

**Umweltforschungsplan  
des Bundesministeriums für Umwelt,  
Naturschutz und Reaktorsicherheit**

**Umwelt und Gesundheit**

**Förderkennzeichen (UFOPLAN) 200 61 218/06**

**Umweltassoziierte Gesundheitsstörungen durch Baden in freien Gewässern**

**von**

**Prof. Dr. Christiane Höller<sup>1</sup> und Dr. Ernst-August Heinemeyer<sup>2</sup>**

**<sup>1</sup>Institut für Umwelttoxikologie, Umweltmedizin und Hygiene  
der Christian-Albrechts-Universität Kiel**

**<sup>2</sup>Niedersächsisches Landesgesundheitsamt, Außenstelle Aurich**

**IM AUFTRAG  
DES UMWELTBUNDESAMTES**

**November 2004**

## Inhaltsverzeichnis

1.	Einleitung .....	8
2.	Material und Methoden .....	15
2.1.	Untersuchungsgebiete.....	15
2.1.1	Eckernförder Bucht, Ostsee.....	15
2.1.2	Lübecker Bucht, Ostsee.....	16
2.1.3	Neuharlingersiel, Nordsee .....	17
2.2	Probenahme und Transport.....	19
2.3	Mikrobiologische Untersuchungsmethoden.....	20
2.3.1	Nachweis der Fäkalindikatoren .....	20
2.3.2	Voranzucht und Nachweis von nickelresistenten <i>E. coli</i> .....	20
2.4	Allgemeine physikalisch-chemische Untersuchungen .....	21
2.5	Chemische Tracer-Untersuchungen .....	21
2.6	Überflugbilder .....	22
2.7	Strömungsmessungen .....	24
2.8	Versuche an der Eckernförder Bucht .....	26
2.8.1	Untersuchungen während der Badesaison 2001 .....	27
2.8.2	Untersuchung in der Badesaison 2002 .....	28
2.8.3	Tracer-Untersuchungen .....	28
2.9	Untersuchungen in der Lübecker Bucht, Ostsee .....	32
2.10	Untersuchungen in Neuharlingersiel, Nordsee.....	32
2.10.1	Untersuchung der Verfrachtung von Sielwasser .....	32
2.10.2	Untersuchung der Verfrachtung von nickelresistenten <i>E. coli</i> .....	33
2.10.3	Untersuchung der Verdriftung von nickelresistenten <i>E. coli</i> aus dem Bereich Spiekeroog .....	34
2.10.4	Untersuchung der Verdriftung von Sielwasser durch Anfärbung mit Uranin .....	34
3.	Ergebnisse.....	35
3.1	Untersuchungen in der Eckernförder Bucht.....	35
3.1.1	Ergebnisse der Untersuchungen im Juni 2001 .....	35

3.1.2	Ergebnisse der Untersuchungen im Juli 2001 .....	40
3.1.3	Ergebnisse der Untersuchungen im August 2001 .....	44
3.1.4	Untersuchungen im August 2002 .....	49
3.1.5	Ergebnisse der Strömungsmessungen .....	54
3.1.6	Ergebnisse der Tracer-Versuche September 2001.....	60
3.1.7	Ergebnisse der Tracer-Versuche April 2002 .....	66
3.2	Untersuchungen in der Lübecker Bucht .....	72
3.3	Untersuchungen an der Nordseeküste .....	74
3.3.1	Untersuchungen der Verfrachtung von Sielwasser .....	74
3.3.2	Untersuchungen der Verfrachtung von Sielwasser mit Hilfe von $Ni_{res}$ <i>E. coli</i> .....	78
3.3.3	Untersuchungen der Verfrachtung von Sielwasser mit Hilfe von Uranin.. .....	85
4.	Schlussfolgerungen.....	86
5.	Zusammenfassung .....	92
6.	Literaturverzeichnis.....	94

## Verzeichnis der Abbildungen und Tabellen

Abb. 1	Untersuchungsgebiet in der Eckernförder Bucht zwischen Hemmelmarker See und Damp Hauptstrand.....	16
Abb. 2	Untersuchungsgebiet in Mecklenburg-Vorpommern an der südlichen Lübecker Bucht; Beprobungsareal zwischen dem Priwall und der Ortschaft Brook. .....	17
Abb. 3	Untersuchungsgebiet an der Nordsee .....	19
Tab. 1	Positionen und Messtiefen der Strömungsmessgeräte.....	24
Abb. 4	Verankerungspositionen für die Strömungsmessgeräte E1- E3 .....	25
Abb. 5	Probennahmepositionen Sommer 2001 .....	28
Abb. 6	Beprobungsschema für Tracer-Messungen in der Eckernförder Bucht .....	30
Abb. 7	Geändertes Beprobungsschema vom 18.09.2001 .....	31
Abb. 8	Beprobungsschema vom 19.09.2001 .....	31
Abb. 9	Probennahmepositionen Neuharlingersiel; Versuch 17.9.01 .....	34
Tab. 2	Physikalisch-chemische Begleitdaten; Versuchswoche Juni 2001 .....	36
Abb. 10	Konzentration von <i>E. coli</i> am 21.06.2001 .....	37
Abb. 11	Konzentration von intestinalen Enterokokken am 21.06.2001 .....	37
Abb. 12	Gelbstoffkonzentration am 19.06.2001 .....	38
Abb. 13	Gelbstoffkonzentration am 20.06.2001 .....	39
Abb. 14	Gelbstoffkonzentration am 21.06.2001 .....	39
Abb. 15	Gelbstoffkonzentration in der Zeit vom 19. - 21.06.2001, Mittelwerte .....	40
Tab. 3	Physikalisch-chemische Begleitdaten der landseitig genommenen Proben; Versuchswoche Juli 2001 .....	41
Abb. 16	Konzentration von <i>E. coli</i> in den landseitig entnommenen Proben; Versuchswoche Juli 2001 .....	42
Abb. 17	Konzentration von intestinalen Enterokokken in den landseitig entnommenen Proben; Versuchswoche Juli 2001 .....	43
Tab. 4	Physikalisch-chemische Begleitdaten der seeseitig genommenen Proben; Versuchswoche August 2001 .....	44
Abb. 18	Konzentration von <i>E. coli</i> in den landseitig entnommenen Proben; Versuchswoche August 2001 .....	45

Abb. 19	Konzentration von intestinalen Enterokokken in den landseitig entnommenen Proben; Versuchswoche August 2001 .....	46
Abb. 20	Konzentration von <i>E. coli</i> in den seeseitig entnommenen Proben; küstennah bis küstenfern; Proben gezogen am 07.08.2001 .....	47
Abb. 21	Konzentration von <i>E. coli</i> in den seeseitig entnommenen Proben; küstennah bis küstenfern; Proben gezogen am 08.08.2001 .....	47
Abb. 22	Konzentration von <i>E. coli</i> in den seeseitig entnommenen Proben; küstennah bis küstenfern; Proben gezogen am 09.08.2001 .....	48
Abb. 23	Konzentration von Fäkalindikatorbakterien in seeseitig küstennah entnommenen Proben .....	48
Abb. 24	Konzentration von <i>E. coli</i> und intestinalen Enterokokken im Bereich der Eckernförder Bucht; Probenahme 11.08.2002 .....	50
Abb. 25	Konzentration von <i>E. coli</i> und intestinalen Enterokokken im Bereich der Eckernförder Bucht; Probenahme 12.08.2002 .....	50
Abb. 26	Konzentration von <i>E. coli</i> und intestinalen Enterokokken im Bereich der Eckernförder Bucht; Probenahme 13.08.2002 .....	51
Abb. 27	Konzentration von <i>E. coli</i> und intestinalen Enterokokken im Bereich der Eckernförder Bucht; Probenahme 14.08.2002 .....	51
Abb. 28	Konzentration von <i>E. coli</i> und intestinalen Enterokokken im Bereich der Eckernförder Bucht; Probenahme 15.08.2002 .....	52
Abb. 29	Konzentration von <i>E. coli</i> und intestinalen Enterokokken im Bereich der Eckernförder Bucht; Probenahme 16.08.2002 .....	52
Abb. 30	Konzentration von <i>E. coli</i> und intestinalen Enterokokken im Bereich der Eckernförder Bucht; Probenahme 18.08.2002 .....	53
Tab. 5	Vergleich von Strömungsparametern .....	56
Tab. 6	Vektorielle Tagesmittelwerte für Geschwindigkeit und Strömungsrichtung 13. – 31.07.2001 .....	57
Tab. 7	Vektorielle Tagesmittelwerte für Geschwindigkeit und Strömungsrichtung 01. – 29.08.2001 .....	59
Tab. 8	Physikalisch-chemische Begleitdaten der Proben aus Zone 1 und 2; Versuchswoche September 2001 .....	60

Abb. 31	Konzentration von <i>E. coli</i> und intestinalen Enterokokken in seeseitig gezogenen Wasserproben am 17.09.2001 .....	61
Abb. 32	Konzentration von <i>E. coli</i> und intestinalen Enterokokken in landseitig gezogenen Wasserproben am 18.09.2001 .....	62
Abb. 33	Konzentration von <i>E. coli</i> und intestinalen Enterokokken in landseitig gezogenen Wasserproben am 19.09.2001 .....	62
Abb. 34	Ausbreitung von Uranin am 17.09.2001 .....	63
Abb. 35	Ausbreitung von Uranin am 17.09.2001; Loch durch Steinwurf .....	64
Abb. 36	Gelbstoffkonzentrationen in den Zonen 1 und 2 .....	64
Abb. 37	Uraninkonzentrationen am 17.09.2001 in den Zonen 1 und 2 .....	65
Abb. 38	Ausbreitung von Uranin am 19.09.2001 .....	65
Tab. 9	Physikalisch-chemische Begleitdaten; Versuchswoche April 2002.....	67
Abb. 39	Konzentration von Ni <sub>res</sub> <i>E. coli</i> nach Einleitung in die Ostsee; Versuch 04.04.2002 .....	69
Abb. 40	Bildflug 04.04.2002 10:35 Uhr .....	70
Abb. 41	Bildflug 04.04.2002 13:15 Uhr .....	72
Tab. 10	Physikalisch-chemische Begleitdaten der Proben von der Lübecker Bucht; Versuchswoche Juli 2001 .....	73
Abb. 42	Gelbstoffkonzentration in Wasserproben aus der Lübecker Bucht; Probenahme 16.07. – 19.07.2001 .....	74
Tab. 11	Kenndaten des Sielzuges am 14. August 2001 .....	76
Abb. 43	Konzentration von <i>E. coli</i> beim Sielvorgang am 14.08.2001.....	77
Abb. 44	Konzentration von Enterokokken beim Sielvorgang am 14.08.2001.....	77
Tab. 12	Sielmenge und ins Wattgebiet eingetragene <i>E. coli</i> und Enterokokken aus dem Binnenland; 14. 08. 2001 .....	78
Abb. 45	Konzentration von Ni <sub>res</sub> <i>E. coli</i> beim Sielvorgang am 17.09.2001.....	79
Tab. 13	Konzentration der Tracer- und Fäkalindikatorbakterien im Seegebiet vor Neuharlingersiel; Messzeitpunkt 18.09.2001 .....	80
Abb. 46	Konzentration von <i>E. coli</i> am Strand von Neuharlingersiel.....	81
Abb. 47	Konzentration von Enterokokken am Strand von Neuharlingersiel.....	81
Abb. 48	Konzentration von Ni <sub>res</sub> <i>E. coli</i> am Strand von Neuharlingersiel.....	82

Tab. 14	Konzentration von $Ni_{res}$ <i>E. coli</i> am Strand von Neuharlingersiel und Harlesiel nach Freisetzung vor der Insel Spiekeroog .....	83
Abb. 49	Verdriftung eines Schwimmkörpers bei ablaufendem Wasser am 13.02.2002 .....	84
Abb. 50	Verdriftungswege des kontaminierten Süßwassers nach einem Sielvorgang in Neuharlingersiel .....	85

## 1. Einleitung

Baden gehört zu den beliebtesten Freizeitvergnügen der Menschen. Das Schwimmen in Schwimmbädern oder in natürlichen Badegewässern ist entspannend und fördert im allgemeinen die Gesundheit. Es sollte jedoch nicht vergessen werden, dass das Baden auch mit Gesundheitsgefahren verbunden sein kann. Es wird geschätzt, dass in den USA im Zusammenhang mit Baden jährlich 30 Personen pro Million gefährdeter Personen Wirbelsäulenverletzungen erleiden, die häufig hohe Querschnittslähmungen zur Folge haben. Ca. 2 – 10 % aller tödlich endenden Unfälle pro Jahr geschehen in Europa beim Baden [4]. Diese Folgen des Badens sind zwar gravierend, stehen aber bei der Betrachtung der unerwünschten Auswirkungen weit im Hintergrund. In der Zahl der Ereignisse viel bedeutsamer sind Infektionen, die durch im Wasser befindliche Bakterien oder Viren verursacht werden, toxische Reaktionen auf z. B. Cyanobakterien oder allergische Reaktionen auf Zerkarien. Wasserübertragene Erkrankungen werden nur in wenigen Ländern erfasst und die größte Zahl bleibt unerkannt, doch wurden allein in den USA während 1999 bis 2000 59 Krankheitsausbrüche, die im Zusammenhang mit Baden standen, an das CDC gemeldet. 2.093 Personen erkrankten, 25 wurden ins Krankenhaus eingewiesen und 4 Menschen starben [18]. Die gesundheitlichen Störungen, die durch Infektionen, toxische und allergische Reaktionen beim Baden hervorgerufen werden, sind zwar meist nur vorübergehender Natur, summieren sich aber in ihrer Gesamtheit auf. Es wird geschätzt, dass ca. 250 Millionen Touristen pro Jahr nach dem Baden an einer Gastroenteritis oder an respiratorischen Infekten erkranken und dass dies einen Schaden von ca. 1,6 Milliarden US \$ verursacht [4].

Um die Gesundheit der Bevölkerung zu schützen, ist es notwendig, die Badewasserqualität und die Badestellen selbst zu überwachen. Die Wasserqualität kann durch vielfältige Ursachen beeinträchtigt werden. Einleitung von Abwässern, Abschwemmung von Flächen oder Koteintrag von Tieren können ein Gewässer mikrobiologisch verunreinigen. Durch erhöhten Nährstoffgehalt können sich toxische

Cyanobakterien vermehren und zu Krankheitserscheinungen bei Menschen und Tieren führen. Vermehrter Wasservogelbesatz führt außer zu Fäkalieneintrag auch zu einer Gefahr der Übertragung von Zerkarien auf den Menschen. Unter geeigneten Bedingungen, z.B. richtiges Nährstoffangebot und erhöhte Temperaturen, können sich autochthone Mikroorganismen und Einzeller, wie z.B. *Vibrio vulnificus* und *Naegleria fowleri*, vermehren und zu schwerwiegenden Infektionen des Menschen führen. Die Entsorgung von Abfällen an Stränden oder im Gewässer kann eine erhöhte Verletzungsgefahr, z.B. durch Glasscherben, nach sich ziehen und muss durch geeignete Kontrollen verhindert werden. Die Verunreinigung mit chemischen Substanzen stellt dagegen in aller Regel keine akute Gesundheitsgefahr für den Menschen dar, ist jedoch für die Ökologie eines Gewässers wichtig.

Bis Anfang der siebziger Jahre war die Überwachung der Badegewässer den einzelnen Ländern der Europäischen Union überlassen. 1972 und 1974 fanden durch die WHO organisierte europäische Treffen statt, auf denen über die allgemeine Badegewässerqualität in Europa diskutiert wurde. Frankreich, das ein starkes Interesse am Tourismus hatte, reichte 1974 den Entwurf einer nationalen Badegewässerrichtlinie bei der EU ein. Die Europäische Kommission stellte ihrerseits nach Anhörung von Experten 1975 den Entwurf einer europäischen Badegewässerrichtlinie vor, welcher Ende desselben Jahres angenommen wurde (Richtlinie über die Qualität der Badegewässer 76/160/EEC). In den folgenden Jahren wurde die Richtlinie in nationales Recht übertragen und ist bis heute in Kraft [26].

In der Badegewässerrichtlinie wurden erstmals europaweit verbindliche mikrobiologische Richt- und Grenzwerte eingeführt. Da es wenig Sinn macht, auf alle möglichen Krankheitserreger zu untersuchen, wurden, wie auch bei der Trinkwasserkontrolle üblich, Fäkalindikatororganismen - fäkalcoliforme Bakterien und gesamtcoliforme Bakterien - als mikrobiologische Überwachungsparameter in die Richtlinie aufgenommen. Die chemischen Parameter dienten eher dazu, die ökologische Wasserqualität zu kennzeichnen, da die entsprechenden europäischen Umweltgesetze damals noch fehlten [26]. Während der Badesaison wird die Wasserqualität in 14-

tägigen Abständen überprüft und das Ergebnis der Untersuchungen wird am Ende des Jahres nach Brüssel gemeldet. Dort fasst die Kommission die Daten zusammen und veröffentlicht sie im darauffolgenden Frühjahr in einem Jahresbericht über die Qualität der Badegewässer Europas. Es hat sich im Laufe der Jahre gezeigt, dass durch die Überwachung, die Erfassung auch schlechter mikrobiologischer Befunde und die Veröffentlichung nicht konformer Badegewässer ein gewisser Druck auf die Mitgliedstaaten ausgeübt wurde, die Wasserqualität durch strukturelle Maßnahmen im Umfeld der Badestelle, wie z.B. Verbesserung der Abwasserreinigung, zu erhöhen. Während z.B. 1993 nur 30 % der Binnengewässer und 74 % der Küstengewässer konform waren, so waren es 2001 bereits 91 % bzw. 96 % bei den Meeresbadestellen.

Im Laufe der Jahre wurden jedoch auch einige Punkte in der Richtlinie kritisiert. Ein sehr wichtiger Kritikpunkt ist die fehlende Vorgabe einheitlicher Analysenvorschriften. Ein Vergleich der mikrobiologischen Ergebnisse, die in den einzelnen Ländern mit den unterschiedlichsten Methoden erzielt werden, sei somit eigentlich nicht möglich. Einige Parameter seien veraltet, wie z.B. die Gruppe der fäkalcoliformen Bakterien, weil sie zu ungenau definiert sind oder nicht relevant, wie z.B. die gesamtcoliformen Bakterien, die auch nicht-fäkalen Ursprungs sein können und damit nicht sicher eine Gesundheitsgefahr anzeigen. Die chemischen Parameter, welche als Indikatoren für die ökologische Wasserqualität aufgenommen worden waren, seien überflüssig, da einerseits andere Überwachungsprogramme existieren, andererseits Badestellen keine für die Überwachung der ökologischen Wasserqualität repräsentative Messstellen sind und somit die Untersuchungsergebnisse nicht aussagekräftig seien. 1994 wurde von der Kommission eine Novelle der Badegewässerrichtlinie vorgeschlagen, die auf informeller Ebene von den Mitgliedstaaten abgelehnt und von der Kommission 2000 offiziell zurückgezogen wurde [26]. Während sich die Mitgliedstaaten gegen die novellierte Richtlinie ausgesprochen hatten, waren sie nicht für die Abschaffung eines gesamteuropäischen Regelwerkes, sondern für die Entwicklung einer völlig neuen Richtlinie, die in erster Linie Aspekte des Gesundheitsschutzes und nicht des Umweltschutzes berücksichtigen sollte.

Die WHO, die sich in den 90-iger Jahren intensiv mit der Badewasserqualität und den möglichen Formen der Überwachung beschäftigt hatte, hat in letzter Zeit diverse Dokumente zu diesem Thema publiziert [2, 6]. Diese Publikationen fanden ebenso Eingang in die Diskussion über eine neue Badegewässerrichtlinie wie epidemiologische Studien aus England zum Krankheitsrisiko durch Baden [10, 11, 17] oder das Ergebnis mehrerer von der EU geförderter Forschungsprogramme zur Standardisierung mikrobiologischer Analyseverfahren [12, 16, 24]. Im Dezember 2000 wurden die Grundzüge einer neuen Richtlinie erstmals den Mitgliedstaaten mitgeteilt und im April 2001 während der „Green Week“ in Brüssel mit einer breiten Öffentlichkeit diskutiert. Der Entwurf einer neuen Badegewässerrichtlinie erschien im Jahr 2002 und befindet sich z.Z. im politischen Abstimmungsverfahren mit den Mitgliedstaaten (COM (2002) 581 Final) [3].

In der neuen Badegewässerrichtlinie hat sich der Schwerpunkt vom reinen Probenehmen und Untersuchen in Richtung einer nachhaltigen Verbesserung der Wasserqualität durch geeignete Strandbewirtschaftungsmaßnahmen verschoben. Dies ist in Übereinstimmung mit der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie, die ebenfalls ein ganzheitliches Management der Gewässer vorsieht und in der die Badegebiete als Schutzgebiete ausdrücklich erwähnt sind. Die mikrobiologischen Parameter wurden vermindert und genauer definiert. Als einzige mikrobiologische Untersuchungsparameter sind *E.coli* und intestinale Enterokokken aufgeführt, gesamtcoliforme Bakterien, Enteroviren und Salmonellen wurden nicht wieder mit aufgenommen. Die Anzahl der physikalisch-chemischen Untersuchungsparameter wurde ebenfalls stark gekürzt, da diese durch andere, geeignetere Überwachungsprogramme erfasst werden. Bei der Berechnung der Konformität eines Badegewässers werden nicht wie früher nur die Untersuchungsergebnisse einer Saison, sondern die Messergebnisse eines längeren Zeitraumes, der die dauerhafte Qualität eines Badegewässers besser widerspiegelt, herangezogen. Die mikrobiologischen Grenzwerte wurden unter Berücksichtigung der Vorgaben der WHO, die sich auf epidemiologische Studien stützt [6, 17] deutlich abgesenkt, um einen besseren Schutz der Badenden zu gewährleisten. Da die Strandbewirtschaftungsmaßnahmen („beach

management“<sup>6</sup>) einen wesentlichen Punkt der neuen Überwachungsphilosophie darstellen, wurde die Pflicht mitaufgenommen, von jedem Strand ein Vulnerabilitätsprofil zu erstellen.

1999 hatten Frankreich, Großbritannien und die Niederlande verschiedene Überwachungsprogramme, die unter anderem auch eine Form eines Vulnerabilitätsprofils enthielten, in einem Probelauf während der Badesaison geprüft. Es stellte sich dabei heraus, dass die sehr guten und die ganz schlechten Badestellen klar erfassbar waren, die Badestellen mit mittlerer Wasserqualität, wie sie in Europa häufig sind, jedoch nicht genauer eingegrenzt werden konnten. Nach einer Überarbeitung des Prüfprogramms hatten die Mitgliedstaaten der EU im Jahr 2000 die Gelegenheit, die Anwendbarkeit von Vulnerabilitätsprofilen erneut zu überprüfen. In Deutschland nahmen 7 Bundesländer mit insgesamt 14 Badestellen an der Studie teil. Die Testbadestellen hatten in der Vergangenheit häufiger eine problematische Wasserqualität aufgewiesen, weshalb sie für die Studie ausgewählt wurden. Von jeder Badestelle wurde ein Kurzprofil erstellt, welches die Badestelle selbst auf einfache Weise charakterisierte. Außerdem war es laut Prüfprotokoll notwendig, sämtliche möglichen Verunreinigungsquellen zu erfassen und abzuschätzen, welches mikrobiologische Kontaminationsrisiko sie für die jeweilige Badestelle darstellten. Es erwies sich als außerordentlich schwierig, zeit- und kostenintensiv diese Verunreinigungsquellen zu benennen. Die notwendigen Daten lagen nirgendwo in aggregierter Form vor und teilweise wurde die Erfassung in den letzten Jahren abgebaut. Die Daten, die vorhanden waren, waren häufig unter völlig anderen Gesichtspunkten gesammelt worden, sodass die Einzeldaten, die für eine Beurteilung als Kontaminationsquelle erforderlich waren, nicht auf einfache Weise abgerufen werden konnten. Während des Studienzeitraumes wurden zweimal wöchentlich Proben gezogen und mikrobiologisch untersucht. Es wurde versucht, die Untersuchungsergebnisse mit den vorher erfassten möglichen Kontaminationsquellen, wie z.B. Regenwasserüberläufen und den begleitenden Einflussfaktoren wie Regenmenge, Strömungsrichtung etc. in Übereinklang zu bringen, um daraus zumindest theoretisch geeignete Strandbewirtschaftungsmaßnahmen abzuleiten. Es zeigte sich,

dass die vor Beginn der Studie vermuteten Kontaminationsquellen nicht sicher für die eingeschränkte Wasserqualität verantwortlich gemacht werden konnten. In Einzelfällen schien es sich zwar zu bestätigen, in den meisten Fällen blieben die Vermutungen trotz zum Teil umfangreicher Begleituntersuchungen unbewiesen, teilweise, z. B. Verunreinigung des Plötzensees durch erhöhtes Besucheraufkommen, ließen sie sich nicht bestätigen [14].

Besonders aufwendig waren die Untersuchungen in Schleswig-Holstein gewesen, weil zusätzlich zu den Prüfbadestellen die in der Nähe mündenden Einleiter parallel mitbeprobte wurden. Teilweise korrelierten die mikrobiologische Belastung der Einleiter, die der Badestelle, die Windrichtung und die Strömungsrichtung des Wassers miteinander, teilweise nicht. Auf Grund der gewonnenen Daten ließ sich die Hypothese einer küstenparallelen Verdriftung verunreinigten Süßwassers und nachfolgender Kontamination der Badestelle nicht beweisen. Auch in Niedersachsen und an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns war der Verdacht einer Verdriftung geäußert worden. In Neuharlingersiel, Niedersachsen, werden gereinigte Abwässer vom Festland aus in das Neuharlingersieltief und wattseitig von den der Küste vorgelagerten Inseln in die Nordsee geleitet. Beobachtungen von Kapitänen, deren Schiffe bis zu 15 cm absackten und orientierende Leitfähigkeits-, pH- und Chloridmessungen durch das örtliche Gesundheitsamt legten den Verdacht nahe, dass es hier unter Umständen zu keiner ausreichenden Vermengung der Süßwasserlinse mit der umgebenden Nordsee kommt. Es sollte daher in der vorliegenden Studie weiter untersucht werden, ob gegebenenfalls weit von der Badestelle entfernte Einleiter durch Verdriftung verunreinigten Süßwassers die Badestelle selbst negativ beeinflussen können, um darauf im Sinne der neuen Badegewässerrichtlinie geeignete Strandbewirtschaftungs- bzw. Abhilfemaßnahmen ableiten zu können.

Wie sich bereits frühzeitig bei der Planung der Studie zeigte, war eine intensive Zusammenarbeit mit verschiedenen Untersuchungsstellen und Behörden wegen Messungen vor Ort und etwaiger Sondergenehmigungen notwendig. In regelmäßigen Besprechungen kamen die Vertreter zusammen, um mit ihrem Fachwissen zum

Gelingen der Studie beizutragen. Folgende Institutionen waren beteiligt: Institut für Umweltmedizin, Umwelttoxikologie und Hygiene der Universität Kiel, Landeshygieneinstitut Schwerin, Niedersächsisches Landesuntersuchungsamt Außenstelle Aurich, Ministerium für Arbeit, Gesundheit und Soziales Schleswig-Holstein, Sozialministerium Mecklenburg Vorpommern, Ministerium für Frauen, Arbeit und Soziales Niedersachsen, Bundesinstitut für Schifffahrt und Hydrographie Hamburg, Staatliches Umweltamt Kiel und Itzehoe, Landesamt für Natur und Umwelt Flintbek, Gesundheitsamt Rendsburg/ Eckernförde, Umweltamt Kreis Rendsburg/ Eckernförde, Amt Schwansen, Gesundheitsamt Wittmund, Firma Steinwald, Firma Optimare. Das Bundesamt für Schifffahrt und Hydrographie führte in Amtshilfe kostenlos Strömungsmessungen in der Eckernförder Bucht durch, das Technische Hilfswerk Schleswig-Holstein stellte ebenso wie das Staatliche Umweltamt Itzehoe Boote für die Probenahme zur Verfügung. Die Bundeswehr hatte für einen Teil der Versuche Überflugbilder zugesagt, doch konnten diese wegen einer militärischen Übung und eines Überflugverbotes über das Untersuchungsgebiet nicht aufgenommen werden. Bei der Wiederholung der Tracer-Versuche in der Eckernförder Bucht wurden die Aufnahmen von der Firma Steinbeiss, welche mit der Universität Rostock zusammenarbeitet, aufgenommen. Die Erstellung der Tageskarten erfolgte durch Dr. G. Grenzdörffer, Universität Rostock. Die Versuche in Niedersachsen wurden von Dr. E.-A. Heinemeyer, Niedersächsisches Landesuntersuchungsamt, Außenstelle Aurich, geplant und in Zusammenarbeit mit dem Gesundheitsamt Wittmund durchgeführt, die Versuche in Mecklenburg-Vorpommern von Frau Pansch, Landeshygiene-Institut Schwerin. Zusätzlich zu den Mitteln des Umweltbundesamtes und den in Amtshilfe kostenlos erbrachten Leistungen des Bundesinstitutes für Schifffahrt und Hydrographie, der Staatlichen Umweltämter und des Technischen Hilfswerkes wurde die Studie durch Mittel des Ministeriums für Arbeit, Gesundheit und Soziales des Landes Schleswig-Holsteins, des Ministeriums für Umwelt, Natur und Forsten des Landes Schleswig-Holstein und des Ministeriums für Frauen, Arbeit und Soziales des Landes Niedersachsen unterstützt. Ein Teil der Untersuchungskosten wurden vom Amt Schwansen getragen. Der überwiegende Teil der chemischen Tracer-Messungen sowie einige Luftaufnahmen stammen von der Firma Optimare GmbH.

## 2. Material und Methoden

### 2.1. Untersuchungsgebiete

Die Versuche wurden an drei verschiedenen Küstenzonen Norddeutschlands durchgeführt. Die jeweiligen Badestellen hatten in der Vergangenheit zeitweise eine problematische Wasserqualität aufgewiesen. Dies hatte dazu geführt, dass die Badestellen in Niedersachsen und in Schleswig-Holstein in die Vulnerabilitätsstudie 2000 aufgenommen worden waren und so bereits nähere Kenntnisse über das Umfeld vorlagen.

#### 2.1.1 Eckernförder Bucht, Ostsee

Das Untersuchungsgebiet befindet sich an dem nordwestlichen Ufer der Eckernförder Bucht und erstreckt sich über ca. 12 km vom Campingplatz Karlsminde bis zum Hauptstrand von Damp (Abb.1). Folgende Badestellen sind in der Richtung von Südwest nach Nordost entlang der Küste lokalisiert: Campingplatz (CP) Karlsminde, CP Ludwigsburg, CP Lehmberg, CP Langholz, Gemeindebadestelle Langholz, Gemeindebadestelle Klein-Waabs, CP Klein-Waabs, CP Ritenrade, CP Booknis, Damp Südstrand, Damp Hauptstrand. Es münden zahlreiche Gräben, die das Hinterland entwässern, in diesem Areal. Die Ausläufe der Gräben befinden sich am Sand-Kiesstrand, der sich entlang der gesamten Küste hinzieht. Es findet somit keine Direkteinleitung über verlängerte Rohrsysteme in die Ostsee statt. Einige der Gräben nehmen als Vorfluter das Abwasser von einzelnen Hauskläranlagen, die größtenteils nachgerüstet sind, auf. Der Hemmelmarker See und der Aas See nehmen lediglich Abschwemmungen von landwirtschaftlich genutzten Feldern auf; die Ausläufe werden in die Ostsee geleitet. Zum Einzugsgebiet des Graben Langholz gehört ein Fischteich, dessen Abwasser mit dem Entwässerungswasser aus einer nahe gelegenen Siedlung in die Ostsee gelangt. Die Strandbek nimmt als Vorfluter die gereinigten Abwässer der Teichkläranlage Waabs, die zusätzlich über eine Phosphatfällung verfügt, auf. Im

Verlauf der Strandbek befindet sich der Kläranlage nachgeschaltet ein Regenrückhaltebecken, dessen Abfluss über einen Schieber ca. 150 m vom Strand entfernt geregelt werden kann. In das Hafenbecken von Damp werden die gereinigten Abwässer der dreistufigen Kläranlage von Damp sowie die von der Teichkläranlage Revkuhl stammenden Abwässer eingeleitet. Das gesamte Hinterland des Küstenabschnitts wird landwirtschaftlich genutzt und mit Gülle gedüngt. Die Eckernförder Bucht ist ein viel frequentiertes Segelgebiet, außerdem finden sich dort zahlreiche Boote der Berufsschifffahrt sowie der Marine.



Abb. 1 Untersuchungsgebiet in der Eckernförder Bucht zwischen Hemmelmarker See und Damp Hauptstrand; Tracer-Einleitungen bei ★

### 2.1.2 Lübecker Bucht, Ostsee

Das Untersuchungsgebiet liegt an der südlichen Lübecker Bucht zwischen dem Auslauf der Trave bei Priwall und der Ortschaft Brook. In die Trave werden in ihrem Verlauf durch Schleswig-Holstein gereinigte Abwässer eingeleitet, Abwässer aus teilweise nachgerüsteten Hauskläranlagen sowie Abschwemmungen von Feldern. Innerhalb

Lübeck nimmt die Trave noch das Wasser der Wakenitz auf, das in gleicher Weise wie die Trave belastet ist. In der Stadt Lübeck verbreitert sich die Trave und das Wasser gelangt zwischen Travemünde und dem Priwall in die Lübecker Bucht und damit in die Ostsee. Entlang der Küste erstreckt sich ein schmaler Sand-Kies-Strand und im nördlichen Beprobungsgebiet erhebt sich die Böschung zu einem Steilufer. Außer der Trave münden am südlichen Ufer der Lübecker Bucht einige kleinere Drainagegräben und Bäche. Das Hinterland wird landwirtschaftlich genutzt, große Ortschaften finden sich nicht im Einzugsbereich, dafür aber zahlreiche Einzelgehöfte mit z.T. nachgerüsteten Hauskläranlagen.

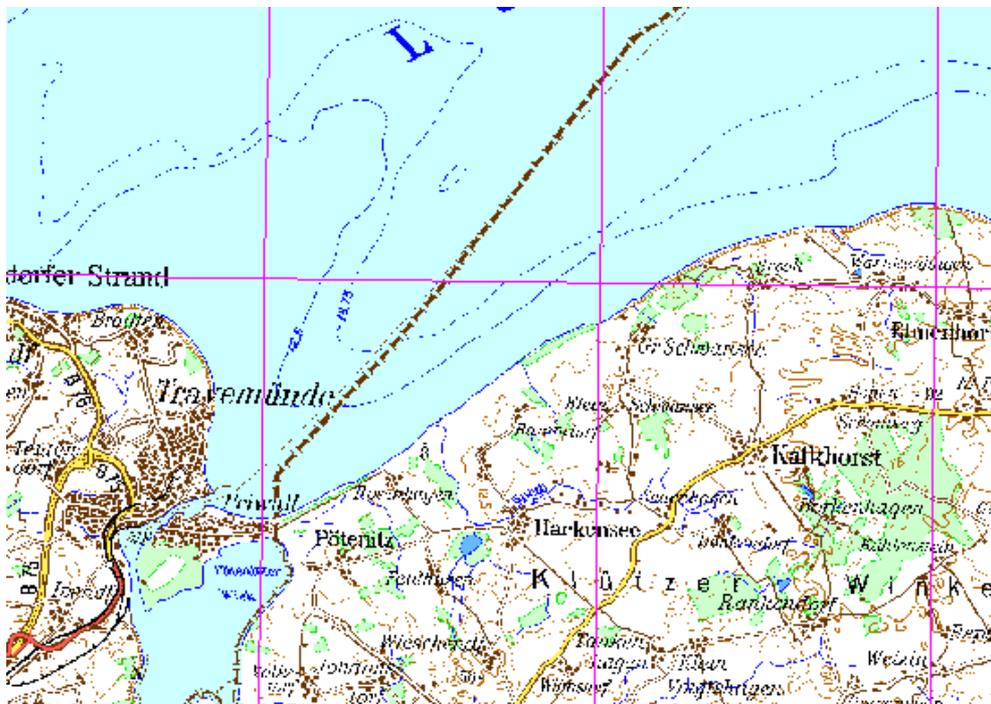


Abb. 2 Untersuchungsgebiet in Mecklenburg-Vorpommern an der südlichen Lübecker Bucht,; Beprobungsareal zwischen dem Priwall und der Ortschaft Brook

### 2.1.3 Neuharlingersiel, Nordsee

Die Badestelle Neuharlingersiel liegt an der Nordseeküste nördlich des Dorfes Neuharlingersiel in der Mitte einer ca. 1,2 km langen gepflasterten Promenade, eingebunden in den Strandbereich. Der Strandbereich ist durch einen Seedeich von Feriensiedlungen, Dorf und Campingplätzen abgetrennt, westlich der Badestelle

befindet sich ein Überflutungsgebiet mit großen Vogelpopulationen und Landgewinnungspoldern. Ostwärts wird die Badestelle abgegrenzt von einem Steindeich, hinter dem sich die Fahrrinne befindet. Angrenzend an das Badegebiet finden sich zahlreiche Segel- und Motorboote, in den Fahrrinnen zusätzlich Berufsschiffahrt. Der Badestelle vorgelagert ist das Wattenmeer sowie die Inseln Langeoog und Spiekeroog, deren Abwässer und Regenwasser aus Mischwasserkanalisationen wattseitig eingeleitet werden. Der Anteil des Regenwassers in der Mischkanalisation wird aufgrund der schnellen Versickerung auf sandigem Untergrund mit 8 – 10 % angegeben. Im Hinterland der Badestelle befindet sich Marsch und intensiv genutztes Weide- und Ackerland. Östlich der Badestelle mündet das Neuharlingersieltief, das als Vorfluter die gereinigten Abwässer der 3-stufig ausgebauten Kläranlagen Esens und Neuharlingersiel aufnimmt. Zusätzlich werden über das Neuharlingersiel die Abwässer von ca. 2.500 Hauskläranlagen, von denen erst 60 % nachgerüstet sind, sowie die Regenabschwemmungen von ca. 11.000 ha landwirtschaftlich genutzter Fläche mit Gülleaufbringung eingeleitet.

Der Vorfluter wird ca. 2 Stunden vor Tiden-Niedrigwasser in das Außentief entwässert, durch die auflaufende Flut wird durch zunehmenden Aussendruck das Sieltor wieder verschlossen. Bei Ostwind wird das Wasser zurück gestaut. Bevor das Wasser den Badestrand erreichen kann fließt es in der Fahrrinne dem freien Wattenmeer zu (Abb.3). Der Badestrand ist von der Fahrrinne mittels einer etwa 1.600 m langen begehbaren Buhne – auch Leitdamm genannt – abgetrennt. Bei Hochwasser ist davon der überwiegende Teil überspült. Das Gebiet wird von 2 Wattrücken nach Ost und West begrenzt, die nur bei Hochwasser und entsprechenden Winden durch eine nennenswerte Wassermenge überströmt werden. Ansonsten besteht nur der Wasseraustausch über das Seegatt zwischen Langeoog und Spiekeroog mit der Nordsee.

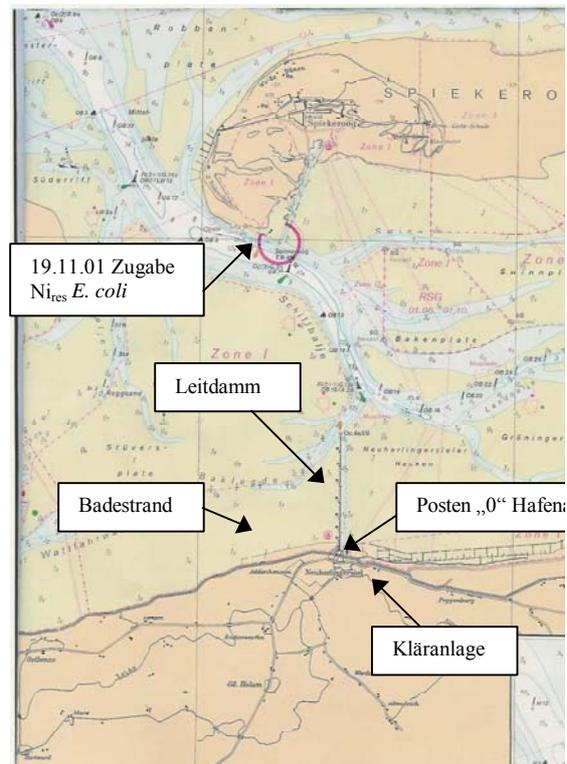


Abb. 3 Untersuchungsgebiet an der Nordsee

## 2.2 Probenahme und Transport

Die Wasserproben wurden je nach Versuch entweder vom Land oder vom Boot aus, im allgemeinen in 30 cm Wassertiefe sofern nicht anders angegeben mit Hilfe einer Probenahmestange und sterilen Glasflaschen entnommen. Die Proben wurden gekühlt gelagert und umgehend, d.h. spätestens nach 6 Stunden ins Labor zur Untersuchung gebracht. Ausnahmen stellten die Gelbstoffmessungen dar, die von der Firma Optimare GmbH im eigenen Labor durchgeführt wurden, sowie die Messreihe in Schleswig-Holstein, in der täglich über 1 Monat hinweg beprobt wurde. Bei letzterer wurden die am Sonntag gezogenen Proben über Nacht gekühlt und erst am nächsten Tag mikrobiologisch untersucht. Wegen teilweise starken Wellengangs oder starken auflandigen Windes konnten aus Sicherheitsgründen nicht immer alle geplanten Proben gezogen werden.

## 2.3 Mikrobiologische Untersuchungsmethoden

Da in dem Entwurf der neuen EU-Badegewässerrichtlinie die Parameter fäkalcoliforme Bakterien, gesamtcoliforme Bakterien und Fäkalstreptokokken durch *E. coli* und intestinale Enterokokken ersetzt wurden, erschien es sinnvoll, ebenfalls auf die geänderten Parameter zu untersuchen, weil dies Aussagen für die Zukunft erlaubt. Deshalb wurden auch die in dem Richtlinienentwurf genannten Methoden verwendet.

### 2.3.1 Nachweis der Fäkalindikatoren

*E. coli* und intestinale Enterokokken wurden gemäß EN ISO 9308-3 bzw. EN ISO 7899-1 im Mikrotiterplatten-MPN-Verfahren ermittelt. Da es sich um Meerwasserproben handelte, erfolgte die Vorverdünnung wie vorgeschrieben mit sterilem A. dest. Die Platten wurden bei 37°C bebrütet und nach 48-stündiger Inkubation ausgewertet. Die Fluoreszenz-positiven wells wurden als *E. coli* bzw. Enterokokken-positiv gewertet.

### 2.3.2 Voranzucht und Nachweis von nickelresistenten *E. coli*

Als biologischer Tracer wurde ein nickelresistenter *E. coli*-Stamm, der vom Niedersächsischen Landesgesundheitsamt, Außenstelle Aurich zur Verfügung gestellt worden war, verwendet. Der Stamm hatte ohne gentechnische Eingriffe eine Nickelresistenz von *Klebsiella* erhalten. Eine Ausbreitung der Nickelresistenz in der Umwelt wurde nicht erwartet, da hierin kein Selektionsvorteil liegt. Außerdem ist die natürliche Nickelkonzentration im Meerwasser sehr niedrig [23].

Die Anzucht der Bakterien vor den Freisetzungsversuchen erfolgte in MOPSO-Tris-Minerallösung mit Zusatz von 2 mmol/l NiCl<sub>2</sub> bei 36°C und einer Inkubationszeit von 24 Stunden. Vorversuche hatten ergeben, dass diese Nickelkonzentration die besten

Ergebnisse brachte, höhere Konzentrationen hatten einen hemmenden Effekt und niedrigere wirkten nicht selektiv genug.

Die nach der Freisetzung der Tracer-Bakterien gezogenen Wasserproben wurden in Mengen von 1 ml bis 150 ml über Cellulose-Mischester-Membranfilter (Porengröße 0,45  $\mu\text{m}$ ) filtriert. Die Filter wurden auf MOPSO-Tris-Mineralagar mit Zusatz von 2 mmol/l  $\text{NiCl}_2$  bis zu 48 Std. bei 36°C inkubiert. Die gewachsenen Kolonien wurden ausgezählt und eine repräsentative Anzahl (in der Regel 3 bis 5 Kolonien) auf weitere Eigenschaften des Originalstammes geprüft. In Niedersachsen wurden das biochemische Stoffwechsellmuster und die Resistenz gegenüber 16 Antibiotika geprüft, in Schleswig Holstein wurde neben der Biochemie die molekulare Identität mittels RAPD-PCR geprüft. Hierfür wurden Übernachtkulturen, ready-to-go beads (Amersham Pharmacia Biotech) und der Primer M13 (Fa. GIBCO BRL) verwendet.

#### 2.4 Allgemeine physikalisch-chemische Untersuchungen

Bei jeder Wasserprobe wurden vor Ort die Wassertemperatur, die Leitfähigkeit und z.T. der pH-Wert gemäß DIN ..., DIN 38404/C5 und DIN EN 2788 bestimmt. Die Niederschlagsmenge bei der Probenahme wurde anhand einer Skala (0 - 9) abgeschätzt, ebenso die Stärke des Wellengangs. Die Windstärke und Windrichtung wurden mit Hilfe eines mitgeführten GPS-Gerätes abgelesen.

#### 2.5 Chemische Tracer-Untersuchungen

Als natürlicherweise vorhandene chemische Tracer-Substanz wurde bei einem Teil der Versuche der Gelbstoffgehalt von Wasserproben mit Hilfe des OPTIMOS-Umweltfluorometers durch die Firma Optimare GmbH gemessen. Die Proben wurden mit Licht der Wellenlänge  $\lambda_{\text{ex}} = 355 \text{ nm}$  angeregt. Zwischen den Stützwerten bei  $\lambda_1 = 390 \text{ nm}$ ,  $\lambda_2 = 423 \text{ nm}$  und  $\lambda_3 = 417 \text{ nm}$  wurde linear interpoliert. Die Messungen wurden mehrfach durchgeführt, um die Messungenauigkeit zu reduzieren. Das Gerät OPTIMOS, das in der Wassersäule misst und das Gerät LFS (Laserfluorosensor) an

Bord des Überwachungsflugzeuges für Luftaufnahmen arbeiten nach dem Prinzip der Laser-Induzierten-Fluoreszenz-Spektroskopie. Das Meßsystem verwendet eine intensivierte CCD-Kamera als Detektor. Dadurch kann die Fluoreszenz innerhalb weniger Messzyklen sowohl spektral als auch zeitaufgelöst erfasst werden. Dadurch können Untergrundsignale unterdrückt und Messungen auch in trüben oder huminstoffreichen Gewässern durchgeführt werden. Durch den Einsatz von Optoden werden simultan die Analytfluoreszenz und Umgebungsparameter, die möglicherweise die photophysikalischen Eigenschaften des Analyten verändern, gemessen. Technische Daten des OPTIMOS-Geräts: Universielles LIF-Analyse-System mit nf-Zeitauflösung und Vielkanaldetektion. Lichtquelle: Nd: YAG-Laser und Farbstofflaser; Excitationswellenlängen: (266, 291, 355, 390, 428, 460) nm; Prüfdauer: 10 ns; Energie: 0,5 mJ; Wiederholrate: 0 – 20 Hz. Detektor: Intensivierter, zeitauflösender CCD-Detektor mit Spektrograph; Gatebreite: <2 ns (minimal); Verschiebung 1 ns (minimal); Spektralbereich: 180 – 850 nm.

Als künstliche chemische Tracer können in der Hydrologie u. a. Rhodamin oder Uranin als stark färbende und fluoreszierende Chromophore eingesetzt werden. Wegen der geringen Umwelttoxizität wurde Uranin (Fa. Merck, Nr. 108462) in konzentrierter Form eingesetzt. Es wurden jeweils 10 kg Uranin (am 19.09.2001 8 kg) in 10 l Leitungswasser gelöst und in das Beprobungsgebiet eingeleitet (s.u.). In Voruntersuchungen wurden die photophysikalischen Eigenschaften von Uranin untersucht, um eine Optimierung des OPTIMOS-Messsystems durchzuführen. Weiterhin wurde der Einfluss des Salzgehaltes und des pH-Wertes ermittelt, welche die Absorptionsspektren beeinflussen können. Die untere Nachweisgrenze wurde von der Firma Optimare GmbH zunächst mit 1 µg/ l angegeben, nach Optimierung des Auswertalgorithmus mit 100 ng/ l. Weil im Bereich der Nordsee wegen des hohen Trübstoffgehaltes eine Kalibrierung erschwert war, steigt hier die Nachweisgrenze auf 3 µg/ l an.

## 2.6 Überflugbilder

Im Versuchsgebiet Eckernförder Bucht wurden von Bord eines Meeresüberwachungsflugzeuges des Bundesministeriums für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen, das über Flugzeug gestützte Fernerkundungsverfahren für laserinduzierte Fluoreszenzlicht, Infrarot- und UV-Strahlen verfügt im Juni und Juli Bilder vom Beprobungsareal aufgenommen. Im September 2001 sollten bei den Tracer-Versuchen weitere Aufnahmen, gemacht werden. Aufgrund einer militärischen Übung herrschte an den 3 Tagen jedoch Überflugsverbot. Bei den Versuchen im April 2002 wurde die Ausbreitung der Tracerwolke von der Fa. Steinbeiss/Universität Rostock mit Hilfe des digitalen Fernerkundungssystems PFIFF, das digitale georeferenzierte Daten liefert, dokumentiert. Das System verfügt über eine hochauflösende Digitalkamera, die speziell geometrisch und radiometrisch kalibriert wurde. Daneben gehören die GPS-gestützte Bildflugnavigation, ein integriertes System zur automatischen GPS-gestützten Auslösesteuerung und ein Attitude Heading Reference System (AHRS) zur genäherten Erfassung der Parameter der äußeren Orientierung mittels GPS zum Gesamtsystem. Im Anschluß an einen Bildflug wird die Auslöseposition der Bilder berechnet und im Rahmen einer Aerotriangulation können alle Aufnahmen zusammen ausgewertet und geokodiert werden.

An den Ausbringungstagen wurde das Areal jeweils dreimal überflogen, am 03.04. und 05.04. einmal, da kein Farbstoff mehr sichtbar war. Die Flugbahn wurde im Voraus festgelegt, die Flughöhe betrug 2.000 m, was einer Bodenauflösung von ca. 59 cm/Pixel entspricht. Nach dem Flug wurden die verschiedenen Dateien aus dem Navigationsrechner, der die Bildmittelpunkte und weitere Metadaten zu den Aufnahmen erfasst hatte und dem Bildflugnavigationsrechner, auf dem die Flugroute als Vektordatei aufgezeichnet wurde, graphisch zu einer Bildmittenübersicht zusammengeführt und für jeden Bildflug einzeln kartographisch aufbereitet und ausgedruckt. Die digitalen Bilder wurden in mehreren Schritten vorprozessiert, um möglichst kontrastreiche Aufnahmen der Wasserflächen zu bekommen und den Dunsteinfluss zu minimieren. Das Gebiet wurde mit einem Streifen aufgenommen, außerdem wurde eine Längsüberlappung von 30 % gewählt. Das bedeutete für die Entzerrung, dass eine passpunktlose Aerotriangulation nicht möglich war, vielmehr sind

die Bilder über einen Rückwärtsschnitt über Passpunkte entzerrt worden. Als topographische Grundlage zur Ermittlung der Passpunkte und eines digitalen Geländemodells diente die digitale Grundkarte 1:5.000 (DGK5).

In Neuharlingersiel wurden Luftaufnahmen von der Weser-Bildmessflug GmbH aufgenommen. Hierbei wurde keine Kamera verwendet, sondern ein Color-Line-Scanner, der am Alfred-Wegener-Institut für Polar- und Meeresforschung entwickelt worden war. Der Color-Line-Scanner misst die auf dem Erdboden oder auf der Wasseroberfläche reflektierten Sonnenstrahlen in 3 Spektralbereichen. Im RGB-Modus werden die Bereiche von 580 nm bis 680 nm (rot), 500 nm bis 570 nm (grün) und 420 nm bis 470 nm (blau) unterschieden. Im CIR-Modus wird der blaue Spektralbereich durch einen im nahen Infrarot ersetzt (720 nm bis 830 nm).

## 2.7 Strömungsmessungen

In der Zeit vom 13.07.2001 bis zum 29.08.2001 wurden auf einem Schnitt quer zur Längsachse der Eckernförder Bucht auf 3 Positionen Strömungsmesser verankert (Tab.1 und Abb.4). Die Messungen wurden vom Bundesamt für Seeschifffahrt und

<b>Positions- kennung</b>	<b>Position (WGS 84)</b>		<b>Wassertiefe</b>	<b>Messtiefen</b>
<b>März bis Juni 2000:</b>			m	m
<b>E1 1</b>	54° 31.3038' N	10° 00.6973' E	15	7, 12
<b>E2</b>	54° 30.3894' N	10° 01.4061' E	24	3 bis 21
<b>E3</b>	54° 28.9980' N	10° 02.1900' E	19	13, (16)

Tab. 1 Positionen und Messtiefen der Strömungsmessgeräte

Hydrographie (BSH) durchgeführt und ausgewertet. Auf den ufernahen Positionen E1 und E3 wurden je 2 mechanische RCM7 (Recording Current Meter) Strömungsmesser der Firma Aanderaa Instruments eingesetzt. Die RCM7 messen die Stromgeschwindigkeit mit Hilfe eines angeströmten Rotors. Das Gerät ist frei drehbar aufgehängt und wird durch eine Stromfahne in Stromrichtung ausgerichtet. Die Ausrichtung des Gerätes wird mit einem Kompass registriert. Bei der Messung handelt es sich um eine Punktmessung, da die Strömung nur im Bereich des Rotors gemessen wird.

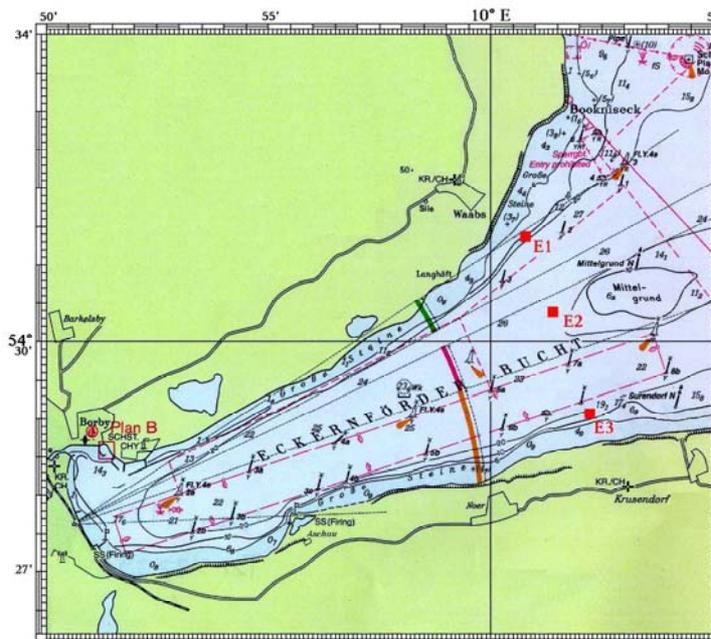


Abb. 4 Verankerungspositionen für die Strömungsmessgeräte E1- E3, Karte Holger Klein, BSH

Auf der zentralen Position E2 wurde ein akustischer Doppler-Profilier (ADCP, Typ Workhorse Sentinels) von RD Instruments eingesetzt. Der Sentinel wird in einem Bodengestell auf dem Meeresboden abgesetzt und sendet über 4 Transducer Schallimpulse mit einer Frequenz von 300 kHz zur Oberfläche. Dabei sind die Achsen der Schallkegel um 20 % gegen die Vertikale geneigt. Der Abstand zwischen

Transducer und Wasseroberfläche wird in äquidistante Messzellen, sog. Bins, eingeteilt, so dass das gesamte vertikale Strömungsprofil erfasst wird. Bei den vorliegenden Messungen betrug die Binhöhe 1 m. Die Transducer empfangen die an passiv mit der Strömung treibenden Blasen oder an partikulären Material reflektierten dopplerverschobenen Signale und berechnen daraus den über das Messintervall gemittelten dreidimensionalen Stromvektor. Die Genauigkeit der Strömungsmessung liegt im Bereich von 1 – 2 cm/ s, das Messintervall betrug bei allen Messungen 10 min.

Bei der Bergung der Geräte fehlten die Messgeräte auf der Position E1, die 3 Tage vor dem planmäßigen Bergen abgerissen waren. Die Geräte wurden jedoch gefunden und die Daten ausgewertet. Ein Seestern blockierte den Rotor des unteren Strommessers der Kette E3 bereits kurz nach dem Aussetzen, sodass für die Messtiefe (16 m) keine Geschwindigkeitswerte zur Verfügung stehen.

Zur Interpretation der Strömungsdaten wurden die Wind- und Luftdruckdaten der Wetterstation Olpenitz herangezogen. Diese Daten wurden freundlicherweise vom Datenservice des Deutschen Wetterdienstes zur Verfügung gestellt. Olpenitz und Kiel-Holtenau sind die nächstgelegenen Stationen, da in der Station Eckernförde nur die Niederschlagsmenge gemessen wird.

## 2.8 Versuche an der Eckernförder Bucht

In den vergangenen Jahren war es an der Eckernförder Bucht immer wieder zu Grenzwertüberschreitungen an einzelnen Badestellen gekommen. Bei Nachuntersuchungen waren die mikrobiologischen Ergebnisse häufig nicht zu beanstanden, so dass eine Ursache für die Verschmutzung nicht gefunden wurde. Die Beobachtung, dass die Grenzwertüberschreitungen manchmal perlschnurartig an der Küste entlang auftraten, legte nahe, dass es sich um Verdriftung von kontaminierten Einleitungen handeln könnte. Allerdings wurden auch illegale Einleitungen von den vielfach vorhandenen Booten als Verunreinigungsquelle diskutiert.

### 2.8.1 Untersuchungen während der Badesaison 2001

In der Badesaison wurden in der Zeit vom 19. – 21. 06.2001 in dem geographischen Bereich N 54°29.76' bis N 54°33.07' bzw. E 9°57.00' bis E 10°02.17', in der Zeit vom 16. bis 19.07.2001 in dem Bereich N 54°29.76' bis N 54°34.70' bzw. E 9°57.00' bis E 10°02.17' und in der Zeit vom 06.08. bis 09.08.2001 in dem Bereich N 54°29.85' bis N 54°34.70' bzw. E 9°57.00' bis E 10°02.17' täglich Wasserproben entnommen und mikrobiologisch sowie allgemein physikalisch-chemisch (siehe 2.4) untersucht. Im Juni 2001 wurden zusätzlich 105 Proben für die Gelbstoffmessung durch die Firma Optimare GmbH in das firmeneigene Labor gebracht, 98 Proben wurden untersucht, 7 Flaschen zerbrachen auf dem Transport. Im Juli wurden die Proben der ersten beiden Versuchstage ebenfalls auf ihren Gelbstoffgehalt hin untersucht, an den beiden letzten Versuchstagen konnten witterungsbedingt nur wenige Proben gezogen werden. Am 19.07.2001 wurden mit dem OPTIMOS-Gerät *in situ*-Messungen in der Ostsee durchgeführt, um das Gerät im Feldeinsatz zu erproben.

Die Proben im Juni, im Juli und August wurden in 14 bzw. 11 (Juni) Streifen senkrecht zur Küstenlinie in einer Entfernung vom Strand von ca. 50 m, 200 m und 400 m vom Boot aus gezogen (Abb. 5). In Höhe der Kläranlageneinleitung in Klein-Waabs und in Höhe von Booknis wurden zusätzlich in 600 m Proben gezogen. Außerdem wurden im Juli und August eine ca. 2 km in die offene See hinausführende Sondermessreihe durchgeführt, um auch Daten aus weiterer Entfernung zum Strand zu erhalten. Zusätzlich wurden im Juli und August an acht offiziellen Badestellen vom Land aus Wasserproben an einer Stelle gezogen, die möglichst über 1 m Wassertiefe verfügte. Wegen teilweise starken Wellenganges war dies aus Sicherheitsgründen nicht immer einhaltbar. Im allgemeinen wurden sämtliche Proben in 30 cm Wassertiefe entnommen. Im Juli und August wurden zusätzlich an einigen Stellen in 1,5 und 3 m Wassertiefe beprobt, um Hinweise über die Verhältnisse bei anderen Wassertiefen zu erhalten.

Am 19.07.2001 wurden von dem Wasserüberwachungsflugzeug des Bundesministeriums für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen Überflugbilder mit Infrarot- und UV-Aufnahmen erstellt. Der an Bord befindliche Laserfluorosensor war auf Ölschichtdicke eingestellt und übermittelte keine aussagekräftigen Daten.

### 2.8.2 Untersuchung in der Badesaison 2002

In der Badesaison wurden in der Zeit vom 29.07. – 30.08.2002 täglich außer am Samstag alle Badestellen und Einleiter zwischen Campingplatz Karlsminde und Damp-Hauptstrand beprobt und mikrobiologisch auf das Vorhandensein von Fäkalindikatorbakterien untersucht. Die Wetterdaten wurden begleitend erhoben. Die Wasserproben wurden in 30 cm Wassertiefe, wie bei der offiziellen Badegewässerbeprobung gemäß EU-Badegewässerrichtlinie üblich, gezogen.

### 2.8.3 Tracer-Untersuchungen

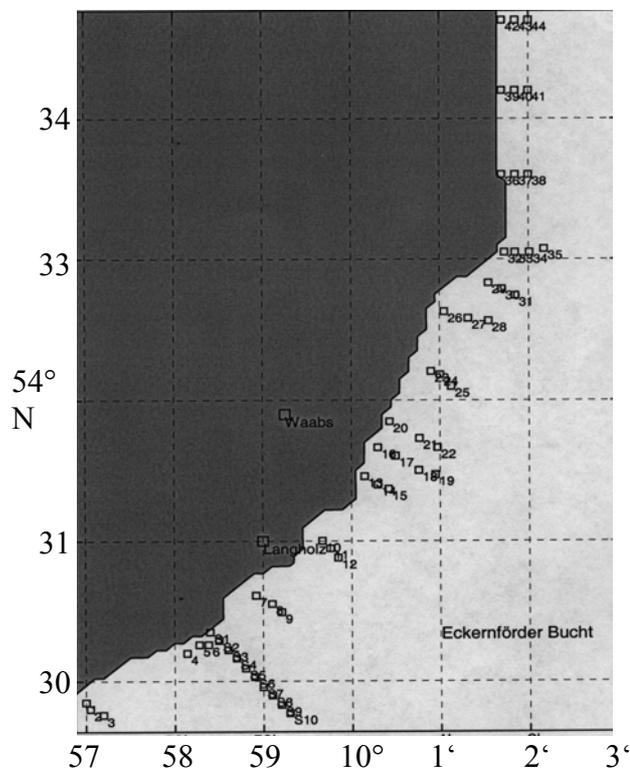


Abb. 5 Probennahmepositionen Sommer 2001

Es war nur möglich außerhalb der Badesaison Tracer-Untersuchungen durchzuführen, da eine Beeinflussung von Badenden oder ggf. Verfärbung von Badekleidung vermieden werden sollte. Die nicht unbedingt mit der Badesaison übereinstimmenden Wetterverhältnisse mussten dabei in Kauf genommen werden. Allerdings wurde versucht, die Versuche – soweit technisch und organisatorisch machbar – so nahe wie möglich an die Badesaison grenzen zu lassen.

#### September 2001:

Am 17.09.2001 wurden um 9 Uhr 10 kg Uranin, die in 10 l Leitungswasser gelöst worden waren, in den Ablauf des der Kläranlage Waabs nachgeschalteten Regenrückhaltebeckens über den Auslauf eines Laborcontainers gegeben. Das Einleiten des Farbstoffes erstreckte sich über ca. 5 min. Die Abflussmenge des Beckens wurde ganz leicht erhöht, um den Farbstoff in die 150 m entfernte Ostsee zu spülen. Nach ca. 15 min erschien der Farbstoff am Ablauf des Grabens in die Ostsee. Nach ca. 1 Std. wurde der Ablauf des Beckens stärker geöffnet, um die im Grabenbett befindlichen Farbstoffreste herauszuspülen. Am 19.09.2001 wurde der Versuch mit 4 kg Uranin wiederholt.

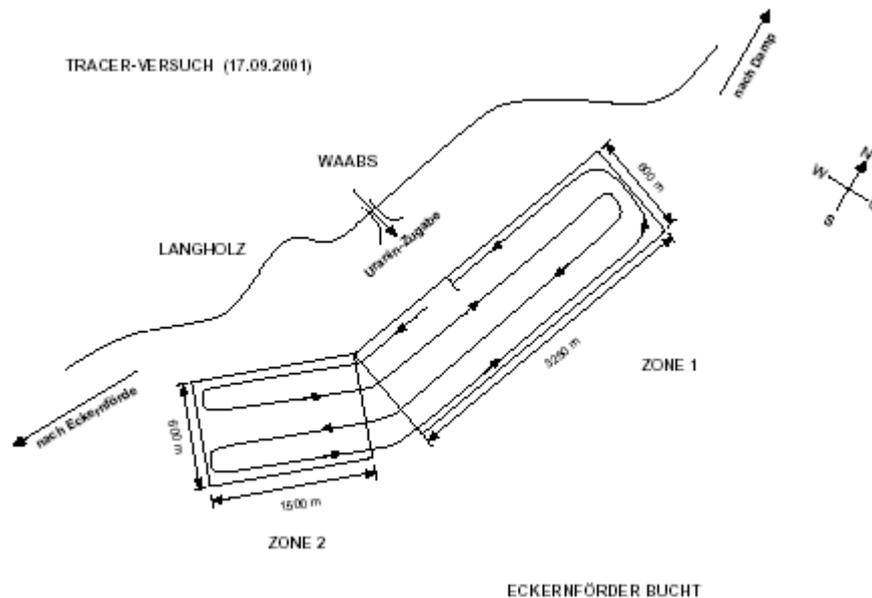


Abb. 6 Beprobungsschema für Tracer-Messungen in der Eckernförder Bucht

Im Vorfeld der Versuchsplanung war ein Beprobungsschema für die Probenentnahme vom Boot aus festgelegt worden (Abb.6), das wegen der Ergebnisse des 1. Versuchstages am 18.09. und 19.09.2001 jeweils modifiziert wurde (Abb.7 und 8). Vom Boot aus wurden Proben für mikrobiologische, physikalisch-chemische und für Gelbstoffmessungen gezogen. Am 17.09.2001 waren direkt an der Einleiterstelle von Land aus einzelne Proben gezogen worden, am 18. und 19.09.2001 wurden zusätzliche Proben an den Testbadestellen entnommen.

#### April 2002:

Im April 2002 wurde der September-Versuch wiederholt. Zusätzlich zu den 10 kg Uranin wurden am 02.04. und 04.04.2001 um 7:40 bzw. ca. 9:15 Uhr 10 l nickelresistente *E. coli*-Bouillon eingeleitet. In Vorversuchen war untersucht worden, ob konzentriertes Uranin einen wachstumshemmenden Effekt auf den Teststamm haben könnte. Dies zeigte sich nicht, doch vorsichtshalber wurden Bakterien und Farbstoffe nicht im Labor vermengt, sondern nacheinander in den Ablauf des Regenrückhaltebeckens gegeben. Diesmal wurde der Graben etwas stärker nachgespült, um die Reste aus dem Grabenbett herauszulösen.

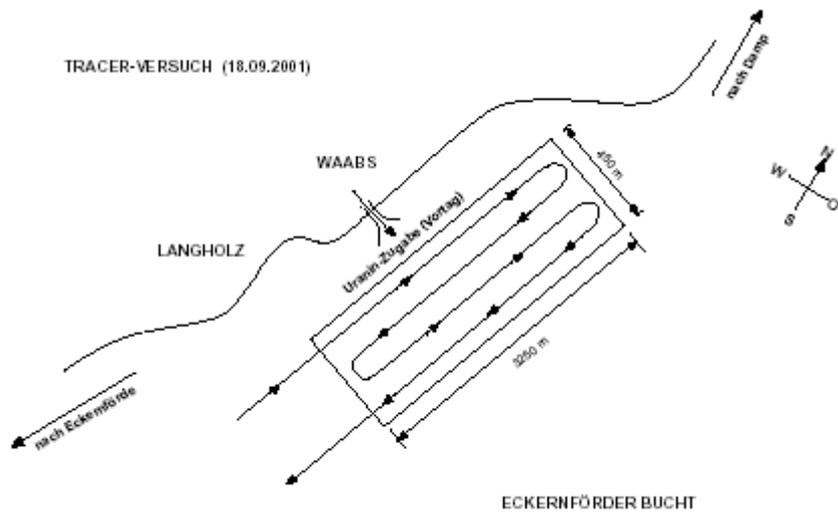


Abb. 7 Geändertes Beprobungsschema vom 18.09.2001

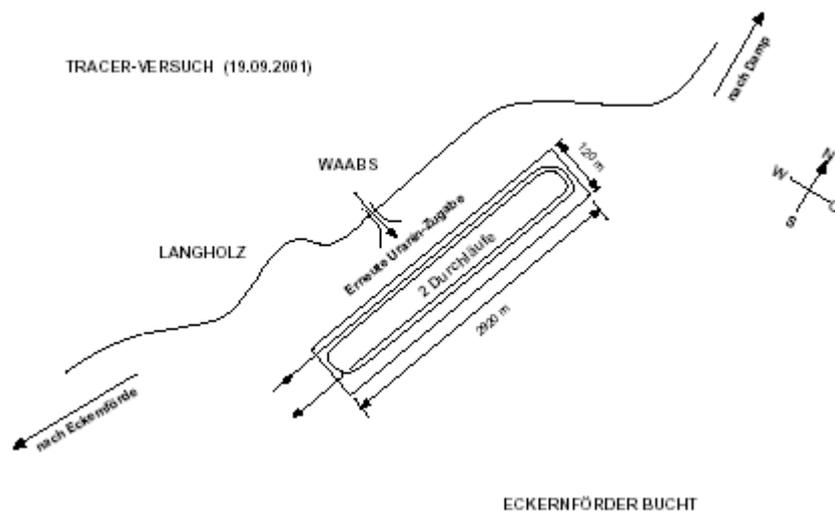


Abb. 8 Beprobungsschema vom 19.09.2001

Auf Grund der im September gewonnenen Erfahrung war beschlossen worden, der Farbstoffwolke zu folgen. Da der Wind jedoch stark auflandig war und die Farbstoffwolke sehr küstennah blieb, konnte das Boot aus Sicherheitsgründen nicht nahe genug herankommen, so dass nur wenige Messungen möglich waren. Die Probennehmer wurden daraufhin an Land eingesetzt und zogen dort in kürzeren Abständen in zwei Serien täglich die Proben von Booknis im Norden bis Karlsminde im Süden. Am 05.04 wurde die Einleitungsstelle und die Badestellen zweimal beprobt und

vom 06.04. bis 11.04. einschließlich einmal. Es wurden außer auf Fäkalindikatoren auch auf nickelresistente *E. coli* untersucht. Hierfür wurden 1 – 50 ml filtriert und wie unter 2.3.2 beschrieben weiterverarbeitet.

Bei den Versuchen im April wurde die Ausbreitung der Farbwolke durch Senkrecht- und Schrägaufnahmen von Bord eines Flugzeugs aus dokumentiert (s. 2.6).

## 2.9 Untersuchungen in der Lübecker Bucht, Ostsee

In der Zeit vom 16.07. bis 19.07.2001 wurden an der südlichen Lübecker Bucht täglich im Gebiet N 53°57.50' bis N 54°00.79' bzw. E 10°53.15' bis E 11°04.11'

Wasserproben von einem Boot aus ca. 100 m von der Küste entfernt gezogen. Die Strecke entlang der Küste wurde bis zu einem Umkehrpunkt entlangefahren und dann auf der Rückfahrt nochmals beprobt. Die Wasserproben wurden mikrobiologisch, physikalisch-chemisch und auf ihren Gelbstoffgehalt untersucht.

## 2.10 Untersuchungen in Neuharlingersiel, Nordsee

In den Untersuchungen in Neuharlingersiel sollte überprüft werden, ob das eingeleitete und mit Abwasser aus Kläranlagen und diffusen landwirtschaftlichen Abschwemmungen kontaminierte Sielwasser nahe gelegene Badestrände verunreinigen kann. Theoretisch müssen die Mikroorganismen hierzu mindestens 3,5 – 4 km zurücklegen, da das Wasser zunächst in jedem Fall um den entferntesten Punkt auf dem Leitdamm herum fließen muss. Weiterhin sollte geprüft werden, ob wattseitige Einleitungen von den Inseln Badestellen am Festland beeinträchtigen können.

### 2.10.1 Untersuchung der Verfrachtung von Sielwasser

Am 14.08.2001 wurde die Verfrachtung des Sielwassers durch vermehrte Probenahme untersucht und bis zum 16.08.2001 weiter verfolgt. Posten zur Entnahme von Wasserproben waren entlang des Leitdammes von der Hafenausfahrt (Pos. 0 und ab

1000 m alle 200 m) bis zum Ende des Leitdammes verteilt. (Abb.3). Der Versuch wurde mit Erreichen der Hafenausfahrt durch das Sielwasser gestartet (Pos. 0, Zeitpunkt 0). Hierbei wurden an den beschriebenen Positionen alle 15 min gleichzeitig Proben aus der Fahrrinne entnommen. Im Bereich zwischen 200 und 800 m war eine Beprobung nur vom Schiff aus möglich, die jeweils etwas zeitversetzt erfolgte. Da die Verfrachtung an den Badestrand als wahrscheinlich anzunehmen war, wurde bei der 1., 3. und 6. Flut auch das auflaufende Wasser am Badestrand getestet.

Vor und nach Öffnen des Sieltore wurden die Fließgeschwindigkeiten des ablaufenden Wassers und das die Hafenausfahrt passierende Wasservolumen an der Position 0 durch Mitarbeiter des Niedersächsischen Landesbetriebes für Wasser- und Küstenschutz gemessen bzw. berechnet. Die Leitfähigkeit und die Abwasserindikatorbakterien *E. coli* und intestinale Enterokokken wurden während eines Sielzugs über 180 min verfolgt. Die Badestellen wurden beim ersten auflaufenden Wasser sowie nach der 3. und 6. Flut beprobt.

#### 2.10.2 Untersuchung der Verfrachtung von nickelresistenten *E. coli*

Am 17.09.2001 wurden zum Zeitpunkt der Öffnung der Sieltore über die gesamte Breite der Hafenausfahrt innerhalb 15 Minuten dem ablaufenden Wasser mittels einer Pumpe und einem Schlauchsystem etwa 0 – 30 cm an und unterhalb der Wasseroberfläche ca.  $10^{13}$  Ni<sub>res</sub> *E. coli* eingeleitet und deren Ausbreitung systematisch verfolgt. Die Voranzucht und der Nachweis von nickelresistenten *E. coli* erfolgte wie unter 2.3.2 beschrieben. Nach der Freisetzung wurde während der folgenden 6 Flutphasen am Badestrand in Neuharlingersiel und während der ersten Flut auch in Harlesiel das Wasser auf nickelresistente *E. coli* überprüft. Das Verbleiben im freien Wattenmeer wurde am Folgetag durch eine Messreihe vom Schiff aus untersucht (Abb.9). Gleichzeitig wurden die Leitfähigkeit sowie die Konzentration von *E. coli* und Enterokokken aus dem Binnenland gemessen. Die Sielöffnung erfolgte etwa 2 Stunden vor Erreichen des Niedrigwassers.

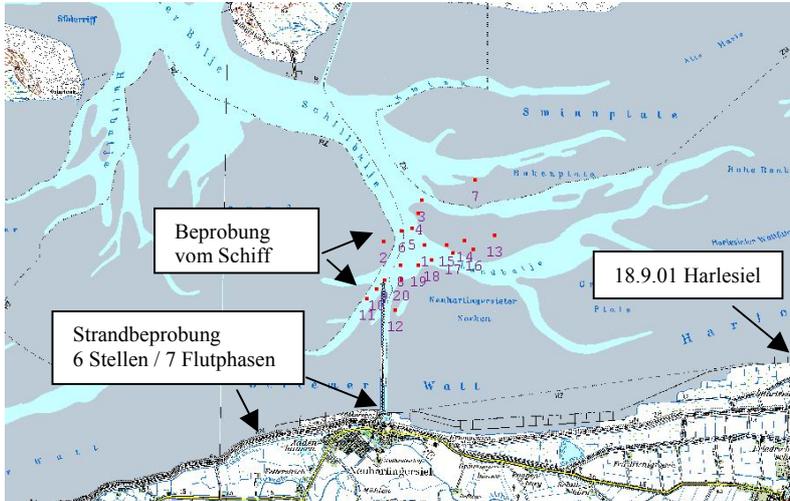


Abb. 9 Probennahmepositionen Neuharlingersiel; Versuch 17.9.01

### 2.10.3 Untersuchung der Verdriftung von nickelresistenten *E. coli* aus dem Bereich Spiekeroog

Ziel dieses Versuchs war es, zu prüfen, ob nennenswerte Mengen kontaminierender Bakterien auch aus dem Bereich Spiekeroog bis hin zum Badestrand in Neuharlingersiel verdriftet werden können. Hierzu wurden wiederum  $10^{13}$  nickelresistente *E. coli* dem auflaufenden Wasser als Tracer zugesetzt. Der Kontaminationspunkt lag quer zum Fahrwasser nördlich des Janssandtes südwestlich der Insel Spiekeroog (Abb.3). Das auflaufende Wasser im Strandbereich Neuharlingersiels wurde 7 Tage lang auf das Vorkommen der Kontaminanten geprüft.

### 2.10.4 Untersuchung der Verdriftung von Sielwasser durch Anfärbung mit Uranin

Am 30.04.2002 wurden am Ende des Leitdammes 10 kg Uranin, gelöst in 10 l Leitungswasser, vom Schiff aus in das ablaufende Wasser um ca. 8:15 Uhr eingeleitet. Die Ausbreitung des Farbstoffes wurde mittels Messsonden des OPTIMOS-Gerätes vom Schiff aus und mittels eines Color-Line-Scanners vom Flugzeug aus verfolgt. Der

Farbstoff wurde bei der Messung vom Schiff aus spezifisch erkannt, während er bei der Fernerkundung durch Subtraktionsverfahren indirekt bestimmt wurde.

### **3. Ergebnisse**

#### **3.1 Untersuchungen in der Eckernförder Bucht**

Während der Badesaison 2001 wurden in den Monaten Juni, Juli und August im Laufe einiger Tage engmaschig Proben vom Boot und von Land aus gezogen, um die mögliche Kontamination von Badestellen durch Verdriftung von verunreinigtem Süßwasser zu untersuchen. Zusätzlich wurden Strömungsmessungen über die Breite der Eckernförder Bucht durchgeführt. Im Anschluss an die Badesaison wurden chemische und biologische Tracer eingesetzt, um die Verdriftung weiter zu untersuchen. Im Jahr 2002 wurden während eines Monats täglich Proben an sämtlichen Badestellen im Beprobungsareal (Abb. 1) und bei allen bekannten Einleitern mikrobiologisch untersucht, um weitere Daten hinsichtlich der Ursachen von Kontaminationen, die möglicherweise zu Grenzwertüberschreitungen führen, zu erhalten.

##### **3.1.1 Ergebnisse der Untersuchungen im Juni 2001**

Am 19. - 21.06.2001 wurden täglich in 11 Streifen entlang der Küste im Bereich Aas See bis Booknis in 50 – 100 m Entfernung von dem Ufer sowie in 200 m und 400 m Entfernung Wasserproben in 30 cm Wassertiefe gezogen und mikrobiologisch sowie chemisch-physikalisch untersucht. Eine küstennähere Probenahme war wegen der geringen Wassertiefe aus Sicherheitsgründen nicht möglich. Die an Versuchstagen herrschenden Wetterverhältnisse wurden dokumentiert (Tab. 2).

		19.06.2001	20.06.2001	21.06.2001
<b>Leitfähigkeit</b> (mS/ cm <sub>2</sub> )	Mittelwert	25,9	25,9	25,9
	Min.	25,6	25,7	25,7
	Max.	26,1	26,4	26,0
<b>Wassertemperatur</b> (°C)	Mittelwert	14,6	14,5	14,9
	Min.	13,9	14,1	14,7
	Max.	15,5	14,9	15,6
<b>Wellengang</b> (0 – 9)		1 - 2	1	0
<b>Windrichtung</b> (°)		285	225	330
<b>Windstärke</b> (Bft)		4	2	1
<b>Niederschlag</b> (0 – 9)		0	0	0

Tab. 2 Physikalisch-chemische Begleitdaten; Versuchswoche Juni 2001

Es herrschte vor allem am ersten Versuchstag ein starker, ablandiger Wind, Niederschläge waren nicht zu verzeichnen. Die Leitfähigkeit der Proben schwankte nur geringfügig und auch die Temperatur lag relativ konstant um 14 - 15°C. In den meisten Proben waren keine *E. coli* und intestinalen Enterokokken nachweisbar. Lediglich am dritten Versuchstag wurden vermehrt intestinale Enterokokken, aber deutlich weniger *E. coli* isoliert (Abb. 10 und 11). Der Wind hatte etwas gedreht und kam deutlicher aus dem Nordwesten, eher küstenparallel. Die leicht erhöhte Konzentration von Enterokokken war vor allem südlich der Einleitestelle der Kläranlage Waabs und des weiter südlich gelegenen Drainagegrabens zu beobachten.

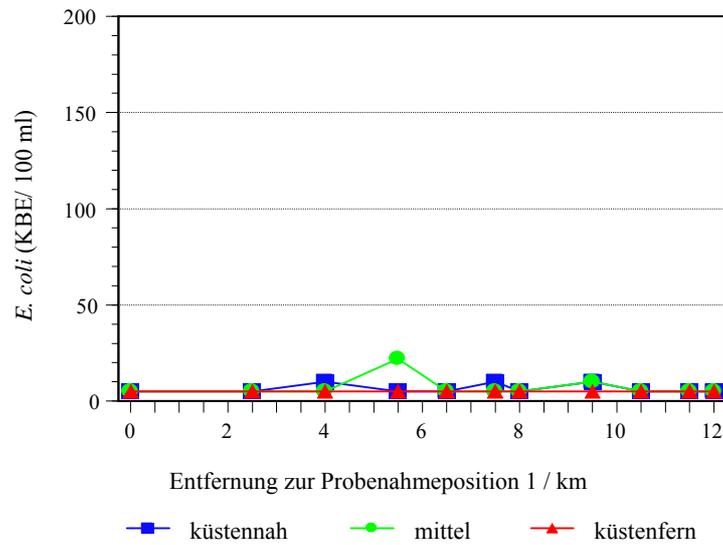


Abb. 10 Konzentration von *E. coli* am 21.06.2001; Proben gezogen in 50 - 100, 200 und 400 m Entfernung von der Küste; Probenahmeposition 1 (N 54°.29.51 und E 9°.57.00) im Südwesten der Eckernförder Bucht (s. Abb. 5)

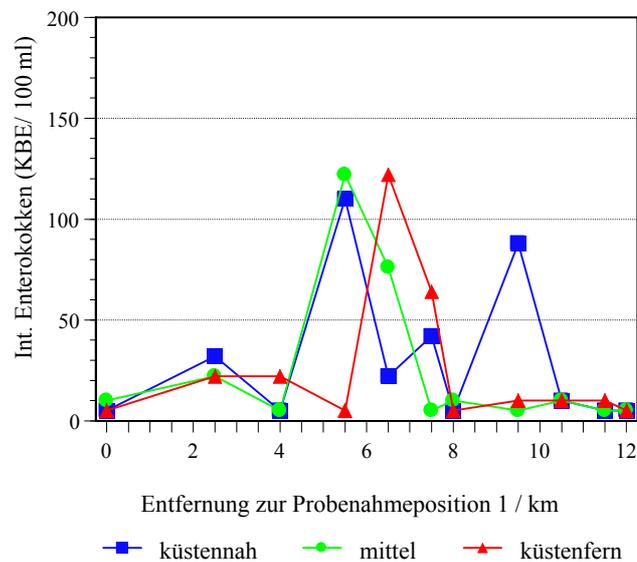


Abb. 11 Konzentration von intestinalen Enterokokken am 21.06.2001; Proben gezogen in 50 - 100, 200 und 400 m Entfernung von der Küste

Zusätzlich zu den mikrobiologischen Untersuchungen wurden auch Bestimmungen des Gelbstoffgehaltes, eines natürlicherweise vorhandenen Tracers, durchgeführt. Unter Gelbstoffen werden gelöste organische Substanzen wie Huminstoffe verstanden, die,

wie in diesem Fall, fluoreszenzspektrometrisch oder mit Hilfe eines Laserfluorosensors gemessen werden können. Der spektral breiten Struktur der Gelbstofffluoreszenz ist dabei die schmalbandige Struktur der stoke'schen Ramanstreuung der Wassermoleküle, zentriert um  $\lambda 0\ 405\ \text{nm}$ , überlagert. Für die Berechnung der Gelbstoffkonzentration wurde davon ausgegangen, dass die Gelbstoffkonzentration proportional zur Fläche unter dem reinen Gelbstoffspektrum war. Zur Berechnung des Gelbstoffintegrals musste daher die Fläche des Ramanbandes von der gesamten Fläche unter dem Spektrum subtrahiert werden. Die Gelbstoffkonzentrationen wurden für alle Proben in willkürlichen Einheiten bestimmt. Die Ergebnisse sind für die küstennah und küstenfern gezogenen Proben in den Abb. 12 – 14 dargestellt, die im mittleren Abstand gezogenen wiesen ähnliche Werte auf und wurden aus Gründen der Übersichtlichkeit in den Graphiken weggelassen.

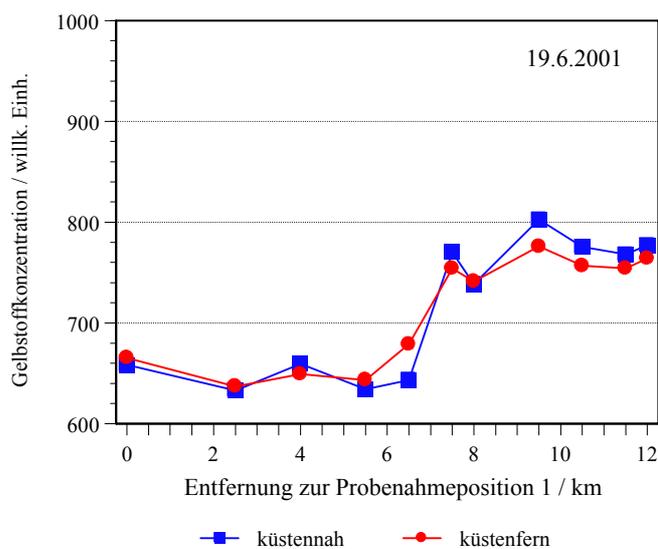


Abb. 12 Gelbstoffkonzentration am 19.06.2001 in Wasserproben aus der Eckernförder Bucht, küstennah und küstenfern bestimmt

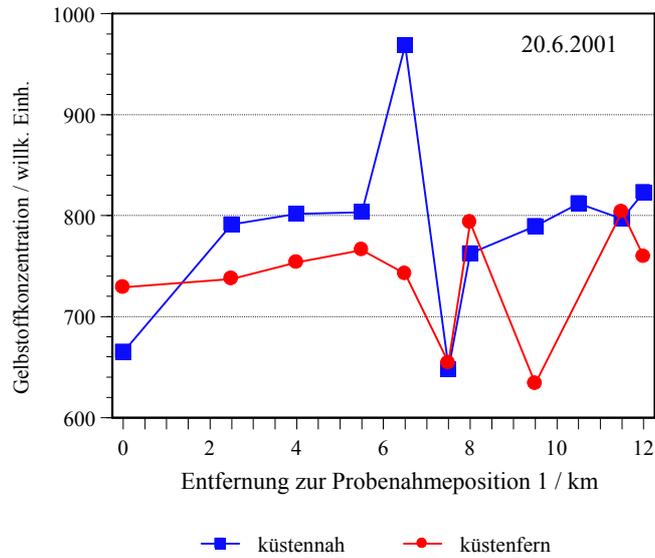


Abb. 13 Gelbstoffkonzentration am 20.06.2001 in Wasserproben aus der Eckernförder Bucht, küstennah und küstenfern bestimmt

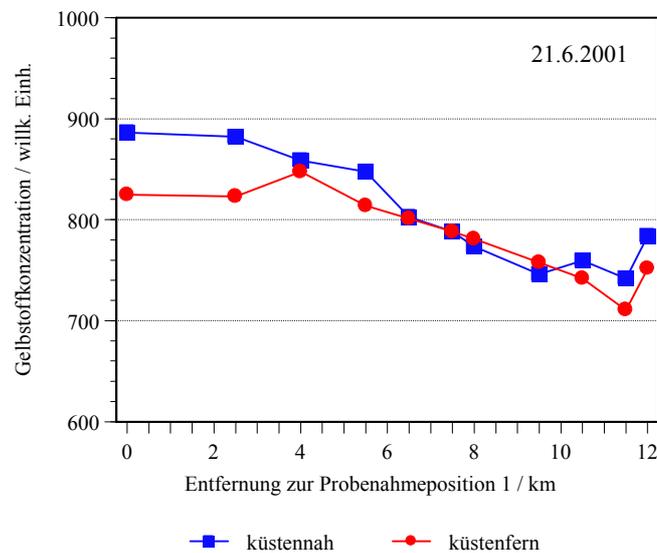


Abb. 14 Gelbstoffkonzentration am 21.06.2001 in Wasserproben aus der Eckernförder Bucht, küstennah und küstenfern bestimmt

Bei den am 19.06.2001 gemessenen Werten waren die Gelbstoffkonzentrationen nordöstlich der Kläranlage Waabs am höchsten, am 20.06.2001 leicht südwestlich

davon, während sie am letzten Versuchstag noch weiter südwestlich höher waren. Dies entspricht nur teilweise den Windrichtungen, die am 19.06. bei 285°, am 20.06. bei 225° und am 21.06. bei 330° lagen. Die Unterschiede zwischen küstennah und küstenfern gezogenen Proben erwiesen sich in den meisten Fällen als vernachlässigbar.

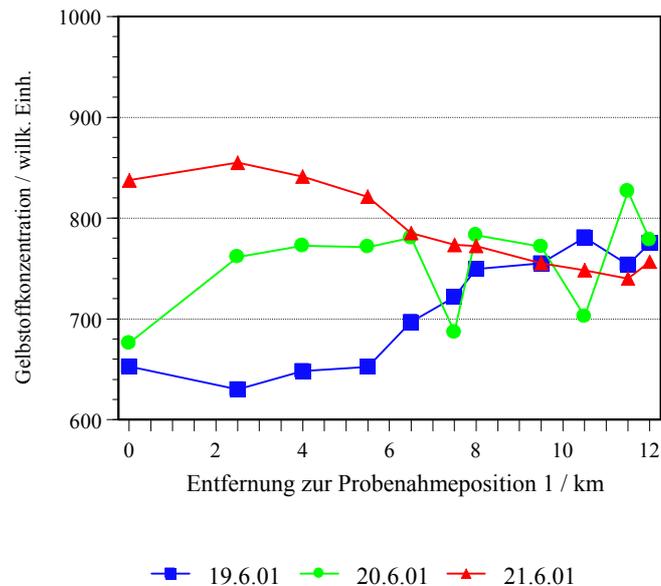


Abb. 15 Gelbstoffkonzentration in der Zeit vom 19. - 21.06.2001, Mittelwerte der küstennah – küstenfern gezogenen Proben

### 3.1.2 Ergebnisse der Untersuchungen im Juli 2001

Vom 16.07.2001 bis zum 19.07.2001 wurde der Versuch aus dem Vormonat wiederholt. Das Probenahmegebiet wurde in den Norden ausgedehnt und reichte bis zum Hauptstrand der Ortschaft Damp. Zusätzlich zu den vom Boot aus gezogenen Proben wurden an acht offiziellen Badestellen im Beprobungsgebiet (Karlsminde, Ludwigsburg, Lehmberg, Campingplatz Langholz, Campingplatz Klein-Waabs, Campingplatz Ritenrade, Campingplatz Booknis, Damp Hauptstrand) von Land aus Wasserproben entnommen. Bei den seeseitigen Proben wurden an den Positionen 14, 17 und 21 (s. Abb. 5), d.h. um den Bereich des von der Kläranlage Waabs stammenden, eingeleiteten, geklärten Abwassers, küstennah zusätzlich zu den Proben, die in 30 cm Wassertiefe gezogen wurden, auch Proben in 1,5 und 3 m Wassertiefe entnommen, um

Hinweise über die Verhältnisse bei anderen Wassertiefen zu erhalten. Weiterhin wurde in der Höhe Klein-Waabs eine ca. 2 km in die offene See hinausführende Sondermessreihe durchgeführt, um auch Daten aus weiterer Entfernung zum Strand zu erhalten. Die Proben wurden wie im Juni mikrobiologisch und chemisch-physikalisch untersucht. Die Gelbstoffmessungen wurden vor Ort mit dem OPTIMOS-Gerät (s. 2.5.) durchgeführt. Am 19.07.2001 wurden Infrarot- und UV-Bilder von einem Flugzeug aus aufgenommen.

		<b>16.07.2001</b>	<b>17.07.2001</b>	<b>18.07.2001</b>	<b>19.07.2001</b>
<b>Leitfähigkeit</b> (mS/ cm <sub>2</sub> )	Mittelwert	27,1	26,4	22,5	23,0
	Min.	26,5	26,2	22,0	22,4
	Max.	27,8	26,6	23,0	23,4
<b>Wassertemperatur</b> (°C)	Mittelwert	17,3	16,8	18,1	17,9
	Min.	16,5	16,5	16,5	17,0
	Max.	18,2	17,0	18,8	18,8
<b>Wellengang</b> (0 – 9)		0	0	3 - 4	1
<b>Windrichtung</b> (°)		0	220	120	180
<b>Windstärke</b> (Bft)		0	0 – (1)	3 - 4	2
<b>Niederschlag</b> (0 – 9)		0 – (1)	0	0	0– (1)

Tab. 3 Physikalisch-chemische Begleitdaten der landseitig genommenen Proben;  
Versuchswoche Juli 2001

Wie bereits im Juni beobachtet werden konnte, variierten die Werte für Leitfähigkeit und Temperatur nur geringfügig (Tab. 3). Leichter Niederschlag war am ersten und letzten Versuchstag zu verzeichnen, die Windstärken und –richtungen wechselten. Aufgrund des starken Seeganges am 18.07. musste aus Sicherheitsgründen auf die Beprobung vom Boot aus verzichtet werden. Am 19.07. konnte erst verspätet mit der

Probenahme begonnen werden, so dass der Versuch aus Zeitgründen vorzeitig abgebrochen werden musste.

In den mikrobiologisch untersuchten, seeseitig entnommenen Proben ließen sich nur vereinzelt Fäkalindikatorbakterien in geringer Konzentration ( $< 50$  KBE/ 100 ml) nachweisen. Lediglich am 16.07.2001 wurden an den Positionen 39 (Messreihe 13, 50 – 100 m), 41 (Messreihe 13, 400 m), 43 (Messreihe 14, 200 m) und 44 (Messreihe 14, 400 m) 158, 246, 182 und 110 *E. coli*/ 100 ml nachgewiesen. Intestinale Enterokokken fanden sich in diesen Proben nicht. Die landseitig entnommenen Proben waren insgesamt mikrobiologisch etwas stärker belastet. Im allgemeinen lagen auch hier die gemessenen Konzentrationen  $< 300$  KBE/ 100 ml, lediglich am 19.07.2001 wurde in der vom Campingplatz Ritenrade stammenden Probe die obere Nachweisgrenze von 4.564 KBE/ 100 ml überschritten (Abb. 16 und 17).

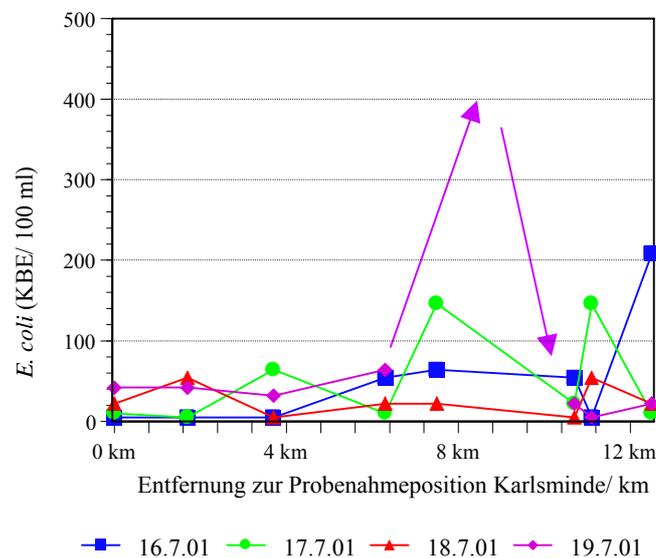


Abb. 16 Konzentration von *E. coli* in den landseitig entnommenen Proben; Versuchswoche Juli 2001; Proben gezogen in 30 cm Wassertiefe bei einer insgesamten Wassertiefe von ca. 1 m

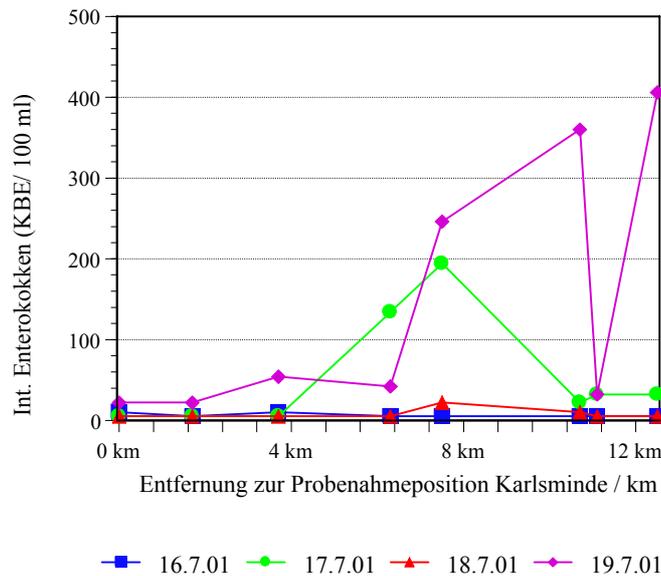


Abb. 17 Konzentration von intestinalen Enterokokken in den landseitig entnommenen Proben; Versuchswoche Juli 2001; Proben gezogen in 30 cm Wassertiefe bei einer insgesamten Wassertiefe von ca. 1 m

Bei den Gelbstoffmessungen, die wie bereits im Juni entlang der Küste genommen wurden, wurden an den beiden ersten Versuchstagen die höchsten Werte in der Versuchsreihe 11 in Höhe der Ortschaft Booknis ermittelt. Der 16.07.2001 war ein windstillere Tag, am Folgetag betrug die Windrichtung  $220^\circ$  und war somit ablandig mit leicht küstenparallelem Verlauf. Die küstennah gezogenen Proben wiesen am 16.07. bei 6 Proben höhere Gelbstoffkonzentrationen auf als die küstenfern entnommenen, bei 5 Proben lagen die Werte eng beieinander, bei 3 Proben tiefer. Am 17.07. waren die Gelbstoffkonzentrationen in den küstenfernen Proben der 12. und 14. Messreihe deutlich erhöht und lagen um 3,6 bzw. 2,8 rel. Einheiten über den Werten der küstennahen Proben. Die Messwerte der 2 km langen Sondermessreihe ließen keine Besonderheiten erkennen. Bei den 3 Positionen, an denen auch in größerer Tiefe gemessen wurde, wurden mit Ausnahme der Position 21 am 17.07. bei allen Messungen die höchsten Werte in der mittleren Tiefe von 1,5 m beobachtet.

Die UV-Bilder, die von einem Flugzeug des Bundesministeriums für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen aufgenommen wurden, zeigten keinerlei Auffälligkeiten. Auf den

Infrarotaufnahmen hingegen konnte der Auslauf aus dem Aas See sehr gut verfolgt werden. Der Auslauf erfolgt diskontinuierlich über ein Wehr und einen Sandfang. Frühere Untersuchungen hatten ergeben, dass die Wasserqualität dieses Ablaufes mikrobiologisch einwandfrei ist [14] und somit als Kontaminationsquelle für die in der Nähe befindlichen Badestellen ausscheidet.

### 3.1.3 Ergebnisse der Untersuchungen im August 2001

Da die Wetterverhältnisse im Juli zu einem Abbruch der Beprobungen geführt hatten, wurde der Versuch in der Zeit vom 06. – 09.08.2001 wiederholt. Die Probenahmepositionen waren mit denjenigen im Juli identisch. Lediglich die Messungen in größerer Tiefe wurden diesmal in mittlerer Entfernung von der Küste in den Messreihen 12, 13 und 14 vorgenommen. Auf die Gelbstoffmessungen wurde

		06.08.2001	07.08.2001	08.08.2001	09.08.2001
<b>Leitfähigkeit</b> (mS/ cm <sub>2</sub> )	Mittelwert	24,0	22,3	24,0	31,1
	Min.	19,7	21,6	23,1	28,3
	Max.	25,4	24,0	24,7	31,8
<b>Wassertemperatur</b> (°C)	Mittelwert	16,9	17,7	18,2	13,7
	Min.	15,8	17,5	17,9	13,0
	Max.	18,0	18,0	18,6	16,0
<b>Wellengang</b> (0 – 9)		1 - 2	1 - 2	3 - 4	1 - 2
<b>Windrichtung</b> (°)		260	300	240	270
<b>Windstärke</b> (Bft)		2	2	4 - 7	3 - 4
<b>Niederschlag</b> (0 – 9)		0	0	0*	0 – (1)

Tab. 4 Physikalisch-chemische Begleitdaten der seeseitig genommenen Proben; Versuchswoche August 2001; \* morgens heftiger Regen (8) lokal zwischen Booknis und Damp

verzichtet, weil sie in den anderen Versuchswochen keine wesentlichen Erkenntnisse geliefert hatten. Am 08. und 09.08.2001 wurden wiederum infrarot- und UV-Aufnahmen von einem Flugzeug aus aufgenommen.

Die chemisch-physikalischen Untersuchungsergebnisse sind in Tab. 4 aufgeführt. An allen Tagen herrschte ablandiger Wind mit zunehmender Windstärke. An den letzten beiden Tagen gab es, z.T. nur lokal, kurze Regenschauer. Die Wassertemperatur war in der freien Ostsee am letzten Versuchstag deutlich niedriger als an den Vortagen. An der Küste bei den landseitig entnommenen Proben waren sie an diesem Tag zwar auch niedriger als an den Vortagen, lagen aber insgesamt noch bei 15°C.

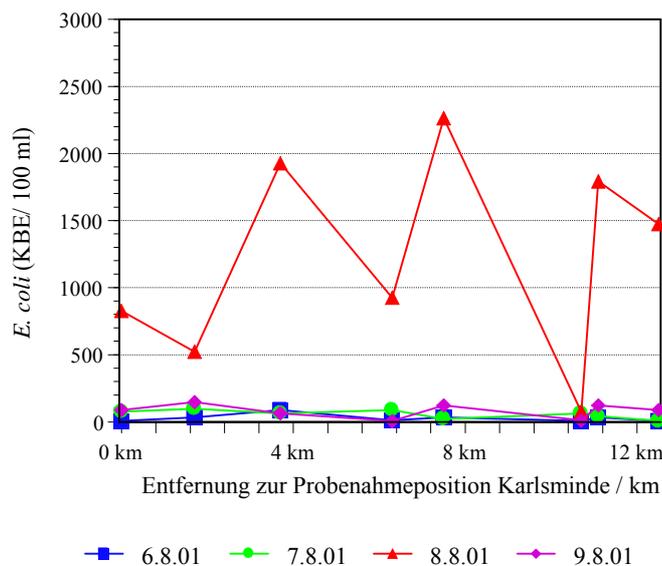


Abb. 18 Konzentration von *E. coli* in den landseitig entnommenen Proben; Versuchswoche August 2001; Proben gezogen in 30 cm Wassertiefe bei einer insgesamten Wassertiefe von ca. 1 m

Während an den ersten zwei Versuchstagen die Konzentration von *E. coli* in den landseitig gezogenen Proben mit < 100 KBE/ 100 ml relativ niedrig lag, stieg sie am dritten Tag deutlich an (Abb. 18) und erreichte im Bereich des Campingplatzes Ritenrade eine Höhe von 2.262 KBE/ 100 ml. Am letzten Versuchstag sanken die Konzentrationen überall auf Werte < 200 KBE/ 100 ml. Die Konzentration von

intestinalen Enterokokken war bis auf den ersten Tag deutlich höher (Abb. 19) als die *E. coli*-Konzentration. Am 08.08. wurde am Hauptstrand von Damp die obere Nachweisgrenze von 4.564 KBE/ 100 ml überschritten.

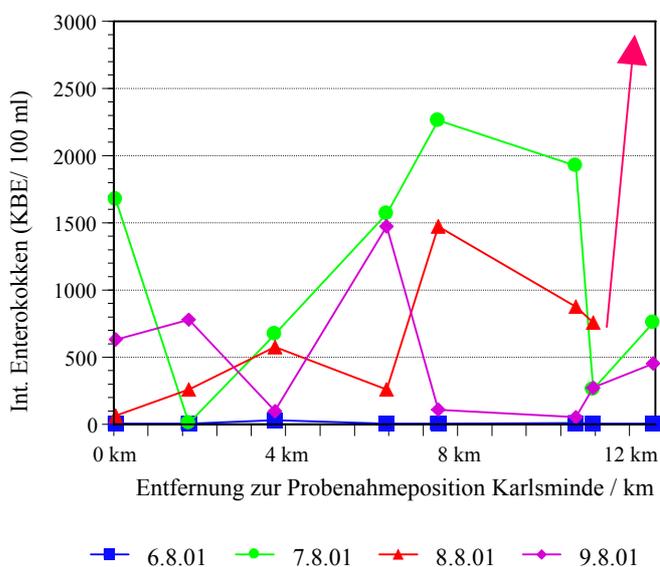


Abb. 19 Konzentration von intestinalen Enterokokken in den landseitig entnommenen Proben; Versuchswoche August 2001; Proben gezogen in 30 cm Wassertiefe bei einer insgesamten Wassertiefe von ca. 1 m

Bei den seeseitig gezogenen Proben wurden am 06.08.2001 wie bereits in den anderen Versuchswochen nur vereinzelt Fäkalindikatorbakterien in geringer Konzentration isoliert. An den nächsten beiden Tagen stieg die Konzentration jedoch deutlich an und sank am folgenden Tag wieder ab. Die Daten für *E. coli* sind in den Abb. 20 – 21 dargestellt. Sie zeigen, dass im Gegensatz zu den Voruntersuchungen auch in größerer Entfernung von der Küste *E. coli* noch nachweisbar waren. Auch bei den in 200 m Entfernung vom Ufer in 1,5 und 3 m Tiefe entnommenen Proben wurden *E. coli* und intestinale Enterokokken gefunden. Die Konzentrationen reichten am 08.08.2001 für *E. coli* bis zu 344 KBE/ 100 ml bzw. für intestinale Enterokokken bis zu 142 KBE/ 100 ml (Position 40, 13. Messreihe, 1,5 m Wassertiefe). In 3 m Wassertiefe wurden am selben Tag und an derselben Position noch 288 KBE/ 100 ml bzw. 76 KBE/ 100 ml nachgewiesen. Am 09.08. lagen sie dann wieder <100 KBE/ 100 ml.

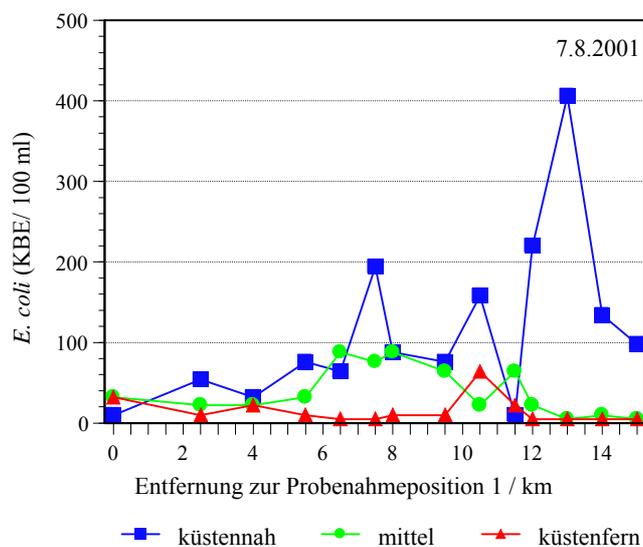


Abb. 20 Konzentration von *E. coli* in den seeseitig entnommenen Proben; küstennah bis küstenfern; Proben gezogen am 07.08.2001 in 30 cm

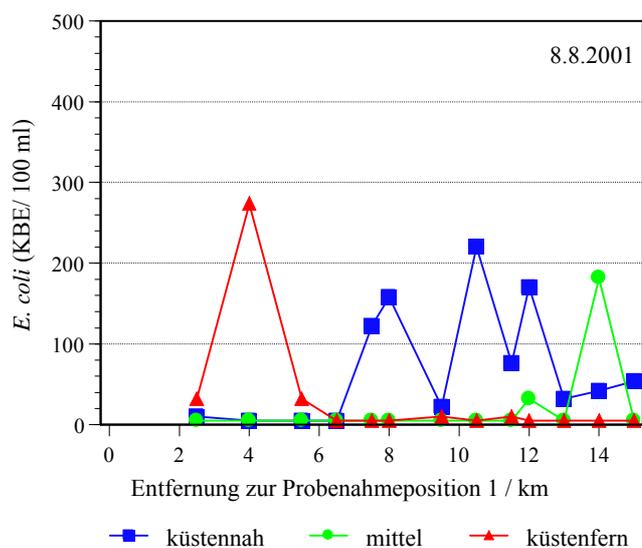


Abb. 21 Konzentration von *E. coli* in den seeseitig entnommenen Proben; küstennah bis küstenfern; Proben gezogen am 08.08.2001 in 30 cm Wassertiefe

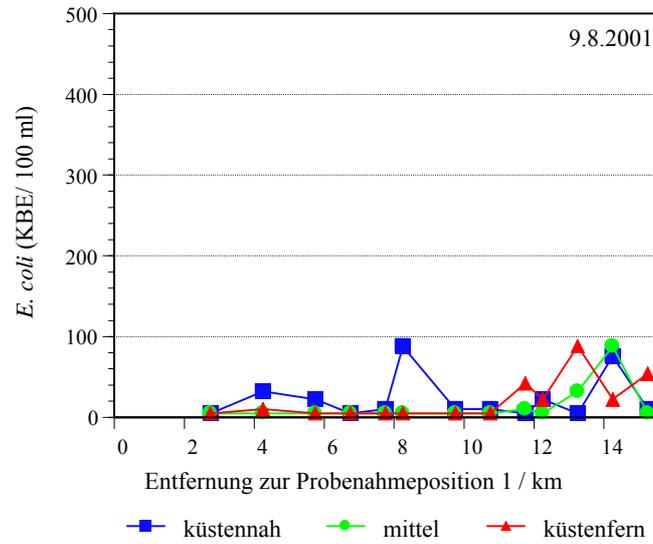


Abb. 22 Konzentration von *E. coli* in den seeseitig entnommenen Proben; küstennah bis küstenfern; Proben gezogen am 09.08.2001 in 30 cm Wassertiefe

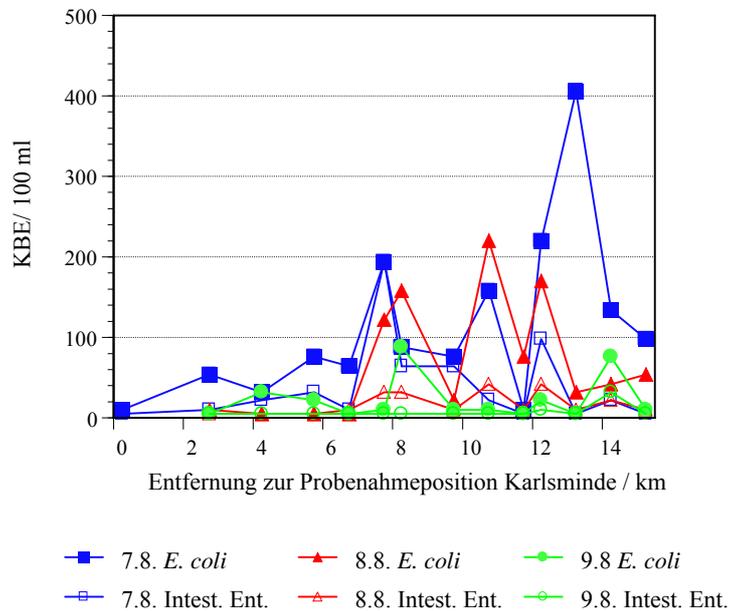


Abb. 23 Konzentration von Fäkalindikatorbakterien in seeseitig küstennah entnommenen Proben; Proben gezogen in 30 cm Wassertiefe

Auch in den küstennah gezogenen Proben war eine deutlich stärkere mikrobiologische Belastung feststellbar. Die Daten für *E. coli* und intestinale Enterokokken sind in Abb. 23 dargestellt.

#### 3.1.4 Untersuchungen im August 2002

In der Badesaison 2002 wurden in der Zeit vom 29.07. – 30.08.2002 täglich außer am Samstag alle Badestellen und Einleiter zwischen Campingplatz Karlsminde und Dampf-Hauptstrand beprobt und mikrobiologisch auf das Vorhandensein von Fäkalindikatorbakterien untersucht, um Hinweise auf mögliche Kontaminationsquellen zu erhalten. Die Proben wurden in 30 cm Wassertiefe nach Möglichkeit bei einer insgesamten Wassertiefe von mindestens 1 m gezogen. Die Wetterdaten wurden begleitend erhoben.

Während des Untersuchungszeitraumes variierten die an den Probenahmestellen gemessenen Indikatorbakterienkonzentrationen von Tag zu Tag z.T. erheblich (Abb. 24 - 30). Am 31.07. und 04.08.2002 war leichter Regen gefallen, am 01.08., 05.08. und 06.08. heftige Niederschläge. Letztere führten dazu, dass im Bereich der Strandbek, d.h. dem Ablauf der Kläranlage Waabs, Regenwasser in den Schmutzwasserkanal eindrang. Da die dort befindliche Pumpe unterdimensioniert war, lief an diesen Tagen Schmutzwasser im Bereich Waabs in die Ostsee. In dem gesamten Bereich der Eckernförder Bucht waren jedoch erhebliche Überschwemmungen, Überläufe von Regenwasserkanälen und Abspülungen vom Land zu verzeichnen, die alle dazu führten, dass an den Regentagen und kurz danach das Ostseewasser dunkel gefärbt war.

Aufgrund der mikrobiologischen Untersuchungsergebnisse wurde die Küste erneut abgegangen und eine weitere Einleitung (Booknisser Au) wurde ab 07.08.2002 mitbeprobt. Da mit deutlich höheren mikrobiologischen Belastungen gerechnet wurde, wurde ab 06.08.2002 bei einigen Einleitern die Proben verdünnt, um im höheren Konzentrationsbereich noch genaue Werte zu erhalten. Die obere Nachweisgrenze betrug in diesen Proben 34.659 KBE/ 100 ml.

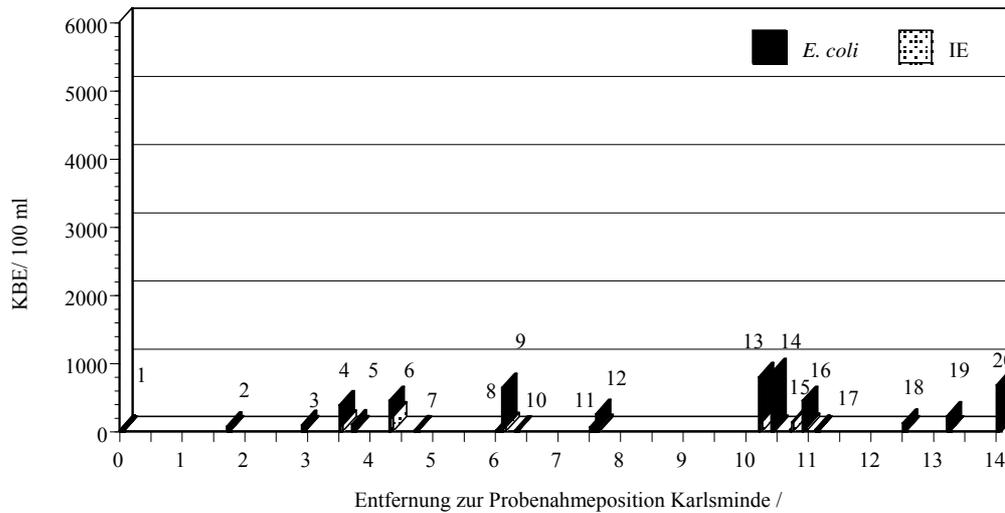


Abb. 24 Konzentration von *E. coli* und intestinalen Enterokokken im Bereich der Eckernförder Bucht; Probenahme 11.08.2002; 1. CP Karlsminde, 2. CP Ludwigsburg, 3. CP Lehmburg, 4. Graben Langholz, 5. CP Langholz, 6. Auslauf Langholzer See, 7. Gemeindebadestelle Langholz, 8. Gemeindebadestelle Klein-Waabs, 9. Auslauf Strandbek, 10. CP Klein-Waabs, 11. CP Ritenrade, 12. Graben Ritenrade, 13. Booknisser Au, 14. Graben Booknis, 15. CP Booknis, 16. Schwastrumer Au, 17. Am Fischleger, 18. Dampf Südstrand, 19. Dampf Hafenausfahrt, 20. Dampf Hauptstrand; Windrichtung 0°, Windstärke 0, kein Regen

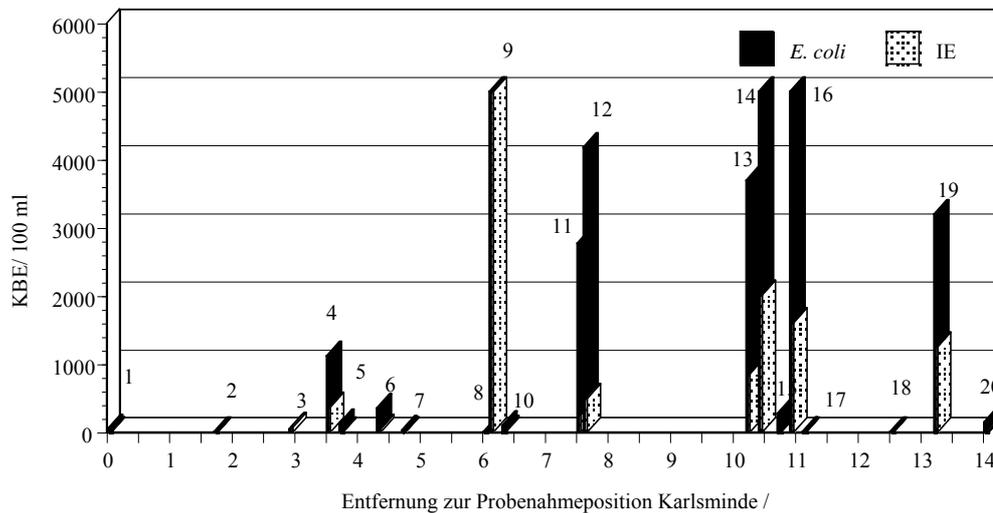


Abb. 25 Konzentration von *E. coli* und intestinalen Enterokokken im Bereich der Eckernförder Bucht; Probenahme 12.08.2002; Windrichtung 330°, Windstärke 4, kein Regen; Legende s. Abb. 24

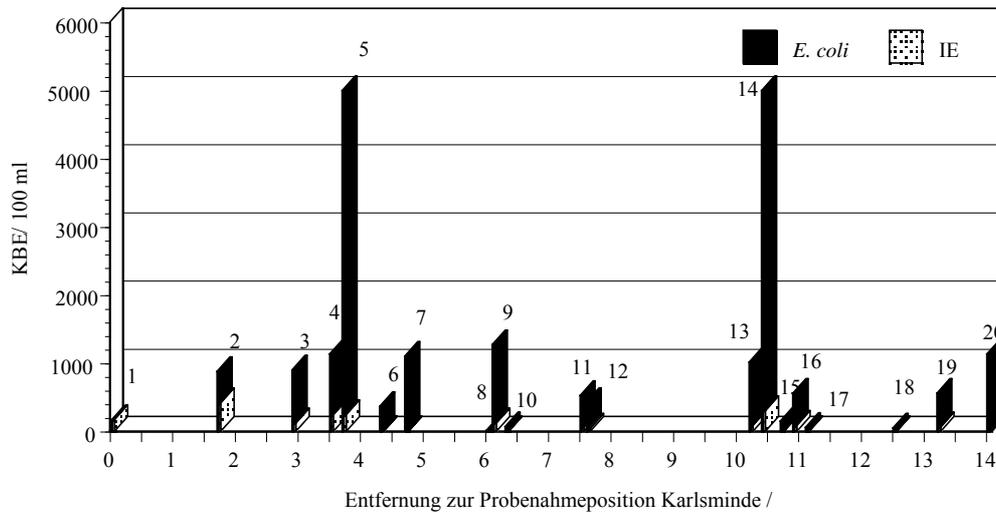


Abb. 26 Konzentration von *E. coli* und intestinalen Enterokokken im Bereich der Eckernförder Bucht; Probenahme 13.08.2002; Windrichtung 300°, Windstärke 6, kein Regen; Legende s. Abb. 24

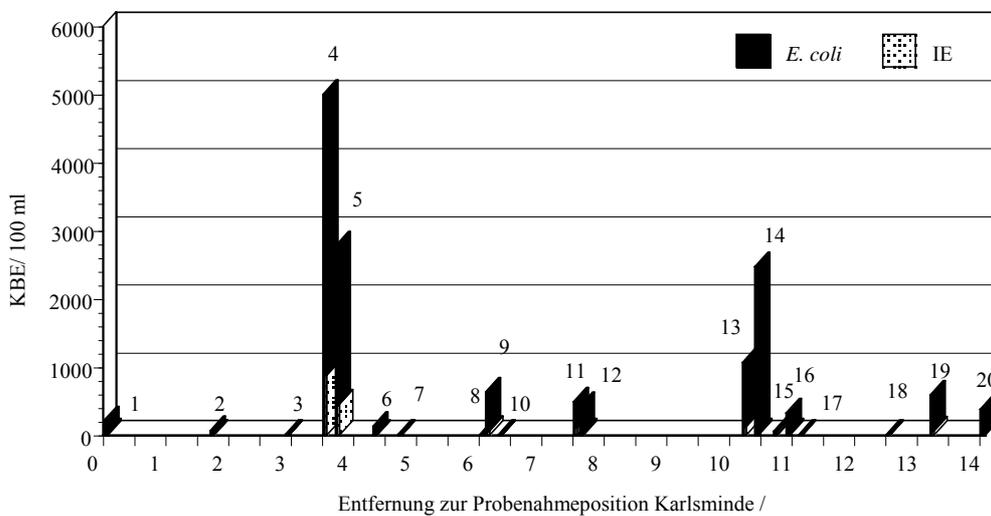


Abb. 27 Konzentration von *E. coli* und intestinalen Enterokokken im Bereich der Eckernförder Bucht; Probenahme 14.08.2002; Windrichtung 270°, Windstärke 4, kein Regen; Legende s. Abb. 24

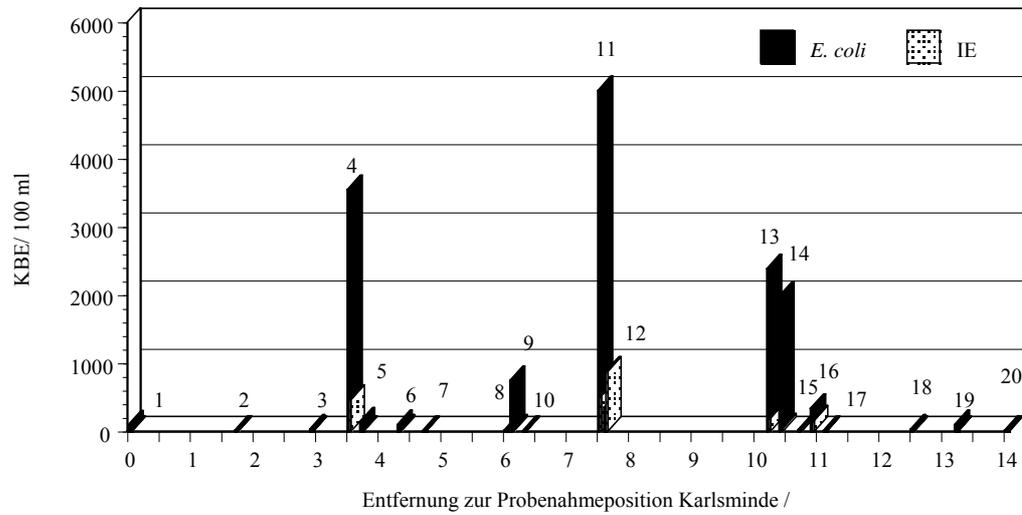


Abb. 28 Konzentration von *E. coli* und intestinalen Enterokokken im Bereich der Eckernförder Bucht; Probenahme 15.08.2002; Windrichtung 0°, Windstärke 0, kein Regen; Legende s. Abb. 24

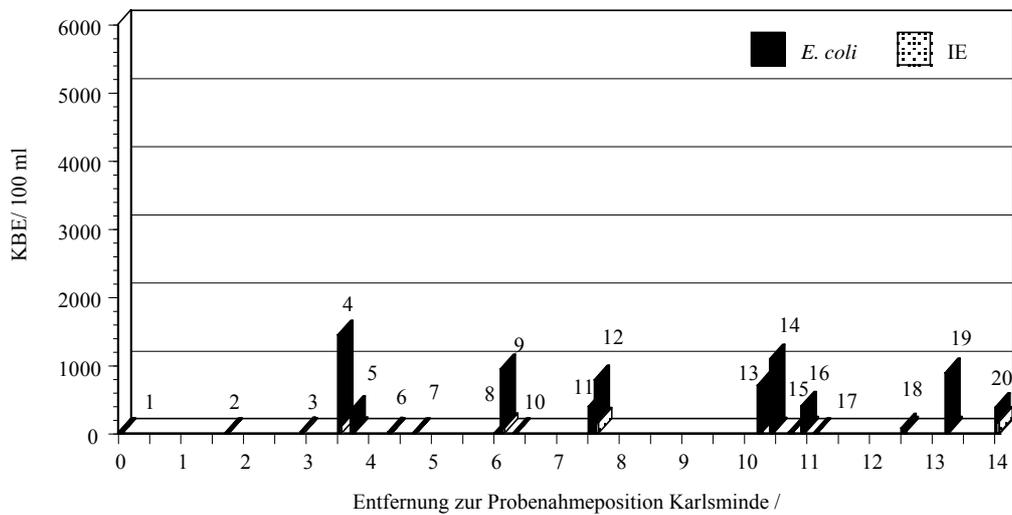


Abb. 29 Konzentration von *E. coli* und intestinalen Enterokokken im Bereich der Eckernförder Bucht; Probenahme 16.08.2002; Windrichtung 0°, Windstärke 0, kein Regen; Legende s. Abb. 24

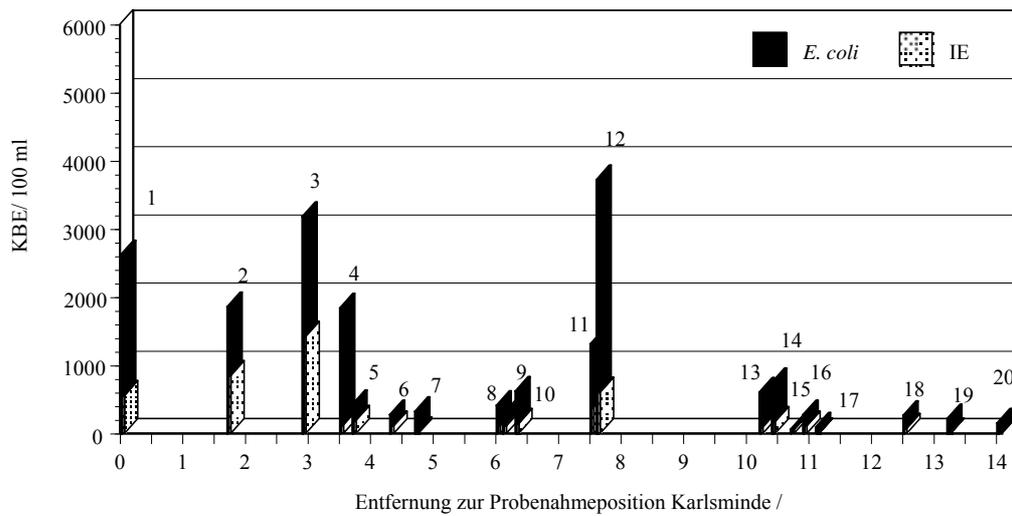


Abb. 30 Konzentration von *E. coli* und intestinalen Enterokokken im Bereich der Eckernförder Bucht; Probenahme 18.08.2002; Windrichtung 100°, Windstärke 1 - 2, kein Regen; Legende s. Abb. 24

In den Graphiken wurden alle ermittelten Konzentrationen, die entweder > 4.564 KBE/100 ml (obere Nachweisgrenze der unverdünnten Proben) betragen oder über 5000 KBE/100 ml lagen gleich 5000 KBE/100 ml gesetzt. Die an den Badestellen oder bei den Einleitern gemessenen Konzentrationen an Fäkalindikatorbakterien ließen sich mit Ausnahme der oben erwähnten starken Regenfälle nicht immer eindeutig mit den Wetterdaten korrelieren. Die Hauptwindrichtung war während des Beprobungszeitraumes überwiegend aufländig mit Richtungen zwischen 70 und 110°. Die Badestellen, die im Süden der Eckernförder Bucht liegen, wiesen häufig höhere Konzentrationen als die nördlichen Badestellen auf, was für eine Beeinflussung durch Verdriftung spricht (s. Abschnitt 3.1.6 und 3.1.7), doch spiegelten sich die nachgewiesenen mikrobiologischen Belastungen der nahegelegenen Einleiter nicht immer in der Wasserqualität der nächstgelegenen Badestellen wider. Eine Verwirbelung und ein Vorbeifließen bis zur nächsten Badestelle scheint möglich zu sein. So hatte beispielsweise die Strandbek, welche das gereinigte Abwasser der Kläranlage Waabs aufnimmt, am 25.08.2002 eine Belastung mit *E. coli* von >34.659 KBE/100 ml. Die in südlicher Richtung folgenden Badestellen Gemeindebadestelle Klein-Waabs, Gemeindebadestelle Langholz und Campingplatz Langholz wiesen am selben Tag

niedrige, am folgenden Tag jedoch nur am Campingplatz Langholz eine nennenswerte Belastung mit 3.872 KBE/ 100 ml auf.

Die Badestellen, die bereits in der Vergangenheit als problematisch galten, fielen auch bei dieser Beprobungsserie negativ auf. Bei den Badestellen Campingplatz Lehmborg, Campingplatz Langholz bzw. Campingplatz Ritenrade wurde während der Beprobungszeit die derzeit gültige Grenzwertkonzentration von 2000 KBE *E. coli*/ 100 ml viermal, viermal bzw. dreimal überschritten. Doch auch der Hauptstrand von Damp, in dessen unmittelbarer Nähe keine nennenswerten Einleitungen sind, wies zwei Grenzwertüberschreitungen auf. Bei insgesamt 49,4 % bzw. 21,8 % sämtlicher an den Badestellen gezogenen Proben wurden die Richtwerte für *E. coli* bzw. Enterokokken, jeweils 100 KBE/ 100 ml, überschritten.

### 3.1.5 Ergebnisse der Strömungsmessungen

In der Zeit vom 13.07.2001 bis 29.08.2001 wurden vom Bundesamt für Schifffahrt und Hydrographie (BSH) drei Strömungsmessgeräte in der Eckernförder Bucht ausgebracht. Als Lokalisation waren Positionen nahe der jeweiligen Ufer bzw. in der Mitte der Bucht (s. Abb. 4) gewählt worden, um ein Bild von den in der Bucht herrschenden Strömungsrichtungen zu erhalten. Der Rotor des unteren Strommessers der Kette E3 wurde bereits kurz nach dem Aussetzen blockiert, sodass für die Messtiefe 16 m keine Daten vorhanden sind. Die Auswertung und Beurteilung der Daten wurde vom BSH durchgeführt.

Während der Messkampagne waren die Strömungsgeschwindigkeiten in der Eckernförder Bucht verhältnismäßig gering. Die mittlere Geschwindigkeitsbeträge lagen zwischen 3,1 und 8,5 cm/s. Die höchsten Geschwindigkeiten wurden mit 37,0 cm/s auf der Position E2 beobachtet. Die mittlere Windgeschwindigkeit während der Messphase betrug 4,7 m/s (3 bft), die maximale Windgeschwindigkeit erreichte knapp 15 m/s (7 bft). Da die Strömung in der Bucht in starkem Maße windgetrieben ist, ist bei

höheren Windgeschwindigkeiten auch mit größeren Transporten zu rechnen. In Tab. 5 sind die wichtigsten Strömungsparameter für alle Positionen und Messtiefen aufgeführt.

Bei den RCM7-Messungen waren häufig Phasen zu beobachten, in denen die Geschwindigkeit auf Null abfiel. Die Rotoren haben aufgrund der Reibung eine Anlaufgeschwindigkeit von 1 – 2 cm/s, bei geringeren Geschwindigkeiten bleiben sie stehen. Diese Einschränkung gilt nicht für die akustischen ADCP-Messungen auf Position E2. Da während der Zeiten mit Rotorstillstand auch mit dem ADCP nur sehr geringe Geschwindigkeiten gemessen wurden, kann eine Blockade des Rotors (z.B. durch treibendes Seegras oder Seesterne) ausgeschlossen werden.

Auf Position E1 wurde in 7 m Tiefe bei 10,1 % der Messwerte Rotorstillstand registriert, in 12 m Tiefe jedoch bei 39,8 % der Werte. Diese Differenz ist durch den Einfluss des Windes auf die oberflächennahe Schicht zu erklären. Auf Position E3 wurde ein fast ständiger Ausstrom aus der Eckernförder Bucht beobachtet, hier wurde in 13 m Tiefe nur bei 14,6 % der Werte ein Rotorstillstand beobachtet. Ferner trat hier mit 89 % die größte Richtungsstabilität auf (100 % würde eine konstante Strömungsrichtung bedeuten). In Tab. 6 und 7 sind für alle Messpositionen die Tagesmittelwerte der vektoriell gemittelten Strömungsgeschwindigkeit (Maß für den Transport der Wassermasse) und -richtung gegenübergestellt. Es zeigte sich, dass bei E3 nur an zwei Tagen ein Einstrom in die Eckernförder Bucht registriert wurde. Auf den Positionen E1 und E2 war hingegen ein ständiger Wechsel von Ein- und Ausstrom zu beobachten, wobei die einzelnen Phasen in der Regel für ein paar Tage anhielten. Dabei zeigte sich, dass die Richtungsvariabilität in 12 –13 m Tiefe deutlich größer war als in 7 m Tiefe. Dies lag an der stabilisierenden Wirkung des Windes, obwohl die Strömung den Wechseln in der Windrichtung nicht immer unmittelbar folgte.

Die Strömungsrichtung und die Richtung der Hauptachsen des Varianz-Tensors laufen stets parallel zur Topographie. Dies zeigte sich auch bei der tiefsten Messung auf Position E2, wo sich die Topographie des Mittelgrunds abzeichnete. Die geringe

		<b>E 1</b>	<b>E2</b>	<b>E3</b>
<b>7 m</b>	$V_s$ [cm/s]	5,6	8,5	-
	max ( $V_s$ ) [cm/s]	26,7	32,0	-
	$V_v$ [cm/s]	3,2	4,0	-
	Richtung [°]	219,0	232,0	-
	$\Theta$ [°]	46,0	45,0	-
	$k_E$ [cm <sup>2</sup> /s <sup>2</sup> ]	23,9	42,2	-
	$k_M$ [cm <sup>2</sup> /s <sup>2</sup> ]	5,1	8,1	-
	Stab.-Faktor [%]	57,6	47,3	-
	$V_s < 0,1$ cm/s [%]	10,1	0,2	-
<b>12 m</b>	$V_s$ [cm/s]	3,1	6,6	8,5
	max ( $V_s$ ) [cm/s]	24,7	37,0	31,7
	$V_v$ [cm/s]	0,6	0,2	7,6
	Richtung [°]	229,0	339,0	77,0
	$\Theta$ [°]	53,0	39,0	78,0
	$k_E$ [cm <sup>2</sup> /s <sup>2</sup> ]	13,6	31,1	30,0
	$k_M$ [cm <sup>2</sup> /s <sup>2</sup> ]	0,2	<0,1	28,6
	Stab.-Faktor [%]	17,9	3,8	89,0
	$V_s < 0,1$ cm/s [%]	39,8	0,4	14,6
<b>17 m</b>	$V_s$ [cm/s]	-	6,6	-
	max ( $V_s$ ) [cm/s]	-	37,0	-
	$V_v$ [cm/s]	-	0,8	-
	Richtung [°]	-	33,0	-
	$\Theta$ [°]	-	37,0	-
	$k_E$ [cm <sup>2</sup> /s <sup>2</sup> ]	-	48,3	-
	$k_M$ [cm <sup>2</sup> /s <sup>2</sup> ]	-	0,3	-
	Stab.-Faktor [%]	-	9,7	-
	$V_s < 0,1$ cm/s [%]	-	0,5	-
<b>21 m</b>	$V_s$ [cm/s]	-	6,6	-
	max ( $V_s$ ) [cm/s]	-	37,0	-
	$V_v$ [cm/s]	-	1,1	-
	Richtung [°]	-	276,0	-
	$\Theta$ [°]	-	30,0	-
	$k_E$ [cm <sup>2</sup> /s <sup>2</sup> ]	-	67,3	-
	$k_M$ [cm <sup>2</sup> /s <sup>2</sup> ]	-	0,6	-
	Stab.-Faktor [%]	-	11,2	-
	$V_s < 0,1$ cm/s [%]	-	0,5	-

$V_s$ : mittlerer Geschwindigkeitsbetrag;  $V_v$ : vektoriell gemittelte Geschwindigkeit;

$V_s < 0,1$  cm/s: Rotorstillstand bei RCM7;  $\Theta$ : mittlere Richtung;  $k_M$ : mittlere kinetische

Energie;  $k_E$ : kinetische Eddy-Energie

Tab. 5 Vergleich von Strömungsparametern

Tag	E1 12 m		E2 12 m		E3 12 m		E1 7 m		E2 7 m	
	V <sub>v</sub>	phi								
	cm/s	°								
13.07.2001	2,0	66	3,2	271	6,4	78	5,6	215	7,5	251
14.07.2001	5,4	53	6,0	13	14,9	77	3,1	184	12,9	226
15.07.2001	8,9	234	1,9	108	1,7	90	5,6	223	3,7	352
16.07.2001	3,1	58	1,8	43	5,9	77	11,0	216	5,8	216
17.07.2001	2,3	54	6,1	52	9,4	78	1,0	213	2,9	72
18.07.2001	3,2	231	6,6	48	2,9	81	1,1	202	1,3	324
19.07.2001	7,1	228	2,5	79	5,3	82	1,0	226	2,7	39
20.07.2001	1,5	69	1,3	271	10,9	79	7,6	229	1,0	246
21.07.2001	2,9	57	1,8	185	12,8	78	6,1	204	15,0	207
22.07.2001	2,1	233	0,6	119	9,3	79	4,1	234	7,7	186
23.07.2001	1,0	55	3,0	129	4,9	85	3,3	217	6,1	181
24.07.2001	1,7	56	7,2	56	8,3	78	0,9	23	5,5	99
25.07.2001	7,3	53	7,7	324	4,0	262	0,5	354	6,4	71
26.07.2001	5,5	54	7,5	6	5,6	76	3,0	76	9,0	177
27.07.2001	1,1	235	2,3	243	2,6	90	3,9	40	5,4	71
28.07.2001	0,2	237	5,2	213	4,2	63	1,4	49	1,3	328
29.07.2001	0,2	236	11,3	208	7,8	77	0,7	181	3,0	115
30.07.2001	1,8	236	7,9	222	6,1	75	8,9	229	2,8	317
31.07.2001	0,0	241	1,5	114	15,3	78	8,9	204	8,2	230

Tab. 6 Vektorielle Tagesmittelwerte für Geschwindigkeit und Strömungsrichtung 13. – 31.07.2001

Auslenkung der Trajektorien deutete darauf hin, dass sich über dem Mittelgrund – zumindest bei ruhigen Wetterlagen – eine Ringströmung ausbildet, die bis etwa 10 m unter die Oberfläche reichte. Die Strömung in der obersten Schicht war dann wieder primär windgetrieben. Zur Bestätigung dieser Vermutung wären jedoch zusätzliche Messungen erforderlich.

Insgesamt deutete sich ein Strömungsmuster an, das bezüglich der Strömungsrichtung primär durch die Topographie bestimmt wurde. Auf den Positionen E1 und E2, wurde zeitweise eine deutliche vertikale Scherung beobachtet, deren wahrscheinliche Ursachen im Unterschied zwischen oberflächennaher windgetriebener Zirkulation und internen Kompensationsströmungen, z.B. als Folge des positiven oder negativen Windstaus, lagen.

Tag	E1 12 m		E2 12 m		E3 12 m		E1 7 m		E2 7 m	
	V <sub>v</sub>	phi								
	cm/s	°								
01.08.2001	0,0	19	6,6	48	4,3	85	0,9	126	0,4	141
02.08.2001	0,4	31	7,1	58	9,8	79	1,6	191	8,6	224
03.08.2001	7,7	235	6,7	229	11,2	75	10,3	234	2,1	262
04.08.2001	0,9	239	2,4	337	20,8	74	14,7	219	17,1	230
05.08.2001	1,3	234	6,6	206	10,3	75	8,2	221	6,8	224
06.08.2001	0,7	233	3,7	272	3,8	80	8,7	203	12,5	235
07.08.2001	2,9	50	3,1	65	17,0	76	4,6	194	2,6	192
08.08.2001	5,4	234	1,8	203	7,9	79	9,1	237	1,1	342
09.08.2001	5,7	228	2,6	260	1,1	44	8,6	237	0,3	197
10.08.2001	4,0	50	6,6	46	14,1	78	9,3	224	12,0	231
11.08.2001	0,2	57	2,2	84	5,2	76	2,3	219	7,4	253
12.08.2001	10,6	234	2,1	161	0,5	100	10,8	246	9,6	298
13.08.2001	6,3	236	2,9	229	11,0	78	6,2	233	8,0	226
14.08.2001	2,9	48	3,7	39	14,9	81	1,1	134	9,9	231
15.08.2001	0,2	37	5,1	85	9,6	77	1,4	229	3,3	111
16.08.2001	4,8	234	2,5	206	2,5	82	1,0	78	3,3	325
17.08.2001	1,3	44	1,1	317	11,4	77	6,8	213	5,3	237
18.08.2001	2,8	51	10,1	48	14,3	78	2,2	52	0,8	225
19.08.2001	3,1	231	0,3	136	4,7	76	2,6	15	7,4	57
20.08.2001	0,0	215	3,9	245	13,0	77	8,1	229	5,0	248
21.08.2001	1,2	57	1,4	86	16,5	78	2,7	210	12,4	216
22.08.2001	0,3	226	1,1	39	0,7	83	5,7	65	10,5	238
23.08.2001	0,7	216	4,5	349	4,9	81	0,8	84	7,0	320
24.08.2001	0,5	128	1,5	210	2,6	73	2,3	211	4,0	269
25.08.2001	0,9	79	2,0	29	7,4	73	1,5	38	7,5	267
26.08.2001	1,7	229	2,7	294	1,3	70	2,9	44	4,7	269
27.08.2001	2,8	53	9,0	347	1,5	267			10,4	239
28.08.2001			7,1	268	3,2	79			9,3	248
29.08.2001			10,7	214	9,3	79			8,4	213

Tab. 7 Vektorielle Tagesmittelwerte für Geschwindigkeit und Strömungsrichtung 01. – 29.08.2001

### 3.1.6 Ergebnisse der Tracer-Versuche September 2001

Nach Ablauf der Badesaison 2001 wurden in den Ablauf des der Kläranlage Waabs nachgeschalteten Regenrückhaltebeckens am 17.09.2001 10 kg in Leitungswasser gelöstes Uranin gegeben und in die ca. 150 m entfernte Ostsee geleitet. Der Versuch wurde am 19.09.2001 mit 4 kg Uranin wiederholt. Zusätzlich zu den üblichen mikrobiologischen und chemisch-physikalischen Messungen wurden vor Ort mit Hilfe des OPTIMOS-Gerätes Gelbstoff- und Uranin-Messungen von Bord eines Schiffes aus vorgenommen. Die Ausbreitung des Farbstoffes wurde photographiert, Flugbilder konnten wegen eines Überflugverbotes an den Versuchstagen nicht aufgenommen werden. Die Beprobungspositionen vom Boot aus waren vor Ausbringung des Farbstoffes festgelegt worden (Abb. 6) und wurden im Laufe der Tage aufgrund der gewonnenen Erfahrungen modifiziert (Abb. 7 und 8).

		17.09.2001	18.09.2001	19.09.2001
<b>Leitfähigkeit</b> (mS/ cm <sub>2</sub> )	Mittelwert	23,2	23,3	23,4
	Min.	22,9	22,9	23,2
	Max.	23,4	23,5	23,7
<b>Wassertemperatur</b> (°C)	Mittelwert	15,0	15,5	15,0
	Min.	13,5	-	-
	Max.	15,0	-	-
<b>Wellengang (0 – 9)</b>		1	0 - 1	5
<b>Windrichtung (°)</b>		270	360	135
<b>Windstärke (Bft)</b>		2 - 3	2	5
<b>Niederschlag (0 – 9)</b>		0	0 - 2	0

Tab. 8 Physikalisch-chemische Begleitdaten der Proben aus Zone 1 und 2;  
Versuchswoche September 2001

Die chemisch- physikalischen Begleitdaten sind in Tab. 8 aufgeführt. Am 17.09.2001 herrschte ablandiger Wind, der im Laufe der folgenden Tage drehte. Am zweiten Ausbringungstag war er stark aufländig und sorgte somit bei den Färbeversuchen für zwei konträre Wetterbedingungen. Die Leitfähigkeit der Wasserproben und die Temperatur variierten nur wenig.

Die mikrobiologische Untersuchung der seeseitig gezogenen Proben ergab eine relativ geringe Belastung des Wassers mit Fäkalindikatorbakterien. Als Beispiel sind die Daten des ersten Versuchstages in Abb. 31 dargestellt. Am 17.09. waren nur wenige landseitigen Proben gezogen worden, weil das Hauptaugenmerk auf der Farbstoffausbringung lag. An den beiden folgenden Tagen wurden die üblichen Proben entlang der Küste gezogen (Abb. 32 und 33).

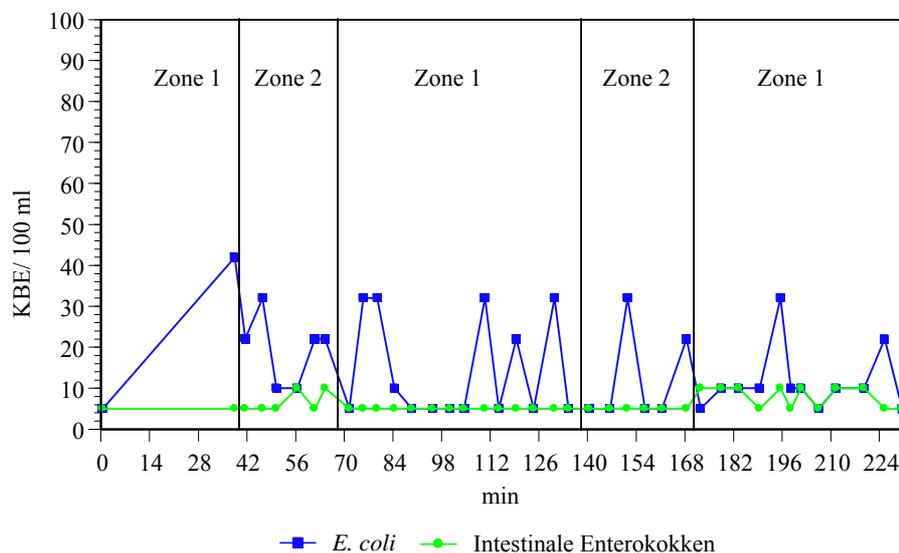


Abb. 31 Konzentration von *E. coli* und intestinalen Enterokokken in seeseitig gezogenen Wasserproben am 17.09.2001; Zeit nach Erscheinen des Farbstoffes in der Ostsee

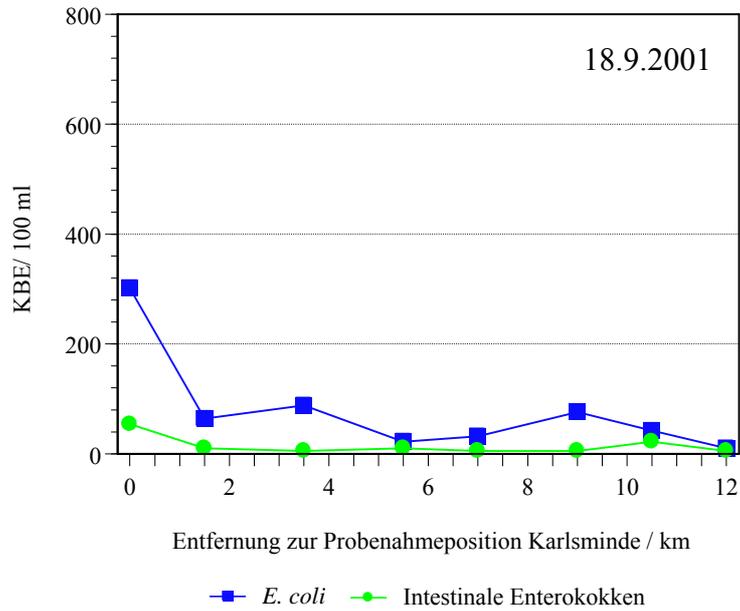


Abb. 32 Konzentration von *E. coli* und intestinalen Enterokokken in landseitig gezogenen Wasserproben am 18.09.2001

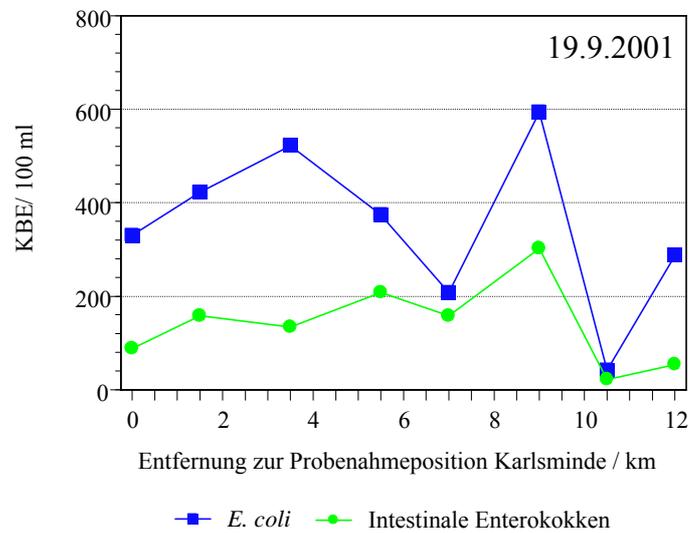


Abb. 33 Konzentration von *E. coli* und intestinalen Enterokokken in landseitig gezogenen Wasserproben am 19.09.2001

Das gelöste Uranin wurde am 17.09.2001 über den Ablauf eines Laborcontainers über den Zeitraum von ca. 15 min in den Ablauf des Regenrückhaltebeckens gegeben und durch die leichte Öffnung des Schiebers in die Ostsee gespült. Da auch nach längerer Zeit noch Farbstoff aus dem Ablaufgraben austrat, wurde mit dem aufgestauten Wasser stärker nachgespült. Der Farbstoff erreichte nach ca. 5 min die Ostsee und breitete sich sehr langsam mit einer scharf begrenzten Front aus (Abb. 34). Die Schichtdicke war sehr gering, wie man nach Werfen eines Steins beobachten konnte (Abb. 35). Auch nach 5 Stunden hatte sich die Farbwolke wenig weiter bewegt und erreichte das Laborboot nicht. Die von Bord aus gemessenen Gelbstoff- und Uranin-Konzentrationen belegen dies eindeutig (Abb. 36 und 37). Zu keiner Zeit wurden in den vorher festgelegten Probenahmezonen die untere Nachweisgrenze überschritten. Das Boot wurde daraufhin bis an die sichtbare Kante des Farbflecks gesteuert, um die Größe der Ausbreitung zu ermitteln. Die Ausbreitung war in Form eines Dreiecks mit der Spitze zum offenen Meer hin erfolgt. Das Dreieck wies folgende Kantenlängen auf: Hypotenuse 536 m, südliche Kathete 403 m, nördliche Kathete 269 m. Am südlichen Eckpunkt wurde eine Urankonzentration von  $1.838 \text{ ng/l} \pm 164 \text{ ng/l}$ , am östlichen Eckpunkt von  $1.155 \text{ ng/l} \pm 163 \text{ ng/l}$  und am nördlichen Eckpunkt von  $589 \text{ ng/l} \pm 163 \text{ ng/l}$  gemessen.



Abb. 34      Ausbreitung von Uranin am 17.09.2001; Aufnahme N. Robbe, Optimare



Abb. 35 Ausbreitung von Uranin am 17.09.2001; Loch durch Steinwurf verursacht; Aufnahme G. Ingwersen, Staatliches Umweltamt Kiel

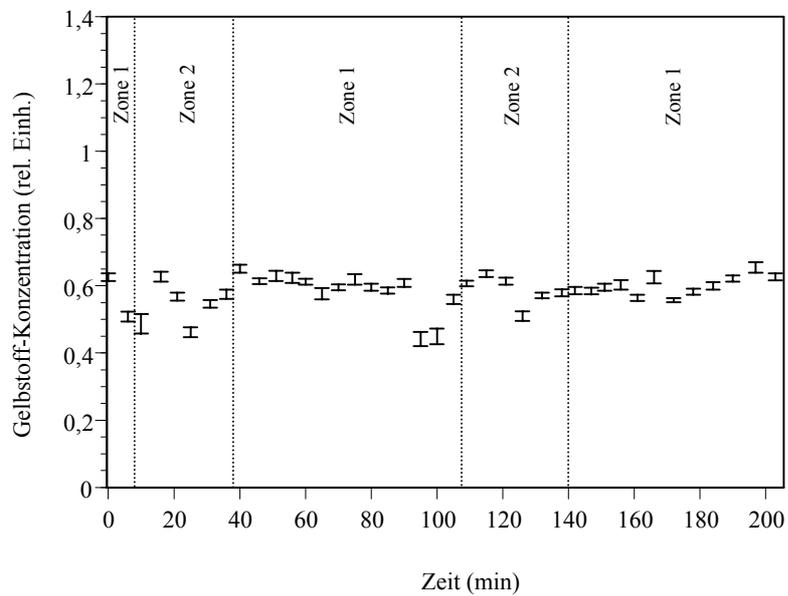


Abb. 36 Gelbstoffkonzentrationen in den Zonen 1 und 2; Zeit nach Erscheinen des Farbstoffes in der Ostsee

Am 18.09.2001 war nahe des Einlaufes eine zartgrüne Färbung der Brandung erkennbar. Diese Färbung war auch weiter nördlich Richtung Damp bei der landseitigen Probenahme sichtbar. Messungen vom Boot aus ergaben jedoch keine nachweisbaren Uranin-Konzentrationen.

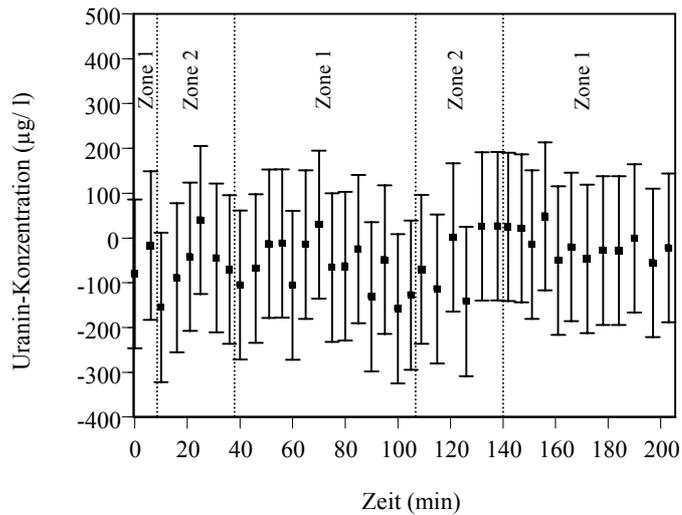


Abb. 37 Uraninkonzentrationen am 17.09.2001 in den Zonen 1 und 2; Zeit nach Erscheinen des Farbstoffes in der Ostsee



Abb. 38 Ausbreitung von Uranin am 19.09.2001; Aufnahme N. Robbe, Optimare

Am 19.09.2001 wurde die noch verbliebene Menge Uranin von 4 kg gelöst und auf dieselbe Weise in die Ostsee eingeleitet, wie zwei Tage zuvor. Der Wind hatte in der Zwischenzeit auf 135° gedreht und hatte somit eine auflandige Richtung. Der Farbstoff wurde in einem schmalen Band sehr schnell die Küste entlang in südlicher Richtung verdriftet (Abb. 38). Die Farbwolke war auch in der angrenzenden Bucht sichtbar. Die Probenahmezone vom Boot aus wurde weiter modifiziert und eingegrenzt (Abb. 8). Durch den Wellengang, die geringe Wassertiefe und die Schmalheit der Uranin-Ausbreitung direkt an der Küste entlang war ein näheres Heranfahen mit dem Boot nicht möglich. Die im größeren Abstand von der Farbzone durchgeführten Uranin- und Gelbstoffmessungen ergaben keine Werte oberhalb der Nachweisgrenze.

### 3.1.7 Ergebnisse der Tracer-Versuche April 2002

Der Färbeversuch vom September 2001 wurde so nah wie möglich an der offiziellen Badesaison im April 2002 wiederholt. Zusätzlich zu der Ausbringung von jeweils 10 kg gelösten Uranin am 02. und 04.04.2002 wurde auch ein biologischer Tracer, ein nickelresistenter *E. coli*-Stamm, verwendet. In Voruntersuchungen war an verschiedenen Stellen an der Ostsee geprüft worden, dass Ni<sub>res</sub> *E. coli* natürlicherweise im Untersuchungsgebiet nicht vorhanden waren. Die Voranzucht der Bakterien erfolgte wie unter 2.3.2 beschrieben. Bakteriensuspension und Farbstoff wurden nacheinander über den Ablauf von Laborcontainern in den Ablauf des Regenrückhaltebeckens gegeben. Aufgrund der im September 2001 gewonnenen Erkenntnisse sollten diesmal die Beprobungspositionen vom Boot aus nicht vorher festgelegt werden. Da ein Abreißen des Farbstoffes an Stromkanten und eine Untermischung in größere Tiefen im Vorfeld von den Studienteilnehmern diskutiert worden war, sollte der Farbstoffwolke gefolgt und ihr Verbleib dokumentiert werden. Da jedoch zunehmend starker, auflandiger Wind herrschte (Tab. 9), musste aus Sicherheitsgründen die Probenahme und Beobachtung von Bord aus abgebrochen werden. Im Gegensatz zu den Versuchen im Herbst bestand jedoch kein Überflugverbot, so dass es möglich war, die Ausbreitung des Farbstoffes von einem Flugzeug aus zu dokumentieren.

		02.04.2002	03.04.2002	04.04.2002	05.04.2002
<b>Leitfähigkeit</b> (mS/ cm <sub>2</sub> )	Mittelwert	23,6	22,7	25,9	26,2
	Min.	22,6	21,1	24,1	25,3
	Max.	24,3	25,8	27,6	26,6
<b>Wassertemperatur</b> (°C)	Mittelwert	9,5	7,5	8,0	7,0
	Min.	8,5	6,0	-	-
	Max.	10,1	8,0	-	-
<b>Wellengang</b> (0 – 9)		0 – 4*	2 - 5	3 - 5	6 - 7
<b>Windrichtung</b> (°)		360 - 90	80	60 - 90	80
<b>Windstärke</b> (Bft)		1 – 5*	3 - 5	3 - 4	7
<b>Niederschlag</b> (0 – 9)		0	0	0	0 – (1)

Tab. 9 Physikalisch-chemische Begleitdaten; Versuchswoche April 2002; \* ab nachmittags stark auffrischender Wind mit entsprechendem Wellengang

Die Wassertemperatur war an den Versuchstagen noch sehr niedrig und der Jahreszeit entsprechend. Die Leitfähigkeit variierte, wie auch bei den Voruntersuchungen festgestellt worden war, wenig. Die Windrichtung war ebenfalls konstant. In den Proben, die noch von Bord eines Schiffes aus gezogen werden konnten, waren nur vereinzelt Fäkalindikatorbakterien in sehr geringer Konzentration vorhanden. Am 02.04.2001 wurden landseitig Proben zwischen Karlsminde und dem Campingplatz Ritenrade zweimal im Laufe des Tages entnommen. Das Areal um die Einleitestelle des Ablaufs der Kläranlage Waabs in die Ostsee wurde in engeren räumlichen Abständen beprobt. Nur direkt nach der Einleitung der Tracer konnten vermehrt Fäkalindikatorbakterien um die Einleitestelle herum nachgewiesen werden. Intestinale Enterokokken wurden in einer maximalen Konzentration von 2.958 KBE/ 100 ml nachgewiesen, die *E. coli*-Konzentration lag kurzfristig oberhalb der oberen Nachweisgrenze von 4.564 KBE/ 100 ml. Ca. 40 min nach Einleiten der Tracer und des

aufgestauten Wassers des Regenrückhaltebeckens wurden 200 m nordöstlich der Einleitestelle Bakterienkonzentrationen von 302 KBE/ 100 ml bzw. 220 KBE/ 100 ml nachgewiesen und nach weiteren 200 min waren keine *E. coli* und intestinalen Enterokokken mehr im Beprobungsgebiet zu finden.

Die Konzentration der  $Ni_{res}$  *E. coli* war an der Einleitestelle, wie zu erwarten, zunächst sehr hoch. Auf den Spezialagarplatten war dichtes Rasenwachstum zu verzeichnen. Obwohl die Strömungsrichtung südwestlich gerichtet war, wurden 45 min nach Einleiten der Tracer-Bakterien 200 m nordöstlich von der Einleitestelle entfernt 90 KBE/ 50 ml nachgewiesen. Dies zeigte, dass es trotz der Hauptströmungsrichtung zu Verwirbelungen im küstennahen Bereich gekommen war. 167 min nach Einleiten der Tracer-Bakterien wurden 16 KBE  $Ni_{res}$  *E. coli*/ 50 ml an der ca. 1200 m südwestlich gelegenen Badestelle isoliert, 200 min nach Einleiten waren 100 m südwestlich der Einleitestelle noch 75 KBE/ 50 ml nachweisbar und nach weiteren 270 min nur noch 1 KBE/ 50 ml.  $Ni_{res}$  *E. coli* waren auch am Folgetag noch 200 m südwestlich der Einleitestelle in Konzentrationen von 1 – 2 KBE/ 50 ml zu finden.

Da sich eine seeseitige Beprobung am 03.04.2002 als durchführbar erwies, wurde die Probenahme von Land aus intensiviert. An zwölf Stellen zwischen Karlsminde und Booknis wurden dreimal im Laufe des Tages Proben gezogen. Lediglich in Karlsminde wurden zu jedem Zeitpunkt *E. coli* und zweimal intestinale Enterokokken in Konzentrationen von 88 – 22 KBE/ 100 ml bzw. 10 KBE/ 100 ml nachgewiesen. In den übrigen Proben waren nur vereinzelt Fäkalindikatorbakterien zu isolieren.

Am 04.04.2002 wurden erneut Tracer-Bakterien und Farbstoff in die Ostsee eingeleitet. Die Proben wurden zweimal im Laufe des Tages in ca. 100 m Abständen entlang der Küste von Karlsminde bis Booknis gezogen. Die Konzentration der Fäkalindikatorbakterien lag vor allem bei den intestinalen Enterokokken deutlich niedriger als am 02.04. *E. coli* war in den von der Einleitestelle weiter entfernt gelegenen Probenahmeorten ebenfalls nur in Konzentrationen < 100 KBE/ 100 ml nachweisbar.

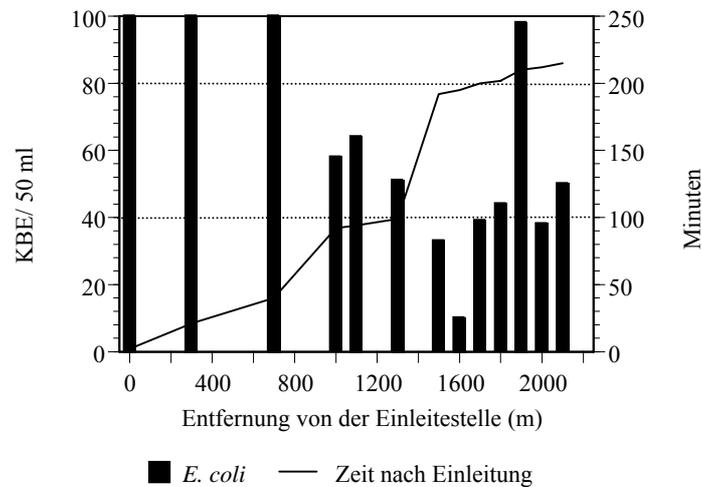


Abb. 39 Konzentration von  $Ni_{res}$  *E. coli* nach Einleitung in die Ostsee; Versuch 04.04.2002; Konzentration von 100 KBE/50 ml entspricht dichtem, nicht zählbarem Zellrasen

$Ni_{res}$  *E. coli* wurden nach dem Einleiten der Tracer-Bakterien sehr rasch in südwestliche Richtung verdriftet (Abb. 39). Nach 390 min wurden an der Einleitestelle nur noch vereinzelt  $Ni_{res}$  *E. coli* in niedriger Konzentration (<10 KBE/ 50 ml) gefunden. Die Bakterien bewegten sich mit der Hauptströmungsrichtung des Wassers in die Bucht mit der Badestelle Campingplatz Langholz, die ca. 2400 m von der Einleitestelle entfernt ist. Sie waren dort nach 230 min in einer Konzentration von 5 – 52 KBE/ 50 ml nachweisbar, nach 490 min in einer Probe mit 4 KBE/ 50 ml und am 05.04. 25 Stunden nach Ausbringen der Bakteriensuspension in einer Probe mit 1 KBE/ 50 ml. Am 05.04. wurden  $Ni_{res}$  *E. coli* sonst nur noch in der Gegend der Einleitestelle selbst in Konzentrationen von 9 – 16 KBE/ 50 ml gefunden. Vom 06.04. bis 11.04.2002 wurde die Küste zwischen Hemmelmark und Damp an vierzehn Stellen täglich einmal beprobt.  $Ni_{res}$  *E. coli* ließen sich aus keiner Probe mehr isolieren. Die Konzentration von *E. coli* und intestinalen Enterokokken, die am 05.04. noch in mehreren Proben zwischen 10 und 88 KBE/ 100 ml bzw. 10 und 22 KBE/ 100 ml gelegen hatte, war in den Folgetagen niedriger. In den meisten Proben wurde die untere Nachweisgrenze nicht überschritten.

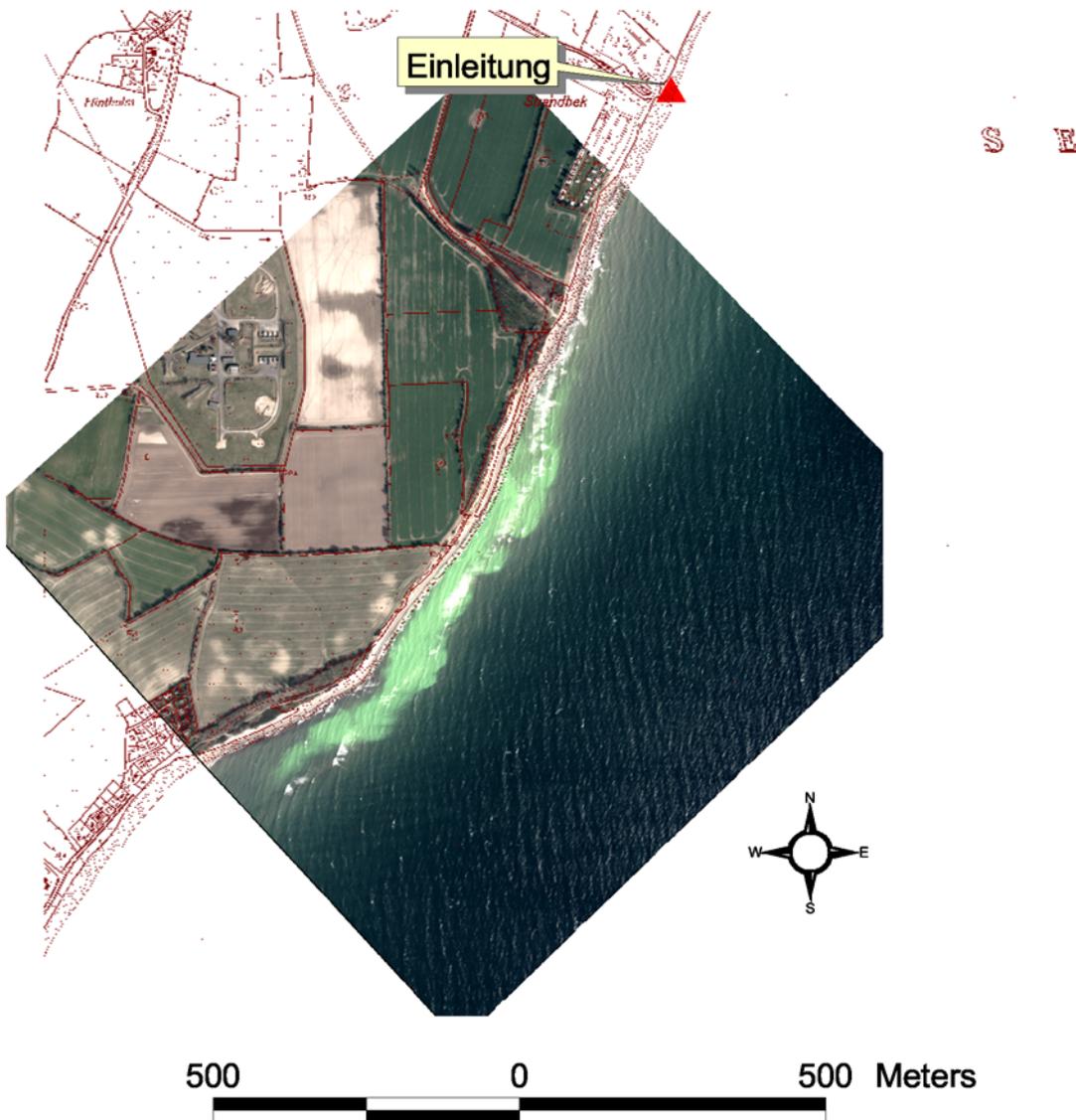


Abb. 40 Bildflug 04.04.2002 10:35 Uhr; Aufnahme und Bildbearbeitung Dr. G. Grenzdörffer, Universität Rostock

Die Ergebnisse der mikrobiologischen Untersuchung bestätigten die Beobachtung vor Ort. Die Uraninwolke bewegte sich am 02.04.2002 in einem schmalen, ca. 20 – 40 m breiten Streifen entlang der Küste in die Eckernförder Bucht hinein. Zum Zeitpunkt des ersten Überfluges 215 min nach Einleitung des Farbstoffes wurde ihre Länge auf 1.700 m geschätzt. Drei Stunden später war die eindeutig erkennbare Fahne ca. 600 m lang und etwa 20 - 40 m breit. Nach Süden hin wurden in etwa 800 – 1.600 m Entfernung von der Einleitestelle Bereiche mit geringer Konzentration beobachtet. In der

Langholzer Bucht verbreiterte sich die Tracer-Fahne insgesamt und deckte einen Bereich von bis zu 200 m von Küste ab. Dies war sicherlich auf den Küstenverlauf zurückzuführen, der ca. 700 m südlich von Strandbek nach Westen hin abknickt und eine vorgelagerte Sandbank aufweist, an der sich der Tracer verwirbelte und weiter in die Ostsee hinaus getragen wurde. 10 Stunden nach der Einleitung war der Tracer sicher nur ca. 800 - 1.200 südlich der Einleitungsstelle, am nördlichen Ende der Langholzer Bucht zu beobachten.

Am 04.04.2002 herrschte starker Ostwind und im Vergleich zum 02.04. stärkerer Wellengang im strandnahen Bereich. Die Tracer-Fahne riss im Gegensatz zum Vorversuch relativ rasch von der Einleitungsstelle ab. Die Spitze des Tracers hatte sich 80 min nach Einleitung des Uranins ca. 1.350 m mit einer Geschwindigkeit von 14,4 cm/s nach Süden hin bewegt. Die Tracer-Fahne war mit einer Breite von 60 - 80 m wesentlich breiter als am 02.04. Deutlich zu erkennen war, dass die Außengrenze des Tracers durch den Flachwasserbereich begrenzt wurde. Die Gesamtlänge der Farbstoffwolke betrug ca. 825 m und bedeckte zum Zeitpunkt des ersten Überfluges eine Fläche von etwa 5 ha. 160 min später hatte sich das Uranin weiter nach Süden bewegt und hatte sich flächenmäßig auf ca. 14,5 ha vergrößert. Nördlich Langhoved wies die Tracer-Fahne eine Breite von ca. 80 - 130 m auf und war teilweise stark verwirbelt. Südlich Langhoved fächerte sich die die Tracer-Fahne weit auf und war in der Ludwigsburger Bucht bis zu 250 m breit. Zwei Stunden später war der Farbstoff abermals um ca. 1.300 m nach Süden bis zum Campingplatz am Aas See, ca. 4.400 m von der Einleitestelle entfernt, weitergewandert, wobei die Konzentration offensichtlich geringer geworden war. Der Tracer war ca. 130 - 180 m breit und riss an der Kante zum tiefen Wasser im Bereich der Landzunge zwischen Ludwigsburg und den Campingplätzen am Aasee direkt ab. Die Fläche hatte noch etwas auf ca. 17,5 ha zugenommen. Ca. 11 Stunden nach Einleitung war das Uranin an der Badestelle Karlsminde, die ca. 6.100 m von der Einleitestelle entfernt ist, am Strandbereich angelangt. Da der Wind im Laufe des Tages schwächer geworden war, war die Ausbreitung vermutlich in den letzten Stunden etwas langsamer geworden (Abb.40 und 41). Am 05.04. war an keinem Probenahmeort Farbstoff sichtbar.

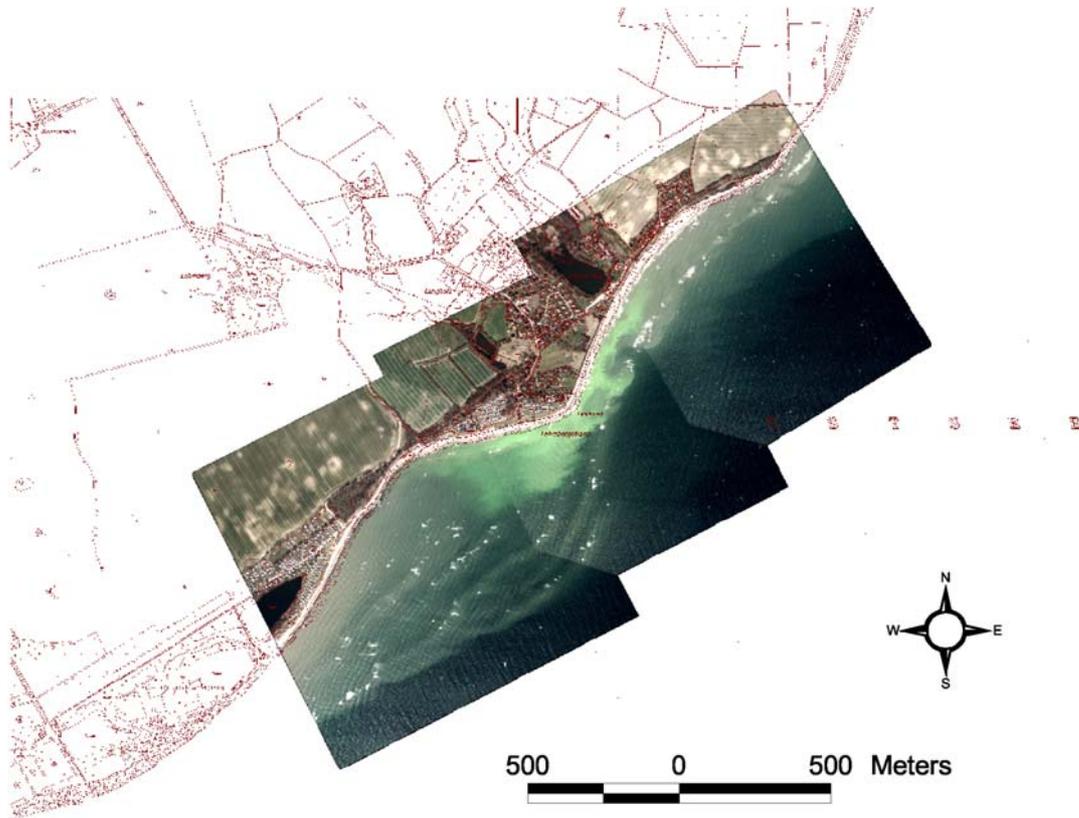


Abb. 41 Bildflug 04.04.2002 13:15 Uhr; Aufnahme und Bildbearbeitung Dr. G. Grenzdörffer, Universität Rostock

### 3.2 Untersuchungen in der Lübecker Bucht

An dem südlichen Teil der Lübecker Bucht zwischen dem Auslauf der Trave bei Priwall und der Ortschaft Brook (Abb. 2) wurden ca. 100 m vom Ufer entfernt täglich von einem Boot aus in der Zeit vom 16.07. bis zum 19.07. 2001 Wasserproben gezogen und mikrobiologisch, allgemein physikalisch-chemisch sowie auf ihren Gelbstoffgehalt hin untersucht. Die Messstrecke führte entlang der Küste bis zu einem Umkehrpunkt und dann wieder zurück in Richtung Priwall.

Die Leitfähigkeit der Proben schwankte ebenso wie die Wassertemperatur nur geringfügig (Tab. 10). Die Windrichtung wechselte während der Versuchstage und während des ersten und dritten Tages fiel leichter Regen.

		<b>16.07.2001</b>	<b>17.07.2001</b>	<b>18.07.2001</b>	<b>19.07.2001</b>
<b>Leitfähigkeit</b> (mS/ cm <sub>2</sub> )	Mittelwert	18,2	16,9	17,9	18,2
	Min.	17,3	15,7	17,2	17,3
	Max.	19,2	19,3	18,4	18,8
<b>Wassertemperatur</b> (°C)	Mittelwert	17,6	17,6	17,6	17,8
	Min.	17,0	17,0	17,3	17,3
	Max.	17,9	18,0	18,0	18,0
<b>Wellengang</b> (0 – 9)		3 - 4	0 - 1	0 – 2	0 - 2
<b>Windrichtung</b> (°)		90	0 - 320	180	180
<b>Windstärke</b> (Bft)		3 - 4	0 - 1	0 - 2	0 - 1
<b>Niederschlag</b> (0 – 9)		2	0	0 - 2	0

Tab. 10 Physikalisch-chemische Begleitdaten der Proben von der Lübecker Bucht; Versuchswoche Juli 2001

Die mikrobiologische Untersuchung zeigte, dass die Proben insgesamt nur eine geringe Belastung mit Fäkalindikatorbakterien aufwiesen. Intestinale Enterokokken wurden zu keinem Zeitpunkt nachgewiesen und *E. coli* fand sich lediglich in geringen Konzentrationen von <50 KBE/ 100 ml in einigen Proben am Anfangs- bzw. Endpunkt der Messstrecke, d.h. in der Nähe der Trave-Mündung.

Die Konzentration der Gelbstoffe wurden mit einem Laborfluorometer bestimmt. Im Gegensatz zu den Messungen in der Eckernförder Bucht konnte eine deutlich inhomogene Gelbstoffverteilung beobachtet werden. Die höchsten Werte wurden im Mündungsgebiet der Trave gemessen (Abb. 42)

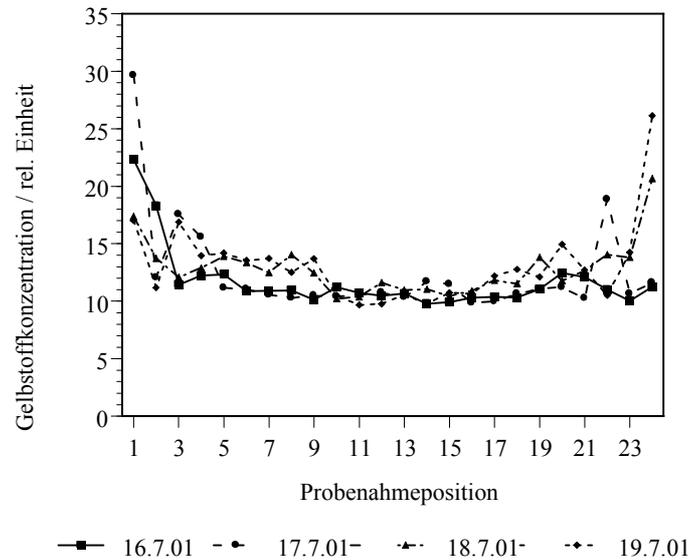


Abb. 42 Gelbstoffkonzentration in Wasserproben aus der Lübecker Bucht; Probenahme 16.07. – 19.07.2001

### 3.3 Untersuchungen an der Nordseeküste

In den Untersuchungen in Niedersachsen sollte überprüft werden, ob das in Neuharlingersiel eingeleitete und mit Abwasser aus Kläranlagen und diffusen landwirtschaftlichen Abschwemmungen kontaminierte Sielwasser bzw. das wattseitig von den Inseln eingeleitet, geklärte Abwasser nahe gelegene Badestrände am Festland verunreinigen können. Zunächst wurde in einem Versuch die Verfrachtung des Sielwassers untersucht, um grundlegende Daten für die folgenden Versuche zu erhalten. In einem Nachfolgeversuch wurden dem ausströmenden Wasser in Neuharlingersiel  $Ni_{res}$  *E. coli* als biologische Tracer-Bakterien zugesetzt und deren Verbleib über mehrere Tage verfolgt. Um den Einfluss wattseitig eingeleiteten Abwassers auf die Badestellen am Festland zu untersuchen, wurden  $Ni_{res}$  *E. coli* nördlich des Janssand es südwestlich der Insel Spiekeroog eingeleitet. In einem letzten Versuch wurde Uranin als chemischer Tracer vor Neuharlingersiel eingesetzt.

#### 3.3.1 Untersuchungen der Verfrachtung von Sielwasser

Ziel dieses Versuchs war es, konkrete Kenntnis der Rahmenbedingungen zu erhalten, um weitere Versuche gerichteter planen zu können. Dazu gehörte die Erkundung der Fließgeschwindigkeiten des Ebbstromes während des Sielvorgangs oder die Zeitdauer, die das Süßwasser benötigte um bis zur Position 1600 m (Ende des Leitdammes) zu kommen (Abb. 3) und welche Menge Wasser insgesamt gesielt wurde. Da bei den Messungen auch die Konzentration der aus dem Binnenland eingetragenen *E. coli* und Enterokokken bestimmt werden sollte, wurden erste Ansätze zur Beurteilung eines evtl. Verdünnungs- oder Absterbeeffektes erwartet.

Es wurden die natürlich vorhandenen Tracer Leitfähigkeit und die Abwasserindikatorbakterien *E. coli* und intestinale Enterokokken während eines Sielzugs über 180 min verfolgt. Die Belastung am Badestrand wurde beim ersten auflaufenden Wasser an Position 1 nach der dritten und sechsten Flut gemessen (Abb 43 und 44).

Etwa 30 min. nach dem Öffnen des Sieltores begann die Leitfähigkeit am Entnahmepunkt 0 (Hafenausfahrt) von etwa 45.000  $\mu\text{S} / \text{cm}$  zu sinken und war nach weiteren 45 min bei etwa 1.300 angekommen. Bis zum Ende des Versuchs blieben diese Werte konstant unter 1.000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Die Süßwasserwelle erreichte das Ende des Leitdammes bei 1.600 m etwa 90 min nach Öffnung des Sieltores. Die Werte sanken dort allerdings nur noch auf etwa 15.000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  ab. Während am Hafen praktisch ein Austausch des Nordsee-Wassers durch Süßwasser erfolgte, handelte es sich am Ende des Leitdammes um ein Mischwasser mit etwa zwei Teilen Süßwasser und einem Teil Nordseewasser (bei Annahme einer linearen Abhängigkeit zwischen Salzgehalt und Leitfähigkeit).

Die mittlere Konzentration von *E. coli* betrug bei Mischwasser an der Hafenausfahrt (Proben mit LF < 40.000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , nach 2 Stunden Sielzeit LF < 1000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) etwa 2.150 KBE *E. coli* / 100 ml. Der Mittelwert aus den letzten drei Proben an der Position 1.600

m (LF ~ 15.000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) betrug 1.423 KBE / 100 ml. Das entsprach in etwa einer 1,5 fachen Verdünnung.

Niedrigwasser	13.10 Uhr	
Beginn des Sielens	10.50 Uhr	
Sielwasser an der Hafenausfahrt	11.23 Uhr	
Sielwasser bei 1600 m	12.48 Uhr	
Fließgeschwindigkeit 11.25 Uhr <sup>1)</sup>	0,53 m/sec	(Hafenausfahrt NHS)
Fließgeschwindigkeit 12.55 Uhr <sup>1)</sup>	0,55 m/sec	(Hafenausfahrt NHS)
Gesamtabfluss 11.25 Uhr <sup>1)</sup>	32,47 m <sup>3</sup> / sec	(Hafenausfahrt NHS)
Gesamtabfluss 12.55 Uhr <sup>1)</sup>	30,09 m <sup>3</sup> / sec	(Hafenausfahrt NHS)
Gesamtes gesieltes Wasservolumen <sup>2)</sup>	381.600 m <sup>3</sup>	
Gesamtes gesieltes Wasservolumen <sup>3)</sup>	391.463 m <sup>3</sup>	
Erreichen der 1600 m Marke	~ 85 min	
Gesielte Wassermenge in 85 min	~ 160.000 m <sup>3</sup>	
Daraus abgeleitetes Wasservol. in der Fahrinne <sup>4)</sup>	~ 160.000 m <sup>3</sup>	
Über die Fahrinne hinaus gesieltes Wasser	~ 221.600 m <sup>3</sup>	

<sup>1)</sup> gemessen und berechnet vom NLWK Aurich

<sup>2)</sup> gemessen und berechnet vom Sielwärter

<sup>3)</sup> berechnet bei Annahme einer mittleren Abflussmenge von 31,2 m<sup>3</sup>/sec und einer Gesamtsiel-dauer von etwa 3,5 Stunden

<sup>4)</sup> unter der Annahme, dass in 85 min die Fahrinne komplett mit Sielwasser gefüllt ist

Tab. 11 Kenndaten des Sielzuges am 14. August 2001

Während des Sielvorganges wurde durch Mitarbeiter des Niedersächsischen Landesbetriebes für Wasser und Küstenschutz (NLWK) die Strömungsgeschwindigkeit und gesielte Wassermenge gemessen bzw. berechnet (Tab. 11). Aus diesen Werten konnte die Gesamtzahl der kontaminierenden *E. coli* und Enterokokken bestimmt werden (Tab. 12). Für die Berechnung der Bakterienfracht wurden nur Wasserproben mit einer Leitfähigkeit < 40.000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  berücksichtigt (52 von 82 Proben).

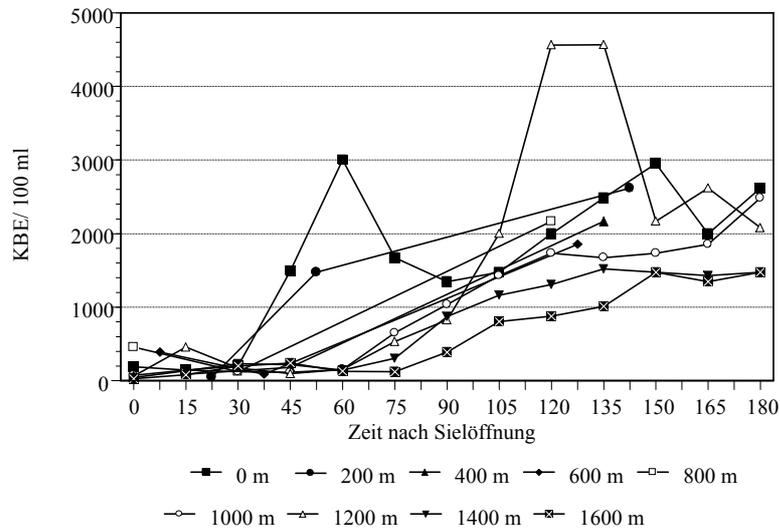


Abb. 43 Konzentration von *E. coli* beim Sielvorgang am 14.08.2001

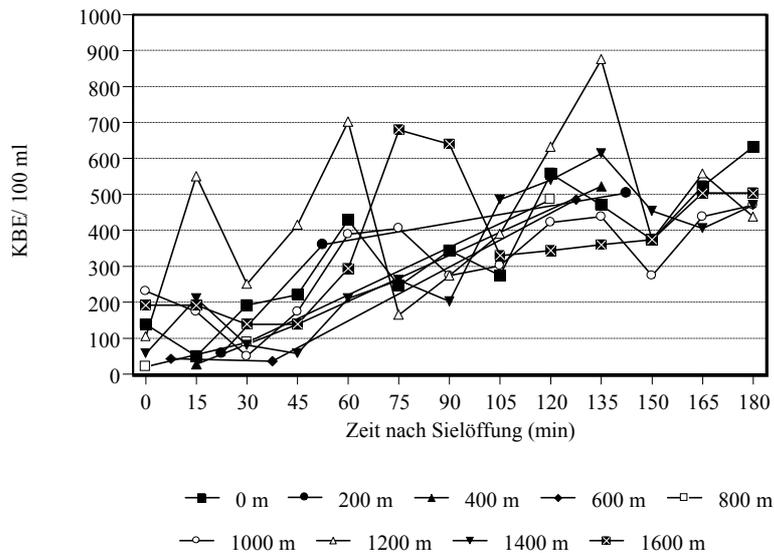


Abb. 44 Konzentration von Enterokokken beim Sielvorgang am 14.08.2001

Die Konzentration an Enterokokken lag am Anfang des Sielvorganges am entferntesten Punkt des Leitdammes bei 192 KBE/ 100 ml und stieg während des Sielvorganges nach 135 min auf maximal 876 KBE/ 100 ml (Position 1.200 m) an. 180 min nach

Sielöffnung betrug die Konzentration an den verschiedenen Positionen nur noch zwischen 438 KBE/ 100 ml (Position 1.200 m) und 632 KBE/ 100 ml (Position 0).

gesieltes Wasservolumen	~ 381.600	m <sup>3</sup> (Angabe der Sielstation)
Mittlerer <i>E. coli</i> -Gehalt	1750	in 100 ml
Gesamtmenge <i>E. coli</i>	6,7 * 10 <sup>12</sup> absolut	
Mittlerer Enterokokken-Gehalt	446	in 100 ml
Gesamtmenge Enterokokken	1,7 * 10 <sup>12</sup> absolut	

Tab. 12 Sielmenge und ins Wattgebiet eingetragene *E. coli* und Enterokokken aus dem Binnenland; am 14. 08. 2001 in Neuharlingersiel gemittelt aus 52 von 82 Proben aus der Fahrinne mit einer Leitfähigkeit des Wassers < 40.000  $\mu\text{S cm}^{-1}$

### 3.3.2 Untersuchungen der Verfrachtung von Sielwasser mit Hilfe von Ni<sub>res</sub> *E. coli*

Es war Ziel dieses Versuchs, zu prüfen, ob es eine kausale Beziehung zwischen Einleitung durch Sielen und Kontamination des Strandes gibt. Hierfür wurden Ni<sub>res</sub> *E. coli* als mikrobiologischer Tracer eingesetzt. In Vorversuchen waren diverse Wasserproben aus diesem Gebiet, vor allem vom Strandbereich, auf natürlicherweise vorhandene Nickel-resistente Bakterien untersucht worden. In keinem Fall waren solche Bakterien gefunden worden.

Am 17.09.2002 wurden zum Zeitpunkt der Öffnung der Sieltore über die gesamte Breite der Hafenausfahrt dem ablaufenden Wasser die Tracer-Bakterien zugesetzt. Nach der Freisetzung wurde während der folgenden sechs Flutphasen am Badestrand in Neuharlingersiel und während der ersten Flut auch in Harlesiel das Wasser auf Ni<sub>res</sub> Bakterien untersucht. Eine weitere Messreihe wurde am Folgetag von einem aus Schiff durchgeführt (Abb. 9). Gleichzeitig wurden wie bei dem früher durchgeführten Versuch die Leitfähigkeit sowie die Konzentration von *E. coli* und Enterokokken, die mit dem Sielwasser aus dem Binnenland eingetragen worden waren, gemessen.

Die Bakterienfracht wurde von der Einleitungsstelle - wie in einer Welle - sehr schnell forttransportiert (Abb. 45). Die erste Probe wurde unmittelbar entnommen und hatte einen Wert, der mit einem Gehalt von ca.  $1 \cdot 10^6$  Tracer-Bakterien/ 100 ml kalkuliert wurde. Nach 15 min war dieser Wert bereits deutlich unter 1.000 Bakterien/ 100 ml. An den Entnahmepunkten nach 1.000 m, 1.200, 1.400 und 1.600 m konnten die eingeleiteten Bakterien vergleichbar mit der Flutwelle durch das Sielwasser nachgewiesen werden. Die ermittelte Konzentration war im Zeitraum von 45 - 60 min mit etwa 6.000 - 10.000 Tracer-Bakterien am höchsten. Anschließend erfolgte offensichtlich eine immer stärkere Verdünnung.

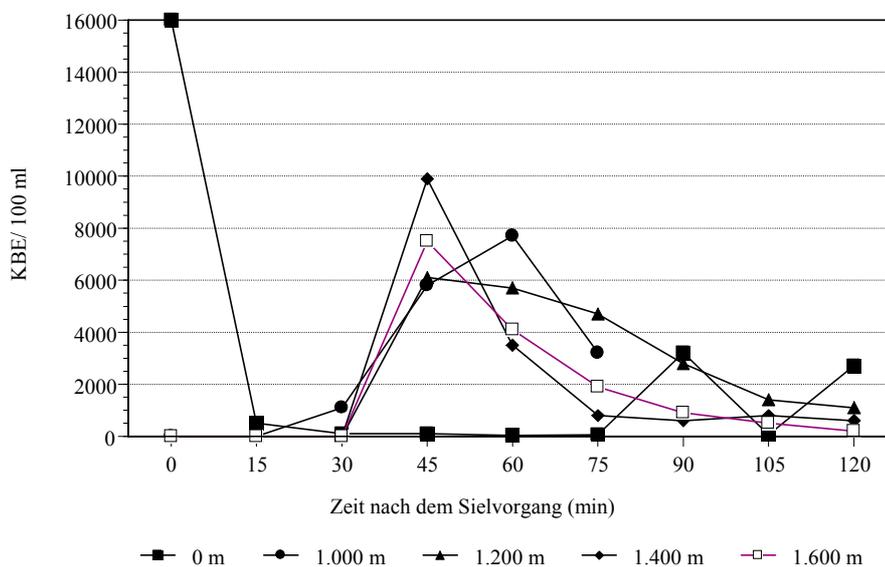


Abb. 45 Konzentration von  $Ni_{res}$  *E. coli* beim Sielvorgang am 17.09.2001

Durch den Sielvorgang wurden auch *E. coli* und intestinale Enterokokken, wie es bereits beim Versuch im August beobachtet worden war, in größerer Konzentration freigesetzt und in die Nordsee eingeleitet. Die *E. coli*-Konzentration erreichte bereits nach kurzer Zeit an allen Probenahmepunkten entlang des Leitdammes die obere Bestimmungsgrenze, die nach dem Vorversuch bei 7.000 KBE/ 100 ml festgelegt worden war. Die Enterokokken-Konzentration lag deutlich niedriger, erreichte aber auch Werte zwischen 1.000 und 3.000 KBE/ 100 ml. An einem Messpunkt (1.400 m, 105 min nach Sielöffnung) wurde die obere Bestimmungsgrenze erreicht.

Die Ausbreitung der natürlicherweise vorhandenen *E. coli* und Enterokokken sowie der zugesetzten Tracer-Bakterien wurde am Folgetag von einem Schiff aus und durch Beprobung am Sandstrand (Abb. 9) weiter verfolgt.  $Ni_{res}$  *E. coli* waren in dem Seegebiet vor dem Ende des Leitdammes und nach dem Ablauf von zwei Flutphasen nur noch vereinzelt und in geringer Konzentration vorhanden (Tab. 13). Die Konzentration der Fäkalindikatorbakterien hatte ebenfalls stark abgenommen.

Probenahmeort	$Ni_{res}$ <i>E. coli</i>	<i>E. coli</i>	Intestinale Enterokokken
		KBE/ 100 ml	
B 1	0	0	0
B 2	2	32	10
B 3	0	53	0
B 4	0	76	0
B 5	2	10	10
B 6	2	10	10
B 7	2	32	10
B 8	0	32	0
B 9	2	65	10
B 10	0	21	0
B 11	3	21	0
B 12	4	53	0
B 13	2	0	21
B 14	2	0	32
B 15	1	32	21
B 16	2	0	10
B 17	2	32	0
B 18	0	0	21
B 19	0	43	0
B 20	2	474	10

Tab. 13 Konzentration der Tracer- und Fäkalindikatorbakterien im Seegebiet vor Neuharlingersiel; Messzeitpunkt 18.09.2001

Zusätzlich zur Beprobung von Bord eines Schiffes aus wurde auch die Ausbreitung der Bakterien entlang des Badestrandes vor Neuharlingersiel, der durch den 1.600 m langen Leitdamm vor der Hafenausfahrt und dem Einleiteort geschützt ist, über den Zeitraum von 6 Flutphasen hinweg untersucht. In den Abb. 46-48 ist die bakteriologische Belastung beim jeweils auflaufenden Wasser dargestellt. Die Werte, die für den Hafen angegeben sind, sind in diesen Fällen nicht das direkte Sielwasser, sondern das wieder

als Flut zurückkommende Wasser. Während die natürlicherweise vorkommenden *E. coli* und Enterokokken (Abb. 46 und 47) in diesen 6 Flutphase teilweise sehr starke Konzentrationsunterschiede aufwiesen und insbesondere in Flutphase 5 und 6 stark anstiegen, fand sich für den freigesetzten  $Ni_{res}$  *E. coli* erwartungsgemäß nur ein Abnahmeeffekt (Abb. 48).

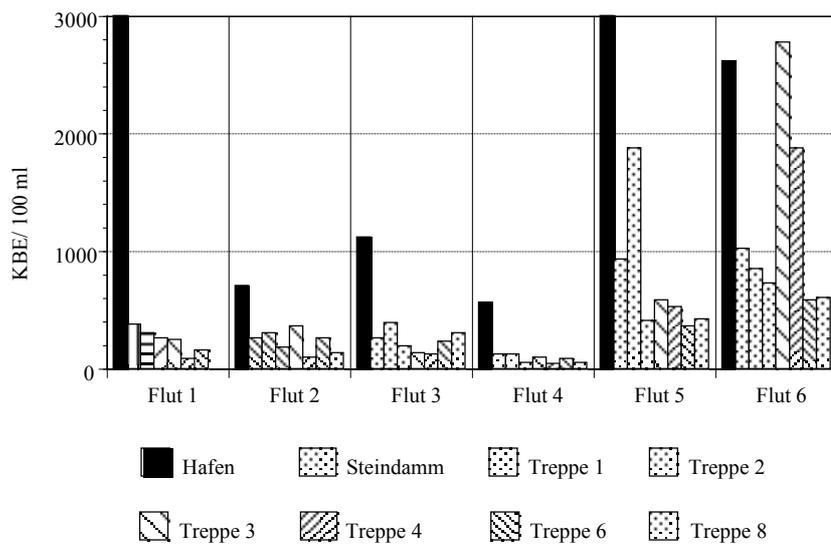


Abb. 46 Konzentration von *E. coli* am Strand von Neuharlingersiel

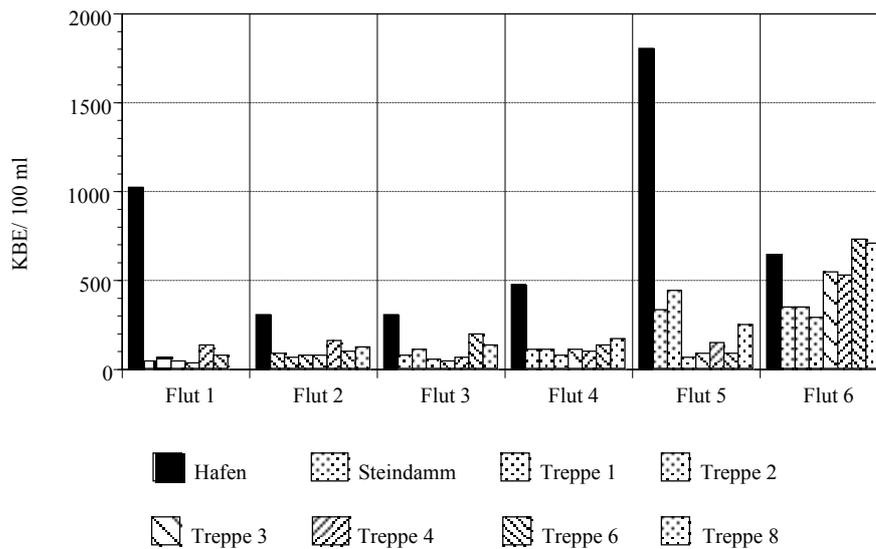


Abb. 47 Konzentration von Enterokokken am Strand von Neuharlingersiel

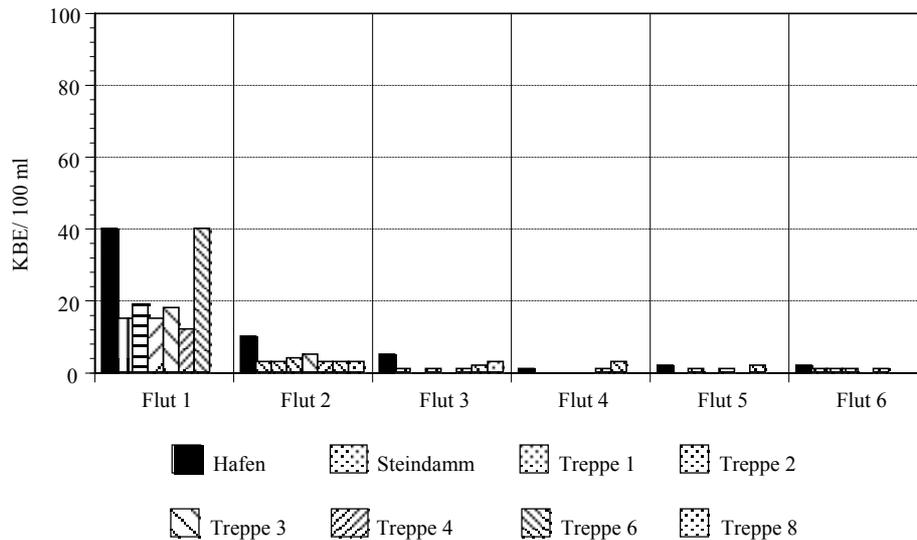


Abb. 48 Konzentration von Ni<sub>res</sub> *E. coli* am Strand von Neuharlingersiel

Während eine gute zeitliche Korrelation zwischen Sielen und Belastungen am Strand gezeigt werden konnte, blieb die Frage offen, ob die Belastungen nicht auch durch das auflaufende Wasser aus dem Bereich Spiekeroog kommen können, denn Spiekeroogs Kläranlage leitet die Abwässer zum Watt hin ein. Wie jedoch aus der Abb. 48 deutlich ersichtlich ist, konnten in der ersten Flutphase um 0.50 Uhr sowohl im Hafengebiete, als auch an allen Strandabschnitten die 8 Stunden zuvor um 16.45 Uhr (Abb. 45) eingeleiteten Tracer-Bakterien nachgewiesen werden. Der zu dieser 1. Flutphase wieder isolierbare Anteil von am Strand nachweisbaren Ni<sub>res</sub> *E. coli* betrug etwa 18,5 % der zu diesem Zeitpunkt isolierbaren Tracer-Bakterien. Der Wert lag im Hafengebiete mit über 47 % am höchsten, was darauf zurückzuführen sein dürfte, dass hier die Freisetzung erfolgte. Allerdings fanden sich an der Treppe Nr. 6 ebenfalls gleich viele Ni<sub>res</sub> *E. coli* wie im Hafengebiete. Bei einer Kontrollmessung in Harlesiel am 18.09.2001 wurden Tracer-Bakterien jedoch auch in Harlesiel in ca. 13- 15 km Entfernung von der Einleitestelle in einer Konzentration von 5 KBE/ 100 ml nachgewiesen, so dass eine Verdriftung in östlicher Richtung ebenfalls stattgefunden haben musste.

Aufgrund der nachgewiesenen langen Verdriftungswege war eine Kontamination sowohl von Neuharlingersiel bis Spiekeroog, als auch in umgekehrter Richtung

denkbar. In einem Simulationsversuch wurden hierzu im Seegebiet Schillbalje südlich von Spiekeroog am 20.11.2001 quer zur Fahrrinne auf einer Strecke von etwa 400 m wie beim vorhergehenden Versuch etwa  $10^{13}$  Ni<sub>res</sub> *E. coli* vom Schiff aus dem auflaufenden Wasser beigemischt. An 10 Entnahmepunkten wurden jeweils Wasserproben entnommen und auf das Vorkommen von Ni<sub>res</sub> *E. coli* untersucht. Das Ergebnis ist in Tab. 14 dargestellt.

Entnahmestelle	19.11.2001	20.11.2001 Einleitung	21.11.2001	22.11.2001	23.11.2001
Harlesiel I	0	0	6	0	0
Harlesiel II	0	0	13	0	0
NHS Hafen	0	0	0	0	0
NHS Treppe 1	0	0	0	0	0
NHS Treppe 2	0	0	0	0	0
NHS Treppe 3	0	0	0	0	0
NHS Treppe 4	0	0	2	0	0
NHS Treppe 6	0	0	0	0	0
NHS Treppe 8	0	0	1	0	0
NHS Bucht	0	0	0	0	0

Tab. 14 Konzentration von Ni<sub>res</sub> *E. coli* am Strand von Neuharlingersiel und Harlesiel nach Freisetzung vor der Insel Spiekeroog

Das vom Festland gesielte Wasser erreichte nach etwa 80 - 85 min das Ende des Leitdammes und legte damit eine Entfernung von ca. 1.600 m zurück. Die Sielphasen dauerten ca. 240 - 260 min, im Mittel 246 min. Unter der Annahme, dass die Geschwindigkeit beibehalten wurde, legte das Wasser im Mittel bei unveränderten Verhältnissen eine Strecke von etwa 5.000 m ab Sielpunkt zurück. Damit wurde genau die Stelle, an welcher vor Spiekeroog die Freisetzung der Bakterien bei auflaufendem Wasser erfolgte, erreicht.

Eine interessante Ergänzung dieser Fließstrecke ergab sich aus einem Versuch, der vom Fachbereich 8 Physik (Meeresphysik) an der Universität Oldenburg am 13.02.02 durchgeführt wurde, und dessen Ergebnisse freundlicherweise von Dr. Frank Terjung zur Verfügung gestellt wurden. An diesem Tag war in Neuharlingersiel Hochwasser um 13:02 Uhr und Niedrigwasser um 19:14 Uhr. Etwa 2 Stunden nach Hochwasser (15:04 Uhr) wurde in das ablaufende Wasser an der Position 1, also etwa 200 m nord-nord-östlich ein Schwimmkörper gegeben und die Verdriftung verfolgt. Von Position 1 bis Position 9 betrug die Entfernung 3.300 m. Hierfür benötigte der Schwimmkörper 87 min. Es kam bei Position 10 und 11 zum Stillstand bzw. zur Umkehrung der Fließrichtung. Damit floss das Wasser zu dieser Tidephase etwa mit der doppelten Geschwindigkeit wie das Wasser 2 Stunden vor Niedrigwasser in der Fahrrinne (1.600 m in etwa 80 min). Mit den Positionen 10/11 dürfte in etwa die maximale Entfernung beschrieben sein, bis zu der Abwasser verdriften könnte (Abb. 49).

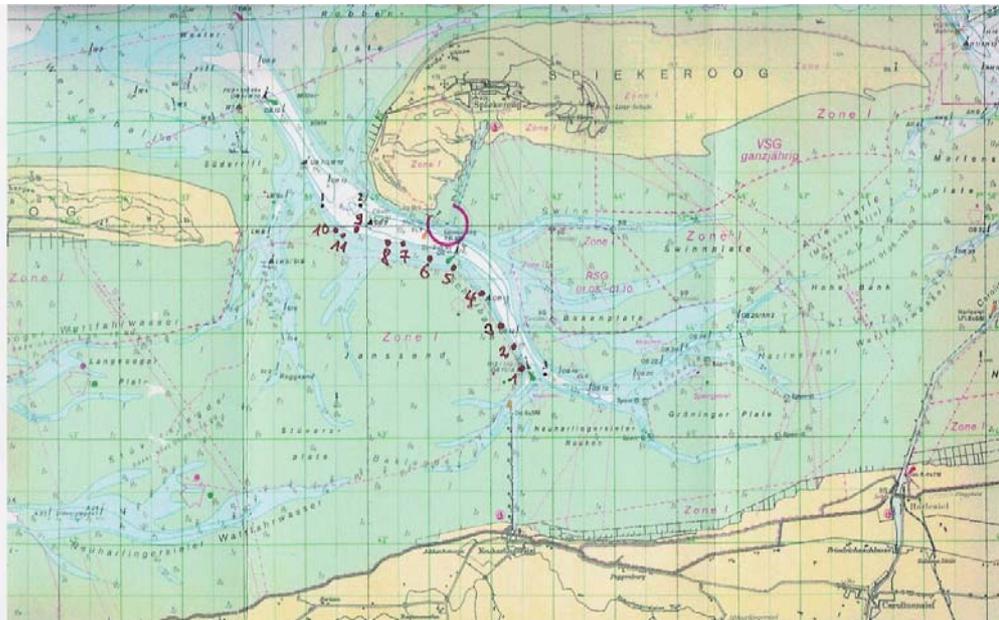


Abb. 49 Verdriftung eines Schwimmkörpers bei ablaufendem Wasser am 13.02.2002

Allerdings ist es unwahrscheinlich, dass das Abwasser diesen Punkt (10/11) tatsächlich erreichen konnte, da die Sielphase normalerweise erst etwa 2 Stunden vor Niedrigwasser beginnt. In das Experiment vom Februar übertragen, wäre die Öffnung des Siels gegen 17:15 Uhr erfolgt und das Abwasser hätte die Position 1 des Schwimmkörperexperiments erst gegen ~ 18:30 Uhr erreicht. Zum Zeitpunkt 16:54 Uhr wurde aber bei dem Schwimmkörperexperiment bereits an Position 11 wieder auflaufendes Wasser festgestellt. Daher kann angenommen werden, dass die Abwasserverdriftung kaum über die Position C in Abb. 50 (entsprechend Position 3 bis 4 in Abb. 49) hinaus erfolgen kann.

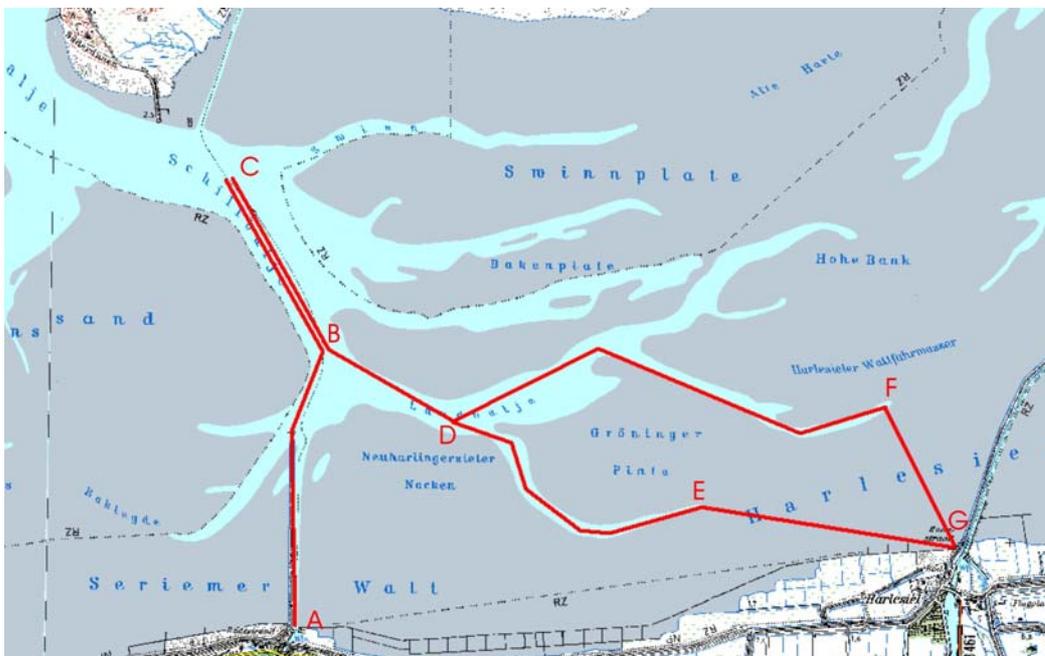


Abb. 50 Verdriftungswege des kontaminierten Süßwassers nach einem Sielvorgang in Neuuharlingersiel; Entfernungen: A-B 2.460 m; B-C 1.700 m; B-D 1.300 m; D-F 4.000 m; D-E 2.600 m; E-G 2.300 m; F-G 1.400 m

### 3.3.3 Untersuchungen der Verfrachtung von Sielwasser mit Hilfe von Uranin

Am 30.04.2002 wurde bei ablaufendem Wasser Uranin an der Position 4 am Leitdamm in der Mitte des Fahrwassers (1.400 m) eingeleitet. Die Uraninkonzentration wurde mit

*in situ*-Messungen von Bord eines Schiffes aus und mittels Fernerkundung durch einen Laserfluorosensor an Bord eines Flugzeugs bestimmt. Das Uranin verblieb die gesamte Überflugzeit in diesem Bereich und wurde nicht weiträumig verdriftet. Die Farbstoffwolke rotierte im Uhrzeigersinn um ein scheinbar punktförmiges Zentrum, Teile der Uraninwolke lösten sich ständig ab und wurden in Richtung Spiekeroog verdriftet. Ferner konnte eine Ausweitung der oberflächlichen Uraninverteilung nach Osten beobachtet werden. Die gemessenen Uraninkonzentrationen lagen zwischen 64,5  $\mu\text{g/l}$  nordöstlich vom Leitdamm ca. 30 min nach der Einleitung des Farbstoffes und der durch die hydrographischen Bedingungen heraufgesetzten Nachweisgrenze von 3  $\mu\text{g/l}$  an den anderen Messorten.

#### **4. Schlussfolgerungen**

Die während der Badesaison 2001 durchgeführten mikrobiologischen Untersuchungen in der Eckernförder Bucht zeigten, dass eine Beeinflussung der Badestellen durch Verdriftung von Kontaminationen, die von Schiffen stammten, nicht stattfand. Die küstennah gezogenen Proben wiesen fast immer höhere Konzentrationen auf als die küstenfernen Proben, so dass Kontaminationsquellen an Land als Ursache für die in der Vergangenheit beobachteten Grenzwertüberschreitungen gemäß EU-Badegewässerrichtlinie zu vermuten waren. Die Konzentration an Fäkalindikatorbakterien schwankte bei den in der Badesaison 2001 untersuchten Proben ebenso wie bei den täglichen Messungen im August 2002 erheblich. Dies wurde auch von Boehm et al. ([7]) in einer Studie in Kalifornien festgestellt. Eine etwas höhere Bakterienkonzentration konnte in dem Bereich um die Einleitestelle der Kläranlage Waabs herum beobachtet werden, aber auch an anderen Punkten entlang der Küste kam es punktuell zu hohen Konzentrationen. Eine Korrelation mit den begleitend erhobenen meteorologischen Daten, d.h. mit Regenfällen und vorherrschender Windrichtung, konnte nur teilweise festgestellt werden.

Der Einfluss von Regen und die Abschwemmung von landwirtschaftlich genutzten Flächen ist bereits in anderen Studien als Kontaminationsquelle für Gewässer genannt

worden [20, 25, 27, 28, 30]. Besonders starke Regenfälle wurden am 05. und 06.08.2002 verzeichnet. Während dieser Tage kam es zu massiven Überschwemmungen im Hinterland der Küste und im Bereich der Strandbek zu Einträgen aus einem Schmutzwasserkanal. Durch das eindringende Regenwasser konnte die Pumpe das Schmutzwasser nicht ausreichend weitertransportieren und das ungereinigte Abwasser floss in die Eckernförder Bucht. Die Konzentration der Fäkalindikatorbakterien war in diesem Bereich in der Folge sehr hoch, aber auch an anderen Küstenabschnitten waren hohe Konzentrationen zu beobachten. In der nachfolgenden Zeit fiel kein Regen mehr, aber die verschiedenen Zuflüsse aus dem Hinterland wiesen auch nach langer Trockenperiode teilweise hohe Bakterienkonzentrationen auf. Da weitere Regenfälle nicht auftraten, war eine Resuspension kontaminierter Partikel eher nicht anzunehmen [15, 21]. Genaueres Nachforschen erbrachte im Bereich des Campingplatzes Booknis zwei Fehllanschlüsse von Campingwägen an die Platzdrainage, im Bereich der anderen Zuflüsse konnte die Ursache der mikrobiellen Belastungen im Rahmen dieser Studie nicht ermittelt werden. Eine detaillierte Quellensuche ist an sämtlichen Einleitern erforderlich. Dies wurde bereits in der Vulnerabilitätsstudie 2000 an einem Graben durchgeführt und hatte nach mehr als 32-stündigem Einsatz von zwei Personen vor Ort ebenfalls nur zum Nachweis von zwei Fehllanschlüssen geführt.

Der Einfluss der Gülleaufbringung im Drainagegebiet der Küste kann nur abgeschätzt werden. Je nach Bodenstruktur und Umgebungsbedingungen kann es zu einem schnelleren oder langsameren Absterben von Fäkalindikatorbakterien kommen [25]. Eine vermehrte Abschwemmung von Flächen durch Regen ist zu erwarten [28, 29] und kann zu einer deutlichen Kontamination der diversen Einleitungen beitragen. Auch intensivisierte Viehhaltung im Einzugsgebiet von Badegewässern wurde bereits in der Vergangenheit als Kontaminationsquelle genannt [8, 15]. Inwieweit es im Einzugsgebiet der Badestellen an der Nord- und Ostsee zu verstärktem Tierbesatz während der Messzeiträume kam, konnte nicht eruiert werden. Einen Hinweis auf landwirtschaftliche Einflüsse könnte evtl. das Verhältnis von *E. coli* zu intestinalen Enterokokken liefern. Es wurde in der Vergangenheit angenommen, dass von Tieren stammende Abwässer einen höheren Gehalt an Enterokokken als an *E. coli* aufweisen.

Dies ist jedoch auch angezweifelt worden [22], so dass eine feste Verhältniszahl zwischen *E. coli* und Enterokokken nicht mehr empfohlen wird.

Erschwert wird die Deutung der Konzentration der einzelnen Fäkalindikatorbakterienarten durch ihr unterschiedliches Verhalten in der Umwelt. Die Salztoleranz von Enterokokken ist höher als die von *E. coli*, weshalb sie vor allem bei der Untersuchung von Meerwasser als geeignetere Fäkalindikatorbakterien gelten [2, 6, 9]. Auch sind sie weniger empfindlich gegenüber Sonneneinstrahlung [19], so dass insgesamt mit einer längeren Überlebenszeit von intestinalen Enterokokken im Wasser gerechnet werden muss. Während des Studienverlaufes lagen die Enterokokken-Konzentrationen in aller Regel deutlich unter den *E. coli*-Konzentrationen. Allerdings wurde z.B. in der 3. Versuchswoche bei den landseitig gezogenen Proben höhere Enterokokken-Konzentrationen festgestellt und auch in den vom Boot aus gezogenen Proben in der ersten Versuchswoche im Juni war die Konzentration an Enterokokken höher als an *E. coli*. Um den Einfluss einer fäkalen Belastung zu untersuchen, scheint es daher im Sinne einer besseren Risikoanalyse und eines daraus resultierenden höheren Schutzniveaus vorteilhaft zu sein, beide Indikatorparameter zu verwenden.

Die Messung von Gelbstoffen als natürlicherweise vorhandenen Markern eines Abwassereintrags [5] war außer im Untersuchungsgebiet der Lübecker Bucht, wo der Fluss Trave mit den vielfältigen organischen Einträgen eine nennenswerte Belastung darstellte, nicht erfolgreich, da die diffuse Hintergrundbelastung Messungen von Profilen nicht erlaubte. Auch Messungen des pH-Wertes oder der Leitfähigkeit im Untersuchungsgebiet der Ostsee waren keine geeigneten Methoden, um kurzfristige Veränderungen der Wasserqualität durch *in situ*-Messungen festzustellen. Die beim Öffnen der Sieltore beobachtete Abnahme der Leitfähigkeit in Neuharlingersiel demonstrierte hingegen deutlich den Eintrag von kontaminierten Süßwasser, was sich auch in der parallel gemessenen mikrobiologischen Wasserqualität widerspiegelte. Es hatte sich bereits bei der Vulnerabilitätsstudie 2000 angedeutet, dass dieser Parameter unter den oben beschriebenen, besonderen Bedingungen als vor Ort-Messparameter verwendet werden könnte. Sein Nutzen für eine weitergehende Verdriftungsstudie muss

jedoch noch evaluiert werden, da eine tidenbedingte Durchmischung nicht auszuschließen ist.

Im Sommer 2001 wurden während anderthalb Sommermonate quer über die Eckernförder Bucht an drei Messstellen kontinuierliche Strömungsmessungen in verschiedenen Wassertiefen durchgeführt. Es zeigte sich, dass an der östlichen Seite der Bucht nur an zwei Tagen ein Einstrom registriert wurde. Im westlichen Bereich und in der Mitte der Eckernförder Bucht war hingegen ein ständiger Wechsel von Ein- und Ausstrom zu beobachten, wobei die einzelnen Phasen in der Regel für ein paar Tage anhielten. Dabei zeigte sich, dass die Richtungsvariabilität in 12 – 13 m Tiefe deutlich größer war als in 7 m Tiefe. Dies lag an der stabilisierenden Wirkung des Windes, obwohl die Strömung den Wechseln in der Windrichtung nicht immer unmittelbar folgte. Über dem Mittelgrund bildete sich zumindest bei ruhigen Wetterlagen eine Ringströmung, die bis etwa 10 m unter die Oberfläche reichte. Vor allem im sehr flachen, ufernahen Bereich, der von Badegästen aufgesucht wird, ist es äußerst schwierig, aussagefähige Strömungsmessungen durchzuführen. In umfangreichen Diskussionen vor Beginn der Strömungsmessung waren die diversen technischen Möglichkeiten erörtert worden. Die hydrographischen Modelle, die in anderen Bereichen der Umweltforschung eingesetzt werden, beziehen sich auf tiefe Gewässer und eine eher groß-skalige Betrachtungsweise. Computermodelle, welche die stark variierenden Bedingungen im küstennahen Bereich abbilden und eine Voraussage der Wasserqualität evtl. ermöglichen könnten, fehlen bisher und müssten für weitergehende Untersuchungen entwickelt werden.

Tracer-Substanzen werden vielfältig bei der Untersuchung von Stofftransporten und Strömungsüberprüfungen eingesetzt [1, 13]. Die meistens verwendeten Fluoreszenzfarbstoffe Rhodamin oder Uranin sind in der Umwelt relativ unbeständig und werden schnell abgebaut, eine Eigenschaft, die vor allem bei Kurzzeituntersuchungen vorteilhaft ist. Da Rhodamin eine gewisse Toxizität aufweist, wurde bei den vorliegenden Untersuchungen Uranin verwendet. Die benötigte amtliche Erlaubnis, die Substanz in der relativ großen Menge einzuleiten, wurde vor Beginn der

Versuche von den zuständigen Behörden erteilt. Da bei den Färbeversuchen mit einem nicht unerheblichen Interesse durch die Öffentlichkeit gerechnet wurde, wurden entsprechende Pressemitteilungen herausgegeben. Diese Vorbereitung erwies sich als sehr günstig, da so die Versuche auch durch die örtliche Bevölkerung mit Interesse und nicht mit Besorgnis aufgenommen wurden. Als weitere Tracer-Substanz wurden Nickel-resistente *E. coli* verwendet, die natürlicherweise nicht in der Nord- und Ostsee vorhanden sind. Da sich chemische Stoffe im Wasser anders verhalten können als Bakterien, schien es sinnvoll zu sein, beide Tracer zu verwenden.

Es zeigte sich bei den Untersuchungen an der Ostsee, dass sich das kontaminierte, eingeleitete Wasser aus dem Regenwasserrückhaltebecken oberflächlich in der Ostsee verteilte. Je nach Windrichtung wurde es entweder südwestlich (aufländiger Wind) in Richtung Eckernförde oder nordöstlich (abländiger Wind) in Richtung Damp verdriftet. Die Ausbreitungszeit war in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit unterschiedlich schnell und auch unterschiedlich ausgedehnt. Bei dem Versuch am 04.04.2002 wurde die makroskopisch sichtbare Farbstoffwolke in 11 Stunden mehr als 6 km weit transportiert. Die Bakterien wurden in dieser Entfernung nicht mehr detektiert, gelangten aber 230 min nach der Freisetzung bis an eine 2.400 m entfernte Badestelle. Dies machte deutlich, dass Einleitungen aus Punktquellen, wie sie Drainagegräben oder Kläranlagenabläufe darstellen, in Abhängigkeit von lokalen Strömungsbedingungen kilometerweit transportiert werden können. Eine Kontamination auch weit entfernt liegender Badestellen ist somit möglich und erfordert eine Sanierung sämtlicher Einleiter, wenn die Badewasserqualität verbessert werden soll. An die stark wechselnden und nicht immer erklärbaren Fäkalindikatorkonzentrationen, die im Studienverlauf immer wieder beobachtet wurden, soll in diesem Zusammenhang noch einmal erinnert werden. Der Nachweis der Tracer-Bakterien auch noch an den Tagen nach deren ursprünglichen Freisetzung weist auf Resuspension aus dem Sediment hin [9].

Bei den an der Nordsee durchgeführten Untersuchungen wurde bei der Öffnung der Sieltore eine erhebliche Menge kontaminierten Süßwassers in die Nordsee eingeleitet.

Dies ließ sich sowohl bei der Messung der Leitfähigkeit wie auch der Fäkalindikatorkonzentration nachweisen. Während daraus noch nicht unbedingt auf eine Kontamination der Badestellen, die erst nach einer Fließstrecke des Wassers von 3.200 m erreicht wurden, geschlossen werden konnte, war dies durch Einsatz der Tracer-Bakterien möglich. Selbst nach 6 Flutphasen waren  $Ni_{res}$  *E. coli* noch in Neuharlingersiel nachweisbar. Freisetzungsversuche vor der Insel Spiekeroog zeigten, dass Verdriftungen von kontaminiertem Wasser bis an das Festland bei Neuharlingersiel, aber auch in Richtung Osten bis nach Harlesiel (ca. 6 – 7 km) möglich ist. Eine tidenbedingte Durchmischung und Verdünnung fand zwar statt, aber ein völliger Austausch des Wasserkörpers offensichtlich nicht. Die Untersuchung mit Uranin bestätigte die Ausbreitung in östlicher Richtung, ergab aber kein so eindeutiges Ergebnis wie an der Ostsee.

Die Versuche an Nord- und Ostsee zeigten insgesamt, dass auch kleine punktförmige Einleitungen kontaminierter Wässer weit entfernte Badestellen negativ beeinflussen können. Eine Suche nach möglichen Kontaminationsquellen, wie sie im Richtlinienentwurf gefordert wird, ist somit notwendigerweise sehr schwierig, zeit- und kostenaufwändig und erfordert an die örtlichen Bedingungen angepasste Untersuchungsmethoden. Eine Zusammenarbeit verschiedener Fachinstitutionen und Behörden ist unerlässlich, um die Situation vor Ort richtig zu erfassen. Vorhersagemodelle, die den rechtzeitigen Schutz von Badegästen ermöglichen, werden nicht einfach zu entwickeln sein, da zumindest in den gewählten Untersuchungsgebieten diverse Parameter einen Einfluss auf die Wasserqualität zu haben schienen. Eine Ableitung notwendiger Sanierungsschritte und deren Priorisierung bei eingeschränkten Finanzmitteln der Kommunen gestaltet sich auf der Grundlage der Ergebnisse ebenfalls als schwierig.

Das Ergebnis der Untersuchungen an Nord- und Ostsee wurde auf diversen nationalen und internationalen Tagungen in Vorträgen oder Postern veröffentlicht.

## 5. Zusammenfassung

Die Neufassung der EU-Badegewässerrichtlinie fordert nicht mehr nur ein Einhalten der Grenzwerte sondern auch die Etablierung eines sogenannten „Vulnerabilitätsprofils“, das die möglichen Kontaminationsquellen qualitativ und quantitativ erfasst sowie eines „beach managements“, welches adäquate Maßnahmen zur Verbesserung der Badegewässerqualität beinhaltet. Bei einer vorhergehenden Studie, bei der an der Nord- und Ostsee bereits der Versuch unternommen worden war, an bestimmten Badestellen ein Vulnerabilitätsprofil zu erstellen, war die Verdriftung kontaminierten Süßwassers als mögliche Verunreinigungsquelle angesehen worden. Dies sollte durch die vorliegende Studie weiter untersucht werden.

In mehreren Versuchswochen wurde während der Badesaison 2001 an der Ostsee im Bereich der Eckernförder Bucht ein intensiviertes mikrobiologisches Untersuchungsprogramm durchgeführt. Es wurde die Konzentration der Fäkalindikatorbakterien *E. coli* und intestinale Enterokokken küstennah und küstenfern sowie in landseitig gezogenen Proben bestimmt. Begleitend wurden jeweils physikalisch-chemische Untersuchungsparameter wie Temperatur, Leitfähigkeit und Gelbstoffgehalt erhoben und die vorherrschenden Wetterverhältnisse notiert. In der Badesaison 2002 wurden während eines Monats sämtliche im Untersuchungsareal liegenden Einleiter und Badestellen täglich mikrobiologisch untersucht, um einen Eindruck über die zeitlich unterschiedlichen, mikrobiologischen Belastungen zu erhalten. Über den Zeitraum von anderthalb Monaten hinweg wurden 2001 an drei Messstellen quer über die Eckernförder Bucht kontinuierliche Strömungsmessungen in unterschiedlicher Tiefe durchgeführt. Nach Ablauf der Badesaison wurde in den Ablauf eines Regenrückhaltebeckens sowohl im Herbst als auch im Frühjahr große Mengen Uranin als chemische Tracer-Substanz freigesetzt, im Frühjahr zusätzlich Nickel-resistente *E. coli* als biologische Tracer. Die Ausbreitung der Tracer wurde durch vor-Ort-Messungen, Luftaufnahmen und mikrobiologische Untersuchungen verfolgt.

In einem zweiten Beprobungsareal an der Lübecker Bucht wurden ebenfalls in der Badesaison 2001 mikrobiologische und chemisch-physikalische Untersuchungen durchgeführt. In einem dritten Bereich, in Neuharlingersiel an der Nordsee, wurde die Verdriftung des aus dem Hinterland aufgestauten und kontaminierten, gesielten Oberflächenwassers, welches auch gereinigte Abwässer enthält, untersucht. Hierfür wurden entlang eines Leitdammes, an den entsprechenden Badestellen und von einem Boot aus die Konzentration der Fäkalindikatorbakterien und von  $Ni_{res}$  *E. coli* sowie die physikalisch-chemischen Begleitparameter bestimmt. In einem weiteren Versuch wurden  $Ni_{res}$  *E. coli* vor der Insel Spiekeroog freigesetzt und deren Verdriftung in Richtung Festland bestimmt. Auch in diesem Untersuchungsareal wurde Uranin eingesetzt und die Ausbreitung der Farbstoffwolke durch Messungen von einem Boot und einem Flugzeug aus verfolgt.

Es konnte an der Ostsee gezeigt werden, dass die mikrobiologischen Belastungen starken Schwankungen unterlagen. Die Konzentrationsunterschiede ließen sich nur teilweise Regenerereignissen zuordnen. Eine Kontamination durch seeseitig eingebrachte Verunreinigungen konnte ausgeschlossen werden. Die Messung des Gelbstoffgehaltes lieferte nur an der Lübecker Bucht eindeutige Ergebnisse, was auf den Einfluss durch den Fluss Trave zurückzuführen ist. Die kontinuierliche Strömungsmessung ergab, dass am Westufer und in der Mitte der Eckernförder Bucht ein ständig wechselnder Ein- und Ausstrom herrschte, der besonders an der Oberfläche stark windabhängig war. Am Ostufer war ein fast ständiger Ausstrom zu verzeichnen. In der Mitte der Bucht bildete sich zusätzlich eine Ringströmung aus, die bis ca. 10 m unter die Oberfläche reichte. Beim Einsatz der Tracer-Substanzen wurde deutlich, dass sich das eingeleitete Süßwasser oberflächennah und in Abhängigkeit von Windrichtung und Windstärke küstenparallel verteilte. Die Farbstoffwolke war an einem der Versuchstage 11 Stunden nach der Einleitung mehr als 6 km von der Einleitestelle entfernt noch sichtbar, die Tracer-Bakterien waren 230 min nach Freisetzung an einer 2.400 m entfernten Badestelle nachweisbar.

Die Untersuchungen an der Nordsee ergaben, dass das gesielte Wasser hohe Konzentrationen an Fäkalindikatorbakterien enthielt. Es wurde aufgrund von Driftkörperbeobachtung und der Ergebnisse der mikrobiologischen Untersuchungen angenommen, dass es mehrere Kilometer in die Nordsee hineinströmt. Ni<sub>res</sub> *E. coli* konnten noch nach 6 Flutphasen an den Badestellen, die erst nach einer Fließstrecke von 3.200 m kontaminiert werden konnten, nachgewiesen werden. Der Freisetzungsversuch vor Spiekeroog ergab eine Kontamination des Festlandes im Bereich Neuharlingersiel, aber auch im Sinne einer Verdriftung in östlicher Richtung, in Harlesiel, welches mehrere Kilometer von der Einleitestelle entfernt liegt. Der Färbeversuch bestätigte dieses Ergebnis.

Die Versuche zeigten insgesamt, dass auch kleine punktförmige Einleitungen kontaminierter Wässer weit entfernte Badestellen negativ beeinflussen können. Eine Suche nach möglichen Kontaminationsquellen, wie sie im Richtlinienentwurf gefordert wird, ist somit notwendigerweise sehr schwierig, zeit- und kostenaufwendig.

## 6. Literaturverzeichnis

- 1 Aeby, P., Schultze, U., Braichotte, D., Bundt, M., Moser-Boroumand, F., Wydler, H. and Flühler, H., Fluorescence imaging of tracer distributions in soil profiles, *Environmental Science and Technology*, 35 (2001) 753-760.
- 2 Anonymous, Coastal and fresh waters, WHO, 2003.
- 3 Anonymous, Proposal for a directive of the European Parliament and of the Council concerning the quality of bathing water, Commission of the European Communities, Brüssel, 2002, pp. 1-40.
- 4 Anonymous, Swimming pools, spas and similar recreational-water environments, WHO, 2000.
- 5 Baker, A., Fluorescence excitation-emission matrix characterization of some sewage impacted rivers, *Environmental Science and Technology*, 35 (2001) 948-953.

- 6 Bartram, J. and Rees, G., *Monitoring bathing waters*, E & FN Spon, London, 2000.
- 7 Boehm, A.B., Grant, S.B., Kim, J.H., Mowbray, S.L., McGee, C.D., Clark, C.D., Foley, D.M. and Wellman, D.E., Decadal and shorter period variability of surf zone water quality at Huntington Beach, California, *Environmental Science and Technology*, 36 (2002) 3885-?
- 8 Crowther, J., Kay, D. and Wyer, M.D., Faecal-indicator concentrations in waters draining lowland pasoral catchments in the UK: relationships with land use and farming practices, *Water Research*, 36 (2002) 1725-1734.
- 9 Davies, C.M., Long, J.A., Donald, M. and Ashbolt, N.J., Survival of fecal microorganisms in marine and freshwater sediments, *Applied and Environmental Microbiology*, 61 (1995) 1888-1896.
- 10 Fleisher, J.M., Kay, D., Salmon, R.L., Jones, F., Wyer, M.D. and Godfree, A.F., Marine waters contaminated with domestic sewage: nonenteric illnesses associated with bather exposure in the United Kingdom, *American Journal of Public Health*, 86 (1996) 1228-1234.
- 11 Fleisher, J.M., Kay, D., Wyer, M.D. and Godfree, A.F., Estimates of the severity of illnesses associated with bathing in marine waters contaminated with domestic sewage, *International Journal of Epidemiology*, 27 (1998) 722-726.
- 12 Hernandez, J.F., Delattre, J.M. and Maier, E.A., *Sea water microbiology - Performance of methods for the microbiological examination of bathing water*, European Commission, Brüssel, 1995.
- 13 Ho, D.T., Schlosser, P. and Caplow, T., Determination of longitudinal dispersion coefficient and net advection in the tidal Hudson River with a large-scale, high resolution SF<sub>6</sub> tracer release experiment, *Environmental Science and Technology*, 36 (2002) 3234-3241.
- 14 Höller, C., "Vulnerabilität 2000" - Deutscher Bericht, Institut für Hygiene und Umweltmedizin, Kiel, 2000, pp. 1-175.
- 15 Hunter, C., Perkins, J., Tranter, J. and Gunn, J., Agricultural land-use effects on the indicator bacterial quality of an upland stream in the Derbyshire Peak District in the U.K., *Water Research*, 33 (1999) 3577-3586.

- 16 Jofre, J., Lucena, F., Mooijman, K., Bahar, M., Demarquilly, C. and Havelaar, A., Bacteriophages in bathing waters, European Commission, Luxembourg, 2000, pp. 1-66.
- 17 Kay, D., Fleisher, J.M., Salmon, R.L., Jones, F., Wyer, M.D., Godfree, A.F., Zelenauch-Jacquotte, Z. and Shore, R., Predicting likelihood of gastroenteritis from sea bathing: results from randomised exposure, *Lancet*, 344 (1994) 905-909.
- 18 Lee, S.H., Levy, D.A., Craun, G., Beach, M.J. and Calderon, R.L., Surveillance for waterborne-disease outbreaks - United States, 1999-2000, *Morbidity and Mortality Weekly Report*, 51 (2002) SS-8.
- 19 McCambridge, J. and McMeekin, T.A., Effect of solar radiation and predacious microorganisms on survival of fecal and other bacteria, *Applied and Environmental Microbiology*, 41 (1981) 1083-1087.
- 20 Noble, R.T., Weisberg, S.B., Leecaster, M.L., McGee, C.D., Dorsey, J.H., Vainik, P. and Orozco-Borbón, V., Storm effects on regional beach water quality along the southern California shoreline, *Journal of Water and Health*, 1 (2003) 23-31.
- 21 Obiri-Danso, K. and Jones, K., Intertidal sediments as reservoirs for hippurate negative campylobacters, salmonellae and faecal indicators in three EU recognised bathing waters in North West England, *Water Research*, 34 (2000) 519-527.
- 22 Pourcher, A.M., Devriese, L.A., Hernandez, J.F. and Delattre, J.M., Enumeration by a miniaturized method of *Escherichia coli*, *Streptococcus bovis* and enterococci as indicators of the origin of faecal pollution of waters, *Journal of Applied Bacteriology*, 70 (1991) 525-530.
- 23 Richter, K.-D., Untersuchungen zum Überleben von *Salmonella* und *Escherichia coli* in Meerwasser und Entwicklung eines Markierungs- und Nachweissystems zur Verfolgung hygienisch relevanter Bakterien, Cuvillier Verlag, 1995.
- 24 Simonart, T., Demarquilly, C. and Maier, E.A., Performance of reference methods and validation of commonly used methods in the E.U. for the

- enumeration of *E. coli* and intestinal enterococci in fresh- and sea-bathing waters, Institut Pasteur Lille, Lille, 1999, pp. 1-174.
- 25 Trevisan, D., Vansteelant, J.Y. and Dorioz, J.M., Survival and leaching of fecal bacteria after slurry spreading on mountain hay meadows: consequences for the management of water contamination risk, *Water Research*, 36 (2002) 275-283.
- 26 Wurzel, K.W., Environmental policy-making in Britain, Germany and the European Union, Manchester University Press, 2002.
- 27 Wyer, M.D., Jackson, G., Kay, D., Yeo, J. and Dawson, H., An assessment of the impact of inland surface water input to the bacteriological quality of coastal waters, *Journal of the Institution of Water and Environmental Management*, 8 (1994) 459-467.
- 28 Wyer, M.D., Kay, D., Crowther, J., Whittle, J., Spence, A., Huen, V., Wilson, C., Carbo, P. and Newsome, J., Faecal-indicator budgets for recreational coastal waters: a catchment approach, *Journal of the Institution of Water and Environmental Management*, 12 (1998) 414-424.
- 29 Wyer, M.D., Kay, D., Dawson, H.M., Jackson, G.F., Jones, F., Yeo, J. and Whittle, J., Delivery of microbial indicator organisms to coastal waters from catchment sources, *Water Science and Technology*, 33 (1996) 37-50.
- 30 Wyer, M.D., O'Neil, G., Kay, D., Crowther, J., Jackson, G. and Fewtrell, L., Non-outfall sources of faecal indicator organisms affecting the compliance of coastal waters with directive 76/160/EC, *Water Science and Technology*, 35 (1997) 151-156.