

**Vergleichende limnologische Untersuchung zur
Planktodynamik von flussnahen Abgrabungsgewässern
in der niedersächsischen Weser- und Leineaue**

Vom Fachbereich Biologie der Universität Hannover
zur Erlangung des Grades

Doktor der Naturwissenschaften
Dr. rer. nat.

genehmigte Dissertation
von

Dipl.-Biol. Armin Blöchl
geboren am 30.05.1965 in Gronau

2004

Institut für Botanik der Universität Hannover
Institut für Zoologie der Tierärztlichen Hochschule Hannover

Referent: Prof. Dr. A. Schmidt
Korreferent: Prof. Dr. K. Wächtler
Tag der Promotion: 17.06.2004

Abstract	7
Zusammenfassung	8
1 Einleitung.....	9
2 Material und Methoden.....	11
2.1 Lage der Untersuchungsgewässer.....	11
2.1.1 Morphometrie	14
2.1.2 submerse Makrophyten.....	14
2.2 Untersuchungen vor Ort.....	14
2.2.1 Wetterlage.....	14
2.2.2 Sichttiefe	15
2.2.3 Wassertemperatur, Sauerstoff, pH-Wert.....	15
2.2.4 Leitfähigkeit.....	15
2.3 Probenentnahme.....	15
2.3.1 Wasserchemie	15
2.3.2 Chlorophyll-a.....	15
2.3.3 Phytoplankton	16
2.3.4 Zooplankton	16
2.3.5 Ichthyozönose.....	16
2.4 Laboruntersuchungen zur Wasserchemie.....	17
2.4.1 chemische Parameter	17
2.4.2 Chlorophyll-a.....	18
2.5 quantitative und qualitative Planktonanalyse.....	19
2.5.1 Phytoplankton	19
2.5.2 Zooplankton	20
2.6 Untersuchungen zur 0+ Ichthyozönose.....	21
2.6.1 Nahrung	21
2.6.2 Wachstum	22
3 Ergebnisse	23
3.1 Morphometrie der Untersuchungsgewässer.....	23
3.1.1 Marklohe	24
3.1.2 Schäferhof.....	25
3.1.3 Hakenwerder.....	26
3.1.4 Neelhof.....	27
3.1.5 Wilkenburg	28

3.1.6	Koldingen	29
3.2	Untersuchungen vor Ort	30
3.2.1	Sichttiefe	30
3.2.2	Wassertemperatur	32
3.2.3	Sauerstoff	33
3.2.3.1	Marklohe	34
3.2.3.2	Schäferhof	35
3.2.3.3	Hakenwerder	36
3.2.3.4	Neelhof	37
3.2.3.5	Wilkenburg	38
3.2.3.6	Koldingen	39
3.2.4	pH-Wert	39
3.2.5	Leitfähigkeit	41
3.3	Laboruntersuchungen zur Wasserchemie	42
3.3.1	Phosphor	42
3.3.1.1	Marklohe	43
3.3.1.2	Schäferhof	44
3.3.1.3	Hakenwerder	45
3.3.1.4	Neelhof	46
3.3.1.5	Wilkenburg	47
3.3.1.6	Koldingen	48
3.3.2	Stickstoff	49
3.3.2.1	Marklohe	50
3.3.2.2	Schäferhof	51
3.3.2.3	Hakenwerder	52
3.3.2.4	Neelhof	53
3.3.2.5	Wilkenburg	54
3.3.2.6	Koldingen	55
3.3.3	Chlorophyll-a	56
3.4	Untersuchungen zur Planktonsukzession	57
3.4.1	Phytoplankton	57
3.4.1.1	Marklohe	57
3.4.1.2	Schäferhof	61
3.4.1.3	Hakenwerder	64
3.4.1.4	Neelhof	67
3.4.1.5	Wilkenburg	70
3.4.1.6	Koldingen	73
3.4.2	Zooplankton	75
3.4.2.1	Marklohe	76
3.4.2.2	Schäferhof	79
3.4.2.3	Hakenwerder	82
3.4.2.4	Neelhof	85
3.4.2.5	Wilkenburg	88
3.4.2.6	Koldingen	91

3.5	Untersuchungen zur vertikalen Planktonverteilung	94
3.5.1	Phytoplankton	95
3.5.1.1	Marklohe	95
3.5.1.2	Neelhof	97
3.5.2	Zooplankton	99
3.5.2.1	Marklohe	99
3.5.2.2	Neelhof	100
3.6	Untersuchungen zur 0+ Ichthyozönose	103
3.6.1	Abundanz und Diversität	103
3.6.2	Nahrungsuntersuchungen	104
3.6.2.1	Marklohe	105
3.6.2.2	Schäferhof	109
3.6.2.3	Hakenwerder	113
3.6.3	Wachstum	115
3.6.3.1	Marklohe	115
3.6.3.2	Schäferhof	119
3.6.3.3	Hakenwerder	123
4	Diskussion	126
4.1	abiotische Parameter	126
4.1.1	Sichttiefe	126
4.1.2	Wassertemperatur	127
4.1.3	Sauerstoff und pH-Wert	127
4.1.4	Phosphor und Stickstoff	128
4.1.5	Bedeutung von Lage und Morphologie	130
4.2	Plankton	131
4.2.1	Phytoplankton	131
4.2.2	Zooplankton	134
4.3	Ichthyofauna	136
4.3.1	Diversität	137
4.3.2	Nahrung und Wachstum	138
5	Ausblick	140
6	Literatur	142
7	Anhang	151

Abbildung 1: Lage der Untersuchungsgewässer Marklohe (ML), Hakenwerder (HW) und Schäferhof (SH) im Bereich der Weseraue bei Nienburg	11
Abbildung 2: Lage des Untersuchungsgewässers Neelhof (NH) im Bereich der Weseraue bei Rinteln	12
Abbildung 3: Lage der Untersuchungsgewässer Wilkenburg (WB) und Koldingen (KO) im Bereich der Leineaue südlich von Hannover.....	13
Abbildung 4: Luftbild und Tiefenlinien des Untersuchungsgewässers Marklohe. Die aktuelle Uferlinie ist rot markiert (mit freundlicher Genehmigung des Landkreises Nienburg)	24
Abbildung 5: Luftbild und Tiefenlinien des Untersuchungsgewässers Schäferhof (mit freundlicher Genehmigung des Landkreises Nienburg)	25
Abbildung 6: Luftbild und Tiefenlinien des Untersuchungsgewässers Hakenwerder (mit freundlicher Genehmigung des Landkreises Nienburg)	26
Abbildung 7: Luftbild und Tiefenlinien des Untersuchungsgewässers Neelhof (mit freundlicher Genehmigung des Landkreises Schaumburg)	27
Abbildung 8: Luftbild und Tiefenlinien des Untersuchungsgewässers Wilkenburg (mit freundlicher Genehmigung der Region Hannover).....	28
Abbildung 9: Luftbild und Tiefenlinien des Untersuchungsgewässers Koldingen (mit freundlicher Genehmigung der Region Hannover).....	29
Abbildung 10: Sichttiefen der Gewässer im Untersuchungszeitraum	31
Abbildung 11: Temperaturen der Gewässer im Untersuchungszeitraum	32
Abbildung 12: Epi- und hypolimnische Sauerstoffparameter des Gewässers Marklohe	34
Abbildung 13: Epi- und hypolimnische Sauerstoffparameter des Gewässers Schäferhof.....	35
Abbildung 14: Epi- und hypolimnische Sauerstoffparameter des Gewässers Hakenwerder.....	36
Abbildung 15: Epi- und hypolimnische Sauerstoffparameter des Gewässers Neelhof.....	37
Abbildung 16: Epi- und hypolimnische Sauerstoffparameter des Gewässers Wilkenburg	38
Abbildung 17: Epi- und hypolimnische Sauerstoffparameter des Gewässers Koldingen	39
Abbildung 18: Epilimnische pH-Werte der Untersuchungsgewässer.....	40
Abbildung 19: Leitfähigkeiten der Untersuchungsgewässer	41
Abbildung 20: Epi- und hypolimnische SRP- und TP-Konzentrationen des Gewässers Marklohe	43
Abbildung 21: Epi- und hypolimnische SRP- und TP-Konzentrationen des Gewässers Schäferhof....	44
Abbildung 22: Epi- und hypolimnische SRP- und TP-Konzentrationen des Gewässers Hakenwerder	45
Abbildung 23: Epi- und hypolimnische SRP- und TP-Konzentrationen des Gewässers Neelhof.....	46
Abbildung 24: Epi- und hypolimnische SRP- und TP-Konzentrationen des Gewässers Wilkenburg ...	47
Abbildung 25: Epi- und hypolimnische SRP- und TP-Konzentrationen des Gewässers Koldingen	48
Abbildung 26: Epilimnische Stickstoffparameter des Untersuchungsgewässers Marklohe.....	50
Abbildung 27: Epilimnische Stickstoffparameter des Untersuchungsgewässers Schäferhof	51
Abbildung 28: Epilimnische Stickstoffparameter des Untersuchungsgewässers Hakenwerder	52
Abbildung 29: Epilimnische Stickstoffparameter des Untersuchungsgewässers Neelhof	53
Abbildung 30: Epilimnische Stickstoffparameter des Untersuchungsgewässers Wilkenburg	54
Abbildung 31: Epilimnische Stickstoffparameter des Untersuchungsgewässers Koldingen	55
Abbildung 32: Chlorophyll-a Konzentrationen in den Untersuchungsgewässern	56

Abbildung 33: Phytoplanktonabundanzen (A) und -biovolumen (B) des Gewässers Marklohe	58
Abbildung 34: Phytoplanktonabundanzen (A) und -biovolumen (B) des Gewässers Schäferhof.....	61
Abbildung 35: Phytoplanktonabundanzen (A) und -biovolumen (B) des Gewässers Hakenwerder.....	64
Abbildung 36: Phytoplanktonabundanzen (A) und -biovolumen (B) des Gewässers Neelhof.....	67
Abbildung 37: Phytoplanktonabundanzen (A) und -biovolumen (B) des Gewässers Wilkenburg	70
Abbildung 38: Phytoplanktonabundanzen (A) und -biovolumen (B) des Gewässers Koldingen	73
Abbildung 39: Zooplanktonabundanzen (A) und -biovolumen (B) des Gewässers Marklohe	76
Abbildung 40: Zooplanktonabundanzen (A) und -biovolumen (B) des Gewässers Schäferhof.....	79
Abbildung 41: Zooplanktonabundanzen (A) und -biovolumen (B) des Gewässers Hakenwerder.....	82
Abbildung 42: Zooplanktonabundanzen (A) und -biovolumen (B) des Gewässers Neelhof.....	85
Abbildung 43: Zooplanktonabundanzen (A) und -biovolumen (B) des Gewässers Wilkenburg	88
Abbildung 44: Zooplanktonabundanzen (A) und -biovolumen (B) des Gewässers Koldingen	91
Abbildung 45: Sauerstoff- und Temperaturprofile der Untersuchungsgewässer Marklohe und Neelhof im Sommer 2003.....	94
Abbildung 46: Vertikale Phytoplanktonabundanzen (A) und –biovolumen (B) des Gewässers Marklohe im Sommer 2003.....	96
Abbildung 47: Vertikale Phytoplanktonabundanzen (A) und –biovolumen (B) des Gewässers Neelhof im Sommer 2003.....	98
Abbildung 48: Vertikale Zooplanktonabundanzen (A) und –biovolumen (B) des Gewässers Marklohe im Sommer 2003.....	100
Abbildung 49: Vertikale Zooplanktonabundanzen (A) und -biovolumen (B) des Gewässers Neelhof im Sommer 2003	101
Abbildung 50: Nahrung von <i>Perca fluviatilis</i> L. im Untersuchungsgewässer Marklohe	105
Abbildung 51: Nahrung von <i>Sander lucioperca</i> L. im Untersuchungsgewässer Marklohe	106
Abbildung 52: Nahrung von <i>Abramis brama</i> L. im Untersuchungsgewässer Marklohe.....	107
Abbildung 53: Nahrung von <i>Leuciscus leuciscus</i> L. im Untersuchungsgewässer Marklohe	108
Abbildung 54: Nahrung von <i>Perca fluviatilis</i> L. im Untersuchungsgewässer Schäferhof	109
Abbildung 55: Nahrung von <i>Sander lucioperca</i> L. im Untersuchungsgewässer Schäferhof	110
Abbildung 56: Nahrung von <i>Abramis brama</i> L. im Untersuchungsgewässer Schäferhof	111
Abbildung 57: Nahrung von <i>Leuciscus leuciscus</i> L. im Untersuchungsgewässer Schäferhof.....	112
Abbildung 58: Nahrung von <i>Perca fluviatilis</i> L. im Untersuchungsgewässer Hakenwerder	113
Abbildung 59: Nahrung von <i>Sander lucioperca</i> L. im Untersuchungsgewässer Hakenwerder	114
Abbildung 60: Wachstum von <i>Perca fluviatilis</i> L. im Gewässer Marklohe	115
Abbildung 61: Wachstum von <i>Leuciscus leuciscus</i> L. im Gewässer Marklohe.....	117
Abbildung 62: Wachstum von <i>Perca fluviatilis</i> L. im Gewässer Schäferhof	119
Abbildung 63: Wachstum von <i>Abramis brama</i> L. im Gewässer Schäferhof.....	121
Abbildung 64: Wachstum von <i>Leuciscus leuciscus</i> L. im Gewässer Schäferhof.....	122
Abbildung 65: Wachstum von <i>Perca fluviatilis</i> L. im Gewässer Hakenwerder.....	123
Abbildung 66: Wachstum von <i>Abramis brama</i> L. im Gewässer Hakenwerder.....	125

Tabelle 1: verwendete Testkits von WTW	17
Tabelle 2: minimale, maximale und durchschnittliche Sichttiefen der Untersuchungsgewässer	30
Tabelle 3: Maximale hypolimnische Ammoniumkonzentrationen (NH ₄ -N mg/l) im Untersuchungszeitraum	49
Tabelle 4: Mittlere Chlorophyll-a Konzentrationen der Untersuchungsgewässer	57
Tabelle 5: Fangzahlen von 0+ Fischen in den Untersuchungsgewässern Marklohe (ML), Schäferhof (SH) und Hakenwerder (HW). Strömungspräferenzen nach SCHIEMER 1988	103
Tabelle 6: Mittlere Längen (mm) der von <i>Perca fluviatilis</i> L. gefressenen Cladoceren zu Beginn und am Ende der Beprobungszeit	104
Tabelle 7: Mittlere Totallängen von <i>Perca fluviatilis</i> L. im Gewässer Marklohe	116
Tabelle 8: Mittlere Totallängen von <i>Abramis brama</i> L. im Gewässer Marklohe.....	116
Tabelle 9: Mittlere Totallängen von <i>Leuciscus leuciscus</i> L. im Gewässer Marklohe	118
Tabelle 10: Mittlere Totallängen von <i>Perca fluviatilis</i> L. im Gewässer Schäferhof	120
Tabelle 11: Mittlere Totallängen von <i>Abramis brama</i> L. im Gewässer Schäferhof	121
Tabelle 12: Mittlere Totallängen von <i>Leuciscus leuciscus</i> L. im Gewässer Schäferhof.....	122
Tabelle 13: Mittlere Totallängen von <i>Perca fluviatilis</i> L. im Gewässer Hakenwerder	124
Tabelle 14: Mittlere Totallängen von <i>Abramis brama</i> L. im Gewässer Hakenwerder.....	125

Abstract

Six gravel pit lakes close to rivers have been examined in Lower Saxony within the range of the rivers Weser and Leine to understand the importance of position and morphology for the production biology and to offer findings for a discussion about future mining lakes in areas flooded by rivers. Those lakes are of special interest because due to a high nutrient input they clearly differ from the oligotrophic groundwater lake type. Frequently the influence of running waters is of greater importance than the interrelation between groundwaters and lake water. This often causes problems when evaluating such waters. The investigation clearly showed that the situation and the morphology of waters affect the trophic state to a considerable degree and thus also the possibilities of using them. The examined waters can be divided into three categories. Waters, which have a durable connection to running waters, waters in direct proximity to running waters and that are frequently inundated and waters that are in the area which is flooded by the river, but are only rarely inundated. The investigated waters show a clearly different development in abundance and diversity of the plankton community, as in particular in the connected gravel lakes the turbidity of running waters and increased occurrence of young fish shape the development of the plankton. In the lakes which are not connected the trophic state and thus also the plankton community is substantially affected by the inundation frequency and the allochthonous nutrient input exerted by it. In particular the gravel lakes with no connection and which are frequently inundated, show partially extreme chemical and physical conditions and have a tendency to strong blooms by blue-green algae. The problem of toxic substances accompanying it must be given particular consideration for future planning, since from this substantial use restrictions result.

Keywords: gravel pit lakes, river floodplains, plankton

Zusammenfassung

Im Rahmen dieser Arbeit wurden 6 flussnahe Abgrabungsgewässer im Bereich der niedersächsischen Weser- und Leineaue hinsichtlich der Bedeutung von Lage und Morphologie für die Produktionsbiologie untersucht, um eine Diskussionsbasis für zukünftige Abgrabungsgewässer in Auenbereichen zu bieten. Diese nehmen einen besonderen Stellenwert ein, da sie aufgrund des hohen allochthonen Nährstoffeintrages deutlich vom Typus des „oligotrophen“ Grundwassersees abweichen. Der Einfluss des Fließgewässers ist oft von größerer Bedeutung als die Wechselbeziehung zwischen Grundwasser und Seewasser. Dies sorgt häufig für Probleme bei der Bewertung derartiger Gewässer. Die Untersuchung hat deutlich gezeigt, dass die Lage und die Morphologie des Gewässers in hohem Maße die Trophie und somit auch die Nutzungsmöglichkeiten beeinflusst. Hierbei können die Untersuchungsgewässer in drei Kategorien unterteilt werden: Gewässer, die eine dauerhafte Anbindung an das Fließgewässer besitzen, Gewässer, die in unmittelbarer Nähe des Fließgewässers liegen und häufig überschwemmt werden und solche Gewässer, die zwar im Bereich der Flussaue liegen, aber nur selten überschwemmt werden. Die Untersuchungsgewässer zeigen eine deutlich differente Entwicklung in Abundanz und Diversität der Planktongemeinschaft, wobei insbesondere in den angebundenen Kiesseen die Trübung des Fließgewässers und ein verstärktes Jungfischauftreten die Planktonentwicklung prägen. Bei den nicht angebundenen Seen wird der trophische Status und somit auch die Planktonbiozönose wesentlich durch die Überschwemmungshäufigkeit und die damit einhergehenden allochthonen Nährstoffeinträge beeinflusst. Insbesondere die nicht angebundenen Kiesseen, die häufig überschwemmt werden, zeigen zum Teil extreme chemische und physikalische Bedingungen und neigen zu starken Cyanophyceenblüten. Die damit einhergehende Toxinproblematik ist im besonderen Maße in zukünftige Planungen einzubeziehen, da sich hieraus erhebliche Nutzungseinschränkungen ergeben.

Schlagwörter: Abgrabungsgewässer, Flussaue, Plankton

1 Einleitung

In Deutschland wurden im Jahr 2001 etwa 300 Mio. Tonnen Kies und Sand abgebaut. 15,2 % davon wurden in Niedersachsen gefördert (KIESVERBAND NORD 2002 mdl.), wobei sich der Abbau insbesondere auf die Flussauen von Elbe, Weser, Leine, Oker, Oder und Rhume konzentrierte. Durch die hohe Abbautätigkeit ist in diesen Bereichen in den letzten Jahrzehnten eine Vielzahl von Kiesseen entstanden und durch die hohe Anzahl der bestehenden und geplanten Abgrabungen ergeben sich oft erhebliche Konflikte in Bezug auf die konkurrierende Nachnutzung dieser Gewässer, zum Beispiel durch fischereiliche Bewirtschaftung, Naherholung, Trinkwassergewinnung und Naturschutzmaßnahmen. Da die Auen der großen Flüsse zu den am stärksten gefährdeten Biotoptypen Deutschlands gehören und deshalb besonders hier Bedarf an neuen Gewässern besteht (BLAB 1993), stellt sich die Frage, ob flussnahe Abgrabungsgewässer Funktionen der in vielen Bereichen durch wasserbauliche Maßnahmen und anthropogene Nutzung zerstörten Auengewässer übernehmen können.

Kiesseen unterscheiden sich deutlich von den Alt- und Totarmen in natürlichen Auenbereichen. Insbesondere größere Wassertiefen, größere Wasseroberflächen, die steilen Böschungswinkel und das häufige Fehlen von Flachwasser- und Verlandungszonen weichen deutlich von der typischen Auensituation ab. Die steilen Uferböschungen und die damit einhergehende Verkürzung der Uferlinie erhöht die Bedeutung des Pelagials gegenüber der Litoralzone für produktionsbiologische Vorgänge im Gewässer. Insbesondere Abgrabungsgewässer im direkten Überschwemmungsbereich unterliegen aufgrund des hohen allochthonen Nährstoffeintrages einer beschleunigten Eutrophierung und neigen zu starken Algenblüten, die häufig von Cyanobakterien dominiert werden, wodurch oft die Nutzung dieser Gewässer (z.B. durch Fischerei, Naherholung und Trinkwassergewinnung) stark eingeschränkt wird. Während der Stagnationsperioden sind in diesen Gewässern häufig starke Sauerstoffdefizite im Hypolimnion mit einer starken Rücklösung von Phosphor und Stickstoff an der Sediment-Wassergrenze zu beobachten. Die Vermeidung, bzw. die Verringerung des „internal loading“ und die Verbesserung der trophischen Situation ist häufig nur durch eine künstliche Zwangszirkulation des Wasserkörpers oder durch eine Tiefenbelüftung zu erreichen (BURKHARD et. al 1995, ARAUNER 1995), wobei derartige Maßnahmen aus wirtschaftlichen Gesichtspunkten nicht praktikabel sind. Bei

flussnahen Baggerseen kann eine dauerhafte Anbindung an das Fließgewässer diese Funktion zumindest teilweise übernehmen und eine lang anhaltende Stratifikation verhindern.

Des Weiteren wirkt sich eine Anbindung an das Fließgewässer positiv auf die rheophile Ichthyofauna aus, da die angebundenen Gewässer neben den besseren Nahrungsressourcen auch Rückzugsmöglichkeiten bieten, die die Gefahr der Verdriftung minimieren (NEUMANN ET AL. 1995, STAAS 1997, SCHARBERT & GREVEN 2002). Die mit der Flussanbindung einhergehende Erhöhung der Trübung des Gewässers wirkt sich limitierend auf die Phytoplanktonzönose, aber auch negativ auf den Bewuchs mit submersen Makrophyten aus, wodurch besonders die Reproduktionsbedingungen phytophiler Fischarten eingeschränkt werden (STAAS 1997, SCHARBERT & GREVEN 2002).

Im Rahmen dieser Arbeit wurden 6 flussnahe Abgrabungsgewässer in der niedersächsischen Weser und Leineaue über den Zeitraum von 2 Jahren untersucht. Ziel der Arbeit war eine vergleichende limnologische Beurteilung flussnaher Abgrabungsgewässer und die Darstellung der Bedeutung von Lage und Morphologie, insbesondere der einer dauerhaften Flussanbindung, für die Planktodynamik und Produktionsbiologie, um eine Diskussionsbasis für weitere Abbauvorhaben in Auenbereichen zu bieten.

2 Material und Methoden

2.1 Lage der Untersuchungsgewässer

Im Rahmen dieser Untersuchung wurden sechs Abgrabungsgewässer in der Weser- und Leineaue beprobt. Drei der untersuchten Gewässer liegen in der Weseraue bei Nienburg im Bereich der Stauung Drakenburg (Abbildung 1). Das Gewässer Marklohe (ML) liegt auf dem westlichen Weserufer östlich der Ortschaft Marklohe bei Flusskilometer 273 und wird durch den Angelverein Nienburg/Weser e.V. sportfischereilich genutzt. Badenutzung und Wassersport sind untersagt und wurden während der Beprobungszeit nicht beobachtet.

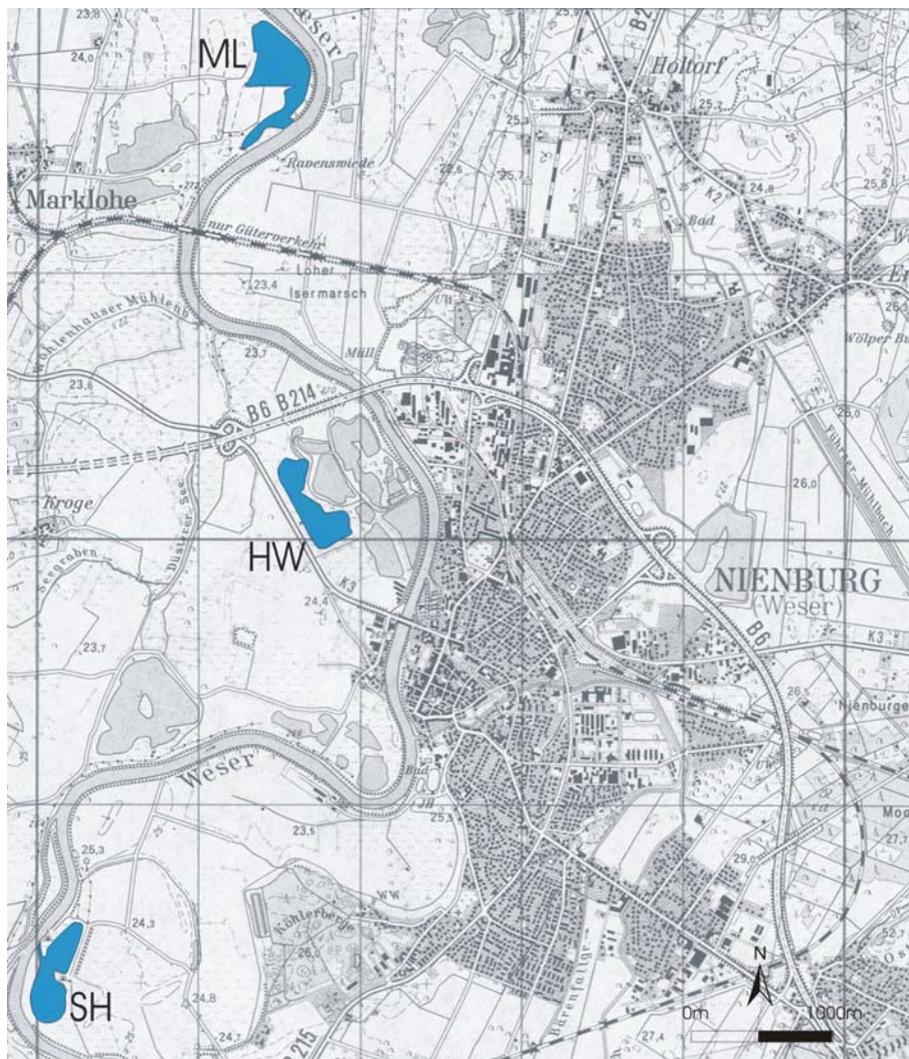


Abbildung 1: Lage der Untersuchungsgewässer Marklohe (ML), Hakenwerder (HW) und Schäferhof (SH) im Bereich der Weseraue bei Nienburg

Das Gewässer Hakenwerder (HW) liegt auf dem westlichen Weserufer an der B 214 bei Nienburg in Höhe des Flusskilometers 269 und wird auch durch den Angelverein Nienburg/Weser e.V. genutzt. Eine Nutzung durch Badegäste und Wassersportler ist

ebenfalls untersagt und wurde im Verlauf der Untersuchung nicht festgestellt. Das Gewässer Schäferhof (SH) liegt südlich von Nienburg bei Flusskilometer 263 am östlichen Weserufer. Dieses Gewässer wird durch den Verein der Naturfreunde e.V. als Badegewässer und Sportgewässer genutzt.

Der Angelverein Nienburg/W. e.V. hat dieses Gewässer als Angelgewässer ebenfalls gepachtet. Während das Gewässer Hakenwerder nur bei starken Hochwasserereignissen mit der Weser in Verbindung steht, besitzen die Gewässer Marklohe und Schäferhof eine dauerhafte Anbindung an das Fließgewässer. Die Anbindung des Gewässers Marklohe liegt im oberstromigen Bereich und ist mit 80 m Breite, einer Wassertiefe von 2,5 m und einer Länge von 10 m deutlich größer als die Anbindung des Gewässers Schäferhof, die bei einer Wassertiefe von 1,5 m nur 10 m breit ist. Zudem ist die Anbindung mit einer Länge von 60 m stromabwärts gerichtet, wodurch der Wasseraustausch im Vergleich zum Gewässer Marklohe deutlich geringer ausfällt.

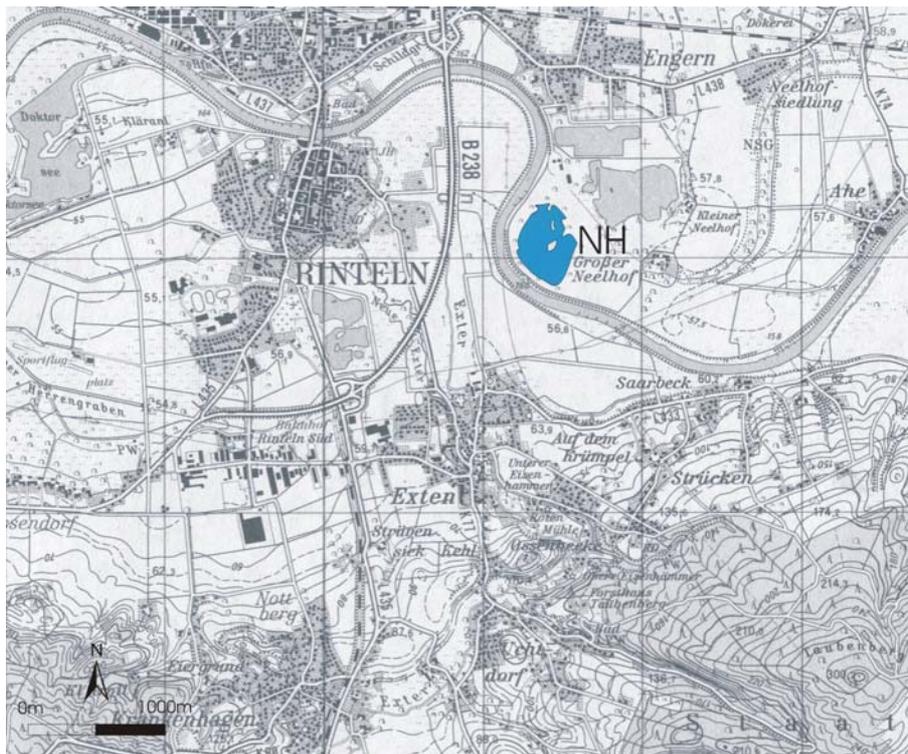


Abbildung 2: Lage des Untersuchungsgewässers Neelhof (NH) im Bereich der Weseraue bei Rinteln

Das Untersuchungsgewässer Neelhof liegt östlich von Rinteln und südlich der Ortschaft Engern am östlichen Weserufer bei Flusskilometer 160 (Abbildung 2) im direkten Überschwemmungsgebiet und wird schon bei einem mittleren Hochwasser überflutet. Dieses Gewässer wird durch den Angelverein Rinteln genutzt.

Zwei weitere Untersuchungsgewässer liegen im Bereich der Leineae südlich von Hannover bei den Orten Wilkenburg und Koldingen (Abbildung 3). Das Gewässer Wilkenburg (WB) liegt östlich der Ortschaft Wilkenburg und wird im Süden durch die Kreisstraße 222 zwischen Wilkenburg und Harkenbleck begrenzt. Im Norden verläuft ein Altarm der Leine. Das Gewässer wurde in den 60er Jahren angelegt und unterliegt einer intensiven Nutzung durch Angler und Badegäste. Aufgrund der exponierten Lage und der Überschwemmungsdynamik in dieser Region wird das Untersuchungsgewässer häufig überflutet.

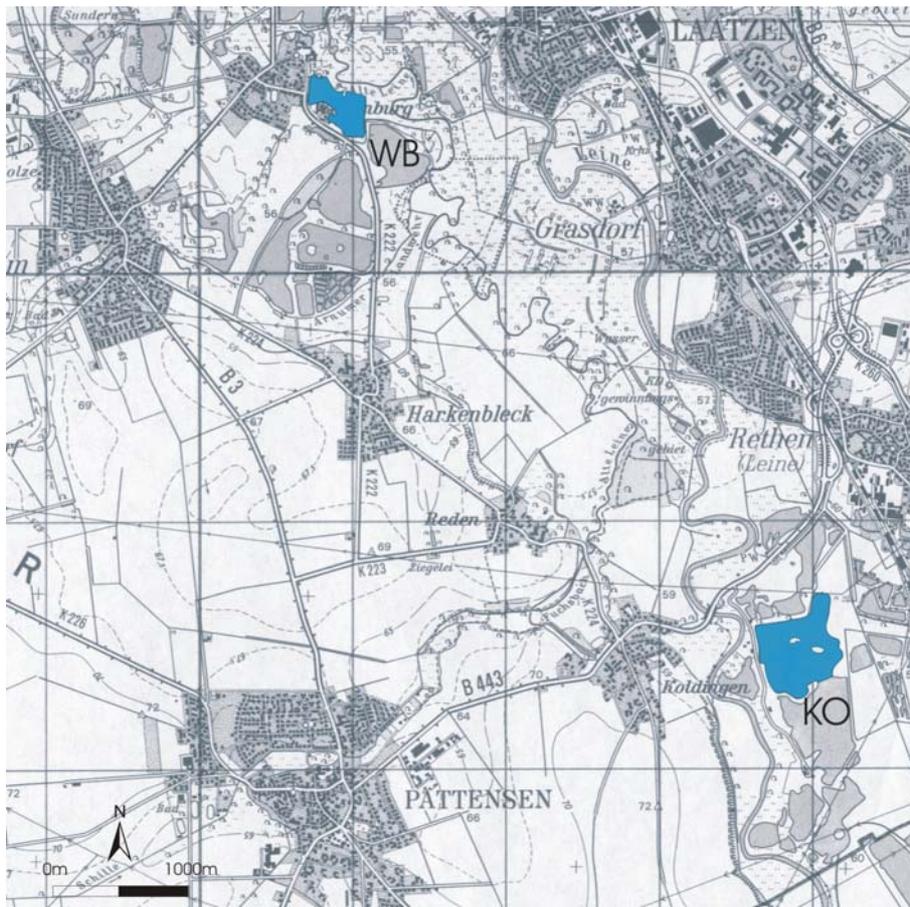


Abbildung 3: Lage der Untersuchungsgewässer Wilkenburg (WB) und Koldingen (KO) im Bereich der Leineae südlich von Hannover

Das Gewässer Koldingen (KO) liegt östlich der Ortschaft Koldingen und ist von weiteren Abgrabungsgewässern umgeben. Nördlich dieses Abbaugesbietes verläuft die Bundesstrasse 443 zwischen Koldingen und Rethen. Das Gewässer befindet sich im Besitz des Kommunalverbandes Großraum Hannover und wird nur extensiv genutzt. Eine Badenutzung ist untersagt, wurde aber während der Untersuchungsperiode gelegentlich beobachtet. Eine fischereiliche Nutzung findet derzeit nicht statt. Obwohl sich dieses Gewässer in direkter Nähe zur Leine befindet, wird es nur selten bei star-

ken Hochwasserereignissen überflutet. Aufgrund der rezenten Abbautätigkeit im südlichen Teil wurde im Rahmen dieser Untersuchung nur der nördliche Teil des Gewässers bearbeitet. Beide Teile sind durch eine schmale Verbindung im östlichen Bereich des Gewässers verbunden (Abbildung 3). Der Einfluss der Abbautätigkeit auf den untersuchten Bereich des Gewässers kann als gering bezeichnet werden.

2.1.1 Morphometrie

Die Untersuchungsgewässer wurden mit einem Echolot (GARMIN Fischfinder 160) und einem GPS (GARMIN Geko 201) vermessen. Die erfassten GPS-Daten und die dazu gehörigen Tiefenangaben wurden mit dem GIS-Programm MapInfo professional 7.0 visualisiert und anschließend mit Corel Draw 11 auf Luftbilder übertragen.

2.1.2 submerse Makrophyten

Im Zeitraum der Untersuchung wurde in den Untersuchungsgewässern Marklohe, Schäferhof und Wilkenburg nur eine geringe, in den Gewässern Hakenwerder, Neelhof eine mittlere Besiedlung mit submersen Makrophyten gefunden. Im Gegensatz dazu wurde im Gewässer Koldingen in einigen Bereichen ein ausgedehnter Bewuchs beobachtet. Die Vegetation wurde während der Beprobungen erfasst und notiert. Bei Bedarf wurden Proben mit einem Bodengreifer entnommen und bestimmt.

2.2 Untersuchungen vor Ort

Die Messungen wurden zwischen 10⁰⁰ und 16⁰⁰ Uhr im Zeitraum von Mai 2001 bis August 2003 durchgeführt. Die Probennahme und die Untersuchungen vor Ort wurden im Bereich der größten Tiefe der Gewässer durchgeführt. Die Untersuchungsgewässer Marklohe, Hakenwerder und Schäferhof wurden im wöchentlichen Wechsel mit den Gewässern Neelhof, Wilkenburg und Koldingen beprobt, so dass die einzelnen Seen i.d.R. alle 14 Tage beprobt wurden. Es wurde versucht, einen zweiwöchigen Abstand einzuhalten, wobei an einigen Terminen dieser Rhythmus durch Schlechtwetter- und Hochwasserlagen beeinflusst wurde. Bei Eisbedeckung in den Wintermonaten erfolgte die Probennahme vom Ufer aus.

2.2.1 Wetterlage

Daten über die Großwetterlage wurden den Veröffentlichungen des Deutschen Wetterdienstes entnommen. Die Lufttemperatur, die Windrichtung und die Wolkenbedeckung wurden jeweils vor Ort bestimmt.

2.2.2 Sichttiefe

Die Sichttiefe wurde mit einer Secci-Scheibe bestimmt. Die weißlackierte Scheibe hat einen Durchmesser von 27 cm und wurde im Bootsschatten an einer Kette in das Wasser herabgelassen. Die Tiefe, bei der die Umrisse der Scheibe verschwanden, wurde als Sichttiefe und somit als Maß für die Lichtattenuation notiert.

2.2.3 Wassertemperatur, Sauerstoff, pH-Wert

Die Wassertemperatur, die Sauerstoffparameter und der pH-Wert wurden mit einem Mehrparameter-Messgerät (WTW Multiline P 4) an jedem Probenort etwa 10 cm unterhalb der Wasseroberfläche bestimmt. Bei einer Stratifikation des Wasserkörpers wurde mit einem Ruttnerschöpfer eine Wasserprobe aus dem Hypolimnion (0,5 l) entnommen und anschließend die Messungen direkt im Schöpfer vorgenommen.

2.2.4 Leitfähigkeit

Die Leitfähigkeit ist ein unspezifischer Summenparameter, der die Gesamtheit aller im Wasser vorhandenen Ionen darstellt. Zur Messung der Leitfähigkeit wurde ein Messgerät der Firma WTW (Microprocessor Conductivity-Meter LF 196) verwendet. Wie bei den anderen abiotischen Parametern erfolgte die Messung entweder 10 cm unter der Oberfläche oder im Schöpfer.

2.3 Probenentnahme

2.3.1 Wasserchemie

Bei jeder Beprobung wurden 0,5 Liter Oberflächenwasser, bei vorhandener Stratifikation des Wasserkörpers auch 0,5 Liter Tiefenwasser zur Wasseranalytik entnommen. Zur Entnahme des Oberflächenwassers wurde ein Schöpfbecher und für die Entnahme des Tiefenwassers ein Ruttner-Schöpfer (0,5 l) benutzt. Die Wasserproben wurden in Braunglasflaschen gefüllt und bis zur Analyse im Labor gekühlt (ca. 5 °C).

2.3.2 Chlorophyll-a

Für die Chlorophyllanalytik wurde eine Mischprobe des Oberflächenwassers im Bereich der größten Wassertiefe des Gewässers entnommen. Aus dieser Mischprobe wurden 2 l in Braunglasflaschen gefüllt und in einer Kühlbox in das Labor transportiert.

2.3.3 Phytoplankton

Die Proben für die Phytoplanktonanalytik wurden ebenfalls aus der Mischprobe (2.3.2) entnommen. Es wurden hierfür jeweils 50 ml entnommen und in Braunglasflaschen überführt. Die Proben wurden anschließend zur Fixierung mit LUGOL'scher Lösung (wässrige Lösung von Jod-Kaliumjodid) versetzt und zur Auswertung ins Institut transportiert. Zur Darstellung der Vertikalverteilung des Phytoplanktons wurden in den Gewässern Neelhof und Marklohe im Frühjahr 2003 und im Sommer 2003 Vertikalprofile erstellt. Hierfür wurden Proben im Abstand von 1 m von der Seeoberfläche bis zum Seegrund mit dem Ruttner-Schöpfer entnommen.

2.3.4 Zooplankton

Zur Entnahme des Zooplanktons wurde ein Planktonnetz (Hydrobios Kiel) mit einer Maschenweite von 55 μm und einer Einströmöffnung von 25 cm benutzt. Es wurden jeweils drei komplette Vertikalzüge vom Seeboden bis zur Wasseroberfläche im Bereich der größten Tiefe des Sees durchgeführt und die Netzfänge vermischt, um die Fehlerquote durch eine inhomogene Verteilung (Patchiness) des Zooplanktons bei der quantitativen Auswertung zu minimieren.

Die Planktonzüge wurden mit einer Geschwindigkeit von max. $0,2 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ durchgeführt, um einen zu starken Staudruck an der Netzöffnung zu vermeiden. Die jeweilige Netzzuglänge wurde notiert. Im Frühjahr und im Sommer 2003 wurden zur Darstellung der vertikalen Verteilung des Zooplanktons Profile mit einem Schließnetz (Hydrobios Kiel) erstellt. Dieses Planktonnetz besitzt eine Maschenweite von 41 μm , der Aufsatzkegel mit dem Verschlussmechanismus hat eine Einströmöffnung von 10 cm. Es wurden jeweils vertikale Netzzüge über eine Teilstrecke von 2 m über die gesamte Wassersäule durchgeführt. Die Zooplanktonproben wurden anschließend mit Alkohol (70%) fixiert und zur qualitativen und quantitativen Auswertung ins Institut transportiert.

2.3.5 Ichthyozönose

In den Untersuchungsgewässern Marklohe, Hakenwerder und Schäferhof wurden im Zeitraum von Mai 2002 bis September 2002 Fänge für Untersuchungen zum Jungfischauftreten durchgeführt. Hierbei wurden als Fanggeräte Kescher, Uferzugnetz und ein Elektrofischereigerät (DEKA 3000 „Lord“) benutzt. Die gefangenen Fische wurden mit Chlorbutanol (1,1,1-Trichloro-2-methyl-2-propanol) abgetötet und anschließend zur Fixierung in Formol (4%) überführt.

Ab dem 19.06.02 kam ein Uferzugnetz mit einer Länge von 7,4 m, einer Höhe von 1,1 m und einer Maschenweite von 1 mm zum Einsatz. Vergleichbare Netze wurden schon vielfach für die Untersuchung von Jungfischzönosen eingesetzt (SCHEFFEL 1989, STAAS 1997, KORTE 1999, BERTRAM 2002). An jedem Untersuchungsgewässer wurden mindestens vier Probestellen, die unterschiedliche Litoralhabitate darstellen, befischt.

Am 21. September 2002 wurde in den Untersuchungsgewässern eine Elektrobefischung durchgeführt. Dabei kam das Elektrofischereigerät DEKA 3000 „Lord“ zum Einsatz. Es wurde jeweils das gesamte Ufer des Sees entsprechend der „*point-abundance-sampling*“ Methode befischt (COPP 1992, BISCHOFF 1995, GARNER 1997).

2.4 Laboruntersuchungen zur Wasserchemie

2.4.1 chemische Parameter

Die Daten zu den chemischen Parametern **TP** (Total Phosphorus), **SRP** (Soluble Reactive Phosphorus), Ammonium (NH₄-N), Nitrit (NO₂-N), Nitrat (NO₃-N) wurden von Frau Dipl. - Biol. M. Braune photometrisch mit Testkits der Firma WTW und dem Photometer WTW MPM 3000 ermittelt und mir zur Verfügung gestellt.

Tabelle 1: verwendete Testkits von WTW

Chem. Parameter	Test-Nr.	Untere Nachweisgrenze
Phosphor (PO ₄ -P)	Modell 14848	0,02 mg/l
Ammonium (NH ₄ -N)	Modell 14752	0,03 mg/l
Nitrit (NO ₂ -N)	Modell 14776	0,03 mg/l
Nitrat (NO ₃ -N)	Modell 14773	0,2 mg/l

2.4.2 Chlorophyll-a

Die photometrische Bestimmung der Chlorophyll-a Konzentration entsprechend der DIN 38412 Teil 16 (nach NUSCH & PALME 1975) ist eine Methode zur indirekten Bestimmung der Phytoplanktonbiomasse.

Die Chlorophyll-a Extraktion wurde mit Ethanol entsprechend der DIN 38412 Teil 16 durchgeführt und die Konzentration mit folgender Formel berechnet:

$$\beta_c = (A_v - A_n) \cdot \frac{R}{R-1} \cdot \frac{V_E}{V_p \cdot d} \cdot \frac{10^3}{\alpha}$$

- β_c = Massenkonzentration von Chlorophyll-a, in $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$
 A_v = Extinktion des Extraktes vor Ansäuerung bei $\lambda = 665 \text{ nm}$
 A_n = Extinktion des Extraktes nach Ansäuerung bei $\lambda = 665 \text{ nm}$
 R = Verhältnis von $A_v : A_n$ für reines Chlorophyll-a („Säurequotient“)
 V_E = Volumen des Extraktes, in ml
 V_p = Volumen der filtrierten Wasserprobe, in l
 d = Schichtdicke der Küvette, in cm
 α = spezifischer Absorptionskoeffizient für Chlorophyll-a, in $\text{l} \cdot (\mu\text{g} \cdot \text{cm})^{-1}$

Wenn der spezifische Absorptionskoeffizient α für Chlorophyll-a in Ethanol zu 82 und der Quotient R für reines Chlorophyll-a zu 1,7 angenommen wird (DIN 38412 T 16), lautet die Gleichung:

$$\beta_c = 29,6 \cdot (A_v - A_n) \cdot \frac{V_E}{V_p \cdot d}$$

Der Phaeopigmentgehalt kann nach folgender Gleichung berechnet werden:

$$\beta_p = 20,8 \cdot A_n \cdot \frac{V_E}{V_p \cdot d} - \beta_c$$

- β_p = Phaeopigmentgehalt, in $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$

2.5 quantitative und qualitative Planktonanalyse

2.5.1 Phytoplankton

Die Determination und Quantifizierung des Phytoplanktons erfolgte mit Sedimentationskammern (Hydrobios Kiel, 5 ml und 10 ml) und einem Umkehrmikroskop (Leitz Diavert) nach UTERMÖHL (1958). Es wurden jeweils zwei Sedimentationskammern mit der fixierten Planktonprobe befüllt. Vor dem Befüllen der Kammern wurde die Planktonprobe durch leichtes Schütteln homogenisiert, um eine gleichmäßige Verteilung der Planktonorganismen zu erreichen. Anschließend wurden die Kammern bis zum Überlaufen befüllt und mit einer Deckplatte luftblasenfrei verschlossen. Nach einer Sedimentationszeit von mind. 2 h wurden die beiden Parallelansätze ausgewertet. Anschließend wurden die Zählergebnisse gemittelt und die Zellzahl mit folgender Formel berechnet:

$$i = \frac{I \cdot F}{a \cdot n \cdot v} \cdot 1000$$

i = Individuen pro Liter [$\text{Ind} \cdot \text{l}^{-1}$]

I = Zahl der gezählten Exemplare

F = Bodenfläche der Zählkammer [mm^2]

a = Fläche eines Feldes [mm^2]

n = Zahl der ausgezählten Felder

v = Probenvolumen [ml]

Die statistische Sicherung der Zählergebnisse ist abhängig von den gezählten Individuen (Einzelzellen, Kolonien, Fäden). Zur Berechnung des maximalen Fehlers wurde die Formel von LUND et al. (1958) angewandt.

Berechnung:

$$f_{\max} = \pm 2 \cdot \frac{100}{\sqrt{n}} \%$$

f_{\max} = Fehlerbreite, in %

n = Zählwert

Zur Bestimmung der Phytoplanktonbiomasse wurde die indirekte Methode über eine Volumenbestimmung der einzelnen Spezies auf der Basis von Literaturdaten von NAUWERCK (1963) durchgeführt, da Vergleichsmessungen mit einem Okularmikrometer (Zeiss) eine große Übereinstimmung mit diesen Werten ergeben haben. Bei Abweichungen, bzw. bei Arten, die nicht von NAUWERCK (1963) beschrieben wurden, wurden jeweils 25 Zellen der einzelnen Spezies vermessen, die Ergebnisse gemittelt und unter Verwendung von einfachen geometrischen Körpern das Zellvolumen berechnet. Für die Zählungen und Berechnungen wurde das Computerprogramm Opti-count V.8 verwendet.

2.5.2 Zooplankton

Für die Determination und Quantifizierung des Zooplanktons wurde die Planktonprobe (2.3.4) zunächst durch leichtes Schütteln resuspendiert. Anschließend wurde eine Teilprobe in eine Zählkammer (1 ml, 10 ml) überführt und komplett ausgezählt. Der Zählvorgang wurde bei mindestens drei Ansätzen durchgeführt, um eine ausreichende Sicherung der Zählergebnisse zu erreichen. Bei großen Abweichungen der Zählergebnisse wurde der Vorgang so oft wiederholt, bis eine Übereinstimmung der Ergebnisse erkennbar war. Die Zählergebnisse wurden anschließend gemittelt und die Individuenzahlen mit folgenden Formeln nach TÜMLING (1999) berechnet:

Individuenzahl pro Kubikmeter:

$$Ind. \cdot m^{-3} = (((V / T) \cdot F) \cdot I) / (L \cdot A)$$

Individuenzahl pro Quadratmeter:

$$Ind. \cdot m^{-2} = (((V / T) \cdot F) \cdot I) / A$$

A = Netzöffnung [m^2]

V = Probevolumen [l]

T = Teilprobe [l]

F = Zählflächenfaktor (gesamte Fläche / gezählte Fläche; 1 für gesamte Fläche)

I = Individuenzahl der Teilprobe

L = Netzzuglänge [m]

Der Vorteil der Angabe pro Fläche besteht darin, dass vertikale Konzentrationsunterschiede in einem Wert erfasst und Seen mit unterschiedlicher Tiefe und Trophie damit vergleichbar werden (TÜMPLING 1999).

Die Abschätzung des Zooplanktonbiovolumens wurde in Anlehnung an NAUWERCK (1963) und RUTTNER-KOLISKO (1977) durchgeführt. Für Vertreter der Rotatorien wurden die Literaturdaten von RUTTNER-KOLISKO (1977) benutzt, da Vergleichsmessungen mit einem Okularmikrometer vergleichbare Ergebnisse geliefert haben. Da die Vertreter des Crustaceenplanktons (Cladoceren, Copepoden, Nauplien und Copepodide) in den verschiedenen Abgrabungsgewässern eine hohe Größenvariabilität aufwiesen und auch im jahreszeitlichen Verlauf innerhalb eines Untersuchungsgewässers deutliche Unterschiede zu erkennen waren, wurde hier auf die Verwendung von Literaturdaten verzichtet. Zur Ermittlung des Biovolumens dieser Gruppe wurden aus jeder Planktonprobe jeweils 25 Vertreter einer Spezies und Größenklasse vermessen, die Ergebnisse gemittelt und unter Verwendung einfacher geometrischer Körper anschließend das Biovolumen berechnet.

2.6 Untersuchungen zur 0+ Ichthyozönose

2.6.1 Nahrung

Für die Untersuchungen wurden pro Fangtermin jeweils mindestens 20 Individuen der Perciden *Perca fluviatilis* L. (Flussbarsch) und *Sander lucioperca* L. (Zander) und der Cypriniden *Abramis brama* L. (Brasse) und *Leuciscus leuciscus* L. (Hasel) verwendet. Im Gegensatz zu den Vertretern der Cypriniden besitzt der Intestinaltrakt von Perciden einen Magen. Dieser wurde aus den Fischen herauspräpariert und anschließend der Inhalt entnommen und in 1 ml Ethanol (70%) überführt. Mit Hilfe eines Vortex-Rüttlers wurde der Mageninhalt resuspendiert und anschließend wurden jeweils zweimal 0,1 ml der aufgeschüttelten Suspension auf einem Objektträger verteilt und unter dem Mikroskop (Zeiss Standard 25) untersucht. Die Nahrungsorganismen wurden bestimmt, ausgezählt und mit einem Messokular (Zeiss) vermessen. Bei einem geringen Füllgrad des Magens, bzw. wenn die Nahrungsorganismen nur in geringer Anzahl vorlagen, wurde der gesamte Mageninhalt ausgezählt und vermessen. Da Cypriniden keinen morphologisch definierten Magen besitzen, wurde bei den Vertretern dieser Gruppe (*Abramis brama* L. und *Leuciscus leuciscus* L.) das erste Drittel des wenig differenzierten Darmes (nach dem Oesophagus bis zur ersten Umbiegung

nach frontal) herauspräpariert. Der Inhalt dieses Darmabschnittes (Pseudogaster) wurde gleichmäßig auf einem Objektträger verstrichen und seine Bestandteile unter dem Mikroskop (Zeiss Standard 25) bestimmt und ausgezählt. Auf eine Größenmessung der aufgenommenen Futterorganismen wurde verzichtet, da Cypriniden ihre Nahrung mit Schlundzähnen vor dem Eintritt in den Mitteldarmbereich zerkleinern, wodurch keine vollständigen vermessbaren Nahrungsorganismen zu finden waren.

2.6.2 Wachstum

Für die Untersuchungen zum Wachstum wurden der gesamte Fang der Perciden *Perca fluviatilis* L. (Flussbarsch) und *Sander lucioperca* L. (Zander) und die Cypriniden *Abramis brama* L. (Brasse) und *Leuciscus leuciscus* L. (Hasel) verwendet. Die fixierten Fische wurden gewässert und anschließend trockengetupft, um anhaftende Feuchtigkeitsreste zu minimieren. Anschließend erfolgte die Ermittlung des Feuchtgewichtes jedes Individuums mit einer Feinwaage (Jürgens L 610 D) auf 0,1 mg genau, sowie die Messung der Totallänge (T_L , Schnauzenspitze bis Schwanzflosse-nende) der Fische bis auf eine Genauigkeit von 0,1 mm.

3 Ergebnisse

3.1 Morphometrie der Untersuchungsgewässer

Die Morphometrie von Gewässern ist für das Wachstum submerser Makrophyten im besonderen Maße von Bedeutung. Da die vertikale Ausdehnung des Bewuchses ohnehin häufig durch eine hohe Lichtattenuation, z.B. durch Sedimenttrübung oder der Massenentwicklung von Planktonorganismen stark eingeschränkt wird, führen steile Uferböschungen zusätzlich zu einer Verkleinerung der potentiellen Bewuchsfläche und somit auch zu einer Verringerung des Strukturangebotes des Gewässers. Die Bedeutung submerser Makrophyten für die Ichthyofauna (STAAS 1997, JEPPESEN et al. 1998, PERSSON & EKLÖV 1995) und der Einfluss auf das Phytoplankton (DOKULIL & JANAUER 1989, SONDERGAARD & MOSS 1998) sind vielfach dokumentiert.

Die Ergebnisse der Echolotvermessungen verdeutlichen die ungünstigen Verhältnisse zwischen Litoral- und Profundalzone in Abgrabungsgewässern. Der Bereich bis zu einer Wassertiefe von 4 m umfasst in den Untersuchungsgewässern in etwa die Zone, in der sich Vegetation ansiedeln kann und entspricht folglich der Litoralzone (BOHLE 1995, SCHWOERBEL 1993).

Tabelle 2 zeigt die Ausdehnung und den Anteil an der Gesamtfläche der jeweiligen Gewässer. Insbesondere bei den Gewässern Neelhof (15%), Wilkenburg (26%) und Hakenwerder (27%) fällt die geringe Ausdehnung der Litoralzone auf. Das Gewässer Marklohe zeigt dagegen ausgedehnte Flachwasserbereiche mit 63% Anteil an der Gesamtfläche. Die Gewässer Schäferhof und Koldingen zeigen mit jeweils 42% eine mittlere Ausdehnung dieser Zone.

Tabelle 2: Ausdehnung und Anteil der Litoralzone (0 m - 4 m) in den Untersuchungsgewässern

	Marklohe	Schäferhof	Hakenwerder	Neelhof	Wilkenburg	Koldingen
Ausdehnung der Litoralzone	13,9 ha	5,3 ha	4,1 ha	2,6 ha	3,1 ha	12,9 ha
Anteil an der Gesamtfläche	63 %	42 %	27 %	15 %	26 %	42 %

3.1.1 Marklohe

Das Untersuchungsgewässer Marklohe hat eine Flächenausdehnung von 22 ha. Die Morphologie des Seebeckens ist durch steil abfallende Böschungen und durch eine trogähnliche Auskiesung im mittleren Bereich des Gewässers geprägt. In diesem zentralen Bereich wurde die größte Tiefe (11,4 m) des Gewässers gemessen. Im nördlichen und östlichen Bereich des Gewässers befinden sich ausgedehnte Flachwasserbereiche (< 4 m), woraus eine mittlere Tiefe von 3,6 m resultiert (Abbildung 4). Aus den Tiefenmessungen ergibt sich ein Volumen von 792000 m³. Es wurde in Verlauf der Untersuchung nur eine sehr geringe Besiedlung mit submersen Makrophyten festgestellt. Nur zu Beginn der Vegetationsperiode im Jahr 2003 wurde im südlichen Bereich des Gewässers ein geringer Bestand von *Potamogeton sp.* erfasst.



Abbildung 4: Luftbild und Tiefenlinien des Untersuchungsgewässers Marklohe. Die aktuelle Uferlinie ist rot markiert (mit freundlicher Genehmigung des Landkreises Nienburg)

3.1.2 Schäferhof

Das Gewässer Schäferhof hat eine Flächenausdehnung von 12,5 ha und im Verlauf der Untersuchung wurde eine maximale Tiefe von 7,6 m erfasst. Die Morphologie des Seebeckens ist durch steile Uferböschungen geprägt. Im süd-östlichen Bereich ist für den Badebetrieb eine Flachwasserzone aufgeschüttet worden. Die mittlere Tiefe beträgt 4,05 m und das Volumen von 506250 m³ ist das niedrigste aller untersuchten Gewässer (Abbildung 5). In diesem See wurden im Verlauf der Untersuchung keine submersen Makrophyten erfasst.



**Abbildung 5: Luftbild und Tiefenlinien des Untersuchungsgewässers Schäferhof
(mit freundlicher Genehmigung des Landkreises Nienburg)**

3.1.3 Hakenwerder

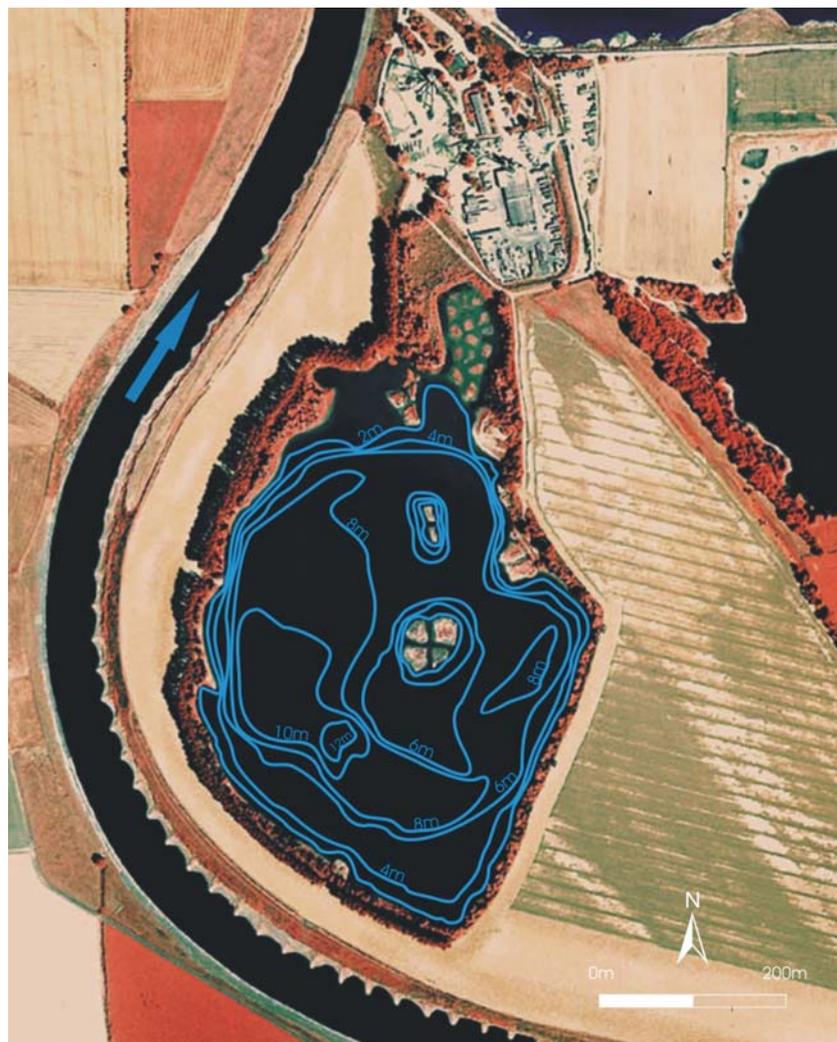
Das Untersuchungsgewässer Hakenwerder hat eine Fläche von 15 ha und eine maximale Tiefe von 9,5 m. Die Morphologie des Seebeckens ist sehr einheitlich durch steil abfallende, strukturarme Uferböschungen geprägt. Weite Bereiche des Gewässers sind zwischen 6 m und 8 m tief. Flachwasserbereiche sind nur mit geringer Ausdehnung im nördlichen Bereich zu finden, woraus sich der geringe Anteil des Litoralbereichs (27 %) an der Gesamtfläche ergibt. Die errechnete mittlere Tiefe beträgt 5,75 m bei einem Volumen von 862500 m³. Im Bereich des östlichen und südlichen Ufers wurde bis in eine Tiefe von ca. 2 Metern ein ausgedehnter Bestand von *Elodea canadensis* erfasst.



Abbildung 6: Luftbild und Tiefenlinien des Untersuchungsseebeckens Hakenwerder (mit freundlicher Genehmigung des Landkreises Nienburg)

3.1.4 Neelhof

Das Gewässer Neelhof hat eine Flächenausdehnung von 17 ha und die mittlere Tiefe von 6 m ist die größte aller Untersuchungsgewässer. Die Morphologie des Seebeckens wird durch tiefe Zonen, flache Sandbänke sowie mehrere flache Inseln geprägt. Der tiefste Bereich (13 m) befindet sich im südlichen Teil des Gewässers und wurde im Zuge einer nachträglichen Auskiesung im Jahr 1983 geschaffen. Der östliche Teil des Gewässers wurde teilverfüllt. Aus den gemessenen Tiefenwerten ergibt sich ein Volumen von 1020000 m³. Der Bewuchs mit submerser Vegetation beschränkt sich auf die Flachwasserzone im nördlichen Teil des Gewässers. In Verlängerung der Zufahrtsstraße wurde ein 15-20 m² großer Bestand von *Nymphaea alba* nachgewiesen. In diesem Flachwasserbereich (< 2 m) wurde zudem *Potamogeton* sp. und *Elodea canadensis* erfasst.



**Abbildung 7: Luftbild und Tiefenlinien des Untersuchungsgewässers Neelhof
(mit freundlicher Genehmigung des Landkreises Schaumburg)**

3.1.5 Wilkenburg

Das Gewässer Wilkenburg hat eine Fläche von 12 ha und ist somit das flächenmäßig kleinste der Untersuchung. Die mittlere Tiefe beträgt 4,6 m bei einer maximalen Tiefe von 7,5 m. Auch das Gewässer Wilkenburg zeigt die typische Morphologie mit steilen Uferböschungen. Das aus den Vermessungsdaten errechnete Volumen beträgt 552000 m³. Im Gewässer Wilkenburg wurden keine submersen Makrophyten nachgewiesen.



**Abbildung 8: Luftbild und Tiefenlinien des Untersuchungsgewässers Wilkenburg
(mit freundlicher Genehmigung der Region Hannover)**

3.1.6 Koldingen

Das Gewässer Koldingen hat mit einer Fläche von 30,7 ha die größte Ausdehnung der untersuchten Abgrabungsgewässer und besitzt auch das größte Volumen (1166600 m³). Die mittlere Tiefe beträgt 3,8 m bei einer maximalen Tiefe von 7 m. Im Gewässer Koldingen wurde während der Untersuchung ein dichter Bewuchs mit submersen Makrophyten festgestellt. Insbesondere in Flachwasserbereichen im westlichen Teil des Gewässers (Abbildung 9) wurden verschiedene Laichkräuter wie *Potamogeton lucens*, *Potamogeton liliformes* und *Potamogeton sp.* nachgewiesen. Darüber hinaus wurden *Polygonum amphibium*, *Rumex aquaticus* und besonders in den nördlichen und östlichen Uferbereichen *Elodea canadensis* erfasst. Auf die relativ guten Wachstumsbedingungen im Gewässer Koldingen deutet auch der Nachweis von *Characeen* bis zu einer Wassertiefe von 6 Metern hin.



**Abbildung 9: Luftbild und Tiefenlinien des Untersuchungs-gewässers Koldingen
(mit freundlicher Genehmigung der Region Hannover)**

3.2 Untersuchungen vor Ort

3.2.1 Sichttiefe

Ein Vergleich der Sichttiefen in den Untersuchungsgewässern zeigt deutlich geringere Werte in den flussangebundenen Gewässern Marklohe und Schäferhof im Vergleich zu den nicht angebundenen Gewässern Hakenwerder, Neelhof, Wilkenburg und Koldingen (Abbildung 10). Die Untersuchungsgewässer zeigten im Verlauf der Untersuchung mit Werten zwischen 0,5 m und 0,8 m ähnliche Minimalwerte (Tabelle 2).

Tabelle 2: minimale, maximale und durchschnittliche Sichttiefen der Untersuchungsgewässer

Secci [m]	Marklohe	Schäferhof	Hakenwerder	Neelhof	Wilkenburg	Koldingen
Min.	0,5	0,5	0,8	0,5	0,6	0,5
Max.	1,8	4,6	7,0	5,6	3,5	4,5
Ø	0,96	1,27	2,6	1,92	1,48	2,01

Bei den maximalen Sichttiefen wurden im Gegensatz dazu erhebliche Unterschiede erfasst. Insbesondere im Gewässer Marklohe war mit einer maximalen Sichttiefe von 1,8 m am 4.06.2002 und am 17.06.2003 neben der autochthonen Planktontrübung die hohe Detritustrübung der Weser prägend für das Strahlungsklima im Gewässer. Die nicht angebundenen Gewässer zeigten dagegen zum Teil sehr große Sichttiefen mit bis zu 7 m (Hakenwerder 4.06.2002) und deutlich abgrenzbare Klarwasserphasen (Abbildung 10). Im Gewässer Schäferhof wurde, im Gegensatz zu dem ebenfalls dauerhaft an die Weser angebundenen Gewässer Marklohe, am 26.06.2001 eine große Sichttiefe von 3,7 m und am 22.05.2002 die maximale Sichttiefe von 4,6 m erfasst.

Im Gewässer Neelhof wurden jeweils im Monat Mai große Sichttiefen gemessen. Die maximale Sichttiefe mit 5,6 m wurde am 22.05.2001 erfasst. Am 13.05.2002 wurde eine Sichttiefe von 5,4 m und am 22.05.2003 eine Sichttiefe von 4 m verzeichnet. Das Gewässer Wilkenburg zeigte mit einer mittleren Sichttiefe von 1,48 m nach den flussangebundenen Gewässern Marklohe (0,96 m) und Schäferhof (1,27 m) das schlechteste Strahlungsklima im Gewässer (Tabelle 2).

Die größte Sichttiefe mit 3,5 m wurde in diesem Gewässer am 23.08.2001 erfasst. Im Gewässer Koldingen wurde die maximale Sichttiefe von 4,5 m am 23.08.2002 erreicht (Abbildung 10).

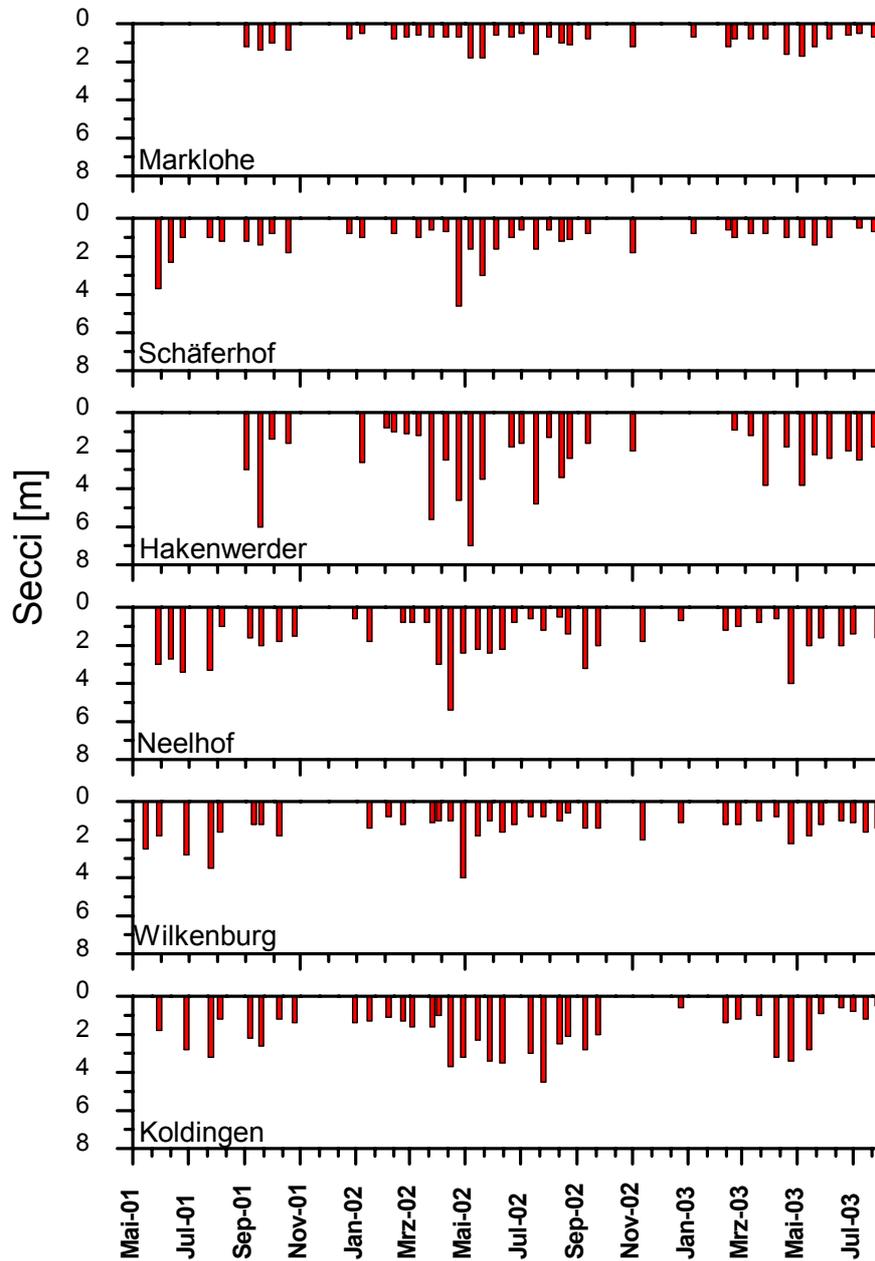


Abbildung 10: Sichttiefen der Gewässer im Untersuchungszeitraum

3.2.2 Wassertemperatur

Die Wassertemperatur wird im Wesentlichen durch die Sonneneinstrahlung, die Windexposition und die Morphologie des Gewässers bestimmt. Ein weiterer wichtiger Faktor für die Erwärmung der Gewässer ist die Menge an partikulärem Material im Wasserkörper. Die gemessenen Wassertemperaturen folgten im Wesentlichen mit leichter Verzögerung den Lufttemperaturen und zeigten einen ausgeprägten Jahresgang (Abbildung 11).

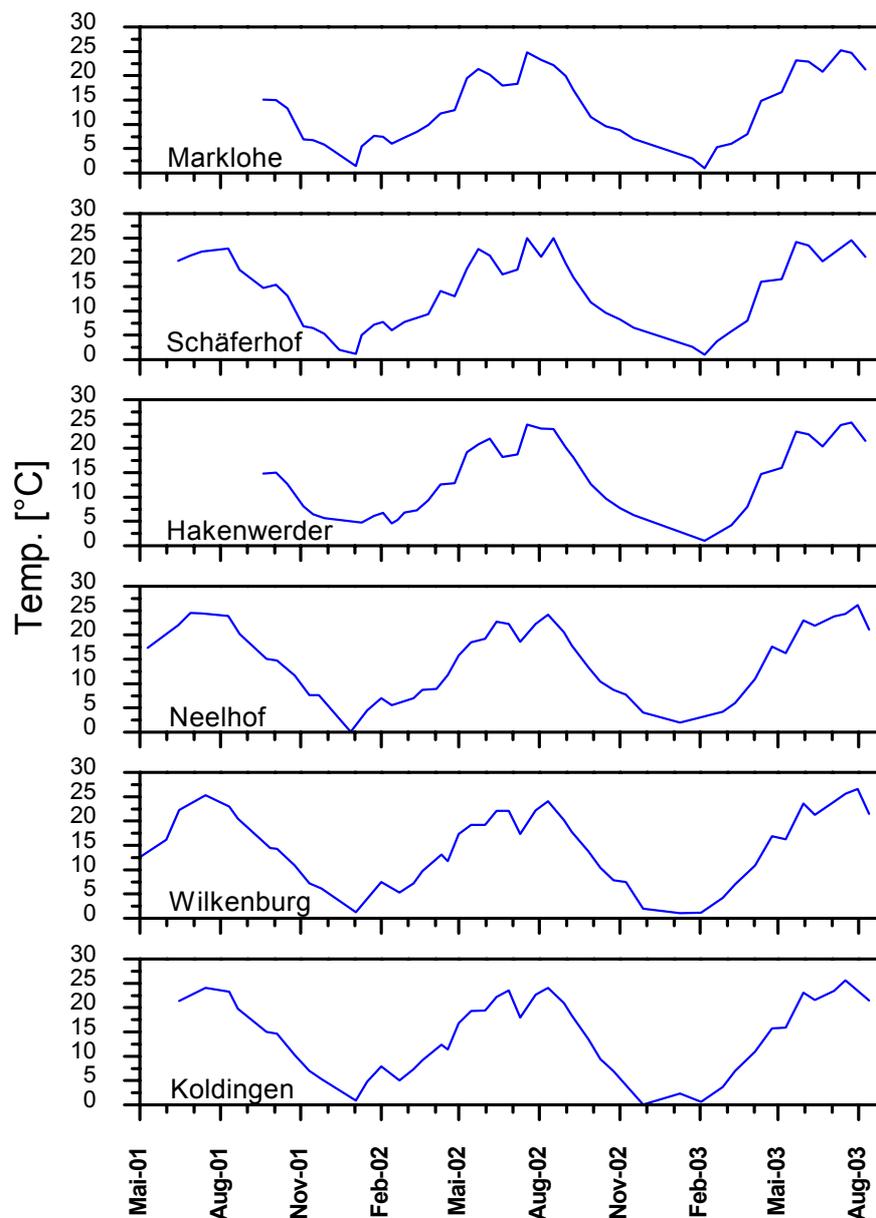


Abbildung 11: Temperaturen der Gewässer im Untersuchungszeitraum

Die jeweiligen Höchsttemperaturen wurden in den Sommermonaten 2002 und 2003 erfasst (Abbildung 11). Am 30.07.2002 wurde in den flussangebundenen Gewässern Marklohe und Schäferhof mit 24,8°C und 25°C die jeweilige Höchsttemperatur im Verlauf der Beprobung gemessen. In den nicht angebundenen Gewässern Hakenwerder, Neelhof, Wilkenburg und Koldingen wurden die Höchstwerte im Sommer 2003 mit 25,3°C am 5.08.2003 (Hakenwerder), mit 26,1°C (Neelhof) und 26,6°C (Wilkenburg) am 12.08.2003 verzeichnet. Die höchste Wassertemperatur des Gewässers Koldingen wurde am 29.07.2003 mit 25,6°C erfasst. Im Mittel lagen die Temperaturen des Gewässers Neelhof (14,92°C) und des Gewässers Wilkenburg (14,5°C) etwas höher als die mittleren Temperaturen der Gewässer Koldingen (14,1°C), Schäferhof (13,83°C) und Marklohe (13,39°C).

3.2.3 Sauerstoff

Der Sauerstoffhaushalt der Gewässer wurde im Untersuchungszeitraum deutlich durch die Stratifikationsphasen geprägt. Im Verlauf der Untersuchung wurden in den Untersuchungsgewässern, in Abhängigkeit von dem jeweiligen trophischen Status, zum Teil extreme epilimnische Sauerstoffübersättigungen und eine starke hypolimnische Zehrung während der Stagnationsperioden erfasst. In den folgenden Abschnitten werden die Sauerstoffverhältnisse der Gewässer im Einzelnen vorgestellt.

3.2.3.1 Marklohe

Gewässer Marklohe zeigte im Verlauf der Untersuchung starke epilimnische Sauerstoffübersättigungen und deutliche Sauerstoffdefizite im Hypolimnion. Im Zuge der jahreszeitlichen Erwärmung und der Stratifikation des Wasserkörpers wurde im Gewässer Marklohe (Mai 2002, April 2003) eine rasche Abnahme der Sauerstoffkonzentration im Hypolimnion beobachtet und ein deutlicher Sauerstoffgradient zwischen Epi- und Hypolimnion festgestellt. Im Juli 2002 wurde eine auffällige Abnahme der epilimnischen O_2 -Konzentration und ein deutlicher Anstieg der hypolimnischen Werte bis auf 94,3% Sättigung gemessen. Im weiteren Untersuchungsverlauf stellte sich wieder ein deutlicher Gradient zwischen Epi- und Hypolimnion ein. Am 30.07.2002 wurde der höchste Sättigungswert im Epilimnion mit 330% erreicht. Der niedrigste Wert wurde mit 63,3 % am 21.08.2003 verzeichnet. Im Untersuchungsjahr 2003 waren die epilimnischen Konzentrationsdifferenzen geringer und im Hypolimnion wurden vom 3.06.2003 bis zum 5.08.2003 während einer stabilen Temperaturschichtung Sauerstoffsättigungen unter 5% gemessen (Abbildung 12).

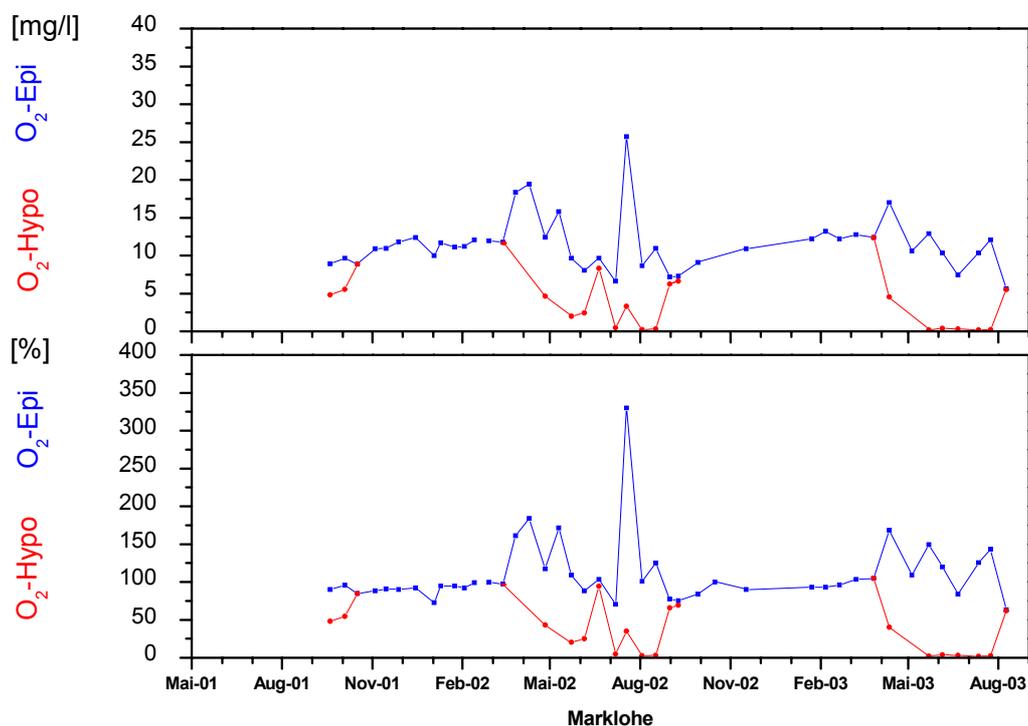


Abbildung 12: Epi- und hypolimnische Sauerstoffparameter des Gewässers Marklohe

3.2.3.2 Schäferhof

Im Untersuchungsgewässer Schäferhof wurde eine ähnliche Entwicklung der Sauerstoffwerte wie im Gewässer Marklohe beobachtet, wobei die Messwerte im Gewässer Schäferhof eine deutlich höhere Amplitude aufwiesen. Zu Beginn der Vegetationsperiode 2002 wurde ein Anstieg auf 209 % (22.04.2002) erfasst. Am 2.07.2002 und am 19.07.2002 wurde mit 76,9 % und 72,9 % ein deutliches Sauerstoffdefizit im Epilimnion verzeichnet und im weiteren Verlauf der Untersuchung wurde die maximale Sauerstoffsättigung von 377 % (30.07.2002) (Abbildung 13) gemessen. Ähnlich wie im Gewässer Marklohe wurde auch im Gewässer Schäferhof (vgl. 3.2.3.1) am 2.07.2002 die Stratifikation des Wasserkörpers durchbrochen, wodurch ein Anstieg der hypolimnischen Sauerstoffsättigung auf 74,5 % zu verzeichnen war.

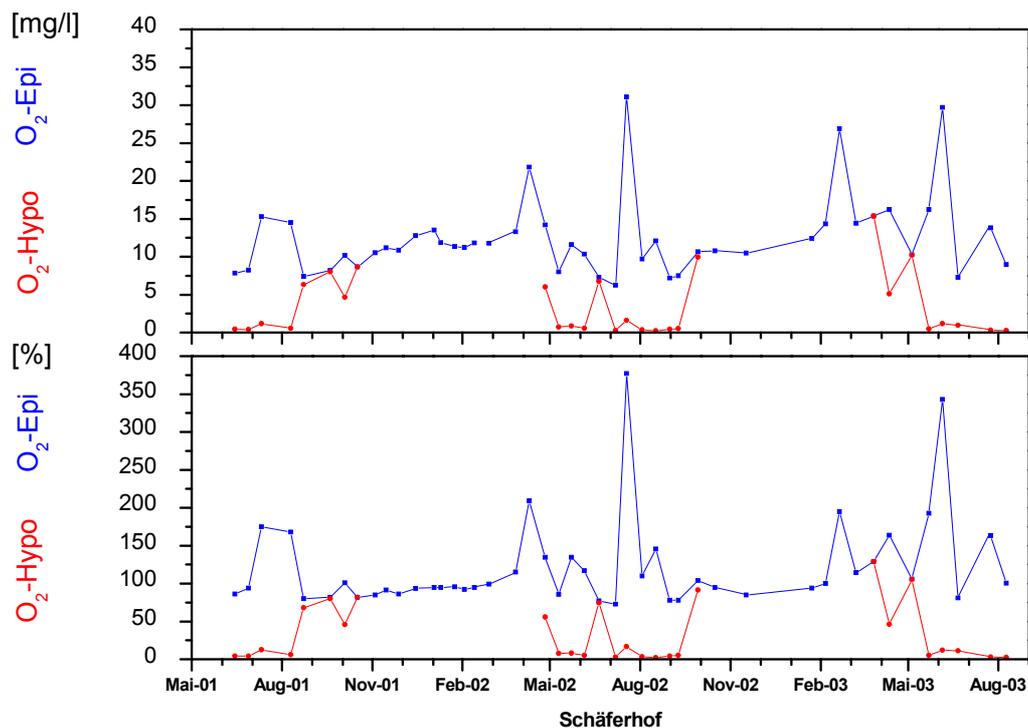


Abbildung 13: Epi- und hypolimnische Sauerstoffparameter des Gewässers Schäferhof

3.2.3.3 Hakenwerder

Abbildung 14 zeigt die Sauerstoffparameter des Gewässers Hakenwerder. Das Gewässer Hakenwerder zeigte im Verlauf der Untersuchung recht ausgewogene epilimnische Sauerstoffwerte um 100 % Sättigung mit kurzfristigen Übersättigungen. Die höchste Sättigung wurde mit 153,8 % am 30.07.2002 erfasst. In den Herbst- und Wintermonaten wurde eine leichte Untersättigung im Epilimnion gemessen. Während der Stagnationperioden kam es auch in diesem Gewässer zu einem hohen Sauerstoffdefizit im Hypolimnion. Im Untersuchungsjahr 2002 wurden zwischen dem 22.05.2002 und dem 21.09.2002 Konzentrationen unter 1 mg/l erfasst. Nur am 17.06.2002 konnte ein kurzzeitiger Anstieg der Sauerstoffkonzentration auf 3,07 mg/l verzeichnet werden (Abbildung 14).

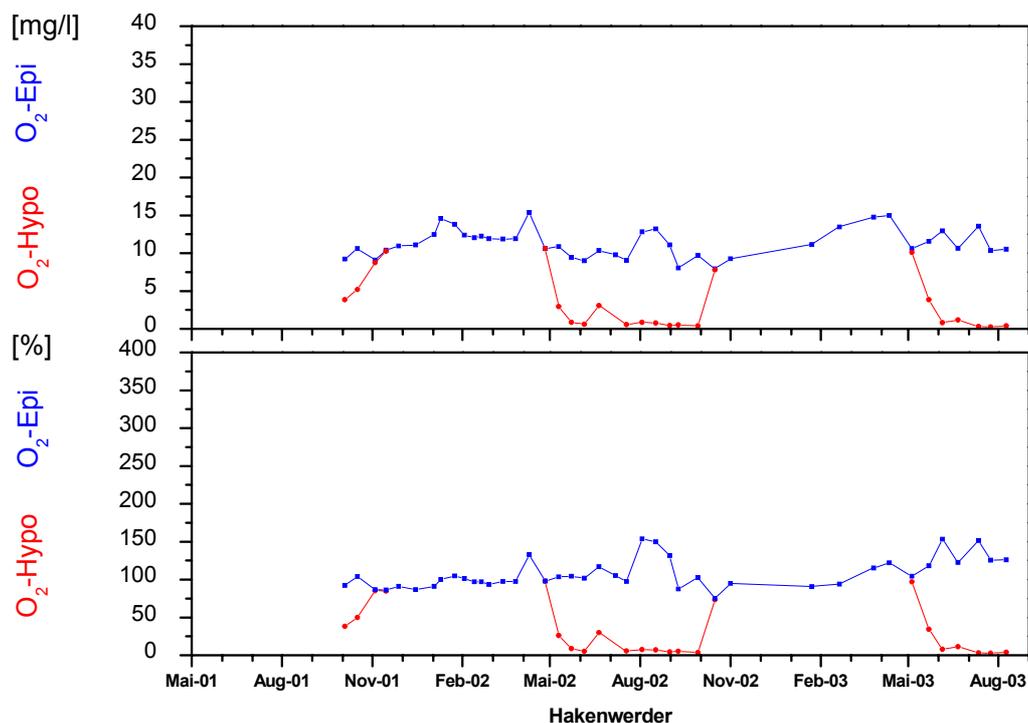


Abbildung 14: Epi- und hypolimnische Sauerstoffparameter des Gewässers Hakenwerder

3.2.3.4 Neelhof

Im Gewässer Neelhof wurden im Untersuchungszeitraum starke epilimnische Sauerstoffschwankungen beobachtet. In den Frühjahrs- und Sommermonaten wurden deutliche Sauerstoffübersättigungen mit bis zu 219 % am 17.04.2003 erfasst. Auffällig waren auch sehr geringe Sauerstoffwerte von 58 %, bzw. 50,5 % Sättigung während der herbstlichen Zirkulationsperioden im Jahr 2001 und 2002. Das Gewässer Neelhof zeigte im Zuge der jahreszeitlichen Erwärmung sehr schnell eine stabile Stratifikation des Wasserkörpers und eine, über den Zeitraum von mehreren Monaten andauernde, nahezu vollständige Anaerobie im Hypolimnion (Abbildung 15).

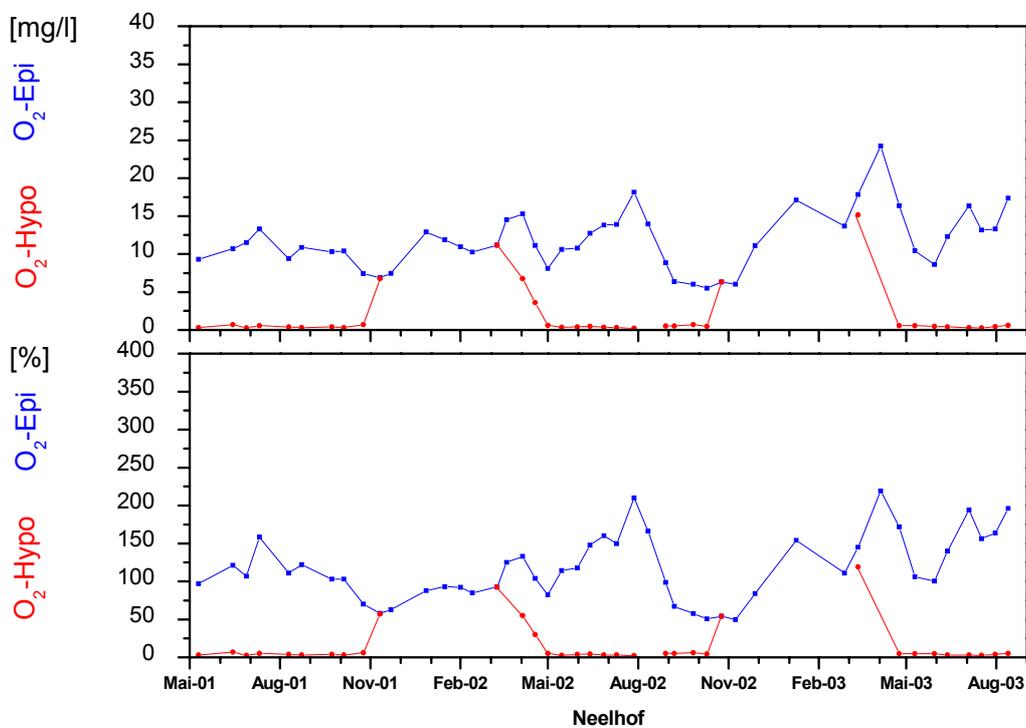


Abbildung 15: Epi- und hypolimnische Sauerstoffparameter des Gewässers Neelhof

3.2.3.5 Wilkenburg

Abbildung 16 zeigt die gemessenen Sauerstoffparameter des Gewässers Wilkenburg. Der Jahresgang zeigt einen ähnlichen Verlauf wie im Gewässer Neelhof (Abbildung 15). Während das epilimnische Sauerstoffhaushalt durch starke Sauerstoffschwankungen mit einer maximalen Konzentration von 22,5 mg/l (237 % Sättigung) am 16.07.2003 und einem Minimalwert von 5,01 mg/l (49,3 % Sättigung) während der Herbstzirkulation 2002 gekennzeichnet war, wurde im Hypolimnion in den Untersuchungsjahren 2001 und 2002 eine nahezu vollständige Sauerstoffzehrung zwischen den Monaten Mai und September erfasst. Im Untersuchungsjahr 2003 wurden ab dem 6.05.2003 bis zum Untersuchungsende am 25.08.2003 Konzentrationen unter 0,63 mg/l gemessen.

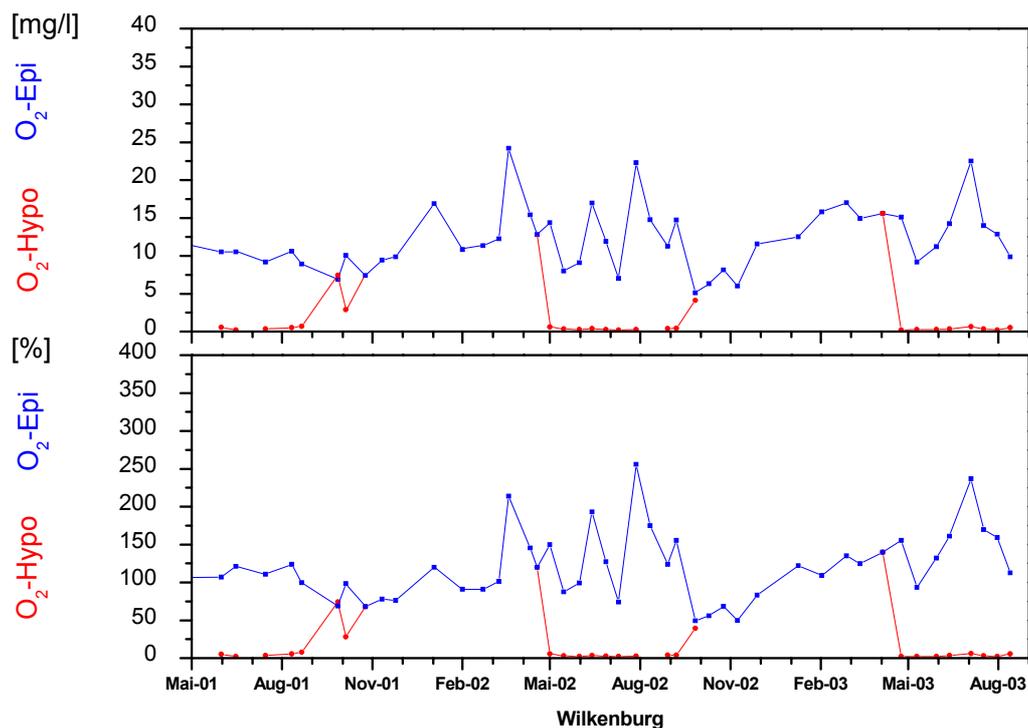


Abbildung 16: Epi- und hypolimnische Sauerstoffparameter des Gewässers Wilkenburg

3.2.3.6 Koldingen

Das Gewässer Koldingen zeigte im Untersuchungsverlauf einen recht ausgeglichenen epilimnischen Sauerstoffhaushalt. Nur am 1.04.2002 mit 158 % und am 16.07.2003 mit 153 % wurden O₂-Sättigungen über 150% erfasst (Abbildung 17). Die Stagnationsperioden waren im Vergleich zu den übrigen UntersuchungsGewässern kürzer und während der Sommerstagnation 2002 wurde am 22.07.2002 eine Unterbrechung der Stratifikation mit einem Eintrag von Sauerstoff in das Tiefenwasser (100 %) beobachtet.

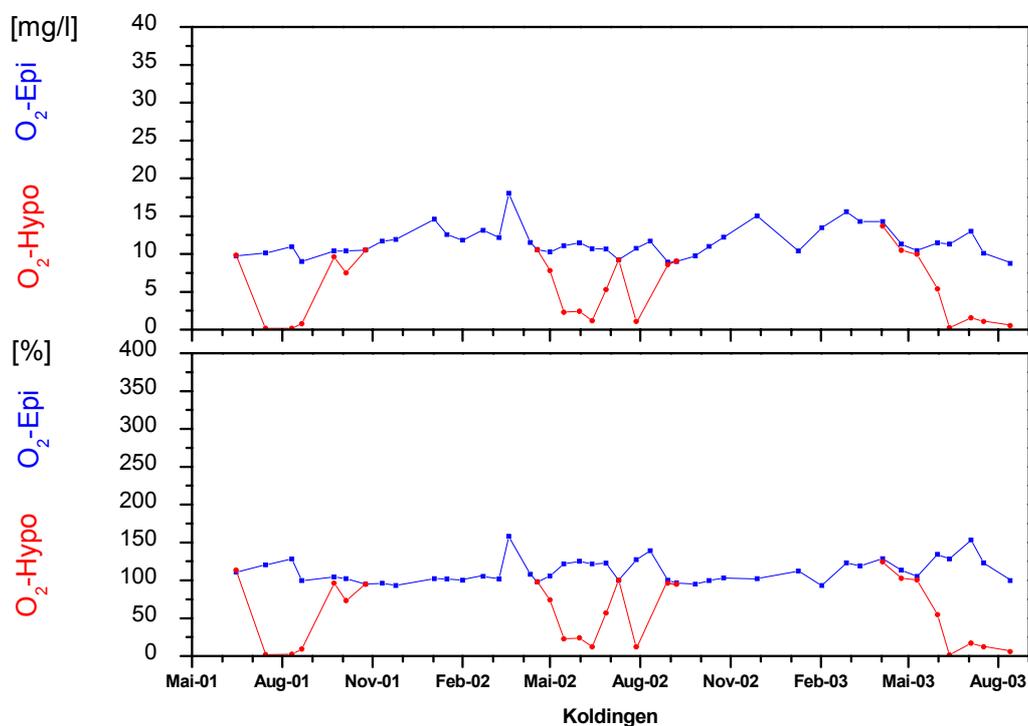


Abbildung 17: Epi- und hypolimnische Sauerstoffparameter des Gewässers Koldingen

3.2.4 pH-Wert

Die pH-Werte der UntersuchungsGewässer zeigten zum Teil deutliche Unterschiede, wobei in den Sommermonaten jeweils die höchsten und in den Herbst- und Wintermonaten die niedrigsten Werte erfasst wurden (Abbildung 18). Während das Gewässer Koldingen im Verlauf der Untersuchung einen recht ausgeglichenen Verlauf der Wasserstoffionenkonzentration um pH 8 zeigte, wurden in den restlichen Untersu-

chungsgewässern deutliche pH-Wert Schwankungen erfasst. Insbesondere im Gewässer Neelhof wurden mit pH 10,3 am 9.08.2002 und pH 10,0 am 23.08.2002 sehr hohe Werte verzeichnet. Auffällig war auch der mit pH 6,6 sehr niedrige Wert während der Herbstzirkulation 2002. Die Gewässer Marklohe, Schäferhof und Hakenwerder zeigten im Verlauf der Untersuchung ähnliche Messwerte mit Höchstwerten von pH 9,5 (Marklohe, Schäferhof) und pH 9,2 (Hakenwerder) am 30.07.2002. An dem darauf folgenden Probenstermin (9.08.2002) wurde der Höchstwert mit pH 9,2 im Gewässer Wilkenburg gemessen. Im Untersuchungsgewässer Koldingen wurde im Zeitraum der Untersuchung keine Erhöhung des pH-Wertes über pH 9 beobachtet. Der maximale Wert (pH 8,8) wurde am 16.07.2003 verzeichnet.

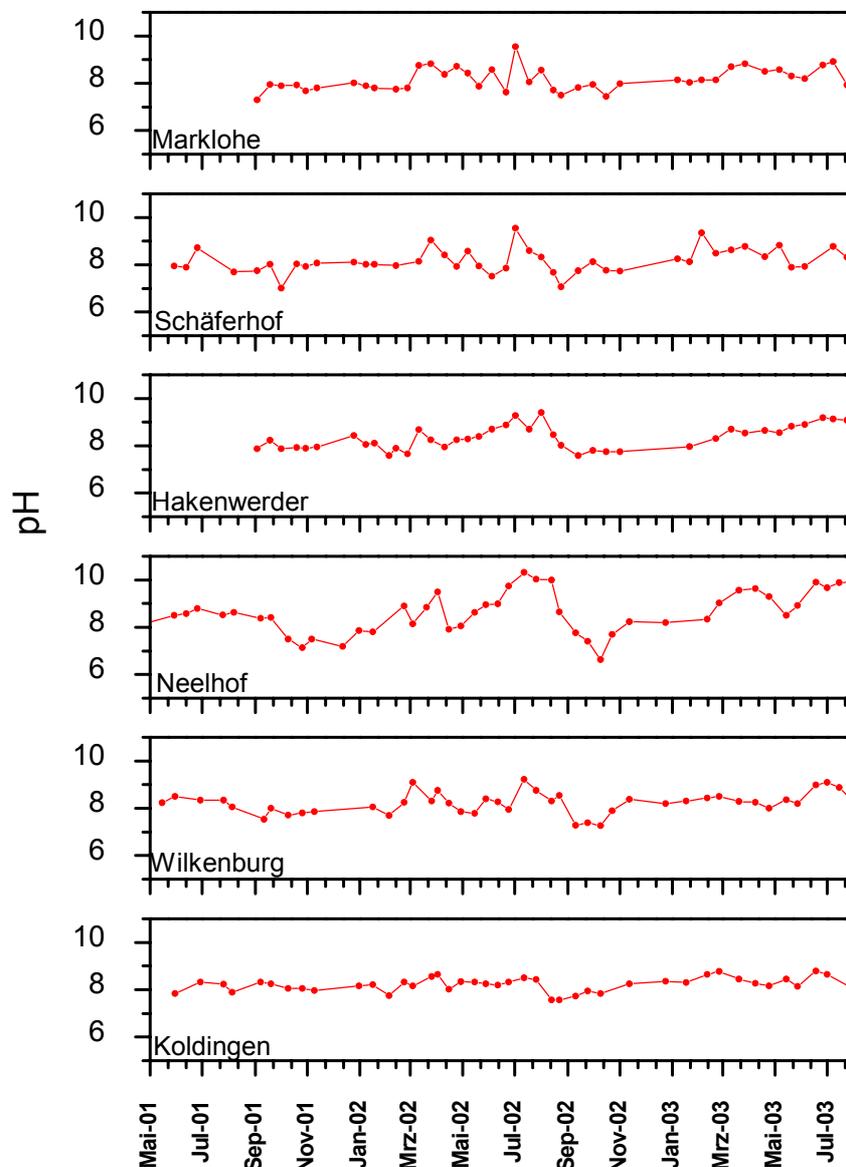


Abbildung 18: Epilimnische pH-Werte der Untersuchungsgewässer

3.2.5 Leitfähigkeit

Die elektrische Leitfähigkeit ist ein unspezifischer Summenparameter, der alle im Wasserkörper befindlichen Ionen erfasst. Aufgrund der erhöhten Ionenfracht der Weser (FGG Weser 2003 mdl., ARGE Weser 1996) dient dieser Messparameter als Maß für den Einfluss des Fließgewässers auf die Untersuchungsgewässer der Weseraue.

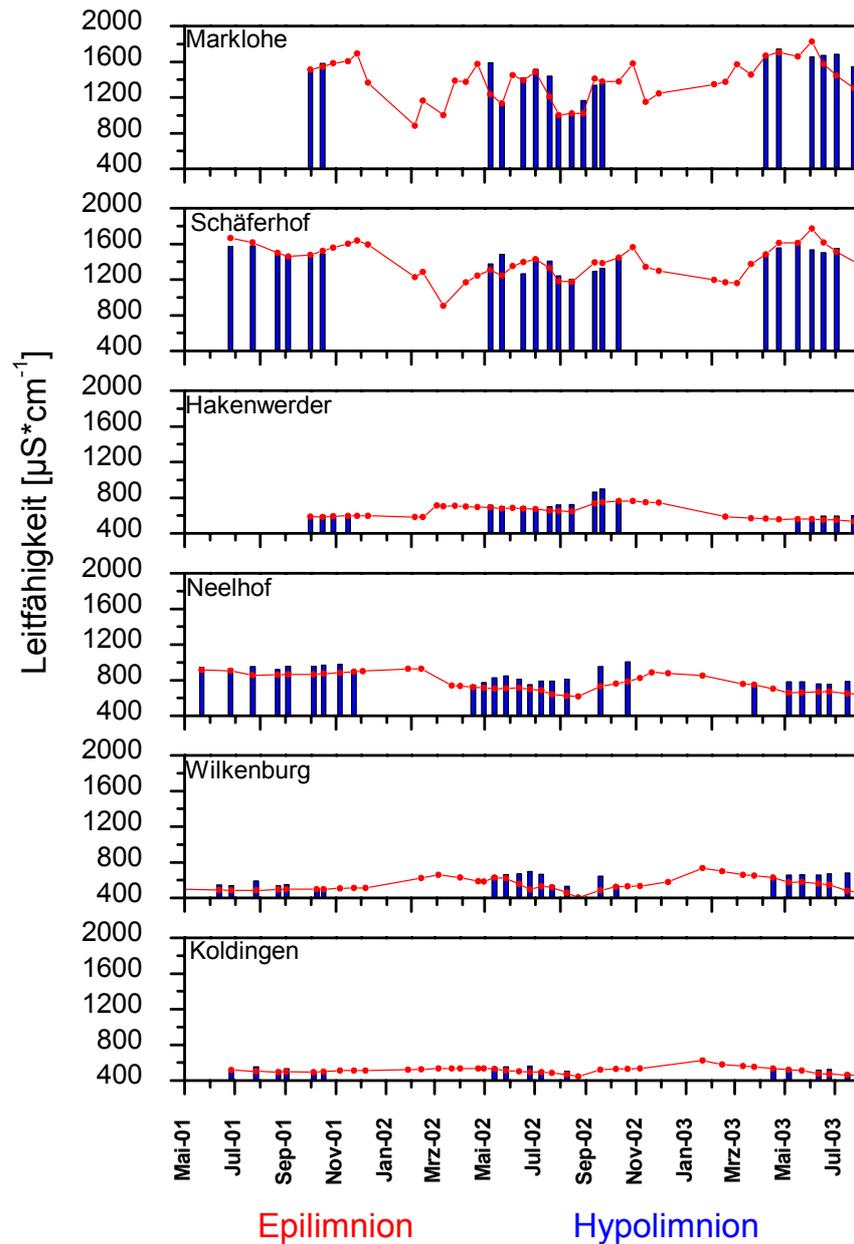


Abbildung 19: Leitfähigkeiten der Untersuchungsgewässer

Die während der Stagnationsperioden erfassten hypolimnischen Werte dienen als Hinweis auf ein „internal loading“ in den Untersuchungsgewässern. Abbildung 19 zeigt deutlich erhöhte epilimnische Leitfähigkeiten in den flussangebundenen Gewässern Marklohe und Schäferhof im Vergleich zu den restlichen Untersuchungs-gewässern ohne dauerhafte Anbindung. Während in den Gewässern Marklohe und Schäferhof im jahreszeitlichen Verlauf deutliche Schwankungen zwischen 883 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und 1827 $\mu\text{S}/\text{cm}$ zu beobachten waren, zeigten die Gewässer Hakenwerder, Neelhof, Wilkenburg und Koldingen nur eine geringe Schwankungsbreite, wobei im Gewässer Koldingen mit 440 $\mu\text{S}/\text{cm}$ am 25.08.2003 die niedrigste Leitfähigkeit gemessen wurde (Abbildung 19). Mit einer mittleren Leitfähigkeit im Untersuchungszeitraum von 1384 $\mu\text{S}/\text{cm}$, bzw. 1402 $\mu\text{S}/\text{cm}$ wurden in den angebundenen Gewässern Marklohe und Schäferhof deutlich höhere Werte als in den restlichen Untersuchungs-gewässern Hakenwerder (637 $\mu\text{S}/\text{cm}$) Neelhof (767 $\mu\text{S}/\text{cm}$), Wilkenburg (546 $\mu\text{S}/\text{cm}$) und Koldingen (512 $\mu\text{S}/\text{cm}$) erfasst. Bei bestehender Stratifikation waren die gemessenen hypolimnischen Werte in den nicht dauerhaft an das Fließgewässer ange-bundenen Untersuchungs-gewässern stets höher als im Epilimnion.

3.3 Laboruntersuchungen zur Wasserchemie

3.3.1 Phosphor

Die Phosphorkonzentration, speziell die des pflanzenverfügbaren, gelösten Orthophosphates (**S**oluble **R**eactive **P**hosphorus) gilt häufig als limitierender Faktor für die Primärproduktion (SOMMER 1994), und die Konzentration an Gesamtphosphat (**T**otal **P**hosphorus) wird vielfach zur Trophieindikation und Bewertung von stehenden Gewässern herangezogen (VOLLENWEIDER 1982). Für flussnahe und dauerhaft angebundene Abgrabungsgewässer ist eine Bewertung nach diesen Kriterien oft nicht möglich, da der Stoffhaushalt und die Trophie stark vom Fließgewässer geprägt werden (LAWA 1998). Während im Epilimnion die Phosphatkonzentration im Wesentlichen durch den Stoffwechsel der Organismen, durch die Adsorption an partikulärem Material und durch die Ausbildung von unlöslichen Komplexen (z.B. mit Eisen) beeinflusst wird, ist die Phosphorkonzentration im Hypolimnion stark von den herrschenden Sauerstoffverhältnissen abhängig. Bei reduzierenden Bedingungen kommt es zur Rücklösung des im Sediment deponierten Phosphors (internal loading) und somit

zu einer Anreicherung von Phosphat im Hypolimnion (FREVERT 1980, HUPFER 1993, BRAUNE 2001).

3.3.1.1 Marklohe

Das Gewässer Marklohe zeigte im Untersuchungszeitraum starke Schwankungen der gemessenen P-Fractionen SRP und TP. Im Untersuchungszeitraum wurde eine durchschnittliche epilimnische SRP-Konzentration von 0,08 mg/l und eine hypolimnische SRP-Konzentration von 0,41 mg/l gemessen. Für den Messparameter Gesamtphosphat (TP) wurde im Epilimnion eine mittlere Konzentration von 0,13 mg/l und im Hypolimnion eine Konzentration von 0,54 mg/l bestimmt. Am 16.07.2002 wurde im Epilimnion mit 0,27 mg/l die maximale SRP-Konzentration erfasst. Die höchste TP-Konzentration lag an diesem Termin mit 0,31 mg/l nur geringfügig höher (Abbildung 20). Der Verlauf der hypolimnischen Messwerte zeigt besonders zum Ende der Untersuchung im Jahr 2003 hohe Phosphorkonzentrationen mit bis zu 2,25 mg/l Gesamtphosphor (TP) und 1,88 mg/l Orthophosphat (SRP) und deutet auf eine hohe Rücklösung von Phosphor an der Sediment-Wassergrenze hin. In den Untersuchungsjahren 2001 und 2002 waren die gemessenen Phosphorkonzentrationen im Hypolimnion deutlich geringer. Während der Stagnationsperiode im Jahr 2002 wurden maximal 0,82 mg/l TP und 0,29 mg/l SRP (29.08.2002) verzeichnet.

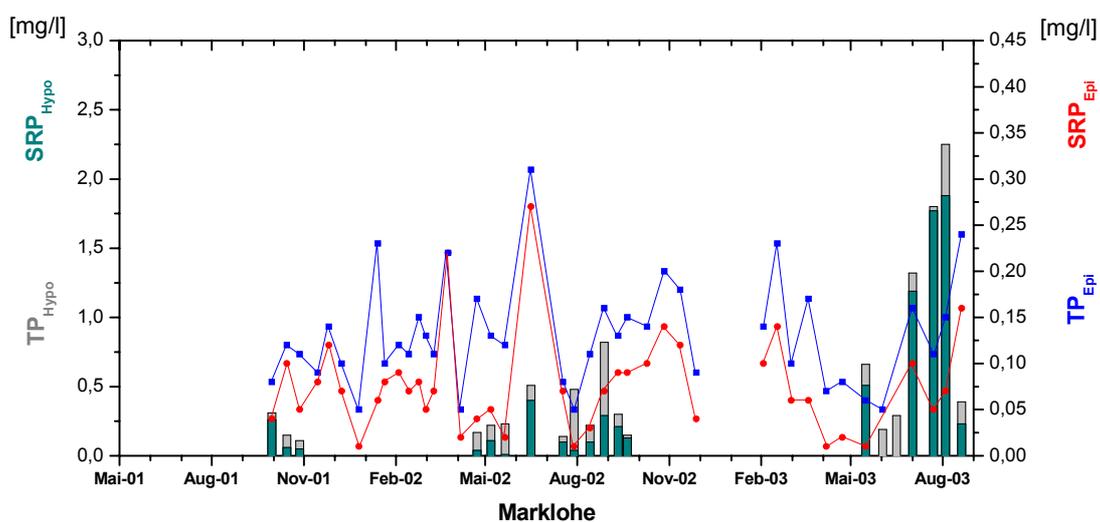


Abbildung 20: Epi- und hypolimnische SRP- und TP-Konzentrationen des Gewässers Marklohe

3.3.1.2 Schäferhof

Im Untersuchungsgewässer Schäferhof wurde im Zeitraum der Untersuchung im Epilimnion eine mittlere SRP-Konzentration von 0,08 mg/l bei einer mittleren TP-Konzentration von 0,13 mg/l erfasst. Im Hypolimnion wurde eine mittlere Konzentration von 0,55 mg/l (SRP), bzw. 0,78 mg/l (TP) verzeichnet.

Am 13.11.2002 und am 21.03.2003 wurden mit 0,27 mg/l und mit 0,29 mg/l hohe epilimnische SRP-Konzentrationen festgestellt. Die TP-Konzentrationen lagen an diesen Terminen bei 0,35 mg/l und 0,41 mg/l. Im Vergleich zum Gewässer Marklohe wurden im Hypolimnion zum Teil deutlich höhere SRP- und TP-Konzentrationen gemessen (Abbildung 21). Zum Ende der Stagnationsperiode 2002 wurde eine SRP-Konzentration von 1,65 mg/l erfasst. Die gemessene TP-Konzentration von 2,68 mg/l lag nur geringfügig unter dem am 21.08.2003 gemessenen Höchstwert von 2,69 mg/l.

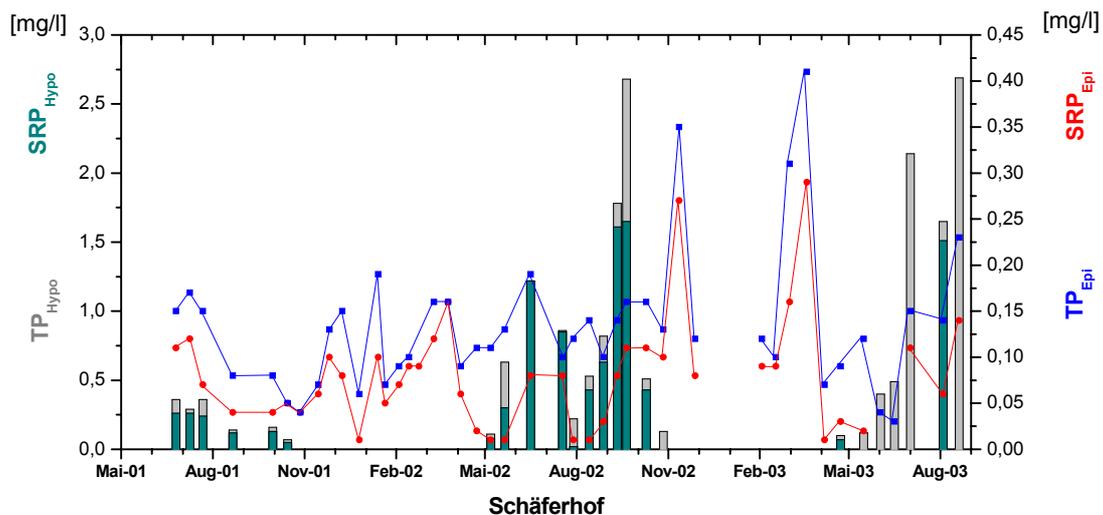


Abbildung 21: Epi- und hypolimnische SRP- und TP-Konzentrationen des Gewässers Schäferhof

3.3.1.3 Hakenwerder

Im Gewässer Hakenwerder wurden besonders in den Winter- und Frühjahrsmonaten hohe Phosphorkonzentrationen im Epilimnion erfasst (Abbildung 22). Die mittlere SRP-Konzentration von 0,02 mg/l und die mittlere TP-Konzentration von 0,05 mg/l lagen aber deutlich unter den Werten der flussangebundenen Gewässer Marklohe und Schäferhof (vgl. 3.3.1.1 & 3.3.1.2). Am 15.01.2002 und am 13.11.2002 wurden mit 0,26 mg/l und 0,29 mg/l die Höchstwerte (TP) in diesem Gewässer verzeichnet. Die SRP-Konzentration lag über weite Bereiche der Untersuchung unter der Nachweisgrenze. Die höchste SRP-Konzentration mit 0,2 mg/l wurde am 13.11.2002 gemessen.

Die mittleren hypolimnischen Phosphorkonzentrationen lagen mit 0,16 mg/l (SRP) und 0,22 mg/l (TP) auch deutlich unter den Werten der Gewässer Marklohe und Schäferhof. Am 8.10.2002 wurden gegen Ende der Stagnation die Höchstwerte im Gewässer Hakenwerder mit einer SRP-Konzentration von 1,02 mg/l und einer TP-Konzentration von 1,56 mg/l erfasst.

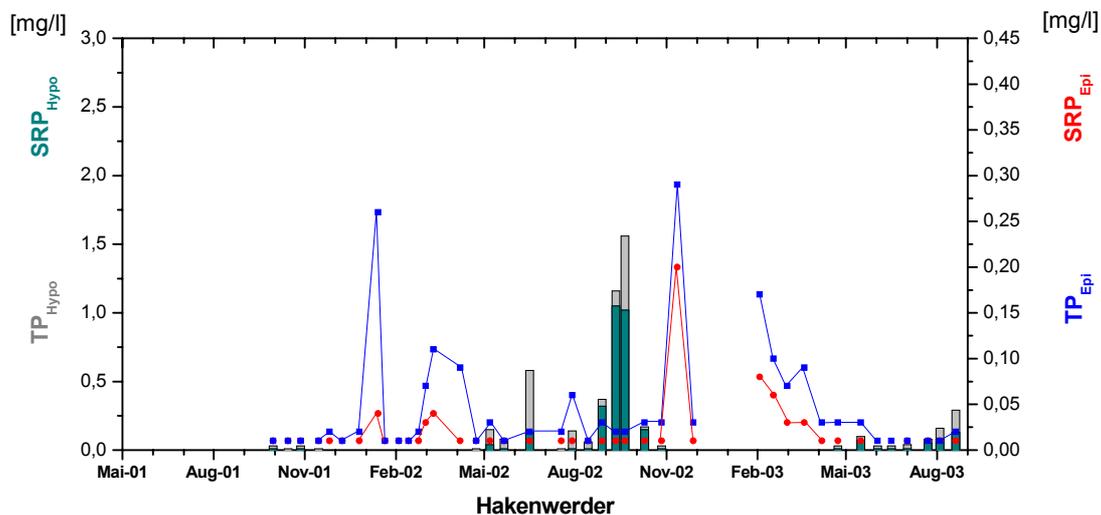


Abbildung 22: Epi- und hypolimnische SRP- und TP-Konzentrationen des Gewässers Hakenwerder

3.3.1.4 Neelhof

Der Phosphorhaushalt des Gewässers Neelhof ist durch starke Schwankungen der epilimnischen Phosphorwerte und sehr hohe SRP- und TP-Konzentrationen während der Stagnationsperioden im Hypolimnion gekennzeichnet (Abbildung 23). Während die SRP-Konzentration im Epilimnion nach hohen Winter- und Frühjahrswerten im weiteren Verlauf der Vegetationsperiode sankt, zeigten die TP-Werte starke Differenzen zwischen Werten unter der Nachweisgrenze (9.07.2002) und einer maximalen Konzentration von 0,35 mg/l am 10.12.2002. Die mittlere SRP-Konzentration von 0,05 mg/l und die mittlere TP-Konzentration von 0,11 mg/l im Epilimnion waren deutlich höher als die Werte der restlichen, nicht angebundnen Gewässer Hakenwerder, Wilkenburg und Koldingen (vgl. 3.3.1.3, 3.3.1.5, 3.3.1.6)

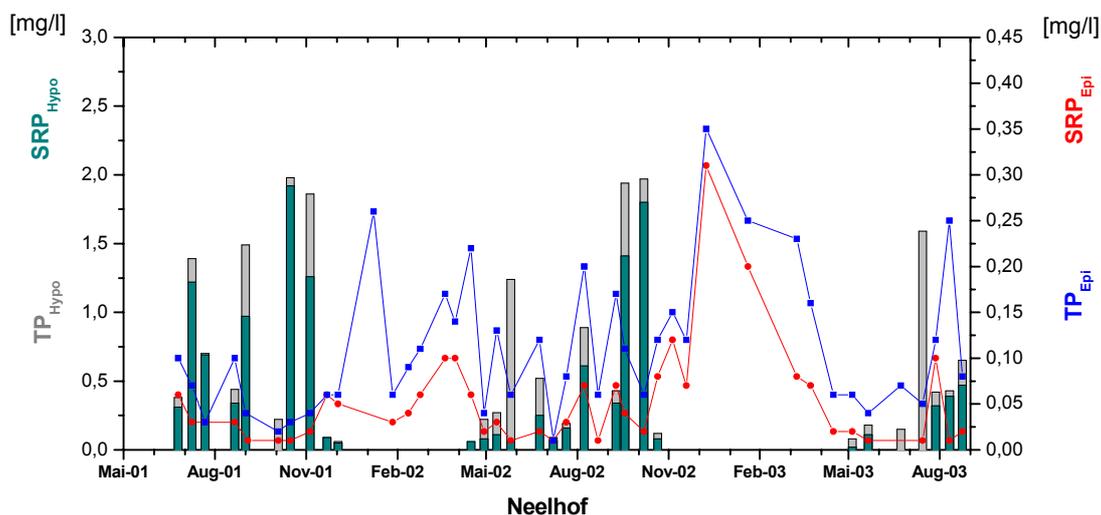


Abbildung 23: Epi- und hypolimnische SRP- und TP-Konzentrationen des Gewässers Neelhof

Die während der Stagnationsperioden im Hypolimnion gemessenen Phosphorkonzentrationen deuten auf ein hohes „internal loading“ in diesem Untersuchungs-gewässer hin. In den Sommermonaten 2001 wurden SRP-Konzentrationen bis 1,92 mg/l und im Jahr 2002 Konzentrationen bis 1,97 mg/l erfasst (Abbildung 23). Mit 0,51 mg/l (SRP) und 0,71 mg/l (TP) lagen die mittleren Phosphorkonzentrationen im Hypolimnion nur leicht unter den Werten des Gewässers Schäferhof (vgl. 3.3.1.2).

3.3.1.5 Wilkenburg

Der Phosphorhaushalt des Gewässers Wilkenburg war im Untersuchungsverlauf ebenfalls durch starke epilimnische Konzentrationschwankungen von SRP und TP geprägt (Abbildung 24). Im Epilimnion wurde im Untersuchungszeitraum eine mittlere SRP-Konzentration von 0,03 mg/l und eine mittlere TP-Konzentration von 0,08 mg/l bestimmt. Die maximale SRP-Konzentration von 0,23 mg/l wurde am 22.07.2002 gemessen. Im Jahr 2001 wurde zwischen dem 23.8. und 10.12.2001, im Jahr 2002 zwischen dem 6.05. und 9.07.2002 und im Jahr 2003 zwischen dem 25.03. und dem 25.08.2003 die Nachweisgrenze von 0,02 mg/l über einen längeren Zeitraum hinweg unterschritten. Im Hypolimnion wurde besonders während der Stagnationperiode im Jahr 2002 eine Anreicherung von Phosphor beobachtet (Abbildung 24). Als mittlere SRP-Konzentration wurde im Hypolimnion ein Wert von 0,36 mg/l gemessen. Die durchschnittliche Gesamtphosphorkonzentration lag mit 0,38 mg/l nur geringfügig höher. Die maximale SRP-Konzentration von 1,03 mg/l und die maximale TP-Konzentration von 2,27 mg/l wurden während der sommerlichen Stagnationperiode im Jahr 2002 erfasst.

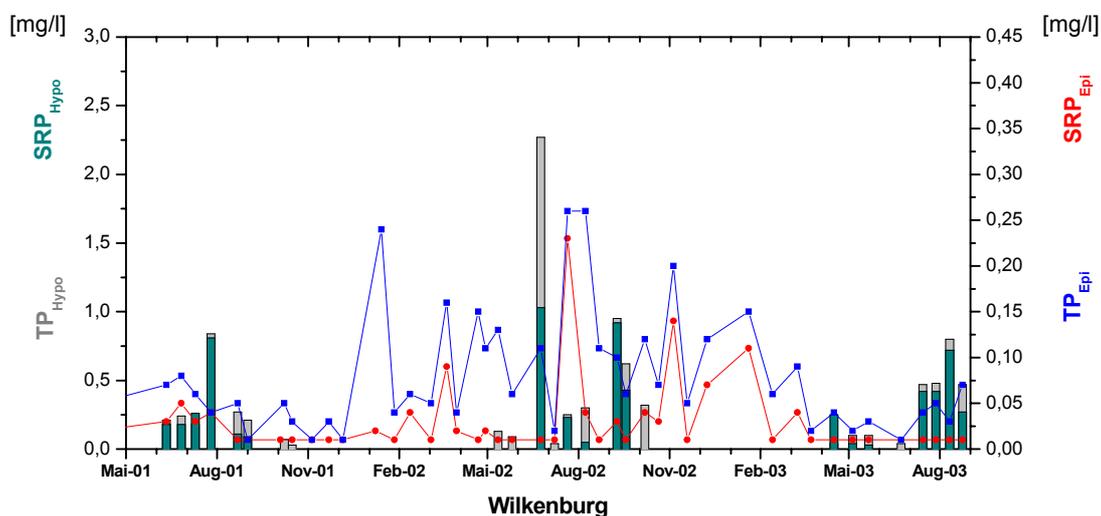


Abbildung 24: Epi- und hypolimnische SRP- und TP-Konzentrationen des Gewässers Wilkenburg

3.3.1.6 Koldingen

Im Gewässer Koldingen wurde im Epilimnion nur an fünf Probesterminen gelöstes Orthophosphat (SRP) über der Nachweisgrenze von 0,02 mg/l erfasst. Zu Beginn der Beprobung am 27.06.2001 und am 11.07.2001 wurden 0,04 mg/l gemessen. Am darauf folgenden Untersuchungstermin (27.07.2001) wurde ein Wert von 0,06 mg/l verzeichnet. Der Höchstwert von 0,08 mg/l wurde am 21.01.2003 erfasst. Die epilimnischen TP-Konzentrationen waren erwartungsgemäß stets höher als die SRP-Konzentrationen, wobei die höchsten Konzentrationen im Frühjahr 2002 (0,28 mg/l) und 2003 (0,14 mg/l) gemessen wurden (Abbildung 25). Als mittlere TP-Konzentration wurde ein Wert von 0,04 mg/l bestimmt. Im Hypolimnion wurde im Vergleich zu den restlichen Untersuchungsgewässern nur eine geringe Rücklösung von Phosphor (internal loading) beobachtet. Auch die mittleren P-Konzentrationen waren mit 0,05 mg/l (SRP) und 0,07 mg/l (TP) im Vergleich zu den restlichen Untersuchungsgewässern deutlich niedriger. Der Höchstwert von SRP im Hypolimnion wurde am 27.07.2001 mit 0,09 mg/l gemessen (Abbildung 25). Die höchste hypolimnische TP-Konzentration wurde mit 0,3 mg/l am 25.08.2003 erfasst.

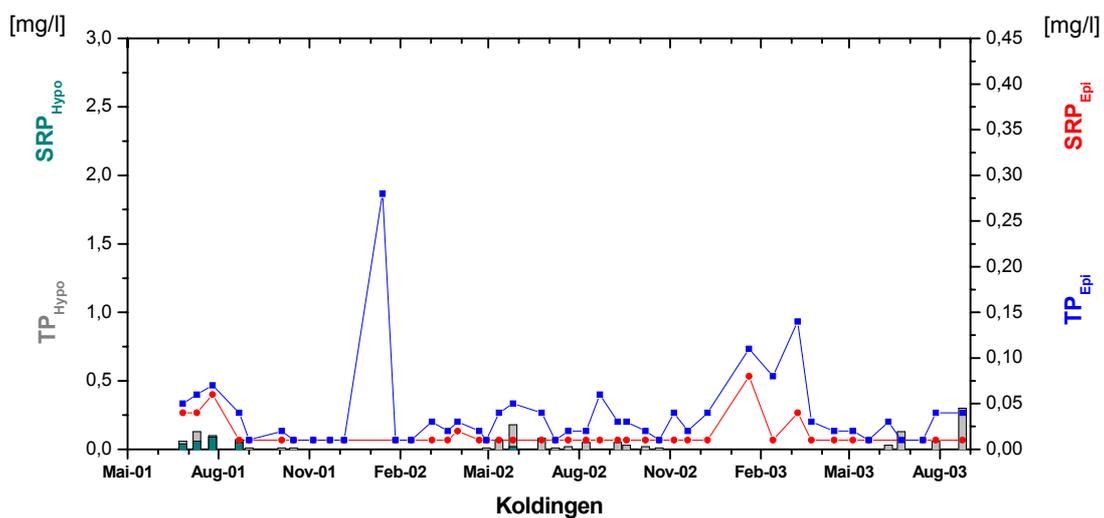


Abbildung 25: Epi- und hypolimnische SRP- und TP-Konzentrationen des Gewässers Koldingen

3.3.2 Stickstoff

Neben Phosphor ist Stickstoff in Form von Ammonium, Nitrit und Nitrat der wichtigste Nährstoff der photoautotrophen Pflanzen (KOHL, E. G. & NICKLISCH, A. 1988). In den Untersuchungsgewässern wurden deutliche Unterschiede bei den epi- und hypolimnischen Stickstoffparametern erfasst. Bei bestehender Stratifikation kommt es besonders in eutrophen Gewässern zu einer Anreicherung von Ammonium im Hypolimnion, da der als **PON** (**P**articulate **O**rganic **N**itrogen) im Sediment deponierte Stickstoff unter anaeroben Bedingungen zu Ammonium umgesetzt wird und sich im Wasser anreichert. In Tabelle 3 sind die maximalen hypolimnischen Ammoniumkonzentrationen im Untersuchungszeitraum dargestellt.

Tabelle 3: Maximale hypolimnische Ammoniumkonzentrationen (NH₄-N mg/l) im Untersuchungszeitraum

	Marklohe	Schäferhof	Hakenwerder	Neelhof	Wilkenburg	Koldingen
2001	-*	-*	-*	3,30	2,11	0,60
2002	1,66	2,74	2,82	3,18	3,21	0,22
2003**	2,67	5,44	0,97	2,14	2,37	2,01

* erste Probennahme erfolgte erst nach der Herbstzirkulation

** Beprobung bis September 2003

Insbesondere in den flussnahen Untersuchungsgewässern wurden sehr hohe Ammoniumkonzentrationen im Hypolimnion erfasst. Der Höchstwert von 5,44 mg/l wurde während der Hitzeperiode im Sommer 2003 im Gewässer Schäferhof gemessen. Im Gewässer Koldingen wurden in den Untersuchungsjahren 2001 und 2002 vergleichsweise niedrige Werte von 0,6 mg/l und 0,22 mg/l verzeichnet. Im Jahr 2003 wurde auch hier mit 2,01 mg/l ein relativ hoher Wert gemessen.

In den folgenden Abschnitten werden die epilimnischen Stickstoffparameter der einzelnen Untersuchungsgewässer vorgestellt.

3.3.2.1 Marklohe

Abbildung 26 zeigt die Stickstoffwerte des Untersuchungsgewässers Marklohe. Auffällig ist ein deutlicher Jahresgang mit niedrigen Nitratkonzentrationen in den Sommer- und Herbstmonaten (1,15 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$ am 16.10.2002 und 1,47 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$ am 21.08.2003) und erhöhten Konzentrationen in den Winter- und Frühjahrsmonaten (4,25 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$ am 5.02.2002 und 5,8 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$ am 21.03.2003). Die mittlere Nitratkonzentration während der Untersuchung betrug 3,24 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$.

Die gemessenen Ammoniumkonzentrationen zeigen in etwa einen gegenläufigen Verlauf mit hohen Konzentrationen im Sommer mit bis zu 0,35 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$ am 21.08.2003 und niedrigen Werten in den Wintermonaten bei einem Durchschnittswert von 0,09 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$.

Erhöhte Nitritkonzentrationen wurden nur am 29.08.2002 mit 0,26 mg/l $\text{NO}_2\text{-N}$ und am 4.03.2003 mit 0,2 mg/l $\text{NO}_2\text{-N}$ erfasst (Abbildung 26).

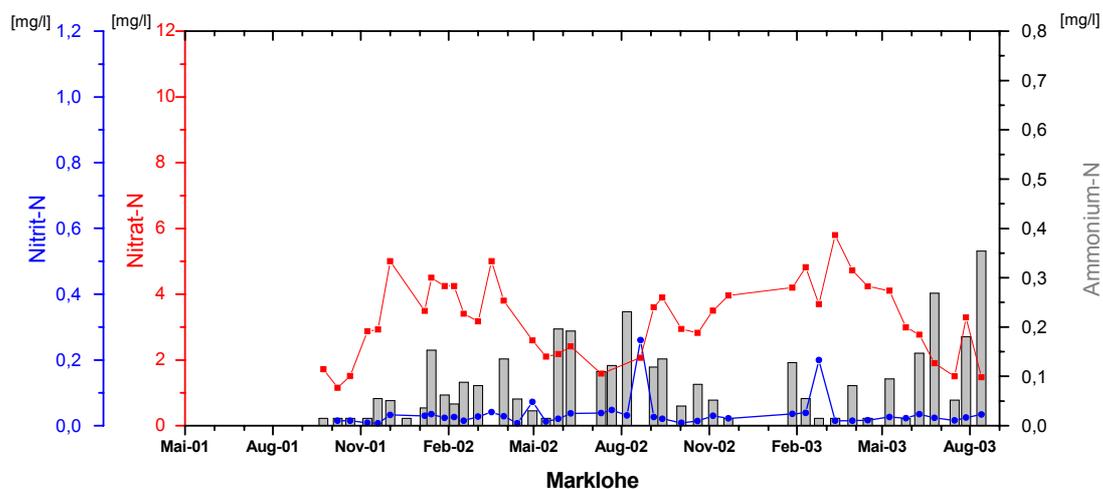


Abbildung 26: Epilimnische Stickstoffparameter des Untersuchungsgewässers Marklohe

3.3.2.2 Schäferhof

Das Gewässer Schäferhof zeigt mit dem Gewässer Marklohe vergleichbare Konzentrationen der Stickstoffparameter Nitrat und Ammonium. Es wurde eine maximale Konzentration von 5,4 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$ am 21.03.2003 erfasst. Die mittlere Nitratkonzentration betrug im Untersuchungsgewässer Schäferhof 3,0 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$.

Die höchste Ammoniumkonzentration wurde mit 0,45 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$ am 3.07.2003 gemessen. Die durchschnittliche Ammoniumkonzentration betrug 0,09 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$. Nitrit konnte nur in geringen Konzentrationen mit einem Höchstwert von 0,08 mg/l $\text{NO}_2\text{-N}$ am 8.05.2002 nachgewiesen werden.

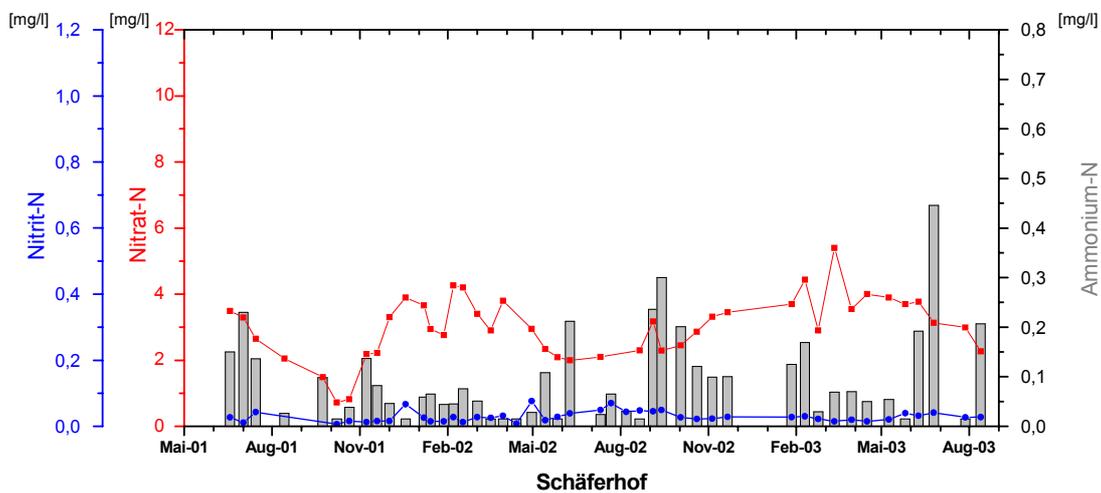


Abbildung 27: Epilimnische Stickstoffparameter des Untersuchungsgewässers Schäferhof

3.3.2.3 Hakenwerder

Das Gewässer Hakenwerder zeigte besonders im Frühjahr 2003 mit 8.5 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$ (21.03.2003) eine vergleichsmäßig hohe Nitratkonzentration. Die mittlere Konzentration von 1,82 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$ war aber deutlich geringer als in den Gewässern Marklohe und Schäferhof. Die höchste Ammoniumkonzentration von 0,24 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$ wurde am 11.10.2002 gemessen. Die mittlere Ammoniumkonzentration betrug im Untersuchungszeitraum 0,05 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$. Nitrit konnte in leicht erhöhten Konzentrationen am 27.12.2001 und am 22.04.2002 (0,08 mg/l $\text{NO}_2\text{-N}$) gemessen werden. Der Höchstwert von 0,11 mg/l $\text{NO}_2\text{-N}$ wurde am 4.03.2003 erfasst.

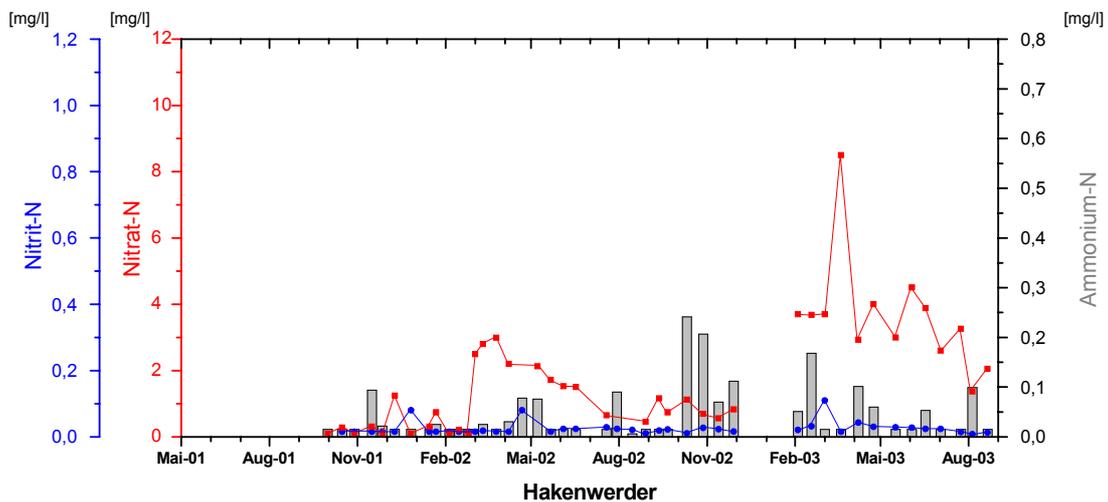


Abbildung 28: Epilimnische Stickstoffparameter des Untersuchungsgewässers Hakenwerder

3.3.2.4 Neelhof

Im Gewässer Neelhof wurden die höchsten Nitratkonzentrationen in den Frühjahrsmonaten und die niedrigsten in den Herbstmonaten erfasst (Abbildung 29). Es wurden Nitratkonzentrationen zwischen 0,1 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$ am 22.08.2001 und 6,2 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$ am 25.03.2003 gemessen. Die mittlere Nitratkonzentration während der Untersuchung betrug 1,79 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$. Hohe Ammoniumkonzentrationen wurden im November 2002 gemessen. Die maximale Konzentration von 0,7 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$ wurde am 6.11.2002 erfasst. Die mittlere Ammoniumkonzentration betrug im Untersuchungszeitraum 0,12 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$.

Im Gewässer Neelhof wurden mit 0,5 mg/l $\text{NO}_2\text{-N}$ am 25.06.2002 und mit 0,8 mg/l $\text{NO}_2\text{-N}$ am 25.03.2003 deutlich erhöhte Nitritkonzentrationen nachgewiesen.

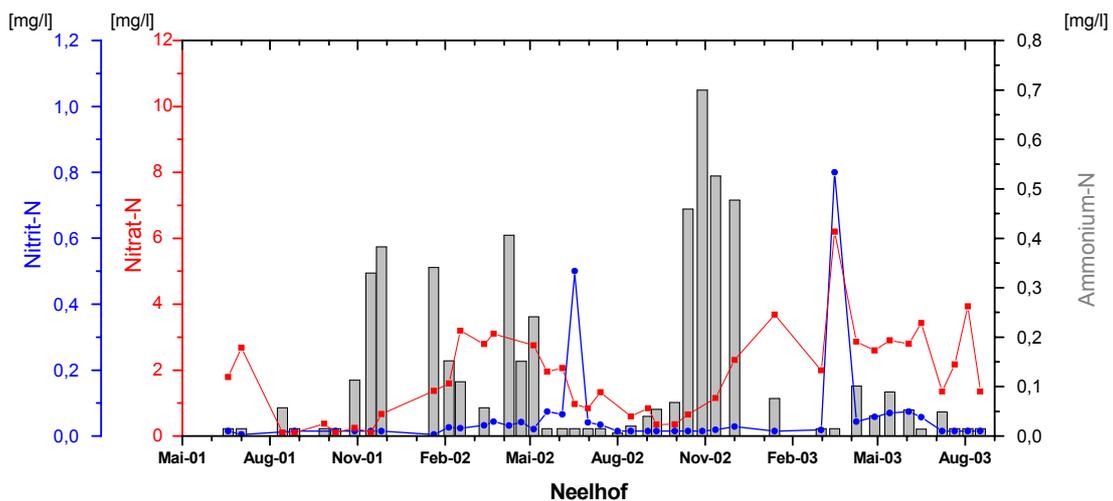


Abbildung 29: Epilimnische Stickstoffparameter des Untersuchungsgewässers Neelhof

3.3.2.5 Wilkenburg

Im Gewässer Wilkenburg wurde eine vergleichbare Dynamik der Stickstoff-Fractionen im Vergleich zum Gewässer Neelhof erfasst (Abbildung 30). Die höchsten Nitratwerte wurden jeweils im Frühjahr mit 4,99 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$ am 22.03.2002 und mit 6,8 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$ am 25.03.2002 gemessen. Die mittlere Nitratkonzentration betrug 2,14 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$. Die höchsten Ammoniumkonzentrationen wurden im November 2002 verzeichnet. Die maximale Konzentration von 0,6 mg/l wurde am 22.10.2002 gemessen. Die mittlere $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im Untersuchungszeitraum betrug 0,1 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$. Am 9.07.2002 und am 11.03.2003 wurden mit 0,29 mg/l $\text{NO}_2\text{-N}$, bzw. 0,17 mg/l $\text{NO}_2\text{-N}$ erhöhte Nitritkonzentrationen in diesem Gewässer erfasst.

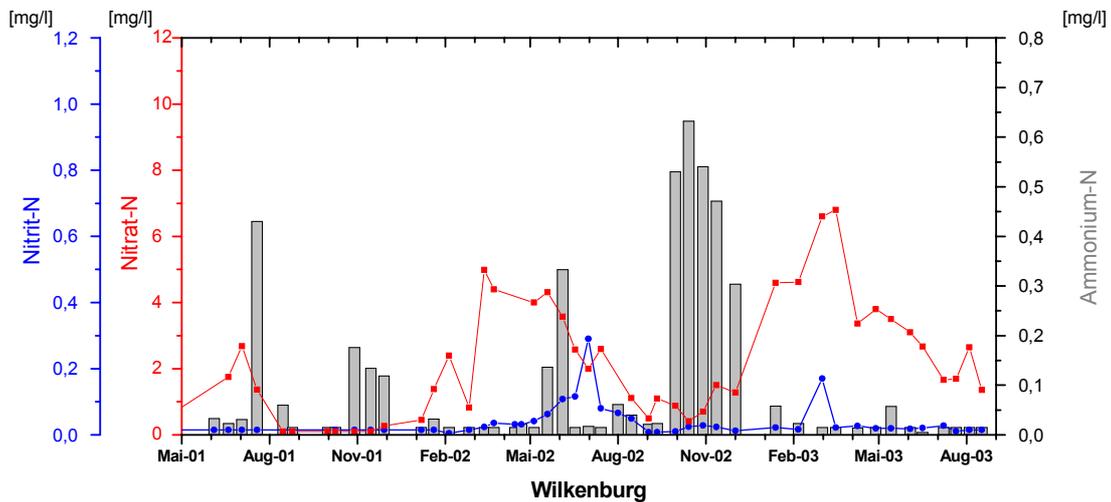


Abbildung 30: Epilimnische Stickstoffparameter des Untersuchungsgewässers Wilkenburg

3.3.2.6 Koldingen

Im Gewässer Koldingen wurde der höchste Nitrat-Wert aller Untersuchungsgewässer gemessen (Abbildung 31). Am 25.03.2003 wurde eine Konzentration von 10,8 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$ erfasst. Die mittlere Nitratkonzentration betrug im Zeitraum der Untersuchung 1,64 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$. Im gesamten Untersuchungszeitraum wurden nur geringe Ammoniumkonzentrationen bis zu einem maximalen Wert von 0,16 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$ am 14.02.2003 erfasst. Die durchschnittliche $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration betrug 0,03 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$. Eine deutlich erhöhte Nitritkonzentration wurde nur an einem Probenstermin (11.03.2003) mit einem Wert von 0,64 mg/l $\text{NO}_2\text{-N}$ nachgewiesen.

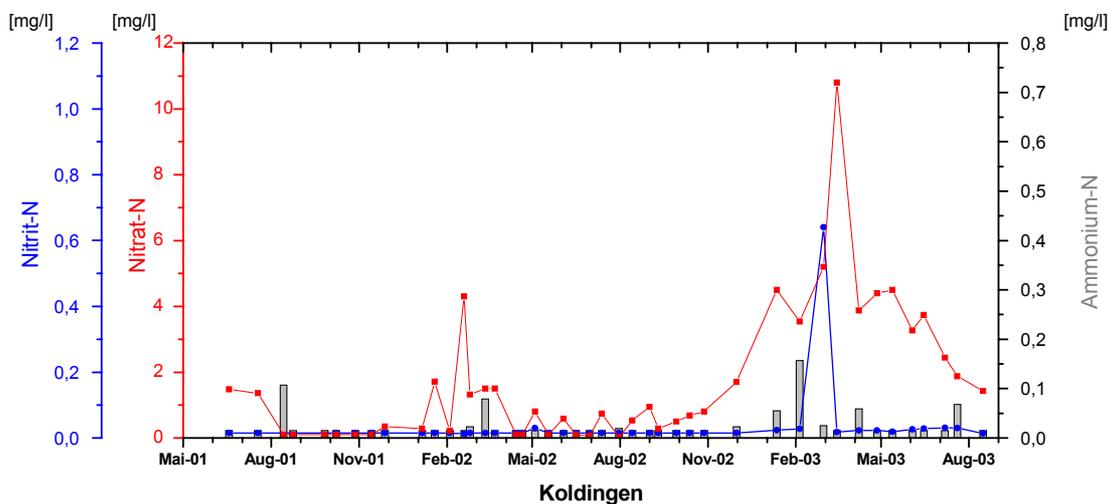


Abbildung 31: Epilimnische Stickstoffparameter des Untersuchungsgewässers Koldingen

3.3.3 Chlorophyll-a

Da zwischen Chlorophyll-a Konzentration und Phytoplanktonbiomasse eine lineare Beziehung besteht (NUSCH 1980), wird die Chlorophyll-a Bestimmung nach DIN 38412 T 16 häufig zur Abschätzung der Phytoplanktonbiomasse genutzt. Abbildung 32 zeigt die gemessenen Chlorophyll-a Konzentrationen in den Untersuchungsgewässern im Verlauf der Beprobung.

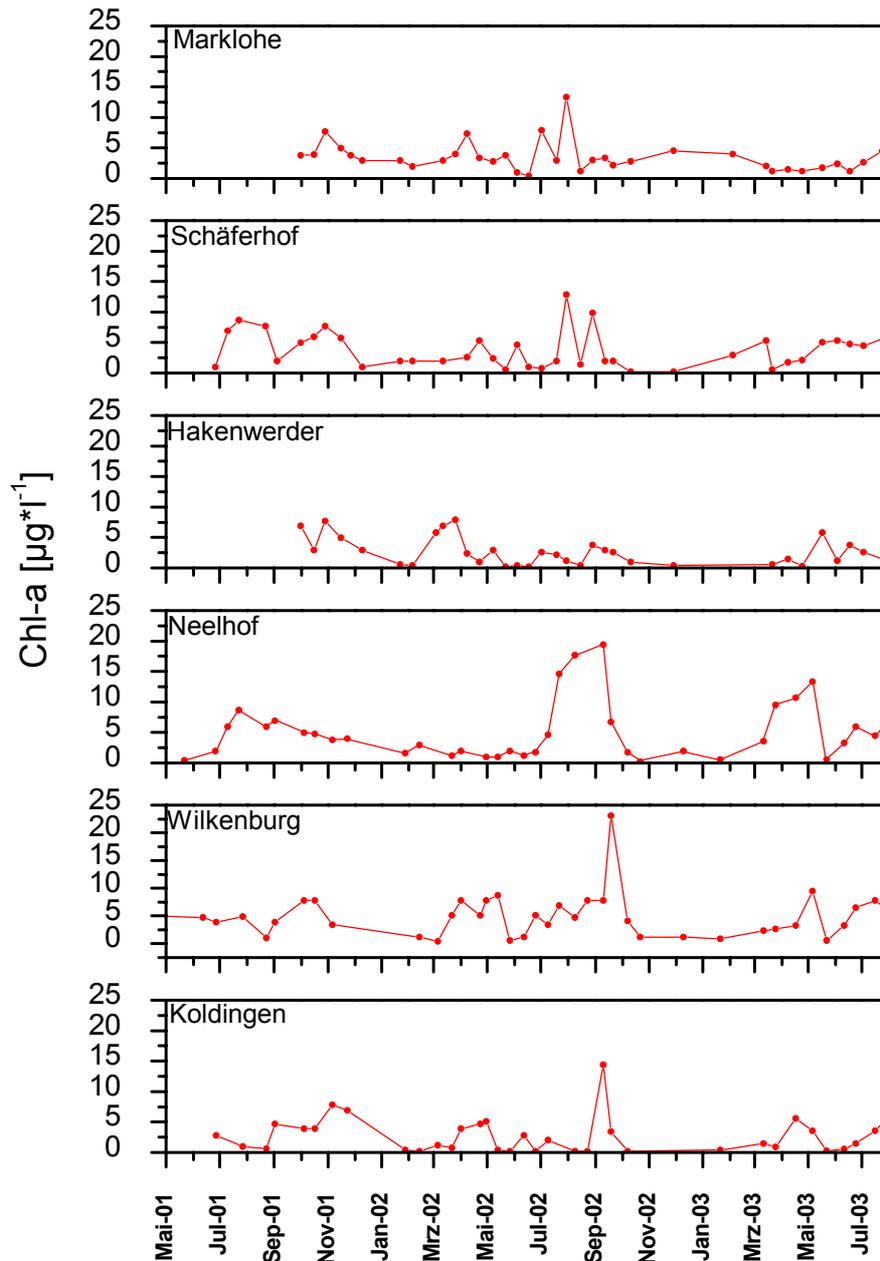


Abbildung 32: Chlorophyll-a Konzentrationen in den Untersuchungsgewässern

Erwartungsgemäß wurden in den Vegetationsperioden zwischen März und Oktober die höchsten und in den Wintermonaten die geringsten Chlorophyll-a Konzentrationen erfasst. Mit Ausnahme des Gewässers Hakenwerder wurde in den Sommermonaten 2002 in den Gewässern eine auffällige Erhöhung der Chlorophyll-a Konzentrationen beobachtet. Am 19.09.2002 wurde im Gewässer Wilkenburg der Höchstwert von 23,1 µg/l verzeichnet. Die maximale Konzentration im Gewässer Neelhof wurde am 19.09.2002 mit 19,4 µg/l erreicht. In den Gewässern Marklohe und Schäferhof wurden die Höchstwerte am 30.07.2002 mit 13,3 µg/l und 12,8 µg/l gemessen. Im Gewässer Hakenwerder konnte im Jahr 2002 kein derartiges Sommermaximum erfasst werden. Die maximale Konzentration wurde mit 7,9 µg/l am 26.3.2002 verzeichnet.

Im Untersuchungsverlauf zeigen die Gewässer Neelhof (5,2 µg/l) und Wilkenburg (4,9 µg/l) im Mittel die höchsten und die Gewässer Hakenwerder (2,6 µg/l) und Koldingen (2,8 µg/l) die niedrigsten Chlorophyll-a Konzentrationen (Tabelle 4). Die beiden an die Weser angebundnen Gewässer Marklohe und Schäferhof zeigen mit Werten von 3,6 µg/l und 3,8 µg/l vergleichbare mittlere Konzentrationen.

Tabelle 4: Mittlere Chlorophyll-a Konzentrationen der Untersuchungsgewässer

Chl-a	Marklohe	Schäferhof	Hakenwerder	Neelhof	Wilkenburg	Koldingen
Ø [µg/l]	3,6	3,8	2,6	5,2	4,9	2,8

3.4 Untersuchungen zur Planktonsukzession

3.4.1 Phytoplankton

Die einzelnen Untersuchungsgewässer zeigten in Abhängigkeit vom jeweiligen trophischen Status deutliche Unterschiede bei der saisonalen Phytoplanktonentwicklung. In den folgenden Abschnitten wird die Planktodynamik der einzelnen Gewässer vorgestellt.

3.4.1.1 Marklohe

Bacillariophyceen waren über weite Bereiche des Untersuchungszeitraumes in Bezug auf Abundanz und Biovolumen die dominierende Planktongruppe im Gewässer Marklohe. Vertreter der Cryptophyceen waren besonders in den Wintermonaten konkurrenzfähig und während der Hitzeperiode 2003 konnte eine deutliche Zunahme

von Cyanophyceen und Dinophyceen im Plankton verzeichnet werden (Abbildung 33). Mit einem mittleren Biovolumen von $2,33 \text{ mm}^3/\text{l}$ hatten Vertreter der Bacillariophyceen den höchsten Anteil am durchschnittlichen Gesamtbiovolumen des Phytoplanktons mit $4,82 \text{ mm}^3/\text{l}$. In den folgenden Abschnitten werden die Phytoplanktonfamilien im Einzelnen dargestellt.

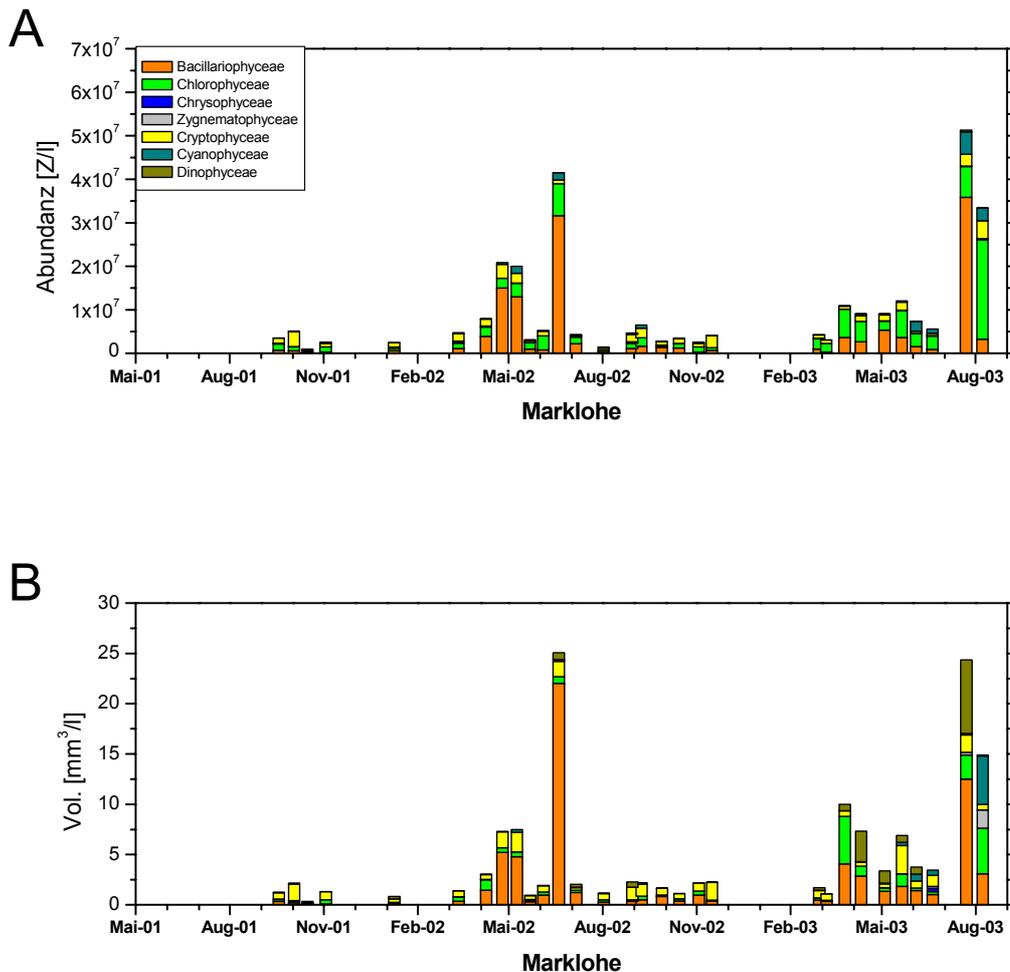


Abbildung 33: Phytoplanktonabundanzen (A) und -biovolumen (B) des Gewässers Marklohe

Bacillariophyceae

Die höchsten Abundanzen mit $3,16 \cdot 10^7 \text{ Z/l}$ (Zellen pro Liter) und $3,58 \cdot 10^7 \text{ Z/l}$ wurden am 2.07.2002 und am 5.08.2003 erfasst. An beiden Terminen dominierte die Art *Melosira varians* die Bacillariophyceenpopulation. An diesen Terminen wurden auch die höchsten Biovolumenwerte innerhalb dieser Familie mit $22,03 \text{ mm}^3/\text{l}$ (2.07.2002) und

12,49 mm³/l (8.08.2003) verzeichnet. Am 2.07.2002 waren *Cyclotella* spp. ($3,01 \cdot 10^6$ Z/l) und *Tabellaria* sp. ($4,4 \cdot 10^6$ Z/l) subdominant.

Chlorophyceae

Vertreter dieser Familie konnten über den gesamten Untersuchungszeitraum hohe Abundanzen mit bis zu $2,28 \cdot 10^7$ Z/l am 21.08.2003 aufbauen. Die Gattungen *Scenedesmus*, *Pediastrum* und *Chlorella* dominierten über weite Bereiche der Untersuchung diese Gruppe. Insbesondere die Arten *Scenedesmus falcatus* und *Scenedesmus quadricauda* wurden nahezu immer in den Planktonproben gefunden.

Chrysophyceae

Vertreter dieser Familie konnten im Verlauf der Untersuchung keine hohen Abundanzen und Biomassen aufbauen. Die maximale Abundanz von $3,53 \cdot 10^5$ Z/l wurde am 12.09.2002 beobachtet, das Biovolumen dieser Gruppe war im Untersuchungsverlauf mit Werten zwischen 0 und 0,34 mm³/l (12.09.2002) verhältnismäßig gering.

Zygnematophyceae

Auch Vertreter dieser Familie wurden im Verlauf der gesamten Untersuchung mit geringen Abundanzen erfasst. In den Untersuchsjahren 2001 und 2002 trat diese Gruppe nur sporadisch im Plankton auf. Erst gegen Ende der Untersuchung im Sommer 2003 wurden Zygnematophyceen regelmäßig mit niedrigen Individuendichten in den Proben gefunden. Mit $2,75 \cdot 10^5$ Z/l wurde der Höchstwert am 21.08.2003 gezählt (Biovolumen 1,8 mm³/l), bei einer Dominanz von *Staurastrum gracile* und *Cosmarium* sp.

Cryptophyceae

Diese Familie war im Verlauf der Untersuchung immer mit zum Teil hohen Abundanzen im Plankton vertreten. Insbesondere *Rhodomonas minuta* und *Cryptomonas* spp. konnten hohe Populationsdichten mit bis zu $4,11 \cdot 10^6$ Z/l aufbauen. Das Biovolumen dieser Familie erreichte im Gewässer Marklohe Werte zwischen 0,12 mm³/l (29.10.2001) und 2,79 mm³/l (3.06.2003).

Cyanophyceae

Auch Cyanophyceen wurden in den Planktonproben nahezu immer nachgewiesen. Nur an zwei Probenterminen (29.10.2001 und 22.01.2001) wurden keine Vertreter dieser Gruppe in den Planktonproben gefunden. Die höchsten Zellzahlen wurden jeweils im Spätsommer erfasst. Der Höchstwert von $5,12 \cdot 10^6$ Z/l, bei einer Dominanz von *Planktothrix agardhii* und *Merismopedia glauca*, wurde während der sommerlichen Hitzeperiode am 5.08.2003 verzeichnet.

Dinophyceae

Dinophyceen wurden in der Regel nur mit geringen Individuenzahlen in den Proben nachgewiesen. Nur gegen Ende der Untersuchungsperiode am 5.08.2003 wurde mit $3,67 \cdot 10^5$ Z/l ein erhöhter Wert erfasst. Aufgrund ihrer Größe konnten Vertreter dieser Gruppe insbesondere im Jahr 2003 bedeutende Anteile am Gesamtbiovolumen erreichen. Der Höchstwert wurde mit $7,33 \text{ mm}^3/\text{l}$ am 5.08.2003 verzeichnet. Die Dinoflagellatenpopulation wurde ganzjährig durch *Peridinium* spp. dominiert. *Ceratium hirundinella* und *Gynodinium* spp. wurden nur mit geringer Häufigkeit erfasst.

3.4.1.2 Schäferhof

Das Gewässer Schäferhof zeigte eine im Vergleich zum Gewässer Marklohe ähnliche Planktonzusammensetzung, wobei Bacillariophyceen zwar eine bedeutende Rolle einnahmen, diese aber besonders in den Sommermonaten zunehmend von Chlorophyceen, Cryptomonaden und Cyanophyceen dominiert wurden. Das mittlere Biovolumen des Phytoplanktons war mit $5,42 \text{ mm}^3/\text{l}$ etwas höher als der Wert des Gewässers Marklohe. Den größten Anteil am mittleren Gesamtbiovolumen hatten mit $1,77 \text{ mm}^3/\text{l}$ Cryptophyceen und mit $1,69 \text{ mm}^3/\text{l}$ Bacillariophyceen.

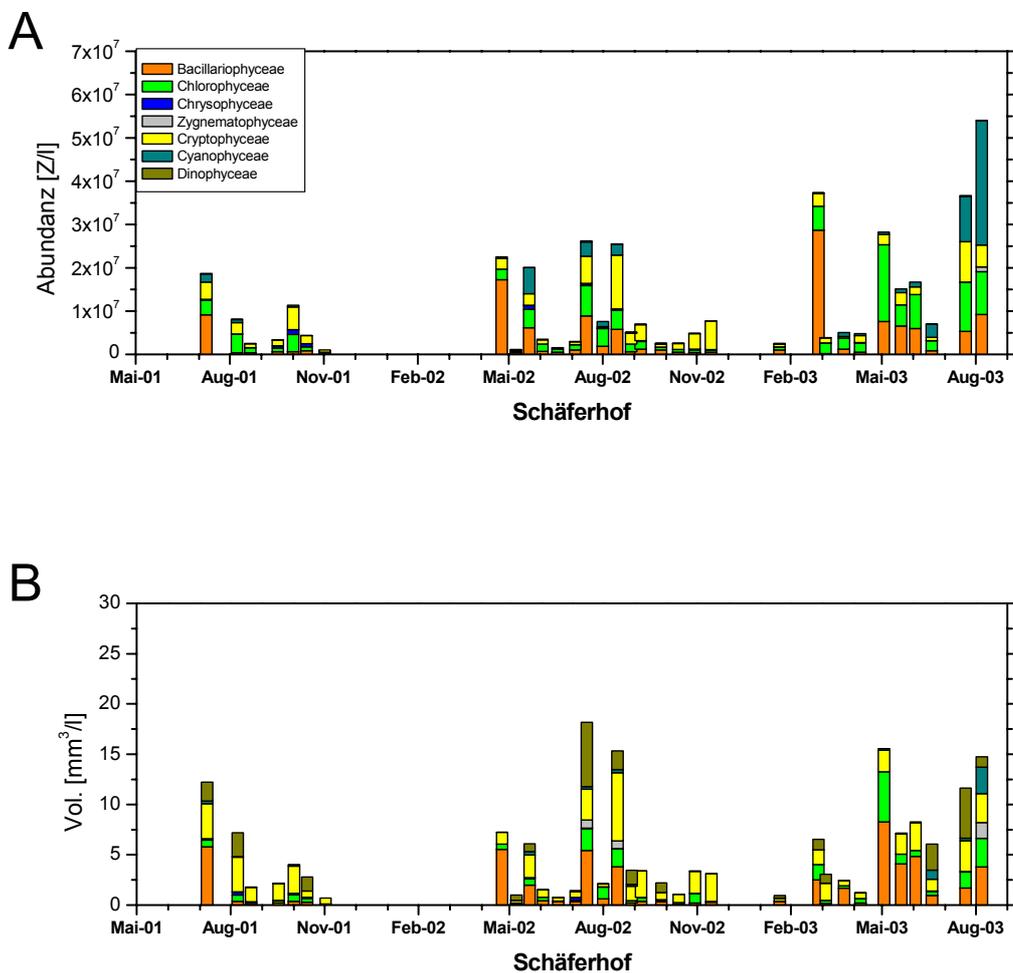


Abbildung 34: Phytoplanktonabundanzen (A) und -biovolumen (B) des Gewässers Schäferhof

Bacillariophyceae

Vertreter dieser Gruppe waren über den gesamten Untersuchungszeitraum im Plankton vertreten. Hohe Abundanzen mit bis zu $2,87 \cdot 10^7$ Z/l wurden jeweils besonders im Frühjahr beobachtet. Im weiteren Verlauf der Vegetationsperioden wurde ein deutlicher Rückgang der Zellzahlen, kombiniert mit einer Zunahme des Biovolumens, verzeichnet. Die höchsten Biovolumina, insbesondere durch die Gattung *Cyclotella* gebildet, wurden mit $5,78 \text{ mm}^3/\text{l}$ am 23.07.2001 und $8,26 \text{ mm}^3/\text{l}$ am 17.05.2003 erfasst.

Chlorophyceae

Diese Algengruppe zeigte besonders in den Monaten Mai bis August die größten Abundanzen. Am 17.05.2003 und am 5.08.2003 wurden mit $1,77 \cdot 10^7$ Z/l und $1,13 \cdot 10^7$ Z/l die höchsten Zellzahlen erfasst. An diesen Terminen dominierten *Scenedesmus* spp. und *Phacotus ledneri* neben *Planktosphaeria gelatinosa* die Chlorophyteenpopulation. Das höchste Biovolumen wurde mit $4,99 \text{ mm}^3/\text{l}$ am 17.05.2003 verzeichnet.

Chrysophyceae

Diese Familie wurde nur im Untersuchungsjahr 2001 und 2002 mit höheren Zellzahlen in den Planktonproben gefunden. Im Jahr 2003 wurden Vertreter dieser Gruppe nur selten erfasst. Die höchsten Zellzahlen mit $1,13 \cdot 10^6$ Z/l und $8,25 \cdot 10^5$ Z/l wurden am 16.10.2001 und am 4.06.2002 verzeichnet. Während am 16.10.2001 *Dinobryon divergens* dominierte, war am 4.06.2002 neben *Dinobryon divergens* auch *Kephyrion* sp. häufig im Plankton zu finden.

Zygnematophyceae

Diese Gruppe ist auch im Gewässer Schäferhof unterrepräsentiert und wurde häufig nicht nachgewiesen. Höhere Zellzahlen wurden nur in den Sommermonaten verzeichnet. Jeweils in den Monaten Juli und August wurden Vertreter dieser Familie mit maximal $1,13 \cdot 10^6$ Z/l am 21.08.2003 beobachtet, wobei besonders *Staurastrum paradoxum* dominierte.

Cryptophyceae

Cryptophyceen, insbesondere der Gattung *Rhodomonas* und *Cryptomonas*, konnten während des gesamten Untersuchungszeitraumes zum Teil große Populationen mit bis zu $1,24 \cdot 10^7$ Z/l aufbauen. Besonders in den Sommermonaten konnte diese Familie bedeutende Anteile am Gesamtbiovolumen des Phytoplanktons erreichen. Der Höchstwert wurde mit $6,79 \text{ mm}^3/\text{l}$ am 29.08.2002 erfasst.

Cyanophyceae

Vertreter dieser Familie zeigten insbesondere zum Ende der Beprobungszeit während und nach der Hitzeperiode 2003 hohe Zellzahlen. Bei einer Dominanz von *Merismopedia glauca*, *Planktothrix agardhii* und *Microcystis aeruginosa* wurde am 21.08.2003 mit $2,87 \cdot 10^7$ Z/l die höchste Zellzahl und mit $2,63 \text{ mm}^3/\text{l}$ das höchste Biovolumen während der Untersuchung erfasst.

Dinophyceae

Dinophyceen wurden besonders in den Sommermonaten mit Werten bis zu $2,62 \cdot 10^5$ Z/l erfasst. Am 30.07.2002 und am 5.08.2003 zeigte diese Gruppe mit $6,4 \text{ mm}^3/\text{l}$ und $4,97 \text{ mm}^3/\text{l}$ den größten Anteil am Gesamtbiovolumen des Phytoplanktons, bei einer deutlichen Dominanz von *Peridinium sp.*

3.4.1.3 Hakenwerder

In diesem Gewässer wurden ein deutlich geringeres Phytoplanktonbiovolumen und auch wesentlich geringere Zellzahlen im Vergleich zu den Gewässern Marklohe und Schäferhof erfasst. Die Zusammensetzung der Phytoplanktongemeinschaft war im Verlauf der Untersuchung sehr variabel, wobei in den Sommermonaten, insbesondere im Jahr 2003, Vertreter der Cyanophyceen hohe Zellzahlen erreichten. Das Gewässer Hakenwerder hatte mit einem Wert von $1,55 \text{ mm}^3/\text{l}$ das geringste mittlere Phytoplanktonbiovolumen aller Untersuchungsgewässer.

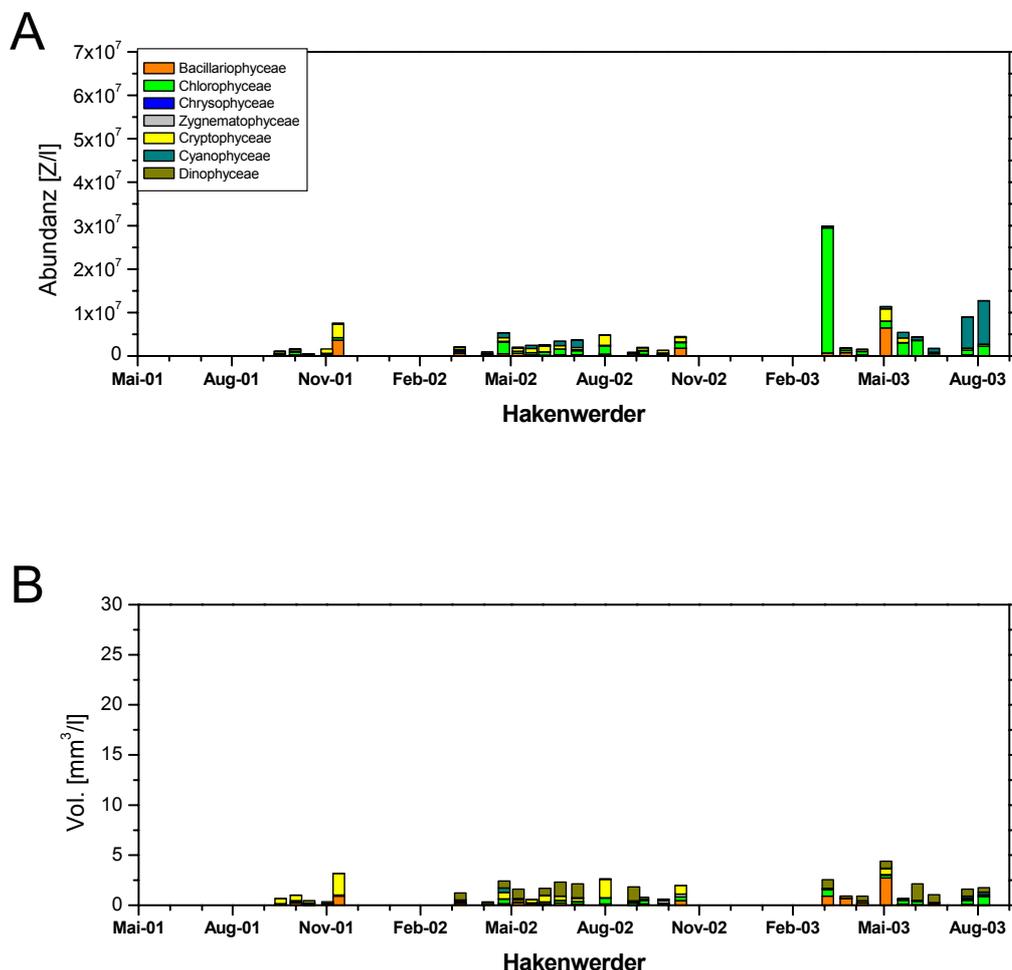


Abbildung 35: Phytoplanktonabundanzen (A) und -biovolumen (B) des Gewässers Hakenwerder

Bacillariophyceae

Diese Gruppe erreichte Zellzahlen zwischen $3,27 \cdot 10^4$ Z/l am 3.07.2003 und $6,51 \cdot 10^6$ Z/l am 17.05.2002. Innerhalb dieser Gruppe wurde eine hohe Diversität beobachtet. Höhere Anteile an der Gesamtpopulation konnten nur *Asterionella formosa*, *Tabellaria* sp. und *Cyclotella* spp. erreichen, wobei im gesamten Untersuchungsverlauf keine deutliche Dominanz einer oder mehrerer Arten erfasst wurde. Am 17.05.2003 wurde mit $2,74 \text{ mm}^3/\text{l}$ ein hoher Anteil dieser Familie am Gesamtphytoplanktonbiovolumen von $4,39 \text{ mm}^3/\text{l}$ erfasst.

Chlorophyceae

Die Chlorophyteenpopulation war im gesamten Untersuchungsverlauf durch kleine, für das Zooplankton gut fressbare Formen, wie z.B. *Chlorella*, *Scenedesmus* und *Chlamydomonas* geprägt. Am 21.03.2003 wurde mit $2,88 \cdot 10^7$ Z/l die höchste Zellzahl bei einer deutlichen Dominanz von *Chlorella* sp. ermittelt. Mit einem Biovolumen zwischen $0,015 \text{ mm}^3/\text{l}$ und $0,85 \text{ mm}^3/\text{l}$ hatte diese Familie über den gesamten Untersuchungsverlauf einen mittleren Anteil am Phytoplanktonbiovolumen.

Chrysophyceae

Diese Familie erreichte im Frühjahr 2002 mit $4,58 \cdot 10^5$ Z/l die höchsten Zellzahlen durch *Kephyrion* spp.. In den Sommermonaten dominierten dagegen *Dinobryon divergens*, *Mallomonas caudata* und *Synura* sp. bei deutlich geringeren Abundanzen. Das höchste Biovolumen wurde am 16.10.2001 mit $0,157 \text{ mm}^3/\text{l}$ erfasst.

Zygnematophyceae

Diese Gruppe wurde nur mit geringen Zellzahlen und Biovolumen im Plankton nachgewiesen. Der Höchstwert mit $1,44 \cdot 10^5$ Z/l und $0,29 \text{ mm}^3/\text{l}$ wurde am 28.10.2002 erfasst. Die häufigsten Vertreter rekrutierten sich aus den Gattungen *Closterium* und *Cosmarium*.

Cryptophyceae

Cryptophyceen waren im gesamten Untersuchungszeitraum mit Zellzahlen zwischen $6,54 \cdot 10^4$ Z/l und $3,15 \cdot 10^6$ Z/l eine dominierende Planktongruppe in diesem Gewässer. Während *Rhodomonas minuta* im Frühjahr dominierte, wurden die späten Populationsmaxima (z.B. $3,15 \cdot 10^6$ Z/l am 27.11.2001) durch *Cryptomonas spp.* geprägt, worauf auch das maximale Biovolumen von $2,13 \text{ mm}^3/\text{l}$ an diesem Termin zurückzuführen ist.

Cyanophyceae

Diese Gruppe war bis auf zwei Termine (16.11.2001 und 24.04.2003) ständig im Plankton vertreten. Besonders im Untersuchungsjahr 2003 wurden hohe Zellzahlen erreicht. Mit $1,0 \cdot 10^7$ Z/l wurde der Höchstwert zum Ende der Untersuchung am 21.08.2003 verzeichnet. *Planktothrix agardhii*, *Aphanizomenon flos-aquae* waren neben *Merismopedia glauca* und *Microcystis aeruginosa* dominierend.

Dinophyceae

Vertreter der Dinophyceen, insbesondere *Ceratium hirundinella* wurden mit maximal $3,9 \cdot 10^4$ Z/l zwar nur in geringen Abundanzen erfasst, aber aufgrund ihrer Größe erreichte diese Gruppe mit Werten bis zu $1,65 \text{ mm}^3/\text{l}$ häufig große Anteile am Gesamtbiovolumen dieses Gewässers.

3.4.1.4 Neelhof

Das Gewässer Neelhof zeigte in den einzelnen Untersuchungsjahren eine sehr cyclische Phytoplanktodynamik. Im Frühjahr dominierten jeweils Diatomeen, Cryptomonaden und Chlorophyceen und in den Sommermonaten war das Plankton durch das massive Auftreten von Dinoflagellaten und Cyanophyceen geprägt. In vorangehenden Studien wurden vergleichbare Werte erfasst (BLOECHL 2000, MAIBAUM 2002). Im Gewässer Neelhof wurde das höchste mittlere Phytoplanktonbiovolumen aller Untersuchungsgewässer gemessen. Das mittlere Biovolumen im Verlauf der Untersuchung betrug $11,26 \text{ mm}^3/\text{l}$ bei Höchstwerten bis zu $81,49 \text{ mm}^3/\text{l}$ (9.08.2002). Mit einem mittleren Biovolumen von $8,31 \text{ mm}^3/\text{l}$ hatten Dinoflagellaten deutlich vor Cryptophyceen ($1,0 \text{ mm}^3/\text{l}$) und Cyanophyceen ($0,65 \text{ mm}^3/\text{l}$) den größten Anteil am Gesamtbiovolumen des Gewässers Neelhof.

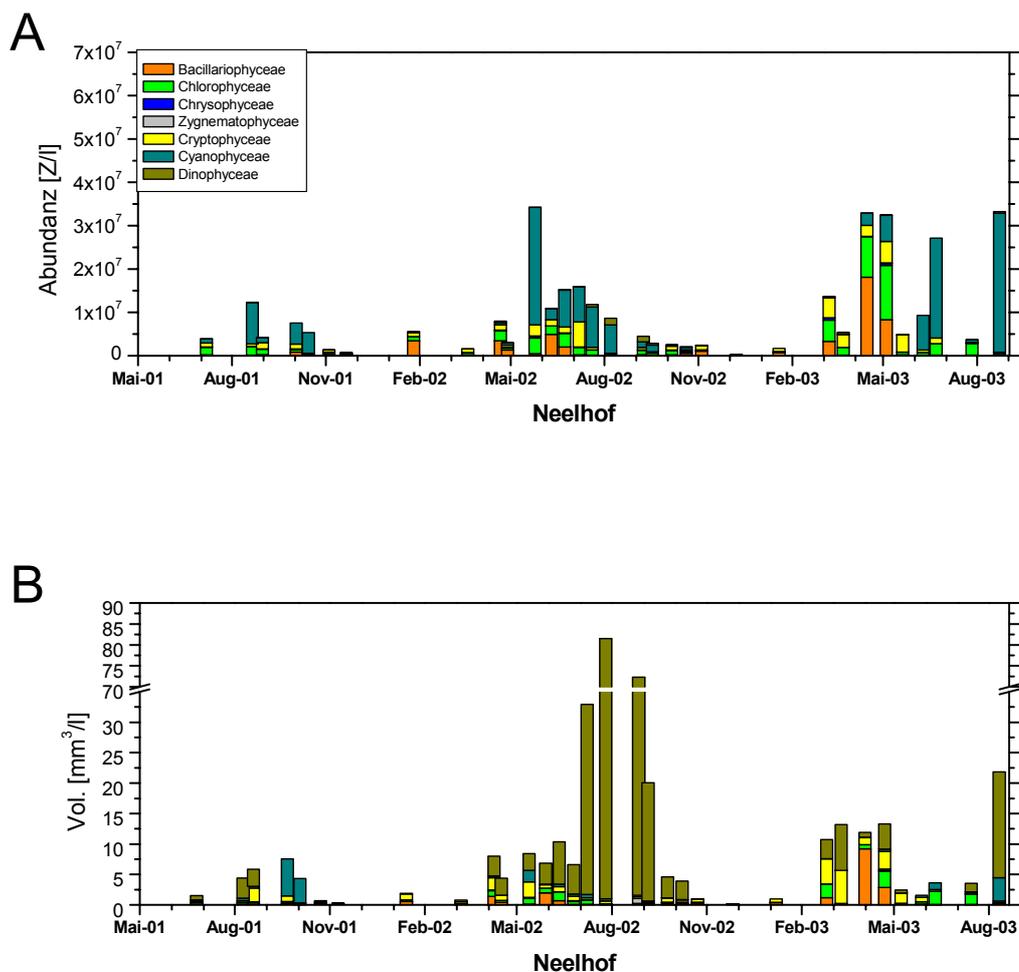


Abbildung 36: Phytoplanktonabundanzen (A) und -biovolumen (B) des Gewässers Neelhof

Bacillariophyceae

Diese Familie zeigte besonders im Frühjahr hohe Zelldichten mit bis zu $1,81 \cdot 10^7$ Z/l am 17.04.2003, wobei centrale Formen wie *Stephanodiscus hantzschii* und *Cyclotella* sp. neben *Asterionella formosa* und *Synedra* sp. dominierten. An diesem Termin wurde mit $9,2 \text{ mm}^3/\text{l}$ auch das maximale Biovolumen dieser Gruppe verzeichnet. Die Sommer- und Herbstmaxima mit $4,91 \cdot 10^6$ Z/l und $1,01 \cdot 10^6$ Z/l am 12.06.2002 und am 6.11.2002 wurden hauptsächlich durch *Fragilaria crotonensis* und *Tabellaria fenestrata* gebildet.

Chrysophyceae

Diese Phytoplanktonfamilie wurde nur unregelmäßig und mit geringer Häufigkeit in den Planktonproben gefunden. Die höchste Zellzahl wurde am 11.03.2003 mit $5,89 \cdot 10^5$ Z/l ermittelt. Neben *Kephyrion* sp., *Dinobryon sociale* und *Dinobryon divergens* konnte besonders in den Sommermonaten *Uroglena volvox* diese Gruppe dominieren.

Zygnematophyceae

Diese Familie war im Gewässer Neelhof mit einer maximalen Abundanz von $1,31 \cdot 10^5$ Z/l am 6.05.2003 eher unterrepräsentiert und auch in Bezug auf das Biovolumen mit einem Höchstwert von $0,84 \text{ mm}^3/\text{l}$ am 10.09.2002 unbedeutend.

Cryptophyceae

Cryptophyceen waren stets mit zum Teil hohen Abundanzen zwischen $1,17 \cdot 10^5$ Z/l und $5,77 \cdot 10^6$ Z/l im Plankton dieses Gewässers vertreten. Insbesondere zu Beginn der Vegetationsperioden waren *Rhodomonas minuta* und *Cryptomonas* sp. sehr konkurrenzfähig und konnten auch bedeutende Anteile am Gesamtphytoplanktonbiovolumen erreichen. Der Höchstwert wurde mit $5,42 \text{ mm}^3/\text{l}$ am 25.03.2003 verzeichnet und entsprach fast der Hälfte des Gesamtvolumens von $13,2 \text{ mm}^3/\text{l}$ an diesem Untersuchungstermin.

Cyanophyceae

Das Plankton des Gewässers Neelhof wurde besonders in den Sommermonaten wiederholt durch starke Cyanophyteenblüten, überwiegend durch *Microcystis aeruginosa* mit Zellzahlen bis zu $3,21 \cdot 10^7$ Z/l (25.08.2003) geprägt. Neben *Microcystis aeruginosa* konnten besonders *Planktothrix agardhii* und *Anabaena spp.* hohe Abundanzen erreichen. Der höchste Biovolumenwert wurde mit $6,04 \text{ mm}^3/\text{l}$ bei einem Gesamtphytoplanktonvolumen von $7,53 \text{ mm}^3/\text{l}$ am 5.10.2001 erfasst.

Dinophyceae

Dinoflagellaten hatten im Gewässer Neelhof den größten Anteil am Biovolumen. Insbesondere in den Sommermonaten 2002 wurden Werte bis zu $80,48 \text{ mm}^3/\text{l}$ bei einem Gesamtphytoplanktonbiovolumen von $81,49 \text{ mm}^3/\text{l}$ (9.08.2002) erreicht. Die Dinoflagellatenpopulation wurde über den gesamten Untersuchungszeitraum hinweg durch *Ceratium hirundinella* dominiert. Die Sommerpopulationen mit bis zu $1,52 \cdot 10^6$ Z/l am 9.08.2002 wurden nahezu vollständig durch diese Art aufgebaut.

3.4.1.5 Wilkenburg

Die Phytoplanktonentwicklung des Gewässers Wilkenburg war im Untersuchungszeitraum durch einen ausgeprägten Jahrgang gekennzeichnet. Während im Frühjahr Diatomeen, Chlorophyceen und Cryptomonaden das Phytoplankton dominierten, konnten im weiteren Verlauf der Vegetationsperiode auch Chrysophyceen höhere Abundanzen erreichen. In den Sommermonaten, besonders im Jahr 2002, wurde die Phytoplanktongemeinschaft durch Chlorophyceen, Cryptophyceen und Cyanophyceen dominiert. In Bezug auf das mittlere Gesamtbiovolumen von $7,54 \text{ mm}^3/\text{l}$ im Untersuchungszeitraum waren Dinophyceen mit einem mittleren Biovolumen von $2,59 \text{ mm}^3/\text{l}$ und Cryptophyceen mit einem Wert von $2,09 \text{ mm}^3/\text{l}$ die wichtigsten Vertreter des Phytoplanktons im Gewässer Wilkenburg.

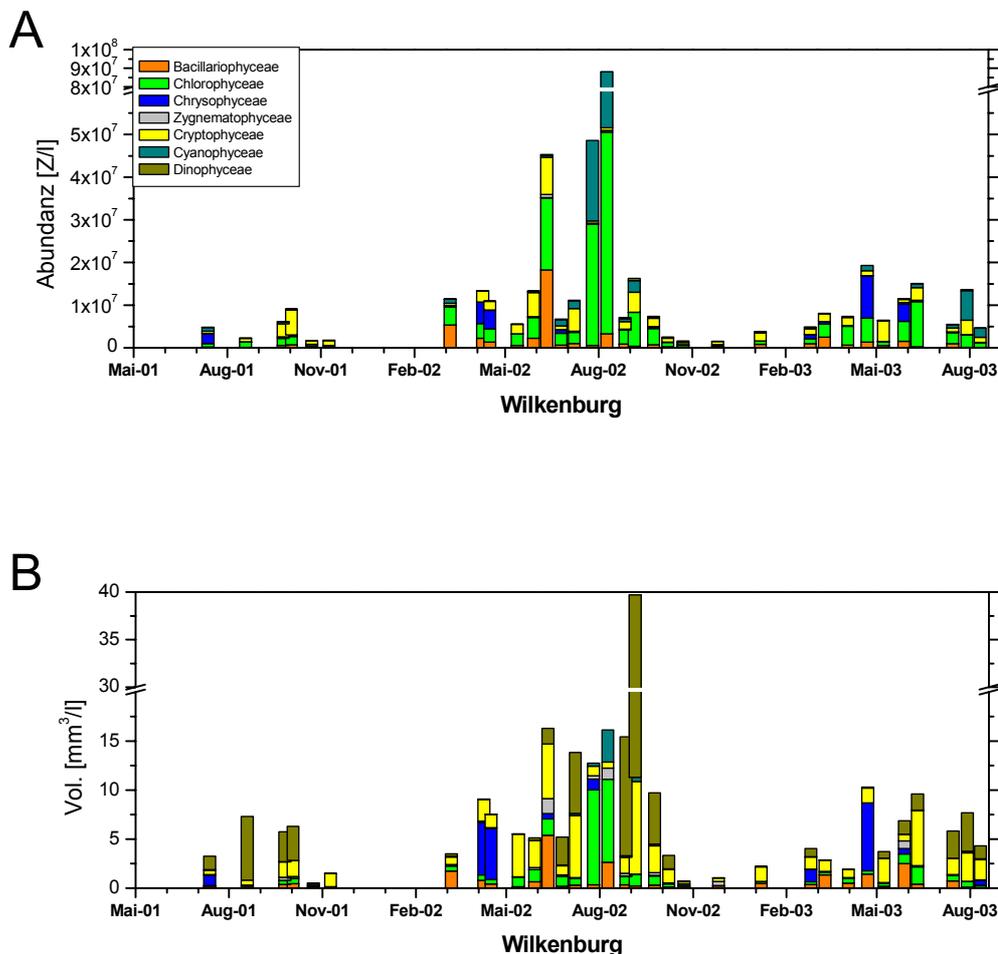


Abbildung 37: Phytoplanktonabundanzen (A) und -biovolumen (B) des Gewässers Wilkenburg

Bacillariophyceae

Diese Familie wurde immer in den Planktonproben nachgewiesen und erreichte am 25.06.2002 Zellzahlen zwischen $5,73 \cdot 10^4$ Z/l am 25.08.2003 und $1,83 \cdot 10^7$ Z/l. Centrische Diatomeen, insbesondere die Gattungen *Stephanodiscus* und *Cyclotella* und in den Sommermonaten auch die pennate Form *Fragilaria crotonensis*, dominierten über weite Bereiche des Untersuchungszeitraumes diese Planktongruppe. Das höchste Biovolumen wurde am 25.06.2002 mit $5,37 \text{ mm}^3/\text{l}$ verzeichnet.

Chlorophyceae

In Bezug auf die Abundanz waren Chlorophyceen eine dominierende Familie des Phytoplanktons. Insbesondere im Untersuchungsjahr 2002 konnte diese Gruppe mit bis zu $4,73 \cdot 10^7$ Z/l am 23.08.2002 hohe Zellzahlen erreichen. Während zu Beginn der Vegetationsperioden Phytoflagellaten und coccale Vertreter wie *Chlorella sp.* deutlich dominierten, wurde das Sommerplankton durch die Gattungen *Scenedesmus*, *Pediastrum* und *Coelastrum* geprägt. Das höchste Biovolumen mit $9,7 \text{ mm}^3/\text{l}$ wurde am 9.08.2002 hauptsächlich durch *Coelastrum microporum* gebildet.

Chrysophyceae

Diese Planktongruppe konnte im Gewässer Wilkenburg besonders zu Beginn der Vegetationsperioden in den Monaten April und Mai hohe Abundanzen erreichen. Die höchsten Zellzahlen wurden am 23.04.2002 mit $4,93 \cdot 10^6$ Z/l und am 6.05.2003 mit $9,88 \cdot 10^6$ Z/l bei einer deutlichen Dominanz von *Dinobryon divergens* verzeichnet. Mit $5,33 \text{ mm}^3/\text{l}$ und $6,91 \text{ mm}^3/\text{l}$ wurden an diesen beiden Terminen auch die höchsten Biovolumenwerte erfasst.

Zygnematophyceae

Diese Familie war zwar bis auf wenige Termine immer in den Planktonproben vertreten, konnte aber keine hohen Zelldichten erreichen. Die höchste Zellzahl wurde mit $7,72 \cdot 10^5$ Z/l am 25.06.2002 erfasst. Insbesondere *Closterium moniliferum*, aber auch *Staurastrum tetraceum* und *Cosmarium biculatum* sorgten an diesem Termin mit $1,55 \text{ mm}^3/\text{l}$ auch für das größte Biovolumen dieser Planktongruppe im Verlauf der Untersuchung.

Cryptophyceae

Cryptophyceen waren im Gewässer Wilkenburg eine der dominierenden Phytoplanktongruppen. Mit Abundanzen zwischen $4,58 \cdot 10^5$ Z/l und $8,69 \cdot 10^6$ Z/l waren Vertreter dieser Familie nahezu ganzjährig mit hohen Zellzahlen im Plankton vertreten. *Rhodomonas minuta* und in den Sommermonaten im besonderen Maße *Cryptomonas* spp. erreichten mit Biovolumina bis zu $9,42 \text{ mm}^3/\text{l}$ bedeutende Anteile am Phytoplanktonbiovolumen des Gewässers Wilkenburg.

Cyanophyceae

Cyanophyceen wurden im besonderen Maße im Untersuchungsjahr 2002 in hohen Zellzahlen im Plankton nachgewiesen. Vor allen *Microcystis aeruginosa* und *Anabaena spiroides* erreichten neben *Merismopedia glauca* mit $3,65 \cdot 10^7$ Z/l am 9.08.2002 hohe Zellzahlen. An diesem Termin wurde auch das maximale Biovolumen dieser Gruppe mit $3,28 \text{ mm}^3/\text{l}$ verzeichnet.

Dinophyceae

Dinoflagellaten dominieren das Phytoplankton auch im Gewässer Wilkenburg in Bezug auf das Biovolumen. Mit Höchstwerten bis zu $28,44 \text{ mm}^3/\text{l}$ am 19.09.2002 erreichte diese Familie besonders im Jahr 2002 hohe Anteile am Gesamtbiovolumen. *Ceratium hirundinella* war im gesamten Untersuchungszeitraum die dominierende Art mit bis zu $5,37 \cdot 10^5$ Z/l am 19.09.2002.

3.4.1.6 Koldingen

Im Gewässer Koldingen wurden, vergleichbar mit dem Gewässer Hakenwerder, nur geringe Phytoplanktonabundanzen erfasst. Diatomeen und Chlorophyceen dominieren über weite Bereiche des Untersuchungszeitraumes hinweg die Phytoplanktongesellschaft. Das mittlere Gesamtbiovolumen von $2,05 \text{ mm}^3/\text{l}$ war nur geringfügig höher als das Biovolumen des Phytoplanktons im Gewässer Hakenwerder ($1,55 \text{ mm}^3/\text{l}$).

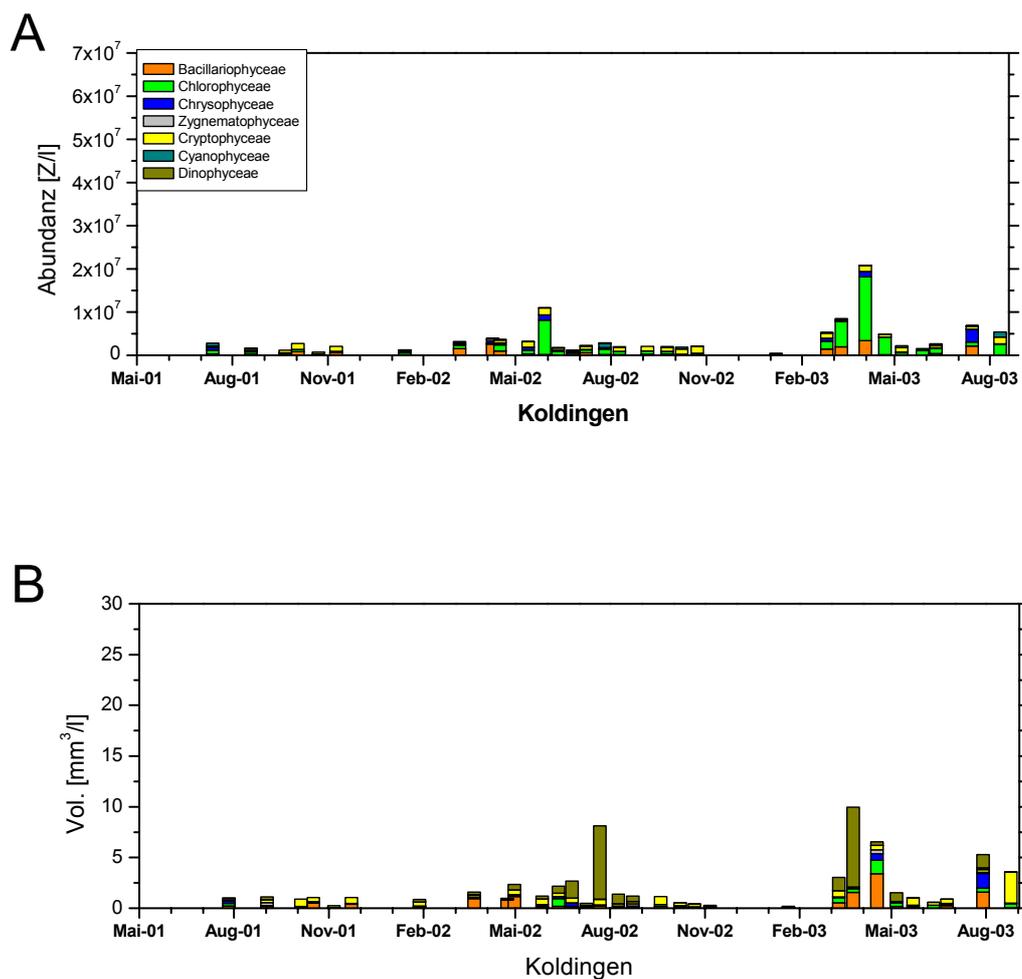


Abbildung 38: Phytoplanktonabundanzen (A) und -biovolumen (B) des Gewässers Koldingen

Bacillariophyceae

Diese Familie war über den gesamten Zeitraum der Untersuchung hinweg im Plankton vertreten. Nach den Dinophyceen ($0,78 \text{ mm}^3/\text{l}$) erreichten Bacillariophyceen mit einem mittleren Biovolumen von $0,42 \text{ mm}^3/\text{l}$ zusammen mit den Cryptophyceen ($0,43 \text{ mm}^3/\text{l}$) einen bedeutenden Anteil am Gesamtbiovolumen dieses Gewässers. Verhältnismäßig hohe Abundanzen mit Zellzahlen bis zu $3,4 \cdot 10^6 \text{ Z/l}$ (17.04.2003) wurden besonders zu Beginn der jährlichen Vegetationsperioden erreicht. Neben *Synedra acus* war in diesem Zeitraum im besonderen Maße *Asterionella formosa* konkurrenzfähig.

Chlorophyceae

Chlorophyceen waren neben den Bacillariophyceen über weite Bereiche des Untersuchungszeitraumes hinweg die häufigsten Vertreter des Phytoplanktons. Mit Zellzahlen bis zu $1,48 \cdot 10^7 \text{ Z/l}$ am 17.04.2003 zeigte diese Planktongruppe insbesondere im Frühjahr hohe Abundanzen bei einer Dominanz von *Chlorella sp.*, *Chlamydomonas sp.* und *Tetraedon minimum*.

Chrysophyceae

Für diese Familie wurden im Gewässer Koldingen Zellzahlen bis zu $2,89 \cdot 10^6 \text{ Z/l}$ verzeichnet. Dieser Höchstwert wurde am 29.07.2003 erfasst. Die Art *Dinobryon divergens* dominierte deutlich neben *Dinobryon sociale*, *Kephyrion sp.* und *Mallomonas acaroides*. Mit einem mittleren Biovolumen von $0,12 \text{ mm}^3/\text{l}$ konnte diese Planktongruppe nur einen geringen Anteil am Gesamtbiovolumen von $2,05 \text{ mm}^3/\text{l}$ erreichen.

Zygnematophyceae

Vertreter dieser Familie wurden nur unregelmäßig in den Planktonproben beobachtet. Mit einer maximalen Zellzahl von $1,3 \cdot 10^5 \text{ Z/l}$ am 25.08.2003 und einem mittleren Biovolumen von $0,05 \text{ mm}^3/\text{l}$ während der Untersuchung war diese Planktongruppe von geringer Bedeutung für die Planktongesellschaft des Gewässers Koldingen. Die Gattungen *Cosmarium* und *Staurastrum* waren die häufigsten Vertreter dieser Planktonfamilie, wobei insbesondere im Sommer 2003 *Staurastrum gracile* Dominanzstrukturen entwickeln konnte.

Cryptophyceae

Diese Gruppe war während des gesamten Untersuchungszeitraumes mit zum Teil hohen Abundanzen im Plankton vertreten. Mit Zellzahlen zwischen $1,31 \cdot 10^5$ Z/l (25.03.2003) und $1,64 \cdot 10^6$ Z/l (6.11.2002) und einem mittleren Biovolumen von $0,43 \text{ mm}^3/\text{l}$ waren Cryptophyceen, insbesondere die Gattungen *Rhodomonas* und *Cryptomonas* zusammen mit Bacillariophyceen und Chlorophyceen, die bedeutendste Planktongruppe des Gewässers Koldingen.

Cyanophyceae

Diese Planktongruppe war mit einem mittleren Biovolumen von $0,02 \text{ mm}^3/\text{l}$ von geringer Bedeutung und zeigte eine hohe Diversität im Verlauf der Untersuchung. Die höchste Zellzahl wurde mit $1,18 \cdot 10^6$ Z/l am 25.08.2003 hauptsächlich durch *Merismopedia glauca*, *Anabaena spiroides* und *Chroococcus sp.* gebildet.

Dinophyceae

Diese Familie war nur unregelmäßig im Plankton vertreten und erreichte im Verlauf der Untersuchung Zellzahlen bis zu $2,86 \cdot 10^5$ Z/l. Aufgrund ihrer relativen Größe konnten Vertreter dieser Gruppe besonders im Sommer 2002 mit $7,2 \text{ mm}^3/\text{l}$ und im Frühjahr 2003 mit $7,89 \text{ mm}^3 \cdot \text{l}^{-1}$ große Anteile am Gesamtbiovolumen von $8,13 \text{ mm}^3/\text{l}$, bzw. $9,98 \text{ mm}^3/\text{l}$ erreichen, wobei *Peridinium cinctum* und *Gymnodinium sp.* dominierten. *Ceratium hirundinella* wurde nur in Einzelfunden nachgewiesen.

3.4.2 Zooplankton

In den Untersuchungsgewässern wurden deutliche Unterschiede in Abundanz und Diversität beobachtet. In den folgenden Abschnitten wird die Planktodynamik der einzelnen Gewässer vorgestellt. Da besonders zwischen dem flussangebundenen See Marklohe und dem nicht angebundenen Gewässer Neelhof eine deutlich differente saisonale Planktonentwicklung zu beobachten war, wird bei diesen Gewässern zusätzlich die vertikale Verteilung des Planktons im Frühjahr 2003 und während der Stagnationsperiode im Sommer 2003 dargestellt.

3.4.2.1 Marklohe

Für das Zooplankton im Gewässer Marklohe wurde ein mittleres Gesamtbiovolumen von $940,95 \text{ cm}^3/\text{m}^2$ erfasst. Den größten Anteil an diesem Wert hatten mit $554,48 \text{ cm}^3/\text{m}^2$ Cladoceren und mit $358,63 \text{ cm}^3/\text{m}^2$ cyclopoide Copepoden, wobei besonders im Jahr 2002 Cladoceren deutlich dominierten. In Bezug auf die Abundanz wurde das Plankton in Marklohe durch Rotatorien, Nauplien und Copepodide geprägt. In den folgenden Abschnitten werden die Zooplanktongruppen im Einzelnen dargestellt.

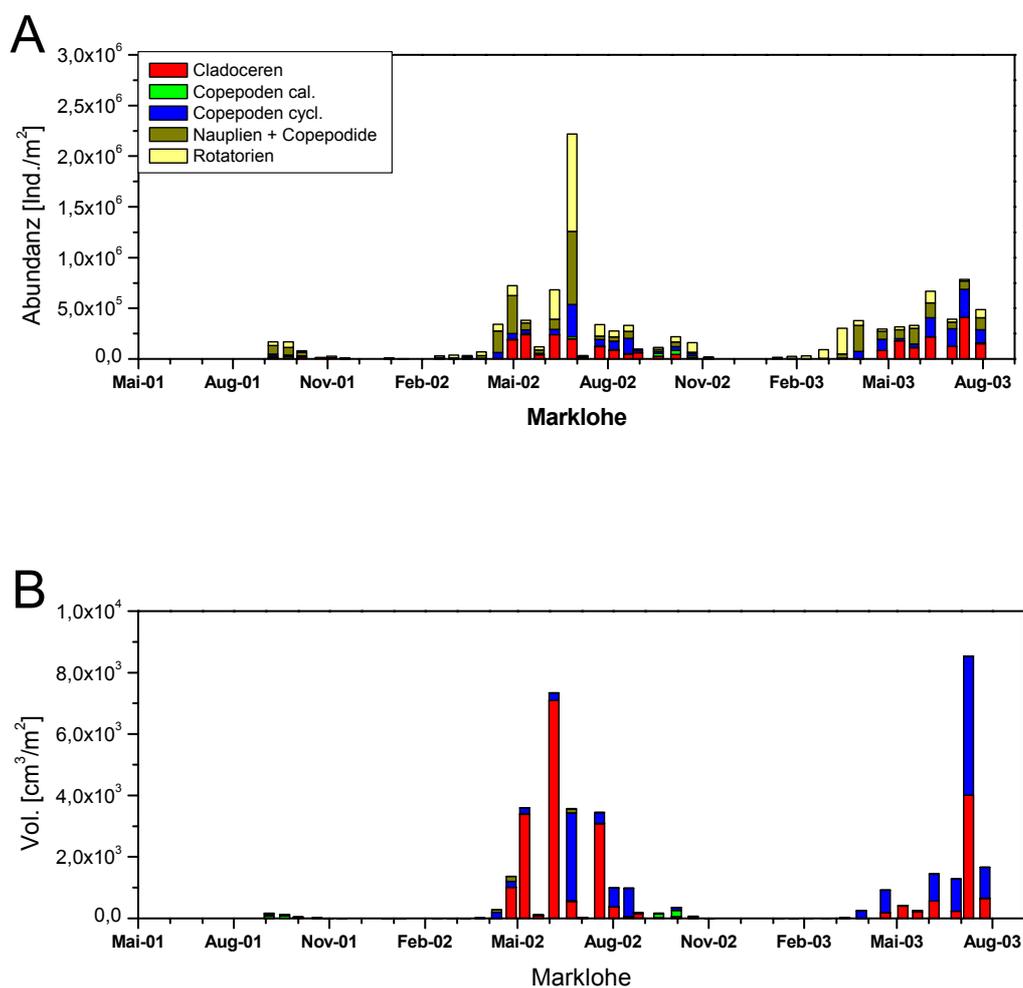


Abbildung 39: Zooplanktonabundanzen (A) und -biovolumen (B) des Gewässers Marklohe

Cladoceren

Diese Gruppe erreichte besonders in den Frühjahrs- und Sommermonaten 2002/2003 hohe Individuenzahlen und Biovolumina. Das höchste Biovolumen wurde mit $7095,02 \text{ cm}^3/\text{m}^2$ am 2.07.2002 erfasst. Vertreter der Gattung *Daphnia*, insbesondere *Daphnia longispina*, prägten neben *Daphnia galeata* und *Daphnia cucullata* deutlich die Cladocerenpopulation. In den Monaten Juli bis September wurden zunehmend *Diaphanosoma brachyurum* und *Bosmina longirostris* in den Proben gefunden, und gegen Ende der Untersuchung am 5.08.2003 dominierte *Bosmina longirostris* die Cladocerenpopulation deutlich. An diesem Termin wurde mit 410816 Ind./m^2 auch die die größte Individuendichte der Cladocerengemeinschaft festgestellt.

calanoide Copepoden

Diese Gruppe erreichte im Gewässer Marklohe nur geringe Individuenzahlen. Mit einer durchschnittlichen Individuenzahl von 5148 Ind./m^2 und einer maximalen Häufigkeit von 40816 Ind./m^2 am 28.10.2002 war diese Zooplanktongruppe von eher geringer Bedeutung im Gewässer Marklohe. Am 28.10.2002 wurde mit $204,08 \text{ cm}^3/\text{m}^2$ auch das größte Biovolumen dieser Gruppe verzeichnet. Die dominierende Art war im gesamten Untersuchungszeitraum *Eudiaptomus graciloides*. *Eudiaptomus gracile* wurde nur im Sommer 2002 in geringer Häufigkeit nachgewiesen.

cyclopoide Copepoden

Diese Crustaceengruppe war in Bezug auf das Biovolumen neben den Cladoceren die wichtigste Zooplanktoneinheit und erreichte ein Mittelwert von $358,63 \text{ cm}^3/\text{m}^2$, dies entspricht 38 % des mittleren Gesamtvolumens von $940,95 \text{ cm}^3/\text{m}^2$ im Gewässer Marklohe. Die höchsten Individuenzahlen wurden in den Sommermonaten 2002 und 2003 erfasst. Bei deutlicher Dominanz von *Mesocyclops leuckarti* wurde am 19.07.2002 der Höchstwert mit 317755 Ind./m^2 erfasst.

Nauplien + Copepodide

Mit einem mittleren Biovolumen von $11,42 \text{ cm}^3/\text{m}^2$ war diese Sammelgruppe in Bezug auf das Biovolumen unbedeutend. Sie zeigte aber mit einer mittleren Individuenzahl von 76663 Ind./m^2 und einer maximalen Abundanz von 720244 Ind./m^2 nach den Rotatorien die größten Häufigkeiten.

Rotatorien

Mit einer mittleren Dichte von 71782 Ind./m^2 und Individuenzahlen bis zu 969326 Ind./m^2 wurden Rotatorien, nach der Sammelgruppe Nauplien und Copepodide, am häufigsten in den Zooplanktonproben gefunden. *Keratella cochlearis* dominierte über weite Strecken des Untersuchungszeitraumes die Rotatorienpopulation, insbesondere in den Sommermonaten. Das größte Biovolumen wurde mit $23,05 \text{ cm}^3/\text{m}^2$ am 19.07.2002 erfasst. An diesem Termin waren *Keratella quadrata* und *Keratella cochlearis* die häufigsten Arten. Während die Gattung *Keratella* in den Sommermonaten dominierte, wurde das Frühjahrsplankton durch Vertreter der Gattung *Polyarthra* geprägt. Rotatorien erreichten im Gewässer Marklohe mit einem mittleren Biovolumen von $1,38 \text{ cm}^3/\text{m}^2$ nur einen sehr geringen Anteil am Gesamtbiovolumen von $940,95 \text{ cm}^3/\text{m}^2$.

3.4.2.2 Schäferhof

Im Gewässer Schäferhof wurde im Vergleich zum Gewässer Marklohe eine ähnliche Zooplanktonsuccession erfasst. Im Frühjahr wurde eine Dominanz von Rotatorien und Nauplien, bzw. Copepodiden beobachtet, während im weiteren Verlauf des Jahres Cladoceren und Copepoden zunehmend das Plankton prägten. Im Vergleich zum Gewässer Marklohe wurden aber deutlich höhere Abundanzen bei den cyclopoiden Copepoden verzeichnet, der Anteil der Cladoceren am Gesamtbiovolumen von $1460,03 \text{ cm}^3/\text{m}^2$ war mit $299,85 \text{ cm}^3/\text{m}^2$ deutlich geringer als im Gewässer Marklohe.

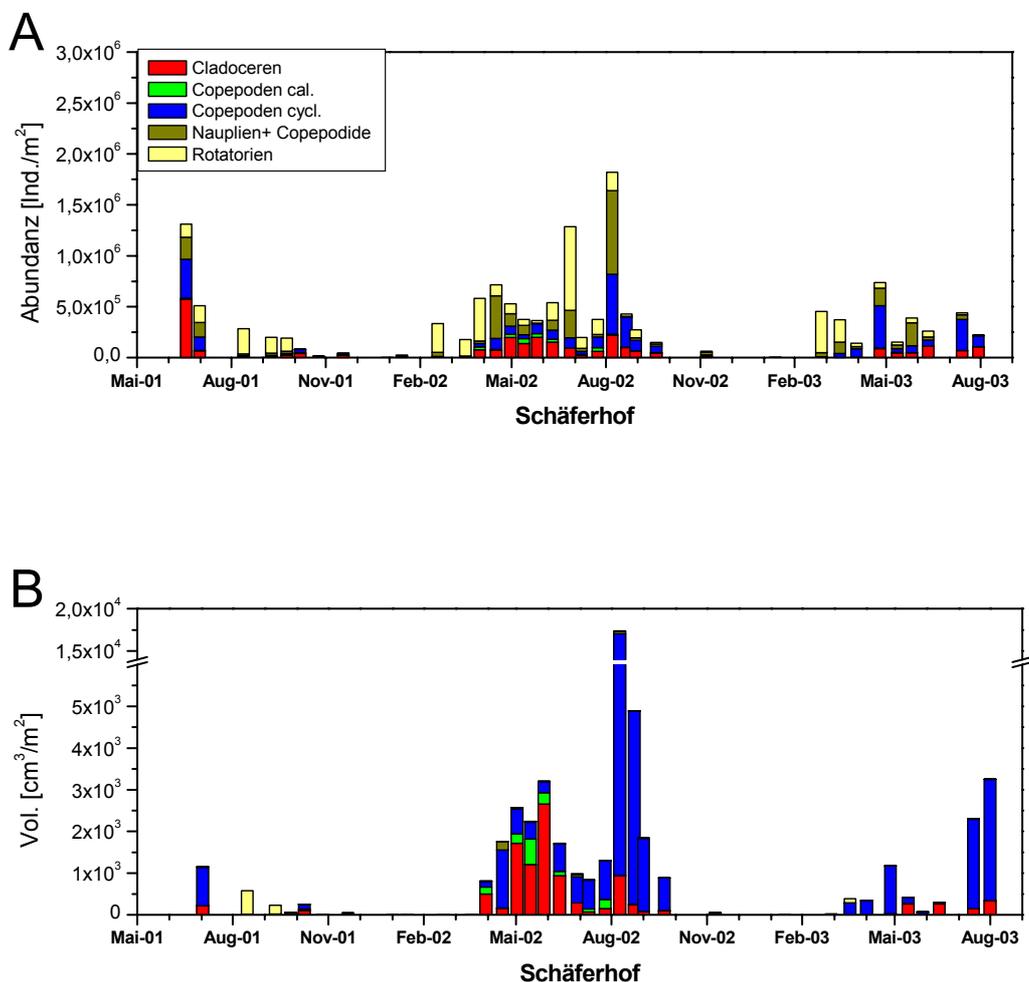


Abbildung 40: Zooplanktonabundanzen (A) und -biovolumen (B) des Gewässers Schäferhof

Cladoceren

Cladoceren erreichten im Gewässer Schäferhof deutlich geringere Abundanzen als im Gewässer Marklohe. Während *Daphnia cucullata* im Frühjahr innerhalb dieser Gruppe dominierte, wurden die Sommerpopulationen hauptsächlich durch *Bosmina longirostris* und *Bosmina coregoni* gebildet. Der Höchstwert wurde am 29.08.2002 mit 218571 Ind./m² erreicht. Das mittlere Biovolumen von 299,85 cm³/m² bei einem maximalen Wert von 2654,79 cm³/m² am 17.06.2002 war im Zeitraum der Untersuchung deutlich geringer als der Wert des Gewässers Marklohe (554,48 cm³/m²).

calanoide Copepoden

Vergleichbar mit dem Gewässer Marklohe wurden bei den calanoiden Copepoden verhältnismäßig geringe Abundanzen festgestellt. Mit einer mittleren Individuenzahl von 8785 Ind./m² und einem mittleren Biovolumen von 50,92 cm³/m² wurden aber deutlich höhere Werte als im Gewässer Marklohe erfasst. Die größte Individuendichte wurde mit 47891 Ind./m² am 4.06.2002 erfasst, wobei die Arten *Eudiaptomus graciloides* und *Eudiaptomus gracile* dominierten.

cyclopoide Copepoden

Diese Gruppe erreichte im Gewässer Schäferhof sehr hohe Abundanzen und besonders in den Sommermonaten 2002 einen sehr großen Anteil am Gesamtbiovolumen des Zooplanktons. Die größte Individuendichte wurde mit 587142 Ind./m² am 29.08.2002 erfasst. An diesem Termin wurde mit 16087,69 cm³/m² auch das größte Biovolumen dieser Zooplanktongruppe verzeichnet. Neben *Mesocyclops leuckarti* dominierte besonders *Macrocyclus albidus* in diesem Zeitraum.

Nauplien + Copepodide

Im Verlauf der Untersuchung wurde eine mittlere Individuenzahl von 83839 Ind./m² erfasst. Die größte Individuendichte wurde mit 820714 Ind./m² am 29.08.2002 verzeichnet. Mit einem Wert von 17,69 cm³/m² war das mittlere Biovolumen etwas größer als im Gewässer Marklohe.

Rotatorien

Rotatorien waren mit deutlichem Abstand am häufigsten in den Zooplanktonproben vertreten. Die größte Individuendichte wurde am 19.07.2002 mit 821224 Ind./m² bei einer deutlichen Dominanz von *Keratella cochlearis* erfasst. In den Frühjahrs- und Herbstmonaten dominierte neben *Keratella cochlearis* und *Keratella quadrata* im besonderen Maße *Polyarthra* spp. die Rotatoriengemeinschaft. Mit einem mittleren Biovolumen von 29,68 cm³/m² wurde ein deutlich größerer Wert als im Gewässer Marklohe festgestellt. Dies ist im Vergleich zum Gewässer Marklohe auf das häufige Auftreten von *Asplanchna priodonta* zurückzuführen.

3.4.2.3 Hakenwerder

In Bezug auf die Abundanz wurde das Gewässer Hakenwerder deutlich durch Rotatorien dominiert. Die mittlere Rotatoriendichte war mit 233085 Ind./m² deutlich größer als in den Gewässern Marklohe (71782 Ind./m²) und Schäferhof (123084 Ind./m²). Calanoide Copepoden konnten besonders im Sommer 2002 verhältnismäßig hohe Individuenzahlen und große Anteile am Gesamtbiovolumen erreichen. Das mittlere Biovolumen des Gewässers Hakenwerder war mit 1730,47 cm³/m² deutlich größer als die Volumenwerte der Gewässer Marklohe und Schäferhof.

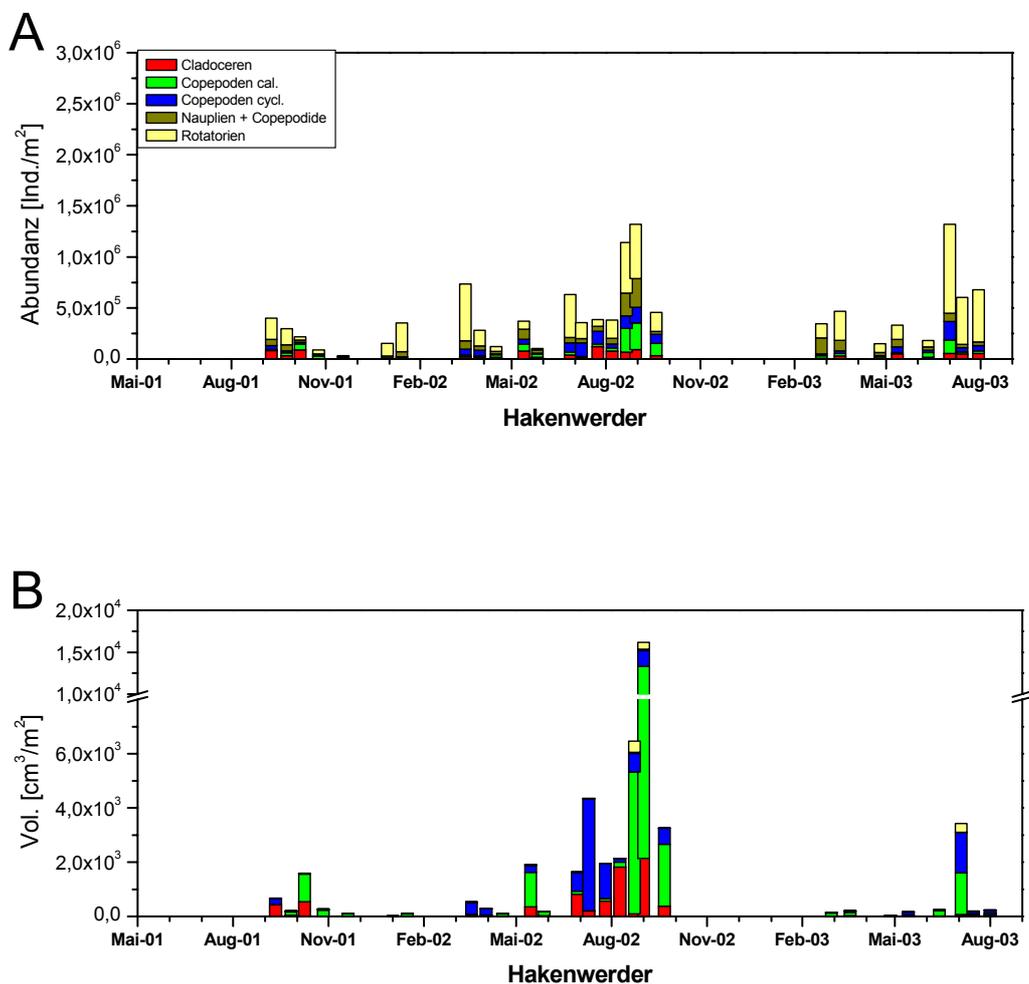


Abbildung 41: Zooplanktonabundanzen (A) und -biovolumen (B) des Gewässers Hakenwerder

Cladoceren

Diese Gruppe war im gesamten Untersuchungszeitraum mit Abundanzen bis zu 122448 Ind./m² in den Zooplanktonproben vertreten. Die mittleren Individuenzahlen lagen mit 40417 Ind./m² deutlich niedriger als in den Gewässern Marklohe und Schäferhof. Die Frühjahrspopulationen wurden durch *Daphnia longispina* und *Daphnia galeata* dominiert. Im Verlauf der Sommermonate wurden zunehmend *Diaphanosoma brachyurum* und *Bosmina coregoni* dominant. Des Weiteren wurde wiederholt *Leptodora kindtii* in den Planktonproben gefunden. Dies erklärt auch den größten Biovolumenwert von 2131,97 cm³/m² am 21.09.2002.

calanoide Copepoden

Im Gewässer Hakenwerder konnte diese Crustaceengruppe mit Abstand die größten Biovolumina aller Untersuchungsgewässer aufbauen. Der Höchstwert wurde mit 11190,12 cm³/m² am 21.09.2002 erfasst. Insbesondere *Eudiaptomus gracile* dominierte an diesem Probentermin die Planktongruppe. Mit einer Individuendichte von 263918 Ind./m² wurde an diesem Termin auch die maximale Abundanz im Verlauf der Untersuchung festgestellt.

cyclopoide Copepoden

Cyclopoide Copepoden erreichten mit durchschnittlich 52805 Ind./m² zwar ähnliche Individuenzahlen wie die calanoiden Copepoden (49556 Ind./m²), das mittlere Biovolumen war aber mit 462,36 cm³/m² nur etwa halb so groß wie das der Calanoiden (904,27 cm³/m²). Die größte Individuendichte wurde mit 181571 Ind./m² am 24.07.2003 erfasst. *Mesocyclops leuckarti* dominierte in den Sommermonaten deutlich diese Crustaceengruppe.

Nauplien + Copepodide

Im Untersuchungsverlauf erreichte diese Sammelgruppe ein mittleres Biovolumen von 12,98 cm³/m² und zeigt somit einen ähnlichen Wert wie das Gewässer Marklohe (11,42 cm³/m²). Es wurden Individuenzahlen zwischen 1972 Ind./m² am 10.12.2001 und 281346 Ind./m² am 21.09.2002 erfasst.

Rotatorien

Diese Zooplanktongruppe erreichte im Gewässer Hakenwerder mit einer mittleren Abundanz von 233085 Ind./m² und einem mittleren Biovolumen von 64,08 cm³/m² wesentlich höhere Werte als in den Gewässern Marklohe und Schäferhof. Die größte Individuendichte wurde mit 872428 Ind./m² am 24.07.2003 erfasst. *Keratella cochlearis* dominierte über nahezu den gesamten Untersuchungszeitraum die Rotatoriengesellschaft. *Keratella quadrata* konnte nur in den Sommermonaten 2002 und *Polyarthra vulgaris* nur im Herbst 2001 höhere Individuenzahlen erreichen.

3.4.2.4 Neelhof

Während Rotatorien über den gesamten Zeitraum der Untersuchung mit einer mittleren Individuendichte von 598896 Ind./m^2 die zahlenmäßig wichtigste Gruppe des Zooplanktons darstellten, war die Zooplanktongesellschaft in Bezug auf das Biovolumen im Untersuchungsverlauf durch verschiedene Gruppen geprägt. Copepoden und Cladoceren erreichten besonders im Jahr 2001, im Frühjahr und Herbst 2002 und im Untersuchungsjahr 2003 große Anteile am Gesamtbiovolumen. In den Sommermonaten 2002 waren dagegen Rotatorien die dominierende Gruppe. Mit einem mittleren Gesamtbiovolumen von $908,41 \text{ cm}^3/\text{m}^2$ wurde ein deutlich geringerer Wert als im Gewässer Hakenwerder ($1730,47 \text{ cm}^3/\text{m}^2$) und ein ähnlicher Wert wie im Gewässer Marklohe ($940,95 \text{ cm}^3/\text{m}^2$) erfasst.

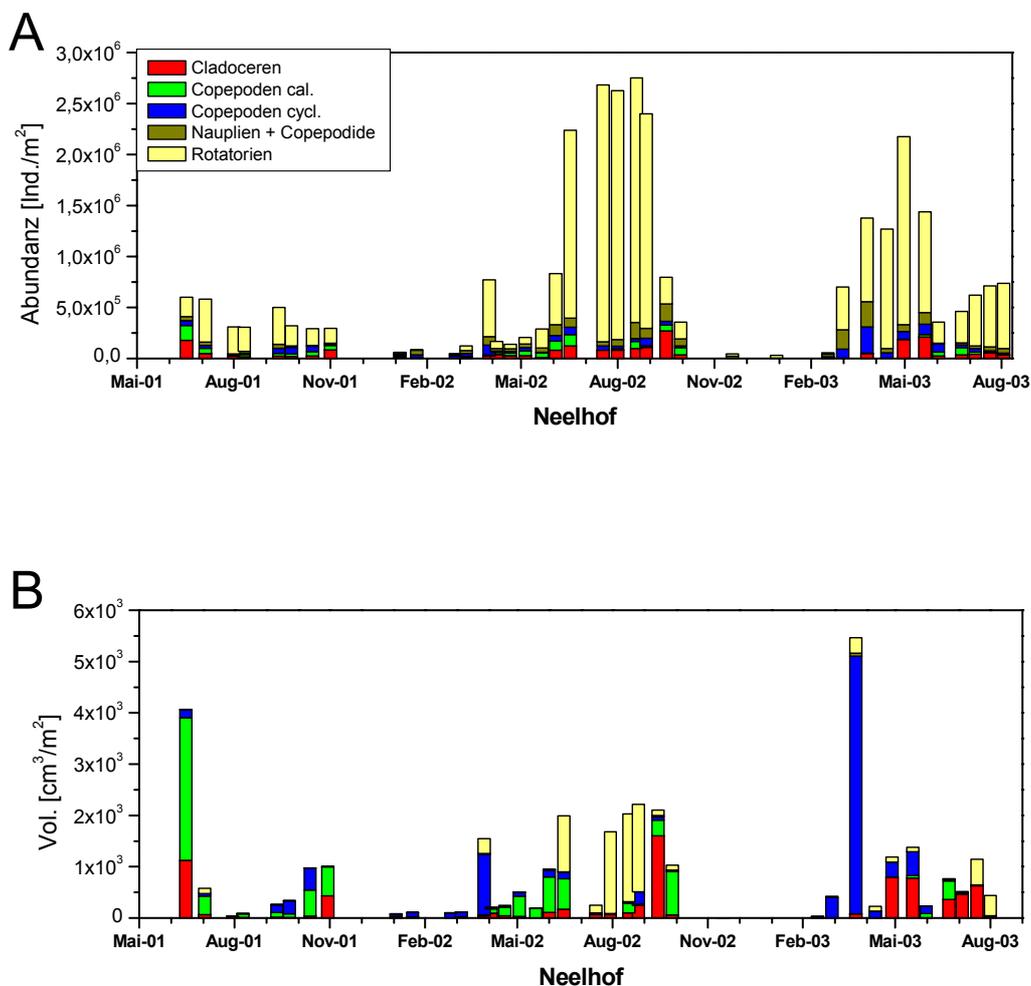


Abbildung 42: Zooplanktonabundanzen (A) und -biovolumen (B) des Gewässers Neelhof

Cladoceren

Die Populationszusammensetzung der Cladocereengesellschaft zeigte im Untersuchungszeitraum einen deutlichen Jahresgang. Während die Gattung *Daphnia* im Frühjahr und Herbst dominierte, wurde die Population in den Sommermonaten, mit Einsetzen der Massenentwicklung von fädigen Cyanophyceen und Dinofagellaten (vgl. 3.4.1.4), deutlich durch *Diaphanosoma brachyurum* und *Bosmina longirostris* geprägt. Cladoceren waren im Gewässer Neelhof mit bis zu 269714 Ind./m² im Plankton vertreten. Dieser Wert wurde am 8.10.2002 bei einer Dominanz von *Daphnia cucullata* erfasst. An diesem Probenstermin wurde mit 1602,1 cm³/m² auch das größte Biovolumen dieser Planktongruppe verzeichnet. Das mittlere Gesamtbiovolumen im Untersuchungszeitraum war mit 198,05 cm³/m² auffällig gering.

calanoide Copepoden

Diese Gruppe erreichte die größte Individuendichte und den größten Biovolumenwert im Untersuchungsjahr 2001. Die Höchstwerte wurden mit 144979 Ind./m² und 2783,6 cm³/m² am 9.07.2001 erfasst. Im Untersuchungsjahr 2002 konnte diese Gruppe im Frühjahr und Herbst bedeutende Anteile am Gesamtbiovolumen erreichen. Am 22.10.2002 wurde ein Biovolumen von 847,24 cm³/m² verzeichnet. Dies entspricht 82 % des Gesamtbiovolumens (1028,42 cm³/m²) an diesem Termin. *Eudiaptomus gracile* und *Eudiaptomus graciloides* dominierten innerhalb dieser Crustaceengruppe deutlich. Das mittlere Gesamtbiovolumen war mit 225,3 cm³/m² größer als das Gesamtvolumen der Cladoceren (198,05 cm³/m²).

cyclopoide Copepoden

Cyclopoide Copepoden stellten mit einem mittleren Biovolumen von 260,22 cm³/m² den größten Anteil am Gesamtbiovolumen (908,41 cm³/m²) des Gewässers Neelhof. Die größte Individuendichte und das größte Biovolumen wurden mit 257346 Ind./m² und 5018,25 cm³/m² bei deutlicher Dominanz von *Cyclops vicinus* und *Cyclops strenuus* am 17.04.2003 erfasst. Dies entspricht 92 % des Gesamtbiovolumens (5465,97 cm³/m²) an diesem Untersuchungstermin. Die Sommerpopulation mit einer maximalen Individuenzahl von 103316 Ind./m² und einem Biovolumen von 464,92 cm³/m² wurde durch *Mesocyclops leuckarti* dominiert.

Nauplien + Copepodide

Mit Individuenzahlen zwischen 4081 Ind./m² (21.01.2003) und 245469 Ind./m² (17.04.2003) wurde diese Sammelgruppe im Plankton nachgewiesen. Das mittlere Biovolumen betrug im Untersuchungszeitraum 4,2 cm³/m². Der Maximalwert von 63,33 cm³/m² wurde am 17.04.2003 erfasst.

Rotatorien

Rotatorien waren mit einer mittleren Abundanz von 598896 Ind./m² und einem Höchstwert von 2520408 Ind./m² am 9.08.2002 die dominierende Zooplanktongruppe im Gewässer Neelhof. Mit einem mittleren Biovolumen von 220,63 cm³/m² stellte diese Gruppe nach den cyclopoiden Copepoden mit 260,22 cm³/m² den größten Anteil am mittleren Gesamtbiovolumen von 908,41 cm³/m² des Gewässers Neelhof. *Keratella cochlearis* dominierte deutlich die Rotatoriengesellschaft. Im Frühjahr 2002 und 2003 konnten *Keratella quadrata* und *Polyarthra sp.* hohe Abundanzen erreichen. Während der Cyanophyceenblüte im Jahr 2002 erreichte auch *Asplanchna priodonta* hohe Individuenzahlen mit bis zu 166530 Ind./m² am 10.09.2002.

3.4.2.5 Wilkenburg

Auch im Gewässer Wilkenburg wurde die Planktongesellschaft stark durch Rotatorien geprägt. Im Vergleich zum Gewässer Neelhof wurden aber deutlich höhere Abundanzen bei Cladoceren und cyclopoiden Copepoden festgestellt, wodurch auch das höchste mittlere Biovolumen aller Untersuchungsgewässer ($4731,1 \text{ cm}^3/\text{m}^2$) begründet liegt. Auffällig war der signifikante Rückgang des Biovolumens von Cladoceren und Copepoden während der Sommermonate im Jahr 2002 und 2003.

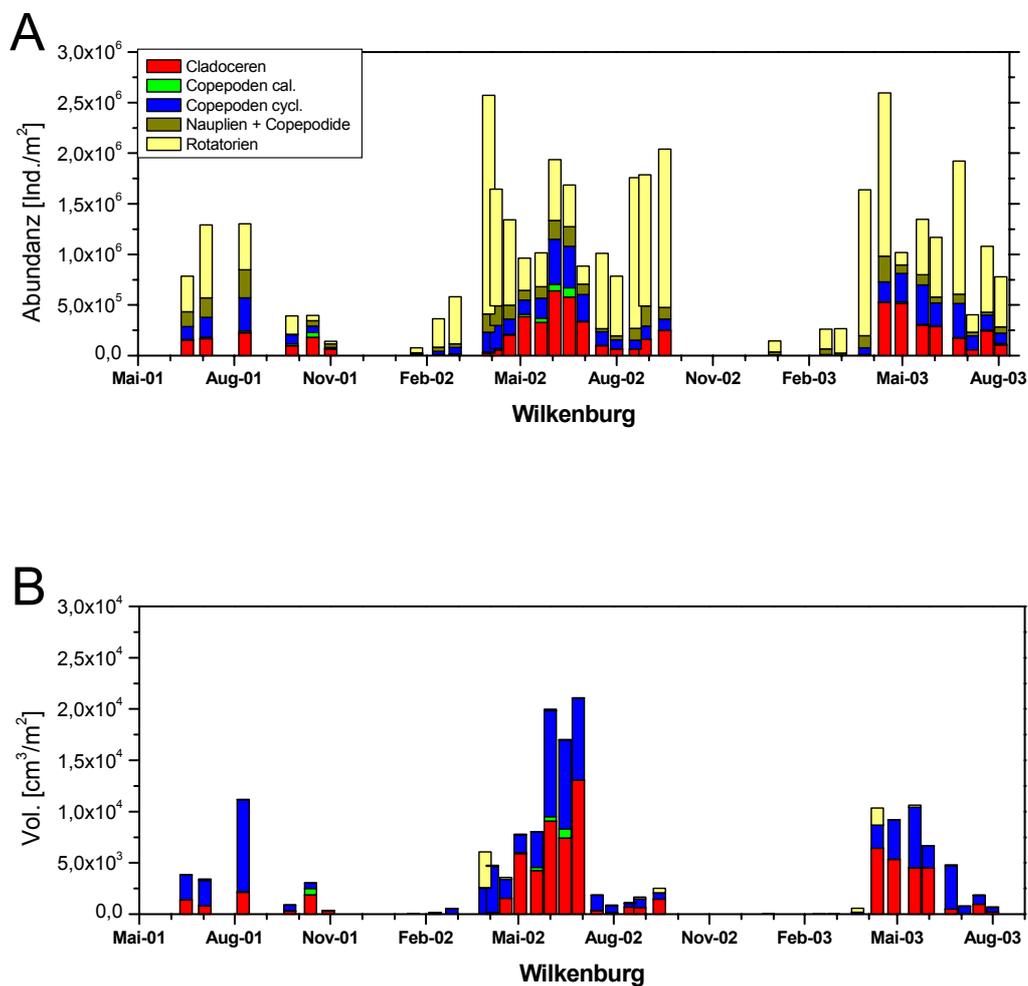


Abbildung 43: Zooplanktonabundanzen (A) und -biovolumen (B) des Gewässers Wilkenburg

Cladoceren

Vergleichbar mit dem Gewässer Neelhof wurde mit erhöhtem Aufkommen von Dinoflagellaten und Cyanophyceen (vgl. 3.4.1.5) ein starker Einbruch der Cladocerenpopulation in den Sommermonaten beobachtet. Während im Frühjahr *Bosmina longirostris* und *Daphnia cucullata* dominierten, war das Sommerplankton zunächst durch hohe Dichten von *Daphnia galeata* und *Daphnia longispina* mit Individuenzahlen bis zu 638816 Ind./m² am 25.06.2002 geprägt. Am 9.08.2002 wurde ein deutlicher Populationseinbruch festgestellt. Am 10.09.2002 wurden nur 62857 Ind./m² gezählt. In diesem Zeitraum und im weiteren Jahresverlauf dominierten *Bosmina coregoni* und *Daphnia cucullata* die Cladocerenpopulation mit Werten von bis zu 246938 Ind./m² am 8.10.2002. Im Jahr 2003 wurde eine ähnliche Sukzession mit Individuenzahlen bis zu 528285 Ind./m² am 6.05.2003 beobachtet. Gegen Ende der Untersuchung am 12.08.2002 dominierte *Diaphanosoma brachium* mit 115530 Ind./m² neben *Daphnia cucullata* die Cladocerengesellschaft. Mit einem mittleren Biovolumen von 2181,63 cm³/m² wurden im Untersuchungszeitraum 46 % des mittleren Gesamtbiovolumens (4731,1 cm³/m²) durch Cladoceren gebildet.

calanoide Copepoden

Mit einem mittleren Biovolumen von 80,23 cm³/m² war diese Gruppe von geringer Bedeutung innerhalb der Planktoncrustaceen. Die größte Individuendichte wurde mit 93061 Ind./m² am 9.07.2002 erfasst. An diesem Termin wurde mit 893,39 cm³/m² auch das maximale Biovolumen festgestellt. *Eudiaptomus graciloides* dominierte diese Planktongruppe deutlich.

cyclopoide Copepoden

Cyclopoide Copepoden waren stets in den Planktonproben vertreten. Mit 50 % Anteil (2382,57 cm³/m²) am mittleren Gesamtbiovolumen von 4731,1 cm³/m² stellten cyclopoide Copepoden die wichtigste Planktongruppe im Gewässer Wilkenburg dar. Die größte Abundanz wurde am 25.06.2002 mit einem Wert von 445061 Ind./m² erfasst. *Mesocyclops leuckarti* und *Macrocyclops albidus* dominierten in den Sommermonaten, während im Frühjahr *Cyclops vicinus* der häufigste Vertreter dieser Crustaceengruppe war.

Nauplien + Copepodide

Diese Gruppe erreichte Individuenzahlen zwischen 5823 Ind./m² (17.10.2001) und 276979 Ind./m² (2.09.2001). Das mittlere Biovolumen betrug im Untersuchungszeitraum 9,98 cm³/m². Der Maximalwert von 49,12 cm³/m² wurde am 27.07.2001 erfasst.

Rotatorien

Rotatorien waren mit Individuenzahlen zwischen 27537 Ind./m² (23.11.2001) und 2160761 Ind./m² (23.04.2002) im Plankton vertreten. Das mittlere Biovolumen im Untersuchungszeitraum war mit 215,84 cm³/m² vergleichbar dem Wert des Untersuchungsgewässers Neelhof (220,63 cm³/m²). *Keratella cochlearis*, *Keratella quadrata* und *Polyarthra sp.* dominierten die Rotatorienpopulation über nahezu den gesamten Untersuchungszeitraum.

3.4.2.6 Koldingen

In Bezug auf die Individuendichte wurde das Gewässer Koldingen deutlich durch Rotatorien dominiert. Die mittlere Rotatoriendichte war mit 411016 Ind./m^2 größer als in den Gewässern Marklohe (71782 Ind./m^2), Schäferhof (123084 Ind./m^2) und Hakenwerder (233085 Ind./m^2). Nur in Wilkenburg (640055 Ind./m^2) und Neelhof (598896 Ind./m^2) wurden höhere Werte erfasst. Das mittlere Biovolumen von $944,52 \text{ cm}^3/\text{m}^2$ war vergleichbar mit den Werten der Gewässer Marklohe ($940,95 \text{ cm}^3/\text{m}^2$) und Neelhof ($908,41 \text{ cm}^3/\text{m}^2$).

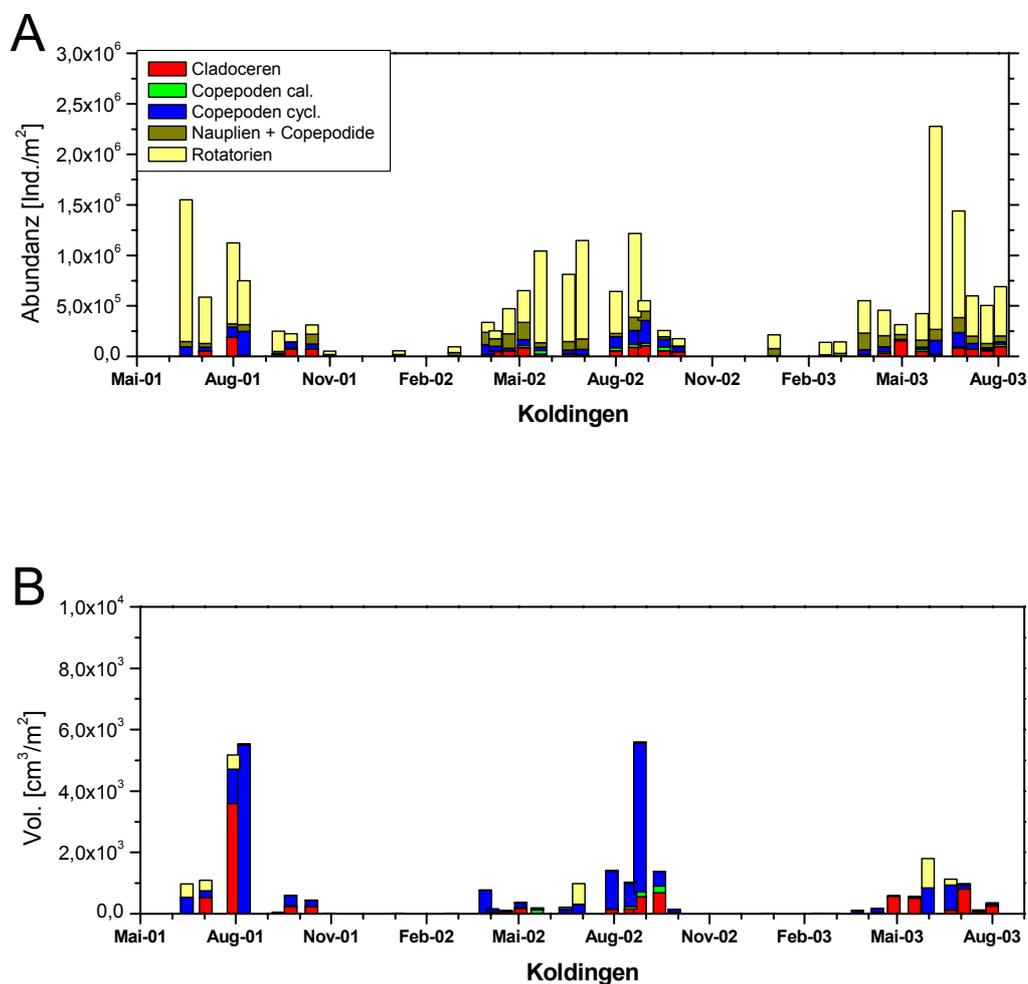


Abbildung 44: Zooplanktonabundanzen (A) und -biovolumen (B) des Gewässers Koldingen

Cladoceren

Cladoceren wurden im Gewässer Koldingen mit einer maximalen Individuendichte von 190285 Ind./m² erfasst. Dieser Wert und auch das größte Biovolumen mit 3598,29 cm³/m² wurden am 23.08.2001 verzeichnet. Die Frühjahrspopulation wurde durch *Daphnia longispina* und *Bosmina longirostris* geprägt, während die Sommer- und Herbstpopulation durch *Daphnia cucullata*, *Bosmina coregoni* und *Cerodaphnia reticulata* dominiert wurde. Mit einem mittleren Biovolumen von 261,77 cm³/m² hatten Cladoceren nach cyclopoiden Copepoden (555,03 cm³/m²) den größten Anteil am mittleren Gesamtbiovolumen von 944,52 cm³/m².

calanoide Copepoden

Mit durchschnittlich 10635 Ind./m² erreichten calanoide Copepoden nur geringe Individuenzahlen im Gewässer Koldingen. Die größte Individuendichte wurde im Sommer 2002 am 8.10.2002 mit 37959 Ind./m² erfasst. An diesem Termin wurde auch das größte Biovolumen mit 227,75 cm³/m² verzeichnet. *Eudiaptomus graciloides* dominierte diese Crustaceengruppe im gesamten Zeitraum der Untersuchung.

cyclopoide Copepoden

Diese Gruppe stellte mit 59 % (555,03 cm³/m²) den größten Anteil am mittleren Gesamtbiovolumen des Gewässers Koldingen (944,52 cm³/m²). Die höchsten Individuenzahlen wurden in den Sommermonaten erfasst. Am 2.09.2001 wurden 236734 Ind./m² und am 19.09.2002 222448 Ind./m² gezählt. Diese Sommerpopulationen wurden deutlich durch *Mesocyclops leuckarti* dominiert. In diesem Zeitraum wurde aber auch *Paracyclops fimbriatus* häufig in den Planktonproben erfasst.

Nauplien + Copepodide

Im Gewässer Koldingen erreichte diese Sammelgruppe Individuenzahlen zwischen 1537 Ind./m² und 170612 Ind./m². Der Höchstwert wurde am 27.05.2002 erfasst. Das mittlere Biovolumen von 2,26 cm³/m² war der niedrigste Wert aller Untersuchungs-gewässer.

Rotatorien

Rotatorien stellten nach cyclopoiden Copepoden und Cladoceren mit $99,58 \text{ cm}^3/\text{m}^2$ den größten Anteil am mittleren Gesamtbiovolumen von $944,52 \text{ cm}^3/\text{m}^2$ im Gewässer Koldingen. Die größten Abundanzen wurden in den Sommermonaten erfasst. Am 24.06.2003 wurde die maximale Individuendichte mit 2008714 Ind./m^2 verzeichnet und an diesem Termin auch das größte Biovolumen mit $954,14 \text{ cm}^3/\text{m}^2$ gemessen. Dies entspricht 53 % des gesamten Biovolumens ($1802,88 \text{ cm}^3/\text{m}^2$) an diesem Termin. *Keratella cochlearis* und *Polyarthra spp.* dominierten die Rotatoriengemeinschaft über den gesamten Zeitraum der Untersuchung.

3.5 Untersuchungen zur vertikalen Planktonverteilung

Die Stratifikation des Wasserkörpers in Kombination mit der hohen Trophie der flussnahen Abgrabungsgewässer führt zu einer extremen Sauerstoffzehrung im Hypolimnion (Abbildung 45). Dies führt zu einer Einengung des Lebensraumes für obligate Aerobier, wodurch der Prädationsdruck auf Organismen deutlich erhöht wird (Dokulil 1991). In den folgenden Abschnitten ist die Vertikalverteilung des Phyto- und Zooplanktons der Gewässer Marklohe und Neelhof während der Stagnationsperiode im Sommer 2003 dargestellt.

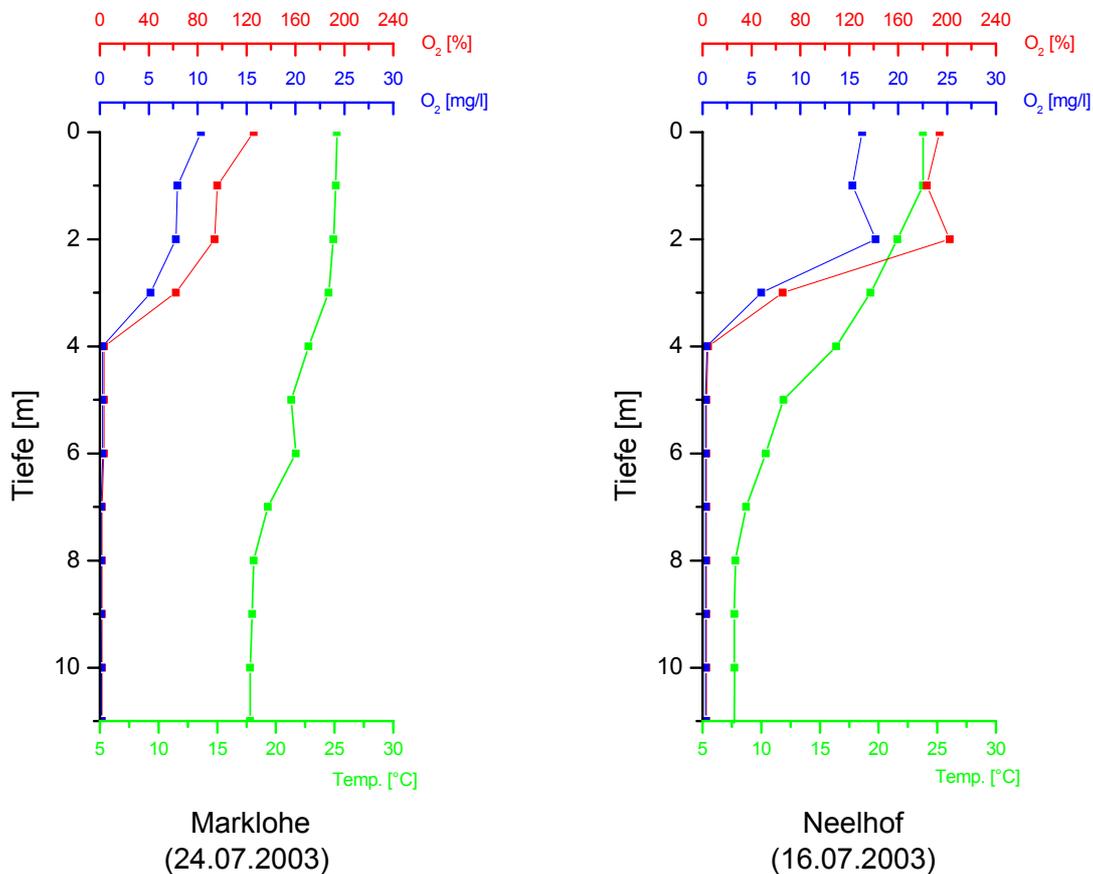


Abbildung 45: Sauerstoff- und Temperaturprofile der Untersuchungsgewässer Marklohe und Neelhof im Sommer 2003

3.5.1 Phytoplankton

3.5.1.1 Marklohe

Abbildung 46 zeigt die vertikale Phytoplanktonverteilung am 24.07.2003 und am 5.08.2003 im Gewässer Marklohe. Die höchsten Zellzahlen und die größten Biovolumenwerte wurden im oberflächennahen Wasser (0 m) erfasst. Am 24.07.2003 wurden 59 % und am 5.08.2003 wurden 66 % des gesamten Phytoplanktonbiovolumens in dieser Tiefenstufe nachgewiesen. Am 24.07.2003 wurde keine deutliche Dominanz einer Phytoplanktonfamilie festgestellt. Cryptophyceen und Chlorophyceen erreichten im Oberflächenwasser (0 m) mit $9,44 \cdot 10^6$ Z/l und $9,37 \cdot 10^6$ Z/l vergleichbare Zellzahlen und auch Bacillariophyceen und Cyanophyceen mit $6,96 \cdot 10^6$ Z/l und $3,99 \cdot 10^6$ Z/l. Ab einer Wassertiefe von 1 Meter wurden deutlich geringere Zellzahlen erfasst. Chlorophyceen wurden in dieser Tiefenstufe mit $4,01 \cdot 10^6$ Z/l, Cryptophyceen mit $2,47 \cdot 10^6$ Z/l und Bacillariophyceen mit $2,07 \cdot 10^6$ Z/l gezählt. Cyanophyceen wurden nur noch mit $8,9 \cdot 10^5$ Z/l in den Proben nachgewiesen. Bei 3 Meter Wassertiefe wurde bei Bacillariophyceen mit $4,12 \cdot 10^6$ Z/l und Cyanophyceen mit $2,15 \cdot 10^6$ Z/l wieder eine deutliche Zunahme der Zelldichte verzeichnet (Abbildung 46 A). Zygnematophyceen und Dinophyceen waren mit Zellzahlen von maximal $3,67 \cdot 10^5$ Z/l und $1,05 \cdot 10^5$ Z/l in Bezug auf die Häufigkeit unbedeutend. Am darauf folgenden Probenstermin wurde eine deutliche Zunahme der Zellzahlen bei Bacillariophyceen festgestellt, während für Chlorophyceen, Cryptophyceen und Cyanophyceen etwa konstante Werte erfasst wurden. Die größte Zellzahl der Bacillariophyceen wurde mit $2,31 \cdot 10^7$ Z/l im oberflächennahen Wasserkörper bestimmt. Auch Chlorophyceen mit $9,14 \cdot 10^6$ Z/l, Cryptophyceen mit $8,34 \cdot 10^6$ Z/l und Cyanophyceen mit $4,61 \cdot 10^6$ Z/l erreichten in diesem Bereich ihre größte Zelldichte. Ab einer Wassertiefe von 3 Metern wurde ein deutlicher Rückgang der Zellzahlen erfasst (Abbildung 46 A). Bacillariophyceen wurden nur noch mit $3,14 \cdot 10^6$ Z/l⁻¹, Chlorophyceen mit $1,18 \cdot 10^6$ Z/l, Cyanophyceen mit $8,33 \cdot 10^5$ Z/l und Cryptophyceen nur noch mit $5,24 \cdot 10^5$ Z/l in den Proben gezählt.

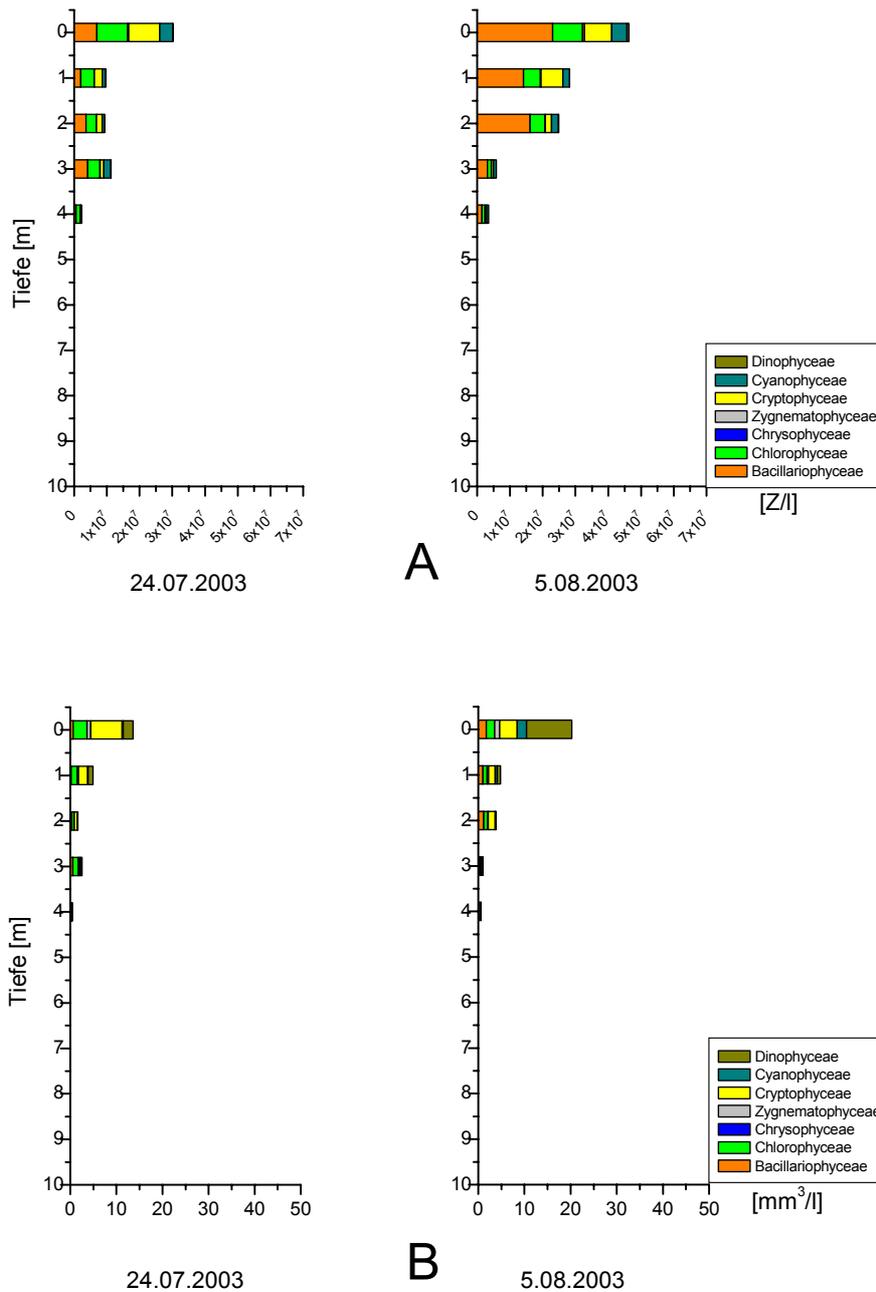


Abbildung 46: Vertikale Phytoplanktonabundanzen (A) und –biovolumen (B) des Gewässers Marklohe im Sommer 2003

In Bezug auf das Biovolumen waren Cryptophyceen mit $6,85 \text{ mm}^3/\text{l}$ die wichtigste Phytoplanktongruppe am 24.07.2003 (Abbildung 46 B). Chlorophyceen mit $3,06 \text{ mm}^3/\text{l}$ und Dinophyceen mit $2,09 \text{ mm}^3/\text{l}$ erreichten in dieser Tiefenstufe (0 m) ebenfalls bedeutende Anteile am Gesamtbiovolumen von $13,61 \text{ mm}^3/\text{l}$. Am 5.08.2003 hatten Dinoflagellaten mit $9,78 \text{ mm}^3/\text{l}$ vor Cryptophyceen mit $3,82 \text{ mm}^3/\text{l}$ deutlich den Hauptanteil am Gesamtbiovolumen von $20,25 \text{ mm}^3/\text{l}$, während Cyanophyceen ($2,0$

mm³/l), Chlorophyceen (1,79 mm³/l) und Bacillariophyceen (1,76 mm³/l) etwa gleich große Biovolumenwerte aufbauen konnten (Abbildung 46 B).

3.5.1.2 Neelhof

Bei den Untersuchungen zur vertikalen Phytoplanktonverteilung am 16.07.2003, am 29.07.2003 und am 12.08.2003 ergab sich im Gewässer Neelhof eine deutliche Dominanz von Cyanophyceen. Abbildung 38 zeigt hier die vertikale Phytoplanktonverteilung in diesem Zeitraum. Die höchsten Zellzahlen wurden mit $5,24 \cdot 10^7$ Z/l durch Cyanophyceen am 16.07.2003 im oberflächennahen Wasserkörper (0 m) gebildet. Neben den Cyanophyceen konnten nur Chlorophyceen mit maximal $8,09 \cdot 10^6$ Z/l (2 m) und Cryptophyceen mit $2,78 \cdot 10^6$ Z/l (2 m) hohe Zellzahlen erreichen. Am 29.07.2003 wurden insgesamt geringere Zellzahlen bei einer deutlichen Dominanz von Cyanophyceen verzeichnet. Die maximale Zellzahl dieser Familie wurde mit $2,51 \cdot 10^7$ Z/l in einer Tiefe von 2 Metern erfasst. An diesem Probenstermin wurden die restlichen Phytoplanktonfamilien nur mit sehr geringen Abundanzen nachgewiesen. Am 12.08.2003 konnten Chlorophyceen und Cryptophyceen Zellzahlen bis zu $2,38 \cdot 10^6$ Z/l (1 m) und $2,57 \cdot 10^6$ Z/l (0 m) erreichen. Cyanophyceen waren aber weiterhin die häufigsten Vertreter in den Planktonproben. Die größte Zelldichte mit $1,83 \cdot 10^7$ Z/l wurde in einer Tiefe von 2 Metern erfasst.

In Bezug auf das Biovolumen wurde das Plankton an den drei Terminen deutlich durch Dinoflagellaten mit einer auffälligen Präferenz für die Wassertiefe von 2 Metern bestimmt (Abbildung 47 B). Am 16.07.2003 konnten Chlorophyceen mit 2,56 mm³/l (2 m) und 2,8 mm³/l (3 m) bedeutende Anteile am Gesamtbiovolumen erreichen. Für Cyanophyceen wurde das Maximum mit 2,54 mm³/l in der Probe des Oberflächenwassers (0 m) verzeichnet. Dinoflagellaten erreichten in 2 Metern Tiefe einen maximalen Wert von 13,88 mm³/l. Am darauf folgenden Termin konnten nur Cyanophyceen mit 2,06 mm³/l (2 m) neben den deutlich dominierenden Dinoflagellaten mit 31,91 mm³/l (2 m) größere Biovolumen aufbauen. Am 12.08.2003 wurde der größte Biovolumenwert von Dinoflagellaten mit 41,63 mm³/l (2 m) erfasst. Cyanophyceen erreichten mit 4,45 mm³/l in 2 Meter Tiefe und Cryptophyceen mit 4,53 mm³/l in 4 Meter Tiefe bedeutende Anteile am Gesamtbiovolumen.

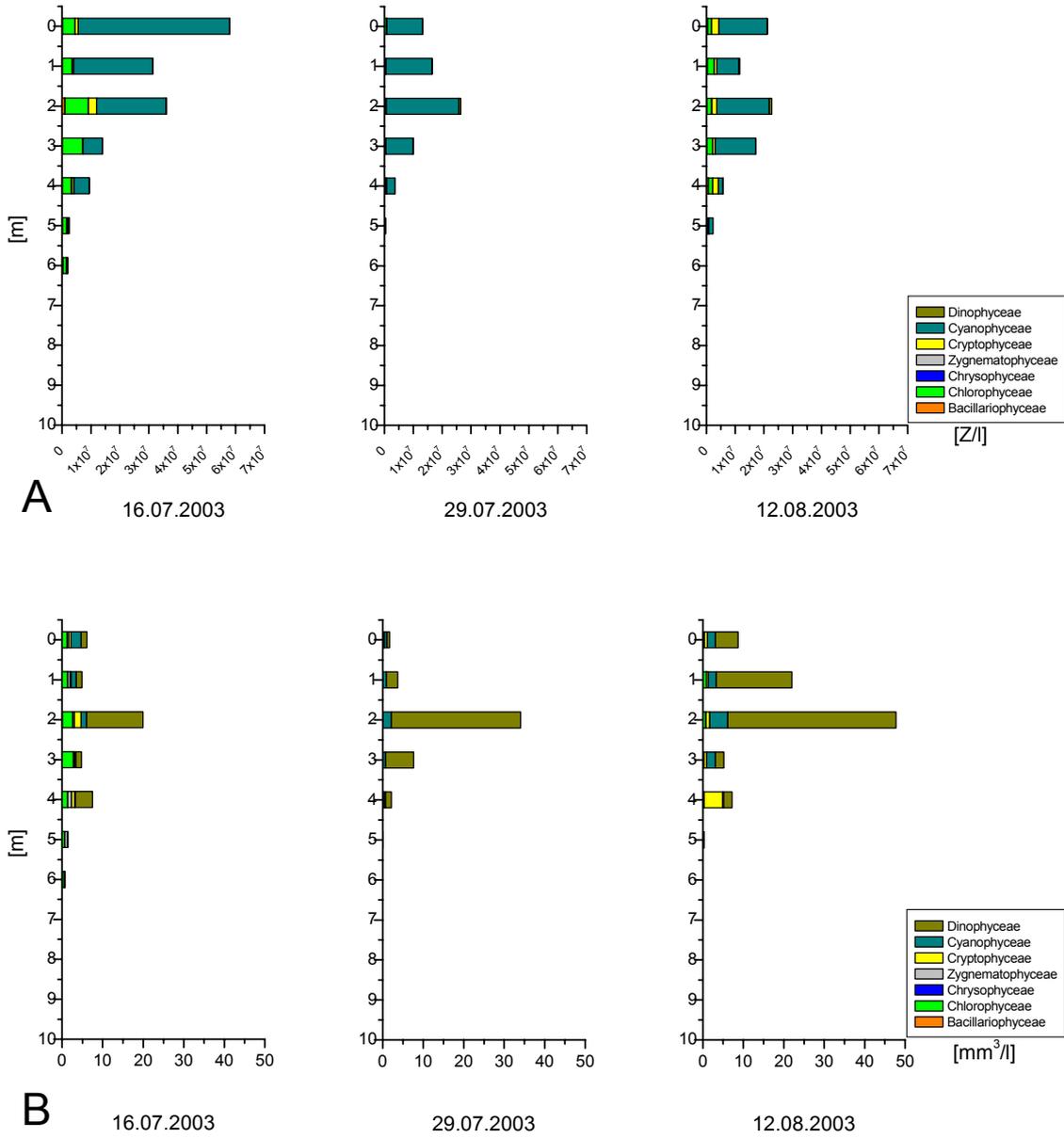


Abbildung 47: Vertikale Phytoplanktonabundanzen (A) und –biovolumen (B) des Gewässers Neelhof im Sommer 2003

3.5.2 Zooplankton

3.5.2.1 Marklohe

In Abbildung 49 ist die vertikale Zooplanktonverteilung des Gewässers Marklohe im Sommer 2003 dargestellt. Die höchsten Individuenzahlen und auch das größte Biovolumen wurden in der Tiefenstufe 0 bis 2 Meter erfasst. Am 24.07.2003 waren 93,6% des Zooplanktonbiovolumens in dieser Tiefenstufe zu finden. Am 5.08.2003 waren es noch 66,7 %. Während am 24.07.2003 Cladoceren und cyclopoide Copepoden mit 281962 Ind./m³ und 238101 Ind./m³ vergleichbare Abundanzen erreichten, konnte am 15.08.2003 ein deutlicher Rückgang der Copepodendichte auf 75949 Ind./m³ beobachtet werden. Bei den Cladoceren gab es dagegen eine deutliche Zunahme der Gesamtindividuenzahl von 354112 Ind./m³ auf 645314 Ind./m³. Daraus resultiert der mit 75,6 % (2648 cm³/m³) relativ große Anteil von Cladoceren am Gesamtzooplanktonbiovolumen von 3502 cm³/m³ an diesem Termin. Im Gegensatz zum 24.07.2003 (58101 Ind./m³) wurden am 5.08.2003 mit 220000 Ind./m³ deutlich mehr Cladoceren in der Tiefenstufe von 2 bis 4 Metern erfasst. An beiden Probenentnahmen wurden keine deutlichen Unterschiede in der Zusammensetzung der einzelnen Zooplanktongruppen verzeichnet. Innerhalb der Cladoceren wurde eine deutliche Dominanz von *Bosmina longirostris* festgestellt und bei den Copepoden dominierte *Mesocyclops leuckartii*.

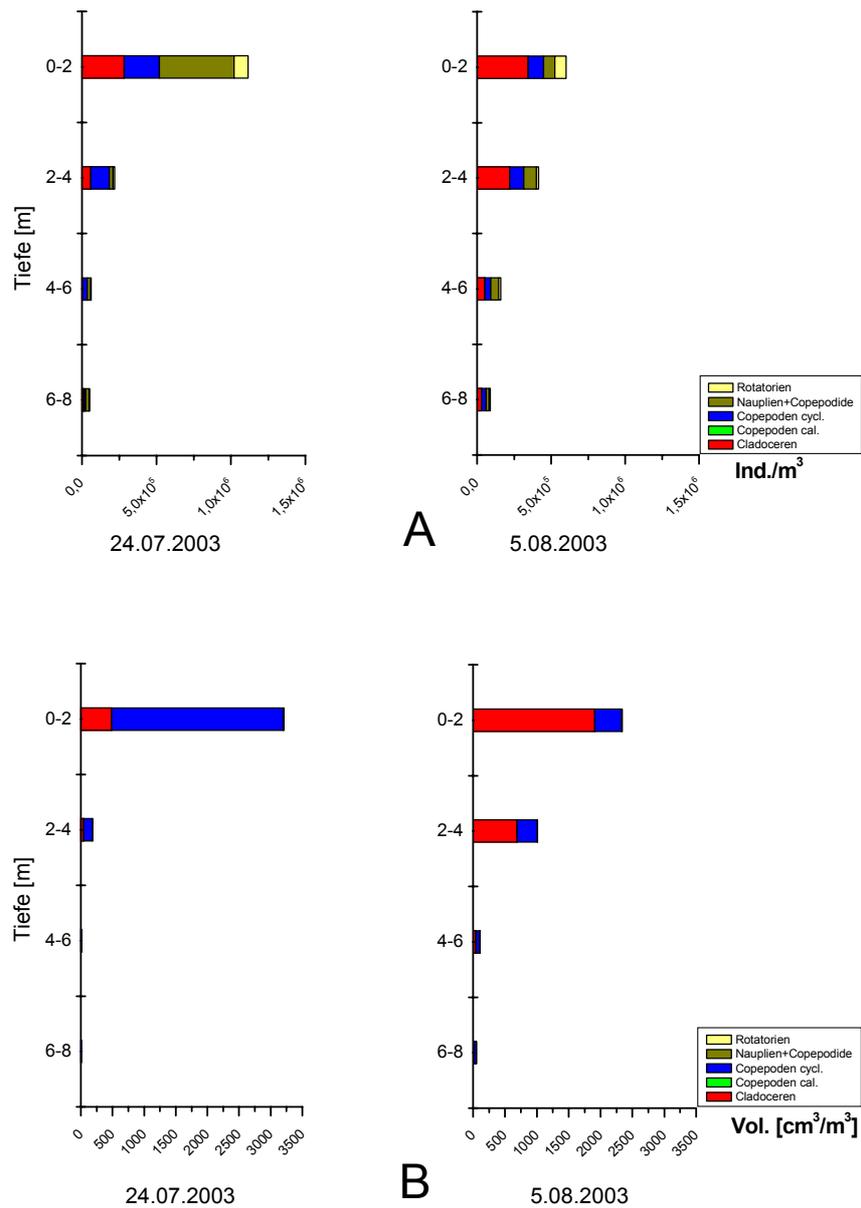


Abbildung 48: Vertikale Zooplanktonabundanzen (A) und -biovolumen (B) des Gewässers Marklohe im Sommer 2003

3.5.2.2 Neelhof

Abbildung 49 zeigt die vertikale Verteilung des Zooplanktons im Gewässer Neelhof während der Stagnationsperiode im Sommer 2003. Im Vergleich zum Gewässer Marklohe fällt ein deutlich geringeres Zooplanktonbiovolumen auf. Am 16.07.2003 wurde ein Wert von $443 \text{ cm}^3/\text{m}^3$ und am 29.07.2003 ein Wert von $461 \text{ cm}^3/\text{m}^3$ erfasst, während im Gewässer Marklohe Werte von $3427 \text{ cm}^3/\text{m}^3$ (24.07.2003) und 3502

cm^3/m^3 (5.08.2003) verzeichnet wurden. Die Zooplanktongemeinschaft wurde in diesem Zeitraum durch Rotatorien der Gattung *Keratella* dominiert.

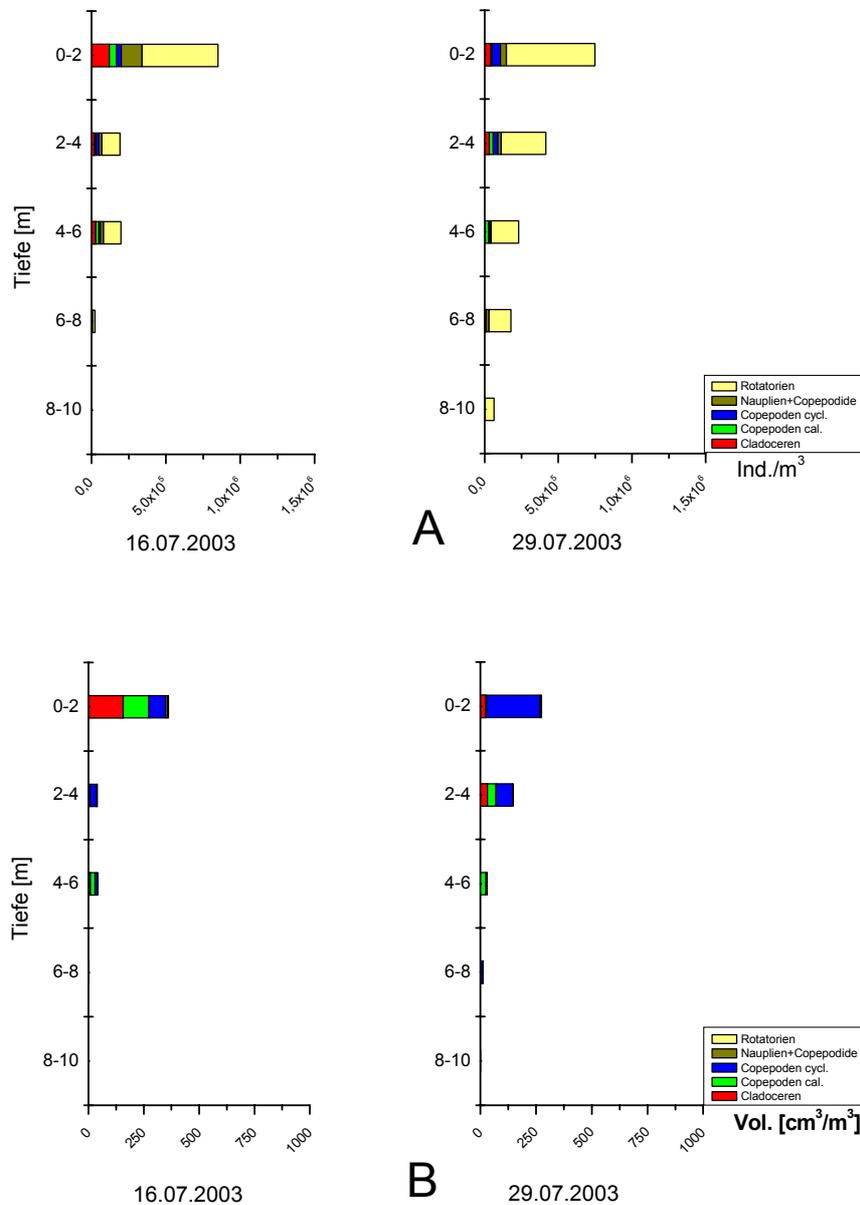


Abbildung 49: Vertikale Zooplanktonabundanz (A) und -biovolumen (B) des Gewässers Neelhof im Sommer 2003

Am 16.07.2003 wurden 510379 Ind./m^3 im Oberflächenwasser (0m-2m) nachgewiesen. Bis zum 29.07.2003 stieg die Individuenzahl auf 600632 Ind./m^3 . Im oberflächennahen Wasserkörper wurden Cladoceren am 16.07.2003 mit einer Häufigkeit von 119620 Ind./m^3 und einem Biovolumen von $156,7 \text{ cm}^3/\text{m}^3$ erfasst. Am

29.07.2003 wurde ein deutlicher Rückgang der Populationsdichte auf 41139 Ind./m³ verzeichnet und damit einhergehend ein Wechsel in der Artenzusammensetzung beobachtet. Während am 16.07.2003 *Daphnia cucullata* deutlich dominierte, wurde die Cladocerenpopulation am 29.07.2003 durch *Bosmina longirostris* und *Diaphanosoma brachyurum* geprägt. Am 29.07.2003 wurde im Bereich von 0 bis 2 Metern eine deutliche Zunahme der cyclopoiden Copepoden von 31898 Ind./m³ (16.07.2003) auf 57594 Ind./m³ erfasst, wodurch 88,3 % des gesamten Zooplanktonbiovolumens im oberflächennahen Wasser durch cyclopoide Copepoden gebildet wurde.

3.6 Untersuchungen zur 0+ Ichthyozönose

3.6.1 Abundanz und Diversität

Im Untersuchungszeitraum wurden insgesamt 4583 Individuen von 18 Fischarten als 0+ Stadien gefangen. In Tabelle 5 sind die nachgewiesenen 0+ Fische der einzelnen Untersuchungsgewässer dargestellt.

Tabelle 5: Fangzahlen von 0+ Fischen in den Untersuchungsgewässern Marklohe (ML), Schäferhof (SH) und Hakenwerder (HW). Strömungspräferenzen nach SCHIEMER 1988

Familie	Art	ML	SH	HW	Strömungspräferenz
Esocidae	<i>Esox lucius</i> LINNAEUS (Hecht)	1		1	indifferent
Cyprinidae	<i>Abramis bjoerkna</i> LINNAEUS Güster	12	4		indifferent
	<i>Abramis brama</i> LINNAEUS (Brasse)	115	688	123	indifferent
	<i>Alburnus alburnus</i> LINNAEUS (Ukelei / Laube)	51	126	45	indifferent
	<i>Aspius aspius</i> LINNAEUS (Rapfen)	14	6		rheophil
	<i>Carassius carassius</i> LINNAEUS (Karausche)			1	limnophil
	<i>Gobio gobio</i> LINNAEUS (Gründling)	12	20		rheophil
	<i>Leuciscus cephalus</i> LINNAEUS (Döbel)	55	58		rheophil
	<i>Leuciscus idus</i> LINNAEUS (Aland)	111	1		rheophil
	<i>Leuciscus leuciscus</i> LINNAEUS (Hasel)	174	139		rheophil
	<i>Rutilus rutilus</i> LINNAEUS (Plötze)	624	676	12	indifferent
	<i>Scardinius erythrophthalmus</i> LINNAEUS (Rotfeder)		10		limnophil
	<i>Vimba vimba</i> LINNAEUS (Zährte)	1	81		rheophil
Gasterosteidae	<i>Gasterosteus aculeatus</i> LINNAEUS (Dreist. Stichling)	3			limnophil
Cobitidae	<i>Cobitis taenia</i> LINNAEUS (Steinbeißer)	3	1		indifferent
Percidae	<i>Gymnocephalus cernuus</i> LINNAEUS (Kaulbarsch)	9	18	1	indifferent
	<i>Perca fluviatilis</i> LINNAEUS (Flussbarsch)	239	700	375	indifferent
	<i>Sander lucioperca</i> LINNAEUS (Zander)	36	20	10	indifferent

Bei der Elektrofischung und bei Sichtungen wurden auch adulte Fische erfasst und in den Gewässern Marklohe und Schäferhof die Arten *Anguilla anguilla* L. und *Gasterosteus aculeatus* L. nachgewiesen. Die Arten *Esox lucius* L. und *Cyprinus carpio* L. wurden nur in den Gewässern Schäferhof und Hakenwerder beobachtet.

3.6.2 Nahrungsuntersuchungen

In den folgenden Abschnitten werden die prozentualen Anteile von Cladoceren, Copepoden und sonstigen Taxa an der Nahrung der Perciden *Perca fluviatilis* L. und *Sander lucioperca* L. vorgestellt. In der Kategorie „sonstige“ wurden Organismen zusammengefasst, die nur in geringer Abundanz in der Nahrung gefunden wurden (z.B. Nauplien, Copepodide und Rotatorien). Bei den Cypriniden *Abramis brama* L. und *Leuciscus leuciscus* L. wurden zusätzlich aquatische Insektenlarven und Anflugnahrung als Nahrungsorganismen in den Grafiken dargestellt.

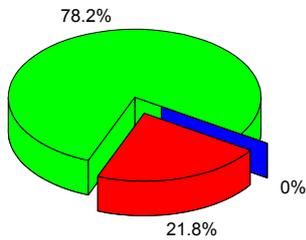
Neben den Untersuchungen zur Nahrungszusammensetzung, die in den Abschnitten 3.5.2.1-3.5.2.3 dargestellt sind, zeigten auch die Vermessungen der Nahrungspartikel auffällige Ergebnisse (Tabelle 6). Es wurde in allen Untersuchungsgewässern eine deutliche Verschiebung des Größenspektrums der gefressenen Cladoceren beobachtet. Die gefressenen Cladoceren waren in den Untersuchungsgewässern zu Beginn der Untersuchung stets größer als zum Ende der Beprobung. Die größten Differenzen wurden in den Gewässern Schäferhof (SH) und Marklohe mit je 0,4 mm erfasst.

Tabelle 6: Mittlere Längen (mm) der von *Perca fluviatilis* L. gefressenen Cladoceren zu Beginn und am Ende der Beprobungszeit

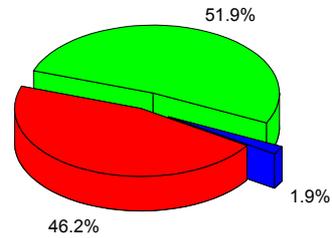
	Anfang	Ende
Marklohe	1,4	1,15
Schäferhof	1,6	1,2
Hakenwerder	1,4	1,0

3.6.2.1 Marklohe

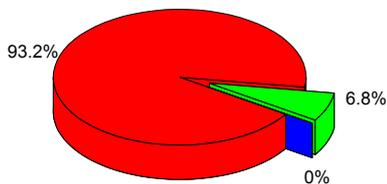
19.06.2002



29.07.2002



15.08.2002



29.08.2002

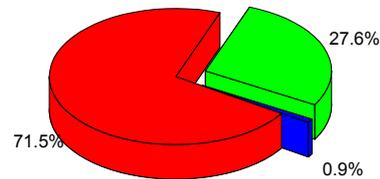
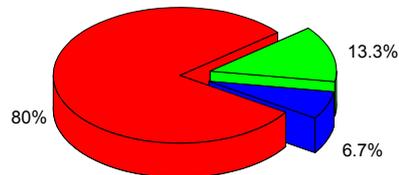


Abbildung 50: Nahrung von *Perca fluviatilis* L. im Untersuchungsgewässer Marklohe

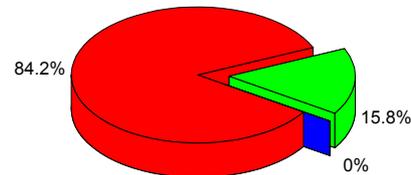
Die Abbildung 50 zeigt die prozentualen Anteile von Cladoceren, Copepoden und sonstiger Taxa an der planktischen Nahrung von *Perca fluviatilis* L. im Untersuchungsgewässer Marklohe. Zu Beginn der Untersuchung am 19.06.2002 fällt der hohe Anteil von Copepoden (78,2 %) an der Nahrung auf. Cladoceren wurden nur mit einem Anteil von 21,8 % bei den Präparationen gefunden. Im weiteren Verlauf der Untersuchung stieg der Anteil von Cladoceren deutlich an. Am 29.07.02 bestand die Nahrung der Jungfische zu 46,2 % aus Cladoceren und zu 51,9 % aus Copepoden (Sonstige 1,9 %), am 15.08.02 bestand sie zu 93,2 % aus Cladoceren und nur zu 6,8 % aus Copepoden. Am 29.08.02 wurde der Anteil von Cladoceren an der Nahrung mit 71,5 % gegenüber 27,6 % Copepoden geringer (Sonstige 0,9 %) Im Gewässer

Marklohe bestand die Cladocerenahrung von *Perca fluviatilis* L. über den gesamten Verlauf der Untersuchung hinweg überwiegend aus Vertretern der Gattung *Daphnia*.

19.06.2002



26.06.2002



30.07.2002

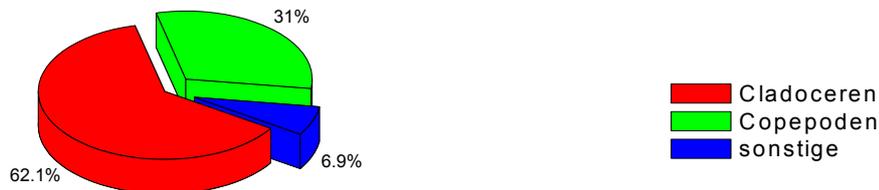
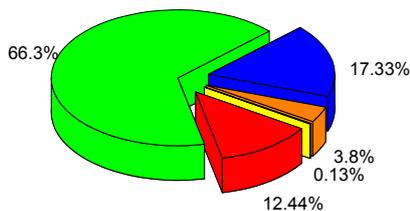


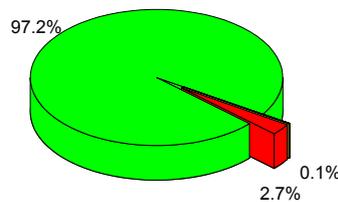
Abbildung 51: Nahrung von *Sander lucioperca* L. im Untersuchungsgewässer Marklohe

Die planktische Nahrung von *Sander lucioperca* L. wurde im Gewässer Marklohe zu einem hohen Anteil durch Cladoceren der Gattung *Daphnia* gebildet (Abbildung 51). Zu Beginn der Untersuchung bestand die Nahrung zu 80 % aus Cladoceren und nur zu 13,3 % aus Copepoden. Die sonstigen Nahrungsorganismen (6,7 %) waren überwiegend Nauplien und Copepodide. Zum nächsten Probenstermin am 26.06.2002 stieg der Anteil von Cladoceren an der Nahrung auf 84,2 %, um bis zum 30.07.2002 wieder leicht zurückzugehen. Nach dem 30.07.2002 wurden bei den Nahrungsuntersuchungen keine Planktonorganismen mehr gefunden, da die Fische zur piscivoren Ernährungsweise übergegangen waren.

29.07.2002



15.08.2002



21.09.2002

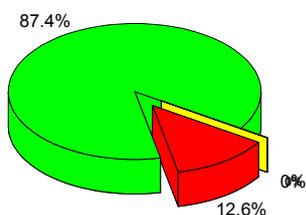
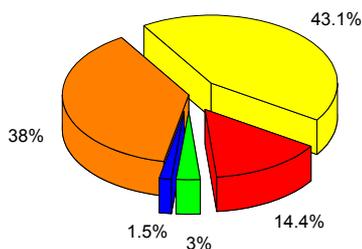


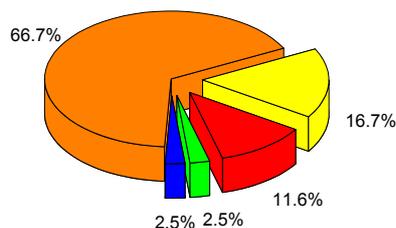
Abbildung 52: Nahrung von *Abramis brama* L. im Untersuchungsgewässer Marklohe

Die Nahrungszusammensetzung von *Abramis brama* L. unterscheidet sich im Gewässer Marklohe deutlich von den Präferenzen der Perciden *Perca fluviatilis* L. und *Sander lucioperca* L. (Abbildung 52). Der Hauptanteil der Nahrung dieser Art wurde durch Copepoden gebildet. Am 30.07.2002 bestand die Nahrung zu 66,3 % aus Copepoden und zu 12,4 % aus Cladoceren. Der Anteil der Copepoden an der Nahrung von *Abramis brama* L. stieg zum 15.08.2002 auf 97,2 % und fiel am 21.09.2002 auf einen Anteil von 87,4 % Copepoden gegenüber 12,6 % Cladoceren ab.

2.07.2002



29.07.2002



29.08.2002

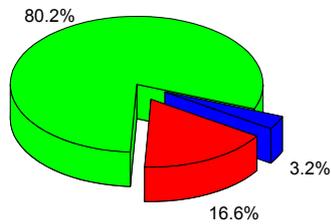


Abbildung 53: Nahrung von *Leuciscus leuciscus* L. im Untersuchungsgewässer Marklohe

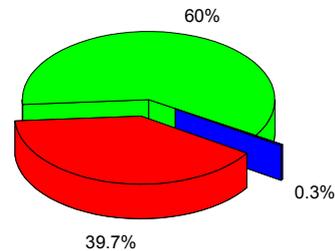
Die Nahrungspräferenzen von *Leuciscus leuciscus* L. veränderten sich im Untersuchungsverlauf deutlich (Abbildung 53). Zu Beginn der Untersuchung am 2.07.2002 bestand die Nahrung zu 43,1 % aus Anflugnahrung, zu 38 % aus aquatischen Insektenlarven und zu 14,4% aus Cladoceren. Copepoden stellten mit 3 % nur einen geringen Anteil an der Nahrung dieser Fischart. Zum nächsten Probenstermin am 29.07.2002 stieg der Anteil von aquatischen Insektenlarven auf 66,7 %, während der Anteil von Anflugnahrung und Cladoceren auf 16,7 % und 11,6 % abgenommen hat. Am 29.08.2002 wurde eine auffällige Änderung der Nahrungspräferenzen bei *Leuciscus leuciscus* L. beobachtet (Abbildung 53). An diesem Probenstermin bestand die Nahrung ausschließlich aus Cladoceren der Gattung *Daphnia*.

3.6.2.2 Schäferhof

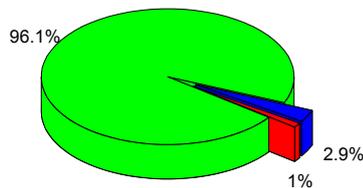
19.6.2002



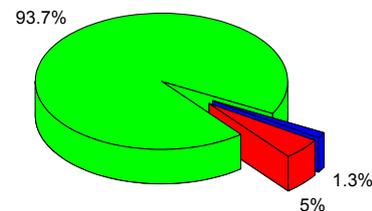
2.07.2002



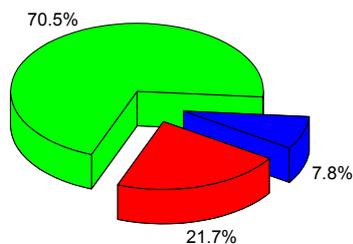
30.07.2002



15.08.2002



29.08.2002



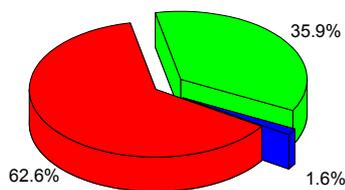
■ Cladoceren
■ Copepoden
■ sonstige

Abbildung 54: Nahrung von *Perca fluviatilis* L. im Untersuchungsgewässer Schäferhof

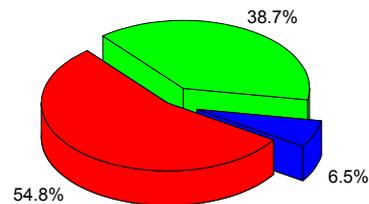
Die Abbildung 54 zeigt die Nahrungspräferenzen von *Perca fluviatilis* L. im Untersuchungsgewässer Schäferhof. Im Gegensatz zu den Gewässern Marklohe und Hakenwerder dominieren Copepoden über den gesamten Untersuchungszeitraum die Nahrung. Am 19.06.2002 bestand die Nahrung zu 80,2 % aus Copepoden und zu 16,6 % aus Cladoceren (3,2 % sonstige). Am 2.07.2002 nimmt der Anteil der Copepoden an der Nahrung zunächst auf 60 % (Cladoceren 38,7 %) zu. An den nächsten

Probenterminen 30.07.2002 und 15.08.2002 stieg der Anteil von Copepoden wieder auf 96,1 % und 93,7 %. Der Cladocerenanteil ging auf 2,9 % (30.07.2002) und auf 1,3 % (15.08.2002) zurück. Im weiteren Verlauf der Untersuchung nahm der Anteil der Copepoden wieder leicht ab. Am 29.08.2002 bestand die Nahrung aus 70,5 % Copepoden, 21,7 % Cladoceren und zu 7,8 % aus sonstigen Organismen (Abbildung 54).

19.06.2002



26.06.2002



30.07.2002

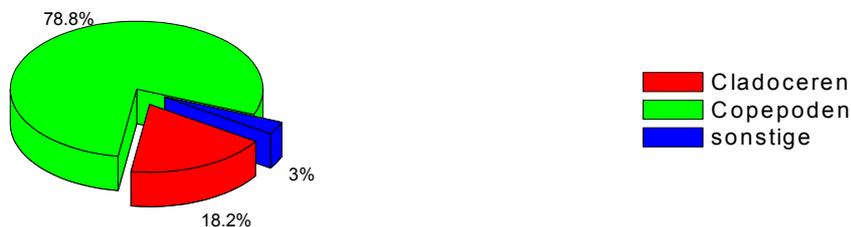
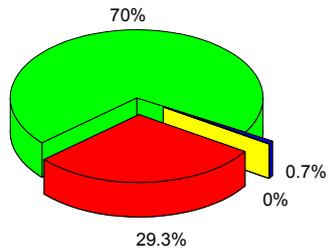


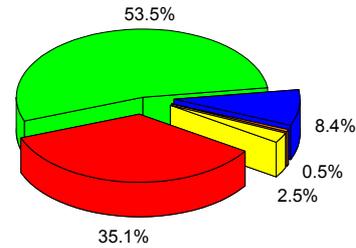
Abbildung 55: Nahrung von *Sander lucioperca* L. im Untersuchungsgewässer Schäferhof

Auch bei *Sander lucioperca* L. fällt zwar der höhere Anteil von Copepoden an der Nahrung im Vergleich zum Untersuchungsgewässer Marklohe auf (vgl. Abbildung 52), dennoch stellen, zumindest zu Beginn der Untersuchung, Cladoceren mit 62,6 % (19.06.2002) und 54,8 % (26.06.2002) den Nahrungshauptteil dieser Fischart im Gewässer Schäferhof (Abbildung 55). Bis zum 30.07.2002 sinkt der Anteil der Cladoceren aber deutlich bis auf 18,2 %. An diesem Probenstermin stellen Copepoden mit 78,8 % den Hauptanteil der Nahrung.

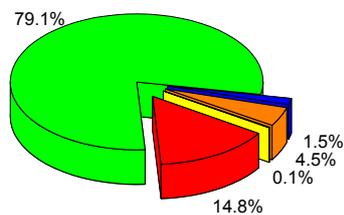
2.07.2002



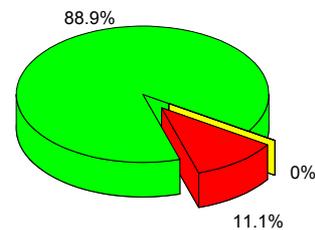
30.07.2002



15.08.2002



29.08.2002



21.09.2002

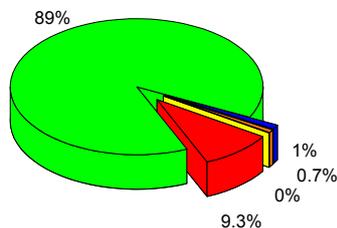
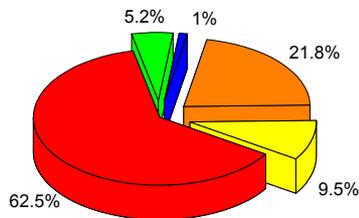


Abbildung 56: Nahrung von *Abramis brama* L. im Untersuchungsgewässer Schäferhof

Abbildung 56 zeigt die Nahrungspräferenzen von *Abramis brama* L. im Gewässer Schäferhof. An allen Probenentnahmen wurde bei den Untersuchungen ein hoher Anteil von Copepoden an der Nahrung von *Abramis brama* L. festgestellt. Am 2.07.2002 bestand die Nahrung zu 70 % aus Copepoden, zu 29,3 % aus Cladoceren und zu 0,7 % aus sonstigen Organismen. Am 30.07.2002 stieg der Anteil von Cladoceren auf 35,1 %, der Anteil von Copepoden ging auf 53,5 % zurück. Sonstige Organismen stellten 8,4 % der Gesamtnahrung an diesem Termin. Im weiteren Verlauf der Untersuchung nahm der Anteil der Copepoden an der Nahrung wieder deutlich zu. Am 15.08.2002 wurde ein Anteil von 79,1 % (Cladoceren 14,8 %) erfasst und am

29.08.2002 bestand die Nahrung bereits zu 88,9 % aus Copepoden (Cladoceren 11,1 %). Der letzte Probenentwurf (21.09.2002) zeigte eine ähnliche Verteilung mit 89 % Copepoden und 9,3 % Cladoceren.

2.07.2002



15.08.2002

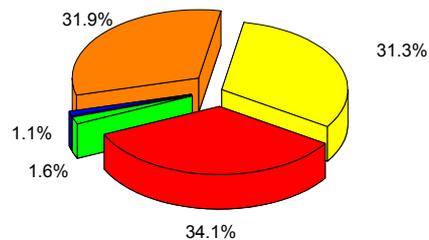
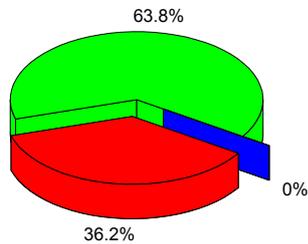


Abbildung 57: Nahrung von *Leuciscus leuciscus* L. im Untersuchungsgewässer Schäferhof

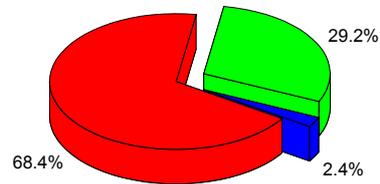
Die Nahrungspräferenzen von *Leuciscus leuciscus* L. zeigten im Verlauf der Untersuchung deutliche Unterschiede gegenüber den anderen Arten. Zu Beginn der Untersuchung am 2.07.2002 wurden alle Nahrungskategorien in den Därmen der Jungfische gefunden, wobei Cladoceren mit 62,5 % den Hauptanteil stellten. Mit 21,8 % hatten aquatische Insektenlarven ebenfalls einen bedeutenden Anteil an der Nahrung. Anflugnahrung (9,5 %) und Copepoden (5,2 %) wurden nur in geringen Abundanz in den Därmen gefunden. Am 15.08.2002 wurde eine ähnlich heterogene Nahrungszusammensetzung erfasst. Im Vergleich zum vorangegangenen Termin wurde eine deutliche Abnahme des Cladocerenanteils festgestellt, wodurch die Nahrung zu etwa gleichen Anteilen aus Cladoceren (34,1 %), aquatische Insektenlarven (31,9 %) und Anflugnahrung (31,3 %) gebildet wurde.

3.6.2.3 Hakenwerder

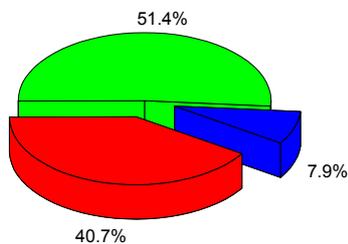
19.06.2002



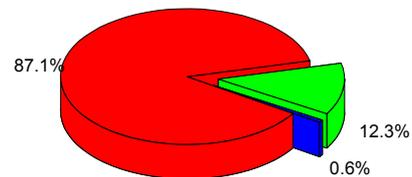
26.06.2002



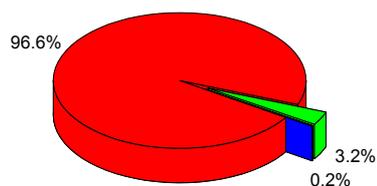
29.07.2002



15.08.2002



29.08.2002



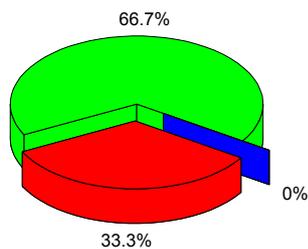
■ Cladoceren
■ Copepoden
■ sonstige

Abbildung 58: Nahrung von *Perca fluviatilis* L. im Untersuchungsgewässer Hakenwerder

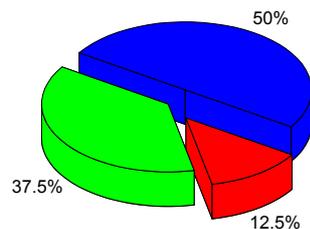
Abbildung 58 zeigt die Nahrung von *Perca fluviatilis* L. im Gewässer Hakenwerder. Die Nahrung setzt sich hauptsächlich aus Cladoceren und Copepoden zusammen. Zu Beginn der Untersuchung am 19.06.2002 bestand die Nahrung zu 63,8 % aus Copepoden und zu 36,2 % aus Cladoceren. Am 26.06.2002 wurde mit 68,4 % eine deutliche Zunahme der Cladocerenahrung beobachtet (Copepoden 29,2 %). Am 29.07.2002 ging der Anteil von Cladoceren auf 40,7 % zurück, der Anteil von Cope-

poden stieg auf 51,4 %. Im weiteren Verlauf der Untersuchung wurde ein deutlicher höherer Cladocerenanteil an der Nahrung von *Perca fluviatilis* L. festgestellt. So wurde am 15.08.2002 ein Anteil von 87,1 % und am 29.08.2002 ein Anteil von 96,6 % an der Nahrung erfasst. Copepoden hatten an diesen Probenentfermen mit 12,3 % und 3,2 % nur eine geringe Bedeutung für die Ernährung der Jungfische.

19.06.2002



26.06.2002



19.07.2002



■ Cladoceren
■ Copepoden
■ sonstige

Abbildung 59: Nahrung von *Sander lucioperca* L. im Untersuchungsgewässer Hakenwerder

In Abbildung 59 sind die Nahrungspräferenzen von *Sander lucioperca* L. im Gewässer Hakenwerder dargestellt. Am 19.06.2002 bestand die Nahrung zu 66,7 % aus Copepoden und zu 33,3 % aus Cladoceren. Am 26.06.2002 konnte eine starke Zunahme der Kategorie „sonstige“ (50 %) beobachtet werden. Der Anteil von Copepoden ging an diesem Probenentfermin auf 37,5 % zurück und der Anteil von Cladoceren fiel sogar auf 12,5 %. Am 19.07.2002 wurde eine Nahrungszusammensetzung bei *Sander lucioperca* L. von 50 % Copepoden, 7,7 % Cladoceren und 42,3 % der Kategorie „sonstige“ festgestellt.

3.6.3 Wachstum

In den folgenden Abschnitten wird die Längen-Häufigkeitsverteilung der gefangenen 0+ Fische des Perciden *Perca fluviatilis* L. und der Cypriniden *Abramis brama* L. und *Leuciscus leuciscus* L. an den einzelnen Probenterminen dargestellt.

3.6.3.1 Marklohe

An den Untersuchungsterminen 26.06.2002 und 2.07.2002 wurden im Gewässer Marklohe keine 0+ Fische von *Perca fluviatilis* L. gefangen. Am 19.06.2002 waren es nur fünf Exemplare mit einer Länge zwischen 3,6 cm und 4,6 cm. Am 30.07.2002 wurden im Gewässer Marklohe 18 Tiere mit einer Länge zwischen 6,1 cm und 8,2 cm und einer maximalen Häufigkeit der Größenklasse 7,2 cm erfasst (Abbildung 60).

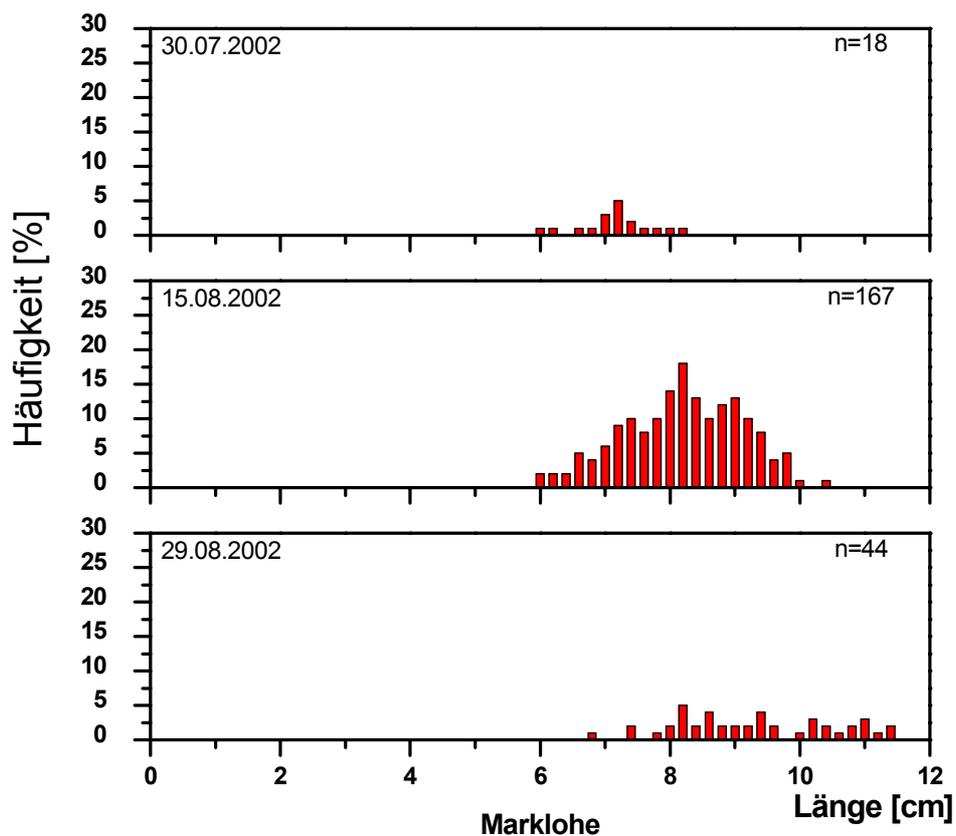


Abbildung 60: Wachstum von *Perca fluviatilis* L. im Gewässer Marklohe

Am darauf folgenden Probenstermin (15.08.2002) wurden in den Fängen 167 Individuen mit einer Länge zwischen 5,96 cm und 10,38 cm verzeichnet. Abbildung 59 (Mitte) zeigt erwartungsgemäß eine Normalverteilung mit einem Maximum der Größenklasse 8,2 cm. Am letzten Netzfangtermin (29.08.2002) wurden 44 Jungfische mit einer Länge zwischen 6,9 cm und 10,4 cm gefangen. Eine Normalverteilung der Totallängen konnte an diesem Untersuchungstermin nicht festgestellt werden.

Tabelle 7: Mittlere Totallängen von *Perca fluviatilis* L. im Gewässer Marklohe

Datum	Ø [cm]
19.06.2002	4,1
30.07.2002	7,2
15.08.2002	8,2
29.08.2002	9,4

Tabelle 7 zeigt die mittleren Totallängen von *Perca fluviatilis* L. im Gewässer Marklohe. Am 19.06.2002 wurde eine durchschnittliche Länge von 4,1 cm erfasst, zum 30.07.2002 stieg die mittlere Totallänge auf 7,2 cm und am 15.08.2002 und 29.08.2002 wurde ein weiterer Längenzuwachs auf durchschnittlich 8,2 cm, bzw. 9,4 cm beobachtet.

Tabelle 8: Mittlere Totallängen von *Abramis brama* L. im Gewässer Marklohe

Datum	Ø [cm]
30.07.2002	5,2
15.08.2002	4,34

Im Gewässer Marklohe wurden nur an zwei Terminen Brassen gefangen. Am 30.07.2002 waren es 104 Jungfische dieser Art mit Totallängen zwischen 3,10 cm und 9,30 cm. Die mittlere Länge der 0+ Brassen im Gewässer Marklohe betrug an diesem Probenstermin 5,2 cm (Tabelle 8). Am 15.08.2002 wurden nur 11 Fische mit Längen zwischen 2,78 und 4,93 cm gefangen.

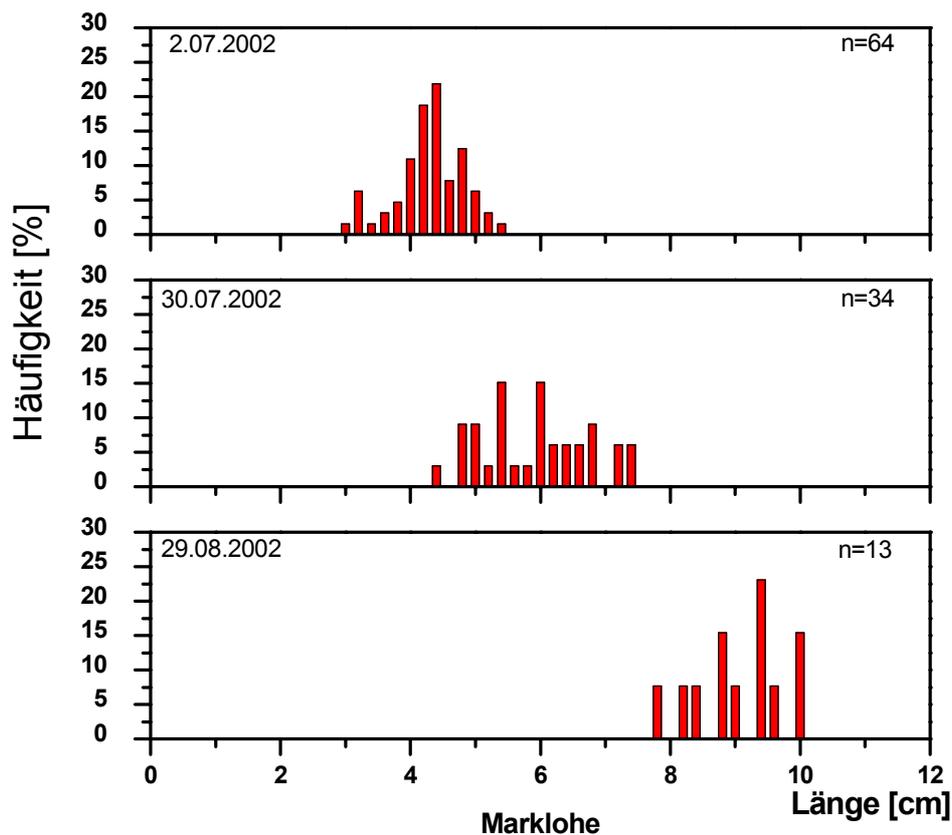


Abbildung 61: Wachstum von *Leuciscus leuciscus* L. im Gewässer Marklohe

Abbildung 61 zeigt die Längen-Häufigkeitsverteilung von *Leuciscus leuciscus* L. im Gewässer Marklohe. Am 2.07.2002 wurden 64 Fische zwischen 2,96 cm und 5,4 cm gefangen. Die Größenklassen zeigen eine Normalverteilung mit einem Maximum bei 4,4 cm. An den folgenden Probesterminen wurden mit 34 Tieren (30.07.2002), bzw. 13 Tieren (29.08.2002) nur wenige Fische gefangen. Am 30.07.2002 konnte bei den gefangenen Jungfischen mit Längen zwischen 4,36 cm und 7,33 cm keine deutliche Normalverteilung der Größenklassen beobachtet werden. Die Häufigkeitsverteilung zeigt zwei Maxima in den Größenklassen 5,4 cm und 6 cm (Abbildung 61). Aufgrund des geringen Probenumfangs von nur 13 Individuen ist auch am 29.08.2002 keine Normalverteilung zu erkennen. An diesem Termin wurden Fische zwischen 7,31 cm und 10 cm gefangen. Das Maximum der Häufigkeitsverteilung liegt bei der Größenklasse 9,4 cm.

Tabelle 9: Mittlere Totallängen von *Leuciscus leuciscus* L. im Gewässer Marklohe

Datum	Ø [cm]
2.07.2002	4,25
30.07.2002	5,88
29.08.2002	8,86

Tabelle 9 zeigt die mittleren Totallängen von *Leuciscus leuciscus* L. im Verlauf der Untersuchung. Bei den Durchschnittslängen der Jungfische wurde eine Zunahme von 4,25 cm am 2.07.2002 auf 5,88 cm am 30.07.2002 erfasst. Am 29.08.2002 wurde mit durchschnittlich 8,86 cm ein weiterer Längenzuwachs beobachtet.

3.6.3.2 Schäferhof

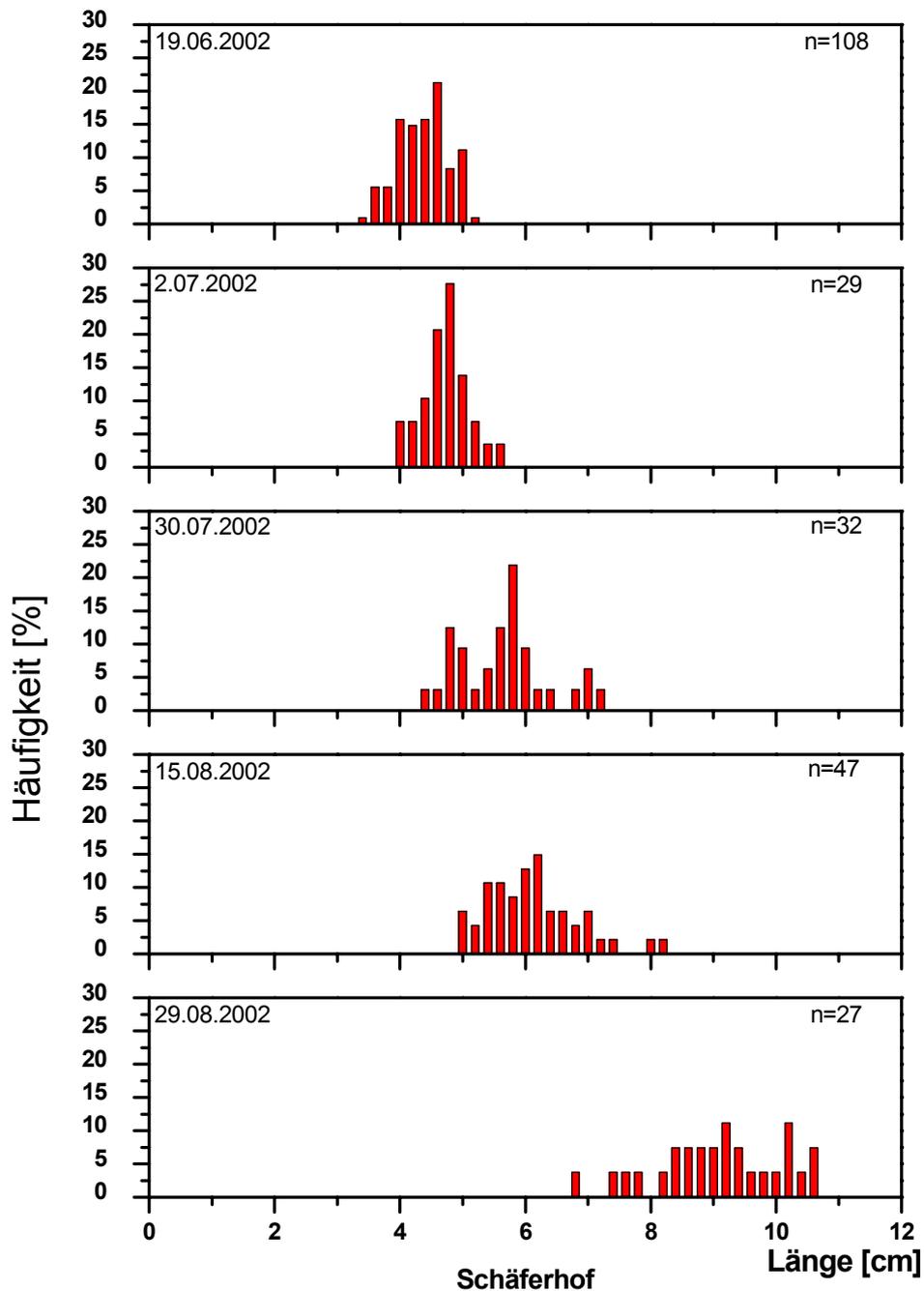


Abbildung 62: Wachstum von *Perca fluviatilis* L. im Gewässer Schäferhof

Abbildung 62 zeigt die Längen-Häufigkeitsverteilung von *Perca fluviatilis* L. im Gewässer Schäferhof. Am 19.06.2002 wurden Fische mit einer Totallänge zwischen 3,4 cm und 5,2 cm gefangen. Die Grafik zeigt eine Normalverteilung der Größenklassen mit einem Maximum bei 4,6 cm. Die mittlere Totallänge betrug an diesem Termin 4,4

cm (Tabelle 10). Am 2.07.2002 wurden Fische mit einer Totallänge zwischen 4,0 cm und 5,6 cm erfasst. Am häufigsten waren an diesem Probenstermin Individuen der Größenklasse 4,8 cm. Im Vergleich zum vorhergehenden Probenstermin war mit einer mittleren Länge von 4,8 cm nur ein geringfügiger Längenzuwachs bei den Jungfischen zu verzeichnen. Am darauf folgenden Untersuchungstermin (30.07.2002) wurden 0+ Fische mit einer Länge zwischen 4,5 cm und 7,51 cm vermessen, die mittlere Länge betrug an diesem Termin 5,8 cm. Am 15.08.2002 wurden im Gewässer Schäferhof 47 juvenile Vertreter von *Perca fluviatilis* L. mit Totallängen zwischen 5,0 cm und 8,2 cm gefangen. Auch an diesem Termin wurde im Gewässer Schäferhof mit einer mittleren Länge von 6,2 cm im Vergleich zu 5,8 cm am 30.07.2002 ein geringes Wachstum der Jungfische festgestellt. Am letzten Probenstermin 29.08.2002 wurden Längen zwischen 6,8 cm und 10,6 cm bei einer durchschnittlichen Totallänge von 9,2 cm erfasst.

Tabelle 10: Mittlere Totallängen von *Perca fluviatilis* L. im Gewässer Schäferhof

Datum	Ø [cm]
19.06.2002	4,4
2.07.2002	4,8
30.07.2002	5,8
15.08.2002	6,2
29.08.2002	9,1

Abbildung 63 zeigt die Längen-Häufigkeitsverteilungen von *Abramis brama* L. im Gewässer Schäferhof. Am 30.07.2002 wurde eine deutliche Aufspaltung in zwei Kohorten beobachtet. Die Fische der kleineren Kohorte hatten eine Länge zwischen 1,80 cm und 5,22 cm, die größere Kohorte wurde durch Individuen mit einer Länge zwischen 4,71 cm und 5,91 cm gebildet. Am 15.08.2002 und am 29.08.2002 zeigten die Vermessungen eine Normalverteilung, eine Kohortenbildung konnte nicht mehr festgestellt werden. Am 15.08.2002 wurden Tiere zwischen 3,12 cm und 7,60 cm gefangen, wobei das Maximum durch die Größenklasse von 5,6 cm gebildet wurde.

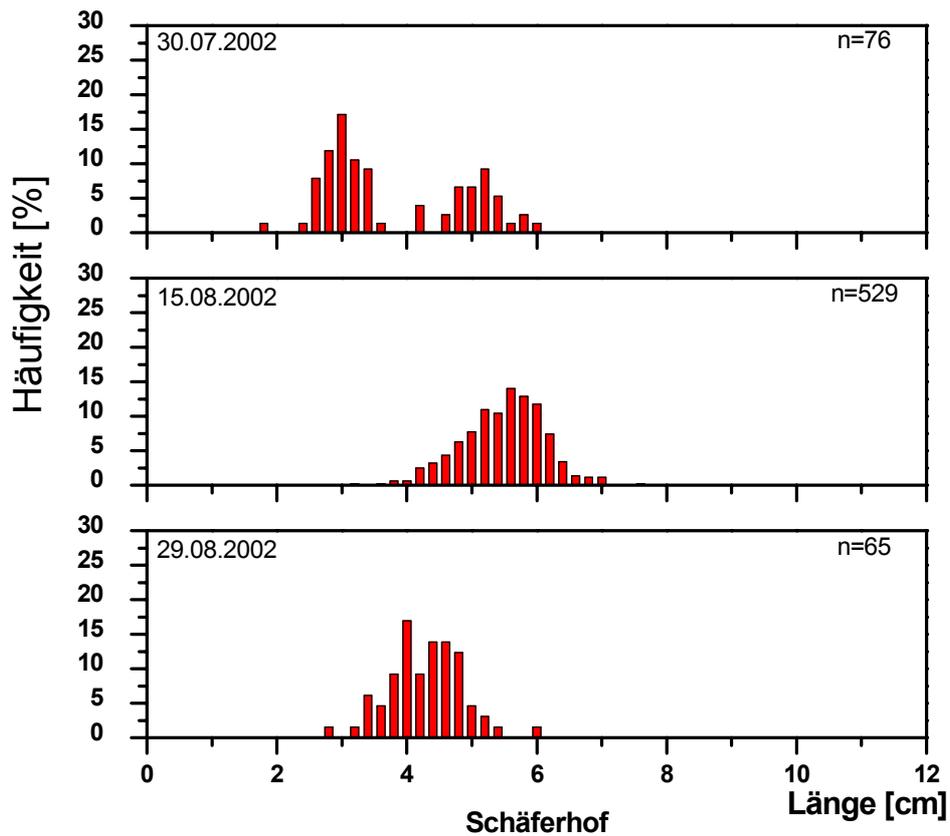


Abbildung 63: Wachstum von *Abramis brama* L. im Gewässer Schäferhof

Am 29.08.2002 zeigten die Vermessungen ebenfalls eine Normalverteilung der Längen, es wurde aber im Vergleich zum vorangegangenen Termin eine auffällige Verschiebung in einen unteren Größenbereich beobachtet. Dabei wurden Längen zwischen 2,82 cm und 5,97 cm erfasst, wobei 17 % der Individuen der Größenklasse 4 cm angehörten. Vermutlich wurden an diesem Termin nur Fische gefangen, die auf die kleinere Kohorte vom 30.07.2002 zurückzuführen sind.

Tabelle 11: Mittlere Totallängen von *Abramis brama* L. im Gewässer Schäferhof

Datum	Ø [cm]
30.07.2002	3,76
15.08.2002	5,43
29.08.2002	4,24

Tabelle 11 zeigt die mittleren Totallängen von *Abramis brama* L. im Untersuchungs-gewässer Schäferhof. Am 30.07.2002 wurde eine durchschnittliche Länge von 3,76 cm festgestellt, zum nächsten Probestern am 15.08.2002 konnte ein Längenzuwachs auf 5,43 cm beobachtet werden. Am 29.08.2002 war die mittlere Totallänge der gefangenen Fische mit 4,24 cm geringer als am vorangegangenen Probestern.

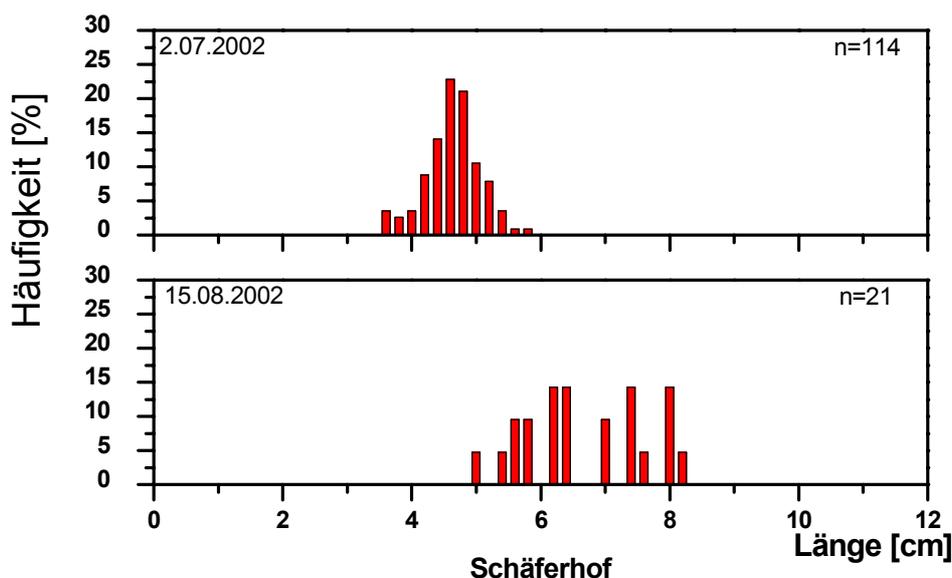


Abbildung 64: Wachstum von *Leuciscus leuciscus* L. im Gewässer Schäferhof

Abbildung 64 zeigt die Längen-Häufigkeitsverteilungen von *Leuciscus leuciscus* L. im Gewässer Schäferhof. Am 2.07.2002 ergibt sich eine Normalverteilung der Größen mit Totallängen zwischen 3,51 cm und 5,77 cm. Dabei wurde das Maximum durch Tiere der Größenklasse 4,6 cm (23 %) gebildet. Die Längen-Häufigkeitsverteilung der am 15.08.2002 gefangenen Tiere zeigt aufgrund der geringen Individuenzahl keine deutliche Normalverteilung, es wurden Fische zwischen 5,0 cm und 7,91 cm gefangen. Die gemessenen Fischlängen zeigen aber gegenüber dem vorangegangenen Probestern einen deutlichen Längenzuwachs der Jungfische.

Tabelle 12: Mittlere Totallängen von *Leuciscus leuciscus* L. im Gewässer Schäferhof

Datum	Ø [cm]
2.07.2002	4,58
15.08.2002	6,65

Tabelle 12 stellt die mittleren Totallängen von *Leuciscus leuciscus* L. im Gewässer Schäferhof dar. Es wurden insgesamt an vier Untersuchungsterminen 0+ Fische nachgewiesen, wobei am 30.07.2002 nur ein Exemplar mit einer Länge von 5,29 cm und am 29.08.2002 zwei Tiere mit einer durchschnittlichen Länge von 6,63 cm gefangen wurden. Die mittlere Totallänge war am 15.08.2002 mit 6,65 cm deutlich größer als am 2.07.2002 (4,58 cm).

3.6.3.3 Hakenwerder

Im Gewässer Hakenwerder wurden an fünf Fangterminen Jungfische von *Perca fluviatilis* L. nachgewiesen. Am 19.06.2002 wurden nur fünf Tiere mit einer Länge zwischen 3,6 cm und 5,0 cm gefangen. Die Längen-Häufigkeitsverteilung der übrigen Probestermine ist in Abbildung 65 dargestellt.

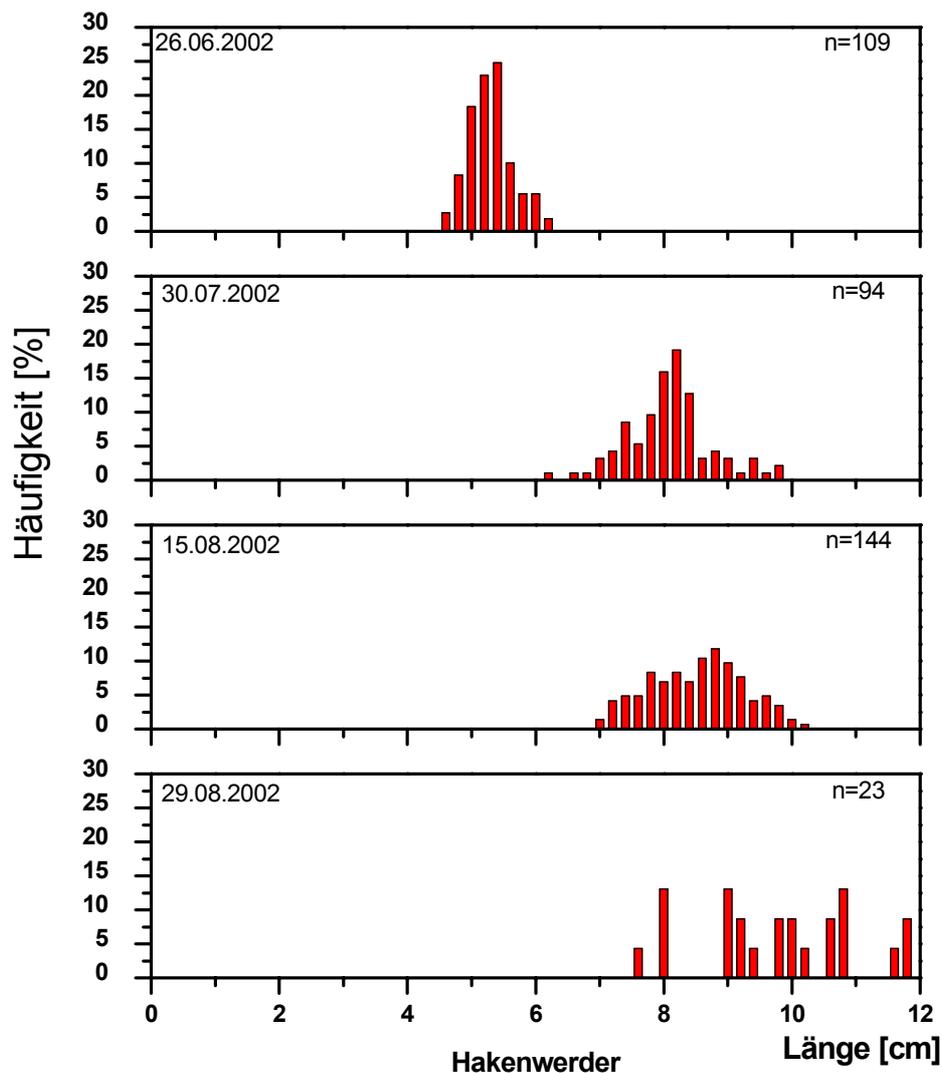


Abbildung 65: Wachstum von *Perca fluviatilis* L. im Gewässer Hakenwerder

Am 26.06.2002 wurden Tiere mit einer Länge zwischen 4,6 cm und 6,2 cm gemessen, die mittlere Länge betrug 5,3 cm (Tabelle 13) und die normalverteilte Häufigkeit hatte ihr Maximum bei 5,4 cm. Auch die Totallängen vom 30.07.2002 zeigen eine Normalverteilung (Abbildung 65) mit Längen zwischen 6,2 cm und 9,9 cm. Die durchschnittliche Totallänge betrug an diesem Termin 8,1 cm, die Jungfische vom 15.08.2002 waren mit einer mittleren Länge von 8,6 cm im Schnitt nur geringfügig größer. An diesem Termin wurden Individuen zwischen 7,3 cm und 10,3 cm erfasst. Am letzten Probenstermin wurde eine mittlere Totallänge von 9,8 cm bei Längen zwischen 9,0 cm und 11,9 cm verzeichnet.

Tabelle 13: Mittlere Totallängen von *Perca fluviatilis* L. im Gewässer Hakenwerder

Datum	Ø [cm]
26.06.2002	5,3
30.07.2002	8,1
15.08.2002	8,6
29.08.2002	9,8

Im Gewässer Hakenwerder wurden an vier Probensterminen 0+ Fische von *Abramis brama* L. erfasst, wobei am 19.07.2002 und am 30.07.2002 nur jeweils ein Jungfisch mit einer Länge von 2,92 cm, bzw. 3,73 cm gefangen wurde.

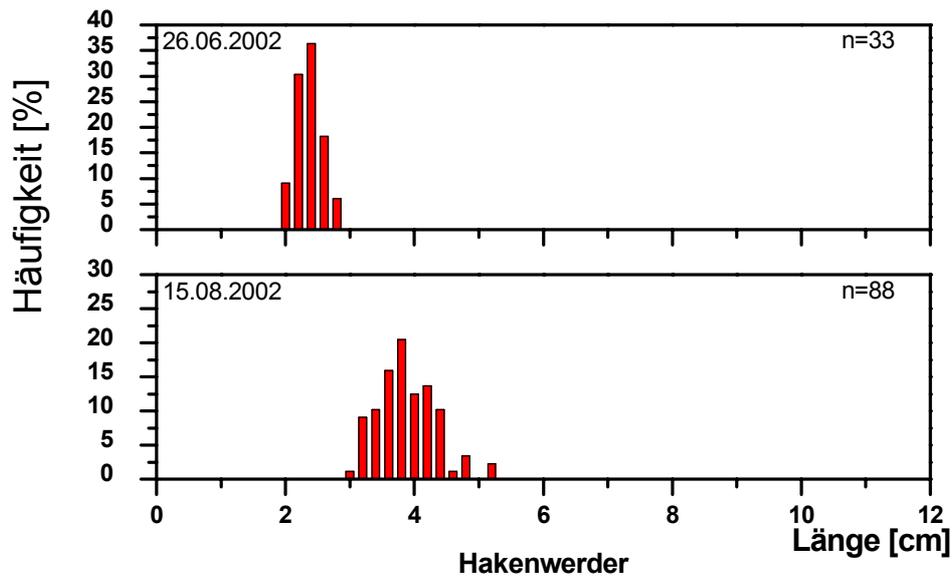


Abbildung 66: Wachstum von *Abramis brama* L. im Gewässer Hakenwerder

Abbildung 66 zeigt die Längen-Häufigkeitsverteilung von *Abramis brama* L. im Gewässer Hakenwerder. An den vier Probestermine wurden insgesamt 123 Individuen gefangen, davon am 26.06.2002 33 Tiere und am 15.08.2002 88 Tiere. Die Grafik zeigt an diesen beiden Terminen jeweils eine Normalverteilung mit einer Verschiebung der Längen in eine höhere Größenklasse am 15.08.2002. Am 26.06.2002 wurden Tiere zwischen 2,0 cm und 2,65 cm gefangen, die häufigste Größenklasse war an diesem Probesternin 2,4 cm. Die Totallängen der Fische vom 15.08.2002 variierten zwischen 3,0 cm und 5,11 cm mit einer maximalen Häufigkeit der Größenklasse von 3,8 cm.

Tabelle 14: Mittlere Totallängen von *Abramis brama* L. im Gewässer Hakenwerder

Datum	Ø [cm]
26.06.2002	2,31
15.08.2002	3,82

Tabelle 14 zeigt die mittleren Totallängen von *Abramis brama* L. im Gewässer Hakenwerder. Zu Beginn der Untersuchung am 26.06.2002 wurde eine mittlere Länge von 2,31 cm festgestellt. Am 15.08.2002 wurde ein Längenzuwachs auf durchschnittlich 3,82 cm erfasst.

4 Diskussion

4.1 abiotische Parameter

Die Produktionsbiologie aquatischer Systeme wird in hohem Maße durch chemische und physikalische Faktoren beeinflusst. Neben der Verfügbarkeit von Nährstoffen wie Phosphor, Stickstoff und Kohlenstoff sind Parameter wie Temperatur und Lichtintensität für die Planktonzönose Regulationsfaktoren. In den folgenden Abschnitten werden die wichtigsten abiotischen Parameter diskutiert, wobei zu beachten ist, dass diese Faktoren natürlich auch von der Planktonzönose selbst beeinflusst werden und deshalb nicht entkoppelt zu betrachten sind. Aus diesem Grund werden einige Parameter bei der Diskussion des Planktons erneut aufgegriffen und im Zusammenhang diskutiert.

4.1.1 Sichttiefe

Die Sichttiefe in Gewässern wird wesentlich durch den Anteil an partikulärem Material im Wasserkörper beeinflusst und das Phytoplankton stellt in der Regel den Hauptanteil der Partikel, die für die vertikale Lichtattenuation sorgen (SOMMER 1994). In Abgrabungsgewässern wird das Lichtklima zudem häufig durch mineralische Schwebstoffe und in den flussangebundenen Gewässern zusätzlich durch die Trübung des Fließgewässers beeinflusst. Wird nur die Sichttiefe als Indikator für die trophische Situation der Gewässer benutzt, ergibt sich nach LAWA (2003) für die Gewässer Koldingen und Hakenwerder ein mesotropher Trophiegrad. Die Gewässer Neelhof und Wilkenburg würden der Trophiestufe „eutroph 1“ zugeordnet werden. Für die beiden flussangebundenen Gewässer Marklohe und Schäferhof ist eine derartige Beurteilung aufgrund der erhöhten Trübung durch das Fließgewässer nicht sinnvoll. In diesen Gewässern führt der hohe Einfluss der Weser zu einer deutlichen Beeinflussung des Strahlungsklimas. Dies zeigt sich in den ganzjährig niedrigen Sichttiefen, die von der Planktonsuccession nahezu völlig entkoppelt waren. In den übrigen Gewässern wurde die Sichttiefe nachhaltig durch das unterschiedliche Planktonaufkommen infolge der unterschiedlichen Trophie der Gewässer gesteuert. Insbesondere in den Gewässern Marklohe, Schäferhof und Wilkenburg ist die geringe Besiedlung mit submersen Makrophyten eine Folge der geringen Sichttiefen. Dies ist

ein wesentlicher Unterschied zu natürlichen Auengewässern, die in der Regel makrophytendominiert sind (REICHHOLF 1988).

4.1.2 Wassertemperatur

Die Wassertemperaturen sind im Wesentlichen von der jeweiligen Morphologie des Gewässers und den Witterungsverhältnissen abhängig. Zusätzlich führt ein hoher Trübstoffgehalt zu einer verstärkten Absorption der Strahlungsenergie und somit zu einer schnelleren und stärkeren Erwärmung des Wasserkörpers. Im Zuge der jahreszeitlichen Erwärmung wurde in sämtlichen Untersuchungsgewässern eine Stratifikation des Wasserkörpers beobachtet, wobei der Zeitpunkt und die Dauer dieser Phase deutlich divergierten. Insbesondere die Gewässer Neelhof, Wilkenburg und Hakenwerder zeigten in Verlauf der Untersuchung eine lang anhaltende Schichtung des Wasserkörpers, verbunden mit einer starken Sauerstoffzehrung im Hypolimnion. In den flussangebunden Abgrabungsgewässern Marklohe und Schäferhof waren diese Stagnationsperioden wesentlich kürzer und wurden mehrfach unterbrochen. Dies ist durch den höheren Wasseraustausch aufgrund der Weseranbindung zu erklären.

4.1.3 Sauerstoff und pH-Wert

Der Sauerstoffhaushalt von Gewässern wird durch physikalische, chemische und biologische Faktoren gesteuert. Insbesondere in eutrophen Gewässern, die eine stabile Schichtung ausbilden, kann es vor allen in den Sommermonaten zu erheblichen Sauerstoffdifferenzen zwischen Epi- und Hypolimnion kommen. Entsprechend ihrer Trophie zeigten die Gewässer Neelhof, Wilkenburg, Marklohe und Schäferhof die größten Amplituden. In Folge der hohen Primärproduktion wurden in diesen Gewässern hohe pH-Werte über pH 9 verzeichnet. Im Gewässer Neelhof wurden Werte bis zu pH 10,3 (9.08.2002) erreicht. Derartig hohe pH-Werte sind als kritisch anzusehen, da sie neben direkten Einwirkungen, wie z.B. einer Behinderung der Enzymaktivität und Schädigungen der Fischkiemen, auch indirekte Wirkungen wie die Verschiebung des Ammonium-Ammoniak Verhältnisses haben können (COLEMAN & COLEMAN 1981, BONE & MARSHALL 1995, MOREL 1983). Ab pH 10,5 liegt Ammonium fast ausschließlich als toxisches Ammoniak vor, was zu einer zusätzlichen Schädigung der Organismen führt (SOMMER 1994). Ein weiterer wichtiger Punkt ist der Einfluss auf die Zusammensetzung der Planktongesellschaft, z.B. durch eine Auslese von Phytoplanktonorganismen, die nicht über das Enzym Carboanhydrase verfügen und somit bei

hohen pH-Werten keine verfügbare C-Quelle haben. Die Bedeutung des pH-Wertes in diesem Zusammenhang wird unter Abschnitt 4.2. diskutiert.

Bei reduzierenden Sauerstoffverhältnissen kommt es an der Sediment- Wassergrenze zu einer hohen Rücklösung von Phosphor und Stickstoff. In diesem Punkt sind zwischen den Untersuchungsgewässern deutliche Unterschiede zu erkennen. Besonders in den flussnahen Gewässern Neelhof und Wilkenburg zeigt sich in Folge der hohen Trophie und der lang anhaltenden Stagnation eine extreme Anreicherung von Phosphat und Ammonium (vgl. 3.3). Bei den Gewässern Marklohe und Schäferhof wirkt sich die Flusssanbindung positiv aus, das einströmende Flusswasser führt zu einer Verkürzung der Stagnationsperiode und verhindert starke epilimnische Sauerstoffdefizite.

Das im Verhältnis zum Epilimnion sehr große anaerobe Hypolimnion und die hohe Ammoniumanreicherung belasten besonders im Gewässer Neelhof den Sauerstoffhaushalt zu Beginn der herbstlichen Zirkulation. Die große Menge an sauerstoffarmen Wasser und die zusätzliche Sauerstoffzehrung durch die bakterielle Ammoniumoxidation ($4,6 \text{ g O}_2 \text{ pro g NH}_4\text{-N}$, MUDRAK & KUNST 1994) führen zu sehr niedrigen Sauerstoffkonzentrationen im Oberflächenwasser. Die gemessenen Sauerstoffsättigungen von 58 % (2001) und 50,5 % (2002) und ein in Voruntersuchungen beobachtetes Fischsterben (BLOECHL 2000) verdeutlichen die kritische Situation dieses Gewässers.

4.1.4 Phosphor und Stickstoff

Phosphor und Stickstoff stellen essentielle Pflanzennährstoffe dar, deren Verfügbarkeit in hohem Maße die Produktionsbiologie von Gewässern steuert. Abgrabungsgewässer in Auenbereichen sind durch die hohen allochthonen Nährstoffeinträge bei Hochwasserereignissen stark durch das Fließgewässer geprägt. Die gemessenen Konzentrationen weisen deutlich auf einen Zusammenhang zwischen Überschwemmungshäufigkeit und der Trophie der Untersuchungsgewässer hin. Entsprechend der gemessenen P-Konzentrationen sind die Untersuchungsgewässer Marklohe, Schäferhof, Neelhof und Wilkenburg als eutroph und die Gewässer Hakenwerder und Koldingen als mesotroph einzuordnen (LAWA 2003). Eine P-Limitation der Primärproduktion kann für die flussnahen Gewässer ausgeschlossen werden. Für die Gewässer Hakenwerder und Koldingen ist eine P-Limitation zeitweise zu vermuten.

Die hohen hypolimnischen P-Konzentrationen während der Stagnationsperioden in den Gewässern Neelhof und Wilkenburg zeigen die ungünstige Kombination von hohen Nährstoffeinträgen und einer großen Gewässertiefe. Die hohe Produktivität dieser Gewässer führt während der Stagnationsperiode zu einer extremen Sauerstoffzehrung durch Abbauprozesse im Hypolimnion, in Folge derer es zu einer starken Rücklösung von Phosphor und Stickstoff an der Sediment-Wassergrenze kommt. Die Untersuchungsgewässer zeigen auch in Bezug auf die Stickstoffparameter deutliche Unterschiede. Während der Stickstoffhaushalt in den angebundenen Gewässern Marklohe und Schäferhof im Wesentlichen durch die Weser gesteuert wird, zeigt sich besonders im flussnahen Gewässer Neelhof die Bedeutung des „internal loadings“ für den Phosphor- und Stickstoffhaushalt dieser Gewässer. Die Einmischung von hypolimnischen und mit Ammonium angereichertem Wasser während der Herbstzirkulation führt zu einer Senkung des pH-Wertes auf pH 6,6 durch die Nitrifikation. Hohe Ammoniumkonzentrationen stellen für die Fauna ein zusätzliches Stresselement dar, da in Kombination mit erhöhten pH-Werten das toxische Ammoniak entsteht. Eine Schädigung der Biozönose durch Ammoniak ist in den Gewässern Neelhof und Wilkenburg nicht auszuschließen. Für Abgrabungsgewässer in Auenbereichen ist die Bedeutung von Überschwemmungsereignissen am Beispiel der Gewässer Hakenwerder und Koldingen gut zu beschreiben. Der starke Anstieg der Nitrit- und Nitratkonzentrationen im Frühjahr 2002 und 2003 ist auf die Überschwemmung durch die Weser, bzw. durch die Leine zurückzuführen. In den Sommermonaten wurde Nitrit in der Regel nur in geringen Konzentrationen in den Gewässern nachgewiesen. Die erhöhten Werte nach den Überschwemmungen im Frühjahr 2002 und im Frühjahr 2003 sind vermutlich auf den Eintrag von Ammonium und die Hemmung der Nitrifikation zurückzuführen. Diese kann durch geringe Sauerstoffkonzentrationen, durch niedrige Temperaturen und durch hohe Ammoniumkonzentrationen hervorgerufen werden (MUDRAK & KUNST 1994).

4.1.5 Bedeutung von Lage und Morphologie

Im Untersuchungsverlauf wurde deutlich, dass für die Produktionsbiologie von Abgrabungsgewässern in Auenbereichen die Lage und Morphologie von entscheidender Bedeutung sind. Die gemessenen Leitfähigkeiten beschreiben gut den Einfluß der Flüsse auf die Abgrabungsgewässer. Dieser ist erwartungsgemäß bei den flussnahen Gewässern am größten und bei den selten überschwemmten am niedrigsten. Bei den nicht angebundenen Abgrabungsgewässern führt die Nähe zum Fließgewässer und die daraus resultierende Überschwemmungshäufigkeit, zusammen mit den großen Abbautiefen, zu einer beschleunigten Eutrophierung (BLOECHL 2000, BRAUNE 2000). Die hohen TP-Konzentrationen der Weser zwischen 0,09 mg/l und 0,26 mg/l (14 tg. Mischproben 1/2001-10/2003, Messstelle Drakenburg, FGG Weser 2003) führen bei Überschwemmungsereignissen zu einem hohen P-Eintrag in die Untersuchungsgewässer. Hier kommt es zu einer Akkumulation der adsorbtiv gebundenen, als Biomasse oder in Form von organischem Detritus eingetragenen P-Fraktionen. Die Überschwemmungshäufigkeit und die Dauer dieser Ereignisse bestimmen über die Höhe der allochthonen Nährstoffbelastung. Die P-Retentionsfähigkeit des Sediments ist in hohem Maße von der Morphologie, insbesondere der Tiefe der Gewässer abhängig. Bei Abbautiefen, die zu einer Stratifikation des Wasserkörpers führen, kommt es durch die hohe Trophie der Gewässer zu einer vollständigen Aufzehrung des Sauerstoffs im Hypolimnion mit einer Rücklösung von Phosphat (internal loading) an der Sediment-Wassergrenze. Dies bedeutet während der Zirkulationsperioden eine regelmäßige Einbringung von großen Mengen an pflanzenverfügbarem SRP in das Epilimnion. Insbesondere die Kombination von großer Abbautiefe und hohem allochthonen Eintrag in Flussnähe beschleunigen die Eutrophierung und wirken sich negativ auf den Sauerstoffhaushalt der Gewässer aus. Das zeigt sich besonders deutlich im Gewässer Neelhof. Eine Flussanbindung wie bei den Gewässern Marklohe und Schäferhof wirkt sich in dieser Beziehung positiv aus, da sie die Stagnationsperioden mit anaeroben Hypolimnion verkürzt und durch den höheren Wasseraustausch die Nährstoffakkumulation verzögert, weil ein Teil der adsorbtiv oder in Form von Biomasse gebundenen Nährstoffe ausgeschwemmt wird.

4.2 Plankton

4.2.1 Phytoplankton

Die Zusammensetzung des Phytoplanktons und somit die Nahrungsgrundlage des herbivoren Zooplanktons unterscheidet sich deutlich in Gewässern unterschiedlicher Trophie (RADWAN 1978). Während die Phytoplanktongesellschaft in oligotrophen Gewässern von coccalen, für das Zooplankton gut fressbaren Algen dominiert wird, geht mit zunehmender Trophie die Tendenz zu großen oder fädigen und schlecht ingestierbaren Formen einher (SOMMER 1981). Eine vergleichbare Entwicklung ist häufig in der saisonalen Phytoplanktonsukzession nährstoffreicher Gewässer entsprechend dem **PEG**-Modell (**P**lankton **E**cology **G**roup) von SOMMER et al. (1986), zu beobachten.

Bei den Untersuchungsgewässern sind deutliche Unterschiede bei der Zusammensetzung der Phytoplanktongesellschaft und des Biovolumens zu beobachten, die im Wesentlichen auf den differenten Trophiestatus der Gewässer und somit auf den unterschiedlichen Einfluss des Fließgewässers zurückzuführen sind. Im Untersuchungsjahr 2002 sind die Unterschiede gut zu erkennen. Die Untersuchungsgewässer können in drei Kategorien unterteilt werden. Die Erste besteht aus den selten überschwemmten Gewässern Hakenwerder und Koldingen. Diese hatten mit 1,69 mm³/l und 1,56 mm³/l ein vergleichbar geringes mittleres Phytoplanktonbiovolumen. Die flussangebundenen Gewässer Marklohe und Schäferhof unterscheiden sich mit einem mittleren Biovolumen von 3,93 mm³/l und 4,69 mm³/l im Jahr 2002 deutlich von den nicht angebundenen und häufig überschwemmten Gewässern Neelhof und Wilkenburg, die mit 16,48 mm³/l und 10,31 mm³/l deutlich höhere Werte als die restlichen Untersuchungsgewässern erreichten und damit die dritte Gewässergruppe bilden.

Auch in der saisonalen Zusammensetzung des Phytoplanktons wurden deutliche Unterschiede erfasst. Die beiden flussangebundenen Gewässer Marklohe und Schäferhof nehmen hierbei eine Sonderstellung ein. Insbesondere im Gewässer Marklohe ist trotz hoher P- und N-Konzentrationen eine Sukzession entsprechend dem **PEG**-Modell nicht deutlich zu erkennen. Dies ist vermutlich auf die hohe Trübung durch das Fließgewässer und den hohen Fraßdruck der Ichthyofauna auf das herbivore Zooplankton zurückzuführen, wodurch die Größenselektion des Phytoplanktons durch das Zooplankton minimiert wird. Der hohe Anteil von Bacillariophyceen in den Gewässern Marklohe und Schäferhof ist zu einem hohen Anteil auf die Einschwem-

mung von Diatomeen mit dem Weserwasser zurückzuführen (ARGE Weser 1995, FGG Weser 2003 mdl.). Die höheren Zelldichten bei den Diatomeen im Gewässer Marklohe im Vergleich zum Gewässer Schäferhof unterstreichen die Bedeutung des Fließgewässers und sind vermutlich auf die direktere und größere Weseranbindung zurückzuführen. Das häufige Auftreten von Vertretern der Gattung *Scenedesmus* in den Gewässern Marklohe und Schäferhof kann auf die über einen längeren Zeitraum hinweg, hohen pH-Werte um pH 9 zurückgeführt werden, da *Scenedesmus*-Arten überwiegend HCO_3^- assimilieren (ÖSTERLIND 1950).

Die Gewässer Neelhof und Wilkenburg zeigten eine Entwicklung entsprechend dem **PEG**-Modell. Neben der Bedeutung des Grazings durch das herbivore Zooplankton für eine derartige Sukzession verstärken Ressourcenlimitation, Konkurrenz, aber auch extreme allogene Faktoren diese Entwicklung. Die Ressourcenverfügbarkeit kann in eutrophen Systemen auch durch die Planktongemeinschaft selbst beeinflusst werden. Hohe Phytoplanktondichten führen durch die erhöhte Trübung häufig zu einer Selbstbeschattung, wodurch bewegliche Phytoplanktontaxa und insbesondere Cyanophyceen bevorteilt werden (ZEVENBOOM&MUR 1980, NIKLISCH&KOHL 1989, SCHREURS 1992). Dies bestätigen auch die Untersuchungen zur Planktodynamik. Insbesondere im Gewässer Neelhof kann die Massenentwicklung von *Ceratium hirundinella* und *Microcystis aeruginosa* vor allem auf eine Limitation durch die Ressourcen Licht und Kohlenstoff in Form von CO_2 zurückgeführt werden. *Ceratium hirundinella* ist durch seine Beweglichkeit und durch die Fähigkeit zur phagotrophen Ernährungsweise von diesen Faktoren unabhängig. Cyanophyceen sind durch chromatische Adaptation auch bei geringen Lichtintensitäten zum Wachstum befähigt, wodurch sie einen Konkurrenzvorteil gegenüber anderen Vertretern des Phytoplanktons haben (CHORUS & BARTRAM 1999). Zudem kann eine hohe Primärproduktion zu einem Anstieg des pH-Wertes führen, wenn der CO_2 -Bedarf der Primärproduzenten die Menge an **DIC** (**D**issolved **I**norganic **C**arbon) übersteigt. Hierbei ist die Pufferkapazität des Wassers von entscheidender Bedeutung. In kalkarmen, schlecht gepufferten Systemen führt der biogene Entzug von CO_2 zu einer Hydrolyse von Calciumcarbonat. Das entstehende Calciumhydroxid wiederum führt zu einem starken Anstieg des pH-Wertes bis über pH 10. Derartig hohe pH-Werte wurden besonders im Gewässer Neelhof mehrfach beobachtet. Bei hohen pH-Werten wird für viele Phytoplankter die Verfügbarkeit von Kohlenstoff stark eingeschränkt, da eine pH-Wert-Erhöhung zu einer Verschiebung der Dissoziationsverhältnisse im Kohlensäuresys-

tem von Kohlendioxid (CO_2) zu Hydrogencarbonat (HCO_3^-) und anschließend zu Carbonat (CO_3^{2-}) führt, wodurch Kohlenstoff in Form von CO_2 ab einem pH-Wert von pH 8,2 nicht mehr verfügbar ist (SOMMER 1994). Cyanophyceen können durch das Enzym Carboanhydrase auch Bicarbonat verwerten und besitzen somit einen Selektionsvorteil (SHAPIRO 1990). Als Gründe für eine Dominanz von Cyanophyceen werden neben der effektiven C- Aufnahmekinetik (KING 1980, SHAPIRO 1990) und geringen Strahlungsenergieansprüchen (ZEVENBOOM & MUR 1980, NIKLISCH & KOHL 1989, SCHREURS 1992) auch niedrige N/P Verhältnisse (SMITH 1983, TEUBNER et al. 1999, CHORUS & BARTRAM 1999) und ein hohes Temperaturoptimum (JACKSON 1964, ROBARTS & ZOHARY 1987) genannt. Die Fähigkeit zur Regulation des Auftriebes (REYNOLDS ET AL. 1987) und die Wachstumsunterdrückung von anderen Algen (MURPHY et al. 1976, KEATING 1978), sind neben der erhöhten Fraßresistenz (BURNS 1987) weitere, häufig in der Literatur genannte Hypothesen für Massenentwicklungen von Cyanophyceen. Viele der genannten Faktoren wurden im Neelhof besonders in den Sommermonaten beobachtet, wodurch die Dominanz dieser Gruppe in diesem Gewässer erklärt wird.

Algenblüten sind in Hinblick auf die Nachnutzung von Abgrabungsgewässern von besonderer Bedeutung. Neben einer optischen und olfaktorischen Belästigung können insbesondere Massenentwicklungen von Cyanophyceen zu einer Nutzungseinschränkung der Gewässer durch die Anreicherung von sogenannten Cyanotoxinen und anderen potentiell schädlichen Sekundärmetaboliten im Wasserkörper führen. Viele Cyanophyceen bilden hepato-, neuro- und dermatotoxische Substanzen (SIVONEN & JONES 1999, CHORUS & BARTRAM 1999), die insbesondere die Badenutzung und Trinkwassergewinnung, aber auch durch die mögliche Akkumulation dieser Substanzen in Fischen eine fischereiliche Nutzung der Gewässer, einschränken können. Zusätzlich zur bekannten Toxizität und den Tumor-Promotor-Eigenschaften wird bei der Gruppe der Microcystine auch eine karzinogene Wirkung vermutet. Fälle von Leberkarzinomen traten gehäuft in Gebieten auf, in denen das Trinkwasser aus Gewässern mit Cyanophyceenblüten gewonnen wurde (UENO et al. 1996, CHORUS & BARTRAM 1999). Aus diesen Gründen ist es dringend erforderlich, eine derartige Entwicklung bei neuen Abgrabungen zu vermeiden, bzw. möglichst lange hinauszuzögern.

Das deutlich geringere Phytoplanktonbiovolumen in den Gewässern Hakenwerder und Koldingen ist auf niedrigere Nährstoffkonzentrationen zurückzuführen. Neben

den geringen **SRP**-Konzentrationen ist auch der ganzjährig hohe Anteil an coccalen Phytoplanktern und solchen, die zu einer „luxury consumption“ befähigt sind, ein Hinweis auf eine zumindest zeitweise vorherrschende P-Limitation. So können zum Beispiel *Asterionella formosa* und *Chlorella fusca* effektiv Phosphor als Polyphosphat speichern (MACKERETH 1953, SOEDER, SCHULZE & THIELE 1967). Neben den geringeren allochthonen Einträgen stellt der ausgedehnte Makrophytenbewuchs im Gewässer Koldingen einen zusätzlichen begrenzenden Faktor dar. Submerse Makrophyten können durch Konkurrenz und Allelopathie das Phytoplanktonwachstum hemmen und somit einen Klarwasserzustand stabilisieren (CANFIELD et al. 1984, ALIOTTA et al. 1992). Neben der direkten Konkurrenz um verfügbare Ressourcen bieten submerse Makrophyten zusätzlich dem herbivoren Zooplankton Schutz vor der planktivoren Ichthyofauna und hemmen so auch indirekt das Phytoplanktonwachstum (KÖRNER 2002). Aus den genannten Gründen ist es dringend erforderlich, das Wachstum von submersen Makrophyten zu fördern, da sie zur Stabilisierung des Ökosystems von Abgrabungsgewässern beitragen. In den flussnahen Gewässern ist das Fehlen von submersen Makrophyten auf die hohe Trübung und die steilen Uferböschungen zurückzuführen.

4.2.2 Zooplankton

Auch beim Zooplankton sind deutliche Unterschiede in Zusammensetzung und Biovolumen im Vergleich der Untersuchungsgewässer zu erkennen. Bei einem Vergleich der mittleren Zooplanktonbiovolumina der Untersuchungsgewässer (Jahr 2002) fällt der mit $853 \text{ cm}^3/\text{m}^2$ sehr niedrige Wert im Gewässer Neelhof auf. Obwohl in diesem Gewässer das größte Phytoplanktonbiovolumen (vgl. 4.2.1) erfasst wurde, ist dieser Wert der niedrigste aller Untersuchungsgewässer (KO $884 \text{ cm}^3/\text{m}^2$, ML $1072 \text{ cm}^3/\text{m}^2$, SH $2251 \text{ cm}^3/\text{m}^2$, HW $2799 \text{ cm}^3/\text{m}^2$, WB $6074 \text{ cm}^3/\text{m}^2$). Entsprechend der trophischen Situation dieses Gewässers wäre ein wesentlich höheres Zooplanktonbiovolumen zu erwarten gewesen. Das geringe Biovolumen ist im Wesentlichen auf die geringe Abundanz von Cladoceren und Copepoden in den Sommermonaten zurückzuführen (vgl. 3.4.2.4). Nach der „bottom-up“-Hypothese führt ein hohes Nährstoffangebot zu einer hohen Primärproduktion und anschließend zu einer hohen Primärkonsumption. Da diese Entwicklung offensichtlich nicht eingetreten ist, müssen verschiedene Faktoren das trophische System entsprechend verändern. Nach der Interaktionshypothese von CARPENTER et al. (1985) ist der Grazing-Effekt art- und größen-spezifisch unterschiedlich. Planktische Lebensgemeinschaften, die von großen

Zooplanktern dominiert werden, üben einen größeren Grazing-Effekt aus als Populationen, die von kleineren Zooplanktern dominiert werden. Ebenso sind Cladoceren effektivere Grazer als Copepoden. Die Zusammensetzung einer Zooplanktongesellschaft hat also einen wesentlichen Einfluss auf das gesamte Nahrungsnetz. Der auffällig geringe Crustaceenanteil im Gewässer Neelhof kann auf verschiedene Ursachen zurückgeführt werden. Mit steigender Trophie nimmt der Relativanteil des Zooplanktons ab, da die Kontrolle von oben (top-down) durch planktivore Fische zunimmt. JEPPESEN 1998 beschreibt dies für Flachseen. Bei einer extremen Sauerstoffzehrung im Hypolimnion ist dies auch auf tiefere eutrophe Gewässer übertragbar, da der Lebensraum für die Fische stark eingeengt wird, wodurch der Prädationsdruck auf das Zooplankton erhöht wird (DOKULIL 1991). Eine derartige Einengung des Lebensraumes während der Stagnation wurde im Gewässer Neelhof beobachtet (vgl. 3.4.2.4).

Zusätzlich können folgende Faktoren das Zooplanktonbiovolumen beeinflussen: Vergleichbar mit der saisonalen Phytoplanktonsukszession ist auch beim Zooplankton eine Veränderung in Diversität und Abundanz im Jahresverlauf zu erkennen. Insbesondere das herbivore Zooplankton unterliegt einer zunehmenden Nahrungslimitation durch die Abnahme gut ingestierbarer Algen im Verlauf der Vegetationsperiode. Des Weiteren können z.B. Cyanophyceen oder Dinoflagellaten durch Filtrierinhibition unselektiv filtrierende Formen, z.B. *Daphnia*, hemmen (LAMPERT 1987, ROHRLACK et al. 1999). Aufgrund der zunehmenden Fraßresistenz ist eine Sukzession zu selektiv fressenden oder bakteriovoren Taxa erkennbar. Dies zeigt sich besonders deutlich in dem Gewässer Neelhof im Sommer 2002. Der mit dem Einsetzen der Dinoflagellaten- und *Microcystis*blüte einhergehende Populationseinbruch der Cladoceregesellschaft (vgl. 3.4.1.4) ist vermutlich auf eine Filtrierhemmung durch *Ceratium hirundinella* und Cyanophyceen zurückzuführen. Eine direkte toxische Wirkung von *Microcystis aeruginosa* auf *Daphnia galeata* ist durch ROHRLACK et al. 1999 nachgewiesen worden. Die gleichzeitige Verschiebung der Artenzusammensetzung zu Gunsten von selektiv filtrierenden Cladoceren wie *Bosmina longirostris* und Mikrofiltrierern wie *Diaphanosoma brachyurum* stützt diese These. Die große Rotatorienabundanz unterstreicht zusätzlich die Bedeutung von feinem organischem Detritus und Bakterien als Nahrungsgrundlage für das Zooplankton in diesem Zeitraum. Neben diesen biotischen Faktoren stellen im Gewässer Neelhof vermutlich auch die ungünstigen abiotischen Parameter einen Grund für das geringe Zooplanktonbiovolumen dar. Die Prob-

lematik von hohen pH-Werten in Kombination mit hohen Ammoniumkonzentrationen wurde bereits in Abschnitt 4.1.3 diskutiert.

Neben den genannten Mechanismen wird die Zooplanktonzusammensetzung wesentlich durch die größenselektiv fressende planktivore Ichthyofauna beeinflusst („size efficiency-Hypothese“, BROOKS & DODSON 1965, HALL et al. 1976). Ein hoher Fraßdruck der Ichthyozönose, insbesondere auf große Cladoceren, kann zur Dominanz von kleinwüchsigen Formen führen. Da aber gerade die großen Cladoceren die effektivsten Filtrierer sind, kann dies zu erheblichen Veränderungen beim Phytoplankton führen (CARPENTER ET AL. 1987, CARPENTER & KITCHELL 1993), wodurch auch Veränderungen von chemischen und physikalischen Parametern induziert werden können (MAZUMDER ET AL. 1987). Eine derartige „Top-down“-Steuerung konnte in den Untersuchungsgewässern zwar nicht bewiesen werden, aber die Verringerung der mittleren Individuengrößen des Crustaceenplanktons im Sommer, einhergehend mit einer Artenverschiebung zu kleinen Formen wie z.B. *Bosmina*, sind zumindest ein Hinweis auf derartige Vorgänge in den Untersuchungsgewässern.

4.3 Ichthyofauna

Die natürlichen Flussauen stellen wichtige Habitate für die Ontogenese der rheophilen Ichthyofauna dar (SCHIEMER 1985, SCHIEMER et al. 1991) und gehören aufgrund ihrer Strukturvielfalt zu den artenreichsten Ökosystemen in Mitteleuropa (KORTE 1999). Die anthropogene Überformung der Auen hat zu einer Strukturverarmung geführt, so dass zahlreiche Habitate wie Altarme und Stillwasserbereiche verschwunden sind. Der damit einhergehende Verlust von Lebensräumen ist ein Grund für die Gefährdung vieler Fischarten (LELEK & BUHSE 1992, GAUMERT & KÄMMEREIT 1993). Die Bedeutung von flussangebundenen Abgrabungsgewässern als Ersatzbiotope in Flussauen ist bereits beschrieben worden (STAAS 1997, SCHARBERT & GREVEN 2002) und wurde im Rahmen dieser Arbeit im Zusammenhang mit der Planktodynamik untersucht.

4.3.1 Diversität

Die Untersuchung der Jungfischzönosen in den Gewässern Marklohe (ML), Schäferhof (SH) und Hakenwerder (HW) hat die Bedeutung einer Flussanbindung für die juvenile Ichthyofauna verdeutlicht. Die Artenzahl war in den flussangebundenen Gewässern (ML 16 Arten, SH 15 Arten) deutlich höher als im Gewässer Hakenwerder (8 Arten). Der Nachweis von 0+ Fischen rheophiler Arten, wie *Aspius aspius* L. (Rapfen), *Leuciscus idus* L. (Aland) und *Vimba vimba* L. (Zährte) unterstreicht die Bedeutung der Flussanbindung. Die Nutzung stromangebundener Abgrabungsgewässer durch rheophile Fischarten ist vielfach beschrieben (STAAS 1997, SCHARBERT & GREVEN 2002). Die deutlich erhöhte Phyto- und Zooplanktonabundanz und die herabgesetzte Strömung verbessern die Aufwuchsbedingungen für die Jungfische. Phytophile Arten wie *Esox lucius* L. (Hecht) und *Scardinius eurythrophthalmus* L. (Rotfeder) waren in sämtlichen Gewässern unterrepräsentiert. Das Fehlen phytophiler Fischarten ist für größere Stillgewässer und das Potamal von Fließgewässern untypisch und bedeutet eine Verringerung der Diversität (BERNDT 1991, STAAS 1997). Es ist im Wesentlichen auf das Fehlen makrophytenbestandener Flachwasserbereiche zurückzuführen.

Die Artenzusammensetzung der Ichthyozönose wird wesentlich von der Trophie der Gewässer beeinflusst. Mit zunehmender Trophie kommt es zu einer Verschiebung der Artengemeinschaft von Salmoniden und Coregoniden über Perciden zu Cypriniden. Hierbei sind die unterschiedlichen Laichansprüche und Konkurrenz wesentliche Gründe für den Wechsel in der Artenzusammensetzung (COLBIE et al. 1972, SVÄRDSON 1976, PERSSON & GREENBERG 1990, PERSSON et al. 1991, SANDSTRÖM & KARAS 2000, OLIN et al. 2002, AMARASINGHE et al. 2002). Zusätzlich sind indirekte Effekte der Eutrophierung, wie z.B. die Erhöhung der Trübung durch das höhere Phytoplanktonaufkommen und die Reduzierung von submersen Makrophytenbeständen, als Gründe für einen derartigen Wechsel der Artengemeinschaft von Perciden zu indifferenten Cypriniden anzumerken. Nach TOWNSEND & RISEBROW (1982) und DIEHL (1988) ist die Art *Perca fluviatilis* L. (Flussbarsch) als visueller Jäger auf gute Sichtbedingungen angewiesen, während sich die Arten *Rutilus rutilus* L. (Plötze) und *Abramis brama* L. (Brasse) auch bei geringeren Lichtbedingungen effizient ernähren können. Die Untersuchungen zum Jungfischauftreten bestätigen diese Aussage. In den flussangebundenen Gewässern Marklohe und Schäferhof, die eine hohe Trübung aufwiesen und nahezu frei von submersen Makrophyten waren, wurde eine

deutliche Dominanz von Cypriniden erfasst, während im Gewässer Hakenwerder eine relativ artenarme, durch Perciden dominierte Fischzönose vorherrschte.

4.3.2 Nahrung und Wachstum

Die Quantität und die Qualität der Nahrung beeinflusst im großen Maße das Wachstum von Jungfischen (TREASURER 1988). Flussangebundene Abgrabungsgewässer stellen insbesondere für die heranwachsende Fischbrut gute Aufwuchshabitate im Vergleich zum Fließgewässer dar, weil die Zooplanktondichte wesentlich höher und die Gefahr der Verdriftung niedriger ist (NEUMANN ET AL. 1997, STAAS 1997, MOLLS 1998, SCHARBERT & GREVEN 2002). Bei einem Vergleich der angebundenen Gewässer Marklohe und Schäferhof mit dem nicht angebundenen Gewässer Hakenwerder fallen deutliche Unterschiede bei der Nahrungszusammensetzung und dem Wachstum der Jungfische auf. In Anlehnung an die Darstellung von HNATEVIC 1960 ist die Abwachsrate von *Perca fluviatilis* L. in den Untersuchungsgewässern Schäferhof (SH), Marklohe (ML) und Hakenwerder (HA) mit mittleren Totallängen von 9,1 cm (SH), 9,4 cm (ML) und 9,8 cm (HA) als sehr gut zu bezeichnen. Der Hauptanteil der Nahrung bestand aus Copepoden und Cladoceren, wobei der Anteil der Copepoden an der Gesamtnahrung im Gewässer Schäferhof deutlich größer war als in den Gewässern Marklohe und Hakenwerder. Das geringere Wachstum im Gewässer Schäferhof kann auf den höheren Copepodenanteil an der Nahrung zurückgeführt werden, da Copepoden im Vergleich zu Cladoceren eine geringere Nahrungseffizienz aufweisen. Dies ist begründet in dem ausgeprägten Fluchtreflex von Copepoden, wodurch der energetische Aufwand für die Fische bei der Jagd größer ist (BROOKS 1968, PERSSON 1987). Da in den Gewässern Marklohe und Hakenwerder eine vergleichbare Nahrungszusammensetzung gefunden wurde, ist diese Erklärung für das bessere Barschwachstum im Gewässer Hakenwerder im Vergleich zum Gewässer Marklohe unbefriedigend. Der Unterschied im Wachstum ist hier vermutlich auf den differenten Trophiestatus der Gewässer zurückzuführen. Wie schon unter Abschnitt 4.3.1 beschrieben, kann die Nahrungskonkurrenz zwischen Perciden und Cypriniden in eutrophen Gewässern zu einer Wachstumsdepression von *Perca fluviatilis* L. führen (PERSSON & GREENBERG 1990). In mesotrophen Gewässern mit besseren Sichtbedingungen kann in der Regel ein besseres Wachstum von *Perca fluviatilis* L. beobachtet werden, da hier der energetische Aufwand für den Beuteerwerb niedriger ist. (RÖPER 1936, OLIN et al. 2002).

Das Wachstum der 0+ Fische von *Abramis brama* L. ist für die Gewässer Marklohe und Schäferhof als gut zu bezeichnen. SCHEFFEL (1989) gibt für die Unterweser eine mittlere Totallänge von 5,4 cm im September an. Dieser Wert wurde im Gewässer Marklohe Ende Juli und im Gewässer Schäferhof Mitte August erreicht. Der Anteil der Copepoden an der Nahrung von *Abramis brama* L. war in allen Untersuchungs-gewässern am größten. Dies ist durch die unselektive Fraßweise von jungen Brasseln zu erklären, die nicht wie die meisten planktivoren Fische gröÙenselektiv fressen (size efficiency), sondern sich überwiegend filtrierend ernähren (DEBUS 1989). Sie filtrieren das Wasser, indem sie das Zooplankton mit ihren Kiemenreusendornen zurückhalten. Dies ist auch der Vorteil gegenüber selektiv fressenden Fischen in eutrophen, planktonreichen Gewässern, da sie nicht jedem Beuteorganismus hinterherjagen müssen und hierbei nicht durch die Trübung des Gewässers behindert werden. Das schlechtere Wachstum von *Abramis brama* L. im Gewässer Hakenwerder läÙt sich auch durch diese Art der Nahrungsaufnahme erklären, da hier die Fische durch die deutlich geringere Planktondichte ein größeres Wasservolumen für die gleiche Menge an Nahrungsorganismen filtrieren müssen und somit der energetische Aufwand höher ist als in den eutrophen Gewässern Marklohe und Schäferhof. Für planktivore Cypriniden führen geringere Zooplanktondichten zu einem höheren Zeitaufwand und höheren Energieverbrauch, um eine bestimmte Nahrungsmenge aufnehmen zu können (MEHNER & THIEL 1999).

Leuciscus leuciscus L. zeigt in den Untersuchungsgewässern ein sehr gutes Wachstum. Andere Untersuchungen über das Wachstum von 0+ Haseln nennen Werte von 5,9 cm im Rhein (LELEK & BUHSE 1992), 6,6 cm für das Bodeeinzugsgebiet (WÜSTEMANN & KAMMERAD 1995) und 10 cm für den Rhein und seine Seitengewässer (KORTE 1999). SCHEFFEL (1989) gibt für 0+ Hasel in der Unterweser Werte von 7 cm im September an. Mit 8,05 cm (Schäferhof 15.08.2002) und 10,0 cm (Marklohe 29.08.2002) liegen die gemessenen Werte im oberen Bereich der Literaturdaten. Die 0+ Hasel haben in den Untersuchungsgewässern ein breites Spektrum an Nahrungskomponenten genutzt. Neben Anflug- und Bodennahrung wurden auch Planktonorganismen gefressen. Entsprechende Ergebnisse wurden auch von WEATHERLEY (1987) und WÜSTEMANN & KAMMERAD (1995) erfasst. Neben der Fähigkeit, das gesamte Nahrungsspektrum zu nutzen, sind juvenile Hasel offenbar auch in der Lage, die jeweils optimale Nahrungskomponente auszuwählen (WÜSTEMANN & KAMMERAD 1995). Dies führt häufig zu deutlichen Unterschieden bei der Nahrungszusammensetzung wäh-

rend der Wachstumsperiode. Besonders deutlich konnte dies im Gewässer Marklohe beobachtet werden. Während zu Beginn der Untersuchung ein sehr breites Nahrungsspektrum genutzt wurde, bestand die Nahrung am 29.08.2003 zu 100 % aus Cladoceren der Gattung *Daphnia leuciscus leuciscus* L. war offenbar in der Lage, das verstärkte Cladocerenaufkommen an diesem Probenstermin effektiv zu nutzen.

5 Ausblick

Prinzipiell sollten neue Abgrabungen in naturnahen Auenbereichen unterbleiben. Dort, wo die ursprüngliche Aue bereits durch anthropogene Einflüsse zerstört wurde, können Abgrabungen Teilfunktionen der verschwundenen Aue übernehmen, wenn verschiedene Ansprüche erfüllt werden, die zu einer naturnahen und auenähnlichen Entwicklung der Abgrabungsgewässer führen (vgl. BRAUNE 2004). Die vorliegende Studie hat gezeigt, dass die Produktionsbiologie von Abgrabungsgewässern in Auenbereichen in hohem Maße durch den Einfluss des Fließgewässers gesteuert wird. Es ist daher dringend erforderlich, bei der Planung zukünftiger Abgrabungen auch die besondere Bedeutung von Lage und Morphologie zu berücksichtigen. Tiefe Abgrabungen mit einer Stratifikation des Wasserkörpers während der Stagnationsperioden sollten vermieden werden, da sie einen auenuntypischen Gewässertypus darstellen und die Kombination aus hohen allochthonen Nährstoffeinträgen und lang anhaltender Stratifikation zu einer ungünstigen Gewässerentwicklung führt wie bei den Untersuchungsgewässern Neelhof und Wilkenburg. Flussnahe Abgrabungen und somit potentiell häufig überschwemmte Gewässer sollten, insbesondere wenn eine größere Abbautiefe erforderlich ist, mit einer dauerhaften Anbindung an das Fließgewässer geplant werden, da eine Flussanbindung die Folgen der rasanten Eutrophierung minimieren kann. Die Anbindung sollte idealerweise im oberstromigen Bereich erfolgen, um einem möglichst hohen Wasseraustausch zu ermöglichen. Die Untersuchungen zum Jungfischaufkommen haben gezeigt, dass sich eine Flussanbindung positiv auf die rheophile Ichthyofauna auswirkt, da die Abgrabungsgewässer gute Nahrungsressourcen und Rückzugshabitate für die Jungfischpopulationen bieten und zusätzlich eine Rekrutierung aus den Abgrabungsgewässern ermöglicht wird. Die mit der Flussanbindung einhergehende erhöhte Trübung des Gewässers stellt aber auch einen limitierenden Faktor für das Phytoplankton und für submerse Makrophyten dar. Die Untersuchungen der angebundenen Gewässer Marklohe und

Schäferhof verdeutlichen die derzeit ungünstigen Bedingungen für das Wachstum von submersen Makrophyten. Die Kombination von steilen Uferböschungen und hoher Trübung verhindern das Wachstum in diesen Gewässern fast vollständig.

Deshalb sollte bei zukünftigen Abgrabungen das Strukturangebot durch die Schaffung von sehr flachen Zonen erhöht werden, um insbesondere submersen Makrophyten eine Besiedlung zu ermöglichen, da diese durch Konkurrenz und Allelopathie das Phytoplanktonwachstum begrenzen und als Laichhabitat für phytophile Fische dienen können. Bei der Nutzung der Gewässer sollte zunächst auf Besatzmaßnahmen mit Fischen verzichtet werden, weil besonders in frühen Sukzessionsstadien ein erhöhtes Fischaufkommen eine Hemmung des herbivoren Zooplanktons zur Folge hat, wodurch die Entwicklung zu einem trüben phytoplanktondominierten Gewässer beschleunigt wird. Nach Etablierung von submersen Makrophyten in den Gewässern können diese auch extensiv fischereilich genutzt werden, wobei auf ein ausgewogenes Verhältnis bei Besatzmaßnahmen zu achten ist. In den flussangebundenen Gewässern kann auf Besatzmaßnahmen verzichtet werden, da sich bei einem entsprechenden Strukturangebot ohnehin eine autotypische Ichthyozönose etablieren wird.

6 Literatur

- ALIOTTA, G., MOLINARO, A., MONACO, P., PINTO, G. & PREVITERA, L. (1992): studies on aquatic plants. 20. three biologically active phenylpropanoid glucosides from *Myriophyllum verticillatum*. *Phytochemistry* 31: 109-115.
- AMARASINGHE, U. S. & WELCOMME, R. L. (2001): An analysis of fish species richness in natural lakes. *Environmental Biology of Fishes* 65: 327-339.
- ARAUNER, U. (1995): Veränderungen im Nährstoffhaushalt eines Baggersees nach einrichtung einer Zwangszirkulation. *DGL-Bericht* 1995: 173-176.
- ARGE WESER (1996): Folgen der Reduktion der Salzbelastung in Werra und Weser für das Fließgewässer als Ökosystem. Schlütersche GmbH & Co. KG, Hannover.
- BERNDT, J. (1991): Ökologische Aspekte bei der Gestaltung und Nutzung von Baggerseen in der Aue. *Natur und Landschaft* 66: 160-163.
- BERTRAM, C. (2002): Verteilung, Wachstum und Nahrungsökologie der Larven und Jungfische im Belauer See, Schleswig-Holstein. Dissertation Universität Hamburg.
- BISCHOFF, A. (1995): Verteilungsmuster und Nahrungsökologie von Jungfischen in Rauschen der Sieg. Diplomarbeit Universität Bonn.
- BLAB, J. (1993): Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere. Kilda Verlag, Bonn.
- BLOECHL, A. (2000): Produktionsbiologische Untersuchungen von vier Kieseeseen im Kreis Schaumburg - Pelagial -. Diplomarbeit Universität Hannover.
- BLOECHL, A. & WEIDEMANN, W. (2001): Untersuchungen zur Produktionsbiologie von Baggerseen in der Weseraue. *DGL-Bericht* Kiel: 371-374.
- BLOECHL, A. , WEIDEMANN, W. (2003): Flussnahe Abgrabungsgewässer: Eignung als Ersatzbiotope in Auen? Untersuchungen zur Planktodynamik flussnaher Baggerseen. *DGL-Bericht* Köln. Im Druck.

- BOHLE, H. W. (1995): Spezielle Ökologie – limnische Systeme. Springer Verlag Berlin.
- BONE, Q. & MARSHALL, N. B. (1995): Biology of fishes. Blackie Academic & Professional London.
- BRAUNE, M. (2000): Produktionsbiologische Untersuchungen von vier Kieseeseen im Kreis Schaumburg - Benthos -. Diplomarbeit Universität Hannover.
- BRAUNE, M., WEIDEMANN, W. (2001): Zur Bedeutung von Lage und Morphologie für die Produktionsbiologie flussnaher Kieseeseen der Weseraue. DGL-Bericht Kiel Bd.1: 368-370.
- BRAUNE, M. (2004): Biologie flussnaher Abtragungsgewässer - Entwicklungsmöglichkeiten und Potentiale als Ersatzbiotope in Auengebieten. Dissertation Universität Hannover.
- BROOKS, J. L. & DODSON, S. I. (1965): Predation, body size and composition of plankton. Science 150: 28-35.
- BROOKS, J. L. (1968): The effects of prey size selection by lake planktivores. Syst. Zool. 17: 273-291.
- BURNS, C. W. (1987): Insight into zooplankton-cyanobacteria interactions derived from enclosure experiments. N.Z.J. Marine Freshw. Res. 21: 477-482.
- CANFIELD, D. E., SHIREMAN, J. V., COLLE, D. E., HALLER, W. T., WATKINS, C. E. & MACEINA, M. J. (1984): Prediction of chlorophyll-a concentrations in florida lakes: Importance of aquatic macrophytes. Can. Journal Fish. Aquat. Sci. 41: 497-501.
- CARPENTER, S. R. & KITCHELL, J. F. (1993): The trophic cascade in lakes. Univ. Press Cambridge.
- CARPENTER, S. R., KITCHELL, J. F., HODGSON, J. R., COCHRAN, P. A., ELSER, J. J., ELSER, M. M., LODGE, D. M., KRETCHMER, D., HE, X. & VON ENDE, C. N. (1987): Regulation of primary productivity by food web structure. Ecology 68: 1863-1876.

CHORUS, I. & BARTRAM, J. (1999): Toxic cyanobacteria in water – a guide to their public health consequences, monitoring and management. E & FN Spon (an imprint of Routledge) London, New York.

COLBY, P. J., SPANGLER, G. R., HURLEY, D. A. & MCCOMBIE, A. M. (1972): effects of eutrophication on salmonid communities in oligotrophic lakes. *Journal of Fish. Res. Bd. Can.* 29: 975-983.

COLEMAN, J. R., COLEMAN, B. (1981): Inorganic carbon accumulation and photosynthesis in a blue green alga as a function of external pH. *Plant Physiol.* 67, 917.

COPP, G. H. (1992): Comparative microhabitat use of cyprinid larvae and juveniles in a lotic floodplain channel. *Environment Biology of Fishes* 33: 181-183.

DEBUS, L. (1989): Food composition of bream and roach from shallow, brackish coastal waters of the Southern Baltic Proper, with comments on possible diet overlap. *Rapp. P.-v. Reun. Cons. Int. Explor. Mer* 190: 118-124.

DIEHL, S. (1988): foraging efficiency of three freshwater fishes: effects of structural complexity and light. *Oikos* 53: 207-214.

DIN 38412 T 16 (1985): Bestimmung des Chlorophyll-a Gehaltes von Oberflächenwasser.

DOKULIL, M. & JANAUER, G. A. (2000): Alternative stable states of macrophytes versus phytoplankton in two interconnected impoundments of the New Danube (Vienna Austria). *Arch. für Hydrobiol. Suppl.* 135: 75-83.

DOKULIL, M. & SKOLAUT, C. (1991): Aspects of phytoplankton seasonal succession in Mondsee, Austria, with particular reference to the ecology of *Dinobryon* Ehrenb. *Verh. Int. Verein. Limnol.* 24: 968-973.

DOKULIL, M. & TEUBNER, K. (1998): Dominanz von Cyanoprokaryonten in eutrophen Seen. Ursachen – Auswirkungen – Lösungen. Ein Überblick. *DGL-Bericht* 1998: 306-310.

FREVERT, T (1980): Dissolved oxygen dependent phosphorus release from profundal sediments of Lake Constance (Obersee). *Hydrobiologia* 74: 17-28.

FREVERT, T. (1980): The P-redox concept in natural sediment-water systems; its role in controlling phosphorus from lake sediments. *Archiv für Hydrobiol.* 55: 278-297.

GARNER, P. (1997): Sample size for length and density estimation of 0+ fishes when using point sampling by electrofishing. *Journal of Fish. Biol.* 50: 95-106.

GAUMERT, D. & KÄMMEREIT, M. (1993): Süßwasserfische in Niedersachsen. NLÖ Hildesheim.

HNATEVIC, B. (1960): Das Wachstum des Barsches (*Perca fluviatilis* L.) in dem Orava-Staubecken (Slowakei). *Zeitschr. Fischerei und deren Hilfswiss.* 9 (1/2): 85-93.

HUPFER, M. (1993): Untersuchungen zur Phosphatmobilität in Gewässersedimenten. Dissertation Universität Dresden.

JACKSON, D. F. (1964): Ecological factors governing blue-green algal blooms. *Purdue University Ext.* 117: 402-420.

JEPPESEN, E. (1998): The ecology of shallow lakes – Trophic Interactions in the Pelagial. National Environ. Research Inst. Silkeborg, Danmark. NERI Tech. Report 247.

KEATING, K. I. (1978): Blue-green algal inhibition of diatom growth: transition from mesotrophic to eutrophic community structure. *Science* 199: 971-973.

KING, D. L. (1970): The role of carbon in eutrophication. *Journal water Poll. Contr. Fed.* 42: 2035-2051.

KOHL, J. G. & NICKLISCH, A. (1988): Ökophysiologie der Algen: Wachstum und Ressourcennutzung. Gustav Fischer Verlag Stuttgart.

KÖRNER, S. (2002): Submerse Makrophyten – wichtig für die Seentherapie in Deutschland?. *Wasser & Boden* 9: 38-41.

KORTE, E. J. (1999): Bestandsentwicklung der Fischarten der hessischen Rheinaue 1994-1997: Reproduktionsstrategien, Jungfischauftreten, Gefährdung, Entwicklungstendenzen. Dissertation Universität Marburg.

LAMPERT, W. & SOMMER, U. (1999): Limnoökologie. Georg Thieme Verlag Stuttgart.

- LELEK, A. & BUHSE, G. (1992): Fische des Rheins- früher und heute. Springer Verlag Berlin.
- LUND, J. W. G. (1958): The inverted microscope method of estimating algal numbers and statistical basis of enumeration by counting. *Hydrobiologia* 11: 143-170.
- MACKERETH, F. J. (1953): Phosphorus utilization by *Asterionella formosa*. *Journal exper. Bot.* 4: 296-313.
- MAIBAUM, J., BLOEHL, A., WEIDEMANN, W. (2002): Hydrobiologische Untersuchungen in Mesokosmen in einem hypertrophen Kiesabbaugewässer der Weseraue. DGL-Bericht Braunschweig: 538-542.
- MAZUMDER, A., TAYLOR, W. D., MCQUEEN, D. J. & LEAN, D. R. S. (1987): Effects on fish and plankton on lake temperature and mixing deep. *Science* 247: 312-315.
- MEHNER, T. & THIEL, R. (1999): A review of predation impact by 0+ fish on zooplankton in fresh and brackish waters of the temperate northern hemisphere. *Envir. Biol. Fish* 56: 169-181.
- MOLLS, F. (1998): Tages- und jahreszeitliche Verhaltensmuster von Fischen in rheinangebundenen Baggerseen. *LÖBF-Mitteilungen* 2: 34-36.
- MOREL, F. (1983): Principles of aquatic chemistry. Wiley Verlag New York.
- MUDRAK, K. & KUNST, S. (1994): Biologie der Abwasserreinigung. Gustav Fischer Verlag Stuttgart.
- MURPHY, T. P., LEAN, D. R. S. & NALEWAJKO, C. (1976): Blue-green algae: Their excretion of ironselective chelators enable them to dominate other algae. *Science* 192: 900-902.
- NAUWERCK, A. (1963): Die Beziehungen zwischen Zooplankton und Phytoplankton im see Erken. *Symbolae Botanicae Upsalienses* 16.
- NEUMANN, D. (1994): Gravel-pit lakes connected with river Rhine as a reserve for high productivity of plankton and young fish. *Water Science and Technologie* 29: 267-271.

NEUMANN, D. (1995): Die ökologische Bewertung von Baggerseen mit Anbindung an einen Fluss – dargestellt an Beispielen vom Niederrhein. Abgrabungsseen - Risiken und Chancen, Limnologie aktuell 7: 99-108.

NEUMANN, D. (1997): Fischökologische Probleme des Rheins und seiner Auengewässer. Presse und Informationsstelle Universität Köln.

NUSCH, E. A. & PALME, G. (1975): Biologische Methoden für die Praxis der Gewässeruntersuchung. I. Bestimmung des Chlorophyll-a- und Phaeo-pigmentgehaltes in Oberflächenwasser. Gas und Wasserfach 116 (12): 562-565.

NUSCH, E. A. (1980): Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. Archiv für Hydrobiol. 14: 14-36.

OLIN, M., RASK, M., ROUHIJÄRI, J., KURKILATHI, M., ALA-OPAS, P. & YLÖNEN, O. (2002): Fish community structure in mesotrophic and eutrophic lakes of southern Finland: The relative abundances of percids and cyprinids along a trophic gradient. Journal of Fish. Biol. 60: 593-612.

ÖSTERLIND, S. (1950): Inorganic carbon sources of green algae. I-III. Physiol. Plant 3: 353-360 und 430-446.

PERSSON, L. (1987): Competition induced switch in young of the year perch, *Perca fluviatilis*: an experimental test of resource limitation. env. biol. fish. 19: 235-242.

PERSSON, L. & EKLÖV, P. (1995): Prey refuges affecting interactions between piscivorous perch and juvenile perch and roach. Ecology 76: 70-81.

PERSSON, L. & GREENBERG, L. A. (1990): Juvenile competitive bottlenecks: the perch (*Perca fluviatilis*) – roach (*Rutilus rutilus*) interaction. Ecology 71: 44-56.

RADWAN, S. (1978): dynamics of production of pelagic rotifers in three lakes of different trophism. Verh. Intern. Limnol.: 1017-1021.

REICHHOLF, J. (1988): Feuchtgebiete. Steinbachs Biotopführer. Mosaik Verlag München.

REYNOLDS, C. S., OLIVER, R. L. & WALSBY, A. E. (1987): Cyanobacterial dominance: the role of buoyancy regulation in dynamic lake environments. N.Z.J. Marine Freshwater Res. 21: 379-390.

ROBARTS, R. S. & ZOHARY, T. (1987): Temperature effects on photosynthetic capacity, respiration and growth rates of bloom-forming cyanobacteria. N.Z.J. Marine Freshwater Res. 21: 391-399.

ROHRLACK, T. ET AL. (1999): Role of Microcystins in Poisoning and Food Ingestion Inhibition of *Daphnia galeata* caused by the Cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. Applied and Environmental Microbiology 65 (2): 737-739.

RÖPER, K. C. (1936): Ernährung und Wachstum des Barsches. Dissertation Forstliche Hochschule Eberswalde.

RUTTNER-KOLISKO, A. (1974): Plankton Rotifers, Biology and taxonomy. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung Stuttgart.

SANDSTRÖM, A. & KARAS (2002): Tests of artificial substrata as nursery habitat for young fish. Journal Appl. Ichthyol. 18: 102-105.

SCHARBERT, A. & GREVEN, H. (2002): Umgestaltete Abgrabungsseen: Auengewässer der Zukunft? Verhandlungen der Gesellschaft für Ichthyologie 3: 131-187.

SCHEFFEL, H. J. (1989): Untersuchungen zum Jungfischaufkommen in der Bremer Unterweser. Diplomarbeit Universität Bremen.

SCHIEMER, F. (1985): Die Bedeutung von Auengewässer als Schutzzone für die Fischfauna. Österr. Wasserwirtschaft 37 (9/10): 239-245.

SCHREURS, H. (1992): cyanobacterial dominance. Relations to eutrophication and lake morphology. Dissertation Universität amsterdam.

SCHWOERBEL, J. (1993): Einführung in die Limnologie. 7. Aufl., Gustav Fischer Verlag Stuttgart.

SHAPIRO, J. (1990): Current beliefs regarding dominance by blue-greens: The case for importance of CO₂ and pH. *Verein. Intern. Limnol.* 24: 38-54.

SIVONEN, K. & JONES, G. (1999) : Cyanobacterial toxins. In: CHORUS, I. & BARTRAM, J.. *Toxic cyanobacteria in water. A guide to their public health, consequences, monitoring and management*: 41-111.

SMITH, V. H. (1983): Low nitrogen to phosphorus ratios favour dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. *Science* 221: 669-671.

SOEDER, C. J., SCHULZE, G. & THIELE, D. (1967): Einfluss verschiedener Kulturbedingungen auf das Wachstum in Synchronkulturen von *Chlorella fusca* (SH. et KR.). *Archiv für Hydrobiol. Suppl.* 33: 127-171.

SOMMER, U. (1981): The role of r- and K-selection in succession of phytoplankton in Lake Constance. *Acta Oecologica* 2: 327-342.

SOMMER, U. (1994): *Planktologie*. Springer Verlag Berlin.

SONDERGAARD, M. & MOSS, B. (1998): Impact of submerged macrophytes on phytoplankton in shallow freshwater lakes. In JEPPESEN, E., SONDERGAARD, MA., SONDERGAARD, MO. AND CHRISTOFFERSEN, K.: *The structuring role of submerged macrophytes in lakes. Ecological Studies* 131: 115-132.

STAAS, S. (1997): *Das Jungfischauftreten im Niederrhein und in angrenzenden Nebengewässern unter Berücksichtigung der Uferstrukturen am Strom. LÖBF-Schriftenreihe Bd. 12.*

SVÄRDSON, G. (1976): Interspecific population dominance in fish communities of Scandinavian lakes. *Report of the Inst. Freshw. res. Dottningholm* 56: 144-171.

TEUBNER, K., FEYERABEND, M., HENNING, A., NICKLISCH, P., WOITKE, P. & KOHL, J. (1999): Alternative blooming of *Aphanizomenon flos-aquae* or *Plankthothrix agardhii* induced by timing of critical nitrogen: phosphorus ratio in hypertrophic riverine lakes. *Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol.* 54: 325-344.

TOWNSEND, C. R. & RISEBROW, A. J. (1982): The influence of light level on the functional response of a zooplanktivorous fish. *oecologia* 53: 293-295.

TÜMPLING, W. V. (1999): Methoden der biologischen Gewässeruntersuchung Bd. 2. Gustav Fischer Verlag Jena.

UENO, Y. ET AL. (1996): Detection of microcystins, a blue-green algal hepatotoxin, in drinking water sampled in Haimen and Fusui, endemic areas of primary liver cancer in China, by highly sensitive immunoassay. *Carcinogenesis* 17 (6): 1317-1321.

UTERMÖHL, H. (1958): Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt. int. Verein. theor. angew. Limnol.* 5: 567-596.

VOLLENWEIDER, R. & KERÉKES, J. (1982): Eutrophication of waters, Monitoring, Assessment and control. OECD, Paris.

WEATHERLEY, N. S. (1987): The diet and growth of 0+ group dace *Leuciscus leuciscus* (L.), and roach, *Rutilus rutilus* (L.), in a lowland river. *Journal of Fish Biology* 237-247.

WÜSTMANN, O. & KAMMERAD, B. (1995): Der Hasel. Neue Brehm Bücherei, Spektrum.

ZEVENBOOM, W. & MUR, L. R. (1980): N₂-fixing cyanobacteria: why they do not become dominant in dutch hypertrophic lakes. In: Barcia, J. & Mur, L. R.: Hypertrophic ecosystems, Developments in Hydrobiology 2: 123-130.

7 Anhang

Phytoplankton

Cyanophyceae:

Anabaena circinalis (RABENHORST)
Anabaena cylindrica (LEMMERMANN)
Anabaena spiroides (KLEBAHN)
Aphanizomenon flos-aquae (LYNGBYE)
Chroococcus limneticus (LEMMERMANN)
Merismopedia glauca (EHRENBERG)
Microcystis aeruginosa (KÜTZING)
Planktothrix agardhii (GOMONT)
Planktothrix rubescens (DE CANDOLLE)

Cryptophyceae:

Cryptomonas erosa (EHRENBERG)
Cryptomonas ovata (EHRENBERG)
Rhodomonas minuta var. *nannoplantica* (SKUJA)

Dinophyceae:

Ceratium hirundinella (MÜLLER)
Gymnodinium lacustre (SCHILLER)
Peridinium cinctum (KÜTZING)

Chrysophyceae:

Dinobryon divergens (IMHOF)
Dinobryon sociale (EHRENBERG)
Mallomonas acaroides (PERTY)
Mallomonas caudata (IWANOFF)
Uroglena volvox (EHRENBERG)

Bacillariophyceae:

Centrales:

Melosira varians (AGARDH)
Stephanodiscus hantzschii (GRUNOW)
 Pennales:

Asterionella formosa (HASALL)
Cymbella minuta (HILSE)
Diatoma vulgare (BORY)
Fragilaria capucina (DESMAZIÉRES)
Fragilaria crotonensis (KITTON)
Tabellaria fenestrata (LYNGBYE)

Chlorophyta:

Ankistrodesmus falcatus (CORDA)
Coelastrum microporum (NÄGELI)
Cosmarium bioculatum (BREBISSON)
Cosmarium undulatum (CORDA)
Closterium moniliferum (BORY)
Dictyosphaerium pulchellum (WOOD)
Eudorina elegans (EHRENBERG)
Pediastrum boryanum (TURPIN)
Pediastrum duplex (MEYEN)
Pediastrum tetras (EHRENBERG)
Phacotus ledneri (CHODAT)
Phacotus lenticularis (EHRENBERG)
Planktoshaeria gelatinosa (SMITH)
Scenedesmus acutus (MEYEN)
Scenedesmus armatus (CHODAT)
Scenedesmus bicellularis (CHODAT)
Scenedesmus quadricauda (TURPIN)
Sphaerocystis schroeterii
Staurastrum gracile (RALFS)
Staurastrum planctonicum (TEILING)
Staurastrum paradoxum (MEYEN)
Staurastrum tetraceum (RALFS)
Synedra acus (KÜTZING)
Tetraedon minimum (BRAUN)

Zooplankton & Ichthyofauna

Rotatorien:

Asplanchna priodonta (GOSSE)
Brachionus calyciflorus (MÜLLER)
Filinia longiseta (EHRENBERG)
Kellicottia longispina (KELICOT)
Keratella cochlearis (GOSSE)
Keratella quadrata (MÜLLER)
Polyarthra remata (SKORIKOV)
Polyarthra major (BURCKHARDT)
Synchaeta pectinata (EHRENBERG)
Trichocera longiseta (SCHRANK)
Trichocera pusilla (JENNINGS)

Cladoceren:

Alona rectangula (SARS)
Bosmina coregoni (BAIRD)
Bosmina longirostris (MÜLLER)
Cerodaphnia pulchella (SARS)
Cerodaphnia reticulata (JURINE)
Chydorus sphaericus (MÜLLER)
Daphnia cucullata (SARS)
Daphnia longispina (MÜLLER)
Daphnia galeata (SARS)
Daphnia hyalina (LEYDIG)
Daphnia pulex (LEYDIG)
Diaphanosoma brachyurum (LIÉVIN)
Leptodora kindtii (FOCKE)

Copepoden:

Cyclops strenuus (FISCHER)
Cyclops vicinus (ULJANIN)
Eudiaptomus gracilis (SARS)
Eudiaptomus graciloides (LILLJEBORG)
Macrocyclus albidus (JURINE)
Mesocyclus leuckarti (CLAUS)
Megacyclus viridis (JURINE)
Paracyclus fimbriatus (FISCHER)

Ichthyofauna:

Abramis bjoerkna (LINNÉ)
Abramis brama (LINNÉ)
Alburnus alburnus (LINNÉ)
Anguilla anguilla (LINNÉ)
Aspius aspius (LINNÉ)
Carassius carassius (LINNÉ)
Cobitis taenia (LINNÉ)
Cyrinus carpio (LINNÉ)
Esox lucius (LINNÉ)
Gasterosteus aculeatus (LINNÉ)
Gobio gobio (LINNÉ)
Gymnocephalus cernuus (LINNÉ)
Leuciscus cephalus (LINNÉ)
Leuciscus idus (LINNÉ)
Leuciscus leuciscus (LINNÉ)
Perca fluviatilis (LINNÉ)
Rutilus rutilus (LINNÉ)
Sander lucioperca (LINNÉ)
Scardinius erythrophthalmus (LINNÉ)
Vimba vimba (LINNÉ)

Koldingen Oberfläche						
Datum	T [°C]	O ₂ [%]	O ₂ [mg/l]	pH	LF [µS/cm]	Secci [m]
27.06.01	21,4	110,8	9,74	7,83	516	1,8
27.07.01	24,1	120,4	10,12	8,33	504	2,8
23.08.01	23,3	128,3	10,96	8,23	493	3,2
02.09.01	19,8	99,6	9	7,9	500	1,2
05.10.01	15	104,5	10,41	8,33	492	2,2
17.10.01	14,6	102	10,38	8,26	498	2,6
06.11.01	10,2	95	10,5	8,05	513	1,2
23.11.01	7	96,1	11,7	8,06	512	1,4
07.12.01	5,3	93,1	11,91	7,96	511	
15.01.02	0,9	102	14,6			
28.01.02	4,8	101,8	12,57	8,17	519	1,4
13.02.02	7,9	100	11,83	8,21	525	1,3
06.03.02	5	105	13,1	7,75	532	1,1
22.03.02	7,4	101,7	12,15	8,32	532	1,3
01.04.02	9,2	158	18	8,16	532	1,6
23.04.02	12,4	107,9	11,52	8,56	535	1,6
30.04.02	11,4	97,7	10,55	8,64	536	1
13.05.02	16,8	105,5	10,24	8,02	529	3,7
27.05.02	19,3	121,5	11,09	8,34	513	3,2
12.06.02	19,4	125	11,48	8,33	503	2,3
25.06.02	22,2	121,7	10,7	8,25	495	3,4
09.07.02	23,5	122,6	10,66	8,2	496	3,5
22.07.02	18	100	9,24	8,33	486	
09.08.02	22,6	127,1	10,75	8,51	468	3
23.08.02	24,1	139	11,68	8,43	445	4,5
10.09.02	20,9	99,9	8,9	7,57		2,5
19.09.02	18,4	96,6	9,02	7,57	522	2,1
08.10.02	13,5	94,6	9,74	7,73	528	2,8
22.10.02	9,4	99,6	11,01	7,94	530	2
06.11.02	6,9	103	12,22	7,84	533	
10.12.02	0,1	102,2	15,03	8,62		
21.01.03	2,3	112	10,4	8,36	624	0,6
14.02.03	0,6	93	13,45	8,3	579	
11.03.03	3,7	123	15,6	8,64	560	1,4
25.03.03	7	119	14,29	8,77	551	1,2
17.04.03	11	128,4	14,3	8,45	534	1
06.05.03	15,7	113,6	11,28	8,27	519	3,2
22.05.03	15,9	105,2	10,42	8,16	5811	4
12.06.03	23,1	134,1	11,49	8,45	478	2
24.06.03	21,6	128,3	11,3	8,14	471	1,6
16.07.03	23,4	153,4	12,99	8,79	461	2
29.07.03	25,6	123	10,09	8,64	455	1,4
25.08.03	21,5	99,5	8,76	8,1	440	1,6

Koldingen Oberfläche						
Datum	NH ₄ -N [mg/l]	NO ₂ -N	NO ₃ -N	SRP	TP	Fe
27.06.01	0,015	0,015	1,48	0,04	0,05	0,02
27.07.01	0,015	0,015	1,36	0,06	0,07	0,02
23.08.01	0,107		0,1	0,01	0,04	0,02
02.09.01	0,015		0,1	0,01	0,21	0,02
05.10.01	0,015		0,1	0,01	0,02	0,02
17.10.01	0,015	0,015	0,1	0,01	0,01	0,034
06.11.01	0,015	0,015	0,1	0,01	0,01	0,02
23.11.01	0,015	0,015	0,1	0,01	0,01	0,02
07.12.01	0,015	0,015	0,35	0,01	0,01	0,02
15.01.02	0,015	0,015	0,29	0,01	0,28	0,029
28.01.02	0,015	0,015	1,71	0,01	0,01	0,02
13.02.02	0,015	0,015	0,22	0,01	0,01	0,065
28.02.02	0,015	0,013	4,3	0,09	0,18	0,318
06.03.02	0,023	0,015	1,32	0,01	0,03	0,031
22.03.02	0,079	0,015	1,5	0,01	0,02	0,02

Datum	NH ₄ -N [mg/l]	NO ₂ -N	NO ₃ -N	SRP	TP	Fe
01.04.02	0,015	0,015	1,5	0,02	0,03	0,101
23.04.02	0,015	0,015	0,1	0,01	0,02	0,02
30.04.02	0,015	0,015	0,1	0,01	0,01	0,02
13.05.02	0,015	0,03	0,8	0,01	0,04	0,051
27.05.02	0,015	0,015	0,1	0,01	0,05	0,02
12.06.02	0,015	0,015	0,59			0,02
25.06.02	0,015	0,015	0,1	0,01	0,04	0,02
09.07.02	0,015	0,015	0,06	0,01	0,01	0,02
22.07.02	0,015	0,015	0,74	0,01	0,02	0,05
09.08.02	0,019	0,015	0,02	0,01	0,02	0,02
23.08.02	0,015	0,015	0,53	0,01	0,06	0,02
10.09.02	0,015	0,015	0,95	0,01	0,03	0,027
19.09.02	0,015	0,015	0,29	0,01	0,03	0,03
08.10.02	0,015	0,015	0,5	0,01	0,02	0,033
22.10.02	0,015	0,015	0,68	0,01	0,01	0,02
06.11.02	0,015	0,015	0,8	0,01	0,04	0,032
10.12.02	0,023	0,015	1,7	0,01	0,04	0,051
21.01.03	0,055	0,024	4,5	0,08	0,11	0,116
14.02.03	0,157	0,028	3,54	0,01	0,08	0,067
11.03.03	0,025	0,64	5,2	0,04	0,14	0,197
25.03.03	0,015	0,018	10,8	0,01	0,03	0,054
17.04.03	0,059	0,023	3,87	0,01	0,02	0,032
06.05.03	0,015	0,023	4,4	0,01	0,02	0,02
22.05.03	0,015	0,019	4,5	0,01	0,01	0,02
12.06.03	0,015	0,026	3,27		0,03	
24.06.03	0,015	0,029	3,74		0,01	
16.07.03	0,015	0,031	2,44	0,01		0,035
29.07.03	0,068	0,03	1,88	0,01	0,04	0,035
25.08.03	0,015	0,014	1,43	0,01	0,04	0,02

Koldingen Grund					
Datum	T [°C]	O ₂ [%]	O ₂ [mg/l]	pH	LF [µS/cm]
27.06.01	21,8	113,6	9,84	8,32	517
27.07.01	16,9	1,6	0,16	7,5	553
23.08.01	18,5	2,3	0,19	7,49	516
02.09.01	17,9	9	0,8	7,48	528
05.10.01	14,8	96	9,63	8,22	495
17.10.01	14,2	73	7,5	7,97	503
13.05.02	13,1	74	7,78	7,73	542
27.05.02	13,6	22,3	2,29	7,59	553
12.06.02	14,9	24	2,41	7,57	503
25.06.02	16,1	12,1	1,18	7,08	561
09.07.02	18,7	56,5	5,27	7,64	502
22.07.02	18	100	9,24	8,33	486
09.08.02	18,9	12	1,1	7,72	502
10.09.02	20,4	95,9	8,57	7,58	
19.09.02	18,2	95	9,05	7,57	522
17.04.03	11	124,1	13,7	8,34	536
06.05.03	14,6	102,5	10,47	8,17	523
22.05.03	15,7	100,4	9,94	8,16	511
12.06.03	17,1	54,4	5,36	7,74	517
24.06.03	17,1	1,4	0,24	7,07	520
16.07.03	19	16,8	1,54	7,86	476
29.07.03	20,9	12	1,08	7,75	479
25.08.03	17,7	5,7	0,54	7,55	547

Koldingen Grund						
Datum	NH ₄ -N [mg/l]	NO ₂ -N [mg/l]	NO ₃ -N [mg/l]	SRP [mg/l]	TP [mg/l]	Fe [mg/l]
27.06.01	0,015	0,015	1,87	0,04	0,06	0,02
27.07.01	0,6	0,015	1,42	0,09	0,1	0,137
23.08.01	0,194		0,1	0,05	0,07	0,215
02.09.01	0,142		0,1	0,01	0,01	0,08
05.10.01	0,015		0,1	0,01	0,01	0,174
13.05.02	0,015	0,017	0,95	0,01	0,07	0,022
27.05.02	0,228	0,015	0,33	0,02	0,18	0,273
12.06.02	0,015	0,015	0,84			0,022
25.06.02	0,015	0,015	0,33	0,01	0,08	0,07
09.07.02	0,015	0,015	0,52	0,01	0,01	0,167
09.08.02	0,03	0,015	0,012	0,01	0,05	0,02
10.09.02	0,015	0,015	0,96	0,01	0,05	0,156
12.06.03	0,043	0,016	2,68		0,03	
24.06.03	0,182	0,069	2,73		0,13	
16.07.03	0,182	0,03	2,28	0,03		0,036
29.07.03	0,29	0,02	1,22	0,03	0,06	0,047
25.08.03	2,01	0,015	0,88	0,16	0,3	0,239
Hakenwerder Oberfläche						
Datum	T [°C]	O ₂ [%]	O ₂ [mg/l]	pH	LF[μS/cm]	Secci [m]
01.10.01	14,8	92,2	9,22	7,87	586	3
16.10.01	15	104	10,6	8,23	585	6
29.10.01	12,7	86,5	9,11	7,88	590	1,4
16.11.01	8,1	86,3	10,4	7,93	595	1,6
27.11.01	6,5	90,7	10,96	7,9	595	
10.12.01	5,7	86,6	11,07	7,94	595	
27.12.01	2	90,8	12,45		1533	
15.01.02	1	100	14,6			
22.01.02	4,8	104,8	13,8	8,43		
05.02.02	6,1	101,4	12,4	8,05	585	2,6
15.02.02	6,7	97	12,05	8,1	585	
25.02.02	4,6	97	12,27			
04.03.02	5,3	93,7	11,9	7,58	715	0,8
12.03.02	6,8	97,3	11,85	7,9	705	1
26.03.02	7,3	97,6	11,9	7,66	710	1,1
08.04.02	9,3	133,1	15,37	8,68	699	1,2
22.04.02	12,6	98	10,6	8,25	695	5,6
08.05.02	12,8	103,4	10,86	7,95	689	2,5
22.05.02	10,7	104,5	9,43	7,45	698	4,6
04.06.02	20,8	101,7	9	8,29	686	7,5
17.06.02	22	117	10,36	8,4	676	3,5
02.07.02	18,2	105,2	9,77	8,7	671	
19.07.02	18,8	97,2	9,03	8,88	655	1,8
30.07.02	24,9	153,8	12,83	9,28	650	1,6
15.08.02	24,1	150	13,21	8,7	646	4,8
29.08.02	24	131,4	11,08	9,41		2,3
12.09.02	20,2	87,6	8,05	8,46	736	3,4
21.09.02	18,1	102,4	9,68	8,01	749	2,4
11.10.02	12,7	75,1	7,93	7,59	761	1,6
28.10.02	9,7	95	9,27	7,8	760	
13.11.02	7,7			7,75	750	
29.11.02	6,3	90,5	11,14	7,74	746	2
18.02.03	1	94	13,47	7,96	586	
21.03.03	4,2	115	14,75	8,3	568	0,9
08.04.03	8	122	15	8,7	564	1,2
24.04.03	14,7	104,3	10,61	8,53	556	3,8
17.05.03	16	118	11,55	8,65	560	1,8
03.06.03	23,4	153,4	12,96	8,55	560	3,8
17.06.03	22,9	122,4	10,65	8,83	554	2,2
03.07.03	20,4	151,4	13,53	8,89	551	2,4
24.07.03	25,2	125,7	10,36	8,78	1304	0,6
05.08.03	25,3	125,8	10,5	9,14	533	2,5
21.08.03	21,6	110,2	9,74	9,07	533	1,8

Hakenwerder Oberfläche						
Datum	NH ₄ -N [mg/l]	NO ₂ -N	NO ₃ -N	SRP	TP	Fe
01.10.01	0,015		0,1	0,01	0,01	0,02
16.10.01	0,015	0,015	0,28	0,01	0,01	0,02
29.10.01	0,015	0,015	0,1	0,01	0,01	0,02
16.11.01	0,094	0,015	0,31	0,01	0,01	0,036
27.11.01	0,022	0,015	0,1	0,01	0,02	0,035
10.12.01	0,015	0,015	1,24	0,01	0,01	0,02
27.12.01	0,015	0,08	0,1	0,01	0,02	0,02
15.01.02	0,015	0,015	0,31	0,04	0,26	0,083
22.01.02	0,025	0,015	0,74	0,01	0,01	0,02
05.02.02	0,015	0,015	0,1	0,01	0,01	0,071
15.02.02	0,015	0,015	0,21	0,01	0,01	0,178
25.02.02	0,015	0,015	0,1	0,01	0,02	0,043
04.03.02	0,015	0,015	2,5	0,03	0,07	0,058
12.03.02	0,025	0,018	2,8	0,04	0,11	0,041
26.03.02	0,015	0,015	2,99	0,08		0,038
08.04.02	0,03	0,015	2,2	0,01	0,09	
22.04.02	0,078	0,08	0,055	0,01		0,02
08.05.02	0,076	0	2,13	0,01	0,03	0,026
22.05.02	0,015	0,015	1,72	0,01	0,01	0,02
04.06.02	0,015	0,024	1,53			0,03
17.06.02	0,015	0,024	1,5	0,01	0,02	0,02
19.07.02	0,015	0,029	0,65	0,01	0,02	0,061
30.07.02	0,09	0,024	0,026		0,06	
15.08.02	0,006	0,021	0,03		0,01	
29.08.02	0,015	0,01	0,45	0,01	0,03	0,033
12.09.02	0,015	0,019	1,16	0,01	0,02	0,02
21.09.02	0,015	0,022	0,74	0,01	0,02	0,056
11.10.02	0,241	0,01	1,12	0,01	0,03	0,083
28.10.02	0,207	0,027	0,69	0,01	0,03	0,098
13.11.02	0,07	0,023	0,56	0,2	0,29	0,36
29.11.02	0,112	0,016	0,83	0,01	0,03	0,101
04.02.03	0,051	0,021	3,7	0,08	0,17	0,464
18.02.03	0,168	0,032	3,68	0,06	0,1	0,236
04.03.03	0,015	0,11	3,7	0,03	0,07	0,156
21.03.03	0,015	0,015	8,5	0,03	0,09	0,228
08.04.03	0,101	0,043	2,93	0,01	0,03	0,036
24.04.03	0,06	0,03	4	0,01	0,03	0,094
17.05.03	0,015	0,029	3	0,01	0,03	0,006
03.06.03	0,015	0,028	4,51		0,01	
17.06.03	0,053	0,024	3,88		0,01	
03.07.03	0,015	0,024	2,6	0,01	0,01	0,023
24.07.03	0,015	0,014	3,26	0,01	0,01	0,02
05.08.03	0,099	0,008	1,37	0,01	0,01	0,02
21.08.03	0,015	0,013	2,05	0,01	0,02	0,02

Hakenwerder Grund					
Datum	T [°C]	O ₂ [%]	O ₂ [mg/l]	pH	LF [µS/cm]
01.10.01	14,1	38	3,85	7,33	597
16.10.01	14,4	50	5,2	7,83	595
29.10.01	12,6	85,4	8,76	7,88	593
16.11.01	8	84,8	10,24	7,98	596
22.01.02	4,6	103	13,07	8,3	
08.05.02	9,3	26	2,95	7,47	713
22.05.02	10,7	8,5	0,87	7,45	698
04.06.02	11,4	5,3	0,59	7,5	
17.06.02	12,7	30	3,07	7,52	697
02.07.02					
19.07.02	13,9	5,8	0,58	7,36	701
30.07.02	12,9	7,2	0,86	8,07	719

Datum	T [°C]	O ₂ [%]	O ₂ [mg/l]	pH	LF [µS/cm]
15.08.02	12,8	7	0,8	7,92	722
29.08.02	12,2	4,3	0,43	8,25	
12.09.02	12	5	0,5	7,09	861
21.09.02	11,8	3,6	0,37	7,15	894
11.10.02	12,6	73	7,81	7,58	770
24.04.03	14,4	97,1	10,08	8,54	554
17.05.03	9,8	34	3,84		564
03.06.03	12,3	7,7	0,82	7,53	565
17.06.03	14,2	11,4	1,17	7,25	591
03.07.03	11,7	3,1	0,31	8,01	591
24.07.03	11,4	2,6	0,27	8,01	598
05.08.03	13,5	4	0,4	8,16	575
21.08.03	12,6	1,9	0,2	7,9	601

Hakenwerder Grund						
Datum	NH ₄ -N [mg/l]	NO ₂ -N	NO ₃ -N	SRP	TP	Fe
01.10.01	0,63		0,015	0,01	0,03	0,048
16.10.01	0,113	0,015	0,015	0,01	0,01	0
29.10.01	0,035	0,015	0,015	0,01	0,03	0,044
16.11.01						
22.01.02	0	0,015	0,31	0,01	0,01	0,02
08.05.02	0,24	0,015	2,1	0,04	0,15	0,1
22.05.02	0,296	0,037	1,15	0,01	0,08	0,205
04.06.02	0,443	0,047	1,17			0,045
17.06.02	0,145	0,03	1,11	0,13	0,58	0,531
02.07.02						
19.07.02	0,141	0,135	1,4		0,01	0,108
30.07.02	0,8		0,009		0,14	
15.08.02	0,324	0,028	0,012	0,02	0,06	0,037
29.08.02	1,61	0,015	0,44	0,32	0,37	0,853
12.09.02	2,58	0,015	0,82	1,05	1,16	1,79
21.09.02	2,82	0,015	0,8	1,02	1,56	1,43
11.10.02	0,246	0,015	0,93	0,15	0,17	0,259
24.04.03						
17.05.03	0,231	0,033	3,9	0,07	0,1	0,118
03.06.03	0,283	0,055	3,7		0,03	
17.06.03	0,258	0,056	4,03		0,03	
03.07.03	0,442	0,08	2,3	0,01	0,04	0,206
24.07.03	0,65	0,012	3	0,05	0,08	0,468
05.08.03	0,47	0,047	0,5	0,08	0,16	0,228
21.08.03	0,97	0,015	0,31	0,13	0,29	0,734

Wilkenburg Oberfläche						
Datum	T [°C]	O ₂ [%]	O ₂ [mg/l]	pH	LF [µS/cm]	Secci [m]
03.04.01	7,8	106	12,5	8,2	504	1,6
12.06.01	16,2	107	10,5	8,2	491	2,5
27.06.01	22,3	121	10,5	8,51	484	1,8
27.07.01	25,3	110,9	9,17	8,35	484	2,8
23.08.01	23	123,7	10,62	8,35	495	3,5
02.09.01	20,5	99,5	8,9	8,06	500	1,6
09.10.01	14,5	68,8	6,9	7,54	500	1,2
17.10.01	14,3	98,1	10,03	8	499	1,2
06.11.01	10,9	68	7,4	7,71	509	1,8
23.11.01	7,2	78,1	9,43	7,81	513	
07.12.01	6,1	76,3	9,85	7,86	513	
15.01.02	1,3	120	16,9			
13.02.02	7,5	91,1	10,84	8,05	625	1,4
06.03.02	5,3	91	11,34	7,7	660	0,8
22.03.02	7,2	101,5	12,27	8,26		1,2
01.04.02	9,7	214	24,2	9,1	627	0,5
23.04.02	13,1	145,5	15,42	8,3	589	1,1
30.04.02	11,8	120	12,83	8,75	583	1
13.05.02	17,3	150	14,38	8,21	626	1
27.05.02	19,2	87,4	7,99	7,86	618	4
12.06.02	19,2	99	9,07	7,79	555	1,8
25.06.02	22,1	193	16,97	8,4	495	1
09.07.02	22,1	127,4	11,91	8,27	530	1,6
22.07.02	17,3	73,9	7,01	7,95	521	1,2
09.08.02	22,2	256	22,3	9,2	457	0,8
23.08.02	24,1	174,8	14,75	8,75	404	0,8
10.09.02	20,2	124	11,24	8,3		1
19.09.02	17,8	155,4	14,74	8,53	486	0,6
08.10.02	13,7	49,3	5,1	7,28	525	1,4
22.10.02	10,4	55,9	6,33	7,39	530	1,4
06.11.02	7,8	68,4	8,14	7,26	534	
20.11.02	7,5	50	6	7,9		
10.12.02	2	83	11,56	8,38	578	2
21.01.03	1,2	122	12,5	8,2	733	1,1
14.02.03	1,2	109	15,8	8,3	700	
11.03.03	4,2	135	17,02	8,44	658	1,2
25.03.03	7	124,7	14,93	8,5	652	1,2
17.04.03	10,9	140	15,57	8,29	630	1
06.05.03	16,9	155,6	15,11	8,25	574	0,8
22.05.03	16,3	93,5	9,17	8	578	2,2
11.06.03	23,6	132	11,21	8,36	563	1,8
24.06.03	21,3	161,2	14,25	8,19	549	1,2
16.07.03	24	237	22,5	8,98	481	1
29.07.03	25,6	169,9	13,97	9,1	461	1,1
12.08.03	26,6	159,2	12,84	8,88	449	1,6
25.08.03	21,5	112,7	9,85	8,41	485	1,4

Wilkenburg Oberfläche						
Datum	NH ₄ -N [mg/l]	NO ₂ -N	NO ₃ -N	SRP	TP	Fe
03.04.01	0,015	0,015	0,17	0,02	0,05	0,02
12.06.01	0,033	0,015		0,03	0,07	0,02
27.06.01	0,023	0,015	1,75	0,05	0,08	0,02
11.07.01	0,031	0,015	2,68	0,03	0,06	0,02
27.07.01	0,43	0,015	1,37	0,04	0,04	0,02
23.08.01	0,06		0,1	0,01	0,05	0,02
02.09.01	0,015		0,1	0,01	0,01	0,02
09.10.01	0,015		0,1	0,01	0,05	0,044
17.10.01	0,015	0,015	0,1	0,01	0,03	0,02
06.11.01	0,176	0,015	0,1	0,01	0,01	0,029
23.11.01	0,134	0,015	0,1	0,01	0,03	0,036
07.12.01	0,119	0,015	0,27	0,01	0,01	0,02
15.01.02	0,015	0,015	0,45	0,01	0,24	0,141
28.01.02	0,032	0,015	1,38	0,01	0,04	0,02
13.02.02	0,015	0,005	2,39	0,04	0,06	0,06
06.03.02	0,015	0,015	0,83	0,01	0,05	0,043
22.03.02	0,015	0,024	4,99	0,09	0,18	
01.04.02	0,015	0,036	4,4	0,02	0,04	0,02
23.04.02	0,015	0,032	0,11	0,01	0,15	0,076
30.04.02	0,022	0,032	0,117	0,02	0,11	0,024
13.05.02	0,015	0,041	4	0,01	0,13	0,06
27.05.02	0,136	0,063	4,31	0,01	0,06	0,02
12.06.02	0,333	0,108	3,57			0,035
25.06.02	0,015	0,116	2,58	0,01	0,11	0,034
09.07.02	0,017	0,29	2	0,01	0,02	0,031
22.07.02	0,015	0,08	2,59	0,23	0,26	0,119
09.08.02	0,061	0,066	0,06	0,04	0,26	0,02
23.08.02	0,04	0,049	1,11	0,01	0,11	0,054
10.09.02	0,021	0,008	0,5	0,03	0,1	0,07
19.09.02	0,023	0,008	1,1	0,01	0,06	0,054
08.10.02	0,53	0,01	0,88	0,04	0,12	0,145
22.10.02	0,632	0,025	0,41	0,03	0,07	0,145
06.11.02	0,54	0,029	0,7	0,14	0,2	0,465
20.11.02	0,471	0,024	1,5	0,01	0,05	0,125
10.12.02	0,304	0,013	1,28	0,07	0,12	0,23
21.01.03	0,058	0,022	4,6	0,11	0,15	0,124
14.02.03	0,023	0,017	4,62	0,01	0,06	0,046
11.03.03	0,015	0,17	6,6	0,04	0,09	0,145
25.03.03	0,015	0,022	6,8	0,01	0,02	0,073
17.04.03	0,014	0,027	3,36	0,01	0,04	0,066
06.05.03	0,015	0,02	3,8	0,01	0,02	0,047
22.05.03	0,057	0,02	3,5	0,01	0,03	0,017
11.06.03	0,015	0,018	3,1			
24.06.03	0,005	0,021	2,67		0,01	
16.07.03	0,015	0,028	1,66	0,01	0,04	0,033
29.07.03	0,015	0,011	1,69	0,01	0,05	0,067
12.08.03	0,015	0,015	2,65	0,01	0,03	0,031
25.08.03	0,015	0,015	1,36	0,01	0,07	0,02

Wilkenburg Grund					
Datum	T [°C]	O ₂ [%]	O ₂ [mg/l]	pH	LF [µS/cm]
12.06.01	11,8	5,3	0,56	7,22	545
27.06.01	14	2	0,2	7,56	538
11.07.01					
27.07.01	14,1	3,3	0,34	7,63	589
23.08.01	18,4	5,8	0,51	7,24	532
02.09.01	17,8	7,8	0,7	7,35	546
09.10.01	14,4	74	7,44	7,45	502
17.10.01	14,2	28	2,9	6,8	507
13.05.02	10,5	5,5	0,6	7,4	641
27.05.02	10,2	2,9	0,33	7,56	659
12.06.02	11	2,3	0,25	7,4	667
25.06.02	10,8	3,5	0,38	7,22	697
09.07.02	12,3	2,5	0,27	7,5	665
22.07.02	14	2,3	0,23	7,68	537
09.08.02	14,4	2,4	0,24	7,77	531
10.09.02	13,8	4	0,4	7,14	
19.09.02	14	4	0,42	7,19	642
08.10.02	13,3	39,4	4,1	7,24	534
17.04.03	10,9	140	15,57	8,29	630
06.05.03	8,6	2,1	0,23	7,5	655
22.05.03	9,3	2,3	0,26	7,53	658
11.06.03	11,7	2,3	0,25	7,6	653
24.06.03	11,1	3,4	0,36	7,36	668
16.07.03	12,7	6,2	0,64	7,61	675
29.07.03	13,8	3,2	0,33	7,65	674
12.08.03	12,9	2,2	0,23	7,45	682
25.08.03	17,7	5,7	0,54	7,55	547

Wilkenburg Grund						
Datum	NH ₄ -N [mg/l]	NO ₂ -N	NO ₃ -N	SRP	TP	Fe
12.06.01	0,436	0,015		0,18	0,21	0,76
27.06.01	0,6	0,015	1,4	0,18	0,24	0,065
11.07.01	0,03	0,015	2,04	0,17	0,18	0,081
27.07.01	2,11	0,015	1,77	0,81	0,84	0,206
23.08.01	0,36		0	0,11	0,27	0
02.09.01	0,176		0,21	0,09	0,21	0,107
09.10.01	0		0,015	0,01	0,07	0,032
17.10.01	0,231	0,015	0,015	0,02	0,03	0,158
13.05.02	0,564	0,016	3,45	0,01	0,07	0,07
27.05.02	1,21	0,051	0,015	0,01	0,09	0,13
12.06.02	1,35	0,012	1,96			0,158
25.06.02	2,4	0,015	0,3	1,03	2,27	1,69
09.07.02	1,86	0,006	0,07	0,01	0,04	0,362
22.07.02	1,27	0,08	2,07	0,23	0,25	0,426
09.08.02	1,96	0,015	0,034	0,05	0,3	0,033
10.09.02	3,21	0,015	0,87	0,92	0,95	1,6
19.09.02	3,1	0,015	0,71	0,43	0,62	0,646
08.10.02	0,602	0,015	0,77	0,25	0,32	0,704
06.05.03	0,362	0,06	3,3	0,04	0,1	0,546
22.05.03	0,519	0,026	3,4	0,03	0,1	0,165
11.06.03	0,513	0,095	1,72			
24.06.03	1,9	0,008	2,39		0,04	
16.07.03	2,37	0,015	1,54	0,42	0,47	1,534
29.07.03	1,93	0,015	2,95	0,42	0,48	1,21
12.08.03	2,09	0,015	3,66	0,72	0,8	0,73
25.08.03	2,34	0,015	1,26	0,27	0,47	0,515

Neelhof Oberfläche						
Datum	T [°C]	O ₂ [%]	O ₂ [mg/l]	pH	LF [µS/cm]	Secci [m]
22.05.01	17,3	97	9,3	8,15	914	5,6
26.06.01	22	121	10,68	8,51	906	3
10.07.01	24,5	106,8	11,5	8,58		2,7
23.07.01	24,4	158,6	13,3	8,79	854	3,4
22.08.01	23,9	111	9,39	8,52	860	3,3
04.09.01	20,2	122	10,87	8,63	867	1
05.10.01	15,1	103	10,3	8,38	865	1,6
17.10.01	14,7	103	10,4	8,41	874	2
06.11.01	11,7	70	7,4	7,5	883	1,8
23.11.01	7,6	58	6,9	7,13	896	1,5
04.12.01	7,6	62,9	7,45	7,49	900	
09.01.02	0,1	88	12,9	7,2		
28.01.02	4,5	92,9	11,88	7,85	928	0,6
13.02.02	7	92	10,96	7,8	929	1,8
25.02.02	5,6	85	10,25			
22.03.02	7	92,5	11,17	8,9	738	0,8
01.04.02	8,72	125	14,52	8,15	733	0,8
17.04.02	8,9	133,1	15,28	8,85	722	0,8
30.04.02	11,8	103,8	11,12	9,5	715	3
13.05.02	15,8	82,4	8,1	7,91	704	5,4
27.05.02	18,5	114,2	10,59	8,05	710	2,4
12.06.02	19,2	117,9	10,78	8,63	712	2,2
25.06.02	22,7	147,8	12,73	8,95	698	2,4
09.07.02	22,3	160,3	13,82	8,98	685	2,2
22.07.02	18,6	150	13,9	9,75	642	0,8
09.08.02	22,3	210	18,13	10,32	625	0,6
23.08.02	24,2	166,2	13,96	10,03	617	1,25
10.09.02	20,6	98,8	8,85	10		0,5
19.09.02	17,9	67,2	6,37	8,65	730	1,4
08.10.02	13,3	57,7	6,01	7,76	760	3,2
22.10.02	10,4	50,5	5,5	7,4	786	2
06.11.02	8,7	54	6,3	6,63	823	
20.11.02	7,7	50	6	7,7	887	
10.12.02	4	83,8	11,09	8,24	880	1,8
21.01.03	2	154	17,1	8,2	853	0,7
11.03.03	4,2	111	13,67	8,34	757	1,2
25.03.03	6	145	17,84	9,02	748	1
17.04.03	11,3	219	24,2	9,57	703	0,8
06.05.03	17,6	171,8	16,38	9,64	657	0,6
22.05.03	16,3	93,5	9,17	8	578	3,4
11.06.03	23	100,4	8,63	8,5	668	2,8
24.06.03	21,9	140	12,3	8,92	671	0,9
16.07.03	23,8	193,8	16,31	9,91	650	0,6
29.07.03	24,3	156,2	13,16	9,67	648	0,8
12.08.03	26,1	163,5	13,27	9,88	664	1,2
25.08.03	21,1	196	17,37	9,9	668	0,5

Neelhof Oberfläche						
Datum	NH ₄ -N [mg/l]	NO ₂ -N	NO ₃ -N	SRP	TP	Fe
22.05.01						
26.06.01	0,015	0,015	1,79	0,06	0,1	0,02
10.07.01	0,015	0,005	2,68	0,03	0,07	0,021
22.08.01	0,057		0,1	0,03	0,1	0,02
04.09.01	0,015	0,015	0,1	0,01	0,04	0,02
05.10.01	0,015		0,37	0,01	0,02	0,02
17.10.01	0,015	0,015	0,1	0,01	0,03	0,02
06.11.01	0,113	0,015	0,25	0,02	0,04	0,02
23.11.01	0,33	0,015	0,1	0,06	0,06	0,082
04.12.01	0,383	0,015	0,67	0,05	0,06	0,02
28.01.02	0,341	0,005	1,37	0,03	0,06	0,055

Datum	NH ₄ -N [mg/l]	NO ₂ -N	NO ₃ -N	SRP	TP	Fe
13.02.02	0,152	0,026	1,6	0,04	0,09	0,055
25.02.02	0,11	0,024	3,2	0,06	0,11	0,034
22.03.02	0,057	0,033	2,79	0,1	0,17	0,12
01.04.02	0	0,044	3,1	0,1	0,14	0,02
17.04.02	0,406	0,032	0,063	0,06	0,22	0,088
30.04.02	0,151	0,042	0,047	0,02	0,04	0,027
13.05.02	0,241	0,021	2,75	0,03	0,13	0,047
27.05.02	0,015	0,074	1,96	0,01	0,06	0,036
12.06.02	0,015	0,066	2,06			0,021
25.06.02	0,015	0,5	0,97	0,02	0,12	0,034
09.07.02	0,015	0,041	0,84	0,01	0,01	0,024
22.07.02	0,015	0,034	1,33	0,03	0,08	0,073
09.08.02	0,006	0,015	0,026	0,07	0,2	0,128
23.08.02	0,02	0,015	0,6	0,01	0,06	0,021
10.09.02	0,04	0,015	0,84	0,07	0,17	0,094
19.09.02	0,054	0,015	0,35	0,04	0,11	0,057
08.10.02	0,068	0,015	0,36	0,02	0,06	0,033
22.10.02	0,459	0,015	0,65	0,08	0,12	0,088
06.11.02	0,7	0,015		0,12	0,15	0,215
20.11.02	0,526	0,019	1,15	0,07	0,12	0,096
10.12.02	0,477	0,029	2,31	0,31	0,35	0,504
21.01.03	0,076	0,015	3,68	0,2	0,25	0,206
11.03.03	0,015	0,018	2	0,08	0,23	0,328
25.03.03	0,015	0,8	6,2	0,07	0,16	0,256
17.04.03	0,101	0,044	2,86	0,02	0,06	0,077
06.05.03	0,041	0,058	2,6	0,02	0,06	0,051
22.05.03	0,089	0,07	2,9	0,01	0,04	0,018
11.06.03	0,053	0,074	2,8			
24.06.03	0,014	0,057	3,43		0,07	
16.07.03	0,049	0,015	1,35	0,01	0,05	0,121
29.07.03	0,015	0,015	2,17	0,1	0,12	0,18
12.08.03	0,015	0,015	3,94	0,01	0,25	0,02
25.08.03	0,015	0,015	1,35	0,02	0,08	0,02

Neelhof Grund					
Datum	T [°C]	O ₂ [%]	O ₂ [mg/l]	pH	LF [µS/cm]
22.05.01	7,7	3	0,3	7,45	944
26.06.01	9	6,9	0,7	7,65	929
10.07.01	9,7	2,4	0,28	7,62	
23.07.01	10,1	5,2	0,58	7,74	948
22.08.01	13	4	0,4	7,37	920
04.09.01	9,9	3	0,3	7,47	954
05.10.01	9,9	4	0,4	7,06	955
17.10.01	9,5	3	0,3	7,16	969
06.11.01	8,5	6	0,7	7,05	976
23.11.01	7,9	57	6,77	7,35	897
17.04.02	7,3	54,8	6,74	7,88	742
30.04.02	7,7	30	3,59	7,57	772
13.05.02	8,3	5,3	0,61	7,4	823
27.05.02	8,9	2,7	0,33	7,4	849
12.06.02	9,3	3,8	0,41	7,7	813
25.06.02	9,8	4,4	0,49	7,65	750
09.07.02	10,6	3,2	0,35	7,65	788
22.07.02	9,3	3	0,3	8	788
09.08.02	9,5	2,1	0,23	7,81	812
10.09.02	10,5	5	0,5	6,95	
19.09.02	9,5	5	0,5	7,11	950
08.10.02	8,7	6,1	0,71	7,11	950
22.10.02	8,6	4,2	0,48	6,87	1005
25.03.03	6	119,2	15,16	8,54	751

Datum	T [°C]	O ₂ [%]	O ₂ [mg/l]	pH	LF [µS/cm]
06.05.03	6,8	4,6	0,55	7,41	779
22.05.03	7	4,8	0,58	8,05	779
11.06.03	8,6	4,6	0,48	7,57	759
24.06.03	7,9	3,1	0,37	7,71	755
16.07.03	8	3	0,3	7,79	785
29.07.03	8,9	2,7	0,28	7,98	791
12.08.03	8,9	3,7	0,42	7,87	778
25.08.03	9,1	5,3	0,6	8,15	770

Neelhof Grund						
Datum	NH ₄ -N [mg/l]	NO ₂ -N	NO ₃ -N	SRP	TP	Fe
26.06.01	1,19	0,015	1,66	0,31	0,38	0,104
10.07.01	2,15	0,015	1,77	1,22	1,39	1,72
23.07.01						
22.08.01	1,46		0,1	0,34	0,44	0,206
04.09.01	1,43	0,015	0,1	0,97	1,49	0,092
05.10.01	1,49		0,1	0,22	0,21	0,245
17.10.01	3,33	0,015	0,1	1,92	1,98	0,94
06.11.01	2,84	0,015	0,36	1,26	1,86	1,13
23.11.01	0,38	0,015	0,1	0,09	0,09	0,079
17.04.02	0,249	0,061	0,062	0,05	0,14	0,052
30.04.02	0,234	0,111	0,055	0,08	0,22	0,141
13.05.02	0,81	0,016	1,79	0,11	0,27	0,152
27.05.02	1,43	0,009	0,66	0,06	1,24	1,4
12.06.02	1,32	0,005	1,79			0,343
25.06.02	0,68	0,019	0,85	0,25	0,52	0,284
09.07.02	1,58	0,015	0,21	0,07	0,09	0,475
22.07.02	1,55	0,015	1,27	0,16	0,19	0,551
09.08.02	1,63	0,015	0,018	0,61	0,89	0,044
10.09.02	1,39	0,015	0,63	0,34	0,43	0,85
19.09.02	3,17	0,01	0,88	1,41	1,94	2,63
08.10.02	3,18	0,015	0,87	1,8	1,97	1,7
06.05.03	0,98	0,103	2,6	0,08		0,467
22.05.03	1,05	0,049	3,4	0,11	0,18	0,165
11.06.03	1,2	0,015	2,57			
24.06.03	1,27	0,038	2,73		0,15	
16.07.03	1,75	0,015	2,01	0,14	0,2	0,086
29.07.03	1,51	0,015	0,78	0,32	0,42	1,168
12.08.03	1,57	0,015	3,58	0,39	0,43	1,01
25.08.03	2,14	0,015	1,35	0,47	0,65	1,233

Schäferhof Oberfläche						
Datum	T [°C]	O ₂ [%]	O ₂ [mg/l]	pH	LF [µS/cm]	Secci [m]
26.06.01	20,3	86,2	7,84	8,07	1666	3,7
10.07.01	21,4	94	8,23	8,24		2,3
23.07.01	22,2	174,8	15,3	8,71	1614	1
22.08.01	22,8	168	14,5	8,6	1498	1
04.09.01	18,4	80	7,39	7,7	1461	1,2
01.10.01	14,7	82	8,2	7,74	1477	1,2
16.10.01	15,4	100,8	10,17	8,01	1521	1,4
29.10.01	13,1	81,8	8,64	7,02	1557	0,8
16.11.01	6,8	84,9	10,52	8,04	1601	1,8
27.11.01	6,5	91,5	11,18	7,93	1636	
10.12.01	5,3	86,2	10,88	8,08	1595	
27.12.01	2	93,5	12,76		1616	
15.01.02	1,2	95	13,52			
22.01.02	5	94,7	11,88	8,1		0,8
05.02.02	7,2	95,8	11,33	8,02	1226	1
15.02.02	7,7	92	11,2	8,01	1283	

Datum	T [°C]	O ₂ [%]	O ₂ [mg/l]	pH	LF [µS/cm]	Secci [m]
25.02.02	6	95	11,8			
12.03.02	7,7	99,3	11,78	7,96	905	0,8
08.04.02	9,3	115	13,3	8,14	1168	1
22.04.02	14,1	209	21,8	9,04	1245	0,6
08.05.02	13	134,5	14,19	8,41	1307	0,7
22.05.02	18,7	85,8	8,02	7,93	1244	4,6
04.06.02	22,7	134,7	11,61	8,57	1353	1,6
17.06.02	22	117	10,36	8,4	676	3
02.07.02	17,5	76,9	7,28	7,91	1426	1,6
19.07.02	18,5	72,9	6,23	7,85	1330	1
30.07.02	25	377	31,1	9,55	1184	0,6
15.08.02	21,1	110	9,68	8,59	1172	1,6
29.08.02	25	145,4	12,08	8,32		0,6
12.09.02	19,8	78	7,2	7,67	1390	1,2
21.09.02	16,9	78,1	7,51	7,07	1382	1,1
11.10.02	11,8	103,7	10,63	7,74	1448	0,8
28.10.02	9,6	95	10,76	8,12	1563	0,8
13.11.02	8,3			7,76	1344	
29.11.02	6,6	85	10,48	7,73	1298	1,8
04.02.03	2,6	94	12,42	8,25	1197	0,8
18.02.03	1	100	14,33	8,12	1170	
04.03.03	3,8	195	26,9	9,35	1159	0,6
21.03.03	5,8	114,5	14,41	8,48	1374	1
08.04.03	8	129	15,36	8,63	1480	0,8
24.04.03	16	163,6	16,22	8,78	1611	0,8
17.05.03	16,5	106	10,26	8,35	1612	1
03.06.03	24,2	192,6	16,22	8,82	1770	1
17.06.03	23,4	343	29,7	7,89	1615	1,4
03.07.03	20,2	81	7,28	7,92	1515	1
05.08.03	24,5	163,4	13,79	8,78	1343	0,5
21.08.03	21,1	100,3	8,95	8,33	1329	0,7

Schäferhof Oberfläche						
Datum	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	SRP	TP	Fe
26.06.01	0,15	0,027	3,49	0,11	0,15	0,02
10.07.01	0,23	0,011	3,29	0,12	0,17	0,02
23.07.01	0,136	0,043	2,65	0,07	0,15	0,02
22.08.01	0,026		2,05	0,04	0,08	0,02
04.09.01						
01.10.01	0,098		1,49	0,13	0,16	0,02
16.10.01	0,015	0,006	0,72	0,05	0,05	0,02
29.10.01	0,038	0,016	0,82	0,04	0,04	0,02
16.11.01	0,137	0,013	2,19	0,06	0,07	0,02
27.11.01	0,082	0,016	2,22	0,1	0,13	0,0512
10.12.01	0,046	0,016	3,3	0,08	0,15	0,02
27.12.01	0,015	0,067	3,9	0,01	0,06	0,02
15.01.02	0,059	0,026	3,66	0,1	0,19	0,052
22.01.02	0,065	0,015	2,94	0,05	0,07	0,02
05.02.02	0,044	0,015	2,76	0,07	0,09	0,073
15.02.02	0,045	0,028	4,26	0,09	0,1	0,131
25.02.02	0,076	0,013	4,2	0,09	0,1	0,076
04.03.02						
12.03.02	0,051	0,028	3,4	0,12	0,16	0,037
26.03.02	0,015	0,0258	2,9	0,16		0,02
08.04.02	0,015	0,032	3,8	0,06	0,09	0,108
22.04.02	0,015	0,008	0,054	0,02	0,11	0,033
08.05.02	0,028	0,076	2,95	0,01	0,11	0,044
22.05.02	0,108	0,018	2,34	0,01	0,13	0,052
04.06.02	0,015	0,029	2,09			0,045
17.06.02	0,212	0,039	2	0,08	0,19	0,047

Datum	NH4-N	NO2-N	NO3-N	SRP	TP	Fe
19.07.02	0,024	0,049	2,1	0,08	0,1	0,125
30.07.02	0,065	0,07	0,059		0,12	
15.08.02	0,031	0,044	0,072		0,14	
29.08.02	0,015	0,048	2,3	0,03	0,1	0,068
12.09.02	0,236	0,045	3,17	0,08	0,14	0,091
21.09.02	0,3	0,049	2,29	0,11	0,16	0,081
11.10.02	0,201	0,027	2,45	0,11	0,16	0,158
28.10.02	0,121	0,022	2,86	0,1	0,13	0,132
13.11.02	0,099	0,023	3,32	0,27	0,35	0,329
29.11.02	0,1	0,029	3,45	0,08	0,12	0,07
04.02.03	0,125	0,028	3,7	0,09	0,12	0,146
18.02.03	0,169	0,03	4,44	0,09	0,1	0,168
04.03.03	0,029	0,022	2,9	0,16	0,31	0,64
21.03.03	0,069	0,015	5,4	0,29	0,41	0,755
08.04.03	0,07	0,02	3,55	0,01	0,07	0,067
24.04.03	0,05	0,015	4	0,03	0,09	0,089
17.05.03	0,054	0,021	3,9	0,02	0,12	0,532
03.06.03	0,015	0,04	3,7		0,04	
17.06.03	0,192	0,032	3,77		0,03	
03.07.03	0,446	0,041	3,13	0,11	0,15	0,088
24.07.03						
05.08.03	0,015	0,027	2,99	0,06	0,14	0,112
21.08.03	0,207	0,028	2,27	0,14	0,23	0,137

Schäferhof Grund					
Datum	T [°C]	O ₂ [%]	O ₂ [mg/l]	pH	LF [µS/cm]
26.06.01	16,4	4,4	0,45	7,5	1573
10.07.01	18,9	4,3	0,4	7,44	
23.07.01	19,3	12,6	1,15	7,71	1574
22.08.01	19,3	6,2	0,58		1480
04.09.01	18,5	67,9	6,33	7,76	1462
01.10.01	14,8	80	8	7,7	1475
16.10.01	14,3	45,7	4,67	7,8	1488
22.01.02	5	92	11,7	8,1	
08.05.02	12,2	55,7	6,01	7,73	1376
22.05.02	12,8	7,9	0,75	7,35	1371
04.06.02	14,4	8,4	0,88	7,52	
17.06.02	14,2	5,3	0,55	7,48	1263
02.07.02	17,3	74,5	6,75	7,68	1435
19.07.02	16,2	2,9	0,28	7,34	1407
30.07.02	18,3	16,8	1,61	7,88	1241
15.08.02	17	3,3	0,35	7,73	1205
29.08.02	17,6	2,3	0,21	7,61	
12.09.02	16,3	4,5	0,45	7,08	1289
21.09.02	15,5	5,3	0,53	6,84	1327
11.10.02	11,6	91,5	9,96	7,75	1448
08.04.03	8	129	15,36	8,63	1480
24.04.03	11	46,2	5,1	8,14	1555
17.05.03	16,4	105,1	10,21	8,38	1626
03.06.03	16,7	5,1	0,49	7,64	1530
17.06.03	16,4	12	1,17	7,47	1500
03.07.03	15,8	11,1	0,94	7,48	1547
05.08.03	17,6	3,2	0,31	7,66	1387
21.08.03	16,4	2,5	0,24	7,36	1393

Schäferhof Grund						
Datum	NH ₄ -N [mg/l]	NO ₂ -N	NO ₃ -N	SRP	TP	Fe
26.06.01	0,85	0,009	3,22	0,26	0,36	0,1
10.07.01	0,77	0,033	3,35	0,26	0,29	0,103
23.07.01	0,68	0,046	2,82	0,24	0,36	0,106
22.08.01	0,56		0,87	0,12	0,14	0,02
01.10.01	0,193		2,25	0,04	0,08	0,02
16.10.01	0,243	0,036	1,65	0,07	0,07	0,094
22.01.02	0,077	0,017	2,33	0,16	0,16	0,02
08.05.02	0,125	0,066	2,93	0,08	0,1	0,113
22.05.02	0,448	0,053	1,33	0,3	0,63	0,27
04.06.02	0,355	0,072	1,18			0,088
17.06.02	0,71	0	0,29	1,22	1,24	0,67
19.07.02	1,47	0,006	0,74	0,85	0,86	0,749
30.07.02	0,74	0,09	0,064	0,02	0,22	
15.08.02	1,29		0,02	0,43	0,53	0,175
29.08.02	1,17	0	0,41	0,63	0,82	0,361
12.09.02	2,74	0	0,89	1,61	1,78	0,91
21.09.02	2,67	0,031	1,15	1,65	2,68	2,15
11.10.02	0,19	0,032	3,59	0,43	0,51	0,82
24.04.03	0,215	0,04	3,2	0,07	0,1	0,248
03.06.03	1,22	0,01	2,44		0,4	
17.06.03	1,21	0,015	3,15		0,49	
03.07.03	3,08	0,015	2,57	2,14	2,14	1,519
05.08.03	1,84	0,015	1,31	1,51	1,65	0,332
21.08.03	5,44	0,015	1,09	2,69	2,69	1

Marklohe Oberfläche						
Datum	T [°C]	O ₂ [%]	O ₂ [mg/l]	pH	LF [µS/cm]	Secci [m]
01.10.01	15,1	90	8,9	7,3	1512	1,2
16.10.01	15	95,5	9,66	7,94	1544	1,4
29.10.01	13,3	85	8,87	7,9	1584	1
16.11.01	6,9	88,3	10,9	7,93	1607	1,4
27.11.01	6,7	91	10,96	7,67	1690	
10.12.01	5,8	90	11,83	7,8	1365	
27.12.01	2,4	92	12,36		1533	
15.01.02	1,4	72,7	10,01			
22.01.02	5,5	95	11,7	8,02		0,8
05.02.02	7,6	94,7	11,14	7,9	883	0,5
15.02.02	7,5	92	11,2	7,81	1165	
25.02.02	6	99	12,08			
12.03.02	7,3	99,4	11,95	7,75	1004	0,8
26.03.02	8,4	97,3	11,76	7,81	1387	0,7
08.04.02	9,9	160,9	18,37	8,75	1376	0,6
22.04.02	12,2	184	19,42	8,83	1575	0,7
08.05.02	12,9	117,2	12,41	8,38	1237	0,7
22.05.02	19,5	171,3	15,79	8,72	1133	0,7
04.06.02	21,4	109,3	9,65	8,43	1450	1,8
17.06.02	20,2	88,5	8,06	7,88	1391	1,8
02.07.02	18	103,6	9,67	8,57	1484	0,6
19.07.02	18,3	70,6	6,63	7,63	1210	0,7
30.07.02	24,8	330	25,7	9,54	1005	0,5
15.08.02	23,3	101	8,66	8,06	1020	1,6
29.08.02	22,2	124,9	10,96	8,55	1019	0,7
12.09.02	19,9	77,4	7,17	7,72	1409	1
21.09.02	17,1	75,4	7,26	7,49	1377	1,1
11.10.02	11,5	84	9,11	7,82	1380	0,8
28.10.02	9,6	100		7,95	1580	
13.11.02	8,8			7,44	1150	
29.11.02	7	90	10,89	7,98	1246	1,2
04.02.03	3	93,2	12,22	8,14	1347	0,7
18.02.03	1	93	13,2	8,03	1375	

Datum	T [°C]	O ₂ [%]	O ₂ [mg/l]	pH	LF [µS/cm]	Secci [m]
04.03.03	5,3	96	12,2	8,15	1570	1,2
21.03.03	6	103,4	12,79	8,14	1456	0,8
08.04.03	8	104,6	12,38	8,7	1671	0,8
24.04.03	14,8	168,6	17,02	8,83	1707	0,8
17.05.03	16,6	109,1	10,6	8,5	1660	1,6
03.06.03	23,2	149,4	12,89	8,58	1827	1,7
17.06.03	22,9	120	10,34	8,3	1576	1,2
03.07.03	20,8	84	7,44	8,2	1444	0,8
24.07.03	25,2	125,7	10,36	8,78	1034	0,6
05.08.03	24,7	143,5	12,08	8,92	1345	0,5
21.08.03	21,3	63,3	5,64	7,93	1303	0,7

Marklohe Oberfläche						
Datum	NH ₄ -N [mg/l]	NO ₂ -N	NO ₃ -N	SRP	TP	Fe
01.10.01	0,015		1,72	0,04	0,08	0,02
16.10.01	0,015	0,015	1,15	0,1	0,12	0,02
29.10.01	0,015	0,015	1,51	0,05	0,11	0,025
16.11.01	0,015	0,009	2,87	0,08	0,09	0,033
27.11.01	0,055	0,007	2,93	0,12	0,14	0,121
10.12.01	0,051	0,033	5	0,07	0,1	0,02
27.12.01	0,015			0,01	0,05	0,02
15.01.02	0,036	0,03	3,49	0,06	0,23	0,15
22.01.02	0,153	0,035	4,5	0,08	0,1	0,083
05.02.02	0,062	0,024	4,25	0,09	0,12	0,461
15.02.02	0,044	0,026	4,25	0,07	0,11	0,105
25.02.02	0,088	0,015	3,4	0,08	0,15	0,067
04.03.02						
12.03.02	0,081	0,028	3,17	0,07	0,11	0,516
26.03.02		0,041	5	0,22		0,42
08.04.02	0,135	0,029	3,8	0,02	0,05	
22.04.02	0,054	0,007	0,065	0,04	0,17	0,216
08.05.02	0,03	0,072	2,59	0,05	0,13	0,09
22.05.02	0,015	0,013	2,1	0,02	0,12	0,089
04.06.02	0,196	0,021	2,18			0,17
17.06.02	0,192	0,037	2,41	0,27	0,31	0,087
02.07.02						
19.07.02	0,11	0,038	1,58	0,07	0,08	0,408
30.07.02	0,122	0,048	0,065		0,05	
15.08.02	0,231	0,031	0,1	0,03	0,11	0,065
29.08.02	0	0,26	2,07	0,07	0,16	0,195
12.09.02	0,119	0,026	3,6	0,09	0,13	0,164
21.09.02	0,135	0,021	3,9	0,09	0,15	0,207
11.10.02	0,04	0,009	2,94	0,1	0,14	0,179
28.10.02	0,084	0,014	2,82	0,14	0,2	0,288
13.11.02	0,052	0,03	3,5	0,12	0,18	0,349
29.11.02	0,015	0,022	3,96	0,04	0,09	0,244
04.02.03	0,128	0,036	4,2	0,1	0,14	0,348
18.02.03	0,055	0,039	4,82	0,14	0,23	0,949
04.03.03	0,015	0,2	3,7	0,06	0,1	0,115
21.03.03	0,015	0,015	5,8	0,06	0,17	0,382
08.04.03	0,081	0,015	4,72	0,01	0,07	0,127
24.04.03	0,015	0,017	4,24	0,02	0,08	0,179
17.05.03	0,095	0,026	4,1	0,01	0,06	0,121
03.06.03	0,015	0,023	2,99		0,05	0,02
17.06.03	0,147	0,035	2,77			
03.07.03	0,269	0,024	1,9	0,1	0,16	0,268
24.07.03	0,052	0,016	1,5	0,05	0,11	0,122
05.08.03	0,18	0,025	3,29	0,07	0,15	0,131
21.08.03	0,354	0,034	1,47	0,16	0,24	0,184

Marklohe Grund					
Datum	T [°C]	O ₂ [%]	O ₂ [mg/l]	pH	LF [µS/cm]
01.10.01	14,6	48	4,8	6,65	1518
16.10.01	14,9	54,7	5,56	7,72	1578
22.01.02	5,4	94,5	11,6	7,99	
08.05.02	12,3	43,2	4,63	7,68	1591
22.05.02	19,1	171,9	15,81	8,8	1136
04.06.02	16,8	20,4	1,98	7,77	
17.06.02	17,8	25	2,41	7,63	1419
02.07.02	17,5	94,3	8,33	8,45	1512
19.07.02	17,3	4,9	0,47	7,44	1439
30.07.02	18,4	35,2	3,29	8,06	1002
15.08.02	18,2	2,6	0,23	7,72	1022
29.08.02	18,2	3,1	0,3	7,84	1163
12.09.02	19,2	66	6,22	7,53	1332
21.09.02	16,9	69,1	6,62	7,22	1380
08.04.03	8	104,6	12,38	8,7	1671
24.04.03	10,2	40,2	4,55	7,83	1743
03.06.03	16	2	0,19	7,9	1655
17.06.03	15,5	4	0,4	7,8	1670
03.07.03	15,8	3,1	0,3	7,74	1684
24.07.03	17,8	1,6	0,16	7,54	1545
05.08.03	17,8	2,4	0,21	7,72	1498
21.08.03	21,1	62	5,5	7,84	1378

Marklohe Grund						
Datum	NH ₄ -N [mg/l]	NO ₂ -N	NO ₃ -N	SRP	TP	Fe
01.10.01	0,015		2,52	0,26	0,31	0,02
16.10.01	0,093	0,011	1,08	0,06	0,15	0,02
22.01.02	0,166	0,032	2,83	0,05	0,1	0,062
08.05.02	0,331	0,054	2,7	0,11	0,22	0,199
22.05.02	0,015	0,02	2,18	0,01	0,23	0,069
04.06.02	0,71	0,049	2,08			0,132
17.06.02	0,474	0,062	2,73	0,4	0,51	0,155
19.07.02	0,9	0,077	0,65	0,1	0,14	0,987
30.07.02	0,473	0,05	0,071	0,04	0,48	
15.08.02	1	0,042	0,048	0,1	0,22	0,065
29.08.02	1,66	0,007	0,89	0,29	0,82	0,653
12.09.02	0,213	0,036	4,29	0,21	0,3	0,93
21.09.02	0,221	0,026	3,2	0,13		0,87
24.04.03	0,301	0,068	3,4	0,01		0,2
17.05.03	0,9	0,067	2,7	0,51	0,66	0,302
03.06.03	0,86	0,085	3,85		0,19	
17.06.03	1,65	0,015	3		0,29	
03.07.03	2,59	0,015	2,23	1,19	1,32	0,192
24.07.03	1,98	0,015	1,7	1,77	1,8	0,168
05.08.03	2,67	0,015	2,94	1,88	2,25	0,229
21.08.03	0,436	0,038	1,51	0,23	0,39	0,269

Koldingen Profile					
27.07.01					
	T [°C]	O ₂ [%]	O ₂ [mg/l]	pH	LF [µS/cm]
0m	24,1	120	10,1	8,3	504
1m	23,8	116	9,8	8,3	504
2m	23,4	115	9,8	8,25	504
3m	22,2	110	9,6	8,16	509
4m	21,3	98	8,7	7,97	511
5m	20,7	65	5,9	7,7	513
6,5m	16,9	1	0,1	7,5	553
23.08.01	T [°C]	O ₂ [%]	O ₂ [mg/l]	pH	LF [µS/cm]
0m	23,3	128	10,96	8,23	493
3m	22,2	118	10,2	8,02	498
5m	20,3	58	5,38	7,63	508
6,5m	18,5	2,3	0,19	7,49	516

Hakenwerder Profile					
05.08.03					
	T [°C]	O ₂ [%]	O ₂ [mg/l]	pH	LF [µS/cm]
0m	25,3	125,8	10,5	9,14	533
5m	24,5	140,1	11,85	9,14	538
7m	13,5	4	0,4	8,16	575
21.08.03	T [°C]	O ₂ [%]	O ₂ [mg/l]	pH	LF [µS/cm]
0m	21,6	110,2	9,74	9,07	533
4m	21,3	122,5	10,88	8,89	533
5m	21,3	113,8	10,12	8,85	533
6m	17,8	5,3	0,51	7,95	580
7m	12,6	1,9	0,2	7,9	601

Wilkenburg Profile					
12.06.01					
	T [°C]	O ₂ [%]	O ₂ [mg/l]	pH	LF [µS/cm]
0m	16,2	107	10,48	8,24	491
1m	16,1	104	10,26		
2m	16,1	104	10,26		
3m	16,1	103	10,1		
4m	15,4	71	7,13		
5m	15,5	78	7,75		
6m	11,8	5,3	0,56	7,22	545

27.07.01					
	T [°C]	O ₂ [%]	O ₂ [mg/l]	pH	LF [µS/cm]
0m	25,3	110,9	9,17	8,35	484
1m	24,3	103,6	8,68	8,32	484
2m	23,7	106,4	9,02	8,32	484
3m	22,7	96,1	8,31	8,09	488
4m	21,5	68,1	6,01	7,84	488
5m	19,6	19,4	1,77	7,6	497
6m	14,1	3,3	0,34	7,63	589
16.07.03	T [°C]	O ₂ [%]	O ₂ [mg/l]	pH	LF [µS/cm]
0m	24	237	22,5	8,98	481
1m	23,9	262	22	8,99	483
2m	22,6	288	24,8	9,06	486
3m	21,1	148	13,11	8,26	
4m	19,6	53	4,86	7,73	548
5m	17,1	7	0,69	7,66	607
6m	12,7	6,2	0,64	7,61	675

12.08.03					
	T [°C]	O ₂ [%]	O ₂ [mg/l]	pH	LF [µS/cm]
0m	26,6	159,2	12,84	8,88	449
1m					
2m	25,6	155,5	12,74	9,01	
3m	24,9	112,1	9,32	8,53	
4m					
5m	17,6	3,7	0,35	7,67	600
6m	12,9	2,2	0,23	7,45	682
25.08.03					
	T [°C]	O ₂ [%]	O ₂ [mg/l]	pH	LF [µS/cm]
0m	21,5	112,7	9,85	8,41	485
1m					
2m					
3m					
4m	20,6	48,2	4,28	7,7	493
5m					
6m	15,9	3,3	0,31	7,3	660

Neelhof Profile					
10.07.01					
	T [°C]	O ₂ [%]	O ₂ [mg/l]	pH	LF [µS/cm]
0m	24,5	106,8	11,5	8,58	
2m	22,8	139	11,9	8,61	
4m	19,6	132	12,39	8,35	
6m	13,3	19	2	7,87	
11,5m	9,7	2,4	0,28	7,62	
23.07.01					
	T [°C]	O ₂ [%]	O ₂ [mg/l]	pH	LF [µS/cm]
0m	24,4	158,6	13,31	8,79	854
1m	23,8	156,5	13,32	8,79	850
2m	23,3	153,7	13,16	8,79	850
3m	22,3	231	20,2	8,89	843
4m	20,8	165,5	14,77	8,47	871
5m	17,2	33,5	3,25	7,51	902
6m	13,1	5,4	0,57	7,44	930
7m	11,3	4,6	0,52	7,45	938
8m	10,6	4,9	0,56	7,46	942
9m	10,5	3,8	0,47	7,48	933
10m	10,1	4,6	0,5	7,57	942
11m	10,1	5,2	0,58	7,74	948

22.08.01					
	T [°C]	O ₂ [%]	O ₂ [mg/l]	pH	LF [µS/cm]
0m	23,9	111	9,39	8,52	860
3m	22	83	7,2		
5m	18,3	65	6,1		
7m	12	6	0,6		
11m	13	4	0,4	7,37	920
04.09.01					
	T [°C]	O ₂ [%]	O ₂ [mg/l]	pH	LF [µS/cm]
0m	20,2	122	10,87	8,63	867
4m		108	9,6		
5m		29	2,6		
6m	14,2	4	0,4		
11m	9,9	3	0,3	7,47	954

05.10.01					
	T [°C]	O ₂ [%]	O ₂ [mg/l]	pH	LF [µS/cm]
0m	15,1	103	10,3	8,38	865
3m	15,2	100,9	10,09		870
5m	14,8	60	6	8,05	876
6m	14,4	27	2,71	7,6	883
7m	12,6	5	0,5	7,47	950
9m	9,9	4	0,4	7,06	955

Neelhof Profile					
13.05.02					
	T [°C]	O ₂ [%]	O ₂ [mg/l]	pH	LF [µS/cm]
0m	15,8	82,4	8,1	7,91	704
6m	9,5	55	6,3	7,53	
8m	8,5	11	1,95	7,36	
12,5m	8,3	5,3	0,61	7,4	823
19.09.02					
	T [°C]	O ₂ [%]	O ₂ [mg/l]	pH	LF [µS/cm]
0m	17,9	67,2	6,37	8,65	730
3m	17,9	70,5	6,87	8,63	
3,5m	17,9	58	5,57	8,51	
4m	17,7	43,6	4,14	8,03	
5m	14,3	5	0,5	7,48	
6m	12,6	5	0,5	7,42	
8m	10,1	5	0,5	7,38	
10m	9,8	5	0,5	7,27	
12m	9,5	5	0,5	7,11	950
25.03.03					
	T [°C]	O ₂ [%]	O ₂ [mg/l]	pH	LF [µS/cm]
0m	6	145	17,84	9,02	748
2m	6	128	16,15	8,67	
4m	6	119	15,19	8,53	
6m	6	119	15,16	8,54	
12m	6	103	13,2	8,4	751
17.04.03					
	T [°C]	O ₂ [%]	O ₂ [mg/l]	pH	LF [µS/cm]
0m	11,3	219	24,2	9,57	703
1m	11,3	212	23	9,56	698
2m	11,3	220	14,5	9,55	708
3m	11,3	218	24	9,53	
4m	8,7	159,2	18,8	9,22	726
5m	7,7	129,1	15,6	8,92	
6m	7,3	112,6	13,8	8,67	743
7m	6,9	90,5	10,9	8,14	
8m	6,3	85	10,53	8,01	768
9m	6,1	80,9	10,09	7,97	
10m	6,1	79	9,9	7,97	751
11m	6	76,3	9,5	8,03	
12m	6	67,6	8,48	7,88	760
13m	6,1	67,4	8,4	7,83	762

Neelhof Profile					
6.5.03					
	T [°C]	O ₂ [%]	O ₂ [mg/l]	pH	LF [µS/cm]
0m	17,6	171,8	16,83	9,64	657
1m	17,3	170,4	16,36	9,68	665
2m	15,3	140,4	14,43	9,48	664
3m	13,3	102,3	10,69	8,91	689
4m	10,2	77,8	8,7	8,31	737
5m	8,3	67,6	7,9	8,09	751
6m	7,9	54,5	6,49	7,82	759
7m	7,3	49,4	5,91	7,73	760
8m	7	39,4	4,75	7,62	764
9m	6,9	39,2	4,76	7,59	765
10m	6,9	34,4	4,16	7,56	764
11m	6,9	17,5	2,13	7,48	771
12m	6,9	14,8	1,82	7,46	770
13m	6,8	4,6	0,55	7,41	779
16.07.03					
	T [°C]	O ₂ [%]	O ₂ [mg/l]	pH	LF [µS/cm]
0m	23,8	193,8	16,31	9,91	650
1m	23,8	183,4	15,34	9,91	660
2m	21,6	202	17,69	9,83	660
3m	19,3	65,5	6	9,1	679
4m	16,4	4,5	0,44	8,18	728
5m	11,9	3	0,32	8,04	751
6m	10,4	3	0,32	7,98	757
7m	8,7	3	0,32	7,85	761
8m	7,8	3	0,32	7,8	766
9m	7,7	3	0,32	7,81	766
10m	7,7	3	0,32	7,79	778
11m	7,7	3	0,32	7,79	785
12m	7,7	3			
13m	7,7	3			
29.7.03					
	T [°C]	O ₂ [%]	O ₂ [mg/l]	pH	LF [µS/cm]
0m	24,3	156,2	13,16	9,67	648
1m	23,9	158,4	13,52	10,04	648
2m	23,3	141,2	12,14	9,82	655
3m	20,2	10,2	0,94	8,49	686
4m	16,2	2,8	0,28	8,42	732
5m	13,5	2,7	0,28	8,28	746
6m	11,4	2,7	0,28	8,13	751
7m	9,8	2,7	0,28	8,06	766
8m	9,8	2,7	0,28	8,05	767
9m	9,2	2,7	0,28	8,04	782
10m	8,9	2,7	0,28	7,99	782
11m	8,9	2,7	0,28	7,98	791

Neelhof Profile					
12.08.03					
	T [°C]	O ₂ [%]	O ₂ [mg/l]	pH	LF [µS/cm]
0m	26,1	163,5	13,27	9,88	664
1m	26,1	156,3	12,69	9,7	
2m	25,9	156,3	12,75	9,67	663
3m	22,7	69,9	6,05	9,12	
4m	17,8	5,6	0,52	8,55	718
5m	12,7	3,8	0,4	7,96	748
11m	8,9	3,7	0,42	7,87	778

25.08.03					
	T [°C]	O ₂ [%]	O ₂ [mg/l]	pH	LF [µS/cm]
0m	21,1	196	17,37	9,9	668
1m					
2m					
3m	20,3	98,3	8,83	9,3	
4m	18,5	31,4	2,91	8,9	703
5m	14,1	4,9	0,4	8	750
6m					
7m					
8m					
9m					
10m					
11m	9,1	5,3	0,6	8,15	770

Schäferhof Profile					
05.08.03					
	T [°C]	O ₂ [%]	O ₂ [mg/l]	pH	LF [µS/cm]
0m	24,5	163,4	13,79	8,78	1343
1m	24,4	174	14,73	7,96	1349
2m	23,9	25,6	2,19	7,91	1356
3m	22,3	2,5	0,22	7,67	1365
6m	17,6	3,2	0,31	7,66	1387
21.08.03					
	T [°C]	O ₂ [%]	O ₂ [mg/l]	pH	LF [µS/cm]
0m	21,1	100,3	8,95	8,33	1329
4m	20,8	82	7,35	8,15	1334
6m	16,4	2,5	0,24	7,36	1393
Tagesgang 29-					
Uhrzeit	T [°C]	O ₂ [%]	O ₂ [mg/l]	pH	LF [µS/cm]
21:30	24,4	300	25	9,58	1202
5:30	22,6	213	18,24	9,21	1204
7:30	22,5	227	19,65	9,15	1209
9:30	22,8	238	20,5	9,07	1205
11:30	23,6	265	22,5	9,37	1201
16:00	25	377	31,1	9,55	1184
17:30	25,5	425	34,7	9,62	1167

Marklohe Profile					
08.04.03					
	T [°C]	O ₂ [%]	O ₂ [mg/l]	pH	LF [µS/cm]
0 m	8	104,6	12,38	8,7	1671
2 m	8	112	12,75	8,66	
5 m	8	107	12,81	8,78	
7 m	7,9	116,3	14,13	8,82	
8 m	7,8	123	14,78	8,7	1670
24.04.03					
	T [°C]	O ₂ [%]	O ₂ [mg/l]	pH	LF [µS/cm]
0 m	15,3	168,6	17,2	8,83	1707
1 m	15,1	164,4	16,51	8,79	1703
2 m	14,2	153,7	15,85	8,75	1746
3 m	14	140,9	14,62	8,64	1742
4 m	13,1	96,6	10,21	8,48	1726
5 m	12,5	82,2	8,78	8,35	1745
6 m	12	73	7,81	8,21	1745
7 m	11,3	58,3	6,44	8,14	1746
8 m	10,6	43,6	4,87	7,88	1746
9 m	10,2	40,2	4,55	7,83	1743

Marklohe Profile					
24.07.03					
	T [°C]	O ₂ [%]	O ₂ [mg/l]	pH	LF [µS/cm]
0 m	25,2	125,7	10,36	8,8	1304
1 m	25,1	96,1	7,94	8,41	1316
2 m	24,9	93,9	7,78	8,31	1316
3 m	24,5	62,1	5,19	7,93	1315
4 m	22,8	3,4	0,29	7,7	1395
5 m	21,3	3,4	0,3	7,7	1422
6 m	21,7	3,4	0,3	7,7	1440
7 m	19,3	1,6	0,14	7,62	1473
8 m	18,1	1,6	0,15	7,62	1505
9 m	18	1,6	0,15	7,6	1530
10 m	17,8	1,6	0,16	7,54	1545
11 m	17,8	1,6	0,16	7,54	1545

Morphometrie der Untersuchungsgewässer						
Gewässer	KO	HW	WB	NH	SH	ML
Fläche [ha]	30,7	15	12	17	12,5	22
Tiefe max. [m]	7,5	9,5	7,5	13	7,6	11,4
Tiefe mittel [m]	3,8	5,75	4,6	6	4,05	3,6
Volumen [mio. m ³]	1,1666	0,8265	0,552	1,02	0,50625	0,792
Tiefengradient F	1,39	1,98	1,61	2,64	1,63	2,29
Anteile der						
0-2m	25	13	13	13	14	22
2-4m	17	14	13	12	28	41
4-6m	52	10	55	22	49	27
6-8m	6	49	19	25	9	7
8-10m	0	14	0	21	0	2
10-12m	0	0	0	7	0	1
Litoralanteil [%]	42	27	26	15	42	63

Chl-a [µg/l]						
Datum	ML	SH	HW	NH	WB	KO
15.03.2001						
03.04.2001					5,10	
22.05.2001				0,39		
12.06.2001					4,70	
26.06.2001		0,98		1,97		
27.06.2001					3,90	2,80
10.07.2001		6,91		5,92		
23.07.2001		8,68		8,69		
27.07.2001					4,90	1,00
22.08.2001		7,70				
23.08.2001				5,92	1,00	0,60
02.09.2001				6,91	3,90	4,70
04.09.2001		1,97				
01.10.2001	3,75	4,93	6,91			
05.10.2001				4,93	7,80	3,90
16.10.2001	3,94	5,92	2,96			
17.10.2001				4,74	7,80	3,90
29.10.2001	7,70	7,70	7,70			
06.11.2001				3,75	3,40	7,80
16.11.2001	4,93	5,72	4,93			
23.11.2001				3,95		6,90
27.11.2001	3,75					

10.12.2001	2,96	0,98	2,96			
22.01.2002	2,96	1,97	0,59			
28.01.2002				1,59		0,40
05.02.2002	1,97	1,97	0,39			
13.02.2002				2,96	1,20	0,20
04.03.2002			5,82			
06.03.2002					0,40	1,20
12.03.2002	2,96	1,97	6,91			
22.03.2002				1,18	5,10	0,80
26.03.2002	3,95		7,90			
01.04.2002				1,97	7,80	3,90
08.04.2002	7,30	2,57	2,37			
17.04.2001				2,17		
22.04.2002	3,36	5,33	0,98			
23.04.2002					5,10	4,70
30.04.2002				0,99	7,80	5,10
08.05.2002	2,76	2,37	2,96			
13.05.2002				0,99	8,69	0,40
22.05.2002	3,75	0,59	0,20			
27.05.2002				1,97	0,60	0,20
04.06.2002	0,98	4,63	0,39			
12.06.2002				1,18	1,20	2,80
17.06.2002	0,39	0,98	0,20			
25.06.2002				1,78	5,10	0,20
02.07.2002	7,90	0,79	2,57			
09.07.2002				4,60	3,40	2,00
19.07.2002	2,96	1,97	2,17			
22.07.2002				14,61	6,90	
30.07.2002	13,31	12,83	1,18			
09.08.2002				17,70	4,70	0,20
15.08.2002	1,18	1,38	0,39			
23.08.2002					7,80	0,20
29.08.2002	2,97	9,87	3,75			
10.09.2002				19,40	7,80	14,40
12.09.2002	3,36	1,97	2,96			
19.09.2002				6,70	23,10	3,40
21.09.2002	2,17	1,97	2,57			
08.10.2002				1,78	4,10	0,20
11.10.2002	2,76	0,20	0,99			
22.10.2002				0,20	1,20	
29.11.2002	4,54	0,20	0,39			
10.12.2002				1,97	1,20	
21.01.2003				0,59	0,89	0,40
04.02.2003	3,95	2,96				
11.03.2003				3,55	2,37	1,48
14.03.2003	2,00	5,32				
21.03.2003	1,18	0,59	0,59			
25.03.2003				9,47	2,66	0,89
08.04.2003	1,48	1,78	1,48			
17.04.2003				10,66	3,26	5,62
24.04.2003	1,18	2,07	0,30			
06.05.2003				13,32	9,47	3,55
17.05.2003	1,78	5,03	5,82			
22.05.2003				0,59	0,59	0,30
03.06.2003	2,37	5,33	1,18			
11.06.2003				3,26	3,29	0,59
17.06.2003	1,18	4,74	3,75			
24.06.2003				5,92	6,51	1,48
03.07.2003	2,66	4,44	2,57			
16.07.2003				4,44	7,80	3,55
29.07.2003				6,51	6,22	5,62
05.08.2003	6,81	6,22	0,89			
12.08.2003				4,74	3,26	1,48
21.08.2003	5,03	4,44	1,48			
25.08.2003				14,80	4,44	5,33

Datum	Bacillariophy.	Chlorophy.	Chrysophy.	Zygnematophy.	Cryptophy.	Cyanophy.	Dinophy.
03.07.2003	1,038	0,276	0,336	0,179	1,096	0,515	0,000
05.08.2003	12,490	2,399	0,000	0,287	1,710	0,141	7,330
21.08.2003	3,089	4,542	0,000	1,799	0,549	4,831	0,081

Phytoplankton Schäferhof Z/l							
Datum	Bacillariophy	Chlorophy	Chrysophy	Zygnematophy	Cryptophy	Cyanophy	Dinophyceae
23.07.2001	9176068	3324852	196349	52359	3926990	1898045	130899
22.08.2001	366519	4306599	13090	52359	2617993	706858	52359
04.09.2001	418879	1138827	13090	0	916297	26179	0
01.10.2001	641408	863938	536688	0	1230457	91629	13090
16.10.2001	628318	3979350	1125737	0	5209807	418879	0
29.10.2001	863938	916297	680678	0	1858775	0	26179
16.11.2001	130899	405789	0	0	497418	0	0
08.05.2002	17278759	2421644	0	0	2421644	392699	0
22.05.2002	405789	301069	0	0	327249	65449	26179
04.06.2002	6165375	4306599	824668	39269	2670353	6034475	39269
17.06.2002	733038	1649336	0	0	968657	170169	0
02.07.2002	549778	667588	0	0	274889	91629	0
19.07.2002	1034107	1217367	52359	0	589048	78539	0
30.07.2002	8874999	7029313	379609	170169	6230825	3272492	261799
15.08.2002	1911135	4084070	65449	39269	327249	1178097	0
29.08.2002	5759586	4437499	196349	130899	12396201	2487094	130899
12.09.2002	628318	1754055	0	0	2487094	209439	26179
21.09.2002	1230457	1727876	248709	0	3704461	117809	0
11.10.2002	1021017	615228	0	39269	667588	209439	26179
28.10.2002	523598	654498	0	0	1348266	65449	0
13.11.2002	471238	575958	183259	0	3547381	65449	0
29.11.2002	549778	458148	65449	0	6623524	52359	0
04.02.2003	1034107	693768	13090	0	602138	196349	13090
14.03.2003	28732482	5458517	0	0	3010693	91629	52359
21.03.2003	163624	2462550	0	8181	1178097	24543	32724
08.04.2003	1219003	2552544	0	0	392699	883572	0
24.04.2003	497418	2146755	78539	0	1610066	484328	0
17.05.2003	7592182	17736908	0	0	2395464	523598	0
03.06.2003	6584254	4843288	0	0	2879793	824668	0
17.06.2003	5969026	7853981	0	0	1780235	1112647	0
03.07.2003	867210	2290744	0	8181	801760	2969786	49087
05.08.2003	5353797	11283553	0	26179	9372418	10419615	248709
21.08.2003	9228428	9869836	0	1125737	5065818	28680122	52359

Phytoplankton Schäferhof mm3/l							
Datum	Bacillariophy	Chlorophy	Chrysophy	Zygnematophy	Cryptophy	Cyanophy	Dinophy
23.07.2001	5,778	0,690	0,027	0,105	3,461	0,283	1,868
22.08.2001	0,365	0,634	0,269	0,028	3,461	0,067	2,356
04.09.2001	0,166	0,163	0,002	0,000	1,410	0,051	0,000
01.10.2001	0,218	0,197	0,072	0,000	1,660	0,003	0,012
16.10.2001	0,354	0,675	0,151	0,000	2,702	0,167	0,000
29.10.2001	0,280	0,401	0,092	0,000	0,619	0,000	1,388
16.11.2001	0,043	0,075	0,000	0,000	0,583	0,000	0,000
08.05.2002	5,544	0,511	0,000	0,000	1,176	0,014	0,000
22.05.2002	0,130	0,063	0,000	0,000	0,283	0,002	0,524
04.06.2002	1,984	0,622	0,111	0,021	2,239	0,330	0,785
17.06.2002	0,414	0,375	0,000	0,000	0,722	0,006	0,000
02.07.2002	0,336	0,054	0,000	0,000	0,373	0,003	0,000

Datum	Bacillariophy	Chlorophy	Chrysophy	Zygnematophy	Cryptophy	Cyanophy	Dinophy
19.07.2002	0,334	0,133	0,274	0,000	0,592	0,104	0,000
30.07.2002	5,419	2,184	0,051	0,812	3,053	0,246	6,396
15.08.2002	0,604	1,178	0,009	0,007	0,283	0,034	0,000
29.08.2002	3,800	1,806	0,027	0,733	6,791	0,305	1,868
12.09.2002	0,214	0,238	0,000	0,000	1,403	0,209	1,387
21.09.2002	0,375	0,336	0,034	0,000	2,653	0,004	0,000
11.10.2002	0,315	0,129	0,000	0,079	0,725	0,008	0,956
28.10.2002	0,069	0,169	0,000	0,000	0,822	0,002	0,000
13.11.2002	0,187	0,954	0,025	0,000	2,166	0,051	0,000
29.11.2002	0,275	0,080	0,009	0,000	2,744	0,002	0,000
04.02.2003	0,342	0,055	0,002	0,000	0,278	0,007	0,262
14.03.2003	2,498	1,536	0,000	0,000	1,453	0,003	1,047
21.03.2003	0,173	0,276	0,000	0,016	1,706	0,001	0,882
08.04.2003	1,681	0,251	0,000	0,000	0,490	0,034	0,000
24.04.2003	0,184	0,450	0,010	0,000	0,563	0,018	0,000
17.05.2003	8,257	4,994	0,000	0,000	2,149	0,145	0,000
03.06.2003	4,091	0,975	0,000	0,000	2,007	0,081	0,000
17.06.2003	4,843	0,588	0,000	0,000	2,751	0,075	0,000
03.07.2003	0,937	0,429	0,000	0,016	1,178	0,907	2,602
05.08.2003	1,707	1,567	0,000	0,052	3,071	0,257	4,974
21.08.2003	3,772	2,855	0,000	1,580	2,877	2,629	1,049

Phytoplankton Hakenwerder Z/I							
Datum	Bacillariophy	Chlorophy	Chrysophy	Zygnematophy	Cryptophy	Cyanophy	Dinophy
01.10.2001	340339	209439	26179	0	445059	78539	0
16.10.2001	235619	615228	314159	0	379609	52359	0
29.10.2001	52359	170169	65449	13090	130899	26179	13090
16.11.2001	222529	327249	104719	0	981747	0	0
27.11.2001	3652101	536688	0	0	3154682	222529	0
26.03.2002	575958	366519	458148	52359	471238	130899	13090
22.04.2002	130899	222529	39269	0	222529	366519	0
08.05.2002	523598	2657263	183259	0	824668	1151917	13090
22.05.2002	667588	418879	0	0	706858	196449	26179
04.06.2002	274889	536688	0	0	942477	733038	0
17.06.2002	209439	680678	104719	0	1256637	301069	13090
02.07.2002	340339	1282817	0	26179	785398	942477	26179
19.07.2002	340339	890117	157079	13090	523598	1727876	26179
15.08.2002	445059	1884955	117809	13090	2316924	65449	0
12.09.2002	104719	431969	26179	65449	65449	104719	26179
21.09.2002	418879	798488	39269	52359	589048	91629	0
11.10.2002	301069	248709	39269	130899	589048	13090	0
28.10.2002	1806415	1282817	0	143989	1073377	170169	0
21.03.2003	703585	28797932	0	0	147262	196349	16362
08.04.2003	809941	507236	16362	0	458148	98174	0
24.04.2003	229074	809941	0	0	466330	0	24543
17.05.2003	6505714	1531526	0	26179	2775073	497418	13090
03.06.2003	147262	2928880	0	16362	1071741	1317178	0
17.06.2003	91629	3455751	13090	0	170169	641408	39269
03.07.2003	32724	490873	0	0	359974	867210	24543
05.08.2003	235619	1112647	0	26179	418879	7147123	13090
21.08.2003	40906	2225294	0	16362	433605	10030189	8181

Phytoplankton Hakenwerder mm3/l							
Datum	Bacillariophy	Chlorophy	Chrysophy	Zygnematophy	Cryptophy	Cyanophy	Dinophy
01.10.2001	0,119	0,048	0,004	0,000	0,483	0,003	0,000
16.10.2001	0,221	0,108	0,157	0,000	0,508	0,002	0,000
29.10.2001	0,018	0,015	0,033	0,026	0,107	0,001	0,262
16.11.2001	0,067	0,100	0,014	0,000	0,187	0,000	0,000
27.11.2001	0,931	0,105	0,000	0,000	2,128	0,008	0,000
26.03.2002	0,186	0,100	0,062	0,105	0,077	0,005	0,694
22.04.2002	0,044	0,023	0,005	0,000	0,210	0,039	0,000
08.05.2002	0,173	0,448	0,025	0,000	0,646	0,447	0,694
22.05.2002	0,245	0,118	0,000	0,000	0,194	0,108	0,956
04.06.2002	0,180	0,076	0,000	0,000	0,311	0,015	0,000
17.06.2002	0,134	0,181	0,014	0,000	0,656	0,011	0,694
02.07.2002	0,214	0,224	0,000	0,052	0,422	0,020	1,388
19.07.2002	0,144	0,209	0,018	0,026	0,302	0,065	1,387
15.08.2002	0,145	0,566	0,016	0,026	1,827	0,053	0,000
12.09.2002	0,037	0,198	0,004	0,131	0,069	0,004	1,388
21.09.2002	0,136	0,377	0,005	0,105	0,182	0,003	0,000
11.10.2002	0,095	0,107	0,005	0,262	0,151	0,002	0,000
28.10.2002	0,464	0,359	0,000	0,288	0,858	0,006	0,000
21.03.2003	0,919	0,681	0,000	0,000	0,014	0,070	0,867
08.04.2003	0,698	0,031	0,008	0,000	0,182	0,005	0,000
24.04.2003	0,233	0,057	0,000	0,000	0,143	0,000	0,491
17.05.2003	2,740	0,273	0,000	0,052	0,612	0,018	0,693
03.06.2003	0,103	0,411	0,000	0,033	0,103	0,050	0,000
17.06.2003	0,064	0,333	0,000	0,000	0,079	0,024	1,649
03.07.2003	0,052	0,136	0,000	0,000	0,073	0,031	0,760
05.08.2003	0,082	0,411	0,000	0,130	0,103	0,203	0,693
21.08.2003	0,029	0,854	0,000	0,009	0,179	0,242	0,434
Phytoplankton Neelhof Z/I							
Datum	Bacillariophy	Chlorophy	Chrysophy	Zygnematophy	Cryptophy	Cyanophy	Dinophy
09.07.2001	170169	1806415	0	13090	942477	968657	13090
23.08.2001	143989	1963495	0	39269	589048	9542587	78539
02.09.2001	287979	1230457	52359	0	1439896	1125737	52359
05.10.2001	837758	523598	170169	0	1125737	4895648	0
17.10.2001	183259	52359	0	39269	261799	4764748	0
06.11.2001	418879	353429	0	39269	458148	104719	0
23.11.2001	301069	104719	0	0	274889	52359	0
28.01.2002	3429572	1007927	0	0	916297	209439	0
22.03.2002	170169	484328	52359	0	850848	0	13090
23.04.2002	3442661	2343104	91629	52359	1217367	523598	287979
30.04.2002	1282817	497418	130899	0	523598	497418	52359
27.05.2002	471238	3639011	340339	104719	2565634	27070056	52359
12.06.2002	4908738	1976585	0	13090	1400626	2513274	65449
25.06.2002	1989675	3167772	104719	0	1361356	8482300	130899
09.07.2002	196349	1714786	0	78539	5772676	8102691	91629
22.07.2002	117809	1191187	26179	0	628318	9280788	589048
09.08.2002	52359	209439	0	13090	235619	6597344	1518436
10.09.2002	261799	968657	0	104719	523598	1308996	1335176
19.09.2002	78539	523598	0	0	314159	1544616	366519
08.10.2002	170169	1047197	39269	52359	877027	287979	65449
22.10.2002	523598	366519	0	117809	327249	641408	78539
06.11.2002	1007927	327249	0	39269	968657	39269	0
10.12.2002	104719	39269	0	13090	117809	52359	0
21.01.2003	706858	143989	104719	0	759218	0	0
11.03.2003	3337942	4817108	589048	0	4620759	170169	157079
25.03.2003	155443	1742602	0	0	2977968	114537	376336
17.04.2003	18142697	9346238	0	13090	2591813	2801253	39269
06.05.2003	8325220	12540190	418879	130899	4974188	6021385	78539
22.05.2003	196349	641408	0	13090	3926990	39269	26179
11.06.2003	155443	575958	0	0	575958	7984881	0
24.06.2003	114537	2707987	0	0	1243547	23046527	0
29.07.2003	117809	2735803	26179	26179	117809	628318	26179
25.08.2003	212712	359974	0	0	229074	32086787	327249

Phytoplankton Neelhof mm ³ /l							
Datum	Bacillariophy	Chlorophy	Chrysophy	Zygnematophy	Cryptophy	Cyanophy	Dinophy
09.07.2001	0,119	0,358	0,000	0,026	0,248	0,068	0,694
23.08.2001	0,101	0,272	0,000	0,040	0,277	0,432	3,299
02.09.2001	0,141	0,347	0,007	0,000	2,278	0,275	2,775
05.10.2001	0,224	0,286	0,023	0,000	0,958	6,039	0,000
17.10.2001	0,043	0,048	0,000	0,157	0,088	4,007	0,000
06.11.2001	0,136	0,147	0,000	0,079	0,170	0,158	0,000
23.11.2001	0,077	0,011	0,000	0,000	0,152	0,099	0,000
28.01.2002	0,564	0,275	0,000	0,000	0,935	0,107	0,000
22.03.2002	0,084	0,094	0,007	0,000	0,333	0,000	0,262
23.04.2002	1,400	0,961	0,012	0,085	2,005	0,297	3,238
30.04.2002	0,425	0,295	0,018	0,000	0,806	0,069	2,775
27.05.2002	0,159	0,909	0,046	0,133	2,512	1,885	2,775
12.06.2002	1,983	0,739	0,000	0,026	0,544	0,096	3,469
25.06.2002	0,688	1,455	0,001	0,000	0,823	0,459	6,938
09.07.2002	0,067	0,478	0,000	0,157	0,712	0,364	4,856
22.07.2002	0,076	0,743	0,004	0,000	0,344	0,541	31,220
09.08.2002	0,037	0,146	0,000	0,007	0,432	0,393	80,477
10.09.2002	0,089	0,150	0,000	0,838	0,239	0,226	70,764
19.09.2002	0,042	0,174	0,000	0,000	0,250	0,169	19,425
08.10.2002	0,052	0,286	0,005	0,105	0,682	0,011	3,469
22.10.2002	0,201	0,061	0,000	0,216	0,346	0,031	3,049
06.11.2002	0,304	0,054	0,000	0,079	0,471	0,075	0,000
10.12.2002	0,055	0,018	0,000	0,026	0,043	0,002	0,000
21.01.2003	0,367	0,054	0,014	0,000	0,545	0,000	0,000
11.03.2003	1,184	2,180	0,080	0,000	4,125	0,006	3,142
25.03.2003	0,156	0,092	0,000	0,000	5,419	0,002	7,527
17.04.2003	9,197	0,676	0,000	0,000	1,161	0,106	0,785
06.05.2003	2,873	2,704	0,056	0,261	2,869	0,368	4,162
22.05.2003	0,089	0,138	0,000	0,026	1,667	0,001	0,524
11.06.2003	0,156	0,359	0,000	0,000	0,748	0,314	0,000
24.06.2003	0,061	2,207	0,000	0,000	0,277	1,108	0,000
29.07.2003	0,032	1,730	0,004	0,052	0,295	0,022	1,388
25.08.2003	0,149	0,196	0,000	0,000	0,297	3,841	17,344

Phytoplankton Wilkenburg Z/l							
Datum	Bacillariophy	Chlorophy	Chrysophy	Zygnematophy	Cryptophy	Cyanophy	Dinophy
27.07.2001	196349	772308	2343104	65449	523598	863938	26179
02.09.2001	117809	1243547	13090	39269	798488	0	130899
09.10.2001	575958	1623156	248709	157079	3010693	497418	65449
17.10.2001	706858	1924225	327249	78539	5825036	209439	65449
06.11.2001	314159	510508	26179	13090	733038	65449	0
23.11.2001	157079	379609	0	39269	1086467	183259	0
22.03.2002	5406157	4175700	301069	0	575958	924477	13090
23.04.2002	2290744	3442661	4934918	65449	2526364	143989	0
30.04.2002	1387536	3115412	4332779	26179	2042035	91629	0
27.05.2002	562868	2657263	78539	0	2225294	78539	0
12.06.2002	2251474	4895648	52359	104719	5654866	327249	13090
25.06.2002	18260507	16886060	39269	772308	8691739	536688	78539
09.07.2002	654498	2748893	719948	130899	890117	1479166	143989
22.07.2002	1007927	2604903	196349	78539	5288347	1832595	117809
09.08.2002	602138	28379053	52359	209439	523598	18849955	0
23.08.2002	3272492	47280969	0	366519	654498	36547194	0
10.09.2002	877027	3259402	104719	196349	1714786	654498	301069
19.09.2002	366519	7971791	0	26179	4686209	2683443	536688
08.10.2002	719948	3796091	261799	183259	1989675	314159	143989
22.10.2002	261799	1060287	0	65449	877027	196349	26179
06.11.2002	196349	458148	13090	91629	458148	431969	0

Datum	Bacillariophy	Chlorophy	Chrysophy	Zygnematophy	Cryptophy	Cyanophy	Dinophy
10.12.2002	405789	183259	0	209439	680678	65449	0
21.01.2003	837758	785398	0	0	1884955	235619	26179
11.03.2003	981747	1165007	981747	13090	1335176	287979	117809
25.03.2003	2552544	3036872	589048	0	1793325	117809	0
17.04.2003	670860	4368777	179987	0	1881683	294523	0
06.05.2003	1366265	5636868	9882926	57268	1112647	1243547	0
22.05.2003	510508	916297	52359	26179	4817108	117809	13090
11.06.2003	1544616	4646939	4136430	274889	746128	91629	26179
24.06.2003	245436	10578331	106356	245436	2961605	875391	81812
29.07.2003	942477	2644173	130899	26179	916297	785398	52359
12.08.2003	157079	2919063	0	39269	3377212	6950773	196349
25.08.2003	57268	1219003	24543	24543	1145372	2159844	65449

Phytoplankton Wilkenburg mm ³ /l							
Datum	Bacillariophy	Chlorophy	Chrysophy	Conjugatophy	Cryptophy	Cyanophy	Dinophy
27.07.2001	0,199	0,066	1,056	0,054	0,459	0,039	1,387
02.09.2001	0,064	0,163	0,017	0,053	0,517	0,000	6,506
09.10.2001	0,361	0,393	0,034	0,295	1,579	0,036	3,037
17.10.2001	0,440	0,536	0,044	0,157	1,629	0,028	3,469
06.11.2001	0,102	0,166	0,004	0,026	0,196	0,002	0,000
23.11.2001	0,049	0,045	0,000	0,059	1,332	0,007	0,000
22.03.2002	1,738	0,508	0,150	0,000	0,779	0,070	0,262
23.04.2002	0,790	0,559	5,353	0,131	2,225	0,005	0,000
30.04.2002	0,415	0,463	5,242	0,052	1,360	0,003	0,000
27.05.2002	0,149	0,985	0,011	0,000	4,367	0,003	0,000
12.06.2002	0,634	1,240	0,007	0,209	2,777	0,009	0,262
25.06.2002	5,373	1,682	0,544	1,545	5,555	0,020	1,571
09.07.2002	0,195	0,971	0,116	0,052	0,935	0,071	2,880
22.07.2002	0,321	0,653	0,027	0,052	6,329	0,224	6,244
09.08.2002	0,342	9,696	1,074	0,342	0,994	0,302	0,000
23.08.2002	2,625	8,478	0,000	1,131	0,629	3,278	0,000
10.09.2002	0,343	0,848	0,028	0,302	1,612	0,175	12,121
19.09.2002	0,214	1,176	0,000	0,052	9,418	0,417	28,444
08.10.2002	0,303	0,941	0,052	0,271	2,740	0,188	5,222
22.10.2002	0,102	0,313	0,000	0,131	1,343	0,058	1,388
06.11.2002	0,089	0,180	0,002	0,183	0,233	0,011	0,000
10.12.2002	0,223	0,021	0,000	0,419	0,380	0,002	0,000
21.01.2003	0,477	0,190	0,000	0,000	1,503	0,009	0,024
11.03.2003	0,359	0,277	1,277	0,026	1,230	0,011	0,856
25.03.2003	1,356	0,272	0,080	0,000	1,148	0,004	0,000
17.04.2003	0,493	0,482	0,089	0,000	0,849	0,011	0,000
06.05.2003	1,433	0,330	6,907	0,000	1,522	0,108	0,000
22.05.2003	0,197	0,304	0,007	0,052	2,476	0,004	0,694
11.06.2003	2,493	0,979	0,558	0,785	0,670	0,003	1,388
24.06.2003	0,404	1,757	0,000	0,131	5,614	0,053	1,636
29.07.2003	0,734	0,557	0,017	0,052	1,661	0,029	2,775
12.08.2003	0,092	0,576	0,000	0,021	2,900	0,159	3,927
25.08.2003	0,050	0,236	0,504	0,049	2,057	0,109	1,309

Koldingen Z/I							
Datum	Bacillariophy	Chlorophy	Chrysophy	Zygnematophy	Cryptophy	Cyanophy	Dinophy
27.07.2001	353429	824668	615228	13090	327249	667588	0
02.09.2001	235619	575958	235619	91629	405789	78539	13090
05.10.2001	196349	209439	143989	13090	575958	0	0
17.10.2001	850848	523598	0	0	1322086	0	0
06.11.2001	130899	170169	26179	0	418879	0	0
23.11.2001	575958	340339	0	0	1138827	0	0
28.01.2002	209439	445059	183259	0	327249	26179	13090
22.03.2002	1557706	785398	170169	0	261799	340339	13090
23.04.2002	2565634	301069	562868	0	431969	39269	0
30.04.2002	942477	1466076	405789	13090	693768	117809	26179
27.05.2002	327249	863938	654498	26179	1230457	52359	13090
12.06.2002	222529	7893251	1230457	0	1610066	26179	13090
25.06.2002	78539	811578	287979	0	484328	39269	39269
09.07.2002	235619	392699	91629	65449	327249	26179	0
22.07.2002	589048	654498	104719	0	759218	26179	170169
09.08.2002	222529	1217367	39269	0	301069	1040719	26179
23.08.2002	196349	667588	13090	26179	968657	65449	26179
19.09.2002	261799	733038	0	0	1060287	0	0
08.10.2002	314159	589048	26179	0	890117	170169	0
22.10.2002	104719	117809	26179	26179	1165007	471238	0
06.11.2002	117809	340339	0	0	1636246	26179	0
21.01.2003	117809	104719	13090	0	196349	0	0
11.03.2003	1452986	1819505	693768	0	1165007	65449	65449
25.03.2003	1930770	5939573	130899	0	130899	98174	286343
17.04.2003	3395210	14791665	1251728	0	1259909	147262	16362
06.05.2003	130899	4082434	32724	0	564504	65449	16362
22.05.2003	143989	510508	65449	39269	981747	497418	0
11.06.2003	39269	1047197	91629	0	196349	196349	0
24.06.2003	359974	1171734	196349	0	589048	327249	0
29.07.2003	2172934	890117	2892883	52359	654498	170169	65449
25.08.2003	89993	2454369	0	130899	1538071	1178097	0

Phytoplankton Koldingen mm ³ /l							
Datum	Bacillariophy	Chlorophy	Chrysophy	Zygnematophy	Cryptophy	Cyanophy	Dinophy
27.07.2001	0,210	0,270	0,240	0,050	0,170	0,090	0,000
02.09.2001	0,159	0,055	0,032	0,302	0,291	0,003	0,262
05.10.2001	0,069	0,058	0,019	0,026	0,716	0,000	0,000
17.10.2001	0,498	0,144	0,000	0,000	0,410	0,000	0,000
06.11.2001	0,044	0,027	0,003	0,000	0,166	0,000	0,000
23.11.2001	0,391	0,074	0,000	0,000	0,581	0,000	0,000
28.01.2002	0,147	0,052	0,025	0,000	0,378	0,001	0,262
22.03.2002	0,960	0,100	0,020	0,000	0,210	0,040	0,260
23.04.2002	0,816	0,027	0,076	0,000	0,041	0,001	0,000
30.04.2002	1,141	0,119	0,055	0,026	0,476	0,004	0,524
27.05.2002	0,115	0,080	0,122	0,052	0,559	0,002	0,262
12.06.2002	0,202	0,748	0,190	0,000	0,343	0,001	0,694
25.06.2002	0,024	0,172	0,330	0,000	0,487	0,001	1,649
09.07.2002	0,084	0,120	0,012	0,059	0,189	0,001	0,000
22.07.2002	0,213	0,099	0,028	0,000	0,513	0,051	7,223
09.08.2002	0,081	0,128	0,005	0,000	0,218	0,004	0,956
23.08.2002	0,105	0,128	0,002	0,209	0,219	0,002	0,524
19.09.2002	0,163	0,208	0,000	0,000	0,763	0,000	0,000
08.10.2002	0,098	0,152	0,004	0,000	0,274	0,006	0,000
22.10.2002	0,037	0,036	0,004	0,052	0,269	0,018	0,000
06.11.2002	0,041	0,041	0,041	0,041	0,041	0,041	0,041
21.01.2003	0,076	0,009	0,002	0,000	0,113	0,000	0,000
11.03.2003	0,527	0,498	0,094	0,000	0,615	0,002	1,309
25.03.2003	1,561	0,368	0,065	0,000	0,091	0,004	7,887

Datum	Bacillariophy	Chlorophy	Chrysophy	Zygnematophy	Cryptophy	Cyanophy	Dinophy
17.04.2003	3,395	1,348	0,626	0,402	0,436	0,006	0,327
06.05.2003	0,159	0,368	0,000	0,000	0,133	0,002	0,867
22.05.2003	0,064	0,164	0,009	0,079	0,724	0,019	0,000
11.06.2003	0,009	0,284	0,022	0,000	0,271	0,007	0,000
24.06.2003	0,252	0,125	0,098	0,000	0,411	0,012	0,000
29.07.2003	1,583	0,391	1,446	0,105	0,283	0,183	1,308
25.08.2003	0,036	0,408	0,000	0,070	3,039	0,039	0,000

Zooplankton Marklohe Ind/m ²					
Datum	Cladoceren	Copepoden cal.	Copepoden cycl.	Nauplien+Copepodide	Rotatorien
01.10.2001	11238	17659	19265	85088	35319
16.10.2001	4979	18258	16598	73863	55605
29.10.2001	19047	5442	5442	38095	13605
16.11.2001	8000	666	1333	1333	1333
27.11.2001	5442	1360	2040	3401	14965
10.12.2001	3374	2530	843	843	3374
22.01.2002	1687	2530	1687	2530	2530
05.02.2002	353	353	0	353	1768
12.03.2002	0	0	1496	11972	17210
26.03.2002	0	0	1428	10476	26666
08.04.2002	925	0	4163	14340	15265
22.04.2002	952	0	5238	27142	36190
08.05.2002	5244	0	57693	213292	64687
22.05.2002	190476	3401	57823	375850	95238
04.06.2002	239891	9469	37877	69442	23673
17.06.2002	41306	6285	8979	32326	30530
02.07.2002	238408	0	52979	101142	288979
19.07.2002	197714	21183	317755	720244	960326
30.07.2002	9795	653	7183	2612	12408
15.08.2002	123102	4734	65102	31959	113632
29.08.2002	86428	4489	83061	42653	59489
12.09.2002	50571	2408	149306	69836	57795
21.09.2002	60244	5020	17571	3765	10040
11.10.2002	26530	27857	21224	18571	18571
28.10.2002	44081	40816	37551	45714	52244
13.11.2002	17734	16122	20959	12897	93510
29.11.2002	0	1530	4591	9183	4591
04.02.2003	0	867	0	5204	10408
18.02.2003	816	816	3265	1632	17959
04.03.2003	0	0	0	1653	28102
21.03.2003	0	0	0	4612	87632
08.04.2003	0	0	8428	40938	255265
24.04.2003	2000	2000	70000	258000	46000
17.05.2003	83265	0	112755	76326	22551
03.06.2003	177122	0	24153	88561	26836
17.06.2003	112244	2551	33163	155612	28061
03.07.2003	217408	0	188693	147673	114857
24.07.2003	126265	0	170183	68622	27448
05.08.2003	410816	0	276122	80816	16836
21.08.2003	150918	6938	131836	117959	79795

Zooplankton Marklohe mm ³ /m ²					
Datum	Cladoceren	Copepoden cal.	Copepoden cycl.	Nauplien+Copepodide	Rotatorien
01.10.2001	9439,92	77699,60	46236,00	30972,03	353,19
16.10.2001	1493,70	80454,00	33196,00	13590,79	1390,13
29.10.2001	26665,80	8707,20	4353,60	6171,39	95,24
16.11.2001	4720,00	133,20	266,60	13,40	0,73
27.11.2001	2176,80	544,00	612,00	34,69	17,96
10.12.2001	641,06	1518,00	84,30	0,04	0,84
22.01.2002	168,70	1518,00	337,40	25,55	0,51
05.02.2002	17,65	70,60	0,00	0,02	0,53
12.03.2002	0,00	0,00	299,20	9,58	29,26
26.03.2002	0,00	0,00	428,40	115,24	80,00
08.04.2002	83,25	0,00	374,67	1735,14	87,01
22.04.2002	95,20	0,00	5761,80	895,69	289,52
08.05.2002	786,60	0,00	190386,90	86169,97	2846,23
22.05.2002	1009522,80	1360,40	196598,20	153722,65	285,71
04.06.2002	3387260,92	22725,60	181809,60	11388,49	47,37
17.06.2002	95003,80	8799,00	7183,20	387,91	61,06
02.07.2002	7095022,08	0,00	233107,60	8495,93	3756,73
19.07.2002	545690,64	25419,60	2859795,00	121721,24	23047,82
30.07.2002	8129,85	130,60	7901,30	26,64	14,89
15.08.2002	3083705,10	3787,20	358061,00	351,55	568,16
29.08.2002	375097,52	3591,20	614651,40	2644,49	178,47
12.09.2002	53099,55	481,60	925697,00	2863,28	57,80
21.09.2002	159044,16	4016,00	24599,40	38,03	9,04
11.10.2002	18571,00	116999,40	33598,40	1121,69	16,71
28.10.2002	56423,68	204080,00	86367,30	1874,27	313,46
13.11.2002	9753,70	32244,00	27246,70	5,16	308,58
29.11.2002	0,00	612,00	2754,60	5,51	5,97
04.02.2003	0,00	173,40	0,00	1,56	12,49
18.02.2003	40,80	163,20	1306,00	0,16	21,55
04.03.2003	0,00	0,00	0,00	0,17	61,82
21.03.2003	0,00	0,00	0,00	0,46	368,05
08.04.2003	0,00	0,00	5899,60	81,88	18379,08
24.04.2003	100,00	400,00	245000,00	1548,00	1196,00
17.05.2003	181517,70	0,00	732907,50	152,65	473,57
03.06.2003	394982,06	0,00	21737,70	1027,31	16,10
17.06.2003	211018,72	510,20	43111,90	482,40	19,64
03.07.2003	567434,88	0,00	867987,80	7679,00	459,43
24.07.2003	227277,00	0,00	1055134,60	89,21	16,47
05.08.2003	4005456,00	0,00	4528400,80	969,79	33,67
21.08.2003	648947,40	5550,40	1001953,60	395,51	239,39

Zooplankton Schäferhof Ind/m ²					
Datum	Cladoceren	Copepoden cal.	Copepoden cycl.	Nauplien+Copepodide	Rotatorien
23.07.2001	67380	3850	132836	140537	165564
04.09.2001	6802	2721	8843	19047	247619
01.10.2001	9047	5170	7108	21972	158333
16.10.2001	27863	3482	11319	22639	125387
29.10.2001	41142	9904	29714	761	2285
16.11.2001	7102	2367	1578	3156	2367
10.12.2001	24489	6530	1632	10612	2448
22.01.2002	0	0	408	0	1224
05.02.2002	4095	0	6435	0	15795
12.03.2002	5646	2258	2258	41782	281183
08.04.2002	1755	0	4680	9945	161469
22.04.2002	79292	26993	33741	23619	419238

Datum	Cladoceren	Copepoden cal.	Copepoden cycl.	Nauplien+Copepodide	Rotatorien
08.05.2002	74829	6802	108843	414965	108843
22.05.2002	198265	33537	76938	121326	99625
04.06.2002	139183	47891	38911	91292	58367
17.06.2002	199010	37377	94959	9091	24244
02.07.2002	154367	25306	91102	96163	172081
19.07.2002	94693	0	101224	267755	821224
30.07.2002	23197	9727	29183	29931	105510
15.08.2002	61224	36734	106530	23265	148163
29.08.2002	218571	12857	587142	820714	182142
12.09.2002	99183	3673	292040	11020	22040
21.09.2002	61653	5816	101204	25591	77938
11.10.2002	44081	6857	61714	19591	18612
29.11.2002	10285	2285	16000	24000	12571
04.02.2003	0	0	510	2040	1020
21.03.2003	1163	0	8142	39551	404816
08.04.2003	0	0	40714	112836	219857
24.04.2003	2132	0	85306	21326	34122
17.05.2003	89102	4530	416816	172163	55877
03.06.2003	43265	10816	35153	35153	29744
17.06.2003	46285	0	69428	226285	46285
03.07.2003	115102	0	58775	29387	58775
05.08.2003	70530	0	305632	44408	18285
21.08.2003	105306	0	108979	2448	4897

Zooplankton Schäferhof mm ³ /m ²					
Datum	Cladoceren	Copepoden cal.	Copepoden cycl.	Nauplien+Copepodide	Rotatorien
23.07.2001	219658,80	1450,00	916568,40	11664,57	5794,74
04.09.2001	2788,82	2176,80	11495,90	399,99	564571,32
01.10.2001	5156,79	8272,00	7818,80	483,38	210741,22
16.10.2001	37893,68	2785,60	14714,70	1359,47	2840,02
29.10.2001	108614,88	25750,40	115884,60	0,04	1,60
16.11.2001	5113,44	1420,20	315,60	32,19	0,47
10.12.2001	36733,50	5224,00	652,80	7,43	0,73
22.01.2002	0,00	0,00	32,64	0,00	0,38
05.02.2002	2866,50	0,00	7078,50	0,00	31,59
12.03.2002	1411,50	903,20	451,60	83,56	4217,75
08.04.2002	526,50	0,00	3744,00	701,12	2664,24
22.04.2002	494782,08	172755,20	134964,00	1913,14	13415,62
08.05.2002	155644,32	5441,60	1393190,40	203332,85	2285,70
22.05.2002	1714992,25	228051,60	600116,40	29724,87	597,75
04.06.2002	1202541,12	613004,80	404674,40	20540,70	1225,71
17.06.2002	2654793,40	276589,80	267784,38	275,46	535,79
02.07.2002	941638,70	101224,00	655934,40	11828,05	2409,13
19.07.2002	287866,72	0,00	627588,80	50070,19	24636,72
30.07.2002	69591,00	75870,60	682882,20	6075,99	7807,74
15.08.2002	149386,56	220404,00	926811,00	1642,51	548,20
29.08.2002	931112,46	15428,40	16087690,80	270835,62	71035,38
12.09.2002	247957,50	1469,20	4643436,00	222,60	17,63
21.09.2002	75833,19	4652,80	1760949,60	25,91	3429,27
11.10.2002	98300,63	9599,80	777596,40	1968,90	1520,60
29.11.2002	4319,70	914,00	44800,00	504,00	773,12
04.02.2003	0,00	0,00	51,00	0,41	0,10
21.03.2003	58,15	0,00	11398,80	67,24	11537,26
08.04.2003	0,00	0,00	284998,00	1669,97	101749,82
24.04.2003	106,60	0,00	341224,00	223,92	109,19

Datum	Cladoceren	Copepoden cal.	Copepoden cycl.	Nauplien+Copepodide	Rotatorien
17.05.2003	23879,34	271,80	1150412,00	955,50	2361,92
03.06.2003	261320,60	8652,80	137096,70	372,62	29,74
17.06.2003	9719,85	0,00	56236,68	905,14	138,86
03.07.2003	255526,44	0,00	42318,00	176,32	135,18
05.08.2003	152344,80	0,00	2145536,64	976,98	1481,10
21.08.2003	342244,50	0,00	2909739,30	0,24	9,30

Zooplankton Hakenwerder Ind/m ²					
Datum	Cladoceren	Copepoden cal.	Copepoden cycl.	Nauplien+Copepodide	Rotatorien
01.10.2001	83482	9904	38204	59428	209414
16.10.2001	34095	26789	20700	58448	157081
29.10.2001	88571	60000	15714	22857	30000
16.11.2001	1265	27204	15816	4428	40489
10.12.2001	1972	18748	3156	1972	7891
22.01.2002	1442	5768	4326	20190	121863
05.02.2002	1387	18040	4163	49959	281020
08.04.2002	21755	15897	58571	82000	557265
22.04.2002	20571	13714	51428	41142	154285
08.05.2002	17857	22619	9523	25000	48809
04.06.2002	76734	71836	45714	97959	78367
17.06.2002	16571	30775	11836	30775	11836
19.07.2002	37959	27836	93632	53142	420081
30.07.2002	19591	5659	134095	40054	157605
15.08.2002	122448	24489	124897	48979	66122
29.08.2002	77448	31683	38724	53979	180714
12.09.2002	65795	235591	120979	222857	494530
21.09.2002	90877	263918	151877	281346	530326
11.10.2002	34163	120204	87306	27836	187265
21.03.2003	7928	26051	14724	158571	137051
08.04.2003	30775	26040	23673	102979	285265
17.05.2003	11479	18367	4591	29846	87244
03.06.2003	49775	13826	55306	71897	141030
03.07.2003	15714	49387	22448	31428	62857
24.07.2003	55357	130642	181571	79714	872428
05.08.2003	51163	17795	42265	33367	460469
21.08.2003	55102	25255	50510	36734	511989

Zooplankton Hakenwerder mm ³ /m ²					
Datum	Cladoceren	Copepoden cal.	Copepoden cycl.	Nauplien+Copepodide	Rotatorien
01.10.2001	427427,84	27731,20	206301,60	6180,51	3978,87
16.10.2001	46369,20	117871,60	35190,00	4208,26	1727,89
29.10.2001	549140,20	1008000,00	34570,80	2308,56	60,00
16.11.2001	151,80	233954,40	39540,00	89,89	133,61
10.12.2001	433,84	97489,60	2524,80	39,83	9,47
22.01.2002	161,50	9228,80	2595,60	1029,69	18279,45
05.02.2002	138,70	93808,00	2497,80	16086,79	6463,46
08.04.2002	27846,40	60408,60	409997,00	20008,00	40680,35
22.04.2002	18513,90	32913,60	231426,00	2550,80	1234,28
08.05.2002	12857,04	85952,20	7618,40	1022,50	1107,96
04.06.2002	356045,76	1264313,60	255998,40	27918,32	2742,85
17.06.2002	18228,10	160030,00	9468,80	1877,28	35,51
19.07.2002	812322,60	122478,40	692876,80	3294,80	21424,13
30.07.2002	200220,02	10186,20	4130126,00	8171,02	5043,36
15.08.2002	565709,76	97956,00	1273949,40	6906,04	264,49
29.08.2002	1826998,32	171088,20	127789,20	7665,02	5059,99
12.09.2002	95402,75	5230120,20	689580,30	38777,12	411448,96
21.09.2002	2131974,42	11190123,20	1852899,40	193566,05	800261,93
11.10.2002	372035,07	2283876,00	602411,40	3078,66	1666,66
21.03.2003	2457,68	119834,60	19141,20	1110,00	5482,04

Datum	Cladoceren	Copepoden cal.	Copepoden cycl.	Nauplien+Copepodide	Rotatorien
08.04.2003	35083,50	114576,00	47346,00	411,92	33946,54
17.05.2003	2869,75	29387,20	918,20	20,89	5461,47
03.06.2003	43304,25	11060,80	110612,00	2228,81	3384,72
03.07.2003	5342,76	217302,80	17958,40	1587,11	213,71
24.07.2003	68642,68	1541575,60	1488882,20	159,43	324543,22
05.08.2003	57302,56	28472,00	80303,50	26,69	29101,64
21.08.2003	66122,40	55561,00	111122,00	29,39	6451,06

Zooplankton Neelhof Ind/m ²					
Datum	Cladoceren	Copepoden cal.	Copepoden cycl.	Nauplien+Copepodide	Rotatorien
09.07.2001	178204	144979	48326	39265	190285
27.07.2001	46938	53197	28163	34421	419319
23.08.2001	21428	9183	4591	10714	261734
02.09.2001	17061	23265	10857	17061	238857
05.10.2001	22197	29027	49517	39272	360278
17.10.2001	19755	24693	64204	14816	197551
06.11.2001	23823	42040	54653	8408	162557
23.11.2001	82204	46530	9306	10857	145795
28.01.2002	9632	13244	13244	13244	12040
13.02.2002	3836	8312	23020	44761	7034
22.03.2002	2721	0	25850	10204	8843
01.04.2002	14693	5714	27755	28571	45714
23.04.2002	25251	9469	96272	83646	555537
30.04.2002	39183	18775	14693	24489	70204
13.05.2002	28095	25687	14448	27292	43346
27.05.2002	28826	47275	29979	36897	62265
12.06.2002	9306	46530	4653	41877	188448
25.06.2002	81551	88346	54367	106469	500632
09.07.2002	122448	110204	73469	89795	1840816
09.08.2002	81632	0	40816	40816	2520408
23.08.2002	81183	14326	23877	66857	2440285
10.09.2002	97959	68571	29387	156734	2400000
19.09.2002	108000	17632	72734	96979	2104897
08.10.2002	269714	59428	36571	169142	260571
22.10.2002	36367	68326	16530	70530	165306
10.12.2002	0	0	3673	19285	21122
21.01.2003	0	0	0	4081	25306
11.03.2003	0	908	16346	23612	14530
25.03.2003	1979	0	89081	190040	419673
17.04.2003	47510	5278	257346	245469	822190
06.05.2003	1959	1959	50938	43102	1171591
22.05.2003	186081	3836	74816	67142	1843551
11.06.2003	211224	22959	103316	112500	989540
24.06.2003	24244	40408	76775	8081	206081
16.07.2003	34887	69775	29520	18785	308622
29.07.2003	43112	19897	33163	26530	497448
12.08.2003	55102	2040	18367	38775	597826
25.08.2003	36918	4102	12306	45122	637867

Zooplankton Neelhof mm ³ /m ²					
Datum	Cladoceren	Copepoden cal.	Copepoden cycl.	Nauplien+Copepodide	Rotatorien
09.07.2001	1122685,20	2783596,80	154643,20	4739,29	1617,42
27.07.2001	66182,58	361739,60	50693,40	722,84	101894,52
23.08.2001	14356,76	11019,60	1377,30	4,29	8061,41
02.09.2001	9383,55	69795,00	7599,90	10,24	2531,88
05.10.2001	14428,05	98691,80	143599,30	39,27	11528,90
17.10.2001	12050,55	74079,00	250395,60	302,25	1461,88
06.11.2001	40499,10	504480,00	426293,40	507,00	2682,19
23.11.2001	435681,20	558360,00	11167,20	871,82	1764,12
28.01.2002	3371,20	31785,60	45029,60	1231,69	240,80
13.02.2002	1150,80	21611,20	82872,00	3715,16	147,71
22.03.2002	544,20	0,00	98230,00	414,28	8,80
01.04.2002	13223,70	7999,60	94367,00	914,27	1828,56
23.04.2002	39391,56	22725,60	1174518,40	18736,70	289990,31
30.04.2002	93255,54	86365,00	26447,40	514,27	351,02
13.05.2002	46356,75	164396,80	26006,40	1146,26	421,22
27.05.2002	35455,98	387655,00	77945,40	2988,66	311,33
12.06.2002	1861,20	186120,00	930,60	2537,75	1055,31
25.06.2002	113355,89	689098,80	130480,80	6601,90	10513,27
09.07.2002	171427,20	595101,60	132244,20	2783,65	1088474,50
09.08.2002	65305,60	0,00	32652,80	16,33	153492,85
23.08.2002	69005,55	8595,60	11938,50	46,80	1590089,71
10.09.2002	99918,18	191998,80	17632,20	9560,77	1711200,00
19.09.2002	243000,00	28211,20	240022,20	193,96	1702861,67
08.10.2002	1602101,16	309025,60	58513,60	27570,15	106052,40
22.10.2002	60005,55	847242,40	24795,00	2317,49	94059,11
10.12.2002	0,00	0,00	1469,20	212,14	21,12
21.01.2003	0,00	0,00	0,00	1,22	43,02
11.03.2003	0,00	181,60	29422,80	23,61	29,06
25.03.2003	79,16	0,00	400864,50	4751,00	19304,96
17.04.2003	81717,20	4222,40	5018247,00	63331,00	298454,97
06.05.2003	97,95	391,80	132438,80	43,10	92555,69
22.05.2003	798287,49	1534,40	291782,40	134,28	99551,75
11.06.2003	781528,80	45918,00	464922,00	1350,00	84110,90
24.06.2003	7273,20	80816,00	145872,50	0,81	577,03
16.07.2003	362824,80	362830,00	32472,00	7,51	8332,79
29.07.2003	459573,92	23876,40	26530,40	10,61	4377,54
12.08.2003	628713,82	408,00	16530,30	38,78	498168,41
25.08.2003	31749,48	1640,80	7383,60	1398,78	395796,47

Zooplankton Wilkenburg Ind/m ²					
Datum	Cladoceren	Copepoden cal.	Copepoden cycl.	Nauplien+Copepodide	Rotatorien
09.07.2001	151843	7557	128482	144972	351095
27.07.2001	167142	12734	197387	192612	722693
02.09.2001	225224	16952	329360	276979	454081
17.10.2001	96081	20380	88802	5823	181972
06.11.2001	179918	48925	64707	52081	53659
23.11.2001	65088	3755	11265	35673	27537
13.02.2002	9061	8306	2265	9061	49836
06.03.2002	8734	2183	31299	40761	282421
22.03.2002	6585	9054	64204	37040	465891
23.04.2002	24380	12190	195047	179809	2160761
30.04.2002	54857	16000	226285	196571	1152000
13.05.2002	202040	9795	149387	135918	843673
27.05.2002	382755	26938	139183	97653	315408
12.06.2002	329510	41877	195061	114612	333918
25.06.2002	638816	65224	445061	188000	598530
09.07.2002	577755	93061	409081	195816	411020
22.07.2002	335224	3510	265020	103551	177265

Datum	Cladoceren	Copepoden cal.	Copepoden cycl.	Nauplien+Copepodide	Rotatorien
09.08.2002	97102	2489	136938	29877	744448
23.08.2002	63918	2367	89959	39061	589469
10.09.2002	62857	0	89795	116734	1490612
19.09.2002	160775	0	131918	197877	1296510
08.10.2002	246938	4081	110204	114285	1563265
21.01.2003	3367	1122	4489	25816	110000
11.03.2003	1877	0	8448	55387	195265
25.03.2003	1030	0	3091	21642	240132
17.04.2003	11122	0	66734	120122	1441469
06.05.2003	528285	3510	198326	252734	1612938
22.05.2003	514591	16734	282397	81581	123418
11.06.2003	299469	10326	389826	98102	549887
24.06.2003	286530	4897	230204	56326	590204
16.07.2003	169714	8081	336734	91591	1317306
29.07.2003	57214	0	138948	35418	171642
12.08.2003	244897	7653	147959	28061	650510
25.08.2003	105153	14020	102816	63091	493051

Zooplankton Wilkenburg mm ³ /m ²					
Datum	Cladoceren	Copepoden cal.	Copepoden cycl.	Nauplien+Coppodide	Rotatorien
09.07.2001	1395437,17	16625,40	2402613,40	17396,64	21065,70
27.07.2001	824010,06	20374,40	2447598,80	49116,06	75882,77
02.09.2001	2144132,48	47465,60	8958592,00	13571,97	23158,13
17.10.2001	297851,10	57064,00	541692,20	1,16	1655,95
06.11.2001	1896335,72	606670,00	530597,40	2239,48	268,30
23.11.2001	315676,80	4506,00	20277,00	6135,76	2395,72
13.02.2002	5436,60	18273,20	679,50	185,75	179,41
06.03.2002	5240,40	1309,80	134585,70	122,28	6213,26
22.03.2002	2634,00	19918,80	500791,20	814,88	27953,46
23.04.2002	18528,80	19504,00	2496601,60	40457,03	3504754,34
30.04.2002	108616,86	44800,00	4480443,00	33023,93	97920,00
13.05.2002	1545606,00	15672,00	1822521,40	16989,75	184764,39
27.05.2002	5886771,90	129302,40	1725869,20	19823,56	31856,21
12.06.2002	4250679,00	318265,20	3452579,70	7449,78	14358,47
25.06.2002	9083963,52	443523,20	10325415,20	10340,00	108932,46
09.07.2002	7435706,85	893385,60	8631609,10	41904,62	29593,44
22.07.2002	13073736,00	2808,00	8003604,00	10872,86	2481,71
09.08.2002	359277,40	995,60	1506318,00	29,88	6253,63
23.08.2002	155320,74	946,80	683688,40	1992,11	52462,74
10.09.2002	703998,40	0,00	359180,00	14241,55	62605,70
19.09.2002	627022,50	0,00	844275,20	28494,29	168546,30
08.10.2002	1474219,86	1632,40	595101,60	3428,55	451783,59
21.01.2003	505,05	224,40	1795,60	800,30	1210,00
11.03.2003	150,16	0,00	7603,20	720,03	15230,67
25.03.2003	51,50	0,00	927,30	21,64	3121,72
17.04.2003	2224,40	0,00	200202,00	360,37	386313,69
06.05.2003	6429228,45	1404,00	2241083,80	11878,49	1666164,95
22.05.2003	5356892,31	26774,40	3812359,50	3426,40	24560,18
11.06.2003	4527971,28	8260,80	5886372,60	196,20	219404,91
24.06.2003	4498521,00	1958,80	2163917,60	619,59	9443,26
16.07.2003	493867,74	4848,60	4209175,00	183,18	117240,23
29.07.2003	59502,56	0,00	708634,80	24,79	1527,61
12.08.2003	986934,91	4591,80	858162,20	16,84	13400,51
25.08.2003	209254,47	16824,00	452390,40	2586,73	5916,61

Zooplankton Koldingen Ind/m ²					
Datum	Cladoceren	Copepoden cal.	Copepoden cycl.	Nauplien +Copepodide	Rotatorien
09.07.2001	4306	2870	87557	51673	1403795
27.07.2001	52217	2748	35727	38476	458278
23.08.2001	190285	2571	97714	31714	801428
02.09.2001	10204	0	236734	66326	434693
05.10.2001	19857	945	10401	19857	199517
17.10.2001	70190	13619	58666	2095	79619
06.11.2001	69387	8163	44897	97959	91836
23.11.2001	6149	3843	6918	1537	33823
28.01.2002	1938	1292	7108	9693	34897
22.03.2002	2857	1428	4285	30714	54285
23.04.2002	14367	8380	94585	123319	95782
30.04.2002	47571	4530	47571	77020	77020
13.05.2002	56122	0	24693	145918	246938
27.05.2002	87551	20204	58367	170612	314285
12.06.2002	22857	36571	32000	45714	907428
09.07.2002	20816	3673	40408	82040	666122
22.07.2002	13265	1020	55102	104081	974489
23.08.2002	54857	31346	109714	33306	413387
10.09.2002	89102	31306	134857	132448	828408
19.09.2002	105102	28571	222448	90816	103061
08.10.2002	55673	37959	77183	25306	60734
22.10.2002	44142	6306	44142	8408	71469
21.01.2003	2040	0	6133	69387	136734
11.03.2003	0	0	6887	10714	120918
25.03.2003	2244	0	3367	25816	113367
17.04.2003	7867	10489	47204	165214	319938
06.05.2003	30000	18000	48000	110000	250000
22.05.2003	156387	0	13857	47510	97000
11.06.2003	49438	20816	20816	70255	262806
24.06.2003	8897	13346	135693	109000	2008714
16.07.2003	81153	14755	140173	147551	1054989
29.07.2003	69795	5816	52346	73673	397448
12.08.2003	55714	9948	21887	41785	374081
25.08.2003	97836	21102	24938	59469	487265

Zooplankton Koldingen mm ³ /m ²					
Datum	Cladoceren	Copepoden cal.	Copepoden cycl.	Nauplien+Copepodide	Rotatorien
09.07.2001	645,90	1148,00	534097,70	2170,27	435176,45
27.07.2001	527391,70	1099,20	217934,70	1231,23	344166,78
23.08.2001	3598289,35	1542,60	1113939,60	1966,27	456813,96
02.09.2001	5510,16	0,00	5492228,80	2852,02	39991,76
05.10.2001	20849,85	189,00	11441,10	218,43	11372,47
17.10.2001	232328,90	35409,40	328529,60	0,21	421,98
06.11.2001	234528,06	13060,80	197546,80	29,39	3250,99
23.11.2001	2459,60	3843,00	6226,20	0,15	1586,30
28.01.2002	290,70	516,80	7818,80	7,75	115,16
22.03.2002	571,40	571,20	2571,00	61,43	217,14
23.04.2002	8045,52	11732,00	747221,50	2589,70	957,82
30.04.2002	49949,55	1812,00	99899,10	1694,44	154,04
13.05.2002	70152,50	0,00	27162,30	437,75	1728,57
27.05.2002	165471,39	36367,20	151754,20	14160,80	3771,42
12.06.2002	10742,79	117027,20	44800,00	45,71	26315,41
09.07.2002	17277,28	2203,80	133346,40	5168,52	51291,39
22.07.2002	8224,30	204,00	297550,80	5724,46	671422,92
23.08.2002	148113,90	12538,40	1228796,80	66,61	27696,93
10.09.2002	155928,50	81395,60	755199,20	397,34	37278,36
19.09.2002	557040,60	159997,60	4849366,40	25700,93	4843,87
08.10.2002	681994,25	227754,00	470816,30	2039,66	1220,75

Datum	Cladoceren	Copepoden cal.	Copepoden cycl.	Nauplien+Copepodide	Rotatorien		
22.10.2002	46349,10	3783,60	92698,20	1,68	264,44		
21.01.2003	102,00	0,00	1839,90	2220,38	546,94		
11.03.2003	0,00	0,00	6198,30	220,71	6952,79		
25.03.2003	224,40	0,00	1010,10	25,82	1247,04		
17.04.2003	944,04	8391,20	84967,20	2147,78	13437,40		
06.05.2003	19500,00	32400,00	115200,00	330,00	3000,00		
22.05.2003	570812,55	0,00	9699,90	997,71	1649,00		
11.06.2003	506739,50	33305,60	16652,80	70,26	9986,63		
24.06.2003	1512,49	16015,20	827727,30	3488,00	954139,15		
16.07.2003	121729,50	17706,00	798986,10	442,65	197282,94		
29.07.2003	808924,05	3489,60	141334,20	147,35	26629,02		
12.08.2003	77999,60	9948,00	24075,70	41,79	14215,08		
25.08.2003	249481,80	46424,40	32419,40	118,94	36544,88		
Profile Phytoplankton							
24.07.2003 Marklohe Z/l							
	Bacillariophy	Chlorophy	Chrysophy	Zygnematophy	Cryptophy	Cyanophy	Dinophy
0	6963863	9372418	0	366519	9437867	3992440	104719
1	2068215	4005530	0	117809	2474004	890117	52359
2	3625921	3154682	0	39269	1688606	785398	39269
3	4123340	3783001	0	39269	1073377	2146755	65449
4	575958	1282817	0	13090	235619	170169	0
	mm ³ /l						
	Bacillariophy	Chlorophy	Chrysophy	Zygnematophy	Cryptophy	Cyanophy	Dinophy
0	0,594	3,057	0	0,733	6,854	0,276	2,094
1	0,182	1,345	0	0,236	1,968	0,127	1,047
2	0,273	0,492	0	0,078	0,666	0,079	0,035
3	0,52	1,178	0	0,079	0,292	0,167	0,309
4	0,047	0,262	0	0,007	0,086	0,006	0
Phytoplankton Profile							
05.08.2003 Marklohe Z/l							
	Bacillariophy	Chlorophy	Chrysophy	Zygnematophy	Cryptophy	Cyanophy	Dinophy
0	23064526	9136798	0	549778	8325220	4607669	654498
1	14137166	5157447	0	143989	6754424	1976585	52359
2	16153022	4607668	0	78539	1871865	2055125	104719
3	3141592	1178097	0	117809	523598	837758	0
4	1426806	929387	0	0	536688	562868	0
	mm ³ /l						
	Bacillariophy	Chlorophy	Chrysophy	Zygnematophy	Cryptophy	Cyanophy	Dinophy
0	1,762	1,792	0	1,1	3,82	1,999	9,775
1	1,013	0,949	0	0,288	1,467	0,378	0,729
2	1,23	0,814	0	0,157	1,47	0,103	0,095
3	0,268	0,215	0	0,236	0,302	0,018	0
4	0,111	0,42	0	0	0,052	0,015	0
Profile Phytoplankton							
16.07.2003 Neelhof Z/l							
	Bacillariophy	Chlorophy	Chrysophy	Zygnematophy	Cryptophy	Cyanophy	Dinophy
0	183259	4241150	0	52359	1138827	52372967	26179
1	104719	3364122	0	104719	484328	27279496	26179
2	1021017	8089601	0	52359	2775073	23954644	261799
3	52359	7016223	0	0	209439	6675884	26179
4	65449	3102322	0	314159	628318	5222897	78539
5	130899	1492256	0	183259	379609	340339	0
6	353429	1178097	0	26179	287979	157079	0
	mm ³ /l						
	Bacillariophy	Chlorophy	Chrysophy	Zygnematophy	Cryptophy	Cyanophy	Dinophy
0	0,013	1,223	0	0,419	0,518	2,543	1,388
1	0,007	1,378	0	0,524	0,33	1,241	1,388
2	0,071	2,556	0	0,419	1,651	1,359	13,875
3	0,004	2,803	0	0	0,272	0,303	1,388
4	0,005	1,397	0	0,942	0,753	0,245	4,163
5	0,022	0,626	0	0,602	0,194	0,013	0
6	0,029	0,462	0	0,052	0,154	0,006	0

29.07.2003 Neelhof Z/I							
	Bacillariophy	Chlorophy	Chrysophy	Zygnematophy	Cryptophy	Cyanophy	Dinophy
0	39269	628318	0	52359	143989	12317661	13090
1	130899	248709	0	13090	183259	15838863	52359
2	130899	183259	0	52359	314159	25132741	602138
3	52359	301069	0	0	170169	9346238	130899
4	130899	353429	0	52359	235619	2866703	26179
5	52359	235619	0	0	26179	26179	0
	mm ³ /l						
	Bacillariophy	Chlorophy	Chrysophy	Zygnematophy	Cryptophy	Cyanophy	Dinophy
0	0,003	0,26	0	0,126	0,014	0,61	0,694
1	0,009	0,022	0	0,007	0,049	0,815	2,775
2	0,009	0,021	0	0,028	0,03	2,055	31,913
3	0,004	0,039	0	0	0,048	0,605	6,938
4	0,009	0,032	0	0,105	0,148	0,412	1,388
5	0,004	0,023	0	0	0,003	0,026	0

15.08.2003 Neelhof Z/I							
	Bacillariophy	Chlorophy	Chrysophy	Zygnematophy	Cryptophy	Cyanophy	Dinophy
0	445059	1348266	0	0	2565634	16715890	104719
1	340339	2382374	0	26179	837758	7670722	353429
2	209439	1596976	0	104719	1623156	18325957	785398
3	170169	1989675	0	65449	837758	14006267	39269
4	693768	1492256	0	26179	1950405	1596976	39269
5	353429	314159	0	26179	104719	1518436	0
	mm ³ /l						
	Bacillariophy	Chlorophy	Chrysophy	Zygnematophy	Cryptophy	Cyanophy	Dinophy
0	0,031	0,375	0	0	0,655	2,105	5,555
1	0,024	0,86	0	0,052	0,395	1,966	18,732
2	0,015	0,644	0	0,133	0,911	4,45	41,626
3	0,012	0,183	0	0,131	0,552	2,248	2,081
4	0,049	0,221	0	0,014	4,53	0,304	2,081
5	0,053	0,1024	0	0,014	0,01	0,121	0

Profile Zooplankton					
24.07.2003 Marklohe Ind/m ³					
	Cladoceren	Copepoden cal.	Copepoden cycl.	Nauplien+Copepodide	Rotatorien
0-2	281962	0	238101	501265	93987
2-4	58101	0	126455	23924	10253
4-6	3227	0	32278	22594	3227
6-8	10822	3607	10822	21645	3607
	mm ³ /m ³				
	Cladoceren	Copepoden cal.	Copepoden cycl.	Nauplien+Copepodide	Rotatorien
0-2	484974,64	0,00	2714351,40	7017,71	563,92
2-4	40089,69	0,00	140365,05	9,57	7,18
4-6	129,08	0,00	9683,40	9,04	0,32
6-8	1298,64	721,40	973,98	221,86	0,18

05.08.2003 Marklohe Ind/m ³					
	Cladoceren	Copepoden cal.	Copepoden cycl.	Nauplien +	Rotatorien
0-2	344303,00	0,00	103797,00	75949,00	75949,00
2-4	220000,00	0,00	94683,00	86329,00	13924,00
4-6	50632,00	0,00	40506,00	53164,00	15189,00
6-8	30379,00	0,00	30379,00	20253,00	7594,00
	mm ³ /m ³				
	Cladoceren	Copepoden cal.	Copepoden cycl.	Nauplien +	Rotatorien
0-2	1907438,62	0,00	425567,70	3873,40	303,80
2-4	687060,00	0,00	321922,20	172,66	13,92
4-6	40505,60	0,00	64809,60	1116,44	39,49
6-8	13974,34	0,00	36454,80	8,10	4,56

16.07.2003 Neelhof Ind/m ³					
	Cladoceren	Copepoden cal.	Copepoden cycl.	Nauplien +	Rotatorien
0-2	119620	47848	31898	139556	510379
2-4	20253	8101	20253	20253	121518
4-6	28354	20253	12151	20253	117468
6-8	0	0	3291	3291	16455
8-10	0	0	0	0	0
	mm ³ /m ³				
	Cladoceren	Copepoden cal.	Copepoden cycl.	Nauplien +	Rotatorien
0-2	156702,20	114835,20	76555,20	9908,48	3572,65
2-4	3443,01	3240,40	30379,50	6,08	2624,79
4-6	8222,66	21265,65	10935,90	206,58	223,19
6-8	0,00	0,00	987,30	0,16	4,94
8-10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

29.07.2003 Neelhof Ind/m ³					
	Cladoceren	Copepoden cal.	Copepoden cycl.	Nauplien+Copepodide	Rotatorien
0-2	41139	8227	57594	41139	600632
2-4	31392	27468	31392	23544	302151
4-6	3987	23924	7974	7974	187405
6-8	0	0	11392	18987	148101
8-10	0	0	0	3924	58860
	mm ³ /m ³				
	Cladoceren	Copepoden cal.	Copepoden cycl.	Nauplien +Copepodide	Rotatorien
0-2	23860,62	3290,80	241894,80	20,57	4925,18
2-4	31392,47	38455,20	75340,80	7,06	1359,68
4-6	239,22	23925,20	4784,40	0,80	487,25
6-8	0,00	0,00	10252,80	3,80	325,82
8-10	0,00	0,00	0,00	0,20	52,97

Nahrungsuntersuchungen Zander
Schäferhof

	19.06.2002		26.06.2002		30.07.2002		15.08.2002	
	absolut	%	absolut	%	absolut	%	absolut	%
Cladocera	410	62,60	85	54,84	30	18,18	0	0
Copepoda	235	35,88	60	38,71	130	78,79	0	0
sonstige	10	1,53	10	6,45	5	3,03	0	0
Fisch					x		x	

Marklohe

	19.06.2002		26.06.2002		30.07.2002		29.08.2002	
	absolut	%	absolut	%	absolut	%	absolut	%
Cladocera	120	80,00	80	84,21	90	62,07	0	0,00
Copepoda	20	13,33	15	15,79	45	31,03	0	0
sonstige	10	6,67	0	0,00	10	6,90	0	0
Fisch					x		x	

Hakenwerder

	19.06.2002		26.06.2002		19.07.2002		30.07.2002	
	absolut	%	absolut	%	absolut	%	absolut	%
Cladocera	35	33,33	15	12,50	10	7,69	0	0
Copepoda	70	66,67	45	37,50	65	50,00	0	0
sonstige	0	0,00	60	50,00	55	42,31	0	0
Fisch								x

Nahrungsuntersuchungen Barsche										
Schäferhof	19.06.2002		02.07.2002		30.07.2002		15.08.2002		29.08.2002	
	absolut	%								
Cladoceren	129	16,62	440,00	39,68	10,00	1,07	140,00	5,04	545,00	21,70
Copepoden	622	80,15	665,00	59,96	900,00	96,05	2600,00	93,63	1771,00	70,50
sonstige	25	3,22	4,00	0,36	27,00	2,88	37,00	1,33	196,00	7,80

Nahrungsuntersuchungen Barsche										
Marklohe	19.06.2002		29.07.2002		15.08.2002		29.08.2002			
	absolut	%	absolut	%	absolut	%	absolut	%		
Cladocera	67,0	21,8	578,0	46,2	7445,0	93,2	2580,0	71,5		
Copepoda	240,0	78,2	650,0	51,9	545,0	6,8	995,0	27,6		
sonstiges	0,0	0	24,0	1,9	0,0	0,0	31,0	0,9		
Hakenwerder	19.06.2002		26.06.2002		29.07.2002		15.08.2002		29.08.2002	
	absolut	%								
Cladocera	42,0	36,2	915,0	68,4	632,0	40,7	3014,0	87,1	14517,0	96,6
Copepoda	74,0	63,8	391,0	29,2	797,0	51,4	425,0	12,3	481,0	3,2
sonstiges	0,0	0,0	32,0	2,4	122,0	7,9	22,0	0,6	26,0	0,2

Durchschnittliche Totallängen der Barschnahrung							
		19.06.02	26.06.02	02.07.02	30.07.02	15.08.02	29.08.02
		Daphnia	Schäferhof	1,30		1,60	1,23
Marklohe	1,37				1,30	1,30	1,15
Wieheteich	1,38		1,41		1,35	1,19	0,98
Copepoda	Schäferhof	0,58		0,64	0,65	0,85	0,80
	Marklohe	0,59			0,77	0,93	0,86
	Wieheteich	0,56	0,64		0,78	0,85	0,86

Schäferhof Nahrung Brasse						
Datum	Copepoda	Cladocera	Ostracoda	aq. Inseklrv.	Anflug	sonstige
2.7.02	-	-	-	-	-	-
2.7.02	14	6	-	-	-	-
2.7.02	3	6	-	-	-	-
2.7.02	14	1	-	-	-	-
2.7.02	7	5	-	-	-	-
2.7.02	16	1	-	-	-	-
2.7.02	18	1	-	-	-	-
2.7.02	13	7	-	-	-	-
2.7.02	13	5	-	-	-	-
2.7.02	13	4	-	-	-	1
2.7.02	11	-	-	-	-	1
2.7.02	14	5	-	-	-	-
2.7.02	19	2	-	-	-	-
2.7.02	-	6	-	-	-	-
2.7.02	8	9	-	-	-	-
2.7.02	2	20	-	-	-	-
2.7.02	33	3	-	-	-	-
2.7.02	5	4	-	-	-	-
30.7.02	-	-	-	-	4	-
30.7.02	-	-	-	-	-	4
30.7.02	-	-	-	-	-	-
30.7.02	-	1	-	-	-	-
30.7.02	-	2	-	-	-	-
30.7.02	-	-	-	-	-	-
30.7.02	-	-	-	-	-	-
30.7.02	-	1	-	-	-	-
30.7.02	-	-	-	-	-	-
30.7.02	34	-	-	-	-	-
30.7.02	8	-	-	-	-	-
30.7.02	5	17	5	1	-	-
30.7.02	10	9	8	-	-	-
30.7.02	6	8	-	-	-	-
30.7.02	-	1	-	-	1	-
30.7.02	12	3	-	-	-	-
30.7.02	8	16	-	-	-	-
30.7.02	10	6	-	-	-	-
30.7.02	9	2	-	-	-	-
30.7.02	6	5	-	-	-	-
15.8.02	43	15	5	-	1	1
15.8.02	107	28	9	9	-	-
15.8.02	109	3	-	-	-	-
15.8.02	68	-	-	-	-	-
15.8.02	79	6	-	-	-	-
15.8.02	28	-	-	-	-	-
15.8.02	13	7	1	-	-	-
15.8.02	53	22	-	3	-	-
15.8.02	15	15	-	9	-	-
15.8.02	33	14	-	20	-	-
15.8.02	24	3	-	3	-	-
15.8.02	2	-	-	-	-	-
15.8.02	8	-	-	-	-	-
15.8.02	124	8	-	2	-	1
15.8.02	37	25	1	1	-	-
15.8.02	11	-	-	-	-	-
15.8.02	97	3	-	-	-	-
15.8.02	14	6	-	-	-	-
15.8.02	24	15	-	2	-	-
15.8.02	43	4	-	4	1	-

Datum	Copepoda	Cladocera	Ostracoda	aq. Insektiv.	Anflug	sonstige
29.8.02	18	1	-	-	-	-
29.8.02	34	1	-	-	-	-
29.8.02	8	2	-	-	-	-
29.8.02	19	-	-	-	-	-
29.8.02	92	15	-	-	-	-
29.8.02	62	11	-	-	-	-
29.8.02	15	1	-	-	-	-
29.8.02	16	5	-	-	-	-
29.8.02	39	-	-	-	-	-
29.8.02	11	-	-	-	-	-
29.8.02	52	16	-	-	-	-
29.8.02	45	-	-	-	-	-
29.8.02	53	1	-	-	-	-
29.8.02	8	1	-	-	-	-
29.8.02	45	13	-	-	-	-
29.8.02	27	-	-	-	-	-
29.8.02	8	1	-	-	-	-
29.8.02	51	5	-	-	-	-
29.8.02	51	5	-	-	-	-
29.8.02	13	5	-	-	-	-
21.9.02	10	3	-	-	-	-
21.9.02	102	8	-	-	-	-
21.9.02	75	12	-	2	-	8
21.9.02	87	5	-	-	-	-
21.9.02	94	2	-	-	-	-
21.9.02	56	7	-	1	-	-
21.9.02	83	6	-	-	-	-
21.9.02	55	7	-	-	-	3
21.9.02	98	15	-	-	-	-
21.9.02	45	5	-	-	-	-
21.9.02	66	8	-	2	-	-
21.9.02	72	10	-	-	-	-
21.9.02	110	12	-	3	-	-

Hakenwerder Nahrung Brasse						
Datum	Copepoda	Cladocera	Ostracoda	aq. Insektiv.	Anflug	sonstige
26.06.02	2	-	-	6	1	-
26.06.02	-	-	-	-	-	59
26.06.02	-	-	-	-	-	30
26.06.02	4	-	-	-	-	50
26.06.02	-	-	-	-	-	48
26.06.02	-	-	-	-	-	107
26.06.02	-	-	-	-	-	58
26.06.02	6	21	-	-	-	21
26.06.02	4	-	-	-	-	54
26.06.02	1	-	-	-	-	38
26.06.02	2	-	-	-	-	86
26.06.02	1	-	-	-	-	126
26.06.02	-	-	-	-	-	84
26.06.02	1	-	-	-	-	73
26.06.02	1	-	-	-	-	132
26.06.02	1	-	-	-	-	79
26.06.02	3	-	-	-	-	40
26.06.02	1	-	-	-	-	37
26.06.02	-	-	-	-	-	102
26.06.02	2	-	-	-	-	25

Datum	Copepoda	Cladocera	Ostracoda	aq. Insektiv.	Anflug	sonstige
15.08.02	4	-	-	-	3	-
15.08.02	14	-	-	-	4	-
15.08.02	17	1	-	-	3	-
15.08.02	8	8	-	-	4	-
15.08.02	49	3	-	-	1	-
15.08.02	61	-	-	-	-	-
15.08.02	7	-	-	-	10	-
15.08.02	2	2	-	-	7	-
15.08.02	2	-	-	-	2	-
15.08.02	48	6	-	-	4	-
15.08.02	70	4	-	-	1	-
15.08.02	1	2	-	-	4	-
15.08.02	3	1	-	-	2	-
15.08.02	1	4	-	-	9	-
15.08.02	2	3	-	1	9	-
15.08.02	22	4	-	-	6	-
15.08.02	2	7	-	-	16	-
15.08.02	45	1	-	-	-	-
15.08.02	16	-	-	-	1	-
15.08.02	2	4	-	-	11	-

Marklohe Nahrung Brasse					
Datum	Copepoda	Cladocera	Ostracoda	Anflug	sonstige
29.07.02	26	12	9	-	3
29.07.02	9	2	4	-	1
29.07.02	32	5	3	-	-
29.07.02	42	6	4	-	1
29.07.02	74	-	19	-	2
29.07.02	68	24	13	-	1
29.07.02	20	9	42	-	1
29.07.02	153	21	-	-	-
29.07.02	1	1	3	-	-
29.07.02	43	2	-	-	-
29.07.02	-	-	-	-	-
29.07.02	-	-	-	-	-
29.07.02	2	9	6	-	-
29.07.02	-	-	-	-	-
29.07.02	1	-	-	-	-
29.07.02	4	2	-	-	-
29.07.02	2	2	-	1	-
29.07.02	-	-	-	-	-
29.07.02	48	1	19	-	2
29.07.02	3	3	5	-	-
15.08.02	102	-	-	-	-
15.08.02	75	2	-	-	-
15.08.02	110	8	-	-	-
15.08.02	103	5	-	-	-
15.08.02	43	-	-	-	-
15.08.02	64	2	-	-	-
15.08.02	59	1	-	-	-
15.08.02	95	2	-	-	-
15.08.02	56	-	-	-	-
15.08.02	74	4	-	-	-
15.08.02	90	-	-	-	-

Datum	Copepoda	Cladocera	Ostracoda	Anflug	sonstige
21.09.02	33	3	-	-	-
21.09.02	6	7	-	-	-
21.09.02	17	-	-	-	-
21.09.02	64	5	-	-	-
21.09.02	95	5	-	-	-
21.09.02	45	5	-	-	-
21.09.02	77	14	-	-	-
21.09.02	24	12	-	-	-
21.09.02	12	9	-	-	-
21.09.02	56	6	-	-	-
21.09.02	8	12	-	-	-
21.09.02	39	8	-	-	-
21.09.02	65	-	-	-	-
21.09.02	81	11	-	-	-
21.09.02	92	4	-	-	-
21.09.02	18	11	-	-	-
21.09.02	47	-	-	-	-
21.09.02	29	4	-	-	-

Schäferhof Nahrung Hasel					
Datum	Copepoda	Cladocera	aq. Insektiv.	Anflug	Sonstige
02.07.02	-	1	2	3	-
02.07.02	1	-	4	3	-
02.07.02	-	20	12	3	-
02.07.02	-	-	-	2	-
02.07.02	-	1	2	3	-
02.07.02	1	-	4	3	-
02.07.02	-	20	12	3	-
02.07.02	-	-	-	2	-
02.07.02	-	15	1	1	-
02.07.02	-	8	2	3	1
02.07.02	10	10	3	1	1
02.07.02	3	24	1	-	-
02.07.02	-	-	4	-	-
02.07.02	-	28	1	-	-
02.07.02	-	3	1	-	-
02.07.02	-	2	5	-	-
02.07.02	-	21	-	-	-
02.07.02	-	17	-	-	-
02.07.02	-	-	3	-	-
02.07.02	-	8	5	-	-
30.07.02	-	-	-	4	-
15.08.02	-	3	3	5	-
15.08.02	-	-	6	3	-
15.08.02	-	5	2	1	-
15.08.02	-	2	-	4	-
15.08.02	-	-	-	-	-
15.08.02	-	4	1	3	-
15.08.02	-	4	3	7	1
15.08.02	-	-	-	-	-
15.08.02	-	-	-	-	-
15.08.02	-	2	6	5	-
15.08.02	-	7	3	2	-
15.08.02	-	7	2	3	-
15.08.02	1	2	1	6	-
15.08.02	-	4	6	1	-
15.08.02	-	1	2	4	-

Datum	Copepoda	Cladocera	aq. Insektlrv.	Anflug	Sonstige
15.08.02	-	10	2	2	-
15.08.02	2	-	7	1	-
15.08.02	-	3	5	8	-
15.08.02	-	5	5	-	-
15.08.02	-	3	4	2	-

Marklohe Nahrung Hasel					
Datum	Copepoda	Cladocera	aq. Insknlrv.	Anflug	sonstige
02.07.02	-	3	-	7	-
02.07.02	-	-	-	5	-
02.07.02	-	8	-	1	-
02.07.02	-	5	-	1	-
02.07.02	-	-	-	4	2
02.07.02	1	-	-	7	-
02.07.02	2	-	1	4	-
02.07.02	-	-	-	5	-
02.07.02	-	-	-	3	1
02.07.02	-	-	1	9	-
02.07.02	1	1	2	9	-
02.07.02	1	2	10	2	-
02.07.02	-	2	9	6	-
02.07.02	1	5	1	-	-
02.07.02	-	-	19	11	-
02.07.02	-	-	3	-	-
02.07.02	-	-	1	1	-
02.07.02	-	1	23	5	-
02.07.02	-	-	4	3	-
02.07.02	-	1	-	1	-
29.07.02	-	2	-	-	-
29.07.02	-	-	-	-	-
29.07.02	-	-	-	-	-
29.07.02	-	-	-	-	-
29.07.02	2	4	1	3	-
29.07.02	-	-	7	2	-
29.07.02	-	-	2	-	-
29.07.02	-	-	1	2	-
29.07.02	-	-	1	-	-
29.07.02	-	-	-	3	-
29.07.02	2	-	3	2	-
29.07.02	-	-	-	4	-
29.07.02	-	5	6	5	-
29.07.02	-	4	12	4	-
29.07.02	-	5	1	1	-
29.07.02	-	-	78	3	-
29.07.02	-	1	2	1	-
29.07.02	-	1	8	-	2
29.07.02	1	-	6	1	1
29.07.02	-	1	4	2	-
29.08.02	-	246	-	-	-
29.08.02	-	84	-	-	-
29.08.02	-	202	-	-	-
29.08.02	-	146	-	-	-
29.08.02	-	195	-	-	-
29.08.02	-	128	-	-	-
29.08.02	-	217	-	-	-
29.08.02	-	72	-	-	-
29.08.02	-	252	-	-	-
29.08.02	-	174	-	-	-

Totallängen Barsche					
Cm	Schäferhof	02.07.2002	30.07.2002	15.08.2002	29.08.2002
	19.06.2002				
3,20					
3,40	1				
3,60	6				
3,80	6				
4,00	17	2			
4,20	16	2			
4,40	17	3	1		
4,60	23	6	1		
4,80	9	8	4		
5,00	12	4	3	3	
5,20	1	2	1	2	
5,40		1	2	5	
5,60		1	4	5	
5,80			7	4	
6,00			3	6	
6,20			1	7	
6,40			1	3	
6,60			0	3	
6,80			1	2	1
7,00			2	3	0
7,20			1	1	0
7,40				1	1
7,60				0	1
7,80				0	1
8,00				1	0
8,20				1	1
8,40					2
8,60					2
8,80					2
9,00					2
9,20					3
9,40					2
9,60					1
9,80					1
10,00					1
10,20					3
10,40					1
10,60					2
10,80					
11,00					
11,20					
11,40					
11,60					
11,80					

Marklohe				
cm	19.06.2002	29.07.2002	15.08.2002	29.08.2002
3,20				
3,40				
3,60	1			
3,80	2			
4,00	0			
4,20	0			
4,40	1			
4,60	1			
4,80				
5,00				
5,20				
5,40				
5,60				
5,80				
6,00		1	2	
6,20		1	2	
6,40		0	2	
6,60		1	5	
6,80		1	4	1
7,00		3	6	0
7,20		5	9	0
7,40		2	10	2
7,60		1	8	0
7,80		1	10	1
8,00		1	14	2
8,20		1	18	5
8,40			13	2
8,60			10	4
8,80			12	2
9,00			13	2
9,20			10	2
9,40			8	4
9,60			4	2
9,80			5	0
10,00			1	1
10,20			0	3
10,40			1	2
10,60				1
10,80				2
11,00				3
11,20				1
11,40				2
11,60				
11,80				

Hakenwerder					
cm	19.06.2002	26.06.2002	29.07.2002	15.08.2002	29.08.2002
3,20					
3,40					
3,60	2				
3,80	0				
4,00	0				
4,20	0				
4,40	1				
4,60	0	3			
4,80	1	9			
5,00	1	20			
5,20		25			

cm	19.06.2002	26.06.2002	29.07.2002	15.08.2002	29.08.2002
5,40		27			
5,60		11			
5,80		6			
6,00		6			
6,20		2	1		
6,40			0		
6,60			1		
6,80			1		
7,00			3	2	
7,20			4	6	
7,40			8	7	
7,60			5	7	1
7,80			9	12	0
8,00			15	10	3
8,20			18	12	0
8,40			12	10	0
8,60			3	15	0
8,80			4	17	0
9,00			3	14	3
9,20			1	11	2
9,40			3	6	1
9,60			1	7	0
9,80			2	5	2
10,00				2	2
10,20				1	1
10,40					0
10,60					2
10,80					3
11,00					0
11,20					0
11,40					0
11,60					1
11,80					2

Totallängen Brasse									
cm	Schäferhof			Marklohe		Wieheteich			
	30.07.	15.08.	29.08.	29.07.	15.08.	26.06.	19.07.	29.07.	15.08.
1,8	1								
2	0					3			
2,2	0					10			
2,4	1					12			
2,6	6					6			
2,8	9		1		1	2			
3	13		0		0		1		1
3,2	8	1	1	1	0				8
3,4	7	0	4	0	0				9
3,6	1	1	3	0	1				14
3,8	0	3	6	0	0			1	18
4	0	3	11	1	0				11
4,2	3	13	6	5	0				12
4,4	0	17	9	5	3				9
4,6	2	23	9	9	3				1
4,8	5	33	8	15	2				3
5	5	41	3	12	1				0
5,2	7	58	2	14					2
5,4	4	55	1	6					

cm	Schäferhof			Marklohe		Wieheteich			
	30.07.	15.08.	29.08.	29.07.	15.08.	26.06.	19.07.	29.07.	15.08.
5,6	1	74	0	14					
5,8	2	68	0	3					
6	1	62	1	9					
6,2		39		4					
6,4		18		1					
6,6		7		1					
6,8		6		0					
7		6		2					
7,2		0		1					
7,4		0		0					
7,6		1		0					
7,8				0					
8				0					
8,2				0					
8,4				0					
8,6				0					
8,8				0					
9				0					
9,2				0					
9,4				1					

Totallängen Hasel								
cm	Schäferhof				Marklohe			
	02.07.02	30.07.02	15.08.02	29.08.02	02.07.02	30.07.02	15.08.02	29.08.02
3					1			
3,2					4			
3,4					1			
3,6	4				2			
3,8	3				3			
4	4				7			
4,2	10				12			
4,4	16				14	1		
4,6	26				5	0		
4,8	24				8	3		
5	12		1		4	3		
5,2	9		0		2	1		
5,4	4	1	1		1	5		
5,6	1		2			1		
5,8	1		2			1		
6			0			5		
6,2			3			2		
6,4			3			2		
6,6			0	1		2		
6,8			0	1		3		
7			2			0		
7,2			0			2		
7,4			3			2		1
7,6			1				1	0
7,8			0					1
8			3					0
8,2			1					1
8,4								1
8,6								0
8,8								2
9								1
9,2								0
9,4								3
9,6								1
9,8								0
10								2