

Biologie flussnaher Abtragungsgewässer

Entwicklungsmöglichkeiten und Potenziale
als Ersatzbiotope in Auengebieten

Von dem Fachbereich Biologie

der Universität Hannover
zur Erlangung des Grades einer

Doktorin der Naturwissenschaften
Dr. rer. nat.

genehmigte Dissertation von
Dipl. Biol. Mieke Braune
Geboren am 10.05.1975, in Aachen

2004

Referent: Prof. A. Schmidt

Korreferent: Prof. K. Wächtler

Tag der Promotion: 08.06.2004

Zusammenfassung

In Deutschland konzentriert sich der Abbau von Kiesen und Sanden zunehmend auf die Auengebiete größerer Fließgewässer. Hierbei entstehen zahlreiche künstliche Stillgewässer, die aufgrund der Überschwemmungen einer starken Eutrophierung ausgesetzt sind. Es ist fraglich, ob und unter welchen Voraussetzungen diese Gewässer als Ersatz für nicht mehr vorhandene natürliche Auengewässer dienen können. Es wurden in Niedersachsen vier Seen in unterschiedlicher Entfernung zu den Flüssen Weser und Leine und zwei mit der Weser ganzjährig verbundene Gewässer untersucht. Dabei wurde deutlich, dass die Trophie mit der Nähe zum Fluss zunimmt. Die Eutrophierungsfolgen, besonders Sauerstoffmangel und hohe pH-Werte, können aber durch eine Flussanbindung abgepuffert werden.

Während die Besiedelung durch Makrophyten und Makrozoobenthos hauptsächlich durch die Morphologie und die Uferstrukturen gesteuert wird, wirkt sich eine Flussanbindung sehr deutlich positiv auf die Diversität der Fischfauna aus. Es kommen in den entsprechenden Gewässern doppelt so viele Arten vor wie in den nicht angebotenen Seen, ein bedeutender Anteil dieser Arten ist rheophil und besiedelt sowohl den Fluss als auch die mit diesem verbundenen Seen.

Es wird empfohlen, Abgrabungsgewässer in Anpassung an den Naturraum möglichst flach zu halten. Wo dies nicht möglich ist, sollte ein Abbau außerhalb des Überschwemmungsgebietes oder eine Flussanbindung geplant werden. Zudem muss der Gestaltung flacher Uferstrukturen vermehrt Aufmerksamkeit gewidmet werden.

Schlagworte: Abgrabungsgewässer; Eutrophierung; Flussauen

Abstract

Biology of gravel pits in river floodplains

In Germany, the quarrying of gravel and sand is increasingly concentrating on the floodplains of rivers. Hereby a great number of artificial lakes is created. Due to frequent flooding these lakes are subject to a rapid eutrophication. The question is if, and under which circumstances, such waters are able to ecologically replace previously existing natural waters of the meadows.

To answer this question, six gravel pits, located in the floodplains of the rivers Weser and Leine in northern Germany, were investigated. Four of them had no permanent water exchange with the river and were located in different distances (re the river). Two gravel pits had a direct connection to the respective river.

The degree of eutrophication was found to increase with the vicinity and influence of the river, but the consequences of eutrophication, especially low oxygen levels and high pH values, are reduced by water exchange which is allowed by a direct connection.

For macrophytes and macrozoobenthos, biomass and species richness mainly depends on the depth of the lakes and the steepness of the shores. In fish, species richness increases if a connection to the river exists. Here, the number of species is doubled and many species are rheophile and inhabit the river as well as the connected lakes.

Based on this findings, new gravel pits in river floodplains should be shallow, i.e. have a morphology comparable to previously existing natural waters of meadows. If the latter is hard to establish, gravel pits should be located distantly located from the river or, alternatively, directly connected to it. Particular attention should be drawn to the forming of flat shores.

Keywords: gravel pits, eutrophication, river floodplains

1	EINLEITUNG.....	12
2	AUENGEWÄSSER.....	14
3	MATERIAL UND METHODEN	16
3.1	Auswahl der Untersuchungsgewässer.....	16
3.2	Untersuchungsgewässer	20
3.2.1	Koldingen.....	21
3.2.2	Hakenwerder	23
3.2.3	Wilkenburg.....	25
3.2.4	Neelhof	27
3.2.5	Schäferhof	29
3.2.6	Marklohe.....	31
3.3	Vermessung.....	32
3.4	Entnahme der Wasserproben und Messungen vor Ort.....	33
3.4.1	Wetterlage	34
3.4.2	Sichttiefe	34
3.4.3	Wassertemperatur	34
3.4.4	Sauerstoff	34
3.4.5	pH-Wert	34
3.4.6	Elektrische Leitfähigkeit	35
3.5	Laboranalysen	35
3.5.1	Phosphat	35
3.5.2	Ammonium	35
3.5.3	Nitrit	35
3.5.4	Nitrat.....	36
3.5.5	Eisen.....	36
3.6	Rücklösung	36
3.7	Berechnung der P-Bilanzen	36
3.7.1	Potentiell natürlicher P-Eintrag und potentielle Trophie	36

3.7.2	P-Eintrag durch Hochwasser	37
3.8	Makrophyten	38
3.9	Makrozoobenthos	38
3.10	Ichthyofauna	39
4	ERGEBNISSE	40
4.1	Vermessung.....	40
4.2	Probenahme und Messungen vor Ort.....	42
4.2.1	Wetterlage	42
4.2.2	Wassertemperatur	42
4.2.3	Sichttiefe	44
4.2.4	Sauerstoff	47
4.2.5	pH-Wert	51
4.2.6	Elektrische Leitfähigkeit	53
4.3	Laboranalysen	55
4.3.1	Ammonium	55
4.3.2	Nitrit	56
4.3.3	Nitrat.....	57
4.3.4	Phosphor	60
4.3.5	Eisen.....	63
4.4	Rücklösung	64
4.5	Berechnung der P-Bilanzen	65
4.6	Makrophyten	68
4.7	Makrozoobenthos	73
4.8	Ichthyofauna	78
5	DISKUSSION ZUR BIOLOGIE DER ABGRABUNGSGEWÄSSER	91
5.1	Untersuchungsgewässer	91

5.2	Vermessung.....	93
5.3	Probenahme und Messungen vor Ort.....	94
5.3.1	Wetterlage	94
5.3.2	Temperatur	95
5.3.3	Sichttiefe	95
5.3.4	Sauerstoff	96
5.3.5	pH	97
5.3.6	Elektrische Leitfähigkeit	98
5.4	Laboranalysen	98
5.4.1	Phosphor	98
5.4.2	Ammonium-N.....	100
5.4.3	Nitrit-N	101
5.4.4	Nitrat-N	102
5.4.5	Eisen.....	103
5.4.6	Rücklösung	103
5.4.7	Berechnung der P-Bilanzen	105
5.5	Makrophyten	107
5.6	Makrozoobenthos	110
5.7	Ichthyofauna	112
5.7.1	Methodenkritik:	112
5.7.2	Artenspektrum	113
5.7.3	Gefährdete Arten	115
5.7.4	Wachstum.....	118
5.8	Zusammenfassung	120
6	DISKUSSION DER NUTZUNGSANSPRÜCHE UND PLANERISCHER ASPEKTE	121
6.1	Anthropogene Nutzung der Gewässer.....	121
6.1.1	Anthropogene Nutzung der Ichthyozönose.....	121
6.1.2	Weitere anthropogene Nutzungen	122
6.2	Planung zukünftiger Abgrabungen.....	124

7	GESAMTDISKUSSION	128
8	EMPFEHLUNGEN	133
9	LITERATUR	138
10	ANHANG	I

<i>Tabelle 1: Anzahl der Makrozoobenthos-Beprobungen während des Untersuchungszeitraumes</i>	<i>38</i>
<i>Tabelle 2: Ausdehnung und Anteil der Flachwasserzonen an der Gesamtfläche der Untersuchungsgewässer.....</i>	<i>40</i>
<i>Tabelle 3: Veränderung der mittleren Wassertiefe in Schäferhof und Marklohe zwischen 1989 und 2003.....</i>	<i>42</i>
<i>Tabelle 4: Maximale hypolimnische Temperaturen aller Seen im Vergleich</i>	<i>44</i>
<i>Tabelle 5: Mittlere sommerliche Sichttiefen aller Untersuchungsgewässer im Vergleich</i>	<i>46</i>
<i>Tabelle 6: Trophieklassen der Untersuchungsgewässer nach *LAWA (1998) und **OECD (1982), basierend auf der mittleren gemessenen TP-Konzentration.....</i>	<i>61</i>
<i>Tabelle 7: Potentielle TP (total phosphorus)-Konzentration unter Einbeziehung von potentiell natürlichem Eintrag und Hochwassereintrag.....</i>	<i>67</i>
<i>Tabelle 8: Arten und Anzahl der als juvenile in Schäferhof (SH), Marklohe (ML) und Hakenwerder (HW) nachgewiesenen Fische, Strömungspräferenz der einzelnen Arten. Gefährdete und geschützte Arten sind gelb unterlegt.</i>	<i>79</i>
<i>Tabelle 9: Liste der nur als adulti nachgewiesenen Fischarten, Vorkommen in Schäferhof, Marklohe und Wieheteich sowie Strömungspräferenz</i>	<i>81</i>
<i>Tabelle 10: Besatzstatistik für Schäferhof, Marklohe und Wieheteich für 2001. Übernommen vom Angelverein Nienburg/Weser.....</i>	<i>81</i>

<i>Abbildung 1: Lage der Untersuchungsgewässer in der Leineaue. (KO: Koldingen, WB: Wilkenburg).....</i>	<i>18</i>
<i>Abbildung 2: Lage der angebundenen Untersuchungsgewässer und des selten überschwemmten Sees in der Weseraue (SH: Schäferhof, ML: Marklohe, HW: Hakenwerder)</i>	<i>19</i>
<i>Abbildung 3: Lage des oft überschwemmten Untersuchungsgewässers in der Weseraue (NH: Neelhof).....</i>	<i>20</i>
<i>Abbildung 4: Luftbild und Tiefenkarte Koldingen</i>	<i>21</i>
<i>Abbildung 5: Luftbild und Tiefenkarte Hakenwerder</i>	<i>23</i>
<i>Abbildung 6: Luftbild und Tiefenkarte Wilkenburg</i>	<i>25</i>
<i>Abbildung 7: Luftbild und Tiefenkarte Neelhof.....</i>	<i>27</i>
<i>Abbildung 8: Luftbild und Tiefenkarte Schäferhof.....</i>	<i>29</i>
<i>Abbildung 9: Luftbild (von 1989) und Tiefenkarte Marklohe. Aktuelle Uferlinie rot eingezeichnet, Erklärung im Text.....</i>	<i>31</i>
<i>Abbildung 10: Skizze des verwendeten Fischnetzes (Jungfischwade)</i>	<i>39</i>
<i>Abbildung 11: Epilimnischer Temperaturverlauf aller Seen im Untersuchungszeitraum.....</i>	<i>43</i>
<i>Abbildung 12: Verlauf der Sichttiefen aller Seen im Untersuchungszeitraum</i>	<i>45</i>
<i>Abbildung 13: Mittlere, maximale und minimale Sichttiefen aller Untersuchungsgewässer im Vergleich</i>	<i>46</i>
<i>Abbildung 14: Verlauf der epi- und hypolimnischen Sauerstoffsättigungen aller Seen</i>	<i>47</i>
<i>Abbildung 15: Sauerstoff- und Temperaturprofile für Marklohe und Neelhof.....</i>	<i>49</i>
<i>Abbildung 16: Minimale und maximale Sauerstoffsättigung und -konzentration aller Untersuchungsgewässer im Vergleich</i>	<i>50</i>
<i>Abbildung 17: Beziehung zwischen Sauerstoffsättigung und pH-Wert, Verlauf der Werte aller Gewässer</i>	<i>52</i>
<i>Abbildung 18: Minimale und Maximale pH-Werte aller Seen im Vergleich.....</i>	<i>53</i>
<i>Abbildung 19: Verlauf der Elektrischen Leitfähigkeit in ML: Marklohe, NH: Neelhof und KO: Koldingen</i>	<i>54</i>
<i>Abbildung 20: Mittlere, maximale und minimale Leitfähigkeit aller Seen im Vergleich.....</i>	<i>55</i>
<i>Abbildung 21: Mittlere und maximale epilimnische Ammonium-N Konzentration aller Seen im Vergleich</i>	<i>55</i>
<i>Abbildung 22: Maximale hypolimnische Ammonium-N Konzentration aller Seen im Vergleich</i>	<i>56</i>

<i>Abbildung 23: Maximale und mittlere Nitrit-N Konzentration aller Seen im Vergleich</i>	57
<i>Abbildung 24: Mittlere, maximale und minimale epilimnische Nitrat-N Konzentration aller Seen im Vergleich</i>	58
<i>Abbildung 25: Verlauf der Nitrat-N Konzentration in flussfernen, flussnahen und angebundenen Untersuchungsgewässern</i>	59
<i>Abbildung 26: Mittlere epilimnische SRP (soluble reactive phosphorus)- und TP (total phosphorus)-Konzentration aller Seen im Vergleich</i>	61
<i>Abbildung 27: Verlauf der epi- und hypolimnischen TP (total phosphorus)-Konzentration aller Seen im Untersuchungszeitraum</i>	62
<i>Abbildung 28: Mittlere epi- und hypolimnische TP(Total Phosphorus)-Konzentration aller Seen im Vergleich</i>	63
<i>Abbildung 29: Mittlere epilimnische, mittlere hypolimnische sowie maximale hypolimnische Fe-Konzentration aller Seen im Vergleich</i>	64
<i>Abbildung 30: Vergleich zwischen mittlerer und maximaler Fe- und TP (total phosphorus)-Konzentration aller Seen</i>	64
<i>Abbildung 31: Ergebnisse der Versuchsreihen zur Rücklösung von Phosphor aus Sedimentkernen</i>	65
<i>Abbildung 32: Vergleich zwischen potentiell natürlichen und tatsächlichen TP (total phosphorus)-Konzentrationen aller Seen</i>	66
<i>Abbildung 33: Vergleich des potentiell natürlichen Phosphor-Eintrages und des Eintrages durch Hochwasser für die flussnahen und flussfernen Seen</i>	67
<i>Abbildung 34: Vergleich zwischen potentiell natürlicher und tatsächlicher Sichttiefe</i>	68
<i>Abbildung 35: Makrophyten in Marklohe. Emerse Makrophytenbestände sind dunkelgrün dargestellt, Erläuterungen im Text</i>	69
<i>Abbildung 36: Makrophyten in Hakenwerder. Emerse Makrophytenbestände sind dunkelgrün, submerse hellgrün dargestellt. Erläuterungen im Text</i>	70
<i>Abbildung 37: Makrophyten am Neelhof. Emerse Makrophytenbestände sind dunkelgrün, submerse hellgrün dargestellt. Erläuterungen im Text</i>	71
<i>Abbildung 38: Makrophyten in Koldingen. Submerse Makrophytenbestände sind hellgrün dargestellt. Erläuterungen im Text</i>	72
<i>Abbildung 39: Anzahl der in den Gewässern nachgewiesenen Arten im Vergleich</i>	73
<i>Abbildung 40: Anzahl der nachgewiesenen Gastropoden-Arten im Vergleich</i>	74
<i>Abbildung 41: Anzahl der nachgewiesenen Crustaceen-Arten im Vergleich</i>	75
<i>Abbildung 42: Anzahl der nachgewiesenen Insektenarten im Vergleich</i>	76

*Abbildung 43: Systematische Zusammensetzung der Insektenfauna der
Untersuchungsgewässer, Artenzahlen der jeweiligen Taxa..... 77*

*Abbildung 44: Anzahl der rheophilen, limnophilen und strömungsindifferenten Arten in
Marklohe, Schäferhof und Wieheteich 89*

1 Einleitung

Der Nassabbau von Kiesen und Sanden hat in den letzten Jahrzehnten zunehmend landschaftsprägende Formen angenommen (BERNDT 1991). Die Abgrabungen werden aufgrund der verbesserten technischen Möglichkeiten immer größer (BFG 2000), so dass eine Verfüllung kaum noch in Frage kommt. Da jede nicht verfüllte Abgrabung eine dauerhafte Veränderung des Landschaftsbildes und des Naturhaushaltes bedeutet und der Bedarf an Sand und Kies unverändert hoch ist (NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG 1998), kommt es zu einer Summation, die besonders in Regionen mit vielen abbauwürdigen Vorkommen massiv wirksam wird. Besonders betroffen waren in der Vergangenheit die großen Flusstäler des Tieflandes, und dies wird auch in Zukunft so sein, da sich hier besonders umfangreiche und hochwertige quartäre Ablagerungen finden (NLfB 1998). Es ist abzusehen, dass sich der Abbau in den nächsten Jahrzehnten noch weiter auf einzelne Abgrabungsgebiete konzentrieren wird. Davon sind z.B. die Flusstäler der Elbe (BFG 2000), des Rheins und der Weser betroffen, aber auch viele kleinere Bereiche wie z.B. in Niederachsen die Täler der Sieber, Rhume und Leine. Große Gebiete sind als vorrangig für den Abbau eingestuft oder bereits in laufende Planungen einbezogen.

Der Abbau in Flusstälern erfolgt oft in der rezenten Aue, das bedeutet im Überschwemmungsbereich der Flüsse. Aus verschiedenen Untersuchungen (MAIER 1984, LFU 2000, BRAUNE 2001, BLOECHL 2001) ist bekannt, dass Baggerseen in diesem Bereich sehr schnell eutrophieren und zu Problemfällen werden können. Massenentwicklungen toxischer Cyanobakterien und Fischsterben sind hier keine Seltenheit. Andererseits wird immer wieder die Hoffnung oder auch Vermutung geäußert, dass Abgrabungen als Biotope die so stark anthropogen überformten und landschaftlich verarmten Flussauen aufwerten könnten. Hier wird besonders oft Bezug auf eine mögliche „Ersatzfunktion“ für die verlorengegangenen natürlichen Auengewässer wie Alt- oder Totarme genommen. Die Meinungen, ob eine solche „Ersatzfunktion“ erfüllt werden kann, gehen dabei jedoch weit auseinander. Aus der Literatur sind hierzu sowohl positive (BERNDT et al. 1985, GARZ et al. 1995, NEUMANN et al. 1994, PLACHTER 1993) als auch negative Stimmen (HARENGERD 2001, MAIER 1987) bekannt. Einige der Autoren, die die Rolle von Abgrabungen in Auen als positiv bewerten, befürworten dabei eine dauerhafte Anbindung der Baggerseen an den Fluss.

Da der Schutz und der schonende Umgang mit Natur und Landschaft gesetzlich vorgeschrieben sind (Bundesnaturschutzgesetz), muss ein so massiver Eingriff in den Naturhaushalt, wie ihn der Kiesabbau darstellt, besonders sorgfältig geplant und durchgeführt werden. Vielfach wird gefordert, den Nassabbau überregional zu planen und zu koordinieren (BISCHOFF & HÜCHTKER 1998, BFG 2000, GARZ et al. 1995), tatsächlich jedoch werden viele Entscheidungen noch immer auf regionaler Ebene getroffen, und nicht immer können entsprechend ausgebildete Fachleute dabei eingesetzt oder herangezogen werden. Oft kommt es zu Konflikten zwischen abbauender Industrie, Naturschutzvertretern, Landwirtschaft, Wasserwirtschaft, Anwohnern und anderen Nutzern wie Fischern, Badegästen und Erholungssuchenden.

Die vorliegende Arbeit soll einen Beitrag dazu leisten, die Planung zukünftiger Abgrabungen auf eine wissenschaftliche Basis zu stellen. Hierzu soll festgestellt werden, in welchen Punkten Abgrabungen im Überschwemmungsbereich Besonderheiten aufweisen, welche Probleme auftreten können, aber auch, welche Potentiale solche Gewässer besitzen. Als Basis dient hierfür, neben dem Studium der vorhandenen Literatur, eine Untersuchung von sechs Abgrabungsgewässern in niedersächsischen Auengebieten, die sich hinsichtlich verschiedener Faktoren unterscheiden. Hierbei sind vor allem das Vorhandensein oder Fehlen einer Flusssanbindung sowie die Lage relativ zum Fluss und die Frequenz der Überflutungen zu nennen. Es sollen vor- und nachteilige Folgen des jeweiligen Abbaukonzeptes dargestellt und bewertet werden, um Empfehlungen für zukünftige Planungen unter ähnlichen Bedingungen zu ermöglichen.

Die zentralen Fragen lauten dabei:

- Welche Eigenschaften und Funktionen sind typisch für natürliche Auengewässer?
- Können Abgrabungsgewässer zumindest einige dieser Eigenschaften und Funktionen ersatzweise erfüllen?
- Wie kann die Planung von Abgrabungen in Auengebieten in dieser Hinsicht optimiert werden?

Die praktische Arbeit bezog sich auf verschiedene Aspekte. Neben den abiotischen Faktoren wie Morphologie und Chemismus der Gewässer wurden ausgewählte Teile der Biozönose - Makrophyten, Makrozoobenthos und Ichthyofauna – untersucht. Die Beprobungen erstreckten sich über 2 1/2 Jahre.

Am Ende sollen einfach umzusetzende Planungshilfen formuliert werden, die zu einem möglichst gut in den Naturraum eingepassten Gewässer führen, wobei für regionale Besonderheiten ausreichend Spielraum vorgesehen ist.

2 Auengewässer

Flussauen verfügen unter natürlichen Bedingungen über eine Vielzahl unterschiedlicher Gewässer, von flachen temporären Tümpeln und Flutrinnen bis hin zu den permanenten, offenen Wasserflächen jüngerer Alt- und Totarme (REICHHOLF 1988). Moderne Abgrabungen sind, wenn überhaupt, nur mit letzteren vergleichbar. Wird im Folgenden der Begriff „natürliche Auengewässer“ verwendet, sind deshalb nur diese darunter zu verstehen.

Da in Deutschland schon seit mehreren Jahrhunderten ein starker anthropogener Einfluss auf Flussauen ausgeübt wird, sind naturnahe Strukturen kaum noch vorhanden (REICHHOLF 1988). Durch Begradigungen wurden Altarme vom Hauptgerinne getrennt, viele von ihnen wurden verfüllt. Eindeichungen schränken heute in vielen Auen den Überschwemmungsbereich drastisch ein, so dass nur ein kleiner Teil der ursprünglichen Auengebiete heute noch als „rezente Aue“ der natürlichen Überflutungsdynamik unterliegt. Durch die Begradigung des Gerinnes kam es in vielen Fällen zu Sohlerosionen und -vertiefungen, so dass der Grundwasserstand in der Aue sank und zahlreiche Gewässer austrockneten. Hinzu kam die Abholzung der ursprünglichen Auenwälder und eine bis heute andauernde intensive landwirtschaftliche Nutzung (REICHHOLF 1988).

Zwar gibt es Hinweise auf das ursprüngliche Aussehen von Auen, Rekonstruktionen aus kleinen Restbeständen und Beispiele für zumindest noch teilweise intakte Flusssysteme im europäischen Ausland, z.B. in Polen, ein eindeutiges „Vorbild“ existiert jedoch nicht mehr. Damit fehlt auch in der Bevölkerung ein klares Bild von einer natürlichen oder naturnahen Aue.

Für größere natürliche Auengewässer sind dennoch einige typische Eigenschaften bekannt, an denen ein Abgrabungsgewässer gemessen werden kann und die als Leitbild für die Planung von Abgrabungen hilfreich sein können.

Solche typischen Eigenschaften sind:

- eine langgestreckte, schmale Form
- eine im Vergleich zum Fluss deutlich geringere Strömung (REICHHOLF 1988)

- eine Tiefe, die die des Flusses nicht oder nur wenig übersteigt, daraus folgend meist Polymixie des Wasserkörpers
- vielfältige Uferstrukturen mit ehemaligen Prall- und Gleithängen sowie Schlick- oder Sand- und Kiesbänken (BAUMANN 1985)
- ein relativ großer Nährstoffreichtum (REICHHOLF 1988)
- eine zumindest teilweise Beschattung der Ufer durch Auenwälder
- eine dichte Makrophytenbesiedelung in ausreichend belichteten Zonen (BREHM & MEIJERING 1996)
- eine häufige Umgestaltung durch Hochwasserereignisse (REICHHOLF 1988)
- eine meist starke Tendenz zur Verlandung durch den Eintrag großer Sedimentmengen

Aus diesen Eigenschaften folgen die typischen Funktionen natürlicher Auengewässer:

- Lebens- und Rückzugsraum zahlreicher, zum Teil seltener Tier- und Pflanzenarten, darunter viele Pionierarten (BAUMANN 1985)
- Regenerationszellen für den Flusslauf (BAUMANN 1985)
- Fortpflanzungs- und Jugendhabitat für zahlreiche, auch wirtschaftlich bedeutende Fischarten (BAUMANN 1985)
- Landschaftsbildendes Element

Für alle diese Eigenschaften und Funktionen ist die enge Verflechtung zwischen Fluss und Aue die wichtigste Voraussetzung. Nur durch die Dynamik der Wasserstandsschwankungen und regelmäßiger starker Hochwasserereignisse können immer wieder neue Pionierstandorte geschaffen werden, so dass ein vielfältiges Mosaik unterschiedlicher Sukzessionsstadien und damit eine große Artenvielfalt entstehen kann (BEGON et al. 1991).

In den meisten Auen Deutschlands ist die Artenvielfalt dagegen gering, da die Flächen zum größten Teil landwirtschaftlich genutzt und strukturarm sind (DVWK 1996). In häufig überschwemmten Bereichen dominiert Grünland, während seltener überflutete Zonen wegen ihrer guten Ertragsfähigkeit als Ackerland Verwendung finden.

3 Material und Methoden

3.1 Auswahl der Untersuchungsgewässer

Geplant war eine Untersuchung an insgesamt 6 Abgrabungsgewässern in der Weser- und Leineae, da hier in den nächsten Jahrzehnten mit einem massiven Abbau von Kies und Sand zu rechnen ist. Beide Flusstäler können, zumindest in den untersuchten Bereichen (Leineae südlich von Hannover, Weser im Mittellauf), als typisch für das Norddeutsche Tiefland angesehen werden. Der Verlauf ist größtenteils begradigt, die Ufer auf großen Strecken befestigt. Die Nährstoffbelastung erfolgt hauptsächlich aus diffusen Quellen, beide Flüsse sind als nährstoffreich anzusehen, in aufgestauten Bereichen treten zeitweise deutliche Sauerstoffdefizite auf (HERBST 1995).

Wichtigstes Kriterium für die Auswahl der Untersuchungsgewässer sollte eine gute Vergleichbarkeit der Seen im Hinblick auf möglichst viele Kriterien (Größe, Tiefe, Uferstrukturen, Nutzung, Alter) sein, um Unterschiede zwischen den Gewässern mit größtmöglicher Sicherheit auf die schwerpunktmäßig zu untersuchenden Parameter Flussanbindung, Entfernung vom Fluss und Hochwasserbeeinflussung zurückführen zu können. Darüber hinaus sollten die Gewässer möglichst repräsentativ für das derzeitige Erscheinungsbild von Abgrabungsgewässern in der Weser- und Leineae sein.

Um dies sicherzustellen, wurden bereits im Vorfeld einige Kriterien für die Auswahl der Gewässer festgelegt:

- Das Alter der Seen sollte nach Abbauende mindestens 10 Jahre betragen, da in jüngeren Abgrabungsgewässern alle trophischen Klassifikationskriterien starken und unregelmäßigen Veränderungen unterworfen sind (LAWA 1998). Ein möglichst hohes Alter wurde bevorzugt, da auch bei zukünftigen Planungen langfristig gültige Prognosen abgegeben werden müssen.
- Es wurde darauf geachtet, dass alle Seen bei gegebener Größe tief genug waren, um eine stabile Sommerschichtung ausbilden zu können. Dies bedeutet im Normalfall, dass der Tiefengradient F (nach VENTZ 1974) größer als 1,5 sein sollte (LAWA 1998). Dieses Kriterium wurde gewählt, da in den letzten Jahren Abgrabungen aufgrund des geringeren Flächenverbrauches und der verbesserten technischen Möglichkeiten tendenziell immer tiefer werden.

- Es wurden Seen mit einer Fläche zwischen 10 und 30 Hektar gewählt, da in diese Größenklasse die Mehrzahl der rezenten Abgrabungsgewässer fällt.
- Mindestens zwei der Gewässer mussten über eine dauerhafte Flussanbindung verfügen.
- Bei den nicht an den Fluss angebotenen Seen wurde auf eine unterschiedliche Entfernung vom Fluss geachtet, um eine unterschiedliche Überschwemmungsfrequenz sicherzustellen.
- Die Seen durften keiner übermäßigen Eutrophierung durch anthropogene Nutzung unterliegen, wobei extensive Badenutzung, extensive Befischung durch Sportangler sowie das Zwischenhalten von Fischen in Netzkäfigen (ohne Mast und in geringem Umfang) noch akzeptiert wurden, da vollständig ungenutzte Abgrabungsgewässer eher die Ausnahme darstellen.

Da sich herausstellte, dass in der Leineaue keine geeigneten flussangebundenen Gewässer existierten, wurden hier nur zwei nicht angebundene Seen ausgewählt, von denen einer (Gewässer „Wilkenburg“) jährlich überschwemmt wird, der andere (Gewässer „Koldingen“) dagegen durch eine hohe Uferböschung der Leine nur bei extremen Hochwasserereignissen (ca. alle 6 Jahre) in direkten Kontakt mit dem Fluss tritt. Die Lage dieser Gewässer ist Abbildung 1 zu entnehmen.

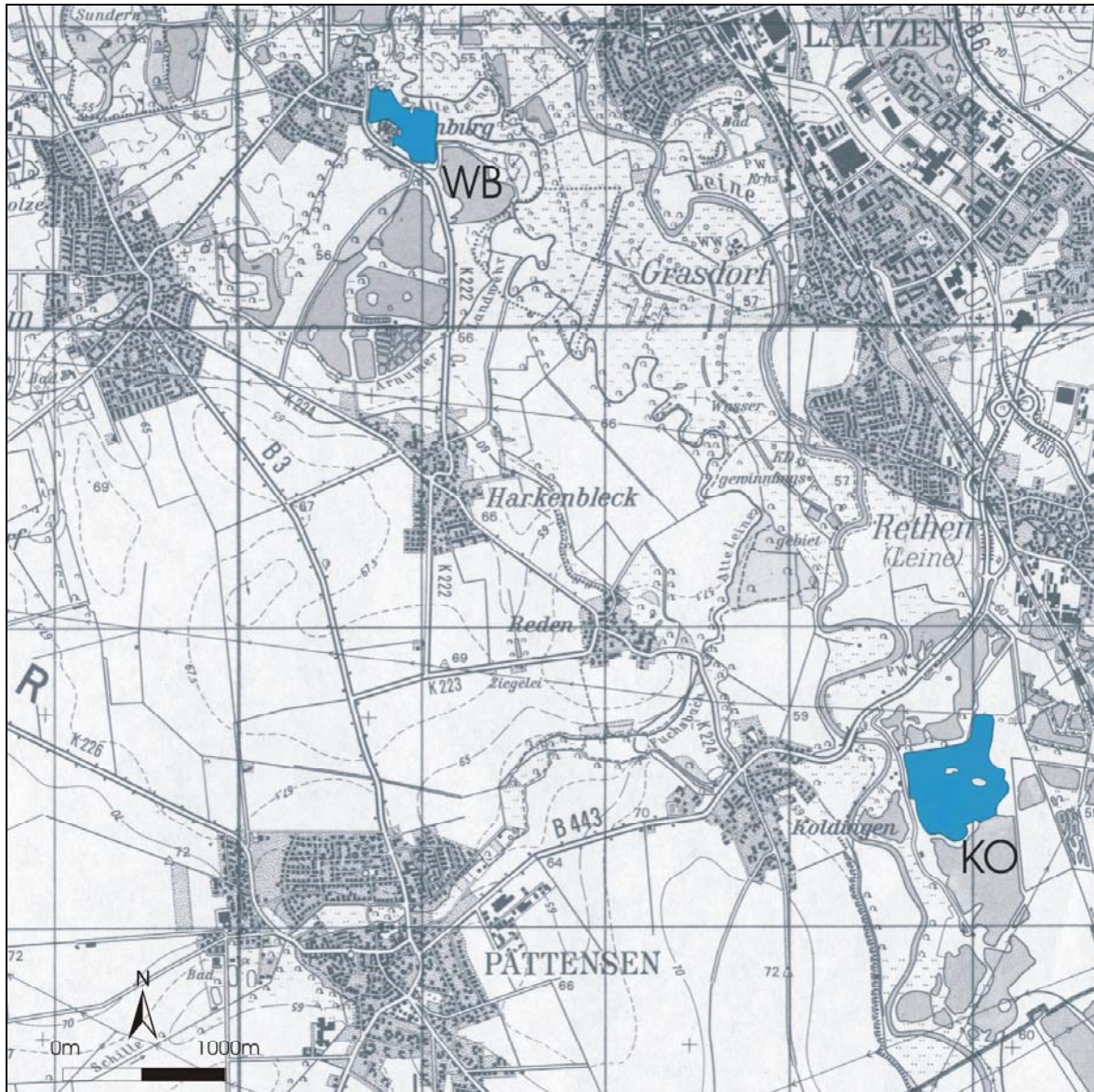


Abbildung 1: Lage der Untersuchungsgewässer in der Leineaue. (KO: Koldingen, WB: Wilkenburg)

In der Weseraue konnten vier Gewässer ausgewählt werden, davon zwei mit Flussanbindung („Schäferhof“ und „Marklohe“), eines mit jährlicher Überflutung („Neelhof“) sowie ein weiter vom Fluss entferntes Gewässer mit einer Überflutungsfrequenz von ca. 4 Jahren („Hakenwerder“). Abbildung 2 zeigt die Lage der angebotenen und des selten überschwemmten Gewässers, Abbildung 3 die Lage des oft überfluteten Sees.

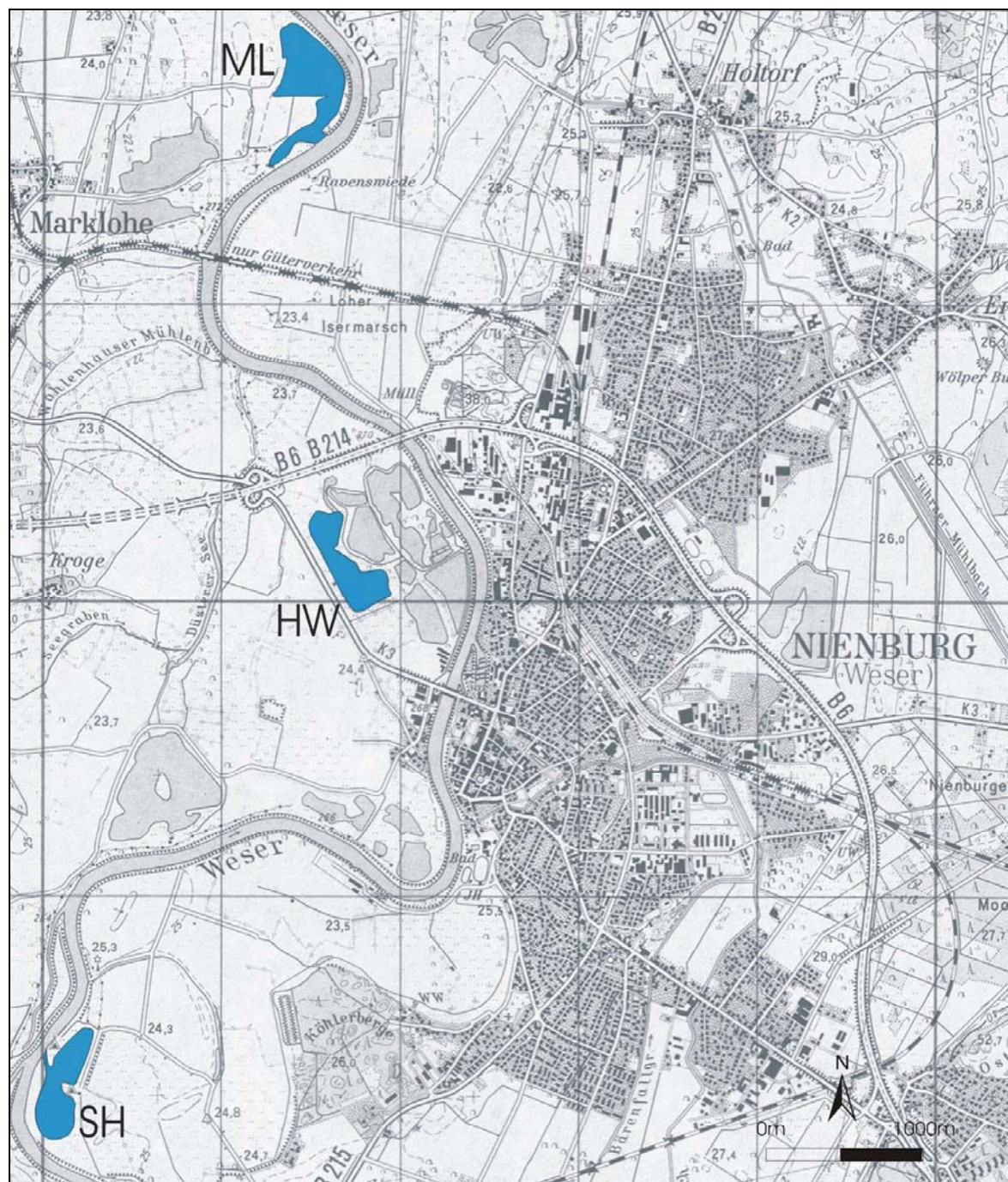


Abbildung 2: Lage der angebenen Untersuchungsgewässer und des selten überschwemmten Sees in der Weseraue (SH: Schäferhof, ML: Marklohe, HW: Hakenwerder)

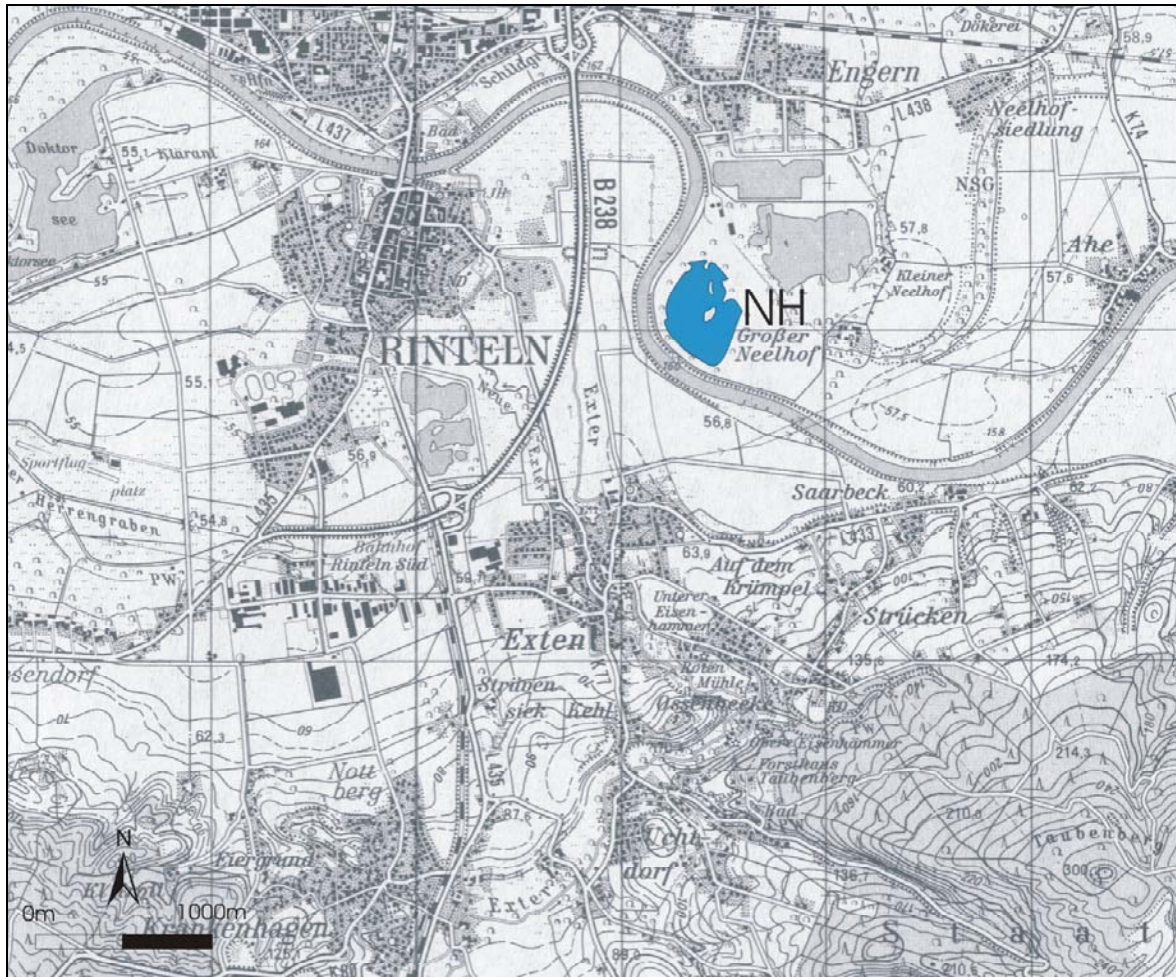


Abbildung 3: Lage des oft überschwemmten Untersuchungsgewässers in der Weseraue (NH: Neelhof)

3.2 Untersuchungsgewässer

Im Folgenden werden die sechs Untersuchungsgewässer anhand von Luftaufnahmen vorgestellt. In jedes Bild sind die Tiefenlinien im Abstand von 2 m eingefügt. Nähere Informationen über die Ausdehnung einzelner Tiefenzonen sind unter 4.1 zu finden, Angaben zur Makrophytenbesiedelung sind 4.6 zu entnehmen.

3.2.1 Koldingen

Fläche: 30,7 ha

Max. Tiefe: 7 m

Mittlere Tiefe: 3,8 m

Volumen: 1.166.600 m³



Abbildung 4: Luftbild und Tiefenkarte Koldingen

Der Koldinger See, auch „Großes Koldinger Gewässer“ genannt, liegt in der Leineaue südlich von Hannover und ist damit Teil einer ausgedehnten Kette von Abgrabungsgewässern entlang der Leine und alten Leine. Er ist das Untersuchungs-gewässer mit der größten Fläche und dem größten Volumen. Im Norden schließt sich ein weiteres Abgrabungsgewässer an, dahinter verläuft die Bundesstraße 443 zwischen Koldingen und Laatzen. Im Westen befinden sich das Kieswerk, eine befestig-

te Zufahrt sowie mehrere Kleingewässer, daneben verläuft die Leine, die wegen der in diesem Bereich hohen Uferböschung den See trotz der räumlichen Nähe im Mittel nur alle 6 Jahre überflutet. Südlich schließen sich weitere Abgrabungen an, im Osten neben einigen kleineren Gewässern Brachland und landwirtschaftlich genutzte Flächen. Begrenzt wird das nähere Umfeld im Osten durch die von Grasdorf nach Süden verlaufende Bahntrasse.

In der vorliegenden Untersuchung wurde nur der nördliche Teil des Gewässers berücksichtigt, da der südliche Teil sich noch immer im Abbau befindet. Die beiden Flächen sind durch eine langgestreckte Halbinsel getrennt, nur im Osten findet sich eine schmale Verbindung.

Der See befindet sich seit seiner Entstehung im Besitz des Kommunalverbandes Großraum Hannover. Er wurde bisher nicht durch Sportfischer genutzt. Laut Auskunft des Kommunalverbandes fand daher auch nie ein Besatz mit Fischen statt. Baden und Wassersport sind nicht gestattet, dennoch konnten in den Sommermonaten vereinzelte Badegäste beobachtet werden. Im See befinden sich zwei baumbestandene und von zahlreichen Wasservögeln (vor allem Kormoran und Graugans) besiedelte Inseln mit Flächen von ca. 100 und 150 m². Das Ufer ist fast vollständig von Weidengebüsch gesäumt, Röhrich- oder Schilfzonen fehlen. Nur am Ostufer und sehr vereinzelt am Nordufer konnten Vertrittstellen beobachtet werden. Durch das Fehlen hoher Bäume in Ufernähe und die relativ große Ausdehnung in West-Ost-Richtung ist der See sehr stark windexponiert.

3.2.2 Hakenwerder

Fläche: 15 ha

Max. Tiefe: 9,5 m

Mittlere Tiefe: 5,75 m

Volumen: 862.500 m³

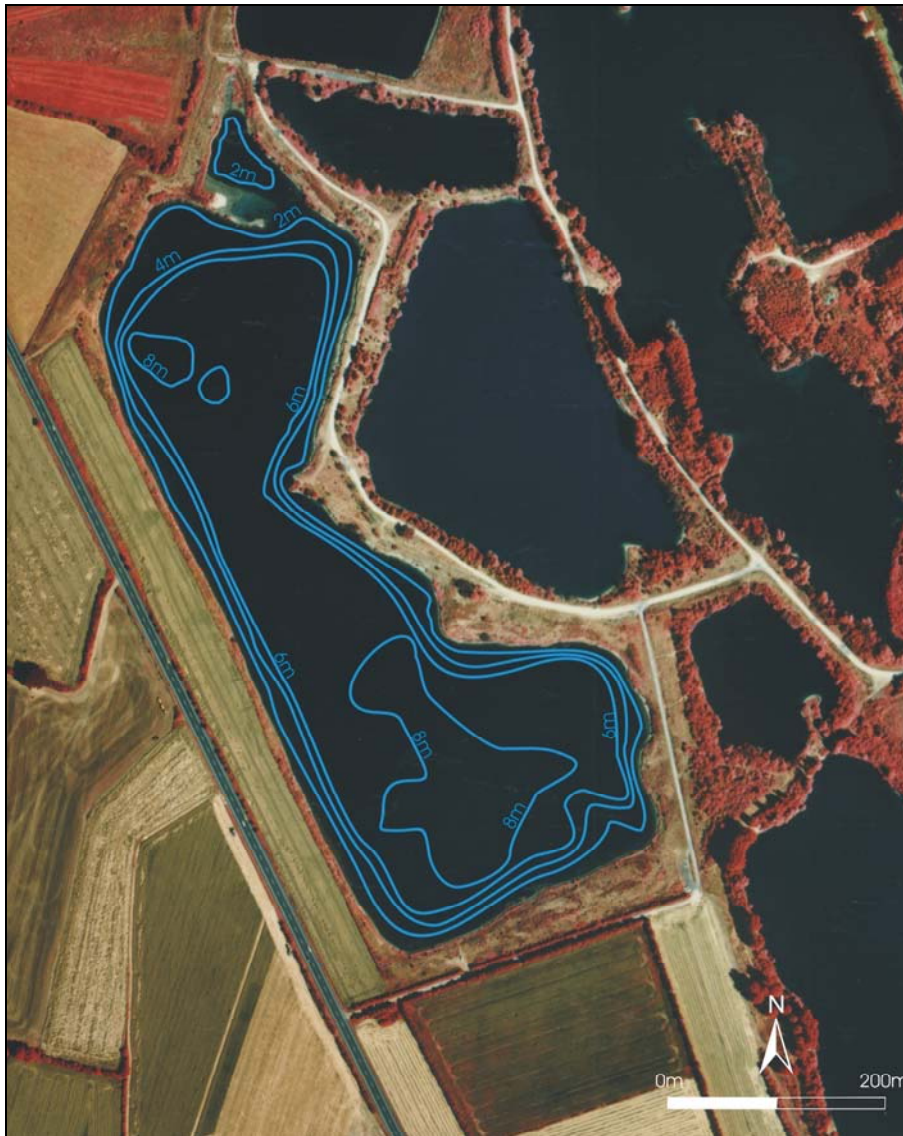


Abbildung 5: Luftbild und Tiefenkarte Hakenwerder

Der See Hakenwerder, auch als „Wieheteich“ bezeichnet, befindet sich südlich der Bundesstraße 214 (B6) westlich von Nienburg. Er ist Teil des Vereinsgeländes Hakenwerder des Angler-Vereins Nienburg/Weser e.V. Nördlich, westlich und südlich des Gewässers ist das nähere Umfeld durch landwirtschaftlich genutzte Flächen geprägt. Östlich schließen sich weitere Abtragungsgewässer an, dahinter fließt die Weser, die den See im Schnitt alle 4 Jahre überflutet.

Das Gewässer wird durch den Angelverein Nienburg e.V. genutzt, wobei sowohl Besatz als auch Befischung als extensiv zu bezeichnen sind. Allerdings wirkt sich diese Nutzung sehr deutlich auf die Uferstrukturen und den Bewuchs aus, da sich zahlreiche Vertrittstellen finden. Zudem wird das südliche Ufer auf einer Breite von ca. 15 m von Gehölzen freigehalten und gemäht. Das Westufer ist größtenteils mit Weidengebüsch bewachsen, Röhrichtbestände finden sich nur im südöstlichen und nördlichen Teil des Sees. Im Norden, in einer ehemaligen Einspülzone, befindet sich der einzige Flachwasserbereich.

Badenutzung und Wassersport sind nicht erlaubt und finden wegen der guten Kontrolle durch die Angler auch nicht statt.

Durch die geringe West-Ost-Ausdehnung sowie eine Gehölzreihe am Westufer ist Hakenwerder gut windgeschützt.

3.2.3 Wilkenburg

Fläche: 12 ha

Max. Tiefe: 7,5 m

Mittlere Tiefe: 4,6 m

Volumen: 552.000 m³



Abbildung 6: Luftbild und Tiefenkarte Wilkenburg

Der „Schragesee“, im Folgenden als Wilkenburg bezeichnet, befindet sich östlich der Ortschaft Wilkenburg in der südlichen Leineaue. Er ist das flächenmäßig kleinste Gewässer im Untersuchungsprogramm. Westlich und südlich wird das nähere Umfeld von der Kreisstraße 222 zwischen Wilkenburg und Harkenbleck begrenzt. Zwischen dieser Straße und dem See befindet sich eine Fischzuchtanlage mit mehreren kleineren Gewässern. Südöstlich schließt sich ein weiteres Abtragungsgewässer an,

im Osten und Norden befinden sich landwirtschaftlich genutzte Bereiche, die zum Teil bereits zum Naturschutzgebiet Südliche Leineau/Alte Leine gehören. Nördlich des Sees fließt die Alte Leine, ein mäßig durchströmter Altarm des Leinesystems. Das gesamte Umfeld des Sees inklusive der Kreisstraße wird fast in jedem Jahr mehrmals überflutet. Während dieser Zeiten besteht Anschluss an die großen Überschwemmungsflächen der Leine in der Laatzener Masch. Die Teiche der Fischzucht sind durch ihre höhere Lage nicht vom Hochwasser betroffen.

Im südlichen Teil des Gewässers befindet sich eine mit Weidengebüsch bestandene Insel (ca. 100 m²), im Norden eine flache, bei höheren Wasserständen ebenfalls vom Ufer getrennte grasbewachsene Halbinsel.

Der See wurde schon während der 60er Jahre angelegt und wurde seitdem als Angelgewässer genutzt (mündl. Auskunft Fischereiverein Hannover e.V.). Durch die Fischzucht Moeller wird in Wilkenburg Fischhaltung in Netzkäfigen betrieben, allerdings in sehr geringem Umfang. Da während der Untersuchungen zahlreiche große Karpfen (*Cyprinus carpio*) und Graskarpfen (*Ctenopharyngodon idella*) beobachtet wurden kann davon ausgegangen werden, dass diese Tiere entweder durch den Angelverein oder durch die Fischzucht in das Gewässer eingebracht wurden.

Am Süd- und Ostufer des Sees befinden sich einzelne Parzellen in Privatbesitz, von dort aus wird gebadet. Auch am nordöstlichen Uferabschnitt konnten im Sommer Badegäste beobachtet werden.

Durch diese Aktivitäten sowie durch die Angler und die Haltung von Pferden im nördlichen Bereich sind die Uferstrukturen sehr stark belastet. Röhrichzonen fehlen, Vertrittstellen unterbrechen das streckenweise die Ufer säumende Weidengebüsch. Im Westen, Süden und Südosten wird der See durch hohe Weiden, Pappeln und andere Gehölze gegen den Wind abgeschirmt.

3.2.4 Neelhof

Fläche: 17 ha

Max. Tiefe: 13 m

Mittlere Tiefe: 6 m

Volumen: 1.020.000 m³

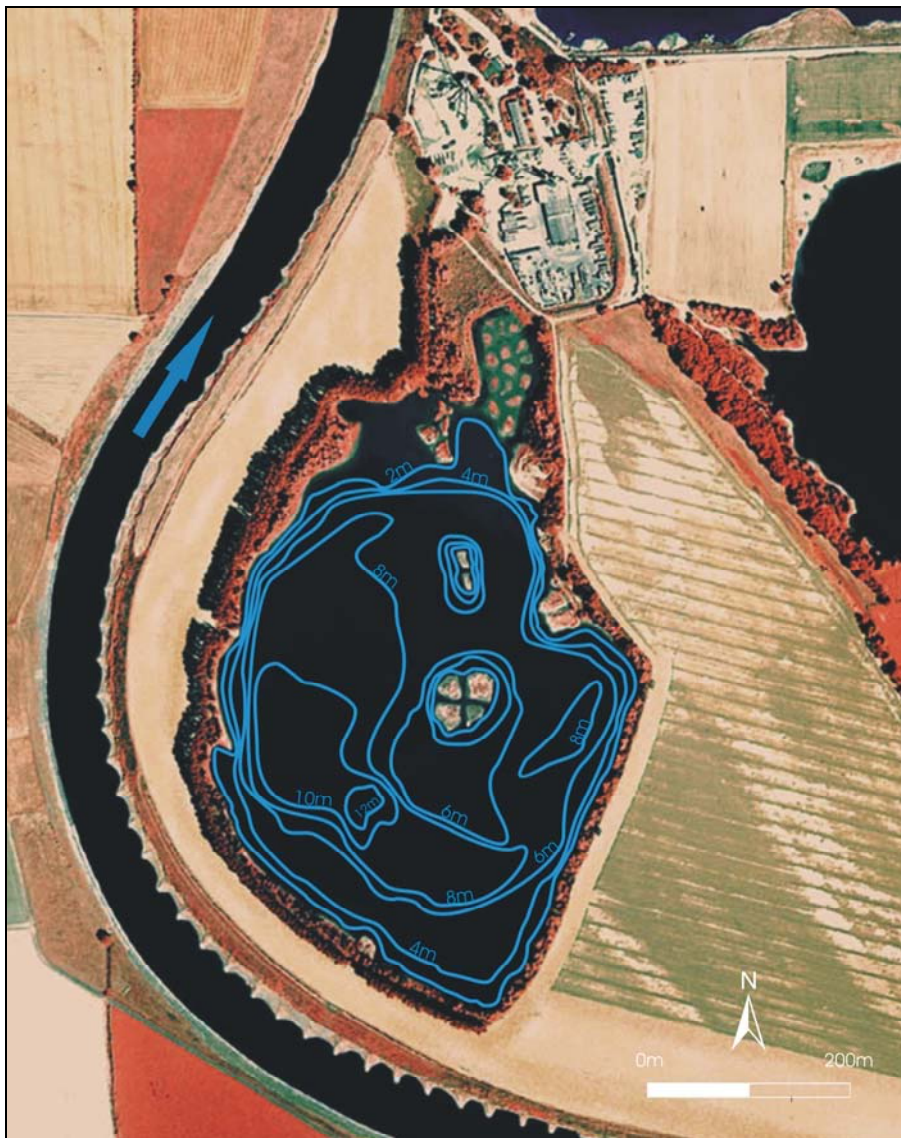


Abbildung 7: Luftbild und Tiefenkarte Neelhof

Das Gebiet „Großer Neelhof“ befindet sich nahe Rinteln im Bereich der Oberweser. Das Gewässer Neelhof liegt südlich der Ortschaft Engern auf der rechten Uferseite in einer Schleife der Weser. Mit einer mittleren Tiefe von 6 m ist es das tiefste Untersuchungs-gewässer und erreicht dadurch ein dem deutlich ausgedehnteren Gewässer in Koldingen vergleichbares Volumen. Der See entstand bereits gegen Ende der

50er Jahre und wurde in den 70er/80er Jahren nachträglich vertieft, da für den Bau einer Straße lokal größere Kiesmengen benötigt wurden.

Im See finden sich mehrere kleine Inseln, die von einer größeren Anzahl von Wasservögeln aufgesucht werden.

Nördlich des Sees befindet sich ein großes Kies- und Betonwerk. Auf der Süd- und Westseite wird das Umfeld von der Weser begrenzt, wobei auf dem stellenweise nur ca. 100 m breiten Streifen zwischen Fluss und See landwirtschaftlich genutzte Flächen liegen. Östlich schließen sich inzwischen weitere große Abgrabungsgewässer an, die auf dem Luftbild noch nicht vorhanden sind.

Durch einen tiefgelegenen Bereich im Norden, eine Art „Flutrinne“, fließt schon bei mäßig erhöhten Pegelständen Weserwasser in den See. Fast in jedem Jahr werden zudem die Ackerflächen entlang des Weserufers überflutet.

Derzeit ist der See am Neelhof vom Fischereiverein Rinteln e.V gepachtet, dieser Verein führt auch regelmäßig Besatzmaßnahmen durch. Die Nutzung ist extensiv. Baden und Wassersport sind nicht gestattet und wurden während der Untersuchungen auch nicht beobachtet.

Lediglich im Nordteil findet sich eine Flachwasserzone, hier kommen Röhrichtbestände vor, ansonsten ist der größte Teil des Ufers von Weidengebüsch gesäumt, das an einigen Stellen durch Vertritt unterbrochen ist. Im Süden und Westen finden sich hohe Pappeln, die den See sehr gut gegen westliche Winde abschirmen.

3.2.5 Schäferhof

Fläche: 12,5 ha

Max. Tiefe: 7,6 m

Mittlere Tiefe: 4,05 m

Volumen: 506.250 m³



Abbildung 8: Luftbild und Tiefenkarte Schäferhof

Das Gewässer Schäferhof befindet sich südlich von Nienburg bei Stromkilometer 263 am rechten Weserufer. Es ist im Untersuchungsprogramm der See mit dem geringsten Volumen. Das Gewässer ist durch eine ca. 1,5 m tiefe, 10 m breite und 60 m lange Anbindung mit der Weser verbunden, die den niedrigen Sommerdeich durchsticht, der das Westufer des Sees von der Weser trennt. Die Anbindung ist stromabwärts gerichtet. Nördlich der Anbindung sowie im Mittelteil des Ostufers befinden sich

Wohnwagenstellplätze, der Nordteil ist von Brache und Weidengebüschen umgeben, im Süden befindet sich eine Pferdeweide.

Der See wird vom Verein der Naturfreunde Nienburg e.V. als Badegewässer genutzt, hierfür wurde auch am Ostufer eine sandige Flachwasserzone angelegt. Die Wohnwagenstellplätze sind jeweils einzelnen Dauernutzern zugewiesen, die über eigene sanitäre Einrichtungen in den Wagen verfügen und hauptsächlich während der Ferienzeit oder an Wochenenden anwesend sind.

Das Gewässer ist zwar auch für vereinsfremde Badegäste zugänglich, wird aber aufgrund der relativ abgelegenen Lage nur mäßig genutzt. Größerer Andrang herrscht nur an wenigen Wochenenden im Jahr. Der nördliche Teil des Sees wird vom Angler-Verein Nienburg/Weser e.V. genutzt, von diesem Verein werden auch Besatzmaßnahmen durchgeführt.

Die Uferstrukturen sind an diesem Gewässer wie in Wilkenburg besonders starker Beanspruchung ausgesetzt. Im Bereich der Wohnwagenstellplätze ziehen sich „gepflegte“ Rasenflächen bis ans Ufer, an dem mehrere kleine Stege und befestigte Trittstufen angelegt sind. Im Nordteil dominiert Weidengebüsch, die Uferböschung oberhalb der Wasserlinie ist hier stellenweise sehr steil. Der nordöstliche Uferbereich ist durch Schüttungen mit Grobkies befestigt. Durch Angler und Badegäste sind zahlreiche Vertrittstellen entstanden.

Der südliche Teil des Ufers ist als „Schutz- und Ruhezone“ ausgewiesen und darf weder von Badegästen noch von Anglern betreten werden. Durch die Haltung von Pferden, die vollen Zugang zum Ufer haben, finden sich hier weder Gehölze noch Röhrichtbestände. Vielmehr zieht sich das Grünland bis an die Uferlinie, wobei diese stellenweise durch Vertritt als niedrige Abbruchkante ausgebildet ist.

Durch das weitgehende Fehlen von Gehölzen besteht kaum Windschutz. Da der See jedoch seine größte Ausdehnung in Nord-Süd-Richtung hat, besteht wenig Angriffsfläche für die vorherrschenden Westwinde.

3.2.6 Marklohe

Fläche: 22 ha

Max. Tiefe: 11,4 m

Mittlere Tiefe: 3,6 m

Volumen: 792.000 m³



Abbildung 9: Luftbild (von 1989) und Tiefenkarte Marklohe. Aktuelle Uferlinie rot eingezeichnet, Erklärung im Text.

Das Untersuchungsgewässer Marklohe liegt östlich der Ortschaften Marklohe und Mehlbergen bei Flusskilometer 273 auf dem linken Weserufer. Durch die ausgedehnten Flachwasserzonen ist die mittlere Tiefe die geringste aller untersuchten Gewässer. Wie am Schäferhof wird auch hier der niedrige Sommerdeich von einer Anbindung durchbrochen, die bei einer Tiefe von 2,5 m nur ca. 10 m lang, dafür aber ca.

80 m breit ist, wodurch ein wesentlich höherer Wasseraustausch als am Schäferhof ermöglicht wird. Durch die oberstromige Lage der Anbindung wird dieser Effekt noch verstärkt. Bei stärkerem Hochwasser wird das gesamte Umfeld des Sees überschwemmt.

Das gesamte Gewässer ist von einem 50 bis 100 m breiten Streifen Brachfläche umgeben, der teilweise mit Gehölzen, hauptsächlich Weiden, durchsetzt ist. Im Westen schließen sich landwirtschaftlich genutzte Flächen sowie in einiger Entfernung (min. 300 m) weitere Abgrabungsgewässer an.

Da der See Marklohe das jüngste Gewässer im Untersuchungsprogramm ist und die Auskiesung erst Anfang der 90er Jahre abgeschlossen wurde, lag kein aktuelles Luftbild vor, das die Uferlinie im Südwesten korrekt zeigte. Das abgedruckte Luftbild stammt aus dem Jahr 1989. Daher wurde das Ufer per GPS neu eingemessen und die entsprechende Linie im Luftbild ergänzt.

Das Gewässer wird durch den Angelverein Nienburg/Weser e.V. genutzt und besetzt, allerdings ist die Nutzung wie an den anderen Seen extensiv. Baden und Wassersport sind nicht gestattet und konnten auch nicht beobachtet werden, da das Verbot von Anglern und Wasserschutzpolizei durchgesetzt wird und das Gewässer zudem sehr abgelegen ist.

Durch die geringe Beanspruchung der Uferstrukturen konnte sich ein 1 bis 10 m breiter Schilfgürtel entwickeln, der Teile des Westufers sowie das gesamte Ufer im Norden und Osten des Sees säumt. Unterbrechungen durch Vertritt sind hier kaum vorhanden. Durch die ungeschützte Lage, das Fehlen höherer Gehölze sowie die relativ große Ausdehnung in West/Ost-Richtung ist Marklohe stark windexponiert.

3.3 Vermessung

Alle Untersuchungsgewässer wurden mit Hilfe eines Echolotes (Garmin Fishfinder 160) und eines GPS-Gerätes (Garmin Geko 201) vermessen. Hierzu wurde zuerst die Uferlinie durch das Setzen von Wegpunkten aufgenommen, im Anschluss wurden mit dem Boot die Tiefenlinien (in 2 m Tiefenabstand) abgefahren und ebenfalls durch Wegpunkte markiert. Die Anzahl der pro Gewässer verwendeten Wegpunkte lag dabei zwischen 220 und 400.

Nach Übertragung der Daten auf einen Rechner wurde mit dem Programm Mapinfo professional 7 eine Tiefenkarte erstellt und über ein Luftbild des Gewässers gelegt. Die Ausdehnung der einzelnen Tiefenbereiche sowie ihr prozentualer Anteil an der

Gesamtfläche wurde bestimmt. Hieraus konnte dann die mittlere Tiefe der Gewässer sowie das Volumen berechnet werden. Da für das Gewässer Marklohe kein Luftbild vorlag, das die aktuelle Uferlinie zeigte, musste - wie in Abbildung 9 zu sehen - die durch die Vermessung ermittelte Uferlinie im südlichen Bereich des Sees über ein älteres Luftbild gelegt werden.

Um Sedimentumlagerungen und Auflandungen feststellen zu können, wurden die Tiefenlinien in Marklohe und Schäferhof mit Tiefenkarten von GARTZ et al. (1989) verglichen. Für die anderen Gewässer konnten keine älteren Daten zum Vergleich herangezogen werden.

3.4 Entnahme der Wasserproben und Messungen vor Ort

Die Gewässer wurden 14-tägig im Wechsel angefahren, wobei in der Regel die drei bei Nienburg gelegenen Seen (Marklohe, Schäferhof und Hakenwerder) am selben Tag beprobt wurden. In der darauf folgenden Woche wurden dann die anderen drei Gewässer untersucht.

Bei jeder Beprobung wurden über der tiefsten Stelle des Sees an der Oberfläche die Temperatur, Sauerstoffsättigung und -konzentration, der pH-Wert sowie die Leitfähigkeit gemessen. Die Sichttiefe wurde mit einer Secci-Scheibe bestimmt. Proben für die Laboranalysen wurden in getönte PET-Flaschen abgefüllt und gekühlt transportiert.

Bei bestehender Schichtung des Wasserkörpers wurde zusätzlich das Hypolimnion beprobt. Wasserproben wurden hierfür mit einem Ruttner-Schöpfer ca. 0,5 m über dem Grund entnommen, die Messungen von Sauerstoff, pH und Leitfähigkeit wurden direkt im Schöpfgefäß durchgeführt.

Bei Bedarf wurden Tiefenprofile der chemisch-physikalischen Parameter erstellt, indem Wasserproben aus verschiedenen Tiefen entnommen wurden.

Ausgesetzt wurde die Beprobung nur, wenn die Gewässer wegen starker Hochwasserereignisse nicht erreichbar waren.

Konnte wegen starker Strömung bei Hochwasser oder wegen Eisbedeckung das Boot nicht eingesetzt werden, wurden Messungen und Probennahme soweit möglich vom Ufer aus durchgeführt. An solchen Tagen konnte die Sichttiefe nicht bestimmt werden, Beprobungen des Hypolimnions waren ebenfalls unmöglich.

3.4.1 Wetterlage

Die Lufttemperatur, die Windrichtung und die Wolkenbedeckung wurden direkt am jeweiligen Probenort bestimmt. Die Lufttemperatur wurde mit dem Temperaturfühler am Sauerstoffmessgerät (WTW Multiline F4) im Schatten gemessen. Windrichtung und –stärke wurden notiert. Die Wolkenbedeckung wurde in drei Stufen unterteilt. Bis zu einer Wolkenbedeckung des Himmels von 25% wurde die Wetterlage als sonnig, von 25% bis 50% als heiter und bei einem Bedeckungsgrad über 50% als bedeckt bezeichnet.

3.4.2 Sichttiefe

Die Sichttiefe wurde mit einer Secci-Scheibe bestimmt. Die weiß lackierte Scheibe hat einen Durchmesser von 27cm und wurde 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.

3.4.3 Wassertemperatur

Die Wassertemperatur des Oberflächenwassers wurde mit dem Temperaturfühler am Sauerstoffmessgerät an jedem Probenort etwa 10 cm unterhalb der Wasseroberfläche bestimmt. Bei der Messung von Vertikalprofilen und bei einer Schichtung des Wasserkörpers wurde Wasser mit einem Ruttnerschöpfer (0,5l) aus den jeweiligen Tiefen entnommen und die Wassertemperatur direkt im Schöpfer gemessen.

3.4.4 Sauerstoff

Der Sauerstoffgehalt [mg/l] sowie die Sauerstoffsättigung [%] wurden mit einem Oximeter (WTW Multiline F4) gemessen. Die Sauerstoffparameter wurden jeweils ca. 10 cm unterhalb der Wasseroberfläche bestimmt. Bei bestehender Schichtung des Wasserkörpers und bei der Erstellung von Vertikalprofilen wurde Wasser mit einem Ruttnerschöpfer aus den jeweiligen Tiefen entnommen und die Messungen direkt im Schöpfer durchgeführt, um eine Anreicherung des Wassers mit Sauerstoff zu vermeiden.

3.4.5 pH-Wert

Der pH-Wert wurde mit einem pH-Meter (WTW Multiline F4) ermittelt. Der pH-Wert des Oberflächenwassers wurde etwa 10 cm unterhalb der Wasseroberfläche gemessen. Bei Messung von Vertikalprofilen und bei einer Schichtung des Wasserkörpers

wurde, analog zur Temperaturmessung, Wasser mit dem Ruttner-Schöpfer entnommen und der pH-Wert direkt im Schöpfer bestimmt.

3.4.6 Elektrische Leitfähigkeit

Zur Messung der Leitfähigkeit wurde ein Messgerät der Firma WTW (Microprocessor Conductivity-Meter LF 196) verwendet. Wie bei den anderen physikalischen Parametern erfolgte die Messung entweder 10 cm unter der Oberfläche oder im Schöpfer.

3.5 Laboranalysen

Die Laboranalysen wurden mit WTW-Standard-Küvettentests durchgeführt, zur Messung wurde das WTW-Photometer MPM 3000 verwendet. Im folgenden sind die einzelnen Testverfahren mit Modellnummer und einer kurzen Beschreibung der Wirkungsweise aufgeführt.

3.5.1 Phosphat

Modell 14848, untere Nachweisgrenze 0,02 mg/l

Methode: Orthophosphat-Ionen bilden mit Molybdat-Ionen in schwefelsaurer Lösung Molybdato-phosphorsäure. Diese wird mit Ascorbinsäure zu Phosphormolybdänblau reduziert, das photometrisch bestimmt wird. Die Angabe erfolgt in $\text{PO}_4\text{-P}$ [mg/l]

Für die Bestimmung des löslichen ortho-Phosphates (**S**oluble **R**eactive **P**hosphorus, SRP) wurde die unbehandelte Probe verwendet. Zur Bestimmung des Gehaltes an Gesamt-Phosphat (**T**otal **P**hosphorus, TP) wurde die Probe mit dem Crack-Set 10 von WTW aufgeschlossen (saurer Aufschluss 1h bei 120°C, 2 Atm.) und die Phosphatkonzentration dann wie gewohnt mit dem Testsatz bestimmt.

3.5.2 Ammonium

Modell 14752, untere Nachweisgrenze 0,03 mg/l

Methode: Nach Alkalisierung auf pH 13 reagiert Ammonium mit Hypochlorid zu Monochloramin, das in einer katalysierten Zweistufenreaktion mit Thymol ein blaues Indophenol bildet. Die Angabe erfolgt in $\text{NH}_4\text{-N}$ [mg/l].

3.5.3 Nitrit

Modell 14776, untere Nachweisgrenze 0,03 mg/l

Methode: Nitrit reagiert mit Sulfanilsäure zu 4-Diazobenzolsulfonsäure. Dies kondensiert anschließend mit 1-Naphtylamin zu einem violetten Farbstoff. Die Angabe erfolgt in $\text{NO}_2\text{-N}$ [mg/l].

3.5.4 Nitrat

Modell 14773, untere Nachweisgrenze 0,2 mg/l

Methode: Nitrat reagiert in konzentrierter Schwefelsäure mit Nitrospectral zu einer tiefrot gefärbten Nitroverbindung. Die Angabe erfolgt in $\text{NO}_3\text{-N}$ [mg/l].

3.5.5 Eisen

Modell 14761, untere Nachweisgrenze 0,04 mg/l

Methode: Durch Zugabe einer ammoniumthioglycolathaltigen Reagenz wird Eisen in die ionische 2-wertige Form überführt. In dieser Form reagiert es mit Ferrospectral zu einem violett gefärbten Komplex. Die Angabe erfolgt in Fe [mg/l].

3.6 Rücklösung

Für die experimentelle Bestimmung der potentiellen P-Rücklösung aus dem Sediment wurden an drei Terminen (13.3.02, 25.10.02 und 17.5.03) aus jedem See an der tiefsten Stelle 2 Sedimentkerne entnommen. Hierzu wurde ein größerer Sedimentbereich mit Hilfe eines Ekman-Birge-Greifens entnommen, um dann mit Plexiglasrohren (Durchmesser 4,5 cm, Länge 70 cm bzw. 50 cm) ca. 15-20 cm lange Kerne mit dem überstehenden Wasser zu entnehmen. Anschließend wurden die Rohre vorsichtig bis zum Rand mit hypolimnischem Wasser aufgefüllt und mit Gummistopfen verschlossen.

Die Inkubierung erfolgte in einer Klimakammer bei Standardbedingungen (20°C, keine Lichtquelle). Nach Aufzehrung des gelösten Sauerstoffs in den Rohren (Messung täglich) wurden im Abstand von ca. 10 Tagen zwei Proben entnommen und die Konzentrationen des SRP bestimmt. Um eine gleichmäßige Verteilung der Ionen in den Rohren zu gewährleisten, wurde vor der Entnahme der Proben eine Durchmischung der Wassersäule durch Kühlung im oberen Drittel herbeigeführt. Aus der Differenz der gemessenen Werte wurde die Freisetzung von P pro m^2 und Tag errechnet.

3.7 Berechnung der P-Bilanzen

3.7.1 Potentiell natürlicher P-Eintrag und potentielle Trophie

Die Abschätzung des potentiell natürlichen P-Eintrages und der potentiellen Trophie nach beckenmorphometrischen Kenngrößen wurde in Anlehnung an die LAWA-Richtlinie „Gewässerbewertung – stehende Gewässer“ (LAWA 1998) durchgeführt. Diese Richtlinie ist ursprünglich nicht für künstliche Gewässer vorgesehen, dennoch kann sie als Basis dienen, da z.B. die P-Auswaschung aus verschiedenen genutzten Flächen und Bodenarten des Einzugsgebietes sowie die P-Deposition auf die Was-

serfläche nicht vom Gewässertyp abhängig ist. Ebenfalls von der LAWA liegt eine Richtlinie zur Bewertung von Baggerseen vor (LAWA 2003). Da in dieser aber als Referenzzustand für alle Abgrabungsgewässer der oligotrophe Zustand angenommen wird, was für flussnahe Seen unrealistisch erscheint, kann sie nicht als Basis für die vorliegende Untersuchung dienen. In dieser Richtlinie wird auch gezielt darauf hingewiesen, dass sie für an Flüsse angebundene oder durch Hochwässer beeinflusste Baggerseen nicht angewendet werden kann.

Für die Bewertung des potentiell natürlichen P-Eintrages sowie der daraus folgend zu erwartenden Trophie wurde das Berechnungsformular der LAWA verwendet, das auf Microsoft EXEL basiert und online (home.t-online.de/home/hydrobio.hw/seenbew.htm) bezogen und verwendet werden kann. Genauere Informationen zur Berechnung sind unter LAWA (1998) nachzuschlagen, die entsprechenden Berechnungsprotokolle finden sich im Anhang

Benötigt werden Daten zu:

- Gewässerfläche
- Volumen des Gewässers
- Jahreszufluss
- Flächenanteile der Nutzungen und Bodenarten des Einzugsgebietes
- Effektive Länge des Gewässers
- Effektive Breite des Gewässers
- Maximale Tiefe

Gewässerfläche und Volumen sowie Länge, Breite und maximale Tiefe wurden durch die Vermessung der Gewässer ermittelt. Das Einzugsgebiet wurde mit Hilfe der Luftbilder und durch Begehungen vor Ort abgegrenzt, die Flächenanteile und Nutzungen notiert. Als Jahreszufluss wurde die für die Region durchschnittliche jährliche Niederschlagsmenge für die Fläche des Einzugsgebietes eingesetzt.

Durch die Berechnungen werden potentiell natürliche Werte für die TP-Konzentrationen sowie die Sichttiefe ermittelt. Nach diesen Werten erfolgt die Zuordnung des potentiell natürlichen Trophiestatus der Gewässer.

3.7.2 P-Eintrag durch Hochwasser

Der potentielle P-Eintrag durch Hochwasser wurde aus der Menge (Errechnung aus Höhe der Uferböschung und Seefläche) und der P-Konzentration des bei einem Hochwasser zulaufenden Flusswassers (Probenahme und Messung während der Überschwemmung) berechnet.

3.8 Makrophyten

Die Makrophytenbestände der einzelnen Gewässer wurden vom Boot aus kartiert. Hierzu wurden die Seen in den Jahren 2002 und 2003 während der sporadisch auftretenden sommerlichen Klarwasserphasen abgefahren und Makrophytenbestände von Hand in Ausdrücke der Luftbilder eingetragen. Aufgrund des in den meisten Seen nur sehr spärlich ausgeprägten Makrophytenbewuchses war diese Methode ausreichend. Von allen vorgefundenen Pflanzen wurden Proben mit dem Kescher oder Bodengreifer entnommen und bestimmt. Emerse Pflanzenbestände am Ufer (z.B. *Typha*, *Phragmites*) wurden ebenfalls berücksichtigt.

3.9 Makrozoobenthos

Das Makrozoobenthos wurde über den gesamten Untersuchungszeitraum während der Sommermonate (Mai bis Oktober) beprobt, wobei die Untersuchungen im Sommer 2002 an den Seen Marklohe, Schäferhof und Hakenwerder besonders intensiv waren, während die Seen Wilkenburg und Koldingen häufiger im Sommer 2003 beprobt wurden. Für den Neelhof lagen noch Daten aus den Jahren 1999/2000 (BRAUNE 2000) vor, die in die Untersuchungen mit einbezogen wurden. Tabelle 1 zeigt die Anzahl der berücksichtigten Beprobungen für die einzelnen Gewässer.

Tabelle 1: Anzahl der Makrozoobenthos-Beprobungen während des Untersuchungszeitraumes

Gewässer	Koldingen	Hakenwerder	Wilkenburg	Neelhof	Schäferhof	Marklohe
Anzahl der Beprobungen	5	8	6	7	8	8

Jede Beprobung beinhaltete das Abkeschern differenter Uferzonen, wobei Pflanzenbestände und offene Sedimentbereiche gleichermaßen berücksichtigt wurden. Es wurden jeweils 4-5 verschiedene Strukturangebote pro See und Beprobung berücksichtigt. Verwendung fand ein runder Metallkescher mit einem Durchmesser von 20 cm, einer Tiefe von ca. 10 cm und einer Maschenweite von 1mm. Sämtliche Makrozoobenthosorganismen wurden, teilweise unter Verwendung weißer Sortierschalen, eingesammelt und soweit nicht lebend bestimmbar in Alkohol fixiert. Die Bestimmung erfolgte im Labor, wobei nach Möglichkeit bis zur Art bestimmt wurde. Ausgenommen sind einige Taxa, deren Bestimmung großen Aufwand oder besondere Sachkenntnis erfordert (Oligochaeta, Chironomidae, Hydracarina, frühe Larvenstadien der Odonata, weibliche Corixidae) oder innerhalb derer über die Ökologie einzelner Arten wenig bekannt ist (z. B. Coleoptera: Gattung *Haliplus*).

Die Auswertung erfolgte überwiegend qualitativ, da die Individuenzahlen eines Fanges sehr stark von dem beprobten Substrat abhängig waren. Dieses war an den einzelnen Probestellen kaum vergleichbar. Ein quantitativer Vergleich der Probestellen war daher nicht möglich, es wurde jedoch festgehalten, welche Arten oder Taxa an den einzelnen Stellen dominant waren. Auch Einzelfunde wurden gesondert vermerkt.

3.10 Ichthyofauna

Die Ichthyofauna wurde nur an den Seen Hakenwerder, Schäferhof und Marklohe untersucht. Die Beprobung fand an insgesamt 8 Terminen von Juni bis September 2002 statt. An den ersten 7 Terminen wurde das Ufer der Seen an jeweils 4 verschiedenen Stellen pro Gewässer mit einem Uferzugnetz befishet. Es handelte sich dabei um eine Jungfischwade mit den Maßen 7,40 x 1,10 m, Maschenweite 1mm, Farbe schwarz. Die Oberkante wurde mit Schwimmern (Kork) versehen, die Unterkante durch Bleischnüre beschwert. Es wurden dabei je nach Fangergebnis 1–3 Netzzüge vom offenen Wasser (je nach Wassertiefe 2-10 m Entfernung vom Ufer) zum Ufer hin durchgeführt. Am Ufer angelangt, wurden die Enden des Netzes zusammengeführt und so der Fangraum geschlossen.

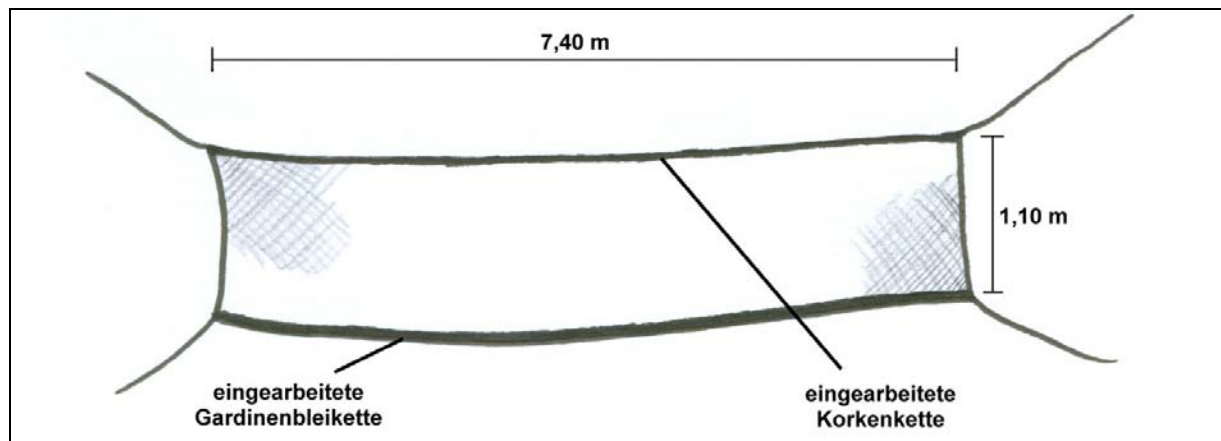


Abbildung 10: Skizze des verwendeten Fischnetzes (Jungfischwade)

Am 21.09.02 wurde an allen drei Gewässern eine Elektrobefischung mit einem DEKA Gerät (DEKA 3000 „Lord“) durchgeführt. Hierbei wurde die gesamte Uferlinie mit dem Boot abgefahren und mit der point-abundance-Methode befishet. Hierzu wurden in kurzen Abständen einzelne Stromstöße gegeben und die betäubten Fische mit Keschern eingesammelt.

Die Jungfische wurden zur genauen Bestimmung und weiteren Auswertung in 4% Formaldehydlösung fixiert. Die Tiere wurden bis zur Art determiniert und die Total-

länge einiger häufiger Arten (*Perca fluviatilis*, *Sander lucioperca*, *Abramis brama* und *Leuciscus leuciscus*) mit einer Genauigkeit von +/- 1mm bestimmt. Durch die Berücksichtigung der Besitzstatistik des ansässigen Angelvereins (Angler-Verein Nienburg/Weser e.V.) konnte ausgeschlossen werden, dass gefangene Jungfische aus Besitzmaßnahmen stammten.

4 Ergebnisse

4.1 Vermessung

Die Vermessung der Gewässer diente vor allem dazu, die flächenmäßige Ausdehnung der unterschiedlichen Tiefenbereiche festzustellen. Besonders interessant ist dabei die Frage, welche Bereiche der Seen als Flachwasserzonen ausgebildet sind und damit potentielle Standorte für Makrophyten darstellen.

Die folgende Tabelle zeigt die Ausdehnung der Flächen zwischen 0 und 4 m Tiefe sowie ihren prozentualen Anteil an der Gesamtfläche der Gewässer. Diese Tiefenzone wurde gewählt, um die potenziell für Makrophyten besiedelbare Fläche einzugrenzen, wobei natürlich die tatsächliche Nutzbarkeit dieser Zonen durch höhere Pflanzen von zahlreichen weiteren Faktoren wie z.B. der Beschattung und der Wassertrübung abhängig ist. Zusätzlich grenzt die 4 m Tiefenlinie in etwa den Bereich ab, in dem ganzjährig aerobe Verhältnisse an der Sediment-Wassergrenze herrschen, da die Lage der Sprungschicht im Sommer oft in diesem Tiefenbereich zu finden war (siehe 4.2.4). Damit ist für viele Arten des Makrozoobenthos nur dieser Bereich als potenzieller Sommerlebensraum denkbar.

Tabelle 2: Ausdehnung und Anteil der Flachwasserzonen an der Gesamtfläche der Untersuchungs-gewässer

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

Die größten Flachwasserbereiche fanden sich in den Seen Koldingen und Marklohe, wobei der prozentuale Anteil in Marklohe mit Abstand am höchsten war. Auch der Schäferhof zeigte mit 42 % noch einen relativ großen Flachwasseranteil. Den geringsten prozentualen Anteil wies der See Neelhof auf, hier waren nur an der ehemaligen Einspülzone im Norden kleine Flachwasserbereiche anzutreffen.

Da für die flussangebundenen Seen Schäferhof und Marklohe aus dem Jahr 1989 Tiefenmessungen vorlagen (GARTZ et al. 1989), wurden diese herangezogen, um Veränderungen der Tiefe durch Sedimenteinträge und –umlagerungen feststellen zu können. Dabei zeigte sich, dass der See Schäferhof zwischen 1989 und 2003, also im Verlauf von 14 Jahren, im mittleren Bereich um fast 2 m abgeflacht wurde. Waren 1989 noch große Teile des Seebodens (44 %) tiefer als 6 m gelegen, so betrug diese Fläche 2003 nur noch 9 %. Tiefen von mehr als 8 m konnten gar nicht mehr nachgewiesen werden, das Tiefenmaximum lag bei 7,6 m. Die Flachwasserzone an der Baustelle nahm 2003 eine deutlich größere Fläche ein als 1989, auch im Bereich der Anbindung waren Abflachungen zu verzeichnen. Insgesamt umfassten die Bereiche bis 4 m Tiefe 1989 nur 27 % der Seefläche, 2003 waren es bereits 42 %. An den steilen Uferbereichen waren die Veränderungen weniger deutlich. Hier konnte sich eingetragenes Sediment wohl aufgrund der Steilheit der Böschung nicht in größeren Mengen ablagern.

Für den See in Marklohe ist der Vergleich der Tiefenkarten mit einer großen Unsicherheit behaftet, da sich das Gewässer 1989 noch im Abbau befand. Es muss wegen mangelnder Datengrundlage bei der folgenden Berechnung davon ausgegangen werden, dass im mittleren und nördlichen Teil sowie im südlich gelegenen Nebengewässer seit 1989 keine Entnahme von Sediment mehr erfolgte. Sollte dies doch der Fall gewesen sein, was gut möglich ist, wären die später eingetragenen Sedimentmengen und damit die Auflandung höher als in dieser Arbeit angenommen.

Im Nordteil des Gewässers sind bei der 2 m Tiefenlinie kaum Veränderungen zu erkennen. Im südlichen Teilbereich dagegen ist eine Verschiebung dieser Linie zu verzeichnen, so dass dieser abgelegene Abschnitt 2003 insgesamt deutlich flacher als 2 m war. Eine Ausdehnung der Zone zwischen 2 und 4 m Tiefe (von 60 auf 63 %) ist ebenso zu verzeichnen wie eine Abnahme der Fläche mit Tiefen über 6 m (von 16 auf 10 %). Die maximale Tiefe dagegen war kaum verändert und lag 2003 weiterhin zwischen 10 und 12 m.

Tabelle 3: Veränderung der mittleren Wassertiefe in Schäferhof und Marklohe zwischen 1989 und 2003

	Schäferhof	Marklohe
Mittlere Tiefe 1989	5,10 m	3,75 m
Mittlere Tiefe 2003	4,05 m	3,60 m
Abnahme der mittleren Tiefe bzw. Auflandung	1,05 m	0,15 m

In Marklohe scheint also die Auflandung in den letzten 14 Jahren weniger stark gewesen zu sein als im Schäferhof. Es sei in diesem Zusammenhang aber nochmals auf die Unsicherheiten infolge des nicht abgeschlossenen Abbaus in Marklohe verwiesen. Die Daten für den Schäferhof sind deutlich besser abgesichert und daher als Grundlage für zukünftige Planungen realistischer. Im Folgenden wird daher eine Auflandung von einem Meter in 15 Jahren als Grundwert angenommen.

4.2 Probenahme und Messungen vor Ort

4.2.1 Wetterlage

Die Wetterverhältnisse während des Beprobungszeitraumes wiesen im Vergleich zu anderen Jahren einige Besonderheiten auf. Entsprachen der Sommer 2001 sowie der Winter 2001/02 hinsichtlich Temperatur und Niederschlagsmenge noch durchaus dem langjährigen Durchschnitt, so muss der Sommer 2002 als überdurchschnittlich feucht angesehen werden. Besonders auffällig waren die Hochwasserereignisse Anfang Mai und Anfang August, die in den sonst durch Winterhochwässer geprägten Weser- und Leineauen die absolute Ausnahme darstellen.

Der Winter 2002/03 fiel durch eine überdurchschnittlich lange Kälteperiode von Dezember bis Ende Februar auf, während der auch die flussangebundenen Seen über mehrere Wochen eine geschlossenen Eisbedeckung aufwiesen.

Der Sommer 2003 muss als ungewöhnlich trocken und warm angesehen werden, Grundwasserstände und Flusspegel erreichten zum Teil historische Tiefstände, wobei die Anbindung an den Fluss aber weder am Schäferhof noch in Marklohe unterbrochen wurde. In den nicht flussangebundenen Seen waren die Wasserstände nicht deutlich niedriger als in den Sommermonaten der ersten beiden Untersuchungsjahre.

4.2.2 Wassertemperatur

Die epilimnischen Wassertemperaturen der untersuchten Gewässer zeigten eine für Stillgewässer der gemäßigten Zone typische Abhängigkeit von der Lufttemperatur

und somit einen ausgeprägten Jahresgang. Zwischen den einzelnen Gewässern waren keine bedeutenden Unterschiede feststellbar, flussangebundene und nicht angebundene Gewässer zeigten praktisch gleiche Temperaturamplituden, auch die Temperaturen der Weser wichen davon nur minimal (1-3 °C) ab. Auch die Durchschnittstemperaturen waren in allen Seen vergleichbar, wobei der niedrigste Wert in Marklohe (13,39 °C) und der höchste am Neelhof (14,92°C) auftrat. Zu beachten ist dabei, dass jeweils die drei an einem Tag beprobten Seen sehr ähnliche Durchschnittstemperaturen zeigten. Dies deutet darauf hin, dass die ohnehin geringen Unterschiede hauptsächlich auf die unterschiedlichen Beprobungszeitpunkte zurückzuführen sind. Die niedrigsten Werte wurden unter Eisbedeckung im Januar 2002 sowie im Dezember und Februar 2003 mit 0°C gemessen, die höchsten mit über 26°C im August 2003 (Spitzenwert: WB am 12.8.03 mit 26,6°C).

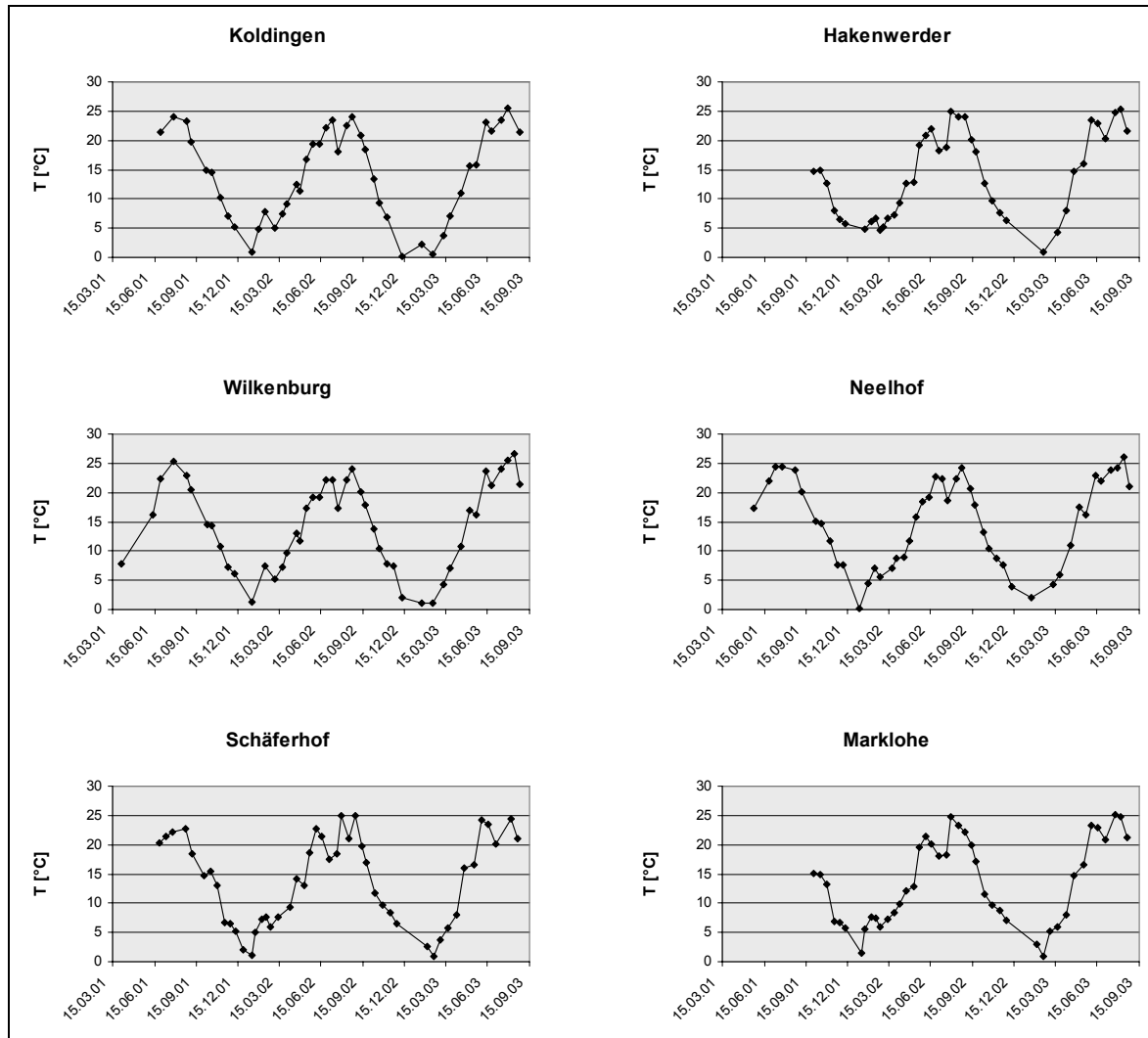


Abbildung 11: Epilimnischer Temperaturverlauf aller Seen im Untersuchungszeitraum

Bei den hypolimnischen Temperaturen (gemessen 0,5 m über Grund an der tiefsten Stelle des Sees) waren deutlichere Unterschiede feststellbar, bedingt durch die unterschiedliche Morphologie der Gewässer.

Tabelle 4 zeigt die maximalen hypolimnischen Temperaturen im Untersuchungszeitraum.

Tabelle 4: Maximale hypolimnische Temperaturen aller Seen im Vergleich

Gewässer	Koldingen	Hakenwerder	Wilkenburg	Neelhof	Schäferhof	Marklohe
Max. hypol. Temperatur	21,8 °C	14,4 °C	18,4 °C	10,6 °C	19,3 °C	19,2 °C

Diese maximalen Temperaturen wurden in allen Seen im Spätsommer (August bis September) erreicht, wenn durch stärkere Winde (Koldingen und Wilkenburg) oder Wasseraustausch mit dem Fluss (Schäferhof und Marklohe) die sommerliche Schichtung durchbrochen wurde. Sie zeigen, dass nur in den Seen Hakenwerder und Neelhof die Sommerstagnation tatsächlich bis zum Herbst anhielt.

4.2.3 Sichttiefe

Abbildung 12 zeigt die in den Gewässern gemessenen Sichttiefen während des gesamten Untersuchungszeitraumes.

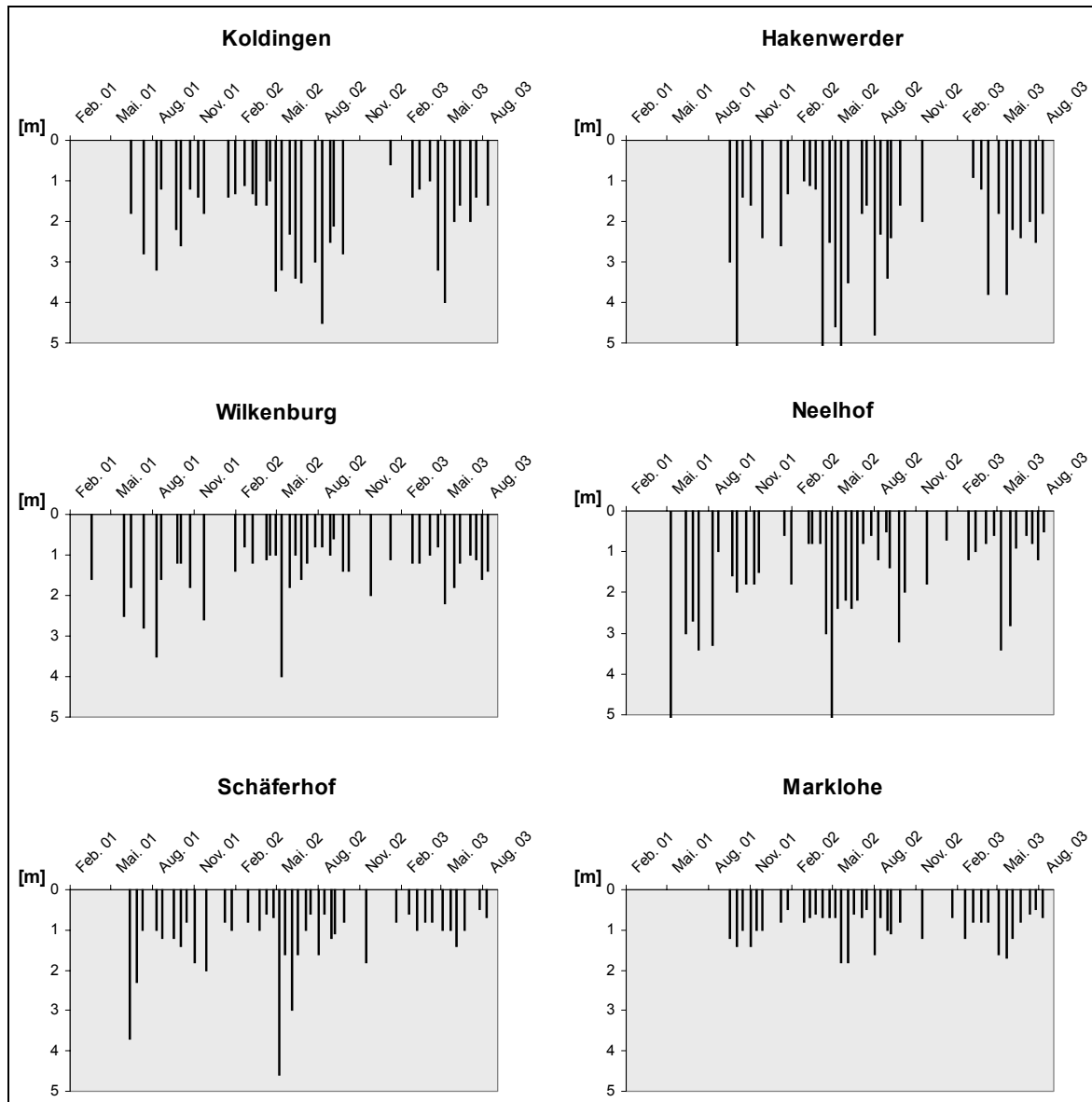


Abbildung 12: Verlauf der Sichttiefen aller Seen im Untersuchungszeitraum

Auffällig sind dabei vor allem die im Vergleich zu den anderen Seen deutlich geringeren Sichttiefen in den flussangebundenen Gewässern sowie das Fehlen eines deutlichen Klarwasserstadiums in Marklohe. Die Sichttiefen betragen hier maximal 1,8 m, während in den anderen Gewässern deutliche Klarwasserphasen mit Sichttiefen über 4 m beobachtet wurden. Solche Klarwasserstadien treten typischerweise im Mai auf, die Grafik zeigt jedoch, dass dies nicht zwingend der Fall sein muss. So zeigten alle Seen mit Ausnahme von Marklohe im Mai 2002 sehr hohe Sichttiefen, im Mai 2003 dagegen waren die Werte in allen Seen deutlich niedriger, in Wilkenburg und Schäferhof fehlte ein Klarwasserstadium sogar völlig.

Besonders in Koldingen, Hakenwerder und Neelhof traten im Sommer in unregelmäßigen Abständen zusätzliche Klarwasserstadien auf.

Abbildung 13 zeigt die im Untersuchungszeitraum gemessenen mittleren, maximalen und minimalen Sichttiefen für alle Untersuchungsgewässer.

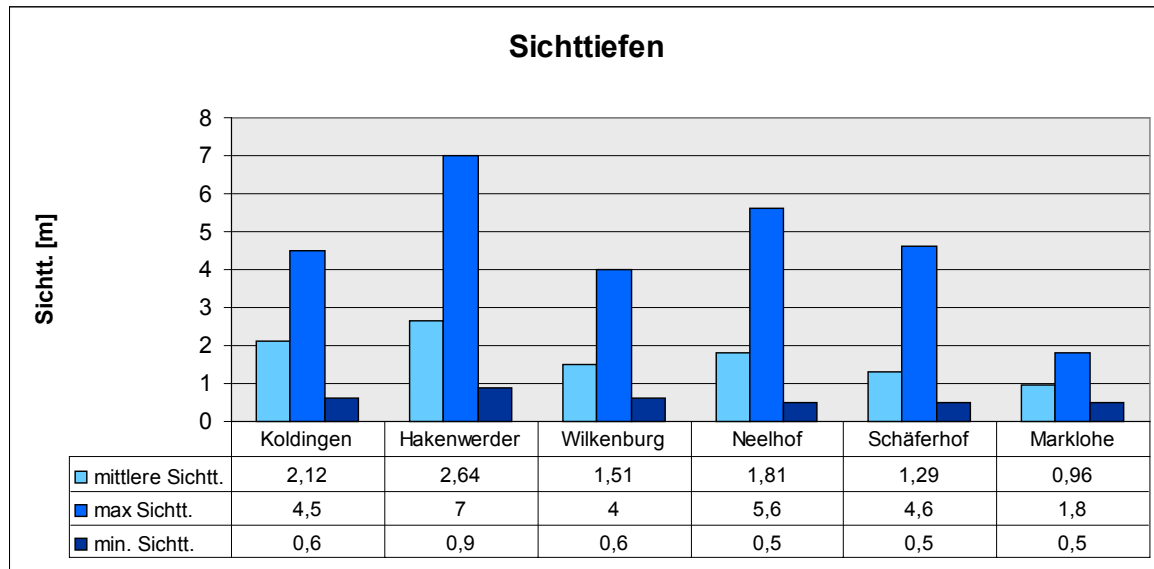


Abbildung 13: Mittlere, maximale und minimale Sichttiefen aller Untersuchungsgewässer im Vergleich

Besonders in Marklohe und Schäferhof fallen die vergleichsweise niedrigen mittleren Sichttiefen auf. Es folgt der See in Wilkenburg, während Neelhof, Koldingen und Hakenwerder für eutrophe Abtragungsgewässer relativ hohe Sichttiefen aufwiesen.

Sehr deutliche Unterschiede bestehen bei den maximalen Sichttiefen. Hier liegt, wie bereits erwähnt, der Wert für Marklohe besonders niedrig, während alle anderen Seen deutlich abgrenzbare Klarwasserphasen durchmachten.

Die minimalen Sichttiefen ähneln sich, etwas aus der Reihe fällt hier nur Hakenwerder mit immerhin 0,8 m Sichttiefe.

Für die Einordnung von Stillgewässern in eine Trophieklasse wird häufig die mittlere sommerliche Sichttiefe (Mai bis September) verwendet, wobei die Klarwasserphasen ausgeklammert werden. Tabelle 5 zeigt diese Werte für alle untersuchten Gewässer.

Tabelle 5: Mittlere sommerliche Sichttiefen aller Untersuchungsgewässer im Vergleich

	Koldingen	Hakenwerder	Wilkenburg	Neelhof	Schäferhof	Marklohe
Mittlere sommerliche Sichttiefe	2,58	2,86	1,61	1,64	1,21	1,02

Deutlicher als bei den mittleren Sichttiefen des ganzen Untersuchungszeitraumes, fallen bei den Sommerwerten die Unterschiede zwischen flussfernen, flussnahen und angebundenen Gewässern auf. Die Reihenfolge der Gewässer ändert sich jedoch

nicht, wiederum sind die Sichttiefen in Hakenwerder am größten, in Marklohe am geringsten.

4.2.4 Sauerstoff

Bei den Sauerstoffsättigungen und -konzentrationen zeigten sich zwischen den Gewässern sehr deutliche Unterschiede. Abbildung 14 verdeutlicht dies durch den Vergleich aller Gewässer hinsichtlich der Sauerstoffsättigungen in Epi- und Hypolimnion im gesamten Untersuchungszeitraum.

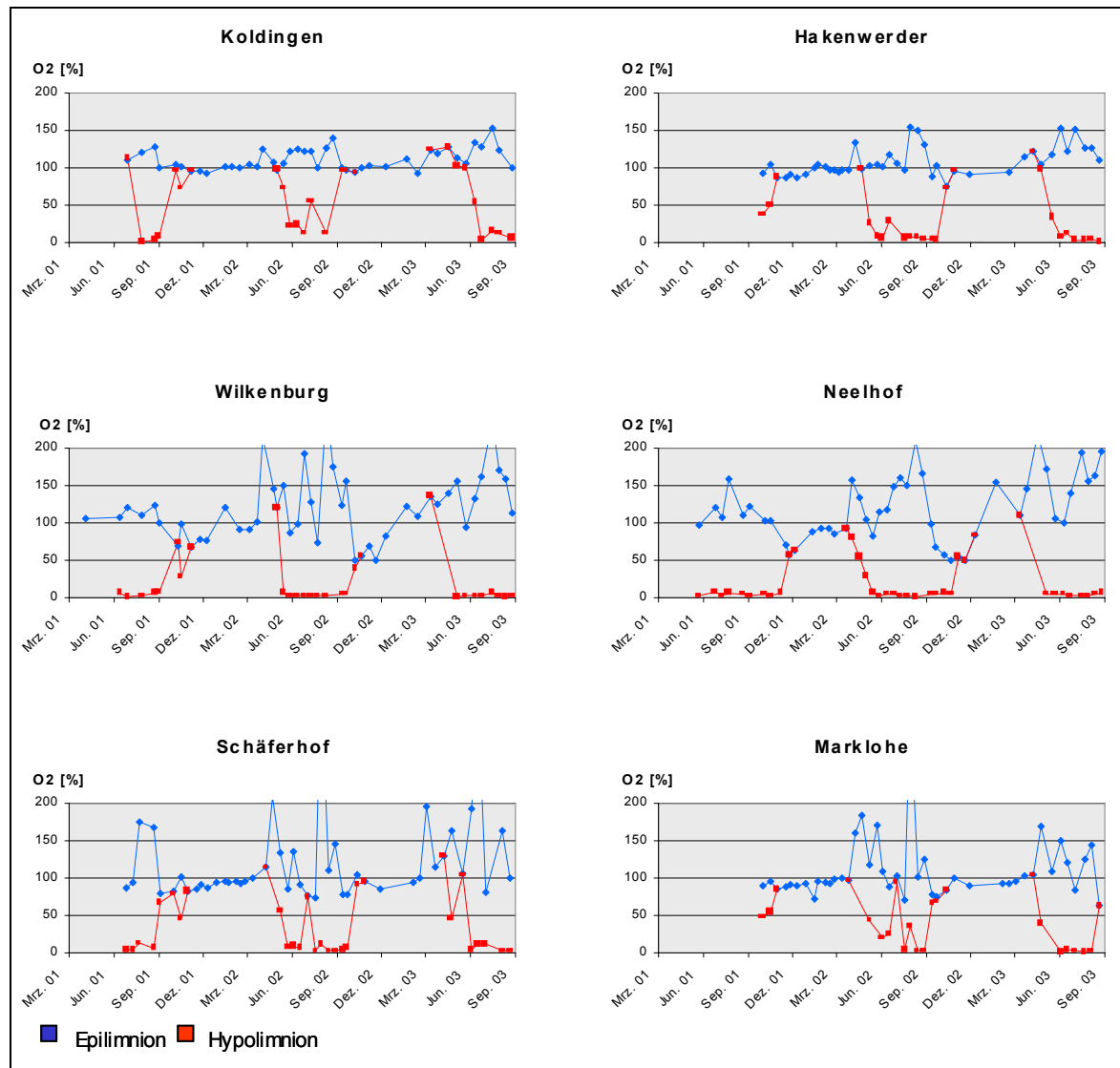


Abbildung 14: Verlauf der epi- und hypolimnischen Sauerstoffsättigungen aller Seen

Die epilimnischen Sauerstoffsättigungen der flussfern gelegenen Seen Koldingen und Hakenwerder lagen zwischen 75 und 150 %, wobei leichte Übersättigungen häufiger vorkamen als Untersättigungen.

Die flussnahen Seen Wilkenburg und Neelhof zeigten deutlich stärker schwankende Werte, wobei besonders im Sommer mehrfach Übersättigungen von 200 % und dar-

über gemessen wurden. Auch deutliche Untersättigungen kamen regelmäßig vor, wobei die Minimalwerte (um 50 %) typischerweise während der Zirkulation im Herbst (Oktober/November) erreicht wurden, was am gleichzeitigen Anstieg der hypolimnischen Sauerstoffsättigung deutlich zu erkennen ist.

Ein ähnliches Bild zeigte sich bei den flussangebundenen Seen, allerdings waren hier die Spitzenwerte bei der Übersättigung noch deutlich ausgeprägter (über 300 %), während die Tiefstwerte weniger extrem als bei den nicht angebundenen Gewässern ausfielen und immer über 60 % (ML) bzw. 70 % (SH) lagen.

Betrachtet man die Werte für das Hypolimnion, so stellt man fest, dass alle Seen in den Sommermonaten einen von gelöstem Sauerstoff freien Tiefenwasserkörper aufwiesen. Damit sind sie nach der klassischen Definition (OECD 1982) alle als eutroph einzustufen. Allerdings waren die Zeiträume, in denen über dem Grund anaerobe Bedingungen herrschten, unterschiedlich lang. Am ausgeprägtesten war diese Phase im Neelhof, gefolgt von Wilkenburg. Die anderen Seen zeigten deutlich kürzere anaerobe Phasen, die vor allem im Sommer 2002 durch die relativ kühle Witterung mit teilweise sehr starken Winden und Niederschlägen unterbrochen wurden. Im Sommer 2003 zeigte sich die Schichtung und damit die anaerobe hypolimnische Phase aller Gewässer deutlich stabiler.

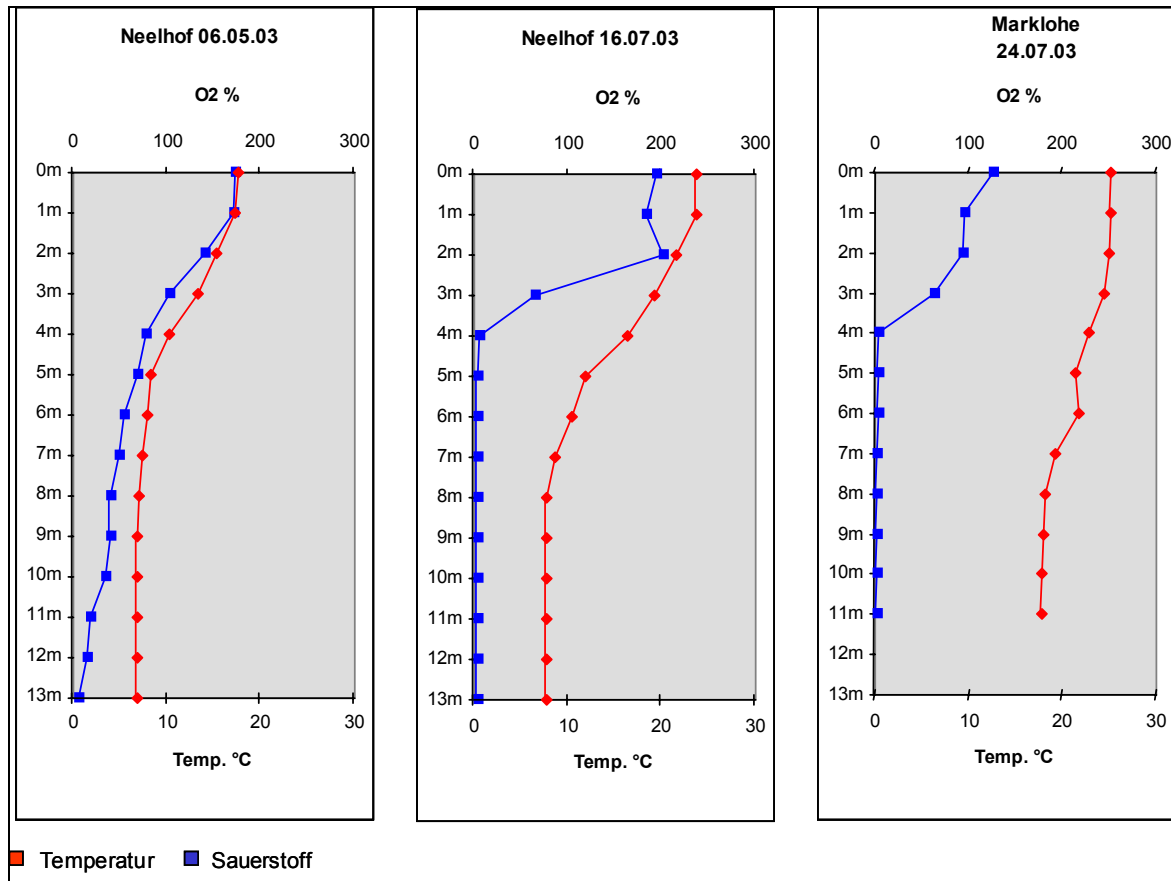


Abbildung 15: Sauerstoff- und Temperaturprofile für Marklohe und Neelhof

Die Lage des Metalimnions variierte in den einzelnen Seen im Verlauf des Sommers, die anaerobe Zone begann ab Mitte bis Ende Mai in einer Tiefe von 3-5 Metern. Das bedeutet, dass in den tieferen Gewässern, besonders im Neelhof und in Marklohe, ein großer Teil der Wassersäule frei von gelöstem Sauerstoff war (siehe Abbildung 15). Trotz der deutlich geringeren Temperaturdifferenzen bestand auch in Marklohe eine stabile Schichtung. Wurde diese im Herbst durchbrochen, kam es in den flussnahen und angebundenen Gewässern durch die Vermischung der Wasserschichten auch im Epilimnion zu Sauerstoffdefiziten.

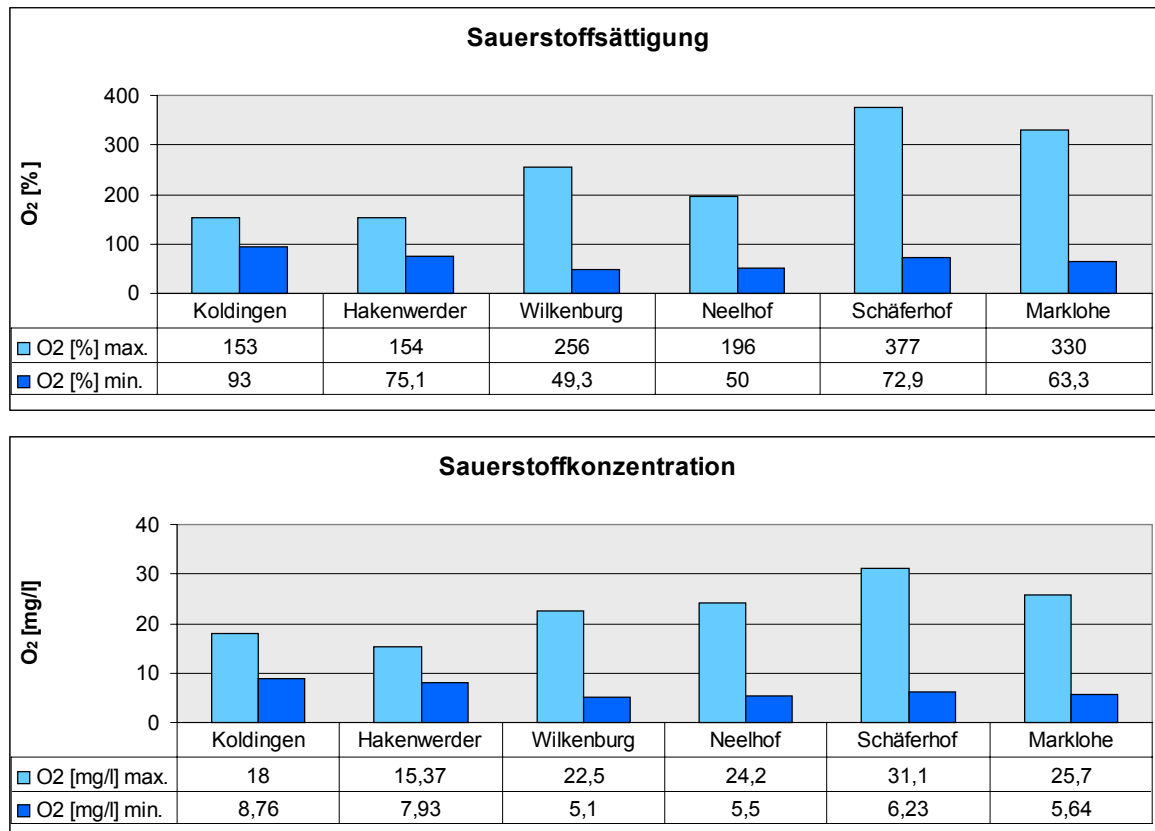


Abbildung 16: Minimale und maximale Sauerstoffsättigung und -konzentration aller Untersuchungs-gewässer im Vergleich

Vergleicht man die maximalen und minimalen epilimnischen Werte der Seen für Sauerstoffsättigung und Sauerstoffkonzentration (Abbildung 16), so kann festgestellt werden, dass zwar die Sättigungswerte in den flussangebundenen Seen in ihren Minima deutlich über denen der flussnahen Gewässer blieben, was auf eine Abpufferung durch den Wasseraustausch mit dem Fluss hindeutet, dass andererseits aber die minimalen Konzentrationen sich kaum unterschieden. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die geringsten Sättigungen in den angebundenen Gewässern früher im Jahr auftraten, so dass bei den zu dieser Zeit noch herrschenden höheren Temperaturen weniger Sauerstoff im Wasser gelöst war.

Von einer Abpufferung durch Wasseraustausch kann also nur bezüglich der Sättigung ausgegangen werden.

Oft wird als kritische Grenze für den Sauerstoffhaushalt von Stillgewässern eine Sauerstoffkonzentration von 6mg/l angegeben. Diese Grenze wurde in den Seen Marklohe, Neelhof und Wilkenburg an einzelnen Terminen unterschritten. Aus dem Jahr 1999 sind für den Neelhof sogar deutlich geringere Werte (4,1 mg, 43 %) bekannt (BRAUNE 2000).

Allgemein können die untersuchten Gewässer hinsichtlich des Sauerstoffhaushaltes in drei Gruppen eingeteilt werden. Die erste Gruppe stellen die flussfernen Gewässer dar, die mit maximalen Konzentrationen unter 20 und mit Minimalwerten um 8 mg/l als unproblematisch angesehen werden können.

Die zweite Gruppe stellen die flussnahen Gewässer dar, die durch minimale Sättigungen um 50% und Konzentrationen von zeitweise unter 6 mg/l gekennzeichnet sind.

Die dritte Gruppe bilden die flussangebundenen Seen Marklohe und Schäferhof mit extremen Übersättigungen von mehr als 300% und Minimalwerten, die bei der Konzentration in etwa denen der zweiten Gruppe entsprechen, bei der Sättigung jedoch weniger extrem ausfallen.

4.2.5 pH-Wert

Die pH-Werte in den Gewässern erwiesen sich als stark abhängig von der Primärproduktion, was auf eine geringe Pufferkapazität hindeutet. In Abbildung 17 ist der pH-Wert gegen die Sauerstoffsättigung aufgetragen, welche als Maß für die Photosyntheseaktivität angesehen werden kann. Die Abhängigkeit ist bei allen Seen deutlich erkennbar, allerdings stehen pH und Sauerstoffsättigung nicht immer im selben Verhältnis. Am geringsten scheint die Pufferkapazität im Gewässer Neelhof ausgeprägt zu sein, hier ziehen schon relativ geringe Übersättigungen sehr deutliche pH-Erhöhungen nach sich. Am Schäferhof und in Marklohe dagegen stiegen die Werte trotz intensivster Primärproduktion nicht über pH 10. Möglich ist, dass hier der zeitliche Faktor eine wichtige Rolle spielte, da im Neelhof konstant hohe Sauerstoffsättigungen (über 150 %) über einen Zeitraum von 8 Wochen festgestellt wurden, während der pH-Wert in dieser Zeit immer weiter anstieg. Die hohen Übersättigungen in Schäferhof und Marklohe waren dagegen kurzfristige Ereignisse.

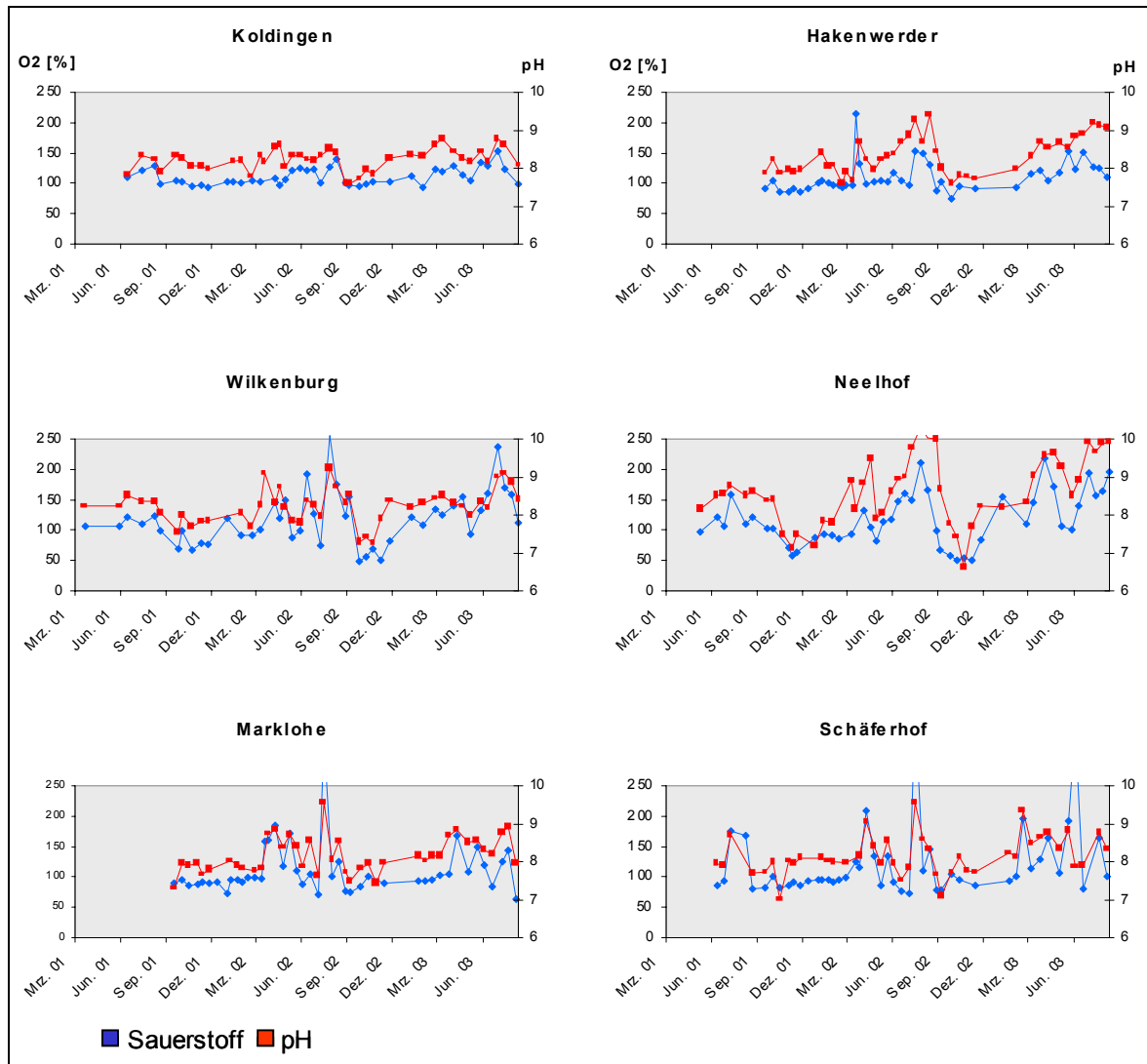


Abbildung 17: Beziehung zwischen Sauerstoffsättigung und pH-Wert, Verlauf der Werte aller Gewässer

Die Tabelle zeigt, dass die mittleren pH-Werte aller Gewässer sehr ähnlich waren. Da alle Untersuchungsgewässer im selben Naturraum (Norddeutsches Tiefland) liegen entspricht dies den Erwartungen. Dagegen waren die Abweichungen vom Mittelwert von Gewässer zu Gewässer sehr unterschiedlich ausgeprägt, wie Abbildung 18 verdeutlicht.

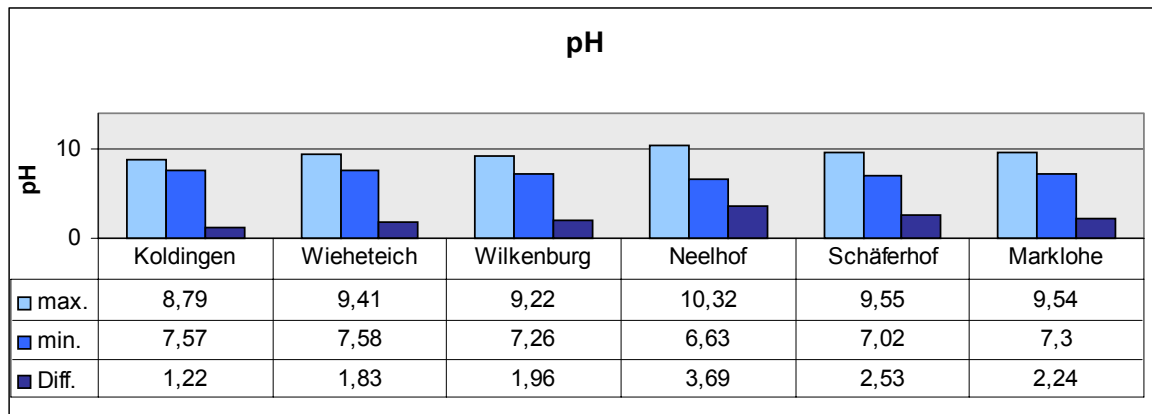


Abbildung 18: Minimale und Maximale pH-Werte aller Seen im Vergleich

Die ausgeglichensten pH-Werte zeigte der See in Koldingen, hier waren an keinem der Untersuchungstermine Werte über pH 9 zu verzeichnen.

Die Gewässer Hakenwerder, Wilkenburg, Schäferhof und Marklohe zeigten ähnliche Werte, wobei die Schwankungen in Hakenwerder am geringsten ausfielen.

Der See am Neelhof fiel dagegen deutlich aus dem Rahmen. Die hier gemessenen Werte sind für viele Fische und Planktonorganismen bereits deutlich problematisch (REICHENBACH-KLINKE 1980).

4.2.6 Elektrische Leitfähigkeit

Die Elektrische Leitfähigkeit als Summenparameter für den Gehalt an unterschiedlichen Ionen im Wasser wurde als Maß für die Beeinflussung der Seen durch den Fluss gemessen. Dies ist besonders im Wesergebiet gut möglich, da die Weser eine durch anthropogene Einflüsse deutlich erhöhte Salzfracht aufweist. Die hohen Werte sind zum größten Teil auf Chloride aus den Abwässern des Salzabbaus an der Werra zurückzuführen (ARGE WESER 1990).

Abbildung 19 zeigt beispielhaft die Leitfähigkeiten für die Seen Marklohe, Neelhof und Koldingen, um die Unterschiede zwischen den flussangebundenen Seen, den nicht angebundenen Seen in der Weseraue und den Gewässern der Leineaue zu verdeutlichen.

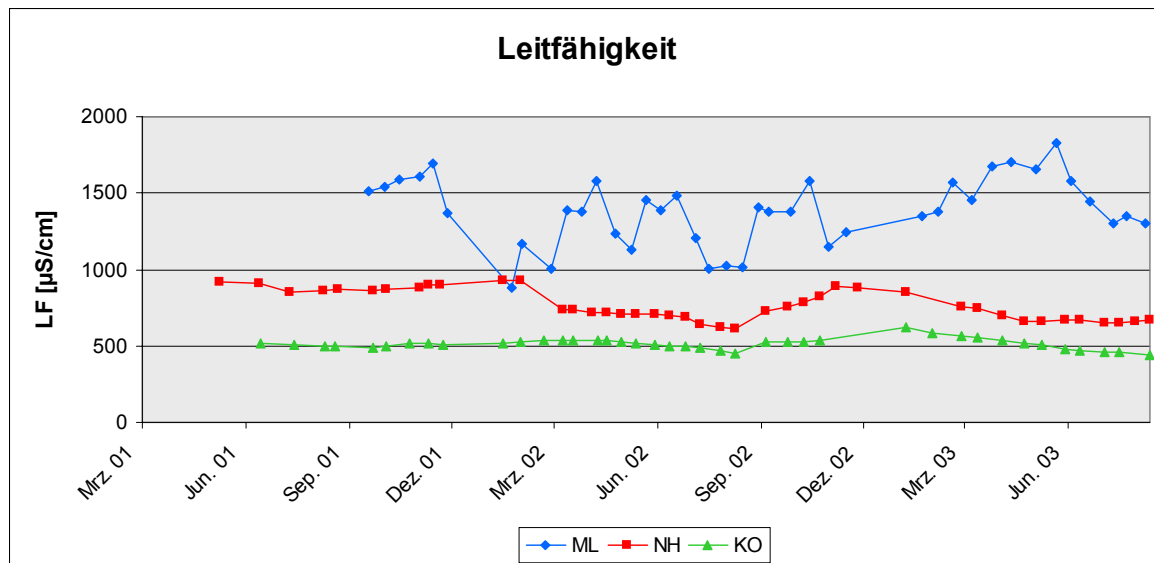


Abbildung 19: Verlauf der Elektrischen Leitfähigkeit in ML: Marklohe, NH: Neelhof und KO: Koldingen

Der flussangebundene See Marklohe spiegelte, nur leicht abgepuffert, den Verlauf der Leitfähigkeit in der fließenden Welle der Weser wieder. Dieser Verlauf war trotz der Maßnahmen zum Ausgleich der Salzbelastung noch deutlich schwankend. Durch den eingeschränkten Wasseraustausch mit der Weser wies der Neelhof deutlich geringere Schwankungen auf, dennoch ist der Einfluss der Weser durch Hochwässer und Uferfiltrat deutlich zu erkennen, während der See in Koldingen durch seine Lage in der Leineaue sehr konstante und niedrige Werte aufwies.

Abbildung 20 zeigt, dass sich die Gewässer hinsichtlich der Leitfähigkeit sehr deutlich in die drei Gruppen nicht angebundene Seen der Leineaue, nicht angebundene Seen der Weseraue (deutliche Beeinflussung durch die Weser feststellbar) und flussangebundene Seen (sehr stark erhöhte und schwankende Leitfähigkeit) einteilen lassen. Die Reihenfolge der Gewässer entspricht der Höhe der mittleren gemessenen Leitfähigkeit.

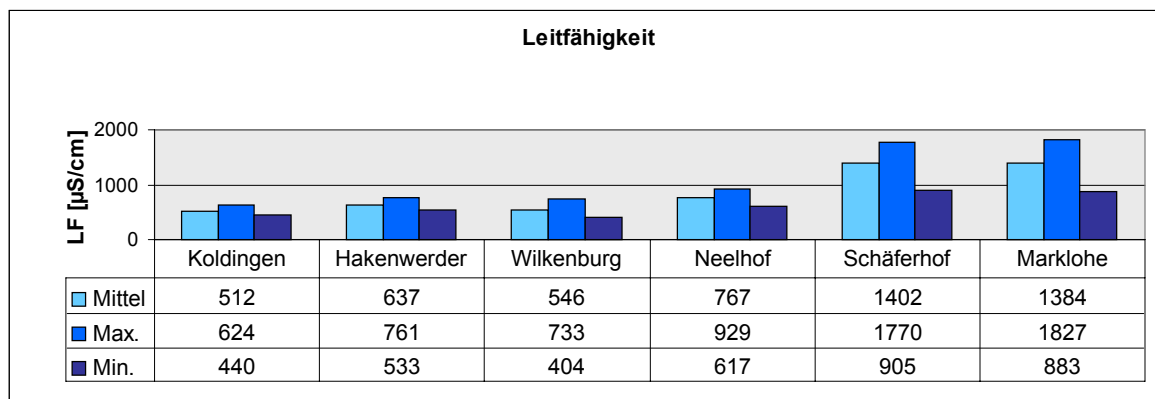


Abbildung 20: Mittlere, maximale und minimale Leitfähigkeit aller Seen im Vergleich

4.3 Laboranalysen

4.3.1 Ammonium

Im Epilimnion konnte Ammonium nur in relativ geringen Konzentrationen nachgewiesen werden. In den flussfernen Seen waren dabei die mittleren Konzentrationen nur etwa halb so hoch wie in den flussnahen und flussangebundenen Gewässern.

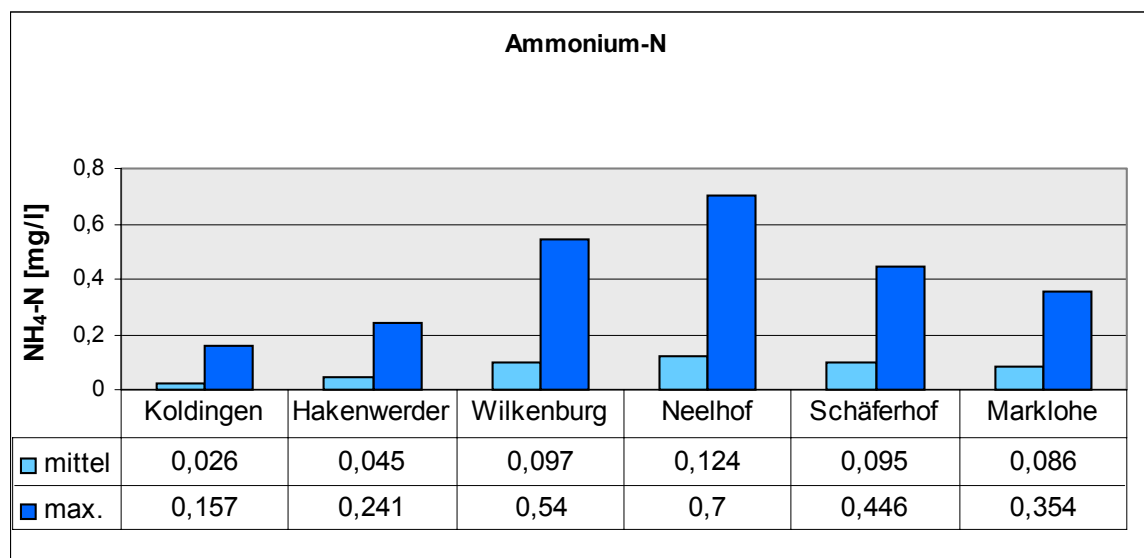


Abbildung 21: Mittlere und maximale epilimnische Ammonium-N Konzentration aller Seen im Vergleich

In den gemessenen Größenordnungen stellt Ammonium für die meisten limnischen Organismen kein Problem dar, allerdings wird bei steigenden pH-Werten ein zunehmender Anteil des Ammoniums in Ammoniak umgewandelt. Diese Verbindung ist bereits in sehr geringen Konzentrationen toxisch. Da aber Ammonium hauptsächlich durch Einmischung von hypolimnischem Wasser an die Oberfläche gelangt und dies typischerweise bei kühlem und windigem Wetter vorkommt, fallen hohe Ammoniumkonzentrationen und hohe pH-Werte (infolge verstärkter Primärproduktion) im Nor-

malfall nicht zusammen. Von drei Ausnahmen abgesehen (NH 30.04.02 und 17.04.03 sowie ML 30.07.02) lagen in allen Seen die pH-Werte an den Messterminen mit erhöhter Ammoniumkonzentration (über 0,1 mg/l) deutlich unter 9.

Im Hypolimnion kam es in allen Seen während der Sommerstagnation zu einer starken Anreicherung von Ammonium. Die höchsten Konzentrationen wurden jeweils kurz vor der Herbstzirkulation erreicht. Bei den meisten Gewässern wurden die absoluten Höchstwerte im Spätsommer 2003 gemessen, da in diesem sehr heißen Sommer die Stagnation besonders stabil und lang andauernd war.

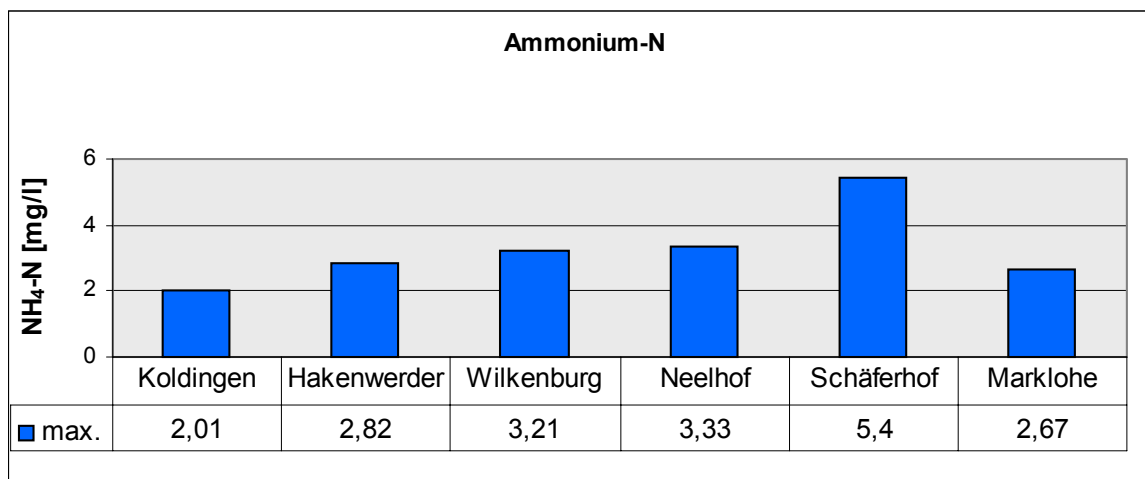


Abbildung 22: Maximale hypolimnische Ammonium-N Konzentration aller Seen im Vergleich

Diese Anreicherung von Ammonium ist auf Freisetzungprozesse an der Sediment-Wassergrenze zurückzuführen. Durch den Abbau von organischer Substanz wird hier besonders unter anaeroben Bedingungen verstärkt Ammonium freigesetzt, eine Nitrifikation ist wegen des fehlenden gelösten Sauerstoffs nicht möglich. Dieses Ammonium kann während der Herbstzirkulation unter aeroben Bedingungen über Nitrit zu Nitrat umgesetzt werden. Dabei werden relativ große Mengen Sauerstoff verbraucht, was sicher mit zum Absinken der epilimnischen Sauerstoffgehalte in dieser Phase beiträgt.

4.3.2 Nitrit

Nitrit kommt in Stillgewässern im aeroben Epilimnion hauptsächlich als Zwischenprodukt der Nitrifikation vor und wird im Normalfall sofort zu Nitrat umgesetzt (SCHWOERBEL 1999, MUDRACK & KUNST 1994). Entsprechend gering sind die im Verlauf der Untersuchungen nachgewiesenen epilimnischen Konzentrationen. Die mittleren Werte lagen für alle Gewässer unter 0,1 mg/l.

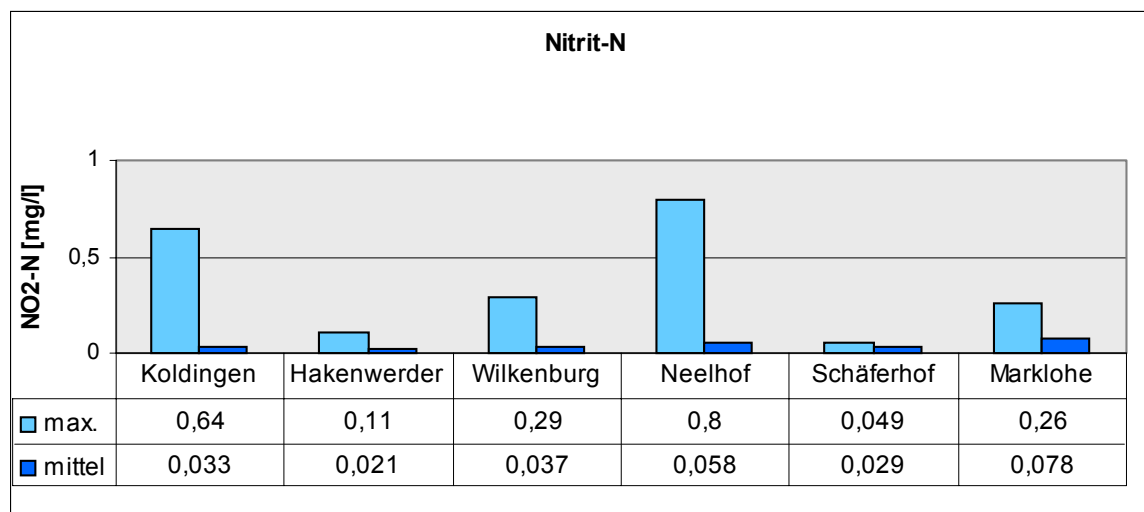


Abbildung 23: Maximale und mittlere Nitrit-N Konzentration aller Seen im Vergleich

Kurzfristige Erhöhungen der Nitritwerte im Epilimnion weisen auf Störungen der Nitrifikation oder eine sehr hohe Umsatzrate hin. Solche Erhöhungen konnten besonders im zeitigen Frühjahr kurz nach Ende der Eisbedeckung gemessen werden, z. B. in Marklohe am 4.3.03, in Koldingen am 11.3.03 und am Neelhof am 25.3.03. Sie sind vermutlich auf die geringen Temperaturen zurückzuführen, durch die die Nitrifikation gehemmt wird.

Im anaeroben Bereich des Hypolimnions während der Stagnationen ist auch eine Freisetzung von Nitrit durch dissimilatorische Nitratreduktion der Bakterien möglich, dies konnte in den Untersuchungsgewässern jedoch nur in sehr geringem Umfang beobachtet werden. Eine Anreicherung während der Stagnationsperiode war nicht zu verzeichnen.

4.3.3 Nitrat

Nitrat ist neben Phosphor einer der wichtigsten Makronährstoffe und damit für die Primärproduktion von entscheidender Bedeutung (LAMPERT & SOMMER 1999).

Die in den Gewässern gemessenen Werte unterlagen sehr starken Schwankungen. An einigen Terminen konnte in den flussfernen und den flussnahen Gewässern kein Nachweis erbracht werden, hier wurde der halbe Wert der unteren Nachweisgrenze, also 0,1 mg/l, angesetzt. Besonders häufig (an 8 Terminen) kam dies in Koldingen vor, es folgen Hakenwerder, Wilkenburg (je 6 Termine) und Neelhof (5 Termine). Es ist möglich, dass Stickstoff in diesen Phasen zum limitierenden Faktor wurde.

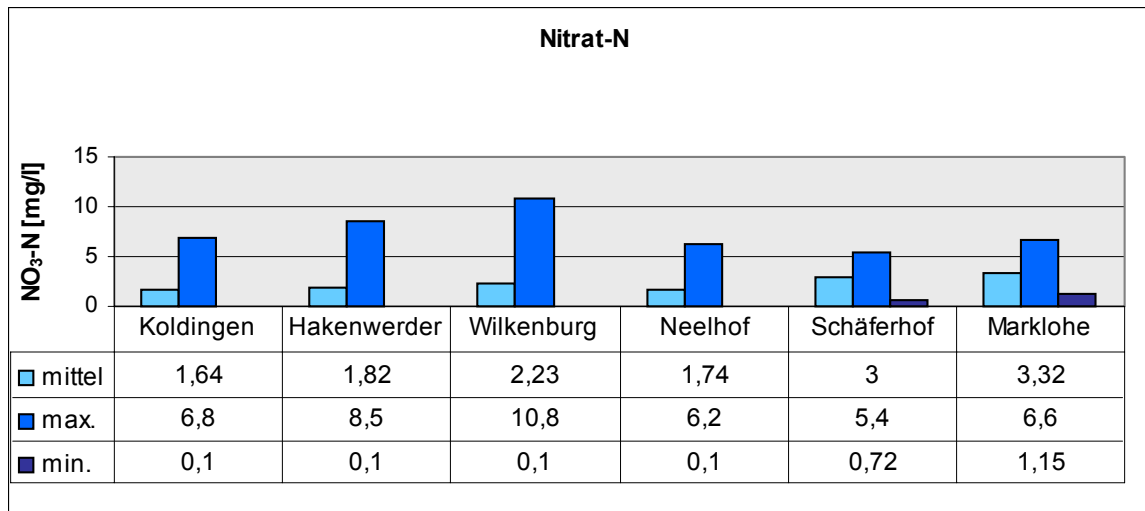


Abbildung 24: Mittlere, maximale und minimale epilimnische Nitrat-N Konzentration aller Seen im Vergleich

Nur die flussangebundenen Seen zeigten ausnahmslos höhere Nitrat-N-Konzentrationen, so dass hier auch eine kurzfristige Limitation des Phytoplanktons durch Stickstoff ausgeschlossen werden kann.

Beim Verlauf der Konzentrationen über den Untersuchungszeitraum sind trotz der starken Schwankungen einige Regelmäßigkeiten feststellbar. Bei den nicht flussangebundenen Seen sind die $\text{NO}_3\text{-N}$ - Konzentrationen im Sommer deutlich höher als im Winter. Alle diese Gewässer zeigen einen auffälligen Peak im März 2003.

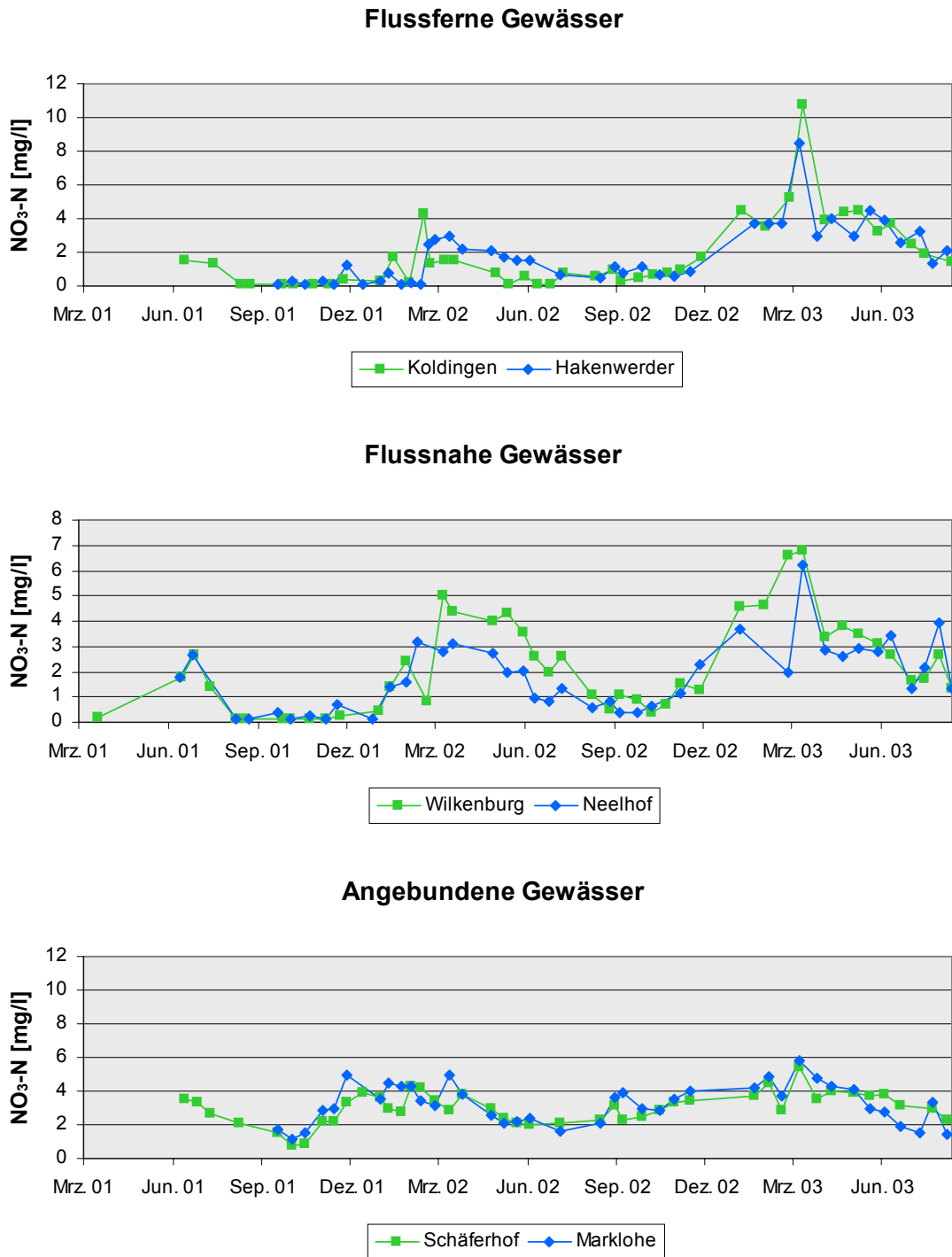


Abbildung 25: Verlauf der Nitrat-N Konzentration in flussfernen, flussnahen und angebundenen Untersuchungsgewässern

Die niedrigsten Konzentrationen traten im Winter 2001/02 auf. Dieser Winter war im Vergleich zum Folgejahr milder, Eisbedeckung trat nur für kurze Zeit auf. Der weitaus kältere Winter 2002/03 mit einer Eisbedeckung über mehrere Wochen führte möglicherweise zu einer weniger ausgeprägten Primärproduktion, so dass nicht die gesamten Stickstoffvorräte aufgebraucht wurden.

Im Hypolimnion der meisten Seen nahmen die Nitratkonzentrationen im Verlauf des Sommers ab, da Nitrat unter anaeroben Bedingungen durch Ammonifikation abgebaut wird. In den flussfernen und den angebundenen Seen sanken die Konzentrationen im Spätsommer mehrfach bis unter die Nachweisgrenze. In den flussnahen Gewässern waren dagegen sehr stark schwankende Nitratwerte im Hypolimnion zu beobachten, die während der Sommerstagnation keine deutliche Abnahme zeigten.

4.3.4 Phosphor

Phosphor ist einer der wichtigsten Makronährstoffe für Pflanzen. Seine besondere Bedeutung für die Ökologie von Stillgewässern der gemäßigten Zone liegt darin, dass er sehr leicht an Bodenpartikel gebunden werden kann und aus diesem Grund nur in relativ geringen Mengen in die Gewässer gelangt. Dadurch wird er oft zum limitierenden Faktor für die Primärproduktion und dadurch zur wichtigsten trophiesteuernenden Größe im Gewässer (SCHARF 1999).

Dabei ist zu unterscheiden zwischen der als Ortho-Phosphat vorliegenden und direkt pflanzenverfügbaren Fraktion (**S**oluble **R**eactive **P**hosphorus, SRP), und dem gesamten P-Pool des Gewässers, zu dem auch der bereits in die Biomasse inkorporierte Phosphor gehört (**T**otal **P**hosphorus, TP).

Je größer die Biomasse in einem Wasserkörper, desto größer ist auch die Differenz zwischen SRP und TP. Die folgende Grafik zeigt die Mittelwerte der gemessenen P-Konzentrationen für alle Seen. Es wird deutlich, dass mit dem Einfluss des Fließgewässers die P-Gehalte der Untersuchungsgewässer steigen.

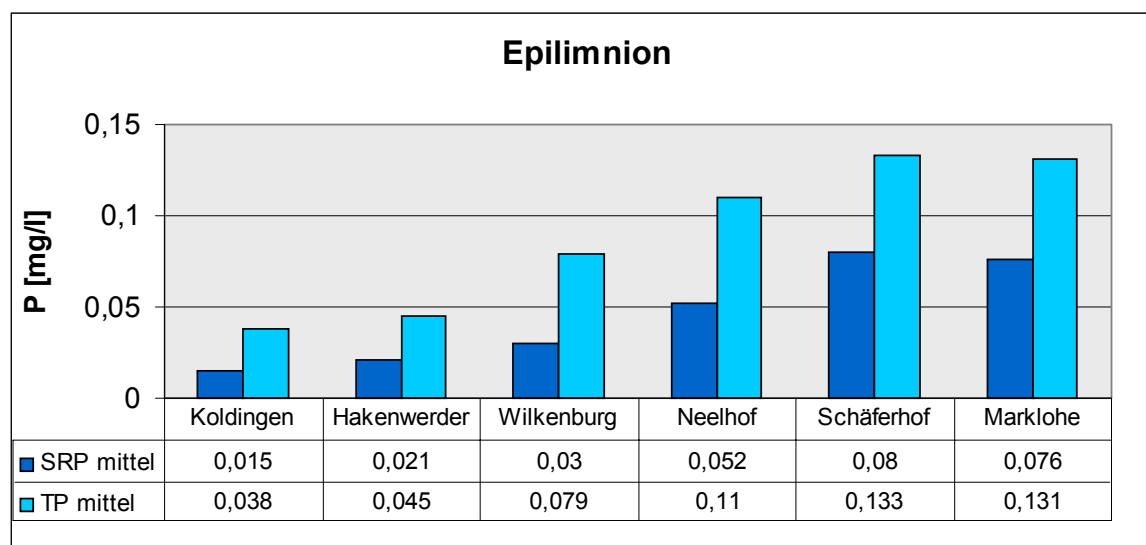


Abbildung 26: Mittlere epilimnische SRP (soluble reactive phosphorus)- und TP (total phosphorus)-Konzentration aller Seen im Vergleich

Die P-Konzentration wird häufig zur Trophieeinstufung eines Gewässers verwendet. Dabei werden unterschiedliche Werte verwendet, am häufigsten die TP-Konzentration während der Frühjahrszirkulation oder das TP-Jahresmittel.

Legt man die in Abbildung 26 gezeigte mittlere gemessene TP-Konzentration zugrunde, so ergibt sich nach verschiedenen Autoren eine unterschiedliche Trophiebewertung. Tabelle 6 ist die Einordnung nach den Systemen von LAWA (1998) und Vollenweider (OECD 1982) zu entnehmen.

Tabelle 6: Trophieklassen der Untersuchungsgewässer nach *LAWA (1998) und **OECD (1982), basierend auf der mittleren gemessenen TP-Konzentration

Gewässer	Koldingen	Hakenwerder	Wilkenburg	Neelhof	Schäferhof	Marklohe
Trophieklasse nach LAWA*	mesotroph	mesotroph	Eutroph 1	Eutroph 2	Eutroph 2	Eutroph 2
Trophieklasse nach OECD **	eutroph	eutroph	hypertroph	hypertroph	hypertroph	hypertroph

Bei beiden Bewertungssystemen fällt auf, dass die flussfernen Seen einer niedrigeren Trophieklasse zugeordnet werden müssen als die flussnahen und flussangebundenen Gewässer.

Der P-Pool eines Gewässers beinhaltet nicht nur den im Wasser gelösten und den in der Biomasse inkorporierten Phosphor, sondern auch die im Sediment enthaltenen Phosphate. Diese liegen in unterschiedlichen Fraktionen vor, von denen einige unter bestimmten Bedingungen resuspendiert und damit dem Kreislauf wieder zugeführt werden können. Besonders das Redoxpotential an der Sediment-Wassergrenze

spielt hierbei eine wichtige Rolle. Sinkt es infolge niedriger Sauerstoffkonzentrationen, so wird Phosphor in großen Mengen freigesetzt (BOSTRÖM et al. 1982). Dies war in allen Gewässern während der Sommerstagnation zu beobachten. Abbildung 27 zeigt die Verläufe der TP-Konzentrationen im Epi- und Hypolimnion (ca. 0,5 m über dem Grund gemessen).

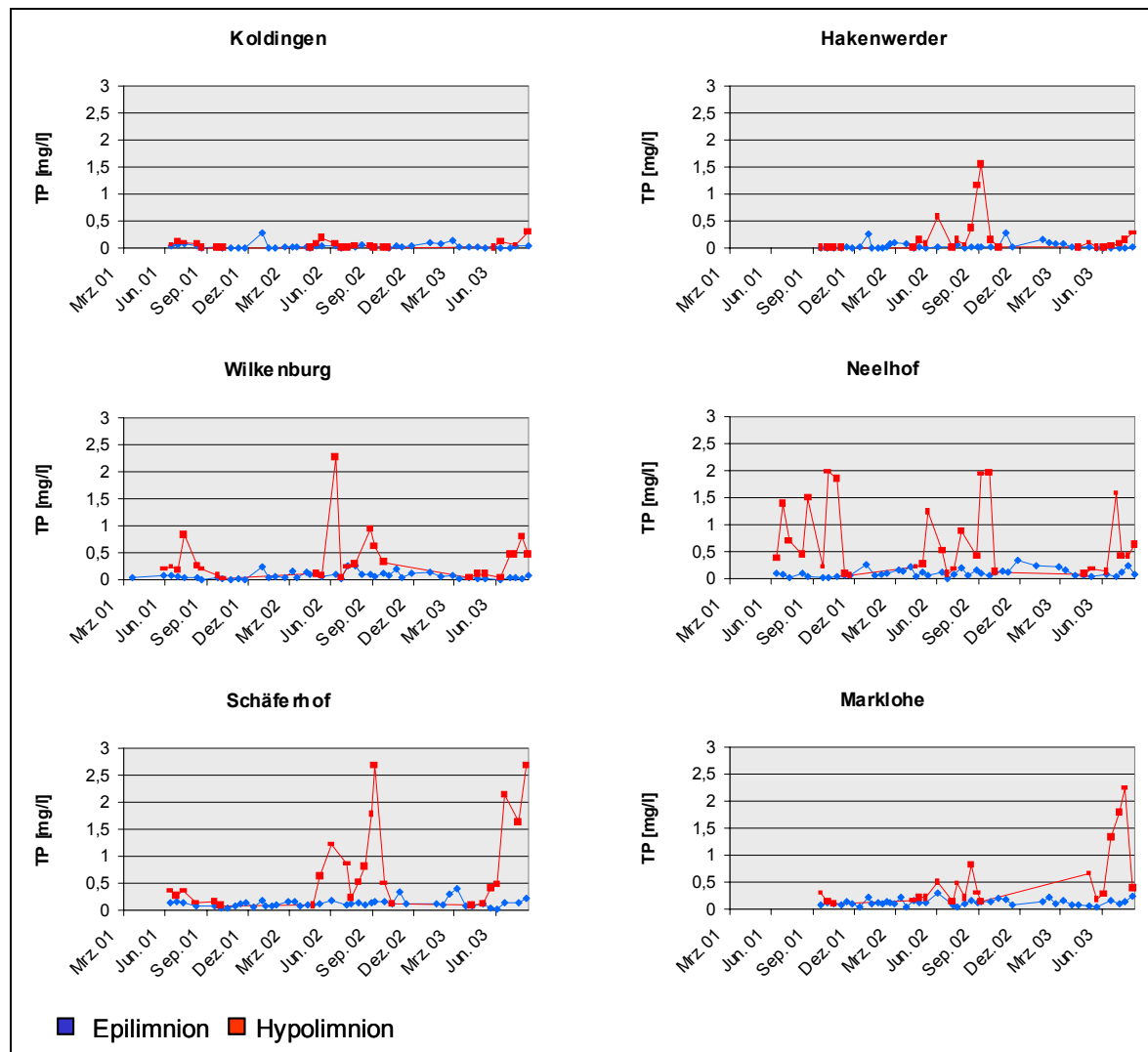


Abbildung 27: Verlauf der epi- und hypolimnischen TP (total phosphorus)-Konzentration aller Seen im Untersuchungszeitraum

Während der Stagnationsphase stieg in allen Seen der TP-Gehalt im Hypolimnion an. Besonders deutlich zeigte sich dies bei den flussnahen und angebundenen Gewässern. In Koldingen war aufgrund der relativ instabilen Schichtung nur ein leichter Anstieg zu verzeichnen.

In Abbildung 28 sind die mittleren sommerlichen TP-Konzentrationen des Hypolimnions im Vergleich zu den epilimnischen Mittelwerten aufgeführt.

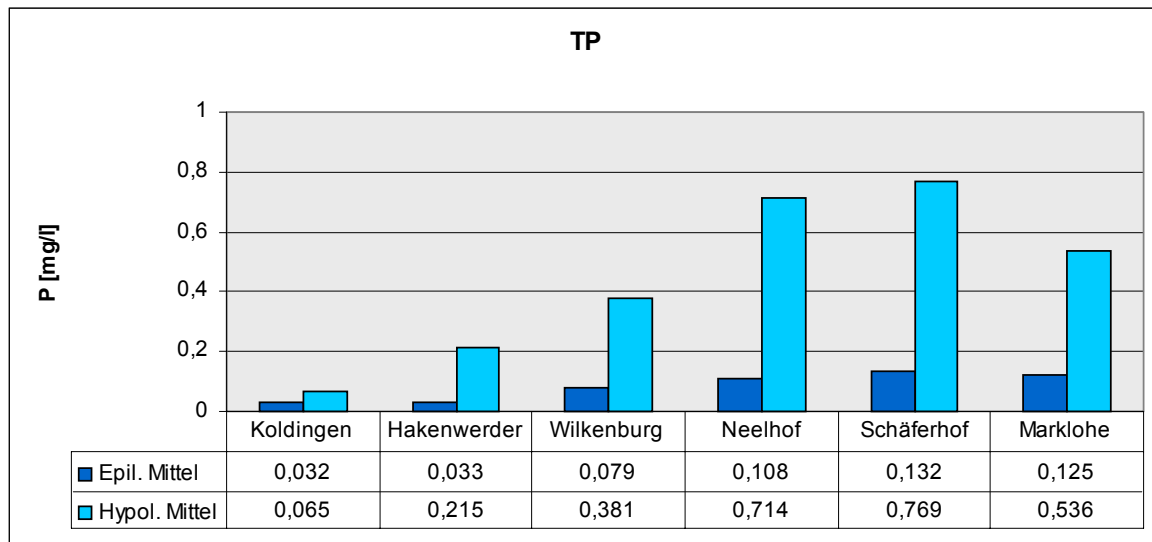


Abbildung 28: Mittlere epi- und hypolimnische TP(Total Phosphorus)-Konzentration aller Seen im Vergleich

Die Anreicherung von Phosphor in den tiefen Wasserschichten war im Neelhof und im Schäferhof am stärksten. Mit Ausnahme von Marklohe ist ein Ansteigen der Werte mit steigendem Einfluss des Fließgewässers zu verzeichnen.

4.3.5 Eisen

Eisen kommt in Stillgewässern in wesentlich geringeren Konzentrationen vor als z.B. Phosphor und Stickstoff. Es wird relativ selten zum limitierenden Faktor. Abbildung 29 zeigt, dass im Epilimnion mittlere Konzentrationen zwischen 0,044 mg/l (KO) und 0,194 mg/l (ML) gemessen wurden. Diese Werte sind relativ hoch und sprechen für eine ausreichende Eisenversorgung der Pflanzen. Dass zeitweise die Konzentrationen unter der Nachweisgrenze lagen, widerspricht dem nicht, da diese mit 0,04 mg/l relativ hoch lag. Bei solchen Werten ist eine Limitation der Primärproduktion durch Eisen noch nicht anzunehmen.

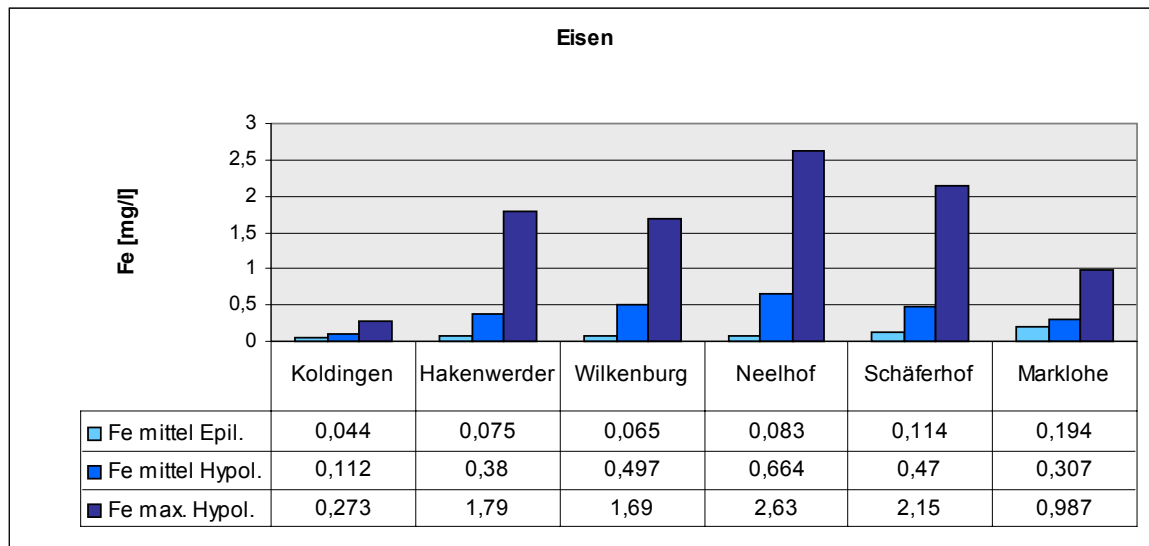


Abbildung 29: Mittlere epilimnische, mittlere hypolimnische sowie maximale hypolimnische Fe-Konzentration aller Seen im Vergleich

Interessant sind die deutlich erhöhten Eisenkonzentrationen im Hypolimnion. Unter aeroben Bedingungen bildet Eisen mit Phosphor Komplexe, die im Sediment festgelegt werden. Bei geringeren Redoxpotentialen während der anaeroben Phase der Sommerstagnation werden diese Komplexe aufgelöst und sowohl Eisen als auch Phosphor in großen Mengen freigesetzt (Internal Loading, SCHARF 1999). Dieser Vorgang ist für die hohen hypolimnischen Konzentrationen verantwortlich.

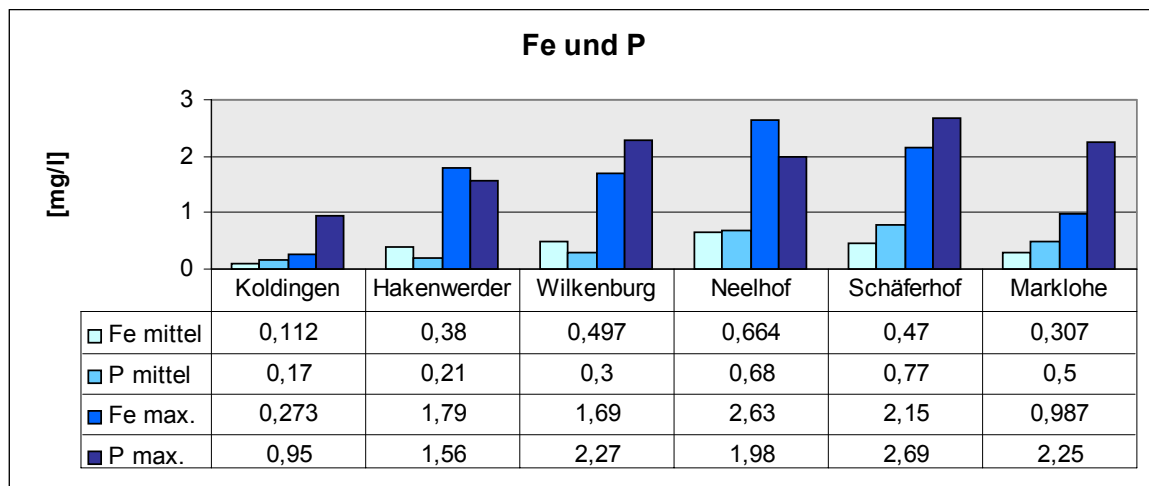


Abbildung 30: Vergleich zwischen mittlerer und maximaler Fe- und TP (total phosphorus)-Konzentration aller Seen

4.4 Rücklösung

Die Versuche zur Rücklösung von Phosphor aus dem Sediment wurden durchgeführt, um die potentiell mögliche Freisetzung dieses für die Produktionsbiologie entscheidenden Stoffes zu quantifizieren.

Die Ergebnisse der einzelnen Versuchsreihen unterschieden sich vor allem in den Gewässern Neelhof und Schäferhof sehr deutlich. In diesen beiden Seen waren die Rücklöseraten bei der ersten Reihe (Mai 2002) höher als bei der im Oktober während der Herbstzirkulation entnommenen zweiten Charge. Am höchsten waren die Rücklöseraten im Mai 2003. An diesem Termin wurden die Proben nach Ausbildung der Sommerstagnation genommen, während die anderen beiden Versuchsreihen vor bzw. nach der Stagnationsphase durchgeführt wurden.

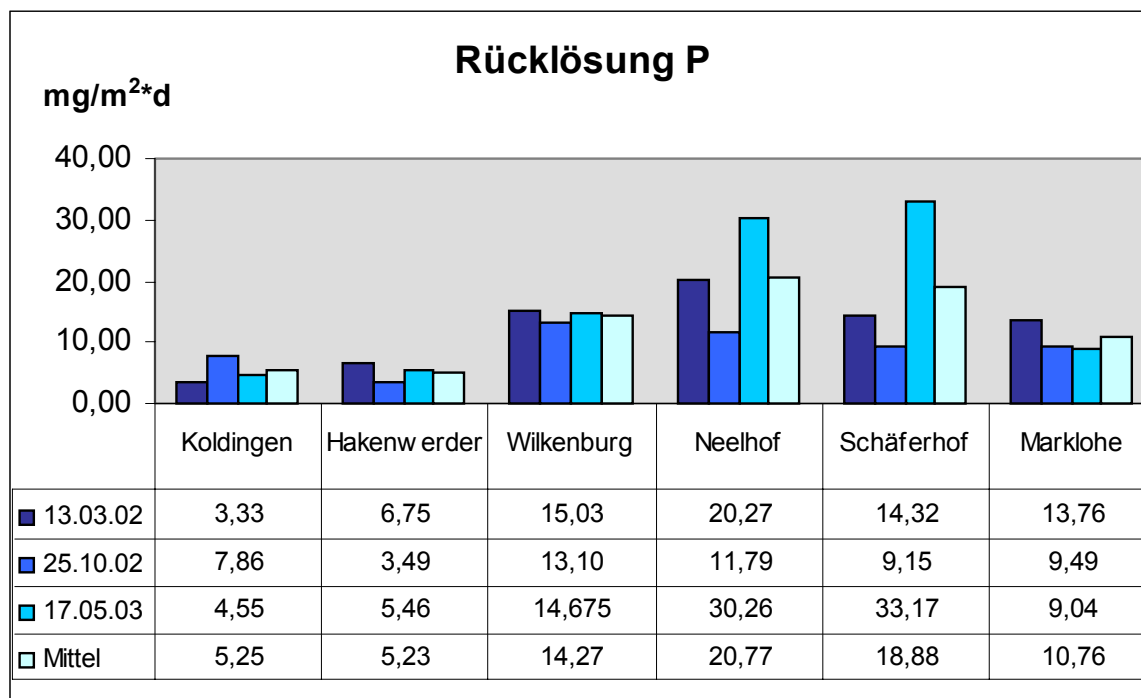


Abbildung 31: Ergebnisse der Versuchsreihen zur Rücklösung von Phosphor aus Sedimentkernen

In Abbildung 31 ist deutlich die Gruppe der flussfernen Seen abzugrenzen, hier waren die Rücklöseraten vergleichsweise gering. Die durchschnittlichen Raten in den anderen Seen waren deutlich höher, besonders die Gewässer Neelhof und Schäferhof mit den massiven Unterschieden zwischen den einzelnen Versuchsansätzen zeigten auch die höchsten Durchschnittswerte.

4.5 Berechnung der P-Bilanzen

Die Protokolle zur Berechnung der potentiellen Nährstoffeinträge und der Trophie nach seebeckenmorphometrischen Kenngrößen finden sich im Anhang.

Abbildung 32 zeigt die laut Berechnung potentiell mögliche und die tatsächliche mittlere TP-Konzentration in den Gewässern.

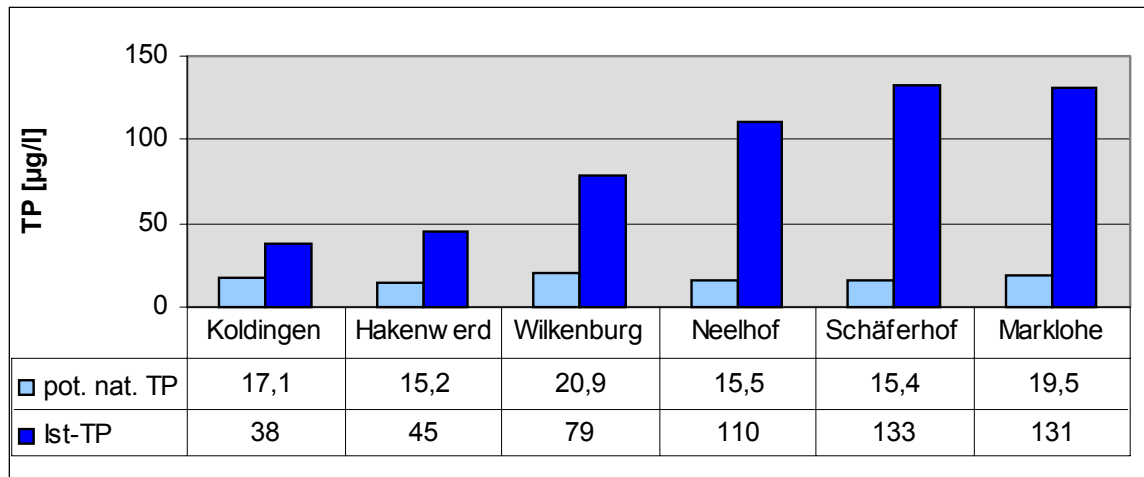


Abbildung 32: Vergleich zwischen potentiell natürlichen und tatsächlichen TP (total phosphorus)-Konzentrationen aller Seen

In allen Seen lag die tatsächliche TP-Konzentration deutlich über den errechneten Werten. Besonders ausgeprägt waren die Differenzen erwartungsgemäß bei den stark vom Fließgewässer beeinflussten, also den flussnahen und den angebundenen Seen. Hier liegen die tatsächlichen Werte um das vier- bis sechsfache über den Rechenwerten.

Die Gründe hierfür werden deutlich, wenn man die potentiell natürlichen P-Einträge mit den Einträgen durch Hochwasser vergleicht (Abbildung 33). Bei den flussfernen Seen zeigen diese Werte in etwa die gleiche Größenordnung wie der potentiell natürliche Eintrag, während bei den flussnahen Gewässern die Hochwasserwerte um etwa das Fünffache über diesem liegen. Die flussangebundenen Seen können bei einer solchen Berechnung nicht berücksichtigt werden, da hier die TP-Konzentrationen praktisch ausschließlich durch den Fluss gesteuert sind und keine einzelnen Überschwemmungen abgegrenzt werden können.

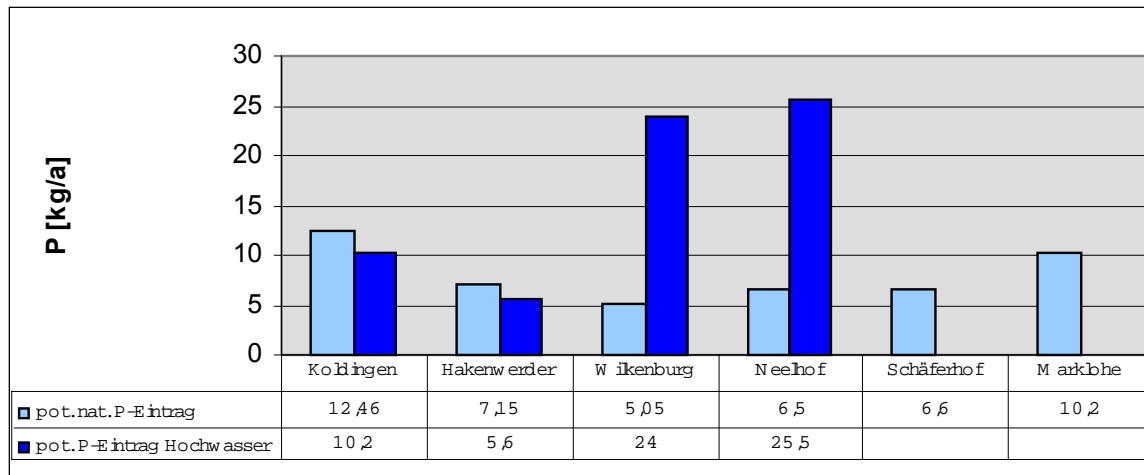


Abbildung 33: Vergleich des potentiell natürlichen Phosphor-Eintrages und des Eintrages durch Hochwasser für die flussnahen und flussfernen Seen

Rechnet man beide Werte, also den potentiell natürlichen und den Hochwassereintrag, zusammen, so ergibt sich ein P-Eintrag, der relativ gut die tatsächliche Situation der Gewässer widerspiegelt. Tabelle 7 zeigt die zu erwartenden mittleren TP-Konzentrationen, wenn man bei der Berechnung nach LAWA-Schema beide Werte einrechnet. Die zu erwartenden TP-Konzentrationen liegen in derselben Größenordnung wie die tatsächlich gemessenen. Dies bedeutet, dass der P-Haushalt der Gewässer durch ein Zusammenspiel von Flächeneintrag (Berücksichtigt im pot. nat. Eintrag) und Hochwassereintrag mit ausreichender Genauigkeit abgeschätzt werden kann.

Tabelle 7: Potentielle TP (total phosphorus)-Konzentration unter Einbeziehung von potentiell natürlichem Eintrag und Hochwassereintrag

	Koldingen	Hakenwerder	Wilkenburg	Neelhof
Pot. TP-Konzentration aus Fläche u. Hochwasser	31,2	27,1	120	76,3

Auch bei den Sichttiefen (Abbildung 34) zeigt sich, dass der tatsächliche Zustand der Seen sich von dem durch ihre Morphometrie zu erwartenden unterscheidet. Wiederum werden die Unterschiede bei den flussnahen und angebundenen Gewässern besonders deutlich.

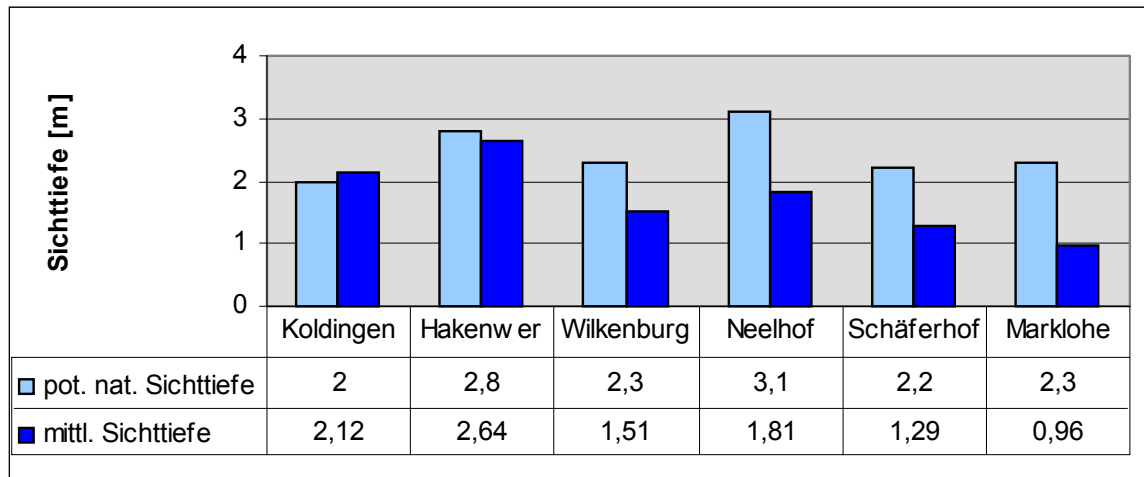


Abbildung 34: Vergleich zwischen potentiell natürlicher und tatsächlicher Sichttiefe

Bei den Seen Schäferhof und Marklohe muss allerdings die Trübung durch Schwebstoffe mit berücksichtigt werden, so dass die Aussagen zu diesen Gewässern mit einer Unsicherheit behaftet sind.

4.6 Makrophyten

Unter dem Sammelbegriff Makrophyten sind im Folgenden sowohl Röhrichtbestände am Ufer als auch Vertreter der Schwimmblattzone und submers wachsende Formen zusammengefasst. Berücksichtigt wurde der Bereich des Eu- und Sublitorals. Vertreter des Supralitorals sowie des näheren Umfeldes sind nicht berücksichtigt, Informationen hierzu finden sich in den Beschreibungen der einzelnen Untersuchungsgewässer (3.2). Die meisten Makrophytenbestände zeigten keine deutlichen Veränderungen während der beiden Untersuchungsjahre. Wo dennoch Abweichungen vom Vorjahr beobachtet wurden, ist dies im Text beschrieben.

Makrophyten konnten zwar an oder in allen untersuchten Gewässern nachgewiesen werden, es zeigten sich allerdings deutliche Unterschiede sowohl bei der Artenzusammensetzung als auch bei der Abundanz der einzelnen Arten.

Die Seen Wilkenburg und Schäferhof zeigten die geringsten Makrophytenvorkommen. In beiden Gewässern konnten an einzelnen Stellen *Typhoides arundinacea* und *Typha latifolia* in räumlich eng begrenzten Vorkommen (Ausdehnung der Einzelbestände unter 10 m²) beobachtet werden. Am Schäferhof kam in der Nähe der Baustelle noch ein einzelner etwas ausgedehnterer Bestand von *Typha latifolia* hinzu (ca. 30 m²). Aufgrund der geringen Gesamtausdehnung dieser Bestände erübrigt sich eine grafische Darstellung. Submerse Makrophyten konnten für diese beiden Gewässer nicht nachgewiesen werden.

In Marklohe fanden sich ebenfalls *Typhoides*, *Typha latifolia* sowie *Phragmites australis*, allerdings waren hier die *Phragmites*-Bestände relativ ausgedehnt und säumten einen bedeutenden Anteil der Uferlinie. Die Wuchsform war hier besonders zum offenen Wasser hin horstartig.



Abbildung 35: Makrophyten in Marklohe. Emerse Makrophytenbestände sind dunkelgrün dargestellt, Erläuterungen im Text

Im Frühjahr und Frühsommer 2003 konnte im südlichen Abschnitt des Sees vereinzelt *Potamogeton spec.* nachgewiesen werden, dieser Bestand verschwand jedoch im Laufe des Sommers. Im Frühjahr und Sommer 2002 konnten keine submersen Makrophyten nachgewiesen werden.

In Hakenwerder konnten emerse Bestände von *Typhoides* und *Typha latifolia* nur vereinzelt am Süd- und Ostufer nachgewiesen werden. Im Nordteil des Gewässers war im Flachwasserbereich ein etwas ausgedehnterer Bestand von *Phragmites australis* zu beobachten, auch im südöstlichen Bereich des Sees fanden sich *Phragmites*-Bestände, die sich besonders im Sommer 2003 gut entwickelten. Wie in Marklohe war ein horstartiges Wachstum zu erkennen, allerdings war diese Wuchsform

hier weniger stark ausgeprägt. Im Nordteil des Sees konnte ein ca. 20 m² bedeckender Bestand von *Nymphaea alba* kartiert werden.



Abbildung 36: Makrophyten in Hakenwerder. Emerse Makrophytenbestände sind dunkelgrün, submers hellgrün dargestellt. Erläuterungen im Text

Submers wurden besonders am Ost- und Westufer teilweise sehr dichte Bestände von *Elodea canadensis* nachgewiesen. Diese reichten stellenweise bis in Tiefen von ca. 2 m. Sie fehlten vor allem in Bereichen mit zu starker Beschattung durch Weidengebüsche und bei zu steil abfallender Uferböschung.

Am Neelhof konnten Röhrichtbestände fast ausschließlich am Nordufer in der ehemaligen Einspülzone beobachtet werden. Dominierend war hier *Typha latifolia*, vereinzelt kam *Typhoides* vor, *Phragmites australis* fehlte vollständig. Am Nord- und Ostufer konnten daneben besonders an Vertrittstellen, die frei von Gehölzvegetation waren, einzelne kleine *Typhoides*-Bestände (Ausdehnung unter 2 m²) kartiert werden.

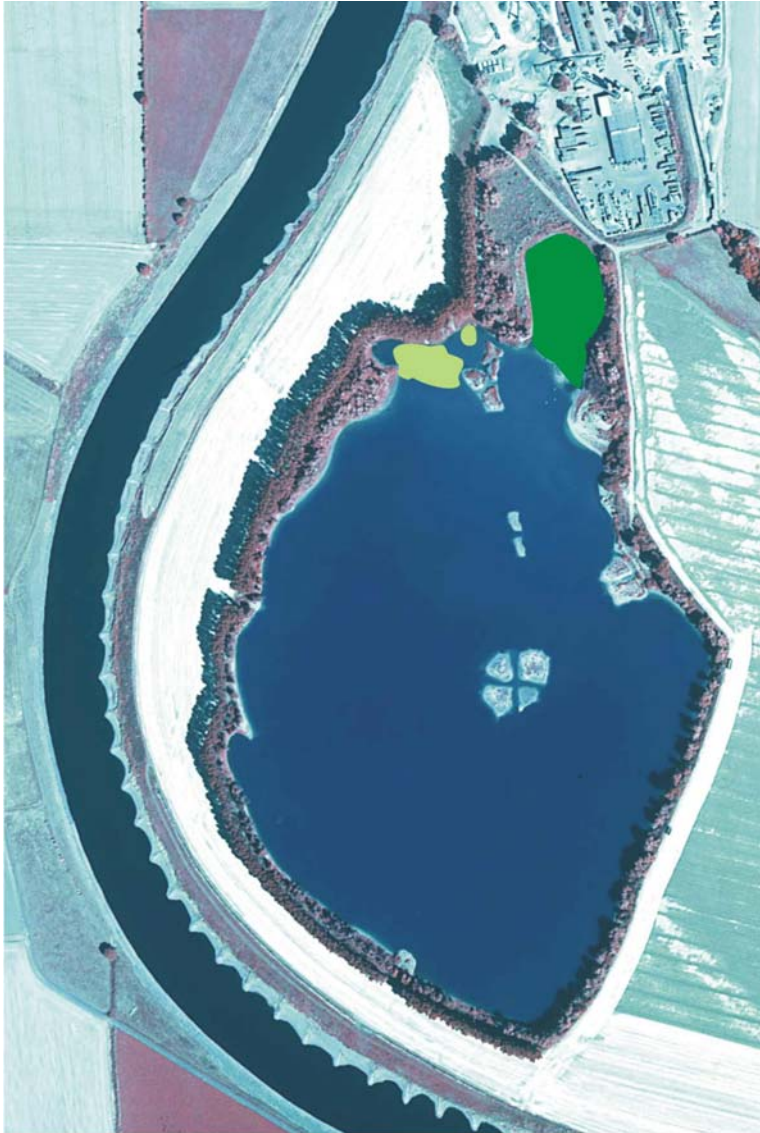


Abbildung 37: Makrophyten am Neelhof. Emerse Makrophytenbestände sind dunkelgrün, submerse hellgrün dargestellt. Erläuterungen im Text

In der Flachwasserzone im Norden des Gewässers befand sich ein ca. 20 m² umfassender Bestand von *Nymphaea alba*, der nach mündlicher Aussage von Mitgliedern des ansässigen Angelvereines angepflanzt wurde. Ebenfalls schwerpunktmäßig im Nordteil kamen *Elodea canadensis* sowie *Potamogeton spec.* vor. Der restliche Uferbereich erwies sich als frei von submersen Makrophyten. Der Anteil der Makrophytendominierten Fläche an der Gesamtausdehnung des Gewässers lag bei ca. 5%.

Die Bestände an emersen Makrophyten beschränkten sich in Koldingen auf sehr vereinzelte kleine Bestände von *Typhoides arundinacea* und *Typha latifolia*. Diese Bestände waren auf Vertrittstellen (illegale Badestellen) beschränkt, an denen die Uferlinie nicht mit Gehölzen bewachsen war.



Abbildung 38: Makrophyten in Koldingen. Submerse Makrophytenbestände sind hellgrün dargestellt. Erläuterungen im Text

Dagegen zeigte der See von allen untersuchten Gewässern die ausgeprägtesten Bestände an submersen Makrophyten. In großen Bereichen der flacheren Wasserzonen konnten *Elodea canadensis*, *Potamogeton lucens*, *Potamogeton filiformis*, *Potamogeton spec.*, *Polygonum amphibum* sowie *Rumex aquaticus* nachgewiesen werden. *Elodea* war dabei auf sehr flache Uferbereiche bis max. 1,5 m Tiefe beschränkt und kam fast ausschließlich am Nord- und Ostufer vor, während der große Flachwasserbereich im Westen von den verschiedenen *Potamogeton*-Spezies dominiert wurde. Bemerkenswert ist, dass große Bereiche trotz der geringen Wassertiefe frei von submerser Vegetation waren. Bei einer Untersuchung mit dem Bodengreifer konnte im südlichen Teil des Sees bei etwa sechs Meter Tiefe *Chara spec.* nachgewiesen werden. Da weitere Nachweise aber nicht gelangen, muss von einem räumlich eng begrenzten Bestand ausgegangen werden. Insgesamt waren ca. 15% der Gewässerfläche makrophytendominiert.

4.7 Makrozoobenthos

Eine vollständige Artenliste mit den jeweiligen Fundorten befindet sich im Anhang. Ebenfalls im Anhang ist eine Liste mit Anmerkungen zur Verbreitung und Ökologie der einzelnen Arten enthalten. Diese Angaben entstammen der jeweils angegebenen Literatur, einige sind aus mehreren Literaturstellen zusammengefasst.

Es konnten insgesamt 141 Arten des Makrozoobenthos nachgewiesen werden, wobei die Verteilung dieser Arten auf die einzelnen Untersuchungsgewässer deutliche Unterschiede erkennen ließ.

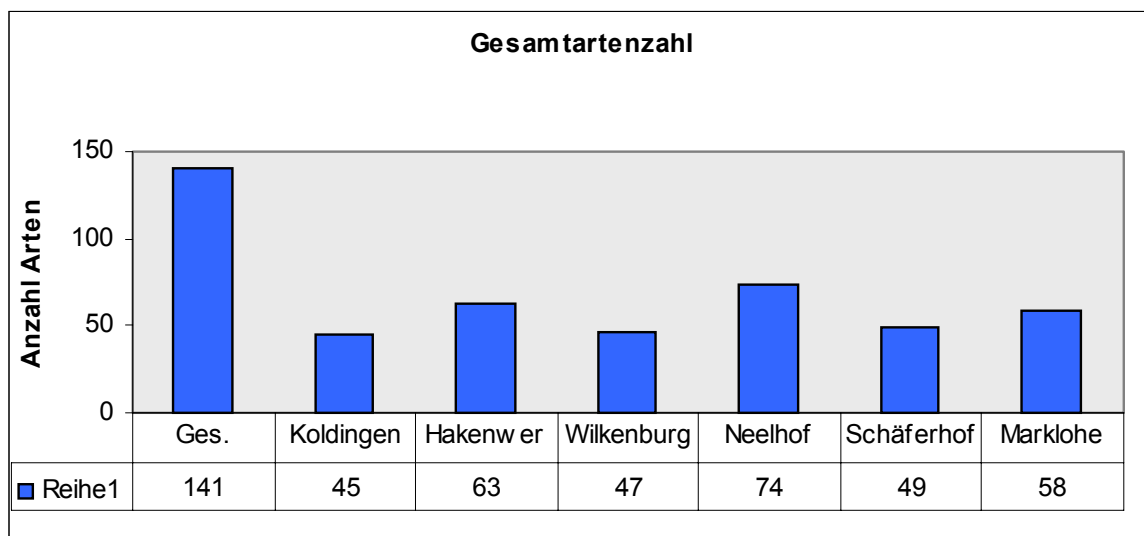


Abbildung 39: Anzahl der in den Gewässern nachgewiesenen Arten im Vergleich

Mit 74 Arten zeigte der Neelhof die höchste Diversität, gefolgt von Hakenwerder und Marklohe. Die Seen Schäferhof, Wilkenburg und Koldingen beherbergten im Vergleich dazu eher geringe Artenzahlen. Auf die unterschiedliche Anzahl der Beprobungen ist dieses Ergebnis wahrscheinlich nicht zurückzuführen, da gerade der Schäferhof mit acht Terminen eines der am häufigsten beprobten Gewässer war. Hinzu kommt, dass bei den letzten Beprobungen kaum noch neue Arten nachgewiesen werden konnten. Ein direkter Zusammenhang zwischen dem Artenreichtum und den zu untersuchenden Parametern Hochwassereinfluss, Flussanbindung, Trophie und Morphologie ist nicht zu erkennen.

In allen Seen waren die Gastropoda die dominierende Gruppe hinsichtlich der Individuenzahl und Biomasse, gefolgt von Crustacea und Insecta. Letztere wiesen die bei weitem höchste Diversität auf, in den untersuchten Gewässern stellten sie etwa die Hälfte aller Arten.

Vergleicht man die Anzahl der jeweils in den Seen angetroffenen Gastropoda (Abbildung 40), so sind die Unterschiede relativ gering. Fünf Arten (20 % der Gesamtgastropodenzahl) konnten in jedem der Gewässer nachgewiesen werden. Es handelt sich dabei um typische Stillgewässerubiquisten wie z.B. *Bithynia tentaculata*, *Potamopyrgus antipodarum* und *Radix ovata*. Diese drei Arten trugen durch ihr häufiges Auftreten auch den größten Anteil zur Biomasse bei. Die einzige als rheobiont eingestufte Art, *Ancylus fluviatilis*, konnte nur in den flussangebundenen Seen beobachtet werden.

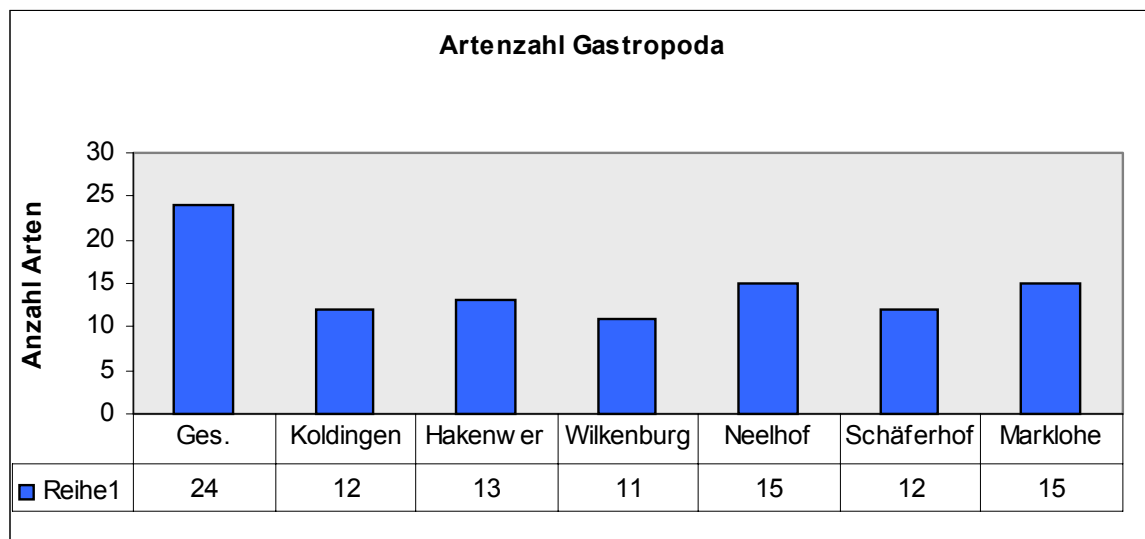


Abbildung 40: Anzahl der nachgewiesenen Gastropoden-Arten im Vergleich

Auch die Arten, die nur in einigen der Gewässer vorkamen, sind als Ubiquisten beschrieben, fast alle bevorzugen stehende oder langsam fließende Gewässer und sind entweder als phyto- oder lithophil anzusehen (siehe Liste zur Ökologie und Literaturangaben im Anhang).

Ein großer Teil der angetroffenen Gastropoden (15 von 23 Arten) gilt laut Literaturangaben als typisch für Altwässer und andere Auengewässer. Allerdings sind diese Arten meist auch als phytophil beschrieben, was ihr Vorkommen in den makrophytenarmen Seen Wilkenburg und Schäferhof bemerkenswert macht. Neozoen aus der Klasse der Gastropoda (z.B. *Physella acuta* und *P. heterostropha*) kamen in allen Gewässern vor.

Die einzigen in der Literatur als sauerstoffbedürftig und deshalb durch Eutrophierung bedroht eingestuft Arten *Physa fontinalis* und *Valvata piscinalis* konnten auch in den stärker eutrophierten Gewässern nachgewiesen werden. *Physa fontinalis* wurde in Wilkenburg und Koldingen, *Valvata piscinalis* in allen Seen beobachtet.

Bei der Zusammensetzung der Crustaceenfauna (Abbildung 41) zeigten sich sehr deutliche Unterschiede zwischen den Gewässern. Die Gesamtartenzahl war für die flussangebundenen Gewässer deutlich erhöht, sieben Arten konnten nur hier nachgewiesen werden. Alle diese Arten gehören zur Gruppe der Neozoen und breiten sich entlang der Flüsse in Deutschland aus. Es handelt sich um die Gammariden *Coprophium curvispinum* und *Dikerogammarus villosus*, die Garnelen *Atyaephyra desmarestii*, *Hemimysis anomala* und *Neomysis integer* sowie die Wollhandkrabbe *Eriocheir sinensis* und den aus Nordamerika stammenden Flusskrebs *Oronectes limosus*. Bis auf einen Einzelfund von *Hemimysis anomala* konnten diese Arten in keinem der vom Fluss getrennten Gewässer nachgewiesen werden, obwohl durch Hochwässer sicherlich die Voraussetzungen zur Einwanderung gegeben wären.

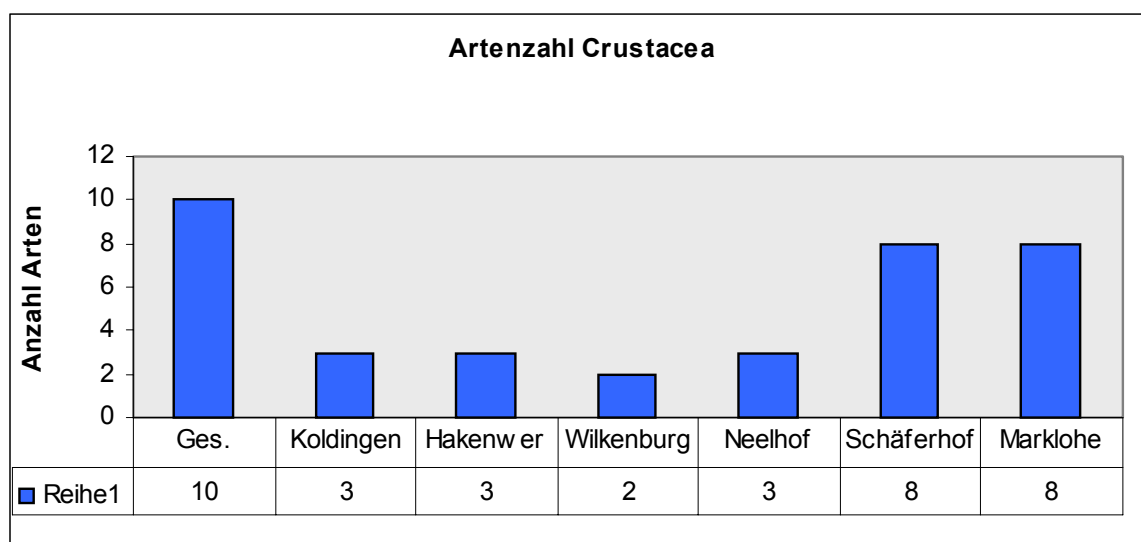


Abbildung 41: Anzahl der nachgewiesenen Crustaceen-Arten im Vergleich

Als einzige Art der Crustacea konnte die allgemein weit verbreitete Wasserassel *Asellus aquaticus* in allen Gewässern nachgewiesen werden. Hinzu kamen in den nicht angebotenen Seen nur noch die Gammariden *Gammarus roeseli* und *G. tigrinus*. Die als limnophil beschriebene Art *Gammarus roeseli* fehlte in den flussangebundenen Seen.

Die größten Unterschiede zwischen den Gewässern waren bei der Zusammensetzung der Insektenfauna zu beobachten. Hier stach der Neelhof mit 46 Arten besonders hervor, gefolgt von Hakenwerder mit 37 Arten. Dies waren auch die Gewässer mit den vielfältigsten Makrophytenbeständen, nur hier waren Röhricht, Schwimmblattzone, submerse Bestände und Weidengebüsche mit dichtem Wurzelgeflecht

vorhanden. Die geringste Artenzahl wurde im sehr makrophytenarmen Gewässer Schäferhof nachgewiesen.

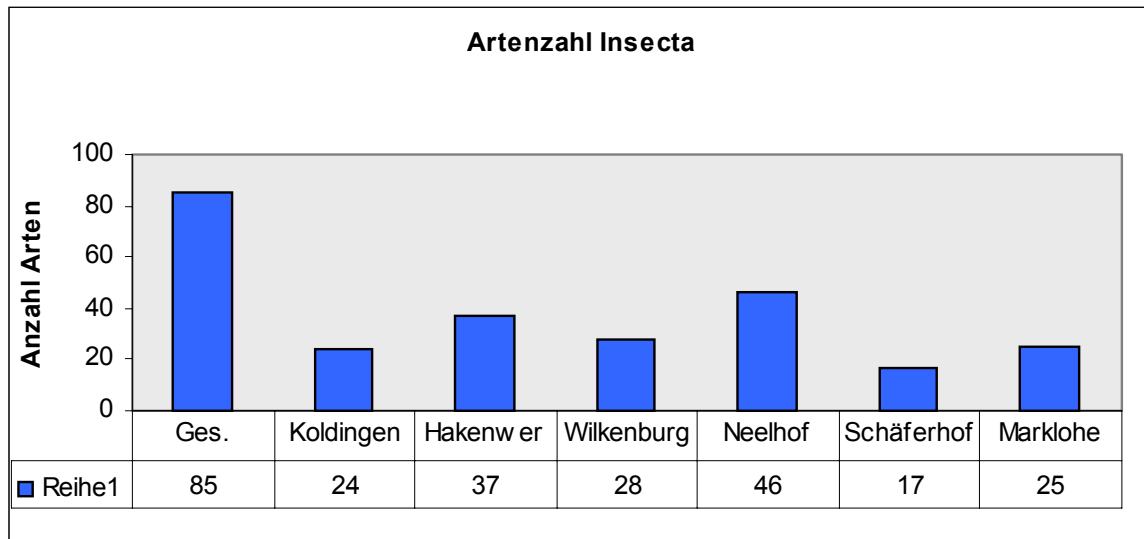


Abbildung 42: Anzahl der nachgewiesenen Insektenarten im Vergleich

Bei der systematischen Zusammensetzung der Insektenfauna (Abbildung 42) fällt auf, dass die Ephemeropteren in den flussangebundenen Gewässern nur mit zwei Arten vertreten waren, im Gegensatz dazu fanden sich in den nicht angebundenen Gewässern jeweils 4 oder 5 Arten. Am häufigsten wurde *Caenis robusta* angetroffen, diese Art fehlte nur im Schäferhof.

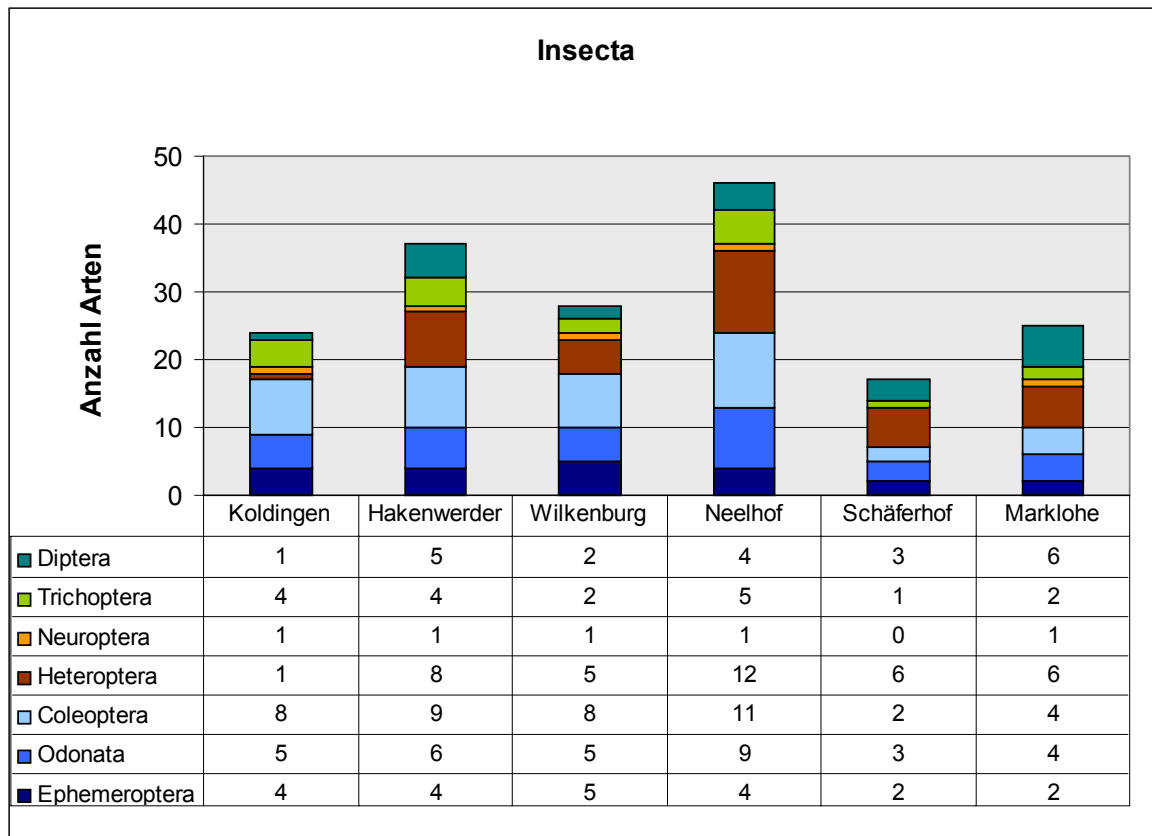


Abbildung 43: Systematische Zusammensetzung der Insektenfauna der Untersuchungsgewässer, Artenzahlen der jeweiligen Taxa.

Bei den Odonata zeigte der Neelhof mit 9 Arten die höchste Diversität, die flussangebundenen Gewässer beherbergten nur 3 - 4 Arten. Eine dieser Arten war *Calopteryx splendens*, eine typische Fließgewässerart, die nur am Schäferhof nachgewiesen werden konnte.

Die meisten beobachteten Odonaten sind als Stillgewässerubiquisten anzusehen, von *Calopteryx* abgesehen, kamen keine Fließgewässerarten vor, auch typische Vertreter für oligotrophe oder dystrophe Gewässer fehlten erwartungsgemäß. Ein möglichst vielfältiges Strukturangebot durch Weidenwurzeln und Makrophyten scheint für die Libellen in den Untersuchungsgewässern ausschlaggebend zu sein.

Bemerkenswert war der Nachweis von *Ceragrion tenellum* am Neelhof, diese ursprünglich mediterrane und in Deutschland seltene Art bevorzugt normalerweise Quellbereiche, kommt aber z.B. am Bodensee auch in größeren Stillgewässern vor. Durch die große Reichweite adulter Odonaten sind Einzelfunde von Larven in eigentlich wenig geeigneten Gewässern immer wieder möglich, jedoch nicht unbedingt aussagekräftig (DREYER 1986). Dass im Neelhof eine stabile Population von *C. tenellum* existiert ist unwahrscheinlich.

Bei den nachgewiesenen Coleopteren handelt es sich ausnahmslos um relativ weit verbreitete und gegenüber Wasserqualität und Strukturangeboten anspruchslose Arten. Neun der vorgefundenen Arten werden als typisch für Altarme und Auengewässer beschrieben, immerhin fünf Arten scheinen typisch für Abgrabungsgewässer zu sein. Die meisten Arten konnten in submersen Makrophytenbeständen und Weidenwurzeln nachgewiesen werden, woraus sich auch die geringe Diversität in den relativ strukturarmen flussangebundenen Gewässern erklärt.

Insgesamt vier Arten der Gattung *Haliphus* konnten nicht sicher bis zur Art bestimmt werden, über die ökologischen Ansprüche dieser Tiere sind daher keine genauen Angaben vorhanden.

Bei den Heteroptera fällt auf, dass in Koldingen trotz des eigentlich ausreichenden Strukturangebotes nur eine einzige Art, *Nepa cinerea*, nachgewiesen werden konnte. Im Neelhof traten dagegen 12 Arten auf. Auch hier handelte es sich größtenteils um anspruchslose Ubiquisten. Ausnahmen sind die beiden *Micronecta*-Arten *M. poweri* und *M. scholtzi*, die laut MACAN (1965) sandigen oder steinigen Untergrund bevorzugen, laut BERNHARDT (1992) aber auch im Phytal auftreten. *Micronecta scholtzi* konnte in allen Gewässern mit Ausnahme von Koldingen in Pflanzenbeständen oder über detritusreichen Feinsedimenten nachgewiesen werden.

Alle nachgewiesenen Trichopteren mit Ausnahme von *Molanna angustata* besiedeln pflanzenreiche Gewässer aller Art, was die geringen Artenzahlen in Wilkenburg, Schäferhof und Marklohe erklärt. *Molanna angustata* konnte nur in Hakenwerder an der Steinschüttung am Ostufer beobachtet werden.

4.8 Ichthyofauna

Insgesamt konnten im Rahmen der Untersuchungen 20 Fischarten nachgewiesen werden, davon 18 als 0+-Jugendstadien. Dies ist ein Anteil von etwa 50% an der aus dem gesamten Einzugsgebiet der Weser einschließlich der Stillgewässer bekannten Gesamtartenzahl (NLÖ 1993). Für Werra sowie Ober- und Mittelweser ohne ihre Einzugsgebiete wurden von THIEL (1998) nur 20 Arten nachgewiesen, wobei sich diese Liste zu einem großen Teil (16 Arten) mit den im Rahmen der vorliegenden Untersuchung nachgewiesenen Fischen deckt.

In der folgenden Tabelle 8 sind alle als Jungfische in den Untersuchungsgewässern nachgewiesenen Arten aufgeführt. Die Arten sind nach Familien geordnet und innerhalb der Familien alphabetisch aufgeführt. In den folgenden Spalten findet sich die in dem jeweiligen See während des gesamten Untersuchungszeitraumes gefangene

Individuenanzahl. Hierbei muss berücksichtigt werden, dass aus den genannten Zahlen nur tendenziell auf die Häufigkeit im untersuchten Gewässer geschlossen werden kann, da die Probennahmen unter sehr unterschiedlichen Bedingungen (Bewuchs am Ufer, Netzzuglänge, Wassertiefe, Zufallsfaktor usw.) stattfanden (siehe Methodendiskussion unter 5.7.1).

Arten, die nach der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie oder der Einschätzung des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie (NLÖ 1993) als gefährdet gelten (mindestens Rote Liste Anhang 3, gefährdet) sind gelb unterlegt.

Die letzte Spalte zeigt die Strömungspräferenzen der einzelnen Arten nach Literaturangaben (SCHIEMER 1988).

Tabelle 8: Arten und Anzahl der als juvenile in Schäferhof (SH), Marklohe (ML) und Hakenwerder (HW) nachgewiesenen Fische, Strömungspräferenz der einzelnen Arten. Gefährdete und geschützte Arten sind gelb unterlegt.

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	SH	ML	HW	Strömungspräferenz
<i>Esox lucius</i>	Hecht		1	1	Indifferent
<i>Abramis björkna</i>	Güster	4	12		Indifferent
<i>Abramis brama</i>	Brassen	688	115	123	Indifferent
<i>Alburnus alburnus</i>	Laube/Ukelei	126	51	45	Indifferent
<i>Aspius aspius</i>	Rapfen	6	14		Rheophil
<i>Carassius carassius</i>	Karassche			1	Limnophil
<i>Gobio gobio</i>	Gründling	20	12		Rheophil
<i>Leuciscus cephalus</i>	Döbel	58	55		Rheophil
<i>Leuciscus idus</i>	Aland	1	111		Rheophil
<i>Leuciscus leuciscus</i>	Hasel	139	174		Rheophil
<i>Rutilus rutilus</i>	Plötze	676	624	12	Indifferent
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Rotfeder	10			Limnophil
<i>Vimba vimba</i>	Zährte	81	1		Rheophil

<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Dreistachliger Stichling		3		Limnophil
<i>Cobitis taenia</i>	Steinbeißer	1	3		Indifferent
<i>Gymnocephalus cernua</i>	Kaulbarsch	18	9	1	Indifferent
<i>Perca fluviatilis</i>	Flussbarsch	700	239	375	Indifferent
<i>Sander lucioperca</i>	Zander	20	36	10	Indifferent

In allen Gewässern wurden nur die Arten *Brasse* (*Abramis brama*) und Flussbarsch (*Perca fluviatilis*) in größerer Individuenzahl gefangen. Diese Arten sind in Norddeutschland allgemein verbreitet und stellen keine besonderen Ansprüche an Wasserqualität oder Gewässerstrukturen. Ebenfalls regelmäßig in allen Seen nachgewiesen, wenn auch in geringerer Abundanz, wurde die Laube (*Alburnus alburnus*). Diese Art gilt in Deutschland als gefährdet, da ihre Ansprüche an den Lebensraum (kiesiges Laichsubstrat sowie Stillwasserbereiche für die Jungfische) kaum noch erfüllt werden. Nur in den flussangebundenen Seen häufig anzutreffen waren Plötze (*Rutilus rutilus*), Hasel (*Leuciscus leuciscus*) und, in etwas geringeren Anzahlen, der Döbel (*Leuciscus cephalus*). Die Plötze gilt als allgemein weit verbreitet und anspruchslos, Hasel und Döbel dagegen sind als rheophile Arten auf Fließgewässer beschränkt. Bemerkenswert war der mehrfache Nachweis der in Deutschland gefährdeten Arten Zährte (*Vimba vimba*) und Rapfen (*Aspius aspius*). Beide Arten sind rheophil und konnten nur in den angebundenen Gewässern beobachtet werden. Für den Rapfen konnte im Rahmen dieser Untersuchung der für das Wesergebiet erste Nachweis erbracht werden, noch 1993 wurde diese Art als in der Weser fehlend beschrieben (GAUMERT & KÄMMEREITH 1993). Auch von THIEL (1998) konnte sie in Werra und Weser nicht nachgewiesen werden.

In Tabelle 9 sind die Arten aufgeführt, die zwar nicht als 0+-Jungtiere, wohl aber als ältere Stadien durch Beobachtung oder Elektrofischung nachgewiesen wurden.

Tabelle 9: Liste der nur als adulti nachgewiesenen Fischarten, Vorkommen in Schäferhof, Marklohe und Wieheteich sowie Strömungspräferenz

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Schäferhof	Marklohe	Hakenwerder	Strömungspräferenz
<i>Anguilla anguilla</i>	Aal	X	X	X	Indifferent
<i>Esox lucius</i>	Hecht	X			Indifferent
<i>Cyprinus carpio</i>	Karpfen	X	X	X	Indifferent

Eine Reproduktion des Aals (*Anguilla anguilla*) ist im Süßwasser ausgeschlossen. Die gefangenen oder beobachteten Tiere stammten aus Besatzmaßnahmen. Vom Hecht konnten zumindest in Marklohe und Hakenwerder einzelne Jungfische nachgewiesen werden. Der Hecht wird als Besatzfisch regelmäßig in zahlreiche Gewässer eingebracht. Nach der Besatzliste des Angelvereins Nienburg/Weser kann der gefangene Jungfisch aus dem Wieheteich jedoch nicht aus solchen Besatzmaßnahmen stammen, da nur mindestens einjährige Fische besetzt wurden. Der in Marklohe gefangene Junghecht könnte theoretisch aus dem Besatz anderer Vereine stammen, dies ist aber wegen seines geringen Alters unwahrscheinlich.

Aussagen über eine mögliche Reproduktion des Karpfen (*Cyprinus carpio*) in den Untersuchungsgewässern sind nicht möglich. Zwar wurden in Marklohe laichende große Cypriniden beobachtet, eine Verwechslung mit dem Brassen kann aber nicht ausgeschlossen werden. Larven oder Jungfische von *C. carpio* wurden nicht nachgewiesen.

Neben dem Aal wurden 2001 die in Tabelle 10 aufgeführten Arten als Besatz in die Untersuchungsgewässer eingebracht.

Tabelle 10: Besatzstatistik für Schäferhof, Marklohe und Wieheteich für 2001. Übernommen vom Angelverein Nienburg/Weser

	Hecht	Zander	Karpfen	Schleie
Schäferhof	50 Stück	50 Stück	100 kg	
Marklohe	50 Stück	50 Stück	200 kg	
Wieheteich		200 Stück	100 kg	25 kg

Es ist möglich, dass die als Alttiere beobachteten Hechte und Karpfen aus den Besatzmaßnahmen stammten. Für den Karpfen ist dies sogar wahrscheinlich, da während der Untersuchung keine Reproduktion dieser Art nachgewiesen werden konnte.

Folgend sind alle während der Untersuchung als 0+-Stadien gefangenen oder durch Beobachtung oder Elektrofischerei als ältere Tiere nachgewiesenen Fischarten mit ihren wichtigsten ökologischen Ansprüchen aufgeführt. Informationen hierüber wurden dem Fischartenkataster des NLÖ (NLÖ 1993) entnommen, Aussagen anderer Autoren sind als Zitate gekennzeichnet.

Anguilla anguilla, Aal: Anspruchslos, in fast allen Still- und Fließgewässern, soweit nicht durch Wehre oder Staustufen unerreichbar gemacht. Oft ausgesetzt. Keine Vermehrung im Süßwasser. Nicht gefährdet.

Esox lucius Hecht: In stehenden und Pflanzeneichen Fließgewässern. Sehr früh schon carnivor. Laicht im zeitigen Frühjahr in Pflanzenbeständen und auf Überschwemmungsflächen. Benötigt Pflanzenbestände zur Jagd. Oft Besatzfisch, aber zurückgehende natürliche Vermehrung, daher gefährdet.

BRUNKEN & FRICKE (1985): Laichablage an pflanzenreichen, flachen Uferbereichen.

LUDWIG (1989): Liebt klare und verkrautete Flachseen mit Kiesgrund.

SCHADT (1993): Gegenüber den Habitatstrukturen ist er sehr anspruchsvoll. Kanalartig ausgebaute Flüsse mit starken Wasserstandsschwankungen wirken sich nachteilig auf die natürliche Vermehrung aus. Als Laichplätze werden naturnahe Ufer mit pflanzenreichen Flachzonen, überschwemmte Auwiesen, Seitengewässer oder Gräben bevorzugt.

SCHIEMER (1988): Strömungsindifferent.

Abramis björkna Güster: Weit verbreitet in Still- und Fließgewässern, Barben- und Brassenregion. Nahrung sind Kleintiere, die bevorzugt vom Boden aufgenommen werden. Im Winter in tieferen Gewässerabschnitten. Laicht Mai-Juni an Wasserpflanzen. Nicht gefährdet.

SCHADT (1993): Bewohnt stehende und langsam fließende Gewässer, meidet starke Strömungen und hält sich in Flüssen besonders in den Altwässern, Bühnen und Stillwasserzonen auf. Die Nährstoffreichen, sommertrüben Baggerseen sind geeignete Lebensräume.

SCHIEMER (1988): Strömungsindifferent.

Abramis brama Brassen: Bevorzugt größere stehende und fließende Gewässer. Juvenil ernährt er sich von Plankton, später von Bodentieren, kann aber auch weiterhin Plankton als Hauptnahrung aufnehmen, kümmert dann meist. Laicht im Mai-Juni an flachen, krautigen Uferabschnitten. Nicht gefährdet.

BRUNKEN & FRICKE (1985): Anspruchsloser Schwarmfisch in eutrophierten, ruhigen und pflanzenreichen Fließ- und Stillgewässern.

SCHADT (1993): Sommertrübe, nährstoffreiche Baggerseen sind ideale Lebensräume. Schlechte Wasserqualität wird toleriert, auch stark belastete Gewässer können noch besiedelt werden. Gegenüber geringem Sauerstoffgehalt und hohem Nährstoffgehalt im Gewässer sowie überhöhten Phosphat- Nitrat- und Ammoniumgehalten sind Brassen sehr tolerant.

SCHIEMER (1988): Strömungsindifferent.

Alburnus alburnus Laube: Lebt in stehenden oder langsam fließenden größeren Gewässern. Schwarmfisch in Uferbereich und Freiwasserzone. Frisst Plankton und Anflug. Laicht April-Juni über kiesigem Substrat. Oft nur noch vereinzelt anzutreffen, obwohl Schwarmfisch. Gefährdet.

SCHADT (1993): Die Art bevorzugt langsam fließende Flüsse und Stillgewässer, besonders sommertrübe Baggerseen. Als Laichbiotope sind fließende Gewässer mit flachen Uferstellen und festem Untergrund notwendig. Stillwasserbereiche werden als Fress- und Ruheplätze benötigt.

SCHIEMER (1988): Strömungsindifferent.

Aspius aspius Rapfen: In größeren Fließgewässern, aber auch in Seen. Als juveniler Kleintierfresser und gesellig, später reiner Raubfisch und Einzelgänger. In der Weser wohl nur als entkommener Besatzfisch, Nachweise aus Mittellandkanal. Über Fortpflanzung in Kiesgruben ist nichts bekannt. Gefährdet.

BRUNKEN & FRICKE (1985): Kieslaicher in rasch fließenden Gewässern.

SCHADT (1993): Gegenüber mäßig bis kritisch belasteter Wasserqualität ist die Art ebenso anspruchslos wie gegenüber den Habitatstrukturen. Als Laichhabitat benötigt der Schied [Rapfen] schnellströmende, steinige bis kiesige Gewässerabschnitte.

SCHIEMER (1988): Rheophil.

Carassius carassius Karausche: Anspruchslos in langsam fließenden Fließgewässern und Stillgewässern. Bevorzugt schlammigen Untergrund. Frisst Pflanzen und Bodentiere, Laicht Mai-Juni an seichten Stellen mit Pflanzenbewuchs. Nicht gefährdet.

BOHL (1992): Stillgewässer, benötigt submerse Vegetation, thermophil.

BRUNKEN & FRICKE (1985): Sehr tolerant gegenüber niedrigen Sauerstoffkonzentrationen und hohen Wassertemperaturen.

SCHADT (1993): Nährstoffreiche Baggerseen sind geeignet Lebensräume. Die Karauschen meiden starke Strömungen und bevorzugen in den Flüssen die Altwasserbereiche. Als Laichsubstrate benötigen sie krautige Wasserpflanzenbestände oder Bereiche mit überhängenden Uferpflanzen.

SCHIEMER (1988): Limnophil.

Cyprinus carpio Karpfen: Bevorzugt stehende und langsam fließende warme Gewässer mit Pflanzenbewuchs und weichem Untergrund. Frisst Bodentiere, laicht nur bei über 18°C im Mai-Juni an flachen, pflanzenreichen Stellen. Da nicht in Deutschland heimisch keine Gefährdungseinstufung, aber häufig als Besatzfisch.

SCHADT (1993): Am günstigsten gedeiht der Karpfen in Gewässern der Güteklasse II-III. Gegenüber geringem Sauerstoff ist er robust, niedrige Werte bis 15% Sättigung konnten gemessen werden. Auf hohe Ammoniumwerte reagieren Karpfen empfindlich, insbesondere, wenn die pH-Werte über 9,5 steigen.

SCHIEMER (1988): Strömungsindifferent.

Gobio gobio Gründling: Bevorzugt klare, schneller fließende Gewässer, aber auch in größeren Flüssen und stehenden Gewässern. Bevorzugt sandigen oder steinigen Untergrund. Tolerant bei schlechter Wasserqualität. Frisst Kleintiere, Laicht Mai-Juni an Steinen und Pflanzen in strömendem Wasser. Angeblich in der Weser immer seltener geworden. Nicht gefährdet.

BOHL (1992): Rhithral; hoher Sauerstoffbedarf; benötigt hartes Laichsubstrat.

BRUNKEN & FRICKE (1985): Meist in fließenden Gewässern auf sandigem oder kiesigem Grund, auch in Seen und Kiesgruben. Zahlreich auch in stärker verschmutzten und ausgebauten Gewässern.

SCHADT (1993): Dank geringer Ansprüche an die Wasserqualität in vielen Gewässertypen anzutreffen.

SCHIEMER (1988): Rheophil.

Leuciscus cephalus Döbel: Fließgewässerart. Vorzugsweise in fließenden Gewässern, Barben- und Äschenregion, aber auch bis in Forellenregion. Gelegentlich in stehenden und Niedrigungsgewässern. Juvenil frisst er Kleintiere und Pflanzen, wird später zum Raubfisch. Laicht April-Mai an Pflanzen und Seinen. Oft mit Hasel vergesellschaftet. Nicht gefährdet.

BRUNKEN & FRICKE (1985): In stark strömenden großen Bächen und Flüssen.

LUDWIG (1989): bevorzugt Gewässer der unteren Forellen-, Äschen- und Barbenregion. Seltener in Stillgewässern (Seen) oder im Brackwasser.

SCHADT (1993): Als strömungsliebende Fischart bevorzugt der Aitel [Döbel] Bäche, Flüsse und auch Kanäle. Geringe Ansprüche an Wasserqualität. Auffallend ist die Toleranz gegenüber kritisch belasteten Gewässern.

SCHIEMER (1988): Rheophil.

Leuciscus idus Aland: Bevorzugt Klare, strömende und tiefere Gewässer, daher meist in Barben- und Brassenregion. Gelegentlich auch in größeren stehenden Gewässern. Juvenil reiner Pflanzenfresser, später Kleintiere, aber auch gelegentlich Jungfische. Laicht April-Juni an Wasserpflanzen und Steinen. Nicht gefährdet.

BOHL (1992): Seen, benötigt hartes Laichsubstrat.

BRUNKEN & FRICKE (1985): In den tieferen Zonen von klaren Flüssen und Seen.

SCHADT (1993): Zum Lachen zieht die Art flussaufwärts oder steigt aus den Seen in die einmündenden Flüsse auf. Die Jungfische halten sich in den beruhigten ufernahen Gewässerbereichen auf.

SCHIEMER (1988): Rheophil.

Leuciscus leuciscus Hasel: Fließgewässerart. Oberflächenfisch in schneller fließenden Gewässern mit festem Grund. Frisst Kleintiere, evtl. auch Pflanzen. Laicht März-Mai bevorzugt auf Kiesgrund, aber auch an Pflanzen. Salztolerant. Nicht gefährdet.

BOHL (1992): Rhithral, benötigt hartes Laichsubstrat, hoher Sauerstoffbedarf.

BRUNKEN & FRICKE (1985): Oberflächenfisch in Bächen und Flüssen.

LUDWIG (1989): Vorwiegend klare und sauerstoffreiche Bäche und Flüsse der Äschen- und Barbenregion. Daneben auch in Fließgewässern der Brassenregion sowie im Zu- und Abflussbereich von Seen.

SCHIEMER (1988): Rheophil.

SCHADT (1993): Bewohnt als strömungsliebender Fisch bevorzugt Fließgewässer mit steinigem, kiesigem oder sandigem Grund. Die Bereiche mit schnellfließendem Wasser werden bevorzugt. Geringe Ansprüche an die Wasserqualität.

Rutilus rutilus Plötze: Wie verbreitet, stehende und fließende Gewässer, Uferregion. Keine besonderen Ansprüche an Wasserqualität. Plankton, Kleintiere und Pflanzen als Nahrung. Laicht April bis Mai an Pflanzen an Flachufern. Nicht gefährdet.

SCHADT (1993): In stehenden und langsam fließenden Gewässern. Bevorzugt sommertrübe, nährstoffreiche Baggerseen, Stau- und Speicherseen sowie Angelteiche. Große Flüsse, Ströme und Kanäle werden als Lebensraum ebenfalls angenommen.

SCHIEMER (1988): Strömungsindifferent.

Scardinius erythrophthalmus Rotfeder: Kommt sowohl in stehenden als auch langsam fließenden Gewässern mit weichem Sediment vor, vorzugsweise in der krautbewachsenen Uferregion. Sauerstoffbedarf ist gering. Ernährt sich fast ausschließlich von Pflanzen, daher auf pflanzenreiche Gewässer angewiesen. Laicht April-Mai an Wasserpflanzen.

SCHADT (1993): Rotfedern sind in langsamfließenden Gewässern und Seen anzutreffen. In Oberfranken sind bevorzugte Lebensräume die Bagger- und Speicherseen sowie krautreiche Teiche mit weichem Grund. Auch Flüsse, Ströme und Kanäle können besiedelt werden, dort werden meist die strömungsberuhigten Altarme und Buchten aufgesucht. Gegen schlechte Wasserqualität wenig empfindlich, gegenüber den Uferstrukturen jedoch sehr anspruchsvoll. Dichte Planktonvorkommen und Wasserpflanzenteile sind in den Stillgewässerbiotopen eine wesentliche Nahrungsgrundlage.

SCHIEMER (1988): Limnophil.

Vimba vimba Zährte: In Unterläufen größerer Flüsse, Brassensregion, aber auch Barbenregion. Ernährt sich vorwiegend von Bodentieren. Laicht im Mai-Juni an seichten, kiesigen oder pflanzenbewachsenen Gewässerstellen. Führt teilweise Laichwanderungen stromaufwärts durch. In Elbe sehr selten, Bestand nur noch in Ems

und Weser, dort unterhalb Hameln seit Rückgang der Versalzung wieder Jungtiere. Stark gefährdet.

BOHL (1992): Potamal, hoher Sauerstoffbedarf, benötigt hartes Laichsubstrat.

BRUNKEN & FRICKE 1985: Bodenfisch in großen Flüssen und Seen. Laichablage an kiesigen, pflanzenreichen Stellen.

SCHIEMER (1988): Rheophil.

Cobitis taenia Steinbeißer: Meist in klaren Fließgewässern, aber auch in Gräben und Stillgewässern. Bevorzugt sandigen Boden mit organischem Anteil. Anspruchslos gegenüber Gewässergüte. Ernährt sich von Benthos, aber auch Pflanzen und Detritus. Stark gefährdet, aber aus Wesergebiet gemeldet.

BRUNKEN & FRICKE (1985): In Fließgewässern und der Uferregion klarer Seen. Benötigt gute Wasserqualität.

LUDWIG (1989): Klare Bäche, Flüsse und Seen mit Sandgrund.

SCHADT (1993): Flache, schwach fließende und stehende Gewässer können besiedelt werden. Hinsichtlich der Wasserqualität ist die Art sehr anspruchslos. Neben dem sandigen Boden ist ein guter Bestand an höheren Wasserpflanzen notwendig.

Gymnocephalus cernuus Kaulbarsch: In größeren Fließgewässern und Seen, frisst Kleintiere des Benthos, Schwarmfisch. Laicht April-Mai an kiesig-sandigen, flachen Uferstellen, gerne an Steinen, seltener an Pflanzen. Nicht gefährdet.

SCHIEMER (1988): Strömungsindifferent.

Perca fluviatilis Barsch: Anspruchslos, in stehenden und fließenden Gewässern, auch im Brackwasser. Bevorzugt geringe Strömung und festes Substrat. Ernährt sich juvenil von Kleintieren und Plankton, später Raubfisch. Laicht im Frühjahr an Wasserpflanzen in Flachwasserzonen. Nicht gefährdet.

SCHADT (1993): Pionierfisch, der viele Gewässerarten besiedelt. Bevorzugt Stillgewässer wie Baggerseen, Stau- und Speicherseen, Teiche und Flüsse.

SCHIEMER (1988): Strömungsindifferent.

Sander lucioperca Zander: Bevorzugt größere Still- und Fließgewässer, die zumindest im Sommer getrübt sind. Freiwasserfisch, frisst juvenil Kleintiere, geht dann zum räuberischen Leben im Freiwasser über. Laicht im Frühjahr in tieferen, hartgründi-

gen ufernahen Bereichen, legt Laich an Steinen oder Wurzeln über Laichgruben ab. Bewacht Gelege und schützt es vor Verschlammung. Oft als Besatzfisch, aber natürliche Reproduktion aufgrund fehlender Laichbiotope oft schwierig, daher potentiell gefährdet.

BRUNKEN & FRICKE (1985): Im freien Wasser größerer Flüsse und trüber, meist flacher Seen. Meist über hartem Grund.

LUDWIG (1989): Große Still- und Fließgewässer mit Trübung und hartgründigem Boden.

SCHADT (1993): Bewohner sommertrüber Stillgewässer oder langsam fließender Flüsse. In Oberfranken ist der Zander in den Stau- und Speicherseen, in Baggerseen, Angelteichen, Flüssen und Kanälen anzutreffen. Zum Laichen werden feste Substrate wie Wurzeln, Äste oder Steine aufgesucht.

SCHIEMER (1988): Strömungsindifferent.

Gasterosteus aculeatus Stichling, dreistachliger: Besiedelt stehende und fließende Gewässer, bevorzugt strömungsarm und pflanzenreich. Anspruchslos gegenüber Wasserqualität. Frisst Plankton und Bodentiere, Laicht Mai-Juni in Wasserpflanzennest, das anschließend bewacht wird. Nicht gefährdet.

Die Abbildung 44 zeigt die Anzahl der in den Untersuchungsgewässern nachgewiesenen Arten, aufgeschlüsselt nach der jeweiligen Strömungspräferenz.

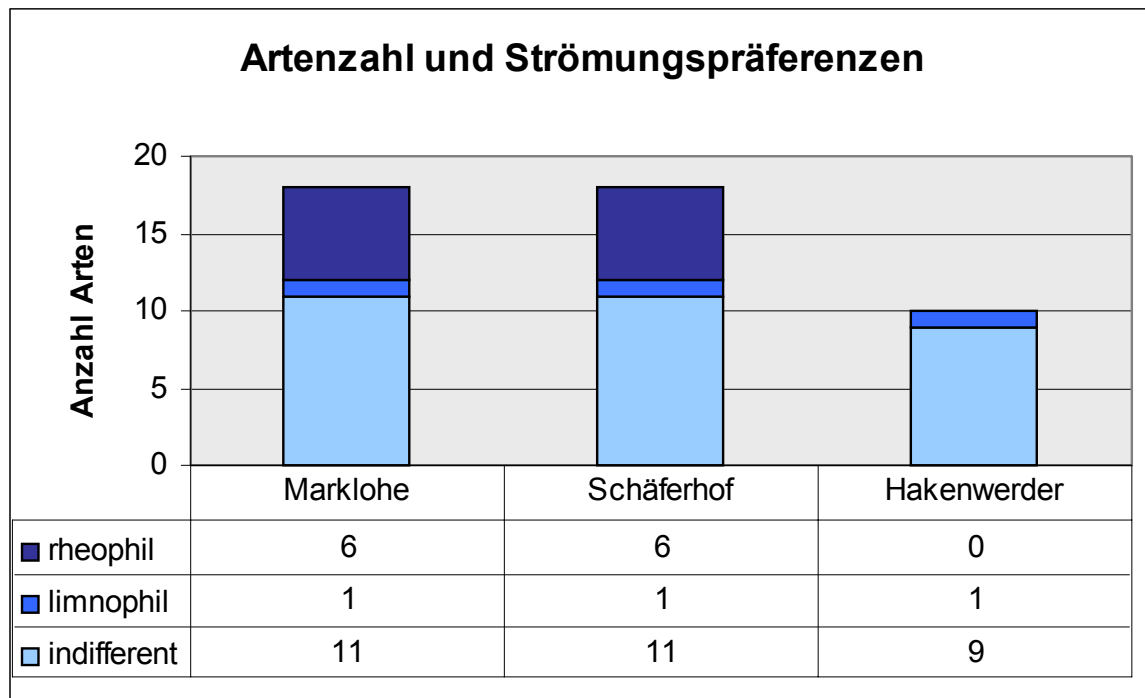


Abbildung 44: Anzahl der rheophilen, limnophilen und strömungsindifferenten Arten in Marklohe, Schäferhof und Wieheteich

In Hakenwerder konnten insgesamt 10 Arten nachgewiesen werden, davon sind neun Arten strömungsindifferent, rheophile Arten fehlen völlig. Drei der Arten in Hakenwerder gelten als gefährdet, 8 wurden als 0+ Stadien nachgewiesen. In Schäferhof und Marklohe konnten jeweils 18 Arten nachgewiesen werden, von denen 6 rheophil sind. Die Anzahl der gefährdeten Arten lag bei jeweils 5. 0+ Stadien konnten für 15 Arten im Schäferhof und 16 Arten in Marklohe nachgewiesen werden.

Um das Wachstum der Jungfische abschätzen zu können wurden bei den beiden häufigsten Perciden- bzw. Cyprinidenarten alle gefangenen Individuen vermessen. Die durchschnittliche Gesamtlänge der Tiere an den spätesten Fangterminen ist der folgenden Liste zu entnehmen:

- *Perca fluviatilis*, Flussbarsch: am 29.8.02 betrug die durchschnittliche Größe der Flussbarsche am Schäferhof 9,1 cm, in Marklohe 9,4 cm und in Hakenwerder 9,8 cm. An diesem Termin wurden in jedem der Seen über 20 Tiere gefangen, so dass diese Werte als relativ gut abgesichert betrachtet werden können.
- *Sander lucioperca*, Zander: Am 30.7.02 betrug die durchschnittliche Totallänge der Zander am Schäferhof 10,2 cm (Mittelwert aus 8 Tieren), in Marklohe 10 cm (27 Tiere) und in Hakenwerder 10,8 cm (5 Tiere). Danach konnten nur

noch am 15.8.02 im Schäferhof ein Tier mit einer Länge von 11,4 cm und am 29.8.02 in Marklohe zwei Tiere mit einer mittleren Länge von 12,8 cm gefangen werden. Diese Einzelfänge lassen zwar keine gesicherten Aussagen zu, können aber dennoch als Anhaltspunkte dienen.

- *Abramis brama*, Brasse: Von dieser Art konnten zuletzt am 15.8.02 Exemplare in allen drei Gewässern gefangen werden. Die durchschnittliche Totallänge betrug am Schäferhof 5,43 cm, in Marklohe 4,34 cm und in Hakenwerder 3,82 cm. Die Anzahl der in diese Berechnung eingegangenen Tiere unterschied sich deutlich, so wurden im Schäferhof an diesem Termin 529 Exemplare gefangen, in Marklohe nur 11 und in Hakenwerder immerhin 88.
- *Leuciscus leuciscus*, Hasel: Diese Art wurde nur in den flussangebundenen Gewässern nachgewiesen. Die durchschnittliche Totallänge betrug am 29.8.02 im Schäferhof 6,63 cm, in Marklohe 8,86 cm, wobei am Schäferhof nur 2, in Marklohe immerhin 13 Tiere gefangen und somit berücksichtigt werden konnten.

5 Diskussion zur Biologie der Abgrabungsgewässer

Da die vorliegende Arbeit zahlreiche Einzelaspekte umfasste werden diese in der Diskussion zuerst jeder für sich behandelt. Im Vordergrund steht dabei in jedem Fall die Frage, ob sich eine Flusssanbindung positiv oder negativ auf den betreffenden Aspekt auswirkt. Eine Methodendiskussion ist, wo nötig, den einzelnen Abschnitten vorangestellt, da sich mögliche Fehlerquellen so gleich in der Beurteilung der Ergebnisse berücksichtigen lassen.

5.1 Untersuchungsgewässer

Methodenkritik:

In jeder Hinsicht vergleichbare Gewässer sind unter Freilandbedingungen nicht vorhanden. Durch die vorgestellten Auswahlkriterien wurden akzeptable Grenzen für die Unterschiede zwischen den Gewässern gesetzt, dennoch blieb für jedes Gewässer eine Vielzahl von Besonderheiten, die in ihrer Auswirkung auf die Ökologie abgeschätzt werden mussten. Im folgenden werden einige besonders auffällige Faktoren genannt, es besteht jedoch kein Anspruch auf Vollständigkeit.

Koldingen:

Das Gewässer in Koldingen ist das größte der untersuchten Gewässer, allerdings wurde bei den Untersuchungen nur der nördliche Teil berücksichtigt, über den südlichen Bereich werden keine Aussagen getroffen. Das Gewässer erwies sich als insgesamt sehr flach, Schichtungsphänomene konnten nur in eng begrenzten Bereichen beobachtet werden, weshalb das internal loading in diesem See vermutlich eine bedeutend geringere Rolle spielt als in den anderen nicht angebondenen Untersuchungsgewässern. Dazu kommt die Möglichkeit einer Beeinflussung der Produktionsbiologie durch das südliche Seebecken, welches sich zum Zeitpunkt der Untersuchungen noch im Abbau befand. Da die Verbindung zwischen den beiden Becken jedoch relativ schmal und eine verstärkte Wassertrübung durch Schwebstoffe nicht nachzuweisen war kann diese Beeinflussung als untergeordnet angesehen werden.

Da das Gewässer seit seiner Entstehung kaum anthropogen genutzt wurde stellt es in der südlichen Leineaue eine Ausnahme dar, die es für die vorliegende Untersuchung besonders interessant machte. Als einziger der untersuchten Seen wurde Koldingen nicht mit Fischen besetzt oder beangelt und es wurden keine Bepflanzungs- oder Pflegemaßnahmen am Ufer durchgeführt. Badenutzung war seit der

Entstehung des Gewässers verboten, illegales Baden fand aufgrund des schlechten Zugangs nur sehr vereinzelt statt.

Zusammenfassend ist zu sagen, dass der See in Koldingen sich zwar von den anderen Gewässern relativ stark unterscheidet, durch seine Besonderheiten aber die Entwicklungspotentiale eines Abgrabungsgewässers besonders deutlich aufzeigt.

Hakenwerder:

Der See in Hakenwerder entsprach in jeder Hinsicht den geforderten Auswahlkriterien. Hinsichtlich Morphologie und Nutzung entspricht er in etwa dem Durchschnitt der Untersuchungsgewässer. Die Uferstrukturen erwiesen sich als durchaus typisch für ein Abgrabungsgewässer dieser Art, das nähere Umfeld ebenfalls. Auch der Hochwassereinfluss lag im Mittelbereich des untersuchten Spektrums. Hakenwerder ist damit als „Referenzgewässer“ innerhalb der Untersuchung geeignet.

Wilkenburg:

Der See in Wilkenburg war das kleinste Gewässer der Untersuchung, ansonsten entsprachen Morphologie und Uferstrukturen in etwa dem Durchschnitt. Eine wichtige Besonderheit stellte die Netzkäfighaltung von Fischen, hauptsächlich Regenbogenforellen, dar. Diese war sicher mit einem gewissen Nährstoffeintrag verbunden, auch wenn hier keine Mast, sondern nur eine Zwischenhälterung erfolgte. Durch Angelnutzung, Besatz und das Entweichen von Fischen aus der nahe gelegenen Fischzucht wurde die Ichthyozönose schon früh deutlich verändert und war zum Zeitpunkt der Untersuchung vermutlich weit von einem potentiell natürlichen Zustand entfernt. Dies hatte sicher auch Einfluss auf Makrophyten (vom Boot aus konnten mehrmals Graskarpfen beobachtet werden) und Makrozoobenthos.

Neelhof:

Der Neelhof-See fiel im Vergleich zu den anderen Gewässern hauptsächlich durch seine größere Tiefe auf, die durch eine nachträgliche Auskiesung in den 80-er Jahren noch verstärkt wurde. Laut Aussage von Mitgliedern des ansässigen Fischereivereins wurde der nördliche Bereich des Sees zu dieser Zeit durch eine teilweise Wiederverfüllung abgeflacht. Hierbei könnten größere Nährstofffrachten in den See eingebracht worden sein, dies ist jedoch nicht mehr nachzuvollziehen. Die große Tiefe wirkte sich auf die Schichtungsstabilität aus, wodurch der Einfluss des internal loading in diesem Gewässer besonders groß sein dürfte. Morphologisch ist der Neelhof am besten mit Marklohe zu vergleichen, da auch dieser See relativ große Tiefen aufwies.

Schäferhof:

Durch die Flusssanbindung unterschieden sich die Seen Schäferhof und Marklohe hinsichtlich verschiedener Merkmale deutlich von den anderen Gewässern, da dies aber durch die Gesamtfragestellung beabsichtigt war soll hier nicht näher darauf eingegangen werden.

Sonstige Besonderheiten des Gewässers am Schäferhof waren das weitgehende Fehlen von höherem Bewuchs am Ufer, die Befestigung großer Uferabschnitte durch Kiesschüttungen, sowie die relativ intensive Nutzung durch Badegäste. Hierdurch ist neben einem gewissen Nährstoffeintrag vor allem eine starke Belastung der Uferstrukturen und Beeinträchtigung der Makrophyten zu vermuten. Da abseits der Badestellen und Liegewiesen, in den sogenannten „Schutz- und Ruhezone“, Angelnutzung oder Weidehaltung von Pferden stattfindet, erwiesen sich die Uferstrukturen auch hier als deutlich gestört und weit von ihren potentiellen Entwicklungsmöglichkeiten entfernt.

Marklohe:

Der See in Marklohe fiel durch seine relativ große Tiefe sowie die in großen Bereichen ungestörten Uferstrukturen auf. Marklohe ist das jüngste der Untersuchungsgewässer und mit einem Flachwasseranteil von 63% sowie einer mittleren Tiefe von 3,6 m auch in morphologischer Hinsicht deutlich von den anderen Seen zu unterscheiden.

Die relativ geringe Anzahl der Untersuchungsgewässer folgte zwangsläufig aus dem Anspruch, die einzelnen Seen möglichst intensiv und hinsichtlich möglichst vieler Parameter zu untersuchen.

Es existieren verschiedene größere Monitoringprogramme zur Beurteilung des Zustandes von Abgrabungsgewässern, diese beschränken sich aber meist auf Einzelaspekte wie z.B. den trophischen Status. Durch die große Anzahl der Gewässer muss der Untersuchungsaufwand möglichst gering gehalten werden, weshalb detailliertere Erkenntnisse über die Ursachen kaum gewonnen werden können. (z.B. LfU 2000). Die vorliegende Untersuchung sollte bewusst nur eine kleine Anzahl von Gewässern umfassen, um detailliert arbeiten zu können.

5.2 Vermessung

Die Flachwasserzonen der untersuchten Seen nehmen eine im Vergleich zu natürlichen Flachlandgewässern sehr geringe Fläche ein. Dies führt zu einer Einschränkung

kung des potenziellen Lebensraumes für Makrophyten, Makrozoobenthos und Fische und ist aus ökologischer Sicht als negativ anzusehen.

5.3 Probenahme und Messungen vor Ort

5.3.1 Wetterlage

Der Untersuchungszeitraum umfasste zwei für die Ökologie der Gewässer sehr interessante Jahre. Das Jahr 2002 war geprägt durch sehr starke Hochwasserereignisse nicht nur im Winter, sondern auch im späten Frühling (Mai) und Sommer (August). Dies ist im Norddeutschen Tiefland ungewöhnlich, mindert aber nicht die allgemeine Aussagekraft der vorliegenden Untersuchung, da kurzfristige Reaktionen auf einen Hochwasserschub, wie z.B. die Entwicklung der Planktonzönose, nicht untersucht und berücksichtigt wurden. (Informationen hierzu liegen bei BLOECHL 2004 vor) Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung könnten lediglich die Sichttiefen durch den zusätzlichen Wasseraustausch verändert worden sein, da sich aber keine signifikanten Unterschiede zu den anderen Untersuchungsjahren herausstellten, konnten die Daten problemlos verwendet werden.

Die lange Frostperiode im Winter 2002/03 (Dezember bis März) behinderte durch das Zufrieren der Seen die Probenahme, so dass aus dieser Zeit nur eingeschränktes Datenmaterial vorliegt.

Der „Jahrhundertsommer“ 2003 war besonders heiß und trocken, so dass die Wasserstände der Flüsse deutlich unter dem Niveau der vorhergehenden Jahre lagen. Hierdurch kam es in der Weser zu den niedrigsten Sauerstoffwerten seit 5-6 Jahren, vereinzelt wurden in den Stillwasserbereichen vor den Staustufen Fischsterben beobachtet (mündl. Information Fischereiverein Nienburg e.V.). Hierdurch kann dieser Sommer als „Härtetest“ für den Sauerstoffhaushalt der angebundenen Gewässer gelten, was für die vorliegende Untersuchung wichtige Informationen lieferte. Durch die langsame Abkühlung im Herbst wurde eine plötzliche Durchmischung der nicht angebundenen Seen verhindert, so dass hier keine Extremsituationen wie z.B. 1999 (Fischsterben im Neelhof, BLÖCHL 2001, BRAUNE 2001) auftraten.

Zusammengefasst lassen die Beobachtungen der Jahre 2001-2003 problemlos allgemeingültige Aussagen über die Untersuchungsgewässer zu.

5.3.2 Temperatur

Die Temperatur eines Gewässers kann einen deutlichen Einfluss auf die Zusammensetzung der Biozönose haben, da alle Stoffwechselfvorgänge und Fließgleichgewichte temperaturabhängig sind. In der vorliegenden Untersuchung sollte festgestellt werden, ob durch die Flussanbindung der Temperaturhaushalt der Gewässer merklich verändert wird. Dies ist nicht der Fall, da die Mittelweser als Tieflandfluss (Potamalbereich) durch jahreszeitliche Schwankungen geprägte Temperaturverläufe zeigt. Die Höchst- und Tiefstwerte entsprechen in etwa denen eines größeren Stillgewässers, so dass sich durch die Flussanbindung nur minimale Verschiebungen im Vergleich zu nicht angebundenen Gewässern ergeben. Die wichtigste Auswirkung besteht darin, dass die angebundenen Seen, wohl auch durch die stärkere Oberflächenbewegung, langsamer zufrieren und schneller auftauen. Da dieser Effekt aber einen wesentlich geringeren Einfluss hat als die allgemeine Wetterlage, kann davon ausgegangen werden, dass die Biozönose kaum beeinflusst wird.

5.3.3 Sichttiefe

Die Sichttiefe eines Gewässers wird als Maß für den Gehalt an verschiedensten Trübstoffen herangezogen. Diese Trübstoffe können sowohl organischer als auch anorganischer Natur sein (SCHWOERBEL 1999). Einen besonders großen Einfluss hat in Stillgewässern der Zustand der Phytoplanktongemeinschaft, in besonders produktiven Gewässern wird oft sogar die Färbung des Wassers durch die dominanten Phytoplankter bestimmt (LAWA 1998). Bei den untersuchten Gewässern ist davon auszugehen, dass die Sichttiefen der nicht angebundenen Seen größtenteils biogen bestimmt wurden, während in den angebundenen Gewässern auch die anorganische Trübung eine wichtige Rolle spielen dürfte, da durch die Weser große Mengen an Schwebstoffen mitgeführt und in diese Seen eingetragen werden. Als Kriterium zur Abschätzung der trophischen Situation ist die Sichttiefe daher in den angebundenen Gewässern kaum zu verwenden.

Verschiedene Autoren (OECD 1982, LAWA 1998, LAWA 2003) verwenden die Sichttiefe zur Einordnung von Stillgewässern in die jeweils verwendeten Trophieklassen. Allerdings existiert kein einheitlich anerkanntes System, die gleiche Sichttiefe führt also nicht bei jedem Autor zur selben Einstufung. Zudem werden unterschiedliche Datengrundlagen verlangt, so z.B. bei der LAWA-Richtlinie für die Erstbewertung von Baggerseen (LAWA 2003) das Sommermittel, bei dem die während des Klarwasserstadiums ermittelten Sichttiefen allerdings ausgeklammert werden. Da diese Richtli-

nie speziell für Abgrabungsgewässer, wenn auch nicht für flussangebundene Seen, vorgesehen ist, findet sie im folgenden Verwendung.

Demnach müssten anhand der Sichttiefen die flussfernen Gewässer Koldingen und Hakenwerder in den mesotrophen Bereich eingeordnet werden, die Seen Wilkenburg, Neelhof und Schäferhof in den unteren eutrophen Bereich (e1) und Marklohe in den oberen eutrophen Bereich (e2).

Laut OECD (1982) dagegen müssten die nicht angebundenen Gewässer alle als eutroph, die angebundenen als hypertroph gelten.

Da die Sichttiefe allein als Kriterium für eine Beurteilung nicht ausreicht, müssen weitere Faktoren wie der Phosphor- und Sauerstoffhaushalt mit einbezogen werden. Besonders in den angebundenen Seen darf die Sichttiefe wie erwähnt nicht überbewertet werden.

Die Sichttiefe und damit auch die Trübung des Wassers dient aber nicht nur als Trophiekriterium, sie hat auch einen entscheidenden Einfluss auf das Lichtklima und damit die Makrophyten in einem Gewässer. Da natürliche Auengewässer im Tiefland meist makrophytenreich sind (BAUMANN 1985, REICHHOLF 1988), liegt es nahe, für Abgrabungsgewässer in Auen eine möglichst gute Makrophytenbesiedelung zu fordern. Hier erwiesen sich die flussangebundenen Gewässer als wenig geeignet, da trotz großer Flachwasseranteile z.B. in Marklohe kaum submerse Makrophyten auftreten. Dies ist vermutlich auch auf das schlechte Lichtklima zurückzuführen. Hier sind besonders flache Bereiche (<1 m Wassertiefe) wichtig, die trotz der Trübung noch ausreichend durchleuchtet werden. Aus Sicht der submersen Makrophyten erscheint eine Flusssanbindung nicht sinnvoll.

5.3.4 Sauerstoff

Der Sauerstoffhaushalt eines Stillgewässers wird im wesentlichen durch zwei Vorgänge - die Primärproduktion photoautotropher Organismen und den aeroben Abbau organischer Substanz - gesteuert. Je nährstoffreicher ein Gewässer ist, um so intensiver laufen diese beiden Vorgänge ab (DIN 4049 Teil 2).

Natürliche Auengewässer im Tiefland sind im Normalfall flach und nährstoffreich (REICHHOLF 1988). Das bedeutet, dass es infolge der Primärproduktion durchaus zu Übersättigungen kommen kann. Auch eine kurzfristige Untersättigung durch das Überwiegen abbauender Prozesse ist bei in der Sukzession weit fortgeschrittenen Auengewässern möglich. Die Ausbildung einer stabilen Schichtung und damit eines vom Epilimnion deutlich getrennten Hypolimnions ist dagegen nicht typisch. Durch

die ständige Durchmischung kommt es nicht zu stabilen anaeroben Zonen, auch an der Sediment-Wassergrenze ist permanent gelöster Sauerstoff vorhanden.

Vergleicht man diesen Zustand mit dem der Untersuchungsgewässer, so ergeben sich unüberbrückbar erscheinende Differenzen. Hier zeigt sich am deutlichsten, dass Abgrabungsgewässer aufgrund ihrer Morphologie nicht mit Auengewässern vergleichbar sind. Der problematische Sauerstoffhaushalt der Abgrabungsgewässer in Überschwemmungsgebieten ist also eine unvermeidliche Folge ihrer Morphologie und der starken Eutrophierung. Die Tatsache, dass die flussangebundenen Gewässer trotz der stärksten Eutrophierung und der sehr ungünstigen Sauerstoffverhältnisse in der Weser im Sommer 2003 dennoch einen etwas stabileren Sauerstoffhaushalt zeigten als die flussnahen Seen und ein „Umkippen“ in den nahezu anaeroben Zustand hier im Gegensatz zum Neelhof noch nie beobachtet wurde lässt die Anbindung als sehr positiv erscheinen.

5.3.5 pH

Der pH-Wert eines Gewässers wirkt sich auf eine Vielzahl von Prozessen aus und hat damit einen entscheidenden Einfluss auf die Zusammensetzung der Biozönose. Die Wirkung des pH-Wertes kann dabei direkt (toxische Wirkung) und indirekt (z.B. Auswirkung auf die Konzentration von toxischen Substanzen oder Verfügbarkeit von Nährstoffen) sein. Jeder Organismus weist einen spezifischen pH-Optimalbereich sowie einen deutlich weiter gefassten Toleranzbereich auf (BEGON et al. 1991). Der pH-Wert wiederum wird, neben der Abhängigkeit von abiotischen Faktoren, massiv durch die Biozönose, insbesondere das Phyto- und Bakterioplankton, beeinflusst. Sehr hohe Photosyntheseleistungen treiben den pH-Wert durch den Verbrauch von gelöstem CO₂ auch in an sich gut gepufferten Gewässern (zu denen die Untersuchungsgewässer mit Wasserhärten zwischen 15 und 20 °dH gehören) in die Höhe (SCHWOERBEL 1999). Durch die gute Nährstoffversorgung der untersuchten Seen kommt es immer wieder zu pH-Werten, die für zahlreich Phyto- und Zooplankter sowie Makrozoobenthos und Ichthyozönose problematisch sind. So wird der laut REICHENBACH-KLINKE (1980) letale pH-Wert für Barsche (pH 9,2) in allen Gewässern zeitweise überschritten. Der im Neelhof gemessene maximale pH-Wert von 10,4 kann sogar für die sehr toleranten Arten Plötze und Hecht gefährlich sein. Durch die typischerweise hohe Produktivität von Auengewässern kann davon ausgegangen werden, dass in solchen Gewässern heimische Vertreter einen weiten Toleranzbereich aufweisen. Da aber natürliche Tieflandauengewässer meist klein und flach sind

und dadurch in den meisten Fällen makrophytendominiert, ist dem Anstieg des pH-Wertes eine Grenze gesetzt. Viele Makrophyten und Planktonalgen, insbesondere zahlreiche Diatomeen, sind nicht in der Lage, bei pH-Werten über 9 photosynthetisch aktiv zu sein, während andere Phytoplankter, insbesondere Cyanobakterien, hierzu durchaus in der Lage sind und bei einem massenhaften Auftreten den pH-Wert noch weiter (bis über pH 10) erhöhen können (SOMMER 1994). Dies geschieht in eutrophen Abgrabungsgewässern mit einem hohen Pelagialanteil sehr häufig. Gerade in Gewässern mit einer wertvollen und schützenswerten Ichthyofauna ist dies ungünstig, da die meisten heimischen Fische bei derart hohen pH-Werten Schaden nehmen können. Auch wenn die Tiere nicht absterben, werden sie doch durch den erhöhten Energieaufwand und die Schädigung der Kiemen geschwächt.

Der pH-Wert ist in den Untersuchungsgewässern also als sekundäre Folge der starken Eutrophierung und der ungünstigen Morphologie zu betrachten und kann nur durch Veränderung dieser Faktoren beeinflusst werden.

5.3.6 Elektrische Leitfähigkeit

Die elektrische Leitfähigkeit eines Gewässers ist ein unspezifischer Summenparameter, der keine klaren Aussagen über Ursachen und Folgen zulässt. In der vorliegenden Untersuchung wurde er ausschließlich verwendet, um den Einfluss der Fließgewässer auf die untersuchten Seen deutlich zu machen. Dies ist insbesondere im Falle der Weser gut möglich, da hier die Leitfähigkeit durch die Einleitung von chloridhaltigen Abwässern noch immer deutlich erhöht ist. Die flussangebundenen Gewässer folgten hinsichtlich der Leitfähigkeit dem Fluss, die flussnahen Seen zeigten infolge der regelmäßigen Überschwemmungen ebenfalls erhöhte Werte, die jedoch wesentlich geringeren Schwankungen unterlagen.

Ein möglicher Einfluss der Leitfähigkeit auf die untersuchten Zönosen wird in den jeweiligen Abschnitten diskutiert.

5.4 Laboranalysen

5.4.1 Phosphor

Phosphor ist, in seiner Eigenschaft als essentieller Makronährstoff für Pflanzen, heute der bedeutendste Eutrophierungsfaktor (DOKULIL 2001). Da er sehr gut an Bodenpartikel adsorbiert werden kann und unter natürlichen Bedingungen nur in geringen Mengen ausgeschwemmt wird, ist er in den meisten Stillgewässern der gemäßigten Zone limitierend für die Primärproduktion (SCHWOERBEL 1999, LAMPERT & SOMMER

1999). Durch die übermäßige Düngung landwirtschaftlicher Flächen sowie die Einleitung von Abwässern wird Phosphor noch immer in großen Mengen in die Gewässer eingebracht. Besonders Flussauen mit ihren regelmäßigen Überschwemmungen und Auswaschungen sowie der hohen Phosphorfracht der Flüsse selbst sind von dieser Entwicklung langfristig betroffen, auch wenn in der Vergangenheit bei der Reduktion der Phosphoreinträge bereits große Fortschritte gemacht wurden (MUDRACK & KUNST 1994).

Die untersuchten Gewässer wiesen dementsprechend durchgängig hohe Phosphorkonzentrationen auf. Während die flussfernen Seen laut LAWA (1998) noch dem mesotrophen Bereich zuzuordnen sind, müssen die flussnahen und angebundenen Gewässer als eutroph angesehen werden. Dies würde zwar durchaus dem Zustand eines natürlichen Auengewässers gleichen, da die Morphologie dem jedoch nicht entspricht ergeben sich einige Probleme. So wird der P-Haushalt der untersuchten Gewässer nicht mehr durch externe Einträge gesteuert, sondern durch den internen P-Kreislauf aus Sedimentation (Ausfällung, Absorption und Adsorption an Sedimentpartikel) und Rücklösung (internal loading). Die Untersuchung hat gezeigt, dass in allen Seen nach Ausbildung der Schichtung und Aufzehrung der hypolimnischen Sauerstoffreserven schlagartig Phosphor freigesetzt wird. Dieser kann durch Turbulenzen und im Zuge der Zirkulation wieder in die euphotische Zone gelangen und zu erneuter Primärproduktion verwendet werden. Eine Limitation durch Phosphor ist nicht mehr möglich, selbst eine deutliche Reduktion des externen Eintrages könnte hier keine Wirkung mehr zeigen. Da die hohe Primärproduktion sich gerade in tiefen Gewässern negativ auf den Sauerstoffhaushalt auswirkt und zudem in den großen freien Wasserkörpern ohne Makrophytenbewuchs problematische Vertreter der planktischen Primärproduzenten, z.B. toxische Cyanobakterien, gute Lebensbedingungen vorfinden, sollte versucht werden bei zukünftigen Planungen eine solche Situation zu vermeiden.

Es wurde oft versucht, durch groß angelegte Monitoringprogramme und Vergleiche einen Bezug zwischen der Phosphorkonzentration (meist TP während der Frühjahrszirkulation) und dem tatsächlichen Zustand von Stillgewässern (Chlorophyll a, Sauerstoffhaushalt) herzustellen (OECD 1982, LAWA 1998, LFU 1997). Für natürlich entstandenen Stillgewässer sind inzwischen klare Bezüge bekannt, das bekannteste Bewertungssystem ist dabei die Seetypenklassifizierung nach Vollenweider (OECD 1982). Von einigen Autoren wurde jedoch festgestellt, dass sich Abgrabungsgewäs-

ser in ihrem Bezug zwischen P-Konzentration und Trophie deutlich von natürlichen Gewässern unterscheiden. So stellte das Landesamt für Umweltschutz Baden-Württemberg bei einer Untersuchung von über 300 Baggerseen fest, dass die meisten Gewässer zwar hinsichtlich der P-Konzentrationen in den mesotrophen Bereich einzuordnen waren, sich hinsichtlich des Sauerstoffhaushaltes aber als eindeutig eutroph bis hypertroph erwiesen (LFU 2000). Auch die Seen der vorliegenden Untersuchung zeigten einen höheren trophischen Zustand als nach den Phosphorwerten zu erwarten sein sollte.

Das bedeutet, dass aufgrund ihrer Besonderheit als künstliche Gewässer für Abgrabungsseen ein anderer Maßstab als für natürliche Gewässer gelten muss. Dies wird auch vom „Arbeitskreis Konfliktarme Baggerseen (KaBa)“ betont (LfU 1997). Warum gerade Baggerseen so „empfindlich“ auf Nährstoffeinträge reagieren ist unklar, HEHENWARTER (1967) vermutet, dass sie aufgrund ihres geringen Alters noch keine ausreichende „Selbstreinigungskraft“ entwickelt hätten. Tatsächlich kann davon ausgegangen werden, dass die Entwicklung einer stabilen Biozönose, zu der neben den makroskopisch sichtbaren Organismengruppen ja auch unzählige, zum Teil noch immer nicht erforschte Mikroorganismen gehören, eine längere Zeit in Anspruch nimmt. Hinzu kommt, dass größere natürliche Gewässer normalerweise nach ihrer Entstehung oligotroph sind und erst im Verlauf sehr langer Zeitspannen altern und eine höhere Trophie entwickeln. Bei Abgrabungsgewässern, besonders in Flussauen, erfolgt dieser Vorgang jedoch innerhalb weniger Jahre (BERNDT 1991). HEHENWARTER (1967) bezeichnet Abgrabungsgewässer aus diesem Grund auch als „See-Embryonen“. Aufgrund dieser Erkenntnisse und der Tatsache, dass mit Abgrabungsgewässern keine wirklich langfristigen Erfahrungen vorliegen (die ältesten großen Nassabgrabungen sind nicht einmal hundert Jahre alt) muss um so mehr darauf geachtet werden, dass solche Seen sorgfältig geplant werden, um Probleme so weit wie möglich zu vermeiden.

5.4.2 Ammonium-N

Ammonium wird von vielen heterotrophen Organismen im Gewässer als Endprodukt des Stoffwechsels ausgeschieden. Besonders hoch ist dabei die Freisetzung an der Sediment-Wassergrenze, da hier durch Mikroorganismen große Mengen organischer Substanz abgebaut und verstoffwechselt werden (HÖHENER 1990). Unter aeroben Bedingungen wird Ammonium durch die bakterielle Nitrifikation sehr schnell über Nitrit zu Nitrat oxidiert, so dass im Epilimnion selten hohe Ammonium-Konzentrationen

nachzuweisen sind. Unter anaeroben Bedingungen im Hypolimnion während der Stagnationsphasen kommt es dagegen oft zu einer Anreicherung von Ammonium, da keine Nitrifikation möglich ist (MUDRACK & KUNST 1994). Dies konnte in allen Untersuchungsgewässern beobachtet werden, wobei eine deutliche Abhängigkeit zwischen der Dauer der Stagnation und der Ammoniumanreicherung beobachtet werden konnte. Besonders betroffen waren die flussnahen Seen Wilkenburg und Neelhof sowie der angebundene Schäferhof. Da bei einer plötzlichen Durchmischung des Wasserkörpers große Mengen von Ammonium an die Oberfläche gelangen können und dann unter Sauerstoffverbrauch zu Nitrat umgesetzt werden, kann sich dies gerade während der kritischen Phase der Herbstzirkulation negativ auf den Sauerstoffhaushalt auswirken (BRAUNE 2000).

Die Ammoniumkonzentrationen besonders in den flussnahen Gewässern Wilkenburg und Neelhof sind als zu hoch und möglicherweise problematisch zu beurteilen, da Maximalwerte zwischen 0,5 und 0,7 mg/l für zahlreiche Organismen bereits toxisch wirken können, insbesondere, wenn aufgrund hoher pH-Werte ein Teil des Ammoni-ums zu Ammoniak dissoziiert vorliegt (SOMMER 1994). REICHENBACH-KLINKE (1980) gibt an, dass dies bei pH 9 etwa 20 % sind. Da pH-Werte dieser Größenordnung in einigen Fällen gleichzeitig mit erhöhten Ammoniumkonzentrationen im Epilimnion gemessen wurden ist eine negative Wirkung auf die Ichthyozönose anzunehmen. Darüber hinaus ist ein „Umkippen“ der Gewässer in den anaeroben Zustand im Herbst bei entsprechenden klimatischen Voraussetzungen (plötzliche Abkühlung und Wind nach einer langen Stagnationsperiode) durchaus möglich, im Neelhof wurde dies im Herbst 1999 bereits beobachtet. Fischsterben und ein Einbruch der Zooplanktonzönose waren die Folge (BLOECHL 2000, BRAUNE 2000).

5.4.3 Nitrit-N

Die niedrigen mittleren Nitritgehalte weisen auf eine normal ablaufende Nitrifikation hin, wie sie für Stillgewässer der gemäßigten Zone typisch ist (SCHWOERBEL 1999). Da Nitrit für Fische und andere Faunenelemente bereits in relativ geringen Konzentrationen toxisch ist spielt dieser Vorgang eine wichtige Rolle. REICHENBACH-KLINKE (1980) gibt die für Fische toxische Konzentration mit 0,01 bis 0,02 g/l an. Demnach dürften die in den Untersuchungsgewässern gemessenen Werte zumindest für die Ichthyofauna unproblematisch sein.

5.4.4 Nitrat-N

Neben Phosphor ist Nitrat einer der wichtigsten Makronährstoffe für aquatische Pflanzen (SOMMER 1994). Da es im Boden weniger gut gebunden wird als Phosphor kann es in größeren Mengen in die Gewässer gelangen und ist deshalb selten limitierend für die Primärproduktion. Besonders große Nitratmengen werden noch immer durch die Auswaschung aus landwirtschaftlich genutzten Flächen eingetragen (MUDRACK & KUNST 1994, DOKULIL 2001).

Die in den Untersuchungsgewässern gemessenen mittleren Nitrat-N Konzentrationen zwischen 1,64 (KO) und 3,32 mg/l (ML) sind als hoch zu bezeichnen, allerdings noch nicht in einem Maße, das für die Ichthyozönose oder die wirbellosen Organismen als schädlich anzusehen ist. REICHENBACH-KLINKE (1980) gibt für Fische eine Grenze von 0,3 g/l als bedenklich an.

Der massive Eintrag dürfte auf dieselben Gründe zurückzuführen sein wie der Phosphoreintrag. Den größten Anteil hat sicher der Stickstoff aus diffusen Quellen, da wie erwähnt Niederschläge und Hochwasser Nitrat aus den umgebenden Flächen leicht auswaschen können. Aber auch die trockene und nasse Deposition, Stickstofffixierung durch einige Organismen, Nutzung der Gewässer durch Fischerei (Anfüttern) und Wassersport trägt zum N-Eintrag bei.

Die Anstiege der Nitrat-N Konzentrationen in den nicht angebundenen Gewässern jeweils im März dürften auf Düngung der umliegenden Flächen zurückzuführen sein. In den flussangebundenen Gewässern ist dieser Vorgang kaum oder gar nicht zu beobachten, da hier die Konzentrationen ohnehin durch die Flussanbindung sehr hoch gehalten werden. Dies führte auch dazu, dass der langsame Abfall der Konzentrationen im Verlauf des Sommers weniger ausgeprägt war, da dem Verbrauch durch die Primärproduzenten eine dauernde Nachlieferung durch den Fluss entgegenwirkte. Andererseits wurden auch extrem hohe Konzentrationen, wie sie in den nicht angebundenen Seen im März 2003 auftraten, durch den Wasseraustausch abgefangen. Da Nitrat in so großen Mengen jedoch sicher nicht limitierend wirkt ist eine Auswirkung dieses Puffereffekts auf die Primärproduktion nicht anzunehmen.

Ob Stickstoff in den nicht angebundenen Seen im Herbst und Winter zeitweise die Primärproduktion limitiert konnte nicht sicher festgestellt werden, es ist jedoch möglich.

5.4.5 Eisen

Eisen ist für alle Pflanzen ein essentieller Nährstoff, der jedoch unter aeroben Bedingungen nur in sehr geringen Mengen im Wasser gelöst auftritt (SCHWOERBEL 1999). Gemessen wurde nur die Konzentration von gelöstem zweiwertigem Eisen, Eisenkomplexe, die zu einem erheblichen Teil für die Eisenversorgung der Pflanzen verantwortlich sind, wurden dabei nicht erfasst. Die Nachweisgrenze lag so hoch, dass über eine Limitation der Primärproduktion keine Aussagen getroffen werden können. Tatsächlich lag das Hauptinteresse auf der Beziehung zwischen Phosphor und Eisen, da Fe^{3+} -Ionen einen der wichtigsten Bindungspartner für Phosphor im Sediment darstellen und damit großen Einfluss auf den Vorgang des internal loading haben (HUPFER 1993, PSENNER et al. 1994). Tatsächlich war zu beobachten, dass mit der Freisetzung von Phosphor aus dem Sediment auch die Fe^{2+} -Konzentrationen im Tiefenwasser deutlich anstiegen. Es kann also davon ausgegangen werden, dass die Rücklösung tatsächlich zu einem erheblichen Teil durch das Phosphor-Eisen-System hervorgerufen wurde.

5.4.6 Rücklösung

Methodendiskussion

Die gewählte Methodik bedingt verschiedene Unsicherheitsfaktoren und Fehlerquellen. Ein wirklich präzises Wiederauffinden der Probestellen aus der ersten Versuchsreihe war nicht möglich und auch wegen der hierbei verursachten Sedimentumlagerung nicht erwünscht. Da das Sediment in den untersuchten Gewässern aber auch kleinräumig sehr deutliche Unterschiede z.B. bei der Korngrößenverteilung aufwies kann bei den verschiedenen Sedimentkernen auch von einer unterschiedlichen Rücklösekapazität ausgegangen werden.

Durch die Entnahme mit dem Ekman-Birge-Greifer und das Aufholen durch die gesamte Wassersäule wurde die oberste Sedimentschicht gestört. Es dabei kam zur Aufwirbelung der obersten Millimeter. Auch durch das Auffüllen der Rohre nach der endgültigen Entnahme wurde wieder Sediment aufgewirbelt. Insgesamt müssen die obersten 0,5 cm als deutlich gestört angesehen werden, die tieferen Sedimentlagen blieben weitgehend ungestört. Die Angaben darüber, welche Sedimentschichten besonders stark an den Rücklösevorgängen beteiligt sind gehen auseinander. PSENNER (1982) schreibt den obersten Zentimetern die größte Bedeutung zu. Da mindestens 15 cm lange Kerne ausgestochen wurden sollte die für die Rücklösung bedeutsame Schicht vollständig erfasst worden sein. Die Auswirkung der

Sedimentumlagerung kann nicht abgeschätzt werden, da dabei jedoch kein Sediment verloren ging kann davon ausgegangen werden, dass der gesamt-P-Pool im Sedimentkern nicht wesentlich verändert wurde.

Bei den während der Stagnation entnommenen Proben wurde Sauerstoff in den Versuchsaufbau eingebracht, dies war trotz vorsichtigen Auffüllens mit ursprünglich sauerstofffreiem hypolimnischem Wasser nicht vollständig zu vermeiden. Die ersten Messungen zeigten Werte um 15 % Sättigung. Hierdurch kam es zu deutlichen Veränderungen des Redoxpotentials an der Sedimentoberfläche, dies war jedoch nur von relativ kurzer Dauer, da der eingebrachte Sauerstoff sehr schnell (innerhalb weniger Tage) wieder aufgezehrt wurde.

Bis zur kompletten Aufzehrung des Sauerstoffvorrates konnten die entnommenen Sedimentkerne wieder zur Ruhe kommen. So blieb die durch die Aufwirbelung verursachte P-Anreicherung im überstehenden Wasser bei den Messungen unberücksichtigt, sie könnte allerdings unter Umständen das Fließgleichgewicht zwischen den P-Fractionen im Sediment und im Freiwasser beeinflusst haben.

Die Durchmischung der Wassersäule durch Kühlung erwies sich als sehr gute Methode, Sedimentverwirbelungen kamen hierbei nicht vor. Die im Vergleich zum Freiland höheren Inkubationstemperaturen dürften sich auf die Geschwindigkeit der Rücklösung positiv ausgewirkt haben, andererseits ist aber durch die plötzliche Veränderung der Temperaturbedingungen eine Hemmung der mikrobiell bedingten P-Freisetzung möglich.

Insgesamt sind die Ergebnisse dieser Versuchsreihen nur als Anhaltspunkte und Tendenzen verwertbar, sie verdeutlichen dennoch die Situation der unterschiedlichen Gewässer.

Die Rücklösung von Phosphor aus dem Sediment ist von zahlreichen Faktoren abhängig, so z.B. der Temperatur, der Konzentration von Nitrat, dem pH-Wert und der Bioturbation (PSENNER 1982). Auch die bakterielle Aktivität hat einen großen Einfluss (TÖRNBLOM & RYDIN 1998, BOSTRÖM et al. 1988). Den entscheidenden Faktor für geschichtete Stillgewässer stellt jedoch das Redoxpotential dar, dass von der Sauerstoffkonzentration abhängt. Sinkt diese unter 1mg/l, so wird Phosphor schlagartig freigesetzt, da sich die Bindung an Eisenionen (FREVERT 1979) sowie an Sedimentpartikel (THOMAS 1973) löst.

Dieses Phänomen konnte auch in den untersuchten Seen beobachtet werden, mit dem Ansteigen der P-Konzentrationen im Hypolimnion stieg auch regelmäßig die Konzentration der freien Eisenionen (Fe^{2+}) an. Ähnliche Beobachtungen wurden auch von ANDERSEN & RING (1999) am See Arreskov in Dänemark und von PETTICREW & AROCENA (2000) in British Columbia gemacht.

Der beschriebene Vorgang kann durch das Vorhandensein einer hohen Nitrat-Konzentration gehemmt werden, in den untersuchten Gewässern reichte diese jedoch nicht aus.

Aus den Ergebnissen ist deutlich zu ersehen, dass die stärker eutrophierten flussnahen und flussangebundenen Gewässer höhere Rücklöseraten zeigten als die flussfernen, weniger stark eutrophierten Seen. Die Unterschiede zwischen den einzelnen Versuchsreihen, besonders ausgeprägt beim Neelhof und Schäferhof, könnten auf die Probennahme zurückgeführt werden, da im Neelhof die Hangneigung im tiefsten Bereich des Sees sehr steil ist und dadurch die Ablagerung der Sedimente sehr unregelmäßig erfolgt. Im Schäferhof sind Schwankungen durch die starke Auflandung und Sedimentdynamik (siehe 4.1) zu erklären. Andererseits ist auffällig, dass in beiden Gewässern die Rücklösung aus den Sedimentkernen vom Mai 2003 besonders hoch war. Dies traf jeweils auf beide Parallelansätze zu. Da die chemischen Vorgänge bei der Phosphorrücklösung von vielen Faktoren abhängen kann hier keine sichere Erklärung abgegeben werden.

Insgesamt ist zu beobachten, dass die Rücklösung, da sie vom vorhergehenden Phosphoreintrag abhängig ist, in den stärker eutrophierten Seen deutlich erhöht war. Die von SCHWOERBEL (1999) angegebene Menge von $12 \text{ mg/m}^2 \text{ Tag}$ für eutrophe Gewässer wurde hier deutlich überschritten. Dies kann dazu führen, dass der interne Eintrag (internal loading) den externen Eintrag übersteigt und damit bestimmend für die Trophie des Gewässers wird. In den flussnahen Seen Wilkenburg und Neelhof ist dieses Stadium bereits erreicht. Die Ergebnisse der Rücklöseversuche bestätigen dies. Sie belegen, dass die verstärkte Phosphoranreicherung im Hypolimnion nicht nur auf die Dauer und Stabilität der Schichtung, sondern auf die Größe und Zusammensetzung des im Sediment vorhandenen P-Pools zurückzuführen ist.

5.4.7 Berechnung der P-Bilanzen

Methodenkritik

Bei der Berechnung des potentiell natürlichen P-Eintrages wird davon ausgegangen, dass die Seen nicht grundwasserbeeinflusst sind. Tatsächlich kann ein gewisser

Austausch mit dem Grundwasser nicht ausgeschlossen werden, es ist jedoch aufgrund des für Abgrabungsgewässer recht hohen Seealters von einer weitgehenden Kolmation an Böschungen und Grund auszugehen. In der Literatur finden sich sehr unterschiedliche Angaben. Laut KOHM (1973) decken Baggerseen die gesamte Skala zwischen Flusseen und völlig abgedichteten Gewässern ab. Für eine gute Abdichtung der Gewässer der vorliegenden Untersuchung spricht ihre hohe Trophie, da durch das Absinken biogenen Materials die Bodenporen schnell verschlossen werden können (BANOUB 1980, DINGETHAL et al. 1998, DVWK 1992). Darüber hinaus konnten in den flussnahen Gewässern keine Wasserstandsschwankungen beobachtet werden, die den Veränderungen des Flusspegels folgten. Auch Temperaturunterschiede durch das Einströmen von Grundwasser konnten nicht nachgewiesen werden.

Die Berechnung der Wasseraufenthaltszeiten in den Seen ist sicher nur als Annäherung zu werten, da es keinen Abfluss gibt und der größte Teil des Wassers durch Verdunstung verloren geht, wobei jedoch die Nährstoffe im See verbleiben.

Die Anwendung der LAWA-Leitlinie für die Bewertung nach Kenngrößen der Seebeckmophometrie kann auch für künstliche Gewässer als relativ problemlos betrachtet werden.

Bei der Berechnung des potentiellen P-Eintrages durch Hochwasser wird die Sedimentation von nährstoffreichen Schwebstoffen und Bodenabschwemmungen aus dem Umland nicht berücksichtigt. Hierdurch ist der berechnete Wert eher als zu gering anzusehen. Auch ein kompletter Austausch des Seewassers durch die Strömung würde sich in dieser Richtung auswirken. Andererseits wird die Ausschwemmung von Seewasser und ein möglicher „Verdünnungseffekt“ bei sehr hohen P-Dichten im See ebenfalls außer acht gelassen, wodurch der Wert zu hoch ausfällt. Die Berechnung macht also nur deutlich, wie Hochwässer sich auf „jungfräuliche“ Seen, die noch nicht anderweitig belastet sind, auswirken könnten, aber gerade dies kann für die Planung von großer Bedeutung sein.

Man kann davon ausgehen, dass der Wert bei nährstoffärmeren Seen ($P_{\text{See}} < P_{\text{Fluss}}$) eher zu niedrig, bei nährstoffreicheren Seen ($P_{\text{See}} > P_{\text{Fluss}}$) dagegen zu hoch ausfällt.

Tatsächlich ermöglicht die Berechnung von P-Bilanzen aus doch sehr eingeschränktem Datenmaterial nur eine grobe Annäherung, die aber dennoch bei der voraus-

schauenden Planung Berücksichtigung finden sollte, da sie in der Lage ist, zu erwartende Extremsituationen aufzuzeigen.

Die Berechnungen zeigen deutlich den entscheidenden Einfluss der Überschwemmungshäufigkeit auf die Trophie der Gewässer. Die Auswirkungen dieser Eutrophierung werden in den Abschnitten 5.4.1 und 5.4.7 beschrieben, die Folgen für zukünftige Planungen werden in Abschnitt 6.2 diskutiert.

5.5 Makrophyten

Makrophyten sind in Gewässern nicht nur Anzeiger für Standortfaktoren, sondern beeinflussen auch ihrerseits als Strukturbildner den Lebensraum (GARZ et al. 1995).

Natürliche Auengewässer des Tieflandes werden in der Literatur meist als makrophytenreich oder sogar stark verkrautet beschrieben (BAUMANN 1985, REICHHOLF 1988), wobei die Zusammensetzung der Arten regional sehr unterschiedlich sein kann. Diese Beschreibung trifft auf die Untersuchungsgewässer in keiner Weise zu.

Auch SCHARBERT & GREVEN (2002) berichten, dass sich in den von ihnen untersuchten rheinangebundenen Abgrabungsgewässern keine Makrophyten fanden und führen dies auf die geringe Durchlichtung und stark schwankende Wasserstände zurück.

Beides trifft auf die flussangebundenen Untersuchungsgewässer ebenfalls zu, auch wenn die Wasserstandsschwankungen hier wesentlich geringer ausfielen (kurzfristige Schwankungen durch den Staubetrieb um wenige Dezimeter und jahreszeitlich bedingte Schwankungen um 2-3 m) als am Rhein, so dass emerse Vertreter in Marklohe und am Schäferhof durchaus zu wachsen vermögen. Die Sichttiefen als Maß für die Durchlichtung zeigten in den angebundenen Seen jedoch so geringe Werte, dass eine starke Beeinträchtigung submerser Makrophyten angenommen werden kann. Selbst die laut GARZ et al. (1995) von Sichttiefe und Trübung weitgehend unabhängigen und in flussangebundenen Seen der Weseraue vorkommenden Arten *Potamogeton pectinatus*, *P. crispus* und *Myriophyllum spicatum* konnten während der vorliegenden Untersuchung dort nicht nachgewiesen werden.

Da die Makrophyten in den nicht angebundenen Seen weder durch Wasserstandsschwankungen noch durch so extrem geringe Sichttiefen wie in den angebundenen Gewässern negativ beeinflusst sein können, muss davon ausgegangen werden, dass hier weitere Faktoren eine Rolle spielen. Am wichtigsten ist vermutlich das weitgehende Fehlen von Flachwasserzonen, da submerse

Makrophyten nur bis zu einer gewissen Tiefe, abhängig vom Lichtklima, existieren können. Das bedeutet, je stärker die Trübung, desto flacher müssten die von Makrophyten zu besiedelnden Bereiche sein. Darüber hinaus finden sich nur Arten, die an eutrophe Gewässer angepasst sind. Laut MELZER (1999) gehören die in Koldingen nachgewiesenen Arten *Potamogeton filiformis*, *P. lucens* und besonders *Elodea canadensis* zu den für nährstoffreichere Gewässer typischen Vertretern. Ein weiteres Problem könnte die Instabilität der Sedimente aufgrund zu steiler Böschungen sein. DUARTE & KALFF (1986) betonen, dass eine gute Entwicklung der pflanzlichen Biomasse nur bei sehr flachen Böschungswinkeln (1:44) zu erwarten ist. HAKANSON (1982) gibt an, dass Feinsedimente nur bei einem Gefälle von unter 1:20 stabil gelagert werden können.

Nur in Koldingen konnten ausgedehnte Bestände submerser Pflanzen beobachtet werden, da dies der einzige nicht angebundene See im Untersuchungsprogramm war, in dem größere Bereiche entsprechend flach angelegt wurden. Zwar fanden sich auch in Wilkenburg am südwestlichen Ufer einige unbeschattete Zonen zwischen 0 und 4 m Tiefe, die Durchlichtung reichte hier aber wegen der höheren Trübung offensichtlich nicht aus. Hinzu kam hier ein nicht genau quantifizierbarer Bestand des Graskarpfen (*Ctenopharyngodon idella*), der als herbivore Art zum Fehlen der Makrophyten beigetragen haben könnte.

Aufgrund der Sichttiefen sollten in Neelhof und Hakenwerder zwar bessere Bedingungen gegeben sein, die Ufer fallen jedoch so steil ab, dass kaum unbeschattete Bereiche bis 4 m Tiefe vorhanden waren. Entsprechend gering war das Aufkommen an submersen Pflanzen.

Auch für die emers wachsenden Pflanzen des Litoralbereiches ist der entscheidende Faktor sicherlich die Morphologie der Uferstrukturen. Sind flachere Uferabschnitte vorhanden, so fehlen auch Röhrichtbestände nicht. Einzige Ausnahme sind Bereiche, die durch eine starke Nutzung geprägt sind (Pferdeweiden, Badestrand, Vertrittstellen durch Angler und Badegäste).

Das Wachstum der *Phragmites*-Bestände in Marklohe und Hakenwerder zur Zeit der Untersuchung war horstartig, was allgemein als Zeichen für eine hohe Belastung und/oder schlechte Konstitution gewertet wird (KOHL & KÜHL 2001, BREHM & MEIJERING 1996). Als Faktoren kommen neben den starken Wasserstandsschwankungen auch treibende Matten aus Fadenalgen oder Fraß durch Wasservögel und Bisam in Betracht. An den Abgrabungsgewässern besteht aber auch die Möglichkeit,

dass sich aufgrund des geringen Alters der Standorte noch keine ideal angepassten Klone ansiedeln konnten, der Schilfgürtel also noch in Ausbildung begriffen ist. Da Schilfgürtel überwiegend asexuell durch die Bildung von Rhizomen und Seitentrieben wachsen und aus diesem Grund meist aus nur einem oder wenigen genetisch einheitlichen Klonen bestehen, ist eine ideale Anpassung dieser auch als Genets bezeichneten Gruppen an die lokalen Bedingungen besonders wichtig. Erst wenn durch Zufall ein passender Genet den Standort erreicht, kann dieser sich durchsetzen und eine stabile und widerstandsfähige Schilfzone bilden. Hierdurch könnte erklärt werden, dass im wesentlich älteren Neelhof-See die Bestände ein regelmäßiges Wachstum zeigten. Zur Neubesiedelung von Standorten durch *Phragmites* ist bekannt, dass das Wachstum immer vom Ufer aus erfolgt (KOHL & KÜHL 2001). Dies könnte der Grund dafür sein, dass die Bestände in den jüngeren Seen nur bis in sehr geringe Wassertiefen (max. 40 cm) reichten (Uferschilf) und praktisch noch kein Wasserschilf vorhanden war, das sich im Normalfall aus anderen Genets zusammensetzt. Eine endgültige Beurteilung der Bestände kann im Rahmen dieser Arbeit noch nicht erfolgen, hierzu wären langfristige Beobachtungen notwendig. Sicher ist aber, dass als Grundvoraussetzung zumindest möglichst umfangreiche potentielle Siedlungsbereiche geschaffen werden sollten.

Gerade in Flussauen, die durch die regelmäßigen Hochwasserereignisse geprägt sind, könne neue Strukturen und Habitate sehr gut besiedelt werden. Eine wichtige Rolle spielt hierbei das „Getreibsel“, also Samen, Früchte und Pflanzenteile, die als Ausbreitungseinheiten durch die Wasserströmung in der ganzen Aue verteilt werden. Besonders in hochdynamischen Bereichen wie z.B. Flussauen sind ja unter natürlichen Bedingungen freie Bodenbereiche wie Sand- und Kiesbänke sehr häufig anzutreffen, und entsprechend gut sind Flora und Fauna daran angepasst, diese Bereiche schnell zu besiedeln.

Wichtig ist zu erreichen, dass im Bewusstsein der Öffentlichkeit solche Bereiche, wenn sie als Folge des Kiesabbaus entstehen, nicht mehr als „Industriebrache“ oder „Mondlandschaft“ wahrgenommen werden, sondern als ursprüngliche Teile einer naturnahen Flusslandschaft, die gerade durch ihre hohe Dynamik und ihr im Verlauf der Sukzession ständig wechselndes Erscheinungsbild als wertvoll zu betrachten sind.

5.6 Makrozoobenthos

Da die Untersuchung des Makrozoobenthos überwiegend qualitativ erfolgte können hier nur Aussagen über das Artenspektrum gemacht werden, nicht jedoch über die Häufigkeit oder die Biomasse der Organismen. Durch die mehrmalige Beprobung möglichst vieler verschiedener Uferstrukturen zu verschiedenen Zeitpunkten kann davon ausgegangen werden, dass der größte Teil der häufigeren Arten nachgewiesen wurde. Der Nachweis seltener Arten ist dagegen immer zufallsabhängig (MARTEN 2001) Eine gute Vergleichbarkeit der Seen sollte anhand des vorliegenden Datenmaterials möglich sein.

Die Anzahl der vorgefundenen Arten zeigt deutlich, dass die Vielfalt der Strukturen und Habitate sich direkt auf die Makrozoobenthosdiversität auswirkt. So konnten die meisten Arten in den Gewässern nachgewiesen werden, die sowohl submerse als auch emerse Makrophytenbestände aufwiesen. Als weitere wichtige Habitate erwiesen sich die ins Wasser reichenden Wurzeln der Weidengebüsche am Ufer sowie vegetationsfreie Vertrittstellen mit sandigem Untergrund. Am Neelhof und in Hakenwerder kamen noch die *Nymphaea*-Bestände hinzu. Bei der Anlage zukünftiger Abgrabungen sollte dem Rechnung getragen werden, wobei aber berücksichtigt werden muss, dass die genannten Strukturen nicht zu kleinräumig sein sollten.

Die Einwanderung faunenfremder Arten scheint, wie am Beispiel der Crustacea deutlich wurde, besonders leicht in den flussangebundenen Gewässern möglich zu sein. Im allgemeinen wird dies als negativ betrachtet. Andererseits sind Auen von jeher stark vernetzte Systeme, deren einzelne Teile nicht isoliert voneinander betrachtet werden können. Dass neben naturraumtypischen Arten auch Invasoren in flussangebundene Gewässer leichter vordringen können ist eine Nebenwirkung der Funktion solcher Seen als wichtiger Teil des Fließgewässers.

Da zudem mehrere der vorgefundenen Neozoen auch aus nicht flussangebundenen Gewässern bekannt sind, sollte dieser Punkt nicht überbewertet werden.

Trotz der deutlichen Unterschiede zwischen den Untersuchungsgewässern besteht doch eine wichtige Gemeinsamkeit. In allen untersuchten Seen konnten in der Mehrzahl Arten nachgewiesen werden, die in der Literatur als typisch für Auengewässer beschrieben werden (siehe Anhang, Artenliste und ökologische Ansprüche). Dies hängt sicher damit zusammen, dass solche Auengewässer einen sehr dynamischen Lebensraum darstellen und die Organismen aus diesem Grund mit starken Schwankungen vieler Parameter leben müssen. So sind natürliche Alt- und besonders To-

tarme normalerweise flache, aber hocheutrophe Gewässer, in denen wie in den Untersuchungsgewässern kurzfristige Änderungen der Sauerstoffkonzentration und des pH-Wertes normal sind. Auch katastrophale Ereignisse durch besonders starke Hochwässer und damit verbundene Umgestaltungen der Lebensräume sind in Auen durchaus häufig. Aus diesem Grund setzt sich die typische Makrozoobenthoszönose natürlicher Auengewässer zu einem großen Teil aus Stillgewässerubiquisten zusammen. Durch ihre allgemein hohe Toleranz gegenüber verschiedensten Umwelteinflüssen sind diese Arten in der Lage, auch Abgrabungsgewässer zu besiedeln.

Der in der vorliegenden Makrozoobenthosuntersuchung ausschließlich berücksichtigte Litoralbereich ist darüber hinaus der Teil der Abgrabungsgewässer, der trotz der bestehenden Unterschiede einem natürlichen Auengewässer noch am ähnlichsten ist. Entscheidend ist die geringe Ausdehnung des Litorals im Vergleich zum Profundal. Dieses ist in natürlicherweise flachen Auengewässern nicht sehr ausgedehnt oder gar nicht vorhanden. Der gesamte Gewässerboden ist wegen der fehlenden Schichtung ganzjährig mit Sauerstoff versorgt. Im Gegensatz dazu zeigten die Untersuchungsgewässer über mehrere Monate im Jahr sauerstofffreie Verhältnisse im ausgedehnten Profundal. So steht für die meisten Arten des Makrozoobenthos nur die schmale Litoralzone als Siedlungsfläche zur Verfügung, während in natürlichen Auengewässern meist das gesamte Benthon besiedelt werden kann. Dies wird auch von BERNDT (1991) erwähnt, der gleichzeitig betont, dass damit die Ernährung der Ichthyofauna durch „Fischnährtiere“ verschlechtert wird. THEISS & MEYER-JENIN (1995) schreiben, dass in einem geschichteten eutrophen See der Siedlungsraum des Benthon durch eine Zwangsdurchmischung deutlich vergrößert werden konnte. Eine bessere Sauerstoffversorgung des Seebodens wäre also in jedem Fall positiv zu bewerten.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die Makrozoobenthoszönose durchaus in vielen Teilen die Verhältnisse eines Auengewässers widerspiegelt, wobei zunächst unerheblich ist, ob eine Flusssanbindung existiert oder nicht. Die Diversität war in jedem der untersuchten Gewässer deutlich größer als z.B. in der Weser selber (GARZ et al. 1995). Durch die große Tiefe und die steilen Ufer sowie das geringe Makrophytenaufkommen ist jedoch der potentielle Siedlungsbereich des Makrozoobenthos stark eingeschränkt.

5.7 Ichthyofauna

Die Ichthyofauna, besonders das Vorkommen von 0+-Fischen, wurde nur an drei Gewässern untersucht, dennoch lassen sich sehr deutliche Unterschiede zwischen dem nicht angebundenen Gewässer Hakenwerder und den angebundenen Seen erkennen.

5.7.1 Methodenkritik:

Zur Methodik ist anzumerken, dass die Befischung mit einer Jungfischwade vom Ufer aus eine überwiegend qualitative Methode darstellt. Quantitative Aussagen sind nur mit Einschränkungen möglich, da einerseits die Fangbedingungen an den einzelnen Probestellen zu unterschiedlich waren, andererseits besonders an den späteren Fangterminen einige Arten bereits sehr mobil und damit schwer zu fangen waren. Dennoch lässt sich aus immer wiederkehrenden Fängen einer Art auf relativ häufiges Vorkommen schließen.

Behindert wurde der Fang besonders durch Makrophyten oder Algenwatten, die sich im Netz verfangen, oder durch zu steile Ufer. Bei zu steiler Unterwasserböschung konnte nur ein kleiner Bereich befischt werden und den Fischen war ein Entkommen unter dem Netzrand möglich, da der Kontakt zum Boden erst sehr spät hergestellt werden konnte. Im Bereich von Röhrichtbeständen war es den Fischen besonders an den späteren Fangterminen aufgrund ihrer höheren Mobilität oft möglich in diese zu flüchten und so dem Fang zu entgehen. Unter solchen Umständen wurde - meist erfolgreich - versucht, die Fische aus den Makrophytenbeständen heraus zu treiben.

Durch das Schwarmverhalten der Jungfische wurden häufig große Individuenzahlen einer Art mit einem Netzzug gefangen, wodurch diese überrepräsentiert war, während Schwärme anderer Arten dem Netz geschlossen ausweichen konnten und dadurch in den Fangergebnissen nicht auftauchten. Gerade Arten oder Altersgruppen, die bei Gefahr zum offenen Wasser hin fliehen wurden dadurch vermutlich zu selten gefangen.

Trotz all dieser möglichen Fehlerquellen liefert die Befischung mit Uferzugnetzen gute Ergebnisse und ist allgemein gebräuchlich (SCHEFFEL 1989, STAAS 1997, KORTE 1999). Es kann davon ausgegangen werden, dass alle regelmäßig vorkommenden freischwimmenden Arten auch registriert wurden. Auch die Fangzahlen für die einzelnen Arten können als Indikator für deren Häufigkeit gewertet werden.

Die Elektrofischung wird von verschiedenen Autoren als wichtige und effektive Methode dargestellt (HALSBAND & HALSBAND 1975, RÜMLER, SCHRECKENBACH &

PFEIFFER 1998), dennoch ist sie für große Stillgewässer nur eingeschränkt geeignet, da die Effektivität mit zunehmender Gewässertiefe abnimmt (RÜMLER & SCHRECKENBACH 1997). Auch hohe Leitfähigkeiten werden von BARAS (1995) und GARNER (1997) als problematisch beschrieben, da die Fische das elektrische Feld bereits in größerer Entfernung wahrnehmen und fliehen können bevor sie betäubt werden. KORTE (1999) verweist auf die Beeinflussung der Fangergebnisse durch Scheuchwirkung, die gerade beim Fang vom Boot aus erheblich sein kann. Dennoch konnte diese Methode zur Bestätigung der durch die Netzfänge erworbenen Erkenntnisse dienen. Einige durch Netzfänge schlecht nachzuweisende Arten wie z.B. der Aal (*Aguilla anguilla*) konnten nur so in ihrem Vorkommen bestätigt werden. Zusammenfassend kann davon ausgegangen werden, dass das Artenspektrum der Gewässer nahezu vollständig erfasst wurde und alle sich regelmäßig dort reproduzierenden Arten bekannt sind.

5.7.2 Artenspektrum

Basierend auf der Insel-Theorie von MACARTHUR & WILSON (1967) ist von verschiedenen Autoren und für verschiedene Tiergruppen eine Abhängigkeit der Artenzahl von der Fläche beschrieben worden (REICHHOLF 1980, REHFELD 1983, NILSSON 1984, RAFFÉ et al. 1985). Da auch Stillgewässer als Inseln in einer terrestrischen Umgebung verstanden werden können (HUBBARD 1973, BARBOUR & BROWN 1974, KEDDY 1976), konnte eine Arten-Areal-Abhängigkeit von Fischen in Stillgewässern durch verschiedene Autoren nachgewiesen werden. SUMARI (1971) belegte diese Abhängigkeit für finnische Seen, MAHON & BALON (1977) und EADIE & KEAST (1984) arbeiteten an nordamerikanischen Seen, während BARBOUR & BROWN (1974) weltweit große Stillgewässer untersuchten. BRUNKEN (1986) unternahm den Versuch, diese Beziehung auch für Fische im mitteleuropäischen Raum darzustellen, wozu er die Daten von insgesamt 23 Stillgewässern unterschiedlicher Größe heranzog. Nach der von ihm erstellten Arten-Areal-Kurve ist bereits der Wieheteich (15 ha) mit 10 Arten, von denen 8 eine selbständige Reproduktion zeigten, als überdurchschnittlich artenreich einzustufen. Da der See im Vergleich zu natürlichen Stillgewässern des umgebenden Naturraumes sehr strukturarm ist (siehe Punkt 3.2.2), erscheint dieser Artenreichtum überraschend. Es muss allerdings berücksichtigt werden, dass der Wieheteich deutlich von der Weser beeinflusst wird und regelmäßig durch Hochwasser mit dieser in Kontakt tritt. So ist zwar kein kontinuierlicher Austausch von Arten und Individuen möglich, die Zuwanderung wird jedoch im Vergleich zu

möglich, die Zuwanderung wird jedoch im Vergleich zu völlig isolierten Gewässern deutlich erleichtert.

BRUNKEN (1986) betont, dass Stillwasserökosysteme mit direkter Anbindung an Fließgewässer eine deutlich höhere Artenzahl aufweisen sollten als isolierte Gewässer, weshalb die flussangebundenen Seen der vorliegenden Untersuchung auf Grundlage der Arten-Areal-Beziehung nicht beurteilt werden können. Sie stellen vielmehr nur Teile eines weitaus größeren verzweigten Systems dar, da für aquatische Organismen prinzipiell eine Ausbreitung entlang der gesamten Fließstrecke der Weser und ihrer Zuflüsse möglich ist. Gerade darin ist der Wert dieser Gewässer für die Ichthyozönose zu sehen. Besonders Arten, die im Laufe ihres Entwicklungszyklus verschiedenen Habitats benötigen wie die meisten rheophilen Vertreter der mitteleuropäischen Fischfauna (NLÖ 1993), sind auf vernetzte Lebensräume angewiesen. Zum Ablachen benötigen viele dieser Arten fließende Gewässer, während die Larven bevorzugt in strömungsberuhigte Zonen einwandern und dort abwachsen.

Mit jeweils 18 Arten, die zum größten Teil reproduzieren, reichen die flussangebundenen Gewässer an die artenreichsten Stillgewässer Deutschlands wie Großer Plöner See, Dümmer und Alster-Becken (18-20 Arten, LAWA 1985) heran. Dies ist für künstliche Seen dieser Größe sehr ungewöhnlich und nur durch die Verbindung mit dem Fließgewässer möglich.

Im Jahre 1992 konnten für angebundene Abgrabungsgewässer am Rhein ebenfalls 18 Fischarten nachgewiesen werden, diese jedoch alle als 0+ Stadien. STAAS (1995) beschreibt diese rheinangebundenen Baggerseen als wertvolle und produktive Bruthabitats für Fische und fordert, die Anbindung dieser Gewässer unbedingt zu erhalten. 14 der von Staas vorgefundenen Arten konnten auch im Rahmen der vorliegenden Untersuchung in den angebundenen Gewässern gefangen werden.

GARTZ et al. (1989) untersuchten im Jahr 1987 die beiden angebundenen Seen Marklohe und Schäferhof. Dabei wurden sowohl Larvenfänge als auch Echolotuntersuchungen zum Wanderverhalten adulter Fische durchgeführt. Die Abundanz der Larven war in den Seen deutlich höher als in der fließenden Welle der Weser. Anhand der Echolotuntersuchungen wurde eine sehr starke Nutzung der Anbindungen durch die Fische nachgewiesen. GARTZ et al. (1989) sprechen den flussangebundenen Abgrabungsgewässern eine überaus wichtige Funktion als Laich-, Brut-, Nahrungs- und Rückzugsrevier zu, die der von natürlichen Alt- und Nebengewässern entspricht.

Der erste Teil dieser Aussage kann durch die vorliegende Untersuchung bestätigt werden, allein die hohe Diversität der Ichthyozönose und das Vorkommen mehrerer geschützter Arten belegen die Bedeutung der angebundenen Gewässer. Allerdings gehören zu den natürlichen Auengewässern typischerweise auch stark verkrautete Flachwasserzonen, in denen phytophile Stillwasserarten wie Karausche (*Carassius carassius*), Karpfen (*Cyprinus carpio*), Hecht (*Esox lucius*), Schleie (*Tinca tinca*) und Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*) gute Lebens- und Fortpflanzungsbedingungen finden. Diese Arten kamen in den untersuchten Gewässern aber nur selten oder gar nicht vor, da geeignete Makrophytenbestände fast vollständig fehlten. Auch STAAS (1995) erwähnt das Fehlen phytophiler Arten in den von ihm untersuchten Seen und merkt an, dass sich die flussangebundenen Abgrabungsgewässer in diesem Punkt deutlich von natürlichen Auengewässern unterscheiden. NEUMANN et al. (1994) empfehlen, die große Tiefe rheinangebundener Abgrabungsgewässer zu erhalten, da diese Winterruhezonen für die Fische darstellen. Dies erscheint sinnvoll, wenn wegen der großen Wasserstandsschwankungen am Rhein ohnehin mit einem ausreichenden Makrophytenwachstum nicht gerechnet werden kann. An Flüssen mit weniger stark schwankenden Pegeln wie z.B. Weser und Leine sollte einer Verbesserung der Makrophytenlebensräume durch geringe Wassertiefen der Vorrang gewährt werden, zumal dadurch nicht nur phytophile Fische, sondern auch zahlreiche andere Organismen gefördert werden könnten.

5.7.3 Gefährdete Arten

Folgend sind die im Rahmen der Untersuchung gefangenen geschützten Arten aufgeführt. Für jede Art sind die Ursachen der Gefährdung (NLÖ 1993) und mögliche Schutzmaßnahmen genannt. Es wird versucht, das Vorkommen der Arten in den Untersuchungsgewässern zu erklären und Ansätze zur weitergehenden Verbesserung der Lebensbedingungen darzustellen.

Esox lucius, Hecht: Der Hecht kommt zwar regelmäßig in fast allen Gewässern vor, dies ist jedoch in vielen Fällen auf Besatzmaßnahmen zurückzuführen, so dass kaum noch zwischen natürlichem Vorkommen und Besatz unterschieden werden kann (NLÖ 1993). Die natürliche Reproduktion ist durch das Fehlen von Überschwemmungsbereichen und dichten Pflanzenbeständen eingeschränkt. So konnten auch in den untersuchten Gewässern kaum Jungfische, sehr wohl aber adulte Tiere beobachtet werden, die möglicherweise aus Besatzmaßnahmen stammten. Durch ihre

relativ starke Trübung und geringes Makrophytenaufkommen stellen die flussangebundenen Seen vermutlich kein gutes Habitat für diese Art dar, hier ist eher der Zander (*Sander lucioperca*) als typischer Raubfisch anzusehen, da er trübere Freiwasserbereiche bevorzugt (NLÖ 1993, LADIGES & VOGT 1979). Durch die Anlage von Flachwasserzonen und vor allem auch flacher Böschungen über der Mittelwasserlinie könnten die Reproduktionsmöglichkeiten verbessert werden.

Alburnus alburnus, Laube/Ukelei: Über die Gefährdungsursachen der Laube besteht keine Klarheit, die Bestände sind jedoch in vielen Gewässern rückläufig (NLÖ 1993). Da diese Art strömungsindifferent ist findet sie sowohl in angebundenen als auch nicht angebundenen Abgrabungsgewässern brauchbare Lebensbedingungen vor. Durch die hohe Produktivität dieser Seen ist eine gute Nahrungsgrundlage für die von Plankton und Anflug lebende Laube vorhanden. Empfehlungen für eine Verbesserung der Situation können nicht gegeben werden, da die genauen Ursachen des Bestandsrückganges nicht bekannt sind. Da die Laube aber in allen drei untersuchten Seen regelmäßig gefangen wurde scheint das Maß der Beeinflussung durch die Weser für diese Art keine entscheidende Rolle zu spielen.

Aspius aspius, Rapfen: Der Rapfen gehört zu den typisch rheophilen Arten, die als Laichsubstrat kiesigen bis steinigen Untergrund benötigen. In den Weserraum wurde er vermutlich durch Besatz aus dem Elbegebiet eingebracht (NLÖ 1993). Angaben über eine erfolgreiche Reproduktion dieser Art im Wesergebiet lagen bisher nicht vor, von THIEL (1998) konnte der Rapfen nicht nachgewiesen werden. Die Tatsache, dass in beiden flussangebundenen Seen mehrere Jungtiere gefangen wurden belegt dies jedoch eindeutig. Da der Rapfen zum Ablachen überströmte Kiesflächen benötigt, ist es möglich, dass der Laichvorgang nicht direkt in den Kieseeseen stattfindet, sondern über den Uferbefestigungen der Weser. In jedem Fall werden die Abgrabungsgewässer jedoch als Nahrungshabitat genutzt. Eine dauerhafte Besiedlung nicht angebundener Seen erscheint unwahrscheinlich. Für den Rapfen ist eine Flussanbindung in jedem Fall positiv zu bewerten, vermutlich ist ein möglichst hoher Wasseraustausch von Vorteil. Die Anlage von Kiesflächen im Bereich der Anbindung könnte, da hier im allgemeinen eine relativ starke Strömung herrscht, eventuell neue Laichgebiete schaffen. Es ist jedoch schwer abzuschätzen, ob solche Zonen angenommen würden und ob sie über längere Zeit bestehen bleiben könnten. Die Gefahr einer

Kolmation durch Feinsedimente wäre nicht auszuschließen. Es steht jedoch zu hoffen, dass der Rappfen im Fließgerinne selber ausreichende Laichgründe vorfindet und die Anlage von Sekundärbiotopen hier unnötig ist.

Carassius carassius, Karausche: Die Karausche konnte nur im Wiehteich nachgewiesen werden, was auf den ersten Blick nicht verwundert, da die Art als limnophil anzusehen ist. Andererseits werden gerade Altarme und strömungsberuhigte Zonen von Fließgewässern als typische und deshalb zu schützende Biotope angegeben (NLÖ 1993). Das anscheinende Fehlen dieser Art ist vermutlich auf das weitgehende Fehlen von Makrophyten zurückzuführen, hier sollte mit der vermehrten Anlage von Flachwasserzonen eine Verbesserung der Lebensbedingungen zu erreichen sein. Es steht zu vermuten, dass ältere, teilweise verlandende Abgrabungsgewässer einen hochwertigen Lebensraum für die Karausche darstellen könnten. In den ersten Jahrzehnten jedoch werden flussangebundene Gewässer vermutlich immer ungeeignet für diese Art sein.

Vimba vimba, Zährte : Die Zährte zählt zu den stark gefährdeten Arten, in der Weser ist dies wohl zumindest zum Teil auf die starke Versalzung der letzten Jahrzehnte zurückzuführen, weshalb eine Bestandserholung in Zukunft zu erwarten ist (NLÖ 1993). Aber auch in anderen Flussgebieten ist die Art selten geworden, vermutlich wegen fehlender Laich- und Jungfischhabitate. Als rheophile Art, die an seichten kiesigen oder auch an pflanzenbewachsenen Stellen ablaicht, sollte die Zährte in flussangebundenen Seen sehr gute Lebensräume vorfinden. Die vermehrt Anlage von Flachwasserzonen würde sich auch hier sicher positiv auswirken.

Cobitis taenia, Steinbeißer: Von dieser Art konnten nur wenige Tiere nachgewiesen werden, es ist jedoch sicher, dass sie flussangebundene Seen als Lebensraum nutzen kann. Da die Tiere dämmerungs- und nachtaktiv sind (LADIGES 1979, TEROFAL 1984), ist davon auszugehen, dass es sich bei den gefangenen Exemplaren um Zufallsfänge handelt und die Population möglicherweise deutlich größer ist als die Fangzahlen vermuten lassen. Eine natürlicher gestaltete Uferlinie und zusätzliche Flachwasserzonen sollten sich positiv auswirken, da vom NLÖ der Biotopschutz als wichtigste Schutzmaßnahme in den Vordergrund gestellt wird (NLÖ 1993). Die Ver-

netzung mehrerer Abgrabungen sowie die Anlage kleinerer flacher Nebengewässer könnte für den Steinbeißer ebenfalls von Vorteil sein.

Es kann festgehalten werden, dass die flussangebundenen Gewässer eine sehr hohe Artenzahl beherbergen und anscheinend auch gute Reproduktions- und Nahrungsbedingungen für viele Arten bieten. Dadurch leisten sie einen bedeutenden Anteil an der Rekrutierung der Ichthyozönose der Weser und bieten einigen gefährdeten Arten einen Rückzugsraum. Diese Gewässer sind im Hinblick auf die Ichthyozönose unbedingt zu erhalten und zu schützen.

Durch das weitgehende Fehlen von Makrophyten können sich aber einige für Auen-
gewässer typische Arten, besonders Krautlaicher, hier nicht vermehren. Für diese Arten, die ja meist auch an eine sehr hohe Trophie angepasst sind, könnten im Auen-
gebiet gelegene, aber vom Fluss getrennte Gewässer wie der Wieheteich gute Lebensräume darstellen, wenn durch flachere Uferstrukturen und möglichst eine insgesamt geringe Wassertiefe die Voraussetzungen für ein vermehrtes Makrophytenwachstum geschaffen würden. Auch im Abgrabungsbereich entstehende kleine Nebengewässer könnten zu hochwertigen Habitaten für Krautlaicher werden. Eine gute Einwanderungsmöglichkeit wäre durch die regelmäßigen Hochwasserereignisse gegeben, da sämtliche in Frage kommenden Arten im Wesergebiet vorhanden sind.

5.7.4 Wachstum

Perca fluviatilis: HNATEVIC (1960) gibt für den Flussbarsch eine jährliche Wachstumsrate von 25-40 mm an, allerdings bezieht sich seine Untersuchung auf Fische, die bereits eine Größe zwischen 7 und 27 cm aufwiesen. TESCH (1955) gibt als Totallänge gegen Ende der ersten Wachstumsperiode Werte zwischen 8 cm (schlechtes Wachstum) und 12 cm (gutes Wachstum) an. In einer Zusammenfassung der Daten von BAUCH (1954), KUCERA (1948), RÖPER (1936), WUNDSCH (1949) und FRANK (1958) bei HNATEVIC (1960) finden sich Totallängen zwischen 5,8 cm und 8,2 cm am Ende des ersten Lebensjahres. Allgemein scheint das Wachstum in produktiven Stillgewässern besonders gut zu sein. Stellt man diesen Werten das Wachstum der Flussbarsche in den untersuchten Gewässern gegenüber, deren Totallänge bereits am 29. August, also lange vor Ende der Wachstumsperiode, im Mittel 9 bis 10 cm betrug, so ist dieses Wachstum als sehr gut einzustufen.

Sander lucioperca: MOHR (1916) gibt für Zander aus der Obereider Totallängen von 5 cm am 1. August und 12,2 cm im November/Dezember an. Er zitiert Angaben eines Fischzüchters, wonach Zander in Kulturteichen im ersten Jahr eine Länge von 12-15 cm erreichen können. In den untersuchten Gewässern zeigten die Zander bereits Ende Juli Längen von über 10 cm, im August wurden in Marklohe 2 Tiere mit über 12 cm Länge gefangen. Wie bei den Barschen ist ein weiteres Längenwachstum in den Monaten September bis November anzunehmen. Im Vergleich zu den Literaturdaten kann auch hier von einem hervorragenden Wachstum gesprochen werden, das demjenigen in Kultur gehaltener Tiere gleichkommt oder dieses sogar übertrifft.

Abramis brama: Zum Wachstum junger Brassen liegen Werte von LELEK (1992) vor, der für Tiere aus dem Rhein eine Totallänge von 5 cm am Ende der ersten Wachstumsperiode angibt. Ein deutlich besseres Wachstum zeigten Brassen im Donaudelta, wo sie im ersten Jahr Längen von 13,9 cm erreichten, und in der Unterweser, wo sie bereits im September Längen von 5,4 cm aufwiesen (SCHEFFEL 1989).

Die am Schäferhof gefangenen Tiere lagen mit durchschnittlich 5,34 cm am 15. August etwa im selben Bereich wie die Brassen aus der Unterweser, die Fische aus den Seen in Marklohe und Hakenwerder lagen jedoch mit 4,34 bzw. 3,82 cm deutlich unter diesen Werten. Da aber bei den letzten Befischungen der vorliegenden Untersuchung das Ende der Wachstumsperiode noch nicht erreicht war ist davon auszugehen, dass das Wachstum zumindest nicht schlechter als im Rhein war. Zusammenfassend kann das Wachstum der Brassen im Schäferhof als gut, in den andern Seen als mäßig betrachtet werden.

Leuciscus leuciscus: Die Angaben über das Wachstum der Hasel im ersten Lebensjahr differieren sehr stark. So geben LELEK & BUHSE (1992) für den Rhein 5,9 cm an, WÜSTEMANN & KAMMERAD (1995) für das Bodeeinzugsgebiet 6,6 cm, KORTE (1999) für den Rhein über 10 cm und BARTHELMES (1981) für eine Teichwirtschaft 12 bis 13,5 cm. Mit Totallängen von durchschnittlich 6,63 cm im Schäferhof und 8,86 cm in Marklohe bereits Ende August kann das Wachstum der Hasel in den Untersuchungsgewässern als überdurchschnittlich bezeichnet werden.

Das allgemein gute Abwachsen der 0+-Ichthyozönose in den Untersuchungsgewässern ist auf hohe Zooplanktonabundanzen zurückzuführen, die den Fischen als Nahrungsgrundlage dienen. Genauere Angaben hierzu finden sich bei BLÖCHL (2004).

5.8 Zusammenfassung

Die zusammenfassende Beurteilung der abiotischen und biotischen Parameter der untersuchten Gewässer ergibt, dass die Seen in einigen Punkten als durchaus positiv zu bewertende Bestandteile der Weser- und Leineau gelten können. Hervorzuheben sind dabei insbesondere die Zusammensetzung des Makrozoobenthos sowie der Ichthyozönose. In anderen Punkten erwiesen sich die Gewässer jedoch als wenig geeignet, natürliche Auengewässer zu ersetzen. Hier sind besonders der Sauerstoffhaushalt und das damit verbundene Internal Loading sowie die Armut an Makrophyten zu nennen.

Es bestehen sehr große Unterschiede zwischen den einzelnen Gewässern, die deutlich machen, wie intensiv sich Lage und Morphologie auf die Ökologie auswirken. Die Gruppe der flussfernen Seen zeigt dabei die geringsten Eutrophierungsprobleme sowie die besten Voraussetzungen für das Makrophytenwachstum. Diese Gewässer sind als die unproblematischsten Abgrabungen anzusehen, da unerwünschte Vorgänge wie massive Algen-, insbesondere Cyanophyceenblüten, Sauerstoffmangel sowie die Gefahr des „Umkippen“ infolge von zu hohen pH-Werten, Schwefelwasserstoffbildung und Sauerstoffdefiziten eine eher untergeordnete Rolle spielen. Es ist jedoch nicht auszuschließen, dass sich dies mit zunehmendem Alter der Gewässer ändert.

Als problematisch müssen die flussnahen Gewässer Wilkenburg und Neelhof eingestuft werden. Sowohl in ihrer ökologischen Funktion als auch in ihrer Nutzbarkeit für Fischerei, Baden und als Landschaftsseen sind sie durch die extreme Eutrophierung stark eingeschränkt.

Die flussangebundenen Seen bieten zwar anscheinend sehr gute Lebensräume für die Ichthyozönose und sind in dieser Funktion als wertvoll einzustufen, durch das weitgehende Fehlen submerser Makrophyten sind sie ökologisch jedoch weniger vielfältig als die flussfernen Seen. Allerdings besteht durch die Flussanbindung die Möglichkeit einer naturnahen Dynamik relativ zügigen Verlandung, wodurch ausgesprochen wertvolle Lebensräume und Ersatzbiotope entstehen könnten.

6 Diskussion der Nutzungsansprüche und planerischer Aspekte

6.1 Anthropogene Nutzung der Gewässer

6.1.1 Anthropogene Nutzung der Ichthyozönose

Abgrabungsgewässer werden aufgrund der normalerweise für eine professionelle Netzfischerei zu geringen Größe fast ausschließlich von Sportanglern genutzt. Diese fordern von einem guten Angelgewässer einen relativ hohen Fischbestand, um erfolgreich angeln zu können. Einzelne Fischarten, besonders Raubfische wie Hecht und Zander, aber auch andere Arten wie z.B. der Karpfen, werden bevorzugt, während Kleinfische eine untergeordnete Rolle spielen. Gewünscht wird zudem eine möglichst große Anzahl kapitaler Fische (BEUCKER 1984). Die Ansprüche an die Morphologie und die Uferstrukturen der Gewässer sind unterschiedlich. Während einige Sportangler immer noch möglichst freigeschlagene Ufer und von submersen Makrophyten freie Gewässer bevorzugen, in denen sich Schnüre und Haken nicht verfangen können, schätzen mittlerweile immer mehr Angler möglichst naturbelassene oder natürlich wirkende Ufer, die beim Angeln ein Naturerlebnis ermöglichen. Gerade für die letztgenannte Gruppe können Abgrabungsgewässer gute Bedingungen bieten, da hier im Rahmen des Abbaugenehmigungsverfahrens meist nur eine extensive Befischung vorgesehen wird. Aufgrund der immer weiter steigenden Anzahl der Abgrabungsgewässer gerade in Flussauen sinkt der Druck auf die einzelnen Gewässer, für die Angler steht zunehmend Fläche zur Verfügung. Hierdurch wird das Konfliktpotential zwischen Anglern, anderen Nutzern und Naturschutz deutlich vermindert. Sollten sich Flächen so positiv entwickeln, dass ein vollständiger Schutz und der Ausschluss sämtlicher Nutzungen sinnvoll erscheinen, können für die Fischer Alternativen geboten werden. Nur so kann Akzeptanz für Naturschutzmaßnahmen erzeugt werden. Für die meisten Abgrabungsgewässer stellt eine extensive fischereiliche Nutzung keine übermäßige Belastung dar, solange Rücksicht auf besonders empfindliche Bereiche wie z.B. *Phragmites*-Bestände genommen wird und Ruhezo- nen zum Schutz der Fauna, vor allem der Avifauna (BARTMANN 1990), ausgewiesen werden.

Schon seit langem wird gefordert, dass der Fischbesatz künstlicher Gewässer sich den Standortgegebenheiten anpassen muss (z.B. HERBST 1977). Dies ist jedoch relativ schwer zu kontrollieren (BERNDT 1991). Aus naturschutzfachlicher Sicht wird ein

Besatz mit Fischen im allgemeinen vollständig abgelehnt (BARTMANN 1990). Hier könnte die Flusssanbindung vorteilhaft sein, da sie die Ichthyozönose positiv beeinflusst. Bei extensiver Nutzung sollten die sich selbst reproduzierenden Bestände ohne weitere Besatzmaßnahmen ausreichen, um eine gute Grundlage für die Sportfischerei zu schaffen. Voraussetzung ist natürlich, dass der Angler nicht erwartet, in den Abgrabungsgewässern standortfremde Fische wie z.B. die Regenbogenforelle fangen zu können, die vielerorts immer noch in neu entstandene Kiesseen eingesetzt wird (BEUCKER 1984). Hier ist in Zusammenarbeit durch Behörden, Naturschützer und die Vorstände der Angelvereine Aufklärungsarbeit zu leisten, um ein verstärktes Bewusstsein für die naturräumlichen Gegebenheiten von Flussauen und einen standortgerechten Fischbestand zu schaffen. Die Intensivhaltung von Fischen (Netzkäfighaltung) und Fischmast sind wegen der damit verbundenen Eutrophierung (BARTMANN 1990) und der Auswirkungen auf die restliche Ichthyozönose (Einschleppung standortfremder Arten, Übertragung von Krankheiten) grundsätzlich abzulehnen, auch wenn dies in der Vergangenheit als mögliche Folgenutzung für Abgrabungsgewässer betrachtet wurde wie z.B. bei HERBST (1977). Sollte hierfür Bedarf bestehen, müssen eigens dafür vorgesehene, außerhalb der Aue gelegene Gewässer verwendet werden.

6.1.2 Weitere anthropogene Nutzungen

Abgrabungsgewässer werden in Deutschland auf vielfältige Weise genutzt. Besondere Bedeutung haben dabei stille Erholung, Baden und anderer Wassersport wie Surfen, Bootfahren und Tauchen (DVWK 1992). Alle diese Nutzungen können unterschiedlich intensiv sein und entsprechend unterschiedliche Auswirkungen auf das Gewässer haben. Berücksichtigt man die Forderung nach möglichst kleinen und flachen Gewässern, so ergeben sich für die Wassersportnutzung große Probleme. Für Bootfahren und Surfen wird ohnehin eine Größe von mindestens 30 ha benötigt (DVWK 1992), was für ein Auengewässer völlig untypisch wäre. Aber auch für die Badenutzung sollten Abgrabungsgewässer nicht zu klein sein. Die DVWK-RICHTLINIE (1992) empfiehlt mindestens 5 ha Fläche und 10 m Tiefe. Zudem ist die Anlage von Liegewiesen, sanitären Anlagen und Parkplätzen im Überschwemmungsgebiet problematisch. Wird eine Flusssanbindung eingeplant, so kommt eine erhöhte Wassertrübung hinzu. Da stark eutrophierte Gewässer ohnehin die für Badegewässer geforderten Sichttiefen (mindestens 1 m, besser 2 m Sichttiefe) nur selten erreichen, ist die Sicherheit der Badenden dann kaum noch gewährleistet.

Auch die geforderten unbefestigten und makrophytenbestandenen Ufer lassen eine Badenutzung kaum zu, zumindest würden die Ufer stark beansprucht und geschädigt.

Abgrabungsgewässer in Flussauen, die im Sinne der vorliegenden Untersuchung geplant werden, sind also für den Wassersport ungeeignet. Sollte in einem Abgrabungsgebiet besonderer Bedarf an Bade- oder Wassersportseen bestehen, so sollten Gewässer außerhalb der Überschwemmungszone extra für diesen Zweck geplant werden. Dabei muss dann besonders intensiv darauf geachtet werden, den Eintrag von Nährstoffen durch geeignete Maßnahmen zu minimieren.

Die stille oder Naherholung ist als Folgenutzung für Abgrabungsgewässer in Auengebieten durchaus geeignet, solange sie gewisse Grenzen nicht überschreitet (DVWK 1992). Wege sollten so angelegt werden, dass besonders schützenswerte Bereiche, z.B. Schilfzonen, nicht zu stark gestört werden. Direkter Zugang zum Wasser sollte nur an wenigen Stellen möglich sein, da erfahrungsgemäß die Uferstrukturen an solchen Stellen stark in Mitleidenschaft gezogen werden.

Wichtig ist, dass darauf geachtet wird, den typischen Charakter einer Flussaue nicht zu stören. Auf betonierte Wege sollte so weit wie möglich verzichtet werden, vielmehr sollten natürliche Materialien zur Wegbefestigung verwendet werden. Gerade Wege sollten vermieden werden, geschwungenen Linien ist der Vorzug zu geben (GREBE 1967).

Besonders wichtig ist es, die Akzeptanz der Bevölkerung zu erreichen. Naturnahe Flussauen wirken nicht unbedingt optisch „schön“, gerade Flächen, die besonders wertvoll sind und einer hohen Dynamik unterliegen werden oft als nutzloses „Brach- und Ödland“ betrachtet. Gerade eine „ungepflegte“, der natürlichen Dynamik und Entwicklung überlassene Landschaft muss erst in einem Umdenkprozess als wertvoll erkannt werden. Durch Informationen, z.B. Lehrpfade und Infotafeln, können solche Flächen und Strukturen der Bevölkerung nahegebracht werden. Damit ein Gebiet als wertvoll und schützenswert angesehen wird, muss es zudem der Bevölkerung zugänglich sein. Beobachtungsposten können hierbei eine wichtige Hilfestellung leisten, da größere Flächen überschaut werden können, ohne dass sie durch das Betreten gestört werden.

6.2 Planung zukünftiger Abgrabungen

Problematisch sind in den untersuchten Gewässern besonders die Folgen der Eutrophierung sowie die für eine Aue untypische Morphologie.

Der erste Schritt zur Vermeidung dieser Probleme bei zukünftigen Abgrabungen sollte daher die bestmögliche Minimierung der Nährstoffeinträge sein. Dies ist in Flussauen nur schwer möglich. Um das Risiko einer problematischen Eutrophierung abschätzen zu können ist die Berechnung von P-Bilanzen hilfreich.

Es sollte möglich sein, bei Planungen abzuschätzen, wie oft ein bestimmtes Areal überflutet wird, und auch die P-Fracht des Fließgewässers kann leicht ermittelt werden. Aus diesen Daten und der Fläche und Uferhöhe des geplanten Gewässers lässt sich wie in dieser Arbeit durchgeführt der P-Eintrag durch Hochwasser abschätzen.

Auch eine Berechnung des potentiell natürlichen P-Eintrages in Anlehnung an die Richtlinie der LAWA sollte im Vorfeld durchführbar sein, da das Umfeld der Abgrabung ohnehin während der Planungsphase untersucht werden muss (Landvermessung, UVP, Bereitstellung von Kartenmaterial).

Somit ist es möglich, den in dieser Untersuchung vorgestellten Vergleich zwischen potentiell natürlichem und hochwasserabhängigem P-Eintrag durchzuführen. Sollte dabei der Hochwassereintrag sehr hoch ausfallen, müssen Maßnahmen eingeplant werden, die die Folgen der Eutrophierung mindern.

Fraglich ist, wo eine Grenze gezogen werden kann. Sie ist letztlich nur willkürlich festzusetzen, da nie genau vorausgesagt werden kann, wie sich ein Gewässer bei gegebenem P-Eintrag verhalten wird. Es muss berücksichtigt werden, dass Auengewässer immer relativ nährstoffreich sind und auch Abgrabungsgewässer in diesem Naturraum dem entsprechen sollten. Um die Berechnung nicht übermäßig kompliziert werden zu lassen wird hier vorgeschlagen, dass bei einem berechneten Hochwasser-P-Eintrag, der den potentiell natürlichen P-Eintrag übertrifft, auf jeden Fall Maßnahmen zur Minimierung der Eutrophierungsfolgen eingeplant werden sollten.

Hier hilft die Orientierung an natürlichen Gewässern des fraglichen Naturraumes. Da natürliche Auengewässer im Tiefland normalerweise flach und polymiktisch sind, sollten auch Abgrabungen ähnlich gestaltet werden. Nur wenn dies nicht möglich sein sollte muss darüber nachgedacht werden, wie die Situation zumindest langfristig entschärft werden kann. In einem solchen Fall ist eine dauerhafte Flussanbindung eine Möglichkeit, da hierdurch der Sauerstoffhaushalt und der pH-Wert stabilisiert werden.

Die zeitweise propagierte Anlage sehr tiefer Gewässer, die aufgrund ihres Oberflächen-Volumen-Verhältnisses größere Nährstoffeinträge abpuffern können (THON 1979, KRAFT 1981, KRAFT 1984), ist in Auengebieten abzulehnen, da hier die Toleranzgrenze für den Nährstoffeintrag in jedem Fall überschritten wird.

Es stellte sich heraus, dass einige der untersuchten Gewässer trotz der größtenteils steilen Ufer ausgedehnte Flachwasserzonen aufweisen, während andere, wie z.B. der Neelhof, nur sehr geringe Flachwasseranteile haben. Dies ist sicherlich abbaubedingt, das bedeutet bei der Planung wurde aufgrund der Umstände (Mächtigkeit der Abraumschicht, Mächtigkeit der abbauwürdigen Schicht, Flächenangebot, technische Möglichkeiten) eine bestimmte Morphologie ausgewählt. Kiesabbau ist notwendig, da nur hierdurch der benötigte Rohstoff zur Verfügung gestellt werden kann. Es muss also darauf geachtet werden, dass Kiesabbau auch wirtschaftlich vertretbar bleibt. Oft stehen aber, gerade bei Fragen der Morphologie, Naturschutzinteressen den Interessen der Ökonomie entgegen. Hier müssen Kompromisse gefunden werden. Im ökonomischen Interesse liegen:

- Abbautiefen, die die abbauwürdigen Schichten so weit wie möglich ausnutzen
- Möglichst geringe Abraumengen im Vergleich zu den gewonnenen Kies- und Sandmengen
- Relativ große zusammenhängende Flächen, um Transportwege zum Kieswerk kurz zu halten
- Steile Ufer, um den Flächenverbrauch gering zu halten

Im Interesse der Ökologie sollten Kiesecken in Flussauen dagegen

- möglichst flach sein
- möglichst aus vielen kleinen, möglichst vernetzten Gewässern bestehen
- möglichst flache Ufer haben, die natürlichen Strukturen ähneln

Es scheint, dass unter den gegebenen Umständen zumindest an einigen Orten gute Kompromisse möglich sind. Ein Beispiel hierfür sind die Seen Marklohe und Koldingen. Dass gerade diese Seen die jüngsten im Untersuchungsprogramm sind, spiegelt die Bemühungen um einen möglichst naturraumtypischen Charakter von Abgrabungen wieder. Allerdings sind auch viele rezente Abgrabungen nach wie vor sehr einseitig ökonomisch ausgerichtet, Beispiele hierfür sind wohl in jeder deutschen Flussniederung zu finden. Einseitig ökologisch geprägte Gewässer sind dagegen selten, da sich hierfür im Normalfall kein Abbauunternehmen, das ja wirtschaftlich arbeiten muss, interessiert.

Wichtig ist, dass sowohl vom Antragsteller als auch von den Genehmigungsbehörden in Zukunft verstärkt Wert auf naturnahe Strukturen gelegt wird und Abgrabungen bevorzugt da vorgenommen werden, wo solche Strukturen mit vertretbarem ökonomischem Aufwand herzustellen sind. Besondere Bedeutung kann in diesem Zusammenhang dem Einleiten von Kieswaschwasser sowie der Verwendung von Unter- und Überkorn zukommen. Durch diese Maßnahmen lassen sich beim Abbau Uferstrukturen abflachen und modellieren. Bei der Genehmigung muss dagegen der Flächenbedarf flacher Ufer berücksichtigt werden, so dass eher größere Flächen genehmigt werden oder auf Ausgleichsflächen verzichtet wird, wenn eine naturnahe Ausgestaltung der Ufer zugesichert werden kann.

Gleiche Prinzipien wie für die Steilheit der Ufer gelten auch für die Länge der Uferlinien. Auch hier bedeutet eine naturnahe Form der Gewässer mit langen Uferstrecken den Verlust von Rohstoffgewinnen. Auch hier sind Kompromisse notwendig und möglich.

Natürliche Auengewässer unterliegen wie jedes Stillgewässer einer sukzessiven Verlandung. Gerade in hochwassergeprägten Auenbereichen mit ihrer natürlicherweise hohen Dynamik verläuft dieser Prozess vergleichsweise schnell. Der Vergleich der Tiefenkarten des Sees Schäferhof aus den Jahren 1989 und 2003 zeigt, dass die Auflandung angebundener Gewässer sehr schnell vonstatten gehen kann, da das durch die Anbindung einströmende Wasser im See zur Ruhe kommt und Trübstoffe absedimentieren können. Hinzu kommt vermutlich eine Umlagerung und Einspülung von Sedimenten der Flusssohle. Dieser Vorgang wird sich so lange fortsetzen, wie die Anbindung offengehalten wird und der Seeboden tiefer als die Sohle des Flusses liegt. Wenn von einer Auflandung um einen Meter in 15 Jahren ausgegangen werden kann, sollte sich der Schäferhof spätestens in ca. 50 Jahren in ein ungeschichtetes Flachgewässer umgewandelt haben, das morphologisch einem Auengewässer schon relativ nahe kommt, insbesondere, wenn durch die Strömung auentypische Strukturen wie Sandbänke und Inseln entstehen sollten, was bei weiterer Abflachung zu erwarten ist. Vorausgesetzt werden muss allerdings, dass die Anbindung in ihrer jetzigen Form erhalten bleibt und im Bedarfsfall nachgebaggert und freigehalten wird. Dieser aus ökologischer Sicht ausgesprochen günstige Ausblick ist nur für flussangebundene Gewässer realistisch, bei nicht angebundenen Seen dürfte die Auflandung nur einen Bruchteil des beschriebenen Ausmaßes erreichen, so dass nur bei

einer sehr langfristigen Entwicklung die genannten positiven Aspekte zu erwarten wären.

Um die Makrophyten zu fördern und damit Abgrabungsgewässer näher an den Typus eines natürlichen Auengewässers heranzuführen sollte in erster Linie schon beim Abbau größter Wert auf die möglichst flache Ausgestaltung großer Uferabschnitte gelegt werden. Dies wird auch von BERNDT (1991) und BÖTTGER (1983) für Baggerseen am Niederrheins und in der Oberrheinebene erwähnt. Ein Besatz mit faunenfremden herbivoren Fischen wie dem Graskarpfen (*Ctenopharyngodon idella*) und ein Überbesatz mit wühlenden Arten wie dem Karpfen (*Cyprinus carpio*) ist selbstverständlich auszuschließen.

Oft werden neu angelegte Abgrabungsgewässer mit Makrophyten bepflanzt, um möglichst schnell „natürliche“ oder zumindest optisch ansprechende Zustände zu schaffen. Auch in Hakenwerder und Neelhof wurden Pflanzungen vorgenommen, übrig geblieben sind davon die *Nymphaea*-Bestände.

Die Praxis solcher Bepflanzungen hat jedoch eine Reihe von Nachteilen. Es ist selten möglich, wirklich standortgerechte Arten und vor allem auch standortgerechte Genets auszuwählen. So kommt zum Beispiel *Phragmites australis* als wichtigste Röhrichtpflanze der Weser- und Leineaue in unzähligen Genets vor, von denen vermutlich nur wenige an die starken Wasserstandsschwankungen und die relativ hohen mechanischen Belastung in den Abgrabungsgewässern angepasst sind. Hinzu kommen die Unterschiede zwischen Ufer- und Flachwasserbereich.

Da es nicht möglich ist, für jedes Gewässer die richtigen Genets auszuwählen, sind Rückschläge bei der Bepflanzung und „Renaturierung“ von Kiesseen vorprogrammiert. Die Situation der Makrophyten vor allem in den älteren Untersuchungsgewässern (Neelhof) macht jedoch deutlich, dass sich nach einer gewissen Zeitspanne durch natürliche Sukzession eine standortgerechte Flora von selbst einstellt, so dass sogar unter den für Makrophyten wie beschrieben sehr ungünstigen Bedingungen eine bestmögliche Nutzung der Habitate stattfindet.

Ähnliches gilt für Makrozoobenthos und Fischfauna. Auch hier ist ein Besatz unnötig, da im Überflutungsbereich der Flüsse beste Voraussetzungen für die Einwanderung standortgerechter Arten gegeben sind.

7 Gesamtdiskussion

Die Untersuchung der 6 Abgrabungsgewässer hat gezeigt, dass deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Seen bestehen. Diese Unterschiede sind zu einem großen Teil auf die unterschiedliche Beziehung zum Fluss sowie die unterschiedliche Morphologie der Gewässer zurückzuführen. Hinsichtlich vieler Einzelaspekte der Untersuchung lassen sich die Seen in drei Gruppen einteilen: flussferne, also selten überschwemmte Gewässer, flussnahe Gewässer mit jährlichen Überschwemmungen und flussangebundene Gewässer.

Abschließend soll diskutiert werden, wie weit diese Gruppen oder auch einzelne der Untersuchungsgewässer die eingangs erläuterten Eigenschaften und Funktionen natürlicher Auengewässer erfüllen können und welche Aspekte sich hierbei positiv oder negativ auswirken. Die unter Abschnitt 2 vorgestellten Eigenschaften und Funktionen natürlicher Auengewässer werden einzeln betrachtet.

Langgestreckte, schmale Form

Die untersuchten Gewässer entsprechen, wie die meisten Abgrabungen, dieser Form nicht. Die besten Ansätze zeigt noch der Schäferhof, da hier die Form länglich ist und parallel zum Flussufer verläuft. Grundsätzlich dürften sehr schmale und langgestreckte Formen ökonomisch etwas ungünstiger sein als runde Flächen, die Findung eines Kompromisses für jeden Einzelfall erscheint aber möglich.

Im Vergleich zum Fluss deutlich geringere Strömung

Dieser Punkt wird von allen untersuchten Gewässern erfüllt. Die relative Lage zum Fluss spielt hier keine Rolle. Es sollte allerdings darüber nachgedacht werden, ob für stark eutrophierte und tiefe Gewässer eine gerichtete Strömung durch ober- und unterstromige Flussanbindung wegen ihrer Auswirkung auf den Sauerstoffhaushalt nicht positiv zu bewerten wäre. Dies entspräche mehr einem sehr jungen Altarm, der noch an beiden Enden mit dem Hauptgerinne verbunden ist. Eine solche Möglichkeit bestände allerdings nur bei sehr flussnah gelegenen Gewässern mit einer parallel zum Fluss langgestreckten Form.

Die Tiefe übersteigt die des Flusses nicht oder nur wenig, daraus folgt meist Polymixie des Wasserkörpers

Keines der untersuchten Gewässer erfüllt diese Forderung vollständig. Selbst die flachsten Seen, Marklohe (mittlere Tiefe 3,6 m) und Koldingen (mittlere Tiefe 3,8 m), zeigten im Sommer noch eine über mehrere Monate andauernde Stagnation. Diese

ungünstige Morphologie ist, wie in Abschnitt 5.4.1 beschrieben, der wichtigste Grund für die problematischen Trophieverhältnisse sowie für das ungünstige Verhältnis zwischen Litoral und Pelagial, das die Abgrabungsgewässer kennzeichnet. Wo eine geringe Abbautiefe auf Grund ökonomischer Interessen nicht möglich ist, sollte eine Flusssanbindung, die für eine rasche Auflandung sorgt, eingeplant werden. Sollte dies, z.B. wegen zu großer Entfernung vom Fluss, nicht möglich sein, kommt auch eine Teilverfüllung mit unbedenklichen Sedimenten (kein Oberboden!) in Frage, was auch BERNDT (1991) vorschlägt. Dies dürfte jedoch im Regelfall kostenintensiv sein, zudem ist eine Kontrolle der eingebrachten Sedimente auf ihre Unbedenklichkeit nur schwer durchführbar (KRAFT 1981, KRAFT 1984). Die Forderung nach einer großen Abbautiefe, die angeblich eine große Aufnahmekapazität für Nährstoffe ohne übermäßige Folgen ermöglicht (THON 1979) ist für Auengebiete abzulehnen, da hier die Eutrophierung so stark ist, dass auch Seen mit einem großen Volumen innerhalb weniger Jahre ein anaerobes Hypolimnion und ein massives internal loading zeigen. Auch die höchste „Aufnahmekapazität“ ist hier schnell überschritten.

Vielfältige Uferstrukturen mit ehemaligen Prall- und Gleithängen sowie Sand- oder Kiesbänken

Diese Strukturen existieren an den untersuchten Gewässern nur sehr vereinzelt. Die Ufer sind größtenteils gerade und mit einheitlichen, steilen Böschungen ausgestattet und zum Teil sogar befestigt. Einerseits könnte hier beim Abbau durch die Modellierung der Ufer relativ kostengünstig einiges erreicht werden. Andererseits würde dadurch ein zwar verbesserter, aber dennoch statischer Zustand geschaffen, während Auen durch hohe Dynamik geprägt sind. Besser wäre also eine Flusssanbindung. In Marklohe sind durch Strömung und Sedimenteintrag bereits an einigen Stellen flache Sandufer und Abbruchkanten entstanden. Dieser Vorgang ist so weit wie möglich zu fördern.

Relativ großer Nährstoffreichtum

Unbestritten sind alle untersuchten Gewässer nährstoffreich, besonders die nah am Fluss gelegenen Seen. Durch ihre ungünstige Morphologie wirkt sich dies jedoch wie unter 5.4.1 beschrieben negativ aus. Dadurch ist in diesem Punkt eine direkte Vergleichbarkeit zwischen Auen- und Abgrabungsgewässern nicht gegeben. Bei Abgrabungen muss in jedem Fall auf eine Minimierung der Nährstoffeinträge hingearbeitet werden.

Zumindest teilweise Beschattung der Ufer durch Auenwälder

Einige der Seen sind durch Arten der Weichholzaue, besonders Weiden und Pappeln, streckenweise beschattet. Da durch die steilen Ufer, die starke Wassertrübung und die große Tiefe aber nur ein sehr begrenzter Siedlungsraum für Makrophyten im Gewässer vorhanden ist, wirkt sich Beschattung hier negativ auf das Gesamtsystem aus. Wegen der besseren Sichttiefe entsprechen hier die flussfernen Seen eher einem natürlichen Auengewässer, da die Makrophyten der Beschattung zu Seemitte hin ausweichen können.

Dichte Makrophytenbesiedelung in ausreichend belichteten Zonen

Hier wirkt sich eine geringe Tiefe, gekoppelt mit flachen Ufern und einer niedrigen Trophie, günstig aus. Die ersten beiden Punkte sind unabhängig von der Lage zum Fluss, der letzte Punkt ist nur bei möglichst weiter Entfernung und seltener Überschwemmung zu erreichen. Kurzfristig wirkt sich ein Flussanbindung wegen der starken Trübung zumindest auf submerse Arten negativ aus, langfristig könnte sie jedoch zu einer Abflachung und Strukturierung des Gewässers führen, die für Makrophyten förderlich ist. Das Wachstum emerger Arten (Röhricht) scheint weitgehend unabhängig von der relativen Lage zum Fluss zu sein.

Häufige Umgestaltung durch Hochwasserereignisse

Hier ist eine Flussanbindung in jedem Fall zu begrüßen, besonders, wenn die Ufer wie in Marklohe wenig befestigt sind. Nur hierdurch können Umgestaltungen stattfinden und neue Pionierstandorte geschaffen werden.

Meist starke Tendenz zur Verlandung durch den Eintrag großer Sedimentmengen

Auch in diesem Punkt ist eine Flussanbindung das beste Mittel, um den natürlichen Bedingungen nahe zu kommen und die oft durch wirtschaftliche Zwänge bedingten großen Abbautiefen zumindest langfristig auszugleichen. Auch in nicht angebundene Gewässer werden Sedimente eingetragen, aber auch wenn dieser Eintrag mit der Frequenz der Überschwemmungen steigt ist er dem eines angebundene Gewässers nicht vergleichbar. Bis zu einer ausreichenden Abflachung würden bedeutend längere Zeitspannen vergehen.

Funktion als Lebens- und Rückzugsraum zahlreicher, zum Teil seltener Tier- und Pflanzenarten, darunter viele Pionierarten

Die Untersuchung hat gezeigt, dass tatsächlich viele typische Arten der Flussauen die Abtragungsgewässer besiedeln. Die Arten des Makrozoobenthos bilden in allen Gewässern eine durchaus vielfältige und auentypische Gemeinschaft, allerdings

könnte ihr Siedlungsbereich durch größere Flachwasserzonen und die Förderung submerser Makrophyten vergrößert werden. Die submersen Makrophyten gedeihen am besten in den flussfernen Seen, da dort die Trübung am geringsten ist. Für die Ichthyozönose ist eine Flusssanbindung in jedem Fall positiv zu bewerten, da der Artenreichtum deutlich erhöht wird.

Funktion als Regenerationszellen für den Flusslauf

Diese Funktion kann nur von angebundenen Gewässern wahrgenommen werden, da nur diese jederzeit von Arten des Flusses aufgesucht werden können. Auch eine Auswaschung von Planktonorganismen (Flussplankton) ist nur hier möglich. Auch NEUMANN et al. (1994) und LUCKER et al. (1989) betonen, dass flussangebundene Abgrabungen am Rhein und an der Weser im Fall von Schadstoffkatastrophen zur schnellen Wiederbesiedelung des Flusses beitragen könnten.

Durch die dauernd vorhandene Gefahr des „Umkippen“ in den anaeroben Zustand, der sich auf die meisten Organismen katastrophal auswirkt, erscheinen die flussnahen und nicht angebundenen Seen besonders ungeeignet.

Funktion als Fortpflanzungs- und Jugendhabitat für zahlreiche, auch wirtschaftlich bedeutende Fischarten

Auf die Ichthyozönose wirkt sich eine Flusssanbindung grundsätzlich positiv aus, die nicht angebundenen Seen beherbergen eine bedeutend geringere Vielfalt an Fischen. Die Untersuchungen haben bestätigt, dass gerade viele rheophile Arten die angebundenen Baggerseen intensiv nutzen. Ein nicht angebundenes Gewässer kann diese Funktion nicht erfüllen. Besonders negativ wirkt sich auch hier die massive Eutrophierung der flussnahen Gewässer aus.

Funktion als landschaftsbildendes Element

Hier ist in erster Linie die Form des Gewässers sowie die Gestaltung der Ufer ausschlaggebend. Es sollte in diesem Punkt allerdings streng unterschieden werden zwischen den Bedürfnissen von Erholungssuchenden, die die Landschaft genießen möchten, und den Forderungen nach einer naturraumtypischen Gestaltung. Diese beiden Ansprüche können, zumindest im Anfangsstadium, durchaus widersprüchlich sein, da naturnahe Auengewässer nicht unbedingt „schön“ sind.

Als wichtig aus naturschutzfachlicher Sicht ist der möglichst weitgehende Ersatz der verloren gegangenen Auengewässer und die möglichst weitgehende Wiederherstellung der natürlichen Dynamik anzusehen. Unter diesem Blickwinkel ist flussfernen oder flussangebundenen Abgrabungsgewässern der Vorzug zu geben.

Die flussfernen Seen stellen dabei, insbesondere wenn sie flach sind, Strukturen dar, die relativ schnell ihre Funktion als Feuchtbiotope und „Inseln“ in einer ansonsten oft strukturarmen Landschaft übernehmen können. Sie sind als, für Stillgewässer, relativ statisch anzusehen. Die Flusserbindung dagegen stellt eine Investition in die Zukunft eines Gewässers und des Flusses dar und ermöglicht langfristig die Bildung äußerst vielfältiger, dynamischer Lebensräume mit einer durchaus naturraumtypischen Sukzession.

8 Empfehlungen

Um Leitlinien für die Abbauplanung aussprechen zu können, sind möglichst klare Zielvorstellungen nötig. Diese beschreiben ein möglichst gut in den Naturraum „Flussaue im mitteleuropäischen (speziell norddeutschen) Tiefland“ eingepasstes Gewässer. Die Leitlinien sollen dabei helfen, dieser Zielvorstellung so nahe zu kommen, wie andere Interessen (Ökonomie, Nutzungsansprüche) es zulassen.

Die nachfolgend aufgeführten Empfehlungen für die Planung von flussnahen Abgrabungsgewässern beschäftigen sich mit vielen Einzelaspekten, die regional durchaus unterschiedlich gewichtete Bedeutung haben können. Es wurde versucht, hierauf Rücksicht zu nehmen. Bei vielen Punkten sind mehrere Empfehlungsstufen vorgesehen. Falls die „Idealempfehlung“, z.B. aufgrund mangelnder Wirtschaftlichkeit, nicht berücksichtigt werden kann, stehen Alternativvorschläge zu Verfügung. Dies betrifft insbesondere die grundsätzliche Frage nach Lage und Tiefe des geplanten Gewässers. Einige der Empfehlungen sind im Vergleich zur bisher üblichen Abbaupraxis kostenneutral, andere kostenintensiver oder kostengünstiger. Fast alle Vorschläge wurden in der Vergangenheit bereits diskutiert (vergl. GARZ et al. 1995) und bei einzelnen Abgrabungen berücksichtigt, mit zum Teil sehr positivem Ergebnis. Was jedoch noch immer fehlt ist die konsequente Anwendung fester Leitlinien bei jeder Planung.

Es soll betont werden, dass die Untersuchungen und damit die Empfehlungen für die zukünftige Planung ausschließlich auf Abgrabungen in rezenten Auenbereichen bezogen sind und sich hier auf das entstehende Gewässer selbst sowie den unmittelbaren Uferbereich beschränken. Leitlinien für ein großräumiges Planungskonzept für den gesamten, also auch terrestrischen Auenbereich sind ausdrücklich nicht beabsichtigt.

Folgende Empfehlungen können aufgrund der Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung ausgesprochen werden:

Allgemein sollten, so weit möglich, flache Gewässer bevorzugt werden.

Eine geringe Tiefe entspricht dem Vorbild „Alt- oder Totarm“, ist Grundvoraussetzung für eine autotypische Produktionsbiologie und Biozönose und lässt viele der Probleme, die für Abgrabungen in Auenbereichen typisch sind, gar nicht erst entstehen.

Sollte abzusehen sein, dass der P-Eintrag durch Hochwasser den potentiell natürlichen P-Eintrag übersteigen wird, ist Punkt 1 besonders wichtig.

Die Berechnung erfolgt in Anlehnung an die LAWA-Richtlinie „Stehende Gewässer“ (LAWA 1998), mit den in Abschnitt 3.7 und 0 beschriebenen Abweichungen. Dass der P-Eintrag durch Hochwasser den potentiell natürlichen Eintrag übersteigt ist besonders in oft überschwemmten Bereichen zu erwarten. In diesem Fall würden die Eutrophierungsfolgen bei großer Tiefe besonders schnell und gravierend auftreten.

Sollte abzusehen sein, dass der P-Eintrag durch Hochwasser den potentiell natürlichen P-Eintrag übersteigen wird und dass eine große Abbautiefe unbedingt notwendig ist, dann sollte eine Flusssanbindung eingeplant werden.

Starke Eutrophierungsfolgen sind in diesem Fall unvermeidlich, können jedoch durch die Anbindung zumindest teilweise abgepuffert werden, zudem bestehen durch den stärkeren Sedimenteintrag günstigere langfristige Prognosen für eine naturraumtypische Entwicklung.

Eine Flusssanbindung sollte das ganze Jahr über einen möglichst hohen Wasseraustausch ermöglichen. Sedimenteintrag ist positiv zu bewerten.

Durch einen guten Wasseraustausch werden der Sedimenteintrag und die Pufferwirkung erhöht. Hierzu ist eine ausreichend tiefe Anbindung notwendig, möglichst oberstromig und am Prallhang liegend. Auch ein durchflossenes System mit ober- und unterstromiger Anbindung, dann auch am Gleithang, ist denkbar.

Bei einer Flusssanbindung sind die Belange der Schifffahrt zu berücksichtigen.

Die Standfestigkeit der Uferböschung von schiffbaren Flüssen hat aus Sicherheitsgründen Vorrang. Auch Bebauungen und andere sicherheitsrelevante Aspekte sind zu beachten.

Bei Verlandung einer Flusssanbindung soll diese wieder freigebaggert werden.

Der Wasseraustausch mit dem Fluss darf nicht eingeschränkt werden, da sonst alle negativen Folgen einer zu starken Eutrophierung und auenuntypischen Morphologie auftreten.

Erst wenn das Abgrabungsgewässer den Charakter eines polymiktischen Flachsees angenommen hat darf die Anbindung verlanden.

In diesem Fall ist die Voraussetzung für eine naturnahe Entwicklung gegeben, Unterhaltungsmaßnahmen sind dann nicht mehr notwendig.

**Die Ufer sollen auf großen Strecken so flach wie möglich angelegt werden.
(Richtwert: Böschungswinkel 1:10)**

Dies ist besonders wichtig, wenn der Grund des Gewässers wegen zu großer Tiefe oder Trübung für Makrophyten nicht besiedelbar ist. Soll also tiefer als 3-4 m abgebaut werden, wird das Areal oft überschwemmt oder ist eine Flussanbindung geplant hat dieser Punkt besondere Bedeutung.

Die Uferstrukturen eines Abgrabungsgewässers sollten möglichst „chaotisch“ gestaltet werden.

Kleine Nebengewässer, Mulden, Baggerspuren und Abbruchkanten bieten gute Voraussetzungen für die Entwicklung wertvoller naturraumtypischer Biotope. Buchten und Inseln verlängern und strukturieren die Uferlinie und bieten Lebensraum für Flora und Fauna.

Spül- und Waschwasser aus der Kiesverarbeitung kann und sollte zur Ufergestaltung verwendet werden.

Hierdurch entstehen Sandbänke und Flachwasserzonen, die während des Abbaus wertvolle Pionierstandorte darstellen und später die Ausbildung einer breiten Röhrlichtzone ermöglichen.

Oberboden ist sorgfältig abzuschleppen und darf auch langfristig nicht in das Gewässer gelangen.

Besonders wichtig ist dieser Punkt bei Gewässern, die wegen seltener Überschwemmungen einer übermäßigen Eutrophierung entgehen könnten. Diese Chance sollte nicht vertan werden, indem anderweitig ein Nährstoffeintrag riskiert wird. In oft überschwemmten Bereichen dagegen ist der Nährstoffeintrag ohnehin unvermeidbar und eine Nährstofflimitierung ausgeschlossen. Hier kann auch nährstoffreicher Abraum eventuell zur Gestaltung des Umfeldes eingesetzt werden.

Anpflanzungen aller Art sollten vermieden werden.

In Auen erfolgt die Besiedelung durch standortgerechte Pionierarten sehr schnell, und auch die weitere Sukzession sollte sich selbst überlassen bleiben. Hierdurch können unter Umständen größere Geldsummen eingespart werden. Selbst „standortgerechte“ Pflanzungen entwickeln sich ohnehin meist nur schlecht oder werden vollständig von autochthonen Arten verdrängt.

Bei weiter vom Fluss entfernten Gewässern könnte die Einbringung von Getreibsel zu einer schnelleren Ansiedlung führen, dieses sollte aber keines-

falls aus anderen Flusssystemen stammen, da dann unwahrscheinlich ist, dass sich unter den eingebrachten Pflanzen Genets befinden, die den gegebenen Bedingungen gut genug angepasst sind.

Besatz mit Tieren aller Art ist unnötig und unter Umständen schädlich.

Hier ist besonders der Besatz mit Fischen zu nennen, da in junge Baggerseen häufig Arten eingesetzt werden, die sich hier nicht auf Dauer entwickeln können, aber die natürliche Sukzession behindern (z.B. Forellen). In Gewässern mit Flussanbindung stellt sich sehr schnell eine standorttypische Ichthyozönose ein, die auch für Angler interessant ist. Aber auch in temporär überschwemmten Gewässern bildet sich im Verlauf weniger Jahre eine entsprechende Fischfauna aus.

Abbaugelände sollten so weit wie möglich vernetzt werden.

Hierdurch kann der für Auen typische rege Austausch von Arten und Individuen gefördert werden, die Besiedelung neuer Abbaugelände wird beschleunigt. Es werden Bereiche geschaffen, die groß genug für dauerhaft lebensfähige Populationen sind.

Eine direkte Nachbarschaft zu Ackerflächen und Bebauungen sollte vermieden werden. Dagegen ist die räumliche Nähe zu Feuchtwiesen und Auwaldresten positiv zu bewerten.

Durch die Einbeziehung möglichst naturnaher Strukturen können großflächige, strukturell vielfältige Bereiche entstehen.

Grundsätzlich sind Dynamik und natürliche Sukzession positiv zu bewerten und zu fördern. Durch Information aller Beteiligten kann die Akzeptanz hierfür gesichert werden.

Alle Maßnahmen, die hierbei hinderlich wirken können, wie z.B. unnötige Uferbefestigungen, betonierte Wege, Anpflanzungen und Besatz mit Tieren u.s.w. sind zu vermeiden. Bereits bei der Abbauplanung sollte darauf geachtet werden, dass alle Beteiligten und späteren Nutzer dieses Prinzip anerkennen.

Naturraumtypische Strukturen brauchen Zeit, um sich zu entwickeln. Hierauf ist Rücksicht zu nehmen.

Bereits bei der Planung sollte sichergestellt werden, dass die zu schaffenden potentiellen Ersatzbiotope sich ungestört entwickeln können. Hierfür könnte für jedes Gewässer eine Prognose erstellt werden, aus der hervorgeht, wie sich das Gewässer nach Einschätzung der Planer entwickeln wird und welche

Intentionen hinter einzelnen Planungsaspekten stehen. Nur so können spätere Nutzer und Beobachter rücksichtsvoll mit den vorhandenen Strukturen umgehen, den Erfolg oder Misserfolg einzelner Entwicklungen einschätzen und zu einer weiteren Verbesserung der Planungspraxis beitragen.

9 Literatur

- Amarasinghe, U. S. & Welcomme, R. L. (2001): An analysis of fish species richness in natural lakes. *Environmental Biology of Fishes* 65, S. 327-339.
- Andersen, F. & Ring, P. (1999): Comparison of phosphorus release from littoral and profundal sediments in a shallow, eutrophic lake. *Hydrobiologia* 408/409, S. 175-183.
- ARGE Weser (1996): Die Chloridproblematik an Werra und Weser. Bericht des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie, Hilesheim.
- Banoub, M. W. (1980): Über hydrochemische Veränderungen des oberen Grundwassers in der Umgebung von Baggerseen. Tagungsbericht der Akademie für Naturschutz und Landschaft.
- Baras, E. K. (1995): An improved electrofishing methodology for the assessment of habitat use by young-of-the-year-fishes. *Archiv für Hydrobiologie* 134, S. 403-415.
- Barbour, C. D. & Brown, J. H. (1974): Fish species diversity in lakes. *American Naturalist* 108, S. 473-489.
- Barthelmes, D. (1981): *Hydrobiologische Grundlagen der Binnenfischerei*. Stuttgart.
- Bartmann et al (1990): Die fischereiliche Nutzung von Baggerseen. Empfehlungen der Arbeitsgruppe Baggerseen der deutschen Gesellschaft für Limnologie. *Vogel und Luftverkehr*, Jahrgang 10, Heft 2, S. 98-110
- Bauch, G. (1954): *Die einheimischen Süßwasserfische*. Neumann Verlag, Radebeul und Berlin.
- Baumann, N. (1985): Ökologie und Vegetation von Altwässern. Eine Einführung mit zwei Beispielen (Mur und Raab). In: *Auengewässer als Ökozellen*, Grüne Reihe des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz. Ueberreuter, Wien.
- Begon, M. et al (1991): *Ökologie. Individuen, Populationen und Lebensgemeinschaften*. Birkhäuser Verlag, Berlin.
- Berndt, J. (1991): Ökologische Aspekte bei der Gestaltung und Nutzung von Baggerseen in der Aue. *Natur und Landschaft*, Jahrgang 66, Heft 3, S. 160-163
- Berndt, J. et al (1985) : Baggerseen mit Verbindung zu Fließgewässern – Ergebnisse einer ökologischen Studie am Niederrhein. *Natur und Landschaft*, Jahrgang 60, Heft 1, S. 3-8
- Bernhard, K. G. (1992): Ergänzungen zum Verzeichnis der für die Westfälische Bucht, das Emsland und den Landkreis Osnabrück nachgewiesenen Wanzenarten (Heteroptera). *Osnabrücker naturwiss. Mitt.* 18, S. 95-102.
- Beucker, J. (1984): *Angeln in Baggerseen. Reihe Fisch und fang*, Paul Parey, Hamburg, Berlin.
- BfG (2000): *Kiesabbau in Auen am Beispiel der Elbe (KABE). Grundlagen zur Einschätzung großräumiger ökologischer Auswirkungen*. BfG-Mitteilung, Bundesanstalt für Gewässerkunde Koblenz – Berlin.
- Bischoff & Hüchtker (1998): Konflikte im Kiesabbau, Erfahrungen am Beispiel von drei Abbaurahmenplänen. *Natur und Landschaft*, Jahrgang 73, Heft 9, S. 381-385.
- Bloechl, A. (2000): *Produktionsbiologische Untersuchung von vier Kiesseen im Kreis Schaumburg - Benthos - Diplomarbeit am Fachbereich Biologie der Universität Hannover*.
- Bloechl, A. (2004): *Vergleichende limnologische Untersuchung zur Planktodynamik von flussnahen Abgrabungsgewässern der Niedersächsischen Weser- und Leineae. Dissertation am Fachbereich Biologie der Universität Hannover, im Druck*.
- BLW (1996): *Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft*, Heft 4/96. München.
- Bohl, E. (1992): Rote Liste gefährdeter Fische (Pisces) Bayern. Schriftenreihe des Bayer. Landesamts für Umweltschutz 111, S. 42-46. München.
- Boström et al (1982): Phosphorus release from lake sediments. In: *Nutrient remobilisation from sediments and its limnological effects*. *Ergebnisse der Limnologie* Heft 18, Schweizerbatsche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart. S. 5-60.

- Boström, B. et al (1988): Exchange of phosphorus across the sediment-water interface. *Hydrobiologia* 170, S. 133-155.
- Böttger, M. (1983): Echolotmessungen in Baggerseen - Ergebnisse und Folgerungen. *Wasser und Boden* 9, S. 400-404.
- Braune, M. (2000): Produktionsbiologische Untersuchung von vier Kieseeseen im Kreis Schaumburg - Benthos - Diplomarbeit am Fachbereich Biologie der Universität Hannover.
- Braune, M. & Weidemann, W. (2001): Zur Bedeutung von Morphologie und Lage für die Produktionsbiologie flussnaher Kieseeseen der Weseraue. Erweiterter Tagungsbericht der DGL-Jahrestagung in Kiel 2001
- Brunken, H. & Fricke, R. (1985): Deutsche Süßwasserfische. Bestimmungsschlüssel für die wildlebenden arten. DJN-Führer, DJN, Hamburg.
- Brunken, H. (1986): Die Bewertung der Fischfauna von Stillgewässern am Beispiel des Schapenbruchteiches im Naturschutzgebiet Riddagshausen bei Braunschweig. *Braunschw. Naturkd. Schriften* 2, S. 405-424.
- DIN 4049 Teil 2
- Dingethal, F. J. et al (1998): Kiesgrube und Landschaft. Verlag Ludwig Auer, Donauwörth.
- DJN (1998): Süßwassermollusken. Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung.
- Dokulil, M. (Hg.) (2001): Ökologie und Schutz von Seen. UTB, Wien.
- Duarte, C. M. & Kalff, J. (1986): Littoral slope as a predictor of the maximum biomass of submerged macrophyte communities. *Limnol. Oceanogr.* 31, S. 1072-1080.
- DVWK (1992): Gestaltung und Nutzung von Baggerseen. 4. Auflage. Reihe DVWK-Regeln, Paul Parey, Hamburg, Berlin.
- Eadie, J. & Keast, A. (1984): Resource heterogeneity and fish species diversity in lakes. *Can. J. Zool.* 62, S. 1689-1695.
- Elliott (1979): A key to the british freshwater leeches. Freshwater biological Association. Scientific Publication No. 40.
- Frank, S. (1958): Das Wachstum des Flussbarsches in Böhmen. *Vestnik ceskoslovenske zoologicke spolecnosti* 22, Nr. 1.
- Frevert, T. (1979): The P redox concept in natural sediment – water systems; its role in controlling phosphorus from lake sediments. *Arch. Hydrobiol. Supplement* 55, S. 278-297.
- Garner, P. (1997): Sample sizes for length and density estimation of 0+ fish when using point sampling by electrofishing. *Journal of fish biology*, Jahrgang 1997, Heft 50, S. 95-106.
- Gartz et al (1989) : Untersuchungen zur ökologischen Funktion von drei mit der Mittelweser verbundenen Baggergewässer im Raum Nienburg. Diplomarbeit Universität Bremen, Fachbereich 2.
- Gartz et al (1995) : Baggerseen in der Weseraue – Tiefe Löcher mit ökologischem Potential. In: Gerken und Schirmer: Die Weser. *Limnologie aktuell*, Gustav-Fischer Verlag, Stuttgart.
- Gaumert & Kämmereith (1993): Süßwasserfische in Niedersachsen. Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Hildesheim.
- Grebe (1967): Die Anlage künstlicher Seen (Baggerseen, Stauseen) aus Sicht der Landschaftsplanung. In: Föderation Europäischer Gewässerschutz, Informationsblatt Nr. 14, S. 33-37
- Hakanson, L. (1982): Bottom dynamics in lakes. *Hydrobiologia* 91, S. 9-22.
- Halsband, E. & Halsband, I (1975): Einführung in die Elektrofischerei. *Schriften der Bundesforschungsanstalt für Fischerei* 7, Hamburg.
- Harengerd (2000): Baggerseen im Spannungsfeld zwischen Ressourcen-ver(sch)wendung und Naturschutz. In: Baggerseen – Ersatzlebensraum oder Wunden in den Flusstälern? Tagungsband Düsseldorf 2000.
- Hehenwarter (1967): Baggerseen, künstliche Kleingewässer und ihre limnologischen Probleme. In: Föderation Europäischer Gewässerschutz, Informationsblatt Nr. 14, S. 38-43.

- Herbst (1977): Nutzung von Gewässern, die durch den Abbau von Steinen und Sanden entstanden sind. In: Forschung und Beratung Nordrhein-Westfalen.
- Herbst, V. (1995): Nährstoffbelastung und Sauerstoffhaushalt der Weser. In: Gerken und Schirmer: Die Weser. Gustav-Fischer Verlag, Stuttgart.
- Hnatevic, B. (1960): Das Wachstum des Barsches (*Perca fluviatilis* L.) in dem Orava-Staubecken (Slowakei). Zeitschrift für Fischerei und deren Hilfswissenschaften, Jahrgang 1960, Heft 1/2, S. 85-93
- Höhener, P. (1990): Der Stickstoffhaushalt von Seen, illustriert am Beispiel des Sempachersees. Dissertation ETH.
- Hubbard, M. D. (1973): Experimental insular biogeography: ponds as islands. Florida Scientist 36, S. 132-141.
- Hupfer, M. (1993): Untersuchungen zur Phosphatmobilität in Gewässersedimenten. Dissertation Universität Dresden.
- Keddy, P. A. (1976): Lakes as islands: The distributional ecology of two aquatic plants, *Lemna minor* L. and *Lemna trisulca* L. Ecology 57, S. 353-359.
- Kohl, I. G. & Kühl, H. (2001): Schilf und Schilfsterben. In: Dokulil (Hg.): Ökologie und Schutz von Seen, UTB, Wien.
- Kohm, J. (1979): Die hydraulischen und hydrologischen Auswirkungen von Baggerseen auf das umliegende Grundwasser. Tagungsbericht der Akademie für Naturschutz und Landschaft.
- Korte, E. J. (1999): Bestandsentwicklung der Fischarten der hessischen Rheinaue 1994-1997: Reproduktionsstrategien, Jungfischauftreten, Gefährdung, Entwicklungstendenzen. Dissertation an der Philipps-Universität Marburg.
- Kraft, B. (1981): Die Rekultivierung von Baggerseen als konstruktive Umweltgestaltung, dargestellt am Beispiel des Abtragungsgebietes Lippstadt-Ost. Natur- und Landschaftskunde in Westfalen, Jahrgang 17, Heft 4, S. 95-104.
- Kraft, B. (1984): Gewässerschutz an Baggerseen. Maßnahmen zur Vermeidung einer vorschnellen Eutrophierung von Nassabtragungen. Wasser und Boden, Jahrgang 1984, Heft 4, S. 530-533.
- Kraft, B. (1984): Die Folgenutzungsauswahl und zielorientierte Rekultivierung von Baggerseen, dargestellt am Beispiel des Abtragungsgebietes Lippstadt-Ost. Geographisches Institut Uni Giessen, Giessener Geographische Schriften, Giessen.
- Kucera, F. (1948): Wachstum des Barsches in den tschechischen Gewässern. In: Casove spisy Ministerstvi zemědělství, ročník 1948, sv. 187.
- Ladiges, W. & Vogt, D. (1979): Die Süßwasserfische Europas bis zum Ural und Kaspischen Meer. Verlag Paul Parey, Hamburg, Berlin.
- Lampert, W. & Sommer, U. (1999): Limnökologie. Thieme-Verlag, Stuttgart.
- LAWA (1998): Gewässerbewertung – stehende Gewässer. Kulturbuch-Verlag Berlin.
- LAWA (2003): Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von Baggerseen nach trophischen Kriterien. Kulturbuch-Verlag Berlin.
- Lelek, A. & Buhse, G. (1992): Fische des Rheins - früher und heute. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.
- Lelek, A. (1987): The freshwater fishes of Europe. Vol.9: Threatened fishes of Europe. AULA-Verlag Wiesbaden.
- LfU (2000): Zustand der Baggerseen in der Oberrheinebene. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Stuttgart.
- LfU BW (1997) Pilotprojekt „Konfliktarme Baggerseen (KaBa)“, Zusammenfassung der bisherigen Ergebnisse – Statusbericht. Landesanstalt für Umweltschutz, Karlsruhe.
- Lucker, T. et al (1989): Untersuchungen zur ökologischen Funktion von drei mit der Mittelweser verbundenen Baggergewässern im Raum Nienburg. Diplomarbeit Universität Bremen, Fachbereich 2.
- Ludwig, J. (1990): Zur Ökologie der Fischfauna des Dümmers. Diplomarbeit an der Universität Berlin.

- Macan, T. T. (1965): A revised key to the british water bugs (Hemiptera-Heteroptera) with notes on their ecology. Freshwater Biological Association, Scientific Publication No. 16.
- Macan, T. T. (1979): A key to the nymphs of british Ephemeroptera. Freshwater Biological Association, Scientific Publication No. 20.
- MacArthur, R. H. & Wilson, E. O. (1967): The theory of island-biogeography. Princeton University Press, Princeton.
- Mahon, R. & Balon, E. K. (1977): Fish community structure in lakeshore lagoons on Long Point, Lake Erie, Canada. *Env. Biol. Fish.* 2 (1), S. 71-82.
- Maier, G. (1984): Vergleichende limnologische Untersuchungen flussnaher Baggerseen mit besonderer Berücksichtigung des Zooplanktons. Dissertation Universität Ulm.
- Maier, G (1987): Limnologische Untersuchungen zur Eutrophierung flussnaher Baggerseen II. Hydrologische Untersuchungen zur Infiltration von Flusswasser in nahegelegene Baggerseen. Jahreshefte der gesellschaft für Naturkunde in Württemberg, Heft 142, S. 227-241.
- Marten, M. (2001): Environmental monitoring in Baden-Württemberg with special reference to biocoenotic trend-monitoring of macrozoobenthos in rivers and methodical requirements for evaluation of long-term biocoenotic changes. *Aquatic Ecology* 35, S. 159-171.
- Melzer, A. (1999): Aquatic macrophytes as tools for lake management. *Hydrobiologia*, Heft 395, S. 181-190.
- Mohr, E. (1916): Über Altersbestimmung und Wachstum beim Zander. *Zeitschrift für Fischerei und deren Hilfswissenschaften*, Jahrgang 1916, Heft 18, S. 89-105.
- Mudrack, K. & Kunst, S. (1994): Biologie der Abwasserreinigung. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- Neumann, D. et al (1994): Gravel-pit lakes connected with the river Rhine as a reserve for high productivity of plankton and young fish. *Water Science and Technologie* 29, S. 267-271
- Neumann, D. et al (1995): Die ökologische Bewertung von Baggerseen mit Anbindung an einen Fluss – dargestellt an Beispielen vom Niederrhein. In: *Abgrabungsseen – Risiken und Chancen*. *Limnologie aktuell*, Band 7, S. 99-108.
- Nilsson, A. N. (1984): Species richness and succesion of aquatic beetles in some kettle-hole ponds in northern Sweden. *Holarctic ecology* 7, S. 149-156.
- NLfB (1998): Rohstoffsicherungsbericht 1998. Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung.
- NLÖ (1993): Gaumert & Kämmereith: Süßwasserfische in Niedersachsen. Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Hildesheim.
- OECD (1982): Vollenweider: Eutrophication of Waters – Monitoring, assessment and control. OECD, Paris.
- Petticrew, E. L. & Arocena, J. M. (2000): Evaluation of iron-phosphate as a source of internal lake phosphorus loadings. *The Sience of the Total Environment* 266, S. 87-93.
- Psenner, R. (1982): Vergleich von Aufschlussmethoden für die Gesamtphosphor-Bestimmung in Sedimenten. *Jber. Abt. Limnol. Innsbruck* 8, S. 251-260.
- Psenner, R. et al (1994): Die Fraktionierung organischer und anorganischer Phosphorverbindungen von Sedimenten. Versuch einer Definition ökologisch wichtiger Fraktionen. Reihe: *Arch. Hydrobiologie Supplement* 70. Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung Stuttgart.
- Rafe, R. W. et al (1985): Birds on reservs : the influence of area and habitat on species richnes. *Journal of Applied Ecology* 22, S. 327-335.
- Rehfeld, G. (1983): Die Libellen (Odonata) des nördlichen Harzrandes. *Braunschweiger Naturkundliche Schriften* 1 (4), S. 603-654.
- Reichenbach-Klinke, H. H. (1980): Krankheiten und Schädigungen der Fische. 2. Auflage, Gustav-Fischer Verlag, Stuttgart.
- Reichholf, J. (1980): Die Arten-Areal-Kurve bei Vögeln in Mitteleuropa. *Anz. Orn. Ges. Bayern*, 19, S. 13-26.

- Reichholf, J. (1988): Feuchtgebiete. Steinbachs Biotopführer, Mosaik Verlag, München.
- Reynoldson (1978): A key to the british species of freshwater triclads. Freshwater Biological Association, Scientific Publication No. 23.
- Röper, K. C. (1936): Wachstum des Barsches (*Perca fluviatilis* L.) in Gewässern Mecklenburgs und der Mark Brandenburgs. Dissertation der Universität Eberswalde.
- Rümmler, F. & Schreckenbach, K. (1997): Nachhaltige Beeinflussung der Fische und Fangeffektivität bei der Ausübung der Elektrofischerei. DGL Erweiterter Tagungsbericht 1997, S. 600-604.
- Rümmler, F. et al (1998): Auswirkungen der Elektrofischerei auf Fische. Fischer & Teichwirt 3, S. 88-92.
- Schadt, J. (1993): Fische, Neunaugen, Krebse und Muscheln in Oberfranken. Vorkommen und Verbreitung als Grundlage für den Fischartenschutz. Fachberatung für Fischerei, Bezirk Oberfranken, Bayreuth.
- Scharbert, A. & Greven, H. (2002): Umgestaltete Abgrabungsseen: Auengewässer der Zukunft? In: Verhandlungen der Gesellschaft für Ichthyologie Band 3, S. 131-187.
- Scharf, E-M. et al (1999): Möglichkeiten und Grenzen einer Tiefenwasserbelüftung in einem Stadtsee. DGL Tagungsbericht 1999.
- Scharf, B. W. (1995): Intermittierende Durchmischung eines Kiesbaggersees. In: Abgrabungsseen: Risiken und Chancen. Limnologie aktuell, Band 7, Gustav-Fischer Verlag, Stuttgart.
- Scheffel, H. J. (1989): Untersuchungen zum Jungfischauftreten in der Bremer Unterweser. Diplomarbeit Universität Bremen.
- Schiemer, F. (1988): Gefährdete Cypriniden - Indikatoren für die ökologische Intaktheit von Flusssystemen. Natur und Landschaft 63 (9), S. 370-373.
- Schwoerbel, J. (1999): Einführung in die Limnologie. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- Sommer, U. (1994): Planktologie. Springer Verlag.
- Staas, S. (1995): Der Vergleich des Jungfischauftretens im Rheinstrom und seinen angebundenen Baggerseen in der niederrheinischen Auenlandschaft. In: Abgrabungsseen – Risiken und Chancen. Limnologie aktuell, Jahrgang 1995, Heft 7, S. 111-120.
- Staas, S. (1997): Das Jungfischauftreten im Niederrhein und in angrenzenden Nebengewässern. Als Manuskript.
- Sumari, O. (1971): Structure of the perch populations of some ponds in Finland. Ann. Zool. Fennici 8, S. 406-421.
- Tesch, F. W. (1956): Percidenwachstum in eutrophen norddeutschen Flachseen. Zeitschrift für Fischerei und deren Hilfswissenschaften, Jahrgang 1956, S. 593-606.
- Theiss, J. & Meyer-Jenin, M. (1995): Therapie eines Hamburger Badegewässers (Eichbaumsee) durch intermittierende Zwangszirkulation. In: Verfahren zur Sanierung und Restaurierung stehender Gewässer, Limnologie aktuell Band 8, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart. S. 201-209.
- Thiel, R. (1998): Fischbrutaufkommen in Werra, Ober- und Mittelweser. Gutachten im Auftrag des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie.
- Thon, E. (1979): Zielkonflikt zwischen Kiesabbau und Grundwassernutzung. In: Gewässerpflege, Bodennutzung, Landschaftsschutz. Schriftenreihe des DVWK, Paul Parey, Hamburg. S. 147-171.
- Törnblom, E. & Rydin, E. (1998): Bacterial and phosphorus dynamics in profundal Lake Erken sediments following the deposition of diatoms: a laboratory study. Hydrobiologia, Heft 364, S. 55-63.
- Wundsch, H. H. (1949): Grundlagen der Fischwirtschaft in den Großstaubecken. Abhandlungen a. d. Fischerei und deren Hilfswissenschaften. Lfg. 1, Neumann Verlag, Radebeul.
- Wüstemann, O. & Kammerad, B. (1995): Der Hasel. Neue Brehm-Bücherei, Spektrum-Verlag.

10 Anhang

Koldingen 0m						
Datum	T°C	O2 %	O2 mg/l	pH	LF µS/cm	Sichtt. 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
28.02.02						
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	
22.11.02						
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

Biologie flussnaher Abgrabungsgewässer

29.07.03	25,6	123	10,09	8,64	455	1,4
12.08.03						
25.08.03	21,5	99,5	8,76	8,1	440	1,6

Koldingen 0m							
Datum	Chl-a	NH4-N mg/l	NO2-N mg/l	NO3-N mg/l	SRP mg/l	TP mg/l	Fe mg/l
27.06.01	2,80	0,015	0,015	1,48	0,04	0,05	0,02
27.07.01	1,00	0,015	0,015	1,36	0,06	0,07	0,02
23.08.01	0,60	0,107		0,1	0,01	0,04	0,02
02.09.01	4,70	0,015		0,1	0,01	0,21	0,02
05.10.01	3,90	0,015		0,1	0,01	0,02	0,02
17.10.01	3,90	0,015	0,015	0,1	0,01	0,01	0,034
06.11.01	7,80	0,015	0,015	0,1	0,01	0,01	0,02
23.11.01	6,90	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	0,40	0,015	0,015	1,71	0,01	0,01	0,02
13.02.02	0,20	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	1,20	0,023	0,015	1,32	0,01	0,03	0,031
22.03.02	0,80	0,079	0,015	1,5	0,01	0,02	0,02
01.04.02	3,90	0,015	0,015	1,5	0,02	0,03	0,101
23.04.02	4,70	0,015	0,015	0,1	0,01	0,02	0,02
30.04.02	5,10	0,015	0,015	0,1	0,01	0,01	0,02
13.05.02	0,40	0,015	0,03	0,8	0,01	0,04	0,051
27.05.02	0,20	0,015	0,015	0,1	0,01	0,05	0,02
12.06.02	2,80	0,015	0,015	0,59			0,02
25.06.02	0,20	0,015	0,015	0,1	0,01	0,04	0,02
09.07.02	2,00	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	0,20	0,019	0,015	0,02	0,01	0,02	0,02
23.08.02	0,20	0,015	0,015	0,53	0,01	0,06	0,02
10.09.02	14,40	0,015	0,015	0,95	0,01	0,03	0,027
19.09.02	3,40	0,015	0,015	0,29	0,01	0,03	0,03
08.10.02	0,20	0,015	0,015	0,5	0,01	0,02	0,033
22.10.02	0,00	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
22.11.02							
10.12.02		0,023	0,015	1,7	0,01	0,04	0,051
21.01.03	0,40	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	1,48	0,025	0,64	5,2	0,04	0,14	0,197
25.03.03	0,89	0,015	0,018	10,8	0,01	0,03	0,054
17.04.03	5,62	0,059	0,023	3,87	0,01	0,02	0,032
06.05.03	3,55	0,015	0,023	4,4	0,01	0,02	0,02
22.05.03	0,30	0,015	0,019	4,5	0,01	0,01	0,02
12.06.03	0,59	0,015	0,026	3,27		0,03	

Biologie flussnaher Abgrabungsgewässer

24.06.03	1,48	0,015	0,029	3,74		0,01	
16.07.03	3,55	0,015	0,031	2,44	0,01		0,035
29.07.03	5,62	0,068	0,03	1,88	0,01	0,04	0,035
12.08.03	1,48						
25.08.03	5,33	0,015	0,014	1,43	0,01	0,04	0,02

Koldingen Grund						
Datum	T°C	O2 %	O2 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	
23.08.02						
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	
12.08.03						
25.08.03	17,7	5,7	0,54	7,55	547	

Koldingen Grund						
Datum	NH4-N mg/l	NO2-N mg/l	NO3-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
17.10.01						
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
22.07.02						
09.08.02	0,03	0,015	0,012	0,01	0,05	0,02
23.08.02						
10.09.02	0,015	0,015	0,96	0,01	0,05	0,156
19.09.02						
17.04.03						
06.05.03						
22.05.03						
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
12.08.03						
25.08.03	2,01	0,015	0,88	0,16	0,3	0,239

Hakenwerder 0m						
Datum	T°C	O2 %	O2 mg	pH	LF µS/cm	Sichtt. 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

Biologie flussnaher Abgrabungsgewässer

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
04.02.03						
18.02.03	1	94	13,47	7,96	586	
04.03.03						
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 0m						
Datum	NH4-N mg/l	NO2-N mg/l	NO3-N mg/l	SRP mg/l	TP mg/l	Fe mg/l
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	

Biologie flussnaher Abgrabungsgewässer

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
02.07.02						
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	O2 %	O2 mg	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	
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	

Biologie flussnaher Abgrabungsgewässer

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	NH4-N mg/l	NO2-N mg/l	NO3-N mg/l	SRP mg/l	TP mg/l	Fe mg/l
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 0m						
Datum	T °C	O2 %	O2 mg/l	pH	LF µS/cm	Sichtt. 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
11.07.01						
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			
28.01.02						
13.02.02	7,5	91,1	10,84	8,05	625	1,4
28.02.02						
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

Biologie flussnaher Abgrabungsgewässer

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 0m						
Datum	HH4-N mg/l	NO2-N mg/l	NO3-N mg/l	Ortho-P mg/l	Ges.P mg/l	Fe mg/l
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
28.02.02						
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

Biologie flussnaher Abgrabungsgewässer

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	O2 %	O2 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
23.08.02					
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

Biologie flussnaher Abgrabungsgewässer

Wilkenburg Grund						
Datum	HH4-N mg/l	NO2-N mg/l	NO3-N mg/l	SRP mg/l	TP mg/l	Fe mg/l
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
23.08.02						
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
17.04.03						
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 0m						
Datum	T°C	O2 %	O2 mg/l	pH	LF µS/cm	Sichtt. 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

Biologie flussnaher Abgrabungsgewässer

13.02.02	7	92	10,96	7,8	929	1,8
25.02.02	5,6	85	10,25			
06.03.02						
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
14.02.03						
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 0m						
Datum	NH4-N mg/l	NO2-N mg/l	NO3-N mg/l	SRP mg/l	TP mg/l	Fe mg/l
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
23.07.01						
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
09.01.02						
28.01.02	0,341	0,005	1,37	0,03	0,06	0,055
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
06.03.02						
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
14.02.03						
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

Biologie flussnaher Abgrabungsgewässer

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	O2 %	O2 mg	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	
04.12.01						
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	
23.08.02						
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	
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	NH4-N mg/l	NO2-N mg/l	NO3-N mg/l	Ortho-P mg/l	Ges.-P mg/l	Fe mg/l
22.05.01						
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
04.12.01						
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
23.08.02						
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
22.10.02						
25.03.03						
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 0m						
Datum	T°C	O2 %	O2 mg	pH	LF µS/cm	Sichtt. 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	
25.02.02	6	95	11,8			
04.03.02						
12.03.02	7,7	99,3	11,78	7,96	905	0,8
26.03.02						
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

Biologie flussnaher Abgrabungsgewässer

03.07.03	20,2	81	7,28	7,92	1515	1
24.07.03						
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 0m						
Datum	NH4-N mg/l	NO2-N mg/l	NO3-N mg/l	SRP mg/l	TP mg/l	Fe mg/l
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
02.07.02						
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

Biologie flussnaher Abtragungsgewässer

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	O2 %	O2 mg	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	
24.07.03						
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	NH4-N mg/l	NO2-N mg/l	NO3-N mg/l	SRP mg/l	TP mg/l	Fe mg/l
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
04.09.01						
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
02.07.02						
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
08.04.03						
24.04.03	0,215	0,04	3,2	0,07	0,1	0,248
17.05.03						
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
24.07.03						
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

Biologie flussnaher Abgrabungsgewässer

Marklohe 0m							
Datum	T°C	O2 %	O2 mg	pH	LF µS/cm	Sichtt. 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				
04.03.02							
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		
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 0m						
Datum	NH4-N mg/l	NO2-N mg/l	NO3-N mg/l	SRP mg/l	TP mg/l	Fe mg/l
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	O2 %	O2 mg	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
17.05.03					
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	NH4-N mg/l	NO2-N mg/l	NO3-N mg/l	SRP mg/l	TP mg/l	Fe mg/l
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
02.07.02						
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
08.04.03						
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

Biologie flussnaher Abgrabungsgewässer

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	O2%	O2 mg	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
	T °C	O2%	O2 mg	pH	LF µS/cm
23.08.01					
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	O2 %	O2 mg	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
	T °C	O2 %	O2 mg	pH	LF µS/cm
21.08.03					
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	O2%	O2 mg	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	O2%	O2 mg	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	O2%	O2 mg	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	O2%	O2 mg	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	O2%	O2 mg	pH	LF µS/cm
0m	21,5	112,7	9,85	8,41	485
1m					
2m					
3m					

Biologie flussnaher Abgrabungsgewässer

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	O2%	O2 mg	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	O2%	O2 mg	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	O2%	O2 mg	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	O2%	O2 mg	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	O2%	O2 mg	pH	LF µS/cm
0m	15,1	103	10,3	8,38	865
3m	15,2	100,9	10,09		870

Biologie flussnaher Abgrabungsgewässer

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	O2%	O2 mg	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	O2%	O2 mg	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	O2%	O2 mg	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	O2%	O2 mg	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	O2%	O2 mg	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	O2%	O2 mg	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	O2%	O2 mg	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

Biologie flussnaher Abtragungsgewässer

11m	8,9	2,7	0,28	7,98	791
-----	-----	-----	------	------	-----

Neelhof Profile					
12.08.03					
	T °C	O2%	O2 mg	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
6m					
7m					
8m					
9m					
10m					
11m	8,9	3,7	0,42	7,87	778
25.08.03					
	T °C	O2%	O2 mg	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	O2 %	O2 mg	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	O2 %	O2 mg	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 29-30.7.02					
Uhrzeit	T °C	O2 %	O2 mg	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	O2 %	O2 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	O2 %	O2 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
24.07.03					
	T °C	O2 %	O2 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

Sebeckenmorphometrie						
Gewässer	Koldingen	Hakenwerder	Wilkenburg	Neelhof	Schäferhof	Marklohe
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. m³]	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 Tiefenstufen [%]						
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
Flachwasseranteil [%]	42	27	26	15	42	63

Der potentiell natürliche P-Eintrag, die potentiell natürliche P-Konzentration, die potentiell natürliche Trophie sowie die potentiell natürliche Sichttiefe wurden mit dem Programm „Gewässerbewertung – stehende Gewässer“, frei verfügbar unter home.t-online.de/home/hydrobio.hw/seenbew.htm, berechnet.

P-Bilanzen und Trophie						
	Koldingen	Hakenwerder	Wilkenburg	Neelhof	Schäferhof	Marklohe
potentiell nat. P-Eintrag [kg/a]	12,46	7,15	5,05	6,5	6,6	10,2
potentiell nat. P-Konz. (TP) [µg/l]	17,1	15,2	20,9	15,5	15,4	19,5
potentiell nat. Trophie (LAWA)	mesotroph	mesotroph	mesotroph	mesotroph	mesotroph	mesotroph
Ist TP mittel	38	45	79	110	133	131
Ist-P (TP) [µg/l] Frühjahr	39	62	75	136	151	132
Ist-P (TP) [µg/l] Sommer	33	20	76	93	129	134
Ist-Trophie (LAWA) nach TP Frühjahr	mesotroph	mesotroph	eutroph e1	eutroph e1	eutroph e2	eutroph e1
Ist-Trophie (LAWA) nach TP Sommer	mesotroph	mesotroph	eutroph e1	eutroph e1	eutroph e2	eutroph e2
pot. TP Hochwasser [kg/a]	10,2	5,6	24	25,5		
potentiell nat. Sichttiefe [m]	2	2,8	2,3	3,1	2,2	2,3
mittl. Sichttiefe	2,12	2,64	1,51	1,81	1,29	0,96
Ist-Sichttiefe [m] Sommer	2,58	2,86	1,61	1,64	1,21	1,02
potentiell nat. Trophie nach Sichtt.	eutroph e1	mesotroph	eutroph e1	mesotroph	eutroph e1	eutroph e1
Ist-Trophie nach Sichtt.	mesotroph	mesotroph	eutroph e2	eutroph e1	eutroph e2	eutroph e2

Makrozoobenthos Gesamtliste								
Taxon	Art	Koldin- gen	Haken- werder	Wilken- burg	Neelhof	Schäfer- hof	Marklohe	
Turbellaria	Planaria torva		1			1		
	Dendrocoelum lacteum					1		
	Dugesia tigrina	1	1	1	1			
	Dugesia polychroa		1			1		
	Dugesia spec.			1				
	Polycelis nigra						1	
Gastropoda	Ancylus fluviatilis					1	1	
	Anisus vortex		1	1			1	
	Anisus leucostoma				1			
	Bithynia tentaculata	1	1	1	1	1	1	
	Galba truncatula	1				1	1	
	Gyraulus albus	1	1			1	1	
	Gyraulus crista			1		1		
	Gyraulus parvus	1			1	1		
	Gyraulus riparius			1				
	Hippeutis complanatus			1		1		
	Lymnaea stagnalis			1		1	1	
	Physa fontinalis	1			1			
	Physella acuta	1	1	1	1	1	1	
	Physella heterostropha	1			1			
	Planorbis planorbis	1	1			1	1	
	Potamopyrgus antipodarum	1	1	1	1	1	1	
	Radix auricularia			1			1	
	Radix ovata	1	1	1	1	1	1	
	Segmentina nitida	1				1		
	Stagnicola fuscus/corvus					1	1	
	Stagnicola palustris						1	
	Stagnicola spec.						1	
	Valvata cristata				1	1		
	Valvata piscinalis	1	1	1	1	1	1	
	Bivalvia	Anodonta cygnea		1	1	1	1	1
		Corbicula fluminea					1	1
Dreissena polymorpha		1	1	1	1	1	1	
Musculium lacustre		1	1	1		1	1	
Pisidium spec.		1	1			1	1	
Sphaerium corneum					1	1	1	
Unio pictorum		1					1	
Unio tumidus							1	
Oligochaeta	Stylaria lacustris					1		
	non det.	1			1		1	
Hirudinea	Erpobdella octoculata				1	1	1	
	Glossiphonia complanata			1				
	Glossiphonia heteroclita					1		
	Glossosomatidae non det.	1						
	Helobdella stagnalis			1	1	1		

Biologie flussnaher Abgrabungsgewässer

	<i>Pisciola geometra</i>		1		1	1	1
	non det.			1			
Acari	non det.	1	1	1	1	1	1
Isopoda	<i>Asellus aquaticus</i>	1	1	1	1	1	1
Amphipoda	<i>Corophium curvispinum</i>					1	1
	<i>Dicerogammarus villosus</i>					1	1
	<i>Gammarus roeseli</i>	1		1	1		
	<i>Gammarus tigrinus</i>	1	1		1	1	1
Decapoda	<i>Atyaephyra desmaresti</i>					1	1
	<i>Eriocheir sinensis</i>						1
	<i>Hemimysis anomala</i>		1			1	
	<i>Neomysis integer</i>					1	1
	<i>Oronectes limosus</i>					1	1
Ephemeroptera	<i>Caenis horaria</i>		1	1		1	
	<i>Caenis robusta</i>	1	1	1	1		1
	<i>Caenis spec.</i>	1					
	<i>Centroptilum luteolum</i>			1	1		
	<i>Cloeon dipterum</i>	1	1	1	1	1	1
	<i>Cloeon simile</i>	1	1	1	1		
Odonata	<i>Aeshna cyanea</i>				1		
	<i>Aeshna grandis</i>		1				
	<i>Aeshna mixta</i>				1		1
	<i>Anax imperator</i>		1				
	Anisoptera non det.				1		
	<i>Calopteryx splendens</i>					1	
	<i>Cercion lindenii</i>				1		
	<i>Ceriagrion tenellum</i>				1		
	<i>Coenagrion puella/pulchellum</i>				1		
	<i>Coenagrion spec.</i>	1					
	<i>Enallagma cyathigerum</i>	1	1	1			
	<i>Erythromma najas</i>			1	1		
	<i>Erythromma viridulum</i>						1
	<i>Ischnura elegans</i>	1	1	1	1	1	1
	<i>Orthetrum cancellatum</i>		1				
	<i>Platycnemis pennipes</i>	1		1	1		
	non det.	1	1	1		1	1
Coleoptera	<i>Coelambus lautus</i>						1
	<i>Graptodytes pictus</i>			1			
	<i>Gyrinus natator</i>		1				
	<i>Haliphus flavicollis</i>	1					
	<i>Haliphus fluviatilis</i>		1			1	1
	<i>Haliphus furcatus</i>				1		
	<i>Haliphus immaculatus</i>		1				
	<i>Haliphus laminatus</i>				1		
	<i>Haliphus lineolatus</i>				1		
	<i>Haliphus obliquus</i>	1			1		
	<i>Haliphus spec.</i>	1	1	1	1	1	1
	<i>Haliphus spec.</i>	1		1	1		
	<i>Haliphus spec.</i>	1		1	1		

Biologie flussnaher Abgrabungsgewässer

	Halipus spec.	1					
	Hygrotus versicolor		1	1	1		
	Hyphydrus ovatus		1		1		
	Ilybius fenestratus		1	1			
	Laccophilus hyalinus	1	1	1	1		1
	Noterus clavicornis		1		1		
	Platambus maculatus			1			
	Dytiscidae non det.	1					
Heteroptera	Cymatia coleoprata		1				
	Hesperocorixa moesta/castanea			1			
	Hydrometra stagnorum				1		
	Ilyocoris cimicoides		1	1	1		
	Micronecta poweri				1		
	Micronecta scholtzi		1	1	1	1	1
	Micronecta spec.				1		
	Nepa cinerea	1	1		1	1	
	Notonecta glauca			1			1
	Plea leachi		1		1		
	Ranatra linearis		1		1		
	Sigara distincta				1		
	Sigara falleni		1	1		1	1
	Sigara iactans					1	1
	Sigara lateralis						1
	Sigara nigrolineata				1		
	Sigara striata				1	1	
	Corixidae non det.		1		1	1	1
Neuropteroidae	Sialis lutaria	1	1	1	1		1
Trichoptera	Agraylea multipunctata				1		
	Anabolia nervosa			1			
	Limnephilus marmoratus	1					
	Molanna angustata		1				
	Mystacides longicornis	1	1	1	1		
	Oecetis furva		1				1
	Oecetis ochracea					1	
	Oecetis spec.						1
	Orthotrichia spec.				1		
	Phryganea bipunctata				1		
	Polycentropus irrotatus	1					
	Triaenodes reuteri		1				
	non det.	1			1		
Diptera	Ceratopogonidae non det.						1
	Chaoborus spec.		1	1	1		
	Chironomidae non det.	1		1	1	1	1
	Chironomus plumosus-Gruppe						1
	Chironomus thummi-Gruppe		1				
	Stratiomis spec.				1		
	Tabanus spec.		1				1
	Tipula spec.		1			1	1

Biologie flussnaher Abgrabungsgewässer

	non det.		1		1	1	1
--	----------	--	---	--	---	---	---

Artenliste/Ökologie

Turbellaria	Planaria torva	Produktive Gewässer, frisst Schnecken	Reynoldson
		Litho-phytophil, Limno-rheophil, Räuber. Stehende Gewässer, meist eutroph, frisst Gastropoden, auch Aselliden u.a.	BLW 1996
	Dendrocoelum lacteum	Produktive Seen, frisst Aselliden	Reynoldson
		Litho-phytophil, störungsindifferent, Räuber Saubere Gewässer, nährstoffreiche Gewässer, an Pflanzen, frisst Aselliden u.a.	BLW 1996
	Dugesia tigrina	Neozoe aus Amerika, frisst Invertebraten aller art	Reynoldson
		Lithophil, limno-rheophil, Räuber. In stehenden und langsam fließenden Gewässern, thermophil, auch im Seenlitoral, erträgt Wasserverschmutzung, frisst verschiedene Invertebraten	BLW 1996
	Dugesia polychroa	Mineralreiche, produktive Gewässer, frisst Gastropoden.	Reynoldson
		Räuber. Stehende Gewässer, Ufer größerer Seen, frisst Gastropoden	BLW 1996
	Polycelis nigra	Schwacher Konkurrent in produktiven Gewässern, kommt dort aber vor, frisst verschieden Invertebraten.	Reynoldson
		Litho-rheophil, Räuber. stehende u. langsam fließende Gewässer, bevorzugt nährstoffarme Seen, aber auch eutrophe Flachlandseen werden besiedelt. Frisst versch. Invertebraten, auch verwundete Tiere und Detritus.	BLW 1996
Gastropoda	Ancylus fluviatilis	Fließgewässer oder Brandungszone von Seen. Fischnahrung.	DJN
		Lithophil, rheobiont, Weidegänger. Bevorzugt Fließgewässer und Brandungsufer von Seen, kühleres, sauerstoffreiches Wasser. Weidet Algen von Steinen, bevorzugt Diatomeen.	BLW 1996
	Anisus vortex	In pflanzenreichen, stehenden und langsam fließenden Gewässern. Bis 7m.	DJN
		Phytophil, limno-rheophil, Weidegänger. Seenufer, Weiher, Altwasser, Detritufresser, Weidegänger.	BLW 1996
	Anisus leucostoma	Kleinere stehende Gewässer, in größeren Gewässern nur im Überschwemmungsbereich, verträgt längeres Trockenfallen.	DJN
		Phytophil, Weidegänger, Sedimentfresser. Meist kleinere, Pflanzenreiche Stillgewässer, Gräben, relativ oft in Temporärgewässern.	BLW 1996
	Bithynia tentaculata	Stehende und mäßig fließende Gewässer, anspruchslos.	DJN
		Phyto-lithophil, Filtrierer und Weidegänger. Ubiquist, Flüsse, Altwasser, Seen, Weiher, Gräben, filtriert	BLW 1996

		aktiv oder weidet Aufwuchs ab.	
	<i>Galba truncatula</i>	Kleine Gewässer, Wiesengräben, in Seen nur in Uferzone, geht auch an Land.	DJN
		Pelal, Weidegänger, Zerkleinerer, Filtrierer. Bevorzugt sehr kleine Gewässer, sonst nur in Uferzone.	BLW 1996
	<i>Gyraulus albus</i>	Phytophil, Weidegänger. Ubiquist, gerne Altwässer.	BLW 1996
	<i>Gyraulus crista</i>	Pflanzenreiche Seen, Teiche und Gräben, bevorzugt schattige Tümpel.	DJN
		Phytophil, Weidegänger. Kennzeichnend für den verschilften und verkrauteten Uferbereich von Seen und Altwässern.	BLW 1996
	<i>Gyraulus parvus</i>	Neozoe aus N-Amerika, seit 1973 nachgewiesen	DJN
		Phytophil. Pflanzenreiche Flachwasserzonen in Stillgewässern, künstliche Gewässer.	BLW 1996
	<i>Gyraulus riparius</i>	In pflanzenreichen, stehenden Gewässern, sehr selten.	DJN
		Meist in Seen, aber auch in Wassergräben, pflanzenreiche Gewässer.	BLW 1996
	<i>Hippeutis complanatus</i>	Nur in stehenden Gewässern, bevorzugt oft lehmigen Grund	DJN
		Weidegänger. Litoral, Seenufer, Weiher, Altwasser. Frisst meist Detritus, aber auch Algen.	BLW 1996
	<i>Lymnaea stagnalis</i>	In pflanzenreichen stehenden und fließenden Gewässern.	DJN
		Lithophil, Weidegänger, Zerkleinerer, Detritusfresser. Pflanzenreiche stehene Gewässer, in Flusssauen auch Temporärgewässer.	BLW 1996
	<i>Physa fontinalis</i>	Klare, pflanzenreiche, stehende und fließende Gewässer	DJN
		Phytophil, Weidegänger. Sauerstoffbedürftige, gegen Gewässerverunreinigung besonders empfindliche Art. Süßwasser allgemein, keine Spezialisierung.	BLW 1996
	<i>Physella acuta</i>	Durch Aquarianer verschleppt, stehende und langsam fließende Gewässer, Ufer größerer Seen.	DJN
		Weidegänger. Warme stehende und fließende Gewässer, toleriert auch eutrophierte Gewässer, eingeschleppte Art, die starke organische Verschmutzung verträgt, mediterran, in Flüssen, Altwässern, Gräben, Seen.	BLW 1996
	<i>Physella heterostropha</i>	Aus N-Amerika eingeschleppt. Pflanzenreiche Gewässer, verträgt trockenfallen, unempfindlich gegen organischer Verschmutzung.	DJN
		Weidegänger. Stehende und langsam fließende Gewässer aller Art, wenig empfindlich gegen Eutrophierung, eingeschleppt und in rascher Ausbreitung, Weidegänger, auch Zerkleinerer und Detritusfresser.	BLW 1996
	<i>Planorbis planorbis</i>	Schlammgrund, stehende und langsam fließende	DJN

		Gewässer, Ufer von Seen.	
		Pelal, Phytal, Weidegänger. Schlammgrund, Seenufer, Weiher, Altwasser etc., Weidegänger, auch Zerkleinerer.	BLW 1996
	<i>Potamopyrgus antipodarium</i>	Brack- und Süßwasser, oft in Brandungszonen von Seen oder in Fließgewässern und Gräben. Fischnahrung.	DJN
		Pelal, Psammal, Sedimentfresser. Mäßig bewegtes Brack- und Süßwasser, gerne Flüsse, Altwasser, Seen, frisst Aufwuchsalgen und Detritus.	BLW 1996
	<i>Radix auricularia</i>	Pflanzenreiche, stehende und langsam fließende Gewässer.	DJN
		Phytal, Sedimentfresser, Weidegänger, Zerkleinerer. Pflanzenreiche Seen, Altwasser, ruhige Strombuchten.	BLW 1996
	<i>Radi ovata</i>	Pflanzenreiche, kleine, stehende Gewässer, in großen Gewässern im Uferbereich, in großen, schneller fließenden Gewässern selten, anpassungsfähigste heimische Süßwasserschnecke.	DJN
		Pelal, Lithal, Phytal, Weidegänger, Zerkleinerer, Sedimentfresser. In fast allen Gewässertypen, gern Flüsse, Altwasser, Weiher, Seen. Lebt in Quellen ebenso wie in nährstoffreichen Weihern.	BLW 1996
	<i>Segmentina nitida</i>	In pflanzenreichen, schwarzschlammigen Teichen und Seen sowie in flachen Wiesentümpeln.	DJN
		Lithal, Weidegänger. Litoral, Seenufer, Weiher, Altwasser etc.	BLW 1996
	<i>Stagnicola fuscus/corvus</i>	In pflanzenreichen Seen, Altwässern Gräben oder ruhigen Buchten fließender Gewässer.	DJN
		Phytal, Weidegänger, Zerkleinerer, Sedimentfresser. Pflanzenreiche stehende und fließende Gewässer, gern Auegewässer. Pflanzenreiche Stillgewässer aller Art, von großen Seen bis zu verlandenden Sumpfgewässern.	BLW 1996
	<i>Stagnicola palustris</i>	Uferbereich größerer Teiche und stehender Gewässer, auch im Brackwasser. Gern im schlammigen Bereich oberhalb der Wasserlinie	DJN
		Phytal, Weidegänger, Sedimentfresser. Vom Tümpel bis zum großen See, bevorzugt Pflanzenbestände und Schlamm, auch in langsam fließenden Gewässern.	BLW 199
	<i>Valvata cristata</i>	Quellen, langsam fließende Gewässer, Seen und pflanzenreiche Teiche.	DJN
		Sedimentfresser. Pflanzen- und detritusreiche Gewässer, z.B. Weiher, Gräben, Altwasser, Seen.	BLW 1996
	<i>Valvata piscinalis</i>	Gut durchlüfteter Schlammgrund stehender und langsam fließender Gewässer, sauerstoffbedürftig, daher bedroht durch Eutrophierung. Fischnahrung.	DJN
		Pelal, Sedimentfresser. Sehr Sauerstoffbedürftig, oft in Schlamm eingegraben, Seen, langsame Flussabschnitte, Altwasser. Reiner Sedimentfres-	BLW 1996

		ser.	
Bivalvia	Anodonta cygnea	Im Schlamm von größeren stehenden Gewässern wie Teichen, Altwässern und Seen.	DJN
		Pelal, Filtrierer. Seen, Altwässer, Teiche, in Fließgewässern nur Kümmerformen. Parasitiert verschiedene Fische.	BLW 1996
	Corbicula fluminea	In Flüssen und Seen, eingeschleppt.	DJN
		Pelal, Psammal, Filtrierer. Bevorzugt Mischsubstrat, planktonische Larve, in Ausbreitung.	BLW 1996
	Dreissena polymorpha	Große Gewässer, Seen, Flüsse, Kanäle. Braucht festes Substrat.	DJN
		Lithal, Filtrierer. Eingeschleppt. Flüsse, Kanäle und Seen, Süß- und Brackwasser, Anheftung durch Byssusfäden, hochmobile Larve.	BLW 1996
	Musculium lacustre	In Kleingewässern, Sümpfe, Tümpel, Teiche, aber auch langsam fließende Gewässer.	DJN
		Pelal, Filtrierer. In kleinen stehenden und langsam fließenden Gewässern des Flachlandes, Tümpel, Teiche, Altwasser, Seen, Buchten von Strömen, gelegentlich auch in eutrophen Gewässern.	BLW 1996
	Pisidium spec.	Filtrierer. Vorwiegend im Schlamm und Sand von Fließgewässern, aber auch an Seeufern.	BLW 1996
	Sphaerium corneum	Gewässer aller Art, nur nicht in starker Strömung.	DJN
		Filtrierer. Extrem eurytope Art, resistent gegen Verschmutzung und Eutrophierung. Süßwasser allgemein, keine Spezialisierung.	BLW 1996
	Unio pictorum	Seen, Teiche, Altwässer, Flüsse, bevorzugt ruhige Zonen.	DJN
		Psammal, Filtrierer. Flüsse, Altwässer und Seen, vor allem im Bereich der Flusstäler. Bevorzugt Sand, Larven parasitisch an verschiedenen Fischen.	BLW 1996
	Unio tumidus	Flüsse, Altwasser und Seen mit möglichst ruhigem Wasser.	DJN
		Psammal, Filtrierer. Besiedelt Flüsse und Baggerseen. Flüsse, Seen, Altwasser und Teiche, bevorzugt Sand, Larven gehen an verschiedene Fische.	BLW 1996
Oligochaeta	Stylaria lacustris	Pelal, Phytal, Sedimentfresser. Teiche und Seen, an Wasserpflanzen, bevorzugt Lemna, auch feischwimmend, Detritusfresser und weidet Algen.	BLW 1996
	Erpobdella octoculata	In almost all types of freshwater, but rare in very eutrophic ponds. Carnivore. Feeds on different makrozoobenthos species.	Elliott
		Lithal, Phytal, Räuber. In pflanzenreichen Weihern, Gräben und Seen, verträgt verschmutzte Gewässer. Frisst Kleintiere verschiedenster Art.	BLW 1996
	Glossiphonia complanata	In all types of freshwater, including fast running streams, feeds on molluscs.	Elliott
		Lithal, Phytal, Räuber. Vom reisenden Bergbach bis zum Baggersee, frisst hauptsächlich Gastropo-	BLW 1996

		den.	
	<i>Glossiphonia heteroclita</i>	Chiefly in lakes and ponds, but also in slow-flowing rivers and stream. Feeds on Molluscs, but also on oligochaetes and insect larvae.	Elliott
		Lithal, Phytal, Räuber. Vom Bergbach bis zum Baggersee, saugt hauptsächlich Schnecken, aber auch andere Kleinorganismen aus.	BLW 1996
	<i>Helobdella stagnalis</i>	Feeds on a variety of aquatic invertebrates, often the most abundant leech in eutrophic lakes, but occurs in nearly all types of fresh water.	Elliott
		Lithal, Phytal, Räuber. Kommt überall in stehenden und fließenden Gewässern vor, frisst verschiedenste Invertebraten.	BLW 1996
	<i>Pisciola geometra</i>	Sanguivorous ectoparasite of freshwater fish, limited to well oxygenated water.	Elliott
		Parasit. In pflanzenreichen Bächen, Flüssen, Teichen und Seen. An Fischen schmarotzend.	BLW 1996
Isopoda	<i>Asellus aquaticus</i>	Weidegänger, Zerkleinerer, Sedimentfresser. Weit verbreitet, auch bei organischer Verschmutzung, stehende und langsam fließende Gewässer, auf Weichsedimenten zwischen abgestorbenen Pflanzen.	BLW 1996
Amphipoda	<i>Corophium curvispinum</i>	Lithal, Filtrierer. Auf Hartsubstrat, rheophil, Potamal, Litoral.	BLW 1996
	<i>Dikerogammarus villosus</i>	Epi- bis hypopotamal, verschiedene Ernährungsweisen. Eingeschleppt.	BLW 1996
	<i>Gammarus roeseli</i>	Zerkleinerer, Sedimentfresser. In Flüssen, auch häufig in langsam fließenden Altwässern, gelegentlich auch in Seen. Stellt nicht so hohe Ansprüche an Wasserqualität und Sauerstoffgehalt wie <i>G. pulex</i> .	BLW 1996
	<i>Gammarus tigrinus</i>	Eingeschleppt, im versalzenen Werra-Weser-Lauf und einigen weiteren Wasserläufen, z. Teil auch in Seen.	BLW 1996
Decapoda	<i>Atyaephyra desmarestii</i>	Lithal, Phytal, Weidegänger, Sedimentfresser. Zwischen Wasserpflanzen und Steinschüttungen von Seen, Flüssen und Kanälen, aus dem Mittelmeerraum eingeschleppt. Ernährt sich hauptsächlich pflanzlich.	BLW 1996
	<i>Eriocheir sinensis</i>	Lithal, Räuber. Lebt im Süßwasser und wandert zur Fortpflanzung ins Meer. Fängt Bodenfische. Wurde aus China in Weser und Elbe verschleppt und hat sich heute weit ausgebreitet.	BLW 1996
	<i>Hemimysis anomala</i>	Eingeschleppt	
	<i>Neomysis integer</i>	Eingeschleppt	
	<i>Oronectes limosus</i>	Lithal, Zerkleinerer, Räuber. Stehende und fließende Gewässer. Die Art stellt an die Wasserqualität nicht so hohe Ansprüche wie andere Decapoda. Flüsse, Teiche, Stauseen und Baggerseen. Omnivor. Eingeschleppt	BLW 1996

Ephemeroptera	<i>Caenis horaria</i>	In soft mud in still and flowing water.	Macan
		Pelal, Sedimentfresser. Seenufer, Altwasser, Weiher. Bevorzugt Feinsedimente und Pflanzenbestände, Stillgewässerubiquist	BLW 1996
	<i>Caenis robusta</i>	Ponds, rivers and canals, generally in mud rich in organic matter.	Macan
		Pelal, Phytal, Sedimentfresser. Eurytope Art mit deutlicher Präferenz für stark eutrophierte Gewässer. Organischer Schlamm und Pflanzenbestände werden bevorzugt.	BLW 1996
	<i>Centroptilum luteolum</i>	In rivers and streams, where the current is not fast, particularly on sandy patches and in weeds, and on fairly exposed lake shores.	Macan
		Psammal, lithal, Weidegänger. Bäche, Flüsse und stehende Gewässer. Auf Steinen und sandigen Flächen sowie Pflanzen.	BLW 1996
	<i>Cloeon dipterum</i>	Abundant in small productive ponds but also in shallow water in lakes and the slowest part of rivers.	Macan
		Phytal, Sedimentfresser. Stehende, langsam fließende Gewässer, auch kleinste Tümpel. Eutrophierte Gewässer, gerne in Pflanzenbeständen.	BLW 1996
	<i>Cloeon simile</i>	Often with <i>C. dipterum</i> , but also in weed beds in deeper water in lakes and tarns.	Macan
		Phytal, Sedimentfresser. In kleinen eutrophen Teichen, aber auch im Flachwasser von Seen und in Stillwasserbereichen von Flüssen.	BLW 1996
Odonata	<i>Aeshna cyanea</i>	Anspruchsloseste heimische Großlibelle. Kleinere stehende Gewässer, aber auch große Fischteiche, Baggerseen und Weiher.	Bellmann
		Pelal, Phytal, Räuber. Ausgesprochener Ubiquist. Larven erst an Pflanzen, später am Gewässergrund.	BLW 1996
	<i>Aeshna grandis</i>	Vor allem an größeren Weihern und Teichen.	Bellmann
		Phytal, POM, Räuber. Neu entstandene vegetationslose Kies- und Lehmgruben werden ebenso besiedelt wie pflanzenreiche Weiher Tümpel, Altwasserarme oder Verlandungsgürtel größerer Seen. Selten an Kleinstgewässern.	BLW 1996
	<i>Anax imperator</i>	Gewässer unterschiedlichster Art, vor allem pflanzenreiche Teiche und Tümpel, verbreitet.	Bellmann
		Phytal, Räuber. Stehende Gewässer aller Art, gern pflanzenreich. Seen, Weiher, Teiche, Altwasser, Kies- und Lehmgruben, Tümpel.	BLW 1996
	<i>Calopteryx splendens</i>	An langsam fließenden Bächen und Flüssen, besonders bei sandigem Untergrund und sonnigen Ufern.	Bellmann
		Phytal, Räuber. Fließgewässerart. Erträgt stärkere Verschmutzung und langsamere Strömung als <i>C. virgo</i> , gelegentlich auch in stehenden Gewässern.	BLW 1996

	<i>Cercion lindani</i>	Meist an vegetationsarmen Seen und Teichen, offenbar stellen Baggerseen für diese Art den optimalen Gewässertyp dar.	Bellmann
	<i>Ceriagrion tenellum</i>	In Deutschland selten, in Heide und Allgäu in Quellbereichen, am Bodensee auch in größeren Seen nachgewiesen. Mediterrane Art.	Bellmann
	<i>Coenagrion puella/pulchellum</i>	Häufig, bevorzugt kleinere stehende Gewässer, aber auch an größeren Seen. Teiche und Altwasser mit reicher Vegetation.	Bellmann
		Phytal, Räuber. Ubiquist, oligotrophe bis eutrophe Stillgewässer. Selten in Fließgewässern.	BLW 1996
	<i>Enallagma cyathigerum</i>	Vorzugsweise an stehenden größeren Gewässern wie Seen und Teichen, seltener an Gräben und langsam fließenden Bächen.	Bellmann
		Phytal, Räuber. Geringe Ansprüche an das Wohngewässer. Ubiquist an pflanzenreichen Stillgewässern.	BLW 1996
	<i>Erythromma najas</i>	An Seen und Teichen mit gut entwickelter Schwimmblattvegetation. An Altwasserarmen mit Teichrosen fehlt sie fast nie.	Bellmann
		Phytal, Räuber. Größere stehende Gewässer mit reicher Schwimmblattvegetation und Riedsaum.	BLW 1996
	<i>Erythromma viridulum</i>	Wie <i>E. najas</i> , aber öfter auch an Sekundärbiotopen wie Baggerseen, wärmebedürftiger.	Bellmann
		Phytal, Räuber. Seen, Altwasser, Teiche, Tümpel, aber auch Flüsse und Kanäle. Bevorzugt Pflanzenbestände.	BLW 1996
	<i>Ischnura elegans</i>	Häufig und anspruchslos, in fast allen Gewässern.	Bellmann
		Phytal, Räuber. An stehenden und langsam fließenden Gewässern aller Art. Erträgt eine erhebliche Wasserverschmutzung.	BLW 1996
	<i>Orthetrum cancellatum</i>	An vegetationsarmen größeren Seen, besonders an Baggerseen mit kiesigen Ufern und Kiesgrubengewässern.	Bellmann
		Räuber. Kiesgruben, pflanzenarme Seen, Weiher und Teiche. Seltener in dichten Pflanzenbeständen. Sandige Ufer werden bevorzugt.	BLW 1996
	<i>Platynemesis pennipes</i>	Am häufigsten an pflanzenreichen Teichen und Gräben in Flusstälern. Verbreitet.	Bellmann
		Phytal, Räuber. Pflanzenreiche, langsam fließende Bäche und Flüsse, aber auch in Seen und Teichen. Gerne in Flußauen.	BLW 1996
Coleoptera	<i>Coelambus lautus</i>	Phytal. Pionierart, halophil, oft als Erstbesiedler in Kiesgruben, aber auch allgemein Weiher, Tümpel, Teiche und Seen.	BLW 1996
	<i>Graptodytes pictus</i>	Phytal, Räuber. In vegetationsreichen, stehenden Gewässern und langsam fließenden Auengewässern, eurytop, in vegetationsreichen stehenden Gewässern.	BLW 1996
	<i>Gyrinus natator</i>	Sonstige Habitate, Räuber. Stehende und langsam fließende Gewässer, vor allem Teiche und Tümpel.	BLW 1996

		Oft an der Oberfläche, fliegt gut, besiedelt schnell neue Gewässer.	
	<i>Halipus flavicollis</i>	Phytal. Stehende Gewässer, charakteristisch für nährstoffarme Stillgewässer. Lehmige Tümpel und Altwässer, Kiesgrubenteiche, eurytop, verbunden mit submersen Makrophyten.	BLW 1996
	<i>Halipus fluviatilis</i>	Phytal. Meidet Baggerseen, pflanzenreiche Tümpel und Kolke, bevorzugt schwach fließende, klare Gewässer mit pflanzenreichen Uferzonen. Vegetationsreiche Bäche, Altwasser, stille Buchten von Seen, Kiesgrubenteiche.	BLW 1996
	<i>Halipus furcatus</i>	Stehende Gewässer, Tümpel, Teiche, Wiesenweiher, Gäben.	BLW 1996
	<i>Halipus immaculatus</i>	Vorkommen allgemein in stehenden Gewässern. In Altwässern und Tümpeln an Flüssen. Laubreiche Waldgewässer, beschattete, vegetationsreiche Altwässer.	BLW 1996
	<i>Halipus laminatus</i>	Phytal. Eurytop, Grundwassertümpel in Flusstälern, Altwässer, schlammige, langsam fließende Gewässer. Verkrautete Gräben und Altwässer größerer Fließgewässer.	BLW 1996
	<i>Halipus lineolatus</i>	Eurytop, Brandungszonen von Seen, langsam fließende Gewässer, vegetationsreiche Altwässer und Teiche, Talsperren.	BLW 1996
	<i>Halipus obliquus</i>	Seen, Kiesgrubenteiche, Altwässer.	BLW 1996
	<i>Halipus spec.</i>	Phytal. Larven benötigen Algen oder Characeen. Adulti nehmen oft auch tierische Nahrung.	BLW 1996
	<i>Hygrotus versicolor</i>	Lithal, Räuber. Schwachströmende Flüsse und Bäche und ihre Auenbereiche. Vegetationsreiche Altwässer, Kiesgruben und Wiesentümpel, Phragmites-Gürtel an Seen.	BLW 199
	<i>Hyphydrus ovatus</i>	Pelal, Räuber. Stehende Gewässer fast aller Art, ruhige Bereiche der Fließgewässer.	BLW 1996
	<i>Ilybius fenestratus</i>	Pelal, Räuber. Eurytop, vegetationsreiche, schlammige stehende und langsam fließende Gewässer.	BLW 1996
	<i>Lacophilus hyalinus</i>	Pelal, Räuber. Langsam fließende, verkrautete Gräben und Auengewässer, sandige Kiesgrubenteiche., stehende Gewässer allgemein.	BLW 1996
	<i>Noterus clavicornis</i>	Phytal, Räuber. Vegetationsreiche, besonnte Stillgewässer. Eurytop.	BLW 1996
	<i>Platambus maculatus</i>	Phytal, Räuber. Für Fließgewässer typisch, am häufigsten in Wiesenbächen, auch in schnellfließenden Bergbächen und in der Uferzone größerer Seen. Uferkrautgesellschaft von Flüssen und Seen, gegen Wasserverschmutzung und Überwärmung wenig empfindlich.	BLW 1996
Heteroptera	<i>Cymatia coleoprata</i>	Fließ- und Stillgewässer, gerne in Vegetation.	Macan
		Phytal, Räuber. Pflanzenreiche Still- und Fließgewässer.	BLW 1996
	<i>Hesperocorixa</i>	In vegetationsreichen Bereichen.	Macan

	moesta/castanea		
		POM/Phytal, Sedimentfresser. Vegetationsarme/Vegetationsreiche Gewässer.	BLW 1996
	Hydrometra stagnorum	Schwimmblattvegetation im Uferbereich stehender und langsam fließender Gewässer.	Macan
		Sonstige Habitats, Räuber. Uferbereich ruhiger Gewässer, gerne zwischen Pflanzen, geht oft an Land. Frisst Anflug u. Mückenlarven.	BLW 1996
	Ilyocoris cimicoides	Dichte Vegetation in Stillgewässern.	Macan
		Phytal, Räuber. Stillgewässer, meist in dichter Vegetation.	BLW 1996
	Micronecta poweri	Seen und Flüsse mit sandigem oder steinigem Untergrund.	Macan
		Sedimentfresser. Litoral, Detritusfresser.	BLW 1996
	Micronecta scholtzi	Seen und Flüsse mit sandigem oder steinigem Untergrund.	Macan
		Psammal, Phytal, Sedimentfresser. Vegetationsreiche Kleingewässer (Sandgrubengewässer).	BLW 1996
	Nepa cinerea	Im Flachwasser in Schlamm und dichter Vegetation.	Macan
		Pelal, Phytal, Räuber. Sämtliche Stillgewässertypen, Pflanzenbestände, ökologisch anspruchslose Art, die auch in stark verschmutzten Gewässern vorkommt.	BLW 1996
	Notonecta glauca	Im Schilfgürtel von Seen.	Macan
		Phytal, Räuber. Sämtliche Stillgewässertypen, Ubiquist. Tümpel, Teiche, pflanzenreiche Seeufer, langsam fließende Gewässer. Frisst verschiedenste Beutetiere.	BLW 1996
	Plea leachi	Normalerweise in dichter Vegetation.	Macan
		Phytal, Räuber. Sämtliche Stillgewässertypen, Ubiquist. Bevorzugt pflanzenreiche Zonen.	BLW 1996
	Ranatra linearis	Dichte Vegetation in Stillgewässern.	Macan
		Phytal, Räuber. Vegetationsreiche Stillgewässer, meist größere, wie Weiher oder Teiche, vor allem mit Schilf- oder Binsengürtel.	BLW 1996
	Sigara ditincta	In Seen in Schilfzonen, in denen organisches Material akkumuliert, auch in Teichen.	Macan
		Phytal, Sedimentfresser. Sämtliche Stillgewässertypen, nährstoff- und vegetationsreiche Gewässer. Auch langsame Fließgewässer.	BLW 1996
	Sigara falleni	Eher in organisch reicheren Zonen.	Macan
		Sedimentfresser. Pflanzenreiche Stillgewässer, auch über sandigem Grund, Algenfresser, auch Fließgewässer.	BLW 1996
	Sigara iactans	Keine Angaben	
	Sigara lateralis	Besonders in verschmutzten Gewässern.	Macan
		Argillal, Psammal, Sedimentfresser, Räuber. Besiedelt bevorzugt temporäre oder Sekundärgewässer, vegetationsarme Abschnitte.	BLW 1996

	<i>Sigra nigrolineata</i>	In Teichen und Tümpeln aller Art, besonders kleine und flache Gewässer.	Macan
		Sedimentfresser. In nährstoffreichen Stillgewässern. Algenfresser. Oft Pionierart in allen, auch kleinsten, Gewässern.	BLW 1996
	<i>Sigara striata</i>	Sedimentfresser. Süßwasser allgemein, keine Spezialisierung, Algenfresser in allen Gewässertypen.	BLW 1996
	<i>Sialis lutaria</i>	Pelal, Räuber. Stehende und langsam fließende Gewässer, bevorzugt in schlammigen Bereichen auch im Schilfgürtel.	BLW 1996
Trichoptera	<i>Agraylea bipunctata</i>	Zellstecher, langsam flutende, makrophytenreiche Gewässer, auch Stillgewässer.	Waringer
		Phytal, Zellstecher. In verkrauteten stehenden Gewässern, vor allem auf der Unterseite von Seerosenblättern. Auch in langsamen Fließgewässern.	BLW 1996
	<i>Anabolia nervosa</i>	Psammal, Weidegänger, Zerkleinerer. Pflanzenreiche stehende und fließende Gewässer, gerne Sandgrund. Weite ökologische Valenz.	BLW 1996
	<i>Limnephilus marmoratus</i>	Weidegänger, Zerkleinerer, Räuber. Langsam fließende und stehende Gewässer, besiedelt die sauerstoffreiche Brandungszone von Seen.	BLW 1996
	<i>Molanna angustata</i>	Psammal, Räuber. Stehende und fließende Gewässer, Sandgrund, grasartiger Bewuchs, im Schilf nur selten.	BLW 1996
	<i>Mystacides longicornis</i>	Phytal, Sedimentfresser. Seen und Flüsse mit breiten Uferbereichen und Pflanzengürteln. Teiche, Seen.	BLW 1996
	<i>Oecetis furva</i>	Phytal. Räuber. Weiher, Teiche, Kleingewässer. Stehende und langsam fließende Gewässer mit reicher Vegetation.	BLW 1996
	<i>Oecetis ochracea</i>	Phytal, Räuber. Teiche, Seen, auch vegetationsarme Stauseen, Flussbuchten und weite, flache Altarme.	BLW 1996
	<i>Phryganea bipunctata</i>	Räuber, Zerkleinerer, Weidegänger. Stillgewässer, langsame Fließgewässer, strömungsberuhigte Zonen.	BLW 1996
	<i>Polycentropus irrotatus</i>	Lithal, Räuber. Rithral, Potamal, auch Stillgewässer.	BLW 1996
	<i>Triaenodes reuteri</i>	Keine Angaben.	