

Regina Meyer-Nehls

mit Beiträgen von Gabriele Gönnert, Hermann Christiansen und Holger Rahlf

Das Wasserinjektionsverfahren

Ergebnisse einer Literaturstudie sowie von Untersuchungen im
Hamburger Hafen und in der Unterelbe

ISSN 0177 - 1191

Oktober 2000



**Freie und Hansestadt Hamburg
Wirtschaftsbehörde
Strom- und Hafenbau**

**Ergebnisse aus dem Baggergutuntersuchungsprogramm
Heft 8**

Das Wasserinjektionsverfahren

**Ergebnisse einer Literaturstudie sowie von Untersuchungen im
Hamburger Hafen und in der Unterelbe**

English summary

Water Injection Dredging

**Results of a Literature Review and of Measurements in the Port of Hamburg
and the Elbe Estuary**

Autoren:

Dr. Regina Meyer-Nehls

Hamburg

sowie Beiträge von

Dr. Gabriele Gönnert

Strom- und Hafenbau, Hamburg

Dr. Hermann Christiansen

Dipl.-Ing. Holger Rahlf

Bundesanstalt für Wasserbau, Hamburg

Vorbemerkung

Hydrodynamische Verfahren gehören seit längerem zum Repertoire der Baggertechniken. Mitte der 80er Jahre wurde im Hamburger Hafen das sog. Eggen angewendet, Untersuchungen zeigten jedoch erhebliche Auswirkungen auf die Gewässergüte. 1988 wurde das Eggen durch das Wasserinjektionsverfahren abgelöst.

Seit einiger Zeit ist das Umlagern von Baggergut ein wesentliches Standbein der Unterbringung von Baggergut aus dem Hafen. Es erfolgt zum größeren Anteil durch Verklappen, wo möglich, wird jedoch das aus betrieblicher und ökonomischer Sicht sehr attraktive Wasserinjektionsverfahren angewendet. Zu beiden Techniken erfolgten Recherchen in der national und international vorliegenden Literatur über Kenntnisse zu den Umweltauswirkungen. Ebenso wurden umfangreiche Messungen in der Elbe selbst und im Hafen durchgeführt.

Das Wasserinjektionsverfahren wurde bisher überwiegend in schlickigen Sedimenten angewendet. Aufgrund der Möglichkeiten seines sehr flexiblen Einsatzes bei gleichzeitig vergleichsweise geringen Kosten entstand auch die Frage nach einem Einsatz in größerem Material. Auch hierzu erfolgten Untersuchungen in Hamburg.

Die Bundesanstalt für Wasserbau / Dienststelle Hamburg führte mit den Wasser- und Schifffahrtsämtern Hamburg und Cuxhaven ähnliche Untersuchungen in der Unterelbe durch.

Der vorliegende Band stellt sowohl die Ergebnisse dieser Naturmessungen wie auch der Literaturstudien dar. Besonders erfreulich ist, dass hier gemeinsam die Untersuchungen Hamburgs und der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes dokumentiert werden.

Insgesamt kann festgestellt werden, dass das Wasserinjektionsverfahren sowohl unter betrieblichen und ökonomischen wie auch ökologischen Aspekten ein sehr attraktives Baggerverfahren darstellt.

Die Studie ist nach dem bewährten Muster einer Kurzfassung mit Verweisen auf den Hauptteil, einer zusammenfassenden Darstellung der Literaturdaten sowie der *in-situ*-Messungen und einem Literaturverzeichnis mit Inhaltsangaben aufgebaut.

Dipl.-Ing. Axel Netzband

Inhaltsverzeichnis

1	<i>Kurzfassung</i>	1
1.1	Hydrodynamische Baggerverfahren	1
1.2	Prinzip des Wasserinjektionsverfahrens	2
1.3	Untersuchungsprojekte	2
1.4	Untersuchungsergebnisse der Literaturrecherche	3
1.4.1	Sedimenttransport	3
1.4.2	Auswirkungen auf die Gewässergüte	5
1.4.3	Auswirkungen auf die Gewässerbiozönose	6
1.5	Untersuchungsergebnisse in Hamburg	6
1.6	Untersuchungsergebnisse in der Unterelbe	8
1.7	Schlussfolgerungen	10
2	<i>Einleitung</i>	11
3	<i>Prinzip des Wasserinjektionsverfahrens</i>	13
3.1	Wasserinjektion und Sedimentsuspendierung	13
3.2	Erzeugung einer Dichteströmung	14
3.3	Abtransport der Dichteströmung	14
4	<i>Untersuchungsprojekte</i>	17
5	<i>Untersuchungsergebnisse der Literaturstudie</i>	19
5.1	Sedimenttransport	19
5.1.1	Abtransport in Form einer Dichteströmung	19
5.1.2	Erreichte Transportentfernung	20
5.1.3	Sedimentation	20
5.1.4	Rücktransport	21
5.2	Einflussgrößen der Effektivität	22
5.3	Umweltauswirkungen	25
5.3.1	Schwebstoffkonzentration	26
5.3.2	Sauerstoffhaushalt	27
5.3.3	Schadstoffhaushalt	28
5.3.4	Biozönose	30
5.3.4.1	Zoobenthos	30
5.3.4.2	Fische	33
6	<i>Untersuchungen in Hamburg</i>	34
6.1	Schlickeggen	34
6.2	Wasserinjektionsbaggern	35
6.3	Anwendung im Köhlfleet	36
6.3.1	Sedimenttransport	37
6.3.1.1	Messstrategie	37
6.3.1.2	Untersuchungsergebnisse	38
6.3.2	Sedimentbeschaffenheit	40
6.3.2.1	Messstrategie	40
6.3.2.2	Untersuchungsergebnisse	41
6.3.3	Wasserqualität	45
6.3.3.1	Messstrategie	45

6.3.3.2	Untersuchungsergebnisse	45
6.4	Anwendung im Riffelbett der Tideelbe unterhalb des Hamburger Hafens	47
6.4.1	Zielsetzung	47
6.4.2	Messstrategie	48
6.4.3	Auswerteverfahren	48
6.4.4	Untersuchungsergebnisse	49
7	<i>Untersuchungen in der Unterelbe</i>	56
7.1	Allgemeines zur Unterhaltungsproblematik der Unterelbe	56
7.2	Charakteristik der Baggerstelle Rhinplatte	57
7.3	Pilotprojekt einer Wasserinjektionsbaggerung im Bereich der Rhinplatte	58
7.3.1	Veranlassung, Aufgabenstellung	58
7.3.2	Messkonzept und hydrologische Randbedingungen 1999	59
7.3.3	Ergebnisse	61
7.3.3.1	Räumung der Baggerfelder	61
7.3.3.2	Verdriftung der Sedimente	62
7.3.3.3	Sohlbeschaffenheit	64
7.3.3.4	Dauermessungen	65
7.3.3.5	Wirtschaftlichkeit	66
7.4	Zusammenfassung	67
8	<i>Literaturverzeichnis</i>	69
9	<i>English Summary of the Report</i>	101
9.1	Introduction	101
9.2	Process description	101
9.3	Results of a literature review	102
9.3.1	Sediment transport	102
9.3.2	Water quality and biological communities	103
9.4	Application in Hamburg	104
9.4.1	Removal of harbour Sediments	104
9.4.2	Results	104
9.5	Levelling of Sand Waves and Dunes	105
9.5.1	Test area and evaluation method	105
9.5.2	Results	106
9.6	Application in the Elbe Estuary (Rhinplatte)	107
9.7	Conclusions	109

1 Kurzfassung

Zur Sicherung der Wassertiefen fallen in Tidehäfen und Wasserstraßen beträchtliche Mengen Baggergut an. In neuerer Zeit werden zunehmend sogenannte „hydrodynamische Baggerverfahren“ angewendet, die insbesondere aufgrund geringerer Kosten interessant sind.

Diese Verfahren sind dadurch gekennzeichnet, dass das zu entfernende Sediment direkt an Ort und Stelle in (Re-) Suspension gebracht und unter dem Einfluss der natürlichen, hydrodynamischen Prozesse im Gewässer abtransportiert wird. Beim hydrodynamischen Baggern wird kein Sediment aus dem Gewässer entfernt.

Es gibt verschiedene hydrodynamische Baggerverfahren. Im Hamburger Hafen wird seit Mitte der 80er Jahre vor allem das Wasserinjektionsverfahren eingesetzt. Es wurde zunächst zur Beseitigung von schlickigen Sedimenten, in der letzten Zeit aber auch zur Entfernung von grobem Material angewandt. Die Mitte der 80er Jahre eingesetzte Schlickegge wird aufgrund negativer Umweltauswirkungen nicht weiter verwendet.

Im Rahmen der vorliegenden Studie wurde der Kenntnisstand zum Wasserinjektionsbaggern insbesondere in Bezug auf die Umweltauswirkungen aufbereitet. Die wesentlichen Ergebnisse der Literaturrecherche sowie der Untersuchungen speziell zum Wasserinjektionsbaggern in Hamburg und in der Unterelbe werden in dieser Kurzfassung zusammengefasst. Weiterführende Darstellungen finden sich im Hauptteil des Berichtes. Dort werden auch die entsprechenden Literaturnachweise gegeben, die in dieser Kurzfassung aus Gründen der Lesbarkeit nicht aufgeführt sind.

1.1 Hydrodynamische Baggerverfahren

Es sind grundsätzlich 3 verschiedene Techniken des hydrodynamischen Baggers zu unterscheiden, das Wasserinjektionsverfahren, das Agitationsverfahren und das sogenannte *Sidecasting*:

→ Kapitel
2

1. Wasserinjektion

Die Technik zeichnet sich dadurch aus, dass das Sediment durch Wasserinjektion direkt an der Gewässersohle in einen fließfähigen Zustand gebracht wird.

2. Agitation / Erosion

Bei dem Agitations- bzw. Erosionsverfahren wird das Sediment an der Gewässersohle erodiert und in den Wasserkörper eingemischt. Ein typisches Beispiel ist die Technik des sogenannten Schlickeggens. Beim Schlickeggen wird das Sediment an der Gewässersohle mechanisch aufgeharkt und auf diese Weise relativ stark in den Wasserkörper eingemischt.

3. Sidecasting

Bei dem Verfahren des sogenannten *Sidecastings* erfolgt an der Baggerstelle eine Förderung des Sedimentmaterials. Das Baggergut wird durch eine Pipeline gepumpt und an einer vom Bagger räumlich etwas entfernten Stelle wieder in das Oberflächenwasser eingebracht.

Das Wasserinjektionsverfahren zeichnet sich insgesamt durch eine relativ hohe Umweltverträglichkeit aus. Im Vergleich zu den beiden anderen hydrodynamischen Baggerverfahren findet nur eine geringe Einmischung der suspendierten Sedimente in den Wasserkörper statt.

1.2 Prinzip des Wasserinjektionsverfahrens

→ Kapitel
3.1
3.2
3.3

Das Prinzip des Wasserinjektionsverfahrens beruht auf einer Suspendierung von Sedimentmaterial durch **Wasserstrahl** (Abbildung 1). Über eine Vielzahl von Wasserstrahldüsen wird eine möglichst große Wassermenge mit relativ geringem Druck in die Gewässersohle eingetragen. Auf diese Weise soll eine starke Aufwirbelung der Sedimente vermeiden werden.

Durch die Wasserinjektion entsteht über der Gewässersohle ein Wasser-Sediment-Gemisch. Im Idealfall bildet sich eine Suspensionsschicht hoher Dichte aus, die sich deutlich von dem darüber liegenden Wasserkörper abgrenzt (Abbildung 1). Diese sogenannte **Dichteströmung** zeichnet sich durch fluide Eigenschaften und eine sehr geringe Viskosität aus. Sie breitet sich im Gewässer unter dem Einfluss der natürlichen, hydrodynamischen Prozesse aus. Die Schichtdicke der Dichteströmung hängt von der Sedimentzusammensetzung ab und kann zwischen ca. 0,5 m und 3 m variieren.

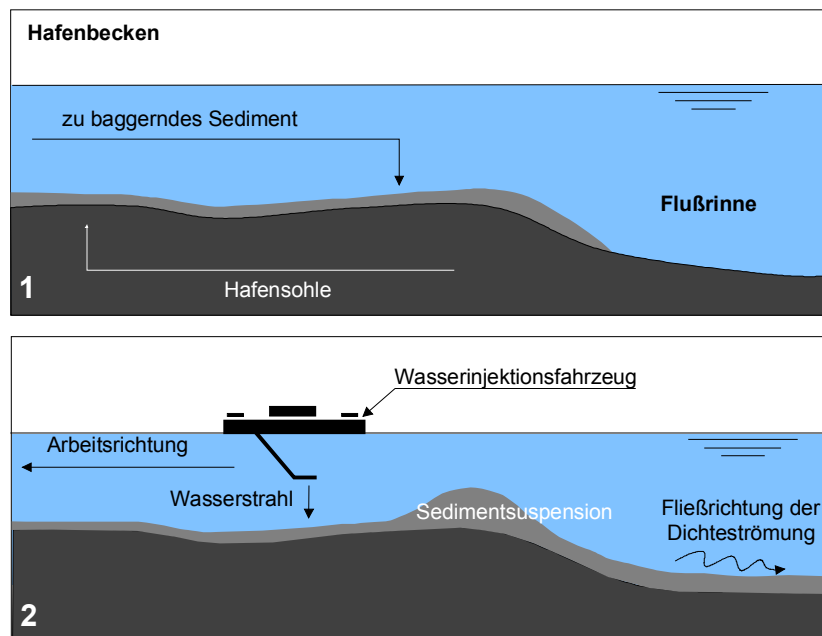


Abbildung 1: Prinzip des Wasserinjektionsverfahrens (nach: ESTOURGIE, 1988; MEULBLOK und VAN WEEZENBEEK, 1986).

1.3 Untersuchungsprojekte

→ Kapitel
4

Es wurden eine Reihe von Untersuchungen zum Wasserinjektionsbaggern durchgeführt. Das Verfahren wurde in verschiedenen Häfen und tidefreien Flussläufen untersucht, auch in Schifffahrtsstraßen unter der Einwirkung der Tide konnte das Verfahren erfolgreich angewendet werden.

Untersuchungen zum Wasserinjektionsbaggern begannen **Mitte der 80-er Jahre**. Das Verfahren wurde anfänglich vor allem in den Niederlanden getestet. Inzwischen ist es **nahezu weltweit** untersucht und heute in Europa und auch in den USA weit verbreitet. In den USA wurde das Wasserinjektionsbaggern erstmals im Jahre 1992 im Mississippi angewandt. In Deutschland wurden Injektionsbaggerungen u.a. in Wilhelms-haven, Bremerhaven, Cuxhaven und in Hamburg durchgeführt.

1.4 Untersuchungsergebnisse der Literaturrecherche

Die Untersuchungen zum Wasserinjektionsbaggern galten zunächst vor allem einer Optimierung der Technik. Auf diese Weise wurden eine Reihe von Untersuchungsergebnissen zum Sedimenttransport beim Wasserinjektionsbaggern gewonnen.

1.4.1 Sedimenttransport

Aus den Literaturdaten ergibt sich, dass das Wasserinjektionsverfahren grundsätzlich zur Beseitigung **jeden Sedimenttyps** geeignet ist. Das Verfahren wurde erfolgreich zur Entfernung von Feinsanden, Schluff und Ton sowie grobkörnigeren, sandigen Sedimenten eingesetzt. Selbst hoch konsolidierte Böden konnten durch Wasserinjektion beseitigt werden.

→ Kapitel
5.1

Insgesamt kann das Wasserinjektionsverfahren am wirkungsvollsten zur Beseitigung von **feinkörnigen Sedimenten** eingesetzt werden. Mit zunehmendem Konsolidierungsgrad ist von einer verringerten Leistung auszugehen. Auch in **sandigen Böden** ist die Leistungsrate häufig reduziert, insbesondere bei einer geringen Transportkraft des Systems. In Hafenbecken musste sandiges Material z.T. mehrere Male in Suspension gebracht werden, bevor es abfloss. Im ungünstigsten Fall wurde die Baggerstrategie geändert.

Feinkörniges Feststoffmaterial wird generell leichter resuspendiert als grobkörniges Material und weist bessere Transporteigenschaften auf. Aufgrund dessen können Wasserinjektionsbaggerungen auch eine Veränderung der **Zusammensetzung** der **Gewässersohle** im Bereich der Baggerstelle zur Folge haben. Da der Feinkornanteil eher und weiter abtransportiert wird als der Grobkornanteil, kann es an der Baggerstelle mit der Zeit zu einer Entmischung der Gewässersohle und Anreicherung der Grobkornfraktion kommen.

Die Literaturauswertungen ergaben, dass der Abtransport der mobilisierten Sedimente **vorwiegend sohlnah** in Form einer Dichteströmung erfolgt. Der Sedimenttransport war bei den meisten Untersuchungen auf die untersten 1-3 m über der Gewässersohle beschränkt. Mit zunehmender Strömungsgeschwindigkeit und zunehmendem Feinkornanteil wurde eine erhöhte vertikale Einmischung der abfließenden Sedimente in den darüber liegenden Wasserkörper festgestellt.

Die **Feststoffkonzentration** der Dichteströmung war z.T. beträchtlich. Bei einzelnen Untersuchungen wurden Feststoffkonzentrationen von bis zu 100 g/l gemessen.

Transportwege und **Transportgeschwindigkeit** der suspendierten Sedimente waren sehr unterschiedlich. Bei verschiedenen Wasserinjektionsbaggerungen wurden Transportstrecken zwischen wenigen Metern und einigen Kilometern beobachtet. Die Transportgeschwindigkeit der Dichteströmungen bewegte sich zwischen 0,3 m/s und 1 m/s.

Der Sedimenttransport hängt von den jeweiligen **Standortbedingungen** ab. Dazu zählen insbesondere die Korngrößenzusammensetzung der Sedimente, die Strömungsverhältnisse und die Bathymetrie der Baggerstelle.

→ Kapitel
5.2

Die Effektivität des Wasserinjektionsverfahrens erhöht sich wesentlich bei **Ausnutzung natürlicher Strömungen**. Die suspendierten Sedimente können zwar auch entgegen einer Tideströmung verfrachtet werden, eine gleichgerichtete Tideströmung kann den Abtransport von Sedimentmaterial

jedoch wesentlich begünstigen. Ein entsprechender Oberwasserabfluss kann zusätzlich unterstützend wirken. Auch andere Dichteströmungen beeinflussen die Wirksamkeit des Verfahrens. So kann der Abtransport von mobilisiertem Sedimentmaterial z.B. durch einen gleichgerichteten Salinitätsgradienten begünstigt werden, ist aber auch entgegengesetzt zu einem Salinitätsgradienten möglich.

Einen weiteren Einfluss auf den Wirkungsgrad des Verfahrens hat die **Bathymetrie** des Baggergebietes. Die Produktivität ist generell erhöht, wenn die Wasserinjektionsbaggerungen so durchgeführt werden, dass das mobilisierte Material mit einem natürlichen Gefälle von höher in tiefer gelegene Gewässerabschnitte abfließen kann. Das Verfahren kann dennoch auch in vergleichsweise tief liegenden Bereichen angewendet werden. Die mobilisierten Sedimente können aus tieferen in flachere Gewässerbereiche sowie über Sandbarren hinweg bewegt werden (Abbildung 2).

Transportrichtung, Transportgeschwindigkeit und Transportentfernung der mobilisierten Sedimente resultieren beim Wasserinjektionsbaggern - wie bei jedem hydrodynamischen Baggerverfahren - letztlich aus dem Zusammenwirken verschiedener material- und standortabhängiger Kräfte. Dazu zählen die Schwerkraft, hydrostatische Kräfte, geschwindigkeitsabhängige Kräfte, wie z.B. Reibungskräfte und Strömungen, sowie Wirbel an der Grenzschicht zwischen Dichteströmung und Wasserkörper.

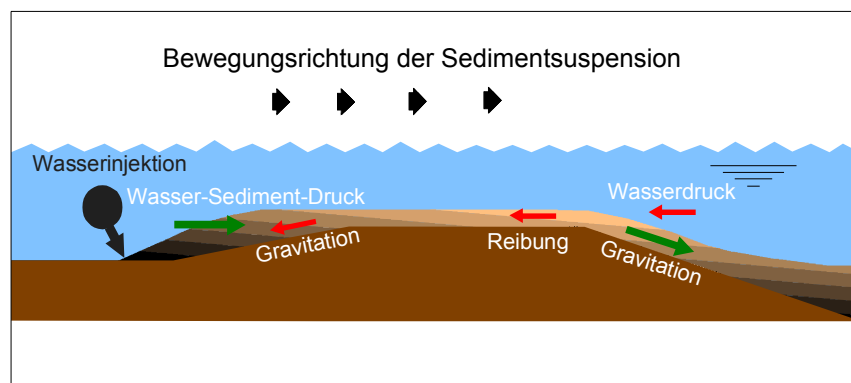


Abbildung 2: Sedimenttransport entgegen einem Höhengradienten (ESTOURGIE, 1988).

Außerdem ist der **praktische Einsatz** des Wasserinjektionsgerätes von Bedeutung. Zu den wichtigsten Einflussgrößen zählen diesbezüglich u.a. der Düsendurchmesser, die Austrittsgeschwindigkeit des Wassers aus der Düse, die Entfernung zwischen der Düse und der Oberfläche des Sedimentes und die Geschwindigkeit des Düsenrohres in Vorwärtsrichtung. Nur bei einer ganz bestimmten Geschwindigkeit des Wasserinjektionsgerätes erfolgt eine optimale Mobilisierung des zu entfernenden Sedimentes.

Der langfristige Transport und Verbleib der resuspendierten Sedimente wurde im wesentlichen durch **Tracer-Studien** untersucht. In das zu entfernende Sediment wurden mit dem Injektionswasser fluoreszierende Tracer eingebracht. Die Tracer-Studien ergaben, dass das mobilisierte Sediment in Tidegewässern **weiträumig verteilt** wird. Mit der Tideströmung ist ein **Rücktransport** von Sedimentmaterial möglich.

Außerdem ist in bestimmten Gewässerbereichen ein Anstieg der Sedimentationsrate nicht auszuschließen. Die **Hauptablagerung** der mobilisierten Sedimente wurde in sogenannten Sedimentationsfallen beobachtet. Der Eintrag von Feststoffmaterial in die Sedimentationsgebiete war strömungsabhängig. Eine genaue Einschätzung der Ablagerungsrate ist

aufgrund der bisher vorliegenden Tracer-Studien nicht möglich. Der detektierte Anteil an eingebrachtem Tracermaterial war im Untersuchungsgebiet insgesamt zu gering.

1.4.2 Auswirkungen auf die Gewässergüte

Im weiteren wurden verschiedene Untersuchungen zu den Auswirkungen von Wasserinjektionsbaggerungen auf die Gewässergüte durchgeführt. Bei jeder Art von Sedimentsuspendierung ist eine Beeinträchtigung des Nährstoff-, Sauerstoff- und Schadstoffhaushaltes möglich. Im Sediment sind mehr oder weniger große Mengen an Nährstoffen, sauerstoffzehrenden Substanzen und Schadstoffen gebunden, die bei einer Suspendierung freigesetzt werden können.

→ Kapitel
5.3

Die **unmittelbaren Auswirkungen** von Wasserinjektionsbaggerungen auf die Gewässergüte sind aufgrund der vorliegenden Untersuchungsergebnisse insgesamt als **gering** einzuschätzen. Bei den meisten Untersuchungen zum Wasserinjektionsbaggern wurden auch im weiteren Bereich der Baggerstelle keine nennenswerten Veränderungen der Schwebstoff-, Sauerstoff- und Nährstoffkonzentration im mittleren und oberflächennahen Wasserkörper festgestellt. Wenn Veränderungen auftraten, waren diese nur über kurze Zeiträume und Entfernungen nachzuweisen.

Die Auswirkungen auf die Gewässergüte hängen primär vom **Sedimenttransport** ab. Kurzfristige Beeinträchtigungen der Gewässergüte wurden nur dann beobachtet, wenn der Abtransport der mobilisierten Sedimente nicht vorwiegend sohnah erfolgte, sondern eine vertikale Einmischung der suspendierten Sedimente in die Wassersäule stattfand. Die Wassertemperatur war in diesen Fällen von untergeordneter Bedeutung. So ging ein Anstieg der Schwebstoffkonzentration im Wasserkörper unabhängig von der Jahreszeit stets mit einem entsprechenden Rückgang der Sauerstoffkonzentration einher.

Eine Abschätzung der **langfristigen Auswirkungen** von Wasserinjektionsbaggerungen auf die Gewässergüte von Tidegewässern ist schwierig. Entsprechende Untersuchungen waren bisher kaum möglich, da in Tidegewässern in der Regel eine so starke und schnelle Verteilung der suspendierten Sedimente und freigesetzten sauerstoffzehrenden Substanzen stattfindet, dass injektionsbedingte Effekte jeweils nach kurzen Entfernungen von der Baggerstelle nicht mehr von natürlichen Einflüssen zu unterscheiden waren.

Längerfristige Auswirkungen auf den Sauerstoffhaushalt können insbesondere während der **warmen Jahreszeit** nicht ausgeschlossen werden. Bei erhöhten Wassertemperaturen sind biologische Umsetzungsprozesse allgemein gesteigert, das Sauerstoffzehrungspotential von suspendierten Sedimenten ist insgesamt erhöht. Dies gilt vor allem für alte, anaerobe, organikreiche Sedimente. Die Mobilisierung von alten Schlickablagerungen ist bei niedrigen Wassertemperaturen – wie auch bei anderen Baggertechniken – deshalb grundsätzlich günstiger zu bewerten als bei hohen Temperaturen.

Zu den Auswirkungen von Wasserinjektionsbaggerungen auf den **Schadstoffhaushalt** des Gewässers liegen so gut wie **keine Untersuchungsergebnisse** vor. Effekte auf den Schadstoffhaushalt sind hauptsächlich bei einer Mobilisierung von höher belasteten Sedimenten zu erwarten. Ein Anstieg der Sedimentbelastung ist insbesondere bei einer Verfrachtung von höher belasteten Sedimenten in weniger belastete Gewässerabschnitte nicht auszuschließen. Schadstofffreisetzungen können vor allem bei er-

höhten Wassertemperaturen zu ökotoxikologischen Effekten bei Gewässerorganismen führen.

1.4.3 Auswirkungen auf die Gewässerbiozönose

Zum Einfluss von Wasserinjektionsbaggerungen auf die Gewässerorganismen sind bisher nur **wenige Untersuchungsergebnisse** bekannt. Diese konzentrieren sich vor allem auf die Effekte bei den Bodentieren, dem Zoobenthos, im Bereich der Baggermaßnahme.

→ Kapitel
5.3.4.1

Beim **Zoobenthos** wurden unabhängig von der Jahreszeit **erhebliche Beeinträchtigungen** festgestellt. So traten im Umfeld der Baggerstelle stets drastische Rückgänge der Artenvielfalt, Individuendichte und Biomasse des Zoobenthos auf. Bei jeder Art von Baggerung werden Aufwuchssubstrate entfernt und Habitate von Bodentieren zerstört. Die Organismen können bei der Resuspendierung von Sediment direkt geschädigt oder mit der Strömung im Gewässer verdriftet werden. Sohl nah erhöhte Feststoffkonzentrationen können außerdem nicht nur an der Baggerstelle selbst, sondern aufgrund der Verdriftung des Materials auch in weiteren Bereichen des Gewässers zu Beeinträchtigungen des Zoobenthos führen. Insbesondere bei suspensionsfressenden Bodentieren, den Strudlern und Filtrierern, ist mit Auswirkungen zu rechnen.

Eine **Wiederbesiedlung** gestörter Sedimentflächen ist möglich. Die dafür erforderliche Zeitdauer ist äußerst variabel. Die Wiederbesiedlung kann in Abhängigkeit von der Regenerationsfähigkeit der ursprünglichen Zoobenthospopulation, der Besiedlungsstruktur in Randbereichen und der Veränderung der Sedimentzusammensetzung Zeiträume von wenigen Wochen bis mehrere Jahre in Anspruch nehmen. In stark durchströmten Gewässerabschnitten ist grundsätzlich von einer höheren Wiederbesiedlungsrate auszugehen als in strömungsarmen Bereichen.

→ Kapitel
5.3.4.2

Die Auswirkungen von Wasserinjektionsbaggerungen auf die **Fischfauna** sind so gut wie **nicht untersucht**. Die Konzipierung eines entsprechenden Messprogramms ist äußerst schwierig. Aufgrund eines raschen Abtransportes und einer großflächigen Verteilung der resuspendierten Sedimente konnte die Fernwirkung von Wasserinjektionsbaggerungen auf Gewässerorganismen bisher nicht geklärt werden. Grundsätzlich sind verschiedene material-, gebiets- und besiedlungsspezifische Effekte möglich. Beeinträchtigungen der Fischfauna sind beim Wasserinjektionsbaggern – wie bei jeder Art von Sedimentbewegung im Gewässer – in Abhängigkeit von den lokalen Bedingungen insbesondere in **Zeiten erhöhter biologischer Aktivitäten** in den **Laich-, Aufwuchs- und Weidegebieten** möglich.

1.5 Untersuchungsergebnisse in Hamburg

Im **Hamburger Hafen** fallen zur Sicherung der Wassertiefen beträchtliche Mengen Baggergut an. Im Mittel werden jährlich rund 2 Mio. m³ Elbesedimente gebaggert. Davon werden bis zu 400.000 m³ Baggergut pro Jahr mit hydrodynamischen Verfahren bewegt.

→ Kapitel
6.1

In der Vergangenheit wurde in Hamburg zunächst vor allem die sogenannte **Schlickegge** eingesetzt. Beim Schlickeggen erfolgte eine relativ starke Einmischung der erodierten Sedimente in den Wasserkörper. Demzufolge wurden der Feststoffhaushalt und die Gewässergüte bei diesem herkömmlichen Verfahren z.T. erheblich beeinflusst. So wurde bei verschiedenen Untersuchungen zum Schlickeggen im Hamburger Hafen ein beträchtlicher Anstieg von Trübung, Sauerstoffzehrung und Nährstoffkon-

zentration im Elbwasser festgestellt. Seit Mitte der 80er Jahre wird das anfänglich angewandte Schlickeggen aufgrund einer deutlich besseren Umweltverträglichkeit zunehmend durch das hydraulische **Wasserinjektionsverfahren** ergänzt. 1987 wurde die Technik des Schlickeggens in Hamburg gänzlich durch das Wasserinjektionsbaggern abgelöst.

Das Wasserinjektionsverfahren wurde in Hamburg intensiv untersucht. Der Hamburger Hafen befindet sich im **tidebeeinflussten Bereich** der **Elbe** und ist durch eine hohe Hydrodynamik gekennzeichnet. Der Feststofftransport unterliegt ebenfalls einer hohen Variabilität. In der Tideelbe werden in Abhängigkeit von Tidephase, Oberwasser und Jahreszeit im Quer-, Längs- und Vertikalprofil unterschiedlich zusammengesetzte Feststoffe in z.T. stark unterschiedlichen Konzentrationen transportiert. Auch die Sohlmorphologie unterliegt einer hohen Dynamik. Die Stromelbe ist im hamburgischen Elbebereich durch eine sich ständig verändernde Riffelstruktur gekennzeichnet. Das Gewässerbett der allgemein stark durchströmten Fahrrinne besteht im heutigen Zustand überwiegend aus Sand und Steinen. Die Gewässersohle der weniger durchströmten Seitenbereiche der Tideelbe und der Hafenbecken dagegen besteht überwiegend aus Feinsanden und Schlick.

Untersuchungen wurden sowohl in einem Hamburger Hafenbecken, dem Köhlfleet, als auch in der Stromelbe unmittelbar unterhalb des Hamburger Hafens durchgeführt (Abbildung 3).

→ Kapitel
6.2

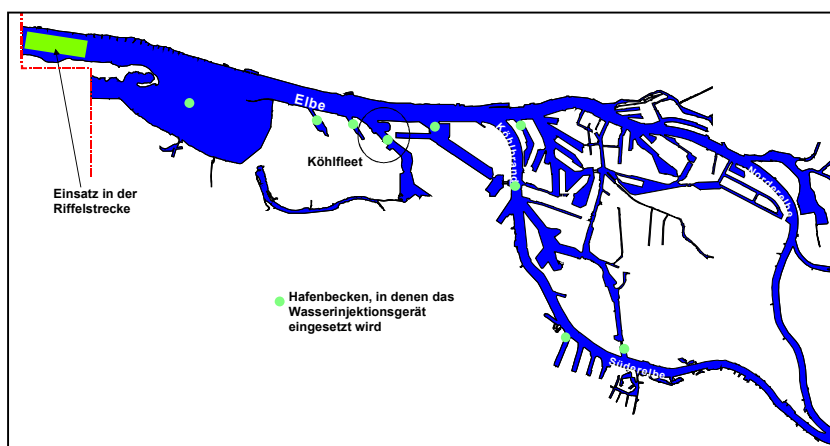


Abbildung 3: Einsatzbereiche des Wasserinjektionsgerätes in der Tideelbe im Bereich des Hamburger Hafens.

Die Untersuchungen im **Köhlfleet** wurden im November 1997 durchgeführt. Es wurden jeweils vor, während und nach Injektionsbaggerungen Messungen zum Sedimenttransport, zur Sedimentbeschaffenheit und zur Wasserqualität vorgenommen. Zur Bestimmung des Sedimenttransportes wurden ein optisches Mehrbereichs-Siltmeter für den bodennahen Bereich sowie ein ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler) für die Ausbreitung im darüber liegenden Wasserkörper eingesetzt.

→ Kapitel
6.3

Von Juli 1998 bis Oktober 1998 wurde das Wasserinjektionsverfahren im **Fahrwasser** der Tideelbe direkt unterhalb des Hamburger Hafens untersucht. Die Gewässersohle zeichnet sich in diesem Bereich durch eine **ausgeprägte Riffelstruktur** aus. Es werden Riffelkämme mit einer Höhe von bis zu -14 m KN¹ und Riffeltäler mit einer Tiefe von bis zu -18 m KN beobachtet. Das Wasserinjektionsverfahren wurde in Riffelstrecken bisher nur in geringem Umfang untersucht. Die hamburgischen Versuche in der

→ Kapitel
6.4

¹ KN = NN – 1.40 m

Stromelbe dienen deshalb zunächst vor allem der genaueren Einschätzung der Wirksamkeit des Verfahrens. Es wurden umfangreiche Echolotpeilungen vor, während und nach Wasserinjektionsbaggerungen vorgenommen. Zum besseren Verständnis des Sedimenttransportes wurde sowohl im Baggergebiet als auch in angrenzenden Sohlbereichen stromauf und stromab gepeilt.

Durch die Untersuchungen in Hamburg, sowohl im Köhlfleet als auch in dem Riffelfeld des Fahrwassers, wurden die Ergebnisse der Literaturrecherche bestätigt. Das Wasserinjektionsverfahren kann in Hamburg generell erfolgreich eingesetzt werden.

→ Kapitel
6.3

Während der Injektionsversuche im Köhlfleet im November 1997 erfolgte aufgrund eines ungewöhnlich hohen Sandanteils der Hafensohle zwar kein kontinuierlicher Abtransport der suspendierten Sedimente in Form einer Dichteströmung. Die erforderliche Solltiefe wurde dennoch erreicht.

→ Kapitel
6.4

In dem untersuchten Fahrwasserbereich der Tideelbe konnte bei den Wasserinjektionsversuchen eine effektive Absenkung des Riffelkuppen-niveaus erzielt werden. Die Fahrwassertiefe wurde über einen weiten Bereich – nachweislich bis zu 2 Kilometern über die eigentliche Baggerstelle hinaus - über einen Zeitraum von mehr als 4 Monaten nach der Maßnahme um mindestens 0,5 m gesenkt.

1.6 Untersuchungsergebnisse in der Unterelbe

→ Kapitel
7

Das Wasserinjektionsverfahren wurde außerdem in der Unterelbe im Bereich der **Rhinplatte** untersucht. Für die Unterhaltung des Elbe-Fahrwassers unterhalb von Strom-km 638,9 einschließlich der Außenelbe ist die Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSV), vertreten durch die Wasser- und Schifffahrtsämter (WSÄ) Hamburg und Cuxhaven, verantwortlich.

In der Unter- und Außenelbe fielen in dem Zeitraum 1987 bis 1997 jährlich im Mittel ca. 12,3 Mio. m³ Baggergut an. Dabei zeigten sich beachtliche Schwankungen der Baggermenge. Sie wird im Maximum mit 16,4 Mio. m³/a in 1991 und im Minimum mit 6,7 Mio. m³/a Baggergut in 1996 angegeben. Die jährlichen Schwankungen sind hauptsächlich auf unterschiedliche Oberwasser-, Sturmflut- und Eissituationen in der Elbe zurückzuführen, die z.B. die Lage und Schwebstoffdynamik der Haupttrübungszone sowie der Brackwasserzone beeinflussen.

Die Baggerungen werden in der Unter- und Außenelbe üblicherweise mit Laderaumsaugbaggern, sogenannten Hoppert, durchgeführt. Bei diesem Verfahren wird das Baggergut überwiegend nach dem Prinzip der Umlagerung in einiger Entfernung von der Baggerstelle auf ausgewiesenen Klappstellen im Strom verklappt.

Baggerungen mit dem Wasserinjektionsverfahren werden im Elbe-Fahrwasser nicht im Auftrag der WSV durchgeführt. Lediglich in Randbereichen, z.B. der Zufahrt zum Fähranleger Wischhafen, wird auch das Wasserinjektionsbaggern seit Jahren im Auftrag der WSV im operationellen Betrieb eingesetzt, hierzu wurden jedoch keine begleitenden Untersuchungen durchgeführt.

Die Bundesanstalt für Wasserbau – Außenstelle Küste (BAW-AK) hat im Sinne einer wirtschaftlichen Optimierung der Unterhaltungsaufwendungen einen Beitrag zur zukünftigen Unterhaltungsstrategie der Unterelbe erarbeitet. Das BAW-Konzept sieht eine saisonale Berücksichtigung des

Wasserinjektionsverfahrens vor und hat für die Beseitigung kleinräumiger Mindertiefen das Wasserinjektionsverfahren für den Unterhaltungsschwerpunkt Rhinplatte vorgeschlagen.

Während der Einsatz des Wasserinjektionsverfahrens in der Fahrrinne der Elbe hinsichtlich der damit verbundenen ökologischen Auswirkungen aufgrund von zahlreichen Veröffentlichungen näherungsweise bewertet werden konnte, fehlten der WSV jedoch Bewertungskriterien für eine Wirtschaftlichkeitsbetrachtung. Aus diesem Grunde wurde im Oktober 1999 die Effizienz des Wasserinjektionsverfahrens unter quasi operationellen Bedingungen in einem 11-tägigen Einsatz an der Rhinplatte ermittelt (Abbildung 4). Neben der Wirtschaftlichkeitsbetrachtung wurde durch ein begleitendes Naturmessprogramm auch eine erste Umweltfolgenabschätzung ermöglicht.

Durch die Pilotstudie wurde nachgewiesen, dass die Baggerung von ca. 220 000 m³ feinsandigen Sedimenten mit dem Wasserinjektionsverfahren für den Bereich der Rhinplatte offensichtlich nur lokale Auswirkungen hatte. Das sandige Material wurde lediglich in der Fahrrinne über die Grenzen des Untersuchungsgebietes, zwischen Elbe-km 669 und Elbe-km 677, stromauf und stromab transportiert.

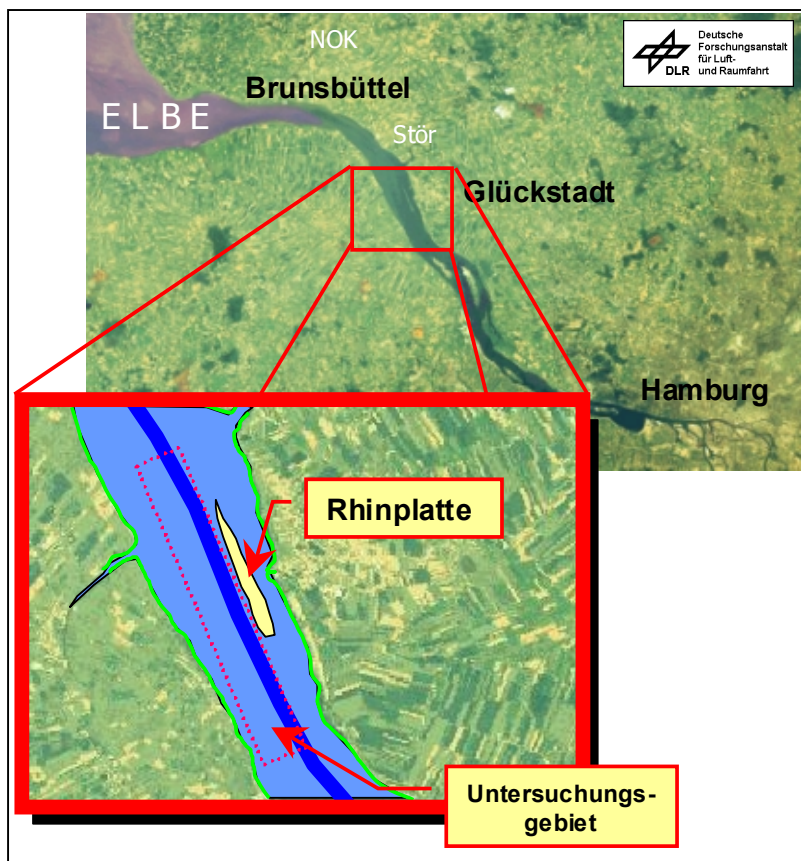


Abbildung 4: Lage des Untersuchungsgebietes während der Wasserinjektionsbaggerungen in der Unterelbe.

Aufgrund von Fächerecholotvermessungen konnten keine Auflandungen der Fahrrinne im Randbereich des Untersuchungsgebietes nachgewiesen werden. Schluffiges Material lagerte sich in den Seitenräumen nur im unmittelbaren Nahbereich der Wasserinjektionsbaggerungen ab, insbesondere auf der Reede.

Der Abtransport des mobilisierten Sedimentes erfolgte vorwiegend sohnlah. Lediglich im Bereich der Baggerstelle wurde in der Wassersäule für den

Zeitraum der Wasserinjektionsbaggerung eine geringfügig erhöhte Trübung festgestellt. Über den Einsatzbereich des Wasserinjektionsgerätes hinaus ließen sich in der Fahrrinne ausschließlich sohnah bis zu einer Höhe von ca. 3 m über der Sohle erhöhte Trübungswerte feststellen. Etwa eine Woche nach Ende der Wasserinjektionsbaggerungen hatten sich wieder normale Trübungsverhältnisse eingestellt.

1.7 Schlussfolgerungen

Das Wasserinjektionsverfahren ist eine breit einsetzbare Baggertechnik. Die Effektivität ist im allgemeinen hoch. Nur in wenigen Fällen ist die Anwendbarkeit eingeschränkt. Das Verfahren hat sich insbesondere zur Beseitigung von feinkörnigen Hafensedimenten als eine sehr wirkungsvolle Baggertechnik herausgestellt.

Bei Kenntnis der jeweiligen material- und standortspezifischen Randbedingungen kann die Leistungsrate des Verfahrens effektiv gesteigert werden. Zu den wichtigsten Einflussfaktoren zählen:

- Durchführung der Wasserinjektion
(Düsendurchmesser, Austrittsgeschwindigkeit des Wassers aus der Düse, Entfernung zwischen Düse und Sedimentoberfläche, Geschwindigkeit des Düsenrohres in Vorwärtsrichtung u.a.)
- Sedimentzusammensetzung
(Korngrößenverteilung, Scherkräfte, *in situ*-Dichte, Sauerstoffzehrungspotential, Schadstoffbelastung u.a.)
- Bathymetrie des Baggergebietes
(Sandbänke, Böschungen, Kanäle u.a.)
- Hydrodynamik des Gewässers
(Oberwasser, Tidenströmung, andere Dichteströmungen u.a.)

Die Umweltverträglichkeit des Wasserinjektionsverfahrens ist im Vergleich zu anderen hydrodynamischen Baggerverfahren hoch. Auswirkungen auf den Feststoff-, Sauerstoff- und Nährstoffhaushalt waren – wenn überhaupt – nur kurzfristig sowie im unmittelbaren Arbeitsbereich des Wasserinjektionsgerätes nachweisbar. Die Effekte beschränkten sich im Nahbereich der Baggerstelle vorwiegend auf den unteren Wasserkörper.

Aufgrund der vorliegenden Literaturdaten ist beim Wasserinjektionsbaggern stets mit Beeinträchtigungen der Bodenfauna und -flora zu rechnen. Eine Wiederbesiedlung der Gewässersohle ist in Abhängigkeit von den material- und gebietsspezifischen Randbedingungen möglich.

Hinsichtlich der Auswirkungen von Wasserinjektionsbaggerungen auf die Fischfauna liegen so gut wie keine Untersuchungsergebnisse vor. Grundsätzlich sind vor allem in Laich-, Aufwuchs- und Weidegebieten Beeinträchtigungen möglich.

Eine genauere Einschätzung der Fernwirkung von Wasserinjektionsbaggerungen auf den Feststoffhaushalt, die Gewässergüte und die Biozönose ist aufgrund einer sehr schnellen Ausbreitung der suspendierten Sedimente und freigesetzten Substanzen in Tidegewässern schwierig. Bei jeglicher Art von Sedimentbewegung sind längerfristige Auswirkungen insbesondere in der warmen Jahreszeit zu erwarten. Bei erhöhten Wassertemperaturen ist die biologische Aktivität allgemein gesteigert, das Sauerstoffzehrungspotential von Sedimenten ist generell erhöht.

2 Einleitung

Im Rahmen der Unterhaltungsbaggerei fallen in Tidehäfen und Wasserstraßen erhebliche Mengen Baggergut an. Das weithin gebräuchliche Verfahren ist das Umlagern durch Verklappen an einer mehr oder weniger weit entfernten Stelle. Daneben werden zunehmend auch hydrodynamische Baggerverfahren angewendet, die insbesondere aufgrund geringerer Kosten interessant sind.

Hydrodynamische Baggerverfahren sind dadurch gekennzeichnet, dass die Sedimente im Gewässer in (Re-) Suspension gebracht werden. Der Abtransport der suspendierten Sedimente erfolgt unter Ausnutzung der natürlichen, hydrodynamischen Prozesse. Es wird kein Sediment aus dem Gewässer entfernt.

Die Resuspendierung der Gewässersedimente kann durch 3 verschiedene Techniken vorgenommen werden. Grundsätzlich sind das Wasserinjektionsverfahren, das Agitations- bzw. Erosionsverfahren und das sogenannte *Sidecasting* zu unterscheiden (Abbildung 5).

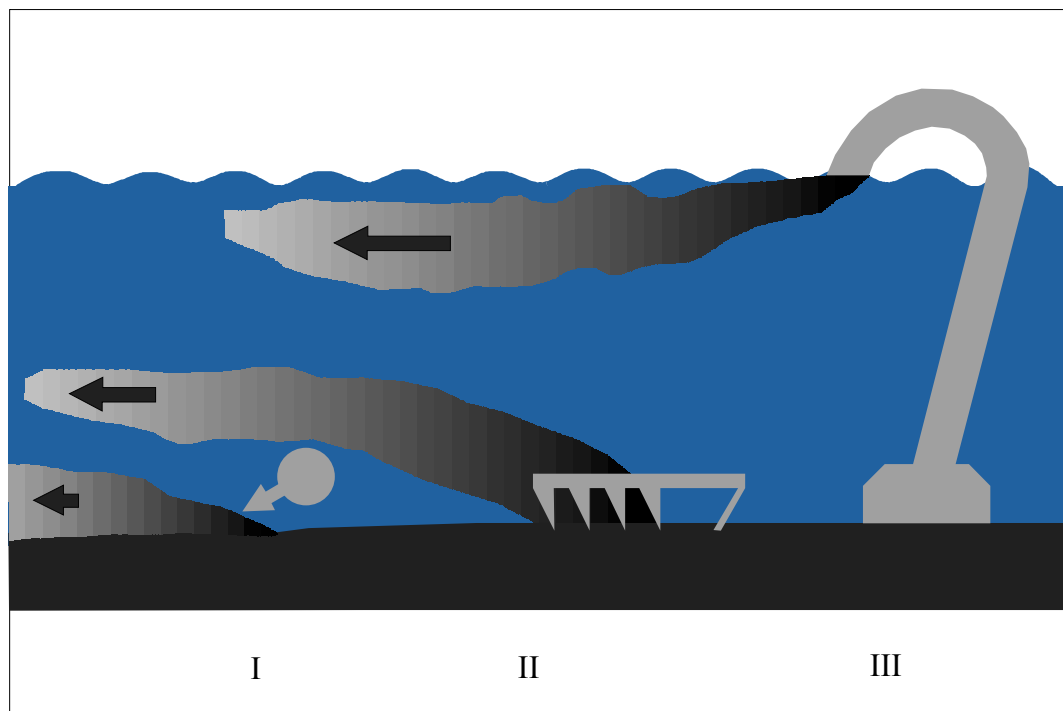


Abbildung 5: Hydrodynamische Baggerverfahren: I. Wasserinjektionsbaggern, II. Schlickeggen, III. *Sidecasting* (nach VAN RAALTE UND BRAY, 1999).

Beim **Wasserinjektionsverfahren** (Typ I) werden die Sedimente durch Wasserinjektion direkt an der Gewässersohle in einen fließfähigen Zustand gebracht. Unmittelbar über der Gewässersohle entsteht eine Suspension aus Sediment und Wasser. Unter bestimmten Voraussetzungen wird auf diese Weise eine Suspensionsschicht mit einer deutlich höheren Dichte als das umgebende Wasser erzeugt. Diese sogenannte Dichteströmung breitet sich unter dem Einfluss der natürlichen Strömungsverhältnisse aus.

Beim **Agitationsverfahren** (Typ II) wird das Sediment der Gewässersohle erodiert und in den Wasserkörper eingemischt. Ein typisches Beispiel ist die Technik des sogenannten Schlickeggens. Beim Schlickeggen wird das Sediment an der Gewässersohle mechanisch aufgeharkt und auf diese Weise in den Wasserkörper eingemischt. Der Transport der erodierten Sedimente erfolgt direkt mit der Strömung.

Das **Sidecasting** (Typ III) unterscheidet sich grundlegend von den beiden zuvor genannten hydrodynamischen Baggerverfahren. An der Baggerstelle erfolgt eine Förderung des Sedimentmaterials durch eine Pipeline. Das Baggergut wird räumlich von dem Arbeitsgerät etwas entfernt wieder in das Oberflächenwasser eingebracht. Der Abtransport des Baggergutes erfolgt im Gewässer wiederum entsprechend der hydrodynamischen Bedingungen.

3 Prinzip des Wasserinjektionsverfahrens

Das Prinzip des Wasserinjektionsverfahrens beruht auf der Suspendierung von Sedimentmaterial direkt **an der Gewässersohle** durch **Wasserstrahl**. Eine unkontrollierte Aufwirbelung und Einmischung der Sedimente in den Wasserkörper soll möglichst vermieden werden. Dazu wird ein Rohr, in dem in engem Abstand eine Vielzahl von Wasserstrahldüsen angeordnet sind, quer zur Fahrtrichtung in geringem Abstand über die Gewässersohle geführt (Abbildung 6). Durch die Düsen des Wasserinjektionsgerätes wird eine große Wassermenge, ca. 12.000 m³/h, mit relativ geringem Druck, von ca. 1 bar, in das auf der Gewässersohle befindliche Sediment eingetragen. Das für die Wasserinjektion erforderliche feststoffarme Wasser stammt aus den oberflächennahen Schichten des Gewässers.



Abbildung 6: Wasserinjektionsbaggerung (Quelle: www.hamdredging.com)

3.1 Wasserinjektion und Sedimentsuspendierung

Wasserinjektionsbaggerungen erfolgen in **3 Phasen** (Abbildung 7). Die Baggerung beginnt mit der Wasserinjektion in die Gewässersohle. Dadurch wird eine Suspendierung von Sedimentmaterial ausgelöst (**Phase I**). Das injizierte Wasser dringt in die Hohlräume zwischen den einzelnen Sedimentpartikeln ein. Kohäsive Kräfte zwischen den Sedimentpartikeln werden zerstört, Sedimentpartikel aus der Gewässersohle gelöst und mit dem injizierten Wasser vermischt. Auf der Gewässersohle entsteht ein Wasser-Sediment-Gemisch.

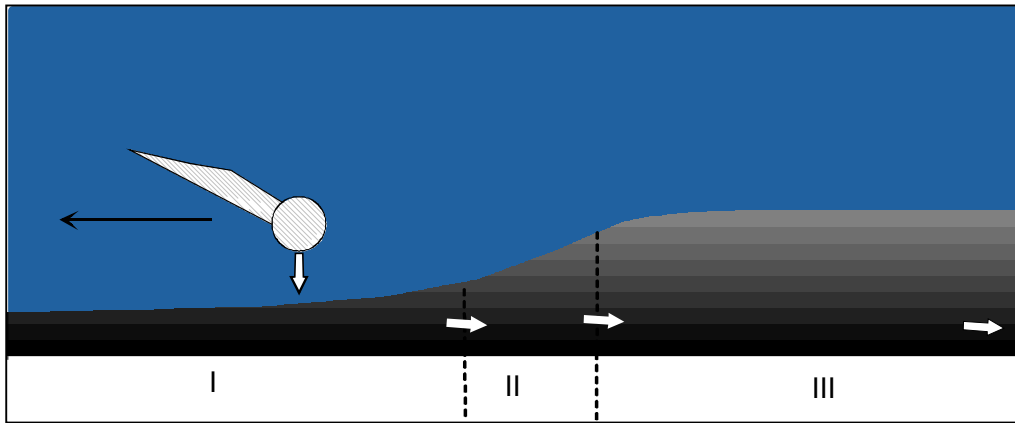


Abbildung 7: Phasen der Wasserinjektionsbaggerung: I. Wasserinjektion und Sediment-suspendierung, II. Erzeugung einer Dichteströmung, III. Abtransport der Dichteströmung (nach ESTOURGIE, 1988).

3.2 Erzeugung einer Dichteströmung

In der **II. Phase** der Wasserinjektionsbaggerung bildet sich aus dem Wasser-Sediment-Gemisch unmittelbar über der Gewässersohle eine **Suspensionsschicht höherer Dichte** aus. Unter optimalen Bedingungen entsteht eine Dichteströmung, d. h. eine homogene Suspensionsschicht sehr hoher Dichte, die sich deutlich von dem darüber liegenden Wasserkörper abgrenzt. Zwischen Dichteströmung und Wassersäule findet keine spontane Vermischung statt. Dichteströmungen zeichnen sich außerdem durch fluide Eigenschaften und eine sehr geringe Viskosität aus. Die Dicke der Dichteströmung hängt von den Sedimenteigenschaften ab. Sie variiert zwischen etwa einem und drei Metern.

3.3 Abtransport der Dichteströmung

In der **III. Phase** der Wasserinjektionsbaggerung erfolgt der **Abtransport** des suspendierten Sedimentmaterials. Ist der Dichteunterschied zwischen dem Wasser-Sediment-Gemisch und dem umgebenden Wasserkörper groß genug, setzt sich die Sedimentsuspension unter der Wirkung der natürlichen hydrodynamischen Prozesse in Bewegung.

Transportwege, Transportgeschwindigkeit und erreichte Transportentfernungen hängen von dem Zusammenspiel unterschiedlicher physikalischer Kräfte ab (ESTOURGIE, 1988; MEULBLOK UND VAN WEEZENBEEK, 1986). Von Bedeutung sind insbesondere:

- hydrostatische Kräfte
- Gravitationskraft
- geschwindigkeitsabhängige Kräfte

Durch **hydrostatische Kräfte** wird eine Vorwärtsbewegung der Dichteströmung bewirkt. Die hydrostatischen Kräfte eines Sediment-Wasser-Gemisches sind generell deutlich größer als die von Wasser (Abbildung 8).

Das Sediment-Wasser-Gemisch bewegt sich außerdem unter der Wirkung der **Schwerkraft**. Die Schwerkraft begünstigt ein Abfließen des Sediment-Wasser-Gemisches in tiefer liegende Gewässerabschnitte. Sie wirkt den hydrostatischen Kräften entgegen, sobald das Gewässerbett einen leicht ansteigenden Gradienten aufweist (Abbildung 8).

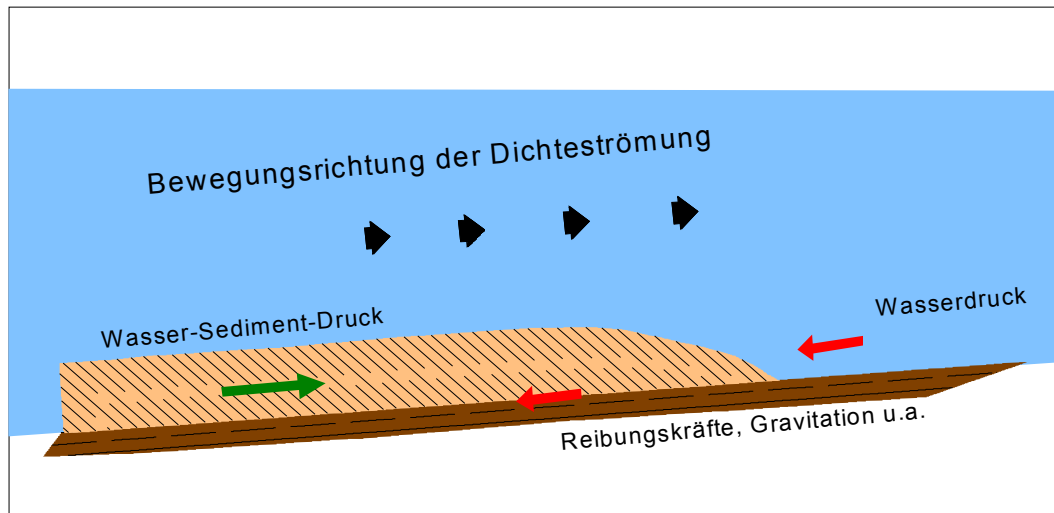


Abbildung 8: Abtransport der Dichteströmung unter der Wirkung verschiedener Kräfte (ESTOURGIE, 1988).

Bei der Vorwärtsbewegung des Sediment-Wasser-Gemisches entstehen im weiteren verschiedene **geschwindigkeitsabhängige Kräfte** in entgegengesetzter Richtung der Strömung. Dazu gehören z. B. Reibungskräfte an der Gewässersohle und an Grenzschichten. Eine zusätzliche Kraft kann auftreten, wenn eine **Strömung** mit oder gegen die Dichteströmung fließt.

An der Grenzschicht zwischen Dichteströmung und dem Wasserkörper entstehen außerdem **Wirbel**. Die Wirbel bewirken einen Eintrag von Wasser aus dem umliegenden Wasserkörper und einen Austritt von Sedimentpartikeln aus der Dichteströmung. Die Folge ist eine zunehmende **Einmischung** der Sedimentsuspension in den Wasserkörper (Abbildung 9). Die Sedimentkonzentration nimmt daher in Fließrichtung ab. Auch die Transportgeschwindigkeit der Dichteströmung geht mit zunehmender Entfernung von der Baggerstelle so weit zurück, bis letztlich so gut wie kein weiterer Transport von Sedimentpartikeln mehr stattfindet. Das suspendierte Sedimentmaterial kann erneut sedimentieren.

Wasserinjektionsbaggerungen werden in Hafenbereichen im allgemeinen so durchgeführt, dass durch die Maßnahme unter dem Einfluss der Schwerkraft ein Abfließen des zu beseitigenden Sedimentes in tiefer gelegene Gewässerabschnitte erfolgt. In einigen Fällen muss die suspendierte Sedimentschicht durch entsprechende Baggeraktivitäten aber auch erst in Bereiche größerer Strömung und Turbulenz gelenkt werden, von wo aus dann ein weiterer Abtransport stattfindet.

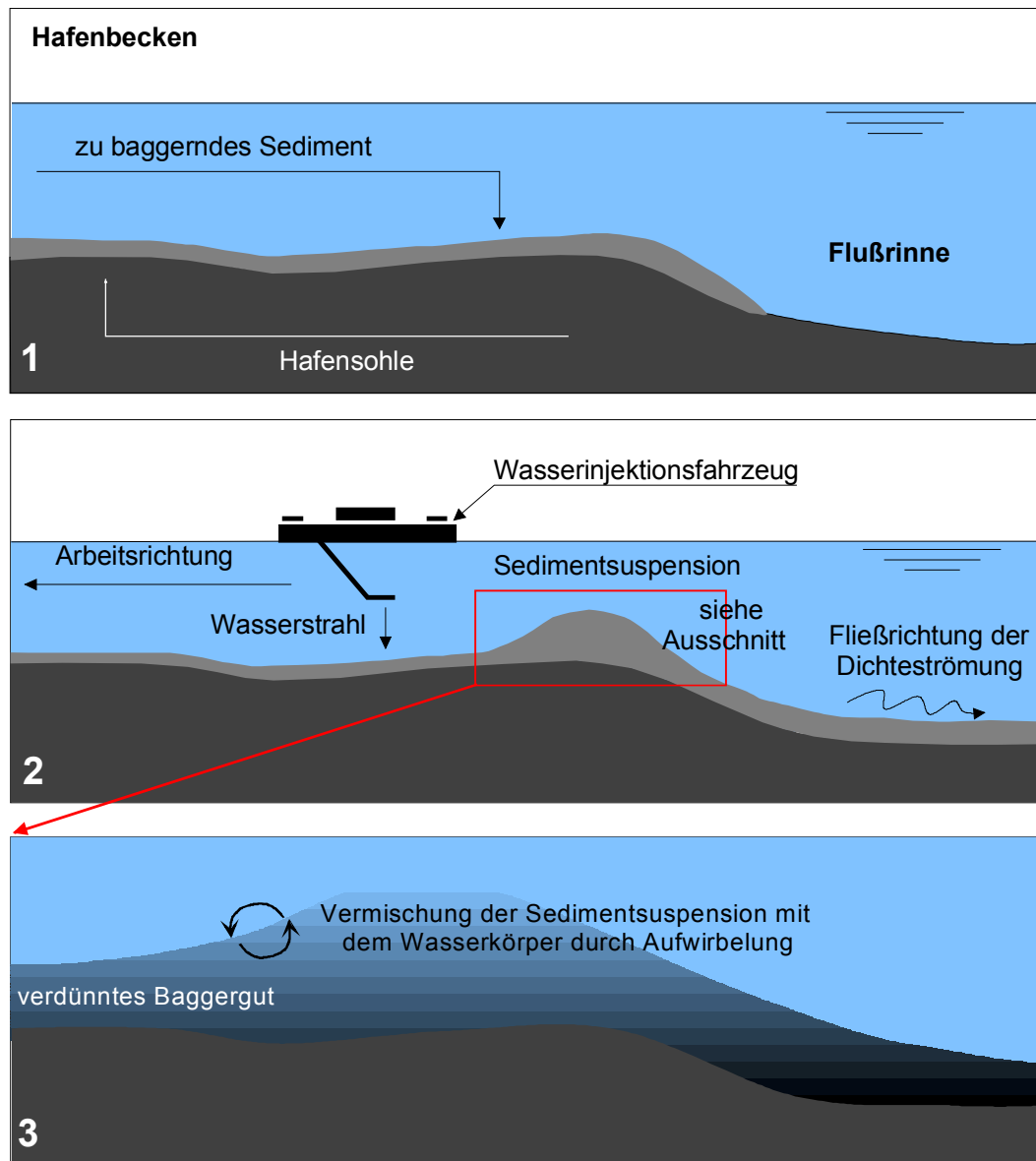


Abbildung 9: Abfließen der Dichteströmung nach Wasserinjektionsbaggerung (nach ESTOURGIE, 1988 und MEULBLOK UND VAN WEEZENBEEK, 1986).

4 Untersuchungsprojekte

Es wurde eine Reihe von Untersuchungen beim Wasserinjektionsbaggern durchgeführt. Das Verfahren wurde bis heute nahezu **weltweit** untersucht (Tabelle 1). Wasserinjektionsversuche wurden in verschiedenen Häfen und tidefreien Flussläufen durchgeführt. Aber auch in Schifffahrtsstraßen unter der Einwirkung der Tide konnte das Verfahren erfolgreich angewendet werden.

Untersuchungen zum Wasserinjektionsbaggern begannen Mitte der **80-er Jahre**. Das Verfahren wurden anfänglich vor allem in den **Niederlanden** untersucht (ASTER, 1993; ESTOURGIE, 1988; MEULBLOK UND VAN WEEZENBEEK, 1990; PRAKKEN, 1988; ROUKEMA, 1992; RWS, 1995; VAN DER SCHRIEK UND QUAAK, 1992; VERPALEN, 1992; VERWEIJ UND WINTERERP, 1999). Die niederländischen Untersuchungen galten zunächst vor allem einer Optimierung der Technik.

Inzwischen ist das Wasserinjektionsverfahren in **Europa** und auch in den **USA** ein verbreitetes Verfahren. In den USA wurde das Wasserinjektionsbaggern erstmals im Jahre 1992 im Mississippi angewandt. Es wurde dazu ein umfangreiches Monitoringprogramm entwickelt, welches verschiedene Untersuchungen zum Sedimenttransport und zur Gewässergüte beinhaltet (CLAUSNER et al., 1993; KNOX et al., 1994 UND 1995; MURPHY, 1993).

In **Deutschland** wurden Injektionsbaggerungen u.a. in Wilhelmshaven, Bremerhaven, Cuxhaven und in Hamburg durchgeführt (DAMMSCHNEIDER 1991 UND 1992; KROHN, 1991; NETZBAND et al., 1999; WOLTERING, 1996).



Abbildung 10: Untersuchungen zum Wasserinjektionsverfahren in Hamburg im November 1997.

In nachfolgender Tabelle sind exemplarisch einige Untersuchungsprojekte zum Wasserinjektionsbaggern zusammengestellt:

Land	Hafen/Ort	Unter- suchungs- zeit	Sedimenttyp	Besonderes
Niederlande	Außenhafen Terneuzen	1988-1989 1991		Dichteströmung in Gegenrichtung eines Salzkeiles
	EPON-Hafen/ Groningen Delfzijl	1989 1991	dicht gelagerter Feinsand	Dichteströmung in Gegenrichtung der Flutströmung
	Schiffahrtskanal Boontjes/ nie- derländisches Wattenmeer		Mischung aus Klei und stark konsolidiertem Schluff	
	Fährhafen Den Burg/Texel		Schlick	Abtransport aus tiefem in flacheres Wasser
	Schleuse im Außenhafen von Hanswert	1992-1993	Schlick und Sand	Abtransport über Sandbank
	Haringvliet		Schadstoffbelas- teter Schlick	
Deutschland	Hamburg, Elbe	1991 1997 1998	Unterschiedliche Hafensedimente	
	Brunsbüttel, Elbe	1988	Schlick	
	Cuxhaven, Elbe	1989-1993	Schlick und Sand	
	Wischhafen, Elbe	1994		
	Dornumbersiel	1995		
	Tonning, Eider	1995		
	Unterweser	1990	Sandriffel	
Frankreich	Dunkerque	1989	Sand	
	Tarascon	1991	Schlick	
	Gravelines	1991	Sand	
	Valenciennes	1992-1993	Schadstoffbelas- teter Schlick	
Irland	Waterford	1992 1993	Schlick und Sand	
England	Thames	1993 1994-1998		
Schottland	Port Edgar	1993		Untersuchung des Sedimenttranspor- tes mittels Tracer
Italien	Venezianische Lagune			
USA	Louisiana und Savannah/ Mississippi	1992 1993	Schlick	
	Gray Harbour/ Aberdeen			
Brasilien	São Luis/ São Marcos		Schlick und Sand	
Tansania	Dar es Salaam	1997		
Neuseeland		1985		
China	Hong Kong	1992-1994		
Indien	Mumbai		Schlick	
	Bombay	1994	Schlick	

Tabelle 1: Projekte zum Wasserinjektionsverfahren.

5 Untersuchungsergebnisse der Literaturstudie

Aufgrund der breiten Anwendung des Wasserinjektionsverfahrens wurden eine Vielzahl von Untersuchungsergebnissen zum Sedimenttransport und damit zur Steigerung der Effektivität des Verfahrens sowie zur Abschätzung der Umweltauswirkungen gewonnen.

5.1 Sedimenttransport

Aus den Literaturdaten ergibt sich, dass das Wasserinjektionsverfahren grundsätzlich zur Beseitigung **unterschiedlichster Sedimenttypen** geeignet ist. Das Verfahren konnte bereits erfolgreich zur Ausbaggerung von Feinsanden, Klei und Schluff sowie von grobkörnigeren, sandigem Sedimenten eingesetzt werden (ESTOURGIE, 1988; NASNER, 1992).

Selbst **stark konsolidiertes** Material konnte durch Wasserinjektion beseitigt werden (ESTOURGIE, 1988; NASNER, 1992). So wurden z. B. im EPON-Hafen/Niederlande rund 160.000 m³ äußerst dicht gelagerte Feinsande durch Wasserinjektion entfernt. Die Baggerung des Materials war mit konventionellen Bagbertechniken sehr schwierig. Das Material wies eine hohe Dichte und geringe Permeabilität auf. Infolge dessen war der Porenwasserdruck des Sandes reduziert und die erforderlichen Schneidkräfte relativ hoch. Durch Verwendung des Wasserinjektionsverfahrens wurde der Boden mit Druckwasser gefüllt. Dadurch konnte die erforderliche Baggerenergie deutlich reduziert werden.

Auch in der Schifffahrtsstraße Boontjes nahe Harlingen im Tidebereich des Niederländischen Wattenmeeres wurde hoch konsolidiertes, schlickiges Material ohne Probleme mit Hilfe des Wasserinjektionsverfahrens beseitigt (ESTOURGIE, 1988). Der zu entfernende Boden war in erster Linie eine Mischung aus Klei und Schluff und zeichnete sich durch eine ausgesprochen hohe Scherfestigkeit aus. Die Scherfestigkeit des sogenannten „weichen Kleies“ lag bei 25 kPa. Während Unterhaltungsbaggerungen war bis zu diesem Zeitpunkt vor allem Schluff mit einer Scherfestigkeit von weit unter 5 kPa gebaggert worden.

5.1.1 Abtransport in Form einer Dichteströmung

Der Abtransport der mobilisierten Sedimente erfolgt beim Wasserinjektionsbaggern **vorwiegend sohnah**. Bei den meisten Wasserinjektionsversuchen floss das mobilisierte Sediment in Form einer Dichteströmung ab.

Die **Schichtdicke** der Dichteströmung war **unterschiedlich**. In der Regel wurden die suspendierten Sedimente in den **untersten 1-3 Metern** über der Gewässer-sole abtransportiert. Bei Wasserinjektionsbaggerungen im Mississippi beschränkte sich der Abtransport der verflüssigten Sedimentschicht sogar auf den untersten Wasserkörper von ca. 0,5 m über dem Grund (CLAUSNER et al., 1993). Im darüberliegenden Wasserkörper traten während der Baggerungen bis zu einer Entfernung von ca. 240 m stromab keine sichtbaren Trübungswolken auf.

Die **Feststoffkonzentration** der sohnahen Dichteströmung war z.T. **beträchtlich**. In der Ems traten im Nahbereich des Baggers in einer Wassertiefe von 0-2 m über dem Grund Schwebstoffkonzentrationen von bis zu 10 g/l auf (ASTER, 1993). Bei niederländischen Untersuchungen wurden in vielen Fällen Feststoffkonzentrationen von etwa 20 g/l festgestellt (ESTOURGIE, 1988). Bei einzelnen Untersuchungen wurden in den Niederlanden bei Wasserinjektionsbaggerungen in Dichteströmen sogar Feststoffkonzentrationen von **fast 100 g/l** gemessen (MEULBLOK UND VAN WEEZENBEEK, 1986 und 1990).

Die **Transportgeschwindigkeit** der Dichteströmung bewegte sich in Abhängigkeit von den Sedimenteigenschaften, der Geometrie und Bathymetrie der Baggerstelle sowie den hydrodynamischen Bedingungen in einer Größenordnung zwischen **0,3 m/s und 1 m/s** (ASTER, 1993; BORST et al., 1994; ENVIRONMENTAL TRACING SYSTEMS LTD., 1996; MEULBLOK UND VAN WEEZENBEK, 1990; u.a.).

5.1.2 Erreichte Transportentfernung

Wesentliche Erkenntnisse zum langfristigen Transport und Verbleib der suspendierten Sedimente wurden durch den Einsatz von **Tracern** gewonnen. Mit dem Injektionswasser wurde jeweils ein fluoreszierender Tracer in das zu mobilisierende Sediment eingebracht. Anschließend wurde der Sedimenttransport im Gewässer verfolgt. Dazu wurden in verschiedenen Gewässerbereichen zu unterschiedlichen Zeiten Wasser- und Sedimentproben genommen und auf Tracermaterial untersucht. Tracer-Studien wurden u.a. im Port-Edgar Marina im Firth of Forth/Schottland (MARSH, 1994), im Medway-Ästuar (ENVIRONMENTAL TRACING SYSTEMS LTD., 1995) sowie im Yacht-Hafen von Burnham (ENVIRONMENTAL TRACING SYSTEMS LTD., 1996; VERWEIJ UND WINTERERP, 1999) durchgeführt. Im **Port Edgar Marina** im Firth of Forth wurde der Sedimenttransport besonders umfangreich und langfristig untersucht (MARSH, 1994). Während einer Injektionsbaggerungen am 10. März 1993 wurden mit dem Injektionswasser 20,8 kg fluoreszierende Tracer in das Wasserinjektionsrohr gepumpt. Nach der Injektionsbaggerung wurden sowohl im Nahbereich als auch im Fernbereich der Baggeraktivitäten über einen Zeitraum von bis zu einem Jahr Tracer-Untersuchungen durchgeführt.

Die erreichten Transportstrecken waren z.T. **sehr unterschiedlich**. In einigen Fällen wurde das remobilisierte Sedimentmaterial nur über sehr geringe Entfernungen von **wenigen Metern** transportiert, in anderen Fällen wurden Transportstrecken von **einigen Kilometern** erzielt. Bei den Wasserinjektionsbaggerungen im Mississippi z.B. verblieb der Hauptanteil des gebaggerten Sedimentes unmittelbar nach den Maßnahmen in einer Entfernung von nur etwa 50-120 m vom Injektionsgerät (CLAUSNER et al., 1993). Bei Wasserinjektionsbaggerungen in der Ems konnte die sohlnahe Dichteströmung außerhalb des entsprechenden Hafenbeckens in einer Entfernung von maximal 200 m nachgewiesen werden (ASTER, 1993). In den Niederlanden wurde eine Transportstrecke des gebaggerten Sedimentes von bis zu 800 m außerhalb der Häfen erreicht (MEULBLOK UND VAN WEEZENBEEK, 1986 und 1990). Im Firth of Forth erfolgte sogar eine noch weiträumigere Verteilung des gebaggerten Sedimentmaterials mit der Tidenströmung. Das bei der Wasserinjektion mit einem Tracer markierte Sediment wurde in einem Umkreis von bis zu 20 km² identifiziert (MARSH, 1994).

5.1.3 Sedimentation

Die Literaturlauswertungen ergaben, dass die Hauptsedimentation von gebaggerten Sedimenten – wie nicht anders zu erwarten - in sogenannten **Sedimentationsfallen** erfolgt. Dazu zählen z.B. strömungsarme Randbereiche des Gewässers und Hafenbeckens. So traten bei den Untersuchungen zum Wasserinjektionsbaggern im Firth of Forth insbesondere in angrenzenden Schlickwattgebieten sowie in einer Flutstromwalze im Hafeneingang des Port Edgar Marina Tracer auf (MARSH, 1994). Bei Tracer-Untersuchungen im Medway-Ästuar sowie im Bereich des Yacht-Hafens von Burnham war der Hauptanteil des markierten Sedimentmaterials in stromab gelegenen, typischen Sedimentationsgebieten nachzuweisen (ENVIRONMENTAL TRACING SYSTEMS LTD., 1995 und 1996).

Der Eintrag von Feststoffmaterial in die Sedimentationsgebiete ist **strömungsabhängig**. Bei den Untersuchungen im Yacht-Hafen von Burnham z.B. traten die

höchsten Tracerkonzentrationen jeweils etwa zur halben Tide auf. Zum Kenterpunkt Niedrigwasser war der Eintrag an Tracermaterial in die Schlickwattengebiete am geringsten (ENVIRONMENTAL TRACING SYSTEMS LTD., 1996).

Eine genaue Einschätzung der **Ablagerungsrate** der durch Wasserinjektion gebaggerten Sedimente ist aufgrund einer nur **geringen Datenbasis** kaum möglich. Wenige Informationen liefern die Tracer-Studien. Anhand des Tracersignals von Sedimentproben wurden durchschnittliche Schichtdicken von weniger als 1 mm und bis zu 5 mm ermittelt (ENVIRONMENTAL TRACING SYSTEMS LTD., 1995 und 1996; MARSH, 1994). Die Berechnungen basieren jeweils auf der Annahme, dass der Tracer die gleichen Verteilungs- und Ablagerungseigenschaften aufweist wie die suspendierten Hafensedimente. Ein zeitlicher Bezug fehlt. Von den Autoren wird dennoch von keiner signifikant erhöhten Sedimentationsrate ausgegangen.

Der **detektierte Anteil** an eingebrachtem Tracer war z.T. **sehr gering**. Bei den Untersuchungen im Medway-Ästuar wurden etwa 6 Wochen nach der Wasserinjektionsbaggerung 39 % des Tracermaterials nachgewiesen (ENVIRONMENTAL TRACING SYSTEMS LTD., 1995). Bei den Untersuchungen im Yacht-Hafen von Burnham wurden insgesamt jedoch nur 6,8 % der eingebrachten Tracer wiedergefunden (ENVIRONMENTAL TRACING SYSTEMS LTD., 1996). Im Firth of Forth konnten letztlich sogar nur 3,6 % des während einer Wasserinjektionsbaggerung eingebrachten Tracermaterials detektiert werden (MARSH, 1994).

Möglicherweise wurde das remobilisierte Sedimentmaterial im Strom der Tidegewässer **zu rasch** und **weiträumig verteilt**, dass die Stationsdichte und Nachweisgrenze der Messprogramme für eine quantitative Detektion des Tracermaterials nicht ausreichten. So traten bei den Tracer-Studien im Port Edgar Marina unmittelbar nach den Wasserinjektionsbaggerungen im gesamten Untersuchungsgebiet des Hafens und an 2/3 der Untersuchungsstationen im Firth of Forth Tracer auf.

Es ist aber auch möglich, dass der Hauptanteil des markierten Materials außerhalb der untersuchten Gewässerbereiche sedimentiert ist. Eine **lokal erhöhte Ablagerungsrate** ist deshalb **grundsätzlich nicht auszuschließen**.

5.1.4 Rücktransport

In Tidegewässern ist mit der **Tideströmung** grundsätzlich auch ein Rücktransport des mobilisierten Sedimentmaterials möglich. Eindeutige Hinweise für einen Rücktransport von remobilisiertem Sedimentmaterial liefern z.B. die Langzeituntersuchungen mit Tracern bei Wasserinjektionsbaggerungen im Firth of Forth (MARSH, 1994).

Bei den Untersuchungen im Firth of Forth erfolgte zunächst ein sehr effektiver Abtransport des verflüssigten Sedimentmaterials. Unmittelbar nach den Wasserinjektionsbaggerungen konnten im Arbeitsbereich des Gerätes nur etwa 3,6 % des zugefügten Tracers, entsprechend einer Sedimentmenge von 1.700 m³ und einer Schichtdicke von 0,75 cm, detektiert werden (MARSH, 1994). Auch anschließend wurde über einen Zeitraum von 4 Wochen im Firth of Forth im weiteren Bereich der Wasserinjektionsbaggerungen so gut wie kein markiertes Sedimentmaterial identifiziert (MARSH, 1994). Etwa 6 Wochen nach den Wasserinjektionsbaggerungen dagegen traten im Bereich der durchgeführten Maßnahmen, im Kanal sowie in einer Flutstromwalze in der Hafeneinfahrt des Port Edgar Marina, erneut Tracer in hohen Konzentrationen auf. Es wird davon ausgegangen, dass das Sedimentmaterial nach diesem Zeitraum durch die Flutströmung wieder zurücktransportiert worden ist. Auch 15 Wochen nach der Maßnahme wurden in der Flutstromwalze noch Tracer – wenn auch nicht in ganz so hohen Konzentrationen – detektiert.

Der Rücktransport des gebaggerten Materials setzte nach den Wasserinjektionsbaggerungen im Firth of Forth zwar **zeitlich verzögert**, dann aber äußerst **lang anhaltend** ein. So wurden auch 1 Jahr nach den Injektionsbaggerungen noch in weiten Bereichen des Firth of Forth Tracer nachgewiesen (MARSH, 1994).

5.2 Einflussgrößen der Effektivität

Da der Sedimenttransport beim Wasserinjektionsbaggern ausschließlich durch die natürlicherweise gegebenen, hydrodynamischen Prozesse bewirkt wird, unterliegt er keinerlei Kontrolle und ist praktisch nicht steuerbar. Dennoch kann die Effektivität des Verfahrens durch verschiedene Faktoren gezielt beeinflusst werden.

Von wesentlicher Bedeutung ist die **Sedimentzusammensetzung**. Sowohl die Suspendierungsrate als auch die erreichte Transportentfernung hängen entscheidend vom Sedimenttyp ab. Am wirkungsvollsten hat sich das Verfahren zur Beseitigung von **feinkörnigen** Sedimenten herausgestellt. In Schluff und Feinsand wurden insgesamt Leistungen von bis zu 4.000 m³/h erreicht. Feinsande und Schluff lassen sich am besten fluidisieren. Die Suspendierung kleinerer Partikel erfordert weniger Energie als die Suspendierung größerer Partikel. Schlickböden bilden außerdem am ehesten Dichteströmungen aus und weisen im Gewässer die besten Transporteigenschaften auf. Sie werden deshalb in der Regel über weitere Entfernungen transportiert (HAM DREDGING & MARINE CONTRACTORS, 1998).

In **sandigem** Boden ist die Produktionsrate im allgemeinen reduziert. Grobkörnige Sedimente lassen sich deutlich schlechter suspendieren. Der natürliche Transport von sandigen Böden ist außerdem erheblich kürzer. So musste z.B. für die Ausbaggerung der Schleuse in Hanswert in den Niederlanden eine relativ lange Zeit aufgewendet werden (MEULBLOK UND VAN WEEZENBEEK, 1986). In der Nähe der Hafenmündung hatte sich sehr schweres, sandiges Material abgesetzt. Dieses musste mehrere Male in Suspension gebracht werden, bevor es aus dem Hafen abfloss.

Weiterhin sind die **Sedimenteigenschaften** von Bedeutung. In **Schlick** hängt die Effektivität des Wasserinjektionsverfahrens vor allem von der *in situ*-Dichte, Viskosität und Wasserdurchlässigkeit des Sedimentes ab (ESTOURGIE, 1988; HAM DREDGING & MARINE CONTRACTORS, 1998). Die Dichte wird wesentlich durch den **Konsolidierungsgrad** bestimmt (Abbildung 11). Mit zunehmender Konsolidierung geht Schlick von einer offenen, granulären in eine kompaktere, flokkuläre Struktur über. Der erforderliche Druck zur Deformierung des Baggergutes nimmt zu (MEULBLOK UND VAN WEEZENBEEK, 1986). Die Produktionsrate sinkt. Bei den Wasserinjektionsbaggerungen von hoch konsolidiertem, schlickigen Material in der Schifffahrtsstraße Boontjes nahe Harlingen im Tidebereich des Niederländischen Wattenmeeres z.B. wurde nur noch eine Leistung von etwas über 800 m³/h erreicht. Die erzeugte Dichteströmung verschwand relativ schnell mit der Tideströmung. Bei den Wasserinjektionsbaggerungen von dicht gelagerten Feinsanden im EPON-Hafen in den Niederlanden lag die Produktionsrate ebenfalls bei etwa 800 m³/h (ESTOURGIE, 1988).

In nicht kohäsivem **Sand** sind der Korndurchmesser und die Wasserdurchlässigkeit die wichtigsten Einflussgrößen. Mit zunehmendem Korndurchmesser und zunehmender Wasserdurchlässigkeit steigt die Eindringtiefe des injizierten Wassers. Die Mobilisierungsrate nimmt entsprechend zu. Dies gilt vor allem, wenn die Düsen über der Gewässersohle fortbewegt werden, und weniger für eine ortsgebundene Wasserinjektion (ESTOURGIE, 1988).

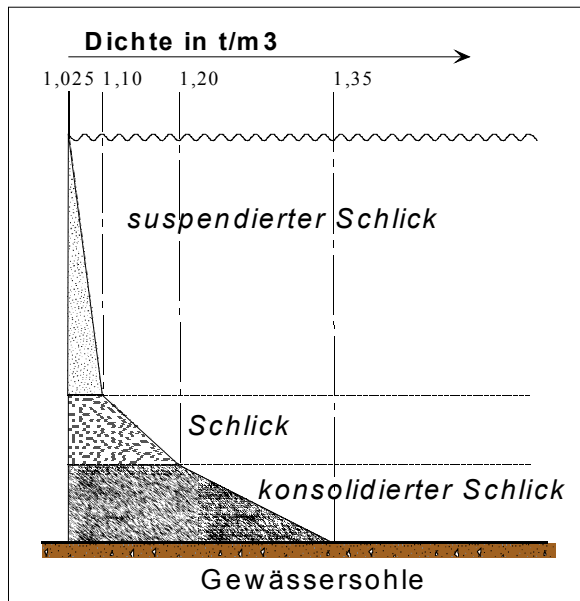


Abbildung 11: Schlickdichte in Abhängigkeit vom Konsolidierungsgrad (MEULBLOK UND VAN WEEZENBEEK, 1986).

Die Wirksamkeit des Verfahrens hängt ansonsten wesentlich vom **praktischen Einsatz** des Wasserinjektionsgerätes ab. Wichtige Einflussgrößen sind u.a. der Düsendurchmesser, die Austrittsgeschwindigkeit des Wassers aus der Düse, die Entfernung zwischen der Düse und der Oberfläche des Sedimentes und die Geschwindigkeit des Düsenrohres in Vorwärtsrichtung (ESTOURGIE, 1988). Nur bei einer ganz bestimmten Geschwindigkeit des Wasserinjektionsgerätes erfolgt eine optimale Eindringung des Injektionswassers in das zu baggernde Sediment (Abbildung 12).

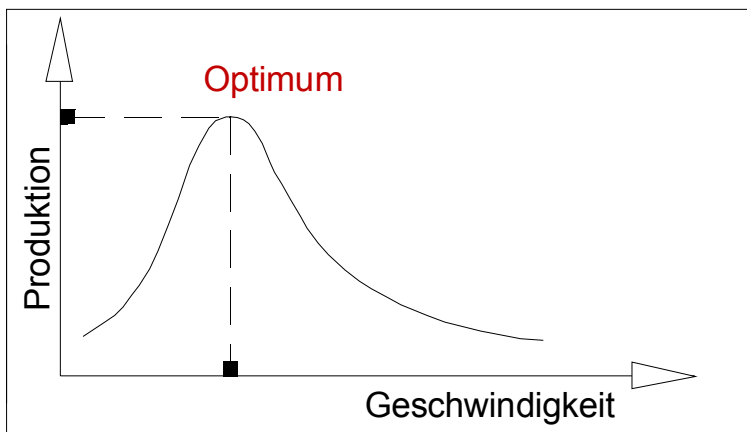


Abbildung 12: Abhängigkeit der Sedimentsuspendierungsrate von der Fortbewegungsgeschwindigkeit des Wasserinjektionsgerätes (ESTOURGIE, 1988).

Die erreichten Transportstrecken hängen beim Wasserinjektionsbaggern maßgeblich von der **Ausgangsgeschwindigkeit** der Dichteströmung und der **Dichte** der Sedimentsuspension ab. Je höher die Dichte der Sedimentsuspension ist, um so größer ist die Wechselwirkung der Partikel untereinander und um so geringer die Tendenz sich abzusetzen (BORST, 1994).

Einen weiteren Einfluss hat die **Viskosität** des umgebenden **Wassers** (BORST, 1994; HAM DREDGING & MARINE CONTRACTORS, 1998). Diese hängt wiederum von der Wassertemperatur ab. Kaltes Wasser hat eine höhere Viskosität und Transportfähigkeit als warmes Wasser.

Der Wirkungsgrad des Verfahrens wird außerdem durch die **Bathymetrie** des Baggergebietes beeinflusst. Die Produktivität ist generell erhöht, wenn die Wasserinjektionsbaggerungen so durchgeführt werden, dass das mobilisierte Material mit einem natürlichen Gefälle von höher in tiefer gelegene Gewässerabschnitte abfließen kann. Das Verfahren kann generell aber auch in vergleichsweise tief liegenden Bereichen angewendet werden (ESTOURGIE, 1988). Untersuchungen im Fährhafen Den Burg auf Texel in den Niederlanden zeigten z.B., dass sich Dichteströmungen **auch aus tieferen in flachere** Gewässerbereiche bewegen können (ESTOURGIE, 1988). Im Fährhafen Den Burg wurde durch Wasserinjektionsbaggerungen Schlick aus einer Tiefe von 9-12 m unter NN in den angrenzenden, höher gelegenen Eingangskanal mit einer Tiefe von 7,5 m unter NN bewegt und von dort im Kanal abtransportiert (Abbildung 13). Das Baggergut wurde somit **über eine Sandbank hinweg** verfrachtet. Trotz des Hindernisses wurde im Fährhafen Den Burg auf Texel eine Leistung von etwa 1.500 m³/h erreicht (ESTOURGIE, 1988).

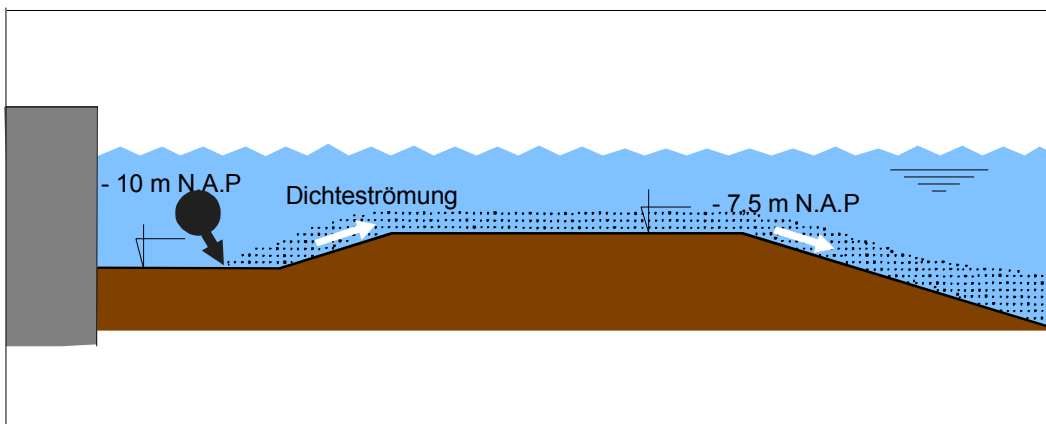


Abbildung 13: Sedimenttransport über Sandbarre im Fährhafen Den Burg auf Texel in den Niederlanden (ESTOURGIE, 1988).

Von erheblicher Bedeutung sind außerdem die hydrodynamischen Randbedingungen. Die Effektivität des Wasserinjektionsverfahrens erhöht sich wesentlich bei Ausnutzung natürlicher Strömungen. Die suspendierten Sedimente können zwar auch entgegen einer **Tideströmung** verfrachtet werden. So floss die bei Wasserinjektionsbaggerungen im EPON-Hafen erzeugte Dichteströmung z.B. in Gegenrichtung der Flutströmung aus dem Hafenbecken hinaus zum tieferen Fahrwasser ab (ESTOURGIE, 1988). Tideströmungen können den Abtransport von Sedimentmaterial aber auch wesentlich begünstigen (ESTOURGIE, 1988). Das während der Wasserinjektionsbaggerungen im EPON-Hafen mobilisierte Baggergut sedimentierte nämlich zunächst in bedeutenden Mengen in der Fahrrinne vor dem Hafeneingang (ESTOURGIE, 1988). Durch die erodierende Wirkung des Tidestromes war das Material einige Wochen nach Beendigung der Baggarbeiten jedoch wieder verschwunden.

Nicht zuletzt beeinflussen **andere Dichteströmungen** die Wirksamkeit des Verfahrens. So kann der Abtransport von mobilisiertem Sedimentmaterial z.B. durch einen gleichgerichteten **Salinitätsgradienten** begünstigt und umgekehrt durch einen entgegengesetzten Salinitätsgradienten eingeschränkt werden. Im westlichen Außenhafen in Terneuzen in den Niederlanden wurden z.B. etwa 500.000 m³ Schlick durch Wasserinjektion mobilisiert und entgegen einem Salinitätsgradienten abtransportiert (ESTOURGIE, 1988). Der Hafen ist etwa 1.600 m lang und mündet in die Westerschelde. Daher liegt im Einfahrtsbereich Brackwasser vor. Im hinteren Bereich des Hafens dagegen befindet sich eine Schleuse, durch die Süßwasser einströmt. Der Salzgradient existiert demzufolge über die gesamte Hafenlänge. Die Produktionsrate lag bei den Untersuchungen im westlichen Außenhafen in Terneuzen zwischen 1.500 m³/h und 3.000 m³/h. In vergleich-

baren Gebieten ohne Salinitätsgradienten wurden Produktionsraten von bis zu 4.000 m³/h erreicht (ESTOURGIE, 1988).

5.3 Umweltauswirkungen

Aufgrund der allgemein geringen Sedimenteintrahlung in den Wasserkörper zeichnet sich das Wasserinjektionsverfahren im Vergleich zu anderen hydrodynamischen Baggertechniken durch eine **relativ hohe Umweltverträglichkeit** aus.

Umweltbeeinträchtigungen sind dennoch auch bei dieser Baggertechnik nicht auszuschließen (Abbildung 14):

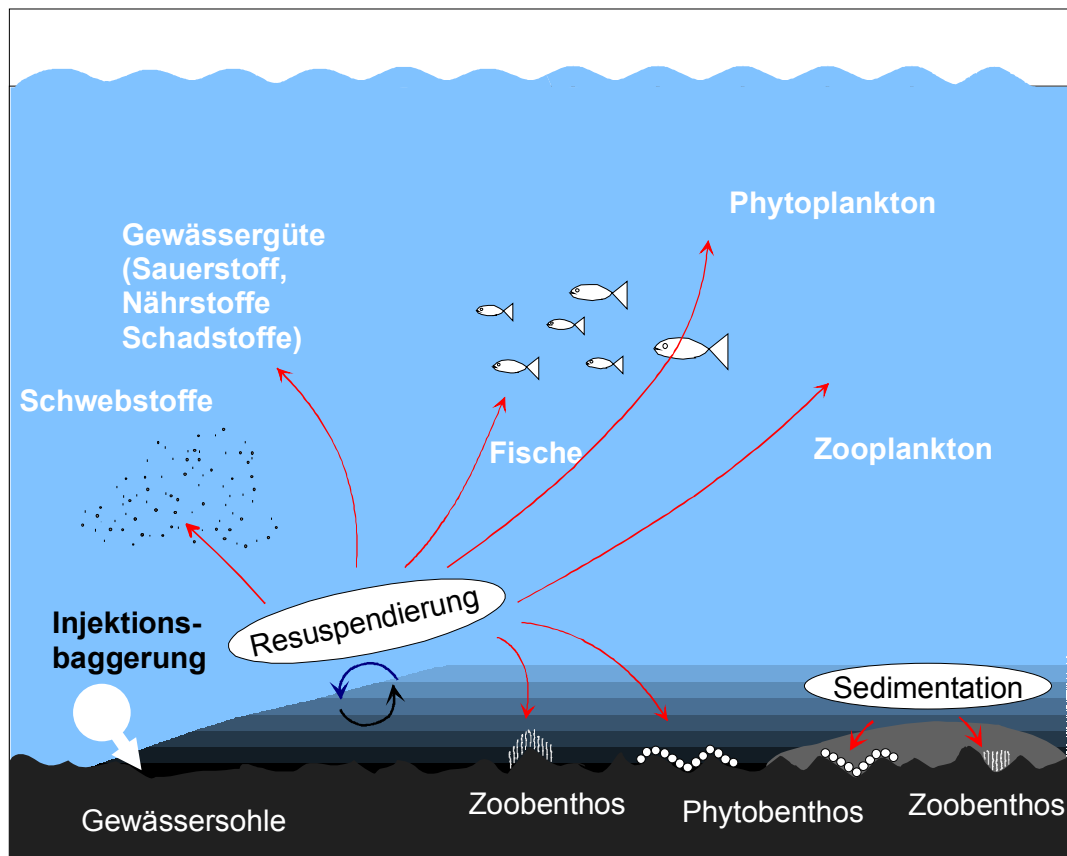


Abbildung 14: Mögliche ökologische Effekte beim Wasserinjektionsbaggern.

Wie bei jeder Art von Sedimentbewegung können Wasserinjektionsbaggerungen eine Veränderung des Feststoffregimes zur Folge haben. Bei einer Aufwirbelung der mobilisierten Sedimente kann sich die **Schwebstoffkonzentration** und **Trübung** des Wasserkörpers erhöhen.

Außerdem kann sich die **Sedimentzusammensetzung** der Gewässersohle im weiteren Bereich der Baggerstelle verändern. Dies betrifft vor allem Sedimente mit einem hohen Feinkornanteil. Das Sediment der Gewässersohle wird durch die Wasserinjektion entmischt. Feinkörniges Feststoffmaterial wird leichter resuspendiert und weist bessere Transporteigenschaften auf als grobkörniges Material. Der Feinkornanteil wird bei Wasserinjektionsbaggerungen daher eher und weiter abtransportiert als der Grobkornanteil der Gewässersohle. Infolge dessen kann es an der Baggerstelle mit der Zeit zu einer **Anreicherung der Grobkornfraktion** kommen. Eine entsprechende Veränderung der Kornverteilung der Oberflächensedimente ist insbesondere nach **lang anhaltenden Baggeraktivitäten** möglich. PRANOVI UND GIOVANARDI (1994) beobachteten z.B. bei Wasser-

injektionsbaggerungen von feinkörnigen Sedimenten in der venezianischen Lagune unmittelbar nach den ersten Baggerungen keine Veränderungen der Sedimentzusammensetzung. Nach längeren Zeiträumen ging der Feinkornanteil der Sedimente an der Baggerstelle jedoch stark zurück, der Sandanteil nahm zu.

Bei Wasserinjektionsbaggerungen ist grundsätzlich auch eine Beeinträchtigung des **Nährstoff-, Sauerstoff- und Schadstoffhaushaltes** möglich. Im Sediment sind mehr oder weniger große Mengen an Nährstoffen, sauerstoffzehrenden Substanzen und Schadstoffen gebunden. Es kann aber davon ausgegangen werden, dass bei einer minimalen Sedimentaufwirbelung der Eintrag in den Wasserkörper und damit auch die negativen Effekte auf die Stoffkreisläufe des Gewässers minimal sind.

Nicht zuletzt kann es bei Wasserinjektionsbaggerungen zu Beeinträchtigungen der **Gewässerorganismen** kommen. Die Biozönose eines Gewässers setzt sich allgemein aus den im Wasserkörper schwebenden Algen und Kleinsttieren, dem Phyto- und Zooplankton, den an der Gewässersohle lebenden Bodentieren und –pflanzen, dem Zoo- und Phytobenthos, sowie den Fischen zusammen. Wachstum und Produktion der meisten Gewässerorganismen hängen wesentlich von den Feststoffverhältnissen und der Gewässergüte ab. Erhöhte Schwebstoff-, Nährstoff- und Schadstoffgehalte sowie reduzierte Sauerstoffkonzentrationen können zu Veränderungen der Gewässerbiozönose führen. Bei jeder Art von Baggerung ist außerdem mit einer direkten Beeinträchtigung der an der Gewässersohle siedelnden Bodenorganismen zu rechnen, da Aufwuchssubstrat entfernt und Habitate zerstört werden. Eine zusätzliche Beeinträchtigung der Bodenfauna und -flora kann bei einem Anstieg der Sedimentationsrate erfolgen.

5.3.1 Schwebstoffkonzentration

Die Wasserinjektionsversuche zeigten, dass die **unmittelbaren Auswirkungen** auf den Schwebstoffhaushalt im allgemeinen **gering** sind. Bei vielen Untersuchungen zum Wasserinjektionsbaggern wurden im weiteren Bereich der Baggerstelle keine nennenswerten Veränderungen der Schwebstoffkonzentration im mittleren und oberflächennahen Wasserkörper festgestellt (ASTER, 1993; CLAUSNER et al., 1993; DAMMSCHNEIDER, 1992; ENVIRONMENTAL TRACING SYSTEMS LTD., 1996; KROHN, 1991; MARSH, 1994). Der Abtransport der mobilisierten Sedimente erfolgte ausschließlich in Form einer sohnahen Dichteströmung.

Bei einigen Untersuchungen in Tidegewässern kam es jedoch zu einer mehr oder weniger starken **Einmischung** der remobilisierten Sedimente in den Wasserkörper. Der Grad der Einmischung hing vor allem von den **Strömungsverhältnissen** ab. Bei geringerer Strömung war der Anstieg der Schwebstoffkonzentration insgesamt minimal. Bei erhöhter Strömung verteilte sich die Sedimentsuspension im ungünstigsten Fall über die gesamte Wassersäule. So stieg die Trübung bei dem Einsatz eines hydraulischen Baggers im Hafen von Savannah bei niedriger Strömung z.B. nur über dem Grund und in mittlerer Wassertiefe an (STUBER UND DAY, 1994). Bei hohen Strömungsgeschwindigkeiten trat dagegen relativ schnell nach der Injektionsbaggerung im gesamten Tiefenprofil des Wasserkörpers eine Trübungswolke auf (STUBER UND DAY, 1994).

Einen weiteren, wichtigen Einfluss auf den Grad der Einmischung der remobilisierten Sedimente in den Wasserkörper hatte die **Sedimentzusammensetzung** (ESTOURGIE, 1988). Sedimente mit einem erhöhten Feinkornanteil werden leichter in die Wassersäule eingemischt als sandiges Sedimentmaterial. Mit zunehmendem Feinkornanteil kann bereits bei geringerer Strömungsgeschwindigkeit eine Dispersion der Sedimentsuspension in der Wassersäule erfolgen.

Es ist dennoch festzustellen, dass erhöhte Schwebstoffkonzentrationen – wenn überhaupt - jeweils nur über **kurze Zeiträume** und **Entfernungen** auftraten. So wurde bei Wasserinjektionsbaggerungen im Haringvliet ausschließlich im unmittelbaren Umfeld des Injektionsgerätes ein Anstieg der Trübung festgestellt (BORST et al., 1994). Ab einer Entfernung von 20-30 m waren keine signifikanten Überschreitungen der Hintergrundwerte mehr nachweisbar. Im Baggergebiet stieg die Schwebstoffkonzentration bis auf Werte von 100 mg/l an (BORST et al., 1994). Die Hintergrundtrübung betrug etwa 15-20 mg/l. Auch während des Einsatzes einer hydrodynamischen Egge im Bereich des Jachthafens Wedel stieg die Schwebstoffkonzentration nur im direkten Umfeld der Maßnahmen an (DAMMSCHNEIDER, 1991). Bei Wasserinjektionsbaggerungen in verschiedenen anderen Tidehäfen lösten sich die Trübungswolken ebenfalls jeweils in kurzen Entfernungen innerhalb weniger Minuten wieder auf (ASTER, 1993; STUBER UND DAY, 1994; u.a.).

5.3.2 Sauerstoffhaushalt

Die **unmittelbaren Auswirkungen** von Wasserinjektionsbaggerungen auf den Sauerstoffhaushalt waren im allgemeinen ebenfalls **gering**. Eine Absenkung des Sauerstoffgehaltes war in Tidegewässern nur in wenigen Fällen und dann ausschließlich im unmittelbaren Arbeitsbereich des Gerätes sowie über kurze Zeiträume nachzuweisen.

Die Auswirkungen auf den Sauerstoffhaushalt hängen primär vom **Sedimenttransport** ab. Ein nennenswerter Rückgang der Sauerstoffkonzentration wurde im Wasserkörper nur dann beobachtet, wenn eine verstärkte Einmischung der remobilisierten Sedimente in die Wassersäule auftrat. So ging eine Absenkung der gelösten Sauerstoffkonzentration stets mit einem entsprechendem Anstieg der Schwebstoffkonzentration einher.

Bei Versuchsbaggerungen von schlickigen Sedimenten im Alten Hafen und Vorhafen von **Cuxhaven** im September 1990 trat ausschließlich im unteren Drittel der Wassersäule eine Trübungswolke auf (KROHN, 1991). Dementsprechend kam es auch nur im sohnahen Wasserkörper zu einer Absenkung der Sauerstoffkonzentration (KROHN, 1991). Die Sauerstoffkonzentration sank sohnah von etwa 9-10 mg O₂/l auf etwa 6-7 mg O₂/l ab (KROHN, 1991). Im oberen Bereich der Wassersäule veränderten sich die Trübung und die Sauerstoffverhältnisse nur geringfügig. Nach relativ kurzer Zeit stellten sich insgesamt wieder die ursprünglichen Gehalte ein.

Bei Wasserinjektionsbaggerungen im **Gray Harbor** im August 1987 wurden sogar nahezu keine Auswirkungen auf den Sauerstoffhaushalt festgestellt (SMITH, 1988). Die Sauerstoffkonzentration sank im Wasserkörper um maximal 0,4 mg O₂/l ab (SMITH, 1988). Der gelöste Sauerstoffgehalt bewegte sich insgesamt zwischen 6,0 O₂/l und 7,2 mg O₂/l. Es ist anzunehmen, dass der Sedimenttransport im Gray Harbor ausschließlich sohnah und so gut wie keine Einmischung des remobilisierten Materials in den Wasserkörper erfolgte.

Aufgrund der Injektionsversuche im Gray Harbor lässt sich außerdem vermuten, dass die **Wassertemperatur** hinsichtlich der **unmittelbaren Auswirkungen** von Injektionsbaggerungen auf den Sauerstoffgehalt eines Gewässers von **untergeordneter Bedeutung** ist. So war die Wassertemperatur bei den Wasserinjektionsbaggerungen von schlickigen Sedimenten im Gray Harbor im August 1987 relativ hoch Wassertemperatur (SMITH, 1988). Im Umfeld des Injektionsgerätes wurden dennoch keine nennenswerten Auswirkungen auf die gelöste Sauerstoffkonzentration festgestellt.

Die **längerfristigen Auswirkungen** von Wasserinjektionsbaggerungen auf den Sauerstoffhaushalt von Tidegewässern wurden im Rahmen der vorliegenden

Untersuchungen **nicht bestimmt**. Es erfolgte jeweils eine zu schnelle Verteilung der suspendierten Feststoffe und freigesetzten sauerstoffzehrenden Substanzen im Strom, dass ihre Transportwege nach kurzen Entfernungen von der Baggerstelle nicht mehr verfolgt werden konnten.

Der Sauerstoffhaushalt wird langfristig vor allem durch **biologische Oxidationsvorgänge** beeinflusst. Biologische Oxidationsprozesse setzen - im Gegensatz zu den spontan ablaufenden chemischen Oxidationsvorgängen - zeitlich verzögert ein, können aber über Wochen, Monate und Jahre andauern.

Bei erhöhten Wassertemperaturen sind biologische Umsetzungsprozesse allgemein gesteigert, das Sauerstoffzehrungspotential von suspendierten Sedimenten ist generell erhöht. Längerfristige Effekte auf den Sauerstoffhaushalt sind während der **warmen Jahreszeit** deshalb generell kritischer zu bewerten als bei niedrigen Wassertemperaturen. Dies gilt vor allem für die Remobilisierung von alten, feinkörnigen, organikreichen Sedimentablagerungen.

5.3.3 Schadstoffhaushalt

Bei Wasserinjektionsbaggerungen sind grundsätzlich auch Auswirkungen auf den Schadstoffhaushalt des Gewässers möglich. In Sedimenten können je nach Herkunft und Zusammensetzung des Materials erhöhte Gehalte an Schadstoffen vorliegen. Die Mobilisierung von höher belasteten Sedimenten kann daher einen Anstieg der Sedimentbelastung in angrenzenden Gewässerbereichen zur Folge haben, insbesondere wenn das Baggergut in weniger belastete Gewässerabschnitte verfrachtet und dort abgelagert wird. Entsprechende **Untersuchungen** sind beim Wasserinjektionsbaggern aufgrund des nicht kontrollierbaren Sedimenttransportes bisher allerdings **nicht bekannt**.

Bei Sedimentsuspendierungen können außerdem feststoffgebundene Schadstoffe freigesetzt und dadurch ein Anstieg der **ökotoxikologischen Effekte** bei Gewässerorganismen hervorgerufen werden. Freie, gelöste Schadstoffe wirken deutlich toxischer als schwer lösliche oder partikelgebundene Schadstoffe. Die Bioverfügbarkeit von gelösten Schadstoffen ist erhöht. Sie können von Gewässerorganismen im Gegensatz zu feststoffgebundenen Schadstoffen direkt aus dem Wasserkörper über die Haut oder die Kiemen aufgenommen werden.

Die Literaturdaten hinsichtlich der Schadstofffreisetzung und ökotoxikologischen Auswirkungen beim Wasserinjektionsbaggern sind ebenfalls rar. Es liegen diesbezüglich lediglich die Untersuchungsergebnisse von BORST et al. (1994) sowie von STUBER UND DAY (1994) vor. Aufgrund dessen ist beim Wasserinjektionsbaggern grundsätzlich mit Schadstofffreisetzungen zu rechnen.

BORST et al. (1994) untersuchten die Freisetzung von **organischen Schadstoffen** bei Wasserinjektionsbaggerungen von höher belasteten Sedimenten im **Haringvliet**. Die chemischen Analysen von Wasserproben zeigten eindeutig erhöhte PAH-Gehalte im Bereich der Trübungswolke (BORST et al., 1994).

Bei den Untersuchungen von STUBER UND DAY (1994) während Wasserinjektionsbaggerungen im **Hafen von Savannah** im September 1992 und Januar 1993 wurden signifikante Schadstofffreisetzungen der **Schwermetalle** Chrom, Blei und Zink festgestellt. Die gelöste Konzentration von Chrom erhöhte sich während der Wasserinjektionsbaggerungen im September 1992 auf 0,016 mg/l und im Januar 1993 auf bis zu 0,046 mg/l (STUBER UND DAY, 1994). Für Blei wurden im September 1992 Werte von 0,0053 mg/l, für Zink im September 1992 Werte von 0,047 mg/l und 0,021 mg/l im Januar 1993 gemessen. Alle anderen 12 getesteten Schwermetalle lagen unterhalb der Nachweisgrenze. Aufgrund von **Biotests** konnte keine toxische Wirkung des Wasserkörpers nachgewiesen werden (STUBER UND DAY, 1994).

Die Schadstofffreisetzungsraten bei Sedimentbewegungen sind von verschiedenen Faktoren abhängig. Dazu zählen u.a.:

- Schadstoffbelastung der Sedimente
- Sedimentzusammensetzung (Feinkornanteil)
- Redoxverhältnisse
- Wasserqualität (pH-Wert, Salinität, Gehalt an gelösten organischen Substanzen und Komplexbildnern u.a.)
- Temperatur / Jahreszeit.

Die Mobilisierung von **Schwermetallen** aus Sedimenten wird in erster Linie durch die Oxidation sulfidischer Mineralien und organischer Substanzen bewirkt. Die Metallfreisetzung hängt deshalb wesentlich von den **Redoxverhältnissen** ab. Experimente mit Sedimenten des Gullmarshfjorden (Schweden) zeigten z.B. dass Kobalt, Mangan und Eisen unter aeroben Bedingungen nicht aus den Sedimenten freigesetzt werden, wohl aber unter anaeroben Bedingungen (SUNDBY et al., 1986). Schwermetalle liegen in Sedimenten zu hohen Anteilen als Sulfide präzipitiert vor, insbesondere in anaeroben Sedimenten. Bei der Einbringung des Sedimentmaterials in ein Gewässer werden die sulfidischen Verbindungen oxidiert, wodurch ein Teil der meisten Schwermetalle freigesetzt werden kann.

Die Freisetzungsraten der einzelnen Schwermetalle sind außerdem **elementspezifisch** (FÖRSTNER UND AHLF, 1992; MAES, 1994). Nach FÖRSTNER UND AHLF (1992) wird Cadmium bei der Suspendierung von Schlamm aus dem Hamburger Hafen zu relativ hohen Anteilen (ca. 16 %), Kupfer hingegen nur zu geringen Anteilen (ca. 1 %) freigesetzt. Für verschiedene organische Schadstoffe wurde ebenfalls eine stoffspezifische Desorptionskinetik festgestellt (HELLMANN, 1996).

Die Freisetzung **organischer Schadstoffe** wird außerdem entscheidend durch den Gehalt an **partikulärem organischen Material** im Sediment sowie die Konzentration an **gelösten organischen Substanzen**, wie Huminstoffen und Fulvonsäuren, bestimmt (DELBEKE et al., 1994; GOOSSENS UND ZWOLSMAN, 1996). FÖRST et al. (1994) wiesen außerdem nach, dass die Bindung von Chlorbiphenylen und Chlorphenolen an Sedimente wesentlich von dem Ölgehalt beeinflusst wird. Faktoren wie pH-Wert, Temperatur und Sedimentzusammensetzung sind für die Desorptions- bzw. Adsorptionsprozesse von organischen Schadstoffen dagegen nur von untergeordneter Bedeutung.

Es ist allgemein festzuhalten, dass sich Schadstofffreisetzungen bei den vorliegenden Untersuchungen stets auf den **unmittelbaren Arbeitsbereich** des Wasserinjektionsgerätes beschränkten. Die aus den gebaggerten Sedimenten freigesetzten Schadstoffen wurden im Gewässer innerhalb kurzer Zeiträume **erneut gebunden**. Ein Großteil der gelösten organischen Substanzen kann relativ rasch von Schwebstoffmaterial readsorbiert werden. Auch die bei Sauerstoffeintrag aus sulfidischen Verbindungen freigesetzten Metallionen können größtenteils von organischen Feststoffkomponenten, wie z.B. Algen, wieder adsorbiert werden. Zusätzlich findet eine Adsorption an frisch gefällte Eisenhydroxide und -oxyhydrate statt, die während der Oxidation gebildet wurden. Freie Metallionen reagieren im Wasserkörper außerdem schnell zu Poly-Ionen oder bilden mit verschiedenen gelösten anorganischen und organischen Substanzen komplexe Verbindungen.

Wasserinjektionsbaggerungen von stärker belasteten Sedimenten sind dennoch eher als kritisch zu bewerten, da eine Freisetzung und Desorption der Schadstoffe ihre **Bioverfügbarkeit erhöhen** können (SULLIVAN UND MURRAY, 1999). Dies gilt insbesondere für Metalle aus anoxischen Sedimenten. Die aus anaeroben Sedimenten freigesetzten Schwermetalle liegen nach einer Desorption an Feststoffen im allgemeinen nicht mehr in einer sulfidischen, schwer löslichen

Verbindung, sondern in einer kationenaustauschbaren, leicht löslichen Bindung vor.

Die Bioverfügbarkeit und Toxizität von Schadstoffen ist darüber hinaus von der biologischen Aktivität abhängig. Ökotoxikologische Auswirkungen sind bei Wasserinjektionsbaggerungen deshalb eher bei **erhöhten Wassertemperaturen** möglich.

5.3.4 Biozönose

Beim Wasserinjektionsbaggern ist wie auch bei anderen Baggerverfahren mit Beeinträchtigungen der Gewässerbiozönose zu rechnen. Die Entfernung und Verdriftung von Bodenmaterial, ein möglicher Anstieg der Schwebstoffkonzentration sowie eine Verschlechterung der Wasserqualität können generell zu vielfältigen Auswirkungen bei den Gewässerorganismen führen.

Der Einfluss des Wasserinjektionsbaggerns auf die Gewässerorganismen ist **weitestgehend ungeklärt**. Die Literaturdaten hinsichtlich der Auswirkungen von Wasserinjektionsbaggerungen auf die Gewässerbiozönose sind insgesamt rar. Insbesondere zu den Effekten bei Fischen sind bisher so gut wie keine Untersuchungsergebnisse bekannt. Die wenigen, vorliegenden Untersuchungen beziehen sich vor allem auf die Effekte bei den Bodentieren im Bereich der Baggermaßnahme.

5.3.4.1 Zoobenthos

Bei Wasserinjektionsbaggerungen ist bei den Bodentieren grundsätzlich mit Beeinträchtigungen zu rechnen. Durch die Entfernung von Bodenmaterial werden Habitate zerstört. Die Organismen können bei der Resuspendierung von Sediment direkt geschädigt oder mit der Strömung im Gewässer verdriftet werden. Sog. erhöhte Feststoffkonzentrationen können außerdem im weiteren Umfeld der Baggermaßnahme zu Beeinträchtigungen des Zoobenthos führen. Insbesondere bei suspensionsfressenden Bodentieren, den Strudlern und Filtrierern, ist mit Auswirkungen zu rechnen. An der Baggerstelle sind daher ein Rückgang der Artenvielfalt und Individuendichte sowie der Biomasse des Zoobenthos nicht auszuschließen.

Der **Kenntnisstand** zu den Effekten von Wasserinjektionsbaggerungen auf die Bodenorganismen ist **rar**. Es sind nur wenige Untersuchungen zur Zoobenthosbesiedlung bei Wasserinjektionsbaggerungen bekannt. Zu nennen sind die Injektionsversuche von PRANOVI UND GIOVANARDI (1994) in der venezianischen Lagune sowie von STUBER UND DAY (1994) im Hafen von Savannah.

Aufgrund der vorliegenden Literaturdaten ist im Bereich der Baggeraktivitäten aufgrund einer Entnahme des Aufwuchssubstrates **stets** mit erheblichen Beeinträchtigungen der benthischen Lebensgemeinschaft zu rechnen. So traten sowohl bei den Untersuchungen von PRANOVI UND GIOVANARDI (1994) in der venezianischen Lagune als auch von STUBER UND DAY (1994) im Hafen von Savannah unmittelbar nach Wasserinjektionsbaggerungen signifikante Veränderungen des Zoobenthos auf. In beiden Fällen konnten an der Baggerstelle jeweils nur noch einzelne benthische Organismen nachgewiesen werden. Gegenbeispiele, bei denen durch Wasserinjektionsbaggerungen keine negativen Effekte beim Zoobenthos hervorgerufen wurden, sind aus der Literatur bisher nicht bekannt.

Beeinträchtigungen des Zoobenthos sind bei Wasserinjektionsbaggerungen **unabhängig** von der **Jahreszeit** möglich. PRANOVI UND GIOVANARDI (1994) wiesen bei ihren Untersuchungen im Frühsommer 1992 in der venezianischen Lagune deutliche Auswirkungen beim Zoobenthos nach. STUBER UND DAY (1994) stellten im Bereich der Baggeraktivitäten im Hafen von Savannah sowohl im September

1992 als auch im Januar 1993 einen Rückgang der Artenvielfalt, Individuendichte und Biomasse des Zoobenthos fest.

Weitere Freilanduntersuchungen sind **nicht** bekannt, die Hinweise zu den Effekten des **sohlnahen Sedimenttransportes** auf das Zoobenthos beim Wasserinjektionsbaggern im entfernteren Bereich von der Baggerstelle liefern. Grundsätzlich kann aber davon ausgegangen werden, dass vor allem dann weit-räumige Beeinträchtigungen des Zoobenthos nicht auszuschließen sind, wenn der Abtransport der mobilisierten Sedimente über große Entfernungen in Form einer **Dichteströmung** erfolgt.

Es wurden eine Reihe von **Laborversuchen** zum Einfluss erhöhter Schwebstoffkonzentrationen auf benthische Organismen durchgeführt. Diese zeigten, dass die Auswirkungen erhöhter Schwebstoffkonzentrationen auf das Zoobenthos **art-spezifisch** variieren und damit wesentlich von der jeweiligen Zusammensetzung der zoobenthischen Lebensgemeinschaft eines Gewässers abhängen. Verschiedene Bodentiere reagieren sehr unterschiedlich. Einige Bodentiere werden in ihrer Entwicklung durch erhöhte Schwebstoffkonzentrationen begünstigt. So wiesen BERNAT et al. (1994) sowie KÖPCKE UND KAUSCH (1996) für den in der Unterelbe häufig anzutreffenden Glaskrebs *Neomysis integer* die höchsten Individuenzahlen bei erhöhten Schwebstoffkonzentrationen nach. Andere Bodentiere dagegen werden durch erhöhte Schwebstoffkonzentrationen in ihrer Entwicklung gehemmt. Am stärksten werden durch erhöhte Schwebstoffgehalte filtrierende und suspensionsfressende Vertreter des Zoobenthos (z.B. Muscheln und Polychaeten) sowie die planktonischen Larven benthischer Makrozoen (z.B. von Amphipoden, Mysidaceen u.a.) beeinträchtigt.

Die meisten Untersuchungen hinsichtlich der Auswirkungen erhöhter Schwebstoffkonzentrationen wurden bisher mit **Muscheln** durchgeführt (ESSINK, 1995 und 1996; HAGENDORFF et al., 1996). Eine Festlegung von Schwebstoffgrenzwerten ist aber auch für Muscheln nicht möglich. Es können je nach Art bzw. Vorleben der Organismen und je nach Lebensstufe (Ei, Larve oder Adult) unterschiedlich hohe Konzentrationen toleriert werden. Einige Muschelarten werden bereits durch einen zeitweiligen Anstieg der Schwebstoffkonzentration von etwa 10-20 % beeinträchtigt (ESSINK, 1995 und 1996). Verschiedene andere Muscheln dagegen besitzen eine bessere Anpassungsfähigkeit an erhöhte Schwebstoffkonzentrationen. Die Muschelarten *Mytilus edulis*, *Cerastoderma edule* und *Mya arenaria* sind z.B. an Schwebstoffkonzentrationen von bis zu 300 mg/l adaptiert (ESSINK, 1995).

Die Empfindlichkeit der Bodentiere gegenüber hohen Schwebstoffkonzentrationen ist außerdem von ihrer **Stoffwechselaktivität** abhängig. Die Stoffwechselaktivität der kaltblütigen Benthostiere ist unmittelbar an die **Wassertemperatur** gekoppelt. Es kann davon ausgegangen werden, dass die negativen Effekte durch sohlnah erhöhte Schwebstoffkonzentrationen während der kälteren Jahreszeit grundsätzlich geringer sind als bei hohen Temperaturen (ESSINK, 1995).

Zu Beeinträchtigungen des Zoobenthos kann es bei Wasserinjektionsbaggerungen nicht zuletzt auch bei einer **erneuten Sedimentation** des verdrifteten Materials in anderen Gewässerabschnitten kommen (STUBER UND DAY, 1994). Dies gilt insbesondere bei einer wiederholten Sedimentation in demselben Gewässerabschnitt. Durch die Ablagerung von Feststoffmaterial auf der Gewässersohle wird der Stoffaustausch zwischen Wasser und Sediment verringert bzw. unterbrochen. Erhöhte Sedimentationsraten können zu Verschüttungen und damit zum Erstickten von Bodentieren führen.

Es sind **keine in situ-Untersuchungen** zur Auswirkung von Sedimentablagerungen auf das Zoobenthos bei Wasserinjektionsbaggerungen bekannt. Zur

ersten Einschätzung können allerdings die im Zusammenhang mit Baggergutumlagerungen gewonnenen Untersuchungsergebnisse herangezogen werden. Aufgrund dessen ist in den Sedimentationsgebieten grundsätzlich mit Beeinträchtigungen des Zoobenthos zu rechnen. Bei einer Reihe von Umlagerungsversuchen wurde in den Gewässerbereichen, wo eine Ablagerung von suspendiertem Sedimentmaterial stattgefunden hatte, ein Rückgang der Besiedlungsdichte und der Artenvielfalt sowie eine Veränderung der Populationszusammensetzung des Zoobenthos beobachtet. Nur in Einzelfällen wurde bei erhöhten Sedimentationsraten an der Gewässersohle keine Störung des Zoobenthos ausgelöst. Das Ausmaß der Beeinträchtigungen hing jeweils entscheidend von der **spezifischen Benthosbesiedlung**, insbesondere ihrer Beweglichkeit und damit ihrer Fähigkeit nach Verschüttungen wieder an die Oberfläche zu kriechen sowie ihrer Toleranz gegenüber Sauerstoffmangelsituationen, ab.

Einen wesentlichen Einfluss hat außerdem das **Ausmaß der Baggeraktivitäten**. Die Effekte von Sedimentablagerungen auf das Zoobenthos hängen primär von der **Ablagerungsrate** und **-dauer** an ein und demselben Standort ab. Die Toleranz von Bodentieren gegenüber lang anhaltenden, erhöhten Sedimentationsraten ist deutlich geringer als gegenüber kurzfristigen, einmaligen Verschüttungen (ESSINK, 1995 und 1996).

Auch die **Zusammensetzung der abgelagerten Sedimente** von Bedeutung (ESSINK, 1995 und 1996; MITCHELL, 1989). Es kann grundsätzlich davon ausgegangen werden, dass die Überlebenschance des Zoobenthos nach Sedimentablagerungen umso größten ist, je **ähnlicher** die Zusammensetzung des abgelagerten Materials und des ursprünglichen Sedimentes der Gewässersohle ist. Die negativen Auswirkungen von Sandablagerungen sind außerdem generell geringer als von Schlickablagerungen. Sandige Sedimente können von Bodentieren allgemein besser durchwandert werden als schlickige Sedimente. In Sand ist zusätzlich eine bessere Sauerstoffversorgung gewährleistet als in Schlick.

Es ist allgemein festzustellen, dass gestörte Flächen erneut besiedelt werden können. Die für die **Wiederbesiedlung** erforderliche **Zeitdauer** ist allerdings äußerst **variabel** (ESSINK, 1995 und 1996). In einigen Fällen werden gestörte Sedimentflächen relativ schnell, über einen Zeitraum von wenigen Wochen wieder besiedelt. In anderen Fällen kann die Wiederbesiedlung sehr lange Zeiträume von mehreren Jahren in Anspruch nehmen. Bei den Wasserinjektionsbaggerungen in der venezianischen Lagune erfolgte die Wiederbesiedlung z.B. über etwa 2 Monate (PRANOVI UND GIOVANARDI, 1994).

Die Wiederbesiedlung einer gestörten Fläche hängt von der **Regenerationsfähigkeit** der ursprünglichen Benthospopulation ab. Langlebige Arten haben lange Regenerationszeiten und ein nur geringes Wiederbesiedlungspotential. Kurzlebige, euryhaline und eurypotente Arten dagegen können gestörte Flächen innerhalb weniger Wochen bis maximal nach 1-2 Jahren wieder besiedeln (GOSSELCK, 1996).

In **strömungsarmen Bereichen** ist grundsätzlich von einer **geringeren Wiederbesiedlungsrate** auszugehen als in stark durchströmten Gewässerabschnitten. So führten Baggerungen in den Flachwasserbereichen des holländischen Wattenmeeres zu einer lang andauernden Störung des Zoobenthos (VAN DER VEER et al., 1985). Über einen Zeitraum von über 15 Jahren war keine Wiederbesiedlung festzustellen. In tieferen Zonen des Ästuars mit hohen Strömungsgeschwindigkeiten dagegen erfolgte die Wiederbesiedlung der Gewässersohle innerhalb von 1-3 Jahren. Das Zoobenthos instabiler Sedimente ist an physikalischen Streß angepaßt und weist im allgemeinen eine hohe Regenerationsfähigkeit auf. Außerdem sind die passiven Einträge adulter Tiere und planktonischer Larven in stark durchströmten Gewässerabschnitten erhöht. Passive Einträge mit der Strömung sind für die Wiederbesiedlung gestörter Flächen von erheblicher

Bedeutung. Für die Wiederbesiedlung einer gestörten Fläche ist die **Besiedlungsstruktur an Randgebieten** von Bedeutung. Zusätzlich zu passiven Einträgen zählt das aktive Einwandern (Kriechen oder Schwimmen) adulter Tiere, wie z.B. von Kleinkrebsen, *Gammarus spec.*, zu den wichtigen Wiederbesiedlungsstrategien der Benthosfauna.

Durch die Wiederbesiedlung einer gestörten Sedimentfläche findet häufig eine **Veränderung der Zoobenthosstruktur und -zusammensetzung** statt. Die ursprüngliche Lebensgemeinschaft wird in vielen Fällen nicht wieder hergestellt. So wurde die Baggerstelle in der venezianischen Lagune 2 Monate nach den Wasserinjektionsversuchen z.B. vorwiegend von kleineren Arten besiedelt (PRANOVI UND GIOVANARDI, 1994). Mit derartigen langfristigen Veränderungen der Zoobenthosbesiedlung ist bei Wasserinjektionsbaggerungen insbesondere bei einer **Veränderung der Korngrößenzusammensetzung** der Oberflächensedimente zu rechnen (PRANOVI UND GIOVANARDI, 1994).

5.3.4.2 Fische

Die Auswirkungen von Wasserinjektionsbaggerungen auf die Fischfauna sind so gut wie nicht untersucht. Aufgrund eines zu raschen Abtransportes und einer zu großflächigen Verteilung der resuspendierten Sedimente konnte die Fernwirkung von Wasserinjektionsbaggerungen auf die Fischfauna bisher nicht ausreichend geklärt werden.

Einzeluntersuchungen führten STUBER UND DAY (1994) im Hafen von Savannah im September 1992 und Januar 1993 durch. Aufgrund der Untersuchungen von STUBER UND DAY (1994) kann jedoch nur abgeleitet werden, dass Wasserinjektionsbaggerungen nicht zwangsläufig zu einem vollständigem Abwandern der Fische führen. Bei den Wasserinjektionsbaggerungen im Hafen von Savannah wurden im September 1992 und im Januar 1993 an allen beprobten Stationen noch Fische festgestellt (STUBER UND DAY, 1994). Weiterführende Untersuchungsergebnisse sind derzeit nicht bekannt.

Bei Wasserinjektionsbaggerungen ist eine Beeinträchtigung der Fischfauna grundsätzlich nicht auszuschließen. Negative Auswirkungen auf die Fische sind bei einem Anstieg der Schwebstoffkonzentration im Wasserkörper, einer erhöhten Ablagerung der mobilisierten Sedimente an der Gewässersohle, Schadstofffreisetzungen aus dem suspendierten Baggergut, einer Aufnahme und Anreicherung der freigesetzten und sedimentgebundenen Schadstoffe über die Nahrungskette (Bioakkumulation) sowie bei einer Absenkung der Sauerstoffkonzentration im Gewässer infolge der Wasserinjektionsbaggerung möglich. Die Effekte auf die Fische sind material-, gebiets- und besiedlungsspezifisch.

Insgesamt kann festgestellt werden, dass bei jeder Art von Sedimentbewegung im Gewässer insbesondere dann Beeinträchtigungen der Fischfauna möglich sind, wenn diese in **Zeiten erhöhter biologischer Aktivitäten** erfolgen und die **Laich-, Aufwuchs- und Weidegebiete** von Fischen betroffen werden (MEYER-NEHLS, 1998).

6 Untersuchungen in Hamburg

Das Wasserinjektionsverfahren wurde auch in Hamburg intensiv untersucht. In Hamburg fallen zur Sicherung der Wassertiefen beträchtliche Mengen Baggergut an. Im Bereich des Hamburger Hafens werden jährlich im Mittel rund 2 Mio. m³ Elbsedimente gebaggert. Aufgrund der Schadstoffbelastung wurde das Baggergut bisher größtenteils an Land behandelt und untergebracht.

Seit der politischen Wende hat sich die Gewässergüte der Elbe insgesamt deutlich verbessert. Auch die Schadstoffbelastung der Elbsedimente ist in den letzten Jahren allgemein zurückgegangen. Infolge dessen können in Hamburg in neuerer Zeit zunehmend hydrodynamische Baggerverfahren angewendet werden. Heute werden in Hamburg jährlich rund 400.000 m³ Baggergut mit hydrodynamischen Verfahren bewegt.

6.1 Schlickeggen

In der Vergangenheit wurde in Hamburg zunächst die Schlickegge eingesetzt. Das Aufwirbeln der Sedimente erfolgte anfangs durch mechanisches Aufharken, später auch mit Pressluftunterstützung. Bei diesem herkömmlichen Verfahren wurden der Feststoffhaushalt und die Gewässergüte z.T. erheblich beeinflusst.

So fand bei Untersuchungen zum Schlickeggen im **Hamburger Hafen** im allgemeinen eine relativ **starke Einmischung** des Sedimentmaterials in den Wasserkörper statt. Die Folgen waren bei vielen Untersuchungen ein beträchtlicher Anstieg von Trübung, Sauerstoffzehrung und Nährstoffkonzentration im Elbwasser (FRITZ et al., 1985; HAGGE et al., 1986; KAUSCH, 1986; KAUSCH et al., 1986). Bei Schlickeggungen im Hohe-Schaar-Hafen im Dezember 1985 stieg die Schwebstoffkonzentration im oberen Wasserkörper z.B. um das 10- bis 100-fache an (KAUSCH, 1986; KAUSCH et al., 1986). Die Sauerstoffkonzentration sank in 3 m Wassertiefe um bis zu 4,4 mg O₂/l ab (KAUSCH, 1986; KAUSCH et al., 1986). Die Ammoniumkonzentration stieg im oberen Wasserkörper außerdem um bis zu 1,7 mg NH₄⁺-N/l an. Die Auswirkungen des Schlickeggens auf den Schadstoffhaushalt wurden im Rahmen der Untersuchungen im Hamburger Hafen nicht bestimmt. Es sind aber auch diesbezüglich Beeinträchtigungen möglich (FÖRSTNER, 1986).

Die Auswirkungen der Schlickegge beschränkten sich in der Regel nicht nur auf den unmittelbaren Einflussbereich der Baggeraktivitäten. Bei den Untersuchungen zum Schlickeggen im Hamburger Hafen wurde wiederholt im **gesamten Hafenbecken** ein starker Anstieg der Schwebstoffkonzentration und ein deutlicher Rückgang der Sauerstoffkonzentration gemessen (FRITZ et al., 1985; HAGGE et al., 1986; KAUSCH, 1986; KAUSCH et al., 1986). Im Nahbereich der Schlickegge waren die Veränderungen der Gewässergüte jeweils am ausgeprägtesten.

Bei den Eggemaßnahmen im Hohe-Schaar-Hafen im Dezember 1985 wurde auch in der **angrenzenden Stromelbe** unterhalb der Hafeneinfahrt ein Anstieg der Schwebstoffkonzentration beobachtet (KAUSCH, 1986; KAUSCH et al., 1986). Die Schwebstoffkonzentration stieg in 3 m Wassertiefe von ca. 15-30 mg/l auf 208 mg/l. Der Sauerstoffgehalt blieb in der Stromelbe ober- und unterhalb der Hafeneinfahrt jeweils unverändert. Eine Beeinflussung des Ammoniumgehaltes konnte durch das Sedimenteggen im Hohe-Schaar-Hafen im Dezember 1985 an den stromab- und stromaufgelegenen Stationen in der Süderelbe ebenfalls nicht festgestellt werden (KAUSCH, 1986; KAUSCH et al., 1986).

Die Auswirkungen des Schlickeggens auf den **Feststoffhaushalt** der Elbe hingen wesentlich von der **Zusammensetzung des Sedimentmaterials**, insbe-

sondere dem Feinkornanteil der Sedimente, ab. Bei den Untersuchungen von Kausch (1986) nahmen die Schwebstoffkonzentrationserhöhungen z.B. während eines mehrtägigen Einsatzes der Schlickegge mit der Zeit deutlich ab. Sehr hohe Schwebstoffgehalte traten nur am ersten Tag des Schlickeggens auf. Am dritten Tag der Eggmaßnahmen stieg die Schwebstoffkonzentration im Hohe-Schaar-Hafen nur noch auf das 10fache an. Der starke Rückgang des Trübungsanstieges am dritten Tag der Eggmaßnahme wird von KAUSCH (1986) damit erklärt, dass während des mehrtägigen Schlickeggens der größte Teil des feinkörnigen Materials mit der Zeit ausgeschwemmt worden ist. So nahm der Feinkornanteil der Hafensedimente während der Schlickeggungen im Hohe-Schaar-Hafen deutlich ab. Der Glühverlust der Sedimente ging ebenfalls zurück (KAUSCH, 1986).

Auch hinsichtlich der Auswirkungen des Schlickeggens auf den **Sauerstoffhaushalt** des Gewässers ist u.a. der **Feinkornanteil** der Sedimente von wesentlicher Bedeutung. Mit zunehmendem Feinkornanteil und Anaerobiegrad nimmt das Sauerstoffzehrungspotential von Sedimenten deutlich zu. Beim Eggen von schlickigen, anaeroben Sedimenten ist daher **unabhängig** von der **Jahreszeit** mit einer Beeinträchtigung des Sauerstoffhaushaltes zu rechnen. So ging der gelöste Sauerstoffgehalt während des Schlickeggens im Hohe-Schaar-Hafen im Dezember 1985 deutlich zurück, obwohl die Wassertemperatur relativ niedrig war. Sie lag bei 6,6-6,9 °C.

6.2 Wasserinjektionsbaggern

Seit Mitte der 80er Jahre wird das anfänglich angewandte Verfahren des Schlickeggens zunehmend durch das hydraulische Wasserinjektionsverfahren ergänzt. Aufgrund einer deutlich besseren Umweltverträglichkeit wurde die Technik des Schlickeggens 1987 in Hamburg gänzlich durch das Wasserinjektionsbaggern abgelöst.

In Hamburg wurden umfangreiche Wasserinjektionsversuche vorgenommen. Der Hamburger Hafen befindet sich im tidebeeinflussten Bereich der Elbe (Abbildung 15) und ist durch eine **hohe Hydrodynamik** gekennzeichnet. Dementsprechend sind auch die **Feststofftransportverhältnisse** der Tideelbe **äußerst komplex** und **variabel**. Im hamburgischen Bereich der Elbe werden in Abhängigkeit von Tidephase, Oberwasser und Jahreszeit im Quer-, Längs- und Vertikalprofil unterschiedliche Feststoffe in z.T. stark unterschiedlichen Konzentrationen transportiert und abgelagert (FANGER et al., 1989; GRABEMANN et al., 1996; SONDERFORSCHUNGSBEREICH SFB, 1994).

So besteht das Gewässerbett der **Fahrrinne** im heutigen Zustand überwiegend aus **Sand und Steinen** (CHRISTIANSEN, 1996). Der Fahrrinnenbereich ist durch eine ausgeprägte **Riffelstruktur** gekennzeichnet, die sich aufgrund natürlich ständig wechselnder Sedimentations- und Erosionsvorgänge verändert. In Riffelstrecken ist in jeder Tide z.B. eine Sohlschicht von ca. 2 m Mächtigkeit in Bewegung (WERNER UND HOFFMANN, 1996).

In den **Randbereichen** und **Hafenbecken** dagegen dominiert der Eintrag von feinkörnigem Feststoffmaterial. Die Gewässersohle besteht vorwiegend aus **Feinsanden und Schlick** (CHRISTIANSEN, 1996; MAAß et al., 1997). Die Dynamik der Sohlstruktur ist gering. Die Transportkraft der strömungsberuhigten Zonen ist insgesamt nur gering. Die Randbereiche der hamburgischen Tideelbe und die Hamburger Hafenbecken stellen daher eher **Sedimentationsgebiete** dar. Feststoffe, die sich einmal abgelagert haben, bleiben dort außerdem in der Regel liegen.

Wasserinjektionsversuche wurden im hamburgischen Bereich der Tideelbe sowohl in einem **Hafenbecken**, dem Köhlfleet, als auch in der **Stromelbe** unmittelbar unterhalb des Hamburger Hafens durchgeführt (Abbildung 15). Aufgrund der hohen Komplexizität der Feststofftransportverhältnisse wurde schwerpunktmäßig der **Sedimenttransport** untersucht. Es wurden aber auch die Auswirkungen auf die **Gewässergüte** überprüft.

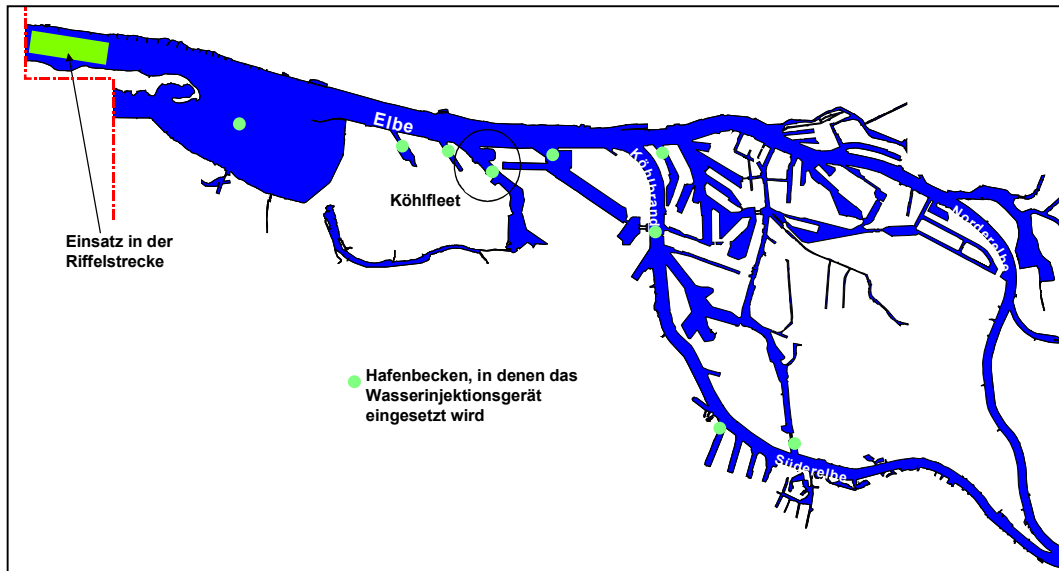


Abbildung 15: Hamburger Hafen mit Einsatzbereichen des Wasserinjektionsgerätes.

6.3 Anwendung im Köhlfleet

Die Wasserinjektionsversuche im Köhlfleet wurden im November 1997 durchgeführt (WITTE et al., 1998a-c). Der Köhlfleet befindet sich im westlichen Bereich des Hamburger Hafens. Die genaue Lage und Geometrie des Köhlfleets ist Abbildung 16 zu entnehmen.

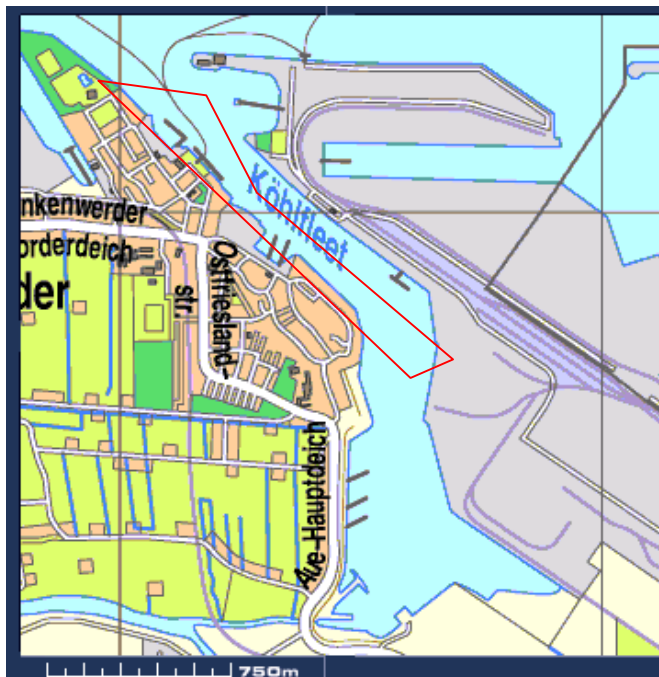


Abbildung 16: Köhlfleet mit Einsatzbereich des Wasserinjektionsgerätes.

Die Wasserinjektionsbaggerungen wurden ausschließlich während der Ebbe-phase vorgenommen. Der Oberwasserabfluss war während der Untersuchungen im Köhlfleet relativ gering. Die Abflussrate lag an der Messstation Neu Darchau bei etwa 300 m³/s. In der Zeit vor den Baggerarbeiten war der Oberwasserabfluss jedoch hoch und die Sedimentation im Hamburger Hafen relativ gering. Infolge dessen betrug die abzuarbeitende Sedimentschicht nur etwa 1-1,5 m.

Bei den Versuchen im Köhlfleet im November 1997 wurden vor, während und nach Injektionsbaggerungen Messungen zum Sedimenttransport, zur Sedimentbeschaffenheit und zur Wasserqualität vorgenommen.

6.3.1 Sedimenttransport

6.3.1.1 Messstrategie

Zur Bestimmung des Sedimenttransportes wurden ein **optisches Mehrbereichs-Siltmeter** für den bodennahen Bereich und ein **ADCP** (Acoustic Doppler Current Profiler) für die Ausbreitung im darüber liegenden Wasserkörper eingesetzt (Witte et al., 1998a). Um detaillierte Erkenntnisse zu den Remobilisierungs- und Transportprozessen zu gewinnen, wurden insgesamt nahezu 600 Vertikalprofile gemessen.

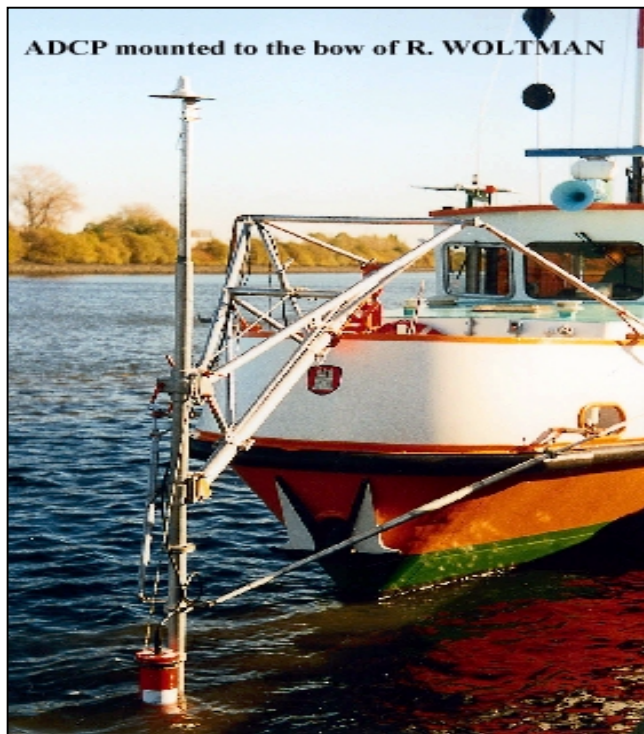


Abbildung 17: ADCP-Messung bei Wasserinjektionsbaggerung im Köhlfleet im November 1997.

Aufgrund der hohen natürlichen Schwankungsbreite der Schwebstoffkonzentration in der Tideelbe wurde vom 20.10. bis 23.10.1997 zunächst eine **4-tägige Vorlaufmessung** im Köhlfleet und in der angrenzenden Stromelbe vorgenommen. Nachfolgend fand in der Zeit vom 03.11. bis 07.11.1997 eine **einwöchige Messung** zum Sedimenttransport **während Wasserinjektionsbaggerungen** im Köhlfleet statt. Die Messungen erfolgten zum größten Teil auf Zick-Zack-Kursen, die teilweise dem Wasserinjektionsgerät folgend gefahren wurden.

6.3.1.2 Untersuchungsergebnisse

Die **Vorlaufmessungen** zeigten im **Köhlfleet** relativ geringe Schwebstoffkonzentrationen. Die natürliche Schwebstoffkonzentration lag zu diesem Zeitpunkt in einer Größenordnung von etwa 25 mg/l. Der Schwebstoff war gleichmäßig über die Wassersäule verteilt. Höhere Schwebstoffkonzentrationen traten lediglich im Eingangsbereich des Köhlfleet auf. Die Werte lagen dort zwischen 40 mg/l und 100 mg/l. Die geringfügig erhöhten Schwebstoffkonzentrationen waren strömungsbedingt auf die westliche Seite des Köhlfleet-Einganges beschränkt.

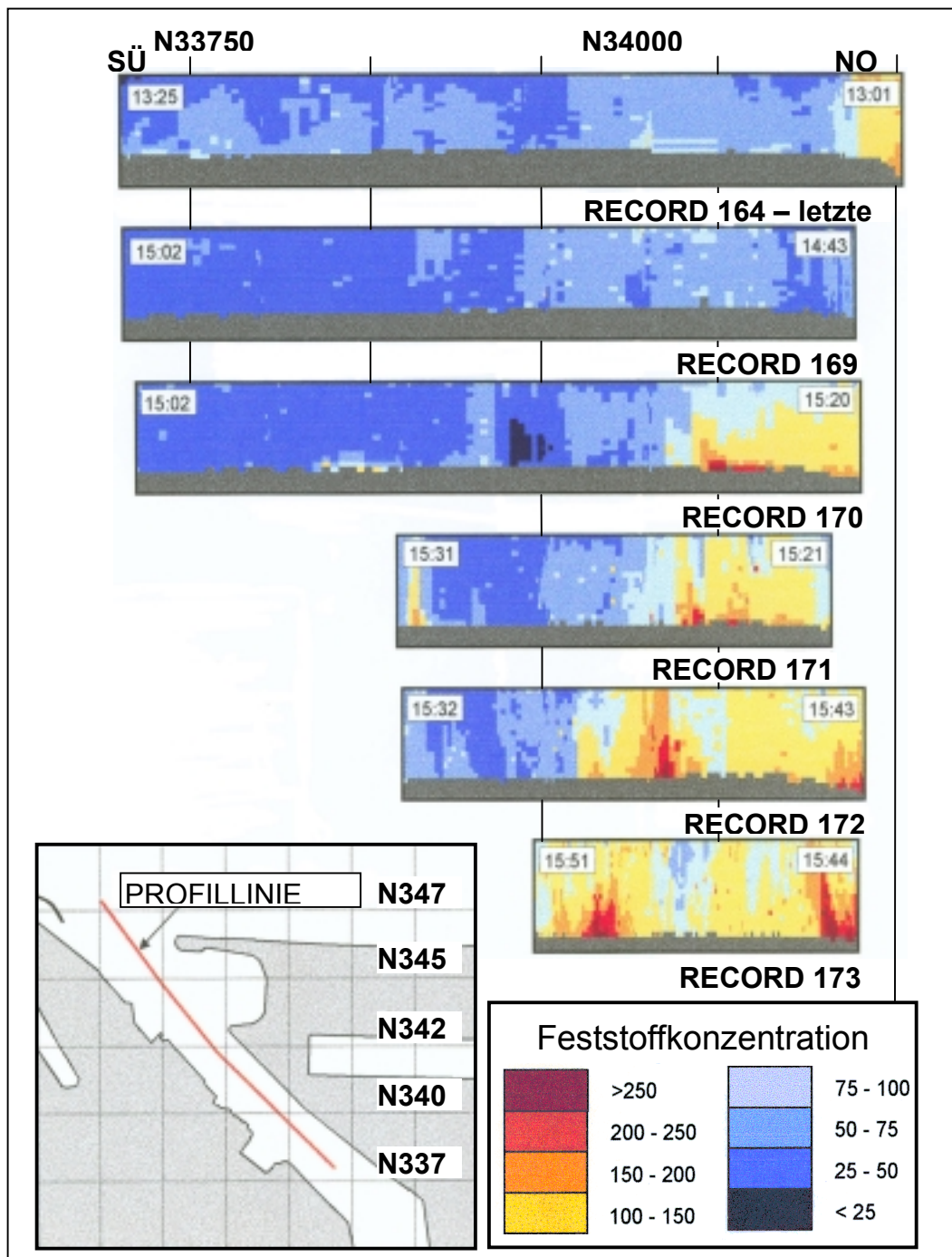


Abbildung 18: Schwebstoffkonzentration bei Wasserinjektionsbaggerung im Köhlfleet am 06.11.1997 bei ablaufendem Wasser (ADCP-Längsprofile).

In der **Stromelbe** wurden in unregelmäßigen Abständen **Schwebstoffwolken** hoher Konzentrationen beobachtet. Besonders ausgeprägt traten diese natür-

lichen Schwebstoffwolken im unteren Wasserkörper auf. Es wurden dort Werte zwischen 400 mg/l und bis zu 3.120 mg/l registriert. Die Schwebstoffwolken konnten über weite Entfernungen von mindestens 3 Kilometern verfolgt werden und erwiesen sich über einen Zeitraum von etwa 1,5 Stunden als außerordentlich stabil. Auch während der Hauptmessung wurden in der Stromelbe in der unteren Wassersäule z.T. sehr hohe natürliche Schwebstoffkonzentrationen festgestellt.

Die **Wasserinjektionsbaggerungen** im Köhlfleet führten zu einer ausgeprägten **Remobilisierung** von Hafensedimenten. Es wurde während der Injektionsarbeiten ein deutlicher Anstieg der sohnahen Feststoffkonzentration im Köhlfleet beobachtet (Abbildung 18). Im inneren Bereich der Sedimentsuspension traten Feststoffkonzentrationen zwischen 10 g/l und bis zu ca. 100 g/l auf.

Es erfolgte insgesamt nur eine relativ **geringe Einmischung** der remobilisierten Sedimente in den Wasserkörper (Abbildung 19). Die durch die Injektionsarbeiten remobilisierten Sedimente lagen in Form einer **Suspensionsschicht** auf der Hafensohle. Die Suspensionsschicht war durch einen ausgeprägten Dichtesprung gegenüber dem darüberliegenden Wasserkörper gekennzeichnet. Sie wies eine Mächtigkeit von etwa 1-2 m auf.

Die **Auswirkungen** auf den **Schwebstoffhaushalt** der Elbe waren dementsprechend **minimal**. Erhöhte Schwebstoffkonzentrationen traten in der Wassersäule lediglich **unmittelbar** hinter dem **Wasserinjektionsgerät** über eine Länge von höchstens 100 m auf. Ab einer Entfernung von 100 m vom Injektionsgerät waren jeweils keine signifikant erhöhten Schwebstoffkonzentrationen mehr nachzuweisen. Die Schwebstofffahnen mischten sich nicht über die Breite des Injektionsrohres hinaus in den Wasserkörper ein. Hinter dem Injektionsgerät stieg die Schwebstoffkonzentration in der Regel nicht über 200 mg/l an. Nur in Einzelfällen wurde ein verstärkter Anstieg auf Werte über 250 mg/l festgestellt.

Während der Injektionsbaggerungen im Köhlfleet konnte **kein nennenswerter Abtransport** von remobilisiertem Sedimentmaterial beobachtet werden. Es bildete sich keine aus dem Hafenbecken kontinuierlich abfließende Dichteströmung von größerer Mächtigkeit als 10 cm aus. Infolge dessen waren die Auswirkungen der Injektionsbaggerungen auf das Schwebstoffregime der Stromelbe ebenfalls nur gering. Die Schwebstoffkonzentration lag in der Stromelbe in der Regel nur geringfügig über dem natürlichen Hintergrund.

Wie durchgeführte Vor- und Nachpeilungen zeigen, wurden die **Solltiefen** dennoch **erreicht**. Das Wasserinjektionsverfahren hat sich im Köhlfleet generell als eine effektive Baggermethode herausgestellt. Zu dem Zeitpunkt der Wasserinjektionsversuche war der Sandanteil der Hafensedimente ungewöhnlich hoch. Etwa 100 m hinter dem Hafeneingang befand sich außerdem eine Sohlschwelle. Beide Faktoren könnten ein kontinuierliches Abfließen der remobilisierten Sedimentschicht in Form einer Dichteströmung ursächlich verhindert haben.

Wurden die Wasserinjektionsbaggerungen unmittelbar am Eingang des Hafenbeckens durchgeführt, konnte allerdings ein **Abfließen** der suspendierten Sedimente in den Elbstrom erzielt werden. Der Abtransport erfolgte aus dem Köhlfleet tidebedingt unmittelbar am westlichen Ufer der Hafenbeckenmündung. Das Feststoffmaterial wurde in Folge einer strömungsbedingten Resuspension an der Oberseite der remobilisierten Sedimentschicht in die Stromelbe eingetragen.

Es kann davon ausgegangen werden, dass bei der Resuspendierung der Sedimente eine **Entmischung** erfolgte. Feinkörniges Sedimentmaterial wird deutlich leichter in den Wasserkörper eingemischt und weist zudem bessere Transporteigenschaften auf als grobkörnige Sedimente. Demzufolge war im Köhlfleet eine weitere **Anreicherung** der **Grobkornfraktion** zu erwarten.

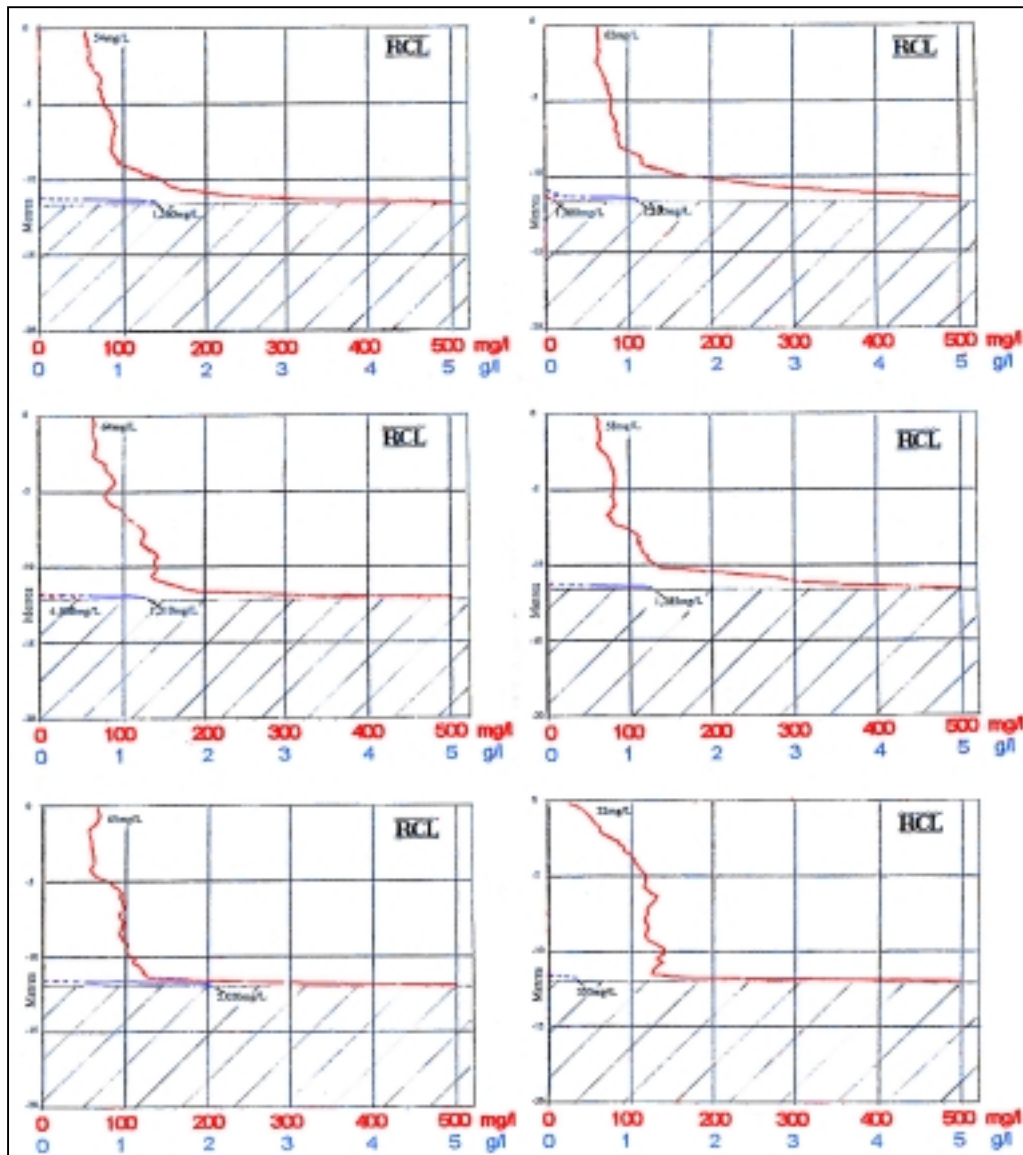


Abbildung 19: Schwebstoffkonzentration bei Wasserinjektionsbaggerung am 06.11.1997 am Köhlfleet-Eingang bei ablaufendem Wasser (Siltmeter-Vertikalprofile).

6.3.2 Sedimentbeschaffenheit

Während der Baggerungen im Köhlfleet im November 1997 wurden begleitende sedimentologische Untersuchungen zur genaueren Beurteilung der Wirkungsweise des Verfahrens durchgeführt (WITTE et al., 1998b).

6.3.2.1 Messstrategie

Die Sedimenteigenschaften des Köhlfleet wurden vor, während und nach Wasserinjektionsbaggerungen charakterisiert. Die sedimentologischen Untersuchungen wurden zu folgenden Zeitpunkten durchgeführt:

- am 30.10. und 31.10.1997 zur Charakterisierung der Ausgangssituation
- vom 03.11. bis 07.11.1997 während einer Wasserinjektionsbaggerung
- am 10.11. und 14.11.1997 nach der ersten Injektionsphase
- am 08.01.1998 ca. 4 Wochen nach Abschluss der Baggerungen.

Es wurden jeweils an 7 Positionen im Mittellängsschnitt des Köhlfleet **Sedimentprobennahmen** durchgeführt (Abbildung 20). Die Sedimentbeprobung erfolgte mit einem Stechrohr von 2 m Länge und 6 cm Innendurchmesser. Das Sedi-

mentmaterial wurde hinsichtlich Nassdichte, Wassergehalt, Korngröße (Anteil kleiner bzw. größer als $63\ \mu\text{m}$) und Glühverlust charakterisiert. Aus Nassdichte und Wassergehalt wurde die mittlere Dichte der Sedimentproben berechnet. Aufgrund der Sedimentdichte erfolgte eine Grobansprache der **plastischen Eigenschaften**:

- Sedimentdichte 1,0 bis $1,2\ \text{g/cm}^3$: fließfähig
- Sedimentdichte 1,2 bis $1,4\ \text{g/cm}^3$: breiig
- Sedimentdichte größer $1,4\ \text{g/cm}^3$: fest.

Zusätzlich zu den Sedimentbeprobungen wurden im Köhlfleet an 21 Positionen **Dichtemessungen** mit Hilfe einer Gammasonde vorgenommen. Einen Überblick der Messpositionen gibt Abbildung 20.

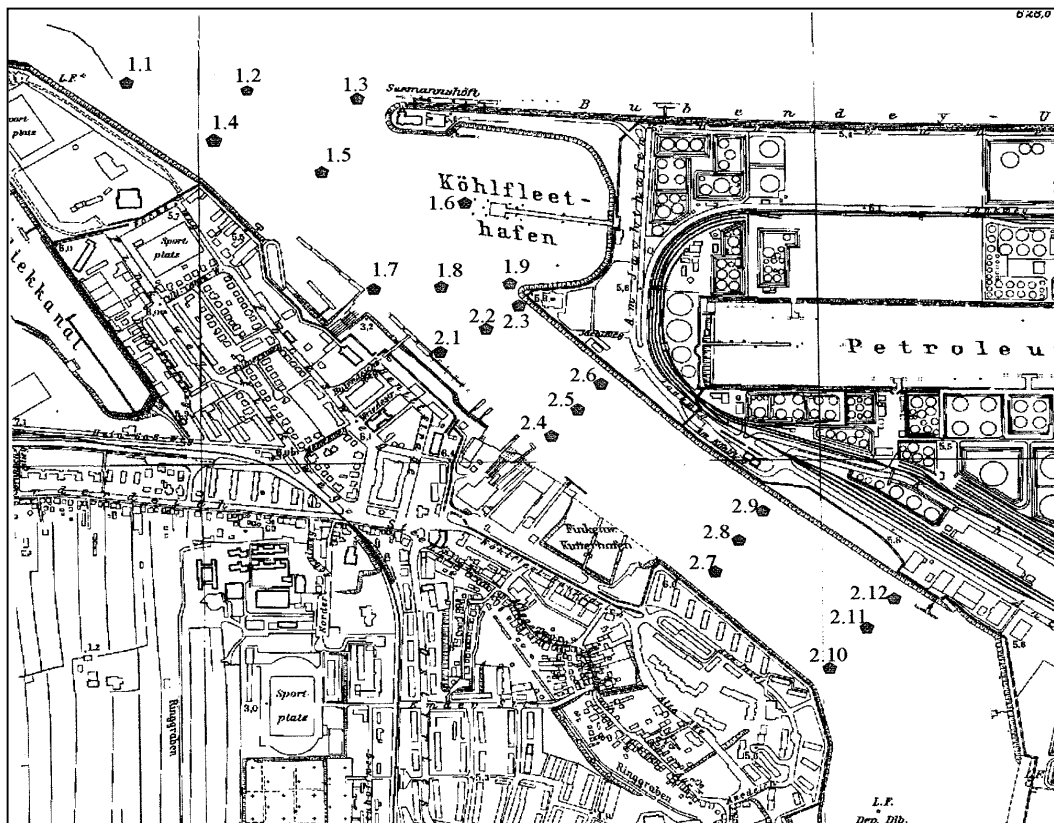


Abbildung 20: Untersuchungsstationen zur Charakterisierung der Sedimentbeschaffenheit bei Wasserinjektionsbaggerungen im Köhlfleet (Sedimentprobennahmen: Position 1.2, 1.5, 1.8, 2.2, 2.5, 2.8 und 2.11, Gammasondierungen: Position 1.1-1.9 und 2.1-2.12).

6.3.2.2 Untersuchungsergebnisse

Die **Vorlaufmessungen** ergaben, dass im Köhlfleet verschiedene **Sedimentschichten unterschiedlicher Dichte** vorliegen. Über die gesamte vermessene Länge des Köhlfleets wurden über der festen Gewässersohle eine „breiige“ und eine „fließfähige“ Sedimentschicht nachgewiesen. Die Mächtigkeit dieser Auflagerungen lag bei insgesamt etwa 1 m (Abbildung 21).

Auffällig war der insgesamt relativ **hohe Sandanteil** der Gewässersohle. Selbst in der „fließfähigen“ Sedimentschicht lag der Anteil der Kornfraktion $> 63\ \mu\text{m}$ zwischen 25 % und 75 % (Abbildung 21).

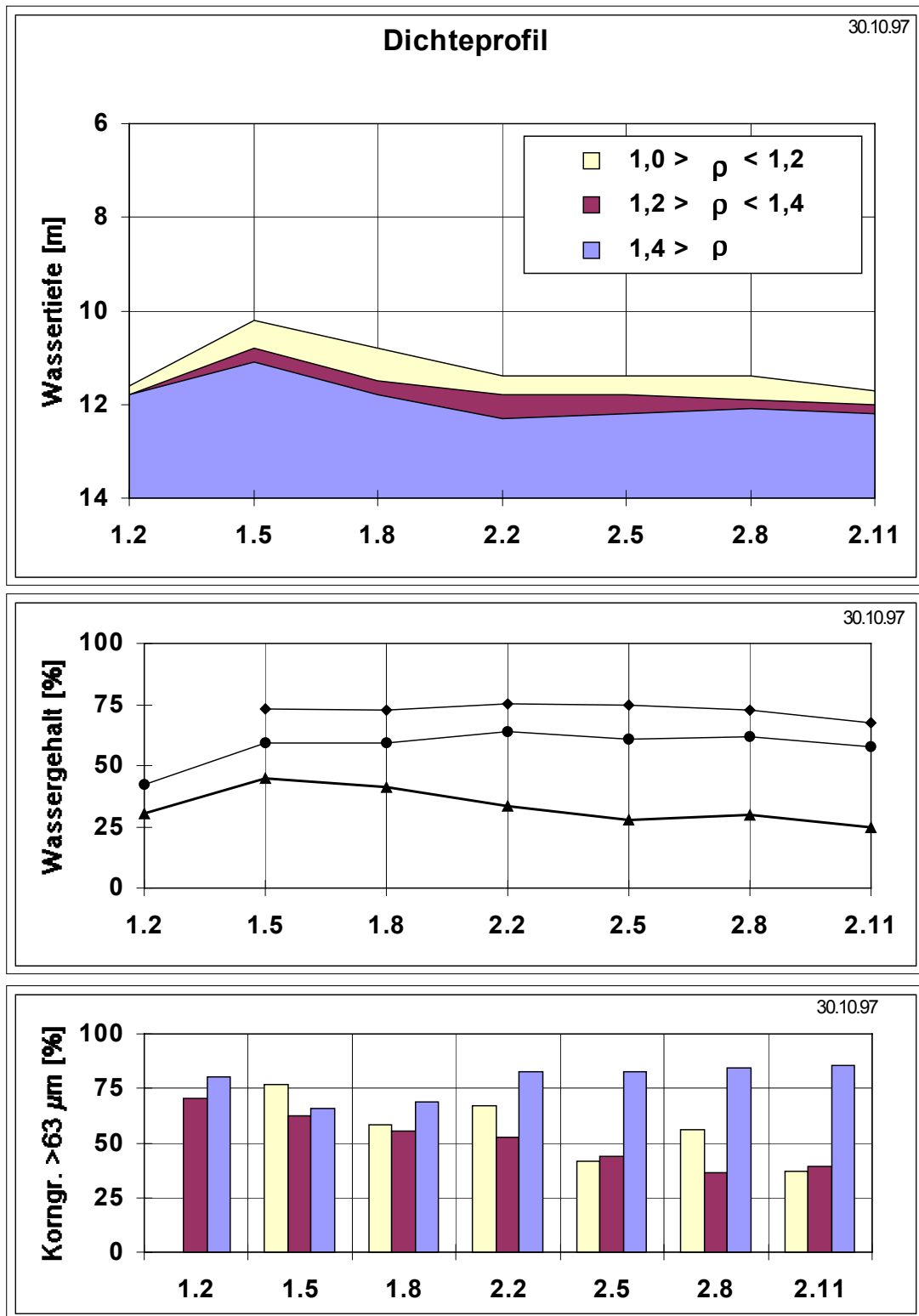


Abbildung 21: Dichteprofil, Wassergehalt und Kornanteil > 63 μm der Sedimentbe-
 probung bei Vorlaufmessungen im Köhlfleet im Oktober 1997.

Während der **Wasserinjektionsbaggerungen** veränderte sich die Beschaffenheit der Oberflächensedimente. Die Untersuchungsergebnisse der Siltmeter-Messungen wurden bestätigt. Es erfolgte eindeutig eine **Suspendierung der obersten Sedimentschichten**. So nahm die Mächtigkeit der „fließfähigen“ Schicht während der Injektionsversuche im November 1997 deutlich zu. Die Schichtdicke der obersten Sedimentauflage stieg auf ca. 1,5-2 m an. Die Mächtigkeit der „breiigen“ Sedimentschicht ging im Vergleich zu den Vorlaufmessungen geringfügig zurück. Abbildung 22 zeigt das Dichteprofil der Sedimentbeprobungen während der Injektionsversuche im Köhlfleet.

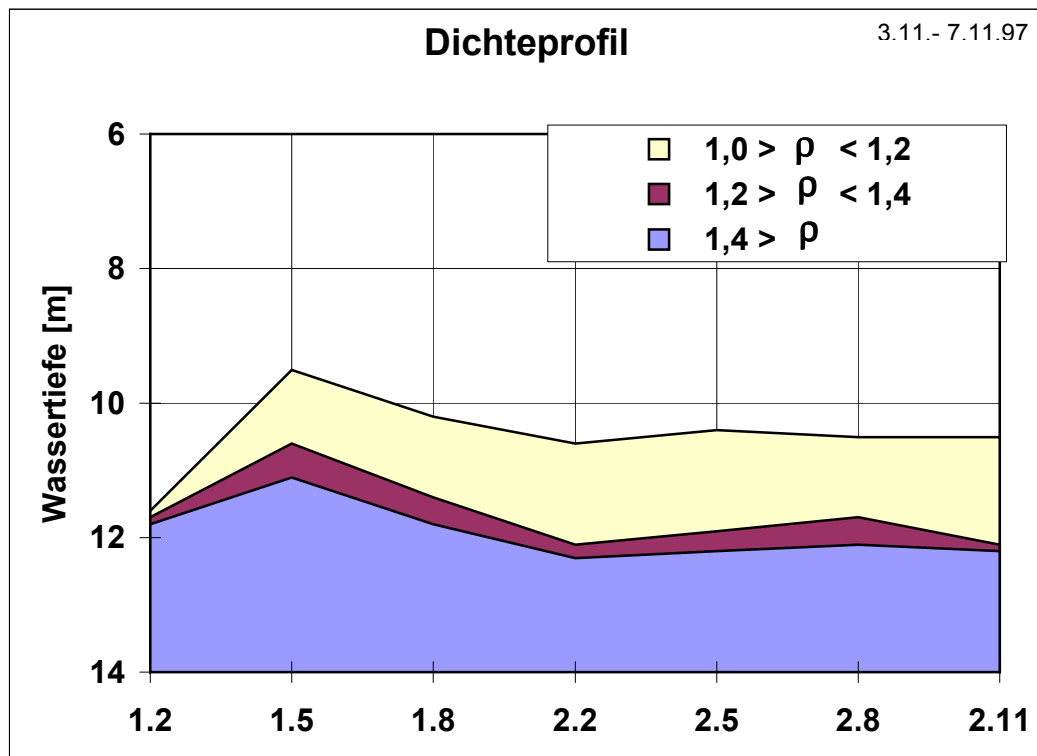


Abbildung 22: Dichteprofil der Sedimentbeprobung während Wasserinjektionsbaggerungen im Köhlfleet im November 1997.

Ein **Ablaufen** der remobilisierten Sedimente aus dem Köhlfleet ist – wie auch bei den Untersuchungen zum Sedimenttransport – **nicht zu erkennen**. Dazu war die Mächtigkeit der „fließfähigen“ Schicht an der äußersten Messposition (1.2) zu niedrig. Infolge dessen setzte nur wenige Zeit später wieder die **Sedimentation** des zunächst remobilisierten Feststoffmaterials ein. Der suspendierte Zustand der obersten Sedimentschichten ging zwar nicht unmittelbar nach Beendigung der Wasserinjektionsarbeiten zurück. So wurden 3 Tage nach der ersten Injektionsphase noch eine relativ ähnliche Sedimentbeschaffenheit wie während der Wasserinjektionsarbeiten festgestellt. **Eine Woche nach Abschluss** der Injektionsarbeiten dagegen wurde eine Veränderung der Sedimentbeschaffenheit beobachtet. Die Mächtigkeit der „breiigen“ Schicht und der „fließfähigen“ Schicht hatten deutlich zugenommen (Abbildung 23). Zu diesem Zeitpunkt war im Köhlfleet offensichtlich bereits ein erheblicher Teil der remobilisierten Feststoffe wieder sedimentiert.

Die **Dichtemessungen** mit Hilfe der Gammasonde **bestätigten** die Ergebnisse der Sedimentbeprobung. Sie zeigen ebenfalls eine Mächtigkeitszunahme der obersten Sedimentauflage während der Wasserinjektionsbaggerungen. Die Gammasondierungen weisen außerdem auch auf eine erneute Sedimentation des resuspendierten Material kurz nach Beendigung der Arbeiten hin.

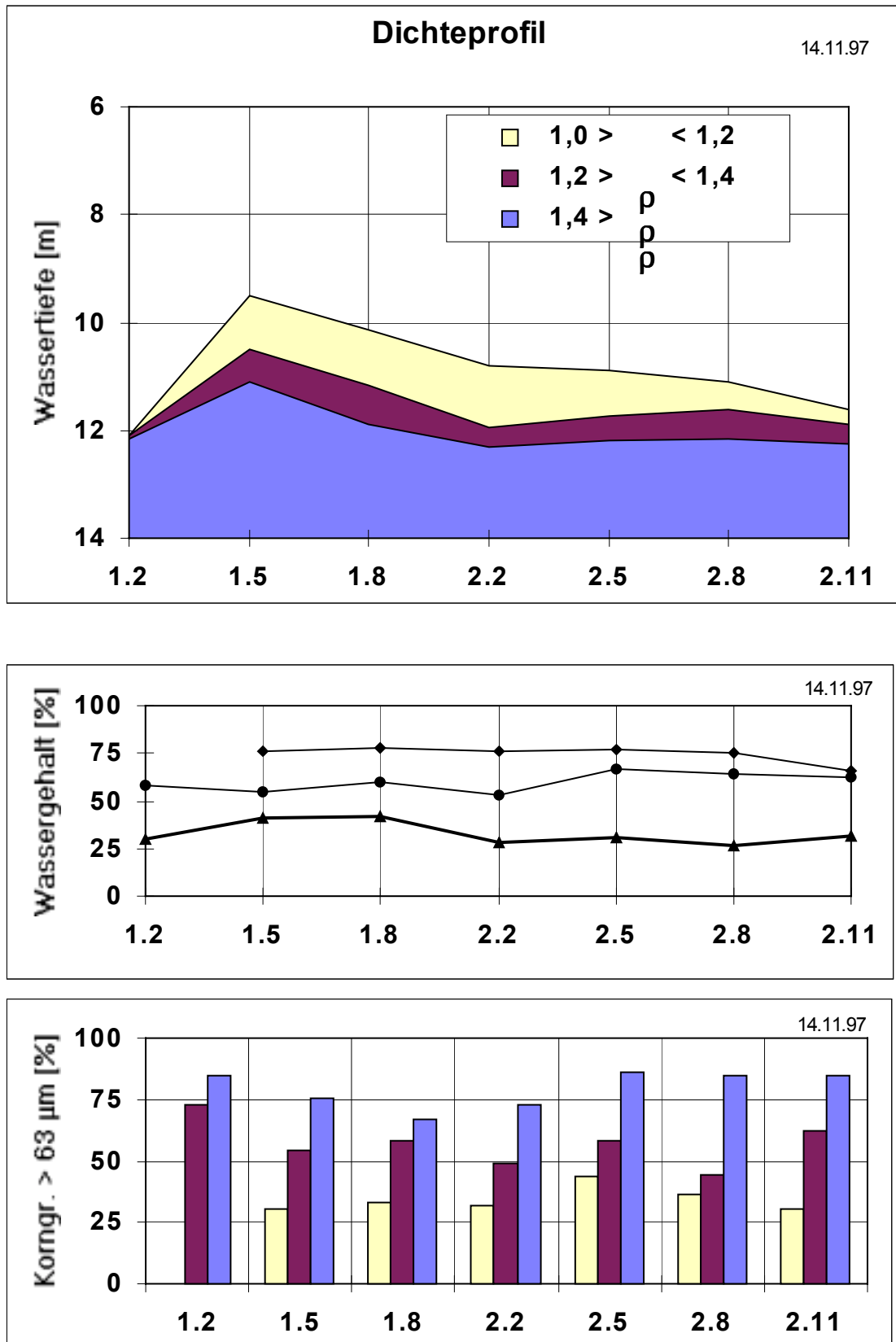


Abbildung 23: Dichteprofil, Wassergehalt und Kornanteil > 63 μm der Sedimentbeprobung eine Woche nach Beendigung der Wasserinjektionsbaggerungen im Köhlfleet.

6.3.3 Wasserqualität

Des weiteren wurden die Auswirkungen der Wasserinjektionsbaggerungen im Köhlfleet auf den **Sauerstoff-** und **Nährstoffhaushalt** der Tideelbe untersucht (WITTE et al., 1998c).

6.3.3.1 Messstrategie

Im Oktober und November 1997 wurden vor bzw. während Wasserinjektionsbaggerungen im Köhlfleet an insgesamt 4 Messtagen die **Sauerstoff-, Ammonium-, Nitrit-, Nitrat- und Phosphatkonzentration** in der Wassersäule bestimmt. Um sowohl räumliche als auch zeitliche Veränderungen erfassen zu können, wurden im Köhlfleet an jeweils 3 Positionen eines Querschnittes Längsprofile und Vertikalprofile aufgenommen. Zur Bestimmung der Sauerstoffkonzentration wurden kontinuierliche Sondenmessungen durchgeführt. Die gelösten Nährstoffkonzentrationen wurde in Wasserproben bestimmt. Die Wasserproben wurden mit Hilfe einer Tauchpumpe in 1 m Tiefe unter der Wasseroberfläche sowie jeweils 1 m über dem Grund genommen.

Um die Freisetzung von sauerstoffzehrenden Substanzen aus den suspendierten Sedimentschichten in den Wasserkörper der Tideelbe noch besser einschätzen zu können, wurde dem Injektionswasser einmalig außerdem ein **fluoreszierender Farbstofftracer** zugesetzt. Bei dem Farbstofftracer handelte es sich um Rhodamin-G, welches von einer Arbeitsgruppe beim Umweltbundesamt als geeignet benannt (UMWELTBUNDESAMT, 1997) und in der Oberelbe bereits zu Markierungszwecken eingesetzt wurde (HANISCH et al., 1997).

Die Tracerzugabe erfolgte am zweiten Messtag in einem relativ kleinen Bereich des Köhlfleet. Sie war auf einen Streckenabschnitt von ca. 280 m begrenzt. Es wurden insgesamt 1 kg Tracer eingebracht. Die Tracerkonzentration lag im Injektionswasser in einer Größenordnung von 1 mg/l. Während der Baggeraktivitäten wurden nachfolgend in der Wassersäule kontinuierlich Fluoreszenzmessungen durchgeführt. Die Nachweisgrenze der angewandten Verfahren lag bei ca. 0,5 µg/l, was einer Verdünnung des Injektionswassers um den Faktor 2000 entspricht.

6.3.3.2 Untersuchungsergebnisse

Die **direkten Auswirkungen** der Wasserinjektionsbaggerungen auf den **Sauerstoffhaushalt** der Tideelbe waren insgesamt **gering**. In den meisten Fällen wurde unmittelbar hinter dem Injektionsgerät nur ein geringes oder gar kein Absinken der Sauerstoffkonzentration im Wasserkörper beobachtet. Offensichtlich wurden infolge der Sedimentmobilisierung nur geringe Mengen an chemisch oxidierbaren Substanzen in die Wassersäule freigesetzt. Nur in wenigen Fällen sank die Sauerstoffkonzentration stärker ab. Im ungünstigsten Fall wurde im Köhlfleet während der Injektionsbaggerungen eine spontane Absenkung des Sauerstoffgehaltes um 15 % Sauerstoffsättigung bzw. 1,8 mg O₂/l festgestellt.

Die für die zeitlich verzögert einsetzenden, längerfristig wirksamen **biologischen Oxidationsprozesse** maßgebliche Ammoniumfreisetzungsrates war insgesamt etwas **höher**. Die Ammoniumkonzentration stieg im Wasserkörper im Mittel um den Faktor 2 bis 3. Dabei wurden in der Regel aber nur Werte von ca. 40 µmol/l, entsprechend 0,56 mg NH₄⁺-N/l, erreicht. Maximal wurde ein Anstieg der Ammoniumkonzentration auf bis zu 79 µmol/l, entsprechend 1,1 mg NH₄⁺-N/l, gemessen.

Die **Nitritkonzentration** stieg im Wasserkörper während der Baggeraktivitäten ebenfalls leicht an. Die gelöste **Phosphatkonzentration** hingegen ging infolge der Sedimentresuspendierungen insgesamt zurück. In Bodennähe wurde Phosphat z.T. nahezu vollständig aus der Wasserphase entfernt.

Die Effekte waren im **Längsverlauf** und **Tiefenprofil** des Köhlfleet sehr **uneinheitlich**. Die Schwankungsbreite der Sauerstoff- und Nährstoffkonzentrationsveränderungen an den einzelnen Messtagen vor und nach der Wasserinjektionsbaggerung zeigt Abbildung 24. Es wurden dabei jeweils alle Messwerte der Festpositionen in einer Wassertiefe von 1 m über dem Grund zu einem Mittelwert zusammengefasst.

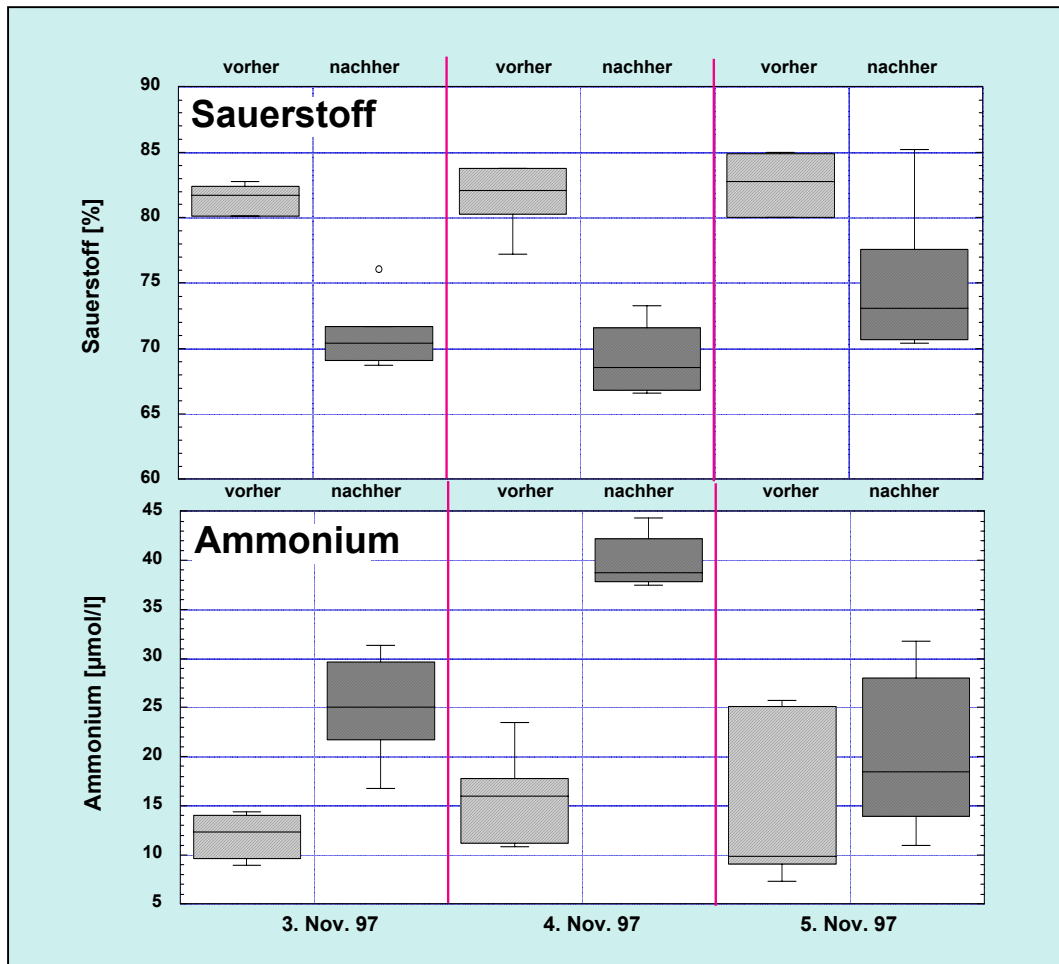


Abbildung 24: Gelöste Sauerstoff- und Ammoniumkonzentration an verschiedenen Messtagen im Köhlfleet vor und nach Wasserinjektionsbaggerungen. Es wurden jeweils alle Messungen in einer Wassertiefe von 1 m über Grund zu einem Mittelwert zusammengefasst.

Es kann **generell festgehalten** werden, dass sich die Effekte auf den Feststoff-, Sauerstoff- und Nährstoffhaushalt beim Wasserinjektionsbaggern im Köhlfleet vor allem auf den **sohlnahen Wasserkörper** konzentrierten. Im oberen Teil der Wassersäule war allgemein kein oder nur ein deutlich geringerer Einfluss der Injektionsbaggerungen feststellbar.

Die geringe Einmischung der Sedimentsuspension in den Wasserkörper wird auch durch die **Tracereperimente** bestätigt. Der Farbstofftracer konnte in der Wassersäule über der Sedimentsuspension insgesamt nicht eindeutig nachgewiesen werden. Nennenswerte Einträge von Sedimentwasser und Feststoffen aus der mobilisierten Sedimentschicht in den Wasserkörper des Köhlfleet traten offensichtlich nur dann auf, wenn sich der Bagger aufgrund von Untiefen mit dem Injektionsrohr festgefahren hatte und das Sediment stärker aufgewühlt wurde.

6.4 Anwendung im Riffelbett der Tideelbe unterhalb des Hamburger Hafens

Dr. Gabriele Gönnert und Dr. Hermann Christiansen

6.4.1 Zielsetzung

Das Wasserinjektionsverfahren wurde im Jahr 1998 auch im Fahrwasser der Tideelbe direkt unterhalb des Hamburger Hafens untersucht (Abbildung 25). Die Gewässersohle zeichnet sich in diesem Bereich durch eine **ausgeprägte Riffelstruktur** aus (s. a. Kapitel 6.2). Es werden Riffelkämme mit einer Höhe bis zu – 14 m KN² und Riffeltäler mit einer Tiefe bis zu – 18 m KN beobachtet. Die Riffel werden vorwiegend aus grobkörnigem Feststoffmaterial (Mittelsand) aufgebaut. Sie unterliegen einer permanenten Neu- und Umbildung.

Riffel sind im Fahrwasser aufgrund der sich zum Teil rasch einstellenden Untiefen problematisch. Unterhaltungsbaggerungen sind ständig erforderlich. Es gilt deshalb, ein ökonomisch und ökologisch sinnvolles Verfahren zu finden, durch das die benötigten Tiefen im Fahrwasser mit möglichst großer Nachhaltigkeit erhalten werden können.

Zur Verminderung der Riffelhöhen wurden in Hamburg bisher **Hopperbagger** eingesetzt. Bei diesem herkömmlichen Verfahren werden die Riffel systematisch in ihrem gesamten Verlauf von Riffeltal zu Riffelkuppe abgebaggert. Die Riffel bleiben in ihrer von der Strömung natürlich gebildeten Form erhalten. Die relative Höhe von Tal zu Kuppe wird bei dieser Baggertechnik nicht verändert.

Von **Juli 1998 bis Oktober 1998** wurde das **Wasserinjektionsverfahren** auf einem 1,5 km langen Riffelfeld im hamburgischen Bereich der Tideelbe getestet. Ziel dieses Großversuches war es, die Riffelkämme der Stromelbe auf ein Niveau unterhalb – 15 m KN abzubauen, um die erforderliche Fahrwassertiefe zu erhalten.

Das Wasserinjektionsverfahren wurde in Riffelstrecken **bisher** nur in **geringem Umfang** untersucht. Die vorliegenden Kenntnisse waren zu dem Zeitpunkt daher nur begrenzt. Sie beruhten vor allem auf die Injektionsversuche von NASNER (1992) in einem Riffelfeld der Unterweser. Durch diese wurde gezeigt, dass das Wasserinjektionsverfahren grundsätzlich auch in Tideriffeln erfolgreich eingesetzt werden kann.

Bei den **hamburgischen Großversuchen** in der Tideelbe sollte zunächst vor allem die **Wirtschaftlichkeit** des Wasserinjektionsverfahrens untersucht werden. Es wurden dazu umfangreiche Echolotpeilungen vor, während und nach Wasserinjektionsbaggerungen vorgenommen. Es sollte zum einen geklärt werden, ob das Verfahren in der hamburgischen Tideelbe grundsätzlich zur Erhaltung der Fahrwassertiefe eingesetzt werden kann. Zum anderen galt zu klären, wie die natürliche Dynamik des Riffelfeldes auf die Wasserinjektionsbaggerung reagiert und das Strömungsgleichgewicht wieder hergestellt wird. Hierbei sollte insbesondere geklärt werden, wie lange die erforderliche Fahrwassertiefe erhalten bleibt bzw. ob und wie schnell sich das ursprüngliche Riffelkuppenniveau wieder einstellt. Außerdem sollten die räumlichen Auswirkungen der Wasserinjektionsbaggerungen auf die Sohlstruktur der Tideelbe in dem Baggerfeld selbst sowie in angrenzenden Fahrwasserbereichen untersucht werden. Es galt dabei insbesondere festzustellen, wo sich bevorzugte Erosions- und Akkumulationsbereiche befanden.

² KN = NN – 1.40 m

6.4.2 Messstrategie

Das Wasserinjektionsverfahren wurde in dem Zeitraum vom 06. Juli 1998 bis 22. Juli 1998 zwischen Strom-km 637,5 und Strom-km 639 angewandt. Die genaue Lage des Baggergebietes ist Abbildung 25 zu entnehmen.

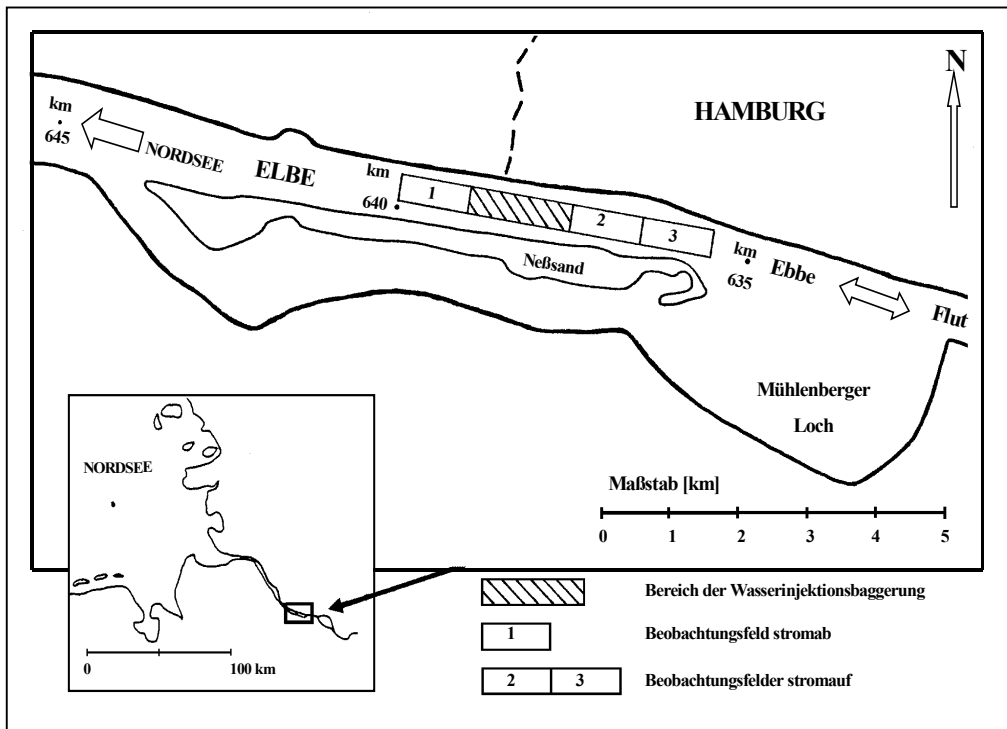


Abbildung 25: Untersuchungsgebiet der hamburgischen Stromelbe.

Zur Quantifizierung direkter Sohlhöhenveränderungen wurde **im Baggergebiet** unmittelbar vor und nach der Injektionsbaggerung gepeilt. Um den Einfluss des Wasserinjektionsverfahrens auf angrenzende Sohlbereiche einschätzen zu können, wurden außerdem Bereiche **stromauf und stromab** des Baggergebietes in die Untersuchungen mit einbezogen. Stromab wurde zusätzlich ein Gebiet von 1 km Länge gepeilt. Stromauf wurden die Echolotpeilungen auf ein Gebiet von 2 km Länge ausgeweitet (Abbildung 25). Während der Injektionsversuche wurde von einem vorwiegend stromauf gerichtetem Sedimenttransport ausgegangen (CHRISTIANSEN, 1996). Die Abflussrate schwankte in dem Untersuchungszeitraum an der oberstromig gelegenen Messstation Neu Darchau zwischen 270 m³/s und 300 m³/s. Der Oberwasserabfluss lag damit eindeutig unter dem langjährigen Mittelwert von 720 m³/s. Laut VOLLMERS UND WOLF (1969) sind sowohl die Riffelhöhe als auch die Fortbewegungsgeschwindigkeit der Riffel vom Oberwasser abhängig.

Nach Abschluß der Wasserinjektionsbaggerungen wurden in den **folgenden 4 Wochen** drei Peilungen des gesamten Bereiches durchgeführt. Zusätzliche **Nachpeilungen** wurden nach weiteren 4 Wochen, 8 Wochen und insgesamt 4 Monaten vorgenommen.

6.4.3 Auswerteverfahren

Die gewonnenen Peildaten wurden nach folgenden Gesichtspunkten ausgewertet:

1. **Niveauveränderungen** wurden über die relative Riffelhöhe, d.h. die maximale Höhendifferenz von Riffeltal zu Riffelkamm, ermittelt. Es sollte dadurch überprüft werden, wie sich das **Stabilitätsniveau** der Sohle nach der Wasserinjektionsbaggerung wieder einstellt.

2. Die **Entwicklung der Riffelkämme** wurde außerdem über eine ausschließliche Betrachtung der Kuppenhöhe untersucht. Es galt hierbei insbesondere festzustellen, ob und wie schnell sich das Riffelkuppenniveau wieder einstellte (Abbildung 26).
3. Die **Entwicklung der Riffeltäler** wurde ausschließlich über Analyse ihrer Tiefenlage betrachtet. Auf diese Weise sollte festgestellt werden, auf welchem Niveau sich die Riffel nach den Injektionsbaggerungen insgesamt wieder einpendelten (Abbildung 26). Es galt dadurch außerdem zu prüfen, wohin das Sediment verlagert wurde.
4. Der Anteil an Sediment, der umgelagert worden ist, wurde durch **Volumenberechnungen** ermittelt. Es sollten dadurch insbesondere **Erosions- und Akkumulationsbereiche** im Baggerfeld sowie stromauf und stromab der Baggerstrecke identifiziert und quantifiziert werden.

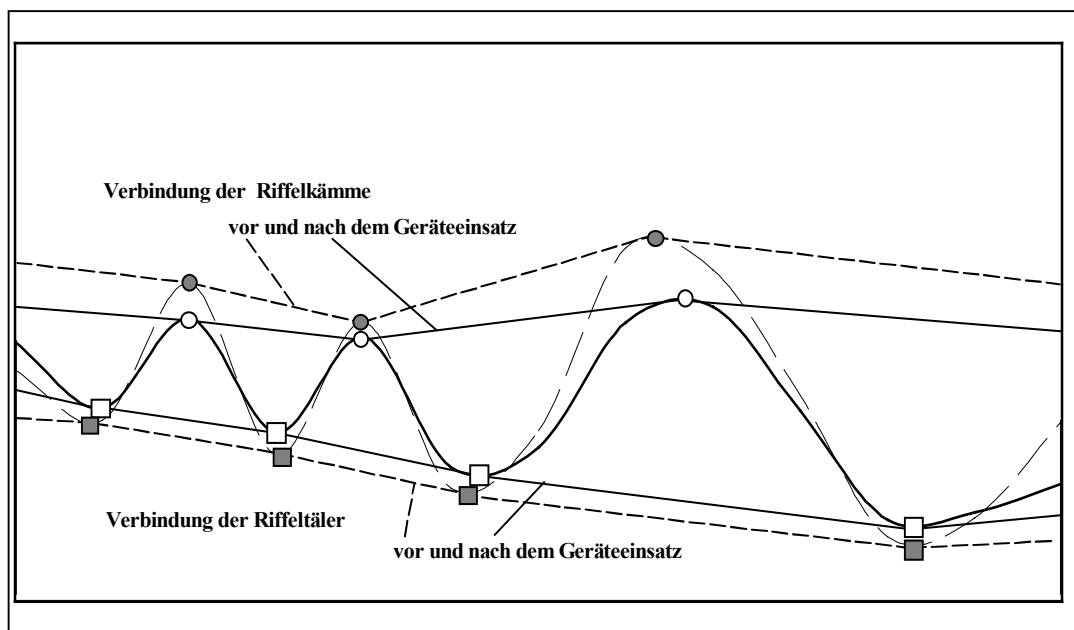


Abbildung 26: Auswertungsprinzip der Peildaten vor und nach Wasserinjektionsbaggerungen.

6.4.4 Untersuchungsergebnisse

Die **Vorlaufmessungen** ergaben, dass sich das Untersuchungsgebiet in einem **typischen Riffelfeld** der Tideelbe befindet. Aufgrund der Echolotpeilungen wurden in dem gesamten Untersuchungsgebiet ausgeprägte Riffel nachgewiesen. Die Höhendifferenz zwischen Riffeltal und Riffelkuppe erreichte in dem gesamten Testfeld Werte von bis zu 3 m (Tabelle 2 und 3). Die Riffelstruktur der Gewässersohle wird außerdem auch aus flächenhaften Peilungen erstellten digitalen Daten deutlich (Abbildung 27). In der Reliefdarstellung sind unterschiedliche Tiefenbereiche verschiedenfarbig unterlegt.

Während der Wasserinjektionsbaggerungen erfolgte eine **Umformung der Riffelstruktur**. Bemerkenswert ist, dass die Strukturveränderungen nicht nur auf das Baggergebiet selbst beschränkt waren, sondern insbesondere auch in stromauf liegenden Sohlbereichen außerhalb der Baggerstrecke zu erkennen waren. Abbildung 28 veranschaulicht die Strukturveränderungen der Gewässersohle unmittelbar nach dem Einsatz des Wasserinjektionsgerätes.

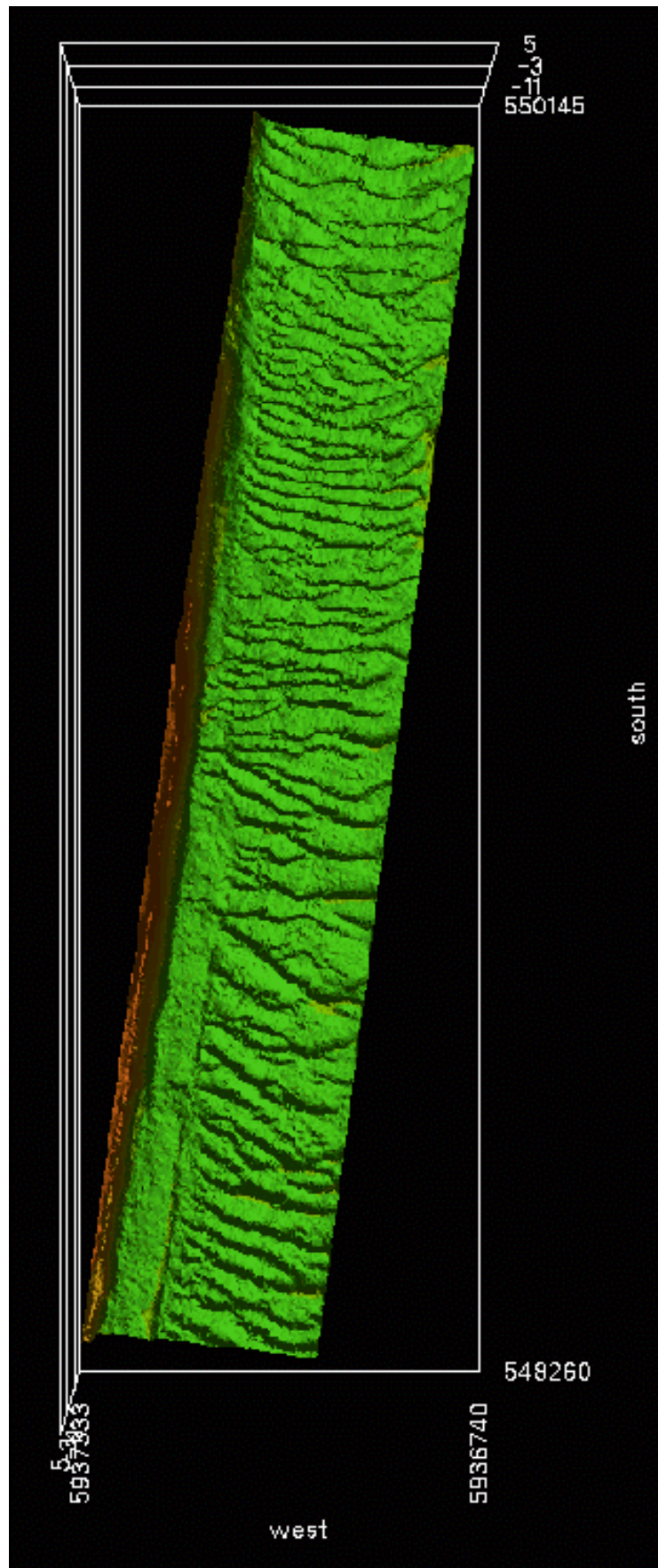


Abbildung 27: Reliefdarstellung des Untersuchungsgebietes vor den Wasserinjektionsversuchen.

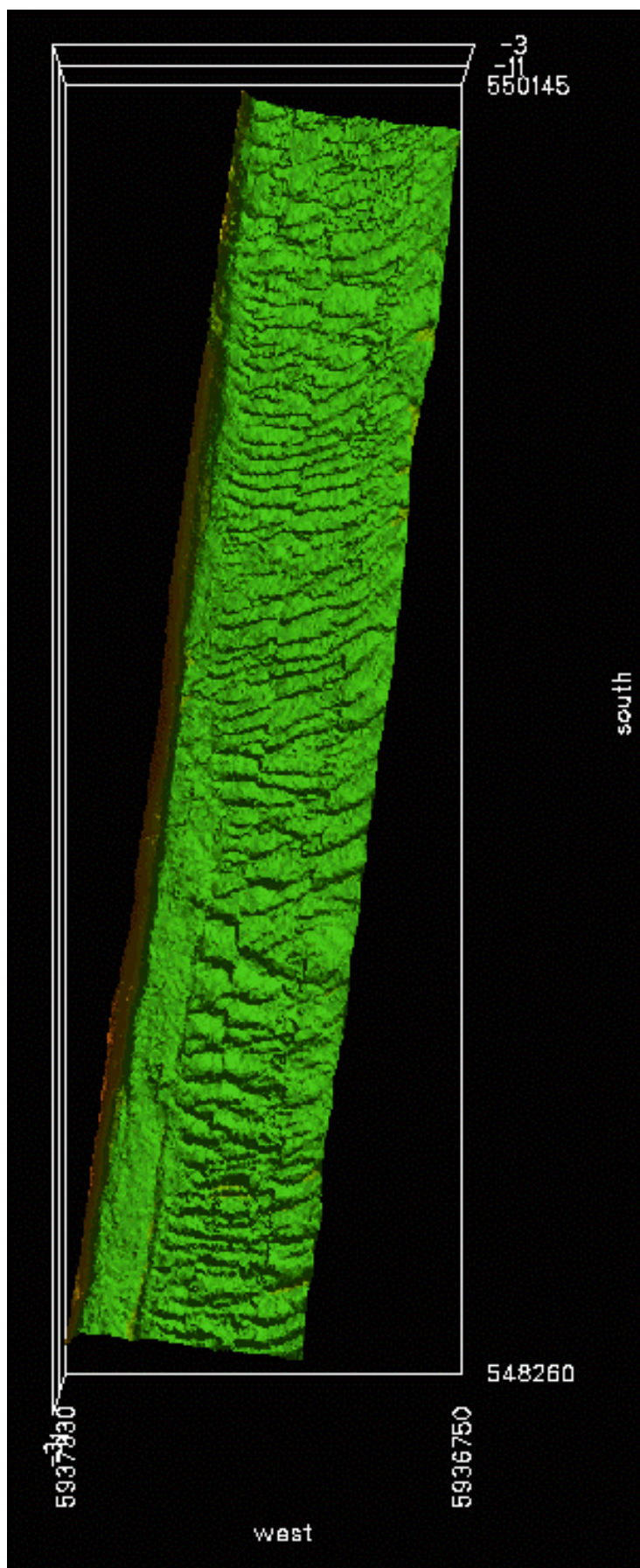


Abbildung 28: Reliefdarstellung des Untersuchungsgebietes unmittelbar nach Wasserinjektionsbaggerungen.

Die weitere Auswertung der Peildaten führte zu folgenden Untersuchungsergebnissen (Tabelle 2 und 3):

	Baggerstrecke (m unter KN)					1 km stromab (m unter KN)				
	vor Bagge- rung	nach Bagge- rung	nach 4 Wo- chen	nach 8 Wo- chen	nach 4 Mo- naten	vor Bagge- rung	nach Bagge- rung	nach 4 Wo- chen	nach 8 Wo- chen	nach 4 Mo- naten
Riffelkuppen	14 bis 16	15 bis 16	15 bis 17	14,5 bis 16,5	14,5 bis 16,5	14 bis 15	keine Ände- rung	keine Ände- rung	keine Daten	keine Daten
Riffeltäler	16 bis 17,5	16 bis 17,5	16 bis 18	16 bis 18	16 bis 18	15,5 bis 17	15,5 bis 17	16 bis 17	keine Daten	keine Daten
Riffelhöhen	max. 3 m	max. 2,5 m	max. 2 m	max. 3 m	max. 3,5 m	max. 2 m	max. 2,5 m	max. 2 m	max. 2,5 m	max. 2 m

Tabelle 2: Auswirkungen der Injektionsbaggerungen auf das Baggerfeld und seine Umgebung stromab.

	0-1 km stromauf Baggerstrecke (m unter KN)					1-2 km stromauf vom Baggerabschnitt (m unter KN)				
	vor Bagge- rung	nach Bagge- rung	nach 4 Wo- chen	nach 8 Wo- chen	nach 4 Mo- naten	vor Bagge- rung	nach Bagge- rung	nach 4 Wo- chen	nach 8 Wo- chen	nach 4 Mo- naten
Riffelkuppen	14 bis 16	15 bis 16 hat sich auf Niveau der Baggerstrecke angepasst	15 bis 16 hat sich auf Niveau gehalten	14,5 bis 16	14,5 bis 16	15 bis 16 über Strecke stromauf fallend auf 18 m	wie Ausgangs- lage	keine Ände- rung	keine Ände- rung	keine Ände- rung
Riffeltäler	16 bis 17,5	16 bis 17,5	wie Ausgangs- lage	17 bis 18	17 bis 18	16,5 über Strecke stromauf fallend auf 18,5 m	wie Ausgangs- lage	keine Ände- rung	keine Ände- rung	geringe Ände- rung
Riffelhöhen	max. 3 m	max. 2,5 m	max. 2 m	max. 3 m	max. 3 m	max. 3 m	max. 2 m	max. 1,5 m	max. 2 m	max. 2 m

Tabelle 3: Auswirkungen der Injektionsbaggerungen auf das Baggerfeld und seine Umgebung stromauf.

Daraus lässt sich ableiten, dass die **Riffelkuppen** in dem Testfeld der hamburgischen Tideelbe durch die Wasserinjektionsbaggerungen **effektiv gesenkt** wurden. Unmittelbar nach den Wasserinjektionsarbeiten im Juli 1998 sank das Riffelkuppenniveau über einen weiten Bereich auf rund – 15 m KN ab.

Die Wasserinjektionsbaggerung wirkte wie eine Initialbaggerung. Aufgrund des natürlichen Bestrebens des Gebietes, ein dynamisches Strömungsgleichgewicht zu finden, kam es zu einer **weitreichenden Reduzierung** der Riffelkuppen über das eigentliche Baggergebiet hinaus. Die Wasserinjektionsbaggerungen lösten nicht nur in dem Testfeld selbst, sondern **auch** außerhalb der Baggerstrecke im **stromauf** angrenzenden Fahrwasserbereich eine Reduzierung des Riffelkuppenniveaus aus (Tabelle 3, Abbildung 29).

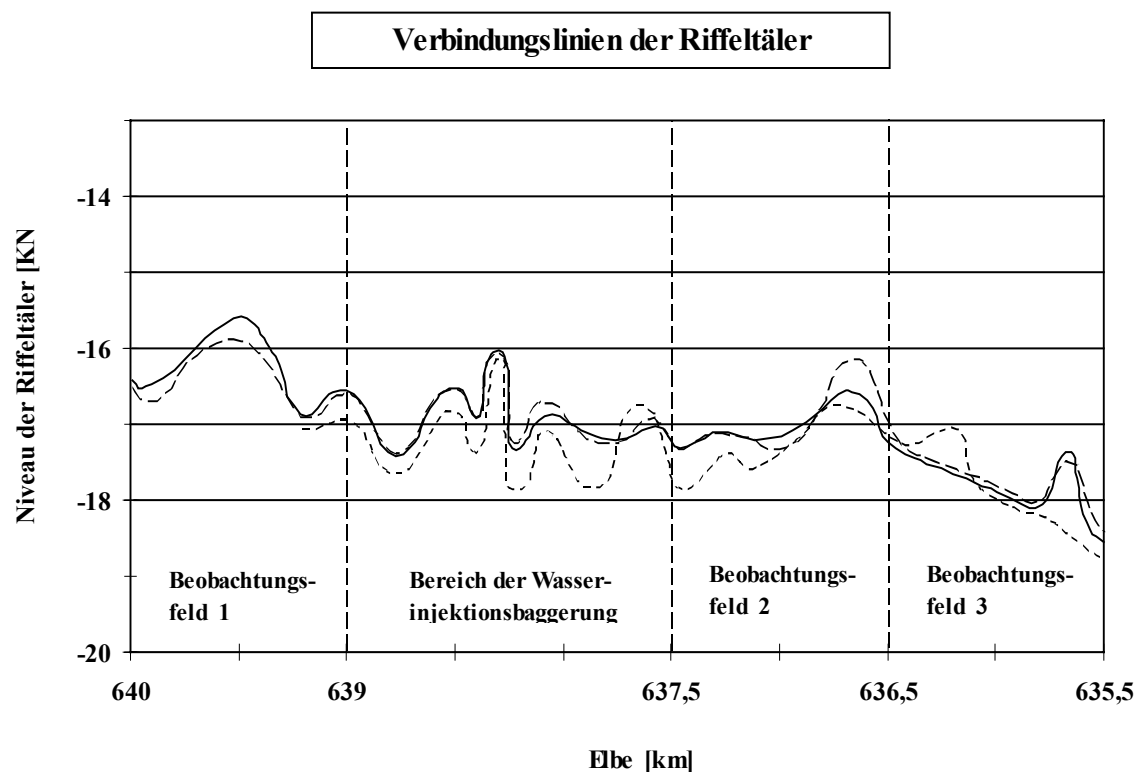
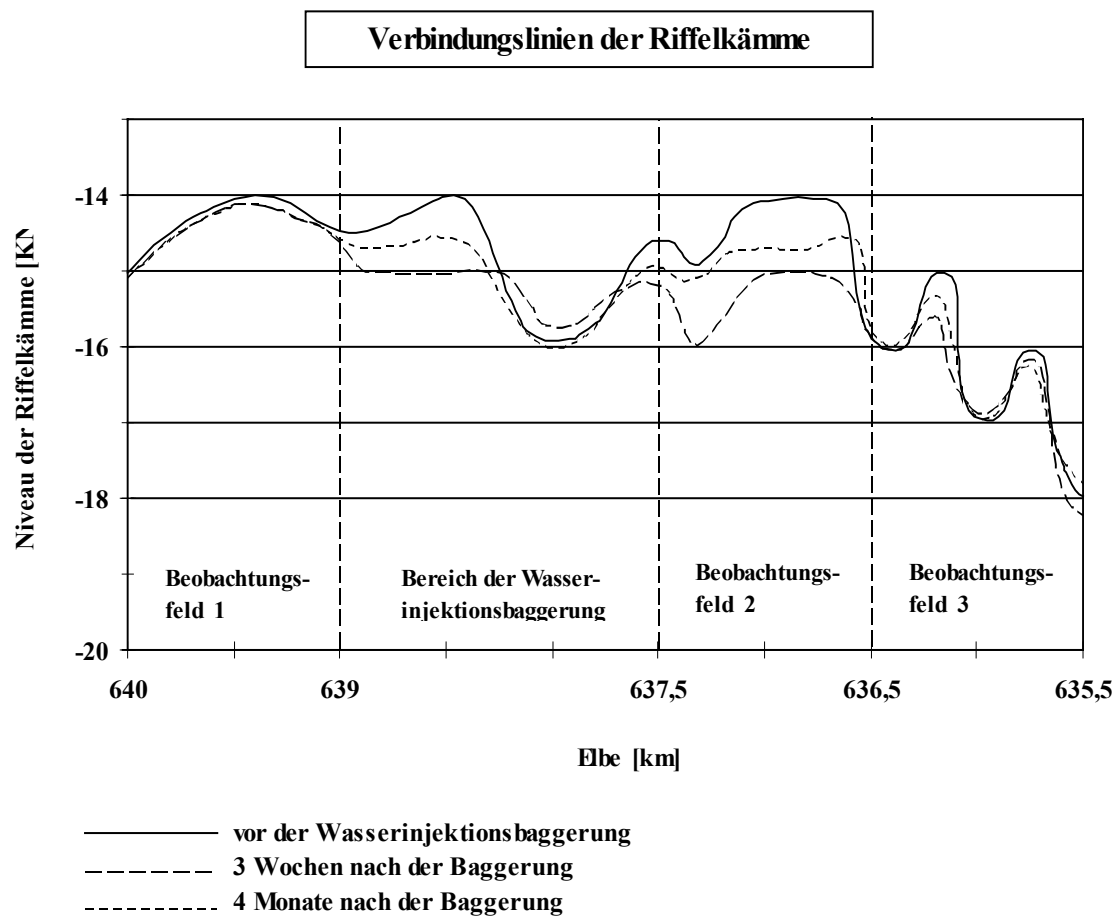


Abbildung 29: Verbindungslinien der Riffelkämme und Riffeltäler vor und nach der Injektionsbaggerung.

Die Auswirkungen der Wasserinjektion auf das **Untersuchungsgebiet 2** direkt oberhalb des Baggerfeldes hingen mit der **exponierten Lage** dieses Bereiches zusammen. Das Untersuchungsgebiet 2 lag bei den Großversuchen erhöht zwischen dem Baggerfeld, dessen Niveau verringert wurde, und einem Bereich, der bereits vorher durch große Übertiefen gekennzeichnet war (Tabelle 2 und 3, Abbildung 29). Es ist anzunehmen, dass sich das vergleichsweise hohe Riffelkuppenniveau im Untersuchungsgebiet 2 durch natürliche Umformung dem Niveau zwischen Baggerbereich und dem tief gelegenen Bereich weiter stromauf angepasst hat.

Die Wasserinjektionsbaggerungen bewirkten in dem Testfeld zeitweilig die Einstellung eines **neuen, tiefer gelegenen dynamischen Strömungsgleichgewichtes** entsprechend der natürlichen topographischen und hydrologischen Randbedingungen. Die für die Riffelstrecke charakteristische relative Riffelhöhe von ca. 3 m blieb während der Injektionsversuche - trotz der Absenkung des Riffelkuppenniveaus im Baggergebiet und den stromauf liegenden Untersuchungsbereichen - in dem gesamten Beobachtungsgebiet erhalten. Das natürliche Bestreben, ein dynamisches Stabilitätsniveau zu erreichen, wirkte derart, dass sowohl die Riffelkuppen reduziert als auch die Riffeltäler vertieft wurden.

Das Riffelkuppenniveau wurde bei den hamburgischen Wasserinjektionsversuchen nicht nur **großflächig**, sondern auch äußerst **nachhaltig reduziert**. Die Riffelkuppen tieften sich über einen Zeitraum von **bis zu einem Monat** nach Abschluss der Baggerarbeiten sowohl im Baggergebiet als im stromauf gelegenen Fahrwasserbereich über eine Strecke von etwa 1 km oberhalb des Baggergebietes um **rund 1 m** ein (Tabelle 2 und 3, Abbildung 29). Auch nachfolgend konnte die Höhe der Riffelkämme im Baggerfeld der Tideelbe und dem stromauf angrenzenden Fahrwasserbereich insgesamt noch über einen Zeitraum von **mehr als 4 Monaten** nach Beendigung der Baggerarbeiten um **rund 0,5 m** gesenkt werden (Abbildung 29, Tabelle 2 und 3). Zunächst blieb das Niveau der Riffelkämme im Baggerfeld sogar über einen Zeitraum von rund einem Monat auf dem nach der Wasserinjektion erreichten Niveau von rund - 15 m KN. Nach weiteren 4 Wochen hatten sich die Riffelkämme wieder um einen halben Meter erhöht, verblieben über einen Zeitraum von insgesamt 4 Monaten nach Abschluss der Injektionsarbeiten aber auf diesem Niveau.

Aufgrund von Volumenberechnungen ist davon auszugehen, dass bei den Wasserinjektionsversuchen ein **Austrag** von Sediment aus dem **Untersuchungsgebiet** stattgefunden hat. Für das Baggergebiet und die beiden stromauf gelegenen Untersuchungsgebieten wurde in dem Gesamtbeobachtungszeitraum von 4 Monaten durch Erosion **insgesamt** ein Abtrag von rund **120.000 m³** Sandmaterial ermittelt. Im einzelnen ergab sich für das Baggerfeld in den ersten vier Wochen nach den Injektionsbaggerungen eine Sedimentabnahme von insgesamt 20.000 m³, was einer mittleren Höhe von - 4 cm entspricht. Auch im nachfolgenden Zeitraum von weiteren rund drei Monaten wurde durch natürliche Erosion ein Abtrag von 46.000 m³ Sand, entsprechend rund -10 cm, festgestellt. In den stromauf gelegenen Untersuchungsgebieten wurde in den ersten 4 Wochen nach den Wasserinjektionsbaggerungen zwar ein Sedimentgewinn von rund 52.000 m³, entsprechend 10 cm, nachgewiesen. Aufgrund einer Reduzierung der Riffelkuppen und Riffeltäler wurde die Sedimentation im weiteren Verlauf der folgenden drei Monate aber durch Erosion von rund 20 cm kompensiert. Das abtransportierte Sedimentmaterial ist wahrscheinlich vor allem mit der im Beobachtungszeitraum vorherrschenden Flutströmung aus dem Untersuchungsgebiet **stromauf** in Richtung Hamburg **verfrachtet** worden.

Die Untersuchungsergebnisse weisen gleichzeitig aber auch darauf hin, dass das während der Injektionsversuche mobilisierte Sedimentmaterial außerdem zu **erheblichen Anteilen** zumindest **kurzfristig** direkt in umliegende Sohlbereiche

umgelagert wurde. So waren die aufgrund der Volumenberechnungen ermittelten ausgetragenen Mengen in Relation zur Verringerung des Riffelkuppenniveaus nur gering. Das mobilisierte Sedimentmaterial wurde zunächst vor allem in Täler von sehr hohen Riffeln umgelagert, was sich in einer Verringerung der maximalen relativen Riffelhöhe in dem Baggerfeld und den stromauf gelegenen Untersuchungsgebieten widerspiegelt (Tabelle 2 und 3). Erst in einem weiteren Prozess wurde dieses Material wieder mobilisiert, um die für das Gebiet charakteristische Stabilitätshöhe von 3 m wieder zu erreichen. Die hamburgischen Wasserinjektionsversuche bestätigen damit vorangegangene Beobachtungen (Netzband et al., 1996). Diese ergaben, dass das Riffelgebiet im hamburgischen Bereich der Tideelbe generell durch permanent hohe, natürliche Sedimentumlagerungen gekennzeichnet ist.

Sedimentumlagerungen waren während der Wasserinjektionsversuche **am deutlichsten** in dem **weiter stromauf** gelegenen Untersuchungsgebiet 3, etwa 1-2 km oberhalb des Baggerfeldes, zu beobachten. In diesem **natürlicherweise tief liegenden** Fahrwasserbereich wurden keine bzw. nur geringfügige Veränderungen des Riffelkuppenniveaus festgestellt. In dem Untersuchungsgebiet zeigte sich nach den Wasserinjektionsbaggerungen aber ein relativ starker **Rückgang** der **relativen Riffelhöhe** bis zum Ende der Messreihe. Möglicherweise wurden hier verstärkt erodierte Sandmassen aus stromab liegenden, höheren Riffelkämmen in den Riffeltälern akkumuliert (Tabelle 2 und Abbildung 29).

In dem **Baggerfeld** und dem **direkt angrenzenden Untersuchungsgebiet stromauf** haben **ebenfalls Materialumlagerungen** stattgefunden. Die hohen, natürlichen Sedimentumlagerungen führten auch in diesen Untersuchungsgebieten zu einem raschen Wiederherstellen des natürlichen Stabilitätsniveaus. So war die maximal zu erreichende relative Riffelhöhe in dem Baggergebiet und dem Untersuchungsgebiet 0-1 km stromauf nur unmittelbar nach den Wasserinjektionsarbeiten sowie 4 Wochen nach den Baggerungen etwas zurückgegangen (Tabelle 2 und 3). Bei den nachfolgenden Peilungen nach 8 Wochen und insgesamt 4 Monaten hatte sich die ursprüngliche Riffelhöhe zwischen Riffeltal und Riffelkuppe durch Eintiefen der Täler bereits wieder eingestellt.

In dem **stromab** gelegenen, 1 km langen Abschnitt unterhalb des Baggerfeldes wurden während der Großversuche **keine signifikanten Veränderungen** der Sohlstruktur festgestellt (Tabelle 2 und Abbildung 29). Die Riffelhöhe bewegte sich insgesamt innerhalb der natürlichen Schwankungsbreite. Die Materialbilanz blieb in diesem Bereich konstant.

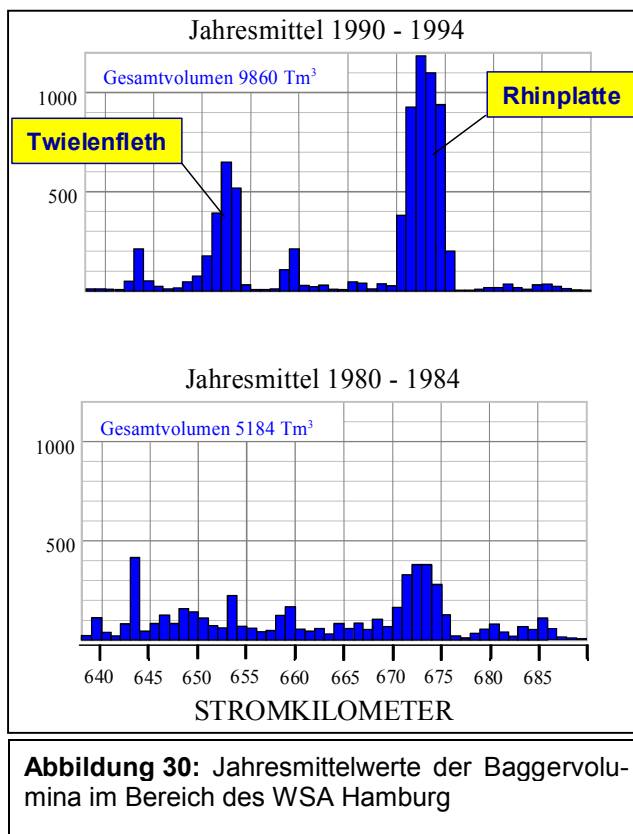
7 Untersuchungen in der Unterelbe

Holger Rahlf, Bundesanstalt für Wasserbau, Hamburg

7.1 Allgemeines zur Unterhaltungsproblematik der Unterelbe

Für die Unterhaltung des Elbe-Fahrwassers unterhalb von km 638,9 einschließlich der Außenelbe ist die Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSV), vertreten durch die Wasser- und Schifffahrtsämter (WSÄ) Hamburg und Cuxhaven, verantwortlich.

In der Unter- und Außenelbe fielen in dem Zeitraum 1987 bis 1997 jährlich im Mittel ca. 12,3 Mio. m³ Baggergut an. Dabei zeigte sich eine beachtliche Schwankung der Baggermengen, die im Maximum mit 16,4 Mio. m³/a (1991) und im Minimum mit 6,7 Mio. m³/a (1996) angegeben wurde (Angaben der WSD Nord). Die Ursache der jährlichen Schwankungen ist hauptsächlich auf unterschiedliche Oberwasser-, Sturmflut- und Eissituationen in der Elbe zurückzuführen, die z.B. die Lage und die Schwebstoffdynamik der Haupttrübungszone (Brackwasserzone) beeinflussen.



Der Hauptanteil der Unterhaltungsbaggerungen konzentriert sich örtlich auf wenige Abschnitte in der Unter- und Außenelbe. So hat sich z.B. für das WSA Hamburg in der Entwicklung der Baggermengen Anfang der 90er Jahre eine Konzentration in den Abschnitten Rhinplatte und Twiefelfleth ergeben (Abbildung 30).

Das abgelagerte Material in der Fahrrinne der Unterelbe besteht zum größten Teil aus Kiesen, Sanden und Feinsanden mit unterschiedlich hohen Schluffanteilen.

Die Baggerungen werden üblicherweise mit Laderaumsaugbaggern (Hopper) durchgeführt, die das aufgenommene Baggergut überwiegend nach dem Prinzip der Baggergutumlagerung in

einiger Entfernung von der Baggerstelle auf ausgewiesenen Klappstellen im Strom verklappen.

Baggerungen mit dem Wasserinjektionsverfahren werden im Elbe-Fahrwasser im Auftrag der WSV nicht durchgeführt. Lediglich in Randbereichen, z.B. der Zufahrt zum Fähranleger Wischhafen, wird auch die Wasserinjektionsbaggerung im Auftrag der WSV seit Jahren im operationellen Betrieb eingesetzt. Hierzu wurden jedoch keine begleitenden Untersuchungen vorgenommen.

7.2 Charakteristik der Baggerstelle Rhinplatte

Die Topographie der Unterelbe ist im nördlichen Bereich der Rhinplatte durch große Wassertiefen in der Rinne gekennzeichnet (Abbildung 31). Das Niveau der Rinnensohle liegt in diesem Abschnitt tiefer als die planfestgestellte Sollsohle („Übertiefen“). Es haben sich Transportkörper (Unterwasserdünen, nachfolgend als „Riffel“ bezeichnet) ausgebildet, deren „Riffel“höhe ca. 5 m beträgt. Südlich der Rhinplatte sind die Transportkörper nicht so groß. Die „Riffel“höhen und -längen sind deutlich kleiner als im Norden. Im unmittelbaren Bereich der Rhinplatte Süd bzw. Krautsand ist die großflächige Erhebung in der Fahrrinne zu erkennen, die die Baggerstelle Rhinplatte kennzeichnet. Aufgrund der topographischen Verhältnisse (Krümmungen, Querschnittsaufweitungen) ergeben sich ungünstige Strömungsverhältnisse, die eine Sedimentation an der Rhinplatte begünstigen:

- lokales Strömungsminimum durch Querschnittsaufweitung (Reede)
- Divergenz der Stromfäden (Ebbe- / Flutströmung)
- schräg überströmte Böschungen im Süden
- lokale Flutstromdominanz in der Rinne im Bereich der Rhinplatte durch barokline Effekte bei gleichzeitiger Ebbestromdominanz südlich und nördlich davon

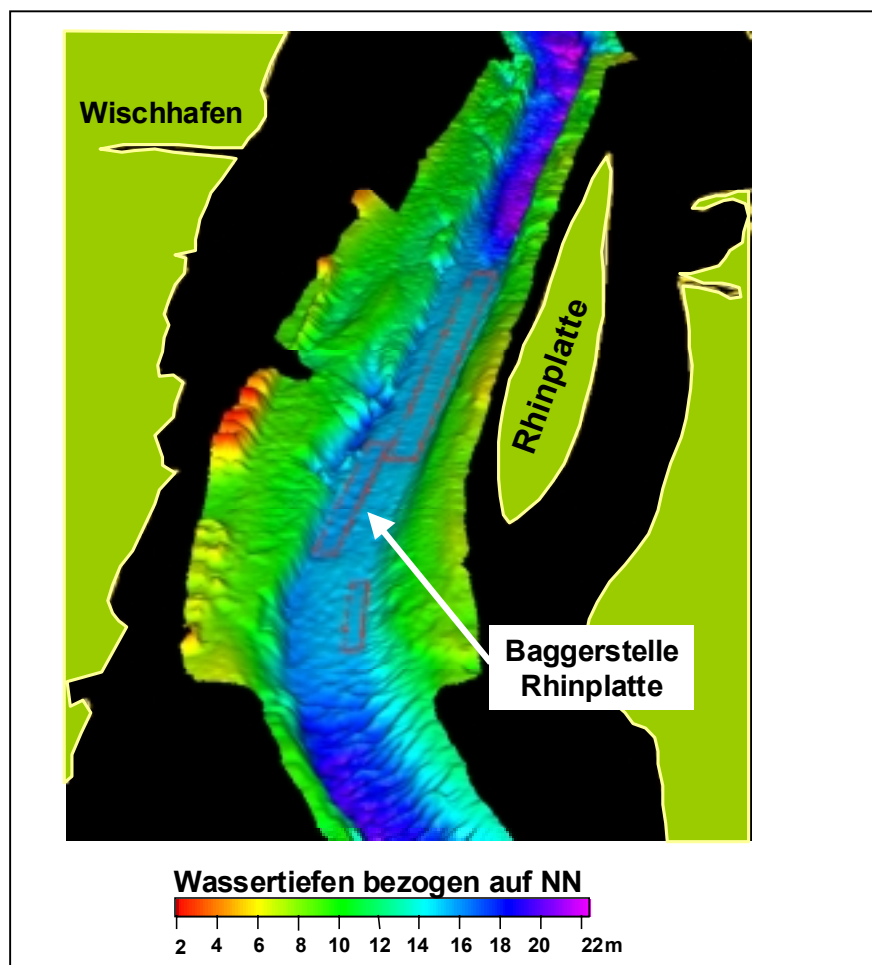


Abbildung 31: Topographie der Fahrrinne im Bereich der Rhinplatte mit deutlichen Erhebungen in den Einsatzbereichen des Wasserinjektionsgerätes während der Untersuchungen im Oktober 1999 sowie Übertiefen in den stromauf und stromab gelegenen Riffelstrecken (Datengrundlage: Fächerecholotpeilungen 1999 des WSA Hamburg).

Bei der Beurteilung der Baggerstelle Rhinplatte muss zudem beachtet werden, dass die Sedimentationsprozesse – im Gegensatz z.B. zum Hamburger Hafen – auch durch barokline Effekte geprägt sind. An der Rhinplatte wirken die baroklinen Prozesse immer dann stark sedimentationsfördernd, wenn die Lage der Haupttrübungszone durch niedrige Oberwasserzuflüsse, die typischerweise in den Sommer- und Herbstmonaten auftreten, im Bereich Stade bis Glückstadt liegt. Dann dringt bei Flut salzhaltiges Wasser aus der Außenelbe sehr weit in die Unterelbe hinein. Während bei voll entwickeltem Flut- und Ebbestrom eine gute Durchmischung in der Wassersäule festzustellen ist, kommt es in anderen Tidephasen zu einem Gradienten des Salzgehaltes in der Wassersäule, d.h. der Salzgehalt ist an der Gewässersohle größer als an der Oberfläche. Infolgedessen tritt insbesondere in der unteren Wassersäule eine stromauf gerichtete Dichteströmung auf, die wiederum einen stromaufgerichteten Transport von Sedimenten und Schwebstoffen intensiviert bzw. bei einsetzendem Ebbestrom eine Verzögerung des stromabgerichteten Transportes bewirkt. Dementsprechend entstehen auch längere Sedimentationszeiträume.

Das Unterhaltungsbaggergut bestand vor der Fahrrinnenanpassung, d.h. vor 1999, überwiegend aus feinsandigem Schluff mit örtlich und zeitlich variierenden Feinsandanteilen. Das abgelagerte Material wird als „Weichsediment“ bezeichnet und hat bereits bedeutende kohäsive Eigenschaften.

7.3 Pilotprojekt einer Wasserinjektionsbaggerung im Bereich der Rhinplatte

7.3.1 Veranlassung, Aufgabenstellung

Die WSV hat für die Unterhaltung der Fahrrinne in der Außen- und Unterelbe keine eigenen Bagger mehr im Einsatz. Die Unterhaltungsbaggerungen werden daher von Unternehmen der Nassbaggerei durchgeführt. Um eine wirtschaftliche Unterhaltung zu gewährleisten, werden die Baggerungen turnusmäßig ausgeschrieben, so dass die Unternehmer im Wettbewerb immer wieder neu anbieten müssen. Als Kalkulationsgrundlage benötigt der Unternehmer jedoch aus den Ausschreibungsunterlagen die Angabe der zu erwartenden Baggermengen. Diese können aber für den Ausschreibungszeitraum nicht exakt vorhergesagt werden. Daraus ergibt sich eine schwierige Vertragsgestaltung, die in Jahren großer Schwankungen in den Baggermengen zu erhöhten Kosten der WSV führt, z.B. durch „stand-by“-Zeiten für die gecharterten Hopperbagger, d.h. die WSV muss die Nassbaggerunternehmen auch für das Bereithalten der Nassbagger entlohnen.

Die BAW-AK hat im Sinne einer wirtschaftlichen Optimierung der Unterhaltungsaufwendungen einen Beitrag zur zukünftigen Unterhaltungsstrategie der Unterelbe erarbeitet. Das BAW-Konzept sieht eine saisonale Berücksichtigung des Wasserinjektionsverfahrens vor und hat für die Beseitigung kleinräumiger Mindertiefen das Wasserinjektionsverfahren für den Unterhaltungsschwerpunkt Rhinplatte vorgeschlagen.

Anmerkung: Im Bereich der Rhinplatte wird die Effizienz der Wasserinjektionsbaggerung auch dadurch erhöht, dass keine Dichteströmung im Bereich der Mindertiefen erzeugt werden muss. Es wird vielmehr von folgender Arbeitshypothese ausgegangen: Die Tideströmung in der Fahrrinne ist so groß, dass sie einen sofortigen Abtransport der mobilisierten Sedimente in nördlich und südlich gelegenen Bereiche mit großen Übertiefen ermöglicht. Dabei findet jedoch eine Durchmischung und großflächige Verteilung der Sedimente statt, so dass nach Strömungskenterung ein ggf. stattfindender Rücktransport der mobilisierten Sedimente nicht mehr nachweisbar ist.

Während der Einsatz des Wasserinjektionsverfahrens in der Fahrrinne der Elbe hinsichtlich der damit verbundenen ökologischen Auswirkungen aufgrund von zahlreichen Veröffentlichungen näherungsweise bewertet werden konnte, fehlten der WSV jedoch Bewertungskriterien für eine Wirtschaftlichkeitsbetrachtung. Aus diesem Grunde wurde die Effizienz des Wasserinjektionsverfahrens unter quasi operationellen Bedingungen in einem 11-tägigen Einsatz an der Rhinplatte ermittelt. Neben der Wirtschaftlichkeitsbetrachtung wurde durch ein begleitendes Naturmessprogramm auch eine erste Umweltfolgenabschätzung ermöglicht.

7.3.2 Messkonzept und hydrologische Randbedingungen 1999

Um einen Erfolg der Wasserinjektionsbaggerung nachweisen zu können, sowie eine Beurteilungsgrundlage für eine erste Umweltfolgenabschätzung zu schaffen, wurden die Messungen auf die Analyse folgender physikalischer Prozesse ausgelegt:

- Mobilisierung der Sedimente (Was passiert an der Sohle?)
 - mobilisiertes Gesamtvolumen
 - Schichtdicke des sohnahen Transports
- Veränderung der Eigenschaften der Sohle auf den Baggerfeldern während und nach der Wasserinjektionsbaggerung
- Ausbreitung des mobilisierten Sediments
 - lateral (Advektion / Dispersion)
 - Durchmischung in der Wassersäule (Konzentration / Trübung)

Die Erfassung dieser Prozesse konnte nur aufgrund einer reibungslosen amtsübergreifenden Zusammenarbeit zwischen den WSÄ Hamburg und Cuxhaven sowie der BAW-AK gewährleistet werden. In den WSÄ sind ausreichend Wasserfahrzeuge und Know-how hinsichtlich gewässerkundlicher Messungen (z.B. Peilungen, Sedimentecholot) für solche Messeinsätze vorhanden. Die BAW-AK, die keine eigenen Wasserfahrzeuge besitzt, konnte die in den WSÄ vorhandenen gewässerkundlichen Messsysteme durch Spezialmesstechnik (hier: System zur akustischen Bodenklassifizierung, QTCView™) ergänzen.

Vor, während und nach der 11-tägigen Wasserinjektionsbaggerung kamen folgende Messsysteme in einem Untersuchungsgebiet, welches sich von km 669 bis km 677 erstreckte, zum Einsatz:

- Fächerecholot (WSA Hamburg)
 - Ermittlung von Erosions- und Depositionsflächen
(Differenzbildung: vorher - nachher, Geometrie: keine Information über Sohlbeschaffenheit)
- Sedimentecholot (WSA Cuxhaven)
 - Veränderung von Eigenschaften des Sohlmaterials
„Dichtehorizonte“ / „Lagerungsdichten“ --> Schichtenverläufe
- QTC View™ / QTC Impact™ (BAW-AK)
 - Ausbreitung des mobilisierten Materials an der Sohle
(Flächenhafte Erfassung von Sedimenten gleicher Rückstreuungseigenschaften)
- Nautisonde™ (Dr. Dasch Consulting)
 - Viskositätstiefenprofile
- Dauermessungen (WSA Hamburg / BAW-AK)
 - Beurteilung der hydrologischen Gesamtsituation
(Trübung / Temperatur / Salzgehalt / Strömungsgeschwindigkeiten / Wasserstand)

- Bodenproben / Schöpferproben / Dichtesondierungen (WSA Hamburg)
 - Kalibrierung der beteiligten Messverfahren / Plausibilitätsprüfungen

Die Hydrologie der Elbe war 1999 durch ein anhaltend hohes Oberwasser im Frühjahr gekennzeichnet. Infolgedessen gab es zu Beginn des Jahres 1999 im Bereich der Rhinplatte große Übertiefen und im Jahresverlauf insgesamt nur geringe Eintreibungen, so dass der Pilotversuch erst im Oktober 1999 durchgeführt werden konnte. Zu diesem Zeitpunkt waren allerdings keine Weichsedimente an der Rhinplatte anzutreffen. Die Mindertiefen bestanden größtenteils aus Feinsanden mit geringen Schluffanteilen. Die Sollsohlenlage bezog sich noch auf das Niveau vor der Fahrrinnenanpassung (SKN – 13,75 m, nach der Vertiefung: SKN – 14,4 m).

Zu Beginn der Pilotstudie wurden aufgrund der vorgefundenen Mindertiefen drei Baggerfelder definiert (Nr. 1, 2 und 3, Abbildung 32). Zunächst wurden in der Flutphase das Baggerfeld 3 und während der Ebbephase das Baggerfeld 2 bearbeitet. Die Wasserinjektionsbaggerungen wurden im 24h Schichtbetrieb kontinuierlich ausgeführt. Nachdem diese beiden Baggerfelder auf Solltiefe gebracht wurden, wurde das Baggerfeld 1 bearbeitet. Dabei wurde im nördlichen Abschnitt des Baggerfeldes 1 bei Ebbe und im südlichen Abschnitt bei Flut gebaggert.

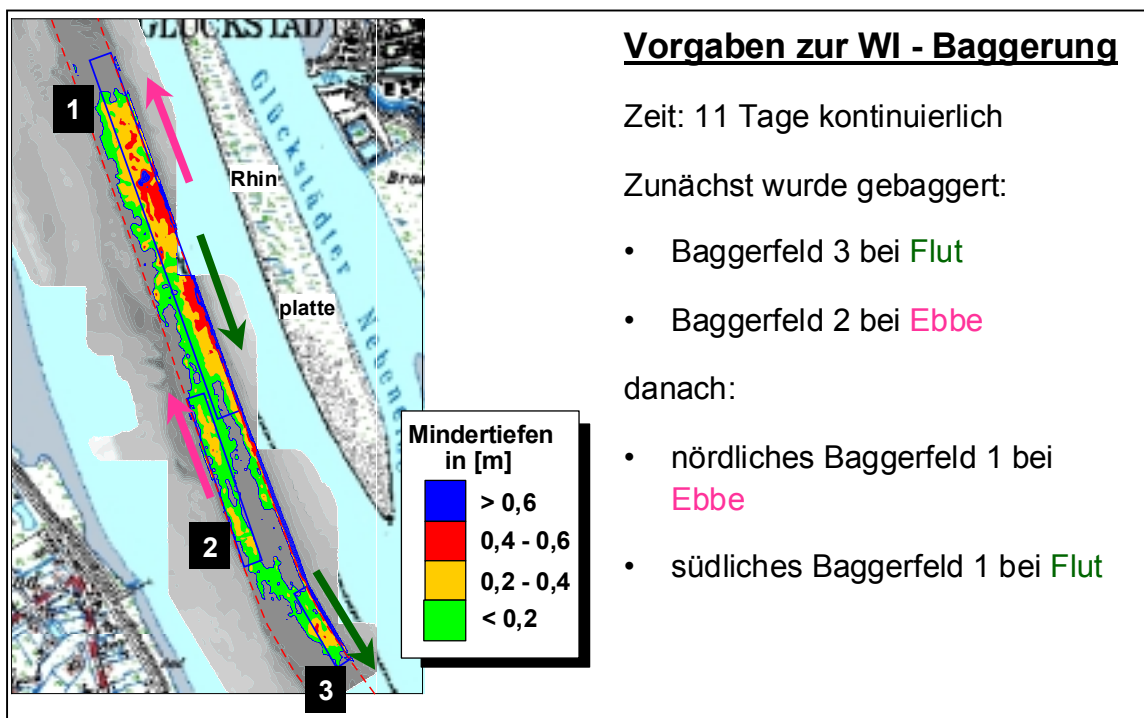


Abbildung 32: Mindertiefen zum Zeitpunkt der Pilotstudie sowie methodisches Vorgehen zur Baggerung an der Rhinplatte (Datengrundlage: Fächerecholotpeilungen des WSA Hamburg).

Zu beachten ist, dass im Jahr 1999 die Investitionsbaggerungen für die Fahrrinnenanpassung stattfanden. Zum Zeitpunkt der Pilotstudie waren bereits große Abschnitte der Unter- und Außenelbe ausgebaut. Die Unterelbe befand sich daher bereits in einem morphologischen Ungleichgewichtszustand, so dass zu diesem Zeitpunkt auf eine erhöhte Intensität der natürlichen morphologischen Umlagerungsprozesse geschlossen werden kann. Im Bereich der Rhinplatte fanden Baggerungen zur Fahrrinnenanpassung erst nach Beendigung der Nachmessungen für die Pilotstudie statt.

Die Pilotstudie zur Wasserinjektionsbaggerung wurde trotz dieser unglücklichen, aber unvermeidbaren hydrologischen Gesamtsituation der Elbe durchgeführt, da

seitens der WSV das Hauptaugenmerk auf die Wirtschaftlichkeitsbetrachtung gelenkt wurde. Sollte ein Erfolg der Wasserinjektionsbaggerung unter diesen „sandigen“, d.h. für eine Wasserinjektionsbaggerung hinsichtlich Mobilisierung und Transport von Sedimenten ungünstigen Randbedingungen an der Rhinplatte nachgewiesen werden, kann auf einen wirtschaftlichen Einsatz des Wasserinjektionsgerätes bei sonst üblich vorhandenen Weichsedimenten geschlossen werden.

7.3.3 Ergebnisse

7.3.3.1 Räumung der Baggerfelder

Durch Auswertung der vom WSA Hamburg zur Verfügung gestellten Fächerecholotdaten wurde die nachhaltige Räumung der Baggerfelder 1 bis 3 nachgewiesen (Abbildung 33). Die höchsten Differenzen in den Vor- und Nachpeilungen ergaben sich im Baggerfeld 2. Dies ist zunächst verwunderlich, da ja die größten Mindertiefen im Baggerfeld 1 auftraten (Abbildung 32). Jedoch sind folgende drei maßgeblichen Aspekte bei der Analyse der Differenzdarstellung zu beachten:

- Nachdem die Baggerfelder 2 und 3 vollständig auf Sollsohlenniveau zzgl. Baggertoleranz gebracht wurden, reichten die verbleibenden 5 Tage innerhalb der 11-tägigen Wasserinjektionsbaggerungen nicht aus, um das Baggerfeld 1 auch vollständig auf Solltiefe zu bringen. Daraus folgt für das Baggerfeld 1 ein operationell bedingtes geringeres Vertiefungsmaß.
- Die nordöstliche Fahrrinnenhälfte befand sich in einer Auflandungsphase (... denn sonst hätte man dort zum damaligen Zeitpunkt keine Mindertiefen gehabt). Nach Beendigung der Baggerarbeiten auf dem Baggerfeld 3 vergingen fast 14 Tage bis zur Nachpeilung. In dieser Zeit fanden im Baggerfeld 3 natürliche Auflandungen statt, so dass in der Differenzbildung von Vor- und Nachpeilung die durch die Wasserinjektionsbaggerungen tatsächlich erbrachte Ausräumung des Baggerfeldes vermindert wird.

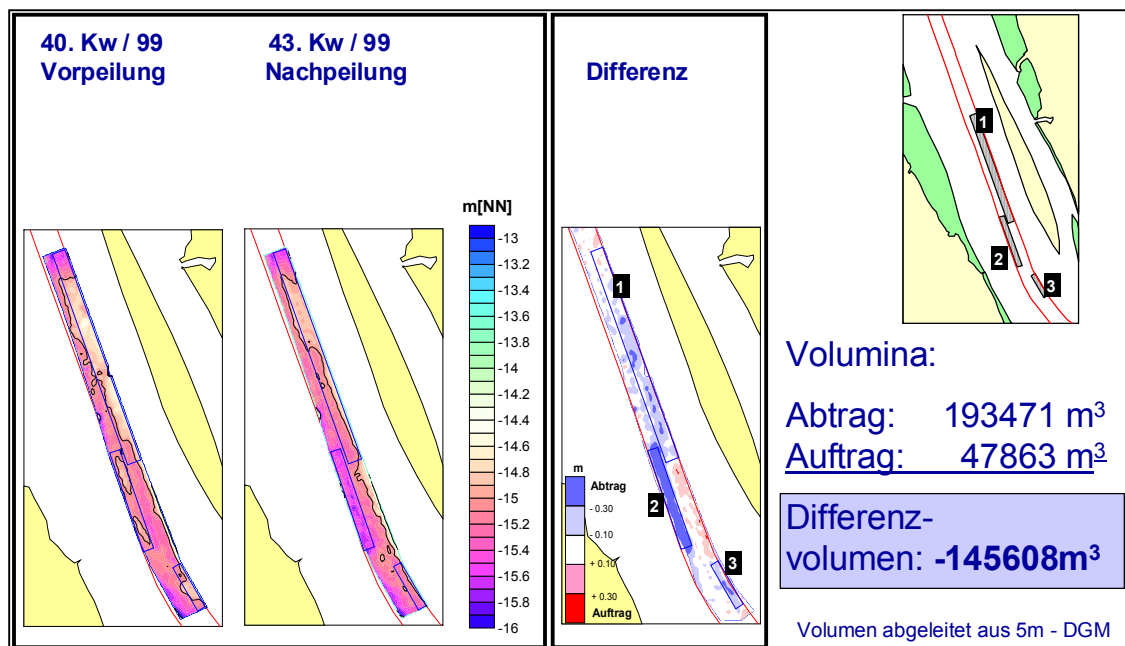


Abbildung 33: Darstellung und Auswertung von Fächerecholotdaten zeigen die Veränderung der Sohltopographie an der Rhinplatte.

- Das während der Flut im Baggerfeld 1 mobilisierte Sediment wurde auf der nordöstlichen Fahrrinnenseite zunächst stromauf transportiert und passierte zumindest das Baggerfeld 3 sowie den zwischen den Baggerfeldern 1 und 3

liegenden Fahrrinnenbereich. Dort kann es gegenüber dem südlichen Fahrrinnenabschnitt infolgedessen zu erhöhten Sedimentationen gekommen sein.

Die Auflandungstendenz (roter Farbumschlag) in der Differenzdarstellung, insbesondere am nördlichen Fahrrinnenrand, in der Größenordnung von 1 – 3 dm zeigt eine Überlagerung aller Effekte (Abbildung 33).

Aufgrund der in diesem Bereich im November beginnenden Vertiefungsbaggerungen für die Fahrrinnenanpassung war eine weitere Beobachtung der Wiederauflandungsprozesse auf den Baggerfeldern nicht möglich.

7.3.3.2 Verdriftung der Sedimente

Die Verdriftung der Sedimente wurde über den Nachweis der Veränderung der obersten Sedimentschicht an der Sohle mit einer Schichtstärke von wenigen Zentimetern ermittelt. Dazu wurde ein bei der BAW-AK vorhandenes, akustisches Bodenklassifizierungssystem (QTCView™ / QTCImpact™) eingesetzt, welches die von der Gewässersohle rückgestreuten Echolotrohdaten in besonderer Weise analysiert. Hierbei werden die Echos, die auf Profilmfahrten mit einem handelsüblichen Tiefenlot erzeugt werden, durch die Software QTCImpact™ in ihre Fundamentalkomponenten (z.B. Frequenz, Energie) zerlegt. Danach werden die Daten hinsichtlich ihrer akustischen Charakteristik klassifiziert. Das Ergebnis der Klassifizierung zeigte für die Rhinplatte drei charakteristische Echos, denen durch gezielte Bodenprobennahme eine entsprechende Sedimenteigenschaft (hier: ~ Korngrößenverteilung) zugeordnet werden konnte (Abbildung 34). Die Zuverlässigkeit der Daten kann insbesondere an den Kreuzungspunkten von verschiedenen Profilmfahrten gezeigt werden.

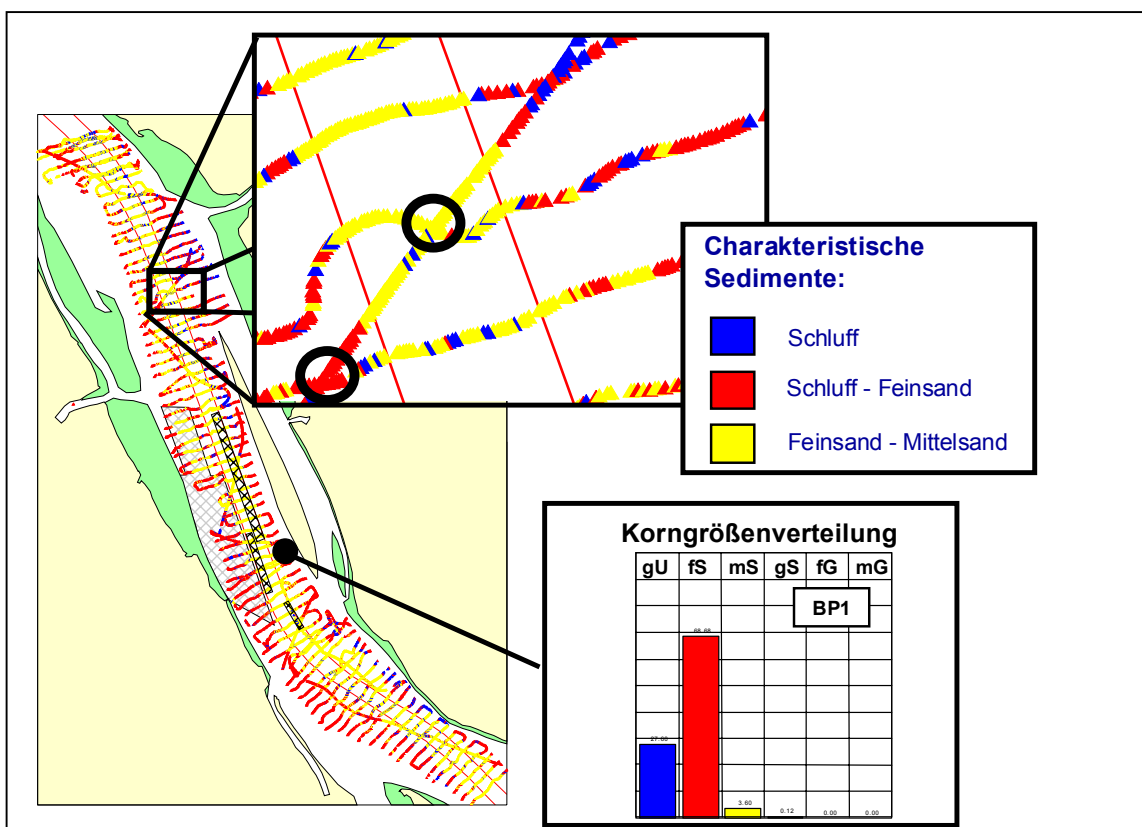


Abbildung 34: Farb-kodierte charakteristische Echos mit der erfolgten Zuordnung von Sedimenteigenschaften im Bereich der Rhinplatte. Plausibilisierung und Kontrolle der Daten durch kreuzende Profilmfahrten sowie Korngrößenanalysen gezielter Bodenproben.

Aus den Ergebnissen der Profilmfahrten wurden für den Zeitraum vor und nach der Wasserinjektionsbaggerung Flächen mit gleichen akustischen Sedimenteigenschaften (hier: Klassierung nach Korngröße) erarbeitet. Das Ergebnis ist in Abbildung 35 dargestellt. Für den Rhinplattenbereich korrelierte die Verteilung der Haupt-Kornfraktion mit der Strömungsintensität. In der hydraulisch leistungsfähigen, tiefen Fahrwasserrinne herrschen im Vergleich zu den Randbereichen hohe Strömungsgeschwindigkeiten vor. Insofern sind hier überwiegend Feinsande und Mittelsande anzutreffen, während sich in den strömungsruhigeren Seitenbereichen schluffige Feinsande ablagern. Die in der Fahrrinne vor der Wasserinjektionsbaggerung anzutreffenden Schluffe müssen bereits kohäsive Eigenschaften aufweisen, da sie ansonsten in diesem Strömungsklima nicht lagestabil wären. In einem Vergleich der Daten vor und nach dem Einsatz des Wasserinjektionsgerätes zeigten sich teilweise sehr deutliche Unterschiede. Allerdings muss bei dieser Betrachtung nochmals beachtet werden, dass lediglich die oberste, wenige Zentimeter starke Schicht des Boden analysiert wurde.

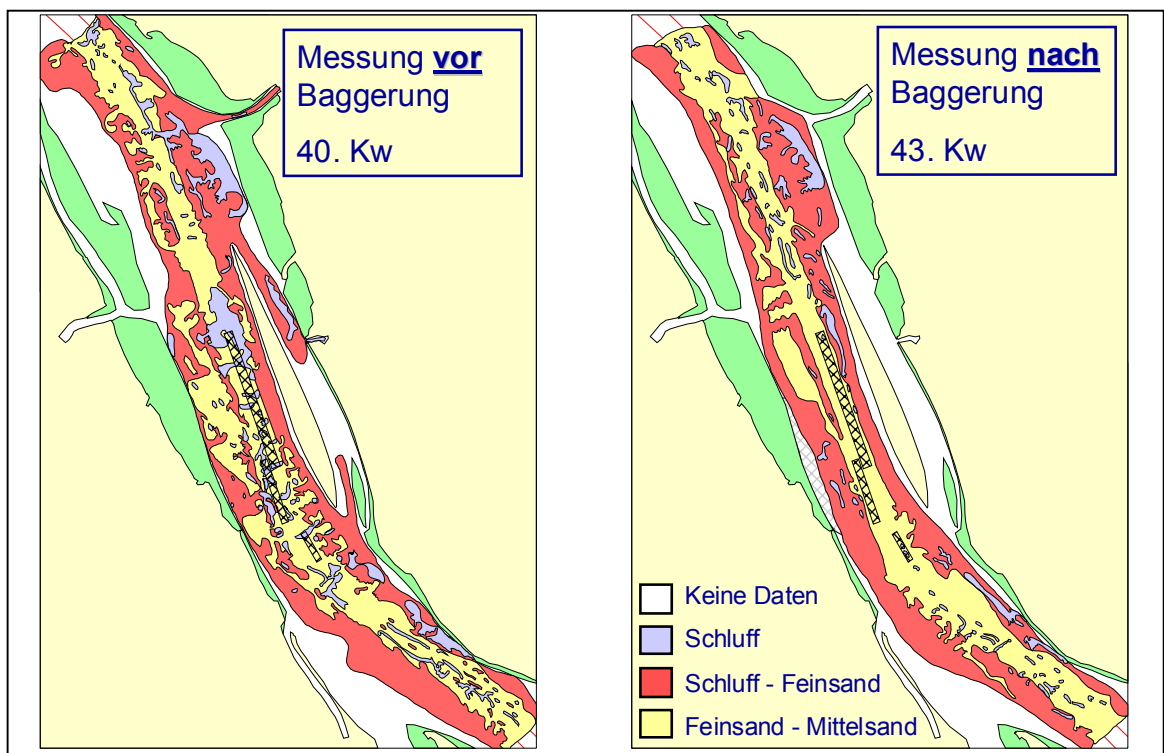


Abbildung 35: Auf Basis von Längs- und Querfahrten ermittelte Flächen gleicher akustischer Sedimenteigenschaften vor und nach den Wasserinjektionsbaggerungen mit der groben Zuordnung von korngrößenabhängigen Bodenbezeichnungen.

Im Nahbereich der Baggerfelder 1 bis 3 war eine „Homogenisierung“ der Kornfraktionen ersichtlich. Es war dort nach der Baggerung kein Schluff mehr vorhanden. Auf den Baggerfeldern ist dies direkt mit der Wasserinjektionsbaggerung erklärbar, die den Boden gelöst hat. Insbesondere die feinen Kornfraktionen werden dann mit der Strömung besonders weit fortgetragen. Die Fächerecholotdaten zeigten im Abschnitt zwischen den Baggerfeldern 1 und 3 eine Ablagerung nach der Baggerung (Abbildung 33). Abbildung 35 zeigt, dass dies Fein- und Mittelsande waren, deren teilweise Herkunft aus der Wasserinjektionsbaggerung nicht ausgeschlossen werden kann. Die Veränderungen auf der südliche Fahr-rinnenseite neben dem Baggerfeld 1 müssen zum einen mit natürlichen Erosionsprozessen erklärt werden (s. Fächerecholotdaten). Zum anderen muss aber auch in diesem Bereich davon ausgegangen werden, dass eine Einmischung mit groben Kornfraktionen, die durch den Einsatz des Wasserinjektionsgerätes auf den Baggerfeldern gelöst worden sind, in die oberste Sohlschicht im Nahbereich

der Baggerfelder stattgefunden hat. Dieser Rückschluss muss nach bisherigen Kenntnissen auch für die Reede gezogen werden. Dort sind im südlichen Bereich nach der Wasserinjektionsbaggerung große Flächen in einer geringen Schichtstärke mit Schluff – Feinsand bedeckt worden. In den entfernteren Randbereichen des Untersuchungsgebietes südlich und nördlich der Rhinplatte ist eine Veränderung der oberflächennahen Kornfraktionen nicht erkennbar (siehe z.B. Schluff-Fläche im Bereich der Störmündung). Daraus kann geschlossen werden, dass die Sohle in diesen Bereichen durch die Wasserinjektionsbaggerungen nicht beeinflusst wurde.

7.3.3.3 Sohlbeschaffenheit

Die Sohlbeschaffenheit wurde mit dem parametrischen Sedimentecholot (PAS 96) des WSA Cuxhaven analysiert. Die ausgesendeten Signale dieses Messverfahrens tasten nicht nur die Oberfläche der Gewässersohle ab, sondern dringen tief in den Boden ein. Aus der Analyse der rückgestreuten Echos können vorhandene Schichtungen und deren Schichtstärken im Boden sehr exakt bestimmt werden. Aus der Analyse geht ebenfalls hervor, ob es sich bei der Bodenschicht um einen „harten“ oder „weichen“ akustischen Reflexionshorizont handelt. Eine Bestimmung der Bodenart kann zwar nicht direkt erfolgen (hierfür sind gezielte Bodenproben / Bohrungen erforderlich), jedoch ermöglicht die Analyse der akustischen Reflektivität dem reviererfahrenen Anwender eine Abschätzung der vorgefundenen Sedimentarten.

Die Veränderung der Sohlbeschaffenheit wird anhand ausgewerteter Profildfahrten auf dem Baggerfeld 3 deutlich. Am 07.10.1999 zeigte sich dicht unter der Oberfläche ein Horizont mit hoher akustischer Reflektivität (harter Horizont, rot, Abbildung 36, oben). Daraus kann zu diesem Zeitpunkt an der Rhinplatte auf umgelagerte, junge Sedimente an der Sohle geschlossen werden (Feinsande). Diese Profildfahrt zeigte, dass zum damaligen Zeitpunkt das für die Rhinplatte bisher typische „Weichsediment“ (unkonsolidierter Schluff) auf dem Baggerfeld 3 nicht vorhanden war. Das hohe Auflösungsvermögen des Sedimentecholotes zeigte an der Oberfläche der Sohle eine wenige Zentimeter starke reflektionsarme („weiche“, blaue) Sedimentschicht, die nach Auswertung von QTCView-Daten größtenteils aus Fein- bis Mittelsand bestand. Diese Schicht repräsentierte offensichtlich das frisch abgelagerte Sediment bzw. diejenige Schicht, die durch die hohen Tideströmungen immer wieder mobilisiert und bewegt wird.

Dieses Ergebnis wird durch Messungen mit der Nautisonde (Dr. Dasch Consulting) bestätigt. Die ursprünglich für Weichsedimentstrecken vorgesehenen Viskositätstiefenprofile wurden vor der Baggerung vereinzelt trotz des sandigen Sohlmaterials in den Baggerfeldern durchgeführt. Hierbei zeigte sich in drei von insgesamt vier Viskositätsprofilen eine sprunghafte Zunahme der Viskosität in den oberen 1 bis 3 cm der Sohle. Nur im Baggerfeld 1 wurde auf einer Position eine Weichsedimentlinse erfasst, die sich auch in den QTCView-Daten als Schlufflinse an diesem Ort zeigte. Die Mächtigkeit der „Weichschicht“ war jedoch kleiner 1 dm.

In ein bis zwei Meter Tiefe zeigte das Sedimentecholot weitere Bodenhorizonte unterschiedlicher „Härte“. Auswertungen von Verkehrssicherungspeilungen, die in regelmäßigen Abständen von der WSV durchgeführt werden, ergaben, dass es sich um Schichtungen infolge der seit Beginn des Jahres 1999 beobachteten Ablagerungen handelt.

Während Wasserinjektionsbaggerungen wird der Boden durch den injizierten Wasserstrahl oberflächennah stark mit Wasser angereichert, d.h. aufgeweicht. Noch 2 Tage nach Beendigung der Baggerarbeiten an der Rhinplatte war auf dem Baggerfeld 3 größtenteils ein oberflächennaher, weicher (blauer) Horizont zu erkennen, der einen Boden mit einer Schichtdicke von ca. 1 dm bis 3 dm cha-

rakterisiert (Abbildung 36, mittlere Grafik). Es wird davon ausgegangen, dass diese Schicht zu diesem Zeitpunkt jedoch nicht mehr fließfähig war, d.h. bereits wieder teilkonsolidiert war. Die Fähigkeit zur raschen Konsolidierung ist auf die Kornzusammensetzung des Materials zurückzuführen. Die starke Eintiefung im linken Bereich der Darstellung entstand durch die wiederkehrenden Wendemanöver des Wasserinjektionsgerätes am Ende des Baggerfeldes.

Bereits 12 Tage nach Beendigung des Baggereinsatzes war aus den Daten zur Sohlbeschaffenheit auf dem Baggerfeld nicht mehr erkennbar, dass ein Wasserinjektionseinsatz stattgefunden hat. Der Schichtenaufbau vor und nach der Baggerung war – abgesehen von der Beseitigung der Mindertiefen - quasi identisch.

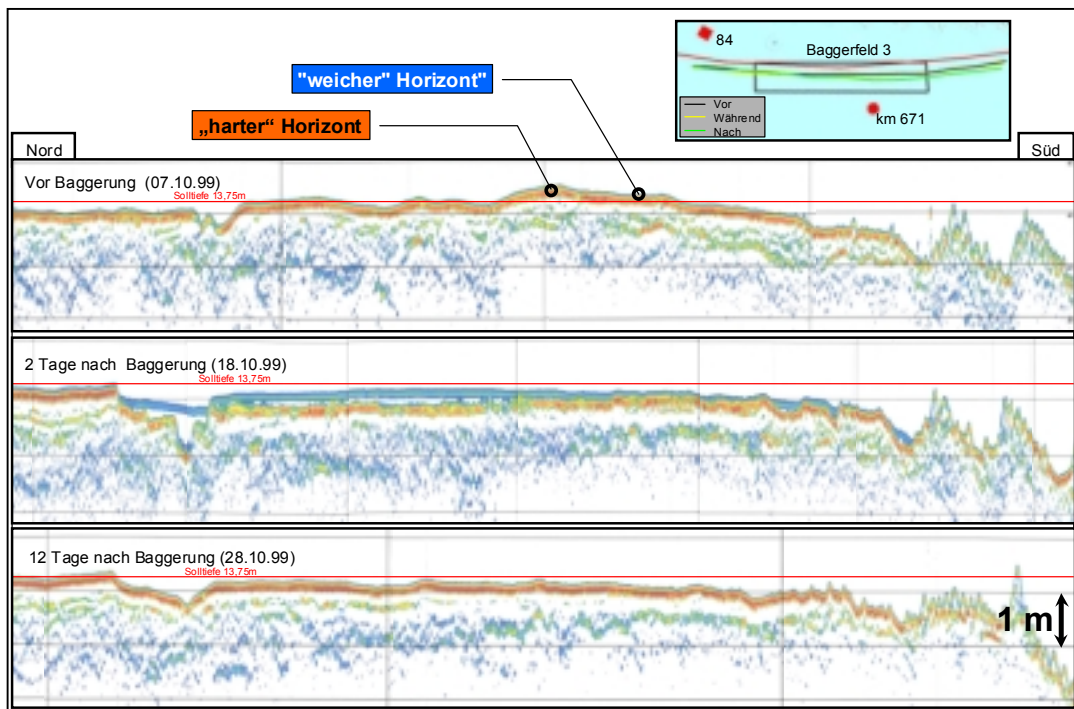


Abbildung 36: Akustisches Bodenprofil auf dem Baggerfeld 3 zum Zeitpunkt vor, unmittelbar nach und 12 Tage nach dem Wasserinjektionseinsatz (Datengrundlage: Sedimentecholotprofile des WSA Cuxhaven).

7.3.3.4 Dauermessungen

Die Dauermessungen ergeben einen Überblick über Größenordnung und Veränderungen verschiedener hydrologischer Parameter zum Zeitpunkt der Pilotstudie.

Der **Oberwasserabfluss** in Neu Darchau betrug am 05.10.1999 im Tagesmittel ca. 280 m³/s. Er stieg bis zum 19.10.1999 auf ca. 330 m³/s an und fiel bis zum 31.10.1999 wieder kontinuierlich auf ca. 300 m³/s ab.

Die **Salzgehaltsmessungen** wurden an Tonne 81 durchgeführt (auf der Reede südwestlich des Fahrwassers). Die gemessenen Salzgehalte sind durch den natürlichen Nipp-Springzyklus der Gezeiten geprägt. Im Bereich der Springtiden führen energiereiche Tiden (d.h. hoher Tidehub) zu einem erhöhten Stromauftransport salzreichen Wassers. Die minimalen Salzgehalte betrugen zur Springtidezeit in der Phase der Ebbestromkenterung ca. 2 PSU, während die maximalen Salzgehalte im Bereich der Flutstromkenterung zu 6-10 PSU gemessen wurde. Vom 11.10.1999 bis 21.10.1999 nahmen die Salzgehalte infolge des Nippzyklusses kontinuierlich ab, so dass 2 Tage nach Nipptide nur noch maximale Salzgehalte von 2 PSU gemessen wurden. Danach stiegen die Salzgehalte wieder an. Während ausgeprägter Flut- und Ebbeströmungen zeigten die Daten eine gute Durchmischung in der Wassersäule. Vertikale Gradienten im

Salzgehalt wurden nur zur Hochwasserphase bei energiereichen Tiden festgestellt. In einem 2- bis 4-stündigen Zeitfenster baute sich dann in der unteren Wassersäule ein höherer Salzgehalt auf und wieder ab. Im Maximum war der Salzgehalt an der Sohle um ca. 2 PSU gegenüber der oberflächennahen Messposition erhöht. Die Daten bestätigen die in Kapitel 7.2 dargestellten baroklinen Prozesse an der Rhinplatte.

Die **Wassertemperatur** betrug am 05.10.1999 noch 18 °C und nahm dann kontinuierlich auf 11°C am 28.10.1999 ab.

Die Auswertung der 135 im großflächigen Messraster zwischen km 669 und km 677 angeordneten **Dichtesondierungen** des WSA Hamburg zeigten vor dem Einsatz des Wasserinjektionsgerätes eine Dichte des Sohlmaterials im Bereich von $\rho = 1,44 \text{ t/m}^3$ bis $\rho = 1,84 \text{ t/m}^3$. Die Werte waren nach den Wasserinjektionsbaggerungen nur unwesentlich (im Bereich der Streuungen) verändert. Lediglich auf den Baggerfeldern wurden nach Angaben des WSA Hamburg aufgrund der durch die Baggerung freigelegten, unterlagernden Sedimente nennenswerte Änderungen ermittelt.

Auf dem gleichen Messraster wurden auch **Trübungssondierungen** durchgeführt. Vor der Baggerung wurde tidephasenabhängig eine über die Wassersäule konstante Trübung von 25 FTU bis 260 FTU ermittelt (Grundtrübung). Im Bereich der Baggerstelle Rhinplatte bildeten sich jedoch Gradienten in der Vertikalen und es wurden Trübungsmaxima mit Werten von 250 FTU bis 725 FTU sohl nah gemessen. Während der Wasserinjektionsbaggerungen wurde auf dem Messraster eine leichte Erhöhung der Grundtrübung in der Wassersäule festgestellt. Die Grundtrübung betrug zu diesem Zeitpunkt tidephasenabhängig ca. 50 FTU bis 450 FTU. Die sohl nahen Trübungsmaxima blieben jedoch gleich und zeigten Werte zwischen 250 FTU bis 725 FTU. Allerdings waren diese Trübungsmaxima nicht auf die Baggerstelle Rhinplatte beschränkt, sondern wurden auch in jeweils ca. 1 bis 2 km Entfernung zu den eigentlichen Baggerfeldern in den untersten drei Metern der Wassersäule gemessen. In größerer Entfernung zur Baggerstelle traten in der Wassersäule keine Gradienten der Trübung mehr auf. Eine Woche nach Beendigung der Wasserinjektionsbaggerungen zeigten die Trübungssondierungen die gleichen tidephasenabhängigen Trübungswerte wie in dem Zeitraum vor dem Einsatz des Wasserinjektionsgerätes.

Neben den Trübungssondierungen auf dem Messraster in der Fahrrinne wurde die **Trübung** in drei Ebenen der Wassersäule kontinuierlich durch die **BAW-Messboje** erfasst. Die Boje war bei Tonne 81 auf der Reede positioniert und lag somit in einem Abstand von ca. 200 m neben (südwestlich) der Fahrrinne. Während der Wasserinjektionsbaggerungen auf den ca. 1,5 km bis 3 km stromaufgelegenen Baggerfeldern 2 und 3 konnte keine nennenswerte Veränderung in der Trübung der Wassersäule am Messort festgestellt werden. Erst zum Zeitpunkt der Wasserinjektionsbaggerungen auf dem unmittelbar zur Bojenposition benachbarten Baggerfeld 1 wurde eine erhöhte Trübung in der Wassersäule am Messort festgestellt. 4 Tage nach Beendigung der Baggerarbeiten hatte sich nahezu die natürliche Trübung wieder eingestellt.

7.3.3.5 Wirtschaftlichkeit

Bei der Beurteilung der Wirtschaftlichkeit der Wasserinjektionsbaggerung ist folgendes zu beachten:

- Bei einem Vergleich zu einer herkömmlichen Hopperbaggerung auf der Grundlage des damaligen Unterhaltungsvertrages ist zu berücksichtigen, dass in den kalkulierten Preisen des Hopperbaggers auch Vorhaltekosten („stand by“) enthalten sind, die bei dem Kostenansatz für den einmaligen Einsatz des Wasserinjektionsgerätes nicht vorhanden waren.

- Das eingesetzte Wasserinjektionsgerät (Bagger Njörd der BREWABA mit 12 m breitem Injektionsbalken) war nach heutigem Kenntnisstand für die Größe der Baggerfelder zu klein.
- Das vorgefundene sandige Sohlmaterial erschwerte die Mobilisierung der Sedimente und setzte die Effizienz des Wasserinjektionsgerätes herab.

Insgesamt waren die Kosten für die Wasserinjektionsbaggerung jedoch nicht höher als für einen vergleichbaren Hopperbaggereinsatz.

Es wird davon ausgegangen, dass ein Wasserinjektionseinsatz bei sonst üblichen höheren Schluffanteilen der Sohlsedimente effizienter – und somit wirtschaftlicher – gewesen wäre, weil feinere Kornfraktionen leichter zu suspendieren sind (s. Kapitel 5.2). Darüber hinaus zeigen die Erfahrungen aus der Pilotstudie, dass für so großflächige Baggerfelder der Einsatz eines größeren Wasserinjektionsgerätes sinnvoll ist. Unter diesen Randbedingungen ist ein Kostenvorteil der Wasserinjektionsbaggerung gegenüber einer Hopperbaggerung zu erwarten.

Bei der Betrachtung der Wirtschaftlichkeit konnte die Nachhaltigkeit der Baggerung bzw. die nach den Baggerungen stattfindende Auflandung der Baggerfelder nicht mehr berücksichtigt werden, da die Investitionsbaggerung der Fahrrinnenanpassung sehr zügig voran gekommen war. Die Fahrrinne im Untersuchungsgebiet der Rhinplatte wurde ab November 1999 vertieft.

In einer langfristig vorausschauenden Wirtschaftlichkeitsbetrachtung sollte die nachhaltige Veränderung der Sedimentzusammensetzung an der Sohle berücksichtigt werden, die durch häufige Wasserinjektionsbaggerungen infolge einer Entmischung der Kornfraktionen zu erwarten ist. Die Effizienz von Folgebaggerungen wird dadurch beeinflusst. Durch den einmaligen Einsatz des Wasserinjektionsgerätes innerhalb der vorliegenden Pilotstudie konnte hierzu keine Aussage hergeleitet werden.

Allgemein ist die Wirtschaftlichkeit eines Wasserinjektionseinsatzes zweifelsfrei immer dann gegeben, wenn die **Vorteile** des Wasserinjektionsgerätes in einem Unterhaltungskonzept entsprechend berücksichtigt sind. Die Nutzung von Vorteilen der Wasserinjektionstechnik bedeutet für ein Unterhaltungskonzept keinen Ersatz aller Hopperbaggerungen an der Rhinplatte. Vielmehr wurde bisher von der BAW-AK ein saisonaler Einsatz bzw. eine Anwendung des Wasserinjektionsverfahrens bei der Beseitigung von Einzeluntiefen vorgeschlagen. In diesem Zusammenhang ist auch das Zitat aus „Hydrodynamic Dredging: Principles, Effects and Methods“ (Dredging Technology Research Laboratory, TU Delft) zu werten: **„Hydrodynamic dredging is a low cost dredging method“**

7.4 Zusammenfassung

Es bestehen Konzepte, die Wasserinjektionstechnik in die Fahrrinnenunterhaltung der Unterelbe zukünftig einzubeziehen. Zur Abschätzung der

- Wirtschaftlichkeit und der
- Umweltauswirkungen

wurde eine Pilotstudie zur Wasserinjektionsbaggerung unter quasi-operationellen Bedingungen an der Rhinplatte durchgeführt. Der Einsatz des Wasserinjektionsgerätes dauerte 11 Tage, an denen rund um die Uhr gebaggert wurde. Zur Beurteilung der Wirkungen wurden Naturuntersuchungen vor, während und nach den Wasserinjektionsbaggerungen an der Rhinplatte durchgeführt.

Trotz der ungünstigen morphologischen Randbedingungen konnte ein wirtschaftlicher Einsatz der Wasserinjektionstechnik an der Rhinplatte nachgewiesen

werden. Auch unter Berücksichtigung der Erfahrungen aus anderen Revieren (s. Schrifttum) kann nach bisherigen Erkenntnissen davon ausgegangen werden, dass die Nutzung der Vorteile des Wasserinjektionsverfahrens im Bereich der Rhinplatte zu einer insgesamt wirtschaftlicheren Unterhaltung führt.

Durch den Einsatz von aufeinander abgestimmten Messverfahren konnten einige Wirkungen der 11-tägigen Wasserinjektionsbaggerungen auf die subaquatische Umwelt gut abgeschätzt werden. So ergab sich in der gesamten Wassersäule nur eine geringfügige Erhöhung der Trübung im Nahbereich der Baggerfelder. In einem Abstand von ca. 1,5 km bis 2 km wurden jedoch nur noch sohnah erhöhte Trübungswerte zum Zeitpunkt der Baggerungen festgestellt. Bereits kurz nach Beendigung der Baggerarbeiten stellten sich sohnah die natürlichen Trübungsverhältnisse auf den Baggerfeldern wieder ein. Gegen Ende des Untersuchungszeitraumes (8 Tage nach Ende der letzten Baggeraktivitäten) konnten gegenüber dem Zeitraum vor Beginn der Baggerung keine Änderungen in den Trübungswerten mehr nachgewiesen werden. Die Ausbreitung der mobilisierten Sedimente wurde mit einem akustischen Bodenklassifizierungssystem analysiert. Während gelöste Fein- und Mittelsande die Oberfläche der Fahrrinne in einer mit dem Fächerecholot nicht nachweisbaren, geringen Schichtstärke bedeckten, wurde die Ausbreitung von schluffigem Material in die Seitenbereichen der Fahrrinne nur im Nahbereich der Baggerfelder nachgewiesen (z.B. Reede). Eine Beeinflussung der Seitenbereiche an den Rändern des Untersuchungsgebietes war nicht mehr nachweisbar. Mit dem parametrischen Sedimentecholot wurde belegt, dass 12 Tage nach Beendigung der Wasserinjektion auf dem Baggerfeld wieder eine natürliche Sohlbeschaffenheit vorzufinden war.

Die Baggerung von ca. 220.000 m³ feinsandiger Sedimente mit dem Wasserinjektionsverfahren hat für den Bereich der Rhinplatte offensichtlich nur lokale Auswirkungen gehabt. Lediglich in der Fahrrinne wurde sandiges Material über die Grenzen des Untersuchungsgebietes (km 669 – km 677) stromauf und stromab transportiert. Schluffiges Material lagerte sich im unmittelbaren Nahbereich der Baggerfelder in den Seitenräumen ab, insbesondere auf der Reede. Im Bereich der Baggerstelle Rhinplatte wurde in der Wassersäule für den Zeitraum der Baggerung eine geringfügig erhöhte Grundtrübung festgestellt. Über die Baggerstelle hinaus ließ sich eine Erhöhung der Trübung in der Fahrrinne nur sohnah feststellen. Hierin wird der überwiegend sohnah stattfindende Transport des mobilisierten Sedimentes bestätigt. Ca. 1 Woche nach Beendigung der Wasserinjektionsbaggerungen hatten sich wieder normale Trübungsverhältnisse eingestellt.

8 Literaturverzeichnis

Es folgt eine Auflistung der zitierten Literatur. Die für diese Studie relevanten Aussagen wurden jeweils zusammengefasst.

Aster, D. 1993. Der Einfluss von Wasserinjektionsbaggerungen auf die Wassertrübung. HANSA 3:64-67.

Bei der Wasserinjektion wird über die im Flansch eines T-förmigen Rohres oder Riegel eines U-förmigen Rohrrahmens befindlichen Düsen Wasser unter Druck in den zu entfernenden Boden injiziert und die obere Bodenschicht in eine Feststoff-/Wassersuspension überführt. Unter bestimmten Voraussetzungen kann hierdurch eine Dichteströmung entstehen, mit der das in Suspension befindliche Sediment aus dem Baggerfeld abtransportiert wird.

Die Baggerleistung ist abhängig von der Zusammensetzung und Dichte des Baggergutes und von den örtlichen, morphologischen und hydrologischen Randbedingungen.

In tideoffenen Häfen, Hafeneinfahrten und Schleusenvorhöfen, vor denen eine tiefe Stromrinne verläuft, stellen Wasserinjektionsbaggerungen oft kostengünstige Varianten gegenüber den herkömmlichen Nassbaggerungen dar, da der Transport des Baggergutes (Verklappen/Verspülen) entfällt.

Bei der Unterhaltungsbaggerung eines Kraftwerkhafens an der Ems wurden von der Rijkswaterstaat und dem niederländischen Unternehmen Volker Stevin begleitende Untersuchungen zum Sedimenttransport durchgeführt. Die Baggermenge betrug ca. 150.000 m³. Das Baggergut bestand aus einem homogenen, festgelagerten Feinsand/Schlick-Gemisch mit einem Schlickanteil von 21 %. Vor der Hafeneinfahrt befindet sich eine tiefliegende, tidebeeinflusste Stromrinne. Es ist eine schräge Böschung von der Hafeneinfahrt bis zur Stromrinne vorhanden.

An verschiedenen Messpunkten im Hafen und im Vorhafengebiet wurden die Trübung und die mittleren Strömungsgeschwindigkeiten in der gesamten Vertikalen und in den unteren 2 Metern gemessen. Weiterhin wurden durch Peilungen vor, während und nach der Baggerung die Veränderungen der Sohllage registriert.

Das Gutachten kam zu folgenden Aussagen:

- Die natürliche Schwebstoffkonzentration direkt vor der Hafeneinfahrt lag je nach Tidephase zwischen 70 und 200 mg/l. Erhöhte Schwebstoffgehalte durch die Einflüsse der Wasserinjektionsbaggerung im Hafen wurden nur bis zu einer Entfernung von maximal 200 m von der Hafeneinfahrt entfernt in den unteren 2 m der Vertikalen gemessen. Außerhalb des Hafens lag der Durchschnittswert in diesem Bereich bei 400 mg/l. Spitzenwerte mit bis zu 2.000 mg/l wurden direkt vor der Hafeneinfahrt ermittelt. Im Hafenbecken betrugen die Schwebstoffgehalte bis 2 m über Grund in einem längeren Zeitraum über 10.000 mg/l. Außerhalb des 200 m-Bereiches konnten keine Einflüsse der Wasserinjektionsbaggerung auf den Schwebstoffgehalt des Wassers nachgewiesen werden.
- Während der Baggerarbeiten wurde kurz oberhalb der Sohle eine Dichteströmung mit einer aus dem Hafen gerichteten Strömung von ca. 30 cm/s festgestellt.
- Auswertungen der Vor- und Nachpeilungen des Gebietes vor dem Hafen ergaben keine Hinweise auf zusätzliche Sedimentbewegungen durch die Baggerungen. Die natürlichen Sedimentbewegungen hatten in der Ems mindestens die gleiche Größenordnung.
- Die Einflüsse der im Herbst stattgefundenen Injektionsbaggerungen auf die Flora und Fauna werden als unerheblich eingeschätzt.

Es wird festgestellt, dass Wasserinjektionsbaggerungen nicht unter die Baggergutrichtlinien der Oslo-Kommission fallen.

Bernat, N., Köpcke, B., Yasseri, S., Thiel, R. und Wolfstein, K. 1994. Tidal variation in bacteria, phytoplankton, zooplankton, mysids, fish and suspended particulate matter in the turbidity zone of the Elbe estuary; relationships and causes. *Neth. J. Aquatic Ecology* 28 (3/4): 467-476.

Die Zooplankton-Abundanzen weisen in der Unterelbe eine hohe Dynamik auf. Es wirken verschiedene Einflussfaktoren. Der in der Unterelbe am häufig anzutreffende Glaskrebs *Neomysis integer* zeigte in dem Untersuchungszeitraum die höchsten Abundanzen bei Nacht aufgrund vertikaler Migration sowie bei erhöhten Schwebstoffkonzentrationen. Die Abundanzen der ebenfalls bestandsbildenden Art *Eurytemora affinis* (Copepoda, Crustacea) sind tideabhängig und streng mit der Salinität des Wasserkörpers korreliert. Die Filtrationsrate des Copepoden *Eurytemora affinis* wird durch erhöhte Schwebstoffkonzentrationen beeinträchtigt.

Die Fischabundanzen der Tideelbe hingen entscheidend von dem Vorkommen des Zooplankters *Eurytemora affinis* ab. Die Fischgemeinschaft der Tideelbe setzte sich während der Untersuchungen insgesamt aus 17 Fischarten, 4 marinen, 6 limnischen und 7 euryhalinen Arten, zusammen. Die dominierenden Arten waren der Stint, die Flunder und der Aal. Sie repräsentierten zusammen über 94 % der mittleren Gesamtabundanzen von 94 Ind./10³m³.

Borst, W. G. 1994. Water injection dredging (WID): The economics of natural dredging. *Port Technology International*: 209-212.

Die erreichten Transportstrecken hängen beim Wasserinjektionsbaggern wesentlich von der Ausgangsgeschwindigkeit der Dichteströmung, der Korngrößenverteilung der Gewässersohle, der Dichte der Sedimentsuspension und der Viskosität des Wassers ab. Einen entscheidenden Einfluss haben außerdem Tideströmungen.

Zur Erzeugung einer kontrollierten Dichteströmung ist die Injektion eines großen Wasservolumens mit einem geringen Wasserdruck erforderlich. Ansonsten erfolgt nur eine Aufwirbelung des Wassers.

Die Dichte der suspendierten Sedimentschichten variiert zwischen 1,15 und 1,05 t/m³ und ist deutlich größer als die Dichte von Wasser. Es dominieren in Dichteströmungen demzufolge hydrostatische Kräfte.

Borst, W. G., Pennekamp, J. G. S., Goossens, H., Mullié, A., Verpalen, P., Arts, T., van Deumel, P. F. und Rokosch, W. D. 1994. Monitoring of water injection dredging, dredging polluted sediment, S. 896-905. *In*: McNair, E. C. (Hrsg.), *Dredging '94, Proceedings of the second international conference on dredging and dredged material placement*. Vol. 2. ASCE, New York.

Im Haringvliet-Ästuar wurde über 2 Wochen ein Versuch zum Injektionsbaggern (WID) durchgeführt. Es wurden 280.000 m² Sediment mit einer Schichtdicke von 0-1,2 m gebaggert. Es bestand vorwiegend aus Schlick und Ton. Insgesamt wurden 121.000 m³ Schlick bewegt. Es sollte von einer Tiefe von -8 m auf -12 m CD gebaggert werden.

Der Schadstoffgehalt der Sedimente war relativ hoch. Schwermetalle, PCB's und PAH's lagen in den niederländischen Klassen III und IV. Es wurde ein umfassendes Monitoringprogramm entwickelt, das folgende Untersuchungen beinhaltet:

- Dichteprofile im Wasserkörper und an der Gewässersohle
- Dichteströmung
- Trübung, Temperatur, Salinität im Nah- und Fernbereich
- physikochemische Analysen von Wasser- und Sedimentproben (TOC, DOC, Gesamt-P, Ortho-Phosphat, Gesamt-N, Ammonium, PAH's)
- Echolotpeilungen.

Der Sedimenttransport erfolgte in Form einer Dichteströmung in einem zuvor geschaffenen Kanal in einen tiefer liegenden Gewässerbereich von ca. 40 m CD Tiefe in einer Entfernung von ca. 1000 m. Die Schichtdicke der Dichteströmung lag in Abhängigkeit von der Entfernung von der Baggerstelle bei durchschnittlich 0,4-1 m. Die Strömungsgeschwindigkeit der Dichteströmung bewegte sich zwischen 0,3 m/s und > 0,5 m/s. Sie nahm mit zunehmender Entfernung von der Baggerstelle ab. Die Dichte lag bei durchschnittlich 1,02 und 1,1 t/m³.

Die Hintergrundtrübung des Haringvliet von etwa 15-20 mg/l wurde durch die Injektionsbaggerungen kaum überschritten. Nur im Nahbereich des Gerätes wurde ein Anstieg der Trübung bis auf Werte von 100 mg/l in einer Wassertiefe von 1-2 m über der Dichteströmung festgestellt. Der Einfluss der Injektionsbaggerungen beschränkte sich auf eine Entfernung von 20-30 m.

Die chemischen Analysen von Wasserproben zeigten im Bereich der Trübungswolke erhöhte PAH-Gehalte. Es wird davon ausgegangen, dass diese auf erhöhte Schwebstoffgehalte zurückzuführen sind. Eine Fraktionierung von gelösten und partikelgebundenen Schadstoffen wurde nicht vorgenommen. Es wird von keiner nennenswerten Remobilisierung von PAH's ausgegangen. Wenn eine Desorption stattgefunden hat, dann vor allem der besser löslichen PAH's. Diese könnten bei der Sedimentsuspendierung freigesetzt worden sein und nach der Baggerung im Wasser gelöst bleiben, während sich das Sedimentmaterial wieder absetzt. Ein stärkerer Rückgang der gelösten Schadstoffgehalte ist nach den Baggeraktivitäten bei den stärker adsorbierenden PAH's zu erwarten.

Bray, R. N. 1989. Maintenance dredging: where do we go from here ? The Dock & Harbour Authority LXX (810):57-60.

Verschiedene Baggertechniken werden aus ökonomischer Sicht verglichen. Das Wasserinjektionsverfahren zeichnet sich durch relativ geringe Kosten aus.

Das Wasserinjektionsverfahren ist außerdem durch eine hohe Umweltverträglichkeit gekennzeichnet, da das Material in Form einer Dichteströmung am Gewässerbett transportiert wird und nicht in der gesamten Wassersäule verteilt wird. Zur Minimierung der Umweltauswirkungen sollte das Baggergut generell in einer möglichst dünnen Schicht über eine möglichst große Fläche im Gewässer verteilt werden.

Brewaba Wasserbaugesellschaft. 1994. Wasserinjektionsgerät MS "Njörd". HANSA 130/10: 62.

Es erfolgt eine technische Beschreibung des Wasserinjektionsgerätes MS "Njörd" der Brewaba Wasserbaugesellschaft Bremen.

Christiansen, H. 1996. Auswirkungen von Baggergutumlagerungen auf den Feststofftransport in der Tideelbe, S. 13-23. In: Netzband et al. (Hrsg.), Umlagerung von Baggergut aus dem Hamburger Hafen in der Tideelbe. Ergebnisse aus dem Baggergutuntersuchungsprogramm, Heft 7. Wirtschaftsbehörde der Freien und Hansestadt Hamburg, Strom- und Hafenbau. 93 S.

Der Feststofftransport der Tideelbe ist komplex und unterliegt einer hohen Dynamik. Im Bereich des Hamburger Hafens wird unterschiedliches Feststoffmaterial bewegt. Feststoffe werden mit dem Oberwasser von Oberstrom sowie mit der Tidedrömung von der Nordsee in die Tideelbe eingetragen. Die aus Ebbe und Flut resultierende Netto-Transportrichtung ist im wesentlichen vom Oberwasserabfluss der Elbe abhängig.

Verschiedene Feststoffe weisen unterschiedliche Transporteigenschaften auf. Sand wird vor allem als Geschiebe unmittelbar an der Gewässersohle transportiert. Sandtransport erfordert relativ hohe Strömungsgeschwindigkeiten. Schlick dagegen zeichnet sich durch bessere Transporteigenschaften auf und kann auch in weniger durchströmten Gewässerbereichen transportiert werden.

Beim Wechsel der Tideströmung von Ebbe auf Flut und umgekehrt treten kurze Phasen auf, in denen der Feststofftransport zur Ruhe kommt und sich Feststoffmaterial absetzen kann. Das Gewässerbett der Tideelbe besteht im heutigen Zustand im gut durchströmten Bereich des Fahrwassers überwiegend aus Sand. In weniger durchströmten Seitenbereichen und in den Hafenbecken findet man vorwiegend Feinsande und Schlick.

Bei erhöhten Strömungsgeschwindigkeiten kann sedimentiertes Feststoffmaterial wieder mobilisiert werden. Die höchsten natürlichen Sedimentbewegungen finden sich im insgesamt stark durchströmten Fahrwasserbereich der Tideelbe. Die strömungsberuhigten Seitenarme, Bühnenfelder und Hafenbecken stellen bevorzugte Sedimentationszonen dar. Einmal abgelagerte Feststoffe bleiben dort in der Regel auch liegen.

Clausner, J. E. 1993. Water injection dredging demonstrations. U. S. Army Corps of Engineers, Waterways Experiment Station. Dredging Research Vol. DRP-93-3.

Im Jahr 1992 wurde die Technik des Wasserinjektionsbaggerns erstmals in den Vereinigten Staaten, an 2 Stationen in Louisiana im unteren Mississippi, eingesetzt. Im Juni wurde das Verfahren in Baton Rouge während Baggerungen von Feinsanden und Schlick hinter einer Kraftstoff-Pier untersucht. Anschließend wurden Untersuchungen in New Orleans vorgenommen. In New Orleans wurden vorwiegend Feinsande gebaggert.

Zur Steigerung der Effektivität des Wasserinjektionsverfahrens, z.B. der Produktionsrate und Transportentfernung, wurden weitere Wasserinjektionsversuche in Lower Zumbro und Savanna im oberen Mississippi durchgeführt. Die Station Savanna befand sich an einer Landspitze. Ein umfangreiches Monitoring-Programm wurde entwickelt.

Die Untersuchungsergebnisse an den beiden Stationen in Louisiana und im oberen Mississippi werden zusammengefasst: Es stellte sich heraus, dass die Methode gut zur Beseitigung von Feinsanden und Schlick geeignet ist. Das Verfahren war besonders effektiv im Bereich einer exponiert gelegenen Landspitze an der Station Savanna, die von tieferem Wasser umgeben war. Außerdem deuten die ersten Ergebnisse darauf hin, dass die Produktionsrate, die Transportentfernung und Transportrichtung der mobilisierten Sedimente sowie die Erzeugung einer Dichteströmung wesentlich von der praktischen Durchführung der Wasserinjektionsbaggerungen abhängen.

Clausner, J., Sasdinas, T., Krumholz, D. und Beauvais, C. 1993. After injection dredging demonstration on the Upper Mississippi River. U. S. Army Corps of Engineers Waterways Experiment Station, Vicksburg, Miss. Dredging Research Technical Notes DRP-3-10.

Das Wasserinjektionsbaggern ist eine neue Technik, durch die Hafensedimente sehr effektiv verflüssigt und wieder in den Strom eingebracht werden können. In den Vereinigten Staaten wurde dieses Verfahren erstmals im Mississippi angewendet. Im Juni 1992 wurde es zunächst an 2 Stationen in Louisiana, nachfolgend im oberen Mississippi in Lower Zumbro (Minnesota/Wisconsin) bei Strom-km 744,2 und in Savanna (Illinois/Iowa) bei Strom-km 539,2 untersucht. An allen Stationen lagen vorwiegend sandige Oberflächensedimente vor.

Es wurde ein umfangreiches Monitoring-Programm entwickelt. Vor, während und nach den Baggermaßnahmen wurden folgende Aktivitäten vorgenommen:

- | | |
|--------------------|--|
| • Bathymetrie | Produktivität, Sedimenttransport (Distanz, Richtung) |
| • Flächenpeilungen | Sedimenttransport (Distanz, Richtung) |
| • Strömungsmessung | Veränderungen des Fließregimes |
| • Wasserproben | Feststoffhaushalt/Trübung, Wasserqualität
(im Vergleich zu den Hintergrundwerten) |

- Sedimentproben Veränderungen der Sedimenteigenschaften, Sedimenttransport.

Die Untersuchungen wurden in unterschiedlicher Entfernung von dem Injektionsgerät durchgeführt:

- a) im Arbeitsbereich des Gerätes,
- b) im unmittelbaren Einflussbereich (400-800 ft Entfernung), wo das verflüssigte Material hintransportiert werden könnte,
- c) an einer unbeeinflussten Stelle weiter stromab (800 ft - 1 Meile Entfernung).

Die Wasserproben wurden zwischen 30 ft und 3.200 ft, sowie in einer Wassertiefe von 1-2 ft unter der Oberfläche und 1-2 ft über dem Grund genommen.

Die Injektionsversuche wurden im Mississippi an den Stationen Lower Zumbro und Savanna an jeweils 3 aufeinanderfolgenden Tagen über im Mittel je 6-7 Stunden durchgeführt. Die durchschnittliche Produktivität des Gerätes lag bei 275-340 cu yd/h (ca. 200-260 m³/h). Die Maßnahmen waren am effektivsten, wenn das Wasserinjektionsrohr konstanten Bodenkontakt hatte.

Der Hauptanteil des bewegten Sedimentes verblieb in einer Entfernung von 200-400 ft von dem Injektionsgerät. Der Sedimenttransport erfolgte vorwiegend sohl-nah. Die verflüssigte Sedimentschicht blieb innerhalb der Wassertiefe von 2 ft (ca. 0,5 m) über dem Grund. Im Wasserkörper traten während der Maßnahmen keine sichtbaren Trübungswolken auf. Die Trübung lag bis zu einer Entfernung von 800 ft (ca. 240 m) stromab im Bereich der Hintergrundwerte.

Dammschneider, H.-J. 1991. Hydrographie des Wedeler Jachthafens - Begleitende Untersuchungen während des Einsatzes einer hydrodynamischen Egge im März 1991. Gutachten der Fa. Hydro Consult, Hamburg. 42 S.

Während des Einsatzes einer hydrodynamischen Egge im Bereich des Jachthafens Wedel am 04.03., 07.03. und 11.03.91 wurde im Einfahrtsbereich eine 160-200 cm dicke *fluid-mud*-Schicht festgestellt. Es wird deshalb davon ausgegangen, dass die Eggung zu einem Transport von Feinmaterial in Richtung Hauptelbe geführt hat.

Im unmittelbaren Umfeld der Egge stieg die Schwebstoffbelastung und Sauerstoffzehrung deutlich an. An der Wasseroberfläche ging der Sauerstoffgehalt von etwa 84 % Sättigung auf 50 % Sättigung zurück. In einer Wassertiefe von 3,5 m über der Sohle sank die Sauerstoffsättigung von 84 % auf bis zu 42 %. Mit zunehmender Entfernung von der Egge reduzierte sich das Maß der Sauerstoffzehrung.

Die Wassertemperatur lag zwischen 3 °C und 5,8 °C.

Dammschneider, H.-J. 1992. Trübungs- und Schwebstoffuntersuchung bei Probegaggerung. Gutachterliche Kommentierung im Vorhaben "Erweiterung des Hafens Cuxhaven - Bau einer Mehrzweckumschlaganlage an der Elbe". 36 S.

Bei Versuchsbaggerungen im März 1992 und April 1992 im Amerikahafen von Cuxhaven traten im Außenelberegime keine signifikanten Einflüsse auf. In allen Tidephasen wurden nur geringe Veränderungen der Trübung und Schwebstoffkonzentration (max. 10 %) sowie der Sauerstoffsättigung (max. 7,0 %) und des pH-Wertes (max. 3 %) beobachtet.

Delbeke, K., Bossicart, M., Joiris, C., Bogaert, M. und Vanthomme, R. 1994. Distribution of organochlorine residues between different fractions of sediments and between different planktonic compartments in the Scheldt estuary and the belgian coastal zone, S. 393-412. In: CEEC-CEDA course on environmental dredging and treatment of dredged material, 21.-

24.02.94, Universität Leuven.

In dem Zeitraum von Februar 1986 bis März 1988 wurde an der belgischen Küste und im Schelde-Ästuar die PCB-Belastung im Sediment, Wasser und Zooplankton untersucht.

Es lag eine hohe Korrelation zwischen der PCB-Belastung der Sedimente und Schwebstoffe und dem Feinkorn-, Organik- und Lipidanteil vor. PCB's adsorbieren vor allem an Lipide und organische Substanzen, d.h. an biologisches Material. Die Assoziation mit Tonmineralien ist unbedeutend.

Erchinger, H., Coldewey, H.-G. und Probst, K. 1998. Empfehlungen für eine wirksame Außentiefräumung als Ergebnis des Forschungsvorhabens "Tiefenstabilisierung von Außentiefs". Die Küste 47: 245-294.

Nach Abschluss eines vom BMFT geförderten KFKI-Forschungsvorhabens werden die gewonnenen Erkenntnisse für die Unterhaltung von Außentiefs vorgestellt.

Für die Räumung von Ablagerungen in Außentiefs werden seit Jahrzehnten Stromräumboote eingesetzt. Die vom Räumboot aufgewirbelten Sedimente werden mit der Ebbeströmung aus dem Außentief transportiert.

Für die Räummethode der Aufrührbaggerung sind außer dem Stromräumboot noch hydraulische Eggen bzw. Schlickpflüge im Einsatz. Die Wirkungsweise und technischen Daten dieser Räumgeräte werden beschrieben.

Environmental Tracing Systems Ltd. 1995. Water injection dredging trial – Medway estuary. Tracer study – Final report. 16 S.

Während Wasserinjektionsbaggerungen im Medway-Ästuar am 05. und 06. April 1995 wurden dem Injektionswasser von 3 Wasserinjektionsgeräten verschiedenfarbige, fluoreszierende Tracer zugegeben. Es wurden am 06. April etwa 20 Stunden später, am 07. und 10. April 1995 sowie am 18. Mai 1995 Sediment- und Wasserproben auf Tracer untersucht.

Die Ergebnisse deuten auf eine rasche Verteilung des Sedimentmaterials nach der Wasserinjektionsbaggerung im Ästuar innerhalb weniger Tage hin. Netto fand ein Stromabtransport des Materials Richtung See aus dem Hauptstrom in die Schlickwattenbereiche statt. Aufgrund der weiträumigen Verteilung des Sedimentmaterials wird von keiner nennenswerten Akkumulation in bestimmten Gewässerabschnitten innerhalb des Untersuchungszeitraumes von 6 Wochen ausgegangen. Die Baggermenge lag bei 5.000 m³. Die Sedimentation dürfte an keiner Messstation Werte zu Ablagerungen von mehr als 1 mm Schichtdicke geführt haben.

Am Folgetag und 3 Tage nach der Maßnahme wurden jeweils 90-103 % der eingebrachten Tracer detektiert. Etwa 6 Wochen nach den Maßnahmen konnten jeweils 39 % der Tracer nachgewiesen werden.

Environmental Tracing Systems Ltd. 1996. Burnham Yacht Harbour – Dredge Spoil Dispersal Study. 10 S.

Bei Wasserinjektionsbaggerungen im Hafen von Burnham wurden am 22.01.96 etwa 2 Stunden nach Hochwasser fluoreszierende Tracer-Partikel mit vergleichbaren physikalischen Eigenschaften wie das Hafensediment mit eingebracht. Vom 23.-25.01.96 wurden an 13 Stationen im Crouch insgesamt 141 Greiferproben genommen. Es sollten auf diese Weise der Verbleib und die Ablagerungsrate der remobilisierten Hafensedimente bestimmt werden.

Im Hafeneingang wurden in einer Entfernung von etwa 150 m 5 Minuten nach der Einbringung Tracer nachgewiesen. Es wird davon ausgegangen, dass durch die Wasserinjektion eine Dichteströmung entstanden ist, in die die Tracer inkorporiert worden sind, und die sich mit einer Geschwindigkeit von 0,5 m/s vorwärts bewegte. An der Messstation am Hafeneingang konnten Tracer innerhalb der ersten 10 Minuten nach der Wasserinjektionsbaggerung ausschließlich sohlnah, in einer Schicht von 0,5 m über Grund nachgewiesen werden. Nach 10 Minuten konnten

Tracer in relativ geringen Konzentrationen in einer Wassertiefe bis zu 1 m über Grund detektiert werden. In höheren Wasserschichten waren keine Tracer nachweisbar.

Innerhalb von 3-4 Stunden nach der Maßnahmen waren in Sedimentproben allgemein nur geringe bzw. keine Tracer festzustellen, wohl aber in Wasserproben. Es wird aufgrund dessen davon ausgegangen, dass das Sedimentmaterial in diesem relativ kurzen Zeitraum noch suspendiert bzw. nicht konsolidiert vorlag.

Die Sedimentbeprobungen vom 23.-25.01.96 zeigten, dass das suspendierte Material großteils sedimentiert war. Die Wasserproben zeigten jeweils nur noch geringe Tracer-Konzentrationen. Stromauf des Hafenbeckens sind im Crouch kaum Tracer transportiert worden. Der Hauptanteil war an östlichen, stromab gelegenen Sedimentationsgebieten nachzuweisen. Die höchsten Tracerkonzentrationen traten etwa zur halben Tide auf. Zum Kenterpunkt Niedrigwasser war der Eintrag an Tracermaterial in die Schlickwattengebiete deutlich geringer.

In den Hauptsedimentationsstationen wurde unter der Annahme, dass der Tracer die gleichen Verteilungs- und Ablagerungseigenschaften aufweist wie die suspendierten Hafensedimente, eine durchschnittliche Schichtdicke von abgelagertem Sedimentmaterial von < 5 mm errechnet. Das entspricht einem Baggervolumen von 6.500 m^3 . An allen anderen Messstationen wurde eine Schichtdicke von abgelagertem Baggergut zwischen 0,65 mm und 3,9 mm ermittelt.

Insgesamt konnten 6,8 % der eingebrachten Tracer wieder detektiert werden. Das Tracermaterial wurde über einer Entfernung von < 2 km gefunden.

Essink, K. 1995. Ecological effects of dredging and dumping of dredge spoil. Wadden Sea Newsletter 1: 9-12.

Erhöhte Schwebstoffkonzentrationen können verschiedene ökologische Effekte zur Folge haben. Bei einem Trübungsanstieg können das Phytoplanktonwachstum und die Primärproduktion zurück gehen, wodurch wiederum Primärkonsumenten, wie Zooplankton und filtrierende Bivalvieren, beeinträchtigt werden können. Die negativen Effekte sind im Spätherbst und Winter geringer als im Frühjahr und Sommer, da der Zooplanktonbestand und die Nahrungsansprüche der Filtrierer geringer sind. Außerdem können bei einer erhöhten Trübung visuell beutesuchende Fische und fischfressende Vögel behindert werden. Es liegen diesbezüglich nur wenige quantitative Bestimmung vor. Vermutlich werden im Wattenmeer vor allem adulte Kliesche (*Limanda limanda*), Sprotten (*Sprattus sprattus*) und Stinte (*Osmerus eperlanus*) beeinträchtigt.

Bei erhöhten Schwebstoffkonzentrationen ist die Funktion der Kiemen von Fischen gestört. Die Empfindlichkeit der Fische variiert artspezifisch. Es wird davon ausgegangen, dass anhaltende Schädigungen nur bei langfristig erhöhten Schwebstoffkonzentrationen auftreten.

Bei Schwebstoffkonzentrationen über 250 mg/l ist die Nahrungsaufnahme von Copepoden, wie *Acartia tonsa* und *Eurytemora affinis*, eingeschränkt. Des weiteren sind einige filtrierende Bivalvieren, wie *Mytilus edulis*, *Cerastoderma edule* und *Mya arenaria* an Schwebstoffkonzentrationen von bis zu 250 mg/l adaptiert.

Weiterhin können erhöhte Sedimentationsraten die Meiofauna eines Ästuars beeinträchtigen, insbesondere wenn auf einer sandigen Gewässersohle Ablagerungen von Schlick erfolgen. Die Überlebensfähigkeit verschiedener Makrozoobenthos-Arten hängt im wesentlichen von der Mobilität der Organismen ab.

Essink, K. 1996. Die Auswirkungen von Baggergutablagerungen auf das Makrozoobenthos: Eine Übersicht der niederländischen Untersuchungen. S. 12-17. In: Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz - Berlin. Mitteilung Nr. 11. Baggern und Verklappen im Küstenbereich. Auswirkungen auf das Makrozoobenthos. Beiträge zum Workshop am 15.11.1995 in Hamburg.

Mögliche ökologischen Auswirkungen von Baggerungen sind:

- Beeinflussung des Nährstoffhaushaltes
- Beeinflussung von Primärproduzenten (z.B. Phytoplankton), visuellen Beutesuchern und Filtrierern infolge eines Trübungsanstieges
- toxische Effekte aufgrund der Schadstoffbelastung des Baggergutes
- Überdeckung benthischer Organismen infolge Sekundärablagerungen von Baggergut.

Benthische Organismen können unter Baggergutablagerungen begraben werden. Das Makrozoobenthos stellt die Hauptnahrung von Vögeln und Fischen in Ästuaren dar.

Die Auswirkungen erhöhter Sedimentationsraten auf das Zoobenthos hängen von verschiedenen Faktoren ab. Sie werden u.a. bestimmt durch:

- Häufigkeit der Sedimentablagerung (einmalig, ständig)
- Dicke der abgelagerten Sedimentschicht
- Zusammensetzung (Schlick/Sand) und Sauerstoffgehalt der Sedimentablagerungen
- Sedimentationsrate bei wiederholten Umlagerungen
- Jahreszeit (Temperatur)

Das Überlebenspotential einzelner Arten hängt außerdem entscheidend von ihrer Fähigkeit zum Aufwärtswandern ab. Unbewegliche Arten, wie *Mytilus edulis*, *Petricola pholadiformis*, Anemonen und Oyster, reagieren sehr empfindlich auf Überdeckungen. Sie sind im allgemeinen nicht in der Lage, einmalige Ablagerungen von 1-2 cm zu überleben. Gut bewegliche Arten, wie z.B. *Nereis* sp. und *Nephtys* sp. (Polychaeta), hingegen können einmalige Überdeckungen von mehr als 50 cm Schichtdicke überleben.

Die Chance, eine Überdeckung zu überleben, ist bei Sandablagerungen im allgemeinen größer als bei Schlickablagerungen. Außerdem erhöht sich die Überlebensfähigkeit, wenn das abgelagerte Baggergut eine ähnliche Zusammensetzung aufweist wie das ursprüngliche Sediment der Gewässersohle. Die Polychaeten *Nereis* spec. und *Nephtys* spec. können Schlickablagerungen von bis 60 cm und Feinsandablagerungen von bis zu 90 cm Schichtdicke überstehen. Die Migrationsfähigkeit und Sauerstoffverhältnisse in Sand sind günstiger.

Auch die Fähigkeit, wiederholte Überdeckungen zu überleben, hängt von der Organismenart. Wiederholten Ablagerungen wirken tödlich, wenn die Sedimentationsrate die Kriechgeschwindigkeit der Benthostiere übersteigt. Die tolerierbare Sedimentationsrate streut zwischen < 2 cm/Monat und bis zu 40 cm/Monat. Für *Nephtys* spec. wird die Toleranz gegenüber ständiger Sedimentation von Feinsand auf etwa 15-20 cm/Monat und gegenüber ständiger Sedimentation von Schlick auf etwa 30-40 cm /Monat geschätzt.

Neben der Benthosart ist außerdem die Organismengröße von Bedeutung. Kleinere Arten sind empfindlicher gegenüber Überdeckungen als größere, da sie das Sediment nicht so schnell durchwandern können. Eine Ausnahme stellt dabei *Mya arenaria* dar. Bei dieser Art sind die älteren größeren Organismen nahezu unbeweglich.

Nur wenige Makrozoobenthosarten tolerieren eine Absenkung des Sauerstoffgehaltes. Dazu gehören *Nereis diversicolor*, *Mya arenaria* und *Scrobicularia plana*. Im Gegensatz zur Beweglichkeit werden ungünstige Sauerstoffbedingungen bei niedrigen Temperaturen besser überstanden als bei hohen Temperaturen.

Filtrierende Mollusken ernähren sich von suspendierten Feststoffen, wie Phytoplankton, Bakterien, Detritus. Filtrierende Muscheln haben eine gewisse Anpassungsfähigkeit an erhöhte Schwebstoffkonzentrationen. Ein zeitweiliger Konzentrationsanstieg um 10-20 % scheint das Gewebewachstum nicht zu beeinträchtigen. Steigt die Schwebstoffkonzentration jedoch über 200-300 mg/l an, kann das Wachstum der Muscheln stark verringert sein.

Estourgie, A. L. P. 1988. Theory and practice of water injection dredging. Terra et Aqua 38:21-28.

Es wird ein umfassender Überblick zum physikalischen Hintergrund beim Wasserinjektionsbaggern gegeben:

Beim Wasserinjektionsverfahren wird Wasser in das Sediment injiziert. Bei einer ausreichend langen Wassereindringung lösen sich Bodenpartikel aus dem Sediment. Das gelöste Feststoffmaterial bildet ein Wasser-Sediment-Gemisch mit fluiden Eigenschaften und einer extrem niedrigen Viskosität. Die Dicke der Sedimentschicht hängt von den Sedimenteigenschaften ab und kann zwischen einem und 3 Metern variieren.

Die Eindringtiefe des injizierten Wassers hängt entscheidend von den Sedimenteigenschaften ab. In nicht kohäsivem Sand sind der Korndurchmesser und die Wasserdurchlässigkeit die wichtigsten Einflussgrößen. Mit zunehmendem Korndurchmesser und zunehmender Wasserdurchlässigkeit steigt die Eindringtiefe des injizierten Wassers. Die Mobilisierungsrate nimmt entsprechend zu. Dies gilt vor allem, wenn die Düsen über der Gewässersohle fortbewegt werden, weniger für eine ortsgebundene Wasserinjektion. In Schlick hängt die Eindringtiefe vor allem von der *in situ*-Dichte, Viskosität und Wasserdurchlässigkeit des Sedimentes ab.

Die Eindringtiefe des injizierten Wassers hängt neben den Sedimenteigenschaften von dem Wasserinjektionsgerät selbst ab. Wichtige Einflussgrößen sind u.a. der Düsendurchmesser, die Austrittsgeschwindigkeit des Wassers aus der Düse, die Entfernung zwischen der Düse und der Oberfläche des Sedimentes und die Geschwindigkeit des Düsenrohres in Vorwärtsrichtung. Nur bei einer ganz bestimmten Geschwindigkeit des Wasserinjektionsgerätes erfolgt eine optimale Eindringung des Injektionswassers in das zu baggernde Sediment.

Entsteht durch die Wasserinjektion ein homogenes Wasser-Sediment-Gemisch mit einer deutlich höheren Dichte als im umgebenden Wasser, wird eine sogenannte Dichteströmung erzeugt. Das Sediment-Wasser-Gemisch beginnt aufgrund des Dichteunterschiedes zu fließen. Der natürliche Abtransport der Sedimente ermöglicht ein kostengünstiges, effektives Sedimentumlagern.

Die Entstehung und Ausbreitung der Dichteströmung wird durch verschiedene Kräfte beeinflusst. Durch hydrostatische Kräfte wird eine Vorwärtsbewegung der Dichteströmung bewirkt, sobald die hydrostatischen Kräfte des Sediment-Wasser-Gemisches größer sind als die des umgebenden Wassers. Das Sediment-Wasser-Gemisch bewegt sich außerdem unter der Wirkung der Schwerkraft. Die Schwerkraft begünstigt ein Abfließen des Sediment-Wasser-Gemisches in tiefer liegende Gewässerabschnitte. Sie wirkt den hydrostatischen Kräften entgegen, sobald das Gewässerbett einen leicht ansteigenden Gradienten aufweist.

Die Produktivität des Verfahrens ist generell erhöht, wenn die Wasserinjektionsbaggerungen so durchgeführt werden, dass das mobilisierte Material mit einem natürlichen Gefälle von höher in tiefer gelegene Gewässerabschnitte abfließen kann. Das Verfahren kann generell aber auch in vergleichsweise tief liegenden Bereichen angewendet werden. Untersuchungen im Fährhafen Den Burg auf Texel in den Niederlanden zeigten z.B., dass sich Dichteströmungen auch aus tieferen in flachere Gewässerbereiche bewegen können. Im Fährhafen Den Burg wurde durch Wasserinjektionsbaggerungen Schlick aus einer Tiefe von 9-12 m unter NN in den angrenzenden, höher gelegenen Eingangskanal mit einer Tiefe von 7,5 m unter NN bewegt und von dort im Kanal abtransportiert (Abbildung 12). Das Baggergut wurde somit über eine Sandbank hinweg verfrachtet. Trotz des Hindernisses wurde im Fährhafen Den Burg auf Texel eine Leistung von etwa 1.500 m³/h erreicht.

Bei der Vorwärtsbewegung des Sediment-Wasser-Gemisches wirken im weiteren verschiedene geschwindigkeitsabhängige Kräfte in entgegengesetzter Richtung der Strömung. Dazu gehören z. B. Reibungskräfte an der Gewässersohle und an Grenzschichten. Eine zusätzliche Kraft kann auftreten, wenn eine Strömung mit oder gegen die Dichteströmung fließt.

Die Sedimentkonzentration und die durchschnittliche Strömungsgeschwindigkeit nehmen in Fließrichtung ab. Aufgrund von Wirbeln an den Grenzflächen dringt

permanent Wasser in das Wasser-Sediment-Gemisch ein. Bei einer bestimmten Entfernung vom Wasserinjektionsgerät ist die mittlere Strömungsgeschwindigkeit so gering, dass praktisch keine weitere Ausbreitung mehr erfolgt. Das Feststoffmaterial setzt sich unter der Wirkung der Schwerkraft wieder ab. Die erreichten Transportentfernungen sind für Sand allgemein geringer als für Schlick. Von Bedeutung ist außerdem die Dichte der Sedimentsuspension. Mit zunehmender Feststoffkonzentration können sich Kolloide ausbilden, die sich durch deutlich geringere Sinkgeschwindigkeiten auszeichnen als Einzelpartikel.

Zusammenfassend wird festgestellt, dass die Produktionsrate beim Wasserinjektionsbaggern von verschiedenen Faktoren abhängt. Dazu zählen:

- Wasserinjektionsgerät
- praktische Durchführung der Wasserinjektionsbaggerung
- Sedimenteigenschaften
- Bathymetrie und Geometrie der Baggerstelle, insbesondere Sandbänke und Böschungen
- Strömungsverhältnisse.

Das Wasserinjektionsgerät *Jetsed* wird vorgestellt.

Das Wasserinjektionsverfahren wurde in den Niederlanden mehrfach untersucht. Es werden die Untersuchungsergebnisse bei Wasserinjektionsbaggerungen im Epon Hafen in der Nähe von Delfzijl, der Schifffahrtsstraße Boontjes im Waddenzee, im Fährhafen Den Burg auf Texel sowie im westlichen Außenhafen von Terneuzen zusammengefasst.

Im Epon Hafen wurden rund 160.000 m³ Feinsande durch Wasserinjektion gebaggert. Die Produktionsrate lag bei rund 800 m³/h. Die Baggerung des sandigen Materials war mit konventionellen Baggertechniken schwierig. Das Material wies eine hohe Dichte und geringe Permeabilität auf. Infolge dessen war der Porenwasserdruck des Sandes reduziert und die erforderliche Baggerenergie relativ hoch. Durch Verwendung des Wasserinjektionsverfahrens konnte die erforderliche Baggerenergie deutlich reduziert werden. Die erzeugte Dichteströmung bewegte sich entgegen der Tideströmung.

In der Schifffahrtsstraße Boontjes nahe Harlingen im Tidebereich des Waddenzee wurde hoch konsolidiertes, schlickiges Material ohne Probleme mit Hilfe des Wasserinjektionsverfahrens gebaggert. Die Produktionsrate lag bei über 800 m³/h. Die Gesamtbaggermenge betrug ca. 15.000 m³.

Im Fährhafen Den Burg auf Texel wurde durch Wasserinjektionsbaggerungen Schlick aus einer Tiefe von 9-12 m unter NAP in den angrenzenden, höher gelegenen Eingangskanal mit einer Tiefe von 7,5 m unter NAP bewegt und von dort abtransportiert. Die Untersuchungen zeigten, dass sich Dichteströmungen über Sandbarren hinweg bewegen können. Aus dem Fährhafen wurden insgesamt ca. 20.000 m³ Schlick bewegt. Die Produktionsrate lag bei 1.500 m³/h.

Im westlichen Außenhafen in Terneuzen wurden ca. 500.000 m³ Schlick gebaggert. Die Baggertiefe lag bei ca. 14 m. Der Wasserkörper des Hafens zeichnet sich durch einen Salinitätsgradienten aus. Der Hafen mündet in die Westerschelde. Im Mündungsbereich liegt daher Brackwasser vor. Im hinteren Bereich strömt Süßwasser ein. Der Sedimenttransport erfolgte entgegen dem Salinitätsgradienten. Die Produktionsrate war allerdings etwas reduziert. Sie variierte zwischen 1.500 und 3.000 m³/h. In vergleichbaren Gebieten ohne Dichtegradien wurden Produktionsraten von bis zu 4.000 m³/h erreicht.

Die Untersuchungen im EPON-Hafen zeigten, dass der Sedimenttransport auch entgegen gesetzt zu einer Tideströmung erfolgen kann. Dichteströmungen können sich über Sandbarren hinweg bewegen, wie die Versuche im Fährhafen von Texel beweisen. Die Versuche in der Schifffahrtsstraße Boontjes zeigten darüber hinaus, dass durch das Wasserinjektionsverfahren auch hoch konsolidierte Sedimente mobilisiert werden können.

Die Untersuchungen ergaben außerdem, dass der Sedimenttransport beim Wasserinjektionsbaggern durch mathematische Modelle beschrieben werden kann.

Fanger, H.-U., Kolb, M., Michaelis, W., Müller, A. und Schönburg, M. 1989. A study on the transport of pollutants through the Hamburg Harbour. Der Hafen – Eine ökologische Herausforderung. Internationaler Umweltkongress, September 1989, Hamburg.

Der Feststofftransport der Tideelbe unterliegt im hamburgischen Bereich einer starken Tide- und Windabhängigkeit. Es variiert sowohl die Schwebstoffkonzentration als auch die Schwebstoffzusammensetzung. Dies gilt insbesondere für die Schwermetallbelastung der Feststoffe. Deutliche Unterschiede sind vor allem zwischen den bei Ebbe an der Station Oortkaten von Oberstrom und den bei Flut an der Station Nienstedten von Unterstrom in den Hamburger Hafen verfrachteten Schwebstoffen zu erkennen. Es wird davon ausgegangen, dass der Hamburger Hafen als Schwebstoffs Senke fungiert.

Först, C., Simon, H. und Stieglitz, L. 1994. Sorption von Chlorphenolen und anderen Organohalogenen an Böden in ölkontaminierten Systemen. Vom Wasser 82: 305-311.

In rein wässrigen Systemen nimmt die Adsorptionsfähigkeit von Chlorbenzolen und Chlorphenolen mit steigendem Chlorierungsgrad und steigendem organischen Kohlenstoffgehalt der Böden zu.

Das Sorptionsverhalten der organischen Schadstoffe blieb nach 16-stündiger Inkubation bei Ölkonzentrationen von 0,01 % unbeeinflusst. Ab 0,05 % Öl erfolgte eine Desorption von Chlorbenzolen. Bei weiter steigendem Ölgehalt trat außerdem eine sukzessive Abnahme der Adsorptionsfähigkeit der HCH-Isomeren auf. Bei Ölkonzentrationen von 3 % hatte eine fast vollständige Desorption der getesteten Chlorbenzole und HCH-Isomeren stattgefunden. Die prozentualen Adsorptionen lagen nur noch bei 5-10 %.

Für Chlorphenole wurden signifikante Erniedrigungen der Adsorption erst ab 5 % Öl festgestellt.

Förstner, U. 1986. Gutachterliche Stellungnahme zum Effekt des Schlickegens in der Tideelbe. Teil 2: Geochemie/ Freisetzung von Schadstoffen. Gutachten im Auftrag von Strom- und Hafenbau, Hamburg. 15 S.

Die Auswirkungen des Schlickegens auf die Verteilung von Schadstoffen in der Unterelbe können bislang nur qualitativ beschrieben werden. Es werden folgende Aussagen getroffen:

Umlagerungen von Sedimenten verändern die chemischen Milieubedingungen. Die Oxidation anoxischer Sedimente führt zu einer Schwächung der Schwermetallbindung und teilweise zu einer Freisetzung von Metallen wie Cadmium, Kupfer, Quecksilber, Zink und Blei aus den Feststoffen. Die Freisetzung wird verstärkt durch chemische Wechselwirkungen wie z.B. salzreiche Lösungen und Senkung des pH-Wertes.

Es wird davon ausgegangen, dass die Oxidation von hochkontaminierten Hafensedimenten zu einem nachhaltigen Eintrag von Schadstoffen in die Nahrungskette führt.

Förstner, U. und Ahlf, W. 1992. Metalle und ihr chemisch-physikalisches Verhalten in Ästuarien, S. 93-104. In: Kausch, H. (Hrsg.). Berichte aus dem Zentrum für Meeres- und Klimaforschung 19, Universität Hamburg.

Im Längsprofil der Elbe nimmt die Schwermetallbelastung unterhalb des Hamburger Hafens in Richtung Elbemündung gleichmäßig ab. Dies wird durch eine Vermischung von stärker belasteten limnischen Feststoffen mit vergleichsweise sauberen Nordsee-Feststoffen zurückgeführt.

Die Schwermetalle und ein Teil der organischen Schadstoffe wird in der Elbe überwiegend mit den Schwebstoffen verfrachtet.

Metallfreisetzung aus Sedimenten erfolgt durch:

- Veränderung der Redoxbedingungen
- Anstieg des Salzgehaltes
- pH-Absenkung
- Zusatz von Komplexbildnern wie NTA, EDTA (Ersatzstoffe für Waschmittelphosphate).

Eine wichtige Rolle bei der Metallfreisetzung hat außerdem die Pufferkapazität des Sedimentes. Des weiteren ist die gelöste organische Substanz von Bedeutung.

Die Freisetzung von Schadstoffen findet im allgemeinen über längere Zeiträume statt. Die einzelnen Metalle werden bei der Suspendierung von Hafenschlick in unterschiedlichen Mengen freigesetzt, Cd relativ stark, mit nahezu 16 %. Cu wird unter denselben Bedingungen nur zu ca. 1 % der Gesamtmenge im Schlick mobilisiert. Ein Teil der freigesetzten Schwermetalle wird an Eisen- und Manganoxid adsorbiert, der größte Teil bindet jedoch an organische Substanzen (Algenzellwände im Modellversuch). Eine Anreicherung in der Nahrungskette wird demzufolge nicht ausgeschlossen.

Fritz, M., Hagge, A. und Kausch, H. 1985. Untersuchungen zum Sedimenteggen in Hafenbecken unter besonderer Berücksichtigung der Sauerstoffzehrung. Gutachten des Inst. f. Hydrobiol. und Fischereiwissenschaften der Universität Hamburg, im Auftrag vom Amt Strom- und Hafenbau der Wirtschaftsbehörde Hamburg. 45 S.

Zur Einschätzung der Auswirkungen von Sedimenteggungen im Hamburger Hafen auf den Sauerstoffhaushalt der Tideelbe wurde eine Bestimmung der Sauerstoffzehrung und Ammoniumfreisetzung von suspendierten Sedimenten aus dem Hansahafen, Kuhwerder Vorhafen, Köhlfleet, Steendiekkanal und Rüschanal im Kurzzeitversuch über etwa 5 Stunden bei 10 °C und 20 °C sowie im Langzeitversuch über 14-15 Stunden bei 10 °C und über 45-87 Stunden bei 20 °C vorgenommen. Alle Probenstationen lagen im Bereich der Hafeneinfahrten (Linsbereich). Es handelte sich um vornehmlich schluffiges Sediment. Der Glühverlust der Sedimentproben lag zwischen 5,9 % und 18,2 %. Die Probennahmen wurden von Juli bis September 1985 bei einer Wassertemperatur von ca. 20 °C durchgeführt. Etwa 2-5 g Sediment-Nassgewicht wurden in einem 1,2 l-Gefäß mit Sauerstoffelektrode gasblasenfrei eingefüllt und durch Rühren in Suspension gehalten. Es wurde die Sauerstoffzehrungsrate des im Porenwasser suspendierten Sedimentmaterials ermittelt.

Die Sauerstoffzehrungsrate der suspendierten Sedimente wies insgesamt eine starke Streuung auf. Sie lag im Kurzzeitversuch bei 10 °C im Mittel zwischen 0,283 mg O₂/g TS·h und 0,507 mg O₂/g TS·h, bei 20 °C im Mittel zwischen 0,361 mg O₂/g TS·h und 1,710 mg O₂/g TS·h. Im Langzeitversuch streute die mittlere Sauerstoffzehrungsrate bei 10 °C zwischen 0,142 mg O₂/g TS·h und 0,328 mg O₂/g TS·h, bei 20 °C zwischen 0,424 mg O₂/g TS·h und 1,830 mg O₂/g TS·h. Eine Temperaturerhöhung von 10 °C auf 20 °C bewirkte eine Erhöhung der mittleren chemischen und biologischen Sauerstoffzehrungsrate um den Faktor 1,4-2,4 bzw. 2,8-3,4. Es ergab sich zwar insgesamt die Tendenz, dass die Sauerstoffzehrung umso größer war, je höher der Anteil der partikulären organischen Substanz war. Eine eindeutige Beziehung zwischen Sauerstoffzehrung und Anteil der partikulären organischen Substanz ließ sich jedoch nicht ablesen.

Es wird davon ausgegangen, dass die chemische Sauerstoffzehrung bei der Aufwirbelung von Sedimenten die stärkste Belastung des Sauerstoffhaushaltes darstellt. Chemische Sauerstoffzehrung tritt auch bei niedrigen Wassertemperaturen auf. Bemerkenswert ist, dass die chemische Sauerstoffzehrungsrate während der ersten 10-15 Minuten der Sedimentsuspendierung bei 10 °C und 20 °C in derselben Größenordnung lag.

Die Ammoniumfreisetzung bewegte sich nach Beendigung des Kurzzeitversuches unabhängig von der Versuchstemperatur zwischen 0,082 mg NH_4^+ -N/g TS und 1,402 mg NH_4^+ -N/g TS. Die Nitrifikation betrug bei 10 °C jedoch in den Kurzzeitversuchen nur 41,5-69,5 % und in den Langzeitversuchen nur 29,4-35,8 % der Leistung bei 20 °C. Die Autoren empfehlen deshalb, Sedimenteggungen möglichst bei niedrigen Wassertemperaturen, unterhalb von 10 °C, durchzuführen. Hinsichtlich der Übertragbarkeit der im Laborversuch bei 10 °C ermittelten Zehrungsraten auf Freilandverhältnisse geben sie allerdings zu bedenken, dass mit Mikroorganismenpopulationen gearbeitet wurde, die an die zum Zeitpunkt der Probenahme herrschenden Temperatur von ca. 20 °C angepaßt waren. Es sollte geklärt werden, in wie weit durch die starke Abkühlung eine Schädigung oder Inaktivierung bestimmter Organismen auftrat.

Im Ruhezustand sedimentierten innerhalb von 1 Stunde 88,8-93,0 % des suspendierten Materials. Vor Beginn des Sedimenteggens sollte deshalb überprüft werden, ob die Strömungsgeschwindigkeit in dem zu behandelnden Hafenbereich ausreicht, um größere Sedimentmengen abzutransportieren.

Goossens, H. und Zwolsman, J. G. 1996. An evaluation of the behaviour of pollutants during dredging activities. *Terra et Aqua* 62: 20-28.

Über das Verhalten von Schadstoffen beim Baggern ist bisher nur wenig bekannt (Calmano und Förstner; Kersten et al., 1985; Hafferty et al., 1977; Rice und White, 1987).

Die Ursachen sind: 1.) hohe Variabilität der Umweltbedingungen 2.) schnelle Auflösung des Trübungsanstieges durch die Strömung.

Die Aussagen basieren deshalb vorwiegend auf theoretische Überlegungen.

Schadstoffe können in Gewässern in verschiedenen Zustandsformen vorliegen:

- a) gelöst im Porenwasser oder Wasserkörper
 - frei
 - komplexiert (mit gelöstem organischen Material)
- b) partikulär im Sediment oder Schwebstoff
 - adsorbiert (über elektrostatische Wechselwirkungen, pH-abhängig)
 - präzipitiert (als unlösliches Salz, meistens als Sulfid)

Die Zustandsformen sind reversibel. Eine Veränderung der Zustandsform läuft immer über die freie Form.

Schwermetalle können im Gewässer in allen 4 Zustandsformen vorkommen. Sie liegen im Sediment jedoch vorwiegend partikulär, sowohl adsorbiert als auch präzipitiert, vor. Unter anaeroben Bedingungen ist der partikuläre Anteil zusätzlich erhöht aufgrund einer Präzipitation als Sulfide. In anoxischen Sedimenten des Western Scheldt, Niederlande, traten < 1 % der Schwermetalle Cd, Zn und Cu in gelöster Form auf.

Veränderungen der Umweltbedingungen, insbesondere der Redoxverhältnisse und des pH-Wertes, können eine Freisetzung der Schwermetalle bewirken. Die als Sulfide präzipitierten Metalle gehen durch Oxidation in die freie Form über. Adsorbierte Metalle werden bei einer pH-Absenkung spontan freigesetzt, andererseits werden freie Metallionen im Wasser bei einer pH-Erhöhung von Feststoffoberflächen adsorbiert und unterliegen nachfolgend der Sedimentation. Es wird davon ausgegangen, dass die Schwermetalle bei Baggerungen großteils von der präzipitierten Form in die adsorbierte Form übergehen. Die Konzentration an gelösten Metallen wird durch Baggerungen insgesamt nicht oder nur in geringem Umfang erhöht.

Organische Schadstoffe liegen im Gewässer in den 3 Zustandsformen frei, komplexiert und adsorbiert vor. Nur ein geringer Anteil von etwa 2 % ist im Sedimentporenwasser gelöst. Der überwiegende Anteil liegt komplexiert oder adsorbiert an die gelöste bzw. partikuläre organische Substanz der Sedimente vor.

Davon ist der Hauptanteil an die partikuläre organische Substanz gebunden und befindet sich somit in der partikulären Zustandsform.

Organische Schadstoffe sind im Sediment durch eine hohe Persistenz gekennzeichnet (PAH's) bzw. werden nur sehr langsam abgebaut (PCB's). Für die Freisetzung sind daher nur die Austauschprozesse zwischen Wasser und Feststoff relevant. Die Freisetzung der organischen Schadstoffe ist unabhängig von den Umweltbedingungen. Im Sediment erfolgen die Austauschprozesse aufgrund einer stark eingeschränkten Diffusion nur langsam. Beim Baggern werden die organischen Schadstoffe, die an gelöstes organisches Material im Sediment gebunden sind, unmittelbar in die Wassersäule freigesetzt. Sie können dort z.T. an resuspendiertes partikuläres organisches Material adsorbiert werden und erneut sedimentieren. Der übrige Teil wird in den Wasserkörper eingemischt und verteilt. Die Konzentration der an gelöstes organisches Material gebundenen organischen Schadstoffe stellt insgesamt das Gefährdungspotential von Baggerungen dar.

Die Zustandsform des Schadstoffes ist entscheidend für die Verbreitung und Toxizität im Gewässer. Gelöste Schadstoffe werden mit dem Wasserkörper transportiert, partikuläre Schadstoffe folgen dem Feststofftransport. Die Toxizität eines Schadstoffes ist im freien, gelösten Zustand aufgrund einer gesteigerten Bioverfügbarkeit am höchsten. Partikuläre Schadstoffe können von Organismen nicht direkt aufgenommen werden, es sei denn, die Partikel werden verdaut. Die Toxizität partikulärer Schadstoffe ist deshalb gering.

Gosselck, F. 1996. Baggergutverbringung in der Ostsee unter Berücksichtigung der Empfindlichkeit benthischer Lebensgemeinschaften. S. 91-98. *In:* Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz - Berlin. Mitteilung Nr. 11. Baggern und Verklappen im Küstenbereich. Auswirkungen auf das Makrozoobenthos. Beiträge zum Workshop am 15.11.1995 in Hamburg.

Die Besiedlungsstruktur des Benthos hängt allgemein von folgenden Faktoren ab:

- Salzgehalt
- Sauerstoff (Periodischer Sauerstoffmangel im Spätsommer bis Herbst führte zu verarmten Benthosgemeinschaften in der Ostsee von Mecklenburg-Vorpommern.
- Substrat.

Die Empfindlichkeit verschiedener Benthosarten gegenüber Überschüttungen hängt wesentlich von ihrer Regenerationsfähigkeit ab. Langlebige Arten haben lange Regenerationszeiten und ein nur geringes Wiederbesiedlungspotential. Euryhaline und eurypotente Arten (meisten Polychaeten, wenige Kleinkrebse, Miesmuschel u.a.) dagegen können gestörte Flächen innerhalb von wenigen Wochen oder nach 1-2 Jahren besiedeln.

Grabemann, I., Kappenberg, J. und Krause, G. 1996. Comparison of the dynamics of the turbidity maxima in two coastal plain estuaries. Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 47: 195-205.

Das Elbe- und Weser-Ästuar weisen starke Trübungsmaxima auf. Trübungsmaxima sind weltweit für Ästuarie charakteristisch. Die Trübungszone ist durch starke Schwankungen der Schwebstoffkonzentration im Verlauf eines Tidezyklus gekennzeichnet. Diese werden im wesentlichen durch Sedimentationsprozesse während Stillwasserzeiten und Resuspensionsprozesse leicht erodierbarer Sedimente der Gewässersohle bei erhöhter Flut- bzw. Ebbströmung hervorgerufen. Die physikalischen Prozesse laufen unabhängig von der Jahreszeit ab. Die Lage der Trübungszone hängt vor allem vom Oberwasserabfluss ab.

Hagendorff, R., Nehring, S. und Leuchs, H. 1996. Eine Literaturübersicht zum Thema "Auswirkungen erhöhter Schwebstoffgehalte durch Baggern und Verklappen auf Muscheln". S. 7-11. *In:* Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz - Berlin. Mitteilung Nr. 11. Baggern und

Verklappen im Küstenbereich. Auswirkungen auf das Makrozoobenthos. Beiträge zum Workshop am 15.11.1995 in Hamburg.

Von erhöhten Schwebstoffgehalten in der Wassersäule können neben rein planktonischen Organismen auch larvale Entwicklungsstadien benthischer Makrozoen, die z.T. temporär im Plankton auftreten (z.B. von Amphipoden, Mysidaceen u.a.) und vor allem filtrierende bzw. suspensionsfressende Vertreter des Makrozoobenthos (Bivalvia, Polychaeta) betroffen sein.

Die meisten diesbezüglichen Erkenntnisse liegen bisher für Muscheln vor.

Eine Festlegung von Schwebstoffgrenzwerten ist bisher nicht möglich, da je nach Art bzw. Vorleben der Organismen und je nach Lebensstufe (Ei, Larve, Adult) unterschiedlich hohe Konzentrationen toleriert werden können.

Hagge, A., Langbehn, J. und Kausch, H. 1986. Untersuchungen zum Sedimenteggen im Steendiek- und Rüschanal unter besonderer Berücksichtigung der Sauerstoffzehrung und Ammoniumfreisetzung. Gutachten des Inst. f. Hydrobiol. und Fischereiwissenschaften der Universität Hamburg, im Auftrag vom Amt Strom- und Hafenbau der Wirtschaftsbehörde Hamburg. 38 S.

Bestimmung der Sauerstoffzehrung und Ammoniumfreisetzung suspendierter Sedimente des Steendiekkanals und Rüschanals bei 3-6 °C im Kurzzeitversuch über etwa 5 Stunden sowie im Langzeitversuch über 20 Stunden. Etwa 5 g Sediment-Nassgewicht wurden in einem 1,2 l-Gefäß mit Sauerstoffelektrode gasblasenfrei eingefüllt und durch Rühren in Suspension gehalten. Es wurde die Sauerstoffzehrungsrate des im Porenwasser suspendierten Sedimentmaterials ermittelt.

Die Probenahmen von Oberflächensedimenten wurden im März und April 1986 bei einer Wassertemperatur von 4-6 °C durchgeführt. Die Probenstationen lagen jeweils im Einfahrtbereich über der Schlicklinse und im hinteren Bereich der Hafenbecken. Der Glühverlust der Sedimentproben betrug 9,9-15,8 %.

Die mittlere Sauerstoffzehrungsrate der Sedimente im Steendiekkanal und Rüschanal war relativ hoch. Sie lag im Kurzzeitversuch bei 0,308-0,480 mg O₂/g TS·h bzw. 0,239-0,340 mg O₂/g TS·h, im Langzeitversuch bei 0,107-0,204 mg O₂/g TS·h bzw. 0,102-0,178 mg O₂/g TS·h. Im Langzeitversuch wurde eine Beziehung zwischen der biologischen Sauerstoffzehrungsrate und dem Anteil an partikulärer organischer Substanz festgestellt. Eine Temperaturerhöhung von 10 °C auf 20 °C erhöhte die mittlere chemische Sauerstoffzehrungsrate im Steendiekkanal und Rüschanal um den Faktor 2,5 bzw. 1,7. Die mittlere biologische Sauerstoffzehrungsrate stieg um den Faktor 2,7 bzw. 2,6.

Der Ammoniumgehalt im Porenwasser des Rüschanals lag bei 26,5-36,2 mg NH₄⁺/l, die Nitrit- und Nitratkonzentration hingegen bei nur 0,01-0,04 mg/l bzw. 0,01-0,12 mg/l. Ammoniumfreisetzung erfolgte vor allem innerhalb der ersten 15 Minuten der Sedimentsuspendierung. In dem Zeitraum stieg die Ammoniumkonzentration im Wasserkörper um etwa 1 mg NH₄⁺-N/l an. Nach etwa 2 Stunden lag der Ammoniumgehalt bei etwa 2 mg NH₄⁺-N/l, erhöhte sich nach insgesamt 24 Stunden aber nicht weiter. Es wurde gezeigt, dass an der Ammoniumfreisetzung sowohl das im Porenwasser gelöste als auch an die Sedimentpartikel adsorptiv gebundene Ammonium beteiligt ist. Es liegen Hinweise vor, dass Ammonium hauptsächlich aus der adsorbierten Fraktion freigesetzt wird.

HAM Dredging & Marine Contractors. 1998. Keeping marine corridors open. A summary of HAM projects around the globe. International Navigation Association, Bulletin 99:19-27.

Es wird ein Überblick über verschiedene HAM-Projekte gegeben, bei denen verschiedene Baggertechniken zur Offenhaltung von Schiffahrtsrinnen erprobt wurden.

Die Arbeiten sind grundsätzlich in 4 Kategorien zu unterteilen:

- Unterhaltungs- und Umweltbaggerungen in den Niederlanden (Nieuwe Waterweg), Belgien (Gent-Terneuzenkanal) und Brasilien (Sao Luis), wofür hauptsächlich ein Saugbagger, ein Eimerkettenbagger und/oder ein Wasserinjektionsgerät gebraucht wurden
- Groß- und Rückstandsausbaggerungen in Uruguay (Rio de la Plata), Indien (Häfen von Mumbai und Mangalore) und Tansania (Hafen von Dar es Salaam), die hauptsächlich mit kombinierten Kuttersaugbaggern mit oder ohne Wasserinjektionstechnik arbeiten
- Gewinnung oder Sanierung von Schnittstellen zwischen See und langgestützten Transportsystemen (z.B. Terminals) in Deutschland (Bremerhaven und Cuxhaven), wozu Saugbagger und Wasserinjektionsgeräte benötigt wurden
- Ausbau des holländischen Flusses Waal in der Nähe von St. Andries, der Greifkrähne, selbstfahrende decksteinlegende Schiffe und spezielle Pontons erforderte.

In kostenintensiven Projekten spielt das Wasserinjektionsverfahren eine besondere Rolle. Es erfolgt eine Beschreibung des Prinzips. Das Verfahren wird in 3 Phasen untergliedert, die Injektion, die Resuspendierung und Erzeugung einer Dichteströmung sowie den Sedimenttransport.

Die Fahrgeschwindigkeit des Wasserinjektionsgerätes hat einen entscheidenden Einfluss auf die Produktionsrate des Verfahrens. Die erreichten Transportentfernungen hängen außerdem von Faktoren wie:

- Geschwindigkeit der Dichteströmung
- Korngrößenverteilung des Sedimentes
- Dichte der Sedimentsuspension
- Viskosität des Wassers.

Die Resuspendierung kleinerer Partikel erfordert weniger Energie als die Resuspendierung großer Partikel. Kaltes Wasser hat eine höhere Viskosität und Transportfähigkeit als warmes Wasser. Je höher die Dichte der Sedimentsuspension ist, um so größer ist die Interferenz der Partikel untereinander und um so geringer die Tendenz sich abzusetzen.

Hanisch, H.-H., Specht, F.-J., Eidner, R., Grigo, J. und Lippert, D. 1997. Planung und Durchführung des 1. Tracerversuches in der Elbe. Deutsche Gewässerkundl. Mitt. 41: 212-214.

Im Juli 1997 wurde mit dem fluoreszierenden Farbstoff Amidorhodamin G als Tracer in der Oberelbe bei Schmilka eine Versuchsserie zur Bestimmung der eindimensionalen Stofftransportvorgänge gestartet. Bei den vom Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene durchgeführten toxikologischen Untersuchungen zeigte sich der verwendete Farbstoff als unbedenklich. Seine physikalischen Eigenschaften, Löslichkeit und photochemische Stabilität sind nach den Untersuchungen des Ruhrverbandes auch für mehrwöchigen Beobachtungen im Gewässer geeignet.

Anhand der Messungen wurden die Fließgeschwindigkeit des Wassers geschätzt sowie die longitudinale Verteilung von Schadstoffen und der Stoffaustausch mit den seitlichen Stillwasserzonen ermittelt.

Hellmann, H. 1996. Adsorption und Remobilisierung von organischen Schadstoffen in Gewässern - Modelluntersuchungen, Ergebnisse aus der Praxis, Analytik. DGM 40/3: 125-132.

In Modellversuchen mit einem hochaktiven Tonmineral lassen sich die organischen Schadstoffe über ihre Adsorptionstendenz in 3 Kategorien einordnen:

- a) zahlreiche chlorierte Benzole (Mono- und Tribenzole), Chlornitroaromaten, Chloraniline u.a. Sie dürften in einer Zeitspanne von 1-2 Tagen zu einem überwiegenden Anteil (> 97 %) remobilisiert werden.
- b) viele Pestizide (Phosphorsäureester) und Herbizide. Bei diesen Stoffen ist eine gleichmäßige Verteilung zwischen Feststoff und Wasser zu erwarten.
- c) DDT, HCB, PCB's, längerkettigen Kohlenwasserstoffen, polycyclischen Aromaten (Benzpyrene), Dioxinen und Furanen. Bei diesen Baggergut relevanten Schadstoffen wird bei Umlagerungen im Gewässer über einen Zeitraum von 1-2 Tagen von keiner nennenswerten Remobilisierung ausgegangen.

Die meisten Adsorptions- und Desorptionsvorgänge organischer Schadstoffe sind reversibel.

Kausch, H. 1986. Gutachterliche Stellungnahme zum Effekt des Schlickeggens in der Tideelbe. Teil 1: Sauerstoffzehrung/ Ökologie. Gutachten im Auftrag von Strom- und Hafenbau, Hamburg. 15 S.

Beim Schlickeggen ist bei Temperaturen unter 10 °C eine deutlich geringe Beeinträchtigung des Sauerstoffhaushaltes zu erwarten als bei höheren Temperaturen. Durch Sauerstoffzehrung während des Schlickeggens sowie bei erneuter, wiederholter Resuspension des sedimentierten Umlagerungsgutes an anderer Stelle kann es zu einer erheblichen Belastung des Sauerstoffhaushaltes der Tideelbe kommen. Beim Schlickeggen im Hohe-Schaar-Hafen im Dezember 1985 bei Wassertemperaturen von 6,6-6,9 °C ging der Sauerstoffgehalt im vorderen und hinteren Bereich des Hafenbeckens von etwa 71-73 % O₂-Sättigung in 3 m Tiefe auf 34-39 % O₂-Sättigung (4,2-4,4 mg O₂/l) zurück. In der Hafeneinfahrt sank die Sauerstoffsättigung auf 44-49 % ab. Ober- und unterhalb der Hafeneinfahrt blieb der Sauerstoffgehalt unverändert.

Während des Schlickeggens im Hohe-Schaar-Hafen im Dezember 1985 stiegen die Schwebstoffgehalte am ersten Tag in 3 m Tiefe unterhalb der Hafeneinfahrt von ca. 15-30 mg/l auf 208 mg/l, in der Hafeneinfahrt von 19 mg/l auf 944 mg/l, in der vorderen Hälfte des Hohe-Schaar-Hafens von 36 mg/l auf 3497 mg/l und in der hinteren Hälfte des Hohe-Schaar-Hafens von 19 mg/l auf 426 mg/l an. Die hohen Schwebstoffgehalte traten nur am ersten Tag des Schlickeggens im Hafen selbst auf. In der Elbe war zu dieser Zeit noch kein Einfluss auf den Schwebstoffhaushalt zu erkennen.

Am dritten Tag der Eggmaßnahmen stieg die Schwebstoffkonzentration nur noch auf das 10fache an. Der starke Rückgang des Trübungsanstieges wird damit erklärt, dass während des Schlickeggens zuvor bereits der größte Teil des feinkörnigen Materials ausgeschwemmt wurde.

Es wird angenommen, dass beim Schlickeggen große Mengen organischer Substanzen sowie Ammonium freigesetzt werden. Während der Schlickeggungen veränderte sich die Korngrößenverteilung. Der Glühverlust und die Sauerstoffzehrungsrate der Sedimente ging zurück. Durch Laborversuche wurde außerdem gezeigt, dass bei der Suspendierung von Sedimenten aus dem Rüschanal bei 5-6 °C innerhalb von 2 Stunden etwa 2 mg NH₄-N/l freigesetzt werden. Es konnte nachgewiesen werden, dass die organische Substanz des Sedimentes und das freigesetzte Ammonium dem bevorzugtem Abtransport unterliegt.

Toxische Wirkungen des freigesetzten und bei Erhöhung des pH-Wertes zu Ammoniak umgesetzten Ammoniaks können nicht ausgeschlossen werden.

Umlagerungen von Sedimenten können außerdem zu einer Verschlechterung des Lichtklimas sowie während der Laichzeit von Fischen zu einer Beeinträchtigung der Entwicklung der Fischeier führen.

Knox, D., Krumholz, D. J. und Clausner, J. E. 1994. Water injection dredging in the United States. S. 847-856. *In*: McNair, E. C. (Hrsg.), Dredging '94, Proceedings of the second international conference on dredging and dredged material placement. Vol. 1. ASCE, New York.

Die U.S. Corps of Engineers und Gulf Coast Trailing Company von New Orleans entwickelten ein Monitoringprogramm zur Untersuchung der Umweltauswirkung von Wasserinjektionsbaggerungen im Mississippi.

Das Monitoringprogramm umfasst folgende Aktivitäten:

- | | |
|--------------------|---|
| • Bathymetrie | Produktivität, Sedimenttransport (Distanz, Richtung) |
| • Peilungen | Sedimenttransport (Distanz, Richtung) |
| • Strömungsmessung | Veränderungen des Fließregimes |
| • Wasserproben | Feststoffhaushalt/Trübung, Wasserqualität |
| • Sedimentproben | Veränderungen der Sedimenteigenschaften, Sedimenttransport. |

Knox, D., Krumholz, D. J. und Clausner, J. E. 1995. Water injection dredging proving to be viable maintenance method. *International Dredging Review*, September/Okttober 1995: 9-10.

Das Wasserinjektionsverfahren wurde Mitte der 80er Jahre in Europa entwickelt. Seit 1987 wird es regulär eingesetzt. Das Prinzip des Wasserinjektionsverfahrens wird folgendermaßen beschrieben: Das Sediment der Gewässersohle wird in einen fließfähigen Zustand gebracht. Die Verflüssigung erfolgt durch Wasserinjektion direkt in das Sediment unter geringem Druck durch eine Vielzahl von Wasserstrahldüsen. Es wird eine gravitationsgetriebene Dichteströmung erzeugt, durch die das Sediment in Gewässerbereiche abfließt, in denen es die Navigation nicht länger behindert und von wo aus es durch natürliche Sedimenttransportprozesse weiter abtransportiert wird. Die Dichteströmung bleibt an der Gewässersohle, die Trübung ist minimal.

Das Wasserinjektionsverfahren wird inzwischen auch in den USA intensiv eingesetzt. Das Wasserinjektionsverfahren stieß in den USA vor allem aufgrund der geringen Kosten auf Interesse. Im Juni 1992 wurden die ersten Wasserinjektionsversuche in den USA, in Baton Rouge in Louisiana und in Milan Street Wharf in New Orleans, durchgeführt. Nachfolgend wurden im oberen Mississippi umfangreiche Wasserinjektionsversuche hinsichtlich Sedimenttransport und der Auswirkungen auf die Trübung vorgenommen. Es wurde ein Strombereich ausgewählt, der sandige Sedimente aufweist und sich durch ein großes Umweltinteresse auszeichnet. Die ausgewählten Untersuchungsstationen waren Lower Zumbro, Minnesota, und Savanna, Illinois. Bei Lower Zumbro findet eine Stromspaltung statt. Die Station Savanna befindet sich an einer Landspitze.

Es werden folgende Schlussfolgerungen abgeleitet: Wasserinjektionsgeräte sind weniger reparaturanfällig. Das Verfahren ist daher in geringerem Umfang durch Dockaufenthalte eingeschränkt. Das Wasserinjektionsverfahren zeichnet sich durch eine relativ hohe Produktionsrate aus. Es ist zudem vergleichsweise sicher in der Anwendung, da es keine beweglichen oder rotierende Teile besitzt.

Das Wasserinjektionsgerät BT-208 der Gulf Coast Trailing Company wird beschrieben.

Köpcke, B. und Kausch, H. 1996. Distribution and variability in abundance of *Neomysis integer* and *Mesopodopsis slabberi* (Mysidacea; Crustacea) in relation to environmental factors in the Elbe estuary. *Arch. Hydrobiol./Suppl.* 110 (Unter. Elbe-Ästuar 7): 263-282.

Neomysis integer und *Mesopodopsis slabberi* zählen zu den häufigsten Glaskrebs- (Mysidaceen-) arten der Elbe. Es wurde ihre Verteilung in Abhängigkeit von Oberwasserabfluss, Temperatur, Salinität, Strömungsgeschwindigkeit, Schwebstoff-

konzentration und Anwesenheit der dominierenden Zooplanktonart *Eurytemora affinis* untersucht.

Die beiden Krebsarten zeigen eine unterschiedliche Abhängigkeit von den untersuchten Einflussfaktoren. Die Abundanzen von *Mesopodopsis slabberi* steigen mit zunehmender Salinität sowie erhöhten *Eurytemora affinis*-Abundanzen und nehmen mit zunehmender Temperatur sowie zunehmender Trübung ab. Die Verteilung von *Neomysis integer* hingegen steigt bei erhöhter Trübung an und wird durch hohe Strömungsgeschwindigkeiten stark beeinträchtigt.

Krohn, H.-J. 1991. Sauerstoff- und Trübungsmessungen in Cuxhaven. Gutachten der Fa. Volker Wasserbau GmbH.

Bei den Wassereinjektionsbaggerungen am 26.09.90 und 27.09.90 im Alten Hafen und Vorhafen in Cuxhaven veränderten sich die Sauerstoffverhältnisse in den Hafenbereichen, in denen vorwiegend schlickiges Material umgelagert wurde, im oberen Bereich der Wassersäule nur geringfügig. Im unteren Bereich der Wassersäule nahmen die Sauerstoffverhältnisse um bis zu etwa 30 % ab. Die Sauerstoffkonzentration sank von ca. 9-10 mg O₂/l vor der Maßnahme auf ca. 6-7 mg O₂/l nach der Maßnahme ab. Die ursprünglichen Sauerstoffverhältnisse stellten sich nach relativ kurzer Zeit wieder ein.

Der Trübungsverlauf zeigte im oberen Wasserkörper nur ganz geringfügige Änderungen. Die Trübungswolke trat ausschließlich im unteren Drittel der Wassersäule auf.

Trotz auflaufendem Wasser verließ die Trübungswolke den Hafen.

Maaß, V., Schmidt, C., Lüscho, R. und Leitz, T. 1997. Sedimentuntersuchungen im Hamburger Hafen 1994/95. Ergebnisse aus dem Baggergutuntersuchungsprogramm, Heft 6. Wirtschaftsbehörde der Freien und Hansestadt Hamburg, Strom- und Hafenbau. 148 S.

Zur Beurteilung der aktuellen Sedimentbelastung im Gebiet des Hamburger Hafens wurden 74 Oberflächenproben und 29 Sedimentkerne entnommen. Anhand des frisch abgelagerten Materials an der Sedimentoberfläche ließen sich die räumliche Verteilung der untersuchten Schadstoffe und mögliche Quellen erkennen. Die Sedimentkerne aus den Hauptbaggergebieten wurden zur Beurteilung der derzeitigen Baggergutbelastung herangezogen.

In einem abgestuften Untersuchungsprogramm wurden die Proben auf sedimentcharakteristische Parameter sowie anorganische und organische Schadstoffe analysiert. Des weiteren wurden mineralogische und mikrobiologische Untersuchungen durchgeführt, um die überwiegende Herkunft des Materials von Ober- bzw. Unterstrom abzuschätzen. Ergänzend wurden Biotests mit verschiedenen Testorganismen und Medien zur Einschätzung der Toxizität der Sedimente vorgenommen. Zur Klassifizierung der chemischen Analysenergebnisse wurde das Klassifizierungssystem für Schwebstoffe und Sedimente der ARGE ELBE herangezogen.

Die untersuchten Sedimente unterschieden sich in ihrer Kornzusammensetzung und dem Gehalt an organischer Substanz erheblich. Prinzipiell nahmen der Anteil der Fraktion < 20 µm und der TOC-Gehalt der Sedimente im Bereich des Hamburger Hafens von Oberstrom nach Unterstrom hin ab und der Feinsandanteil zu. Diese Tendenz war entlang der Norderelbe deutlicher ausgeprägt als entlang der Süderelbe und des Köhlbrands. Die Sedimente im inneren Hafenbereich waren vorwiegend feinkörnig und organikreich.

Auch der Schwermetallgehalt der Fraktion < 20 µm und der Gehalt an organischen Schadstoffen nahmen in den Oberflächenproben von Oberstrom nach Unterstrom hin ab. Die gemessenen Konzentrationen der organischen Schadstoffe führten insgesamt zu einer niedrigeren Klassenzuordnung als die der Schwermetalle.

Die Untersuchungen ergaben, dass die Belastung der Sedimente hauptsächlich durch die von Oberstrom herantransportierten, belasteten Schwebstoffe hervor-

gerufen wird. Im westlichen Hafenbereich erfolgt eine Vermischung mit geringer belasteten Sedimenten mariner Herkunft, die mit dem Flutstrom nach Hamburg eingetragen werden. Der Vergleich der Kernproben mit den jungen Oberflächenproben spiegelt den Rückgang der Belastung der Schwebstoffe der letzten Jahre wider. Daneben gibt es, vorzugsweise im inneren Hafengebiet, lokale Belastungsschwerpunkte.

Maes, A. 1994. Factors controlling the retention of heavy metals in mud, 33 S. *In*: CEEC-CEDA course on environmental dredging and treatment of dredged material, 21.-24.02.94, Universität Leuven.

Bindungsformen von Schwermetallen in Sedimenten:

- Teil des Feststoffes
- in Mikroorganismen
- Präzipitation mit Carbonaten, Sulfaten, Sulfiden u.a.
- Adsorption
 - chemisch an Hydroxylgruppen von Oxiden (z.B. Hematit), Hydroxiden (z.B. Gibbsite) und Oxyhydroxiden (z.B. Goethit)
 - durch Ionenaustausch an Tonmineralien
 - an organischen Material durch Komplexbildung mit Huminsäuren, Fulvosäuren (insbesondere Chrom)
- gelöst in Form von Kolloiden, als Aquo-Ion oder komplexiert mit organischen Liganden (insbes. Cr^{3+}) und anorganischen Liganden (insbes. Cd^{2+} und Hg^{2+})

Redoxprozesse und der pH-Wert beeinflussen die Bindungsform. Die Bindungsform bestimmt die Mobilität und Bioverfügbarkeit der Schwermetalle.

In anoxischen Sedimenten liegt der Hauptanteil der Schwermetalle in Form von Sulfidpräzipitaten vor. Das Porenwasser beinhaltet < 1%.

Unter oxischen Bedingungen ist die relative Mobilität von Zn hoch, von Cu, Co, Ni, Hg, Ag, As, Cd mittelmäßig und von Cr gering.

Marsh, J. 1994. Monitoring of a dredging operation using innovative sediment tracing techniques. S. 1360-1369. *In*: McNair, E. C. (Hrsg.), Dredging '94, Proceedings of the second international conference on dredging and dredged material placement. Vol. 2. ASCE, New York.

Während der Injektionsbaggerungen im Port Edgar Marina im Firth of Forth, Schottland, am 10. März 1993 wurde mit dem Injektionswasser ein Fluoreszenztracer eingegeben. Dazu wurden 20,8 kg Tracer in das Wasserinjektionsrohr gepumpt. Es wurden während der ersten Woche nach der Tracerinjektion sowie 6 Wochen, 4 Monate und 1 Jahr später an 5 verschiedenen Stationen im Port Edgar Marina sowie im Firth of Forth Wasser- und Sedimentproben genommen.

Die verflüssigte Sedimentschicht floss als eine sohlnahe Dichtströmung ab. Eine vertikale Vermischung erfolgte nicht. Über einen Zeitraum von 48 Stunden waren in keiner der Wasserproben Tracer nachweisbar.

Das Wasserinjektionsverfahren ist sehr effektiv. Nur etwa 3,6 % des zugefügten Tracers, entsprechend einer Sedimentmenge von 1.700 m³, verblieben im Bereich der Injektionsbaggerungen. Dies würde einer Schichtdicke von 0,75 cm Sediment bei einer gleichmäßigen Verteilung über den gesamten Hafenbereich entsprechen. Insgesamt wurden 48.000 m³ Sediment gebaggert.

Der relativ geringe Anteil an detektiertem Tracermaterial kann verschiedene Ursachen haben. Als mögliche Gründe dafür werden genannt:

- Es erfolgte eine sofortige Sedimentation großer Mengen markierten Materials in tiefer liegenden, nicht untersuchten Bereichen des Firth of Forth.
- Das Messprogramm war unzureichend.
- Das markierte Sedimentmaterial blieb lange Zeit in Suspension und wurde im Gewässer stark verdünnt.

- Das markierte Sedimentmaterial wurde außerhalb des Untersuchungsgebietes transportiert.

Das Tracer-Material wurde zunächst durch Gravitationskräfte in den Hauptkanal des Firth of Forth transportiert. Nachfolgend erfolgte eine weiträumige Verteilung des markierten Sedimentmaterials mit der Tidesströmung. Es wurden im gesamten Untersuchungsgebiet des Port Edgar Marina und an 2/3 der Untersuchungsstationen im Firth of Forth Tracer nachgewiesen. Etwa 24-72 Stunden nach der Tracerinjektion traten im Bereich der Maßnahmen immer wieder Tracer auf. Der Tracer wurde nach 48 Stunden in einer Entfernung von bis zu 3,5 km stromab und stromauf der Einbringstelle nachgewiesen. Später wurde der Tracer in einem Umkreis von 20 km² identifiziert.

Die detektierte Gesamttracermenge blieb in den ersten 48 Stunden konstant. Es wird deshalb davon ausgegangen, dass das suspendierte Sedimentmaterial zunächst mobil blieb und noch keine Ablagerung erfolgte.

Innerhalb von 4 Wochen wurde keine Rücktransport des geegigten Materials beobachtet. Etwa 6 Wochen nach den Injektionsbaggerungen traten im Bereich der durchgeführten Maßnahmen, im Kanal sowie in einer Flutstromwalze in der Hafeneinfahrt jedoch erneut Tracer in hohen Konzentrationen auf. Auch 15 Wochen nach der Maßnahme wurden in der Flutstromwalze Tracer – in nicht ganz so hohen Konzentrationen – detektiert. Es wird davon ausgegangen, dass das Sedimentmaterial nach diesem Zeitraum durch die Flutströmung wieder zurücktransportiert worden ist. Insbesondere in Flachwasserregionen und sogenannten Schlickfallen traten verstärkt Tracer auf. Erhöhte Tracerkonzentrationen wurden außerdem vor allem auch in einer Flutstromwalze im Hafeneingangsbereich des Port Edgar Marina festgestellt. Auch 1 Jahr später wurden in weiten Bereichen des Firth of Forth Tracer nachgewiesen.

Eine erhöhte Sedimentation wurde an keiner Station festgestellt.

Meulblok, M. und van Weezenbeek, R. N. 1986. Silt dredging: water injection technique shows energy consumption advantage. Dredging + Port Construction 12/86: 39-42.

Wasserinjektionsbaggerungen sind deutlich weniger energieaufwendig als konventionelle Baggerverfahren. In den Niederlanden wurden verschiedene Versuche zur Wasserinjektionsbaggerung von feinkörnigen Sedimenten durchgeführt.

Das Prinzip der Wasserinjektionsbaggerung wird erläutert: Die Transportkapazität von Wasser hängt wesentlich von seiner Turbulenz ab. Das bedeutet, je größer die Strömungsgeschwindigkeit ist, desto größer ist auch die Transportkapazität. In strömungsarmen Gewässerbereichen, wie z.B. in Häfen, nimmt die Transportkapazität des Wasserkörpers folglich ab. Feststoffe sinken mit zunehmender Korngröße verstärkt ab.

Schlickablagerungen können verschiedene Zustandsformen annehmen. Je nach Konsolidierungsgrad sind sie eher granulär oder flockenähnlich. Granuläre Schlickablagerungen zeichnen sich durch eine offenere Struktur aus als flockuläre Schlicke. Entsprechend ist die Dichte von granulären Schlickern geringer als die von konsolidierten, flockulären Schlickern. In Abhängigkeit von dem Konsolidierungsgrad ist daher der erforderliche Druck zur Deformierung des Baggergutes unterschiedlich.

Durch Wasserinjektion erfolgt eine Umkehrung des Konsolidierungsprozesses. Wird Wasser in Sediment eingetragen, werden die kohäsiven Kräfte zwischen den Sedimentpartikeln zerstört. Bei fortschreitender Wasserinjektion verflüssigt sich das Sediment.

Die zur Mobilisierung erforderliche Energie ist direkt proportional zum Initialdruck. Durch den Initialdruck müssen die Reibungskräfte zwischen den Sedimentpartikeln überwunden werden. Letztere hängen entscheidend von der Korngrößenverteilung des Sedimentmaterials ab.

Meulblok, M. und van Weezenbeek, R. N. 1990. Technische Aspekte der Wasserinjektionsbaggerung. Niederländisches Wasserbauamt, Direktion Zeeland, Middelburg. 11 S.

Mit der Wasserinjektionsbaggerung wurden in den Niederlanden umfangreiche Versuche durchgeführt.

Die Durchschnittsleistung des Wasserinjektionsbaggers beträgt je nach Sedimenttyp 815-3.000 m³ Baggergut/Stunde.

Die Strömungsgeschwindigkeitsmessungen der Dichteströme zeigten eine Höchstgeschwindigkeit von 0,75 m/s an. Die in diesen Dichteströmen gemessene Feststoffkonzentration betrug maximal 84 g/l.

Der maximale Transportabstand für das Baggergut außerhalb der Häfen lag bei 200-800 m.

Meyer-Nehls, R. 1998. Auswirkungen der Umlagerung von Baggergut aus dem Hamburger Hafen auf die benthische Lebensgemeinschaft und die Fischfauna der Tideelbe. Literaturstudie, im Auftrag der Wirtschaftsbehörde der Freien und Hansestadt Hamburg, Strom- und Hafenbau. 147 S.

Im Rahmen einer Literaturstudie wurde hinsichtlich der Auswirkungen von Baggergutumlagerungen auf das Zoobenthos und die Fischfauna in Tidegewässern recherchiert. Außerdem wurde der Kenntnisstand zur aktuellen Besiedlung und Ökologie des Zoobenthos und der Fische speziell in der Unterelbe aufbereitet, soweit dieser im Zusammenhang mit den Umlagerungen von Baggergut in Hamburg von Bedeutung ist.

Die Literaturauswertungen ergaben, dass bei Baggergutumlagerungen in Tidegewässern die größten Auswirkungen auf das Zoobenthos im Falle einer verstärkten Ablagerung des eingebrachten Baggergutes an der Gewässersohle zu erwarten sind. Die Effekte von erhöhten Baggergutablagerungen auf das Zoobenthos hängen von verschiedenen material- und gebietsspezifischen Faktoren, insbesondere dem Feinkornanteil des Baggergutes, der morphologischen, hydrobiologischen und physiko-chemischen Rahmenbedingungen an der Einbringungsstelle und der Benthosbesiedlung an der Gewässersohle, sowie von der Umlagerungsintensität ab. Umlagerungsversuche zeigten, dass vor allem bei einer wiederholt erhöhten Sedimentationsrate von feinkörnigem Material in strömungsarmen Gewässerbereichen eine Beeinträchtigung der benthischen Lebensgemeinschaft nicht auszuschließen ist.

Auswirkungen auf das Zoobenthos sind außerdem bei sohnah erhöhten Schwebstoffkonzentrationen möglich. Insbesondere bei suspensionsfressenden Bodentieren, den Strudlern und Filtrierern kann es zu Beeinträchtigungen kommen.

Hinsichtlich der Auswirkungen von Baggergutumlagerungen auf die Fischfauna von Tidegewässern sind keine *in situ*-Untersuchungen bekannt. Theoretisch sind bei Baggergutumlagerungen in Tidegewässern u.a. folgende Beeinträchtigungen der Fischfauna möglich:

- Beeinträchtigung von Laich-, Aufwuchs- und Weidegebieten sowie Hemmung der Ei- und Larvenentwicklung bei erhöhten Sedimentablagerungen
- Hemmung der Ei- und Larvenentwicklung, Einschränkung der Nahrungssuche visuell beutesuchender Fische, Hemmung der Kiemenatmung, Veränderung des Wanderverhaltens bei erhöhten Schwebstoffkonzentrationen
- Anstieg der Krankheits- und Mortalitätsrate sowie Veränderung des Wanderverhaltens bei einer Absenkung der gelösten Sauerstoffkonzentration
- Anstieg der Krankheits- und Mortalitätsrate, Rückgang von Wachstum und Vermehrung sowie verstärkte Anreicherung von Schadstoffen über die Nahrungskette bei erhöhten Schadstoffeinträgen.

Es ist davon auszugehen, dass auch die Auswirkungen auf die Fischfauna jeweils material- und gebietsspezifisch sind und wesentlich von der Zusammensetzung der Fischfauna abhängen. Die Empfindlichkeit von Fischen gegenüber erhöhten Schwebstoffkonzentrationen variiert artspezifisch und hängt entscheidend von der Entwicklungsphase der Fische ab. Am empfindlichsten reagieren in der Wassersäule driftende Fischeier und -larven auf erhöhte Schwebstoffkonzentrationen. Jungfische sind empfindlicher gegenüber einem Trübungsanstieg als ausgewachsene Fische.

Mitchell, R. 1989. Sensitive zones: The implications for nature conservation of dredging and dumping in the marine environment, S. 317-329. In: Proceedings of the international seminar on the environmental aspects of dredging activities, 27.11.98-01.12.98, Nantes.

Umlagerungen führen bei Ablagerungen an der Gewässersohle zur Beeinträchtigung des Zoo- und Phythobenthos. Ein Absterben von Benthos wirkt sich auf mobile Invertebraten, Fische und Vögel auf, die sich von Benthosorganismen ernähren.

Die Wiederbesiedlung der Gewässersohle hängt wesentlich von der Sedimentzusammensetzung. Sie hemmt bzw. begünstigt einzelne Arten, wenn die Umlagerungen regelmäßig an einer Stelle stattfinden. Bei einer unterschiedlichen Sedimentzusammensetzung von Neuablagerung und Gewässersohle entwickelt sich wahrscheinlich eine veränderten Benthosgemeinschaft.

Murphy, A.-M. 1993. DRP site visit: Water injection dredging. U. S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, Miss. Dredging Research DRP-93-1, 16 S.

In Europa wird das Wasserinjektionsbaggern seit mehreren Jahren eingesetzt. In den Vereinigten Staaten dagegen ist dieses Verfahren noch relativ unbekannt. Im Jahr 1992 wurden deshalb im Mississippi 2 Projekte zum Wasserinjektionsbaggern durchgeführt, das erste im Juni 1992 an der Station Louisiana, das zweite im Juli und August 1992 an der Station Savanna, Illinios. Das Sediment bestand überwiegend aus Feinsanden und Schlick.

Die durchschnittliche Produktionsrate betrug 275 cu yd /h an der Station bei Louisiana bzw. 340 cu yd/h an der Station Savanna. Die Produktionsrate wird durch verschiedene Faktoren beeinflusst. Es wird grundsätzlich die höchste Produktionsrate erzielt, wenn das Baggergerät konstant in Bodenkontakt bleibt. Es ist insofern sinnvoll, lokale Erhöhungen zuvor zu beseitigen.

Zur Abschätzung des Sedimenttransportes wurde ein umfangreiches Untersuchungsprogramm entwickelt. Es wurden Bathymetriemessungen, Strömungsmessungen, Echolotpeilungen und Trübungsmessungen durchgeführt sowie Wasser- und Sedimentproben genommen. Die Festlegung der Untersuchungsgebiete wird umfassend erläutert. Erste Analysenergebnisse deuten daraufhin, dass der Sedimenttransport sohl nah, innerhalb der untersten 2 ft über dem Grund erfolgte. Es wurden vermutlich Transportstrecken von 200-400 ft erreicht.

Nasner, H. 1992. Injektionsbaggerung von Tideriffeln. HANSA 2:195-196.

In einem Riffelfeld der Unterweser wurde am 26.11.90 mit der "MS Thor" eine Probegrabung mit Wasserinjektion veranlasst, um zu prüfen, ob vergleichsweise grobes Sohlenmaterial (Mittelsand) mit dieser Technik geräumt werden kann. Bei der Wasserinjektion wurden mit zwei Pumpen über ein Zubringrohr 8.000 m³ Wasser/Stunde mit 1,5 bar in das 9,7 m breite Injektionsrohr und von dort durch Düsen in die Gewässersohle eingebracht. Als Versuchsstrecke wurde ein etwa 500 m langer Sohlenabschnitt im Fahrwasser der Unterweser bei Farge (Weser-km 26,5 bis 27,0) festgelegt. Im Testbereich werden die Strömungs- und Geschiebeverhältnisse deutlich durch das Oberwasser beeinflusst.

Der Versuch hat ergeben, dass Tideriffel aus Mittelsand mit Wasserinjektion abgetragen werden können. Die Transportwege genügen, um die Kämme abzuflachen und damit vorhandene Übertiefen in den Riffeln aufzufüllen. Aufgrund der kurzen Einsatzzeit wurden die Riffel nur in begrenztem Umfang abgeflacht. Die kleineren Riffelhöhen wurden durch Abtrag im Kammbereich und Aufhöhung der Täler erreicht.

Bei gleichbleibendem Oberwasser blieben die Verhältnisse über einen Monat annähernd stabil. Gegenüber der ersten Peilung Anfang November 1990 hatte sich Ende Januar 1991 im gesamten Untersuchungsbereich wieder ein natürlicher Gleichgewichtszustand eingestellt, der den veränderten Oberwasserbedingungen entsprach.

Netzband, A., Gönnert, G. und Christiansen, H. 1999. Water injection dredging in Hamburg – application and research, S. 191-204. *In: Dredging challenged. Proceedings of the CEDA dredging days 1999, Amsterdam, 18.-19. November 1999.*

Die Einsetzbarkeit des Wasserinjektionsverfahren zur Unterhaltungsbaggerung von Häfen wird diskutiert. Es erfolgt eine Beschreibung der Wasserinjektionstechnik. Die im Rahmen dieser Literaturstudie gewonnenen Erkenntnisse zu möglichen Umweltauswirkungen werden zusammengefasst. Außerdem werden die wichtigsten Ergebnisse der Wasserinjektionsversuche, die im hamburgischen Bereich der Tideelbe durchgeführt wurden, vorgestellt.

Abschließend wird festgehalten, dass sich das Wasserinjektionsverfahren durch eine rasche und flexible Anwendbarkeit auszeichnet. Die Technik kann sowohl zur Ausbaggerung von Schlick in Hafenbecken als auch innerhalb kürzester Zeiträume zur Reduzierung des Sohlkuppenniveaus von sandigen Riffelstrecken in Flüssen herangezogen werden. Der Einsatz des Wasserinjektionsgerätes ist aber auf bestimmte Gebiete begrenzt. Die erreichten Transportstrecken sind z.T. nur kurz. Außerdem ist ein Rücktransport des remobilisierten Materials möglich.

Pranovi, F. und Giovanardi, O. 1994. The impact of hydraulic dredging for short-necked clams, *Tapes* spp., on an infaunal community in the lagoon of Venice. *Scientia Marina* 58 (4): 345-353.

Die Auswirkungen des hydraulischen Baggerns von Oberflächensedimenten (8-10 cm Schichttiefe) auf die benthische Lebensgemeinschaft wurden im Frühsommer 1992 im Zentrum der venezianischen Lagune untersucht. Die Oberflächensedimente wurden im Bereich der Baggerungen und in einem unbeeinflussten Referenzgebiet über 2 Monate in 3-wöchigen Abständen hinsichtlich ihre Korngrößenzusammensetzung und Zoobenthospopulation analysiert.

Die Siebanalysen zeigten unmittelbar nach den Baggerungen keine Veränderungen. Die Kornverteilung der Oberflächensedimente veränderte sich nach den Baggermaßnahmen aber über längere Zeiträume. Dies gilt insbesondere für feinkörnige Sedimente. Ihr Feinkornanteil ging nach den Baggeraktivitäten deutlich zurück, der Sandanteil nahm zu. Die Korngrößenverteilung sandiger Sedimente blieb von den Baggerungen auch langfristig relativ unbeeinflusst.

Außerdem wurden negative Effekte auf die Lebensgemeinschaft der Oberflächensedimente nachgewiesen. Das Zoobenthos veränderte sich unmittelbar nach den Baggeraktivitäten signifikant. Im Vergleich zu einer unbeeinflussten Referenzstelle gingen die Gesamtabundanz und/oder die Biomasse des Zoobenthos sofort deutlich zurück. An den Baggerstellen konnten jeweils nur noch einzelne Organismen nachgewiesen werden.

Die Veränderungen der Zoobenthosbesiedlung hielten über einen Zeitraum von bis zu 2 Monaten an. Vereinzelt wurden an der Baggerstelle auch noch länger anhaltende Effekte auf die Biozönose beobachtet. Nach 2 Monaten erfolgte zwar eine Wiederbesiedlung der gestörten Flächen, vorwiegend aber von kleinen Arten. Die Gesamtbiomasse war deshalb auch nach 2 Monaten noch sehr gering.

Die langfristigen Auswirkungen auf die Zoobenthosbesiedlung hängen entscheidend von der Veränderung der Korngrößenzusammensetzung ab.

Roukema, D. C. 1992. Proef waterinjectie baggeren Haringvliet. HAM-info 2-1992 No.28:18-24.

Im November 1993 wurde im Haringvliet ein Wasserinjektionsversuch durchgeführt. Die Technik des Wasserinjektionsverfahrens wird beschrieben. Die Untersuchungsergebnisse werden zusammengefasst.

Der Wasserinjektionsprozess ist komplex und wird durch eine Vielzahl von Faktoren beeinflusst. Dazu zählen u.a.:

- Technik der Wasserinjektion (z.B. Pumpvermögen, Abstand von der Gewässersohle)
- Sedimenteigenschaften
- Bathymetrie der Baggerstelle.

Die bei den Wasserinjektionsuntersuchungen erzeugte Dichteströmung zeichnete sich durch folgende Eigenschaften aus:

- scharfe Abgrenzung vom Wasserkörper
- Schichthöhe von 0,4-1m
- mittlere Transportgeschwindigkeit von 0,3 m/s bis 0,5 m/s
- Dichte zwischen 1,02 und 1,10 kg/m³.

Die Beeinflussung des Wasserkörpers war gering. Im Nahbereich des Gerätes wurde im Wasserkörper 1-2 m über der Dichteströmung lediglich ein Anstieg der Trübung auf Werte von maximal 100 mg/l festgestellt. Die Hintergrundtrübung des Haringvliet lag bei etwa 20 mg/l.

Smith, J. M. 1988. Jet array water quality monitoring at Terminal 4, Port of Grays Harbor, Aberdeen, Washington. Choker Research. Grays Harbor College, Aberdeen, Washington.

Während Wasserinjektionsbaggerungen im Gray Harbor, Aberdeen, Washington am 18.08.87 wurden die Trübung und die Sauerstoffkonzentration unter der Wasseroberfläche, in mittlerer Wassertiefe und bodennah gemessen.

Es wurden keine Hinweise gefunden, dass das Injektionsbaggern den Sauerstoffhaushalt beeinträchtigt. Die Sauerstoffkonzentration sank im Wasserkörper um maximal 0,4 mg O₂/l ab. Der gelöste Sauerstoffgehalt bewegte sich insgesamt zwischen 6,0 mg O₂/l und 7,2 mg O₂/l.

Sonderforschungsbereich (SFB) 327. 1994. Wechselwirkungen zwischen abiotischen und biotischen Prozessen in der Tideelbe. Tätigkeitsbericht 1992-1994, Universität Hamburg.

Von dem Sonderforschungsbereich 327 „Tide-Elbe“ wurde für den Förderungszeitraum 1992-1994 ein Arbeits- und Ergebnisbericht vorgelegt. Der Sonderforschungsbereich 327 wurde im Jahr 1986 von der Deutschen Forschungsgemeinschaft eingerichtet.

Die Arbeiten des SFB konzentrierten sich in der Tideelbe in diesem Zeitraum u.a. auf folgende Untersuchungen:

- stationäre Messungen auf dem SFB-Ponton, bei denen die Schwebstoffeigenschaften und seine räumliche und zeitliche Verteilung im Mittelpunkt standen
- Durchführung der BILEX-Kampagnen
- Kampagnen zur Aufklärung der den Sauerstoffhaushalt beeinflussenden Prozesse
- Experimente mit Mesokosmen, bei denen sowohl die Schwebstoffeigenschaften als auch die Wechselwirkungen physikalischer, chemischer und biologischer Prozesse synchron studiert wurden.

In allen Untersuchungen trat die sehr hohe räumliche und zeitliche Heterogenität der Schwebstoffkonzentration und –zusammensetzung sowie die große biologische Aktivität der Schwebstoffe in der Tideelbe zutage.

Stuber, L. M. und Day, E. A. 1994. Agitation dredging environmental study. S. 76-85. *In:* McNair, E. C. (Hrsg.), Dredging '94, Proceedings of the second international conference on dredging and dredged material placement. Vol. 1. ASCE, New York.

Am 16. September 1992 und 16. Januar 1993 wurde ein Monitoring während hydraulischer Baggerungen im Hafen von Savanna durchgeführt. Die Baggeraktivitäten erfolgten für 6 bzw. 4 Stunden während der Ebbephase. Es wurden an 12 Stationen im Bereich der Baggeraktivitäten (in der Trübungswolke, ca. 100 m und 300 m stromab) sowie an 2 Referenzstellen (ca. 50 m stromauf) Sedimentproben genommen und auf pH, TOC, Ammonium, Gesamtstickstoff, Phosphor und Kohlenwasserstoffe untersucht. An 4 Stationen wurden eine Schwermetall- und Korngrößenanalyse der Sedimente durchgeführt.

Im Wasserkörper wurden die Trübung und Sauerstoffkonzentration in 30 Minuten-Intervallen 1 m unter der Wasseroberfläche, in mittlerer Wassertiefe und 1 m über dem Grund gemessen. Während der höchsten Trübung wurden 1 m über dem Grund zusätzlich Wasserproben genommen und im Biotest über 96 Stunden die Toxizität geprüft. Die Analyse auf Ammonium, Gesamtstickstoff und -phosphor erfolgte in Wasserproben, die 1 m über dem Grund und 5 m unter der Oberfläche genommen wurden.

Die Hafensedimente waren nur gering belastet. In den Sedimentproben lagen die meisten getesteten Schadstoffe unterhalb der Nachweisgrenze. Arsen, Cadmium, Chrom, Kupfer, Blei, Silber, Zink, Nickel und PAH's lagen jedoch in Größenordnungen von 4-13,7 mg/kg Trockengewicht, 4,2-5,6 mg/kg Trockengewicht, 18,7-33,3 mg/kg Trockengewicht, 25-51,3 mg/kg Trockengewicht, 40,6-56,3 mg/kg Trockengewicht, 2,1-6,2 mg/kg Trockengewicht, 74,8-99,6 mg/kg Trockengewicht, 60,2-89,6 mg/kg Trockengewicht bzw. 33,2-1.790 mg/kg Trockengewicht vor.

Der Schluff- und Tonanteil bewegte sich in einer Größenordnung von 91,6 bis 98,0 %. Der TOC lag zwischen 4,25 % und 13,9 % des Trockengewichtes, Gesamtstickstoff zwischen 1,15 g/kg Trockengewicht und 5,41 g/kg Trockengewicht, der Ammoniumgehalt zwischen 3,81 g/kg Trockengewicht und 182 mg/kg Trockengewicht.

Die Schadstoffbelastung des Wasserkörpers stieg während der Baggeraktivitäten im Hafen von Savanna an. Die gelöste Konzentration von Chrom lag im September 1992 bei 0,016 mg/l und im Januar 1993 bei 0,046 mg/l. Für Blei wurden im September 1992 Werte von 0,0053 mg/l sowie für Zink Werte von 0,047 mg/l im September 1992 und 0,021 mg/l im Januar 1993 gemessen. Alle anderen 12 getesteten Schwermetalle lagen unterhalb der Nachweisgrenze. Im Biotest konnte keine toxische Wirkung des Wasserkörpers nachgewiesen werden.

Im Bereich der Baggeraktivitäten konnten nur wenige benthische Organismen nachgewiesen werden (Einzelbefunde). Fische traten dagegen an allen Stationen auf. Im Fischgewebe reicherten sich vor allem Zink und Kupfer an. Die anderen 8 getesteten Metalle lagen unterhalb der Nachweisgrenze.

Der Trübungsanstieg betraf vor allem den sohlnahen Wasserkörper. Die Ausbreitung der Trübungswolken im Vertikalprofil hing wesentlich von der Strömungsgeschwindigkeit ab. Bei niedriger Strömung stieg die Trübung nur über Grund und in mittlerer Wassertiefe signifikant an. Bei hoher Strömung verteilte sich die Trübungswolke über die gesamte Wassersäule. Alle Trübungswolken traten nur kurzfristig auf. Die Trübung lag innerhalb weniger Minuten wieder im Bereich der natürlichen Hintergrundwerte.

Aufgrund der schnellen Verteilung der suspendierten Feststoffe und freigesetzten Nährstoffe im Strom ist im Bereich der Baggeraktivitäten mit keinen kumulativen Effekten zu rechnen. Überregional werden kumulative Effekte jedoch nicht ausgeschlossen. Bei einer erneuten Sedimentation des suspendierten Materials kann

das Zoobenthos in weiter stromab gelegenen Gewässerabschnitten in Abhängigkeit von der Sedimentationsrate beeinträchtigt werden.

Im September 1992 lag die gelöste Sauerstoffkonzentration an der Wasseroberfläche und in mittlerer Wassertiefe jeweils in einer ähnlichen Größenordnung. An der Wasseroberfläche blieb die Sauerstoffkonzentration über 4,0 mg/l, in mittlerer Tiefe sank sie kurzfristig auf 3,6 mg/l ab. Über dem Grund sank die Sauerstoffkonzentration während der Baggeraktivitäten von 3,7 mg/l auf 3,0 mg/l ab, stieg dann aber wieder auf 4,0 mg/l an. Die Wassertemperatur lag im September zwischen 27,5 °C und 29 °C.

Bei den Baggeraktivitäten im Januar 1993 war die gelöste Sauerstoffkonzentration deutlich höher als im September. Die Sauerstoffkonzentration ging mit ansteigender Trübung jedoch wie im September zurück. In dem sohnahen Wasserkörper sank die Sauerstoffkonzentration stärker ab als an der Wasseroberfläche. Im Januar 1993 lag die Wassertemperatur zwischen 10,5 °C und 11,5 °C.

Der Gesamtstickstoff- und Gesamtphosphorgehalt stiegen bei den Baggerungen im September und Januar im gesamten Wasserkörper im Bereich der Baggeraktivitäten an. Der Ammoniumgehalt dagegen war nicht oder nur geringfügig erhöht.

Sullivan, N. und Murray, L. 1999. The use of agitation dredging, water injection dredging and sidecasting in the UK – results of a survey of ports in England and Wales, S. 139-157. *In: Dredging challenged. Proceedings of the CEDA dredging days 1999, Amsterdam, 18.-19. November 1999.*

In 27 % der Häfen an der Küste von England und Wales werden hydrodynamische Baggerverfahren eingesetzt. Durch hydrodynamische Verfahren werden jeweils nur relativ geringe Mengen Sediment bewegt. Die Baggermengen liegen zwischen < 5.000 und 60.000 Tonnen Nassgewicht pro Jahr. Das Wasserinjektionsverfahren wird sogar nur in 10 % der untersuchten Häfen (n=250) verwendet.

Hydrodynamische Baggerverfahren gelten allgemein als kostengünstig. In vielen kleinen Häfen ist eine Erhaltung der Wassertiefe aus Kostengründen nur durch Verwendung hydrodynamischer Verfahren möglich.

Die Produktivität hydrodynamischer Baggerverfahren nimmt mit steigender Korngröße der Sedimente ab.

Es ist mit verschiedenen physikalischen und chemischen Effekten zu rechnen. Dazu zählen u.a.:

- Verschüttung benthischer Habitate
- Anstieg der Schwebstoffkonzentration und Sedimentationsrate in Randbereichen, die möglicherweise eine erhöhte Empfindlichkeit aufweisen
- Transport und Sedimentation von schadstoffbelasteten Sedimenten in weniger belasteten Gewässerabschnitten
- Schadstofffreisetzungen
- Anstieg der Bioverfügbarkeit von Schadstoffen aufgrund von Sediment-suspendierungen.

Zur Einschätzung der Umweltauswirkungen von hydrodynamischen Verfahren ist eine standortspezifische Bewertung erforderlich. Die Empfindlichkeit des Systems, die Menge und Zusammensetzung der Sedimente, insbesondere ihre chemische Belastung, sowie die hydrodynamischen Randbedingungen sind in diesem Zusammenhang von wesentlicher Bedeutung. Es mangelt im allgemeinen an Kenntnissen zum Sedimenttransport.

Sundby, B., Anderson, L. G., Hall, P. O. J., Iverfeldt, A., Rutgers van der Loeff, M. M. und Westerlund, S. F. G. 1986. The effect of oxygen on release and uptake of cobalt, manganese, iron and phosphate at the sediment-water interface. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 50: 1281-

1288.

Experimente mit Sedimenten des Gullmarshfjorden (Schweden) ergaben, dass die Metall- und Nährstofffreisetzung aus Sedimenten entscheidend von den Sauerstoffverhältnissen abhängen. Unter anaeroben Bedingungen werden Co, Mn, Fe und Phosphat freigesetzt, unter aeroben Bedingungen hingegen nicht. Beim Übergang von aeroben zu anaeroben Bedingungen gehen die gelösten Konzentrationen mit einer Halbwertszeit von 3-5 Tagen wieder zurück.

Umweltbundesamt. 1997. Human- und ökotoxikologische Bewertung von Markierungsmitteln in Gewässern. Grundwasser 2: 61-64.

van der Veer, H. W., Bergman, M. J. N. und Beukema, J. J. 1985. Dredging activities in the Dutch Wadden Sea: Effects on macrobenthic infauna. *Neth. J. Sea Research* 19/2: 183-190.

Es wurden die Auswirkungen von Baggerungen ($150.000-1.000.000 \text{ m}^3$) im holländischen Wattenmeer auf das Makrozoobenthos untersucht.

In tideüberfluteten Flachwasserbereichen hatten die Baggerungen lange andauernde Auswirkungen. Die Auffüllraten waren sehr gering. Die Sedimentzusammensetzung veränderte sich drastisch. Benthosorganismen waren während der Wiederauffüllung über einen Zeitraum von über 15 Jahren kaum noch nachzuweisen.

In tieferen Zonen dagegen erfolgte die Wiederherstellung der Oberflächenstruktur und die Besiedlung mit Benthosorganismen schneller. Es wird davon ausgegangen, daß sich in Gebieten mit hohen Strömungsgeschwindigkeiten die Ausgangssituation innerhalb von 1-3 Jahren wieder einstellt.

Van Raalte, G. H. und Bray, R. N. 1999. Hydrodynamic dredging: principles, effects and methods, S. 129-137. *In: Dredging challenged. Proceedings of the CEDA dredging days 1999, Amsterdam, 18.-19. November 1999.*

Bei hydrodynamischen Baggerverfahren wird das Sediment der Gewässersohle in (Re)suspension gebracht. Der Transport des Sedimentmaterials erfolgt aufgrund von natürlichen, hydrodynamischen Prozessen. Zu den hydrodynamischen Baggerverfahren zählt u.a. das Wasserinjektionsbaggern durch Aufwirbeln der Sedimente und Erzeugen einer Dichteströmung.

Hydrodynamisches Baggerns kann in 3 Grundtypen unterteilt werden :

- Aufwirbeln der Sedimente durch Wasserinjektion und Erzeugung einer Dichteströmung
- Hydraulisches oder mechanisches Aufharken der Sedimente und Transport der erodierten Sedimente mit der Strömung
- Förderung des Sedimentmaterials und Einbringung in das Oberflächenwasser im Nahfeld.

Der Transport der suspendierten Sedimentpartikel hängt vor allem von ihren Transporteigenschaften ab. Leichtere, kleinere Partikel zeigen in der Regel geringere Sinkgeschwindigkeiten als größere Partikel. In einigen Fällen kann sich aus den Sedimentpartikeln und dem Sedimentwasser ein dichtes *fluid* bilden, eine homogene Mischung, die über lange Zeiträume in Suspension bleibt.

Durch hydrodynamische Baggerverfahren werden vor allem granuläre Sedimente, mit einem Korndurchmesser von weniger als $63 \mu\text{m}$, aber auch gröberes Material bewegt. Die Sedimentcharakteristika variieren enorm. Die Feinkornfraktion beinhaltet z.B. Sand, Ton, Mineralien und organische Partikel.

Anwendbarkeit: Das Sedimentmaterial muss im Wasserkörper transportierbar sein. Die Strömung des Wasserkörpers muss geeignet sein.

Vorteile des Verfahrens:

- kostengünstig
- einfache Methodik
- Minimierung der Umweltauswirkungen

Limitierungen:

- unkontrollierte Sedimentation
- Schadstofffreisetzungen aus belasteten Sedimenten
- Beeinträchtigung des Nährstoff- und Sauerstoffhaushaltes
- Anreicherung der Grobkornfraktion an der Gewässersohle im Bereich der Baggerstelle, Rückgang natürlicher Erosionsprozesse
- erfordert eine schwierige und aufwendige Messtechnik.

Verweij, J. F. und Winterwerp, J. C. 1999. Environmental impact of water injection dredging, S. 175-189. *In: Dredging challenged. Proceedings of the CEDA dredging days 1999, Amsterdam, 18.-19. November 1999.*

Beim Wasserinjektionsbaggern sind im Nahbereich, mittleren Bereich und Fernbereich Effekte möglich. Beim Wasserinjektionsverfahren wird ein großes Wasservolumen (ca. 12000 m³/h) unter relativ geringem Druck (ca. 1 bar) in die Gewässersohle gepumpt. Das Wasser dringt in das Sediment ein und fluidisiert es. Im Nahbereich entsteht ein Wasser-Sediment-Gemisch. Das Sediment wird in Form einer Dichteströmung abtransportiert (Effekte im mittleren Bereich). Die Transportstrecke hängt von der Sedimentbeschaffenheit, den hydrodynamischen Bedingungen und der Bathymetrie der Baggerstelle ab (Effekte im Fernbereich).

1996 wurde ein mathematisches Modell zur Simulation des Transportes einer schlickigen Dichteströmung entwickelt. Unter Verwendung dieses Modells wurde gezeigt, dass die Feststoffkonzentration der Dichteströmung nach Wasserinjektion im Burnham Yacht Harbour im Crouch/England deutlich geringer ist als die natürliche Hintergrundtrübung. Es wird davon ausgegangen, dass im Crouch bei dem Injektionsversuch eine Schwebstoffkonzentration von maximal 100 mg/l auftrat.

Das Sediment wurde außerdem mit einem fluoreszierenden Tracer markiert. Nachfolgend konnten lediglich 6 % des Tracers wieder detektiert werden. Es wird davon ausgegangen, dass der Hauptteil des Tracermaterials in Gewässerabschnitte außerhalb des Untersuchungsbereiches transportiert wurde.

In 1993 wurden außerdem im Haringvliet-Ästuar/Niederlande die Effekte im Nahbereich und im mittleren Bereich beim Wasserinjektionsbaggern untersucht. Bei diesen Versuchen wurden 120.000 m³ belastetes Sediment bewegt. Die Transportgeschwindigkeit der Dichteströmung lag bei 0,3-1 m/s. Sie hatte eine Schichtdicke von 0,4-1 m.

Im Arbeitsbereich des Baggers wurde ein Anstieg der Trübung auf Werte von durchschnittlich 500 mg/l in einer Wassertiefe von 1,5 m über dem Grund festgestellt. Im entfernten Bereich trat im Wasserkörper kein Anstieg der Trübung auf. Es wurde eine Transportstrecke von ca. 2 km erreicht.

Volbeda, J. H. und Athmer, J. B. E. M. 1993. Environmental dredging techniques – How to dredge contaminated soils, 14 S. *In: Geotechnics and the environment. The Hong Kong Institute of Engineers Annual Seminar 1993.*

Bei der Baggerung kontaminierter Sedimente ist mit Schadstofffreisetzungen zu rechnen. Die Landbehandlung belasteter Sedimente ist teuer und weist in der Regel nur eine begrenzte Kapazität auf.

Es wird ein Überblick über verschiedene Baggertechniken gegeben, die eine relativ hohe Umweltverträglichkeit aufweisen. Das Wasserinjektionsverfahren ist ein kostengünstiges Verfahren, welches sich im allgemeinen durch eine hohe Umweltverträglichkeit auszeichnet.

Werner, G. und Hoffmann, R. 1996. Umgelagerte Baggergutmengen und durchgeführte Peilungen, S. 47-59. *In:* Netzband et al. (Hrsg.), Umlagerung von Baggergut aus dem Hamburger Hafen in der Tideelbe. Ergebnisse aus dem Baggergutuntersuchungsprogramm, Heft 7. Wirtschaftsbehörde der Freien und Hansestadt Hamburg, Strom- und Hafenbau. 93 S.

Im Rahmen von Großversuchen wurden in der Elbe unterhalb des Hamburger Hafens in den Winterhalbjahren 1994/1995 und 1995/1996 rund 705.000 m³ bzw. 541.000 m³ Baggergut umgelagert. Das umgelagerte Baggergut stammte aus dem nordwestlichen Hafenbereich und der Außeneste, beides Bereiche mit hohen Sedimentationsraten und einer insgesamt relativ niedrigen Schadstoffbelastung.

Während des gesamten Zeitraumes von Herbst 1994 bis Sommer 1996 wurde die Unterelbe insbesondere im Bereich der Einbringungsstellen durch häufiges Peilen der Gewässersohle auf morphologische Veränderungen hin untersucht. Für eine flächenhafte Aufnahme der Einbringgebiete wurde das Flächenlotsystem ATLAS-BOMASWEEP eingesetzt. Damit war eine Erfassung der Gewässersohle mit einer Punktdichte von etwa 2,5 m in Fahrtrichtung und 1 m quer zur Fahrtrichtung des Peilschiffes möglich.

Die Peildaten zeigten, dass die Stromelbe unterhalb des Hamburger Hafens im Bereich der Einbringungsstelle durch eine ausgeprägte Riffelstruktur gekennzeichnet ist. Diese Strukturen verändern sich ständig unter dem Einfluss der tidebedingt wechselnden Strömungsverhältnisse. In der tiefen Elbrinne sind kurzfristig natürlich wechselnde Sedimentations- und Erosionsbeträge zu beobachten. Die Umsatzhöhen können allein als Folge der Tidedynamik die Fahrwassersohle im Verlauf von 1 bis 2 Jahren um mittlere Beträge von 0,6 m verändern. An einzelnen Stellen kann dieser Betrag deutlich höher liegen. In den Riffelstrecken finden wesentlich schneller noch größere Sedimentbewegungen statt: Eine Sohlschicht von ca. 2 m Mächtigkeit ist in jeder Tide in Bewegung. An den Böschungen des Flussbettes können die Umsatzhöhen im Verlauf einiger Jahre sogar Werte über 2 m erreichen.

Die Riffelstruktur der Stromelbe wurde im untersuchten Elbabschnitt durch die eingebrachten Baggergutmengen nur unwesentlich beeinflusst. Der durch die Baggergutumlagerungen vorgenommene Bodeneintrag konnte den natürlichen Bodenabtrag nicht ausgleichen.

Witte, G., Land, J. und Kirby, R. 1998a. Untersuchungen zur Sediment- und Schwebstoffausbreitung sowie der Wasserqualität bei Wasserinjektionsbaggerung im Köhlfleet. Kurzzeitausbreitung. Gutachten, im Auftrag der Wirtschaftsbehörde der Freien und Hansestadt Hamburg, Strom- und Hafenbau. 64 S.

Die wesentlichen Ergebnisse der Untersuchungen wurden im Hauptteil dieses Berichtes zusammengefasst (siehe Kapitel 6.3.1).

Witte, G., Kühl, H. und Schymura, G. 1998b. Untersuchungen zur Sediment- und Schwebstoffausbreitung sowie der Wasserqualität bei Wasserinjektionsbaggerung im Köhlfleet. Sedimentbeschaffenheit. Gutachten, im Auftrag der Wirtschaftsbehörde der Freien und Hansestadt Hamburg, Strom- und Hafenbau. 39 S.

Die wesentlichen Ergebnisse der Untersuchungen wurden im Hauptteil dieses Berichtes zusammengefasst (siehe Kapitel 6.3.2).

Witte, G., Edelkraut, F., Petersen, W. und Blöcker, G. 1998c. Untersuchungen zur Sediment- und Schwebstoffausbreitung sowie der Wasserqualität bei Wasserinjektionsbaggerung im Köhlfleet. Sauerstoff- und Nährstoffhaushalt. Gutachten, im Auftrag der Wirtschaftsbehörde der Freien und Hansestadt Hamburg, Strom- und Hafenbau. 32 S.

Die wesentlichen Ergebnisse der Untersuchungen wurden im Hauptteil dieses Berichtes zusammengefasst (siehe Kapitel 6.3.3).

Woltering, S. 1996. Einsatz eines Wasserinjektionsgerätes zur Hafenunterhaltung. HANSA 133 (12): 62-66.

Etwa 30 Jahre lang war in Bremerhaven fast täglich die Schlickegge im Einsatz. Seit 1994 wird das Wasserinjektionsgerät "Hol Deep" eingesetzt.

Mit der in Bremerhaven angewendeten Methode der Wasserinjektion wird der Schlick nicht aufgewirbelt, sondern die Schlickbildung verhindert, indem die Schwebstoffe in der Schwebe gehalten werden. Das Wasserinjektionsgerät wird in einem Tiefenbereich über der nautischen Sohle eingesetzt, wenn durch Konsolidierung des Wasser-Feststoff-Gemisches oberhalb der Gewässersohle Dichten größer 1,2-1,3 t/m erreicht werden. Die Sedimentation und Konsolidierung von Feststoffmaterial werden präventiv reduziert. Es wird kein Material aus der Gewässersohle gelöst und abtransportiert und damit keine Baggerung konsolidierter Sedimente vorgenommen.

In den weseniseitigen Vorhäfen der Hafengruppe Bremerhaven wurden vor und nach Einsatz eines Wasserinjektionsgerätes Schlickdichte- und Schlickfeuchtemessungen durchgeführt. Messwertvergleiche aus den Vorhäfen in den letzten 2 Jahren zeigen, dass keine signifikante Veränderung der Sohle der Hafenbecken durch Einsatz des Wasserinjektionsgerätes festgestellt werden können.

Das Wasserinjektionsverfahren hat sich als äußerst wirkungsvoll erwiesen. Auf Eggungen oder Unterhaltungsbaggerungen kann in den weseniseitigen Vorhäfen von Bremerhaven seitdem weitgehend verzichtet werden.

9 English Summary of the Report

Results of a Literature Review and of Measurements in the Port of Hamburg and the Elbe Estuary

9.1 Introduction

Hamburg harbour is situated about 100 km from the North Sea at the upper end of the tidally influenced Elbe River. Solids are being transported from upstream as well as from downstream with the tide from the North Sea and lead to more or less heavy siltation. Each year about 2 Mio. m³ of sediments have to be dredged in order to secure water depths for vessel traffic in the harbour.

Relocation of dredged material is possible if the contamination of dredged material is below given environmental standards and is not restricted by environmental windows. About 400.000 m³ are dredged annually by water injection dredging (WID). This is an especially interesting technology for a harbour administration because of its low costs. No transport of dredged material with ships or barges is necessary. Therefore, a quick and flexible operation is possible. The technology finds its limitations in local morphologic and hydrodynamic conditions. Nevertheless, it can be applied almost everywhere.

Various international investigations are concerned with the efficacy and ecological effects of WID in tidal waters. The report contains the summary of a literature study on this, and also the results of investigations carried out in Hamburg and in the Elbe Estuary at the Rhinplatte.

9.2 Process description

During water injection dredging, sediments are suspended by jetting water into the water bottom (Figure 1). A pipe with water nozzles arranged at small separations perpendicular to the direction of the motion is brought over the sediment at a small distance from the bottom. A large volume of water is injected into the sediment under low pressure.

Thus, on the water bottom a water-sediment mixture is generated with fluid properties and an extremely low viscosity. The thickness of this layer may vary between one and three meters. Since this water-sediment mixture has a substantially higher density than its surrounding water a density or turbidity current is created which carries the mixture away.

The natural transportation of the fluidised layer may be influenced by a large number of parameters. Important determining factors are the composition and density of the mobilised sediment, and the local morphological and hydrological conditions. The sediment layer remobilized by water injection can spread against a tidal current and sometimes moves over sandbars. The suspended sediment layer can flow into deeper areas of water and can there be deposited again, or is guided into regions of high flow-rate and turbulence, in which further transport occurs.

With this the sediment is returned to the natural solids regime which in tidal waters is characterised by strong dynamics, i.e. deposition and resuspension of sediments and in part high natural concentration of suspended matter. Control over the sediment is given up, the sediment is subject to natural processes again. This means that exact knowledge of the local circumstances is necessary not to gain unwanted sedimentation at other places.



Figure 1: Principle of Water Injection Dredging (from www.hamdredging.com)

9.3 Results of a literature review

Water injection dredging is a well established technology. The technique was tested nearly all over the world. The investigations started in the middle of the eighties, especially in the Netherlands. These examinations focused on the productivity of the process, transport mechanisms and environmental effects. Since 1987, WID has been used regularly in Europe. Also in Germany diverse investigations were undertaken. In the United States studies of WID started in 1992, WID was intensively investigated in the Mississippi river.

9.3.1 Sediment transport

The water injection process is generally described as a very effective technique that has shown itself to be extremely effective in tidal harbours especially for fine-grained silty sediments. Although the efficiency is reduced than, sandy sediments, too, can be removed successfully by WID.

Most investigations show that the sediment material was hardly mixed into the upper water volume, and sediment transport was predominantly close to the bottom. The density currents produced generally spread in the lowest 1-3 metres above the bottom. The solids concentrations of the density current close to the bottom may be up to 100 g/l.

The mixing of the suspended sediments in the vertical profile of the water depends substantially on the composition of the sediment and flow velocity in the local area. Fine-grained particles are more easily mixed into the water column than sandy sediment material, especially at high flow velocity. Thus in tidal waters under certain conditions mixing of suspended sediments into the water volume may occur. But enhanced concentrations of suspended material have been observed only for short periods and distances. The mixed-in quantities of sediment are as a rule small compared with the natural sediment transport.

Sediment transport, as well as transport direction, velocity and achievable distance, are governed by natural conditions. The important influencing factors are sediment type (composition, density) and depths, morphology, and natural currents in the wider area of the dredging operations. Consequently, quite

different transport distances from a few meters to a few kilometres are documented. As a rule, silty sediments are transported over relatively large distances. With sandy sediments, the natural transport is substantially shorter. To achieve larger distances the dredging operation may have to be repeated.

In addition, the technical factors during execution of the work are very important, especially for removal of sandy or consolidated sediments. Efficiency of WID depends substantially on the characteristics of the working vessel itself and the working method. These determining factors are the nozzles diameter, the exit velocity of the water from the jet, jet penetration, the forward movement of the jet pipe, and the average distance between the jet nozzle and the surface of the sediment. At only one jet propulsion speed the maximum level of loosened material may be achieved.

Existing currents in and around the dredging area and along the envisaged route of the density current may also play a role. Tidal currents or other density currents such as salinity gradients can take advantage for sediment transport. Water discharge has been observed to enhance efficiency, too. Also the rate of sediment removal is generally increased, if suspended sediments can flow with a natural gradient into deeper regions of water. Since a real control of the sediment is absent practically all of the time, particularly in tidal waters, it is possible to get a reverse transport of the dredged sedimentary material. In addition, an increased sedimentation may be occur.

Further sediment transport in the local and remote areas was studied by use of tracers. In Scotland tracer-studies were accomplished over a period of up to a year. Tracer-studies show that sediments remobilised by water injection dredging are strongly dispersed in tidal waters. No significantly enhanced sedimentation was observed. Altogether, the detectable rate of tracer material was low.

The sediment composition of the bottom can be changed by WID operations. The sand component increases as a result of carry-off of fine-grains with the flow. Hence 'normal' dredging operations must possibly be undertaken after repeated use of the water injection system.

9.3.2 Water quality and biological communities

There are no data in the literature which provide indications of a lasting impairment of water quality as a result of injection dredging in tidal waters. It is only in the immediate working area of the dredger and only over short periods, if at all, that an increased level of suspended particulate matter and a reduced oxygen content were observed. Because of the biological oxygen consumption, in the long term and over large distances it is not possible to exclude that there will be an impairment of the oxygen concentration, especially during the warm season. This applies to some extent for all relocated or otherwise moved sediments.

In sediment movements release of harmful substances is possible. Especially in the suspension of anoxic silty sediments there may be in part a release of metals and harmful organic substances with the result of ecotoxicological effects. There are only few research results on this.

Information on the effects on the aquatic biological communities is rare. It refers above all to the effect on the benthic fauna in the area of dredging. In the measurements, water injection dredging always impaired benthic fauna. In any case of investigation a decline of individual density, species number or biomass were observed. Recolonization of disturbed areas is possible. But quite different times of recolonization, depending on the structure of benthic fauna in the local and remote areas, from a few weeks to a lot of years are observed.

Stirring up sediments may lead, among other things, to a deterioration of the light conditions and thus have an effect on fish. The fish fauna of tidal waters is adapted to enhanced solids concentration and reduced oxygen level in a special manner. Yet impairment of fish may appear particularly during spawning and development of eggs and larvae. Fish eggs and larvae react very sensitive to changed environmental conditions. In contrast to adults, fish eggs and larvae cannot avoid unfavourable zones actively. This is not specific for WID, but applies to any dredging activity.

9.4 Application in Hamburg

In Hamburg an extensive research on the use of WID was undertaken with the aim to obtain special information about the above said.



Figure 2: Monitoring area for water injection dredging in Hamburg harbour.

9.4.1 Removal of harbour Sediments

From 3^d to 14th of November 1997, WID was investigated in a harbour basin (Figure 2). To determine the sediment transport routes, an optical multirange silt-meter was used for the bottom region and an ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler) device for the distribution in the water volume above.

9.4.2 Results

At the time of investigations, the bottom of the harbour basin was characterised by an unusual high rate of sandy material. The measurements in the harbour basin itself still showed a remobilized layer of about 1-2 m thickness with a substantially higher density as that of the surrounding water. The solids concentrations were up to about 100 g/l in the inner free-flowing region of the layer. Only immediately behind the water injector it was possible to detect trails of enhanced solids concentration of about 100 m length in the main water column, and these rapidly dispersed and did not mix into the water column more than across the width of the injection pipe. Slight upstream flows and thus slightly higher solids

concentrations resulted from gas bubbles from injection water and whirled-up sediment.

ADCP measurements on the passage of large ships or harbour ferries showed significantly higher and more widely distributed concentrations of suspended material than with use of the injection device.

A tracer was added to the injection water over a short length, so as to be able to detect the range of influence of the injection water in the water volume. It was found that the injection water is very effectively injected into the sediment and there is only a slight entrainment into the water column above it.

On 4 days of measurement the effects on the oxygen and nutrient balance of the harbour basin were investigated. It was shown that relatively little chemically and biologically oxygen consuming substances were extracted from the sediment layer. In the water near to the surface a reduction of the oxygen concentration of at most 2 mg/l was found. Enhanced oxygen consumption was only observed in the immediate working area of the dredger. All measured effects were short-lived and could not be detected after a maximum of one tidal cycle. Release of both substances which consume oxygen rapidly and slowly consuming substances such as ammonia could be documented only in slight quantities. Altogether the effects on the water quality were low.

9.5 Levelling of Sand Waves and Dunes

The WID technique has been tested on a dune field in the Elbe River, too. The purpose was to level the crest areas of the dunes to below KN -15 m³, so as to maintain the required water depth. The question which arises is how long regeneration time for dune peaks will be. Attention has to be paid to the fact that by this process sediment remains in the waterway, partially in the immediate vicinity such as the next trough between the dune crests.

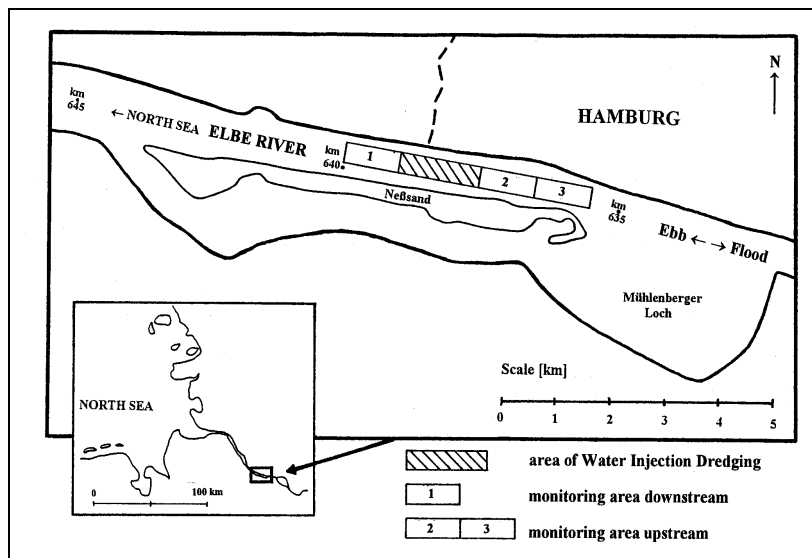


Figure 3: Monitoring area for Water Injection Dredging Test on a dune field near Hamburg.

9.5.1 Test area and evaluation method

Investigations on WID has been carried out in the Elbe fairway on the stretch of km 637.5 to km 639 from July 6 to 22, 1998 (Figure 3). To check impacts of these

³ KN = normal zero - 1.4 m

activities in the direct vicinity, a 1 km long monitoring area downstream (area 1) and two 2 km long monitoring areas upstream (areas 2 and 3) were taken into consideration. Immediately before and after WID, echo soundings have been carried out to quantify the direct changes, followed by echo soundings 4 weeks, 8 weeks and 4 months later in order to check further developments. The data were evaluated by analysing the development of dune crests, dune troughs and to calculate the proportion of sediment volume which has been relocated.

9.5.2 Results

WID can successfully be used for levelling dunes in sandy stretches of rivers. In the Elbe River near Hamburg, WID caused reduction of dune peaks in both the dredging area and a far-reaching area upstream of the dredging activities.

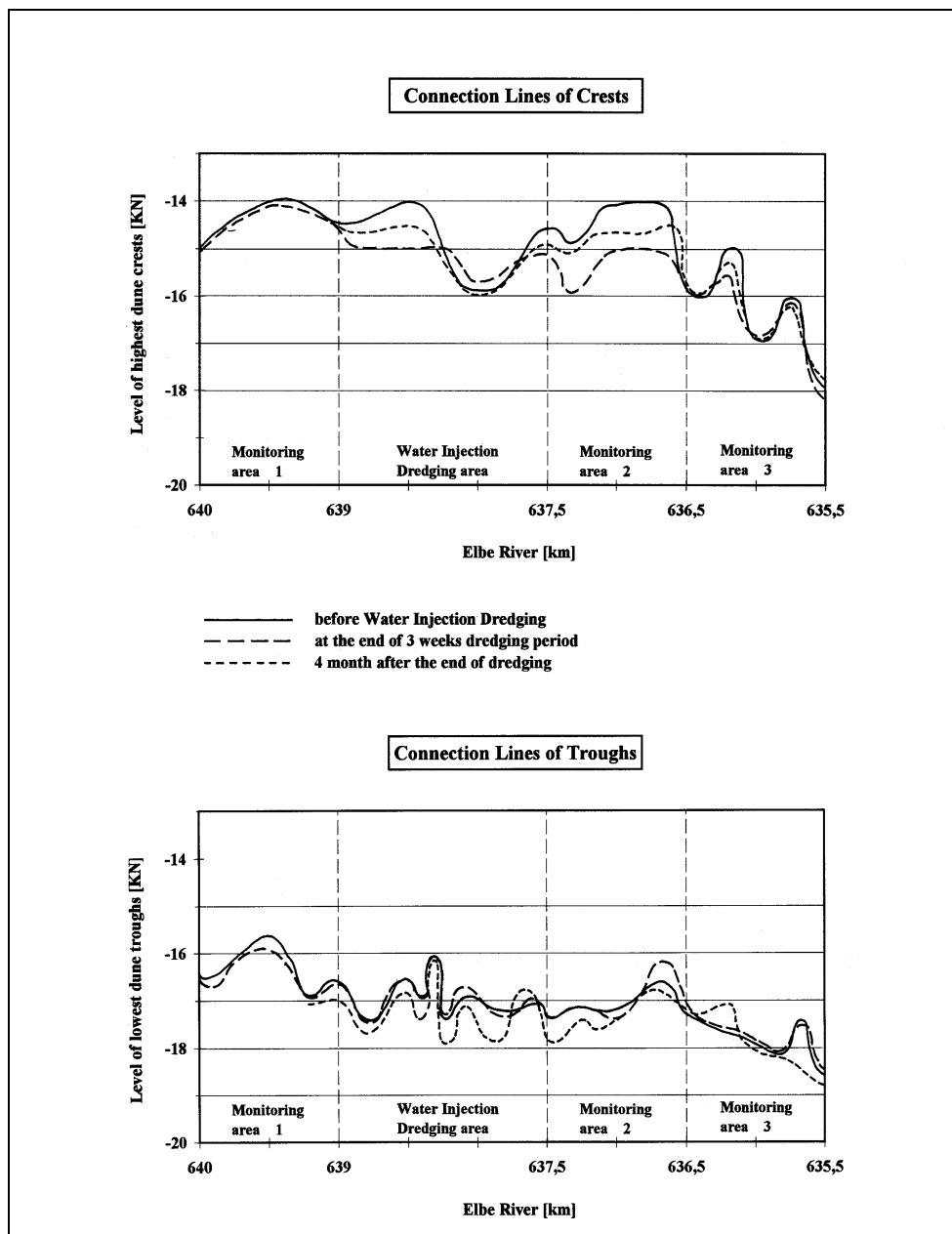


Figure 4: Connection lines of dune crests (above) and troughs (below) before and after WID.

The lines in figure 4 indicate the connection lines of the highest crests respectively the lowest troughs in the four different sections. It can be seen that in the dredged section of 1.5 km length the dune crests have been reduced by up to 1 m.

The favourable circumstance of a naturally deeper river bed in area 3 led to a “free of charge” erosion in area 2, the section in between. Dune crests have been reduced by up to 1 m in this section just by the natural hydrodynamic forces.

It also should be considered to be a success that no disadvantageous material relocation took place within the total 4.5 km long stretch, and even four months after the end of WID the dune crests were still 0.5 m below the level at the beginning of the work.

Due to a lack of data information on influences outside the monitoring area are not available. However, it can be assumed that about 100.000 m³ eroded in the 4.5 km monitored area have been moved towards Hamburg due to low river flow in the Elbe River and thereby always upstream sediment transport occurred.

Under the boundary conditions of the stated section of the Elbe River, the low to average river flow and the task of removing shoals due to dune crests rapidly and cost effectively, the measure carried out was a clear success.

9.6 Application in the Elbe Estuary (Rhinplatte)

In the Elbe estuary seaward of km 638.9, the federal Waterways and Shipping Authority is responsible for operation and maintenance of the navigation channel. The maintenance situation has changed during the last decades such that on the one hand the total volume of dredged material increased from approximately 5 Mio m³/a between 1980 and 1984 to 10 Mio. m³/a between 1990 and 1994. Furthermore a concentration of deposited material was observed at two locations Rhinplatte and Twielenfleth. In this report the situation at the Rhinplatte, about 50 km downstream of Hamburg harbour, is discussed.

Silt and fine sand are predominant at Rhinplatte. During the last decades only hopper dredgers have been used for dredging. Water depths of 13.5 m below chart datum have to be maintained for shipping. In the course of deepening the Elbe river, the depth at Rhinplatte is now 14.5 m below chart datum.

Due to long-term changes in the crucial maintenance locations, new ideas are required in the maintenance strategy to reduce costs. One of the ideas is to use the advantages of water injection dredging under strong tidal currents. The Federal Waterways Engineering and Research Institute recommended the use of water injection dredging in this site based on a strategy, with the following key aspects:

- Seasonal component: In the winter and spring time, when high freshwater discharges are to be expected, the WID technique will dissolve locally deposited material. Due to the tidal currents the sediment will be distributed in high concentrated suspensions all over the region so that the nautical depth will be guaranteed. In times of high river discharge the deposited material will be carried away from the dredging site naturally (as it is observed in that region generally every year).
- Operational component: WID has the advantage that at smaller sedimentation zones the deposited material can be fluidised immediately. However, over the time large areas with minor depths usually will grow up where unfavourably sorted material prevails. In this case a hopper should be used because it is more efficient than the WID technique.

In order to access the feasibility of this concept, a field program was undertaken in October 1999, where WID was applied for a 11-days period in the Rhinplatte area (Figure 5). One goal was to study the economical efficiency of WID at Rhinplatte. Furthermore, the physical changes that take place before, during, and after WID operation were of great interest.

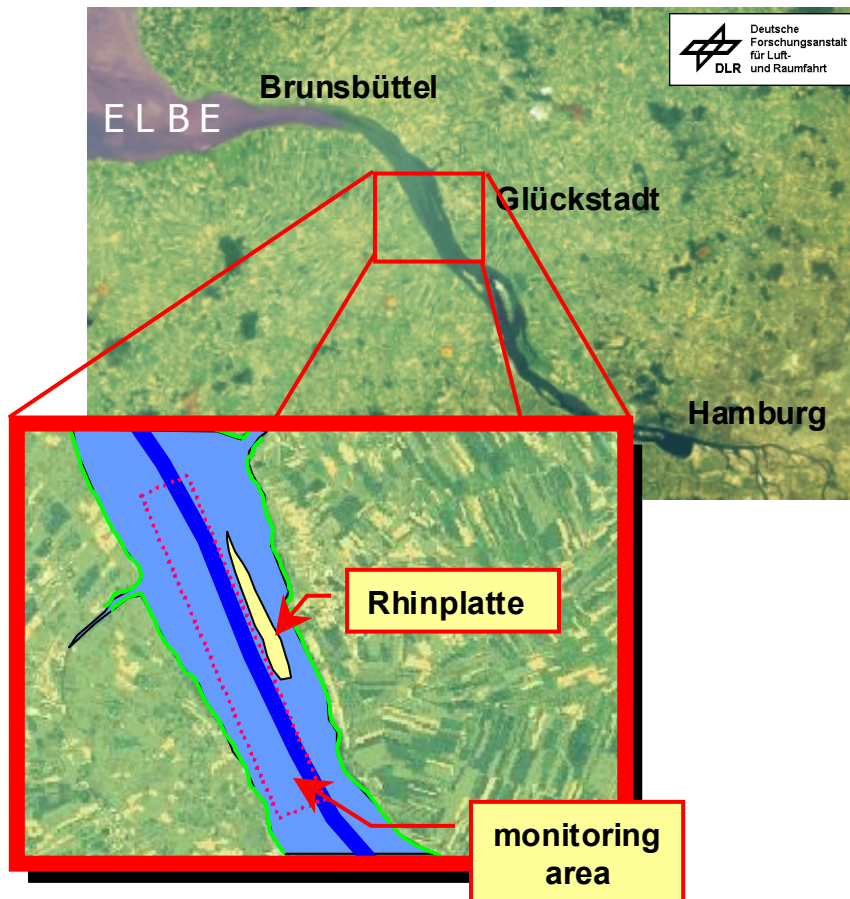


Figure 5: Monitoring area for Water Injection Dredging Test in the Elbe Estuary (Rhinplatte) with monitoring area

A monitoring program was designed to answer question on dredging performance, suspended sediment concentrations in the water column, sediment transport distance, and so on. The monitoring was carried out before, during, and after the WID operation:

- The bathymetry was done with a multi-beam echo sounder
- A sediment echo sounder was applied to detect sediment layers, the structure of sediment layers and the morphology of the sea bottom
- The allocation of different sediment characteristics at the bottom was observed with QTC-View, a digital seabed classification system
- Water column samples, grab samples and sediment cores and measurements of hydraulic conditions (e.g. currents, temperature, salinity, turbidity) gave an overview of the actual hydrologic situation

Due to unlucky circumstances no sediments typical for this area have been found during the period of investigation. The sediments being found at that time were much coarser than normal. Therefore the conditions for applying the WID technique were highly unfavourable. Nevertheless the WID operation was completely successful. Results of the measurements and conclusions are reported.

9.7 Conclusions

Water Injection Dredging (WID) is an attractive technology for maintenance of ports and water ways. Advantages of the WID technology are the fast availability its flexible use, and the low costs. The technique can be used for dredging silty, fine-grained material in harbour basins as well as for levelling of dunes and waves in sandy stretches of rivers, in order to reduce dune crests within very short time. Nevertheless, the application is limited to particular areas. The local circumstances have to be known well, and during operation special skills are necessary to optimise the efficiency and to reduce negative impacts.

In general, the environmental impacts are low. Even though transport paths of the remobilized sediment are sometimes short and reverse transport is possible, low costs and quick respond in solving maintenance problems are major aspects for a harbour administration to make use of this technique.

Bisher sind erschienen:

Ergebnisse aus dem Baggergutuntersuchungsprogramm

- 1 Strom- und Hafenbau. Fachseminar Baggergut. 1984. 403 Seiten.
- 2 Tent, L.; Wild, S.: Sedimentuntersuchungen im Hamburger Hafen - Schwermetalle. 1986. 37 Seiten und Anlagen.
- 3 Franke, S.; Wild, S.: Sedimentuntersuchungen im Hamburger Hafen - Organische Schadstoffe. 1988. 62 Seiten und Anlagen.
- 4 Gröngröft, A.; Miehlich, G.: Grundwassergefährdung durch Hafenschlick-Spülfelder im Raum Hamburg-Moorburg. 1989. 112 Seiten.
- 5 Netzband, A.: Reinigung von Spülfeldablaufwässern - Nitrifikationsanlage Francop. Abschlußbericht an das Umweltbundesamt. 1991. 112 Seiten.
- 6 Maaß, V.; Schmidt, C.; Lüscho, R.; Leitz, T.: Sedimentuntersuchungen im Hamburger Hafen 1994/95. 1997. 148 Seiten und Anlagen.
- 7 Netzband, A.; Christiansen, H.; Maaß, B.; Meyer-Nehls, R.; Werner, G.: Umlagerung von Baggergut aus dem Hamburger Hafen in der Tideelbe - Zusammenfassung der Ergebnisse der Untersuchungen in den Jahren 1994 bis 1996. 1996. 93 Seiten.

Berichte aus dem Baggergutuntersuchungsprogramm

Meyer-Nehls, R.: Auswirkungen der Umlagerung von Baggergut aus dem Hamburger Hafen auf den Sauerstoffhaushalt der Tideelbe – Literaturstudie. Hamburg, 1996.

Meyer-Nehls, R.: Auswirkungen der Umlagerung von Baggergut aus dem Hamburger Hafen auf die Biozönose der Tideelbe – Literaturstudie. Hamburg, 1997.

Rudolph, D.: Capping – eine Form der subaquatischen Unterbringung von Baggergut – Literaturstudie. Hamburg, 1999.