	X		
<i>Chloroperla</i> sp.		X	X
<i>Prodiamesa olivacea</i>	X		
<i>Tanypodinae</i> Gen. sp.	X	X	X
<i>Tanytarsini</i> Gen. sp.	X	X	X
<i>Dolichopodidae</i> Gen. sp.			X
<i>Chelifera</i> sp.		X	X
<i>Clinocerinae</i> Gen. sp.	X	X	X
<i>Hemerodromia</i> sp.	X	X	X
<i>Dicranota</i> sp.			X
<i>Psychodidae</i> Gen. sp.	X	X	X
<i>Simulium (Wilhelmia)</i> sp.		X	X
<i>Simulium equinum</i>	X		X
<i>Simulium reptans</i>	X		
<i>Simulium</i> sp.	X	X	X
<i>Tabanidae</i> Gen. sp.	X		X
<i>Dolichozepeza albipes</i>	X	X	X
<i>Tipula</i> sp.	X		
<i>Antocha</i> sp.	X	X	X
Ephemeroptera			
<i>Baetis lutheri</i>	X	X	X
<i>Baetis rhodani</i>	X	X	X
<i>Caenis rivulorum</i>	X	X	X
<i>Ecdyonurus</i> sp.		X	
<i>Ephemerella</i> sp.		X	
<i>Ephemerella mucronata</i>			
<i>Leptophlebia submarginata</i>		X	
<i>Serratella ignita</i>	X	X	X
Hirudinea			
<i>Glossiphonia complanata</i>	X	X	X
<i>Helobdella stagnalis</i>	X		
Isopoda			
<i>Asellus aquaticus</i>	X	X	
Mollusca			

Taxon	Bameno hl	Bigge	Pasel
<i>Ancylus fluviatilis</i>	x		x
<i>Pisidium sp.</i>	x		x
<i>Radix balthica</i>	x	x	x
<i>Sphaerium corneum</i>	x		x
Oligochaeta			
<i>Eiseniella tetraedra</i>	x	x	x
<i>Haplotaxis gordioides</i>	x	x	x
<i>Lumbriculidae Gen. sp.</i>			x
<i>Oligochaeta Gen. sp.</i>	x	x	x
Plecoptera			
<i>Amphinemura sp.</i>		x	
<i>Isoperla sp.</i>		x	
<i>Leuctra geniculata</i>		x	
<i>Leuctra sp.</i>		x	
<i>Nemoura sp.</i>		x	
Trichoptera			
<i>Allogamus auricollis</i>		x	
<i>Anomalopterygella chauviniana</i>		x	x
<i>Athripsodes bilineatus bilineatus</i>	x		x
<i>Brachycentrus subnubilus</i>			x
<i>Ceraclea dissimilis</i>	x		
<i>Chaetopterygini/Stenophylacini Gen. sp.</i>		x	
<i>Goeridae Gen. sp.</i>		x	
<i>Halesus sp.</i>		x	
<i>Hydropsyche bulbifera</i>	x		
<i>Hydropsyche pellucidula-Gr.</i>	x		
<i>Hydropsyche siltalai</i>	x		x
<i>Hydropsyche sp.</i>	x	x	x
<i>Hydroptila sp.</i>	x		x
<i>Lepidostoma hirtum</i>	x	x	x
<i>Limnephilini Gen. sp.</i>		x	
<i>Mystacides azurea</i>	x		x
<i>Oecetis testacea</i>	x		
<i>Plectrocnemia sp.</i>	x	x	
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	x		x
<i>Potamophylax rotundipennis</i>	x		x
<i>Psychomyia pusilla</i>	x		x
<i>Rhyacophila (Rhyacophila) sp.</i>	x		x
<i>Rhyacophila s. str. sp.</i>			
<i>Sericostoma sp.</i>	x	x	x

Taxon	Bamenohl	Bigge	Pasel
<i>Silo nigricornis/piceus</i>	x		x
Turbellaria			
<i>Dugesia gonocephala</i>		x	x
Artenzahl Gesamt	54	54	54
