



Hochschule für Angewandte
Wissenschaften Hamburg
Hamburg University of Applied Sciences



Institut für Hygiene und Umwelt

Hamburger Landesinstitut für Lebensmittelsicherheit,
Gesundheitsschutz und Umweltuntersuchungen



Bachelorarbeit

Im Studiengang Umwelttechnik
Fachrichtung Umweltbewertung

Auswirkungen der Renaturierungsmaßnahmen an der Alster auf die Makrozoobenthosbiozönose

Vorgelegt von:

Marcel Wilck

Mat. Nr.: 1918027

Hamburg, den 13-02-2015

Erstgutachter: Frau Prof. Dr. Carolin Floeter

Zweitgutachter: Frau Dr. Beate Baier

Institut für Hygiene und Umwelt, Abteilung Wasseruntersuchungen
Fakultät *Life Sciences*, Department Umwelttechnik der HAW-Hamburg/Bergedorf

Danksagung

Diese Arbeit entstand in Kooperation zwischen der Abteilung Wasseruntersuchungen des Instituts für Hygiene und Umwelt, der Hamburger Hochschule für angewandte Wissenschaften, Fakultät *Life Sciences*, Department Umwelttechnik und dem Projekt „Lebendige Alster“.

Frau Prof. Dr. Floeter möchte ich für die ermöglichte Kontaktaufnahme zu Frau Dr. Baier danken. Ohne die von ihr ins Leben gerufene Vorlesung „Seminar Umweltbewertung“ wäre der Kontakt zu Frau Dr. Baier voraussichtlich nicht zustande gekommen. Vielen Dank auch für die Beurteilung der Bachelorarbeit als Erstprüferin.

Ein ganz herzliches Dankeschön möchte ich an Frau Dr. Baier richten. Es hat mir persönlich sehr gut gefallen, dass sie mir sehr viel abverlangt hat und dennoch immer sehr kollegial und fair war. Ich habe unter Frau Dr. Baier viel gelernt und habe bewundert, dass sie einem immer mit Rat und Tat beiseite stand. Außerdem möchte ich mich für die Arbeit als Zweitprüferin sehr herzlich bei ihr bedanken.

Mein besonderer Dank gilt Dipl. Biologe Wolfram Hammer vom Projekt „Lebendige Alster“ und Referent Eike Schilling vom NABU. Durch die von ihnen erhaltenen Daten war es erst möglich Teilbereiche dieser Arbeit zu erstellen.

Zum Schluss möchte ich noch meiner Familie und meiner Lebensgefährtin danken. Ohne ihre Hilfe wäre die Arbeit in dieser Form nicht möglich gewesen. Sie haben mir während der Zeit der Bachelorarbeit den nötigen Rückhalt gegeben und mich beim Korrekturlesen der Arbeit sehr unterstützt.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	5
Tabellenverzeichnis	7
Zusammenfassung	8
Abstract	10
I.) Einleitung	12
II.) Theoretische Grundlagen	14
II.1.) Projekt „Lebendige Alster“	14
II.2.) Gewässerstruktur	15
II.3.) Strukturelle Maßnahmen zur Renaturierung von Fließgewässern	17
II.3.1.) Einbringung von Kiesbänken, Kiesrauschen und Störsteinen	17
II.3.2.) Platzieren von Totholzansammlungen	21
II.3.3.) Rückbau von Flussbegradigungen und/oder Wehren	23
III.) Material und Methoden	26
III.1.) Untersuchungsgebiet und Lage der Alsterprobestellen	26
III.1.1.) Einzugsgebiet der Probestellen	27
III.1.2.) Gewässertypbestimmung	29
III.2.) Vermessung der 2009 und 2011 renaturierten Alsterabschnitte	30
III.3.) Messung der Strömungsgeschwindigkeit	31
III.4.) Sauerstoffmessung	32
III.5.) Verwendete Kiesfraktionen zur Gestaltung der Kiesbank und Kiesrausche	33
III.6.) Probenahmezeitpunkt, Probenahme und Aufarbeitung	34
III.6.1.) Probenahmezeitpunkt	34
III.6.2.) Probenahme	35
III.6.3.) Probenaufarbeitung im Labor	36
III.7.) Auswertung der erhobenen Makrozoobenthosdaten	37
IV.) Ergebnisse	42
IV.1.) Morphologische/physikalische Merkmale der renaturierten Alsterabschnitte	42
IV.1.1.) Tiefe und Ausdehnung der renaturierten Alsterabschnitte	42
IV.1.2.) Strömungsgeschwindigkeit der Renaturierungsstellen	46
IV.1.3.) Sauerstoffkonzentration, Sättigung und Temperatur der Renaturierungsstellen	47
IV.2.) Makrozoobenthoserhebung	48
IV.2.1.) Faunistische Ergebnisse	48
IV.2.2.) Ökologischer Zustand der beprobten Alsterabschnitte	51

IV.2.3.) Ernährungstypenverteilung und Rhithron Ernährungstypen Index (RETI)	54
IV.2.4.) Strömungspräferenzverteilung der zwei renaturierten Alsterabschnitte	55
IV.2.5.) Substratpräferenzverteilung der zwei renaturierten Alsterabschnitte	55
V.) Diskussion	57
VI.) Quellenverzeichnis	61
VII.) Anhang	65

Abbildungsverzeichnis

- Abb. 1: *Isoptena serricornis* Larve,
http://www.lorrainenature.voila.net/photos/imgcol/imgcol_7/_00001.jpg, zugegriffen am 01.12.2014
- Abb. 2: 2009 erfolgte Kiesbankrenaturierung an der Alster, Stelle Trillup, Foto von Beate Baier, Institut für Hygiene und Umwelt Hamburg, 21.06.2012
- Abb. 3: Darstellung einer Kiesrausche
<http://www.joerghemmer.de/Auwald/Bilder/Argen.jpg/>, zugegriffen am 02.12.14
- Abb. 4: *Heptagenia sulphurea* Larve,
<http://www.fotocommunity.de/search?q=Heptagenia+sulphurea&index=fotos&options=YToxOntzOjU6InNOYXJ0IjtpOjA7fQ&display=17273619>,
zugegriffen am 02.12.2014
- Abb. 5: Darstellung eines Baches mit eingebrachten Störsteinen, Rippmanns, U., (2006), Department Bau, Verkehr und Umwelt, Aargauischer Fischereiverband, Renaturierungs- und Unterhaltungsarbeiten an Gewässern, Praxishilfe, nachträglich bearbeitet
- Abb. 6: In das Gewässer hineinragende Faschine,
<http://www.asv-nienborg.de>, Stand 07.2012
- Abb. 7: Wurzelstöcke zum Einbau in die Gewässersohle der Elz,
http://www.lfvbaden.de/fileadmin/user_upload/Bilder/Elz_Wurzeln1.jpg,
zugegriffen am 03.12.2014
- Abb. 8: Mäandrierender Bach,
http://www.wasserforscher.de/schueler/baeche_und_fluesse_als_landschaftsgestalter/steckbrief_eines_fliessgewaessers/pic/282128_gr.jpg, zugegriffen am 03.12.2014
- Abb. 9: Strömungsbild bei Prall- und Gleithängen,
<http://www.opencaching.de/images/uploads/D2543FA8-F99D-11DF-B2AC-00163E3AC09B.jpg>, zugegriffen am 04.12.2014
- Abb. 10: StauwehrEngehalde,
http://www.upload.wikimedia.org/wikipedia/commons/3/35/Stauwehr_Engehalde.jpg, zugegriffen am 04.12.2014
- Abb. 11: Probestellen der Alster: Ortsteil Poppenbüttel/Hamburg,
<https://www.google.de/maps/@53.6818888,10.1137766,17z>, nachträglich bearbeitet, zugegriffen am 06.12.2014
- Abb. 12: Corine Landnutzungsdaten und Einzugsgebiete der Alster bei Trillup, Grafik zur Verfügung gestellt vom Institut für Hygiene und Umwelt Hamburg
- Abb. 13: Ausweisung der Gewässertypen in Hamburg, Grafik zur Verfügung gestellt vom Institut für Hygiene und Umwelt Hamburg
- Abb. 14: Vermessung der 2011 eingebrachten Kiesbank/Kiesrausche an der Alster bei Trillup (Foto von Beate Baier/Institut für Hygiene und Umwelt, 21.06.2012)
- Abb. 15: Ausdehnung der Kiesschüttung der Kiesbank 2009 am 21.06.2012,
<https://www.google.de/maps/@53.6825711,10.1149145,20z>, nachträglich bearbeitet, zugegriffen am 16.12.2014
- Abb. 16: Graphische Darstellung der Ausdehnung der Kiesrausche 2011
- Abb. 17: Zusammensetzung der Makrozoobenthosfauna der Alster bei der Kiesbank 2009 im Frühjahr 2011

- Abb. 18: Zusammensetzung der Makrozoobenthosfauna der Alster bei der Kiesbank 2009
im Frühjahr 2012
- Abb. 19: Zusammensetzung der Makrozoobenthosfauna der Alster bei der Kiesbank 2011
im Frühjahr 2012

Tabellenverzeichnis

- Tab. 1: Übersicht über die verschiedenen Parameter zur Fließgewässerstrukturgütekartierung nach LAWA (2000)
- Tab. 2: Übersicht der erforderlichen Strömungsgeschwindigkeiten zum Transport von Substrat
- Tab. 3: Übersicht über die eingebrachten Kiesfraktionen, Daten von Wolfram Hammer vom Projekt „Lebendige Alster“
- Tab. 4: Klassengrenzen des Saprobien-Index für Typ 14 (Meier et al., 2006)
- Tab. 5: Ankerpunkte der Core Metrics für Typ 14 zur Berechnung des Score (Meier et al., 2006)
- Tab. 6: Klassengrenzen für das Modul „Allgemeine Degradation“ (Meier et al., 2006)
- Tab. 7: Abkürzungsdefinitionen und allgemeine Angaben über die Vermessung der 2009 eingebrachten Kiesbank
- Tab. 8: Abkürzungsdefinitionen und allgemeine Angaben über die Vermessung der 2011 eingebrachten Kiesrausche
- Tab. 9: Messdaten der 2012 durchgeführten Vermessung der 2011 eingebrachten Kiesrausche
- Tab. 10: Darstellung der Oberflächenströmung und Strömung über Grund des 2009 renaturierten Alsterabschnitts für 2012
- Tab. 11: Darstellung der Oberflächenströmung und Strömung über Grund des 2011 renaturierten Alsterabschnitts für 2012
- Tab. 12: Sauerstoffkonzentration, Sättigung und Gewässertemperatur des 2009 renaturierten Alsterabschnitts für 2012
- Tab. 13: Sauerstoffkonzentration, Sättigung und Gewässertemperatur des 2011 renaturierten Alsterabschnitts für 2012
- Tab. 14: Gesamtübersicht der Ergebnisse des Moduls Saprobie für die untersuchten Alsterabschnitte
- Tab. 15: Gesamtübersicht der Ergebnisse des Moduls „Allgemeine Degradation“ für die untersuchten Alsterabschnitte
- Tab. 16: Gesamtübersicht der ökologischen Zustandsklassen der beiden renaturierten Alsterabschnitte
- Tab. 17: Ernährungstypenverteilung und Rhithron Ernährungstypen Index der zwei renaturierten Alsterabschnitte
- Tab. 18: Strömungspräferenzverteilung der zwei renaturierten Alsterabschnitte
- Tab. 19: Substratpräferenzverteilung der zwei renaturierten Alsterabschnitte
- Tab. 20: Gesamttaxaliste der Beprobungen 2011 und 2012 an der Alster bei Trillup mit Strömungs- und Substratpräferenzen nach Schmedtje & Colling (1996)

Zusammenfassung

Diese Arbeit entstand vor dem Hintergrund der gesetzlichen Vorgaben der EG-Wasser-rahmenrichtlinie (WRRL), die besagen, dass europaweit alle Gewässer bis zum Jahr 2015 in einen guten ökologischen Zustand zu überführen sind. Da viele Gewässer innerhalb Deutschlands diese Vorgaben nicht erfüllen, werden als Konsequenz viele Renaturierungsmaßnahmen durchgeführt, um den ökologischen Zustand der betreffenden Gewässer zu verbessern. So entstand zur Umsetzung dieser Maßnahmen in Hamburg das Kooperationsprojekt „Lebendige Alster“, welches entlang der circa 56 km langen Alster Renaturierungsmaßnahmen durchführt. Ziel der vorliegenden Arbeit war es nun, an zwei räumlich dicht beieinander liegenden renaturierten Gewässerabschnitten der Alster im Hamburger Ortsteil Poppenbüttel eine Erfolgskontrolle durchzuführen. Hier wurde im Jahr 2009 eine Kiesbank in einem Mäander und im Jahr 2011 eine etwa 50 Meter weiter stromabwärts gelegene Kiesrausche in den Gewässerverlauf der Alster eingebracht. Im Rahmen der Erfolgskontrolle wurde im ersten Abschnitt dieser Arbeit anhand von im Frühjahr 2012 entnommenen Gewässerproben ermittelt, ob an den jeweiligen Abschnitten Makrozoobenthosarten vorkommen, wie sie für ein unbelastetes Tieflandgewässer (Typ 14) zu erwarten sind. Des Weiteren wurde über die ermittelten faunistischen Ergebnisse und dem Vergleich zu einer Referenzprobe aus dem Frühjahr 2011 die zeitliche Entwicklung der 2009 eingebrachten Kiesbank untersucht. Abschließend wurden die zwei Gewässerabschnitte bezüglich ihrer abiotischen Charakteristika verglichen, um zu überprüfen, ob sich mögliche Unterschiede in den abiotischen Bedingungen auch in einer unterschiedlichen Makrozoobenthosbesiedlung widerspiegeln. Die Ergebnisse der Untersuchungen ergaben nun hinsichtlich der Artenzusammensetzung, dass es im Frühjahr 2012 sowohl an der Kiesbank als auch an der Kiesrausche durchaus noch Defizite in der Makrozoobenthosbesiedlung gab. Allerdings ist für die Kiesbank nach dem Vergleich der Frühjahrsproben 2011 und 2012 trotz der nachwievor mäßigen ökologischen Zustandsklasse eine deutlich positive Entwicklung des Makrozoobenthos zu erkennen. Zurück zu führen ist dies unter anderem auf die erhöhte Gesamtindividuenanzahl, auf Verbesserungen im Bereich der EPT Besiedlung und den deutlich besseren Rhithron Ernährungstypen Index. Ferner weisen auch die Ergebnisse der Strömungs- und Substratpräferenzuntersuchung auf eine positive Entwicklung der Kiesbank hin. Hier muss jedoch auch die Möglichkeit eines saisonalen Effektes in Betracht gezogen werden. Der Vergleich der zwei renaturierten Gewässerabschnitte untereinander bezüglich ihrer abiotischen Charakteristika erbrachte nur kleinere Unterschiede. Einzig die Strömungsgeschwindigkeit war

am Abschnitt der Kiesrausche aufgrund des verengten Gewässerquerschnitts erhöht. Dies spiegelte sich auch in einer leicht erhöhten Anzahl an strömungsliebenden Makrozoobenthosarten in der Frühjahrsprobe 2012 wieder. Abgesehen davon konnten jedoch keine signifikanten Unterschiede in der Makrozoobenthosbesiedlung der beiden Gewässerabschnitte festgestellt werden. Abschließend ist festzuhalten, dass die Kiesbank auch im Frühjahr 2012 nachwievor eine mäßige ökologische Zustandsklasse aufweist und es durchaus noch Defizite in ihrer Makrozoobenthosbesiedlung gibt. Und obwohl die Kiesrausche die Vorgaben der EG-WRRL knapp einhielt und somit einen guten ökologischen Zustand aufweist, gab es auch hier im Frühjahr 2012 nachweisbare Defizite in der Besiedlung. Ob die durchgeführten Renaturierungsmaßnahmen nun den erwünschten Erfolg erbracht haben, lässt sich auf Grundlage der bisher ermittelten Ergebnisse nicht sagen, da die Untersuchung von Makrozoobenthos aufgrund seiner natürlichen Schwankung eher für langfristige Erfolgskontrollen geeignet ist. Daher ist zu empfehlen, beide Gewässerabschnitte weiterhin in regelmäßigen Abständen zu beproben, um den Verlauf der Entwicklung besser beurteilen zu können.

Abstract

This paper evolved on the base of the statutory specifications of the European Water Framework Directive (EU WFD), which indicate all European water bodies to be transformed into a “good ecological status” by the year 2015. Since many water bodies in Germany do not fulfill these specifications, in consequence there are performed many restoration measures, to improve the ecological status of the water bodies in question. Hence for the implementation of these measures in Hamburg there was developed the cooperative project “Lebendige Alster”, which performs measures of restoration along the about 56 km long stream Alster. The purpose of this paper was to perform a success control at two closely laying restored stream sections of the Alster in the district Poppenbüttel in Hamburg. In 2009 here was inserted a gravel bank in a meander and in 2011 there was introduced a gravel bank of turbulent water approximately 50 meters downstream into the channel of the Alster. In the context of the success control and on the basis of withdrawn water samples, there was examined in the first segment of this paper, whether macroinvertebrate species were to be found at the particular sections, like it is to expect in an unstressed lowland stream (type 14). Further, on the base of the faunistic results and the comparison to a referential sample from spring 2011, the temporal development of the in 2009 inserted gravel bank was examined. Finally, the two stream sections were analysed comparing their abiotic characteristics, to see, whether possible differences in their abiotic conditions were also reflected in a diverse makroinvertebrate population. The results of the analyses now indicated regarding the composition of species that in spring 2012 there were still deficits in the makroinvertebrate population at the gravel bank as well as at the gravel bank of turbulent water. However, after comparing the samples of spring 2011 and 2012 the gravel bank shows, in spite of its after all moderate ecological status, an obviously positive trend of the makroinvertebrate fauna. This can be traced back inter alia to the increased total number of individuals, to improvements in terms of the EPT population and to the considerably improved Rhithron Feeding Type Index. Furthermore, also the results of the analyses of flow- and substrate preference indicate a positive development of the gravel bank. Here there too has to be considered the possibility of a seasonal effect. The comparison of the two restored stream sections regarding their abiotic characteristics demonstrated only minor differences. Only the velocity of flow at the section of the gravel bank of turbulent water was slightly increased due to the narrowed stream cross section.

This was also reflected in a slightly increased number of rheophile macroinvertebrate species in the sample of spring 2012. Apart from that there could not be determined any significant differences in the makroinvertebrate population of the two restored sections. At last there is to state, that the gravel bank also in spring 2012 still shows a moderate ecological status and that there definitely remain deficits in its makroinvertebrate population. And even if the gravel bank of turbulent water just about complied with the specifications of the EU WFD and therefore demonstrates a good ecological status, in spring 2012 here too were detectable deficits in its population. Whether the realized restoration measures now led to the intended success, cannot be said on the base of the so far detected results, because the analysis of macroinvertebrates due to their natural fluctuation is rather suitable for long term success control. Therefore it is advisable, to keep sampling both stream sections at constant intervals, to be able to assess the course of the development more precisely.

I.) Einleitung

Es ist in der Bundesrepublik Deutschland und darüber hinaus auch in anderen europäischen Staaten seit dem Mittelalter üblich gewesen, in einen großen Teil der Oberflächengewässer einzugreifen, um diese für den Menschen nutzbar zu machen. Diese Eingriffe betrafen nahezu alle Gewässer und stellten sich in Form von Flussbegradigungen- und Vertiefungen, Errichtung von Schleusen für die Schifffahrt, Trinkwasserentnahme und der direkten Einleitung von Fäkalien und anderen Abwässern in die Gewässer dar. Weitere Eingriffe waren die Trockenlegung der Auengebiete für die Landwirtschaft und die weiterführenden Begradigungen der Flüsse zur Nutzung der Wasserkraft, um mit deren Hilfe Getreidemühlen zu betreiben. Es gibt sogar aus der Zeit des Römischen Imperiums um ca. 100 v. Chr. Aufzeichnungen über die Nutzung der Wasserkraft zum Betrieb von Kornmühlen (Lanz, 1995). Mit dem Voranschreiten der Industrialisierung wurden die Eingriffe an den Gewässern weiter ausgedehnt. Zum einen wurden in besiedelten Gebieten die Flüsse und Bäche vor dem Hintergrund des Hochwasserschutzes kanalisiert, zum anderen wurden Staubecken zur Nutzbarmachung der Wasserkraft errichtet. Auch die Nutzung in den Einzugsgebieten der Gewässer hatte über Nährstoff- und Schadstoffeinträge Auswirkungen auf die Gewässer. So finden unter anderem über die Landwirtschaft Nährstoff- und Pestizideinträge (Graw, 2011) statt. Besiedelte Gebiete in Verbindung mit dem Verkehr begünstigen Einträge an Abwasser, Straßenabwasser, Abgasemissionen, Streusalz und Giftstoffen (Tegge, Stand 2015). Hinzu kommen noch Einträge an Medikamentenrückständen (Kleespies, 2008), dem industriellen Bereich sowie Einträge durch Kraftwerksabwärme (Semmler-Elpers et al., 2005).

Diese umfassenden Eingriffe in die Gewässer und deren Einzugsgebiete hatten und haben Auswirkungen auf die Biozönosen und den chemische Zustand der Gewässer. Infolge der Summe von Einflüssen wurde teilweise schon zum Ende der 1980er Jahre damit begonnen, den anthropogen angerichteten Schaden wieder rückgängig zu machen (Ott, 2012) (Dahlmann, 2012), um die Gewässer wieder in einen möglichst naturnahen Zustand zurückzuführen. Dieses Vorhaben gipfelte letztlich in der Schaffung eines grenzübergreifenden Ordnungsrahmens. Die am 22. Dezember 2000 vom europäischen Parlament und des Rates verabschiedete Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG (EG-WRRL) befasst sich in diesem Sinne mit dem Schutz und der gegebenenfalls notwendigen Sanierung der Binnenoberflächen-, Übergangs- und Küstengewässer sowie des Grundwassers (Art.1, Abs.1, WRRL).

Die gesetzliche Vorgabe der EG-WRRL ist es, die Gewässer bis zum Jahr 2015 europaweit in einen guten chemischen und ökologischen Zustand zu überführen. Daraufhin wurde im Großraumbereich Hamburg 2011 über die Kooperation von BUND (Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland), NABU (Naturschutzbund Deutschland) und dem Verein „Aktion Fischottererschutz“ in Zusammenarbeit mit der Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt (BSU) unter anderem das Projekt „Lebendige Alster“ ins Leben gerufen (www.bund-hamburg.bund.net). Über dieses Projekt werden an der Alster und deren Nebenflüssen vermehrt Renaturierungsmaßnahmen durchgeführt, um die Gewässerstruktur zu verbessern. In Zusammenarbeit mit dem Institut für Hygiene und Umwelt sollte eine Erfolgskontrolle von zwei durchgeführten Maßnahmen erfolgen.

Ziel der vorliegenden Arbeit war es, eine Erfolgskontrolle an einem Gewässerabschnitt der Alster durchzuführen, an dem sowohl 2009 als auch 2011 Kies in den Gewässerverlauf der Alster eingebracht wurde. Es sollte überprüft werden, ob hier Makrozoobenthosarten vorkommen, wie sie für ein unbelastetes Tieflandgewässer typisch sind. Ein weiterer Aspekt der Untersuchung war die Entwicklung der Makrozoobenthosfauna auf der 2009 eingebrachten Kiesbank. Zu diesem Zweck wurden die Frühjahrsproben aus den Jahren 2011 und 2012 von diesem Abschnitt ausgewertet und miteinander verglichen. Der letzte Bestandteil der Untersuchung galt dem direkten Vergleich der beiden renaturierten Abschnitte untereinander hinsichtlich Lage, Tiefe, Ausdehnung und Korngrößenverteilung sowie in Bezug auf Strömungsgeschwindigkeit, Substratzusammensetzung, Sauerstoffkonzentrationen und Temperatur. Abschließend wurde überprüft, ob sich Unterschiede in diesen abiotischen Bedingungen auch in einer unterschiedlichen Makrozoobenthosbesiedlung widerspiegeln.

II.) Theoretische Grundlagen

II.1.) Projekt „Lebendige Alster“

In allen Großstädten wie z.B. Hamburg hat der Zustand der Gewässer eine immense Bedeutung für die Biotopvielfalt, die Naherholung der Bevölkerung und den Hochwasserschutz. Im Zuge der Umsetzung der EG-WRRL wurde 2011 durch die Kooperation von BUND, NABU und dem Verein „Aktion Fischotterenschutz“, in Hamburg das Projekt „Lebendige Alster“ ins Leben gerufen. Das Ziel des Projektes ist es, gemeinsam mit der Stadt Hamburg, die Renaturierung der heimischen Fließgewässer und den angrenzenden Grünflächen voran zu treiben. Besonderes Augenmerk gilt hierbei der Alster und deren Nebenflüssen. Dort werden seit dem Start des Projektes hauptsächlich strukturelle Maßnahmen im Bereich der Gewässer und der Ufer vorgenommen. Einige Beispiele hierfür sind die Einbringung von Kies, der Rückbau von Wehren, die Einbringung von Totholz, der Einbau von Sandfängen sowie die Umgestaltung der Uferwege (www.lebendigealster.de, Stand 2014). Die Einbringung von Kies (Kap. 2.3.1) ist im Zuge der Renaturierung der Alster unerlässlich, da Kies mit seinem Interstitial (Zwischenlückensystem) ein wichtiger Teillebensraum in unseren Fließgewässern ist. Über das Projekt „Lebendige Alster“ wird aktiv an der Renaturierung der Alster durch den Einbau von Kiesdepots an Prallhangbereichen, die Einengung von Gewässern durch Kies und das Anlegen von naturnahen Kolk-Rausche-Abfolgen gearbeitet. Die vorwiegend verwendeten Kiesfraktionen (Kap. 3.5) liegen hier bei Größenordnungen von 2,00 bis 250,00 mm. Neben Kies ist ein weiterer wichtiger Teillebensraum das Totholz (Kap. 2.3.2). Maßnahmen des Projekts „Lebendige Alster“ im Bereich Totholz sind, Totholzansammlungen im Gewässer in Zukunft mehr zu tolerieren und nicht gleich zu entfernen, sowie die Einbringung von mobilem Totholz und der Einbau von ganzen Bäumen. Ferner soll mit dem Einbau von Sandfängen, Gleithangsandfängen und der Umgestaltung der Uferwege der Versandung der Alster entgegen gewirkt werden. Zusätzlich soll durch den Rückbau von Wehren (Kap. 2.3.3) die Durchgängigkeit für Fische und Kleinstlebewesen wieder hergestellt werden. Gemeinsam mit den Behörden, Verbänden und Bürgern planen die Verantwortlichen des Projektes „Lebendige Alster“ solche Maßnahmen und setzen sie nach erfolgter Planung um. Durch die enge Zusammenarbeit wird es auch ermöglicht, bei einer breiten Schicht der Bevölkerung Aufklärungsarbeit zu leisten (www.lebendigealster.de, Stand 2014).

II.2.) Gewässerstruktur

Die Gewässerstruktur eines naturbelassenen Gewässers, ob Fließ- oder Stillgewässer, ist je nach geographischer Lage sehr unterschiedlich. Innerhalb der Bundesrepublik Deutschland sind die Gewässer in 24 Fließgewässertypen, 14 Seentypen und 9 Küstengewässertypen (Feld et al., 2005) eingeteilt. In Zusammenhang mit der vorliegenden Arbeit ist der sandgeprägte Tieflandbach (Typ 14) von Relevanz, da die Alster in weiten Teilen als Bach solchen Typs ausgewiesen wurde. Die typische Struktur eines solchen Baches weist mehrere Charakteristika auf. Der natürliche Fluss- bzw. Bachlauf ist stark mäandrierend und führt durch ein flaches Mulden- oder breites Sohlental. Durch den mäandrierenden Verlauf des Gewässers kommt es zur Bildung von Prall- und Gleithängen mit vereinzelt Uferabbrüchen. Es gibt neben dem grundsätzlich hohen Anteil an Sand als Sohlsubstrat auch Anteile an Kies verschiedener Korngröße, welche sich in Form von Kiesbänken darstellen, sowie an einigen Stellen Aufkommen von Tone und Mergel. Das Profil ist vorwiegend flach. Allerdings ist die Ausbildung von Tiefenrinnen durchaus möglich, ebenso wie die Entstehung von Kolken hinter natürlichen Barrieren. Zu den weniger einflussnehmenden Strukturen zählen die Sekundärstrukturen. Zu diesen gehören unter anderem Totholz und Falllaub, sowie Erlenwurzeln und Wasserpflanzen. Das Einzugsgebiet eines Baches des Typs 14 umfasst eine Fläche von 10 – 100 km² und weist ein Talbodengefälle von 2 – 7 ‰ auf. Teilweise sind aber auch Talbodengefälle von unter 0,5 ‰ möglich (Pottgiesser & Sommerhäuser, 2008). Die Realität in und an den Flüssen und Bächen der Bundesrepublik Deutschland sieht gegenüber dem Idealbild anders aus. Da die Gewässerstrukturen von nahezu allen Oberflächengewässern im Bereich der Bundesrepublik Deutschland und darüber hinaus auch in der gesamten Region Europas verändert wurden, kann in den meisten Fällen nicht mehr von einem naturbelassenen Zustand der Gewässer gesprochen werden. Der Vollständigkeit halber sei an dieser Stelle die Fließgewässerstrukturgütekartierung (LAWA, 2000) erwähnt. Sie gilt in der EG-WRRRL zwar nicht als ausschlaggebend für die Gesamtbeurteilung eines Gewässers, kann jedoch als unterstützender Faktor zur Beurteilung eines Gewässers heran gezogen werden. Anhand der Kartierungsauswertung ist es möglich, Degradationen zu erkennen und geplante Renaturierungsmaßnahmen nach diesen Erkenntnissen auszurichten. Eine Übersicht über die zu beachtenden und zu bewertenden Parameter der Fließgewässerstrukturgütekartierung sind unter Tabelle 1 aufgeführt.

Tab. 1: Übersicht über die verschiedenen Parameter zur Fließgewässerstrukturgütekartierung nach LAWA (2000)

Bereich	Hauptparameter	Funktionale Einheit	Einzelparameter
Sohle	Laufentwicklung	Krümmung	Laufkrümmung, Längsbänke, besondere Laufstrukturen
		Beweglichkeit	Krümmungserosion, Profiltiefe, Uferverbau
	Längsprofil	Natürliche Längsprofilelemente	Querbänke, Strömungsdiversität, Tiefenvarianz
		Anthropogene Wanderbarrieren	Querbauwerke, Verrohrungen, Durchlässe, Rückstau
	Sohlenstruktur	Art und Verteilung der Substrate	Substrattyp, Substratdiversität, besondere Sohlstrukturen
		Sohlverbau	Sohlverbau
Ufer	Querprofil	Profiltiefe	Profiltiefe
		Breitenentwicklung	Breitenerosion, Breitenvarianz
		Profilform	Profilform
	Uferstruktur	Naturraumtypische Ausprägung	Besondere Uferstrukturen
		Naturraumtypischer Bewuchs	Uferbewuchs
		Uferverbau	Uferverbau
Land	Gewässerumfeld	Gewässerrandstreifen	Gewässerrandstreifen
		Vorland	Flächennutzung, sonstige Umfeldstrukturen

II.3.) Strukturelle Maßnahmen zur Renaturierung von Fließgewässern

II.3.1.) Einbringung von Kiesbänken, Kiesrauschen und Störsteinen

In den norddeutschen Tieflandbächen und -flüssen stellt sich die Beschaffenheit des Sohlsubstrates so dar, dass der überwiegende Teil unserer hier heimischen Fließgewässer einen dominierend hohen Anteil an Sand als Sohlsubstrataufweist (Sommerhäuser & Pottgiesser, 2005). Als Beispiel für einen typischen Sandbewohner sei hier die Plecopteralarve *Isoptena serricornis* (Abb. 1) genannt.



Abb. 1: *Isoptena serricornis* Larve (www.lorrainenature.voila.net)

Sie ist auf Feinsediment angewiesen, in das sie sich bis zu 0,5 Meter eingräbt (Schmedtje & Colling, 1996). Der weitaus größere Teil des Makrozoobenthos ist allerdings, anstelle von Sand, auf Substratarten wie Totholz, Kies, Steine und Falllaub angewiesen. Der Umstand, dass Falllaub, Totholz und Störsteine als optisch störende und gefährdende Elemente in der Schifffahrt und beim Hochwasserschutz zumeist entfernt werden, führt in den norddeutschen Tieflandbächen- und Flüssen zu einer gewissen Artenarmut. Um dieser Artenarmut entgegen zu wirken, werden im Rahmen von Renaturierungsprojekten verschiedene Maßnahmen ergriffen. Hierzu gehört unter anderem die Einbringung von Kiesbänken (Abb. 2), Kiesrauschen (Abb. 3) und Störsteinen (Abb. 5). Eine Kiesbank kann an unterschiedlichen Stellen eines Gewässers platziert werden. Es gibt hier die Möglichkeit, sie an den Ufern eines Gewässers auf gerader Strecke, in der Mitte des Gewässers als Insel sowie an Prall- oder Gleithängen einzubringen. Dies führt in allen Fällen zu einem veränderten Strömungsbild, da die Kiesbänke als Strömunglenker dienen und hierdurch eine erhöhte Strömungsdiversität erzeugt wird. Durch die so entstandenen unterschiedlichen Strömungsgeschwindigkeiten können sich sowohl

strömungsliebende- als auch strömungsmeidende Makrozoobenthosarten in einem Gewässerabschnitt ansiedeln.



Abb. 2: 2009 erfolgte Kiesbankrenaturierung an der Alster, Stelle Trillup (Foto von Beate Baier/Institut für Hygiene und Umwelt)

Eine Kiesrausche (Abb. 3) überspannt die gesamte Gewässerbreite und wird aus unterschiedlich großen Kiesfraktionen errichtet. Sie wird so angelegt, dass sie die Gewässertiefe an dem Gewässerabschnitt der Einbringung verringert. Durch den so minimierten Gewässerquerschnitt wird die Fließgeschwindigkeit des Gewässers an dieser Stelle erhöht. Das führt zur Schaffung unterschiedlicher Strömungsverhältnisse und in Verbindung mit den jeweiligen Kiesfraktionen zu einem turbulenteren Strömungsbild, wodurch der Eintrag an Sauerstoff in das Gewässer gefördert wird. Diese Effekte führen zur Bereitstellung neuen Lebensraums für viele Makrozoobenthosarten, welche sich auf das Leben in strömungsreichen und kiesigen Bereichen des Gewässers spezialisiert haben.



Abb. 3: Darstellung einer Kiesrausche (www.joerghemmer.de)

Als Beispiel für eine dieser strömungsliebenden Arten sei die Ephemeropteralarve *Heptagenia sulphurea* (Abb. 4) genannt.



Abb. 4: *Heptagenia sulphurea* Larve (www.fotocommunity.de)

Sie ist durch ihre Körperform in der Lage, sich in strömungsreichen Abschnitten des Gewässers festzuklammern und nicht abgetrieben zu werden. Des Weiteren benötigen einige Fischarten, wie beispielsweise die Meerforelle, Kies unterschiedlicher Fraktionen, da sie ihre Brut im Interstitial von Kiesbänken in von ihnen eigens dafür gegrabenen Mulden ablegen (Zahn & Thiel, 2011).

Der letzte hier genannte Aspekt der Fließgewässerrenaturierung mit Hartsubstrat ist die Einbringung von Störsteinen. Durch das Platzieren dieser in die Gewässersohle können verschiedene Effekte erzielt werden. Durch die flusseigene Strömung werden die Störsteine angeströmt und die Strömungsrichtung umgelenkt (Abb. 5).

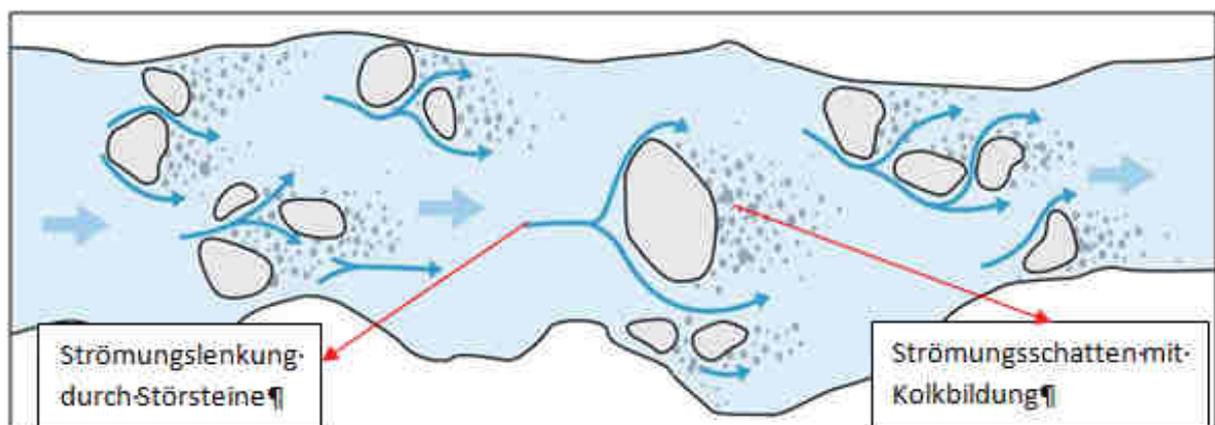


Abb. 5: Darstellung eines Baches mit eingebrachten Störsteinen (Rippmanns (2006))

Dies hat zur Folge, dass es zu Stillwasserbereichen, unterschiedlichen Strömungsmustern und zu einer möglichen Kolkbildung hinter den Störsteinen kommt, was wiederum zu einer erhöhten Tiefenvarianz führt. Je nach Gewässerbeschaffenheit sollten bei geplanten Renaturierungsmaßnahmen die verwendeten Steine einen Größendurchmesser zwischen 40 cm und 1,5 m aufweisen. Es ist beim Einbau in die Gewässersohle darauf zu achten, dass die Störsteine in vorbereitete Mulden eingebettet werden, damit sie auch bei erhöhten Abflüssen nicht abtreiben (Rippmanns, 2006).

II.3.2.) Platzieren von Totholzansammlungen

In früherer Zeit war Totholz als Bestandteil der Flusslandschaften fest integriert. Mit der Trockenlegung der Auwälder, dem Verlust von Uferbewuchs und der Entnahme von Totholz als optisch störendes und zum Teil gefährdendes Element für die Schifffahrt und bei Hochwasser änderte sich das jedoch. Hinzu kommt, dass bis vor wenigen Jahren die Bedeutung von Totholz in der aquatischen Umwelt weitgehend verkannt wurde. In naturbelassenen intakten Fließgewässern gehört Totholz zu einem ausgewogenen aquatischen Landschaftsbild (von Siemens et al., 2005). Die Entfernung aus den Fließgewässern führt in Folge dessen zu umfangreichem Habitatsverlust. Zu Totholz zählen unter anderem Zweige und dickere Äste, welche vom Uferbewuchs herabgefallen sind und durch die Strömung im weiteren Flussverlauf abgelagert wurden. Ferner können auch umgestürzte Baumstämme und abgestorbene Wurzelstöcke zum Totholz gezählt werden. Totholz beeinflusst also direkt die Morphologie eines Fließgewässers und hat Auswirkungen auf die Strömungs- und Tiefenverhältnisse. Des Weiteren bietet es für Fische und einige Makrozoobenthosarten einen sicheren Unterschlupf (von Siemens et al., 2005). Strukturell und ökologisch gesehen ist Totholz ein unverzichtbares Element in Fließgewässern und hat einen hohen Stellenwert bei geplanten Renaturierungsmaßnahmen. Um in zuvor bestimmten Gewässerabschnitten gezielte Maßnahmen mit Totholz durchführen zu können, gibt es verschiedene Arten der Einbringung, wovon zwei als Beispiel hier vorgestellt werden sollen.

Eine Möglichkeit der Renaturierung mit Totholz ist die Einbringung von Faschinen (Abb. 6). Sie bestehen in der Regel aus Tot- und ausschlagfähigem Lebendmaterial, welches durch



Abb. 6: In das Gewässer hineinragende Faschine (www.asv-nienborg.de)

Stahlbänder zusammen gehalten wird. Zum Verankern im Strom oder am Ufer dienen Holzpfähle (Rippmanns, 2006). Die Länge der Faschinenbündel kann je nach Gelände variiert werden. Es gibt in ihrer Beschaffenheit zwei unterschiedliche Arten der Auslegung, welche in ein Gewässer integriert werden können. Zum einen besteht die Möglichkeit, Faschinen im Uferbereich zu verankern, wo sie auch der Durchwurzelung und der Ufersicherung dienen, und zum anderen, sie so einzubringen, dass sie in das Gewässer hinein ragen. Die physikalischen Auswirkungen auf das Gewässer sind ähnlich denen, wie sie bei der Einbringung von Kies und Störsteinen auftreten (Rippmanns, 2006).

Ebenso vielversprechend ist die Verwendung von Wurzelstöcken. Es gibt zum einen die natürlichen Wurzelstöcke von gefälltten Bäumen, die an Fließgewässern belassen wurden und auf der anderen Seite bewusst eingebrachte (Abb. 7).



Abb. 7: Wurzelstöcke zum Einbau in die Gewässersohle der Elz
(www.lfvbaden.de)

Die gezielt eingebrachten Wurzelstöcke werden in dafür vorbereitete Mulden im Uferbereich oder direkt im Flussverlauf eingelassen und gegebenenfalls mit Holzpfählen befestigt. Wurzelstöcke im Uferbereich sind so zu setzen, dass ein Teil des Wurzeltellers in das Gewässer hinein ragt und vom Wasser umspült wird. Verwendbare Gehölze sind Weiden und Erlen. Die Wurzelstöcke von Buchen sind weniger gut geeignet, da diese nicht lange haltbar sind und sich schnell zersetzen. Kombinierbar sind Wurzelstöcke mit Faschinen und Steckhölzern (Rippmanns, 2006).

II.3.3.) Rückbau von Flussbegradigungen und/oder Wehren

Erste kleinere Eingriffe in die Fluss- und Bachverläufe in Form von Begradigungen fanden schon während des Mittelalters statt (Kern et al., 1992). Eingriffe solcher Art konnten dann während des 18. Jahrhunderts im Zuge der Industrialisierung auch auf größere Flüsse ausgeweitet werden (Kern et al., 1992). Durch die vorgenommenen Maßnahmen stieg die Fließgeschwindigkeit der betroffenen Gewässerabschnitte stark an. Somit wurde damals und wird auch nachwievor der Transport von Feststoffen und Feinsediment begünstigt. Ebenso problematisch ist die zunehmende Gefahr von Hochwasser in den stromabwärts gelegenen Bereichen eines Fließgewässers, da die Nebenflüsse durch die Begradigungen ihr Hochwasser schneller in den Unterlauf abgeben können. Um der Hochwassergefahr entgegen zu wirken, wurden vielerorts Uferbefestigungen und Deiche errichtet, was wiederum zu einem Verlust der angrenzenden Auengebiete und somit von Retentionsräumen im Hochwasserfall führte. Die Auswirkungen all dieser Maßnahmen auf die Biozönose eines Gewässers sind dementsprechend weitreichend. Nicht nur, dass durch die erhöhte Fließgeschwindigkeit des Gewässers keinerlei Möglichkeit dafür gegeben ist, dass sich Kies, Totholz, Falllaub und der Gleichen ablagern kann. Es kommt auch durch den Wegfall der natürlichen Auengebiete zu weiteren Verlusten an Lebensraum. Der Rückbau von Flussbegradigungen hat demnach zum Ziel, die durch den Menschen beeinträchtigten Gewässer wieder in einen möglichst naturnahen Zustand zu versetzen. Ein naturbelassener Tieflandbach (Kap. 2.2) weist eine mittel- bis stark mäandrierende Laufstruktur auf (Abb. 8).

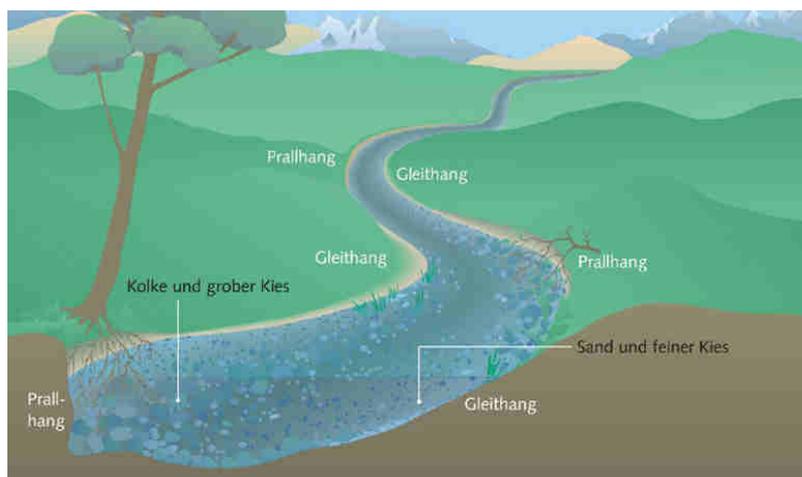


Abb. 8: Mäandrierender Bach (www.wasserforscher.de)

Durch die Mäanderform kommt es zu Strömungsdiversitäten sowie zur Bildung von Prall- und Gleithängen (Abb. 9). An Prallhängen findet eine Erosion des Ufers statt, was eine

Auswaschung von Kies und Sand hervorruft. Infolge dessen ist der Fluss- oder Bach in der Lage im Laufe der Zeit einen weiteren Flussarm auszubilden. Auf dem Weg zu und an den Gleithängen wird das zuvor ausgewaschene Material wieder abgelagert (Reichhoff, 2011).

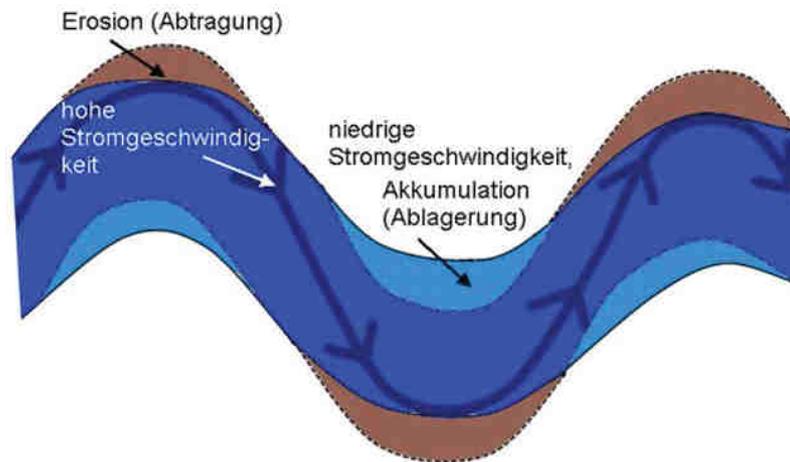


Abb. 9: Strömungsbild bei Prall- und Gleithängen (www.opencaching.de)

Eine ebenso nachhaltige Einschränkung der Fließgewässerdynamik stellen Querbauwerke dar (Abb. 10). Wehre werden beispielsweise für Wasserkraftanlagen und zur landwirtschaftlichen Bewässerung genutzt. Beim Aufstau eines Gewässers besteht durch die stark reduzierte Fließgeschwindigkeit nicht nur die Gefahr der Verschlammung. Ebenso kann es durch die geringe Fließgeschwindigkeit gerade zur Sommerzeit zu einem stark herabgesetzten Sauerstoffgehalt im Gewässer oberhalb des Stauwehrs kommen.



Abb. 10: Stauwehr Engehalde (www.upload.wikimedia.org)

Des Weiteren ist zu beachten, dass Querbauwerke, wie bereits erwähnt, zur landwirtschaftlichen Bewässerung genutzt werden, wodurch es zu einem vermehrten Nährstoffeintrag und als Folge dessen zu einer Eutrophierung des Gewässerabschnittes kommen kann. Ferner ist die für das Makrozoobenthos sowie für die Fische nötige Durchgängigkeit des Gewässers nicht mehr gegeben. Es macht demnach wenig Sinn, einen Gewässerabschnitt zu renaturieren, welcher oberhalb eines Stauwehres liegt, da die aquatischen Lebewesen nicht in der Lage sind, dieses Hindernis ohne Unterstützung zu überwinden. Damit nun die Durchgängigkeit eines Fließgewässers wieder hergestellt werden kann, werden in zunehmendem Maße Querbauwerke sowie Wehre rückgebaut oder als Ersatz Fischtreppen installiert. Im Zuge der Rückbaumaßnahmen von Wehren können Kiesrauschen errichtet werden, welche zur strukturellen Vielfalt genauso beitragen, wie zum Eintrag von Sauerstoff und zur Schaffung von Strömungsdiversitäten (Kap. 2.3.1). Zusätzlich ist durch die wieder hergestellte Durchgängigkeit des Gewässers die Möglichkeit gegeben, dass die aquatischen Lebewesen stromaufwärts- und abwärts wandern und bereits verlorenes Gebiet neu besiedeln können.

III.) Material und Methoden

III.1.) Untersuchungsgebiet und Lage der Alsterprobestellen

Im Zuge des Projektes „Lebendige Alster“ wurde im Jahr 2009 eine Kiesbank und im Jahr 2011 eine Kiesrausche in die Alster bei Trillup eingebracht. An beiden renaturierten Gewässerabschnitten wurden im Jahr 2012 Probenahmen durchgeführt, um anhand der erhobenen Makrozoobenthosdaten eine spätere Erfolgskontrolle durchführen zu können. Die zu untersuchenden Abschnitte befanden sich am nördlichen Rand des Stadtteils Poppenbüttel innerhalb Hamburgs, südlich der Straße Trillup und verlaufen parallel zur Rodenbeker Straße. Auf Höhe des Rodenbeker Teiches quert die Straße Trillup die Alster. Vom Rodenbeker Teich kommend verläuft ein Alsterwanderweg parallel zu den zwei Untersuchungsabschnitten der Alster. Stromaufwärts gelegene Zuläufe sind die Lottbek, Bredenbek, Ammersbek und Diekbek.

Die im Jahr 2009 eingebrachte Kiesbank ist in einer Mäanderkehre direkt an einem Gleithang aufgeschüttet worden (Abb. 11). Der Gewässerabschnitt an dieser Stelle weist auf Seiten des Prallhanges eine dichte Vegetation auf, sodass der Gewässerverlauf von Bäumen überdeckt wird. Die Vegetation auf Seiten des Gleithanges weist einen geringeren Bewuchs auf. Diese kleineren Lücken in der Vegetation führen, je nach Sonnenstand, zu einem Wechselspiel von Schatten und Sonne im Bereich der Kiesbank. Ausgehend vom Uferstreifen ist das Gefälle der Kiesbank zunächst gering, wird mit zunehmender Entfernung zum Ufer jedoch rapide steiler. Der Standort der 2011 eingebrachten Kiesrausche befindet sich ca. 40 - 50 Meter weiter stromabwärts auf gerader Strecke (Abb. 11). Der Bewuchs auf Seiten der Parkanlage ist, von einigen Lücken abgesehen, ebenfalls sehr dicht. Im Unterschied zu den vorherigen Begebenheiten stehen an diesem Gewässerabschnitt jedoch nur viel Strauchwerk und viele kleinere Bäume. Auf der westlichen Uferseite besteht die Vegetation überwiegend aus Gras, da dort eine Weide angrenzt. Aus den zuvor beschriebenen Charakteristika ergibt sich eine verstärkte Sonnenbestrahlung auf diesem Alsterabschnitt. Des Weiteren variieren die Gewässertiefen durch die Kieseinbringung zwischen 11 cm und 1,05 m. Die Ausdehnung der Kiesrausche umfasste die gesamte Breite der Alster auf einer Länge von ca. 24m. Unter Abb. 11 sind der betreffende Gewässerabschnitt sowie die Lage der jeweiligen Probestellen aufgezeigt.

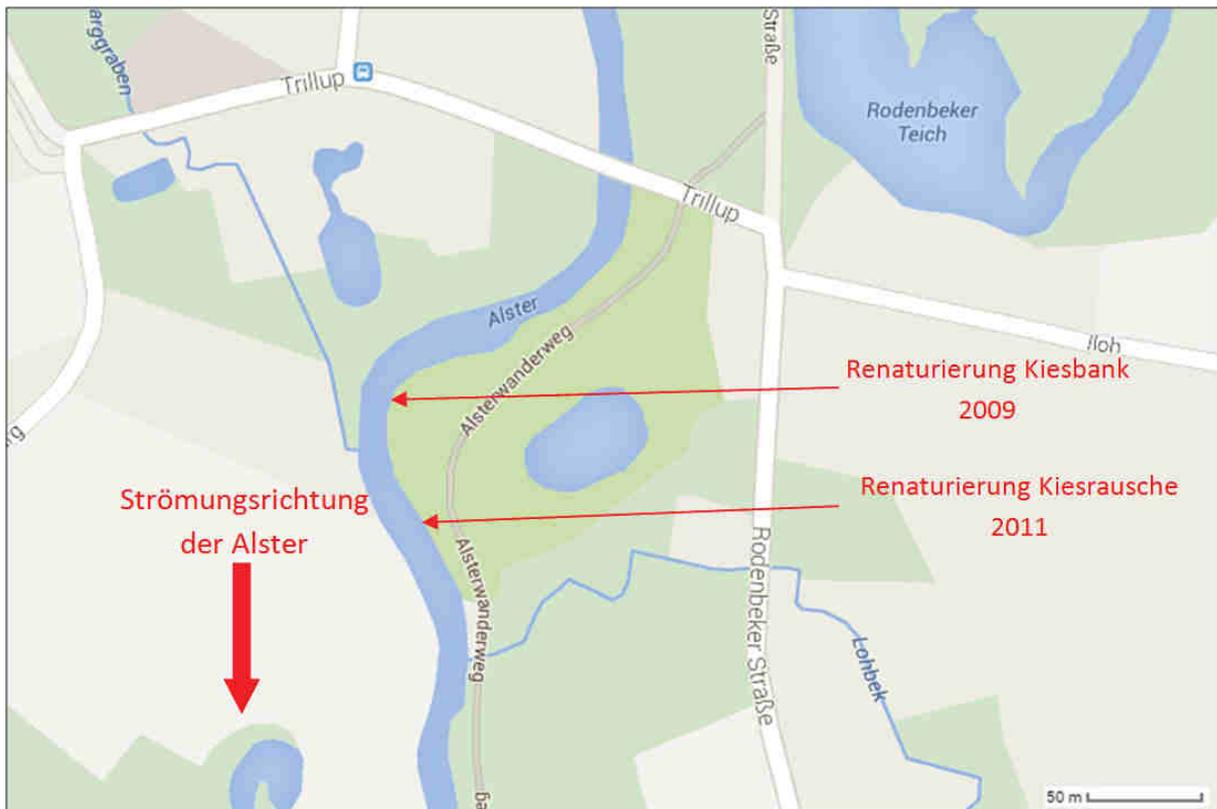


Abb. 11: Probestellen der Alster Ortsteil Poppenbüttel/Hamburg (www.google.de/maps)

III.1.1.) Einzugsgebiet der Probestellen

Als Einzugsgebiet eines Baches oder Flusses wird jenes Gebiet bezeichnet, aus dem das Wasser ober- und unterirdischen Ursprungs einem Gewässer zufließt. Die Abgrenzung eines Einzugsgebietes wird Wasserscheide genannt (Schönborn, 1992). Durch die Abgrenzungen entstehen festgelegte geographische Gebiete. Daraus resultierende Flächen werden Einzugsgebietsflächen genannt. Seit 1970 bekommt jedes Fließgewässer und deren Einzugsgebiet zur besseren Datenverarbeitung eine Fließgewässerkennziffer (FGKZ). Besitzt dieses Gewässer Nebenflüsse, so wird für jede neu dazu kommende Verästelung eine zusätzliche Stelle an die Gewässerkennzahl angehängt. Durch diese Regelung ist es möglich, für jeden Zulauf ein eigenes Einzugsgebiet zu definieren (www.wikipedia.de, Stand 2014). Über die Einzugsgebiete können sich natürliche und anthropogen bedingte Einflüsse auf die jeweiligen Gewässer auswirken. Zu den anthropogenen Belastungsfaktoren zählen unter anderem die Landwirtschaft, alle Tätigkeiten innerhalb von Siedlungsbereichen, eingeschlossen der Freizeit- und Erholungsgestaltung, sowie die Auswirkungen durch Industrie und Schifffahrt. Zu den natürlichen Einflüssen auf die Einzugsgebiete gehören neben den klimatischen Bedingungen wie Niederschlag und Temperatur auch die geographischen und geologischen Einflüsse (Wieber et al., 2000).

Das Einzugsgebiet der Alster umfasst eine Fläche von annähernd 580,7 km² bei einer Gesamtlänge von 56 km. Die Alster hat ihre Quelle in Henstedt-Ulzburg/Schleswig-Holstein, fließt durch Hamburg und mündet in die Elbe. Auf Abbildung 12 ist das gesamte Einzugsgebiet der Alster oberhalb der untersuchten Probenstellen aufgeführt. Ferner sind innerhalb des Einzugsgebietes die unterschiedlichen Flächennutzungen farblich markiert. Anhand der Corine Landnutzungsdaten aus dem Jahr 2011 (Abb. 12) ist ersichtlich, dass das Einzugsgebiet der Alster bei Trillup in der Hauptsache aus städtisch geprägten Flächen, landwirtschaftlichen Flächen und Grünland besteht. Hinzu kommen noch einige kleinere Flächen mit anderer Nutzung. Hierzu gehören u.a. Abbauflächen, Deponien und Industrieflächen.

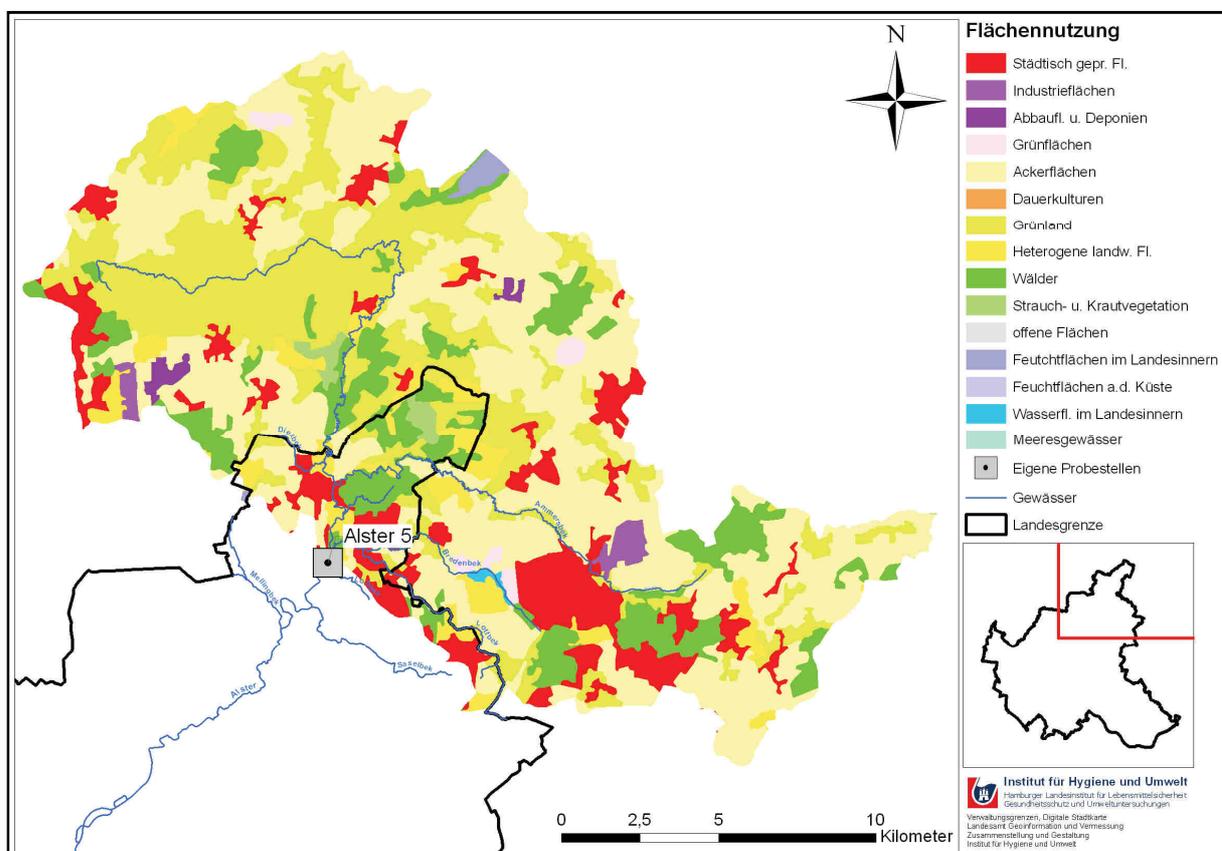


Abb. 12: Corine Landnutzungsdaten und Einzugsgebiete der Alster bei Trillup (Institut für Hygiene und Umwelt Hamburg)

III.1.2.) Gewässertypbestimmung

Zur Umsetzung der EG-WRRL wurde als Grundlage die Fließgewässertypologie entwickelt. Insgesamt existieren in Deutschland 24 Fließgewässertypen, welche nach bestimmten Typisierungskriterien festgelegt wurden. Zu den Kriterien gehören u.a. die Ökoregion, die Höhenlage, die Größe des Einzugsgebietes sowie die Geomorphologie. Zu den Kriterien der Geomorphologie zählen die Talform und die Beschaffenheit des Sohlsubstrates (Sommerhäuser & Pottgiesser, 2005). Die gesamte Alster ist der Ökoregion 14 (Norddeutsches Tiefland mit Geländehöhen < 200 m über NN) zugeordnet. Des Weiteren ist die Alster, wie bereits unter Kapitel 2.2 erläutert wurde, größtenteils als sandgeprägter Tieflandbach (Typ 14) deklariert (Abb. 13). Seine abiotischen Charakteristika weisen ihn als einen Bach mit einem Einzugsgebiet von 10 – 100 Km² aus. Das Talbodengefälle beträgt 2 – 7 %. Das Sohlsubstrat setzt sich zum überwiegenden Teil aus Sand unterschiedlicher Korngröße, Fein- und Grobkies, Tonen und Mergel sowie aus organischen Substratarten wie Falllaub und Totholz zusammen.

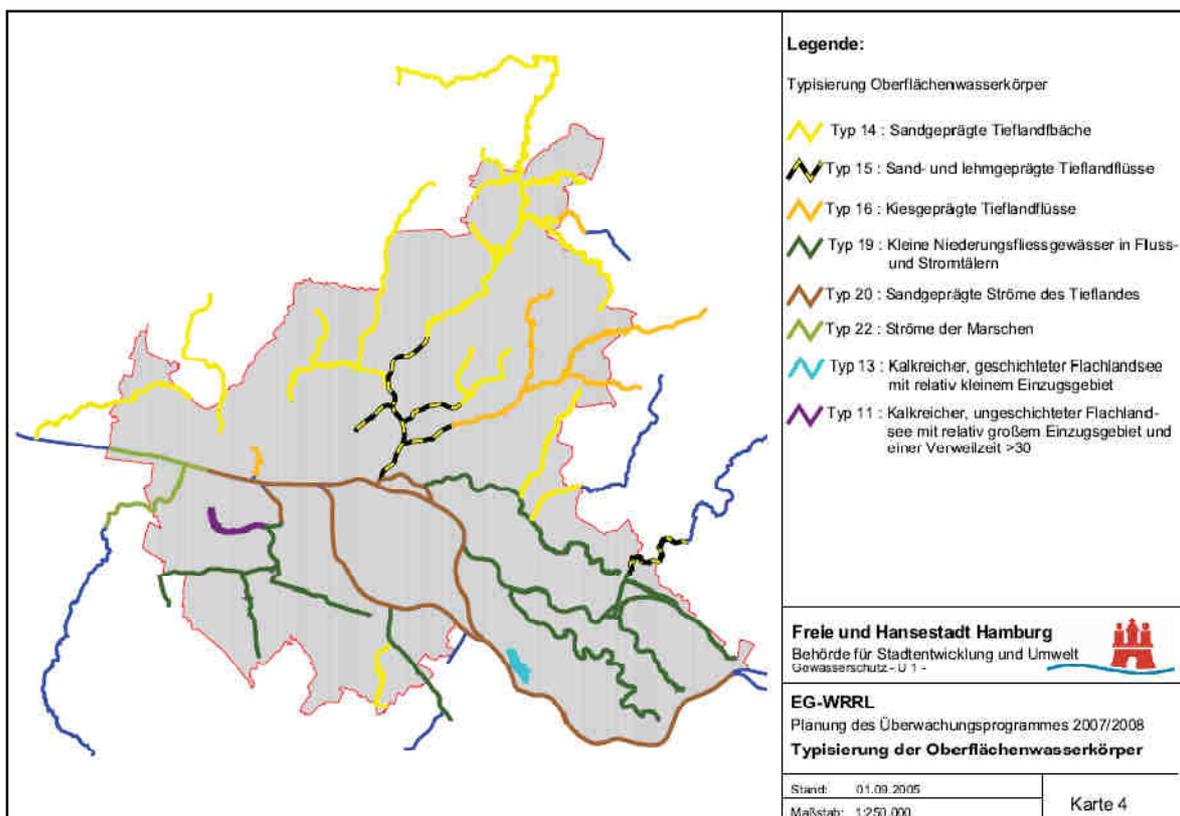


Abb. 13: Ausweisung der Gewässertypen in Hamburg (Institut für Hygiene und Umwelt Hamburg)

III.2.) Vermessung der 2009 und 2011 renaturierten Alsterabschnitte

Die verwendeten Materialien zur Vermessung der Kiesbank und der Kiesrausche im Sommer 2012 waren eine Richtschnur, ein Gliedermaßstab, eine Wathose sowie Sicherungsausrüstung in Form von Sicherungsseil und Sicherungsgurt. Das Vermessungsteam bestand aus drei Personen. Einer Person, welche am Ufer des Gewässers stand, die Richtschnur fixierte und die ermittelten Daten notierte.



Abb. 14: Vermessung der 2011 eingebrachten Kiesbank/Kiesrausche an der Alster bei Trillup (Foto von Beate Baier/Institut für Hygiene und Umwelt)

Einer Weiteren die, eingekleidet in Wathosen und an einem Sicherungsseil gesichert im Gewässer stand und die Messungen vornahm sowie einer dritten Person, die den Vermessenden mit dem anderen Ende des Sicherungsseils absicherte. Die vor Ort angewandte Methode zur Erfassung der Ausdehnung besitzt die drei Hauptparameter Länge, Breite und Höhe. Die Länge des Gewässerabschnittes wurde vom Vermessungsteam in einzelne Transekte, die Breite des Gewässers in einzelne Messpunkte aufgegliedert. Anschließend wurde an jedem Transekt-punkt die Richtschnur im rechten Winkel über das Fließgewässer gespannt. Somit war es möglich, die einzelnen über das Gewässer verlaufenden Messpunkte zu fixieren und die jeweiligen Tiefenmessungen durchzuführen. Damit eine exakte Tiefenmessung möglich ist, wurde ein charakteristischer Bezugspunkt gewählt auf den sich alle Tiefenmessungen beziehen. Hier nun eine kurze Erläuterung der Begriffe Transekt, Messpunkte und Bezugspunkt.

➤ **Transekt**

Ein Transekt stellt bei der Vermessung einer Strecke einen Abschnitt von freiwählbarer Länge dar. Transekt 1 beginnt an einem gewählten Bezugspunkt. In diesem Sinne stellt der Bezugspunkt für die Transekte den Nullpunkt dar. Die Transekte lagen stromabwärts entlang der Fließrichtung aneinander. Transekt 1 war der nördlichste Punkt der Messstrecke und der letzte Transekt war der südlichste Punkt der Messstrecke.

➤ **Messpunkte**

Der erste Messpunkt lag immer direkt am Ufer des Fließgewässers. Die Messpunkte lagen wie eine Brücke im rechten Winkel über dem Flusslauf. Die Entfernung der einzelnen Messpunkte zueinander betrug 0,5 Meter.

➤ **Bezugspunkt**

Als Bezugspunkte der Messreihen wurde ein Dreierbaumstrumpf für die auf gerader Strecke liegende Kiesrausche und für die in einer Mäanderkehre liegende Kiesbank eine sich überkreuzende Baumwurzel gewählt. Wenn der Bezugspunkt bestimmt wurde, beziehen sich alle Entfernungs- und Tiefenangaben auf eben jenen charakteristischen Punkt. Demnach beziehen sich alle Tiefenmessungen auf die Oberkante des Bezugspunktes und die Entfernungsmessungen der Transekte auf den Mittelpunkt des Bezugspunktes.

III.3.) Messung der Strömungsgeschwindigkeit

Zur Ermittlung der Oberflächenströmung und der Strömungsgeschwindigkeit über Grund an den zwei renaturierten Alsterabschnitten wurde ein digitales Messgerät verwendet. Dieses ist mit einem Durchflussmessfühler kombiniert („Mini Water60 Mini“ der Firma Dostmann electronic). Der Messfühler arbeitet auf Grundlage des Flügelrad-Anemometers und kann für verschiedene Fluide verwendet werden. Windgeschwindigkeitsmessungen sind ebenso möglich wie die Geschwindigkeitsmessung in Gewässern. Hauptbestandteil dieses Fühlers ist ein sehr leichtläufiges Flügelrad. Bei modernen Geräten wird über die Winkelgeschwindigkeit die Strömungsgeschwindigkeit in m/s elektronisch berechnet. Mit Hilfe eines Flügelrad-Anemometers sind sehr präzise Messungen möglich. Die Messung der Strömungsgeschwin-

digkeit für die zwei renaturierten Alsterabschnitte erfolgte am 21.06.2012. Für den 2009 renaturierten Alsterabschnitt wurde an jedem Transekt in Abständen von 1 m in das Gewässer hinein die Oberflächenströmung und die Strömung über Grund ermittelt. Für die 2011 eingebrachte Kiesrausche wurden an Transekt 1, 5, 8 und 13 ebenfalls in Abständen von 1 m die jeweiligen Oberflächenströmungen und Strömungen über Grund ermittelt. Die Messungen wurden mit Hilfe von Wathosen und dem eigentlichen Messgerät ausgeführt, welches über ein ca. 2 m langes Datenkabel mit dem eigentlichen Messfühler verbunden ist, wobei der Messfühler per Hand in die gewünschte Position gebracht wird. Es ist außerdem darauf zu achten, dass der Einlass des Flügelrad-Anemometers exakt in Strömungsrichtung gehalten wird, da ansonsten Verfälschungen in den Messergebnissen möglich sind. Technische Daten zu dem Gerät finden sich unter Anhang VII.2.

III.4.) Sauerstoffmessung

Neben der Sauerstoffkonzentration wird häufig auch die Sauerstoffsättigung in % angegeben, wobei die Sättigung das Verhältnis zwischen dem gemessenen Wert und dem theoretischen Wert ist (Brehm & Meijering, 1982). In der Regel liegt die Sauerstoffkonzentration zwischen 8 – 14 mg/l. Die höchsten Werte können im Winter und Frühjahr, die niedrigsten im Sommer und Herbst ermittelt werden.

$$O_2 \text{ Sättigung} = \frac{O_{2 \text{ gem.}}}{O_{2 \text{ theor.}}} * 100(\%)$$

(Brehm & Meijering, 1982)

O₂ gem.= gemessene Sauerstoffkonzentration

O₂ theor. = theoretische Sauerstoff-Sättigungskonzentration

Die Konzentration an gelöstem Sauerstoff in einem Oberflächenfließgewässer ist einer der ausschlaggebenden Parameter zur Bewertung der Gewässerqualität. Zur Ermittlung der Sauerstoffkonzentration vor Ort wurde das Gerät MultiLine P4 verwendet. Das Messgerät arbeitet auf digitaler Basis mit einer dazu gehörenden galvanischen Sauerstoffmesssonde.

Das Funktionsprinzip der Sonde beruht auf der Sauerstoffreduzierung an der Kathode. Das Messgerät ist in der Lage die Sauerstoffkonzentration, ebenso wie die Sauerstoffsättigung anzugeben. Da das zu messende Medium die Membrane der Sauerstoffsonde durchfließen

muss, muss die Sonde im Gewässer leicht hin und her bewegt werden. Die Sauerstoffmessung an den beiden renaturierten Abschnitten fand ebenfalls am 21.06.2012 statt. Bei diesen Messungen wurden die Sauerstoffmessungen an der Gewässeroberfläche jeweils in der Mitte des Gewässers durchgeführt. Die Technischen Daten des Geräts MultiLine P4 finden sich unter Anhang VII.3.

III.5.) **Verwendete Kiesfraktionen zur Gestaltung der Kiesbank und Kiesrausche**

Das durch unterschiedliche Kiesfraktionen entstehende Interstitial dient vielen wirbellosen Lebensformen als Habitat. Ebenso dient der Kies (Kap. 2.3.1) laichenden Fischen, wie zum Beispiel der Bachforelle und der Elritze, als Laichplatz (Brunke et al., 2012). Bei der Wahl der einzelnen Kiesfraktionen ist der Faktor der Strömungsgeschwindigkeit des jeweiligen Fließgewässers unbedingt zu berücksichtigen. Dieser ist von Bedeutung, da die Kiesbank beziehungsweise die Kiesrausche nicht durch zu hohe Strömungsgeschwindigkeiten wieder abgetragen werden soll. Die Korngrößen sollten daher so gewählt werden, dass nicht die Gefahr des Abtransportes besteht (Tab. 2).

Tab. 2: Übersicht der erforderlichen Strömungsgeschwindigkeiten zum Transport von Substrat (Schönborn, 1992)

Korngrößen in mm	Deutsche Bezeichnung	Transportgeschwindigkeit in m/s
0,06 - 0,20 (0,20)	Feinsand	0,10
0,20 - 0,60	Mittelsand	0,17
0,60 - 2,00 (1,30)	Grobsand	0,25
2,00 - 6,00 (5,00)	Feinkies	0,50
6,00 - 20,00 (11,00)	Mittelkies	0,75
20,00 - 60,00 (45,00)	Grobkies	1,50
> 60,00 (80,00)	Steine	2,00
> 60,00 (180,00)	Steinblock	3,00

Die Daten (Tab. 3) über die verbauten Kiesfraktionen der 2009 und 2011 renaturierten Alsterabschnitte stammen von Dipl. Biologe Wolfram Hammer vom Projekt „Lebendige Alster“. In Verbindung mit Tabelle 2 ist ersichtlich, dass der weitaus größte Teil des verbauten Materials Kies ist, der eine relativ hohe Transportgeschwindigkeit zum Abtrieb benötigt. Da die Strömungsgeschwindigkeiten an den Renaturierungsabschnitten relativ gering sind und sich nur bei Starkregen derart erhöhen, dass Gefahr für die Kiesschüttungen besteht, kann davon aus-

gegangen werden, dass die Gefahr der Abtragung für die Kiesbank und die Kiesrausche verhältnismäßig gering ist.

Tab. 3: Übersicht über die eingebrachten Kiesfraktionen (von Wolfram Hammer vom Projekt „Lebendige Alster“)

Kiesbank 2009		Kiesrausche 2011	
Korngrößen in mm	Tonnen	Korngrößen in mm	Tonnen
2,0 - 8,0	16,00	2,0 - 8,0	24,00
8,0 - 16,0	40,50	8,0 - 16,0	16,00
16,0 - 32,0	46,90	16,0 - 32,0	24,00
30,0 - 60,0	6,00	30,0 - 60,0	16,00
60,0 - 250,0	0,00	60,0 - 250,0	8,00
Gesamtmasse in Tonnen	109,40	Gesamtmasse in Tonnen	88,00

III.6.) Probenahmezeitpunkt, Probenahme und Aufarbeitung

III.6.1.) Probenahmezeitpunkt

Die Wahl des Probenahmezeitpunktes hängt von verschiedenen Faktoren ab. Im Allgemeinen orientiert er sich an der Größe des Einzugsgebietes und den geographischen Gegebenheiten (Meier et al., 2005). Für Bäche und Flüsse mit einem Einzugsgebiet von 10 - 100 km² wird ein Probenahmezeitraum von Februar bis April empfohlen, bei Flüssen mit einem Einzugsgebiet von 100 - 10.000 km² ein Probenahmezeitraum von Mai bis Juli. Zusätzlich hängt die Wahl noch mit den Vorort vorherrschenden Witterungsverhältnissen zusammen, welche unbedingt berücksichtigt werden müssen. Während oder nach einem Hochwasser ist eine Probenahme nicht zu empfehlen (Meier et al., 2005). Durch das Hochwasser besteht die Möglichkeit, dass das Makrozoobenthos verdriftet wird und so keine repräsentative Probenahme erfolgen kann. Ein weiterer Faktor ist der Verlauf der einzelnen Jahreszeiten. Dies ist darin begründet, dass die Makrozoobenthoslarven, bei einem vergleichsweise milden Winter undzeitigem Frühjahr, früher schlüpfen werden, als sonst üblich. Die Probenahmen für die Überprüfung der in 2009 und 2011 durchgeführten Renaturierungsmaßnahmen erfolgten in den Jahren 2011 und 2012 jeweils Mitte bis Ende März. Die Daten der Erhebung 2011 und 2012 wurden mir vom Institut für Hygiene und Umwelt zur Verfügung gestellt. Die Probenahme 2012 ist von mir unter der Anleitung von Frau Dr. Beate Baier durchgeführt worden.

III.6.2.) Probenahme

➤ Probenahmemethode

Zu einer Probenahme im Freiland werden mehrere Dinge benötigt. Das wichtigste Utensil ist der Probenahmekescher. Er hat eine Maschenweite von 500 µm und einen rechteckigen Rahmen von 25 x 25 cm mit einer Tiefe von 70 cm (Meier et al., 2006) sowie einen langen Stil. Hinzu kommen noch Probenahmeflaschen (2 Liter PET Flasche) und 96 % Ethanol um die Proben konservieren zu können (Meier et al., 2006). Ferner werden noch Plastikschaalen und Pinzetten benötigt. Die Probenahmemethode nach der im Allgemeinen verfahren wird, ist die Multi-Habitat-Sampling Methode (Meier et al., 2006). Bei dieser Art der Beprobung werden in der Regel zwanzig Teilproben von den verschiedenen Substrattypen genommen und zu einer Gesamtprobe zusammen geführt. Wie viele Teilproben von welchem Substrattyp genommen werden hängt davon ab, wie hoch der prozentuale Anteil der unterschiedlichen Substrattypen an dem jeweiligen Gewässerabschnitt ist. Da jedoch für eine Erfolgskontrolle der durchgeführten Renaturierungsmaßnahmen ausschließlich die Kiesbank sowie die Kiesrausche beprobt wurden, wurde für die Probenahme die einfache Kick-Sampling Methode angewandt. Bei dieser werden, wie bei der Multi-Habitat-Sampling Methode, 20 Teilproben entnommen. Der einzige Unterschied besteht darin, dass alle entnommenen Proben ausschließlich aus dem Bereich der Kiesbank und der Kiesrausche stammen. Allerdings wurde bei der Beprobung versucht, ökologische Nischen mit zu beproben um dennoch eine repräsentative Probe für den gesamten Gewässerabschnitt zu erhalten. Das korrekte Vorgehen im Gewässer zur Probenahme ist von besonderer Bedeutung. Die Beprobung erfolgt grundsätzlich entgegen der Fließrichtung, da Verfälschungen bei der Probenahme vermieden werden sollen. Man beginnt mit seiner ersten Probenahme am untersten Ende der Probenstelle und geht diese von der stromabwärts gewandten Seite her an. Hier wird nun der Kescher so angesetzt, dass er gut durchströmt wird. Sobald der Kescher platziert ist, stellt man sich vor den Kescher und wirbelt das Substrat durch Fußtritte auf. Durch die Strömung wird dann das aufgewirbelte Substrat mit dem Makrozoobenthos in den Kescher gespült. Nach demselben Prinzip wird bei den weiteren Teilproben verfahren.

➤ **Konservierung und Lagerung der Proben**

Um das Zersetzen der vor Ort gezogenen Teilproben, welche nun zu einer Poolprobe zusammengeführt werden, zu verhindern, wird die Poolprobe noch am Ort der Probenahme mit 96 % igem Ethanol konserviert. Zuvor wird jedoch der größte Teil an Grobsubstrat, wie z.B. Äste, grober Kies, große Blätter usw., auf Makrozoobenthos untersucht, dieses ab gesammelt und das Grobsubstrat anschließend verworfen. Nach 24 Stunden wird der 96%ige dann im Labor gegen frischen 96%igen und nach weiteren 48 Stunden gegen 70%igen Ethanol ausgetauscht. Nach insgesamt 72 Stunden ist die Konservierung der Probe abgeschlossen. In diesem Zustand ist sie sehr lange haltbar und kann jeder Zeit untersucht werden.

III.6.3.) Probenaufbearbeitung im Labor

➤ **Auslesen der Probe**

Aus dem Probenbehälter wird zunächst eine kleine Menge an Substrat entnommen. Dieses wird in ein Kunststoffsieb aus Polyestergewebe mit einer Maschenweite von 500 µm gegeben und gespült. Im Anschluss wird die verbliebene Restmenge an Substrat auf mehrere Petrischalen verteilt und mit klarem Wasser übergossen. Im Folgenden werden die Petrischalen unter dem Binokular auf Makrozoobenthos untersucht, die gefundenen wirbellosen Organismen in ihre jeweiligen Ordnungen eingeteilt und in Reagenzgläsern mit 70 %igem Ethanol gelagert. Zu beachten ist, dass über die gefundenen Organismen genauestens Buch geführt wird, die einzelnen Reagenzgläser mit dem Probenahmedatum sowie der jeweiligen Ordnung gekennzeichnet sind. Die Buchführung erfolgt auf einer eigens vorgedruckten Taxaliste. Auf diese Weise wurden die kompletten Proben ausgewertet.

➤ **Determination der Organismen**

Im Anschluss an die Aufarbeitung der Probe wird damit begonnen, die einzelnen Organismen unter Zuhilfenahme des Binokulars weiter zu determinieren. Dies geschieht, indem zuerst die Familie und im weiteren Verlauf, sofern dies möglich ist, die Gattung und Art bestimmt wird. Hilfsmittel zur Determination der einzelnen Organismen sind die jeweiligen offiziellen Bestimmungsschlüssel. Zur Bestimmung der einzelnen Organismen wurde verschiedene Bestimmungsliteratur verwendet. Eine genaue Auflistung der Bestimmungsliteratur findet sich im Anhang VII.1.

III.7.) Auswertung der erhobenen Makrozoobenthosdaten

Die ökologische Zustandsbewertung der zwei renaturierten Gewässerabschnitte erfolgte anhand des derzeit gültigen Bewertungsverfahrens Perloides mit dem Auswertungstool Asterics 3.3.1. Zu der Berechnung der ökologischen Zustandsklasse werden die ermittelten Taxalisten der jeweiligen Probenahmen benötigt, welche in das Programmtool Asterics eingegeben werden. Eine Darstellung der Taxalisten findet sich im Anhang VII.5. Je nach Gewässertyp sind unterschiedliche Module zu berechnen. Die bei dem vorliegenden Fließgewässer Typ 14 relevanten Module zur Berechnung der ökologischen Zustandsklasse sind die Module „Saprobie“ und „Allgemeine Degradation“.

Unter Saprobie wird der Gehalt eines Gewässers mit organisch leicht abbaubaren Substanzen verstanden. Die Berechnung des Saprobien Index durch das Programmtool Asterics beruht auf dem Saprobien-system mit Indikatororganismen. Der Saprobien-Index ist allerdings nur für die Indikation der Belastung mit organisch abbaubaren Stoffen geeignet (Schwoerbel & Brendelberger, 2013). Es gibt fünf Belastungsklassen. Neben der katharoben Zone, die keine Verunreinigung aufweist, gibt es die oligosaprobe Zone (geringe Verschmutzung, biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB₅) 2,5 mg/l), die β -mesosaprobe Zone (mittlere bis geringe Verschmutzung, BSB₅ 2,5 – 3,5 mg/l), die α -mesosaprobe Zone (mittlere bis starke Belastung, BSB₅ 3,5 - 5 mg/l) und die polysaprobe Zone mit der stärksten Verunreinigung und einem BSB₅ \geq 5 mg/l (Herrmann, 1977). Nach der Berechnung durch das Auswertungstool Asterics 3.1.1 wird der Saprobien-Index auf Grundlage der typspezifischen Klassengrenzen (Tab. 4) (Meier et al., 2006) automatisch von Asterics in seine Qualitätsklasse überführt.

$$S = \frac{\sum_{i=1}^n S_i * A_i * G_i}{\sum_{i=1}^n A_i * G_i}$$

(Meier et al, 2006)

S = Saprobienwert

A = Abundanzziffer

G = Indikationsgewicht

n = Anzahl der Indikatortaxa

i = Laufindex (i-tes Taxon)

Tab. 4: Klassengrenzen des Saprobien-Index für Typ 14 (Meier et al., 2006)

Gewässertyp	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
Typ 14	≤ 1,80	> 1,80 - 2,25	> 2,25 - 2,85	> 2,85 - 3,40	> 3,40

Das Qualitätsmodul „Allgemeine Degradation“ setzt sich für den Fließgewässer Typ 14 aus den drei Core Metrics [%] EPT, berechnet mit den Häufigkeitsklassen EPT nach Asterics 3.3.1 Software Handbuch, Seite 99, dem Fauna Index und der Anzahl der Trichopteren-Taxa zusammen. Das Metric [%] EPT umfasst die drei Insektenordnungen Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera. Zu diesen drei Ordnungen gehören überwiegend Arten, die auf schlechte Wasserqualität und gewässermorphologische Defizite sehr sensibel reagieren. Die hier berechneten Metricwerte liegen zwischen 0 und 100, wobei der Wert mit steigender Belastung abnimmt.

$$[\%] EPT = \frac{\sum \text{Abundanzklassen der EPT} - \text{Taxa}}{\sum \text{Abundanzklassen aller Taxa}}$$

(Meier et al, 2006)

Der Fauna Index zeigt die Auswirkungen von morphologischen Degradationen auf die Benthosfauna an. Die Berechnungswerte liegen zwischen -2 und +2, wobei der negative Wert Taxa umfasst, die in Gewässern mit einer stark degradierten Morphologie leben können und der positive Wert Taxa umfasst, die auf Gewässer mit einer naturnahen Morphologie angewiesen sind.

$$\text{Gesamtwert} = \frac{\sum_{i=1}^n s_{ci} * a_i}{\sum_{i=1}^n a_i}$$

(Meier et al., 2006)

i = Nummer des Indikatortaxons / n = Gesamtzahl des Indikatortaxons

s_{ci} = Wert des i^{ten} Taxons / a_i = Abundanzklasse des i^{ten} Taxons

Das letzte Core Metric des Qualitätsmoduls „Allgemeine Degradation“ ist das Metric Anzahl der Trichopteren (Köcherfliegen). Dieses gibt hauptsächlich die Artendiversität innerhalb eines Gewässerabschnittes an. Die Köcherfliegen gehören zu einer Ordnung, die durch ihre Sensibilität gegenüber Verschmutzungen jeglicher Art und ihre hohen Ansprüche an bestimmte Habitat- und Substratstrukturen ein guter Indikator für ein strukturreiches Gewässer mit einer hohen Arten- und Habitatdiversität sind.

$$\sum \text{Taxazahl der Trichoptera}$$

(Meier et al., 2006)

Nach der Berechnung der drei Core Metrics [%] EPT, Fauna Index und Anzahl der Trichopteren werden diese abschließend von dem Auswerte-Tools Asterics 3.3.1 zu einem Wert zusammen gerechnet. Da die verschiedenen Metrics unterschiedlich skaliert sind, können diese nicht einfach miteinander verrechnet werden. Damit dennoch eine Berechnung ermöglicht werden kann, werden alle Werte normiert. Dies wird erreicht, indem die Werte in einen Score zwischen 0 (kleinster Wert) und 1 (größter Wert) umgerechnet wurden. Des Weiteren mussten für die Normierung diejenigen typspezifischen Werte ermittelt werden, für die die jeweiligen Metrics die Score-Werte 0 und 1 annehmen. Diese Punkte werden dann als obere und untere Ankerpunkte bezeichnet.

Tab. 5: Ankerpunkte der Core Metrics für Typ 14 zur Berechnung des Score (Meier et al., 2006)

Metric-Typ	Core Metric Name	oberer Ankerpunkt	unterer Ankerpunkt
Z/A (Zusammensetzung/Abundanz)	[%] EPT nach HK	60,00	15,00
T (Toleranz)	Fauna-Index Typ 14/16	1,30	-1,00
V/D (Vielfalt/Diversität)	Anzahl Trichoptera Arten	10,00	2,00

Mit Hilfe der folgenden Formel kann dann für die einzelnen Metricergebnisse der jeweilige Score berechnet werden.

$$Score = \frac{Metricergebnis - \text{unterer Ankerpunkt}}{\text{oberer Ankerpunkt} - \text{unterer Ankerpunkt}}$$

(Asterics 3.3.1 Software Handbuch, Seite 11)

Der multimetrische Index errechnet sich abschließend aus dem Mittelwert der Core Metrics [%] EPT, Fauna Index und Anzahl der Trichopteren. Hierbei muss jedoch berücksichtigt werden, dass der Fauna Index mit einer Gewichtung von 50 % in das Ergebnis einfließt.

Das Gesamtergebnis des Qualitätsmoduls „Allgemeine Degradation“ wird dann ebenso wie das Ergebnis des Saprobien-Index anhand der jeweils vorgegebenen Klassengrenzen in seine Qualitätsklasse überführt (Tab. 5) (Meier et al., 2006).

Tab. 6: Klassengrenzen für das Modul „Allgemeine Degradation“ (Meier et al., 2006)

Gewässertyp	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
Typ 14	> 0,8	> 0,6 - 0,8	> 0,4 - 0,6	> 0,2 - 0,4	≤ 0,2

Abschließend wird aus den Ergebnissen der Qualitätsmodule „Saprobie“ und „Allgemeine Degradation“ die ökologische Zustandsklasse des Gewässers bestimmt, wobei man sich hier nach dem Modul mit der schlechtesten Qualitätsklasse richtet (Meier et al., 2006).

Zusätzlich zur Berechnung der ökologischen Zustandsklasse gemäß dem derzeit gültigen Verfahren wurde mit Hilfe des Auswertungstools Asterics die Ernährungstypenverteilung ermittelt und der Rhithron Ernährungstypen Index (RETI) nach Schweder (1992) berechnet. Dieser bezieht sich in den Berechnungen auf den Anteil der Primärkonsumenten innerhalb der Benthoszönose eines Gewässers. Die ermittelten Endergebnisse liegen hier zwischen dem Wert 0 und 1, wobei der Schwellenwert für Bachoberläufe bei 0,5 liegt. Sofern sich der errechnete Wert unterhalb des Schwellenwertes befindet, ist dies ein Indikator für eine nicht natürliche bzw. gestörte Ernährungstypenverteilung. Liegt der Wert über dem Schwellenwert, ist dies ein Zeichen für eine natürliche Ernährungstypenverteilung.

Der RETI Index berechnet sich aus:

$$RETI = \frac{\sum n_{gs} + \sum n_{xy} + \sum n_{sh}}{\sum n_{gs} + \sum n_{xy} + \sum n_{sh} + \sum n_{mi} + \sum n_{gc} + \sum n_{af} + \sum n_{pf} + \sum n_{ot}}$$

(Asterics 3.3.1 Software Handbuch, Seite 95)

n_{gs} = Weidegänger Anteil an der Gesamtzönose

n_{xy} = Holzfresser Anteil an der Gesamtzönose

n_{sh} = Zerkleinerer Anteil an der Gesamtzönose

n_{mi} = Minierer Anteil an der Gesamtzönose

n_{gc} = Sedimentfresser Anteil an der Gesamtzönose

n_{af} = Aktive Filtrierer Anteil an der Gesamtzönose

n_{pf} = Passive Filtrierer Anteil an der Gesamtzönose

n_{ot} = Sonstige Anteile an der Gesamtzönose

Schließlich wurde überprüft, ob in dem renaturierten Gewässerabschnitt Makrozoobenthosarten vorkommen, wie sie für ein unbelastetes Tieflandgewässer (Typ 14) typisch sind. Das Hauptaugenmerk wurde hierbei auf die biologischen Kenngrößen Strömungs- und Substratpräferenz gelegt, wobei unter Präferenz eine Begünstigung, Tendenz oder Vorliebe zu verstehen ist. Die Auswertung der Makrozoobenthosdaten hinsichtlich dieser Präferenzen stützt sich auf das Werk „Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna“ von Schmedtje & Colling (1996), im Folgenden als ÖTAM bezeichnet. Neben den hier untersuchten ökologischen Kenngrößen Strömungspräferenz und Substratpräferenz sind in der ÖTAM weitere Kenngrößen wie Lebensformtyp, Biozönotische Region und Fortbewegungstyp aufgelistet. Im Wesentlichen arbeitet die ÖTAM mit einem 10 Punkte System. Dies bedeutet, dass für jede biologische Kenngröße insgesamt 10 Punkte vergeben werden. Anhand dieses Systems wird ersichtlich, zu welchem Strömungs- oder Substratbereich die einzelnen Individuen tendieren. Zusätzlich sind einige Bereiche mit einem + gekennzeichnet. Es bedeutet, dass zwar eine Präferenz vorhanden, diese aber nicht näher zu bestimmen ist.

IV.) Ergebnisse

Im Folgenden werden die aus der Analyse der morphologischen und physikalischen Messungen sowie der Makrozoobenthosenerhebung resultierenden Ergebnisse dargestellt.

IV.1.) Morphologische/physikalische Merkmale der renaturierten Alsterabschnitte

Der erste Bestandteil der Untersuchungen befasste sich mit dem direkten morphologischen Vergleich der zwei Renaturierungsabschnitte untereinander. Es wurden in diesem Sinne Untersuchungen hinsichtlich ihrer Lage, Tiefe und Ausdehnung angestellt.

IV.1.1) Tiefe und Ausdehnung der renaturierten Alsterabschnitte

Drei Jahre nach ihrer Einbringung 2009 ist die in einer Mäanderkehre gelegene Kiesbank am 21. Juni 2012 hinsichtlich ihrer Tiefe und Ausdehnung vermessen worden. Ausgehend vom linken Ufer ist das Gefälle der Kiesbank zunächst gering, wird mit zunehmender Entfernung vom Ufer jedoch rapide steiler. Der tiefste, mit P1 bezifferte Punkt, liegt, ausgehend vom Bezugspunkt, bei 1,93 Meter. Unter Abb. 15 ist die Ausdehnung der Kiesschüttung zum Zeitpunkt der Messung graphisch dargestellt.

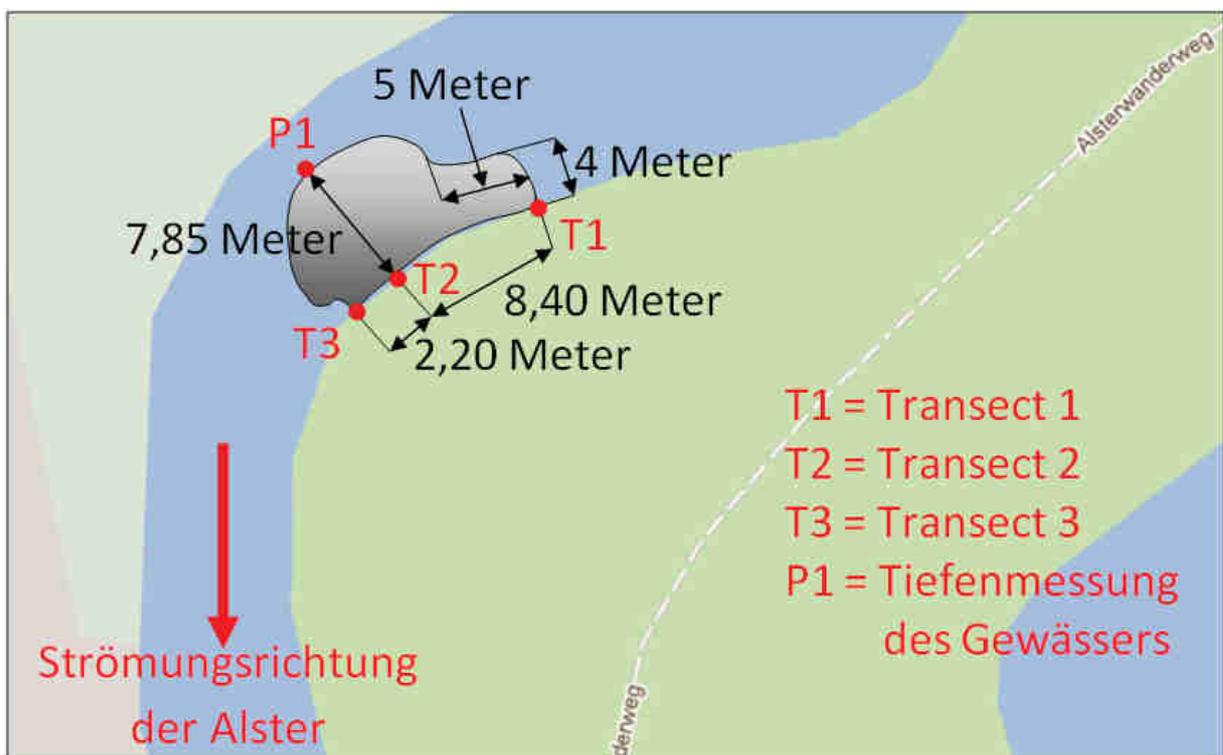


Abb. 15: Ausdehnung der Kiesschüttung der Kiesbank 2009 am 21.06.2012 (www.google.de/maps)

Für die Ermittlung der unter Abb. 15 dargestellten Ausdehnung der Kiesbank sind mehrere Definitionen festgelegt worden. Diese sind in Tabelle 4 zusammen gefasst.

Tab. 7: Abkürzungsdefinitionen und allgemeine Angaben über die Vermessung der 2009 eingebrachten Kiesbank

Vermessung der Rausche Trillup 3 eingebracht in 2009	Datum der Messung: 21.06.2012	Wasserstand 92 cm unter Bezugspunkt
Bezugspunkt Wurzelschnittpunkt Ostufer der Alster	Oberkante des Wurzelschnittpunktes	
Messpunktabstände im rechten Winkel zum Ufer = 1 Meter		
Transect 1 = nördliches Messende		
Transect 3 = südliches Messende		
Transect 2 = auf Höhe des Bezugspunktes		
Abstand Transect 1 bis 2 = 8,40 Meter		
Abstand Transect 2 bis 3 = 2,20 Meter		

Die Vermessungen zur Ermittlung der Tiefe und Ausdehnung der in 2011 eingebrachten Kiesrausche waren im Vergleich zu den vorangegangenen Messungen der Kiesbank aus dem Jahr 2009 weit umfangreicher. Begründet ist dies darin, dass an diesem Abschnitt des Gewässer- verlaufs aufgrund der Länge und Breite des gesamten zu untersuchenden Abschnittes ein umfangreiches Transect/Messpunktgitter erstellt worden ist. Die folgenden Tabellen 5 und 6 so wie die anschließende Grafik Abb. 16 befassen sich mit den festgelegten Definitionen und den erfassten Messdaten des Jahres 2012.

Tab. 8: Abkürzungsdefinitionen und allgemeine Angaben über die Vermessung der 2011 eingebrachten Kiesrausche

Vermessung der Rausche Trillup 4 eingebracht in 2011	Datum der Messung: 21.06.2012	Wasserstand 68 cm unter Bezugspunkt
Bezugspunkt 3er Baumstumpf Westseite Alsterufer	Oberkante des linken Baumstumpfes	
Messwerte höhenmäßig auf den Bezugspunkt bezogen	Hinter dem Transect 13 Stromabwärts befindet sich noch eine 2 x 2 Meter große Kiesfläche	
Transect 1 am Bezugspunkt = nördliches Messende		
Transect 13 stellt das südliche Messende dar		
Transectabstand beträgt jeweils 2 Meter		
Messpunkt 1 beginnt immer am Ufer		
Messpunktabstand beträgt 0,5 Meter		
Rote Zahlen= sandiger Untergrund		
Schwarze Zahlen= Kies als Untergrund		

Tab. 9: Messdaten der 2012 durchgeführten Vermessung der 2011 eingebrachten Kiesrausche

		Tafelverte in Metermaß angegeben													
		T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8	T9	T10	T11	T12	T13	
Messpunkt in Metermaß angegeben		0,000	2,000	4,000	6,000	8,000	10,000	12,000	14,000	16,000	18,000	20,000	22,000	24,000	
Messpunkt 1	0,000	-0,680	-0,680	-0,680	-0,680	-0,680	-0,680	-0,680	-0,680	-0,680	-0,680	-0,680	-0,680	-0,680	
Messpunkt 2	0,500	-1,145	-1,035	-1,255	-0,790	-0,875	-0,820	-0,740	-0,825	-0,850	-0,780	-1,230	-1,100	-0,950	
Messpunkt 3	1,000	-1,405	-1,290	-1,270	-0,960	-0,770	-0,900	-0,750	-0,860	-0,980	-1,050	-1,400	-1,200	-1,360	
Messpunkt 4	1,500	-1,585	-1,460	-1,290	-1,060	-0,780	-0,900	-0,900	-0,965	-1,080	-1,070	-1,410	-1,150	-1,420	
Messpunkt 5	2,000	-1,650	-1,550	-1,365	-1,055	-0,800	-0,940	-0,900	-1,045	-1,095	-1,195	-1,275	-1,220	-1,400	
Messpunkt 6	2,500	-1,630	-1,580	-1,370	-1,125	-0,860	-0,960	-0,970	-1,090	-1,170	-1,180	-1,350	-1,265	-1,310	
Messpunkt 7	3,000	-1,600	-1,575	-1,450	-1,050	-0,900	-0,920	-0,980	-1,155	-1,200	-1,175	-1,280	-1,290	-1,230	
Messpunkt 8	3,500	-1,555	-1,600	-1,420	-1,105	-0,900	-0,850	-0,985	-1,160	-1,050	-1,140	-1,260	-1,420	-1,190	
Messpunkt 9	4,000	-1,510	-1,570	-1,430	-1,125	-0,840	-0,820	-0,950	-1,090	-1,100	-1,100	-1,250	-1,410	-1,320	
Messpunkt 10	4,500	-1,470	-1,500	-1,435	-1,075	-0,890	-0,830	-0,955	-1,070	-1,130	-1,115	-1,220	-1,310	-1,250	
Messpunkt 11	5,000	-1,480	-1,420	-1,410	-1,050	-0,950	-0,880	-0,985	-1,050	-1,080	-1,110	-1,260	-1,360	-1,280	
Messpunkt 12	5,500	-1,450	-1,405	-1,315	-1,135	-0,980	-0,920	-1,035	-1,035	-1,080	-1,120	-1,320	-1,360	-1,230	
Messpunkt 13	6,000	-1,445	-1,390	-1,380	-1,150	-1,000	-0,975	-0,930	-0,980	-1,065	-1,130	-1,330	-1,330	-1,200	
Messpunkt 14	6,500	-1,415	-1,355	-1,310	-1,055	-0,955	-0,970	-0,960	-0,960	-1,000	-1,110	-1,380	-1,355	-1,140	
Messpunkt 15	7,000	-1,395	-1,330	-1,280	-0,970	-0,925	-0,930	-0,905	-0,880	-1,050	-1,220	-1,450	-1,375	-1,110	
Messpunkt 16	7,500	-1,290	-1,295	-1,250	-1,050	-0,880	-0,930	-0,865	-0,925	-0,960	-1,415	-1,410	-1,330	-1,080	
Messpunkt 17	8,000	-1,355	-1,295	-1,310	-0,990	-0,875	-0,850	-0,865	-0,880	-0,975	-1,565	-1,510	-1,155	-1,070	
Messpunkt 18	8,500	-1,315	-1,330	-1,290	-0,950	-0,870	-0,840	-0,880	-0,870	-0,940	-1,470	-1,580	-1,060	-1,100	
Messpunkt 19	9,000	-1,320	-1,300	-1,235	-0,940	-0,860	-0,860	-0,860	-0,835	-0,820	-1,420	-1,650	-1,035	-1,110	
Messpunkt 20	9,500	-1,210	-1,260	-1,110	-0,900	-0,810	-0,880	-0,835	-0,790	-0,780	-1,425	-1,460	-0,945	-1,080	
Messpunkt 21	10,000	-1,005	-1,200	-0,870	-0,840	-0,780	-0,870	-0,785	-0,710	-0,835	-1,280	-1,130	-0,840	-1,045	
Messpunkt 22	10,500	-0,980	-1,140	-0,785	-0,790	-0,805	-0,840	-0,760	-0,680	-0,825	-1,060	-0,770	-0,580	-1,000	
Messpunkt 23	11,000	-0,945	-1,035	-0,680	-0,750	-0,750	-0,790	-0,710	-0,680	-0,740	-0,760	-0,680	-0,680	-0,830	
Messpunkt 24	11,500	-0,850	-0,845	-0,680	-0,680	-0,720	-0,755	-0,680	-0,680	-0,680	-0,680	-0,680	-0,680	-0,705	
Messpunkt 25	12,000	-0,680	-0,680	-0,680	-0,680	-0,680	-0,680	-0,680	-0,680	-0,680	-0,680	-0,680	-0,680	-0,680	
Messpunkt 26	12,500	-0,680	-0,680	-0,680	-0,680	-0,680	-0,680	-0,680	-0,680	-0,680	-0,680	-0,680	-0,680	-0,680	

Die unter Abb. 16 gezeigte Grafik stellt die durch die Kiesschüttung modellierte Oberfläche des Gewässergrundes im Frühjahr 2012 dar. Es ist deutlich zu erkennen, dass die Kiesrausche in tiefen Bereichen des Gewässers beginnt, sich zunehmend auftürmt und anschließend wieder abfällt. Durch diese Querschnittsveränderung wird maßgeblich in die vorherrschende Strömungsgeschwindigkeit des Gewässers eingegriffen.

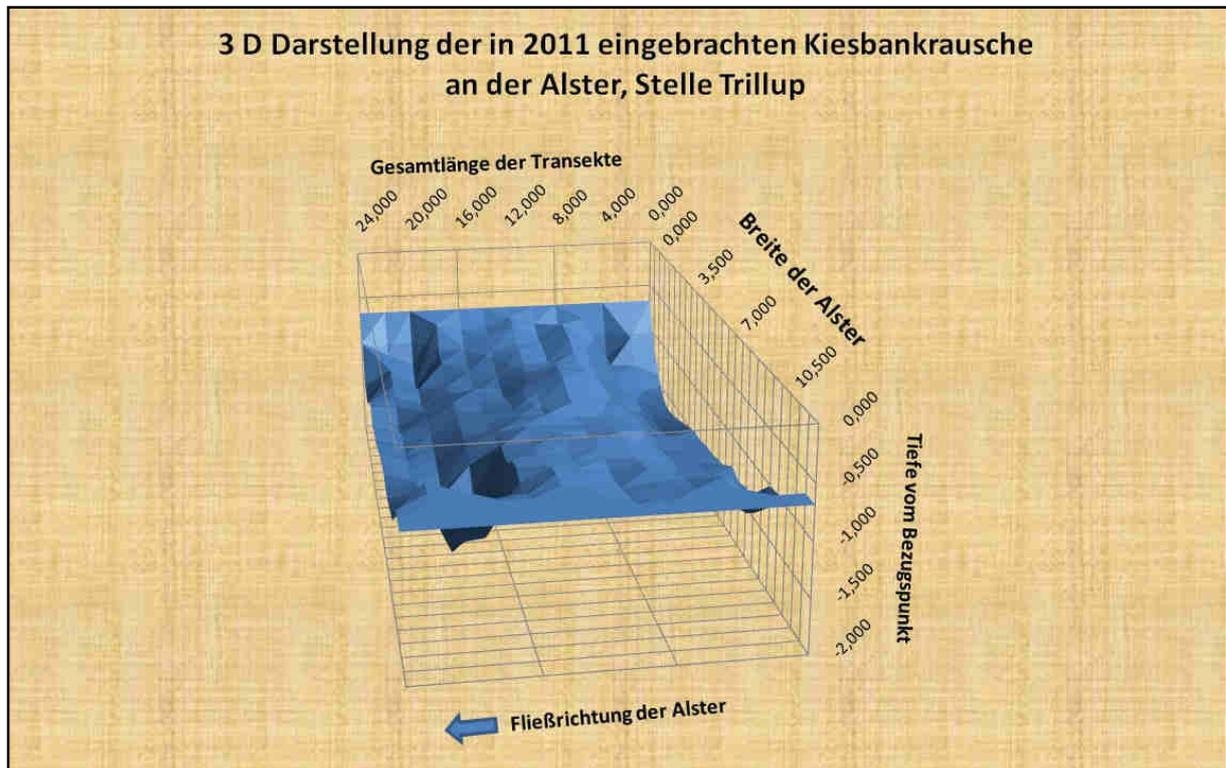


Abb. 16: Graphische Darstellung der Ausdehnung der Kiesrausche 2011

IV.1.2) Strömungsgeschwindigkeit der Renaturierungsstellen

Zusätzlich zu den Untersuchungen über die Ausdehnung der Kiesbank 2009 und der Kiesrausche 2011 wurden physikalische-chemische Parameter erfasst. Sie beinhalten die Parameter Oberflächenströmung, Strömung über Gewässergrund, Sauerstoffkonzentration, Sauerstoffsättigung und Gewässertemperatur. Die durchschnittlich gemessenen Strömungswerte der in einer Mäanderkehre gelegenen 2009 eingebrachten Kiesbank betragen am Tag der Messung zwischen 0,01 und 0,22 m/s. Der höchste Wert wurde hier an Messpunkt 3 am Transekt 2 gemessen (Tab. 7). Der niedrigste wurde im Strömungsschatten am Transekt 3 gemessen. Die Messwerte für die ca. 40 bis 50 Meter stromabwärts gelegene 2011 eingebrachte Kiesrausche lagen zwischen 0,02 und 0,71 m/s. Wie unter Tab 8 in Verbindung mit Abb. 16 und Tab. 6 ersichtlich ist, erhöht sich bei der Kiesrausche die Fließgeschwindigkeit des Gewässers mit zunehmender Querschnittsverengung.

Tab. 10: Darstellung der Oberflächenströmung und Strömung über Grund des 2009 renaturierten Alsterabschnitts für 2012

Messpunkte	Abstände	O [m/s]	G [m/s]	O [m/s]	G [m/s]	O [m/s]	G [m/s]
		T1=0 m	T1=0 m	T2=8,4 m	T2=8,4 m	T3=10,6 m	T3=10,6 m
MP1	1 m	0,04	0,06	0,02		0,07	
MP2	2 m	0,04	0,04	0,18		0,13	
MP3	3 m	0,09		0,22		0,18	
MP4	4 m	0,15		0,2	0,07	0,04	
MP5	5 m	0,11		0,18	0,02	0	
MP6	6 m	0,11	0,04	0,13	0,02	0,01	
MP7	7 m			0,04	0	0	0,02
MP8	8 m					0,02	0,03

Messpunkte 1 - 8 in einem Abstand von einem Meter aufgenommen

O = Oberflächenströmung in m/s

G = Strömung über Grund in m/s

Tab. 11: Darstellung der Oberflächenströmung und Strömung über Grund des 2011 renaturierten Alsterabschnitts für 2012

Messpunkte	Abstände	O [m/s]	G [m/s]	O [m/s]	G [m/s]	O [m/s]	G [m/s]	O [m/s]	G [m/s]
		T1=0 m	T1=0 m	T5=8 m	T5=8 m	T8=14 m	T8=14 m	T13=24 m	T13=24 m
MP 1	1 m	0,02		0,58	0,67	0,11	0,02	0,02	0,02
MP 2	2 m	0,04		0,58	0,49	0,49	0,24	0,38	0,20
MP 3	3 m	0,09		0,64	0,58	0,71	0,42	0,55	0,40
MP 4	4 m	0,20	0,24	0,51	0,33	0,64	0,43	0,27	0,29
MP 5	5 m	0,15	0,18	0,55	0,47	0,47	0,33	0,09	0,07
MP 6	6 m	0,07	0,04	0,42	0,29	0,40	0,31	0,02	0,02
MP 7	7 m	0,02	0,02	0,44	0,20				
MP 8	8 m	0,02	0,04						
MP 9	9 m	0,07	0,15						
MP 10	10 m	0,13	0,11						

Messpunkte 1 - 10 in einem Abstand von einem Meter aufgenommen

O = Oberflächenströmung in m/s

G = Strömung über Grund in m/s

IV.1.3.) Sauerstoffkonzentration, Sättigung und Temperatur der Renaturierungsstellen

Die durchschnittlich gemessenen Sauerstoffkonzentrationen der beiden renaturierten Alsterabschnitte betragen am Tag der Messung für die 2009 eingebrachte Kiesbank im Mittel 8,47 mg/l und für die 2011 eingebrachte Kiesrausche im Mittel 8,55 mg/l. Ein wesentlicher Unterschied in den Konzentrationen und Temperaturen wurde nicht festgestellt.

Tab. 12: Sauerstoffkonzentration, Sättigung und Gewässertemperatur des 2009 renaturierten Alsterabschnitts für 2012

Messpunkte	O2 Konzentration in mg/l	O2 Sättigung in %	Temperatur °C
T1 Mitte	8,42	87,30	17,00
T2 Mitte	8,52	88,40	17,10
T3 Mitte	8,46	87,70	17,10
Mittelwerte	8,47	87,80	17,07

Tab. 13: Sauerstoffkonzentration, Sättigung und Gewässertemperatur des 2011renaturierten Alsterabschnitts für 2012

Messpunkte	O2 Konzentration in mg/l	O2 Sättigung in %	Temperatur °C
T1 Mitte	8,62	88,80	17,00
T5 Mitte	8,56	87,50	16,90
T8 Mitte	8,50	86,40	16,80
T13 Mitte	8,53	86,50	16,80
Mittelwerte	8,55	87,30	16,88

IV.2.) Makrozoobenthoserhebung

IV.2.1.) Faunistische Ergebnisse

Wie anhand der unter Anhang VII.5 dargestellten Taxalisten aus der Beprobung der beiden renaturierten Alsterabschnitte und den diesbezüglichen Abb. 17, 18 und 19 ersichtlich ist, konnte bei allen drei Gewässerproben eine hohe Individuenanzahl detektiert werden. Für die Kiesbank 2009 wurde im Frühjahr 2012 mit N= 2509 eine deutlich höhere Gesamtindividuenanzahl festgestellt als im Vergleich zum Vorjahr mit N= 655. Die Kiesrausche verzeichnete im Frühjahr 2012 eine Individuenzahl von N= 1371. Ferner konnte bei allen Proben ein großes Spektrum an Makrozoobenthosordnungen zwischen 13 und 14 festgestellt werden. Eine detaillierte artspezifische Beschreibung der ermittelten Einzeltaxa findet sich unter Anhang VII.6. Den größten Teil an der Benthoszönose in der 2009 eingebrachten Kiesbank stellten im Frühjahr 2011 die Larvalstadien der Diptera (Zweiflügler) mit 34 %. Danach folgten Oligochaeta mit 14 %, Amphipoda (Kleinkrebse) mit 12 % und die Trichopteralarven (Köcherfliegenlarven) mit 10 %. Zu den mit unter 10 % vertretenen Taxagruppen gehören Ephemeroptera (Eintagsfliegenlarven) 8 %, adulte und larvale Tiere der Coleoptera (Käfer) 7 %, Bivalvia (Muscheln) und Hirudinea (Egel) mit jeweils 4 %, Turbellaria (Strudelwürmer) 3 %, Heteroptera (Wanzen) 2 %, Hydrachnidia (Wassermilben) 1 %. Gastropoda (Schnecken) und Odonata (Libellen) wurden nur als Einzelexemplare nachgewiesen, von den Plecoptera (Steinfliegen) konnten nur drei Individuen nachgewiesen werden.



Abb. 17: Zusammensetzung der Makrozoobenthosfauna der Alster bei der Kiesbank 2009 im Frühjahr 2011

Bei dem Vergleich der Frühjahrsproben 2011 und 2012 der Kiesbank 2009 wurden einige signifikante Unterschiede ermittelt. Zum einen ist in der Gewässerprobe 2012 gegenüber dem Vorjahr eine etwa viermal so große Gesamtindividuenanzahl detektiert worden. Auch gab es bei einzelnen Makrozoobenthosordnungen einige deutliche Veränderungen. Die hervorstechendsten Veränderungen konnten bei den Ephemeroptera (Eintagsfliegen), den Diptera (Zweiflügler) und den Coleoptera (Käfer) festgestellt werden. So wurde in Bezug auf die Gesamtindividuenanzahl, prozentual gesehen in der Frühjahrsprobe 2012 für die Ephemeroptera ein Zuwachs von 29 % verzeichnet. Die Coleoptera verzeichneten einen Zuwachs von 9 %. Dem gegenüber stehen die Diptera. Diese waren gegenüber dem Vorjahr nur noch mit 5 % vertreten, was einem Rückgang von 29 % entspricht.

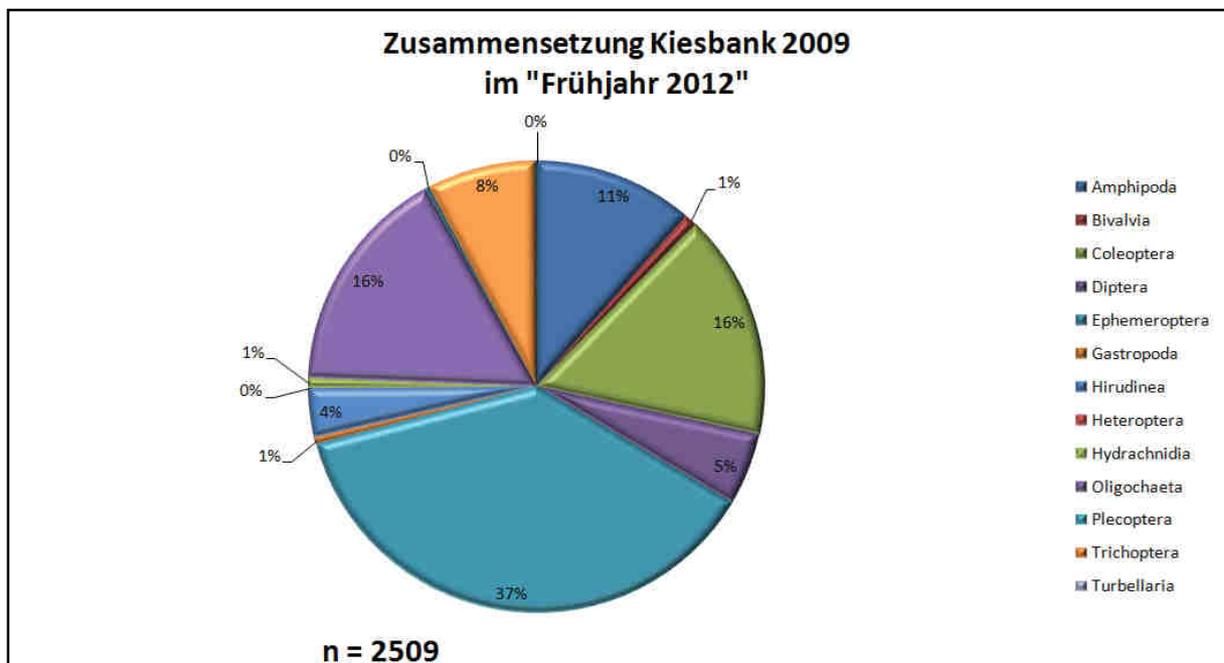


Abb. 18: Zusammensetzung der Makrozoobenthosfauna der Alster bei der Kiesbank 2009 im Frühjahr 2012

Die 1371 nachgewiesenen Individuen der in 2011 eingebrachten Kiesrausche setzen sich im Frühjahr 2012 aus 36 % Amphipoda (Kleinkrebse), Diptera (Zweiflügler) 19 % und Ephemeroptera (Eintagsfliegenlarven) 15 % zusammen. Taxagruppen mit unter 10 % sind Trichoptera (Köcherfliegenlarven) 9 %, larvale und adulte Coleoptera (Käfer) 8 %, Oligochaeta 7 % sowie Bivalvia (Muscheln), Hirudinea (Egel) und Hydrachnidia (Wassermilben) mit jeweils 2 %. Die unter 1 % liegenden Taxagruppen sind Gastropoda (Schnecken) und Plecoptera (Steinfliegen) zu je 3 Exemplaren. Die Taxagruppe mit dem niedrigsten Artenaufkommen und Individuenanzahl sind die Turbellaria (Strudelwürmer) mit nur einem Exemplar.

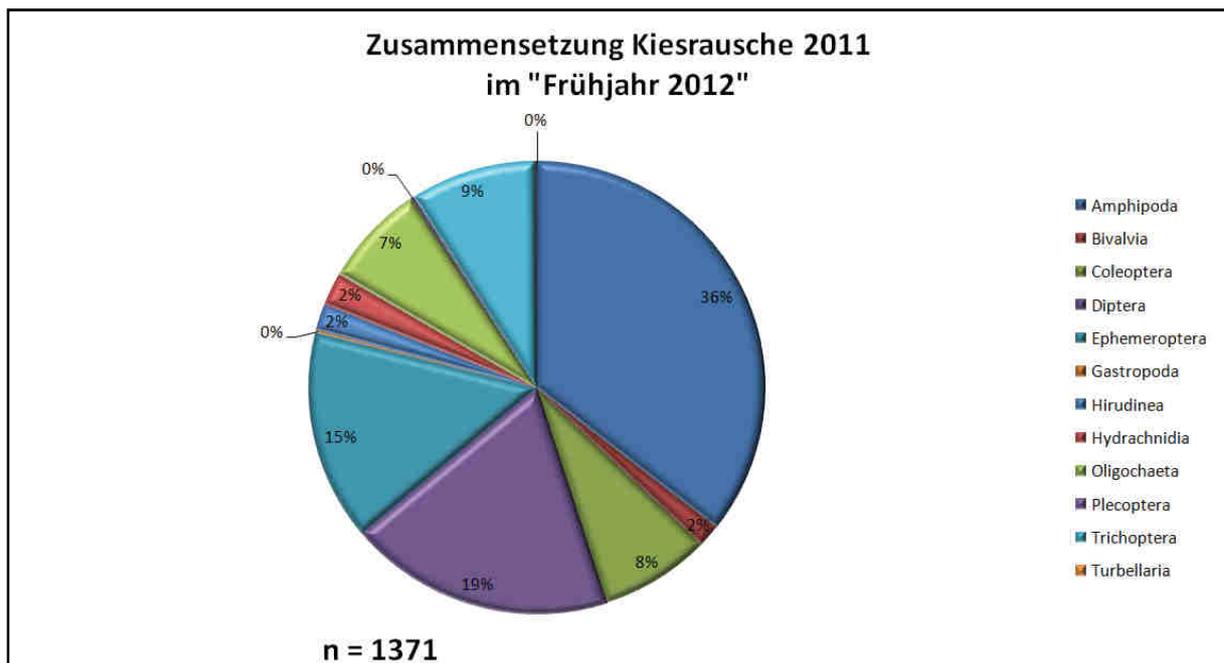


Abb. 19: Zusammensetzung der Makrozoobenthosfauna der Alster bei der Kiesrausche 2011 im Frühjahr 2012

IV.2.2.) Ökologischer Zustand der beprobten Alsterabschnitte

Die Auswertung der Gewässerproben ergab in Bezug auf das Qualitätsklassenmodul „Saprobie“ für den 2009 renaturierten Alsterabschnitt für die Frühjahrsprobe 2011 einen Saprobien-Index von 2,15. Für denselben Abschnitt wurde ein Jahr später ein Wert von 2,09 und für den im Jahr 2011 renaturierten Alsterabschnitt ein Wert von 2,07 ermittelt. Für einen sandgeprägten Tieflandbach des Typs 14 entsprechen diese Werte (Kap. 3.7) in allen drei Fällen der Gewässergüteklasse II (gut). Die Ergebnisse der drei Saprobienwerte sind nach DIN 38410, Teil 1 statistisch abgesichert, da die ermittelten Streuungswerte mit 0,106, 0,076 und 0,084 unter der Vorgabe von $\leq 0,2$ liegen und die Anzahl der eingestufteten Indikatorarttaxa (Abundanzsumme) mit 32, 75 und 56 die vorgeschriebene Mindestgrenze von 20 überschreiten.

Tab. 14: Gesamtübersicht der Ergebnisse des Moduls Saprobie für die untersuchten Alsterabschnitte

Probenahme	Kiesbank 2009 Probe 2011	Kiesbank 2009 Probe 2012	Kiesrausche 2011 Probe 2012
Fließgewässertyp	Typ 14	Typ 14	Typ 14
Saprobien Index	2,15	2,09	2,07
Qualitätsklasse	gut	gut	gut
Streuungswert	0,106	0,076	0,084
Abundanzsumme	32	75	56

Für das Modul „Allgemeine Degradation“ wurden die drei Core Metrics [%] EPT, Fauna Index und Anzahl Trichopterenarttaxa ermittelt.

Das Metric [%] EPT weist für die Probe 2011 des 2009 renaturierten Alsterabschnittes bei einem normierten Wert von 0,24 einen prozentualen Anteil von 25,8 % auf. Dies entspricht der Gewässergüteklasse IV (unbefriedigend). Im Folgejahr 2012 wurde an demselben Alsterabschnitt für das Metric [%] EPT bei einem normierten Wert von 0,51 eine Verbesserung von 12,22 % auf 38,03 % EPT festgestellt, was der Gewässergüteklasse III (mäßig) entspricht. Somit hat sich die Gewässergüteklasse der 2009 erfolgten Renaturierung von 2011 bis 2012 bezüglich des Metrics [%] EPT um eine Güteklasse verbessert. Der 2011 renaturierte Alsterabschnitt wurde das erste Mal im Jahr 2012 beprobt und weist bei seiner ersten Beprobung für das Core Metric [%] EPT eine prozentuale Zusammensetzung von 34,7 % auf. Dies entspricht in der Berechnung einem normierten Wert von 0,44 und in der Übertragung der Gewässergüteklasse III (mäßig).

Für das zweite Metric Fauna Index wurden für den 2009 renaturierten Gewässerabschnitt bei dem Vergleich der Probe 2011 und 2012 keine wesentlichen Unterschiede festgestellt. Für die Frühjahrsprobe 2011 wurde bei dem normierten Wert 0,57 die Gewässergüteklasse

III (mäßig) ermittelt. Im darauf folgenden Jahr wurde an demselben Abschnitt ein normierter Wert von 0,56 ermittelt. Dies entspricht ebenfalls der Gewässergüteklasse III (mäßig). Für den 2011 renaturierten Alsterabschnitt wurde auf Grundlage des normierten Wertes 0,64 die Gewässergüteklasse II (gut) ermittelt.

Auch die Berechnung des letzten Core Metric Anzahl Trichopteren-Taxa ergab bei dem Vergleich der Frühjahrsproben 2011 und 2012 für die 2009 erfolgte Renaturierung keine wesentlichen Unterschiede. Beide Proben erhielten auf Grundlage ihrer normierten Werte 0,63 (7 Taxa) und 0,75 (8 Taxa) vom Auswertungstool Asterics 3.1.1 die Gewässergüteklasse II (gut) zugewiesen. Für die 2011 erfolgte Renaturierung erbrachte die Probenuntersuchung des Jahres 2012 einen normierten Wert von 0,75 bei einer Anzahl von 8 Trichopteren-Taxa. Dieser Wert entspricht ebenfalls der Gewässergüteklasse II (gut).

Zusammenfassend ergab sich für das Modul „Allgemeine Degradation“ nach der Verrechnung der drei Metrics [%] EPT, Fauna Index und Anzahl Trichopteren-Taxa für den 2009 renaturierten Alsterabschnitt im Frühjahr 2012 keine Verbesserung der Qualitätsklasse gegenüber dem Vorjahr mit einem Wert von 0,5. So wurde die Qualitätsklasse auch im Frühjahr 2012 bei dem normierten Wert 0,59 **knapp** (Klassengrenze 0,60, Kap.3.7) auf die Gewässergüteklasse III (mäßig) bestimmt. Für die in 2011 eingebrachte Kiesrausche wurde 2012 der normierte Wert 0,61 ermittelt. Dies entspricht ebenfalls **knapp** (Klassengrenze 0,60) der Gewässergüteklasse II (gut).

Tab. 15: Gesamtübersicht der Ergebnisse des Moduls „Allgemeine Degradation“ für die untersuchten Alsterabschnitte

Probenahme	Kiesbank 2009 Probe 2011	Kiesbank 2009 Probe 2012	Kiesrausche 2011 Probe 2012
Fließgewässertyp	Typ 14	Typ 14	Typ 14
Fauna Index	0,31	0,28	0,46
Score (0-1)	0,57	0,56	0,64
Qualitätsklasse	mäßig	mäßig	gut
EPT [%]	25,81%	38,03%	34,68%
Score (0-1)	0,24	0,51	0,44
Qualitätsklasse	unbefriedigend	mäßig	mäßig
Anzahl Trichopteren-Taxa	7	8	8
Score (0-1)	0,63	0,75	0,75
Qualitätsklasse	gut	gut	gut
Modul Score (0-1)	0,5	0,59	0,61
Qualitätsklasse gesamt	mäßig	mäßig	gut

➤ **Ökologische Zustandsklasse der beprobten Alsterabschnitte**

Unter Berücksichtigung der für einen sandgeprägten Tieflandbach des Typs 14 relevanten Module „Saprobie“ und „Allgemeine Degradation“ ergab sich für den 2009 renaturierten Alsterabschnitt im Jahr 2011 die ökologische Zustandsklasse III (mäßig), da generell der schlechteste Wert beider Module angenommen wird. Für denselben Alsterabschnitt wurde 2012 ebenfalls die Zustandsklasse III (mäßig) ermittelt. Demnach hat sich die ökologische Zustandsklasse des 2009 renaturierten Alsterabschnittes in dem Zeitraum Frühjahr 2011 bis Frühjahr 2012 nicht verbessert. Der 2011 renaturierte Alstergewässerabschnitt wurde durch die beiden mit gut bewerteten Modulen „Saprobie“ und „Allgemeine Degradation“ in die ökologische Zustandsklasse II (gut) eingeordnet.

Tab. 16: Gesamtübersicht der ökologischen Zustandsklassen der beiden renaturierten Alsterabschnitte

Probenahme	Kiesbank 2009 Probe 2011	Kiesbank 2009 Probe 2012	Kiesrausche 2011 Probe 2012
Fließgewässertyp	Typ 14	Typ 14	Typ 14
Qualitätsklasse Modul "Saprobie"	gut	gut	gut
Qualitätsklasse Modul "Allgemeine Degradation"	mäßig	mäßig	gut
Ökologische Zustandsklasse	mäßig	mäßig	gut

IV.2.3.) Ernährungstypenverteilung und Rhithron Ernährungstypen Index (RETI)

Die folgende Tabelle 14 zeigt die mit dem Auswertungstool Asterics 3.3.1 ermittelten Ernährungstypenverteilungen der zwei renaturierten Alsterabschnitte in den Jahren 2011 und 2012. Ferner ist der nach Schweder (1992) berechnete Rhithron Ernährungstypen Index (RETI) dargestellt (Kap. 3.7).

Auffallend an der Ernährungstypenverteilung ist, dass bei dem 2009 renaturierten Gewässerabschnitt der Alster in der untersuchten Frühjahrsprobe 2012 circa 10 % mehr Schaber und Weidegänger bezogen auf die Gesamtindividuenzahl detektiert wurden. Auf der anderen Seite wurde bei den Sedimentfressern (4,51 %), den Aktiv Filtrierern (4,71 %) und den Räuber (6,36 %) ein Rückgang des Anteils verzeichnet.

Des Weiteren weist der zusätzlich berechnete Rhithron Ernährungstypen Index (RETI) nach Schweder (1992) bei allen drei Proben auf eine nicht natürliche beziehungsweise eine gestörte Primärkonsumentenverteilung hin, da alle drei Proben den Schwellenwert von 0,5 (Kap. 3.7) zum Teil deutlich unterschreiten.

Tab. 17: Ernährungstypenverteilung und Rhithron Ernährungstypen Index der zwei renaturierten Alsterabschnitte

	Kiesbank 2009 Probe 2011	Kiesbank 2009 Probe 2012	Kiesrausche 2011 Probe 2012
Ernährungstypen	Individuenanzahl = 655	Individuenanzahl = 2509	Individuenanzahl = 1371
[%] Schaber/Weidegänger	13,33	23,44	15,44
[%] Zellstecher/Blattminierer	0,80	0,00	0,92
[%] Holzfresser	0,00	0,03	0,14
[%] Zerkleinerer	6,95	5,98	23,67
[%] Sedimentfresser	44,00	39,49	30,15
[%] Aktiv Filtrierer	6,32	1,61	3,87
[%] Passiv Filtrierer	1,49	1,54	3,08
[%] Räuber	11,79	5,43	5,70
[%] Parasiten	0,83	0,00	0,92
[%] Andere Ernährungstypen	0,56	0,73	5,04
[%] Keine Daten vorhanden	13,93	21,76	11,09
RETI	0,28	0,40	0,48

IV.2.4.) Strömungspräferenzverteilung der zwei renaturierten Alsterabschnitte

Das Spektrum der ermittelten Strömungspräferenzen ist an beiden Renaturierungsabschnitten breit gefächert. Der überwiegende Teil der in den zwei Abschnitten gefundenen Organismen bevorzugt eine rheophile bzw. rheo- bis limnophile Strömung. Dies bedeutet, dass die detektierten Arten sich überwiegend in Bereichen eines Gewässers aufhalten, welche entweder eine strömungsberuhigte Zone, oder eine Zone mit einer erhöhten Fließgeschwindigkeit aufweisen. Bezüglich des 2009 renaturierten Alsterabschnittes zeigten sich die größten Veränderungen bei den Organismen des Typs RP (rheophil). So hat sich im Vergleich zum Vorjahr der prozentuale Anteil an Organismen, welche eine höhere Fließgeschwindigkeit bevorzugen, zum Frühjahr 2012 um 22,84 % erhöht. Neben den bereits erwähnten Strömungspräferenzen sind auch noch einigen Arten mit einer limno- bis rheophilen Präferenz vertreten. Ebenfalls in größerem Umfang vertreten sind Arten, welche in rheo- bis limnophilen und limno- bis rheophilen Bereichen eines Fließgewässers vorkommen.

Tab. 18: Strömungspräferenzverteilung der zwei renaturierten Alsterabschnitte

	Kiesbank 2009 Probe 2011	Kiesbank 2009 Probe 2012	Kiesräusche 2011 Probe 2012
Strömungspräferenzen	Individuenanzahl = 655	Individuenanzahl = 2509	Individuenanzahl = 1371
[%] Type LB (limnobiont)	0,00	0,00	0,00
[%] Type LP (limnophil)	0,00	0,00	0,08
[%] Type LR (limno- bis rheop)	0,83	0,88	1,16
[%] Type RL (rheo- bis limnop)	8,29	11,17	10,32
[%] Type RP (rheophil)	13,93	36,77	24,25
[%] Type RB (rheobiont)	0,00	0,00	0,00
[%] Type IN (indifferent)	20,90	20,01	18,86
[%] Keine Daten vorhanden	56,05	31,18	45,34

IV.2.5.) Substratpräferenzverteilung der zwei renaturierten Alsterabschnitte

Bezugnehmend auf den 2009 renaturierten Alsterabschnitt gab es zwischen den Frühjahrsproben 2011 und 2012 einige wesentliche Veränderungen in der Makrozoobenthosbesiedlung. So wurden im Frühjahr 2011 überwiegend Makrozoobenthosarten detektiert, welche in der Hauptsache auf das Leben im Pelal (unverfestigtes Feinsediment wie Schlamm/Schlack, Korngröße < 0,063 mm) und Psammal (Fein- bis Grobsand, Korngröße 0,063 – 2,00 mm) spezialisiert sind. Weniger vertreten waren Arten des Lithal (Grobkies, Steine und Felsblöcke, Korngröße > 2 cm). Im Folgejahr hatte sich die Makrozoobenthosbesiedlung dahingehend verändert, dass die Kiesbank in der Hauptsache durch Arten des Lithal (Grobkies, Steine und Felsblöcke, Korngröße > 2 cm) und des Phytal (Algen, Moose und höhere Gewässerpflanzen) be-

wohnt wurde. Gleichzeitig konnte eine rückläufige Entwicklung bei den Arten des Psammal (Fein- bis Grobsand, Korngröße 0,063 – 2,00 mm) mit 13,14 % und den Arten des Pelal (unverfestigtes Feinsediment wie Schlamm/Schlick, Korngröße < 0,063 mm) mit 7,53 % festgestellt werden. Neben den bereits erläuterten Unterschieden in der bevorzugten Substratbesiedelung des Makrozoobenthos, sind noch zwei weitere Substratarten und deren Bewohner zu erwähnen. Zum einen Bewohner von partikulärem organischem Material (POM), welche im Frühjahr 2012 um 1,01 % rückläufig waren und zum anderen Bewohner des Akal (Fein- bis Mittelkies, 0,2 bis 2 cm), welche im Frühjahr 2012 einen prozentualen Individuenzuwachs von 1,2 % verzeichneten. Die Untersuchungen des 2011 renaturierten Alsterabschnittes ergaben hinsichtlich der von dem Makrozoobenthos bevorzugten Lebensräume vergleichbare Daten wie die des 2009 renaturierten Alsterabschnittes im Frühjahr 2012. An erster Stelle stehen diejenigen Substratarten, wie sie für eine Kiesbank bzw. Kiesrausche typisch sind. Substratarten wie Lithal und Phytal werden in breiter Flur von den einzelnen Organismen besiedelt. Bezüglich der mit Sand, Schlick, Schlamm und partikulärem organischem Material überzogenen Sohlenbereiche sind ebenfalls viele Makrozoobenthosarten detektiert worden.

Tab. 19: Substratpräferenzverteilung der zwei renaturierten Alsterabschnitten

	Kiesbank 2009 Probe 2011	Kiesbank 2009 Probe 2012	Kiesrausche 2011 Probe 2012
Substratpräferenz	Individuenanzahl = 655	Individuenanzahl = 2509	Individuenanzahl = 1371
[%] Type PEL (Pelal)	15,22	7,69	9,46
[%] Type ARG (Argillal)	0,00	0,00	0,02
[%] Type PSA (Psammal)	21,01	7,87	10,59
[%] Type AKA (Akal)	4,36	5,60	9,42
[%] Type LIT (Lithal)	10,66	17,63	17,68
[%] Type PHY (Phytal)	12,75	11,41	14,14
[%] Type POM	5,49	4,48	9,42
[%] Type Sonstige	1,97	0,22	3,02
[%] Keine Daten vorhanden	28,52	45,10	26,25

V.) Diskussion

Ziel der vorliegenden Arbeit war es, eine Erfolgskontrolle an zwei Renaturierungsmaßnahmen der Alster im Hamburger Ortsteil Poppenbüttel durchzuführen, an dem sowohl 2009 als auch 2011 Kies in den Gewässerverlauf der Alster eingebracht wurde. Im ersten Teil dieser Arbeit galt es festzustellen, ob im Frühjahr 2012 an den zwei renaturierten Gewässerabschnitten Makrozoobenthosarten vorkamen, wie sie für ein unbelastetes Tieflandgewässer (Typ 14) üblich sind. Hierfür wurden die typspezifischen Qualitätsmodule „Saprobie“ und „Allgemeine Degradation“, die Ernährungstypenverteilung sowie der nach Schweder (1992) berechnete Rhithron Ernährungstypen Index (RETI) genauer untersucht. In diesem Zusammenhang weisen die Ergebnisse des Core Metrics [%] EPT an beiden Renaturierungsabschnitten auf eine gestörte Artenzusammensetzung an Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera hin (Meier et al., 2006). Des Weiteren deuten die Ergebnisse des Metrics für beide Alsterabschnitte auf eine geringe beziehungsweise eine schlechte Strukturvielfalt und auf eine unausgewogene Habitatzusammensetzung hin (Meier et al., 2006). Auch der Fauna Index weist zumindest bei der 2009 eingebrachten Kiesbank auf eine strukturelle Degradation hin, da das ermittelte Ergebnis deutlich unter dem von Meier et al. (2006) angegebenen Wert von $> 0,38$ für ein strukturell naturnahes Gewässer liegt. Eine mögliche Erklärung hierfür könnten die in der Nähe befindlichen landwirtschaftlich genutzten Flächen sein, da diese durchaus in der Lage sind, den Fauna Index maßgeblich zu beeinflussen. Gleichzeitig ist dies aber nahezu auszuschließen, da die circa 50 Meter stromabwärts gelegene Kiesrausche für den Fauna Index in die Qualitätsklasse gut eingestuft wurde. Der aus der Ernährungstypenverteilung ermittelte RETI nach Schweder (1992) weist ferner darauf hin, dass an beiden Renaturierungsabschnitten im Frühjahr 2012 eine gestörte Primärkonsumentenverteilung und eine Abweichung von einem naturnahen Zustand des Gewässers vorlag. Mögliche Ursachen für eine gestörte Primärkonsumentenverteilung können ein nicht ausgewogenes Substratverhältnis und ein lückenhafter bis fehlender Uferbewuchs sein (Schweder, 1992), da Uferbewuchs nicht nur zu einer besseren Strukturvielfalt beiträgt, sondern dem Makrozoobenthos auch Schatten, Schutz und Nahrung bietet (Davis et al., 2003). Da jedoch fehlender Uferbewuchs als Ursache des schlechten RETI aufgrund der guten Ufervegetation ausgeschlossen werden kann, ist zu vermuten, dass die Primärkonsumentenverteilung an beiden Gewässerabschnitten noch durch die Renaturierungsmaßnahmen selbst nachhaltig gestört ist. Des Weiteren können organische Belastungen durch die Einleitung von Kläranlagen und der Nährstoffeintrag über landwirtschaftlich genutzte Flächen

(Schweder, 1992) ein möglicher Auslöser für eine schlechte Primärkonsumenterverteilung sein. Solche Belastungen hätten jedoch ein erhöhtes Vorkommen an Sedimentfressern und Filtrierern zur Folge. Nach Auswertung der Ernährungstypenverteilung sowie dem guten ökologischen Zustand des Moduls „Saprobie“ kann allerdings davon ausgegangen werden, dass zum Zeitpunkt der Probenahme im Frühjahr 2012 auch keine organische Belastung in den betreffenden Gewässerabschnitten vorlag. Abschließend muss auf Grundlage der ermittelten Ergebnisse festgestellt werden, dass es an beiden Abschnitten durchaus noch Defizite in der Artenzusammensetzung des Makrozoobenthos gibt. Diese können zum einen durch die Renaturierungsmaßnahmen selbst erklärt werden, da Renaturierungsarbeiten immer auch eine Zerstörung schon vorhandenen Lebensraumes nach sich ziehen und nach Abschluss der Arbeiten oft weniger Arten vorhanden sind als vorher (Lorenz et al., 2009). Es ist also anzunehmen, dass sich die Makrozoobenthosfauna nach einem Renaturierungseingriff nur langsam erholen wird (Korsu, 2004). Auch die verhältnismäßig geringe Dichte der Makrozoobenthosfauna von 1371 Individuen auf der Kiesrauche im Frühjahr 2012 spricht für diese Hypothese. Des Weiteren ist zu beachten, dass die Besiedlung neu geschaffener Habitats von dem Makrozoobenthosarten-Vorkommen abhängt, dass flussaufwärts gelegene Flussabschnitte bereits besiedelt (Jähnig et al., 2008). In diesem Zusammenhang ist zu berücksichtigen, dass sich die meisten Makrozoobenthosarten in ihrer Lebensspanne nur über kurze Entfernungen fortbewegen (Matthews et al., 2010) und daher die Mobilität der Makrozoobenthosarten ein entscheidender Faktor bei der Geschwindigkeit der Neubesiedlung ist (Jähnig et al., 2008). Zusammenfassend bedeutet das, dass der Erfolg einer Renaturierungsmaßnahme nicht nur auf dem eingebrachten Substrat und auf der danach verstrichenen Zeit beruht. Maßgeblich ist auch das Wiederbesiedlungspotential des Flusssystem (Lorenz et al., 2009).

Der zweite Teil dieser Arbeit befasste sich mit der Makrozoobenthosentwicklung der 2009 eingebrachten Kiesbank von Frühjahr 2011 bis Frühjahr 2012. Hierfür wurden neben den maßgeblichen Core Metrics und dem RETI auch die jeweiligen Strömungs- und Substratpräferenzen der aus den Gewässerproben bestimmten Makrozoobenthosfauna untersucht. Wie aus dem vorherigen Abschnitt der Arbeit bereits bekannt, sind nachwievor Defizite in der Makrozoobenthosbesiedlung festzustellen. Allerdings können trotz dieser Defizite auch positive Entwicklungen für die Kiesbank abgeleitet werden. Zum einen ist in der Gewässerprobe 2012 gegenüber dem Vorjahr eine etwa viermal so hohe Gesamtindividuenanzahl detektiert worden. Diese Feststellung lässt zwei unterschiedliche Hypothesen zu. Entweder ist die hohe

Individuenanzahl in einem saisonalen Effekt begründet, oder aber, die Kiesbank beginnt sich drei Jahre nach ihrer Einbringung langsam einzupendeln (Korsu, 2004). Damit nun eine der Hypothesen stichhaltig untermauert werden kann, müssen an dem Gewässerabschnitt zwingend Folgeuntersuchungen durchgeführt werden. Zum anderen deutet neben dem sich positiv entwickelndem Core Metric [%] EPT auch der sich verbessernde RETI darauf hin, dass sich die Artenzusammensetzung der Kiesbank dem naturnahen Zustand annähert. Der RETI liegt zwar immer noch unter dem Schwellenwert von 0,50, zeigt aber dennoch eine nicht zu vernachlässigende Verbesserung auf. Zurück zu führen ist dies in der Hauptsache auf eine Zunahme der Primärkonsumenten, was vermutlich durch einen vermehrten Algenbewuchs auf dem Lithal zu erklären ist, da biotische Substratarten für viele Makrozoobenthosarten attraktiver sind als mineralische Substrate (Lorenz et al., 2009). Ein vermehrter Algenbewuchs auf dem Lithal kann hier unter anderem durch die erhöhte Strömungsgeschwindigkeit und durch die unebene Gewässersohle erklärt werden, wobei durch die erhöhte Fließgeschwindigkeit des Gewässers die Aufnahmefähigkeit von gelösten Nährstoffen durch die Zelle bei Algen erleichtert wird (Schwoerbel, 1980). Ferner weisen die Ergebnisse der Strömungspräferenz- und Substratpräferenzuntersuchung nach Schmedtje & Colling (1996) darauf hin, dass sich die Kiesbank auch in diesen Bereichen dem für ein Fließgewässer naturnahen Zustand annähert. Es lässt sich also nach Abschluss der Untersuchung festhalten, dass es in der Bewertung der ökologischen Zustandsklasse im Frühjahr 2012 zwar noch keine Verbesserung gab, die ausgewerteten Daten aber die Schlussfolgerung zulassen, dass sich der Allgemeinzustand der Kiesbank von Frühjahr 2011 zu Frühjahr 2012 dennoch merklich verbessert hat. Vorausgesetzt, dass die positive Entwicklung nicht auf einem saisonalen Effekt beruht, können die Vorgaben der EG-WRRL voraussichtlich in absehbarer Zeit eingehalten werden.

Der letzte Abschnitt dieser Arbeit befasste sich mit der Untersuchung beider Renaturierungsabschnitte untereinander. Neben morphologischen Parametern wurden auch die physikalischen Parameter Sauerstoffgehalt, Temperatur und Strömungsgeschwindigkeit ausgewertet. Das Ziel dieser Untersuchung bestand in der Aufzeigung möglicher Unterschiede in der Makrozoobenthosbesiedlung hervorgerufen durch die unterschiedlichen abiotischen Bedingungen. Nach Analyse der Ergebnisse erscheinen die für die Gewässerabschnitte gemessenen Sauerstoffwerte (Schwoerbel, 1980) aufgrund des niedrigen Talbodengefälles von 2 – 7 ‰ (Pottgiesser & Sommerhäuser, 2004), der allgemein geringen Rauigkeit der Gewässersohle (Meier et al., 2006) und der zu dieser Jahreszeit typischen Gewässertemperatur (Schwoerbel

& Brendelberger, 2013) als durchaus plausibel. Auch eine mäßige Strömungsgeschwindigkeit ist, abgesehen von kurzen Bereichen turbulenter Strömung (Meier et al., 2006), typisch für einen sandgeprägten Tieflandbach (Typ 14). Die Ziele der Kieseinbringung hinsichtlich der Schaffung unterschiedlicher Strömungsverhältnisse hatte nach Betrachtung der Messdaten Erfolg. So zeigen sowohl die Kiesbank als auch die Kiesrausche diverse Strömungsmuster die aufgrund der Lage und der Querschnittseinengung von Stillwasserbereichen bis hin zu einer turbulenten Strömung auf der Kiesrausche reichen. Ob durch die turbulente Strömung auf der Kiesrausche nun ein vermehrter Sauerstoffeintrag in das Gewässer gefördert wird, konnte anhand der sehr dicht beieinander liegenden Messdaten nicht nachgewiesen werden. Des Weiteren wurde bei dem Vergleich der Gewässerproben beider Renaturierungsabschnitte hinsichtlich der Substratpräferenzen eine annähernd deckungsgleiche Verteilung auf die einzelnen Substratbereiche festgestellt. Als Ergebnis dieser Teiluntersuchung ist festzuhalten, dass der Vergleich der zwei Gewässerabschnitte untereinander hinsichtlich ihrer abiotischen Charakteristika nur geringfügige Unterschiede in der Makrozoobenthosbesiedlung aufgezeigt hat. Ausschließlich im Bereich der Strömungspräferenzen gab es aufgrund der erhöhten Fließgeschwindigkeit der Kiesrausche kleinere Abweichungen, welche sich in einer leicht erhöhten Anzahl an strömungsliebenden Makrozoobenthosarten widerspiegelte.

Als abschließendes Fazit ist zu sagen, dass sich an den zwei Renaturierungsabschnitten der Alster nach den ersten Beprobungen im Hinblick auf den Zustand lediglich die ökologischen Zustandsklassen gut und mäßig für die Kiesrausche und die Kiesbank feststellen lassen. Allerdings konnte für die Kiesbank eine eindeutig positive Tendenz in der Besiedlung festgestellt werden. Gleichzeitig muss an dieser Stelle aber auch erwähnt werden, dass Makrozoobenthosuntersuchungen oft verwendet werden, um den Kurzzeiterfolg von Renaturierungsmaßnahmen zu ermitteln. So auch in diesem Fall. Da das Makrozoobenthos aber natürlichen Schwankungen unterliegt ist es eher für die Messung von Langzeiterfolgen geeignet (Matthews et al., 2010). Auch Jähnig (2008) weist darauf hin, dass Erfolgskontrollen zwei bis drei Jahre nach der Renaturierung wahrscheinlich zu kurz gegriffen seien, um eine ähnliche Artenvielfalt vorzufinden, wie sie für ein naturnahen Gewässerabschnitt üblich sind. Daher ist eine sichere Prognose, ob die durchgeführten Renaturierungsmaßnahmen den erwünschten Erfolg erbracht haben, zum gegenwärtigen Zeitpunkt noch nicht möglich. Vor diesem Hintergrund sollten beide Gewässerabschnitte in den nächsten Jahren in regelmäßigen Abständen beprobt werden, um den langzeitlichen Entwicklungsverlauf besser beurteilen zu können.

VI.) Quellenverzeichnis

- Brehm, J. & M.P.D. Meijering, (1982), Fließgewässerkunde, Einführung in die Limnologie der Quellen, Bäche und Flüsse, Quelle & Meyer, Heidelberg 1982, Biologische Arbeitsbücher 36.
- Brunke, M., M. Purps & C. Wirtz, (2012), Furten und Kolke in Fließgewässern des Tieflands: Morphologie, Habitatfunktionen für Fische und Renaturierungsmaßnahmen, Heft 56: S. 100-110.
- BUND, friends of the earth Germany, (Stand 2014): Lebendige Alster, http://bund-hamburg.bund.net/themen_projekte/umwelt_und_naturschutz/lebendige_alster/, zugegriffen am 26.11.2014.
- Dahlmann, I., (2012), 20 Jahre Fließgewässerrenaturierung in Niedersachsen – Wie alles begann – Ein kurzer Blick zurück..., Niedersächsisches Ministerium für Umwelt, Energie und Klimaschutz.
- Das Projekt – lebendige Alster, Startschuss für das Projekt „Lebendige Alster“, URL: <http://www.lebendigealster.de/das-projekt/>, zugegriffen am 28.11.2014.
- Das Projekt – lebendige Alster, Maßnahmen an der Alster, URL: <http://www.lebendigealster.de/maßnahmen/>, zugegriffen am 28.11.2014.
- Davis, N., M., V. Weaver, K. Parks & M. J. Lydy, ((2003), An Assessment of Water Quality, Physical Habitat, and Biological Integrity of an Urban Stream in Wichita, Kansas Prior to Restoration Improvements (Phase I), Archives of Environmental Contamination and Toxicology 44, Springer-Verlag New York Inc., S. 351-359.
- Engelhardt, W., M. Merxmüller, J. Pfadenhauer & P. Jürging, (1986), Was lebt in Tümpel, Bach und Weiher?, 12. Auflage, Franckh'sche Verlagshandlung, W. Keller & Co., Stuttgart.
- EU, (2000), Richtlinie 2000/60/EG des europäischen Parlaments und des Rates, zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, Art.1, Abs.1.
- Feld, C., K., S.Rödiger, M. Sommerhäuser & G. Friedrich, (2005), Die wissenschaftliche Begleitung der Entwicklung biologischer Bewertungsverfahren – „KoBio“, In: Feld, C., K., S. Rödiger, M. Sommerhäuser & G. Friedrich (Hrsg.), Typologie, Bewertung, Management von Oberflächengewässern, Stand der Forschung zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie, Limnologie aktuell Band 11, Stuttgart: E.Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller), S. 1-12.
- Glör, P. & C. M. Brook, (2003), Süßwassermollusken, Ein Bestimmungsschlüssel für die Bundesrepublik Deutschland, DJN Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung, 13 Auflage, Hamburg.

- Graw, U., (2011), Ökologische Bewertung von Fließgewässern, 5. Auflage, Bonn: Vereinigung Deutscher Gewässerschutz e.V. (VDG), Band 64.
- Herrmann, R., (1977), Einführung in die Hydrologie, 1. Auflage, Stuttgart: Teubner-Studienbücher.
- Jähnig, S. C., A. W. Lorenz & D. Hering, (2008), Restoration effort, habitat mosaics, and macroinvertebrates – does channel form determine community composition?, Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, published online: Wiley InterScience (<http://www.interscience.wiley.com>).
- Kern, K., G. Hinsenkamp, H.-G. Humborg & I. Nadolny, (1992), Handbuch Wasserbau: Naturnahe Umgestaltung von Fließgewässern, Stuttgart: Ministerium für Umwelt Baden - Württemberg, Heft 2.
- Kleespies, H., (2008), Humanarzneimittelwirkstoffe: Handlungsmöglichkeiten zur Verringerung von Gewässerbelastungen, Eine Handreichung für die Praxis, Frankfurt am Main: Institut für sozialökologische Forschung (ISOE) GmbH Forschungsprojekt Start.
- Korsu, K., (2004), Response of benthic invertebrates to disturbance from stream restoration: the importance of bryophytes, Hydrobiologia 523, Netherlands, Kluwer Academic Publishers, S. 37-45.
- Kriska, G. & T. Tittizer, (2009), Wirbellose Tiere in den Binnengewässern Zentraleuropas, Weissdorn-Verlag Jena.
- Lanz, K., (1995), Das Greenpeace Buch vom Wasser, Augsburg: Naturbuch Verlag.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser), (2000), Gewässerstrukturgüterkartierung in der Bundesrepublik Deutschland – Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer, 1. Auflage, Schwerin: Kulturbuch – Verlag GmbH.
- Lorenz, A. W., S. C. Jähnig & D. Hering, (2009), Re-Meandering German Lowland Streams: Qualitative and Quantitative Effects of Restoration Measures on Hydromorphology and Macroinvertebrates, Environmental Management 44, published online: Springer Science + Business Media, S. 745-754.
- Ludwig, Herbert W., N. Becker, H. Gebhardt, F. Kögel & K. Kreimes, (1993), Tiere in Bach, Fluß, Tümpel und See: Merkmale, Biologie, Lebensraum, Gefährdung, 1. Auflage, BLV Verlagsgesellschaft mbH München.
- Matthews, J., B. Reeze, C. K. Feld & A. J. Hendriks, (2010), Lessons from practice: assessing early progress and success in river rehabilitation, Hydrobiologia 655, published online: <http://www.springerlink.com>, S. 1-14.

- Meier, C., J. Böhmer, P. Rolauffs & D. Hering, (2006), Kurzdarstellung „Bewertung Makrozoobenthos“ & „Core Metrics Makrozoobenthos“, <http://www.fliessgewaesserbewertung.de>, Stand 2014.
- Meier, C., P. Haase, P. Rolauffs, K. Schindehütte, F. Schöll, A. Sundermann & D. Hering, (2006), Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung, Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie.
- Meier, C., D. Hering, P. Haase, A. Sundermann & J. Böhmer, (2005), Die Bewertung von Fließgewässern mit dem Makrozoobenthos, In: Feld, C., K., S. Rödiger, M. Sommerhäuser & G. Friedrich (Hrsg.), Typologie, Bewertung, Management von Oberflächengewässern, Stand der Forschung zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie, Limnologie aktuell Band 11, Stuttgart: E.Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller), S. 76-90.
- Ott, S., (2012), 20 Jahre Fließgewässerrenaturierung in Niedersachsen, Fließgewässerrenaturierung und Naturschutz – eine Bilanz aus Sicht des BUND Landesverband Niedersachsen e.V., Schneverdingen: Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland.
- Pottgiesser T.& M. Sommerhäuser, (2008), Erste Überarbeitung Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypen.
- Pottgiesser T.& M. Sommerhäuser, (2004), Vorläufige Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypen.
- Rippmanns, U., (2006), Department Bau, Verkehr und Umwelt, Aargauischer Fischereiverband, Renaturierungs- und Unterhaltungsarbeiten an Gewässern, Praxishilfe.
- Schmedtje, U., M. Colling, (1996), Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna, München: Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, September, Heft 4/96.
- Schönborn, W., (1992), Fließgewässerbiologie, Stuttgart: Gustav Fischer Verlag Jena.
- Schwoerbel, J., (1980), Einführung in die Limnologie, 4. Auflage, Stuttgart • New York, Gustav Fischer Verlag.
- Schwoerbel, J., H. Brendelberger, (2013), Einführung in die Limnologie Band 10, Berlin Heidelberg: Springer-Verlag.
- Schweder, H., (1992), Neue Indices für die Bewertung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern, abgeleitet aus der Makroinvertebraten-Ernährungstypologie, In: Friedrich, G., J. Lacombe (Hrsg.), Ökologische Bewertung von Fließgewässern, Limnologie aktuell Band 3, S. 353-377.
- Semmler-Elpers, R., H. Vobis & R. Hertel, (2005), Gewässergütekarte Baden – Württemberg 2004, Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie 91, 1. Auflage, Karlsruhe: Landesamt für Umweltschutz Baden – Württemberg.

- Sommerhäuser, M. & T. Pottgiesser (2005), Die Fließgewässertypen Deutschlands als Beitrag zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie, In: Feld, C., K., S. Rödiger, M. Sommerhäuser & G. Friedrich (Hrsg.), Typologie, Bewertung, Management von Oberflächengewässern, Stand der Forschung zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie, Limnologie aktuell Band 11, Stuttgart: E.Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller), S. 13-27.
- von Siemens, M., S. Hanfland, W. Binder, M. Herrmann & W. Rehkla, (2005), Totholzbringt Leben in Flüsse und Bäche, Bayerisches Landesamt für Wirtschaft, eine Behörde im Geschäftsbereich des Bayerischen Staatsministeriums für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz, Landesfischereiverband Bayern e.V.
- Wieber, R., T. Schäfer & T. Henschel, (2000), Lernort Gewässer, Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen München, Staatsinstitut für Schulpädagogik und Bildungsforschung München.
- Reichhoff, L., (2011), Bedeutung und Förderung auendynamischer Prozesse, In: Wirth, C., A. Reiher, U. Zäumer & H. D. Kasperidus (Hrsg.), Der Leipziger Auwald-ein dynamischer Lebensraum, Tagungsband zum 5. Leipziger Auensymposium am 16. April 2011, Helmholtz Zentrum für Umweltforschung UFZ, S. 19-26.
- Tegge, K.-T., (Stand 2015), Gewässerbelastung durch Straßenabwasser – Möglichkeiten der Reinigung dargestellt anhand von Hamburger Projekten, Hamburg: Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt, http://www.bund-hamburg.bund.net/fileadmin/bundgruppten/bcmlslvhamburg/Proj2_Umwelt_Naturschutz/P4_Alster/Tagung_Lebendige_Alster/Tegge_-_Vortrag.pdf, zugegriffen am 11.02.2015.
- Wikipedia, Die freie Enzyklopädie, (Stand 2014): Fließgewässerkennziffer, <http://de.wikipedia.org/wiki/Fließgewässerkennziffer>, zugegriffen am 06.12.2014.
- Zahn, S. & U. Thiel, (2011), Wiederansiedlung von Lachs und Meerforelle in Brandenburg, Ministerium für Infrastruktur und Landwirtschaft des Landes Brandenburg.
- Zeitler, K. H., (1991), Biologische Gewässeruntersuchung, 3. Auflage, Paul Parey Verlag – Hamburg und Berlin.

VII.) Anhang

VII.1.) Verwendete Literatur zur Bestimmung des Makrozoobenthos

- Eiseler, B. & F. Eiseler, (2010), Taxonomie für die Praxis: Bestimmungshilfen-Makrozoobenthos (1), LANUV-Arbeitsblatt 14, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Recklinghausen.
- Engelhardt, W., M. Merxmüller, J. Pfadenhauer & P. Jürging, (1986), Was lebt in Tümpel, Bach und Weiher?, Franckh'sche Verlagshandlung, W. Keller & Co., Stuttgart, 12. Auflage.
- Glör, P. & C. M. Brook, (2003), Süßwassermollusken, Ein Bestimmungsschlüssel für die Bundesrepublik Deutschland, DJN Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung, 13 Auflage, Hamburg.
- Kriska, G. & T. Tittizer, (2009), Wirbellose Tiere in den Binnengewässern Zentraleuropas, Weissdorn-Verlag Jena.
- Schmedtje, U. & F. Kohmann, (1992), Bestimmungsschlüssel für die Saprobier-DIN-Arten, 2 Auflage, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft.
- Sundermann, A. & S. Lohse, (Stand April 2006), Bestimmungsschlüssel für die aquatischen Zweiflügler (Dipteren) in Anlehnung an die Operationelle Taxaliste für Fließgewässer in Deutschland, Forschungsinstitut Senckenberg, Abteilung Limnologie und Naturschutzforschung.

VII.2.) Verwendetes Gerät zur Strömungsmessung

	MiniWater60 Mini
Messbereich	0,02 - 5 m/s
Messgenauigkeit	2 % v.E. 3 % v.M.
Einsatztemperatur	0 bis +70°C
Speisung (extern)	4,5 - 5,5 V DC
Strom bei 5 V DC	0,5 mA
Ausgangsfrequenz Hz	0 - 460 Hz
Ausgangssignal bei V DC unbelastet	Puls 0 - 4 V
TTL-kompatibel	Ja
Kopfgrösse	Ø 22 x 28 mm
Einfahröffnung	35 mm
Fühlerlänge	175 mm
Kabellänge	5 m
Lagertemperatur	-65 bis +150°C

Auszug aus dem Datenblatt des Messensors MiniWater60 Mini von der Firma Dostmann electronic

VII.3.) Verwendetes Gerät zur Sauerstoffmessung

Sauerstoff-Messung MultiLine P4	
<u>Sauerstoffkonzentration</u>	
Messbereich 1	0 ... 19,99 mg/l
Auflösung	0,01 mg/l
Genauigkeit	± 0,5 % v. Messwert ± digit bei Umgebungstemp. 5 ... 30°C
Messbereich 2	0 ... 90,0 mg/l bei 0°C (Obergrenze bei pO ₂ =1250 mbar)
Auflösung	0,1 mg/l
Genauigkeit	± 0,5 % v. Messwert ± digit bei Umgebungstemp. 5 ... 30°C
Genauigkeit der Temperaturkompensation	< 2 % bei 0 ... 40°C
Salzgehaltskorrektur	0,0 ... 70 Sal
Luftdruckkorrektur	automatisch durch eingebauten Drucksensor im Bereich 500 ... 1100 mbar
<u>Sauerstoffsättigung</u>	
Messbereich 1	0 ... 199,9 %
Auflösung	0,10%
Genauigkeit	± 0,5 % v. Messwert ± digit bei Messung im Bereich von ± 10 K um die Kalibriertemp.
Messbereich 2	0 ... 600 % (Obergrenze bei pO ₂ =1250 mbar)
Auflösung	1%
Genauigkeit	± 0,5 % v. Messwert ± digit bei Messung im Bereich von ± 10 K um die Kalibriertemp.
Genauigkeit der Temperaturkompensation	< 2 % bei 0 ... 40°C

Auszug aus dem Datenblatt des MultiLine P4 von der Firma WTW GmbH

VII.4.) Begriffsbestimmung nach Schmedtje & Colling, 1996

➤ Strömungspräferenz

- LP: Limnopil: Stillwasserarten, die selten in mäßig fließenden Gewässern vorkommen und strömungsmeidend leben.
- LR: Limno- bis rheophil: Gehören ebenfalls zu den Stillwasserarten. Diese kommen jedoch auch häufiger in mäßig bis langsam fließenden Gewässern vor.
- RL: Rheo- bis limnophil: Arten, welche hauptsächlich in langsam bis mäßig fließenden Gewässern vorkommen. Es besteht aber auch die Möglichkeit, sie in Stillgewässern anzutreffen.
- RP: Rheophil: Diese Arten sind Fließgewässerarten. Sie sind strömungsliebend und bevorzugen schnell fließende Gewässer.
- RB: Rheobiont: Diese in Fließgewässern vorkommende Art ist strömungsliebend und bevorzugt schnell fließende Gewässer.
- IN: Indifferent: Bei diesen Arten ist keine Präferenz für Fließ- oder Stehgewässer vorhanden.

➤ Substratpräferenz

Abiotische Habitate

- PEL: Pelal: Zählt zu den unverfestigten Feinsedimenten (Schlamm, Schlick). Die Korngrößen belaufen sich auf $<0,063\text{mm}$.
- ARG: Argillal: Verfestigte Feinsedimente wie Ton oder Lehm. Die Korngrößen liegen ebenfalls bei $<0,063\text{mm}$.
- PSA: Psammal: Feinsand bis Grobsand mit einer Korngröße von $0,063\text{--}2\text{mm}$.
- AKA: Akal: Feinkies bis Mittelkies mit einer Korngröße von $0,2\text{--}2\text{cm}$.
- LIT: Lithal: Hierzu zählen Grobkies, Steine und Felsblöcke mit einer Korngröße von $> 2\text{cm}$.

Biotische Habitate

- PHY: Phytal: Es handelt sich hierbei um Algen, Moose und höhere Gewässerpflanzen.
- POM: Partikuläres organisches Material: POM beinhaltet unter anderem Falllaub, Getreibsel, Feindetritus und Totholz. Zum Totholz zählen Baumstämme, Äste und Zweige.

➤ Ernährungstypen

- WEI: Weidegänger: Weidegänger ernähren sich von Algenaufwuchs, den sie durch raspeln oder schaben von den Substraten abweiden.
- ZST: Zellstecher/
Blattminierer: Ernähren sich von Algen und höheren Wasserpflanzen, indem sie deren Zellen aussaugen.
- HOL: Holzfresser: Diese Arten konsumieren Totholz.
- ZKL: Zerkleinerer: Fressen Falllaub und sonstiges CPOM.
- SED: Sedimentfresser: Hierbei handelt es sich um Arten, welche sich von sedimentiertem FPOM, in Form von pflanzlichem Detritus, Bakterien, lebenden Algen und teilweise auch von mineralischen Stoffen ernähren.
- FIL: Filtrierer/Strudler: Lebewesen, die sich durch passives oder aktives Filtrieren, sowie aktives Strudeln von planktischen Algen, FPOM und Kleinstlebewesen ernähren.
- RAU: Räuber: Jagen und fressen lebende Beutetiere.
- PAR: Parasiten: Mit parasitärem Verhalten ernähren sich diese Lebensformen von den Körpersubstanzen des Wirtes, an den sie sich heften.
- SON: Sonstige: Andere nicht aufgeführte Ernährungstypen.

➤ Symbole und Zahlen

- 1 – 10: Gibt die vergebene Punktzahl an. Es ist die Summe der Punkte in Bezug auf eine Kenngröße von 10.
- +: Bedeutet, dass zwar eine Präferenz vorhanden ist, diese aber nicht näher zu bestimmen ist.

VII.5.) Gesamttaxaliste der Probenuntersuchungen der zwei Kiesbänke

Tab. 20: Gesamttaxaliste der Beprobungen 2011 und 2012 an der Alster bei Trillup mit Strömungs- und Substratpräferenzen nach Schmedtje & Colling (1996)

Taxagruppe	Taxonname	ID-At.	Kiesbank 2009		Kiesrausche 2011		Strömungspräferenz	Substratpräferenz						
			Probe 22.03.2011 Individuenanzahl	Probe 27.03.2012 Individuenanzahl	Probe 27.03.2012 Individuenanzahl	PEL		ARG	PSA	AXA	UT	PHY	PCM	SOH
Amphipoda	<i>Asellus aquaticus</i>	8691	35	160	25	IN	1	+	+	+	2	4	3	
	<i>Glyptotendipes</i> sp.	5293	17	82	325	Keine Angaben		2	2	2	1	3		
Bivalvia	<i>Glyptotendipes pulch.</i>	5291	26	44	138	RP		1	1	4	3	1		
	<i>Pisidium</i> sp.	6425	28	22	22	IN	4	+	3	+	+	1	2	
Coleoptera	<i>Sphaerium</i> sp.	6886	0	1	0	IN	3	+	4	+	1	1	1	
	<i>Elmís</i> sp. LV	5085	6	87	23	RP					6	4	+	
	<i>Elmís</i> sp. Ad.	12072	2	12	0	Keine Angaben					Keine Angaben			
	<i>Elmidae</i> Gen. sp. LV	8470	0	33	0	Keine Angaben					Keine Angaben			
	<i>Hydraena</i> sp.	18130	0	0	1	RP	+	+	+	+	4	4	2	
	<i>Limnias</i> sp. LV	5853	2	28	5	RP					Keine Angaben			
	<i>Limnias</i> sp. Ad.	12093	3	16	4	Keine Angaben					Keine Angaben			
	<i>Quilimius</i> sp. LV	6260	21	0	0	RL					Keine Angaben			
	<i>Quilimius tuberculatus</i> LV	6261	6	127	58	RL	1	+	+	+	4	4	1	
	<i>Quilimius tuberculatus</i> Ad.	12105	0	99	11	Keine Angaben					Keine Angaben			
Diptera	<i>Ceratoschilus villosus</i> LV	6200	4	3	5	RP					2	6	2	
	<i>Americiidae</i> Gen. sp.	7750	0	1	0	Keine Angaben					Keine Angaben			
	<i>Chironomid</i> Gen. sp.	4644	123	10	27	Keine Angaben	2	7			1			
	<i>Chironomidae</i> Gen. sp.	4642	99	0	119	IN	6				2	2	2	
	<i>Ceratopogonidae/Palaemoniinae</i> Gen. sp.	14768	12	43	14	IN	3	3			4			
	<i>Corynephora</i> sp.	4766	1	0	0	LR					Keine Angaben			
	<i>Diptera</i> Gen. sp.	9353	0	1	1	Keine Angaben					Keine Angaben			
	<i>Dicranota</i> sp.	4955	0	0	3	RL	4	+			2	4		
	<i>Elaeophila</i> sp.	9854	2	1	0	Keine Angaben					Keine Angaben			
	<i>Limoniidae</i> Gen. sp.	8483	0	0	1	IN	3			2	1	2	2	
	<i>Procladius olivaceus</i>	6583	3	0	2	RL	3	5				2		
	<i>Psychodidae</i> Gen. sp.	8753	1	0	0	IN					7		3	
	<i>Simuliidae</i> Gen. sp.	6842	0	0	1	RP					5	5	+	
	<i>Simulium</i> sp.	6853	8	0	0	RP					7	3	+	
	<i>Tanyptarinae</i> Gen. sp.	6972	1	4	8	Keine Angaben					Keine Angaben			
	<i>Tanyptarini</i> Gen. sp.	6977	35	70	46	Keine Angaben					Keine Angaben			
	Ephemeroptera	<i>Baetis</i> sp.	4419	14	16	37	RL				1	4	5	
		<i>Baetis thodani</i>	4415	9	8	26	RP					3	5	
<i>Coenias</i> sp.		4528	9	263	64	IN					Keine Angaben			
<i>Ephemeroptera</i> Gen. sp.		8714	0	7	0	Keine Angaben					Keine Angaben			
<i>Ephemera</i> sp.		5128	0	5	3	Keine Angaben	4	+	3	2	1			
<i>Ephemera danica</i>		5124	1	16	2	RP	3		4	3				
<i>Hesperogenia</i> Gen. sp.		5458	14	353	35	RP					Keine Angaben			
<i>Hesperogenia</i> sp.		5456	0	178	0	RP	1		1	1	4	3	+	
<i>Hesperogenia sulphurea</i>		5457	8	87	38	RP	+		1	1	4	2	2	
<i>Paraleptophlebia</i> sp.		6308	0	1	1	RL	3				1	6	+	

Taxogruppe	Taxonname	ID-Art.	Kiesbank 2009			Kiesrausche 2011			Substratpräferenz								
			Probe 22.03.2011 Individuenanzahl	Probe 27.03.2012 Individuenanzahl	Probe 27.03.2012 Individuenanzahl	Probe 22.03.2011 Individuenanzahl	Probe 27.03.2012 Individuenanzahl	Probe 27.03.2012 Individuenanzahl	STR	PEL	ARG	PSA	ANA	LIT	PHY	POWI	SON
Gastropoda	<i>Antropa vertax</i>	4318	0	1	1	1	0	1	LR	1						10	
	<i>Bithynia tentaculata</i>	4462	1	1	1	0	0	0	IN	1					3	4	2
	<i>Gyraulus albus</i>	5354	0	1	1	0	0	0	LR	+						8	1
	<i>Hygaelius complanatus</i>	5483	0	0	0	1	0	0	LP								
	<i>Panorbiae</i> Gen. sp.	8748	0	6	6	0	0	0	LR								
	<i>Valvatidae</i> Gen. sp.	9617	0	3	3	0	0	0	Keine Angaben								
	<i>Valvatp</i> sp.	7146	0	0	0	1	0	0	Keine Angaben								
	<i>Eriopoda</i> sp.	5160	20	54	54	0	0	0	Keine Angaben								
	<i>Eriopoda nigricollis</i>	5158	0	4	4	0	0	0	LR								
	<i>Eriopoda nigricollis/testacea</i>	19107	0	3	3	12	8	0	Keine Angaben								
Hirudinea	<i>Glossiphonia</i> sp.	5310	2	14	14	8	0	0	Keine Angaben								
	<i>Glossiphonia complanata</i>	5304	2	2	2	4	0	0	IN								
	<i>Helobdella stagnalis</i>	5413	0	11	11	2	0	0	IN	1	1				3	5	
	<i>Piscicola geometra</i>	6408	1	0	0	0	0	0	IN						3	3	4
	<i>Heteroptera</i> Gen. sp.	9344	15	1	1	0	0	0	Keine Angaben								
	<i>Hydrachnidia</i> Gen. sp.	8825	8	17	17	32	0	0	Keine Angaben								
	<i>Lumbriculidae</i> Gen. sp.	7490	9	3	3	7	0	0	Keine Angaben							1	2
Oligochaeta	<i>Oligochaeta</i> Gen. sp.	8736	69	390	390	81	0	0	Keine Angaben								
	<i>Tubificidae</i> Gen. sp.	7117	10	17	17	13	0	0	Keine Angaben						2	1	2
	<i>Coropetersys</i> sp.	4531	1	0	0	0	0	0	RP								
	<i>Nemaura/Nemurella</i> sp.	13539	3	7	7	1	0	0	RL						1	4	4
	<i>Plecoptera</i> Gen. sp.	8750	0	0	0	2	0	0	RP	+					1	5	2
	<i>Abrispodex</i> sp.	4371	1	15	15	34	0	0	Keine Angaben								
	<i>Caradicea annulicornis</i>	4579	2	19	19	16	0	0	RL								
	<i>Gera pilosa</i>	5329	0	2	2	0	0	0	RL						2	8	
	<i>Hydrobiosychidae</i> Gen. sp.	8474	14	0	0	12	0	0	RL								
	<i>Hydrobiosche pellucidula/incegnita</i>	13024	2	24	24	4	0	0	RP						1	3	4
Trichoptera	<i>Hydrobiosche</i> sp.	5605	0	50	50	0	0	0	RP	+					+	9	1
	<i>Hydrophilidae</i> Gen. sp.	7455	2	0	0	0	0	0	RL								
	<i>Lepidostoma burzum</i>	5723	0	0	0	6	0	0	RL							10	
	<i>Leptoceridae</i> Gen. sp.	5726	5	9	9	13	0	0	LR								
	<i>Limnephilidae</i> Gen. sp.	5809	10	20	20	7	0	0	IN	2	1				5	2	+
	<i>Limnephilia</i> Gen. sp.	13126	0	0	0	5	0	0	Keine Angaben								
	<i>Limnephilus rhombicus</i> sp.	19351	1	0	0	0	0	0	LR								
	<i>Type</i> sp.	8847	0	3	3	0	0	0	RL								
	<i>Molannidae</i> Gen. sp.	6046	0	0	0	2	0	0	LR								
	<i>Molannia angustata</i>	6045	0	0	0	1	0	0	LR								
Turbellaria	<i>Trichoptera</i> Gen. sp.	8670	30	52	52	23	0	0	Keine Angaben								
	<i>Polycera</i> sp.	7744	0	0	0	1	0	0	IN								
	<i>Turbellaria</i> Gen. sp.	8831	17	2	2	0	0	0	Keine Angaben								
Gesamtindividuenanzahl			655	2509	2509	1371	0	0									

VII.6.) Strömungs- und Substratpräferenzen, Ernährungstypen und biozönotische Regionen der einzelnen im Frühjahr 2011 und 2012 beprobten Alsterabschnitte

Amphipoda:

Bei der Kiesbank 2009/Probe 2011 belief sich die Zusammensetzung der Ordnung Amphipoda auf 45% *Asellus aquaticus*, 22% *Gammarus sp.* und 33% *Gammarus pulex*. Die Probe derselben Kiesbank im Jahr 2012 bestand aus 56 % *Asellus aquaticus*, 15 % *Gammarus pulex* und 29 % *Gammarus sp.* und die ebenfalls 2012 genommene Probe der in 2011 eingebrachten Kiesrausche setzte sich aus *Asellus aquaticus* zu 25 %, den mit 28 % vertretenen *Gammarus pulex* und den *Gammarus sp.* zu 67 % zusammen.

Asellus aquaticus ist im Werk „Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna“ (Schmedtje & Colling, 1996) als indifferent bezeichnet, lebt aber in nährstoffreichen ruhigen Fließ- oder Stehgewässern (Zeitler, 1991). Sie bevorzugen Gewässer mit einer Güteklasse zwischen 2,5 – 3 und sind in Substratbereichen des Gewässers anzufinden, in denen es viel organisches Material als Nahrung gibt. Hierzu gehören in der Hauptsache das Phytal in Form von Algen; Moosen und Wasserpflanzen sowie partikuläres organisches Material, welches aus Totholz, Falllaub, Feindetritus und Getreibsel besteht. Sie sind aber auch in anderen Substratbereichen an zu treffen wie dem Lithal und Pelal. Das Lithal besteht aus Grobkies, Steinen und Felsblöcken mit einer Korngröße > 2cm, das Pelal aus Schlamm und Schlick bei einer Korngröße von < 0,063mm. Hauptsächlich ernähren sie sich als Zerkleinerer, sind aber auch in geringem Umfang als Sedimentfresser und Weidegänger aktiv. Ferner gibt es nicht näher bestimmbarbare Ernährungspräferenzen als Räuber und Holzfresser.

Der Bachflohkrebs ***Gammarus pulex*** gehört zur Strömungspräferenz Gruppe rheophil, ist strömungsliebend und bevorzugt Gewässer mit einer hohen Strömungsgeschwindigkeit. Er fühlt sich in Gewässern mit einer Güteklasse von 2,0 wohl (Zeitler, 1991) und ist häufig auf dem Lithal unter großen Steinen oder auf dem Phytal unter Blättern anzutreffen. Sie sind aber auch vereinzelt auf dem Psammal und Akal zu finden. *Gammarus pulex* ernährt sich, ebenso wie *Asellus aquaticus*, vorwiegend als Zerkleinerer, Sedimentfresser und Weidegänger und hat die Selben nicht definierbaren Ernährungspräferenzen als Räuber und Holzfresser (Schmedtje & Colling, 1996).

Gammarus sp. ist hinsichtlich seiner Strömungspräferenz nicht bestimmt, gehört aber, da in Norddeutschland nur eine Art von *Gammarus* vorkommt, wahrscheinlich mit zu *Gammarus pulex*. Diese Aussage ist jedoch nicht belegbar, da die in der bearbeiteten Probe detektierten *Gammarus sp.* zu klein oder zerstört waren, um sie weiter bestimmen zu können.

Bivalvia:

Die Erbsenmuschel *Pisidium sp.* stellte im Jahr 2011 100% der Population an Muscheln auf dem 2009 renaturierten Alsterabschnitt dar. Im Folgejahr sind neben 96 % *Pisidium sp.* auch 4 % *Sphaerium sp.* für diesen Abschnitt bestimmt worden. Das Aufkommen an Bivalvia an dem 2011 renaturierten Alsterabschnitt bestand im Frühjahr 2012 aus 100 % *Pisidium sp.*

Die Erbsenmuschel ***Pisidium sp.*** sieht der *Sphaerium sp.* sehr ähnlich. Dennoch gibt es einige Merkmale, die die Unterscheidung erleichtern. Die *Pisidium sp.* ist nicht nur kleiner als die *Sphaerium sp.* sondern auch asymmetrisch (Zeitler, 1991). Sie bevorzugt das Pelal und Psammal, ist aber auch in weniger geringen Umfang auf Phytal und partikulärem organischem Material zu finden. Ferner sind mehrere nicht genau zu bestimmende Präferenzen vorhanden. Hierzu gehören das Argillal, Akal, Lithal und sonstiges Substrat ebenso wie eine indifferente Strömungspräferenz. Die *Pisidium sp.* ernährt sich durch Filtration (Schmedtje & Colling, 1996).

Die ***Sphaerium sp.*** lebt in Gewässern mit einer Gewässerqualität von 2 – 2,5 und ist, bezüglich der Substratpräferenz, weit verbreitet. Neben partikulärem organischem Material, dem Lithal und Phytal ist die *Sphaerium sp.* hauptsächlich auf dem Psammal und Pelal vertreten. Sie ernährt sich ausschließlich als Filtrierer (Schmedtje & Colling, 1996).

Coleoptera:

In der Probe 2011 der Kiesbank 2009 bestand die Taxaordnung Coleoptera zu 61% aus *Oulimnius tuberculatus*, welcher eine rheo- bis limnophile Strömungspräferenz bevorzugt. Arten mit einer rheophilen Strömungspräferenz waren zu 27 % vertreten. Hierzu gehören *Elmis sp.*, *Limnions sp.* und *Orectochilus villosus*. Die ebenfalls in der Gewässerprobe 2011 bestimmten *Limnions sp. Ad.*, welche mit 12 % vertreten waren, besitzen keine näheren Angaben zu ihrer Strömungspräferenz.

Für die Probe des Jahres 2012 setzten sich für die Kiesbank 2009 die jeweiligen Präferenzen aus 31 % *Oulimnius tuberculatus* mit einer rheo- bis limnophilen Strömungspräferenz, 29 % *Elmis sp.*, *Limnius sp.* und *Orectochilus villosus* mit einer rheophilen Strömungspräferenz und 40 % *Elmis sp. Ad.*, *Elmidae Gen. sp.*, *Limnius sp. Ad.* und *Oulimnius tuberculatus Ad.* mit keinen näheren Angaben zu ihren Strömungspräferenzen zusammen.

Die Coleopterapopulation des 2011 renaturierten Alsterabschnittes setzte sich 2012 aus 54 % *Oulimnius tuberculatus* mit einer rheo- bis limnophilen Strömungspräferenz zusammen. Zu den rheophilen Arten zählen mit 32 % *Elmis sp.*, *Limnius sp.*, *Orectochilus villosus.* sowie *Hydraena sp.* Des Weiteren wurden *Oulimnius sp. Ad.* und *Limnius sp. Ad.* detektiert, welche keine näheren Angaben zu ihrer Strömungspräferenz haben und 14 % der Gesamtindividuenzahl an *Coleoptera* darstellen.

Elmis sp. gehört zur Familie der Hakenkäfer (Dryopidae). Die gesamte Familie bevorzugt hauptsächlich stark fließendes sauerstoffreiches Wasser (Engelhardt et al., 1986). Er ist meist auf dem Lithal und Phytal vertreten, besitzt aber auch eine nicht näher bestimmbare Präferenz für partikuläres organisches Material. In fast allen Fällen ernährt er sich als Weidegänger, ist aber auch in selteneren Fällen als Sedimentfresser tätig. Eine unbestimmbare Präferenz besteht als Zerkleinerer (Schmedtje & Colling, 1996).

Hydraena sp. siedelt ebenfalls auf dem Lithal und Phytal, ist aber stellenweise auch auf partikulärem organischem Material zu finden. Außerdem besitzt er nicht näher spezifizierbare Präferenzen für das Pelal, Psammal und Akal. *Hydraena sp.* ernährt sich als Weidegänger und Sedimentfresser und mit einer nicht näher bestimmbaren Wahrscheinlichkeit als Räuber.

Limnius sp. besitzt keine Substratpräferenzen ernährt sich jedoch hauptsächlich als Weidegänger und Zerkleinerer. Teilweise wird auch Sediment als Nahrung verwendet (Schmedtje & Colling, 1996).

Oulimnius tuberculatus gehört denjenigen Arten an, welche langsam bis mäßig fließenden Gewässer bevorzugen. Er ist hauptsächlich auf dem Lithal und Phytal zu finden. Außerdem, aber eher selten, auf Pelal und partikulärem organischem Material. Zusätzlich sind noch nicht näher bestimmbare Präferenzen für das Argillal, Psammal und Akal vermerkt. Die typische Ernährungsart ist neben Sedimentfresser überwiegend auf Weidegänger beschränkt. Zwar bekannt aber nicht eindeutig bestimmbar ist der Ernährungstyp ZKL (Schmedtje & Colling, 1996).

Orectochilus villosus lebt auf phytalem Untergrund, ist aber stellenweise auch auf dem Lithal und auf sonstigem Substrat zu finden (Schmedtje & Colling, 1996) und es gibt in Deutschland nur eine einzige Art (Engelhardt et al., 1986). Vom Ernährungstyp her ist diese Art ein reiner Räuber.

Diptera:

Bei den bestimmten Arten der Dipteren für die Probe 2011 der Kiesbank 2009 setzte sich das Vorkommen aus Strömungspräferenzen der Typen rheophil zu 4 % (*Simulium sp.*), 3 % rheo- bis limnophil (*Prodiamesa olivacea*), 22 % indifferent (Psychodidae Gen. sp., Chironomidae Gen. sp., *Ceratopogonidae/Palpomyiinae Gen. sp.*), und < 1% limno- bis rheophil (*Corynoneura sp.*) zusammen. 71 % der Dipteren (*Chironomini Gen. sp.*, *Eloeophilia sp.*, *Tanypodinae Gen. sp.* und *Tanytarsini Gen. sp.*) besitzen keine Angaben zu ihrer Strömungspräferenz.

Die Probe des darauf folgenden Jahres setzte sich aus Strömungspräferenzen der Typen indifferent zu 33 % (*Ceratopogonidae/Palpomyiinae Gen. sp.*) und 67 % (*Athericidae Gen. sp.*, *Chironomini Gen. sp.*, *Diptera Gen. sp.*, *Eloeophilia sp.*, *Tanypodinae Gen. sp.*, *Tanytarsini Gen. sp.*) mit keinen näheren Angaben zu ihrer Strömungspräferenz zusammen.

Für die in 2012 untersuchte Kiesrausche 2011 setzte sich das Artenaufkommen aus 52 % indifferenter Strömungspräferenz (*Chironomidae Gen. sp.*, *Ceratopogonidae/Palpomyiinae Gen. sp.*, *Limoniidae Gen. sp.*), 14 % rheophiler (*Simulium sp.*, *Simuliidae Gen. sp.*) und 2 % rheo- bis limnophiler (*Prodiamesa olivacea*, *Dicranota sp.*) Strömungspräferenz zusammen. Hinzu kommen 32% der Individuen (*Chironomini Gen. sp.*, *Diptera Gen. sp.*, *Tanypodinae Gen. sp.*, *Tanytarsini Gen. sp.*), welche keine näheren Angaben zu ihren jeweiligen Strömungspräferenzen haben.

Athericidae Gen. sp. ernähren sich fast ausschließlich als Räuber, fressen jedoch gelegentlich auch Sediment. Da das einzelne gefundene Exemplar der *Athericidae Gen. sp.* zu klein für eine fundierte Bestimmung war, konnten keine Angaben zu ihrer Strömungs- und Substratpräferenz sowie ihres Ernährungstyps ermittelt werden.

Bei der ***Ceratopogonidae/Palpomyiinae Gen. sp.*** handelt es sich um eine Art, welche auf phytalem, psammalem und pelalem Untergrund lebt und zu der Kategorie der Räuber gehören (Schmedtje & Colling, 1996).

Chironomidae Gen. sp. sind abgesehen von Holz und einer nicht näher bestimmbaren Präferenz als Zerkleinerer praktisch Allesfresser. Sie ernähren sich als Sedimentfresser, als Weidegänger, Filtrierer und sogar als Zellstecher, Räuber und Parasit (Schmedtje & Colling, 1996).

Chironomini Gen. sp. bewegen sich zumeist auf dem Psammal und Pelal, kommen aber auch auf dem Phytal vor und sind oft in großer Zahl vertreten.

Corynoneura sp. kommt hauptsächlich auf partikulärem organischem Material, dem Pelal und Phytal vor. Es gibt aber auch nicht näher bestimmte Präferenzen für das Psammal. Diese Art der Dipteren ernährt sich als Weidegänger und Sedimentfresser.

Dicranota sp. gehört zur Familie der Limoniidae, ernährt sich als Räuber und ist auf dem Pelal und Phytal zu Hause. Sie kommt aber auch auf partikulärem organischem Material vor (Schmedtje & Colling, 1996).

Limoniidae Gen. sp. bewohnt ein breites Spektrum von Substratarten. Hierzu zählen das Pelal und Lithal, partikuläres organisches Material und zu einem geringen Teil das Phytal (Schmedtje & Colling, 1996). Die Familie der Limoniidae ist, mit Ausnahme des Balkans, in ganz Europa vertreten (Ludwig et al., 1993).

Prodiamesa olivacea bevorzugt Sand und Schlamm als Lebensraum und bewegt sich vorwiegend auf pelalem und psammalem Untergrund. Teilweise ist sie aber auch auf partikulärem organischem Material zu finden (Schmedtje & Colling, 1996).

Psychodidae Gen. sp. sind neben dem Pelal und partikulärem organischem Material hauptsächlich auf dem Psammal beheimatet.

Simuliidae Gen. sp. bewegt sich hauptsächlich auf lithalem und phytalem Untergrund, wo sie sich mittels ihrer am Abdomen befindlichen Haftscheibe festsaugen können (Schmedtje & Colling, 1996). Hinzu kommen unbestimmte Präferenzen für partikuläres organisches Material und sonstiges Substrat. Sie ernähren sich durch Filtration, besitzen aber auch gewisse Anlagen als Weidegänger, Sedimentfresser und Räuber.

Simulium sp. ist eine Kriebelmückenlarve und findet sich nur in Fließgewässern mit einer hohen Strömung und sauerstoffreichem Wasser. Ebenso wie die *Simuliidae Gen. sp.* besitzt sie eine Haftscheibe am Abdomen, mit dem es sich an Steinen und Blätter festklammern kann (Schmedtje & Colling, 1996). Sie ist zu gleichen Teilen auf dem Lithal und Phytal vertreten und ernährt sich durch Filtration.

Tanypodinae Gen. sp. ernährt sich als Sedimentfresser und zu einem geringeren Teil als Räuber (Schmedtje & Colling, 1996).

Ephemeroptera:

Die Artenzusammensetzung der Ephemeropteralarven an dem 2009 renaturierten Alsterabschnitt belief sich im Frühjahr 2011 auf 58 % rheophile (*Baetis rhondani*, *Ephemera danica*, *Heptageniidae Gen. sp.* und die *Heptagenia sulphurea*), 25 % rheo- bis limnophile (*Baetis sp.*) und 17 % indifferente (*Caenis sp.*) Strömungspräferenz.

Die im darauf folgenden Jahr durchgeführte Probenahme erbrachte eine Zusammensetzung von 69 % rheophiler (*Baetis rhondani*, *Ephemera danica*, *Heptageniidae Gen. sp.*, *Heptagenia sp.*, *Heptagenia sulphurea*), 2 % rheo- bis limnophiler (*Baetis sp.* und *Paraleptophlebia sp.*) und 28 % indifferenter (*Caenis sp.*) Strömungspräferenz. Zusätzlich wurde 1 % an Arten gefunden (Ephemeroptera Gen. sp., *Ephemera sp.*), die keinerlei Angaben zu ihren Strömungspräferenzen aufweisen.

An dem 2011 renaturierten Alsterabschnitt wurden in der Frühjahrsprobe 2012 49 % an Arten mit einer rheophilen (*Baetis rhondani*, *Ephemera danica*, *Heptageniidae Gen. sp.*, *Heptagenia sulphurea*), 19 % mit einer rheo- bis limnophilen (*Baetis sp.* und *Paraleptophlebia sp.*) und 31 % mit einer indifferenten (*Caenis sp.*) Strömungspräferenz detektiert sowie 1 % (*Ephemera sp.*) mit keinen Angaben zu ihrer Strömungspräferenz.

Baetis sp. gehört zur Familie der Baetidae (Ludwig et al., 1993). Er kommt sowohl auf dem Phytal als auch auf dem Lithal vor, ist aber auch auf dem Akal und mit einer nicht näher spezifizierbaren Präferenz auf psammalem Untergrund vertreten. *Baetis sp.* zählt zu den Weidegängern (Schmedtje & Colling, 1996).

Baetis rhondani bewegt sich ausschließlich auf kiesigem Substrat. Sie ist in der Lage auch mäßig verschmutzte Gewässer zu besiedeln und gehört zu der Gruppe Weidegänger und Sedimentfresser, ernährt sich demnach von Algen und pflanzlichem Detritus.

Caenis sp. ist im Werk „Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna“ (Schmedtje & Colling, 1996) als IN bezeichnet, kommt aber in allen Arten von Steh- und Fließgewässern vor. Sie gilt als Sedimentfresser.

Ephemera sp. lebt auf den unterschiedlichsten Substraten. Vorwiegend bewegt sie sich auf dem Pelal und Psammal. Sie kann aber auch auf der Substratart Akal und Lithal vertreten sein. Sie ernährt sich als Sedimentfresser, Filtrierer und gelegentlich als Weidegänger. Weiter gibt es unbestimmte Tendenzen als Räuber.

Ephemera danica ist auf Substraten wie Psammal, Pelal und Akal zu Hause (Schmedtje & Colling, 1996) und ist charakteristisch für sandgeprägte Tieflandbäche Typ 14. Ferner ist sie, durch ihre Verweildauer von ein bis zwei Jahren, ein guter Indikator für die Sauerstoffversorgung und den allgemeinen Zustand des Gewässers. Detritus und Sediment dienen ihr als Nahrung.

Heptagenia sp. ist in der Regel auf Kies als Substrat nachzuweisen. Daneben gibt es aber auch geringe Präferenzen für das Pelal, Psammal und Akal sowie unbestimmte Präferenzen für partikuläres organisches Material. Vom Ernährungstyp her ist sie ein Weidegänger und Sedimentfresser.

Heptagenia sulphurea hat eine Vorliebe für saubere schnell fließende Gewässer (Ludwig et al., 1993). Daher kommt sie in Flüssen hauptsächlich im Ober- und Mittellauf und in Bächen im Unterlauf vor. Sie ist auf vielen Substratarten anzutreffen. Größtenteils bewohnt sie aber das Lithal und Phytal sowie partikulärem organischem Material. Sie kann aber auch durchaus auf psammalem und akalem Untergrund nachgewiesen werden. Ferner hat sie eine nicht näher bestimmbare Präferenz für das Substrat Pelal. Sie zählt zu den Weidegängern, Detritus- und Sedimentfressern (Schmedtje & Colling, 1996) und kommt häufig in kalkreichen Fließgewässern vor.

Paraleptophlebia sp. ist auf dem Phytal und Pelal heimisch, besitzt aber auch Tendenzen zum Lithal und weißt unbestimmte Präferenzen zu partikulärem organischem Material und sonstigem Substrat auf. Die Ernährung erfolgt bei *Paraleptophlebia sp.* als Sedimentfresser und zu einem geringen Teil als Zerkleinerer. Des Weiteren bestehen unbestimmte Präferenzen als Filtration und Weidegänger (Schmedtje & Colling, 1996).

Gastropoda:

Die Kiesbank 2009 wies in der Probe des Jahres 2011 eine Artenzusammensetzung von 100 % als indifferent (*Bithynia tentaculata*) klassifizierter Taxa auf.

Die Märzprobe des Jahres 2012 bestand zu 67 % aus Arten (*Anisus vortex*, *Gyraulus albus*, Planorbidae Gen. sp.) mit einer limno- bis rheophilen und zu 8 % aus einer indifferenten (*Bithynia tentaculata*) Strömungspräferenz sowie 25 % (*Valvatidae Gen. sp.*) mit keinen Angaben zu ihrer Strömungspräferenz.

Die Kiesrausche 2011 setzte sich in der Probe 2012 aus 1/3 Arten mit einer limno- bis

rheophilen (*Anisus vortex*) und zu 1/3 aus Arten mit einer limnophilen (*Hippeutis complanatus*) Strömungspräferenz zusammen sowie zu einem Drittel aus Arten, die keine Angaben zu ihrer Präferenz aufweisen (*Valvata sp.*).

Anisus vortex ist nur auf phytalem Substrat in langsam fließenden oder stehenden Gewässern mit umfangreichem Pflanzenbewuchs zu finden (Ludwig et al., 1993). Sie ernährt sich als Weidegänger, und in kleinerem Maßstab auch als Sedimentfresser und Filtrierer (Schmedtje & Colling, 1996).

Bithynia tentaculata bevorzugt hauptsächlich das Phytal und Lithal. Vereinzelt ist sie auch auf partikulärem organischem Material und eher selten auf dem Pelal nachzuweisen. Sie verträgt mäßig verunreinigte Gewässer ebenso wie organische Verschmutzungen und ernährt sich durch aktives Filtrieren, sowie als Sedimentfresser. Außerdem gehört sie zur Art der Weidegänger. Sie kommt gleichmäßig verteilt in Fließ- und Stehgewässern vor.

Gyraulus albus ist in allen Stehgewässern, sowie Bächen und Flüssen vertreten, die keine zu starke Strömung aufweisen. Sie gehört den Weidegängern und Sedimentfressern an, kann sich aber auch durch Zerkleinern ernähren und ist vorwiegend auf dem Phytal zu finden (Schmedtje & Colling, 1996).

Hippeutis complanatus ernährt sich als Sedimentfresser und Zerkleinerer, jedoch überwiegend als Weidegänger. Die linsenförmige Tellerschnecke *Hippeutis complanatus* gehört zur Familie der Planorbidae (Ludwig et al., 1993) und fühlt sich, wie alle Arten der Planorbidae, in sauberen Gewässern mit einer geringen bis mäßigen Belastung wohl und kommt in ganz Europa vor. Sie steht auf der roten Liste und gilt als potentiell gefährdet.

Planorbidae Gen. sp. ist vom Ernährungstyp her Weidegänger, Sedimentfresser und Zerkleinerer. Im Werk „Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna“ (Schmedtje und Colling, 1996) sind keine Angaben zur Substratpräferenz vermerkt.

Valvatidae Gen. sp. gehört zur Familie der Valvatidae und hat keine Angaben in Bezug auf Ernährungstyp sowie Strömungs- und Substratpräferenz.

Valvata sp. gehört der Familie der Valvatidae an, auch unter dem Namen Federkiemenschnecke bekannt. Die Arten dieser Schneckenart bewohnen überwiegend große Seen und zum Teil auch kleinere Gewässer. Sie ernähren sich in der Regel von Detritus und selten von toter organischer Materie.

Hirudinea:

Das Vorkommen an Arten der Hirudinea setzt sich an der Kiesbank 2009 für die Probe 2011 aus 12 % indifferenten (*Piscicola geometra*) und 88 % nicht näher bestimmbarer Strömungspräferenzen (*Erpobdella sp.*, *Glossiphonia sp.*) zusammen.

Wie die aus dem Vorjahr bestimmte Probe der Kiesbank 2009 enthält auch die Probe des Jahres 2012 einen prozentualen hohen Anteil an Taxa, die unbestimmte Angaben zu ihrer Strömungspräferenz aufweisen. Insgesamt setzt sich das Vorkommen an Hirudinea aus 81 % mit keinen Angaben (*Erpobdella sp.*, *Erpobdella negricollis/testacea*, *Glossiphonia sp.*), 15 % indifferenter (*Glossiphonia complanata*, *Helobdella stagnalis*) und 4 % limno- bis rheophiler (*Erpobdella negricollis*) Strömungspräferenz zusammen.

Die Artenzusammensetzung der Kiesrausche 2011 belief sich im Jahr 2012 auf 29 %, die eine indifferente (*Glossiphonia complanata* und *Helobdella stagnalis*) Strömungspräferenz aufweisen und 71 %, die keine Angaben (*Erpobdella negricollis/testacea* und *Glossiphonia sp.*) zu ihren Strömungs- und Substratpräferenzen besitzen.

Zu ***Erpobdella sp.*** sind keine näheren Angaben vorhanden, gehört aber mit großer Wahrscheinlichkeit zu ***Erpobdella negricollis***. Diese Art kommt in Steh- und Fließgewässern vor, wobei die Präsenz in Fließgewässern überwiegt. Zudem gilt er als Räuber (Schmedtje & Colling, 1996).

Zu ***Glossiphonia sp.*** existieren ebenfalls keine näheren Angaben. Allerdings wurden bei der Probe neben *Glossiphonia sp.* auch *Glossiphonia complanata* gefunden. Die Vermutung liegt nahe, dass es sich bei den *Glossiphonia sp.* um *Glossiphonia complanata* handelt. Diese kommen in stehenden ebenso wie in allen Bereichen von fließenden Gewässern auf dem Lithal und Phytal vor. Sie sind parasitär veranlagt und ernähren sich von Schnecken und Insektenlarven. Von ihnen besiedelt werden Gewässer mit einer Gewässergüte von 2 – 2,5.

Helobdella stagnalis ist ein Räuber und bewegt sich auf lithalem und phytalem Untergrund. Zum Teil ist er auch auf dem Pelal und Psammal nachzuweisen (Schmedtje & Colling, 1996). Er kommt in jeder Art von Gewässer vor, besiedelt jedoch überwiegend Flüsse in den oberen und mittleren Regionen des Flusslaufs und Bäche im Unterlauf des Gewässers.

Piscicola geometra bevorzugt das Phytal, Lithal und sonstiges Substrat (Schmedtje & Colling, 1996) und ist ein Blutparasit. Als Wirte dienen ihm Fische. Er kommt in allen Bereichen von Flüssen und im Unterlauf von Bächen vor und hat zusätzlich eine nicht näher bestimmte Präferenz für die mittlere Bachregion.

Heteroptera:

Für die Kiesbank 2009 konnten sowohl im März 2011 als auch im März 2012 die Exemplare der Ordnung Heteroptera nicht weiter als bis auf ***Heteroptera Gen. sp.*** bestimmt werden. Es gibt daher keine näheren Angaben zur Strömungs- und Substratpräferenz sowie zu den Ernährungstypen.

Für den 2011 durch eine Kiesrausche renaturierten Alsterabschnitt wurden in der Frühjahrsprobe 2012 keine Arten der Ordnung Heteroptera nachgewiesen.

Hydrachnidia:

Ebenso wie die Ordnung der Heteroptera besteht die Gruppe der Hydrachnidia nur aus einer ermittelten Spezies für die Proben 2011 und 2012 des 2009 renaturierten Alsterabschnitts sowie der Probe 2012 des 2011 renaturierten Gewässerabschnitts der Alster. *Hydrachnidia Gen. sp.* stellt 100 % der Population an Hydrachnidia dar und hat ihr Vorkommen gegenüber dem Vorjahr an der in 2009 eingebrachten mehr als verdoppelt. Aussagen über ihre Präferenzen sind nicht möglich.

Oligochaeta:

Für die Proben 2011/12 der Kiesbank 2009 ebenso wie für die Probe 2012 der Kiesrausche 2011 setzte sich die Ordnung der Oligochaeta zu 100 % aus Wenigborstern zusammen, die keine Angaben zu ihrer Strömungspräferenz aufweisen (*Lumbriculidae Gen. sp.*, *Oligochaeta Gen. sp.*, *Tubificidae Gen. sp.*)

Lumbriculidae Gen. sp. ist ein Grundbewohner und gehört zu den Detritus- und Sedimentfressern. Hauptsächlich hält er sich im Pelal auf, ist aber auch auf Psammal und Phytal sowie auf partikulärem organischem Material anzutreffen (Schmedtje & Colling, 1996)

Oligochaeta Gen. sp. ist vornehmlich auf dem Pelal und Psammal vertreten. Aber auch auf akalem und lithalem Untergrund besteht die Möglichkeit *Oligochaeta Gen. sp.* nachzuweisen. Als Nahrung dienen ihnen Detritus und Sediment.

Tubificidae Gen. sp. bevorzugt Sand und Schlamm als Substrat und ist daher in die Kategorien Pelal, Psammal und partikuläres organisches Material einzureihen. In selteneren Fällen leben sie aber auch auf Akal. *Tubificidae Gen. sp.* sind Sediment und Detritusfresser und sind aktiv an dem Abbau von Falllaub beteiligt.

Odonata:

In allen drei Proben wurde nur im Frühjahr 2011 an dem Renaturierungsabschnitt 2009 eine Odonata Larve mit einer rheophilen Strömungspräferenz detektiert.

Calopteryx sp. gehört zur Familie der Calopterygidae und kommt in sauberen Fließgewässern mit einer Gewässergüte von 2 vor. Sie gilt als gefährdet und steht in der Bundesrepublik Deutschland unter Naturschutz (Ludwig et al., 1993). *Calopteryx sp.* lebt hauptsächlich im Schatten zwischen Wasserpflanzen. Durchweg sind alle Arten der Libellenlarven räuberisch veranlagt (Engelhardt et al., 1986).

Plecoptera:

Die Artenzusammensetzung der Plecopteralarven an dem Alster Renaturierungsabschnitt 2009 belief sich im Frühjahr 2011 und im Folgejahr auf 100 % mit einer rheo- bis limnophilen (*Nemoura/Nemurella sp.*) Strömungspräferenz.

Die in 2011 eingebrachte Kiesrausche wies bei der Probenahme im Frühjahr 2012 eine Artenzusammensetzung von 67 % mit rheophiler (Plecoptera Gen. sp.) und 33 % rheo- bis limnophiler (*Nemoura/Nemurella sp.*) Strömungspräferenz auf.

Nemoura/Nemurella sp. bewegt sich in den meisten Fällen auf partikulärem organischem Material und dem Phytal, ist aber unter Umständen auch auf dem Pelal und Lithal nachweisbar (Schmedtje & Colling, 1996). Allgemein gilt, dass die Steinfliegenlarven zu den hervorstechendsten Indikatoren für die Bewertung von Gewässern gehören. Dies ist darin begründet, dass sie eine relativ hohe Verweildauer von bis zu drei Jahren innerhalb der Gewässer haben. Außerdem können mögliche Gewässerverschmutzungen durch die Körpergrößen der Plecopteren ermittelt werden, falls nur kleine Exemplare vorhanden sind. Plecopteralarven kommen in Gewässer mit einer Gewässergüte von 1 – 1,5 vor und ernähren sich, je nach Entwicklungsstadium, von Kieselalgen im Junglarvenstadium, bis hin zu anderen Larven und kleinen Lebewesen im fortgeschrittenen Larvenstadium (Zeitler, 1991).

Plecoptera Gen. sp. ist hauptsächlich auf lithalem Untergrund zu finden. In geringerem Umfang kann sie ebenso gut auf Phytal, Akal und auf partikulärem organischem Material gefunden werden. Ferner besitzt sie nicht näher bestimmbare Präferenzen für das Psammal und Pelal. Das Spektrum an Nahrung ist sehr vielseitig. Neben der Tätigkeit als Räuber ernährt sie sich als Sedimentfresser, Zerkleinerer und Weidegänger.

Trichoptera:

Die Zusammensetzung der Strömungspräferenzen für die 2009 erfolgte Renaturierung belief sich bei der Frühjahrsprobe 2011 auf 32 % rheo- bis limnophil (*Ceraclea annulicornis*, *Hydropsychidae Gen. sp.*, *Hydroptilidae Gen. sp.*), 3,5 % rheophil (*Hydropsyche pellucidula/incognita*), 10,5 % limno- bis rheophil (*Leptoceridae Gen. sp.*, *Limnephilus rhombicus sp.*) und 54 %, welche keine weiteren Angaben zu ihrer Strömungspräferenz haben (*Athripsodes sp.*, *Trichoptera Gen. sp.*).

Die Zusammensetzung der Strömungspräferenzen für die Frühjahrsprobe des Folgejahres desselben Renaturierungsabschnittes ist aufgeteilt auf 38 % rheophil (*Hydropsyche pellucidula/incognita*, *Hydropsyche Gen. sp.*), 12 % rheo- bis limnophil (*Ceraclea annulicornis*, *Goera pilosa*, *Lype sp.*), 10 % indifferent (*Limnephilidae Gen. sp.*), 5 % limno- bis rheophil (*Leptoceridae Gen. sp.*) und 35 %, die keine näheren Angaben zu ihren Strömungspräferenzen besitzen (*Athripsodes sp.*, *Trichoptera Gen. sp.*).

Für die 2011 erfolgte Renaturierung des zweiten Alsterabschnitts durch ein Kiesrausche circa 50 Meter Stromabwärts des ersten Renaturierungsabschnittes ist die Artenvielfalt bei den Köcherfliegen ein Jahr nach der Einbringung schon sehr umfangreich und es sind vier Trichoptera Arten aufgetreten, die bis zu diesem Zeitpunkt noch nicht nachgewiesen wurden. Die prozentualen Anteile der jeweiligen Strömungspräferenzen sind 50 % ohne Angaben (*Athripsodes sp.*, *Trichoptera Gen. sp.*, *Limnephilini Gen. sp.*), 28 % rheo- bis limnophil (*Ceraclea annulicornis*, *Hydropsychidae Gen. sp.*, *Lepidostoma hirtum*), 3 % rheophil (*Hydropsyche pellucidula/incognita*), 13 % limno- bis rheophil (*Leptoceridae Gen. sp.*, *Molannidae Gen. sp.*, *Molana angustata*) und 6 % indifferent (*Limnephilidae Gen. sp.*).

Athripsodes sp. gehört zur Familie der Leptoceridae und ist in Mitteleuropa mit 6 Arten vertreten (Engelhardt et al., 1986). Sie ernähren sich hauptsächlich als Zerkleinerer und Sedimentfresser. Zum Teil kann es auch vorkommen, dass sie sich räuberisch (RAU) betätigen.

Ceraclea annulicornis Vorkommen sind im Tiefland, aber auch im Gebirge bei stehenden und fließenden Gewässern möglich. Diese Art kommt in Bächen und Flüssen vor, hat aber auch für den litoralen Bereich von Seen eine geringe Präferenz.

Goera pilosa siedelt hauptsächlich auf lithalem und vereinzelt auf akalem Untergrund und ist neben geringen Tendenzen als Sedimentfresser ein reiner Weidegänger (Schmedtje & Colling, 1996).

Hydroptilidae Gen. sp. kommen in Steh- und Fließgewässern vor. Sie gehören vorwiegend zu den Weidegängern und Zellstechern. Zum kleinen Teil ernähren sie sich aber auch von Sediment und räuberisch.

Hydropsyche pellucidula/incognita lebt auf dem Lithal und Phytal eines Gewässers. Gegebenenfalls ist sie aber auch auf dem Akal zu finden und ernährt sich sehr unterschiedlich. Neben dem Filtrieren betätigt sie sich in selteneren Fällen auch als Räuber und Weidegänger und ist in Bächen und Flüssen gleichermaßen anzutreffen.

Da die ***Limnephilini Gen. sp.*** nicht weiter bestimmt werden konnte ist über ihre jeweiligen Präferenzen nichts Näheres bekannt.

Limnephilus rhombicus sp. fühlt sich auf vielen Arten von Substrat wohl. Neben dem am größten gewichteten Substrattyp partikuläres organisches Material kommen sie auch zu gleichen Teilen auf Substraten wie Phytal, Psammal und Pelal vor. Die Ernährung erfolgt als Zerkleinerer, Räuber und zu einem geringen Teil als Weidegänger. Lebensraum bitten ihr sowohl Fließ- als auch Stehgewässer, wobei die Verteilung eher zu Stehgewässern tendiert (Schmedtje & Colling, 1996).

Leptoceridae Gen. sp. lebt zu gleichen Teilen in Fließ- und Stehgewässern. Da die Art nicht näher bestimmt werden konnte können keine weiteren Angaben zu den noch verbliebenen Präferenzen gemacht werden.

Lepidostoma hirtum bewegt sich ausschließlich auf dem Phytal und ernährt sich vorwiegend als Zerkleinerer, aber auch als Weidegänger und Holzfresser (Schmedtje & Colling, 1996). Sie gehört der Familie der *Lepidostomatidae* an (Engelhardt et al., 1986) und ist Bewohner von Fließgewässern.

Lype sp. lebt vorwiegend in Bachregionen, ist aber auch in Flüssen und Seen zu finden.

Molannidae Gen. sp. und ***Mollana angustata*** sind eher in stehenden Gewässern vertreten. Sie ernähren sich beide hauptsächlich als Räuber, fressen aber auch Sediment. *Mollana angusta-*

ta lebt überwiegend auf dem Psammal. Unter Umständen ist sie aber auch auf pelalem und lithalem Untergrund nachzuweisen.

Die gefundenen ***Trichoptera Gen. sp.*** waren zu klein, oder zu zerstört, um sie weiter bestimmen zu können. Daher war es auch hier nicht möglich Strömungs- und Substratpräferenzen zu ermitteln. Es lässt sich im Allgemeinen nur sagen, dass sich Köcherfliegen, ob mit oder ohne Köcher (*Hydropsyche*) in Gewässern mit einer Gewässergüte von 1,5 – 2 wohl fühlen.

Turbellaria:

In den Gewässerproben im Frühjahr 2011/12 des 2009 renaturierten Gewässerabschnitts wurden ausschließlich ***Turbellaria Gen. sp.*** detektiert. Eine weitreichendere Bestimmung war aufgrund der starken Deformierungen nicht möglich.

An der 2011 eingebrachten Kiesrausche wurde für die Probe im Frühjahr 2012 ein Exemplar des Strudelwurms *Polycelis sp.* nachgewiesen, welcher eine indifferente Strömungspräferenz aufweist.

Polycelis sp. gehört der Familie der Planariidae an und ernährt sich als Räuber. Er kommt fast in ganz Europa innerhalb der Fließgewässer vor (auch BRD).

Turbellaria Gen. sp. ernährt sich hauptsächlich als Räuber, allerdings bestehen auch Tendenzen als Sedimentfresser und Weidegänger (Schmedtje & Colling, 1996)

Eidesstattliche Erklärung

Ich versichere hiermit, dass ich die vorliegende Bachelorarbeit mit dem im Ausgabeantrag formulierten Thema „Auswirkungen der Renaturierungsmaßnahmen an der Alster auf die Makrozoobenthosbiozönose“ ohne fremde Hilfe selbständig verfasst und nur die angegebenen Quellen und Hilfsmittel verwendet habe. Wörtlich oder dem Sinn nach aus anderen Werken entnommene Stellen sind unter Angabe der Quellen kenntlich gemacht.

Hamburg, den 13. Februar 2015

.....

Marcel Wilck