

# **Verbesserung und Sicherstellung der Badegewässerqualität im Kreis Rendsburg-Eckernförde**



**Abschlussbericht des INTERREG IIIA Forschungsprojektes  
Deutscher Projektpartner**

**Projektleitung:**

Prof. Dr.-Ing. M. Grottker

Fachhochschule Lübeck

Labor für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik

Mönkhofer Weg 239

23652 Lübeck

**Mitarbeiter:**

- I. Stresius (2006-2008): Projektvorbereitung, Organisation, Verwaltung, Probenahmeplanung, Analytik, Landwirtschaftliche Quellen, Wasservögel, Datenauswertung, Statistik
- I. Holzapfel (2006-2008): Personalplanung, Technik, Probenahme, Analytik, hydrologische und meteorologische Messungen, geographische Daten, Datenauswertung
- N. Krause (2007-2008): Probenahme, Analytik, Qualitätssicherung, Sedimentuntersuchungen, Enterokokkenuntersuchungen, Statistik, Datenauswertung

**Kooperationspartner:**

Hydro & meteo GmbH & Co. KG, Lübeck

Radardaten Niederschlagsvorhersage, Frühwarnsystem

Lübeck, September 2008

## Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung.....	20
2	Grundlagen.....	24
2.1	Gesetzliche Grundlagen.....	24
2.2	Qualität der Badegewässer im Kreis Rendsburg-Eckernförde .....	27
2.3	Potentielle Verschmutzungsquellen .....	28
2.3.1	Kommunale Kläranlagen .....	28
2.3.2	Mischwasserüberläufe .....	29
2.3.3	Regenwassereinleitungen.....	29
2.3.4	Kleinkläranlagen.....	29
2.3.5	Diffuse Quellen.....	30
2.3.5.1	Diffuse Quellen aus der Landwirtschaft .....	30
2.3.5.2	Wasservögel.....	30
2.3.5.3	Sediment .....	31
3	Untersuchungsgebiete.....	33
3.1	Einleitung .....	33
3.2	Probenahmestellen .....	34
3.2.1	Ostsee.....	34
3.2.1.1	Damp, Probestellen PS 01, 02, 03 .....	37
3.2.1.2	Schwastrumer Au, Probestelle PS 04.....	37
3.2.1.3	Booknis, Graben VII, Probenahmestelle PS 05 .....	38
3.2.1.4	CP Ritenrade, Graben VI, Probenahmestelle PS 06 .....	38
3.2.1.5	Klein Waabs, Strandbek, Probenahmestelle PS 07.....	38
3.2.1.6	Langholz, Graben IV, Probenahmestelle PS 08 .....	38
3.2.1.7	Langholz Campingplatz, Graben III, Probenahmestelle PS 09.....	39
3.2.1.8	Aassee, Graben I und II, Probenahmestelle PS 10 .....	39
3.2.1.9	Hemmelmarker Au, Probenahmestelle PS 11 .....	39
3.2.1.10	Eckernförde, Möhlwischgraben, Probenahmestelle PS 12 .....	40
3.2.1.11	Eckernförde, Lachswehrgraben, Probenahmestelle PS 13.....	40
3.2.1.12	Kläranlage Eckernförde .....	40
3.2.2	Wittensee .....	40
3.2.2.1	Mühlenbek, Probenahmestelle PS 14 .....	42
3.2.2.2	Einleitstelle B, Probenahmestelle 14-004 .....	42
3.2.2.3	Brobach, Probenahmestelle PS 15.....	42
3.2.2.4	Habyer Au, Probenahmestelle PS 16 .....	42
3.2.2.5	Graben I 12, Probenahmestelle PS 17 .....	43
3.2.2.6	Graben I 13, Probenahmestelle PS 18 .....	43
3.2.2.7	Schirnau, Probenahmestelle PS 19.....	43
3.2.2.8	Graben I 10, Probenahmestelle PS 20 .....	43

---

3.2.2.9	Meynbek, Probenahmestelle PS 21 .....	43
3.2.2.10	Graben I 9, Probenahmestelle PS 22 .....	43
3.2.2.11	Graben I 8, Probenahmestelle PS 23 .....	43
3.2.2.12	Graben I 7, Probenahmestelle PS 24 .....	43
3.2.2.13	Graben I 6, Probenahmestelle PS 25 .....	44
3.2.2.14	Graben I 5 Probenahmestelle PS 26 .....	44
3.2.2.15	Graben I 4 Probenahmestelle PS 27 .....	44
3.2.3	Vollstedter See.....	44
3.2.3.1	Liethberggraben, Probenahmestelle PS 29.....	46
3.2.3.2	Seewiesengraben, Probenahmestelle PS 30 .....	46
3.2.3.3	Seekoppelgraben, Probenahmestelle PS 32.....	46
3.2.3.4	Probenahmestelle PS 33.....	46
3.2.3.5	Seekanal, Probenahmestelle PS 31 .....	46
3.2.4	Schlei .....	46
3.2.4.1	Probenahmestelle PS 34.....	47
3.2.4.2	Osterbek, Probenahmestelle PS 36 .....	48
3.2.4.3	Hüttener Au Probenahmestelle PS 37 .....	48
3.2.4.4	Missunde, Probenahmestelle PS 40.....	48
3.2.5	Borgstedter Enge .....	48
3.2.5.1	Exwisch, Graben II, Probenahmestelle PS 38.....	49
3.2.5.2	Lehmbek, Graben V, Probenahmestelle PS 39.....	49
4	Untersuchungen .....	50
4.1	Untersuchungskonzept.....	50
4.1.1	Grundprogramm.....	50
4.1.2	Intensivprogramm .....	51
4.2	Methoden .....	51
4.2.1	Probenahme des Wassers.....	51
4.2.1.1	Manuelle Probenahme .....	51
4.2.1.2	Automatische Probenahme .....	52
4.2.2	Chemisch-physikalische Parameter .....	52
4.2.2.1	Messung mit Multiparametersonde.....	52
4.2.2.2	Strömungsmesser und Drucksonde .....	53
4.2.2.3	Nährstoffuntersuchungen .....	54
4.2.3	Mikrobiologische Untersuchungen .....	54
4.2.3.1	Bakterien-Schnelltests Enterolert-E und Colilert-18.....	55
4.2.3.2	Miniaturisiertes MPN-Verfahren.....	56
4.2.4	Qualitätssicherung im Labor.....	56
4.2.5	Meteorologische Messungen .....	57
4.2.6	Statistische Verfahren .....	57

---

---

4.3	Sonderuntersuchungsprogramme .....	58
4.3.1	Wasservögel .....	58
4.3.2	Landwirtschaft .....	59
4.3.3	Sediment .....	59
4.3.3.1	Probenahmestellen .....	59
4.3.3.2	Probenahme .....	60
4.3.3.3	Bestimmung der Korngrößenverteilung .....	61
4.3.3.4	Mikrobiologische Untersuchung .....	61
4.3.4	Kleinkläranlagen (KKA) .....	65
4.3.5	Trübungsmessungen .....	66
4.3.6	Vergleich der Methoden zum Nachweis von intestinalen Enterokokken .....	67
4.3.6.1	Vergleich der Wiederfindungsrate .....	67
4.3.6.2	Vergleich der Bebrütungstemperatur und Bebrütungszeit .....	67
4.3.7	Systemanalyse .....	69
4.4	Niederschlagsvorhersage .....	69
4.4.1	Verfügbare Daten .....	69
4.4.2	Integration der Radardaten von DMI und DWD .....	69
4.4.2.1	Reichweite der Radarmessung .....	69
4.4.2.2	Kompositerstellung .....	70
4.4.3	Betrieb .....	71
4.4.3.1	Datenfluss .....	71
4.4.3.2	Vorhersageprinzip .....	71
4.4.3.3	Warnungserstellung .....	72
4.4.3.4	Radardatenverarbeitung .....	73
4.5	Auswertungen der Radardaten .....	74
4.5.1	Aneichung .....	74
4.5.1.1	Korrekturen .....	74
4.5.1.2	Aneichverfahren und Abgleich zwischen Hamburg und Römö .....	74
4.5.1.3	Aneichungen 2006 .....	75
4.5.1.4	Aneichungen 2007 .....	76
4.5.1.5	Aneichungen 2008 .....	78
4.5.2	Warnungen .....	79
4.5.3	Verbesserung der Vorhersage .....	80
4.5.4	Zusammenfassung .....	80
5	Ergebnisse und Interpretationen .....	81
5.1	Verschmutzungsquellen .....	81
5.1.1	Kommunale Kläranlagen .....	81
5.1.2	Kleinkläranlagen .....	90

---

---

5.1.3	Regenwassereinleitungen .....	92
5.1.4	Schmutz- und Mischwasserkanäle .....	94
5.1.5	Landwirtschaft .....	95
5.1.6	Wasservögel .....	101
5.1.7	Sediment .....	103
5.1.7.1	Methodik .....	103
5.1.7.2	Sedimentzusammensetzung .....	105
5.1.7.3	Vorversuche .....	107
5.1.7.4	Filtrationsversuche .....	108
5.1.7.5	Trübung .....	112
5.1.7.6	Ultraschallbehandlung .....	113
5.1.7.7	Sedimentuntersuchungen im Feld .....	115
5.1.8	Ergebnisse der Vergleichsuntersuchungen der Methoden zum Nachweis von intestinalen Enterokokken .....	117
5.1.8.1	Vergleich der Wiederfindungsrate .....	117
5.1.8.2	Vergleich der Bebrütungstemperatur und Bebrütungszeit .....	122
5.1.9	Ergebnisse der Systemanalyse .....	124
5.1.10	Nährstoffe .....	125
5.1.10.1	Bewertung der Zuläufe .....	125
5.1.10.2	Bewertung des Wittensees .....	128
5.2	Ergebnisse in den Einzugsgebieten .....	130
5.2.1	Ostsee .....	130
5.2.1.1	Damp Hafen, Probenahmestelle PS 01 .....	131
5.2.1.2	Damp, Regenentwässerung Probenahmestelle PS 02 .....	133
5.2.1.3	Damp, Graben II, Probenahmestelle PS 03 .....	133
5.2.1.4	Schwastrumer Au, Probenahmestelle PS 04 .....	134
5.2.1.5	Graben VII, Probenahmestelle PS 05 .....	136
5.2.1.6	Graben VI, Probenahmestelle PS 06 .....	136
5.2.1.7	Strandbek, Probenahmestelle PS 07 .....	139
5.2.1.8	Graben IV, Probenahmestelle PS 08 .....	141
5.2.1.9	Graben III, Probenahmestelle PS 09 .....	142
5.2.1.10	Graben I und II, Probenahmestelle PS 10 .....	144
5.2.1.11	Hemmelmarker Au, Probenahmestelle PS 11 .....	146
5.2.1.12	Möhlwischgraben, Probenahmestelle PS 12 .....	146
5.2.1.13	Lachsenbach, Probenahmestelle PS 13 .....	148
5.2.1.14	Die Badestellen im Untersuchungsgebiet Ostsee .....	149
5.2.2	Wittensee .....	149
5.2.2.1	Mühlenbek, Probenahmestelle PS 14 .....	150
5.2.2.2	Straßenentwässerung Großwittensee, Einleitstelle B, PS 14-004 .....	154

---

5.2.2.3	Brobach, Probenahmestelle PS 15.....	155
5.2.2.4	Habyer Au, Probenahmestelle PS 16 .....	157
5.2.2.5	Schirnau, Probestelle PS 19.....	160
5.2.2.6	Graben I12: Probenahmestelle PS 17, Graben I13: Probenahmestelle PS 18, Graben I10: Probenahmestelle PS 20, Graben I9: Probe- nahmestelle PS 22, Graben I8: Probenahmestelle PS 23.....	160
5.2.2.7	Meynbek, Probenahmestelle PS 21 .....	160
5.2.2.8	Graben I 7, Probenahmestelle PS 24 .....	162
5.2.2.9	Graben I 6: Probenahmestelle PS 25, Graben I 5: Probenahmestelle PS 26	165
5.2.2.10	Straßenentwässerung Großwittensee, Einleitstelle F, Probenahmestelle PS 27 .....	165
5.2.2.11	Badestelle BS 39 am Holtsee .....	167
5.2.2.12	Badestellen am Wittensee (BS 40, BS 41, BS 42, BS 43, BS 44) .....	167
5.2.3	Ergebnisse Untersuchungsgebiet Vollstedter See .....	172
5.2.4	Schlei .....	174
5.2.4.1	Osterbek, PS 36 .....	175
5.2.4.2	Hüttener Au, PS 37 .....	178
5.2.4.3	Missunde, PS 40 .....	178
5.2.4.4	Badestellen BS 01, BS 02, BS 03 und BS 79.....	179
5.2.5	Borgstedter Enge .....	180
5.2.5.1	Exwisch, Graben II, PS 38.....	180
5.2.5.2	Lehmbek, Graben V, PS 39.....	181
5.2.5.3	Badestelle BS 45.....	182
5.2.5.4	Sandfang .....	183
6	Verbesserung der Badegewässerqualität.....	184
6.1	Sanierung Punktquellen .....	184
6.1.1	Kläranlagen .....	184
6.1.1.1	Zentrale Kläranlagen mit mehr als 3000 EWG .....	184
6.1.1.2	Kommunale Kläranlagen von 50 bis 3000 EWG.....	186
6.1.1.3	Hauskläranlagen.....	187
6.1.2	Regenwassereinleitungen .....	189
6.1.2.1	Ausführung .....	190
6.1.3	Schmutzwasser- und Mischwasserkanäle .....	193
6.1.3.1	Mischwasserüberläufe .....	193
6.1.3.2	Schmutzwasserkanäle.....	194
6.2	Umgang mit diffusen Quellen .....	194

---

6.3	Sanierungskonzepte für die Einzugsgebiete .....	196
6.3.1	Sanierungskonzepte Ostsee .....	196
6.3.1.1	Damp, Probenahmestelle PS 01 .....	196
6.3.1.2	Damp, Graben II, Probenahmestelle PS 03.....	197
6.3.1.3	Schwastrumer Au, Probenahmestelle PS 04.....	198
6.3.1.4	Graben VI, Probenahmestelle PS 06.....	198
6.3.1.5	Strandbek, Probenahmestelle PS 07.....	199
6.3.1.6	Graben IV, Probenahmestelle PS 08.....	199
6.3.1.7	Graben III, Probenahmestelle PS 09 .....	200
6.3.1.8	Graben I und II, Aassee, Probenahmestelle 10.....	200
6.3.1.9	Hemmelmarker See, Probenahmestelle PS 11 .....	200
6.3.1.10	Möhlwischgraben Probenahmestelle PS 12.....	200
6.3.1.11	Lachsenbach, Probenahmestelle PS 13 .....	200
6.3.1.12	Kläranlage Eckernförde PS 12-20.....	201
6.3.2	Sanierungskonzepte Wittensee.....	201
6.3.2.1	Habyer Au, Probenahmestelle PS 16 .....	202
6.3.2.2	Mühlenbek, Probenahmestelle PS 14 .....	202
6.3.2.3	Meynbek, Probenahmestelle PS 21 .....	203
6.3.2.4	Brobach, Probenahmestelle PS 15.....	203
6.3.2.5	Straßenentwässerung Groß Wittensee, Einleitstelle B, Probenahmestelle 14-004.....	203
6.3.2.6	Graben I 11, Probenahmestelle PS 20, Graben I 9, Probenahmestelle PS 22 .....	203
6.3.2.7	Graben I 4, Probenahmestelle PS 27 .....	204
6.3.2.8	Graben I 6, Probenahmestelle PS 25 .....	204
6.3.2.9	Graben I 7, Probenahmestelle PS 24 .....	204
6.3.3	Sanierungskonzepte Vollstedter See .....	204
6.3.4	Sanierungskonzepte Schlei.....	205
6.3.4.1	Osterbek, Probenahmestelle PS 36 .....	205
6.3.4.2	Hüttner Au, Probenahmestelle PS 37 .....	205
6.3.4.3	Missunde, Probenahmestelle PS 40.....	206
6.3.5	Sanierungskonzepte Borgstedter Enge.....	206
6.3.5.1	BW-Kläranlage Borgstedt .....	206
6.3.5.2	Lehmbek, Graben V, Probenahmestelle PS 39 .....	206
6.3.5.3	Exwisch, Graben II, Probenahmestelle PS 38 .....	206
6.3.5.4	Sandfang Borgstedt.....	206
7	Übertragbarkeit der Ergebnisse.....	207
8	Frühwarnsystem.....	209
8.1	Basiskonzept.....	209

---

---

8.1.1	Erscheinungsbild und Verfügbarkeit.....	209
8.1.1.1	Verfügbarkeit .....	209
8.1.1.2	Erscheinungsbild .....	209
8.1.1.3	Verwaltung der Daten und Umsetzung.....	210
8.1.2	Warnmethodik .....	210
8.2	Analyse der Niederschlags- und Gewässeranalysedaten .....	212
8.2.1	Ausgewählte Badestellen.....	212
8.2.2	Abflussganglinien in den untersuchten Gewässern.....	213
8.2.3	Vergleich der Zeitreihen von Niederschlag und E.coli.....	214
8.2.3.1	Probenahmestelle 07 an der Strandbek beim Campingplatz Heide (BS 12) .....	214
8.2.3.2	Probenahmestelle 04 an der Schwastrumer Au in Damp (BS 09) .	217
8.2.3.3	Probenahmestellen 24/25 bei Sande (BS 42).....	220
8.2.3.4	Probenahmestelle 08 am Graben 4 bei Langholz (BS 14) .....	223
8.2.3.5	Probenahmestellen 14 (Mühlenbek) und 15 (Brobach) am Wittensee (BS 40) .....	226
8.2.3.6	Probenahmestelle 36 (Osterbek) und 37 (Hüttener Au) bei Götheby .....	230
8.2.4	Schlussfolgerungen.....	233
8.3	Aussagekraft der heute produzierbaren Warnungen.....	234
8.3.1	Stand der Erkenntnisse für ein Warnsystem .....	234
8.3.2	Funktionsweise „Bade-Scout“ .....	234
9	Zusammenfassung .....	236
10	Literaturverzeichnis .....	242

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1-1: Lage des Kreises Rendsburg-Eckernförde .....	20
Abbildung 1-2: Untersuchungsgebiete.....	23
Abbildung 3-1: Übersichtskarte des Untersuchungsgebiet Ostsee Teil 1 .....	35
Abbildung 3-2: Übersichtskarte des Untersuchungsgebiet Ostsee Teil 2 .....	36
Abbildung 3-3: Übersichtskarte Wittensee.....	41
Abbildung 3-5 Übersichtskarte Untersuchungsgebiet Schlei .....	47
Abbildung 4-1: Probenahmestange mit Flasche .....	51
Abbildung 4-2: Test-Zubehör, von links nach rechts:.....	56
Abbildung 4-3: Beispiel für einen Boxplot .....	58
Abbildung 4-4: Reichweiten für die verschiedenen verwendeten Radarprodukte,....	70
Abbildung 4-5: Kompositdarstellung der Messungen von Hamburg und Römö.....	71
Abbildung 4-6: Textbeispiel für eine Email / SMS-Versendung .....	72
Abbildung 4-7: Internetdarstellung der gemessenen und korrigierten Radardaten...	73
Abbildung 4-8: Überlappungsbereich der Messungen von Hamburg und Römö und Lage der Kontrollpunkte.....	75
Abbildung 4-9: Vergleich der Werte an den Prüfpunkten zwischen Radar Hamburg und Radar Römö für das Jahr 2006.....	76
Abbildung 4-10: Vergleich der Werte an den Prüfpunkten zwischen Radar Hamburg und Radar Römö für das Jahr 2007 .....	77
Abbildung 4-11: Vergleich der Werte an den Prüfpunkten zwischen Radar Hamburg und Radar Römö für das Jahr 2008 .....	78
Abbildung 5-1: E.coli-Konzentrationen aus Kläranlagen über 3000 EWG .....	82
Abbildung 5-2: Kläranlage Eckernförde E.coli-Konzentrationen .....	83
Abbildung 5-3: KA Damp E.coli Konzentrationen .....	84
Abbildung 5-4: Kläranlage Revkuhl E.coli-Konzentrationen .....	85
Abbildung 5-5: KA Holtsee Bakterienkonzentration im Vergleich zum Niederschlag	86
Abbildung 5-6: E.coli-Konzentrationen aus Kläranlagen unter 3000 EWG .....	87
Abbildung 5-7: KA Ascheffel Bakterienkonzentration Auslauf.....	88
Abbildung 5-8: Boxplot der Ablaufwerte von KKA.....	91
Abbildung 5-9: Untersuchung des RKB Groß Wittensee .....	93
Abbildung 5-10: Störfall Kanalisation Kleinwaabs.....	95
Abbildung 5-11: Untersuchungsgebiet Sonderprogramm Landwirtschaft.....	96
Abbildung 5-12: Bakterienkonzentration in Verbindung mit organischer Düngung ...	97
Abbildung 5-13: Untersuchungen in einem landwirtschaftlich genutzten Gebiet .....	98
Abbildung 5-14: Belastung durch Oberflächenentwässerung landwirtschaftlicher Betriebe .....	100
Abbildung 5-15: Probenahmestellen Sonderprogramm Wasservögel .....	101

Abbildung 5-16: Gesamtkörnungslinien der Probenahmestellen 07-01, 09 und RF01 .....	106
Abbildung 5-17: Gesamtkörnungslinien der Sedimentproben vom Herrenteich .....	107
Abbildung 5-18: Ergebnisse der Absetzversuche .....	108
Abbildung 5-19: Regression der E.coli Konzentration zu Trockenmasse im Überstandswasser der Suspensionen, mit Sediment von RF 01 suspendiert mit sterilem Wasser, sowie sterilem Standortwasser aus RF01 und RF02, mit Bestimmtheitsmaß $R^2$ .....	109
Abbildung 5-20: E.coli Konzentration in der Sediment-Wasser Suspension mit frisch steril filtriertem Wasser vor der Filtration im Verlauf der Untersuchungsreihe.....	110
Abbildung 5-21: Koloniebildende Einheiten (KBE) der E.coli Stämme auf den Filtern.....	111
Abbildung 5-22: Korrelation von E.coli Konzentration zu Trübung in der Suspension mit sterilem Wasser und sterilem Standortwasser RF01 .....	112
Abbildung 5-23: Ergebnisse eines Versuchstages, E.coli Konzentration und Trübung aufgezeichnet zur Absetzzeit.....	113
Abbildung 5-24: Korrelation von E.coli Konzentration vor und nach fünf, zehn und 15 Minuten Ultraschallbehandlung.....	114
Abbildung 5-25: E.coli Konzentrationen in der Suspension vor und nach der Ultraschallbehandlung und im Filtrat der Suspensionen.....	115
Abbildung 5-26: E.coli Konzentrationen vor und nach dem Aufwirbeln von Sediment im seichten Wasser vor und nach der Filtration durch 2,7 µm Filter.....	116
Abbildung 5-27: Prozentualer Anteil von E.coli aus der Wasserprobe welcher an Sediment- und Schwebstoffpartikeln haftet.....	117
Abbildung 5-28: Regressionsgerade von Enterolert-E zu ISO Methode mit Bestimmtheitsmaß .....	120
Abbildung 5-29: Bland-Altman-Plot über alle auswertbaren Wertepaare.....	120
Abbildung 5-30: Häufigkeitsverteilung der Differenzen aus Enterolert-E - Mikrotiterplatten im Intervall von 500 MPN/100 ml.....	121
Abbildung 5-31: Beispielhafte Aufzeichnung der Ergebnisse von zwei Proben der Versuchsreihe zur Bebrütungstemperatur und -zeit der Nachweisverfahren Enterolert-E und miniaturisiertes Plattenverfahren, 38-04.01 diffuser Einfluss, 39 Punktquelleneinfluss (Einleitung von tierischen Fäkalien) .....	123
Abbildung 5-32: Boxplot Grundprogramm 2006 E.coli-Konzentrationen .....	131
Abbildung 5-33: Übersichtskarte der Probestellen PS01 .....	132

Abbildung 5-34: Übersichtskarte der Probestellen an PS 03 .....	133
Abbildung 5-35: Übersichtskarte der Probestellen an PS 04 .....	135
Abbildung 5-36: Boxplot der E.coli Konzentration im Intensivprogramm PS 04 .....	136
Abbildung 5-37: Übersichtskarte der Probestellen an PS 06 .....	137
Abbildung 5-38: E.coli-Konzentration PS 06 .....	138
Abbildung 5-39: Boxplot der E.coli Konzentration im Intensivprogramm PS 06 .....	139
Abbildung 5-40: Übersichtskarte der Probestellen an PS 07 .....	140
Abbildung 5-41: Bakterienkonzentration nach Pumpwerkdefekt an PS 07-01 .....	141
Abbildung 5-42: Übersichtskarte der Probestellen an PS 08 .....	141
Abbildung 5-43: Boxplot Intensivprogramm PS 08 .....	142
Abbildung 5-44: Übersichtskarte der Probestellen an PS 09 .....	143
Abbildung 5-45: Vergleich der Keimkonzentrationen von Regen- und Trockenwetter an PS 09 .....	144
Abbildung 5-46: Übersichtskarte der Probestellen an PS 10 .....	145
Abbildung 5-47: Boxplot der E.coli Konzentration im Intensivprogramm der PS 10 .....	146
Abbildung 5-48: Übersichtskarte der Probestellen an PS 12 .....	147
Abbildung 5-49: Übersichtskarte der Probestellen an PS 13 .....	148
Abbildung 5-50: Boxplot Grundprogramm Wittensee .....	150
Abbildung 5-51: Ergebnisse der E.coli Konzentration im Intensivprogramm der Mühlenbek .....	151
Abbildung 5-52: Übersichtskarte der Probenahmepunkte an der Mühlenbek .....	153
Abbildung 5-53: Übersichtskarte der Probestellen an PS 14-004 .....	155
Abbildung 5-54: Ergebnisse der E.coli Untersuchung am Brobach .....	156
Abbildung 5-55: Übersichtskarte der Probenahmestellen am Brobach .....	157
Abbildung 5-56: Übersichtskarte der Probestellen an der Habyer Au .....	158
Abbildung 5-57: Aufzeichnung des Intensivprogramms Habyer Au aufgeführt mit Hauptprobenahmestellen .....	159
Abbildung 5-58: Boxplot der Leitfähigkeit im Gewässerverlauf der Habyer Au .....	160
Abbildung 5-59: E.coli und Enterokokken Konzentrationen im Flusslauf der Meynbek mit Aufzeichnung des Niederschlages 24 Stunden vor Probenahme .....	161
Abbildung 5-60: E.coli und Enterokokken Konzentrationen des Grundprogramms der Meynbek, PS 21 .....	162
Abbildung 5-61: Übersichtskarte von der verrohrten Regenentwässerung Holzbunge .....	163
Abbildung 5-62: Untersuchungsergebnisse des Intensivprogramms PS 24 .....	164
Abbildung 5-63: Aufzeichnung der Ergebnisse des Intensivprogrammes PS 27 mit Niederschlagsmenge 12 Stunden vor Probenahme .....	166
Abbildung 5-64: Übersichtskarte der Probenahmestellen an PS 27 .....	167

Abbildung 5-65: Lage der Badestellen am Wittensee mit Nordpfeil.....	169
Abbildung 5-66: E.coli Konzentrationen an Badestelle 40 im Verlauf der Saison aufgezeichnet mit dem Niederschlag 24 Stunden vor Probenahme .....	170
Abbildung 5-67: Übersichtskarte des Vollstedter Sees mit Probenahmestellen in roten Zahlen und dem Mittelwert der Gesamtcolidformen- Konzentrationen in MPN/100 ml in schwarzen Zahlen .....	173
Abbildung 5-68: Ergebnisse der Beprobungen des Zu- und Ablaufes des RKB in Groß Vollstedt.....	174
Abbildung 5-69: Boxplot Grundprogramm 2008 .....	175
Abbildung 5-70: Übersichtskarte Intensivprogramm PS 36 .....	176
Abbildung 5-71: Boxplot der E.coli Konzentrationen im Intensivprogramm Osterbek, PS 36 .....	177
Abbildung 5-72: E.coli-Konzentrationen am Graben II, Exwisch.....	181
Abbildung 5-73: Übersicht Intensivprogramm PS 39 .....	182
Abbildung 6-1: Schnitt durch einen Bodenfilter im Trennsystem in der Kombination Lehm Boden Sand 0/2 (LfU, 2002).....	191
Abbildung 6-2: Regenklärbecken mit nachgeschaltetem Retentionsbodenfilter (LfU, 2002).....	192
Abbildung 6-3: Durchlaufbecken mit nachgeschaltetem Retentionsbodenfilter. (LfU, 2002).....	194
Abbildung 6-4: Lochblech an 06-02 .....	199
Abbildung 8-1: Darstellungsbeispiel: HSI des Landes Schleswig-Holstein.....	210
Abbildung 8-2: Schemazeichnung für die Überschreitung einer Abflussmenge $x \cdot MNQ$ .....	211
Abbildung 8-3: Badestellen mit den jeweiligen Einzugsgebieten .....	212
Abbildung 8-4: Abflussganglinien mit unterschiedlichen Dauerstufen und Wiederkehrzeiten für die Schwastrumer Au in Damp .....	214
Abbildung 8-5: Vergleich zwischen E.coli- Bakterien Messungen und gefallenem Niederschlag in stündlicher Blockung und Zeiträume ohne Beprobung .....	215
Abbildung 8-6: Abflussganglinien für Strandbek nach dem SCS Verfahren .....	216
Abbildung 8-7: Extremwerte bei den Messungen der E.coli Konzentrationen an drei verschiedenen Tagen an PS 07.....	217
Abbildung 8-8: Vergleich zwischen E.coli- Bakterien Messungen und gefallenem Niederschlag in stündlicher Blockung für die PS 09 in Damp .....	218
Abbildung 8-9: Abflussganglinien für die Schwastrumer Au in Damp nach dem SCS Verfahren.....	219

---

Abbildung 8-10: Vergleich zwischen E.coli- Bakterien Messungen und gefallenen Niederschlag in stündlicher Blockung vom 12.08. – 28.08.2006 in Damp.....	220
Abbildung 8-11: Vergleich zwischen E.coli- Bakterien Messungen und gefallenem Niederschlag in stündlicher Blockung für den Graben I 7 bei Sande .....	221
Abbildung 8-12: Abflussganglinien nach dem SCS- Verfahren für ein 0,5-jährliche Wiederkehrzeit.....	222
Abbildung 8-13: Extremwerte bei den Messungen der E.coli Konzentration an drei verschiedenen Tagen an PS 24 (grün) und PS 25 (rot) .....	223
Abbildung 8-14: Vergleich zwischen E.coli- Bakterien Messungen und gefallenem Niederschlag in stündlicher Blockung für den Graben 4 bei Langholz .....	224
Abbildung 8-15: Abflussganglinien für den Graben 4 bei Langholz nach dem SCS Verfahren.....	225
Abbildung 8-16: Extremwerte bei den Messungen der E.coli Konzentration an drei verschiedenen Tagen an PS 08.....	226
Abbildung 8-17: Vergleich zwischen E.coli- Bakterien Messungen und gefallenem Niederschlag in stündlicher Blockung für die Mühlenbek (rot) und den Brobach (grün) am Wittensee .....	227
Abbildung 8-18: Abflussganglinien für die Mühlenbek am Wittensee nach dem SCS Verfahren.....	228
Abbildung 8-19: Vergleich zwischen E.coli- Bakterien Messungen und gefallenem Niederschlag in stündlicher Blockung für die Mühlenbek (rot) und den Brobach (grün) am Wittensee für den Zeitraum vom 14.06.-30.06.2007 .....	229
Abbildung 8-20: Vergleich zwischen E.coli Bakterien Messungen und gefallenem Niederschlag in stündlicher Blockung für die Osterbek (rot) und die Hüttener Au (grün) .....	230
Abbildung 8-21: Abflussganglinien für die Hüttener Au nach dem SCS Verfahren.	231
Abbildung 8-22: Abflussganglinien für die Osterbek nach dem SCS Verfahren .....	232

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1: Qualitätsanforderungen an Badegewässer: Mikrobiologische Parameter (2006/7/EG) .....	25
Tabelle 3-1: Übernachtungen im Kreisgebiet.....	33
Tabelle 3-2: Übersicht Einzugsgebiete der Fließgewässer der Badestellen an der Ostsee .....	37
Tabelle 3-3: Wittensee- Daten (Seenkurzprogramm 1998) .....	40
Tabelle 3-4: Badestellen am Wittensee .....	41
Tabelle 3-5: Badestellen an der Schlei .....	47
Tabelle 4-1: Übersicht der Sensoren der Multiparametersonden MS5 und DS5 .....	53
Tabelle 4-2: Technische Daten Kanalagent.....	54
Tabelle 4-3: Technische Daten der Wetterstation.....	57
Tabelle 4-4: Übersicht der Versuche zur Sedimentuntersuchung.....	62
Tabelle 4-5: Übersicht der untersuchten KKA mit Einwohnergleichwerten (EWG) ...	66
Tabelle 4-6: Erläuterung der Probenahmestellen zur Versuchsreihe des Vergleichs der Bebrütungstemperatur und -zeit der Methoden Enterolert-E und miniaturisiertem MPN-Verfahren zur Bestimmung von intestinalen Enterokokken .....	68
Tabelle 4-7: Eigenschaften der benutzten Radardaten .....	69
Tabelle 4-8: Anzahl der Fehltage der Regenschreiberdaten 2006 .....	75
Tabelle 4-9: Anzahl der Fehltage der Regenschreiberdaten 2007 .....	77
Tabelle 4-10: Anzahl der Fehltage der Regenschreiberdaten 2008 .....	78
Tabelle 5-1: Beschreibung der untersuchten kommunale Kläranlagen .....	89
Tabelle 5-2: Wasserqualität Wasservögel .....	102
Tabelle 5-3: Auflistung der verwendeten Wertepaare.....	118
Tabelle 5-4: Aufteilung der unter- und überschrittenen Wertepaare .....	118
Tabelle 5-5: Ergebnisse der Berechnung mit logarithmierten Werten nach DIN EN ISO 17994 .....	119
Tabelle 5-6: Aufzeichnung der Ergebnisse des Wilcoxon – Test aus dem SPSS Statistikprogramm .....	122
Tabelle 5-7: Einteilung der Gewässergütekassen nach LAWA.....	125
Tabelle 5-8: Einstufung der Einleitungen des Untersuchungsgebietes Ostsee in die Gewässergütekassen.....	126
Tabelle 5-9: Einstufung der Einleitungen des Untersuchungsgebietes Wittensee in die Gewässergütekassen .....	127
Tabelle 5-10: Einstufung der Probenahmestellen aus dem Grundprogramm des Untersuchungsgebietes Schlei in die Gewässergütekassen.....	128
Tabelle 5-11: Nährstoffbelastung der Abläufe von Kleinkläranlagen .....	128

---

Tabelle 5-12: Mittelwerte der Nährstoffuntersuchungen am Wittensee aus den Jahren 1998 (Seenkurzprogramm) und 2007 (Badegewässerprojekt).....	129
Tabelle 5-13: N:P Verhältnisse, errechnet aus den Werten der Tabelle 5-12.....	130
Tabelle 5-14: Chemische Gewässergüte an PS 03 .....	134
Tabelle 5-15: Überlaufereignisse am Mischwasserüberlauf Goosefeld .....	152
Tabelle 5-16: Übersicht der Bakterienkonzentrationen bei den erfassten Hauptwindrichtungen mit Niederschlagswerten 24 Stunden vor Probenahme .....	168
Tabelle 5-17: Bewertung der Badestellen in drei Szenarien nach Badegewässerrichtlinie (76/160/EWG) .....	171
Tabelle 5-18: Bewertung der Badestellen in drei Szenarien nach Badegewässerrichtlinie (2006/7/EG)) .....	172
Tabelle 5-19: Keimkonzentration Straßen- und Grundstückentwässerung in Missunde .....	178
Tabelle 6-1 Bemessungswert nach DWA-A 201 aus LAU 2006.....	187
Tabelle 6-2: Errechnete E.coli Frachten der erfassten Einläufe pro Tag .....	196
Tabelle 6-3: Berechnung der Tagesfrachten E.coli der Einläufe in den Wittensee .	201
Tabelle 8-1: Übersicht der Badestellen mit den einleitenden Gewässern.....	213
Tabelle 8-2: Beziehung zwischen den Gewässereigenschaften und den beobachteten Verschmutzungen nach Niederschlag.....	234

---

## Abkürzungsverzeichnis

a	Jahr
AbwV	Abwasserverordnung
A7	Autobahn 7
ATV	Abwassertechnische Vereinigung
B 203	Bundesstrasse 203
BadegewVO	Badegewässerverordnung
BRD	Bundesrepublik Deutschland
BS	Badestelle
BW	Bundeswehr
BÜ	Beckenüberlauf
°C	Grad Celsius
cm	Zentimeter
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
Cu	Kupfer
d	Tag
DIN	Deutsches Institut für Normung
DMI	Dänischen Meteorologischen Institutes
DWA	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft
DWD	Deutscher Wetterdienst
E.coli	Escherichia coli
EN	Europäische Norm
EPS	extrazellulären polymeren Substanzen
EU	Europäische Union
EWG	Einwohnergleichwerte
EZG	Einzugsgebiet
2000/60/EG	Europäische Gemeinschaft
91/271/EWG	Europäische Wirtschaftsgemeinschaft
FH	Fachhochschule
FTP	File Transfer Protocol
°	Grad
g	Gramm
h	Stunde
ICREW	Improving Coastal and Recreational Waters
IMMH	Institut für Medizinische Mikrobiologie und Hygiene
ISO	International Organization for Standardization
KA	Kläranlage
kB	Kilobyte
KBE	Koloniebildende Einheiten

---

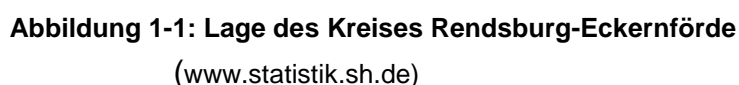
KF	Korrekturfaktor
KKA	Kleinkläranlagen
km	Kilometer
km <sup>2</sup>	Quadratkilometer
KOSTA	Koordinierte Starkniederschlags-Regionalisierungs-Auswertung
l	Liter
LANU	Landesamt für Natur und Umwelt
LfU	Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg
LDO	Luminescent dissolved oxygen
µm	Mikrometer
m	Meter
m <sup>2</sup>	Quadratmeter
m <sup>3</sup>	Kubikmeter
mg	Milligramm
ml	Milliliter
max.	Maximum
MEZ	Mitteuropäische Zeit
min	Minute
min.	Minimum
MPN	Most probable number
mS	Millisimens
µS	Mikrosimens
NKT	Nachklärteich
NN	Normal Null
NTU	Nephelometric Turbidity Unit
N <sub>ges</sub>	Gesamtstickstoff
NH <sub>4</sub>	Ammonium
NO <sub>3</sub>	Nitrat
NO <sub>2</sub>	Nitrit
nm	Nanometer
O <sub>2</sub>	Sauerstoff
ppt	parts per trillion
PC	Personal Computer
PDA	personal digital assistant
P <sub>ges</sub>	Gesamtphosphat
PKA	Pflanzenkläranlage
PNG	Portable Network Graphics
PO <sub>4</sub>	Ortho-Phosphat
%	Prozent

---

---

PS	Probenahmestelle
Q	Abfluss
R <sup>2</sup>	Bestimmtheitsmaß
RAD	Radar
RAM	Random access memory
RBF	Retentionsbodenfilter
RKB	Regenklärbecken
RRB	Regenrückhaltebecken
RS	Regenschreiber
RÜB	Regenüberlaufbecken
s	Sekunde
SBR	Sequencing Batch Reactor
SCS	Soil Convation Survey
S-H	Schleswig-Holstein
SMS	Short Message Service/Kurznachricht
TK	Tropfkörper
UBA	Umweltbundesamt
UV	Ultraviolett
WRRL	Wasserrahmen-Richtlinie
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
W/m <sup>2</sup>	Watt pro Quadratmeter
Zn	Zink

Der Kreis Rendsburg-Eckernförde liegt im Herzen Schleswig-Holsteins und ist mit seiner Ausdehnung von fast 2200 km<sup>2</sup> der flächengrößte Kreis des nördlichsten Bundeslands. Die Struktur des Kreises ist überwiegend ländlich, 75% seiner Fläche werden landwirtschaftlich genutzt. Abbildung 1-1 zeigt die Lage des Kreises.



Seite 20 von 253

Bewertungen der Badestellen und teilweise auch zu Badeverboten und mit diesem negativen Image zur Schädigung des Tourismus.

Mit Inkrafttreten der novellierten europäischen Richtlinie über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung im März 2006 gelten veränderte und zum Teil strengere gesetzliche Anforderungen. Neben den neuen Untersuchungsparametern *Escherichia coli* und intestinalen Enterokokken mit neuen Beurteilungswerten bringt die Richtlinie auch ein neues Verfahren zur Einstufung der Badegewässerqualität. Zu dem steht in der neuen Richtlinie über die bloße Datensammlung und Bewertung der Badegewässer hinaus die aktive Verbesserung der Badegewässerqualität im Mittelpunkt. Zwingend gefordert werden die Bestandsaufnahme möglicher Verschmutzungsquellen durch die Erstellung von Badegewässerprofilen und die Reduzierung der Quellen von hygienischen Verschmutzungen.

Als Vorbereitung auf die erhöhten Anforderungen der neuen Badegewässerrichtlinie wurde das Labor für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Fachhochschule Lübeck vom Kreis Rendsburg-Eckernförde mit der Durchführung eines zweieinhalbjährigen Forschungsprojektes zur Verbesserung und Sicherstellung der Badegewässerqualität beauftragt. Die Umsetzung des Forschungsprojektes erfolgte in einer grenzübergreifenden Zusammenarbeit mit einem dänischen Projektpartner, dem Miljøcenter Fyn / Trekantområdet im Bereich des ehemaligen Fyns Amt, und wurde durch das INTERREG III-A-Förderungsprogramm der EU unterstützt.

Es gibt viele Veröffentlichungen zur hygienischen Belastung von Badegewässern. Der größte Teil dieser Veröffentlichungen beschäftigt sich aber nur mit Teilaspekten, die nicht verallgemeinert und auf andere Badestellen übertragen werden können. Es gibt nur wenige Untersuchungen, die die hygienische Belastung an der Badestelle unter Betrachtung aller einleitenden Gewässer inklusive der Einzugsgebiete und unter Einbeziehung von topographischen, hydrologischen, ökologischen und landwirtschaftlichen Aspekten in Verbindung mit dem Einfluss der Siedlungsentwässerung bearbeiten.

Im Kreis Rendsburg-Eckernförde sind 71 Badestellen an die Europäische Kommission gemeldet. Von diesen Badestellen waren im Jahr 2007 41 Badestellen von guter oder sehr guter Qualität, 6 befriedigend und 26 zeitweise ungenügend oder mit einem Badeverbot belegt. Die 26 Badestellen mit schlechter Qualität liegen alle an Binnengewässern. Im Laufe des Projektes wurden 20 Badestellen untersucht, 11 davon an Binnengewässern gelegen, 9 an der Ostsee.

Die Ursachen für die hygienische Belastung der Badegewässer können vielfältig und von Badestelle zu Badestelle unterschiedlich sein. Neben Einleitungen aus dem Siedlungsbereich wie kommunale und gewerbliche Kläranlagen, Regenwasser und

Mischwasserüberläufe können auch Fehleinleitungen zu Verschmutzungen führen. Im ländlichen Bereich kommen Hauskläranlagen und direkte und diffuse Einträge aus der Landwirtschaft dazu. Auch Wasservögel werden immer wieder als Verschmutzungsursache genannt.

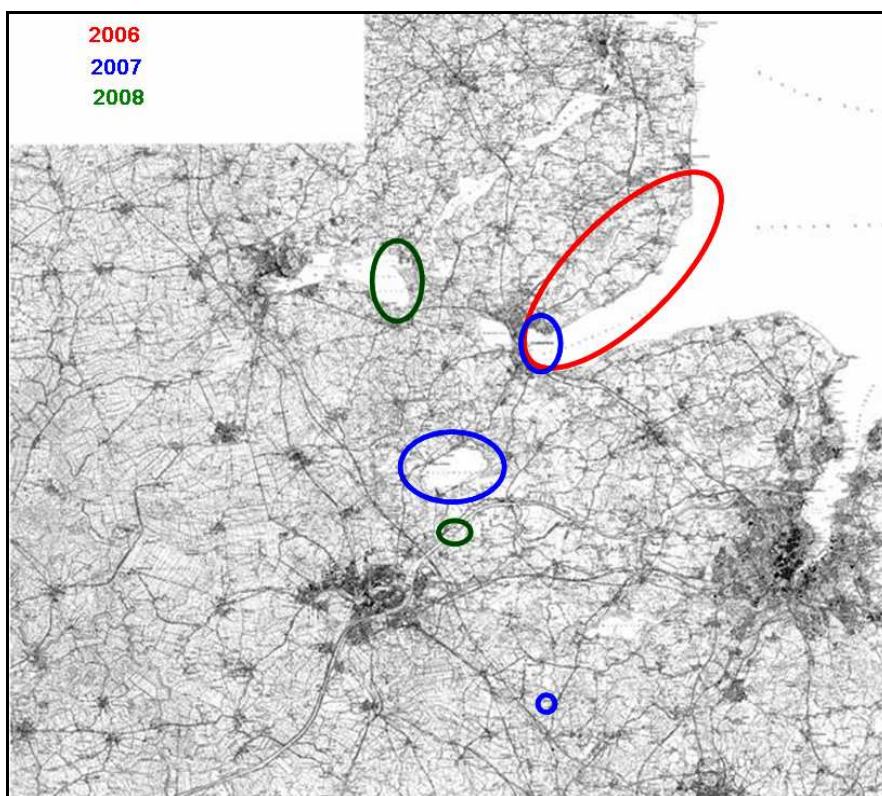
Nicht nur die Vielzahl der Belastungsarten sondern auch die zu erwartende zeitliche und räumliche Variabilität erschweren die Einschätzung der Belastung. Die Variabilität der hygienischen Belastung unterliegt zusätzlichen Einflussgrößen darunter z.B. meteorologischen und hydrologischen Parametern wie Niederschlag, Sonnenscheindauer und Wind sowie Abfluss, Fließgeschwindigkeit und Wassertemperatur. Zu untersuchen ist auch die Rolle des Sediments bei der Speicherung und dem Transport der Bakterien im Gewässer.

Ziel dieses Forschungsprojektes war die Identifizierung der Verschmutzungsquellen an den Badestellen und die Identifikation der Problembereiche an den einleitenden Fließgewässern. Anhand der Ergebnisse dieser Untersuchung sollten die Ursachen für die hygienische Belastung möglichst vollständig erkundet und bewertet werden. Zur Reduzierung der hygienischen Belastungen wurden für jedes Gewässersystem bzw. jeden Küstenabschnitt Sanierungskonzepte erarbeitet. Zur Umsetzung dieser Sanierungskonzepte sollte ein Prioritäten- und Zeitplan für die einzelnen Problemstellen erarbeitet werden. Zu den Maßnahmen gehört auch ein Frühwarnsystem, das die Nutzer der Badestelle vor etwaigen Gefahren warnen soll.

Neben den hygienischen Belastungen wurden zusätzlich chemische und chemisch-physikalische Eigenschaften der Gewässer untersucht, um den Zusammenhang zwischen hygienischer und stofflicher Gewässerbelastung und deren Veränderung in Abhängigkeit der Hydrologie und Gewässermorphologie zu erforschen. Eine Anbindung der Arbeiten an die erforderlichen Untersuchungen im Rahmen der EU-Wasserrahmenrichtlinie ergibt sich damit automatisch.

Die räumliche Ausdehnung des Kreises Rendsburg-Eckernförde, die Vielzahl der potenziellen Verschmutzungsquellen sowie die unklaren Ausbreitungswege der hygienischen Belastung erforderten eine detaillierte, flächenhafte messtechnische Untersuchung vor Ort. Das Untersuchungskonzept sah deshalb vor, die zu untersuchenden Badestellen und ihre Einzugsgebiete in drei Regionen aufzuteilen, die nacheinander untersucht wurden. In Abbildung 1-2 sind diese Regionen aufgezeichnet. So konnten schon nach dem ersten Untersuchungsjahr die ersten Maßnahmen zur Verbesserung der Badegewässerqualität ergriffen werden.

Im ersten Untersuchungsjahr wurden Badestellen an der Ostseeküste zwischen Damp und Eckernförde untersucht. Im darauf folgenden Jahr wurden Badestellen an den Binnengewässern Wittensee und Vollstedter See beprobt und im letzten Jahr fanden die Untersuchungen an Badestellen der Schlei und des Nord-Ostsee-Kanals statt.



**Abbildung 1-2: Untersuchungsgebiete**  
(Kreis Rendsburg-Eckernförde)

## 2 Grundlagen

### 2.1 Gesetzliche Grundlagen

Zur Beurteilung der Qualität von Badegewässern trat im März 2006 eine neue europäische Richtlinie in Kraft. *Die Richtlinie 2006/7/EG des Europäischen Parlament und des Rates* über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung ersetzt bis 2014 schrittweise die alte Richtlinie 76/160/EWG und musste bis Anfang 2008 in den europäischen Ländern und in den deutschen Bundesländern in nationales Recht umgesetzt werden. Zweck der Richtlinie ist es in Ergänzung der Wasserrahmen-Richtlinie (2000/60/EG) die Umwelt zu erhalten und die Gesundheit des Menschen zu schützen (2006/7/EG). Im Anhang IV der Wasserrahmen-Richtlinie (WRRL) werden Badegewässer als Schutzgebiete nach WRRL genannt. Weitere gesetzliche Grundlagen sind Richtlinien und Verordnungen, die in engem Zusammenhang mit der WRRL stehen, wie z.B. die Richtlinie über die Behandlung von kommunalem Abwasser (91/271/EWG), die Abwasserverordnung (AbwV, 2004) und das Wasserhaushaltsgesetz (WHG, 2002).

Die novellierte europäische Badegewässer-Richtlinie führt zu veränderten und zum Teil strengeren gesetzlichen Anforderungen an die Qualität der Badegewässer mit veränderten Untersuchungsparametern, Grenzwerten und Beurteilungsverfahren. Angelehnt an die EU-Wasserrahmen-Richtlinie (2000/60/EG) tritt die Bewirtschaftung der Badegewässer in den Vordergrund. Zusätzlich zur bloßen Datensammlung und Bewertung der Badegewässer steht die aktive Verbesserung der Badegewässerqualität im Mittelpunkt. Zwingend gefordert werden die Bestandsaufnahme möglicher Verschmutzungsquellen in den Einzugsgebieten der Badestellen und die Sanierung dieser Verschmutzungsquellen durch geeignete Bewirtschaftungsmaßnahmen. Eine weitere Zielsetzung ist die umfassende Information und Beteiligung der Öffentlichkeit.

Die Qualität von Badegewässern wird mit der neuen Richtlinie nur noch anhand von zwei mikrobiologischen Analysenparametern untersucht, anstatt wie bisher durch die Untersuchung von 5 mikrobiologischen und 14 chemischen und chemisch-physikalischen Parametern. Zur Bewertung werden die Parameter *Escherichia coli* (E.coli) und intestinale Enterokokken als Indikatorkeime für eine Verunreinigung durch Warmblüterfäkalien herangezogen. Diese Indikatorkeime stehen für die Anwesenheit anderer in Fäkalien enthaltenen Bakterien und Viren, die die Gesundheit des Menschen gefährden können. Fäkale Verunreinigungen von Badegewässern führen beim Menschen vor allem zu Durchfall und Erbrechen.

Neu ist in dieser Richtlinie auch die Einführung von Referenzanalysenmethoden für den Nachweis der beiden Analysenparameter. Dies soll zu einer Harmonisierung und

Vergleichbarkeit der Überwachung führen. Ergänzend sollen die Anfälligkeit der Badestelle für die Massenentwicklung von Makroalgen und marinem Phytoplankton eingeschätzt und entsprechende Maßnahmen ergriffen werden, sowie eine Sichtkontrolle auf Verschmutzungen wie Teerrückstände, Glas, Plastik und andere Abfälle durchgeführt werden. Mit Beginn der Badesaison 2008 wird das erste Mal nach den Verfahren der neuen Badegewässer-Richtlinie untersucht und bewertet.

Die Bewertung der Badegewässer erfolgt nach einem geänderten Verfahren. Für eine realistische Einstufung der Badegewässer erfolgt die Bewertung nach Ende jeder Badesaison anhand der Überwachungsdaten aus vier aufeinander folgenden Jahren. Die Datensätze müssen mindestens 16 Messungen beinhalten. Die Badegewässer können als ausgezeichnet, gut, ausreichend oder mangelhaft eingestuft werden, wobei ein als mangelhaft eingestuftes Badegewässer noch unter bestimmten Bedingungen richtlinienkonform sein kann. Ziel der Richtlinie ist die Erreichung der guten Qualität, bis Ende der Badesaison 2015 müssen alle Badegewässer zumindest von ausreichender Qualität sein. Zum Ende der Badesaison 2011 kann die erste Bewertung der Badegewässer nach diesem neuen Verfahren vorgenommen werden. Die Bewertung der Badegewässerqualität erfolgt nach einem statistischen Bewertungsverfahren anhand einer 95-Perzentil- bzw. 90-Perzentil-Berechnung. Hierbei gelten für Binnengewässer und Küsten- bzw. Übergangsgewässer unterschiedliche Beurteilungswerte, die in Tabelle 2-1 dargestellt sind.

<b>Qualität</b>	<b>ausgezeichnet</b>	<b>gut</b>	<b>ausreichend</b>
Parameter	Binnengewässer		
Intestinale Enterokokken KBE/100 ml	200*	400*	(660*) 330**
Escherichia coli KBE/100 ml	500*	1000 *	(1800*) 900**
	Küsten- und Übergangsgewässer		
Intestinale Enterokokken KBE/100 ml	100*	200*	(370*) 185**
Escherichia coli KBE/100 ml	250*	500*	(1000*) 500**

(\*) auf der Grundlage einer 95-Perzentil-Berechnung

(\*\*) auf der Grundlage einer 90-Perzentil-Berechnung

**Tabelle 2-1: Qualitätsanforderungen an Badegewässer: Mikrobiologische Parameter  
(2006/7/EG)**

Die Ziele der Badegewässer-Richtlinie sollen nicht alleine durch die Datensammlung erreicht, sondern durch geeignete Bewirtschaftungsmaßnahmen und eine Qualitätssicherung erzielt werden. Dazu muss für jedes Badegewässer bis März 2011 ein so genanntes Badegewässerprofil erstellt werden. Ein Badegewässerprofil soll neben einer Beschreibung der für die Badestelle relevanten physikalischen, geographischen und hydrologischen Gegebenheiten auch die der im Einzugsgebiet der Badestelle gelegenen Gewässer und eine Beschreibung aller potentiellen Verschmutzungsquellen enthalten. Die Verschmutzungsquellen müssen nach der Gefahr, die von ihnen für die Gesundheit der Badenden ausgeht, bewertet werden. Die Badegewässerprofile sollen je nach Einstufung des Badegewässers in regelmäßigen Abständen aktualisiert werden. Nach Ermittlung und Bewertung der Verschmutzungsursachen müssen Maßnahmen zur Verringerung der Verschmutzung und Maßnahmen zur Vermeidung des Kontakts von Badenden mit der Verschmutzung ergriffen werden.

Die Mitgliedstaaten sind durch die neue gesetzliche Regelung dazu verpflichtet die Öffentlichkeit an Entscheidungsprozessen zu beteiligen und ausreichend zu informieren. Zum Beispiel müssen während der Badesaison Informationen über die aktuelle Einstufung des Badegewässers, Badeverbote, kurzzeitige Verschmutzungen und deren Ursachen in nächster Nähe des Badegewässers angebracht sein und aktiv verbreitet werden. Eine Liste aller Badegewässer und deren Qualität müssen durch geeignete Medien für jedermann zugänglich sein.

In der Umsetzung der europäischen Badegewässer-Richtlinie in die schleswig-holsteinische Badegewässerverordnung (BadegewVO, 2008) ist für Ausnahmesituationen und bei hohen Einzelwerten ein befristetes Badeverbot als Bewirtschaftungsmaßnahme vorgesehen. Um hohe Einzelwerte handelt es sich bei einer Konzentration von E.coli von mehr als 1800 KBE/100 ml und mehr als 700 KBE/100 ml intestinale Enterokokken. Bei offensichtlicher Verschmutzung durch Fäkalien oder gesundheitsgefährdende Konzentrationen von Algen handelt es sich um Ausnahmesituationen. Nach negativem Befund bei der Ortsbesichtigung oder bei entsprechend niedrigen Bakterienwerten an zwei nachfolgenden Tagen kann das Badeverbot wieder aufgehoben werden.

Für die Übergangszeit in den Jahren 2008 bis 2010 gelten für die Bewertung besondere Regeln. Die Berichterstattung an die Europäische Kommission und die Bewertung der Qualität der Badegewässer erfolgt gemäß den Vorgaben der alten Badegewässer-Richtlinie 76/160/EWG. Sie werden jährlich auf Basis der in der jeweiligen Saison gemessenen Daten durchgeführt.

Grundbedingung für die Konformität ist, dass beide mikrobiologischen Parameter in der entsprechenden Häufigkeit gemessen und übermittelt werden. Anzahl und

Zeitpunkt der Messungen müssen den Bedingungen der neuen Badegewässer-Richtlinie erfüllen. Für den Parameter E.coli gilt der zwingende Wert von 2000 Keimen/100 ml und der Leitwert von 100 Keimen/100 ml. Die Konformitätsberechnung erfolgt nach der 95%-Regel. Wenn nicht mehr als fünf Prozent der Messwerte über dem zwingenden Wert von 2000 Keimen/100 ml liegen ist das Badegewässer richtlinienkonform. Ein Badegewässer hat sehr gute Qualität, wenn nicht mehr als 20 Prozent der Messwerte über dem Leitwert von 100 Keimen/100 ml liegen. Für den Parameter intestinale Enterokokken ist kein zwingender Wert vorhanden. Für die Konformität ist die Messung von mindestens vier Proben und die Übermittlung der Daten an die Europäische Kommission ausreichend. Als Leitwert gilt auch hier eine Konzentration von 100 Keimen/100 ml. Sehr gute Qualität weist ein Badegewässer auf, wenn nicht mehr als 10 Prozent der Messwerte über dem Leitwert liegen.

## **2.2 Qualität der Badegewässer im Kreis Rendsburg-Eckernförde**

Die Badegewässerqualität in Deutschland ist nach dem neuesten Badegewässerreport für das Jahr 2007 sowohl an den Küsten- als auch an den Binnengewässern im Vergleich zum Vorjahr leicht gesunken (EU-Badegewässerreport 2008). An den Küstengewässern entsprachen 20 von 351 Badestellen an Nord - und Ostsee nicht den Grenzwerten der EU, eine Küstenbadestelle musste vorübergehend geschlossen werden. Die Küstenbadestellen im Kreis Rendsburg-Eckernförde wiesen durchweg eine gute bis sehr gute Qualität auf. Von den 31 Küstenbadestellen im Kreis Rendsburg-Eckernförde waren 26 Badestellen von sehr guter, 4 von guter und eine Badestelle von befriedigender Qualität. Die Überschreitung der Grenz- bzw. Richtwerte wurden zum größten Teil bei dem Parameter Gesamtcoliforme Keime gemessen.

Von den deutschlandweit 1558 gemeldeten Badestellen an Binnengewässern entsprachen 92,1 Prozent der Badestellen den Grenzwerten, 67 Badestellen hatten zeitweise ungenügende Qualität und 54 Badestellen mussten vorübergehend geschlossen werden. Dies ist seit 1992 die höchste Zahl von Badestellen an Binnengewässern mit vorübergehendem Badeverbot (EU-Badegewässerreport, 2008).

Die Qualität der Badestellen an Binnengewässern im Kreis Rendsburg-Eckernförde schneidet im bundesweiten Vergleich schlecht ab. Von den insgesamt 41 Badestellen waren acht zeitweise von ungenügender Qualität, d.h. es wurden Grenzwertüberschreitungen festgestellt. 18 Badestellen mussten während der Badesaison 2007 zeitweise geschlossen werden (bundesweit 54). Fünf Badestellen

wiesen eine befriedigende Qualität auf und nur 11 Badestellen waren von guter Qualität. Es gab im Kreis Rendsburg-Eckernförde im Jahr 2007 keine Badestelle an Binnengewässern mit sehr guter Qualität. Auch hier ist aber zu vermerken, dass ein Großteil der Grenzwertüberschreitung bei dem Parameter Gesamtcoliforme Keime zu verzeichnen war.

Der Parameter Gesamtcoliforme Keime umfasst Keime fäkalen Ursprungs als auch Keime, die natürlicherweise in der Umwelt vorkommen (so genannte Umweltkeime). Der Parameter wurde daher zunehmend als unsicherer Indikator für fäkale Verunreinigung angesehen und in der neuen Badegewässer-Richtlinie durch den Parameter intestinale Enterokokken ersetzt.

Mit der zum Teil schlechten Badegewässerqualität an den Binnengewässern besteht auch gerade im Hinblick auf die erhöhten Anforderungen der novellierten EU-Badegewässer-Richtlinie Handlungsbedarf bei der Identifizierung der Verschmutzungsquellen und der Verbesserung der Badegewässerqualität durch entsprechende Bewirtschaftungsmaßnahmen.

## **2.3 Potentielle Verschmutzungsquellen**

Die Ursachen der hygienischen Belastung von Gewässern und die Eintragspfade der Verschmutzungen können vielfältig sein. Mögliche Quellen reichen von Punktquellen aus dem Siedlungsbereich wie Kläranlagen und Regenwassereinleitungen bis hin zu diffusen Belastungen aus dem ländlichen Bereich.

### **2.3.1 Kommunale Kläranlagen**

Mit gereinigten Abwässern gelangen große Mengen von pathogenen Keimen in die Gewässer. Herkömmliche Kläranlagen mit mechanisch-biologischer Reinigung können den Gehalt an solchen Keimen nur ungenügend reduzieren. In verschiedenen Untersuchungen wurde eine Reduktion von Fäkalcoliformen und Fäkalstreptokokken durch konventionelle Belebungsanlagen um 1 bis 3 Zehnerpotenzen festgestellt (Güde et al., 1994; Overath et al., 2000; Tobias et al., 1993). Danach liegen die Konzentrationen an Fäkalcoliformen in Nachklärbeckenabläufen zwischen  $10^4$  und  $10^5$  Keimen pro 100 ml. Andere Untersuchungen kommen auf Konzentrationen von  $10^3$  und  $10^4$  Fäkalcoliforme Keime pro 100 ml (Kreikenbaum et al., 2004). Die Keimkonzentrationen sind abhängig von Witterungsbedingungen, Verfahrenstechnik und Betriebsbedingungen der Kläranlagen. Durch die kontinuierliche Lieferung von Keimen tragen Kläranlagen deutlich zur Grundbelastung von Gewässern bei. Die Konzentrationen der Abläufe von Kläranlagen würden damit deutlich über den Grenzwerten der Badegewässer-Richtlinie liegen. Ob die Abwassereinleitungen zu einer Überschreitung der Grenzwerte an der Badestelle führen, ist abhängig von dem Mischungsverhältnis von

Kläranlagenablauf und Gewässer und vom Abstand der Einleitungsstelle zur Badestelle. Eine Desinfektion der Abläufe durch eine UV-Desinfektion oder Membranfiltration kann die Bakterienkonzentration bis auf einen Wert von 10 Keimen pro 100 ml verringern. Bei einer UV-Anlage ohne Sandfiltration wird diese Reinigungsleistung wegen verbleibender Partikel im Ablauf jedoch nur mit erhöhten Bestrahlungsdosen erreicht (Schöler, 2002).

### **2.3.2 Mischwasserüberläufe**

In Mischwassersystemen kann bei Regenwetter nicht die gesamte Abflussmenge zur Kläranlage geleitet werden. In den Mischwasserüberläufen wird ein Teil des Schmutzwassers mit Regenwasser vermischt ins Gewässer abgeschlagen. Zusätzlich werden Ablagerungen aus dem Kanal mobilisiert. Bei einer Entlastung nimmt der Keimgehalt des überlaufenden Wassers zuerst stark zu, um dann im Lauf des Regenereignisses wieder zu sinken. Laut Literatur liegen die Keimkonzentrationen in Mischwasserüberläufen zwischen  $10^4$  und  $10^7$  E.coli pro 100 ml (Kreikenbaum et al., 2004) und damit über den Keimgehalten von Kläranlagenabläufen. Entscheidend für die Belastung des Gewässers durch Mischwasserüberläufe sind die Häufigkeit der Entlastung und die Menge an Wasser, die dabei ins Gewässer abgeschlagen wird.

### **2.3.3 Regenwassereinleitungen**

Einleitung von Regenwasser aus Trennkanalisationen können Konzentrationen zwischen  $10^1$  und  $10^5$  E.coli pro 100 ml enthalten (Makepeace et al., 1995). Abhängig vom Ausbaugrad der Regenwasserbehandlung können Regenwassereinleitungen weit über den Grenzwerten der EU-Badegewässer-Richtlinie belastet sein. Ursache dafür können, abgesehen von Fehlan Schlüssen oder Fehlfunktionen, Abschwemmungen von verunreinigten Flächen sein. Die Bakterien im Regenwasser aus Trennkanalisationen sind zum größten Teil nicht menschlichen sondern tierischen Ursprungs (van Donsel et al., 1967).

### **2.3.4 Kleinkläranlagen**

Zur Reinigung von häuslichem Schmutzwasser wird in ländlichen Räumen oft die dezentrale Behandlung in Klein- und so genannten Hauskläranlagen als bestmögliche Lösung benutzt. Die Angaben zu den Keimgehalten der Kleinkläranlagen schwanken zwischen  $10^1$  und  $10^6$  E.coli pro 100 ml (Kreikenbaum et al., 2004). Sie sind abhängig von der Verfahrenstechnik, den Betriebsbedingungen und der Funktionalität. Je nach Schmutzwasseranfall und Größe des Vorfluters ist der Einfluss der Kleinkläranlagen auf die Badegewässerqualität zu bewerten. In ländlichen Gebieten, in denen sich die Anzahl solcher Kleinkläranlagen an einem

Vorfluter häuft, ist der Beitrag zur hygienischen Belastung auf jeden Fall nachzuprüfen.

### **2.3.5 Diffuse Quellen**

Unter diffuse Quellen für hygienische Verschmutzungen fallen die Einträge aus landwirtschaftlich genutzten Flächen, die Einträge durch Wasservögel und die Rolle des Sediments für die Badegewässerqualität. Im Gegensatz zu den Punktquellen gibt es bisher keine verlässliche Methode diffuse Quellen für Bakterien zu quantifizieren.

#### **2.3.5.1 Diffuse Quellen aus der Landwirtschaft**

Zu den Einträgen aus der Landwirtschaft zählen die Abschwemmungen und die Drainagen von landwirtschaftlich genutzten Flächen, besonders nach dem Ausbringen von organischem Dünger und die Einträge aus der Viehhaltung auf den Flächen. Dabei steht der Eintrag von Keimen in engem Zusammenhang mit Niederschlägen. Keine Zusammenhänge konnten dagegen in Beregnungsversuchen auf Flächen einer landwirtschaftlichen Versuchsanstalt zwischen der Menge an ausgeschwemmten Fäkalbakterien und dem Standort, der Art der Bodenbearbeitung und dem Bewuchs hergestellt werden (Weiß, 2003). Der schnelle Transport durch die Bodenpassage wurde auf das Vorhandensein von Makroporen zurückgeführt. Vier Monate nach der Düngung war die Belastung des Bodens mit fäkalen Keimen auf das Grundniveau zurückgesunken.

Zur Verringerung der Einträge wurde, wie auch in anderen Veröffentlichungen (Weiß, 2003, ICREW, 2006), die Langzeitlagerung des organischen Düngers und die Reduktion der aufzubringenden Düngemenge in auf das für die Bodenfruchtbarkeit notwendige Maß vorgeschlagen. Zusätzliche Einrichtung von Gewässerrandstreifen und das Aussparen von Bereichen mit hohem Risiko für eine hygienische Verschmutzung bei Auftrag von organischem Dünger könnten die Verschmutzungsgefahr verringern. Eine weitere Quelle für fäkale Verunreinigungen sind die Hofflächen mit Gülletanks, Misthaufen und Futter- und Melkständen, deren Oberflächenwasserabläufe verunreinigt werden können (ICREW, 2006).

#### **2.3.5.2 Wasservögel**

Wasservögel stehen immer wieder im Verdacht, mit ihrem Kot Badegewässer über die gesetzlichen Grenzwerte hinaus zu belasten. Untersuchungen des Bayerischen Landesamts für Wasserwirtschaft ergaben zwar eine Beeinträchtigung der Bakterienkonzentration, jedoch nur in geringem Maße (Zaglauer, 2003). Demnach stellt eine natürliche Vogelpopulation keine Belastungsquelle für ein natürliches Gewässer dar. Zu diesem Ergebnis kamen auch Untersuchungen, die in einem

Naturschutzgebiet am Bodensee durchgeführt wurden (Gasse et al., 2006). Trotzdem muss Vogelkot als eine Quelle für fäkale Keime angesehen werden. Unter bestimmten Umständen z.B. einem ungünstigen Verhältnis der Anzahl von Wasservögeln zu dem zur Verfügung stehendem Wasservolumen oder unter Bedingungen, die eine ausreichende Durchmischung des Wassers und somit eine gleichmäßige Verteilung der Keime im Wasser verhindert, sollte der Beitrag der Wasservögel zur hygienischen Belastung überprüft werden.

### **2.3.5.3 Sediment**

Zahlreiche Untersuchungen haben gezeigt, dass Sedimente und Ufersand Reservoirs für fäkale Bakterien in Gewässern sein können. (LaLiberte und Grimes, 1982; Burton et al., 1987; Brettar und Holfe, 1992; Dan und Koppel, 1992; Davies et al., 1995; Blumenroth und Wagner-Dobler, 1998; An et al., 2002; Alm et al., 2003; Haack et al., 2003; Whitman und Nevers, 2003). In einem einmal infizierten Sand können E.coli-Populationen über längere Zeit aufrechterhalten werden, ohne erneuten Eintrag von Keimen von außen (Whitman und Nevers, 2003). Davies (1995) konnte in Laborversuchen nachweisen, dass selbst nach 85 Tagen noch 10 % der Ausgangskonzentrationen von E.coli nachweisbar waren. Demnach ist Sediment ein günstiger Lebensraum für E.coli und der Nachweis von Fäkalcoliformen im Wasser kann nicht immer auf eine frische Kontamination mit Fäkalien zurückzuführen sein, sondern kann ebenso durch die Resuspension von entwicklungsfähigen sedimentgebundenen Bakterien verursacht sein (LaLiberte und Grimes, 1982). Der Anstieg von hygienischen Belastungen bei Niederschlag kann nicht nur auf den erhöhten Eintrag von Fäkalien unter diesen Wetterbedingungen zurückzuführen sein, sondern auch darauf, dass durch die erhöhten Abflussmengen und die erhöhte hydraulische Belastung bei Regenwetter in den Fließgewässern ein erhöhter Anteil an Sedimenten aufgewirbelt und transportiert wird und damit auch sedimentgebundene Bakterien resuspendiert werden.

Das längere Überleben der Bakterien im Sediment verglichen zu dem im Wasser lässt sich mit der Bildung von Biofilmen erklären. In wässrigen Systemen bilden sich an Grenzflächen so genannte Biofilme, vor allem in Systemen mit hohem Anteil an Grenzflächen wie Sedimente und Böden. Aber auch in technischen Bauwerken wie Trinkwasserleitungen scheint die Ausbildung von Biofilmen die überwiegende Lebensweise von Bakterien darzustellen (Szewzyk und Szewzyk, 2003). Die Mikroorganismen sind in eine Matrix aus extrazellulären polymeren Substanzen (EPS) eingebettet, die sie zusammenhält und an die Oberflächen bindet. Sie bilden darin synergistische Lebensgemeinschaften auch mit höher entwickelten Lebensformen wie z.B. Algen (Flemming und Wingender, 2001). Der Vorteil dieser Lebensform liegt nahe. Zum einen dient die Matrix (EPS) als Schutz vor Fraßfeinden

oder chemischen und physikalischen Belastungen, zum anderen können hier Nährstoffe zurückgehalten werden und durch Wechselbeziehungen zwischen verschiedenen Organismen günstige Lebensbedingungen für Bakterien mit hohen Nährstoffansprüchen entstehen. So wurde in einer Untersuchung festgestellt, dass sich E.coli in einem Biofilm mit Umweltbakterien in einer für sie fremden, unwirtlichen weil nährstoffarmen Umgebung vermehren konnten (Szewzyk et al., 1994).

## 3 Untersuchungsgebiete

### 3.1 Einleitung

Der Kreis Rendsburg-Eckernförde liegt in der Mitte Schleswig-Holsteins und ist mit knapp 2200 km<sup>2</sup> der größte Kreis des Landes.

Die abwechslungsreiche Landschaft bietet ein vielfältiges Angebot für Naturliebhaber und Urlauber. Im Norden des Kreisgebietes befindet sich die längste und schmalste Ostseeförde Schleswig-Holsteins, die Schlei. Im Osten befindet sich die Ostsee, die das Kreisgebiet mit einer 55 km langen Küstenlinie begrenzt.

Der 98 km lange Nord-Ostsee-Kanal fließt auf einer Länge von 70 km mitten durch das Kreisgebiet. Im Gebiet befinden sich die drei Naturparks Aukrug, Hüttener Berge und Westensee. Das Kreisgebiet hat 272.586 Einwohner (Stand 30.06.2007). Hinzu kommen zahlreiche Touristen, die sich gerade in den Sommermonaten im Gebiet des Kreises aufhalten. Tabelle 3-1 zeigt eine Aufstellung der Übernachtungen im Kreis im Jahr 2006.

<b>Übernachtungen im Kreis Rendsburg-Eckernförde im Jahr 2006</b>	
Übernachtungen auf Campingplätzen (nur Urlaubscamping, kein Dauercamping)	239.433
Übernachtungen in Beherbergungsbetrieben	1.509.299
<b>Insgesamt</b>	<b>1.748.732</b>

**Tabelle 3-1: Übernachtungen im Kreisgebiet**

Im Kreisgebiet spielt die Landwirtschaft eine bedeutende, wirtschaftliche Rolle. Von der 2.200 km<sup>2</sup> großen Gesamtfläche des Kreises sind 75% landwirtschaftlich genutzte Flächen, 10% Wald, 4% Wasser und 9% Straßen- Wege und Gebäudeflächen (Kreis Rendsburg- Eckernförde).

Genehmigungsvermerk zu den im Bericht verwendeten, nicht gekennzeichneten topographischen Karten:

Grundlage: Topografische Karte 1:25 000

Vervielfältigt mit Genehmigung des Landesvermessungsamtes Schleswig-Holstein

Vom 19.10.07 Geschäftszeichen: 12 – 562.6 S 592/07

## 3.2 Probenahmestellen

Während der Messkampagnen wurden an unterschiedlichen Stellen Untersuchungen zur Badegewässerqualität durchgeführt. Für die Untersuchungen wurden Badestellen mit schwankender Qualität im Gebiet des Kreises ausgewählt. Die einzelnen Badestellen und Zuflüsse sind zu folgenden Untersuchungsgebieten zusammengefasst worden:

- Ostsee
- Wittensee
- Vollstedter See
- Schlei/ Missunde
- Borgstedter Enge

Die Probenahmestellen wurden entlang der Einleitungen in den Einzugsgebieten der Badestellen nach Vorkommen möglicher Verschmutzungsquellen festgelegt. Anhand von Gewässerkarten, die vom Kreis Rendsburg-Eckernförde zur Verfügung gestellt wurden, konnten Gewässerabschnitte an denen z.B. viele Drainagen lagen oder in die Kläranlagen entwässern, identifiziert werden. Konnte während der Untersuchung zwischen zwei Probenahmestellen eine erhöhte Keimkonzentration festgestellt werden, wurden zwischen diesen beiden Stellen weitere Proben genommen.

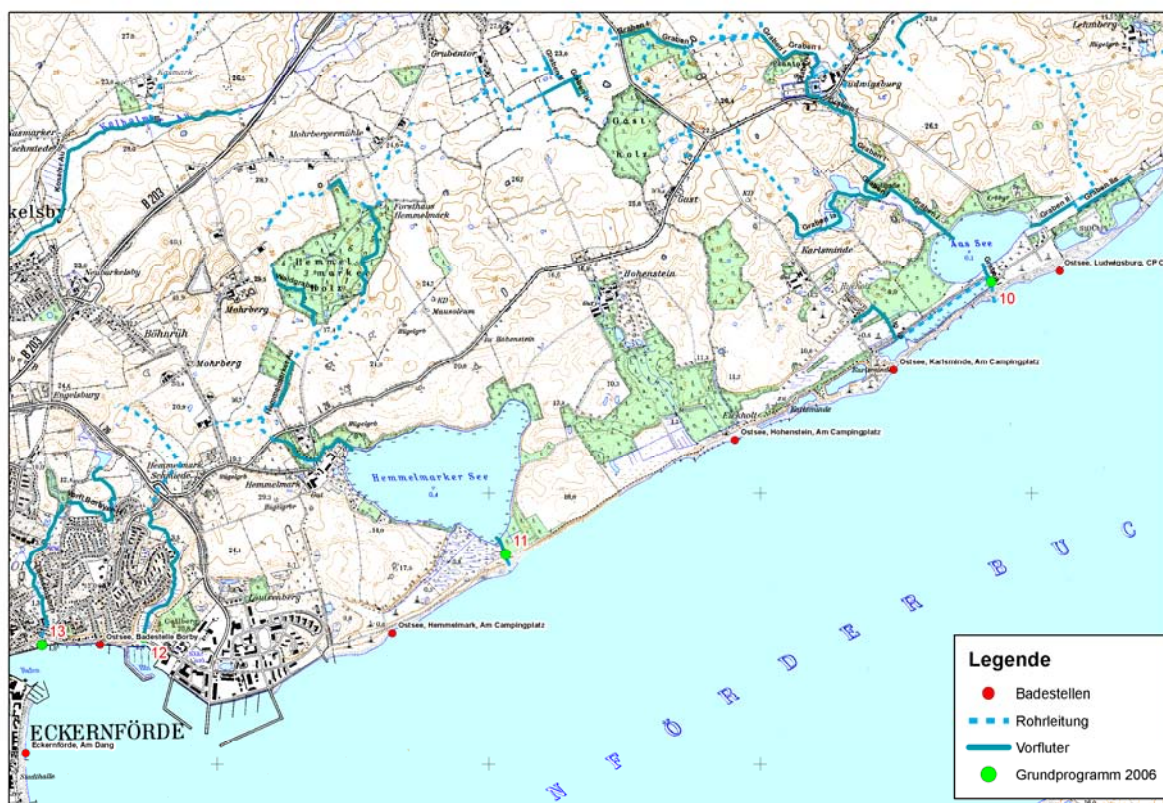
Jeder Zufluss zu einer Badestelle wurde mit einer Nummer als Probestellenbezeichnung versehen. Jede weitere Probenahmestelle, die an diesem Zufluss stromaufwärts lag, wurde so nummeriert, dass die Zugehörigkeit zu diesem Zufluss erkennbar war. Der Auslauf der Kläranlage Damp im Hafenbecken erhielt z.B. die Bezeichnung PS 01, Probenahmestellen, die an demselben Zulauf flussaufwärts lagen, erhielten die Nummern PS 01-02, PS 01-03 usw.

### 3.2.1 Ostsee

Das Untersuchungsgebiet „Ostsee“ erstreckt sich entlang der schleswig-holsteinischen Ostseeküste von Eckernförde bis Damp. In der Abbildung 3-1 und Abbildung 3-2 ist das Untersuchungsgebiet an der Ostsee mit den Badestellen und den Probenahmestellen des Grundprogramms dargestellt. Im Untersuchungsgebiet liegen die vier Gemeinden Eckernförde, Barkelsby, Waabs und Damp.



Abbildung 3-1: Übersichtskarte des Untersuchungsgebiet Ostsee Teil 1



**Abbildung 3-2: Übersichtskarte des Untersuchungsgebiet Ostsee Teil 2**

Im Sommer ist das Gebiet sehr stark touristisch frequentiert. Es gibt 11 Campingplätze und viele Ferienwohnungen direkt an der Küste. Das Hinterland ist durch eine intensive landwirtschaftliche Nutzung geprägt. Zwischen Eckernförde und Damp gibt es 17 Badestellen und viele Bäche die das Hinterland entwässern und in die Ostsee fließen. Untersucht wurden insgesamt 13 Bäche, die in der Nähe von Badestellen in die Ostsee münden. Die Größen der Einzugsgebiete der zu den Badestellen gehörenden Fließgewässer sind in der Tabelle 3-2 dargestellt.

Badestelle	Name	EZG in km <sup>2</sup>
08 und 72	Haupt- und Südstrand Damp, Ostsee	2,91
9	Am Fischleger, Damp, Ostsee	27,44
10	Campingplatz Booknis, Ostsee	1,31
11	Campingplatz Ritenrade, Ostsee	5,43
12	Campingplatz Klein Waabs, Ostsee	1,82
13	Gemeindebadestelle Klein Waabs, Ostsee	0,23
14	Gemeindebadestelle Langholz, Ostsee	2,25
15	Campingplatz Langholz, Ostsee	1,25
17	Campingplatz Carl, Ludwigsburg, Ostsee	13,06
21	Borby, Ostsee	4,23

**Tabelle 3-2: Übersicht Einzugsgebiete der Fließgewässer der Badestellen an der Ostsee**

### **3.2.1.1 Damp, Probestellen PS 01, 02, 03**

In das Dampfer Hafenbecken entwässern drei Zuläufe. Die Einleitung der Kläranlage Damp, die Einleitung der Teichkläranlage Revkuhl und die Regenentwässerung des Ortes.

Die Kläranlage Damp entwässert an der Probenahmestelle PS 01 1100 m<sup>3</sup> pro Tag in das Hafenbecken. Die Anlage ist für 15.000 Einwohnergleichwerte (EWG) ausgelegt. Um die Bakterienfracht zu verringern wurde im Juni 2003 eine UV-Desinfektion nachgerüstet, die in der Badesaison, von Mai bis September in Betrieb ist. Von der Kläranlage bis zum Auslauf ins Hafenbecken fließt das Wasser verrohrt. Im gleichen Kanal fließt noch Regenwasser aus der Oberflächenentwässerung aus Damp hinzu.

Die Teichkläranlage Revkuhl befindet sich nordwestlich von Damp. Die Anlage reinigt das Wasser von 5000 EWG und hat einen Abfluss von 260 m<sup>3</sup> pro Tag. Das Wasser wird in 4 Teichen gereinigt und durchläuft anschließend eine UV-Desinfektion. Nach dem Auslauf der Kläranlage fließt das Wasser zunächst verrohrt Richtung Damp, dann als offenes Gewässer zum Werkhof in Damp und dann wieder verrohrt weiter ins Hafenbecken an der Probenahmestelle PS 03. Zwischen der Kläranlage und dem Werkhof befindet sich Ackerfläche. In Damp wird das Wasser aus der Straßenentwässerung in das Gewässer mit abgeleitet. Von der KA Revkuhl bis zum Hafenbecken erstreckt sich der Graben auf einer Länge von ca. 2,2 km.

Die Regenwassereinleitung PS 02, die zum Teil parallel mit dem Ablauf der Kläranlage verlief, führt nur bei Niederschlägen Wasser.

### **3.2.1.2 Schwastrumer Au, Probestelle PS 04**

Die Schwastrumer Au PS 04, auch Bokenau genannt, ist ein offenes Gewässer, das in der Nähe von Thumbby, in Hümarkfeld seinen Ursprung hat. Zunächst fließt es

durch bewaldetes Gebiet bevor es durch hauptsächlich landwirtschaftlich genutzte Flächen läuft. In die Schwastrumer Au entwässern 52 Kleinkläranlagen und diverse Feldentwässerungen. Die Schwastrumer Au hat eine Länge von 10 km.

#### **3.2.1.3 Booknis, Graben VII, Probenahmestelle PS 05**

Der Graben VII, PS 05, ist ein sehr kurzer Graben von ca. 2 km Länge, der von Immenhorst zur Ostsee fließt. Der Graben ist offen und verläuft durch bewaldetes Gebiet. Südlich vom Campingplatz Booknis mündet der Graben in die Ostsee.

#### **3.2.1.4 CP Ritenrade, Graben VI, Probenahmestelle PS 06**

Der Graben VI beginnt südlich von Großwaabs als verrohrtes Gewässer, das hauptsächlich zur Feldentwässerung dient. In Großwaabs fließt von Norden ein Zulauf dazu, der ebenfalls hauptsächlich aus Drainagewasser gespeist wird. In Groß Waabs fließt das Straßenwasser dazu. Ab Groß Waabs verläuft der Graben abwechselnd verrohrt und offen über landwirtschaftlich genutzte Flächen. Die letzten 500 m vor dem Einlauf in die Ostsee verläuft der Graben offen. Davon fließt er 250 m am Campingplatz Ritenrade vorbei, der sich unmittelbar an der Ostsee befindet. Direkt am Einlauf in die Ostsee kommt von Süden ein weiterer Seitenarm, der verrohrt ist und mit Drainagewasser gespeist wird und dann offen über den Campingplatz fließt. Die Einleitungsstelle befindet sich ca. 50 m nördlich der Badestelle 11 am Campingplatz Ritenrade.

#### **3.2.1.5 Klein Waabs, Strandbek, Probenahmestelle PS 07**

Die Strandbek, PS 07, befindet sich in Klein Waabs und fließt direkt am Campingplatz Heide in die Ostsee. Die Strandbek wird hauptsächlich durch das Wasser der Kläranlage Klein Waabs gespeist, die sich südlich der Ortschaft befindet. Die Kläranlage reinigt im Sommer das Abwasser von 12.000 EWG. Im Winter wird der biologische Teil der Anlage ausgestellt und das Abwasser von 3500 EWG durch Klärteiche gereinigt. Von der Kläranlage aus verläuft die Strandbek zunächst verrohrt durch den Ort. Ein Zulauf aus Ascheberg läuft noch dazu. Im Ort wird das Straßen- und Oberflächenwasser in die Strandbek geleitet. 300 m vor dem Einlauf in die Ostsee durchläuft die Strandbek ein Regenrückhaltebecken (RRB). Nach dem RRB fließt die Strandbek offen in die Ostsee. Kurz vor der Ostsee befindet sich ein Abwasserpumpwerk. Die Strandbek entwässert ca. 100 m südlich der Badestelle 12, Campingplatz Heide, in die Ostsee.

#### **3.2.1.6 Langholz, Graben IV, Probenahmestelle PS 08**

Der Graben IV fließt von Hohlgrund nach Langholz und dann in die Ostsee. Der Graben ist zunächst verrohrt und es fließt Drainagewasser hinzu. Größtenteils

verläuft der Graben offen und durch einen schmalen Streifen bewaldetes Gebiet. Zur Ostsee hin wird der Uferbereich sehr feucht. Der Graben fließt in den Langholzer See. Der Auslauf des Sees mündet direkt an Badestelle 14 in die Ostsee und kann mit einem Schieber geregelt werden. Bis zum Einlauf in den Langholzer See ist der Graben ca. 2,5 km lang. Der Langholzer See hat eine Fläche von 0,02 km<sup>2</sup>.

#### **3.2.1.7 Langholz Campingplatz, Graben III, Probenahmestelle PS 09**

Der Bach, der auf dem Campingplatz Langholz in die Ostsee mündet, wird mit Wasser aus Drainagen gespeist und fließt in einen Fischteich. Nach dem Auslauf des Teiches durchfließt er ein sumpfiges Gebiet, bevor er direkt an Badestelle 15 in die Ostsee mündet.

#### **3.2.1.8 Aasee, Graben I und II, Probenahmestelle PS 10**

Am Campingplatz Ludwigsburg wird der Aasee über einen Schieber in die Ostsee entwässert. Der Aasee hat eine Seefläche von 0,25 km<sup>2</sup> und zwei Zuläufe. Der eine Zulauf, Graben II mündet nordöstlich in den See. Der Graben führt hauptsächlich Drainagewasser von Ackerflächen und verläuft überwiegend verrohrt. Die letzten 350 m vor dem Einlauf in den Aasee fließt der Graben offen über Grünland, das als Weide für Rinder genutzt wird.

Der zweite Zulauf, Graben I mündet nordwestlich in den Aasee. Der Graben I hat seine Quelle südlich der Ortschaft Loose und fließt von hier aus 5,5 km lang zum Teil offen und zum Teil verrohrt über das Gelände von Gut Ludwigsburg in Richtung Aasee. Dabei fließen zahlreiche, kleinere Zuläufe, die Drainagewasser transportieren, in den Graben. Kurz nach dem Gut Ludwigsburg kommt aus östlicher Richtung ein Zufluss aus Richtung Kummerteich, der die meiste Zeit offen verläuft, als Vorfluter von Hauskläranlagen fungiert, und ebenfalls Drainagewasser aufnimmt. 650 m vor dem Einlauf in den Aasee kommt von Westen her ein weiterer Zulauf in den Graben I. An diesem Zulauf liegen Fischteiche, in denen das Wasser im Sommer während der Trockenperiode aufgestaut wird. Die Flächen um das Gewässer sind hauptsächlich durch Ackerbau bewirtschaftet. Der Graben I ist Vorfluter für 10 Hauskläranlagen. Da der Ablauf des Aasees über einen Schieber geregelt werden kann, ist während der Trockenperiode im Sommer kaum mit einem Auslauf in die Ostsee zu rechnen. Der Auslauf befindet sich ca. 200 m von der Badestelle 17 entfernt.

#### **3.2.1.9 Hemmelmarker Au, Probenahmestelle PS 11**

Die Hemmelmarker Au fließt vom Hemmelmarker Forst in den Hemmelmarker See, der in die Ostsee entwässert. Die Au durchfließt Wald und Ackerflächen, teils verrohrt, teils offen. Die Au hat einige kleinere Zuläufe, in die viel Drainagewasser

entwässert. Der Hemmelmarker See hat eine Seefläche von 0,85 km<sup>2</sup> und ein Seevolumen von 2.450.000 m<sup>3</sup>.

#### **3.2.1.10 Eckernförde, Möhlwischgraben, Probenahmestelle PS 12**

Dieser Bach hat seinen Ursprung in Feldentwässerungen nördlich von Eckernförde. Er fließt offen durch die Stadt und wird durch einige Regenwasserzuläufe gespeist. Der Bach mündet in das Becken des Yachthafens. Von der Feldentwässerung bis zum Hafenbecken sind es 2,1 km.

#### **3.2.1.11 Eckernförde, Lachwehrgraben, Probenahmestelle PS 13**

Dieser Bach hat seinen Ursprung in einem quelligen und moorigen Gebiet in der Nähe von Eckernförde. Er fließt meist offen durch die Stadt und mündet an der Promenade in die Ostsee. Der Lachwehrgraben hat eine Länge von 1,5 km.

#### **3.2.1.12 Kläranlage Eckernförde**

Die Kläranlage Eckernförde befindet sich am Nordufer der Ostsee in Eckernförde. Der Ablauf entwässert auf dem Gelände der Marine in die Ostsee. Die Anlage ist für 35.000 EWG ausgelegt und hat einen Trockenwetterabfluss von 4.500 m<sup>3</sup>/d. Der Nachkläranlage sind eine Flotation und eine Filtration nachgeschaltet.

### **3.2.2 Wittensee**

Der Wittensee ist der flächenmäßig größte See im Kreis Rendsburg-Eckernförde. Der See hat ein Einzugsgebiet von 48,7 km<sup>2</sup>. Im Einzugsgebiet des Wittensees liegen die 6 Gemeinden Groß Wittensee, Klein Wittensee, Holzbunge, Bünsdorf, Haby und Sehestedt. In Tabelle 3-3 sind Informationen zum See zusammengefasst.

Einzugsgebietsfläche	48,7 km <sup>2</sup>
Uferlänge	14,4 km
Seefläche	10,3 km <sup>2</sup>
Tiefste Stelle	20,5 m
Mittlere Tiefe	9,5 m
Theoretische Aufenthaltszeit	6,4 Jahre
Seevolumen bei 3,81m über NN	97.800.000 m <sup>3</sup>

**Tabelle 3-3: Wittensee- Daten (Seenkurzprogramm 1998)**

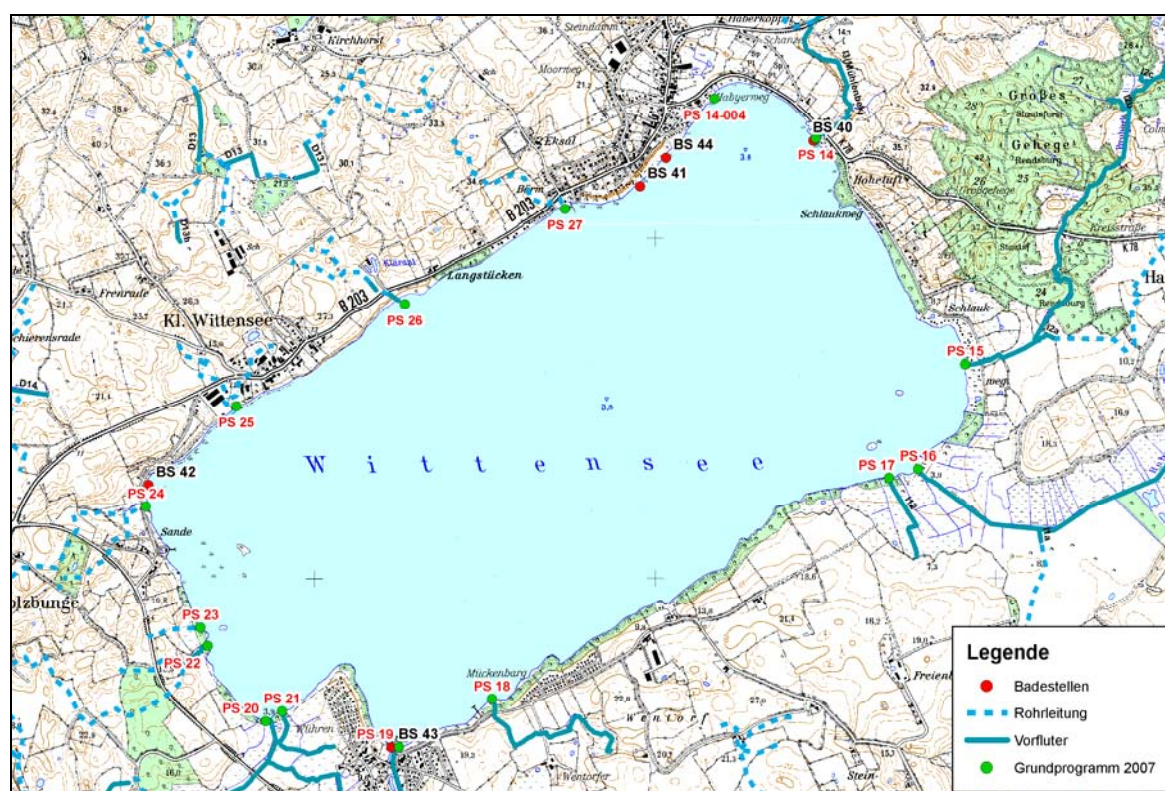
Am See gibt es fünf offizielle Badestellen, drei liegen in der Gemeinde Groß Wittensee, eine in Holzbunge und eine in Bünsdorf. Die Lage der Badestellen ist in Abbildung 3-3 dargestellt. In Tabelle 3-4 sind die Badestellen mit den Einzugsgebieten der dazugehörigen Fließgewässer aufgelistet.

Badestelle	Name	EZG in km <sup>2</sup>
40	Gemeindebadestelle Groß Wittensee	11,64
41	Campingplatz Wittensee	0,03
42	Wittensee, Sande	1,17
43	Bünsdorf, Wittensee	0,11
44	Seegarten, Wittensee	0,08

**Tabelle 3-4: Badestellen am Wittensee**

Am nördlichen und südlichen Ufer befinden sich mit Groß Wittensee, Klein Wittensee und Bünsdorf Ortschaften direkt am Wasser. Am südöstlichen Ufer sind überwiegend Weideflächen und Naturschutzgebiete zu finden, wie auch am westlichen Ufer. Hier ist der Uferbereich sehr feucht, fast schon sumpfig. An den Ufergebieten leben viele Wasservögel. In einer Zählung von 1995/1996 sind Reiherente (im Mittel 1197), Blässhühner (im Mittel 704), Stockenten (im Mittel 284), Graugänse (im Mittel 231), Schellenten (im Mittel 139) und Haubentaucher (im Mittel 93) am häufigsten gezählt worden.

Der See wird durch zwei Fischer bewirtschaftet. Das Fahren von motorisierten Sportbooten ist verboten, in Groß Wittensee gibt es einen Segelsportclub.



**Abbildung 3-3: Übersichtskarte Wittensee**

### **3.2.2.1 Mühlenbek, Probenahmestelle PS 14**

Die Mühlenbek hat ihren Ursprung an einem Waldstück in Goosefeld und fließt an der Gemeindebadestelle Groß Wittensee in den Wittensee. Das Gewässer verläuft größtenteils offen. In Goosefeld befindet sich ein Abschlagbauwerk, das bei starken Regenereignissen Mischwasser in die Mühlenbek leitet. Die Kläranlage der Gemeinde Goosefeld ist eine Teichkläranlage mit nachgeschalteter Pflanzenkläranlage für 800 EWG, für die die Mühlenbek als Vorfluter fungiert.

Im unteren Verlauf fließt neben mehreren kleinen auch ein größerer Zufluss in die Mühlenbek, der aus Friedenstal kommt.

An der ca. 6 km langen Bek befinden sich hauptsächlich Acker- und Grünflächen, aus denen Drainagewasser eingeleitet wird. Neben sechs Kleinkläranlagen wird Regen- und Straßenwasser in das Gewässer eingeleitet.

### **3.2.2.2 Einleitstelle B, Probenahmestelle 14-004**

An der Einleitstelle B wird das Regenwasser aus einem Teil des Ortes Groß Wittensee eingeleitet. Das Wasser fließt vorher durch ein Regenklärbecken.

### **3.2.2.3 Brobach, Probenahmestelle PS 15**

Der Brobach ist ein 3,5 km langes, offenes Gewässer, das nördlich von Haby in Quellental sein Ursprung hat und östlich von Groß Wittensee in den Wittensee mündet. Die Flächen an dem Bach sind hauptsächlich Wald und Acker. In den Bach entwässern Drainagen und einige kleine Seitenarme.

### **3.2.2.4 Habyer Au, Probenahmestelle PS 16**

Vom Holtsee aus fließt die Habyer Au südlich an Haby vorbei und mündet auf der südöstlichen Seite des Wittensees in den See.

Die Kläranlage Holtsee entwässert im oberen Verlauf in die Au. Die Kläranlage Holtsee reinigt auch das Abwasser einer Meierei aus Holtsee. In Haby befinden sich alte Klärteiche, in die das Mischwasser geleitet wird, wenn die Leitung zur Kläranlage Holtsee hydraulisch nicht ausreichend ist. Die Teiche werden ebenfalls in die Au entwässert.

Der Auslauf des Holtsees befindet sich in einem Wald, danach fließt die Au durch Gelände, das hauptsächlich als Grünfläche mit Viehhaltung genutzt wird. In die Au entwässern viele Drainagen und Entwässerungsgräben. Im Mündungsgebiet ist der Uferbereich sehr feucht und sumpfig. Auf dem Holtsee sind Kanada-Gänse zu Hause. Vom Auslauf des Holtsees bis zur Mündung in den Wittensee erstreckt sich die Habyer Au auf eine Länge von 4,9 km.

#### **3.2.2.5 Graben I 12, Probenahmestelle PS 17**

Der Graben I 12 ist ein sehr kurzes Gewässer von 0,6 km Länge, das sich auf der südöstlichen Seite des Wittensees befindet. Es sind keine Zuflüsse bekannt.

#### **3.2.2.6 Graben I 13, Probenahmestelle PS 18**

Der Graben I 13 befindet sich östlich von Bünsdorf. Der Graben ist ein offenes Gewässer, der in den Sommermonaten oft trocken fällt. An dem Graben liegen Acker- und Grünflächen.

#### **3.2.2.7 Schirnau, Probenahmestelle PS 19**

Die Schirnau ist der Abfluss des Wittensees am südöstlichen Ende des Sees. Sie führt zum Nord-Ostsee-Kanal.

#### **3.2.2.8 Graben I 10, Probenahmestelle PS 20**

Der Graben I 10 ist ein 0,56 km kurzes Gewässer, das sich westlich von Bünsdorf befindet. Der Graben ist ein offenes Gewässer, an dessen Ufer sich Grünflächen mit Viehhaltung liegen. Am unteren Teil des Grabens liegt ein Vogelschutzgebiet.

#### **3.2.2.9 Meynbek, Probenahmestelle PS 21**

Die Meynbek beginnt südlich von Holzbunge und mündet westlich von Bünsdorf in den Wittensee. Die Bek ist im Oberlauf verrohrt, im Unterlauf ein offenes Gewässer. Die Flächen an der Bek sind überwiegend Grünfläche mit Viehhaltung und Ackerfläche. In die Bek entwässern viele Drainagen und Straßenentwässerungen. Ein Seitenarm hat seinen Ursprung in einem Moorgebiet, in dessen Bereich die Gräben während der Messkampagne 2007 aber meistens trocken gefallen waren. Kurz vor der Mündung in den Wittensee befindet sich ein Vogelschutzgebiet.

#### **3.2.2.10 Graben I 9, Probenahmestelle PS 22**

Der Graben I 9 fließt zwischen Sande und Bünsdorf in den Wittensee. Bis auf die letzten 200 m vor dem Wittensee ist der Graben auf einer Länge von 1,5 km verrohrt. Die anliegenden Flächen sind Acker, Grünland und ein kleines Waldstück. In den Graben entwässern Drainagen.

#### **3.2.2.11 Graben I 8, Probenahmestelle PS 23**

Das Gewässer I 8 ist sehr kurz und fast bis zur Mündung verrohrt. Es befindet sich zwischen Sande und Bünsdorf. In den Graben wird Straßenwasser eingeleitet.

#### **3.2.2.12 Graben I 7, Probenahmestelle PS 24**

Das Graben I 7 ist ein verrohrtes Gewässer, dessen Ursprung unbekannt ist. Es fließt von Holzbunge nach Sande. Vermutlich fließt Wasser aus Richtung Alt

Duvenstedt in Holzbunge dazu. In das Gewässer der PS 24 entwässern Drainagen und Straßenentwässerungen. Die anliegenden Flächen sind Acker, Wald und Grünland mit Viehhaltung. In Holzbunge liegt ein Wohngebiet, das im Trennsystem entwässert.

#### **3.2.2.13 Graben I 6, Probenahmestelle PS 25**

In den Graben I 6 entwässert ein Regenrückhaltebecken der neuen B 203 bei Klein Wittensee und die Ortsentwässerung von Klein Wittensee. Dazu fließt noch eine Leitung aus dem Ortsteil Frenrade in den Graben. Das Gewässer verläuft ausschließlich verrohrt.

#### **3.2.2.14 Graben I 5 Probenahmestelle PS 26**

In den Graben I 5 entwässern zwei Regenklärbecken der 203 die auch den Ursprung des ca. 600 m langen Grabens bilden. Nach den RRB verläuft er verrohrt unter einer Kuhwiese, kurz vor dem Einlauf in den Wittensee verläuft er offen.

#### **3.2.2.15 Graben I 4 Probenahmestelle PS 27**

Der Graben I 4 ist Vorfluter der Regenentwässerung von einem Teil von Groß Wittensee. Dazu fließt noch eine Drainageleitung einer landwirtschaftlich genutzten Fläche. Das Wasser wird in einem Regenklärbecken gereinigt, bevor es in den Wittensee geleitet wird.

### **3.2.3 Vollstedter See**

Der Vollstedter See liegt im Naturpark Westensee. Der See hat eine Fläche von 0,28 km<sup>2</sup> und eine maximale Tiefe von 10 m. An dem See befindet sich eine Badestelle, die zum Ort Groß Vollstedt gehört. An dem See liegen zwei Gemeinden, Groß Vollstedt und Emkendorf. Abbildung 3-4 stellt eine Karte des Untersuchungsgebietes dar.

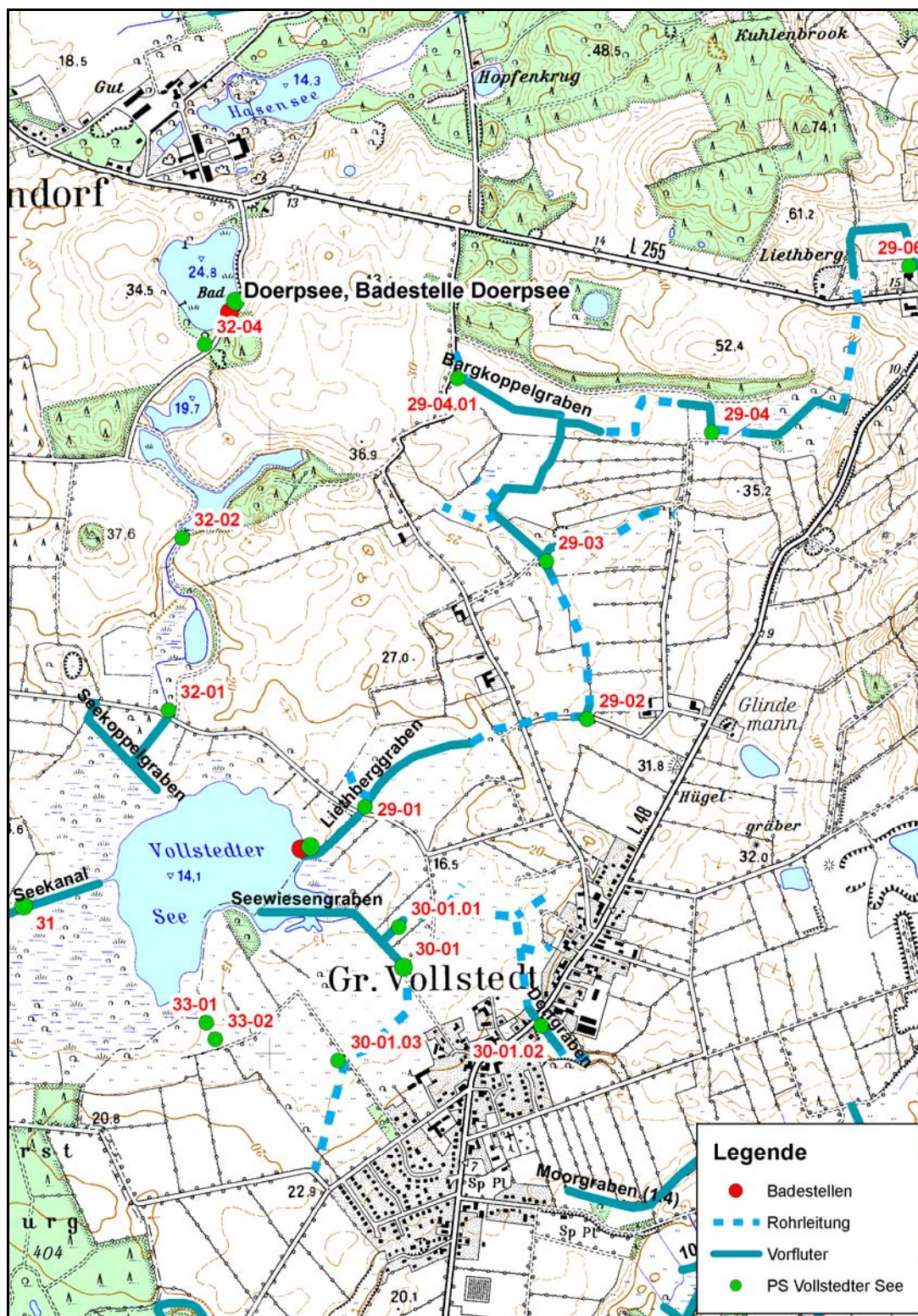


Abbildung 3-4: Übersichtskarte Vollstedter See

### **3.2.3.1 Liethberggraben, Probenahmestelle PS 29**

Der Liethberggraben verläuft von Liethberg aus teils offen, teils verrohrt auf einer Strecke von 4,3 km durch Acker- und Grünflächen. Er mündet direkt an der Badestelle, am Ostende in den See.

### **3.2.3.2 Seewiesengraben, Probenahmestelle PS 30**

Der zweite Zulauf setzt sich aus dem Dorfgraben und dem Moorstück zusammen. Die beiden Gräben führen hauptsächlich Regen und Drainagewasser und fließen kurz vor dem See zusammen. In der Nähe des Dorfgrabens befindet sich ein Abwasserpumpwerk. Beim Überlauf des Pumpwerkes kann Schmutzwasser in den Graben laufen. In den 1,3 km langen Moorgraben entwässert ein Regenrückhaltebecken, in dem das Regenwasser von Groß Vollstedt zurückgehalten wird.

### **3.2.3.3 Seekoppelgraben, Probenahmestelle PS 32**

Der dritte Zulauf ist der Ablauf vom Kulkensee, der über mehrere Seen mit dem Dörpsee verbunden ist, an dem sich auch eine Badestelle befindet. Während der Sommermonate liegt dieser Zufluss trocken, bzw. das Gewässer steht in großen Pfützen und fließt nicht in den Vollstedter See. Der Abfluss des Sees liegt im Westen in Richtung Kleinvollstedt.

### **3.2.3.4 Probenahmestelle PS 33**

Die PS 33 ist ein kleiner Bach, der in einen kleinen Teich fließt und dann in den See entwässert.

### **3.2.3.5 Seekanal, Probenahmestelle PS 31**

Diese Probestelle befindet sich am Auslauf des Vollstedter Sees.

## **3.2.4 Schlei**

Im Norden begrenzt die 43 km lange Schlei das Kreisgebiet. Die Schlei erstreckt sich von Schleimünde an der Ostsee über Kappeln bis Schleswig. Von der Ostsee bis zur Großen Breite gehört das Südufer zum Kreis Rendsburg-Eckernförde, das Nordufer gehört zum Kreis Schleswig-Flensburg. Die Schlei hat nur wenig Austausch mit salzhaltigem Ostseewasser, da die Mündung sehr eng ist. Der Salzgehalt nimmt landeinwärts ab. Auf dem Gebiet des Kreises Rendsburg-Eckernförde gibt es an der Schlei fünf Badestellen, im Kreis Schleswig-Flensburg 20 Badestellen. Tabelle 3-5 listet die Badestellen und die dazugehörigen Einzugsgebiete der Fließgewässer auf.

Badestelle	Name	EZG in km <sup>2</sup>
1	Götheby, Schlei	62,83
2	Weseby, Schlei	0,30
3	Missunde, Campingplatz	0,11
79	Zeltlager Weseby, Schlei	0,02

**Tabelle 3-5: Badestellen an der Schlei**

Die untersuchten Badestellen befinden sich alle am Ostufer der Großen Breite in den Gemeinden Kosel und Fleckeby sowie am Missunder Noor. Eine Karte des Untersuchungsgebietes befindet sich in Abbildung 3-5.



**Abbildung 3-5 Übersichtskarte Untersuchungsgebiet Schlei**

### 3.2.4.1 Probenahmestelle PS 34

An der Badestelle Weseby befindet sich ein Teich in den Regenwasser aus Weseby eingeleitet wird und der dann in die Schlei entwässert (PS 34). An der Badestelle am Zeltlager Weseby sind keine unmittelbaren Einleitungen in die Schlei.

#### **3.2.4.2 Osterbek, Probenahmestelle PS 36**

Die 14 km lange Osterbek fließt von Damendorf über Osterby und Götheby in die Schlei. Die Bek ist Vorfluter für die Teichkläranlagen in Kochendorf und Osterby und 20 Hauskläranlagen. Der Mischwasserüberlauf in Kochendorf entwässert ebenfalls in die Au genau wie drei Regenwassereinleitungen in Osterby. Die Uferbereiche sind hauptsächlich landwirtschaftlich genutzte Flächen.

#### **3.2.4.3 Hüttener Au Probenahmestelle PS 37**

Die Hüttener Au fließt auf einer Länge von 9,5 km von Ascheffel über Hummelfeld und Fleckeby in die Schlei. Die Au dient als Vorfluter für die Klärteiche in Damendorf, Ascheffel und Hummelfeld, die Kläranlage Fleckeby, 23 Hauskläranlagen und des Mischwasserüberlaufs in Damendorf. Das Einzugsgebiet ist landwirtschaftlich geprägt mit vielen Drainagen die in die Au entwässern, sowie Regenwassereinläufen aus Ascheffel und Fleckeby.

#### **3.2.4.4 Missunde, Probenahmestelle PS 40**

Die Badestelle Missunde, BS 03 liegt am Missunder Noor, Schlei an einem Campingplatz. In der Nähe des Campingplatzes befindet sich ein kleiner Graben der in das Noor entwässert. Der Graben wird mit Straßen- und Grundstückentwässerung gespeist. In das Noor entwässert auch ein Sandfang, durch den Straßenwasser geleitet wird.

#### **3.2.5 Borgstedter Enge**

Die Borgstedter Enge liegt an einem Altarm der Eider, der sich unmittelbar am Nord-Ostsee Kanal befindet. Die Badestelle befindet sich in Borgstedt im Westen der Enge. Eine Karte des Untersuchungsgebietes ist in Abbildung 3-6 dargestellt.

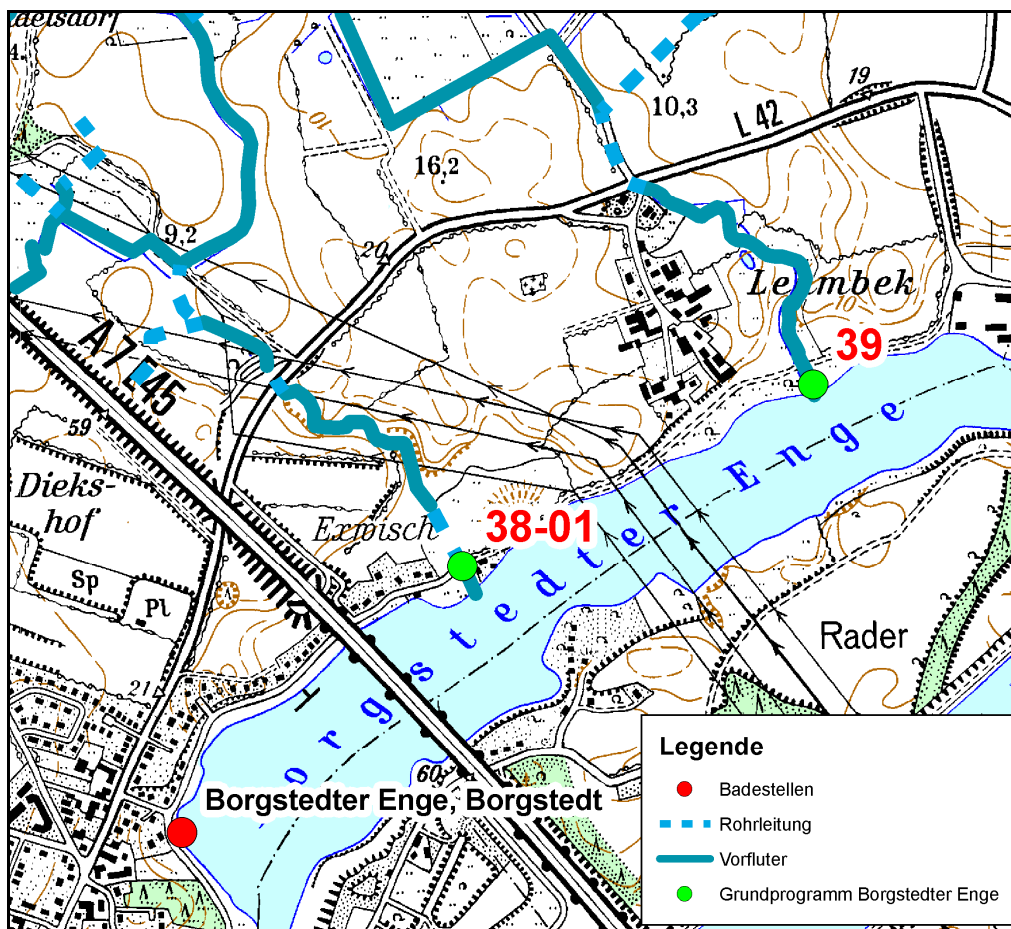


Abbildung 3-6: Übersichtskarte Borgstedter Enge, Badestelle in rot dargestellt

In Borgstedt befindet sich eine Regenwassereinleitung die durch einen Sandfang in die Enge entwässert. Östlich der A7 gibt es zwei weitere Zuflüsse, ein Zufluss liegt in Lehmbek, der zweite in Exwisch.

#### 3.2.5.1 Exwisch, Graben II, Probenahmestelle PS 38

Dieser Bach besteht aus zwei kleinen Bachläufen, der erste hat seinen Ursprung in Drainageschächten nahe der A7, Anschlussstelle Büdelsdorf, der zweite bei der Siedlung Mohr. Nachdem die beiden Bäche zusammengelaufen sind, verläuft der Bach größtenteils offen und entwässert nahe der Rader Hochbrücke in die Borgstedter Enge. Das Einzugsgebiet weist neben landwirtschaftlichen Flächen auch viele Grünflächen auf.

#### 3.2.5.2 Lehmbek, Graben V, Probenahmestelle PS 39

Der Graben hat seine Quelle in einem moorigen Gebiet, das die meiste Zeit trocken liegt. Der Graben fließt östlich der Siedlung Lehmbek vorbei und entwässert in die Borgstedter Enge. Aus Lehmbek wird die Straßenentwässerung in den Graben geleitet.

## 4 Untersuchungen

### 4.1 Untersuchungskonzept

Frühere Untersuchungen der Badegewässerqualität im Kreis Rendsburg-Eckernförde befassten sich hauptsächlich mit der Wasserqualität der Badestellen direkt. In den meisten Fällen zeigte sich keine Systematik zwischen den Quellen und Pfaden der Einzugsgebiete der einleitenden Gewässer und der mikrobiologischen Verschmutzung an den Badestellen selbst. Ein wichtiger Schwerpunkt für die Erstellung des Untersuchungskonzeptes war daher die Erfassung der zeitlichen und räumlichen Variabilität der mikrobiellen Belastung entlang der Gewässerläufe mit hoher Auflösung der Probenahmehäufigkeit. Um die Lebensbedingungen, die Ausbreitungswege und die Transportmechanismen bewerten zu können, wurden die Einflüsse von meteorologischen und hydrologischen Größen auf die Höhe der Belastung und die Rolle von Gewässersedimenten und Schwebstoffen untersucht. Die Zielsetzung des Projektes und die zu klärenden Fragestellungen führten zu einem Monitoringprogramm mit folgendem Grundgerüst:

- Neben den Daten zur mikrobiologischen Belastung wurden chemische, physikalische, hydrologische und meteorologische Parameter bestimmt, um Zusammenhänge zwischen hygienischer und stofflicher Fracht des Wassers und deren Variabilität zu untersuchen.
- Das Untersuchungsprogramm setzte sich aus einem Grundprogramm und einem Intensivprogramm zusammen.
- Es wurden nur wenige automatische Messungen durchgeführt, hauptsächlich wurde von Hand vor Ort gemessen.
- Zur Planung der Probenahme bei Regenwetter wurden Daten einer radargestützten Niederschlagsvorhersage hinzugezogen.

Um die Analysen möglichst zeitnah zur Probenahme durchführen zu können, auf Wetteränderungen möglichst kurzfristig reagieren zu können und der Menge der Proben gerecht zu werden, wurde ein mobiles Labor eingerichtet, das im jeweiligen Untersuchungsgebiet platziert werden konnte. Dadurch konnten Transportwege und –zeit klein gehalten werden.

#### 4.1.1 Grundprogramm

Im Grundprogramm wurden alle Einleitungen und Badestellen im jeweiligen Beprobungsgebiet kurz vor der Mündung in die Badegewässer an drei (Ostsee) bzw. zwei (Wittensee, Schlei, Borgstedter Enge) aufeinander folgenden Tagen pro Woche

untersucht. So konnte der Saisonverlauf der Bakterienkonzentrationen an diesen Probestellen aufgezeichnet werden.

Bei der Beprobung des Schleigebietes führte nur ein Zulauf in die Schlei, welcher aus zwei zusammenfließenden Auen, der Osterbek und der Hüttner Au, bestand. Daher wurden Probenahmestellen an Kläranlageneinläufen und Gabelungspunkten im Gewässerlauf der beiden Auen in das Grundprogramm aufgenommen.

Das Beprobungsgebiet Vollstedter See wurde auf Grund der geringen Größe und der Entfernung zum Laborstandort (30 km) nicht in das Grundprogramm aufgenommen. Das Gebiet wurde zwei Wochen im Rahmen des Intensivprogramms beprobt.

#### **4.1.2 Intensivprogramm**

Im Intensivprogramm wurden an drei aufeinander folgenden Tagen pro Woche entlang eines Gewässerlaufs von der Quelle bis zum Einlauf in das Badegewässer zu verschiedenen Tageszeiten Wasserproben genommen. Das Intensivprogramm wurde bei Trockenwetter und Regenwetter durchgeführt. Durch diese Vorgehensweise konnten tageszeitliche Veränderungen in der Keimfracht festgestellt werden.

### **4.2 Methoden**

#### **4.2.1 Probenahme des Wassers**

##### **4.2.1.1 Manuelle Probenahme**

Die Probenahme des Wassers wurde nach DIN EN ISO 19458:2006-08 durchgeführt. Die 500 ml Glasflaschen für die Probenahme wurden in einem Sterilisator 2,5 Stunden bei 180 °C heißluftsterilisiert. Um eine Kontamination vor der Probenahme außen an der Flasche zu vermeiden, wurden die Flaschen direkt aus dem Sterilisator in sterile Plastiktüten verpackt. Vor der Probenahme wurde die Plastiktüte wieder entfernt.



**Abbildung 4-1: Probenahmestange mit Flasche**

Zur Probenahme wurde die Flasche über Kopf unter Wasser gedrückt und in ca. 30 cm Tiefe umgedreht, damit sie volllaufen konnte. So soll vermieden werden, dass der Biofilm auf der Wasseroberfläche mit in die Probe gelangt, da dies die Probenergebnisse verfälschen könnte. Es war allerdings nicht immer möglich die Proben auf diese Art zu nehmen, da im Sommer einige Gewässer nur wenig Wasser führten. Weiterhin war darauf zu achten, dass kein Sediment aufgewirbelt und mit in die Probe gelangt. Falls dies doch geschah, wurde es auf dem Probenahmeprotokoll vermerkt.

Mit einem Schöpfbecher wurde anschließend noch eine sensorische Prüfung durchgeführt, die den Geruch und die Farbe des Wassers einschloss.

Für jede Probe wurde entsprechend der oben genannten DIN ein Protokoll angefertigt. und Probenahmeort, Uhrzeit, Wetterdaten, physikalisch-chemische Daten, Geruch und Farbe, sowie der Pegelstand und die Durchflussgeschwindigkeit protokolliert. Gegebenenfalls konnten besondere Bemerkungen zur Probenahme eingetragen werden. Bis zur Ankunft im Labor wurden die Flaschen in einer elektrisch betriebenen Kühlbox im Dienstwagen kühl und dunkel gelagert. Die Proben wurden unverzüglich nach der Probenahme zum Labor gebracht.

#### **4.2.1.2 Automatische Probenahme**

Zur Aufzeichnung von Tagesganglinien an Kläranlagenabläufen und im Gewässer wurde der automatische Probennehmer Iseco Serie 6712 verwendet. Damit konnten 24 Proben in zuvor festgelegten Zeitspannen automatisch entnommen werden.

Für die Beprobungen wurde das Gerät auf stündliche Probenahme eingestellt, so dass mikrobiologische Werte im Tagesverlauf aufgenommen werden konnten. Es wurden 200ml Probevolumen in 500 ml Plastikflaschen abgefüllt und mit Eis bis zur Untersuchung der Proben gekühlt.

### **4.2.2 Chemisch-physikalische Parameter**

#### **4.2.2.1 Messung mit Multiparametersonde**

Parallel zur Probenahme des Wassers für die mikrobiologische Untersuchung wurden die Messungen der chemisch-physikalischen Parameter an der Probenahmestelle vorgenommen. Die Parameter pH-Wert, Sauerstoff-Gehalt in mg/l und Prozent, Trübung in NTU, Temperatur und Leitfähigkeit sind mittels Multiparametersonde Hydrolab MS5 von der Firma Ott Messtechnik gemessen worden. Tabelle 4-1 zeigt eine Aufstellung über die Sensoren und Messmethoden.

Sensor	Methode	Einheit	Messbereich
pH Sensor	Einstabmesskette	/	0 – 14
Selbstreinigender Trübungssensor	Messung der Lichtstreuung durch Partikel im Wasser, 90° von einer 880 nm Lichtquelle	NTU	0 – 3000
Sensor für spezifische Leitfähigkeit	Elektrischer Widerstand	mS/cm µS/cm	0 - 100
Temperatursensor		°C	-5 – 50
Salzgehalt	Thermische Desorptions-spektrometrie	ppt	0 – 70
Ammoniumsensor	Ionenselektive Elektrode	mg/l	0 – 100
Hach LDO – Sensor Sauerstoff	Lumineszenz Messung	mg/l	0 – 30

**Tabelle 4-1: Übersicht der Sensoren der Multiparametersonden MS5 und DS5**

Im ersten Untersuchungsjahr 2006 wurde die Sonde mit dem Handauslesegerät Surveyor 4 a zur Messung angesteuert. Die Parameter wurden online gemessen und alle 30 Sekunden auf dem Handauslesegerät gespeichert. Die Software Hydras 3 zur Ansteuerung der Sensoren wurde vom Hersteller Ott Messtechnik mitgeliefert. Die Messdauer betrug fünf Minuten, in denen 10 Werte aufgenommen und gespeichert wurden. Nach der Probenahme wurde der Surveyor 4 a über den Laptop ausgelesen und die Daten in eine Excel-Datei übertragen. In den Folgejahren 2007 und 2008 wurden die gemessenen Daten der Sonde auf einem Minicomputer (PDA – personal digital assistant) gespeichert. Der Auslesevorgang wurde auf die gleiche Weise wie mit dem vorigen Handlesegerät durchgeführt.

#### **4.2.2.2 Strömungsmesser und Drucksonde**

##### **Strömungsmesser**

Zur Bestimmung der Frachten, die aus den Zuflüssen in die Gewässer gelangen, wurde mit dem Strömungsmesser Ott Nautilus C 2000 von der Firma Ott Messtechnik die Fließgeschwindigkeit der Zuflüsse bestimmt. Der tragbare Strömungsmesser arbeitet nach dem magnetisch-induktiven Prinzip. Zur Bestimmung des Abflussquerschnittes musste das Profil des Gewässerlaufes an der Messstelle aufgenommen werden. Die Messstellen befanden sich überwiegend an Rohrausgängen, so dass dort der Rohrquerschnitt als Profil aufgenommen werden konnte. An Stellen, an denen dies nicht möglich war, wurde vor jeder

Fließgeschwindigkeitsmessung das Profil neu aufgenommen. Der Pegelstand des Gewässers wurde bei jeder Fließgeschwindigkeitsmessung mit aufgenommen, um den aktuellen Abflussquerschnitt bestimmen zu können.

### **Drucksonde**

An der Mühlenbek, die an der Badestelle 40 in den Wittensee entwässert, befindet sich in der Ortschaft Goosefeld ein Mischwasserabschlagbauwerk. Um herauszufinden, bei welchen Niederschlagsereignissen es zu einem Eintrag von Mischwasser in die Mühlenbek kommt, ist hier im Mai 2008 ein Wasserstandsmesssystem in den Kanal eingebaut worden. Über eine Drucksonde wird der Wasserstand minütlich gemessen und in einem Datenlogger gespeichert. Die Daten werden dann mit Hilfe einer Software über den Laptop ausgelesen. Die technischen Merkmale des Wasserstandmesssystems der Firma WAS GmbH sind in Tabelle 4-2 zusammengestellt.

Kanalagent		
mobiles, batteriebetriebenes Wasserstandmesssystem	Speicher	64 kB RAM für 30.000 Messwerte
	Messtakt	≥ 60s
Drucksensor	Messbereich	0-3,5m
	Genauigkeit	besser 0,1%

**Tabelle 4-2: Technische Daten Kanalagent**

#### **4.2.2.3 Nährstoffuntersuchungen**

Zusätzlich zur Online-Messung mit der Sonde wurden die Parameter Nitrat, Nitrit, Gesamtstickstoff, Ammonium, ortho-Phosphat, Gesamt-Phosphat, CSB, Kupfer und Zink einmal wöchentlich im Grundprogramm mit Küvettentests der Firma Hach Lange im Feldlabor analysiert. Die Schnelltests wurden nach der Arbeitsanweisung der Firma durchgeführt. Zur Auswertung der angesetzten Tests wurde ein Spektralphotometer DR 2800 der Firma Hach Lange verwendet.

#### **4.2.3 Mikrobiologische Untersuchungen**

Für die mikrobiologischen Untersuchungen wurden drei Parameter als Indikatoren für fäkale Verunreinigungen aus der neuen und alten Badegewässer-Richtlinie gewählt. Es wurden die Parameter Gesamtcolliforme Bakterien, Escherichia coli und intestinale Enterokokken untersucht.

#### **4.2.3.1 Bakterien-Schnelltests Enterolert-E und Colilert-18**

##### **Quantifizierung**

Für die Arbeit im Feldlabor wurden zwei schnelle und unkomplizierte mikrobiologische Methoden zur Untersuchung des Wassers gefunden, um den Arbeitsaufwand so gering wie möglich zu halten. Auch ungelerntes Personal konnte die Methoden schnell erlernen und routinemäßig damit arbeiten.

Die Firma Idexx bietet zum Nachweis von E.coli und Gesamtcoliformen Keimen den Test Colilert-18 und zum Nachweis von Enterokokken den Test Enterolert-E, sowie Enterolert an. Zu Beginn der ersten Messperiode in 2006 wurden die Untersuchungen der Gewässerproben auf intestinale Enterokokken mit Enterolert durchgeführt. Enterolert wird in Amerika zum Nachweis von Enterokokken angewendet. Idexx hat für den europäischen Markt Enterolert-E entwickelt, welches laut der Herstellerfirma mit dem Membranfiltrationsverfahren nach ISO 7899-2 korreliert. Daher wurden ab September 2006 die Untersuchungen der Enterokokken auf Enterolert-E umgestellt.

Quantifizierbar wurden die Tests bei der Verwendung von Quanti-Tray 2000. Der Quanti-Tray 2000 ist eine Art verschließbare, stabile Plastikschaale in die 49 große und 48 kleine Vertiefungen eingelassen sind. Dieses stellt ein halbautomatisiertes Quantifikationsverfahren dar, das auf dem gleichen Wahrscheinlichkeitsmodell wie das des MPN-Modells basiert. Hierbei ist jedoch im Gegensatz zur MPN-Methode keine Verdünnung nötig. Die großen Vertiefungen stellen die unverdünnte Teilprobe dar und die kleinen Vertiefungen die verdünnte Teilprobe. Ausgezählt werden können von 1 bis 2.420 MPN/100 ml. Die positiven großen und kleinen Vertiefungen werden gezählt und über die MPN-Tabelle kann die wahrscheinlichste Zahl pro 100 ml abgelesen werden ([www.idexx.de](http://www.idexx.de)).

Prinzipiell können beide Methoden mit unverdünntem Probenwasser angewendet werden. Da aber die Bakterienkonzentrationen der untersuchten Wasser- und Sedimentproben zeitweise größer als die Nachweisgrenze von 2.420 MPN/100 ml des Tests waren, mussten die Proben verdünnt werden. Die Proben wurden 1:10 mit sterilem Wasser, Ampuwa Infusionslösung angesetzt um die Nachweisgrenze auf 24.200 MPN/100 ml zu erhöhen. Bei Sonderuntersuchungen von hoch belasteten Proben oder nach starken Regenfällen wurden die Wasserproben auch 1:50 oder 1:100 verdünnt, da der Keimgehalt in den Proben dann auch 24.200 MPN/100 ml überschritt.

##### **Durchführung**

Das gesamte Probenvolumen pro Probenfläschchen beträgt 100 ml. Zur Herstellung der 1:10 Verdünnung wurden 90 ml steriles Wasser in die sterilen Glasfläschchen

pipettiert und das jeweilige Reagenz, mit dem testspezifischen Nährstoff von Enterolert-E für intestinale Enterokokken oder Colilert-18 für E.coli, hinzugegeben. Nach vollständiger Lösung des Reagenz wurden anschließend jeweils 10 ml der Probe zupipettiert, die Gläschen verschlossen und mit ruhigen Bewegungen 30-mal mit der Hand gekippt. Der Zeitpunkt der Probenzugabe wurde als Start der Inkubationszeit notiert. Die Flüssigkeit in den Gläschen wurde dann in je einen Quanti-Tray 2000 überführt und mit einem Schweißgerät (Sealer) verschlossen. Der Sealer verteilt die Probe gleichmäßig auf alle Vertiefungen im Quanti-Tray 2000.



**Abbildung 4-2: Test-Zubehör, von links nach rechts:  
Probenflasche, Reaktionsgläschen, Quantitray 2000, Sealer**

#### **4.2.3.2 Miniaturisiertes MPN-Verfahren**

Die nach DIN EN ISO 7899-1 zertifizierte Nachweismethode ist in der Untersuchungsperiode 2007 für eine Vergleichsuntersuchung der Methoden parallel mit der Nachweismethode Enterolert-E angewendet worden (Kapitel 4.3.6). In der Untersuchungsperiode 2008 wurde der Nachweis von intestinalen Enterokokken ausschließlich mit dem miniaturisierten MPN – Verfahren durchgeführt.

#### **4.2.4 Qualitätssicherung im Labor**

Um den reibungslosen Ablauf im Labor sicherzustellen wurde durch die Prüfmittelkontrolle und Dokumentation eine Qualitätssicherung im mobilen Labor durchgeführt. Zu diesen Kontrollen gehörten:

- Tägliche Kontrolle der Kühl- und Brutschranktemperaturen.
- Überprüfung der Hach-Lange Küvettentests mit addista Standards der Firma nach jeder 10. Probe. Eintragung der Ergebnisse in die Standardkontrollkarten.

- Jährliche Kalibrierung der Mehrkanal-Kolbenhubpipette und der Einfach-Kolbenhubpipetten.
- Kalibrierung der Waagen vor Gebrauch mit zertifizierten Gewichten.
- Chargenkontrolle der mikrobiologischen Tests, Colilert-18, Enterolert-E und der Mikrotiterplatten durch das Medizinaluntersuchungsamt der Universität Kiel.
- Kalibrierung der Messsonden vor Saisonbeginn.
- Kalibrierung des Hach-Lange-Trübungsmessgerätes und halbjährliche Überprüfung mit Standards.

#### 4.2.5 Meteorologische Messungen

Um die ermittelten Keimkonzentrationen mit Wetterdaten vergleichen zu können, wurde in unmittelbarer Nähe zum Laborwagen eine Wetterstation installiert. Die Wetterstation befand sich im Jahr 2006 auf dem Gelände der Kläranlage Waabs, 2007 und 2008 an der Kläranlage Groß Wittensee. Im Jahr 2006 wurde die Station direkt mit dem Laptop ausgelesen, 2007 und 2008 online über ein Modem.

Die Daten wurden im Ein-Minuten-Takt in einem Datalogger gespeichert.

Eine Aufstellung der Sensoren der Wetterstation der Firma Thies GmbH & Co KG zeigt die Tabelle 4-3.

Sensor	Messgröße	Methode	Messbereich
Windgeber	horizontale Windgeschwindigkeit	optoelektronische Abtastung	0,5-50 m/s
Windrichtungsgeber	Horizontale Windrichtung	optoelektronisch	0-360°
Hygro-Thermogeber	relative Feuchte	Kapazitiv	0-100 %
	Lufttemperatur		< -30 > + 70 °C
Pyranometer	Globalstrahlung	Thermosäule	0-1400 W/m <sup>2</sup>
UVA-B Sensor	UVA- Strahlung	Fotodiode	0-100 W/m <sup>2</sup>
	UVB-Strahlung	Fotodiode	0-0,7 W/m <sup>2</sup>
Niederschlagsgeber	Niederschlagsmenge	Kippwage, Impuls	0-7mm/min

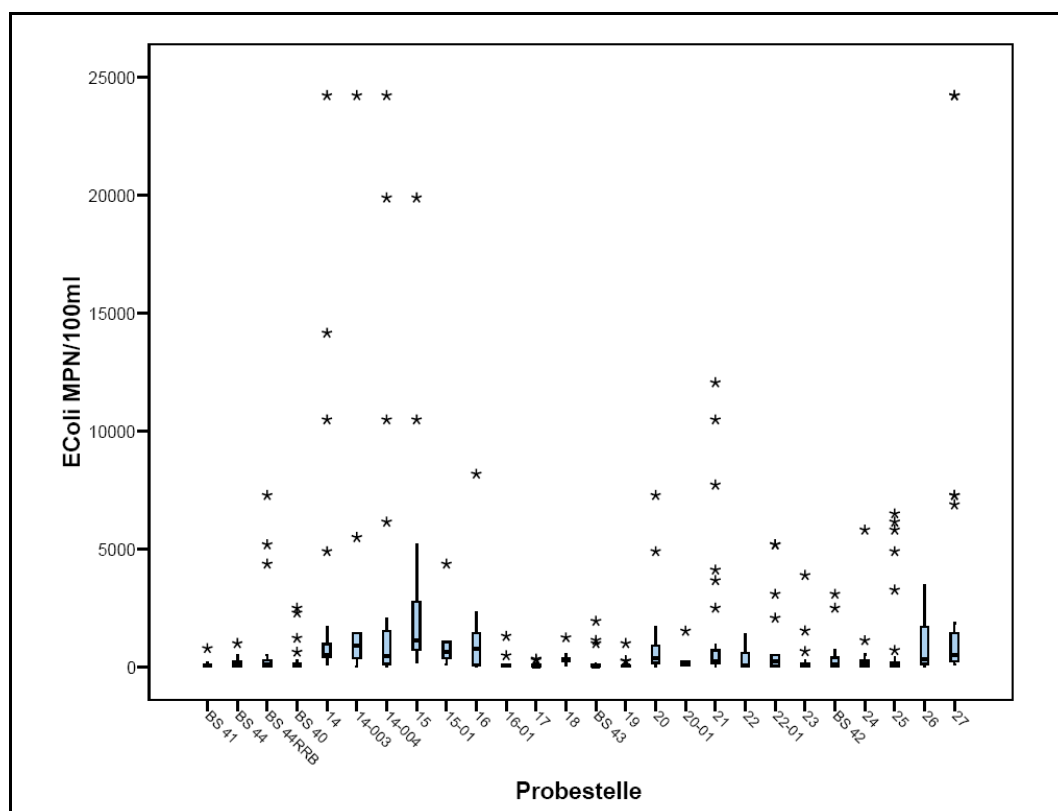
Tabelle 4-3: Technische Daten der Wetterstation

#### 4.2.6 Statistische Verfahren

Die statistische Auswertung der Daten und die Erstellung der verwendeten Boxplots wurde mit dem Statistik- und Analysenprogramm SPSS (Version 15.0 und 16.0) vorgenommen. Die Version 15.0 wurde auch unterstützend für die Auswertung der Untersuchung zum Enterokokkenmethodenvergleich benutzt.

In den mit SPSS erstellten Boxplots stellt die Box 50% der mittleren Werte dar, also die Werte, die zwischen dem oberen Quantil ( $x_{0,75}$ ) und dem unteren Quantil ( $x_{0,25}$ ) liegen. Der schwarze Strich in der Mitte der Box bezeichnet den Median ( $x_{0,5}$ ). Die

horizontalen Striche über und unter der Box zeigen die kleinsten und die größten Werte, die nicht als Ausreißer oder Extremwerte eingestuft wurden, an (Martens, 2003). Die Sterne zeigen die Extremwerte an. Abbildung 4-3 zeigt das Beispiel eines Boxplots.



**Abbildung 4-3: Beispiel für einen Boxplot**

In der Feststellung der Gleichwertigkeit der Verfahren zur Enterokokkenbestimmung wurde zusätzlich die nach DIN EN ISO 17994 festgelegten, statistischen Verfahren angewendet. Weiterhin wurde der Bland-Altman-Plot verwendet um die Nachweismethoden miteinander zu vergleichen.

Die deskriptive Regression wurde mit dem Microsoft-Office Programm Excel berechnet. Mit dem Programm wurden auch Histogramme erstellt.

## 4.3 Sonderuntersuchungsprogramme

### 4.3.1 Wasservögel

Zur Untersuchung des Einflusses der Wasservögel wurden stichprobenartige Untersuchungen am Wittensee im Jahr 2007 und 2008 durchgeführt. Dazu wurden Wasserproben am südwestlichen Ende des Sees zwischen Sande und Bünsdorf entnommen. Die Probenahmestellen lagen am Ufer eines Naturschutzgebietes,

entlang und rund um eine in diesem Gebiet gelegene kleine Insel. Diese Gebiete wurden ausgewählt, da sie so gut wie frei von menschlichen Einflüssen waren und stark von Wasservögeln frequentiert wurden. Dort wurden im Abstand von 2-5 m zum Ufer Proben aus 30 bis 50 cm Wassertiefe entnommen. Diese Proben wurden nach den oben beschriebenen Methoden mikrobiologisch untersucht.

#### **4.3.2 Landwirtschaft**

Um den Einfluss der Landwirtschaft auf die Badegewässerqualität einschätzen zu können, wurden Proben aus dem laufenden Untersuchungsprogramm ausgewertet. Hierzu wurden Probenahmestellen an Gewässern ausgewählt, an denen keine Punktquellen nachzuweisen waren und die durch ausschließlich landwirtschaftlich genutzte Gebiete flossen. Zusätzlich wurde während der Meßkampagne 2007 am Wittensee am Zufluss der Meynbek PS 21 vor und nach organischer Düngung Untersuchungen durchgeführt. Es wurden auf Weide- und Ackerflächen in Verbindung mit einem Regenereignis Drainagen und das Gewässer beprobt. Die Wasserproben wurden mit den oben genannten Methoden untersucht.

#### **4.3.3 Sediment**

Eine Quelle für hygienische Belastungen in Gewässerläufen und Badegewässern, insbesondere während Regenereignissen, wird im Sediment der Flussläufe vermutet. Es sollte untersucht werden, ob die Bakterien am Sediment haften und ob es einen Zusammenhang zwischen der Masse des Sedimentes und der Bakterienkonzentration in einer Wasserprobe gibt. Darüber hinaus sollten unterschiedliche Suspensionsmedien auf ihre Fähigkeiten zum Suspendieren der Sedimentpartikel und zum Erfassen der Bakterien im Sediment untersucht werden. Dazu sind aufeinander aufbauende Versuchsreihen durchgeführt worden.

##### **4.3.3.1 Probenahmestellen**

Die Probenahmestellen für die Vorversuche befanden sich im Kreis Rendsburg-Eckernförde in Schleswig-Holstein und wurden aus den täglichen Probenahmestellen der Messkampagne übernommen. Dabei wurden zwei Sedimenttypen ausgesucht, ein sandiges und ein schluffiges, die sich auf Grund ihrer Eigenschaften im Material, Aussehen, Geruch, in der Korngrößenverteilung, der Sinkgeschwindigkeit des Materials und in der Bakterienkonzentration stark unterschieden. Die Proben wurden an PS 09, Langholz Campingplatz und PS 07-01 Strandbek, Klein Waabs aus dem Beprobungsprogramm 2006 genommen.

Die intensiveren Sedimentuntersuchungen in den Filtrationsversuchen nahmen so viel Zeit in Anspruch, so dass sie nicht neben dem Tagesgeschäft der

Messkampagne des Forschungsprojektes laufen konnten. Daher wurde in Reinfeld im Kreis Stormarn eine zusätzliche Probenahmestelle (RF01) gewählt, an der weiterführende Untersuchungen nach dem Ende der Messkampagne im Kreis Rendsburg-Eckernförde vorgenommen werden konnten. Die Probenahmestelle befindet sich rund 200 Meter vom Ablauf der dortigen Kläranlage entfernt. Nach der zweiten Messperiode in 2007 wurden an dieser Probenahmestelle erneut Proben genommen. Die Probenahmestelle wurde in RF03 umbenannt, da zwischen den Beprobungen ein Jahr lag und eine Verwechslung der Beprobungen ausgeschlossen werden sollte. 2007 wurde eine zusätzliche Probenahmestelle (RF03N) 10 m stromaufwärts festgelegt, da sich dort die Sedimentzusammensetzung verändert hatte. Bei diesen Versuchen war es ausschlaggebend eine Probenahmestelle zu haben, an der sich auch im Winter noch ausreichend Bakterien im Wasser und im Sediment befinden. Am Auslauf der Kläranlage ist eine konstante Bakterienfracht sichergestellt, so dass genügend Bakterien für die Nachweismethoden vorhanden waren. Die Kläranlage in Reinfeld besitzt keine desinfizierende Reinigungsstufe wie z. B. UV-Licht und führt somit die Bakterien E.coli und Enterokokken in der Größenordnung von ca.  $10^4$  MPN/100 ml über den Ablauf mit ab.

Aus der Trave, dem Vorfluter der Kläranlage wurde vor der Einleitung des geklärten Abwassers Standortwasser für die Versuche mit steril filtrierten Standortwasser entnommen. Die Wasserentnahmestelle befindet sich an der Einmündung der Mühlenau in die Trave, und bekam die Bezeichnung RF 02. Die Probenahme von Sedimentproben erfolgte an dieser Stelle nicht.

Weiterhin wurde Standortwasser zur Sterilfiltration aus dem Herrenteich an der Badestelle entnommen. An dieser Stelle wurden ebenfalls zwei unterschiedliche Sedimentproben entnommen. Sandiges Sediment an der Ufergrenze der Badestelle Herrenteich (BSS) und organisch, schlammiges Sediment in 1,20 Metern Tiefe außerhalb der Sandzone der Badestelle (SS).

#### **4.3.3.2 Probenahme**

Die Probenahme des Sediments wurde in Anlehnung an die DIN ISO 10381-1 durchgeführt, wobei zwei verschiedene Probenahmearten zur Anwendung kamen. Als Behältnis für die Probe wurden sterile Tüten verwendet, da die Probe dort gut eingefüllt werden konnte. Als erste Probenahmeart wurde die Sammelprobe genommen. Hierbei wurden aus einem abgesteckten Gebiet von 60 x 60 cm sternenförmig Stichproben mit einem sterilisierten Löffel, oder bei größerer Wassertiefe mit einem Schöpfbecher, aus dem Sediment zu einer Probe gesammelt. Bei der zweiten Probenahmeart handelte es sich um die Entnahme einer Stichprobe. Das Probenahmegerät, der Schöpfbecher, wurde vor der Sedimententnahme mit

Standortwasser gespült und durch die obere Fläche des Sediments von ca. 1 – 5 cm Tiefe gezogen. Das gesammelte Sediment, ca. 300 g – 400 g, wurde in die Probenahmetüte überführt und die Sedimenttemperatur gemessen. Die weitere Behandlung der Probe bis zum Labor erfolgte genauso wie bei der Probenahme des Wassers.

#### **4.3.3.3 Bestimmung der Korngrößenverteilung**

Von den Sedimenten der Probestellen PS 07-01, PS 09, RF 01 und den beiden Proben vom Herrenteich (BSS, SS) wurde die Bestimmung der Korngrößenverteilung vorgenommen. Dabei wurde nach DIN 18123 Siebanalysen nach Abtrennen der Feinteile und Sedimentationsanalysen durchgeführt.

#### **4.3.3.4 Mikrobiologische Untersuchung**

##### **Zusammenfassung der Versuche**

Es wurden die Nachweisverfahren Enterolert-E und Colilert-18 für die Sedimentuntersuchungen angewendet. Grundsätzlich wurden Doppelbestimmungen durchgeführt. Die Sedimentproben wurden vor der Untersuchung mit sterilem Wasser suspendiert. In der Tabelle 4-4 wird eine Übersicht über die Versuche und die Kombination von Suspensionsmittel sowie die Versuchsziele aufgezeigt.

Nr.	Versuch	Ziel	Durchführung	Probenahme- stelle und - art	Aufbereitung
<b>Vorversuche</b>					
1	Absetzversuch (Krause, 2007)	Erfassung von unterschiedlichen Bakterien-konzentration im Überstandswasser der Suspension	Schüttelzeit: 10 min mit 350rpm Absetzzeit: 0, 10 und 30 min.	PS 07-01 PS 09 Sammelprobe	50g Sediment 500ml steriles Wasser
2	Schüttelversuch (Krause, 2007)	Ablösen der Bakterien durch variierende Schüttelzeiten. Erfassung der Bakterien im Überstandswasser nach 10 minütiger Absetzzeit	Schüttelzeit: 10s, 10min Absetzzeit: 10min	PS RF01 Stichprobe	50g Sediment 500ml steriles Wasser
3	Filtration (Krause, 2007)	Handling der Apparatur, Geeignete Porengröße zur Filtration der Suspension	Schüttelzeit: 10min bei 350rpm Absetzzeit: 0,10 und 30min Filterporengröße: 0,7µm, 1,2µm und 2,7µm	PS 09 Sammelprobe	50g Sediment 500ml steriles Wasser
<b>Filtrationsversuche</b>					
4	Filtrationsverhalten (Krause, 2007)	Befeuchtung des Filters zur Erhöhung der Retention	Filterporengröße: 2,7µm	PS RF01 Stichprobe	50ml Wasser
5	Filtrationsversuche mit variierenden Absetzzeiten (Krause, 2007)	Erfassung von E. coli und Enterokokken die an Partikeln haften durch Rückhalt im Filter	Schüttelzeit: 10s Absetzzeit: 5, 10 und 20 min Filterporengröße: 2,7µm	PSRF 01 Stichprobe	50g Sediment 300ml steriles Wasser
6	Filtrationsversuche mit Standortwasser als Suspensionsmittel, Trübungsmessungen im Überstandswasser (Krause, 2007)	Einfluss des Suspensionsmittels auf die Trockenmasse und die Bakterien-konzentration auf dem Filter, Korrelation zwischen E. coli Konz. und Trübung	Schüttelzeit: 10s Absetzzeit: 10min Filterporengröße: 2,7µm	PSRF 01 Stichprobe Standortwasser aus PSRF 01 und PSRF 02 steril filtriert	50g Sediment 300ml steriles Wasser
7	Filtrationsversuche mit verschiedenen großen Filterporen-größen (Nur Nachweis von E. coli) (Wang, 2008)	Nachweis von künstlich angeimpften E. coli Bakterien (ATCC25922) an differenzierten Partikelgrößen mit Colilert-18 und auf Endo-Agar	Schüttelzeit: 30s Absetzzeit: Organisches Sediment: 15min Sandiges Sediment: 5min Filterporengröße: 0,45, 2,7,4-12, 20, 30µm	Herrenteich Badestelle Sammelprobe	50g sandiges und organisches Sediment, autoklaviert und nicht autoklaviert. 300ml steril filtriertes Wasser aus dem Herrenteich
<b>Ultraschallversuche (Nur Nachweis von E. coli)</b>					
8	Ultraschall (Ying, 2007)	Ablösen der Bakterien von den Partikeln. Einfluss auf E. coli Konzentration	Schüttelzeit: 30s Absetzzeit: 10min Ultraschall: 5, 10 und 15 min	PSRF03 PSRF 03N Sammelprobe	50g Sediment 150ml sterile NaCl-Lösung (0,09%)
9	Ultraschall in Kombination mit Filtration (Ying, 2007)	Nachweis der Ablösung der E. coli Bakterien von den Partikeln	Schüttelzeit: 30s Absetzzeit: 10min Filterporengröße: 2,7µm Ultraschall: 10min	PSRF03 PSRF 03N Sammelprobe	50g Sediment 300ml sterile NaCl-Lösung (0,09%)

**Tabelle 4-4: Übersicht der Versuche zur Sedimentuntersuchung**

## **Durchführung der Filtration**

Um die Bakterien am Sediment von den abgelösten Bakterien in der Wasserphase trennen zu können, wurden die Proben in den Filtrationsversuchen filtriert. Das Sediment wurde in Wasser suspendiert, so dass eine Wasser-Sediment-Suspension entstand. Nach dem Schütteln der Probe sollte das Sediment sich in festgelegten Zeiten absetzen. Die schweren Partikel sanken zu Boden und die feineren Partikel verblieben im Überstandswasser. Dieses Wasser wurde zum Nachweis auf E.coli und Enterokokken in Doppelbestimmungen angesetzt und auch zur Filtration aus der Suspension entnommen. Es wurden viermal 10 ml Suspension aus dem Überstandswasser für die Doppelbestimmungen von E.coli und Enterokokken angesetzt. Anschließend wurden 50 ml Sediment-Wasser-Suspension filtriert und der Filter zusätzlich mit 50 ml sterilem Wasser gespült. Aus dem entstandenen 100 ml Filtrat wurden jeweils 20 ml zur Bestimmung der Bakterien im Filtrat abgenommen. Durch das Filtrieren des Überstandswassers sammelten sich die Partikel in der Filtrationsapparatur auf dem Filter, dessen Trockenmasse nach der Filtration bestimmt wurde. Das entstandene Filtrat wurde wiederum in Doppelbestimmungen auf E.coli und Enterokokken angesetzt. Die Verdünnungen der filtrierten Proben wurden auch auf 1:10 ausgelegt. Da das Filtrat durch das Spülwasser bereits verdünnt wurde, sind nur 80 ml Verdünnungswasser vorgelegt und 20 ml Filtrat hinzugefügt worden. Mit Hilfe der Filtration konnte die Aussage über den Keimgehalt an den erfassten Partikeln quantifiziert werden. Durch die Erfassung der Bakterien im Überstandswasser und im Filtrat konnte die Bakterienkonzentration auf dem Filter über die Differenz der beiden Ergebnisse errechnet werden.

## **Filtrationsversuche mit verschieden großen Filterporengrößen**

In der Versuchsreihe zur Filtration von Überstandswasser einer Suspension durch fünf Filter mit abnehmender Probengröße (Tabelle 4-4: Übersicht der Versuche zur Sedimentuntersuchung, Versuch Nr.7) ist das Filtrationsverfahren wie oben beschrieben ähnlich angewendet worden. Bei diesen Versuchen wurde eine Zeitreihe erstellt, in der das Wachstum der E.coli Bakterien im Sediment überprüft werden sollte. Dazu wurde autoklaviertes und nicht autoklaviertes Sediment mit steril filtriertem Standortwasser aus dem Herrenteich suspendiert und mit dem E.coli Stamm ATCC 25922 beimpft.

Innerhalb von sieben Tagen wurden die Proben regelmäßig auf die E.coli Konzentration untersucht. Das Überstandswasser der beimpften Suspension wurde vor der Filtration mit Colilert-18 untersucht und dann abdekantiert, um den Bakteriengehalt im Sediment erfassen zu können. Das zurückgebliebene Sediment wurde dann mit 300ml frischem, steril filtriertem Standortwasser aufgefüllt. Bei der Filtration des neu entstandenen Überstandswassers, (siehe Tabelle 4-4, Versuch Nr.

9) wurden 80 ml Überstandswasser filtriert. Auf das anschließende Spülen des Filters mit sterilem Wasser ist bei diesen Versuchsreihen verzichtet worden. Die 80ml Startvolumen wurden durch die Filter mit 30, 20, 4-12, 2,7 und 0,45 µm Porengröße nacheinander filtriert, so dass auf den Filtern immer nur eine bestimmte Fraktion der Partikel zurück blieb. Nach jedem Filtrationsschritt sind 10 ml des Filtrats für die Bestimmung mit Colilert-18 entnommen worden. Aufgrund der geringen Probenmenge von 80ml wurde hier auf eine Doppelbestimmung mit Colilert-18 verzichtet.

#### Nährstoffuntersuchungen

Die Nährstoffuntersuchungen im Sediment wurden vom IMMH Lübeck (Institut für Medizinische Mikrobiologie und Hygiene) durchgeführt. Es wurden Gesamt-Phosphat, ortho-Phosphat und Nitrat in g/kg nachgewiesen.

Die Untersuchung des steril filtrierten Wassers wurde mit Hach-Lange-Küvettentests durchgeführt. Dabei wurde das Wasser auf Nitrat, Nitrit, Ammonium, Gesamtphosphat sowie Eisen und Aluminium untersucht.

#### Anzüchtung von E.coli ATCC 25922

Für die Versuche mit der Filtration von Sedimentsuspensionen durch Filter mit abnehmenden Porengrößen wurde der E.coli Stamm ATCC 25922 durch eine Verdünnungsreihe in CASO – Bouillon angezüchtet. Jede Versuchsreihe wurde mit einer definierten Menge E.coli Bakterien beimpft. Damit wurden Variationen in der Bakterienmenge und Bakterienzusammensetzung vermieden.

#### E.coli Nachweis auf Endo-Agar

Parallel zum Nachweis mit Colilert-18 wurden die E.coli Bakterien, die auf dem Filter an den Partikeln zurückblieben, auf dem Selektivnährboden Endo-Agar untersucht.

Die auf dem Filter zurückbleibenden E.coli Bakterien färben sich auf dem Endo-Agar bei einer Bebrütung von 20 Stunden bei 44°C rot mit (Fuchsin)-Metallglanz. Bei dieser Methode betrug das Startvolumen des Überstandswassers 15 ml, welches vom Filter mit der größten Porengröße (30 µm) bis zum Filter mit der kleinsten Porengröße (0,45 µm) filtriert wurde. Die Verringerung des Volumens war notwendig, da die Methode eine Nachweisgrenze von 200 KBE auf dem Filter aufweist. Die roten, fuchsin-gefärbten Bakterienkolonien wurden nach Ende der Bebrütungszeit ausgelesen.

#### Bestimmung der Trockenmasse und des Glührückstandes

In den Vorversuchen wurden für die Trockenmassebestimmung der Sedimentproben fünf mal zwei Gramm jeder genommenen Probe mit dem Feuchtebestimmer IR 35

bei 105 °C bis zur Massenkonzanz getrocknet. Aus diesen fünf Werten ist der Mittelwert in Prozent errechnet worden. In den Filtrationsversuchen wurde die Bestimmung der Trockenmasse und des Glührückstandes auf den dazu benutzten Filtern in Anlehnung an die DIN – Norm 38409-H1 für die Bestimmung der Abfiltrierbaren Stoffe und des Glührückstandes durchgeführt. Dabei wurden abweichend von der Norm Glasfaserfilter mit einer Porengröße von 2,7 µm, Zellulosefilter in den Porengrößen 30 µm, 20 µm und 4-12 µm, und Membranfilter mit der Porengröße 0,45 µm verwendet. Diese wurden im Sterilisator bei 180 °C mit Heißluft sterilisiert und im Exsikkator bis zur Benutzung verwahrt. Zur Trockenmassebestimmung auf dem Filter wurde der Feuchtebestimmer IR 35 verwendet.

#### Sedimentversuche im Feld

Parallel zur Erforschung der Sedimenteigenschaften als Bakterienquelle und Senke sind basierend auf den Ergebnissen in der Untersuchungsperiode 2007 Versuche im Feld vorgenommen worden. Die Proben sind nach der Filtrationsmethode, welche zuvor entwickelt wurde, untersucht worden. Dazu zählten Untersuchungen des Gewässersedimentes aus dem Wittensee und dem Vollstedter See in verschiedenen Tiefen. Die Proben aus dem Wittensee wurden mit Hilfe des dort ansässigen Tauchsportclubs Eckernförde genommen. Die Taucher befüllten Probenahmegläser in 3,60, 7 und 20 Metern Tiefe. Bei der Probenahme des Sediments aus dem Vollstedter See wurde auf die Taucher verzichtet, da diese Proben in einem Meter und 1,70 Meter Tiefe genommen werden konnten. An den Badestellen BS 40 und BS 42 am Wittensee wurden zusätzliche Sedimentproben an der Uferzone gesammelt um die Belastung des Sedimentes zu bestimmen. Weitere Probenahmen zur Erfassung des Einflusses der Sedimentpartikel auf die Bakterienkonzentration in der Wasserprobe wurden durch Aufwirbeln des Gewässersedimentes in seichtem Wasser und an der Ufergrenze zum Strand an BS 40 und BS 42 unternommen. Im Zuge dieser Untersuchungen sind Wasserproben mit Sedimentpartikeln, aus der laufenden Messkampagne 2007, durch die Filter mit 2,7 µm Probengröße filtriert worden, um den Einfluss der Sedimentpartikel in der Probe abschätzen zu können.

#### **4.3.4 Kleinkläranlagen (KKA)**

Um den Einfluss der Kleinkläranlagen auf die hygienische Qualität der Vorfluter, die oftmals als Zuläufe an den Badestellen enden, einschätzen zu können, wurden in den Messperioden 2006 und 2008 verschiedene Bauarten von Kleinkläranlagen untersucht. Eine Liste der Kleinkläranlagen zeigt die Tabelle 4-5.

	2006		2008	
	Anzahl	EWG	Anzahl	EWG
Filtergraben	1	1	0	---
Tropfkörper	1	8	2	10 / 4
Nachklärteich	3	5 / 1,5 / 2	1	20
Pflanzenbeet vertikal	0	---	1	8
Pflanzenbeet horizontal	2	6 / 4	3	12/8/8

**Tabelle 4-5: Übersicht der untersuchten KKA mit Einwohneregleichwerten (EWG)**

In der Messperiode 2006 wurden die Zu- und Abläufe der KKA auf E.coli und Enterokokken mit Colilert-18 und Enterolert-E untersucht. Zusätzlich sind die genommenen Proben mit Hach–Lange-Küvettentests auf die Inhaltsstoffe Gesamtstickstoff ( $N_{ges}$ ), Ammonium ( $NH_4$ ), Nitrat ( $NO_3$ ), Nitrit ( $NO_2$ ), Gesamtphosphat ( $P_{ges}$ ), Ortho-Phosphat ( $PO_4$ ), Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB), Kupfer (Cu) und Zink (Zn) untersucht worden. Für die Messungen der chemisch–physikalischen Parameter mit der Multiparametersonde kamen nur einige Abläufe der KKA in Frage. In den meisten Abläufen war keine ausreichende Fließtiefe vorhanden.

2008 wurden die Zuläufe nur teilweise und alle Abläufe mikrobiologisch auf E.coli und Enterokokken untersucht. Auf die Überprüfung der Nährstoffgehalte wurde in den Zuläufen vollständig verzichtet. Im Ablauf sind alle oben genannten Parameter außer Ortho-Phosphat, Zink und Kupfer gemessen worden. Die Multiparametersonde kam auch hier an einigen Abläufen zum Einsatz.

#### 4.3.5 Trübungsmessungen

In diesen Versuchsreihen wurde die E.coli Konzentration mit der Trübung im Gewässer bzw. in Sedimentsuspensionen verglichen um eine mögliche Korrelation festzustellen.

In der Messperiode 2006 sind in Laborversuchen Sedimentsuspensionen filtriert worden. Vor der Filtration wurde die Trübung im Überstandswasser gemessen und die E.coli Konzentration bestimmt (Tabelle 4-4, Versuch Nr. 6). Auf der Grundlage der in 2006 gesammelten Daten wurden in der Messperiode in 2008 weitere Versuche durchgeführt. Diese setzten sich aus Laborversuchen und Feldversuchen zusammen.

In den neuen Versuchsreihen im Jahr 2008 wurde die Trübung parallel mit der Multiparametersonde und einem Trübungsmessgerät (2100P ISO) von der Firma Hach-Lange gemessen. Das Trübungsmessgerät 2100P ISO arbeitet nach dem

nephelometrischen Prinzip (90° - Streulicht) und entspricht den Kriterien der DIN EN ISO 7027 zur Bestimmung der Trübung. Der Messbereich reicht von 0,01 bis 1.000 NTU.

Die Trübung wurde im Labor zunächst, wie auch 2006, im Überstandswasser der Sedimentsuspensionen gemessen und die E.coli Konzentration bestimmt.

Bei den Messungen mit der Multiparametersonde traten Übertragungsfehler auf, so dass keine Ergebnisse aufgenommen werden konnten. Aus dem Grund wurden zur Auswertung nur die Trübungsergebnisse des Hach-Lange-Gerätes herangezogen. Die Probenahmestelle für die Sedimentproben befand sich in Reinfeld am Ablauf der Kläranlage (RF01, RF03). Für die Sedimentsuspensionen wurden 50 g Sediment mit 300 ml 0,9%ige NaCl Lösung verwendet. Die Trübung und die E.coli Konzentration wurden direkt nach dem Schütteln sowie nach 5, 10, 15, 20 und 30 Minuten Absetzzeit gemessen. Anschließend wurden die Trübungsmessungen im Feld vorgenommen. Im Rahmen der täglichen Gewässerbeprobungen im Untersuchungsgebiet Schlei wurde die Trübung der Proben mit beiden Messgeräten aufgenommen und die E.coli Konzentration im Labor bestimmt.

#### **4.3.6 Vergleich der Methoden zum Nachweis von intestinalen Enterokokken**

Das Verfahren Colilert-18 ist als Alternativverfahren zum Membranverfahren (ISO 9308-01) zum Nachweis von E.coli und Gesamtcoliforme Keine im Trinkwasser anerkannt worden ([www.dvgw.de](http://www.dvgw.de)). Die im ersten Untersuchungsjahr verwendete Enterolert-E Methode wurde nicht als solches angesehen, daher wurde sie in den Jahren 2007 und 2008 mit der nach DIN EN ISO 7899-1 zertifizierten Methode des miniaturisierten MPN-Verfahrens verglichen. Die Untersuchung wurde angelegt, um die Ergebnisse aus 2006 im Vergleich zur zertifizierten Methode einschätzen zu können.

##### **4.3.6.1 Vergleich der Wiederfindungsrate**

In der Untersuchungsperiode 2007 vom 1. Mai bis 30. Oktober wurden 1114 Wasserproben parallel mit dem miniaturisiertem MPN-Verfahren auf Mikrotiterplatten und der alternativen, schnelleren Nachweismethode Enterolert-E angesetzt.

##### **4.3.6.2 Vergleich der Bebrütungstemperatur und Bebrütungszeit**

In der Messperiode 2008 vom 1. April bis 31. Juli wurde eine zusätzliche Untersuchung zum Vergleich der Nachweismethoden unternommen. In diesem Versuch sollte untersucht werden, wie die beiden Methoden, Enterolert-E und das miniaturisierte MPN-Verfahren (Mikrotiterverfahren) sich bei veränderter Bebrütungstemperatur und Bebrütungszeit verhalten. Die beimpften Mikrotiterplatten

und Quantitrays mit Enterolert-E sind bei 41 °C und 44 °C mit einer Dauer von 45 Stunden bebrütet worden. Nach 24 Stunden, wurden alle Platten und QuantiTrays ausgezählt und anschließend bis zur vollständigen Bebrütungszeit von 45 Stunden, weiter bebrütet und erneut ausgezählt. Die Probenahmestellen wurden aus dem laufenden Programm der Messperiode 2008 ausgewählt. Sie wurden so ausgewählt, dass sowohl punktförmige als auch diffuse Verschmutzungsquellen erfasst wurden. In Tabelle 4-6 befindet sich eine Liste mit den Beschreibungen der Probenahmestellen für diesen Versuch.

Probenahme- stelle	Bezeichnung	Stellenbeschreibung
KAKO	Kläranlage Kochendorf	Auslauf der Teichkläranlage mit drei Teichen, im zweiten Teich mit integrierter Belüftung.
PS KA F	Kläranlage Fleckeby	Auslauf der Kläranlage Fleckeby, technische Anlage mit biologischer Reinigung und Nachklärbecken.
36-06.01		Kurzer vor Zulauf in die Osterbek, liegt in landwirtschaftlich genutztem Gebiet, Falscheinleitung von einem Pferdehof als Punktquelle im oberen Verlauf des Gewässers.
37-01		Zusammenfluss des gesamten Einzugsgebietes der Hüttner Au, dient als Vorfluter für KA Fleckeby, KA Ascheffel, KA Hummelfeld und KA Damendorf, sowie für 23 Hauskläranlagen und einen Mischwasserüberlauf in Damendorf.
37-16	Auslauf KA Fleckeby im Gewässer	500m hinter dem Auslauf der Kläranlage Fleckeby in einen kleinen offenen Bach, welcher durch ein Schilfgebiet führt.
37-18		Einzugsgebiet der kleinen Hüttner Au mit extensiver Bewirtschaftung der Flächen und Weideland.
38-04		Offenes Gewässer welches in die Borgstedter Enge fließt, es liegen landwirtschaftlich genutzte Flächen am Verlauf.
38-04.01		Liegt ca. 500m Fluss aufwärts von 38-04 entfernt auf einer Wiese.
PS 39	Auslauf Lembek	Offenes Gewässers welches in die Borgstedter Enge entwässert. Das Einzugsgebiet ist stark Landwirtschaftlich geprägt, Strassenentwässerung von Lehmbeck mit Falscheinleitung von Gülle eines landwirtschaftlichen Betriebes.
40-01	Schacht an der Fähre, Missunde	Schacht zur Regenentwässerung in Missunde, Straßenwasser und Grundstückentwässerung.
40-03	Sandfang Missunde	Auslauf eines Sandfanges in Missunde, durch den Regenwasser gereinigt in das Missunder Noor geleitet wird.

**Tabelle 4-6: Erläuterung der Probenahmestellen zur Versuchsreihe des Vergleichs der Bebrütungstemperatur und -zeit der Methoden Enterolert-E und miniaturisiertem MPN-Verfahren zur Bestimmung von intestinalen Enterokokken**

### 4.3.7 Systemanalyse

Die Systemanalyse wurde nach dem Sensitivitätsmodell von Frederic Vester mit Studierenden der FH Lübeck gemeinsam durchgeführt. Diese Analyse sollte zu einem besseren Verständnis des Gesamtsystems „Badegewässer im Kreis Rendsburg-Eckernförde“ führen.

## 4.4 Niederschlagsvorhersage

Die Niederschlagsvorhersage wurde für zwei Zwecke benötigt. Erstens um die Durchführung der Probenahme auf die Niederschlagssituation abzustimmen, d.h. rechtzeitig bereits zu Beginn von wesentlichen Niederschlagsereignissen Vorort sein zu können und zweitens für die Vorbereitung des Frühwarnsystems (siehe Kapitel 8). Als Warnkriterium für die niederschlagsabhängige Probenahme wurde ein Wert von 2 mm Niederschlag innerhalb einer Stunde festgelegt. Auf diese Menge wurden die Badestellen individuell vorgewarnt. Die Niederschlagsvorhersage nutzte radargemessene Niederschläge, die online empfangen und ausgewertet wurden, sowie Regenschreibermessungen für die offline erfolgte Aneicherung der Radardaten.

### 4.4.1 Verfügbare Daten

Das LANU Schleswig-Holstein stellte die Stationsdaten aller von ihm betriebenen kontinuierlichen Niederschlagsmessungen bereit. Die Daten wurden jeweils einmal täglich jeden Morgen übertragen. Die Radardaten stammten vom Radar Hamburg des Deutschen Wetterdienstes (DWD) und vom Radar Römö des Dänischen Meteorologischen Institutes (DMI). Einzelheiten zu den Daten sind in Tabelle 4-7 dargestellt.

	Radar Hamburg	Radar Römö
Betreiber	DWD	DMI
zeitliche Auflösung	5 Min.	10 Min.
räumliche Auflösung	1 x 1 km	1 km x 1°
Messeinheit	16 Klassen	0.5 dBZ
Art des Scans	PPI	Volumen
räumliche Reichweite	ca. 100 km	120 km

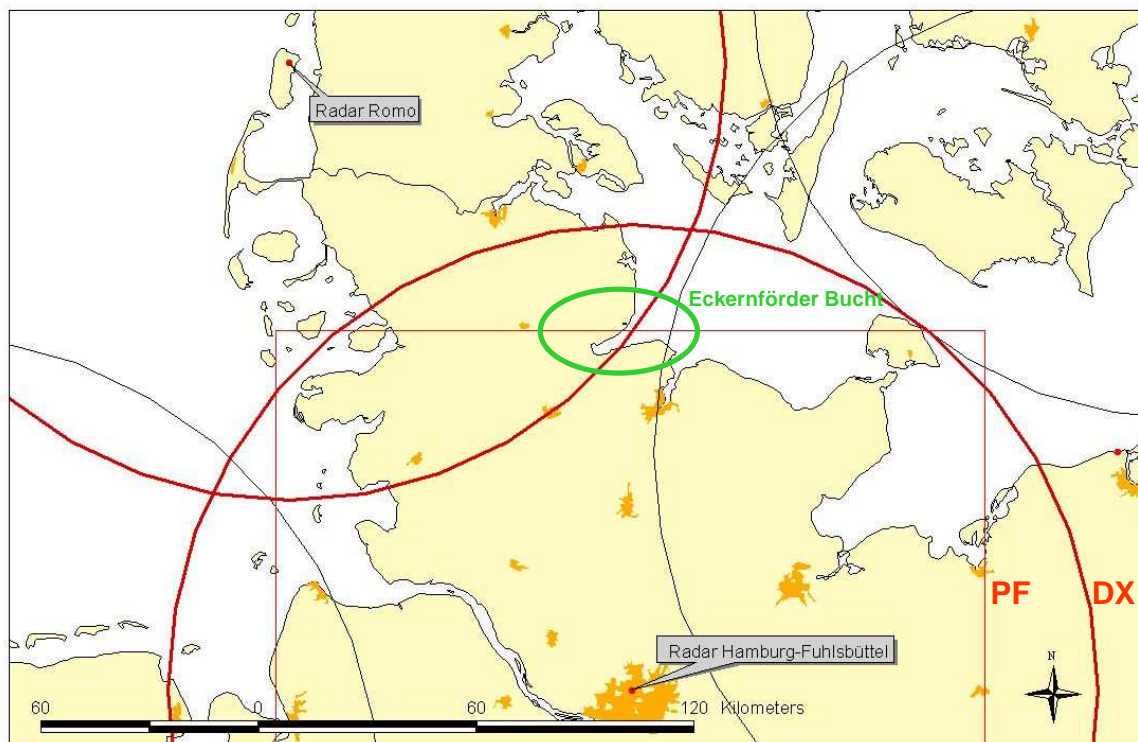
**Tabelle 4-7: Eigenschaften der benutzten Radardaten**

### 4.4.2 Integration der Radardaten von DMI und DWD

#### 4.4.2.1 Reichweite der Radarmessung

Der Kreis Rendsburg-Eckernförde liegt nicht komplett innerhalb des Überdeckungsbereiches eines Radars. Das Radar Hamburg blickt mit seinem online

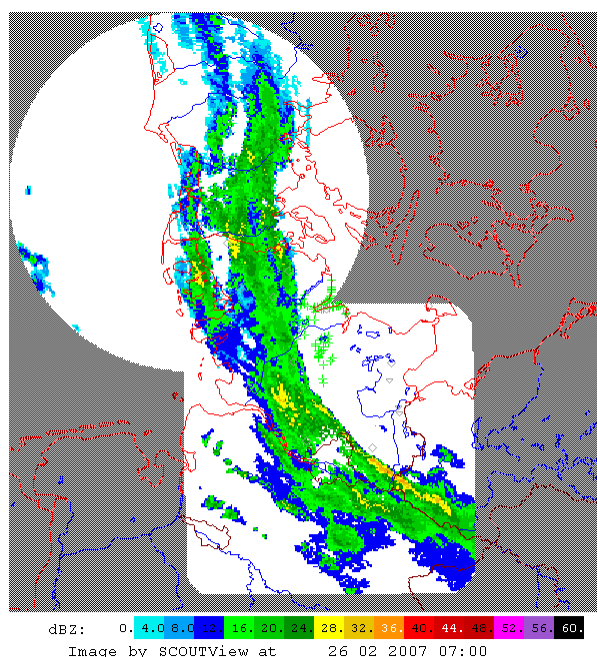
bereitgestellten Produkt PF bis an die südliche Küste der Eckernförder Bucht und das Radar Römö deckt die nördliche Küste ab. Ein Überdeckungsbereich beider Radars ist im Inland vorhanden – hier waren auch Vergleiche möglich (siehe Kapitel 4.5.1). Das ebenfalls in Abbildung 4-4 gezeigte DX-Produkt des DWD lag nicht online vor. Es wurde für einzelne Ereignisse später bereitgestellt und in Kapitel 4.5.2 zu weiteren offline erfolgten Untersuchungen herangezogen.



**Abbildung 4-4: Reichweiten für die verschiedenen verwendeten Radarprodukte,  
PF: online bereitgestelltes Produkt aus Hamburg,  
DX: Produkt des DWD**

#### 4.4.2.2 Kompositerstellung

Eine gleichzeitige Nutzung der Daten von Hamburg und Römö machte die Integration beider Messungen in ein Messfeld, die sogenannte Kompositierung notwendig. Dabei wurde zu gleichen Zeitpunkten das Messbild beider Standorte zu einem Messbild kombiniert (Abbildung 4-5), wobei u.a. Koordinaten transformiert und Messeinheiten angeglichen wurden.



**Abbildung 4-5: Kompositdarstellung der Messungen von Hamburg und Römö**

### **4.4.3 Betrieb**

#### **4.4.3.1 Datenfluss**

Die Radardaten wurden auf zwei Wegen bereitgestellt. Die Daten des DWD wurden vom DWD auf einen FTP-Server bei der hydro & meteo GmbH & Co. KG übertragen, von wo sie weiter abgerufen und verarbeitet werden konnten. Die Radardaten des DMI wurden direkt beim DMI abgerufen und über ein bereitgestelltes Skript in eine Form gebracht, die für die Weiterverarbeitung geeignet war. Die Datenabrufe wurden redundant von je einem PC an der FH Lüneburg und bei der hydro & meteo GmbH & Co. KG durchgeführt und die Daten dort jeweils lokal archiviert. In regelmäßigen Abständen (ca. 1x pro Vierteljahr) wurden die Archive abgeglichen. Die Berechnungen bestanden aus der Radardatenanalyse, der Erstellung von Zeitreihen für ausgewählte Punkte (Badestellen und Regenschreiberstandorte), der Vorhersage, der Erstellung der Warnungen für die Badestellen, falls erforderlich (nebst Versendung als Email und als SMS), der Erstellung der Radarbilder für das Internet und der Prozessüberwachung. Diese Prozesskette war von Juni 2006 bis August 2008 durchgehend für das Projekt aktiv.

#### **4.4.3.2 Vorhersageprinzip**

Die Vorhersage wurde über Zelltracking erstellt. Dabei wurde auf jedem Radarbild analysiert, wo sich welche Niederschlagsfelder befanden und wie sie aussahen. Über Bildverarbeitungsverfahren wurden dann Felder aufeinander folgender Bilder

verglichen und, falls sie wieder erkannt wurden, für die Prognose des weiteren Zuges verwendet. Die Zugprognose ist eine reine Extrapolation des bisher beobachteten Zuges unter Nutzung der letzten Form und Ausdehnung des Niederschlagsfeldes.

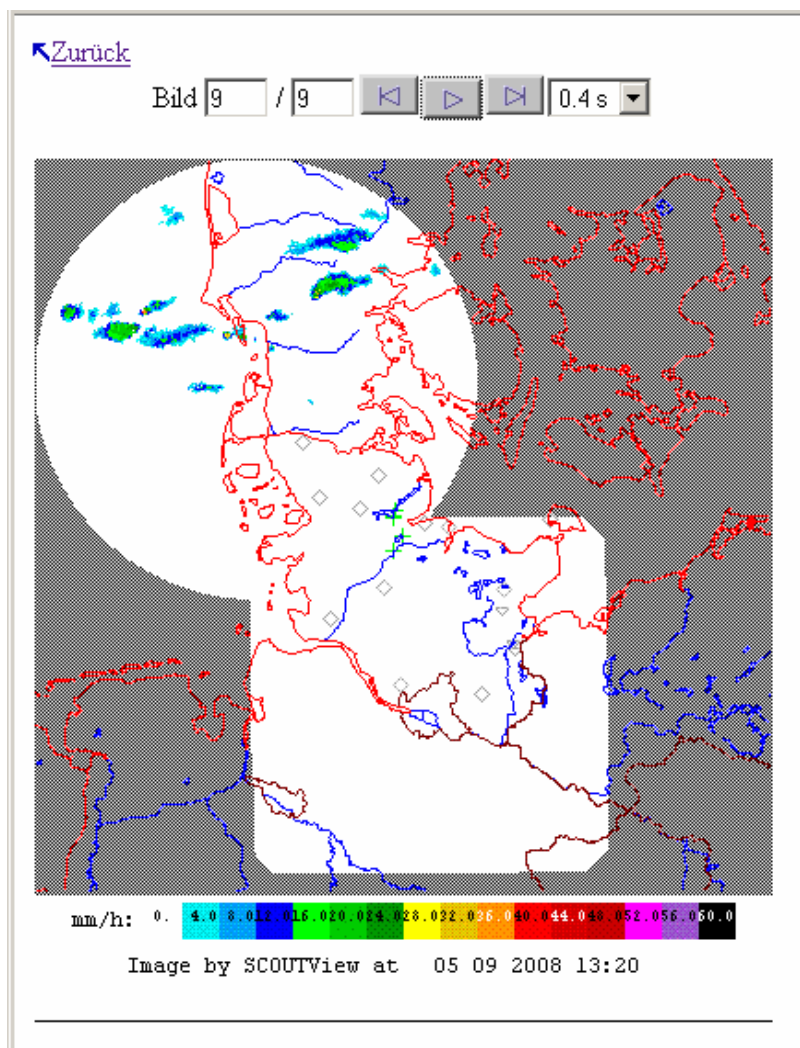
#### **4.4.3.3 Warnungserstellung**

Wie zu Beginn von Kapitel 4.4 erwähnt, wurde für jede Badestelle gewarnt, wenn die Niederschlagssumme 2 mm übertraf oder übertreffen sollte. Hierfür wird zum einen für jede Badestelle eine Zeitreihe erzeugt, die die bisher gemessenen Niederschläge aufsummiert, und zum anderen eine Vorhersagezeitreihe für die nächsten zwei Stunden erstellt. Beide wurden zu jedem Zeitschritt (alle 5 Minuten) überprüft, ob sie in der Summe 2 mm ergeben. Falls ja, wurde die Badestelle für eine Warnung vorgemerkt.

Um die Projektbearbeiter nicht alle 5 Minuten bei einer Warnwertüberschreitung zu benachrichtigen, wurde eine konfigurierbare „Totzeit“ nach einer versendeten Warnung auf 2 Stunden festgelegt. Dieser Wert bezieht sich individuell auf jede einzelne Badestelle. Die Warnung wurde mit dem Text erzeugt, der in Abbildung 4-6 dargestellt ist, und per Email versandt, sowie als SMS an die hinterlegten Handynummern verschickt.

7. 9.2006	7:35	MEZ	Warnstufe: 1	Dauerstufe: 60 min.	TG:	21
-----------	------	-----	--------------	---------------------	-----	----

**Abbildung 4-6: Textbeispiel für eine Email / SMS-Versendung**



**Abbildung 4-7: Internetdarstellung der gemessenen und korrigierten Radardaten**

Zu jedem Zeitschritt (d.h. alle 5 Minuten) wurde vom Radar Hamburg ein Bild gelesen und als PNG für das Internet erstellt. Für das Radar Römö betrug der Zeitschritt 10 Minuten, so dass das erzeugte Internetbild für Römö und das erstellte Internetbild des Komposits aus Hamburg und Römö alle 10 Minuten neu im Internet platziert wurden (Abbildung 4-7). Es wurden jeweils neun Bilder nachgehalten, die einzeln oder als Film betrachtet werden konnten.

#### **4.4.3.4 Radardatenverarbeitung**

Die Radardaten mussten gesichtet werden, um Messfehler und Regionen mit unplausiblen Daten zu erkennen. Diese Arbeiten (s. 4.4.3.1) wurden bereits im Echtzeitbetrieb vorbereitet. Im Einzelnen wurden online folgende Schritte durchgeführt:

- Berechnung der Radarniederschlagssummen für jeden Tag und jedes Jahr aus den gelieferten Originaldaten,

- Berechnung der Radarzeitreihen an den Standorten der ausgewählten Regenschreiber und (jährlich wechselnden) Badestellen.

## **4.5 Auswertungen der Radardaten**

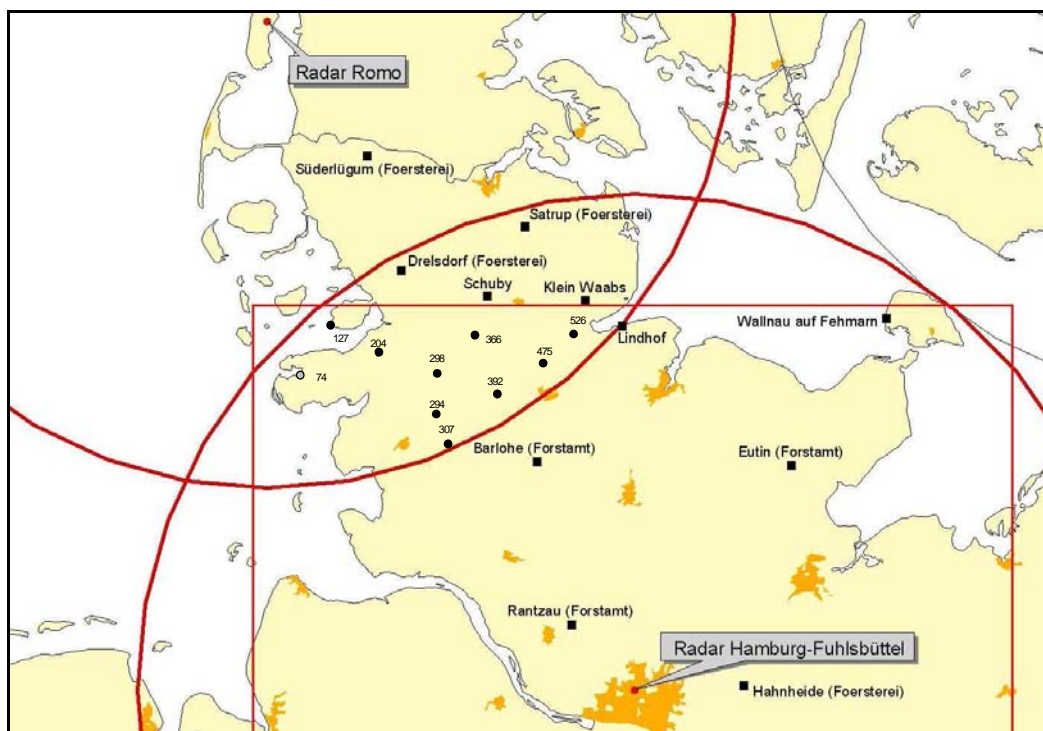
### **4.5.1 Aneichung**

#### **4.5.1.1 Korrekturen**

Die hauptsächlichen Fehler der Radarmessungen am Radar Hamburg (Bodenechos und Nullwerte des Radars) und am Radar Römö (See-Clutter) waren für das Einzugsgebiet unerheblich. Bodenechos sind Messungen des Radars, die von festen Zielen (Gebäude, Hügel, o.ä.) stammen und nichts mit Niederschlag zu tun haben. Nullwerte sind solche Werte, die der DWD als Betreiber des Radars mit einem statistischen Filter löscht, weil er annimmt, dass hier Bodenechos – und damit keine verlässlichen Messwerte - vorliegen. See-Clutter sind Reflektionen des Wassers, hier der Nordsee. Dieses tritt u.a. bei Sturm und damit verbundenem hohen Wellengang auf.

#### **4.5.1.2 Aneichverfahren und Abgleich zwischen Hamburg und Römö**

Die Aneichung jedes Radars (RAD) an die Regenschreiber (RS) wurde auf der Basis von Tagessummen des Radars und der Regenschreiber an den jeweiligen Regenschreiberstandorten durchgeführt. Hierbei galten die Bodenmessungen – nach visueller Prüfung – als Referenz. Es wurde aus dem mittleren Verhältnis  $RS / RAD$  ein zeitlich und räumlich einheitlicher Korrekturfaktor berechnet, der mit Hilfe des jeweils anderen Radars anschließend überprüft wurde. Diese Aneichmethodik ist vertretbar, da die Untersuchungsperiode in den Sommermonaten lag, die im Wesentlichen durch konvektive Ereignisse geprägt sind, und das Untersuchungsgebiet räumlich eingeschränkt war. Konvektive Ereignisse zeigen keine so großen Unterschiede wie stratiforme Ereignisse. Der Abgleich zwischen Hamburg und Römö wurde über zehn zufällig ausgewählte Punkte im Überlappungsbereich der beiden Radars (siehe Abbildung 4-8) durchgeführt. Dieses Verfahren ist auch deswegen das einzig mögliche, weil es im Überlappungsbereich keinen Regenschreiber gibt, der zum Vergleich hätte herangezogen werden können.



**Abbildung 4-8: Überlappungsbereich der Messungen von Hamburg und Römö und Lage der Kontrollpunkte**

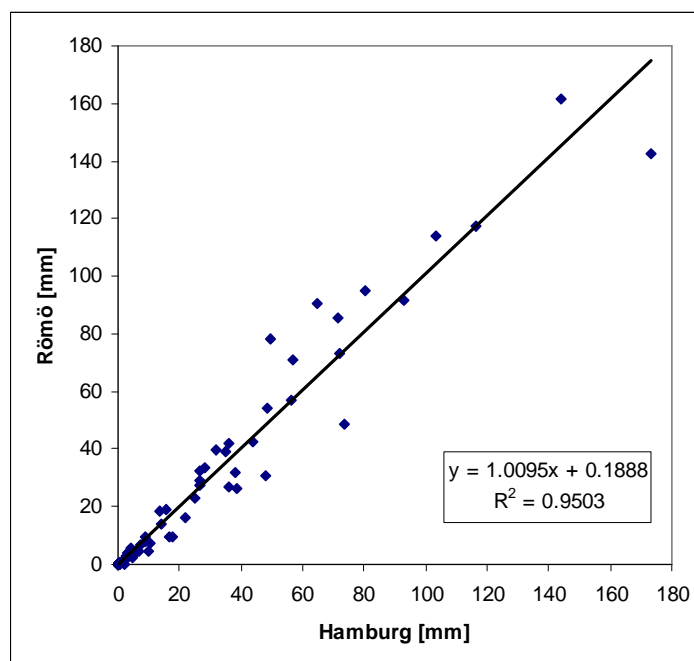
#### 4.5.1.3 Aneichungen 2006

Im Jahr 2006 lagen Radardaten während der Messperiode über den Zeitraum 6.7. bis 1.10.2006 beim Radar Hamburg (3 Tage mit Datenausfällen) und von 25.5. bis 1.10.2006 beim Radar Römö (15 Tage mit Datenausfällen) vor. Die Anzahl der Fehltage der Regenschreiber zwischen 1.5. und 1.10.2006 geht aus Tabelle 4-8 hervor.

Station	Lückentage
Barlohe (Forstamt)	5
Eutin (Forstamt)	5
Hahnheide (Försterei)	5
Lindhof	17
Rantzeu (Forstamt)	39
Wallnau auf Fehmarn	5
Drelsdorf (Försterei)	136
Satrup (Försterei)	5
Schuby	17
Süderlügum (Försterei)	5
Klein Waabs	-

**Tabelle 4-8: Anzahl der Fehltage der Regenschreiberdaten 2006**

Wie geschildert, wurden die Tageswerte der zehn Referenzpunkte im Überlappungsbereich jeweils einmal über das Radar Hamburg (KF = 0.62) und einmal über das Radar Römö (KF = 1.49) bestimmt. Abbildung 4-9 zeigt die erhaltene Beziehung zwischen den Punkten. Die Ausgleichsgerade hat eine Korrelation von 0.95.



**Abbildung 4-9: Vergleich der Werte an den Prüfpunkten zwischen Radar Hamburg und Radar Römö für das Jahr 2006**

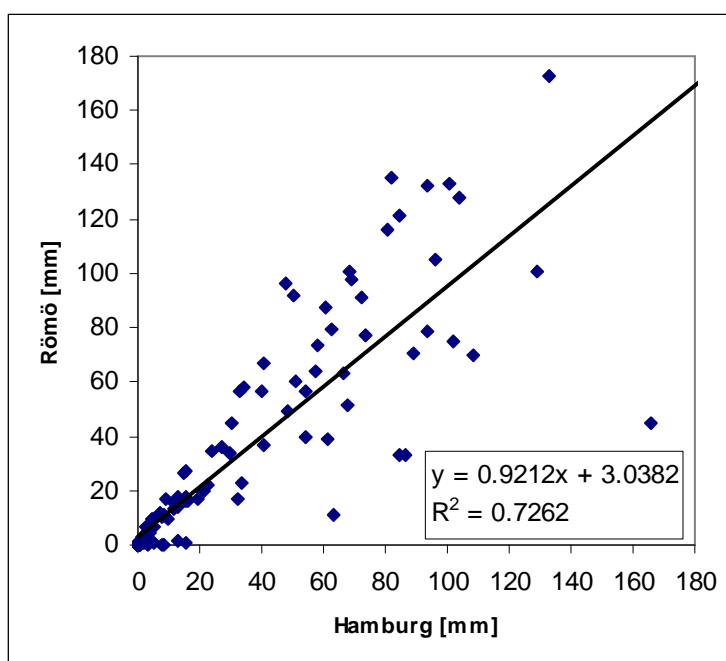
#### **4.5.1.4 Aneichungen 2007**

Im Jahr 2007 lagen Radardaten während der Messperiode über den Zeitraum 1.4. bis 31.10.2007 beim Radar Hamburg und beim Radar Römö vor. Die Anzahl der Fehltage der Regenschreiber zwischen 1.4. und 31.10.2007 geht aus Tabelle 4-9 hervor.

Station	Lückentage
Barlohe (Forstamt)	8
Eutin (Forstamt)	44
Hahnheide (Försterei)	10
Lindhof	76
Rantzau (Forstamt)	4
Wallnau auf Fehmarn	18
Dreisdorf (Försterei)	4
Satrup (Försterei)	12
Schuby	78
Süderlügum (Försterei)	10
Klein Waabs	-

**Tabelle 4-9: Anzahl der Fehltage der Regenschreiberdaten 2007**

Wie geschildert, wurden die Tageswerte der zehn Referenzpunkte im Überlappungsbereich jeweils einmal über das Radar Hamburg (KF = 0.88) und einmal über das Radar Römö (KF = 2.40) bestimmt. Abbildung 4-10 zeigt die erhaltene Beziehung zwischen den Punkten. Die Ausgleichsgerade hat eine Korrelation von 0.73.



**Abbildung 4-10: Vergleich der Werte an den Prüfpunkten zwischen Radar Hamburg und Radar Römö für das Jahr 2007**

#### 4.5.1.5 Aneichungen 2008

Im Jahr 2008 lagen Radardaten während der Messperiode über den Zeitraum 1.4. bis 31.7.2008 beim Radar Hamburg und beim Radar Römö vor. Die Anzahl der Fehltage der Regenschreiber zwischen 1.4. und 31.7.2008 geht aus Tabelle 4-10 hervor.

Station	Lückentage
Barlohe (Forstamt)	3
Eutin (Forstamt)	3
Hahnheide (Försterei)	0
Lindhof	2
Rantzau (Forstamt)	0
Wallnau auf Fehmarn	5
Dreisdorf (Försterei)	4
Satrup (Försterei)	12
Schuby	78
Süderlügum (Försterei)	10
Klein Waabs	-

Tabelle 4-10: Anzahl der Fehltage der Regenschreiberdaten 2008

Auch für 2008 wurden die Tageswerte der zehn Referenzpunkte im Überlappungsbereich jeweils einmal über das Radar Hamburg (KF = 1.13) und einmal über das Radar Römö (KF = 1.81) bestimmt. Abbildung 4-11 zeigt die erhaltene Beziehung zwischen den Punkten. Die Ausgleichsgerade hat eine Korrelation von 0.964.

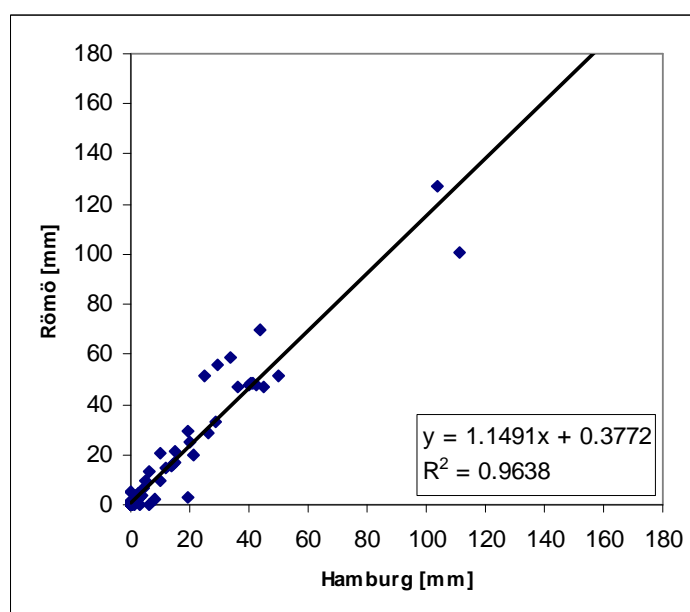


Abbildung 4-11: Vergleich der Werte an den Prüfpunkten zwischen Radar Hamburg und Radar Römö für das Jahr 2008

Die statische Aneicherung der Radardaten funktionierte im Jahr 2006 überraschend gut. In den Folgejahren gab es größere Unterschiede bzw. Streuungen zwischen den Daten des Radars Hamburg und des Radars Römö. Dieses deutet darauf hin, dass die – innerhalb einer Saison relativ stabilen – Faktoren häufiger als einmal pro Jahr überprüft werden müssen, damit die Daten im Übergangsbereich zwischen den Radarkreisen homogen sind.

#### **4.5.2 Warnungen**

Für die Vorwarnung vor signifikanten Niederschlagsereignissen müssen u.a. folgende physikalischen Zusammenhänge berücksichtigt werden:

- Zu Niederschlagsbeginn ist noch nicht immer absehbar, dass die vorgegebene Warngrenze erreicht wird.
- Die Vorwarnung vor vorgegebenen Niederschlagsmengen muss auch die vor dem Vorhersagezeitpunkt bereits gefallene Menge berücksichtigen.
- Eine Warnung basiert auf einem prognostizierten Zug der Niederschlagszellen. Dieser kann sich im Laufe des Vorhersagezeitraumes verändern (Richtung und / oder Geschwindigkeit), und die Zelle kann sich verstärken oder abschwächen.

Vereinfacht gesagt, ist also die vorgewarnte Regenmenge die Summe aus dem Niederschlag zur Vorregenzeit und im eigentlichen Vorhersagezeitraum.

Die ausgesprochenen Warnungen wurden untersucht und bewertet. In 2006 und 2007 trafen Warnungen teilweise spät oder gar nicht ein. Deshalb wurden sechs Ereignisse intensiv untersucht und folgende Tests zusätzlich durchgeführt:

- Erweiterung des Radarradius durch Verwendung des DX-Produktes des DWD statt des PF-Produktes.
- Vorhersageverbesserung durch eine Berücksichtigung der Unsicherheiten in der Zugbestimmung. Die Vorhersage wurde mit der berechneten Richtung und Geschwindigkeit +/- die jeweilige Standardabweichung erstellt (siehe Kapitel 4.5.3).
- Es wurde untersucht, inwieweit die Qualitätsinformation des DWD in Form des DXQ-Bildes die Messung und damit die Vorhersage verbessern kann (siehe Anhang 5). Ein DXQ-Bild ist ein Radarbild, dass statt der Niederschlagsinformation eine Qualitätsinformation zu erkannten Messfehlern für jedes Pixel eines DX-Bildes (siehe Tabelle 4-7) enthält.

Punkt 1 führte dazu, dass die Untersuchung rein auf Basis der Daten des Radarstandortes Hamburg durchgeführt werden konnte (Tabelle 4-7 für die

Kenndaten des DX-Produktes). Damit wurden Unsicherheiten durch die Kompositierung der Bilder aus Hamburg und Römö vermieden.

#### **4.5.3 Verbesserung der Vorhersage**

Die Niederschlagsvorhersage wurde 2007 kritisch systematisch überprüft. Es stellte sich heraus, dass für eine Warnung (sowohl für eine Probenahme als auch für eine potentielle Gefährdung der Badegewässerqualität) das gewählte Verfahren „zu schmal“ agiert. Das heißt, dass die Vorhersagen eine Zugbahn berechneten, die zu wenig die Unsicherheiten der Methode (Bestimmung von Richtung und Geschwindigkeit) und der Meteorologie (weitere Entwicklung der Niederschlagszellen) mit berücksichtigte. Deshalb gab es eine Anzahl von Vorhersagen, bei denen vor einem Ereignis nicht oder nicht früh genug gewarnt wurde, also eine zu geringe Trefferwahrscheinlichkeit vorlag. Die Einbeziehung der Unsicherheiten der Methodik durch die Variation von Richtung und Geschwindigkeit mittels der Standardabweichung der letzten fünf Berechnungen ergab eine deutlich höhere Trefferquote. Hier wurden nun jeweils die wahrscheinlichste Richtung +/- die Standardabweichung und die wahrscheinlichste Geschwindigkeit +/- die Standardabweichung gewarnt.

#### **4.5.4 Zusammenfassung**

Radarmessungen der Radarstandorte Hamburg (DWD) und Römö (DMI) wurden für den gesamten Projektzeitraum online zur Verfügung gestellt. Die Daten wurden dabei mit Hilfe der Software SCOUT online

- Empfangen und archiviert,
- Korrigiert,
- Zu einem Kompositbild zusammengefügt,
- Für eine radarbasierte Vorhersage alle 5 Minuten genutzt,
- Für eine automatische Versendung von Warnungen bei Überschreiten vordefinierter Grenzen an festgelegten Standorten verwendet.

Weiter wurden die Daten offline untersucht, um ihre Qualität und die Beziehung zwischen Radarmessung und Bodenmessung zu dokumentieren. Zusätzlich wurden für sechs ausgewählte Ereignisse das DX-Produkt des DWD bezogen und die Vorhersage sowie die vom DWD bereitgestellten Qualitätsinformationen im Detail analysiert.

## **5 Ergebnisse und Interpretationen**

Im Laufe des zweieinhalbjährigen Forschungsprojektes wurden insgesamt 6600 Wasser- und Sedimentproben untersucht. Anhand der gesammelten Daten wurden in den unterschiedlichen Einzugsgebieten der Badestellen zahlreiche Quellen hygienischer Verschmutzungen identifiziert. Als Punktquellen konnten in allen Einzugsgebieten Kläranlagen, Regenwassereinleitungen, Mischwasserüberläufe und Kleinkläranlagen identifiziert werden. Ebenso trugen Störfälle bei technischen Einrichtungen und Fehlfunktionen im Kanalnetz wie Falschanschlüsse oder falsche Dimensionierung von Kanälen oder Pumpen zu Einträgen von Bakterien in die Gewässer bei.

Wie sich zeigte, wurden auch in Gewässerabschnitten ohne Einleitungen von Punktquellen zum Teil hohe Konzentrationen an E.coli und intestinalen Enterokokken nachgewiesen. Diese Belastungen wurden zum größten Teil in Zusammenhang mit Niederschlägen festgestellt. Diese Belastungen können auf Einträge von landwirtschaftlichen Flächen zurückgeführt werden. Diese Gewässerabschnitte ohne Punktquellen lagen alle in landwirtschaftlich genutzten Gebieten mit Acker- oder Weideflächen. Untersuchungen solcher Flächen vor und nach einer organischen Düngung in Verbindung mit Niederschlägen zeigten die Höhe der Belastung durch organische Düngung (siehe Abbildung 5-12). Aber auch ohne zuvor erfolgte organische Düngung wurde in solchen Gewässerabschnitten bei Niederschlägen eine erhöhte hygienische Belastung gemessen. Diese erhöhten Bakterienkonzentrationen bei Niederschlägen wurden auf die Resuspension von sediment-gebundenen Bakterien bei erhöhter hydraulischer Belastung zurückgeführt. In den folgenden Kapiteln werden zuerst die Quellen hygienischer Verschmutzung beschrieben, um dann die Ergebnisse in den einzelnen Einzugsgebieten darzustellen und zu interpretieren.

### **5.1 Verschmutzungsquellen**

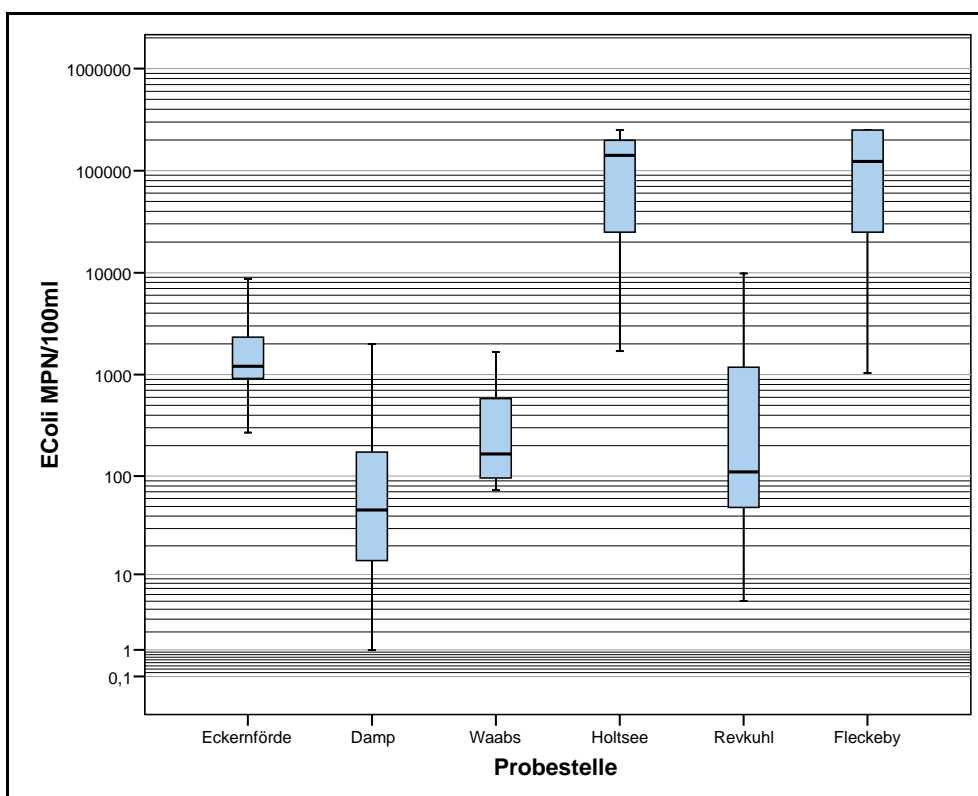
#### **5.1.1 Kommunale Kläranlagen**

Kommunale Kläranlagen bilden mit ihrer hohen und kontinuierlichen Fracht an Bakterien die größte Verschmutzungsquelle für Badegewässer.

Während der Untersuchungen in diesem Projekt wurden dreizehn kommunale Kläranlagen untersucht. Die Kläranlagen wurden zum Teil im Grundprogramm und zum Teil im Intensivprogramm beprobt. Bei einigen Anlagen wurde mit einem automatischen Probenehmer ein Tagesgang aufgenommen.

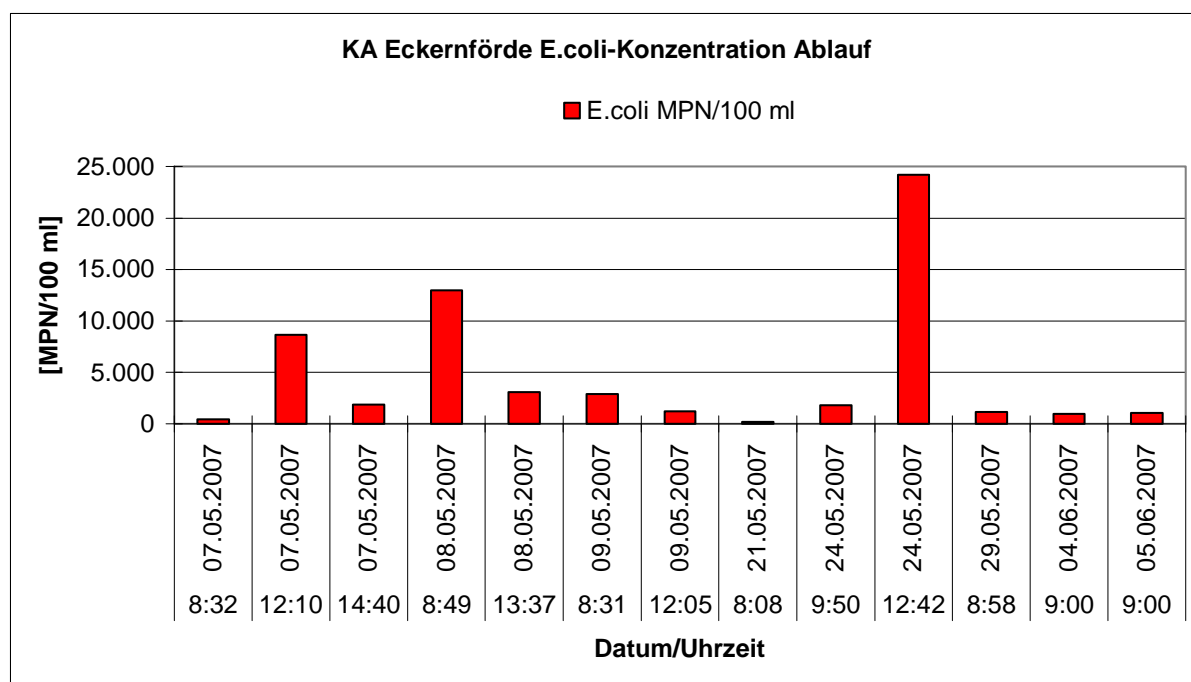
In der Literatur findet man sehr unterschiedliche Werte zu Bakterienkonzentrationen im Ablauf von Kläranlagen. Die beschriebenen Konzentrationen erstrecken sich von  $1,2 \times 10^3$  bis  $1,1 \times 10^5$  MPN E.coli pro 100 ml und von  $1,1 \times 10^2$  bis  $1,6 \times 10^4$  MPN Enterokokken pro 100 ml (Overath et al., 2000, Güde 2001, Kistemann et al. 2001, Tobias et al. 1993, Popp et al. 2000, Gasse et al. 2006).

Die eigenen Untersuchungen zeigten abhängig vom Anlagentyp und den Wetterverhältnissen eine große Schwankungsbreite in der E.coli-Konzentration im Auslauf der Kläranlagen zwischen 10 und  $2,4 \times 10^5$  MPN pro 100 ml und bei der Enterokokken-Konzentration zwischen 15 und  $4,7 \times 10^4$  MPN pro 100 ml. Die untersuchten Kläranlagen wurden in zwei Kategorien eingeteilt: Kläranlagen mit mehr als 3000 Einwohnergleichwerten (EWG) und Kläranlagen mit weniger als 3000 EWG. In der Gruppe der größeren Anlagen handelt es sich abgesehen von der KA Revkuhl um mechanisch-biologische Anlagen mit unterschiedlichen Nachbehandlungen. Die höchsten Bakterienkonzentrationen im Ablauf wurden bei der KA Fleckeby und der KA Holtsee gemessen. Beide Anlagen haben abgesehen von einem Nachklärbecken keine weitere Reinigung. Die Abbildung 5-1 zeigt die E.coli-Konzentrationen der Kläranlagenabläufe der Gruppe der Kläranlagen mit mehr als 3000 EWG von links nach rechts nach Anzahl der EWG geordnet. Mehr Daten zu den Kläranlagen befinden sich in Tabelle 5-1.



**Abbildung 5-1: E.coli-Konzentrationen aus Kläranlagen über 3000 EWG**

Die KA Eckernförde ist mit 35.000 EWG die größte Kläranlage im Untersuchungsgebiet. Sie ist mit einer mechanisch-biologischen Reinigung mit Fällung, Flockung, Flotation und Sandfiltration ausgestattet. Die Ablaufwerte für E.coli lagen im Mittel bei 2.350 MPN pro 100 ml. Sie unterlagen aber großen Schwankungen, wie die nachfolgende Abbildung 5-2 zeigt. Mit einem Trockenwetterabfluss von durchschnittlich 4500 m<sup>3</sup> pro Tag liefert diese Kläranlage eine Fracht von durchschnittlich  $1,1 \times 10^{11}$  Keimen pro Tag. Diese Menge an E.coli reicht aus um eine Wassermenge von 5.500 m<sup>3</sup> über den Grenzwert der EU-Badegewässer-Richtlinie zu verschmutzen. Auffällig sind die großen Schwankungen in den Bakterienkonzentrationen im Ablauf innerhalb von wenigen Stunden, die nicht auf Regenereignisse zurückzuführen sind. Vermutlich sind Betriebsprobleme dafür verantwortlich.



**Abbildung 5-2: Kläranlage Eckernförde E.coli-Konzentrationen**

Die niedrigsten Ablaufwerte wurden am Ablauf der KA Damp gemessen. Diese Anlage mit 15.000 EWG ist eine Anlage mit mechanisch-biologischer Reinigung und ist mit einer nachgeschalteten Sandfiltration und einer UV-Desinfektion ausgestattet, die nur während der Badesaison in Betrieb ist. Die Konzentrationen im Ablauf betrugen im Mittel 51 MPN E.coli pro 100 ml. Trotzdem wurden vereinzelt wesentlich höhere Werte gemessen, als nach einer UV-Desinfektion üblich gewesen wäre. Die folgende Abbildung 5-3 zeigt die E.coli-Konzentrationen im Ablauf, nach der Sandfiltration und nach der UV-Desinfektion.

Die erhöhten Werte konnten auf zwei Störfälle in der Kläranlage zurückgeführt werden. Wie in der Abbildung 5-3 zu sehen wurden am 24.Juli trotz funktionierender UV-Desinfektion im Ablauf der Kläranlagen um drei Zehnerpotenzen höhere Werte gemessen. Durch ein abgesacktes Bauwerk lief Abwasser aus dem Nachklärbecken direkt in den Ablauf. Nach Reparatur dieses Schadens normalisierten sich die Bakterienkonzentrationen wieder. Nach Wartung der UV-Desinfektion und Austausch der UV-Röhren sank die Konzentration von E.coli im Ablauf unter die Nachweisgrenze von 1 MPN/100 ml (siehe Abbildung Werte 9.August)

Bei einem weiteren Störfall fiel durch einen Stromausfall der Rechen aus, es kam zu einer Verstopfung der Abwasserzuleitung und ungeklärtes Abwasser lief kurzzeitig direkt in den Ablaufschacht.

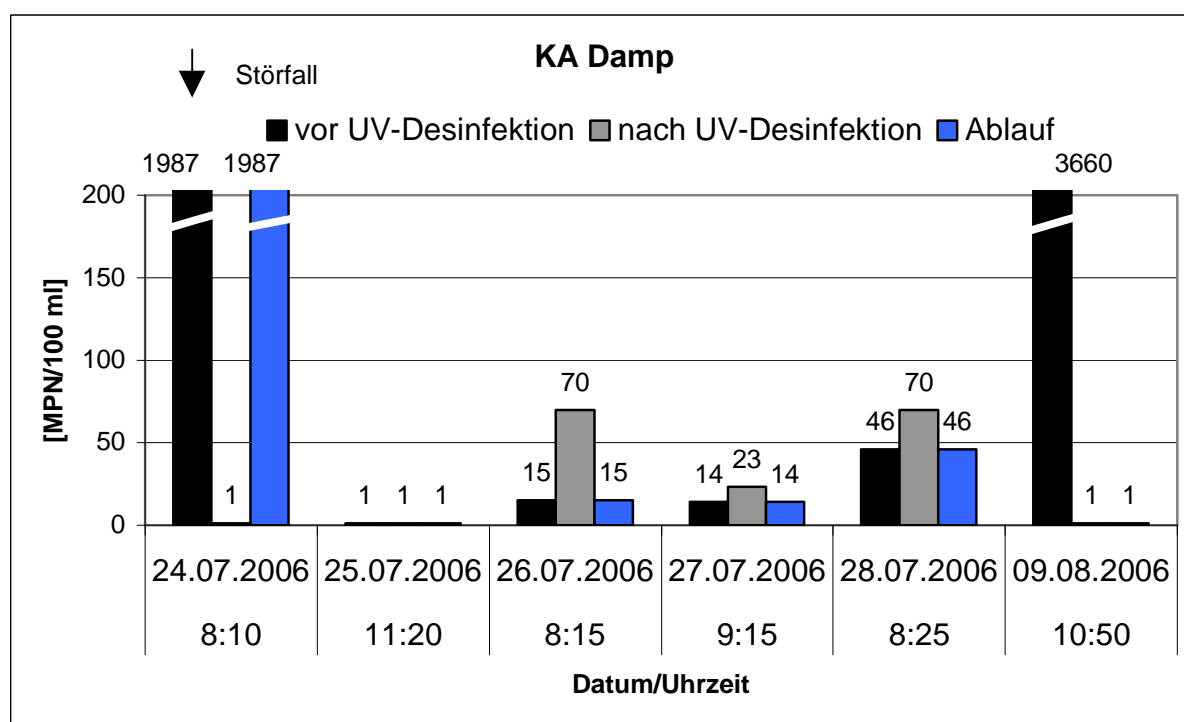
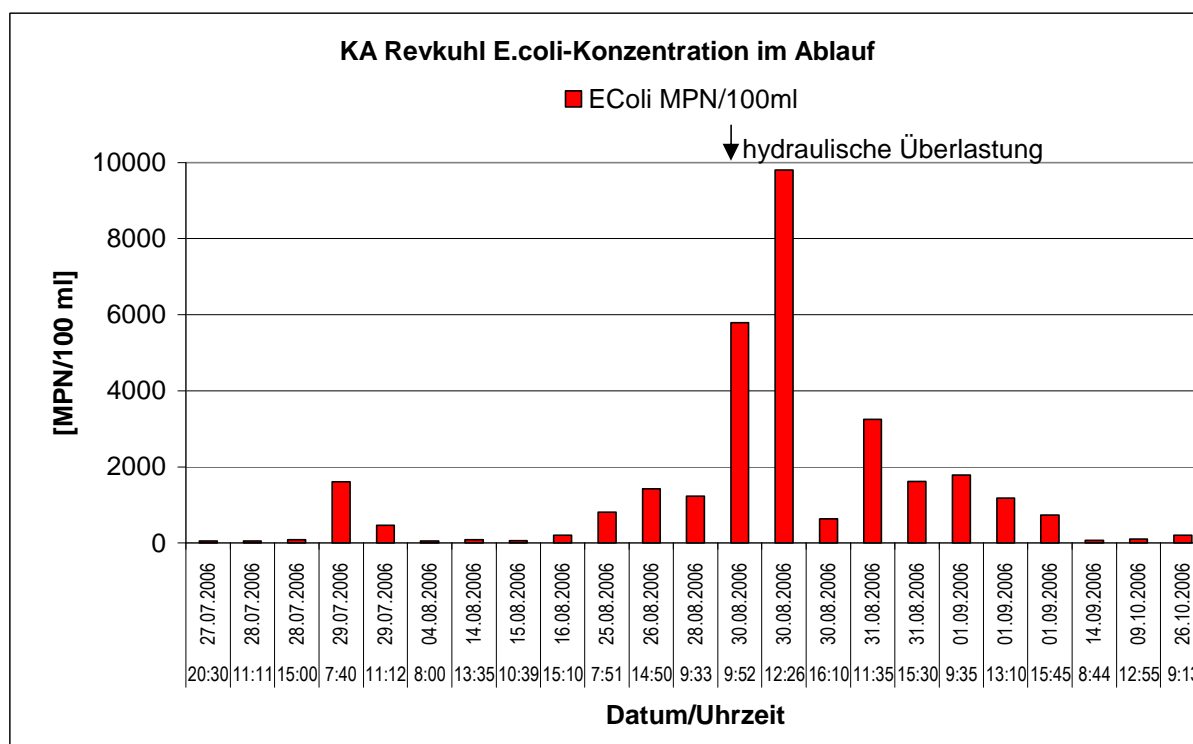


Abbildung 5-3: KA Damp E.coli Konzentrationen

Die KA Waabs ist im Sommer für 12.000 EWG ausgelegt und mit einer mechanisch-biologischen Reinigung und drei großen Nachklärteichen ausgestattet. In den Wintermonaten werden nur die Nachklärteiche als Teichkläranlage genutzt. Dann ist die Anlage für 3.500 EWG ausgelegt. Die mittlere Konzentration von E.coli im Ablauf lag bei 383 MPN pro 100 ml mit geringen Schwankungen.

Bei der Kläranlage Revkuhl handelt es sich um eine Teichkläranlage mit 5000 EWG mit nachgeschalteter UV-Desinfektion, die ebenfalls nur in den Sommermonaten in

Betrieb ist. Die E.coli-Konzentrationen lagen mit 500 MPN/100 ml aber über den für eine UV-Desinfektion erwarteten Werten. In einer Untersuchung zur Abwasserdesinfektion mit UV-Licht ermittelten Popp et al. (2004) eine Reduktion der E.coli-Konzentrationen nach einer UV-Desinfektion um vier bis fünf Zehnerpotenzen auf Werte unter 100 MPN/100 ml. Abgesehen davon, dass die UV-Desinfektion dieser Anlage zeitweise wegen Reparaturarbeiten nicht lief, ergaben die Untersuchungen, dass bei größeren Regenereignissen und damit verbundenem erhöhtem Wasseranfall in der Kläranlage der Zulauf zur UV-Desinfektion die Wassermengen nicht fassen konnte und das Wasser an der UV-Anlage vorbei in den Ablauf der Kläranlage lief. Ein solcher Fall ist in der folgenden Abbildung 5-4 dargestellt.

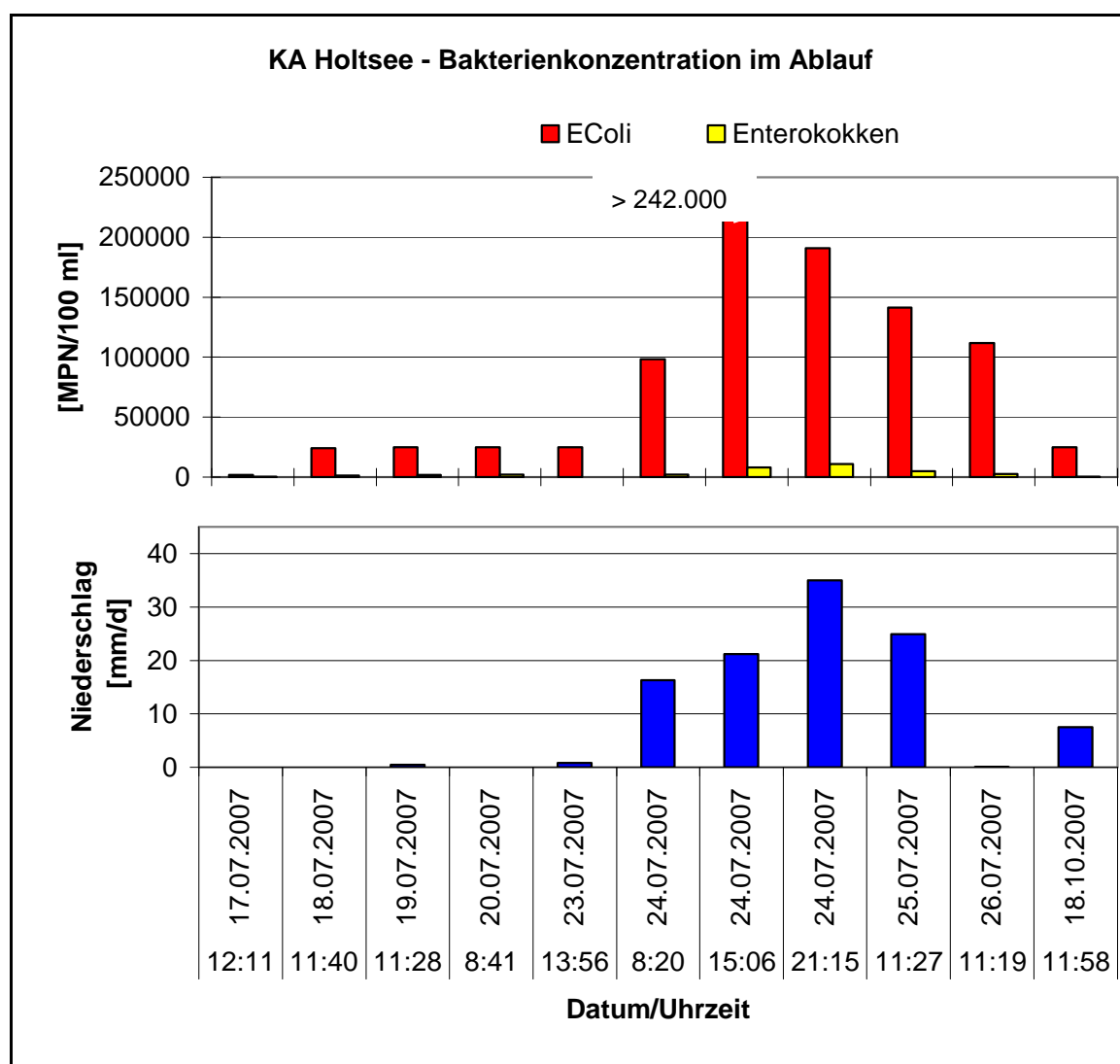


**Abbildung 5-4: Kläranlage Revkuhl E.coli-Konzentrationen**

Die KA Holtsee ist eine mechanisch-biologische Anlage mit einem Nachklärbecken. 5000 ihrer 7000 EWG werden von einer nahe gelegenen Meierei eingeleitet. Die KA Holtsee wies die zusammen mit der KA Fleckeby die höchsten Ablaufwerte sowohl an E.coli als auch an Intestinalen Enterokokken auf. Bei der KA Fleckeby handelt es sich ebenfalls um eine mechanisch-biologische Anlage mit Nachklärbecken. Die KA Holtsee hat eine mittlere Konzentration von E.coli im Ablauf von 61.000 MPN pro 100 ml und mit  $5,4 \times 10^{11}$  Keimen pro Tag sogar eine höhere Fracht als die größte

Kläranlage in Eckernförde. Die Abhängigkeit der Höhe der Konzentration von der Niederschlagsmenge ist in der folgenden Abbildung 5-5 dargestellt. In dieser Abbildung ist auch zu sehen, dass die Konzentration der Enterokokken deutlich unter der E.coli-Konzentration liegt. Dies war bei allen untersuchten Kläranlagen zu beobachten. Im Schnitt lagen die Enterokokken-Konzentrationen um eine bis zwei Zehnerpotenzen darunter.

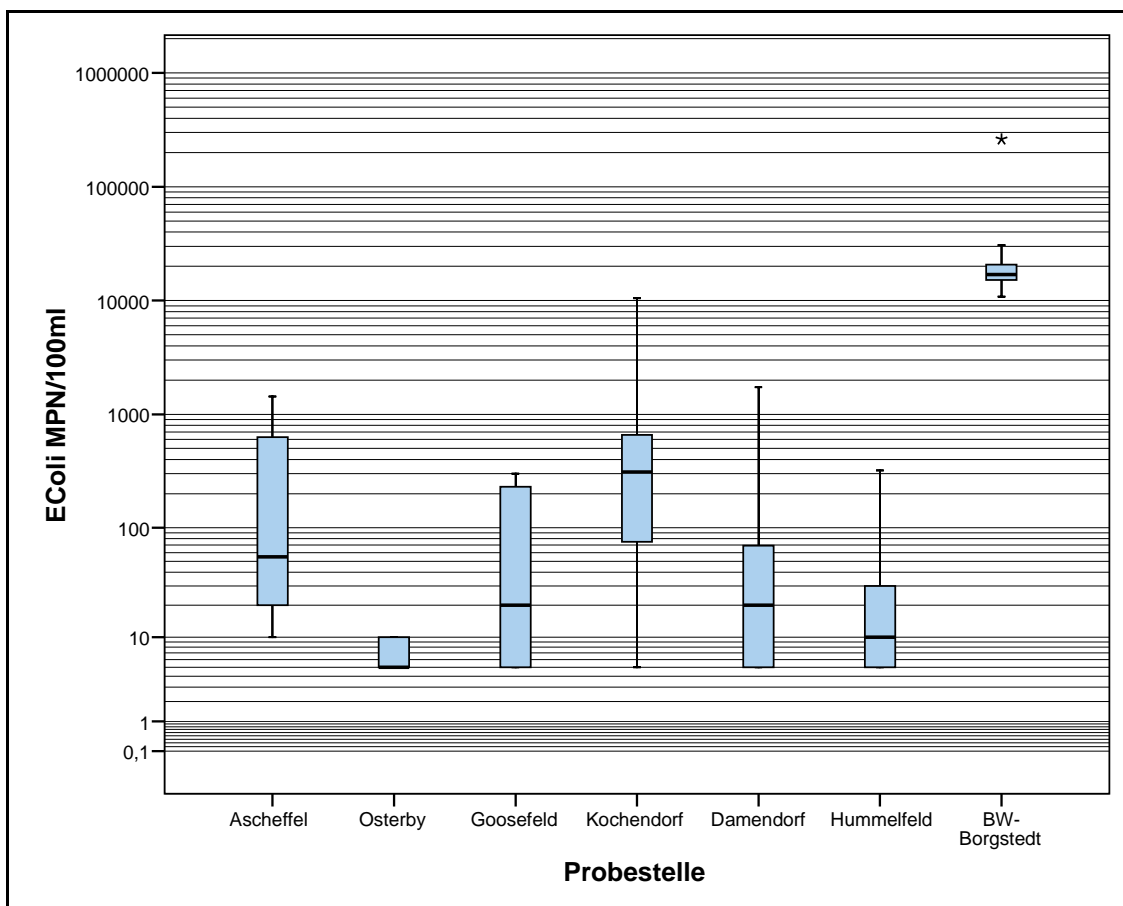
Die Ablaufwerte der KA Fleckeby lagen bei  $7,4 \times 10^4$  MPN E.coli und  $5,8 \times 10^3$  MPN Enterokokken pro 100 ml und mit einer täglichen Fracht von  $2,7 \times 10^{11}$  E.coli pro Tag liefert sie nach der Kläranlage Holtsee die größte tägliche Bakterienmenge ins Gewässer.



**Abbildung 5-5: KA Holtsee Bakterienkonzentration im Vergleich zum Niederschlag**

In der Gruppe der Kläranlagen unter 3000 EWG befinden sich mechanisch-biologische Anlagen mit Nachklärteichen oder Teichkläranlagen zum Teil mit nachgeschalteten Pflanzenbeeten oder integriertem Schilfgürtel. Eine Ausnahme ist die KA der Bundeswehr im Einzugsgebiet der Badestelle an der Borgstedter Enge. Diese Kläranlage mit 30 EWG ist mit einer mechanisch-biologischen Reinigung und einem Nachklärbecken ausgestattet und hat deutlich höhere Ablaufwerte von im Mittel  $2,8 \times 10^4$  MPN E.coli und  $5,8 \times 10^3$  MPN Enterokokken pro 100 ml. Sie liefert trotz ihres niedrigen Trockenwetterabflusses von vier m<sup>3</sup> pro Tag eine tägliche Fracht von  $1,1 \times 10^9$  E.coli pro Tag in das Gewässer.

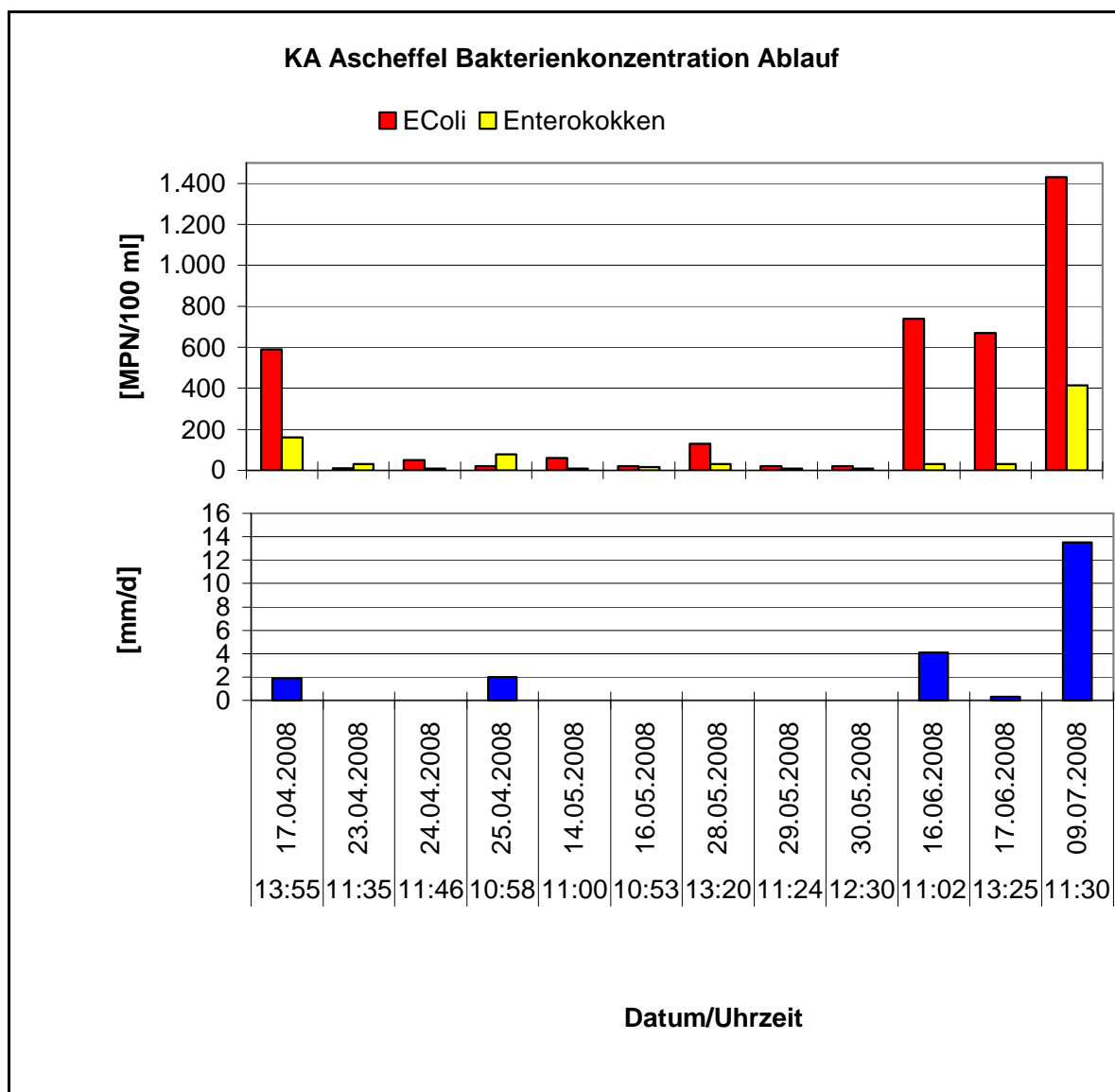
Wie in Abbildung 5-6 zu sehen liegen die Bakterienkonzentrationen in den Abläufen der Teichkläranlagen oder der Anlagen mit Nachklärteichen deutlich unter den Werten der größeren Anlagen. Die Kläranlagen in dieser Abbildung sind nach abnehmender Anzahl der EWG von links nach rechts geordnet.



**Abbildung 5-6: E.coli-Konzentrationen aus Kläranlagen unter 3000 EWG**

Die Kläranlage Ascheffel ist eine Kläranlage mit mechanisch-biologischer Reinigung und Nachklärteichen mit 1.650 EWG. Die Abbildung 5-7 zeigt, dass sie mit einer

mittleren E.coli-Konzentration im Ablauf von 313 MPN/100 ml weit unter den Ablaufwerten von Anlagen mit mechanisch-biologischer Reinigung und anschließendem Nachklärbecken liegt. Die höchsten Bakterienkonzentrationen wurden in Zusammenhang mit Niederschlägen gemessen und lagen bei 1.400 MPN E.coli und 415 MPN Enterokokken pro 100 ml.



**Abbildung 5-7: KA Ascheffel Bakterienkonzentration Auslauf**

Vergleichbar geringe oder noch geringere Ablaufkonzentrationen wurden in den anderen Kläranlagen unter 3000 EWG festgestellt. Die KA Kochendorf wies jedoch gelegentlich hohe Einzelwerte bis zu 10.000 MPN E.coli pro 100 ml in Verbindung mit Niederschlägen auf. Dies weist darauf hin, dass die Teiche für diese Menge an Niederschlag zu klein dimensioniert sind oder, was auch von den zuständigen

Mitarbeitern an der Kläranlage bestätigt wurde, die Teiche entschlammt werden müssen. Ähnliches wurde an der KA Damendorf festgestellt, allerdings mit maximalen E.coli-Konzentrationen von 5.500 MPN pro 100 ml.

In der nachfolgenden Tabelle 5-1 sind Informationen zu allen untersuchten Kläranlagen zusammengestellt. Mit der mittleren E.coli-Konzentration und dem Trockenwetterabfluss wurde die tägliche Fracht an E.coli berechnet. Ausführliche Daten zu den Untersuchungen befinden sich im Anhang 4. Anhand der täglichen Bakterienfracht, die die Kläranlage in das entsprechende Gewässer liefert, ist eine Einschätzung über das Ausmaß der hygienischen Verschmutzung möglich.

Kläranlage	Größe (EWG)	Anlagentyp	Trockenwetter- abfluss m³/d	Fracht E.coli MPN/d	Fracht pro EWG MPN/d+EWG
KA Eckernförde	35.000	mechanisch-biologisch Fällung, Flockung, Flotation Sandfiltration	4.500*	1,06E+11	3,02E+06
KA Damp	15.000	mechanisch-biologisch Sandfiltration UV-Desinfektion (Mai-Sept.)	1.100*	5,61E+08	3,74E+04
KA Waabs	12.000 (Som.) 3.500 (Winter)	mechanisch-biologisch (im Sommer) Teichanlage (im Winter, im Sommer als Nachklärung)	1.500 (Sommer)	5,75E+09	4,79E+05
KA Holtsee	7.000 (5000 Meierei)	mechanisch-biologisch Absetzbecken	900	1,21E+12	1,72E+08
KA Revkuhl	5.000	Teichkläranlage UV-Desinfektion (Mai-Sept.)	260*	1,30E+08	2,59E+04
KA Fleckeby	3.550	mechanisch-biologisch Nachklärbecken	360*	1,28E+10	3,60E+06
KA Ascheffel	1.650	mechanisch-biologisch Nachklärteiche	215	6,73E+08	4,08E+05
KA Osterby	1.500	mechanisch-biologisch Nachklärteiche	195	1,95E+07	1,30E+04
KA Goosefeld	800	Teichkläranlage Pflanzenbeet	105	1,33E+08	1,67E+05
KA Kochendorf	700	Teichkläranlage	90	1,05E+09	1,50E+06
KA Damendorf	500	Teichkläranlage	65	3,28E+08	6,55E+05
KA Hummelfeld	130	Teichkläranlage Schilfgürtel	17	9,69E+06	7,45E+04
KA BW Borgstedter Enge	(150) 30	mechanisch-biologisch	4	1,12E+09	3,75E+07

**Tabelle 5-1: Beschreibung der untersuchten kommunale Kläranlagen**

Demnach handelt es sich bei der KA Holtsee mit 7000 EWG um die Kläranlage mit der größten Bakterienfracht pro Tag noch vor der KA Eckernförde mit 35.000 EWG. Bei dieser Beurteilung muss immer die Größe des Gewässers, in das eingeleitet wird, und somit die Menge an Wasser, die zur Verdünnung zur Verfügung steht, mit in Betracht gezogen werden. Die KA Holtsee entwässert in die Habyer Au, ein kleineres Gewässer. Die KA Eckernförde entwässert direkt in die Eckernförder Bucht. Wenn dort eine ausreichende Vermischung des Kläranlagenablaufs mit dem Ostseewasser stattfindet, wird vermutlich für ausreichende Verdünnung gesorgt. Bei ungünstigen Wetter- und Strömungsverhältnissen wird das Wasser aus der Kläranlage jedoch in die Eckernförder Bucht gedrückt und auf die dort vorhandenen Badestellen zugeleitet.

Eine weitere wichtige Rolle bei der Beurteilung des Verschmutzungspotentials spielt die Rolle des Sediments und die Entfernung der Kläranlageneinleitung zur Badestelle. Ein großer Teil der Bakterien wird an das Sediment gebunden und mit den Partikeln transportiert. Durch die längere Überlebenszeit im Sediment können diese Bakterien auch über längere Entfernungen zur Badestelle transportiert werden. Um dies in Zahlen fassen zu können, müssten verlässliche Informationen über die Sedimentart und die Partikelgrößen sowie die Durchflussgeschwindigkeiten in dem Gewässer in ein Modell einfließen und zusammen mit den Lebensbedingungen der Bakterien bewertet werden.

Durch die Untersuchungen wurde deutlich, dass es sich bei kommunalen Kläranlagen um die wichtigste Verschmutzungsquellen für Badegewässer handelt. Dabei weisen Kläranlagen mit Nachklärteichen, Pflanzenbeeten oder solche mit Desinfektion des Ablaufs z.B. durch UV-Desinfektion ein wesentlich bessere Reinigungsleistung bezogen auf Bakterien auf, als solche mit einer mechanisch-biologischen Reinigung und Nachklärung über Nachklärbecken. Als weitere Quelle hygienischer Verschmutzung auf kommunalen Kläranlagen wurden immer wieder technische Störfälle mit erheblichem Eintrag von Fäkalien ins Gewässer identifiziert.

### **5.1.2 Kleinkläranlagen**

Im Laufe des dreijährigen Forschungsprojektes wurden in den Messkampagnen 2006 und 2008 verschiedene Bauarten von Kleinkläranlagen auf ihre Reinigungsleistung die Bakterien betreffend untersucht. Als Kleinkläranlagen sind Abwasserreinigungsanlagen mit einem maximalen Abwasserzufluss von acht m<sup>3</sup> pro Tag bzw. bis zu 50 angeschlossenen EWG definiert (Otterpohl, 2002). Es wurden Nachklärteiche, Pflanzenbeete als naturnahe Anlagen und Tropfkörper als technische Anlagen untersucht. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen zeigt die Abbildung 5-8. Die Schwankungsbreite bei den E.coli-Konzentrationen machte es notwendig eine

logarithmische Skalierung zu wählen. Große Unterschiede gab es nicht nur zwischen den verschiedenen Bauarten sondern auch in innerhalb einer Bauart.

Ersichtlich ist, dass die schlechteste Reinigungsleistung die Bakterien betreffend die Tropfkörper als technische Lösung besitzen. Dies ist bedingt durch die Funktionsweise dieser Kleinkläranlage (KKA). Die für die Reinigung des Abwassers zuständigen Bakterien bilden an groben Füllstoffen mit großer Oberfläche einen Biofilm. Dort werden vermutlich auch Indikatorkeime und pathogene Keime mit eingebunden. Das vorgereinigte Abwasser wird mehrmals über das Füllmaterial geleitet und der Biofilm wächst. Durch die Spülung mit Abwasser werden Flocken dieses Biofilms abgerissen und ausgetragen. Zur Entfernung der Flocken ist eine Nachklärung erforderlich (Otterpohl, 2002).

Die kleinsten E.coli-Konzentrationen weisen grundsätzlich die Pflanzenbeete (PKA) auf. Das Pflanzenbeet PKA 3 aus dem Jahr 2008 wies Ablaufwerte zwischen 80 und 3.880 MPN/100 ml auf. Noch größere Schwankungen wurden bei PKA 4 festgestellt. Hier schwankten die Ablaufwerte zwischen 310 und 11.200 MPN/100 ml. Beide Pflanzenbeete waren während der Beprobungsphase eingestaut, d.h. die Zuflüsse waren verstopft und das Abwasser gelang nur schwallweise in das Beet und die Beete wurden nicht kontinuierlich durchströmt. Dies führt dann auch zu den phasenweise hohen Ablaufwerten. Die Pflanzenkläranlage PKA1 und PKA2 funktionierten einwandfrei, was auch an der sehr guten Reinigungsleistung die Bakterien betreffend zu sehen ist.

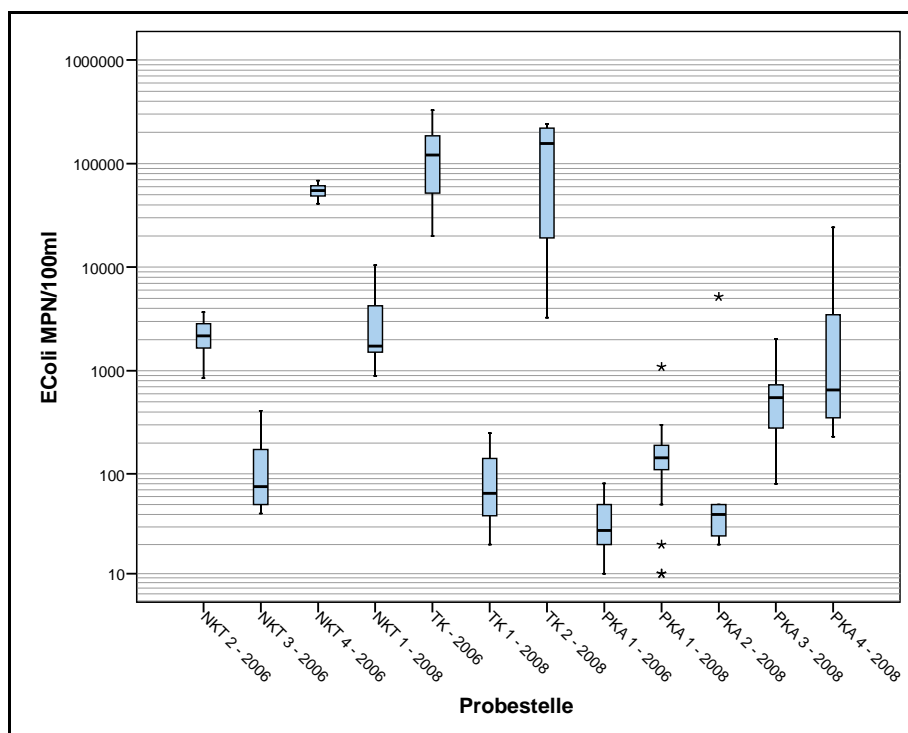


Abbildung 5-8: Boxplot der Ablaufwerte von KKA

Auch bei den Nachklärteichen gibt es große Unterschiede bei den E.coli-Konzentrationen im Ablauf. Der Nachklärteich (NKT) 4 wies sehr hohe E.coli-Werte zwischen  $4 \times 10^4$  und  $7 \times 10^4$  MPN/100 ml auf, während die Ablaufwerte des NKT 3-2006 zwischen 41 und 410 MPN/100 ml schwanken. Vom Reinigungsprinzip sind Nachklärteiche sehr gut zur Reduzierung der Bakterienfracht geeignet. Durch Sedimentation werden Bakterien und anhaftende Partikel abgeschieden. Wenn jedoch die Teiche zu klein dimensioniert sind, nicht regelmäßig entschlammt werden oder im Teich eine Kurzschlussströmung vorliegt, kann keine ausreichende Sedimentation stattfinden.

Die beste Lösung für die Reinigung von Abwasser in Kleinkläranlagen zur Reduzierung von Bakterienkonzentrationen im Ablauf bieten die naturnahen Systeme Nachklärteiche und Pflanzenbeete, wenn die allgemeine Reinigungsleistung gut ist und die Anlagen regelmäßig gewartet und gereinigt werden.

Im Vergleich zu kommunalen Kläranlagen bringen die einzelnen Kleinkläranlagen durch die geringere Menge an eingeleitetem Wasser natürlich eine wesentlich geringere Bakterienfracht ins Gewässer. Dennoch gibt es in ländlichen Gebieten eine große Anzahl von Kleinkläranlagen. Im Einzugsgebiet der Schwastrumer Au leiten z.B. 52 Kleinkläranlagen in das Gewässer ein, was zu einer hygienischen Belastung des Gewässers führt. Ein Nachklärteich mit 20 EWG und einer durchschnittlichen E.coli-Konzentration von 1000 MPN/100 ml liefert eine tägliche Fracht von  $10^7$  Keimen ins Gewässer. Wenn an einem Gewässerlauf 10 solcher Anlagen einleiten ist dies durchaus mit der Fracht einer kommunalen Kläranlage zu vergleichen.

### 5.1.3 Regenwassereinleitungen

In den Untersuchungsgebieten befinden sich verschiedene Regenwassereinleitungen mit unterschiedlichen Reinigungsarten.

Bei den Untersuchungen der Wasserproben aus den Trennsystemen fiel auf, dass die Enterokokken-Konzentrationen in den Wasserproben ebenso hoch oder höher als die E.coli Konzentrationen waren. Gleiches wurde auch bei Untersuchungen von Vogelkot und Rindergülle festgestellt. Diese Umstände weisen darauf hin, dass mit dem Regenwasser Partikel und die daran gebundenen Bakterien aus Tierkot bzw. Tierkot direkt z.B. von Vögeln, Hunden oder Pferden in die Kanalisation gespült werden. Dies erklärt auch die teilweise hohen Belastungen des Regenwassers in den Regenentwässerungen aus Siedlungsbereichen. Die Belastungen lagen dort bei Werten von  $10^5$  MPN/100 ml E.coli und Enterokokken.

Zusätzlich besteht die Möglichkeit, dass sich im Kanalsystem an den Wänden und in Stillwasserzonen die eingetragenen Partikel und Bakterien absetzen und einen Biofilm bilden. Dadurch wird ein Speicher für pathogene Keime geschaffen, der bei

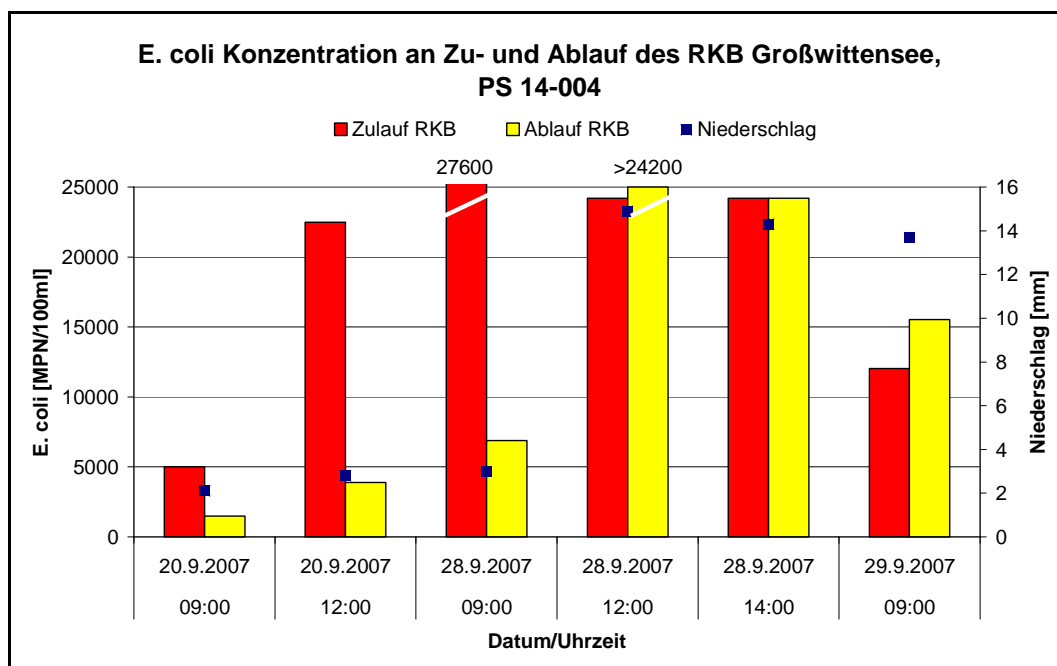
Wasserabfluss teilweise abgelöst werden kann und dann ins Gewässer eingetragen wird.

Das Regenwasser aus Trennsystemen welches als normal verschmutzt eingestuft wurde, sollte laut der technischen Bestimmung zum Bau und Betrieb von Anlagen zur Regenwasserbehandlung bei Trennkanalisation mindestens in Regenklärbecken (RKB) gereinigt und dann dem Gewässer zugeführt werden (Amtsblatt S-H, 2002).

Als normal verschmutzt gilt das Niederschlagswasser das aus Mischgebieten, Gewerbegebieten und Hauptverkehrsstraßen abgeleitet wird.

Alle untersuchten RKB konnten ihre Reinigungsleistung bei Regenwetter, in Hinblick auf die hygienische Reinigung, nicht aufrechterhalten. Die Reinigungsleistung sank bei stärkeren Niederschlägen sogar gegen null.

Ein Beispiel dafür ist das Regenklärbecken aus Groß Wittensee (PS 14-004), dort versagte das Becken bei Niederschlägen von mehr als 14 mm/24 h wie in Abbildung 5-9 zu sehen. Bei leichten Niederschlägen von bis zu 4 mm/24 h konnten im Mittel noch 75% der Bakterien zurück gehalten werden.



**Abbildung 5-9: Untersuchung des RKB Groß Wittensee**

Die Abspülungen von landwirtschaftlich betriebenen Höfen kann der Trennkanalisation eine erhebliche Keimfracht zuführen. Durch Falschanschlüsse von Siloplaten oder anderen befestigten Flächen können die Tierfäkalien direkt ins Gewässer gelangen. Niederschlagswasser das eigentlich als niedrig belastet

eingestuft wird, da es aus Wohngebieten kommt, kann dann zu einer großen Belastungsquelle werden, die ungeklärt ins Gewässer eingeleitet wird. Bei Regenwassereinleitungen in ländlichen Gebieten sollte daher die Herkunft des Regenwassers überprüft werden, da vom hygienischen Standpunkt aus das Wasser hoch belastet sein kann.

Die Regenrückhaltebecken, durch die Straßenwasser abgeleitet wurde, zeigten keine Auffälligkeiten. Die Zuläufe waren schwer zugänglich, daher wurden Proben möglichst direkt nach dem Zulauf im RRB genommen. Die Bakterienkonzentrationen waren hier insgesamt sehr niedrig. Die Leistungsfähigkeit der Becken konnte dadurch nicht bestimmt werden.

#### **5.1.4 Schmutz- und Mischwasserkanäle**

In den untersuchten Gebieten zeigte sich, dass auch Kanalsysteme selbst eine Quelle für hygienische Belastungen sein können. Durch Störfälle in Kanalsystemen, zur Ableitung von gereinigtem Abwasser, werden die in Kapitel 2 beschriebenen Biofilme mit weiteren Bakterien und Viren „gefüttert“. Störfälle in der KA Damp (PS 01), in denen Abwasser direkt oder unzureichend geklärt in die Ablaufkanäle gelangte, konnten identifiziert und behoben werden, aber die Bakterienkonzentrationen sanken auch nach der Spülung der Kanäle nicht dauerhaft. Zur Entfernung der Biofilme mussten die Wände der Rohre in regelmäßigen Abständen mechanisch gereinigt werden.

Durch einen anderen Störfall an der Pumpstation in der Gemeinde Kleinwaabs kam es zum Eintrag von Abwasser in ein Gewässer. Hier war die Abwasserleitung durch Zuführung von Fremdwasser bei einem Starkregenereignis überlastet, so dass die angelegten Pumpen zum Transport des Abwassers zur Kläranlage keine ausreichende Leistungsfähigkeit aufwiesen. Das Schmutzwasser trat aus dem Abwassersystem über die Schächte aus und lief direkt in die Strandbek (PS 07). Diese geballte Bakterienfracht gelangte direkt in die Ostsee, nahe der Gemeindebadestelle Kleinwaabs und wurde mit der Strömung entlang der Küste in Richtung Süden verdriftet. Bilder dieses Störfalls sind in Abbildung 5-10 zu sehen. Messwert zu diesem Störfall sind in Kapitel 5.2.1.7 Strandbek dargestellt.



**Abbildung 5-10: Störfall Kanalisation Kleinwaabs**

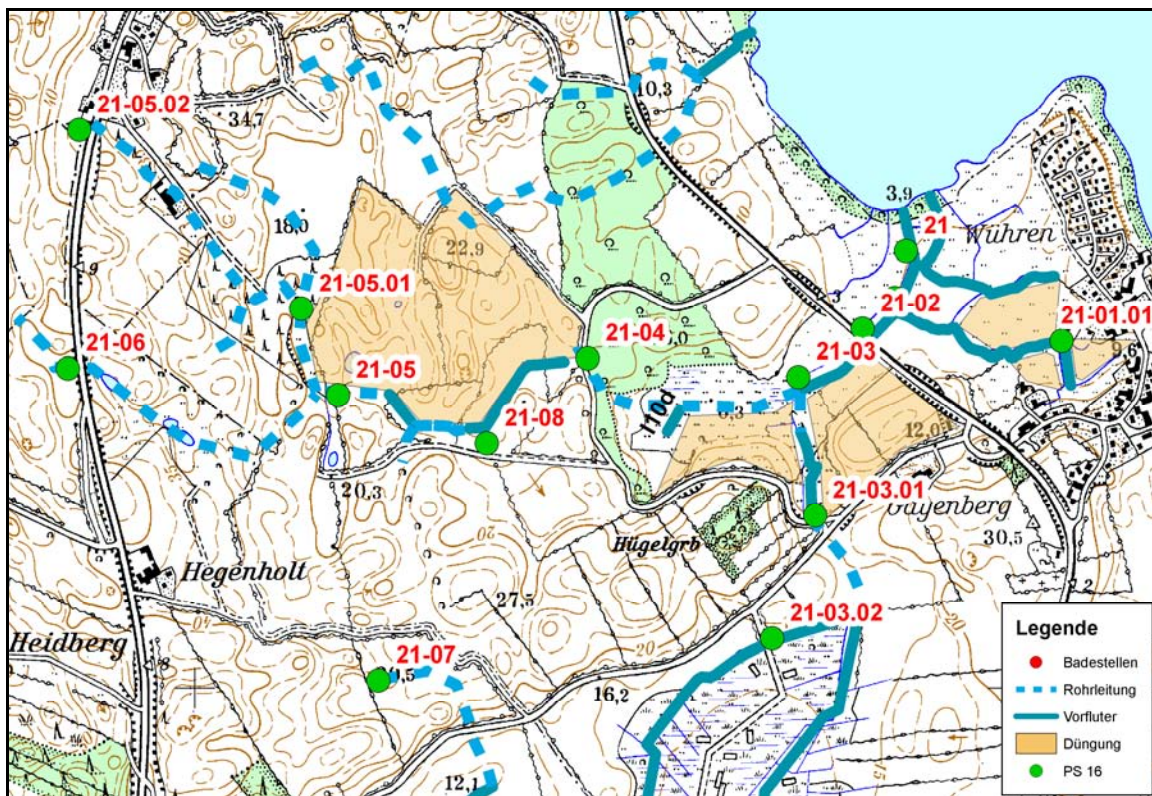
Auch durch Fehlanlüsse von Häusern an das Regenwasserkanalnetz können Bakterienfrachten in das Gewässer eingetragen werden. In Goosefeld wurde ein Falscheinleiter vermutet, da auch bei Trockenwetter Wasser in der Regenwasserleitung abgeführt wurde, das eine hohe Belastung mit E.coli Bakterien aufwies. Die E.coli- und Enterokokken-Konzentrationen lagen weit auseinander. Während die E.coli-Konzentrationen mit  $10^5$  MPN/100 ml stark erhöht waren, wiesen die Enterokokken-Konzentrationen nur Werte bis  $10^4$  MPN/100 ml auf. Dies kann auch ein Hinweis auf einen Eintrag humaner Fäkalien sein.

Eine weitere Variante der hygienischen Belastung der Gewässer aus Kanalnetzen ist das Abschlagen von Mischwasser. Bei starken Niederschlägen ist die Mischwasserkanalisation überlastet. Durch das Abschlagen des Mischwassers trifft mit ungeklärtem Abwasser eine hohe Bakterienfracht in das Gewässer. Dieser Keimeintrag wird dann im Sediment des Gewässerlaufes gespeichert und bis zum Auslauf an der Badestelle transportiert. Bei dem untersuchten Mischwasserüberlauf in Goosefeld fand im Jahr 2008 von Mai bis August dreimal eine Entlastung statt.

### **5.1.5 Landwirtschaft**

Die Untersuchungen zu den Verschmutzungen aus diffusen Quellen war ein Teilbereich dieses Forschungsprojektes. Es konnte durch die stichprobenartig durchgeführten Untersuchungen an mehreren Standorten keine repräsentative Datengrundlage für die Quantifizierung der Einträge aus landwirtschaftlichen Quellen gewonnen werden. Es konnte jedoch durch die Untersuchung von verschiedenen Gewässerabschnitten in ausschließlich landwirtschaftlich genutzten Gebieten der Einfluss der Einträge aus landwirtschaftlichen Flächen aufgezeigt werden. Dazu wurde auch ergänzend in einer Untersuchung am Wittensee während der

Messkampagne 2007 ein Gewässer in einem landwirtschaftlich genutzten Gebiet vor und kurz nach dem Aufbringen von Rindergülle in Verbindung mit starken Regenfällen untersucht.

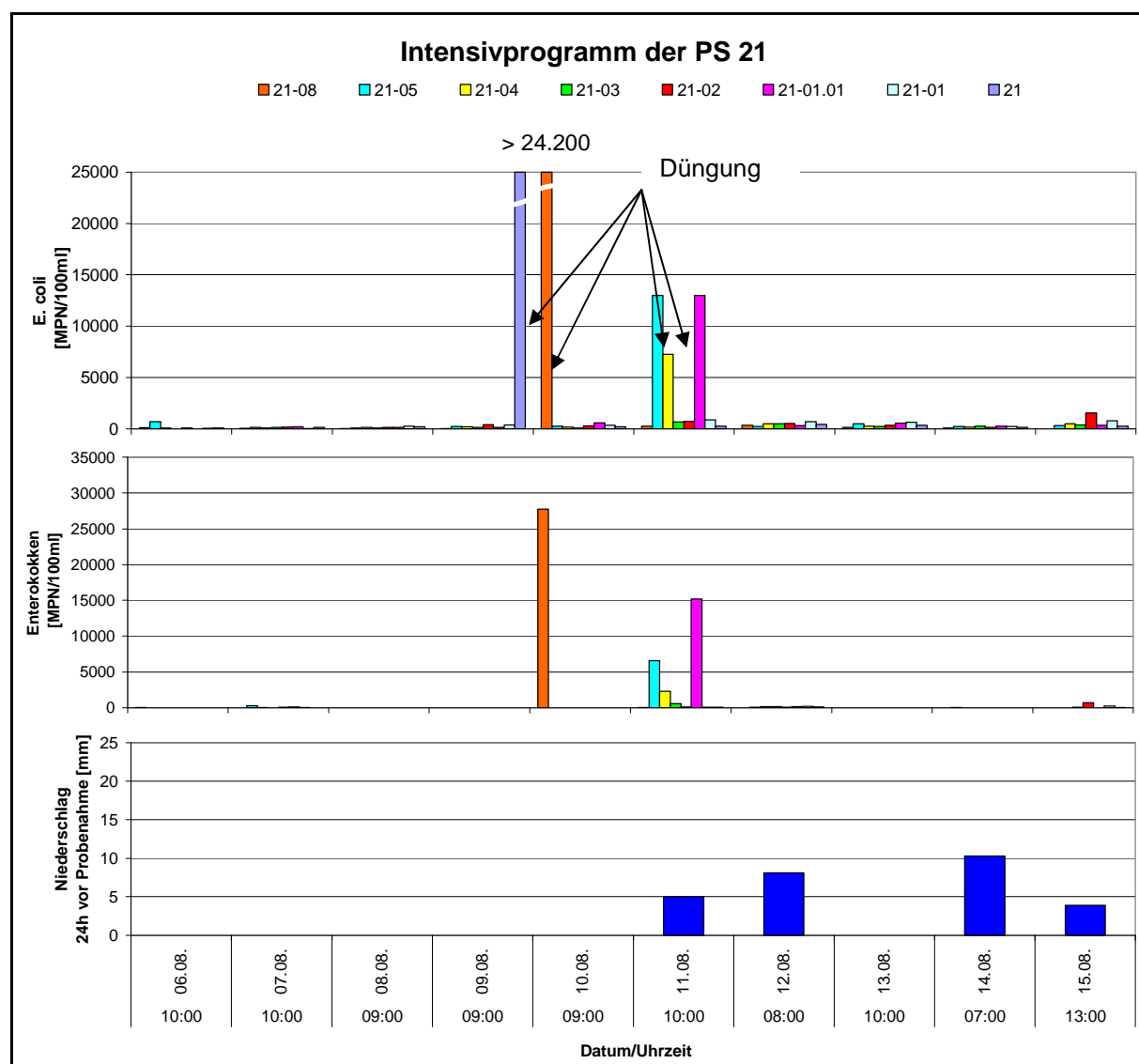


**Abbildung 5-11: Untersuchungsgebiet Sonderprogramm Landwirtschaft**

In diesem Gebiet wurden in der Zeit vom 9. August bis zum 11. August verschiedene Flächen in unmittelbarer Nähe der Meynbek mit Rindergülle gedüngt. Die Untersuchung der verwendeten Rindergülle ergaben eine E.coli-Konzentration von  $3,5 \times 10^6$  und eine Enterokokken-Konzentration von  $8,2 \times 10^6$  MPN pro 100 ml. Laut Literatur hat frischer Rinderkot eine E.coli-Konzentration von  $10^9$  MPN pro 100 ml. Durch Langzeit-Lagerung nimmt der Gehalt ab (Weiß, 2003). Demnach handelte es sich nicht um gelagerte oder verdünnte Rindergülle.

Die Grundbelastung in diesem Gewässer lag auch bei Niederschlägen an allen untersuchten Stellen unter 1.000 MPN/100 ml für E.coli und für die Enterokokken unter 700 MPN/100 ml. In der Abbildung 5-12 sind die Bakterienwerte in Verbindung mit dem Niederschlag für die untersuchte Düngeperiode dargestellt. Deutlich zu sehen ist der Anstieg der E.coli- und Enterokokken-Konzentration nach erfolgter organischer Düngung an der PS 21 am 9. August und an der PS 21-08 am 10. August. Es ist ein deutlicher Anstieg der Bakterienkonzentration auch ohne Niederschlag zu verzeichnen. Auch der Gehalt an Enterokokken steigt fast im selben

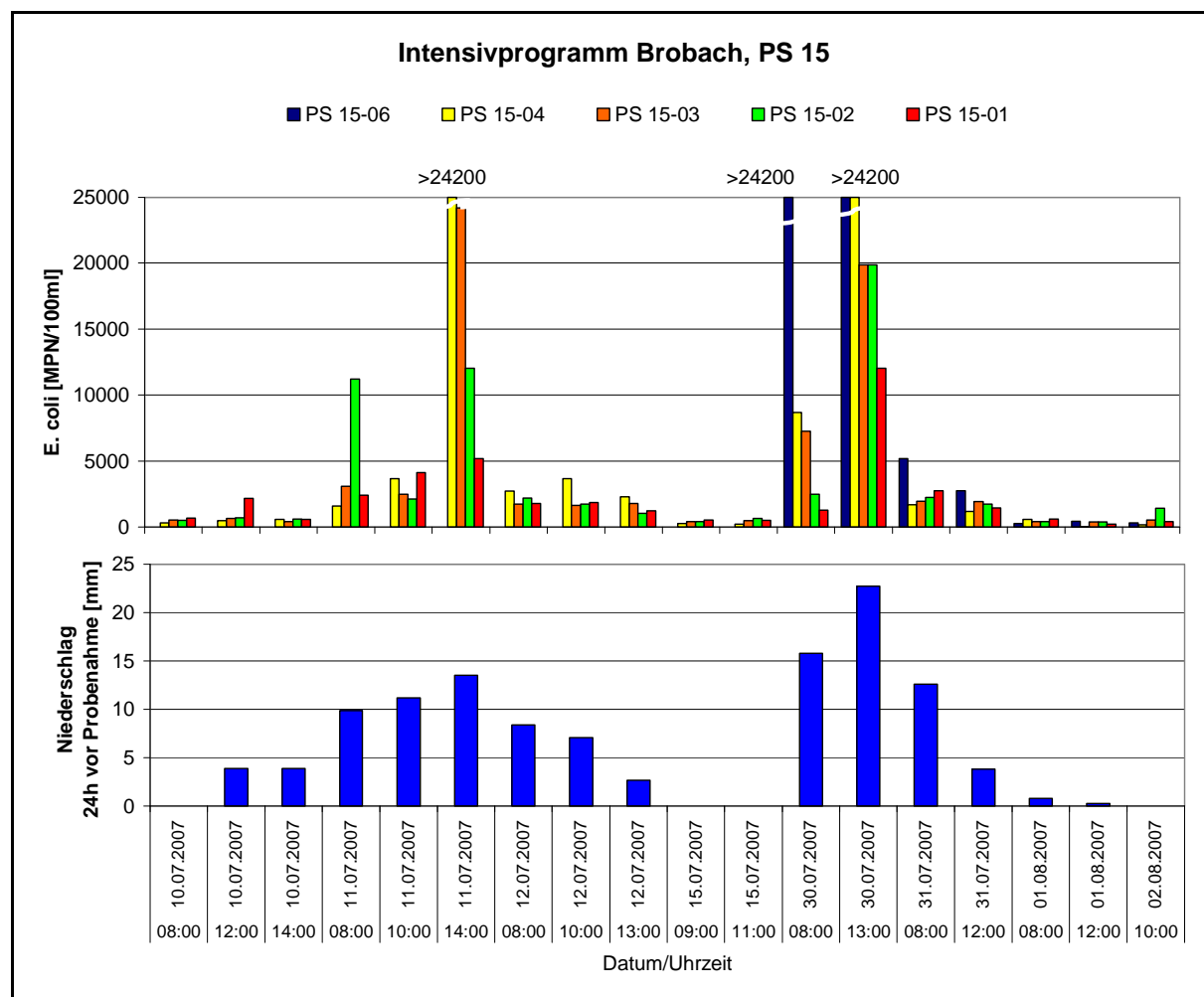
Maß wie der an E.coli. Am 11.August erfolgt an Flächen an der PS 21-01.01, einem Seitenarm der Meynbek, und auf Flächen im oberen Bereich des Gewässers an der PS 21-05 organische Düngung in Verbindung mit einsetzendem Regen. Auch hier ist ein Anstieg der Bakterienkonzentrationen gemessen worden. Nach 24 Stunden hatten sich die Bakterienkonzentrationen trotz anhaltenden Regens wieder normalisiert. Allerdings soll es laut Literatur erst ab einer Niederschlagshöhe von 20 mm zu Beeinträchtigungen der hygienischen Wasserqualität durch Bakterieneintrag über Drainagen aus landwirtschaftlichen Flächen kommen (Weiß, 2003).



**Abbildung 5-12: Bakterienkonzentration in Verbindung mit organischer Düngung**

Aber auch ohne kurz zuvor erfolgte organische Düngung wurde in einem ausschließlich landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebiet, in dem keine Punktquellen

vorhanden waren, ein Anstieg der Bakterienkonzentrationen gemessen. Wie in Abbildung 5-13 zu sehen steigen ab einem Niederschlag von 10 mm/d die E.coli-Werte von vor Beginn des Niederschlags unter 1.000 MPN pro 100.ml auf bis zu 11.000 MPN pro 100 ml. Bei anhaltendem und zunehmendem Niederschlag stiegen die Konzentrationen zum Teil über den Grenzwert von 24.200 MPN pro 100 ml.



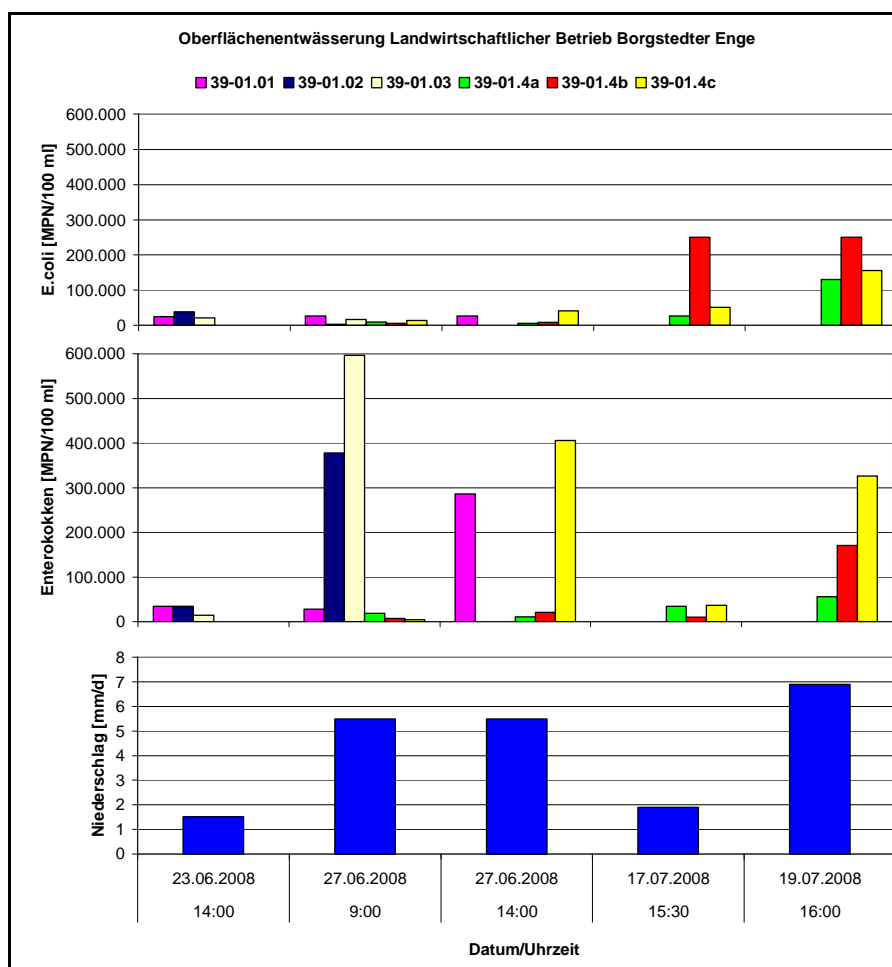
**Abbildung 5-13: Untersuchungen in einem landwirtschaftlich genutzten Gebiet**

In der zweiten Niederschlagsphase wurde am Oberlauf des Gewässers ein Schacht mit Drainagenzuläufen beprobt (PS 15-06). Dort überstiegen die E.coli-Konzentrationen die Nachweisgrenze und im Verlauf dieses Tages mit zunehmender Niederschlagsmenge stiegen die E.coli-Konzentrationen an allen Probenahmestellen des Gewässers bis hinunter zur Einleitung in den Wittensee. Mit Ende der Niederschläge sank auch die Bakterienkonzentration auf unter 100 MPN pro 100 ml. Die Konzentration der Enterokokken lag bei Trockenwetter knapp unter der Konzentration der E.coli und stieg mit dem Niederschlag auf das Niveau von E.coli

an. Ähnliche Ergebnisse wurden in allen anderen ausschließlich landwirtschaftlich genutzten Gebieten ohne Punktquellen beobachtet.

Landwirtschaftlich genutzte Flächen haben demnach bei Trockenwetter keinen Einfluss auf die hygienische Qualität des Wassers im Gegensatz zu Punktquellen, wie kommunale Kläranlagen. Bei Niederschlägen jedoch, vor allem bei Niederschlägen ab 10 mm/d, werden Keime aus diesen Flächen in das Gewässer eingetragen bzw. schon vorhandene Keime mit der erhöhten hydraulischen Belastung resuspendiert und transportiert. Eine Vermutung ist, dass sich auch in den Drainagen fäkale Bakterien in Biofilmen ansiedeln oder ablagern und mit dem abfließenden Dränwasser in die Gewässer gelangen. Bei organischer Düngung gelangen ebenfalls große Mengen von fäkalen Bakterien ins Gewässer. Dies wird durch Niederschläge noch verstärkt.

Fäkale Bakterien gelangen aber nicht nur von landwirtschaftlich genutzten Flächen in die Gewässer sondern auch von den Betriebsflächen der Höfe. An mehreren Stellen wurden in Kanälen oder Schächten der Regenentwässerungen der Orte erhöhte Bakterienkonzentrationen gemessen, die auf die Einleitung von Oberflächenentwässerungen von landwirtschaftlichen Betrieben zurückzuführen waren. Ein Beispiel zeigt die Abbildung 5-14. Dort wurde zwischen der Probenahmestelle PS 39 und PS 39-01 ein starker Anstieg der Bakterienkonzentration gemessen, der auf die Einleitung der Oberflächenentwässerung in die Regenwasserkanalisation zurückgeführt werden konnte.



**Abbildung 5-14: Belastung durch Oberflächenentwässerung landwirtschaftlicher Betriebe**

Die Probenahmestellen 39-01.04a, b, und c sind Zuläufe eines Schachtes der Regenwasserkanalisation, die das Oberflächenwasser eines landwirtschaftlichen Betriebs einleiten. Wie in der Abbildung zu sehen, kommen die höchsten Bakterienkonzentrationen aus diesen Zuläufen. Hierbei handelt es sich um extrem hohe Werte von zum Teil mehr als  $2,5 \times 10^5$  MPN E.coli pro 100 ml. Auffällig ist, dass die Enterokokken-Konzentrationen mit bis zu  $4 \times 10^5$  MPN/100 ml deutlich über den E.coli-Konzentrationen liegen. Dies deutet auf Verunreinigung durch tierische Fäkalien hin (Gasse, 2006). Quellen für fäkale Verunreinigungen auf den Flächen von landwirtschaftlichen Betrieben können z.B. Misthaufen, Güllebehälter, verunreinigte Hofflächen, Melkstände oder veraltete Ställe sein. Oft sind Fehleinleitungen von verschmutztem Wasser in die Regenleitung oder nicht sachgemäßer Ausbau der Leitungen Ursache dafür.

Vor allem in ländlichen Gebieten ist die Bewirtschaftung von landwirtschaftlichen Flächen und Höfen eine wichtige Quelle für die hygienische Belastung der

Badegewässer. Je näher die Flächen oder Höfe an den Gewässern und Badestellen liegen, desto höher ist das Risiko einer fäkalen Verunreinigung.

### 5.1.6 Wasservögel

Die Untersuchungen im südlichen Teil des Wittensees im Naturschutzgebiet, wo sich große Gruppen von Wasservögeln aufhalten, ergaben sehr geringe E.coli- und Enterokokken-Konzentrationen. Abbildung 5-15 zeigt die Probenahmestellen für das Sonderprogramm. Am Ufer parallel zu den Probenahmepunkten und rund um die kleine Insel hielten sich auf den angrenzenden Wiesen und im Wasser große Vogelschwärme auf. In der folgenden Tabelle 5-2 sind die Ergebnisse der Untersuchung zum Einfluss der Wasservögel zusammengefasst.



Abbildung 5-15: Probenahmestellen Sonderprogramm Wasservögel

Datum	E.coli	Enterokokken	Anzahl	Niederschlag
	MPN/100 ml Mittelwert	MPN/100 ml Mittelwert	Messungen	mm/d
29.08.2007	31	10	9	3,3
31.08.2007	78	/	16	3,9
01.09.2007	39	/	8	0,4
03.09.2007	20	15	8	1
10.06.2008	19	23	18	0

**Tabelle 5-2: Wasserqualität Wasservögel**

Die Untersuchungen im Jahr 2007 wurden während der Messkampagne 2008 zur Überprüfung der Ergebnisse wiederholt, Ausführliche Daten befinden sich im Anhang 2. Es wurden einzelne Überschreitungen der Leitwerte gefunden, aber keine Grenzwertüberschreitung. Diesen Untersuchungen zufolge ist die hygienische Belastung durch Wasservögel vergleichsweise gering. Zu diesem Ergebnis kommen auch andere Untersuchungen (Gasse, et al., 2006, Zaglauer, 2003)

In einer Untersuchung zur Badegewässerqualität im Bodensee wurde eine rechnerische Abschätzung des Einflusses von Wasservögeln auf die hygienische Belastung vorgenommen (Gasse et al., 2006). Eine ähnliche Abschätzung wird hier in Anlehnung an diese Untersuchung dargestellt

Die Untersuchungen von am Strand liegendem, frischem Vogelkot ergaben einen Gehalt an E.coli von  $2,1 \times 10^7$  MPN/g Trockengewicht im Mittel und einem Gehalt von  $1,5 \times 10^7$  MPN/g Trockengewicht an Enterokokken (Tabelle Anhang 2). Dies entspricht den in der Literatur gefundenen Gehalten von  $10^6 - 10^8$  MPN/g Trockengewicht (Gasse et al., 2006). Ein Vogel scheidet je nach Art und Größe 1 – 30 g Kot am Tag aus. Ausgehend von der Annahme, dass der gesamte Kot ins Wasser abgegeben wird, worüber es keine verlässliche Aussagen gibt, würden von 1000 Vögeln täglich  $10^{10}$  fäkale Keime ins Wasser abgegeben werden. Je nach Größe des Gewässers und der damit verbundenen Verdünnung würde dies zu unterschiedlichen Bakterienkonzentrationen führen.

Nach Daten des Landesamtes für Umwelt und Natur wurden im Bereich des Wittensees im Mittel ca. 3000 Vögel in Zählungen des Jahres 1995/96 gefunden, auf einer Seefläche von 1002 Hektar, mit einer maximalen Dichte von 56 Vögeln pro 10 Hektar (Corax, 2000).

Diese 56 Vögel liefern  $8 \times 10^9$  Keime pro Tag auf eine Fläche von 10 Hektar. Dies würde zu einer Bakterienkonzentration von 8 MPN/100 ml führen unter der

Voraussetzung, dass die gesamte Kotmenge ins Wasser abgegeben wird. Die Einleitung des Graben I 7 an der Probenahmestelle PS 24 hingegen liefert mit  $2 \times 10^{10}$  eine zwanzigfach höhere tägliche Fracht. Die hygienische Belastung durch den Kot von Wasservögeln ist im Vergleich zu anderen Quellen als sehr gering anzusehen.

Trotzdem ist eine Belastung durch Vogelkot unter bestimmten Bedingungen denkbar. Der Kot von Wasservögeln enthält eine gewisse Menge an fäkalen Bakterien, die wenn sie in ausreichender Menge ins Wasser gelangen und dort keine ausreichende Vermischung stattfindet, örtlich zu einem höheren Gehalt an Bakterien führen kann. Auf jeden Fall ist zu empfehlen, den Kot aus den Uferzonen der Badestellen regelmäßig zu entfernen, was an den meisten Stränden schon passiert.

## **5.1.7 Sediment**

### **5.1.7.1 Methodik**

Zurzeit gibt es kein einheitliches Untersuchungsverfahren mit dessen Hilfe die lebenden Bakterien am Gewässersediment bestimmt werden können.

Für dieses Projekt war es von Bedeutung zu erfahren, ob E coli und Enterokokken in Gewässersedimenten nachgewiesen werden können und an welche Partikelgrößen sie sich haften. Der Einfluss auf die Badegewässer durch den Transport der Partikel sollte damit auch erforscht werden. In den Sedimentuntersuchungen wurde ein Zusammenhang zwischen der Bakterienkonzentration und der Trockenmasse an Partikeln in einer Suspension festgestellt. Die beiden Parameter korrelieren positiv.

Durch die Filtration der Suspensionen und der Wasserproben mit Schwebstoff- und Sedimentanteilen konnte herausgefunden werden, dass 30% bis 70% der E.coli Bakterien in der Probe an der erfassten Partikeltrockenmasse anhaftet. Die Filtration des Überstandswassers erwies sich als gute Methode, um die Partikel von der Wasserphase abzutrennen. Dabei eigneten sich die Filter mit einer Partikelretention von  $2,7 \mu\text{m}$  am besten, da sie den größten Teil der Partikel zurück hielten und die Bakterien hindurch gelangten. Es muss allerdings bedacht werden, dass durch die Porengröße auch die Partikel  $< 2,7 \mu\text{m}$  gelangen können, an welchen die E.coli und Enterokokken auch anhaften können. Es kann mit der Methode keine vollständige Trennung der Bakterien an den Partikeln von den freischwimmenden Bakterien erreicht werden. Die besten Ergebnisse zur Bakterienerfassung ergaben die Filtrationsversuche mit steril filtriertem Standortwasser. Die Bakterienkonzentration im Überstandswasser stieg mit steigender Trockenmasse an.

Die Versuche mit sterilem Wasser ohne Salze und Nährstoffe zeigten, dass E.coli und Enterokokken in sterilem Wasser durch den entstehenden osmotischen Druck in

der Zelle gehemmt werden können und schlecht reproduzierbare Ergebnisse mit großen Abweichungen entstehen. Bei der Verwendung der steril filtrierten Standortwässer wurde festgestellt, dass die Inhaltsstoffe des Wassers von Bedeutung sind. Das Aluminium im Standortwasser der RF01 kam aus der Kläranlage. Dort wurde es als Fällungsmittel bei der Phosphateliminierung benutzt. Das Aluminium beeinflusste im Ablauf RF01 die Sedimentation der Partikel in der Suspension mit RF01 als Suspensionsmittel, was die Reproduzierbarkeit der Ergebnisse herabsetzte.

Mit zur Hilfenahme der Ultraschallbehandlung konnte die E.coli Wiederfindungsrate im Filtrat auf 90% angehoben werden. Allerdings wurde durch den Ultraschall ca. 10% der E.coli Bakterien in den Suspensionen abgetötet. Die gute Wiederfindungsrate war nicht allein auf das Ablösen der Bakterien zurück zu führen. Bei der Ultraschallbehandlung wirkte die Kavitation des Ultraschalls auf die Suspensionen. Dadurch wurden nicht nur die Bakterien abgetötet oder von den Partikeln abgerüttelt, sondern auch die Partikel mit anhaftenden Bakterien zerkleinert. Diese zerkleinerten Partikel gelangten bei der anschließenden Filtration in das Filtrat, wodurch eine Trübung entstand. Somit kann nicht von einer vollständigen Abtrennung der Bakterien durch Ultraschall gesprochen werden.

Die ersten Untersuchungen eines Zusammenhanges zwischen Bakterienkonzentration und Trübung in einer Suspension zeigten einen weiteren Forschungsbedarf. Die weiteren Untersuchungen der Zusammenhänge ergaben nicht die erwarteten Ergebnisse. Die Versuche in Labor und Feld zeigten, dass die Parameter Trübung und E.coli Konzentration unter anderem von der Sedimentzusammensetzung im Gewässer abhängig sind. Es ergaben sich Zusammenhänge zwischen E.coli Konzentration und Trübung in einzelnen Messungen, aber diese konnten nicht statistisch belegt werden, da die Schwankungen in den Ergebnissen zu hoch waren.

Die große Matrix der Einflussfaktoren auf die Parameter macht es nicht möglich die Trübung als Online-Messung für die E.coli Konzentration im Gewässer zu nutzen. Bei einem Vergleich von zwei Trübungsmessmethoden erwies sich die Multiparametersonde, die sich theoretisch als Online-Messgerät aufgrund ihrer Messmethode eignen würde, als ungeeignet. Wo in den Ergebnissen eine Korrelation erkennbar war, stimmte diese besser mit den Messungen des manuellen Trübungsmessgerätes überein.

Die Untersuchungsmethode Enterolert-E, zum Nachweis von Enterokokken, lieferte bei der Untersuchung von Proben mit höheren Sedimentanteilen falsch positive Ergebnisse bis hin zu unauswertbaren Tests. Das kann auf die Eigenfluoreszenz von

Huminstoffen im Sediment zurückzuführen sein (Steigerwald, 2004). Es ist auch denkbar, dass die Enterolert-E Methode die im Sediment angesiedelte Begleitflora als falsch positiv miterfasst. Dieser Umstand zeigt, dass diese Methode nicht geeignet ist um Sedimentproben zu untersuchen. Die Untersuchungen von Wasserproben zum Vergleich von Methoden zur Enterokokkenbestimmung zeigten, dass das Enterolert-E - System im Vergleich zum ISO zertifizierten Verfahren höhere Konzentrationen aufwies. Das gibt auch einen Hinweis darauf, dass Enterolert-E möglicherweise ein breiteres Spektrum an Enterokokken und Umweltbakterien erfasst.

Im Verlauf der Routineuntersuchungen der Wasserproben gab es Probenahmestellen, an denen die E.coli- und Enterokokken-Konzentrationen bei Trockenwetter keine Auffälligkeiten zeigten, aber bei der Beprobung im Regenwetterprogramm vielfach höhere Bakterienwerte nachgewiesen wurden. Trotz der hohen Werte konnten dort keine fäkalen Punktquellen ausgemacht werden. In solchen Fällen könnte der Gehalt an Sedimentpartikeln im Wasserkörper die Antwort auf der Suche nach den Quellen sein.

Werden zum Zeitpunkt der Resuspendierung von Partikeln durch erhöhte Schubspannung im Gewässer Wasserproben für die Bestimmung der Badegewässerqualität entnommen, kann bei hygienisch belastetem Sediment davon ausgegangen werden, dass die E.coli- und Enterokokken-Konzentrationen in der Wasserprobe zunehmen. Der über dem Sediment fließende Wasserkörper kann dann bei Trockenwetter durchaus Bakterienkonzentrationen enthalten, die um ein vielfaches niedriger sind als bei Regenwettereinflüssen.

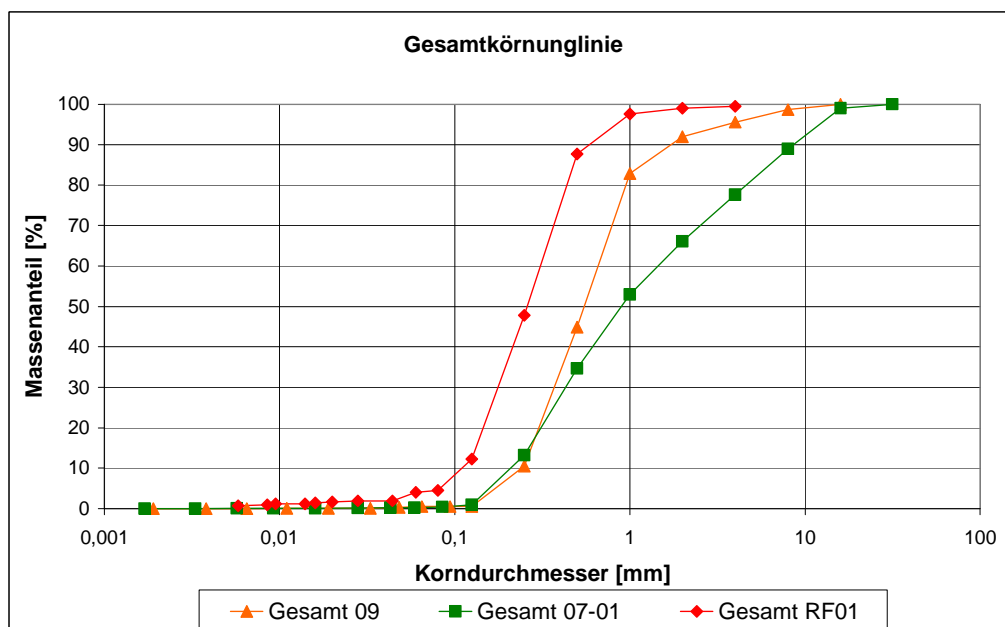
Es gibt zurzeit keine Methode die tatsächliche Resuspension vom Gewässerboden zu messen und die Abschätzungen der Resuspensionsraten, die gemacht werden können, sind stark fehlerbehaftet (Kozerski, 2006). Sicher ist, dass die Partikel resuspendiert werden und damit auch die anhaftenden Bakterien in den Wasserkörper eingetragen werden.

### **5.1.7.2 Sedimentzusammensetzung**

Die Sieb- und Sedimentationsanalysen ergaben, dass die Massenanteile der Probe aus PS 07-01 gleichmäßig verteilt sind. Das Sediment war geruchlos, sandig und körnig. Es befanden sich größere Steinchen in der Probe. In der Probe von PS 09 befand sich ein größerer Feinanteil und sie war schlammig bis sandig, schwarz gefärbt mit einem fauligen Geruch.

An den Probenahmestellen 09 und 07-01 wurden zusätzlich Durchflussgeschwindigkeiten bestimmt. Diese Werte zeigten, dass die Fließgeschwindigkeit an PS 07-01 durchschnittlich fünfmal so hoch war wie an PS 09. Das erklärt auch die

unterschiedlichen Massenanteile der Partikelgrößen im Feinanteilbereich  $< 0,125\text{mm}$ . Die feinen Partikel werden von der stärkeren Strömung mitgetragen und setzen sich erst an einem strömungsärmeren Teil des Gewässerlaufes wieder ab. Auch das organische Material an PS 07-01 wird von der Strömung schneller abgetragen als an PS 09. Es befanden sich an PS 07-01 kaum Pflanzenteile im Gewässerlauf. Das Sediment an PS RF01 war feinsandig, geruchlos und körnig. Auf die Gesamtmassen der Proben bezogen, besitzt die Probe RF01 den größten Massenanteil der Feinanteile  $< 0,125\text{ mm}$ . Die Probe hat auch insgesamt kleinere Partikel als die beiden anderen Proben PS 09 und PS 07-01. Die größte Körnung hat das Sediment an PS 07-01. Abbildung 5-16 und 5-17 zeigen die Gesamtkörnungslinien der untersuchten Sedimente.



**Abbildung 5-16: Gesamtkörnungslinien der Probenahmestellen 07-01, 09 und RF01**

Die Sedimentproben vom Herrenteich wiesen auch eine unterschiedliche Korngrößenverteilung auf. Das sandige Sediment der Uferzone (BSS) enthielt überwiegend Partikel zwischen  $1\text{ mm}$  und  $0,125\text{ mm}$ , so dass aus Mangel an Feinteilen  $< 0,125\text{mm}$  keine Sedimentationsanalyse durchgeführt werden konnte. Das schlammige Sediment (SS) enthielt einen größeren Feinanteil, der größte Massenanteil lag hier zwischen  $0,5\text{ mm}$  und  $0,125\text{ mm}$ .

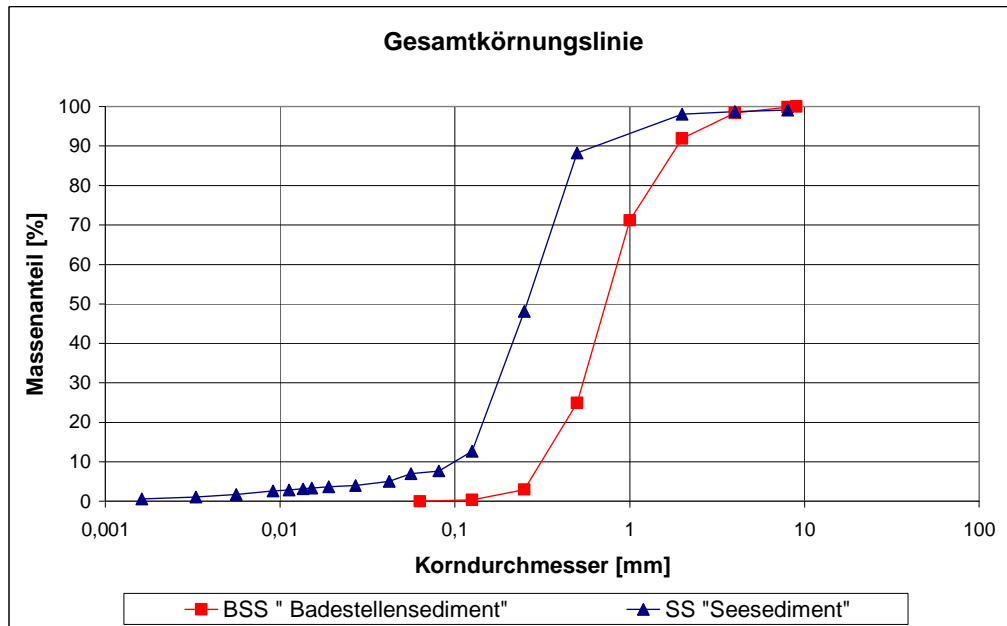
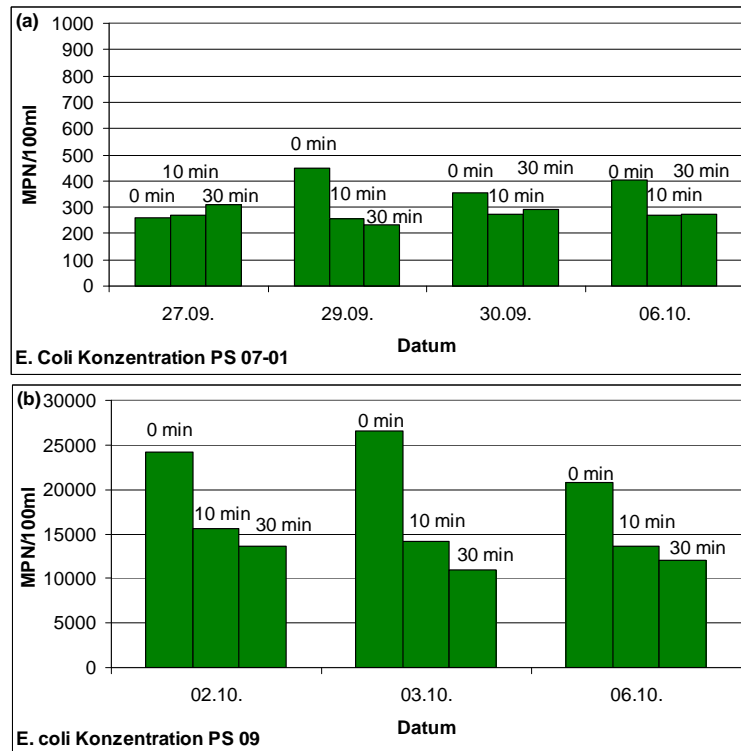


Abbildung 5-17: Gesamtkörnungslinien der Sedimentproben vom Herrenteich

### 5.1.7.3 Vorversuche

Im Laufe der Untersuchungen an PS07-01 und PS09 konnten keine ausreichenden Ergebnisse für den Einfluss der Schüttelzeit produziert werden. Aus diesem Grund wurden die Versuche in Reinfeld mit dem Sediment der RF01 wiederholt. Diese Untersuchung bestätigte die Annahme der vorhergehenden Versuche, dass die Länge der Schüttelzeit keinen Einfluss auf die Bakterienkonzentration im Überstandswasser hat. Die Absetzversuche mit den Sedimenten von PS09 und PS07-01 zeigten einen großen Unterschied in ihrer Zusammensetzung und der Bakterienkonzentration. Das Sediment der PS09 enthielt eine um den Faktor 55 höhere Bakterienkonzentration und wies eine feinere schlammigere Struktur auf. Die Sedimentpartikel der Probe PS07-01 setzten sich schnell ab, so dass die Bakterienkonzentration im Überstandswasser sich nicht veränderte. Alle größeren Partikel setzten sich vor der ersten Untersuchung direkt nach dem Schütteln ab und die kleineren Partikel verblieben über den gesamten Testzeitraum von 30 Minuten im Überstandswasser. Im Sediment der PS09 konnte eine bessere Abstufung der Absetzzeiten festgestellt werden. In diesem Sediment war der Feinanteil sehr groß und setzte sich in den 30 Minuten nach und nach ab (Abbildung 5-18 (b)).



**Abbildung 5-18: Ergebnisse der Absetzversuche**  
**E.coli Konzentrationen der Sedimentproben aus PS 07-01 (a) und PS 09 (b)**

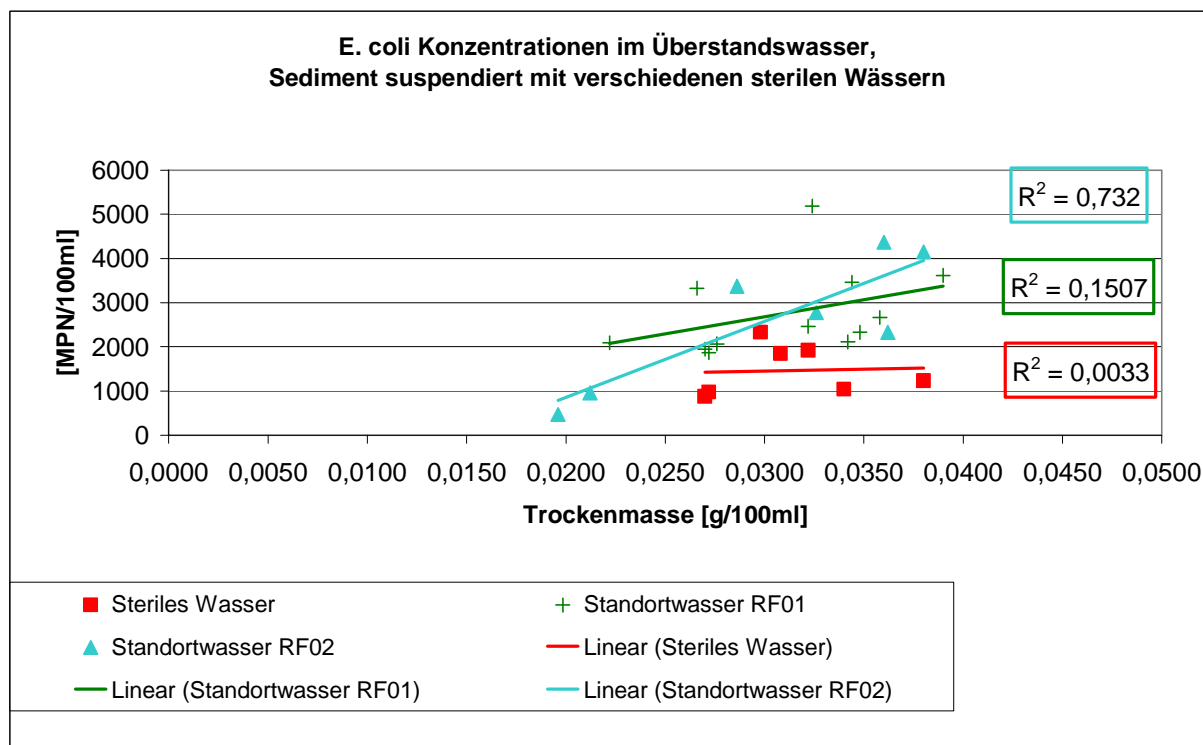
Die Enterokokken-Konzentrationen des Sedimentes der PS07-01 zeigte ein ähnliches Verhalten. Das Sediment der PS09 lieferte falschpositive Ergebnisse im Ansatz direkt nach dem Schütteln. Nach 10 Minuten Absetzzeit hat sich die Enterokokken-Konzentration um 98% verringert.

#### 5.1.7.4 Filtrationsversuche

Durch die Kombination der Filtration und der Absetzzeiten wurde herausgefunden, dass die Suspension des Sedimentes der RF01 im Überstandswasser nach den Absetzzeiten von 5, 10 und 20 Minuten der Trockenmasseanteil gleich verteilt war. Es zeigte, dass die Trockenmasse im Überstandswasser von der Partikelzusammensetzung abhängig ist. Das Sediment enthielt zum größten Teil Partikel in der Größenordnung von 0,25 mm bis 0,125 mm, welche sich schon Sekunden nach dem Schütteln abgesetzt. Nach 5 Minuten befanden sich laut Sedimentationsanalyse nur noch 1,93% Massenanteil mit der Partikelgröße < 28 µm in der Suspension, welcher sich nach 20 Minuten auf 1,15% mit Partikelgrößen < 14 µm verringerte.

Die Untersuchung zeigte nicht die erwarteten Ergebnisse aufgrund der schlechten Korrelation zwischen der Bakterien-Konzentration und der Trockenmasse. Die Tests nach 5 und 10 Minuten Absetzzeit zeigten einen leichten Anstieg der

Bakterienkonzentration mit zunehmender Trockenmasse, aber in der Absetzzeit von 20 Minuten verhielt es sich genau anders herum. Die Bakterienkonzentration im Filtrat nahm bei jeder Absetzzeit ab. Auf Grund des stabilen Trockenmassegehaltes im Überstandswasser wurden die nachfolgenden Versuche mit Standortwasser mit einer Absetzzeit von 10 Minuten vorgenommen. Diese Experimente zeigten einen Anstieg der Bakterienkonzentrationen mit zunehmendem Partikelanteil in der Trockenmasse. Auch die Bakterienkonzentrationen im Filtrat stiegen bei den Proben mit steril filtrierten Standortwassers an. Die Abbildung 5-19 zeigt die Korrelation zwischen der E.coli-Konzentration und der Trockenmasse von Suspensionen mit sterilem Wasser, sowie steril filtriertem Standortwasser von den Probenahmestellen RF01 und RF02.

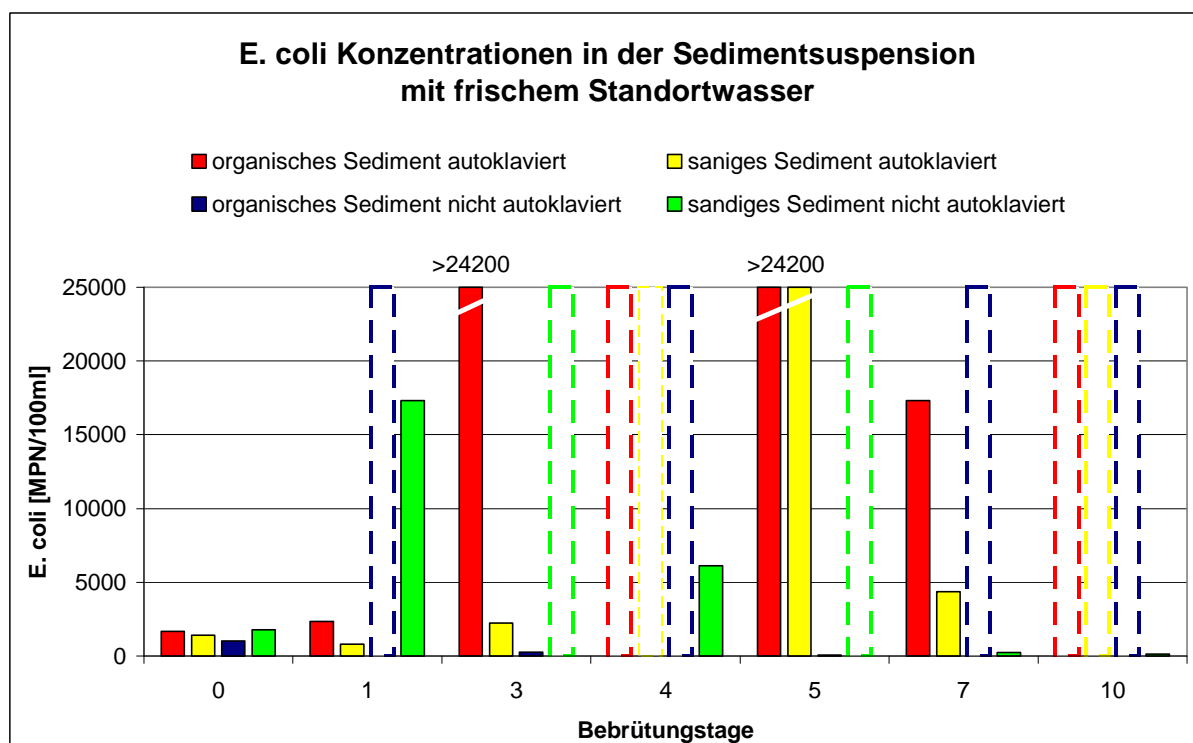


**Abbildung 5-19: Regression der E.coli Konzentration zu Trockenmasse im Überstandswasser der Suspensionen, mit Sediment von RF 01 suspendiert mit sterilem Wasser, sowie sterilem Standortwasser aus RF01 und RF02, mit Bestimmtheitsmaß  $R^2$**

Die Versuche mit dem Standortwasser der Trave RF02 zeigten das beste Bestimmtheitsmaß mit  $R^2=0,732$ . Die gleichen Ergebnisse wurden auch bei der Untersuchung der Enterokokken-Konzentrationen erzielt. Mit chemischen Schnelltests wurden die Suspensionsmedien auf die Parameter Nitrat, Nitrit, Ammonium, Gesamtposphat sowie Eisen und Aluminium untersucht. Diese Untersuchung ergab, dass RF01 Aluminium enthielt, welches von der Kläranlage

abgegeben wurde. Aluminium wird als Fällungsmittel für die Phosphateliminierung in der Anlage benutzt. Das Wasser aus der Trave RF02 zeigte keine Belastung mit Aluminium oder Eisen und beinhaltete die anderen Parameter in normalen Konzentrationen. Im sterilen Wasser konnte keiner der Parameter nachgewiesen werden.

Die nähere Betrachtung der E.coli Bakterien an differenzierten Partikelgrößen ergab, dass sich der E.coli-Stamm ATCC 25922 in den untersuchten Sedimenten unterschiedlich verhielt. Das autoklavierte Sediment erwies sich als besserer Lebensraum als die nicht autoklavierten Proben. Die E.coli Bakterien folgten der Wachstumskurve, wobei im nicht autoklavierten sandigen Sediment die logarithmische Phase schon nach einem Tag begonnen hatte und bei den autoklavierten Sedimenten das organische Sediment am 3. und das sandige Sediment am 5. Tag einen sprunghaften Anstieg in der E.coli-Konzentration zeigten. Das Wachstum im nicht autoklavierten organischen Sediment konnte nicht eindeutig geklärt werden, da hier keine Untersuchung nach dem ersten Bebrütungstag vorgenommen wurde. Abbildung 5-20 zeigt die Ergebnisse der Colilert-18 Untersuchungen des Überstandswassers der Wasser-Sediment-Suspension vor der Filtration.

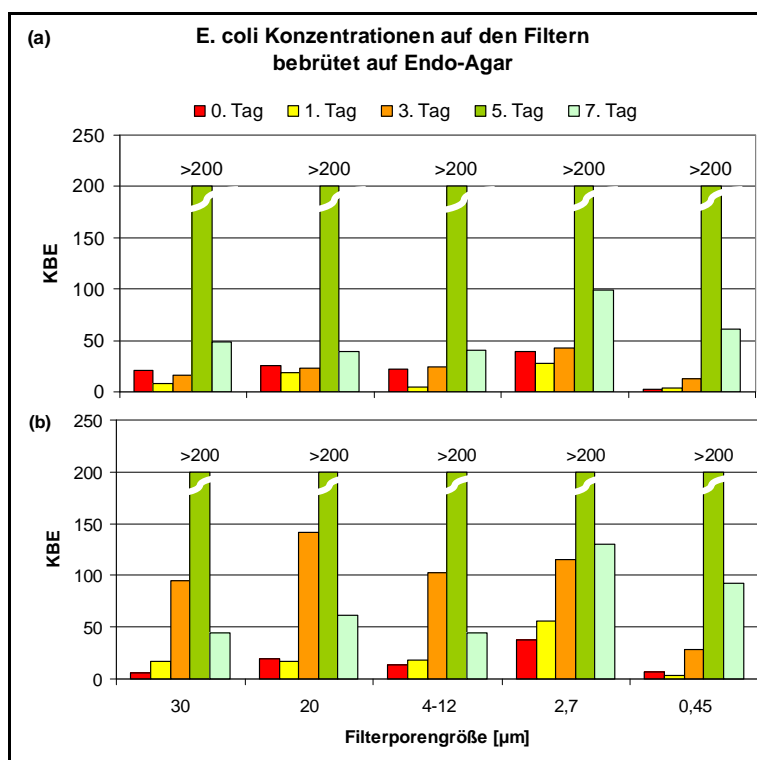


**Abbildung 5-20: E.coli Konzentration in der Sediment-Wasser Suspension mit frisch steril  
filtriertem Wasser vor der Filtration im Verlauf der Untersuchungsreihe.  
Schraffierte Datenbalken zeigen nicht untersuchte Proben.**

Das organische Sediment hatte einen Gehalt von 4,05% organischen Kohlenstoff und wies die feinere Partikelzusammensetzung auf, so dass es mit der großen Oberfläche und dem organischen Material als Nährstoffangebot einen besseren Lebensraum bot, als das sandige Sediment mit einem geringeren organischen Anteil von 0,51%. Der Mangel an Fraßfeinden im autoklavierten Sediment ließen die E.coli-Konzentrationen bis zur Überschreitung der Nachweisgrenze ansteigen, so dass bereits am siebten Tag die Absterbephase eingeleitet war.

Die E.coli Bakterien im nicht autoklavierten sandigen Sediment konnten sich schneller an ihre Umgebung anpassen. Hier wird vermutet, dass im nicht autoklavierten Sand mehr Nährstoffe vorhanden sind und die Begleitflora nicht so hoch ist, dass die E.coli beeinträchtigt wurden.

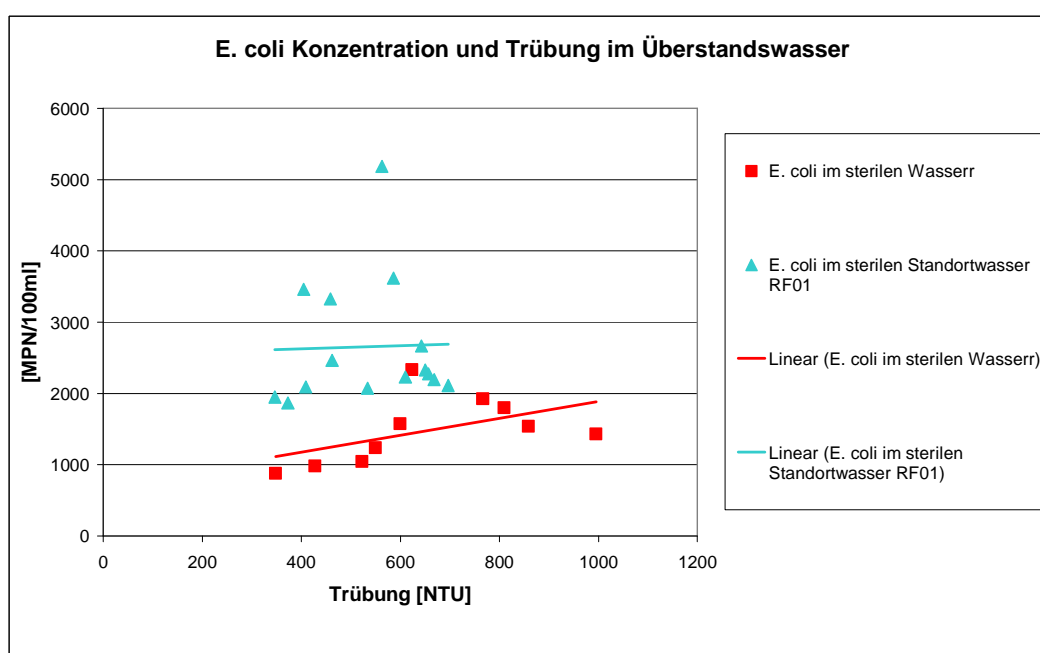
Die Untersuchungen mit Endo-Agar ergaben, dass bei der Filtration des Überstandswassers durch die Filter mit abnehmender Porengröße die E.coli Bakterien in allen untersuchten Sedimenten durchschnittlich zu 56% an den Partikelgrößen im Feinanteilbereich zwischen 12 µm und 2,7 µm haften. Auf den Filtern mit 2,7 µm Porengröße wurden die meisten E.coli Bakterien gezählt. Abbildung 5-21 zeigt die Koloniebildenden Einheiten (KBE) von E.coli auf den Filtern. An allen Tagen außer am 3.Tag wurden beim organischen Sediment die meisten KBE auf dem 2,7 µm-Filter gezählt.



**Abbildung 5-21: Koloniebildende Einheiten (KBE) der E.coli Stämme auf den Filtern.**  
**(a) sandiges, (b) organisches Sediment**

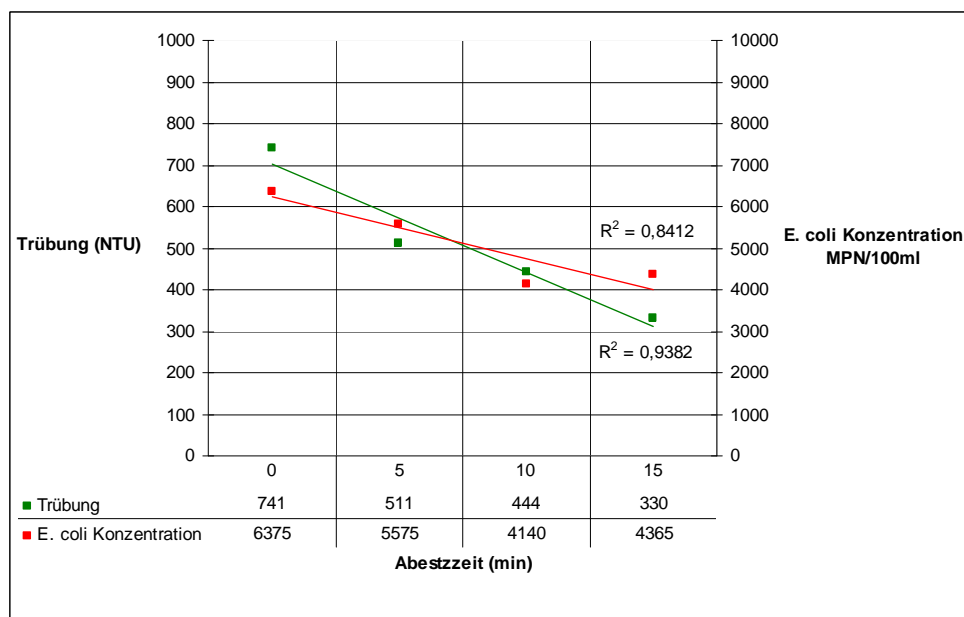
### 5.1.7.5 Trübung

In den Versuchen mit den Suspensionsmedien steriles Wasser und steril filtriertes Wasser RF01 wurde nach der mikrobiologischen Untersuchung die Trübung im Überstandswasser gemessen. Die Ergebnisse deuteten einen Zusammenhang zwischen der Trübung im Überstandswasser und der Bakterienkonzentration an. Aufgrund des Einflusses des Aluminiums auf das Sedimentationsverhalten der Partikel in der Suspension mit dem Standortwasser RF01 ergab sich eine Punktwolke ohne Korrelation wie in Abbildung 5-22 dargestellt. Die Ergebnisse des sterilen Wassers zeigten ein Ansteigen der E.coli-Konzentration mit der Trübung im Überstandswasser.



**Abbildung 5-22: Korrelation von E.coli Konzentration zu Trübung in der Suspension mit sterilem Wasser und sterilem Standortwasser RF01**

In diesem Zusammenhang sind weitere Untersuchungen in der Messperiode 2008 vorgenommen worden, um den Zusammenhang zwischen der Trübung und der Bakterienkonzentration besser herauszustellen. Die Untersuchungen ergaben, dass eine direkte Korrelation zwischen E.coli-Konzentration und Trübung im Wasser hergestellt werden konnte, allerdings nur im Labor. Die Laborversuche zeigten, dass die E.coli-Konzentration in der Sedimentsuspension mit Zunahme der Absetzzeit abnahm, sowie die Trübung. Die Tageswerte korrelierten sehr gut miteinander (Abbildung 5-23). Die Versuche an den unterschiedlichen Tagen konnten jedoch nicht miteinander verglichen werden.



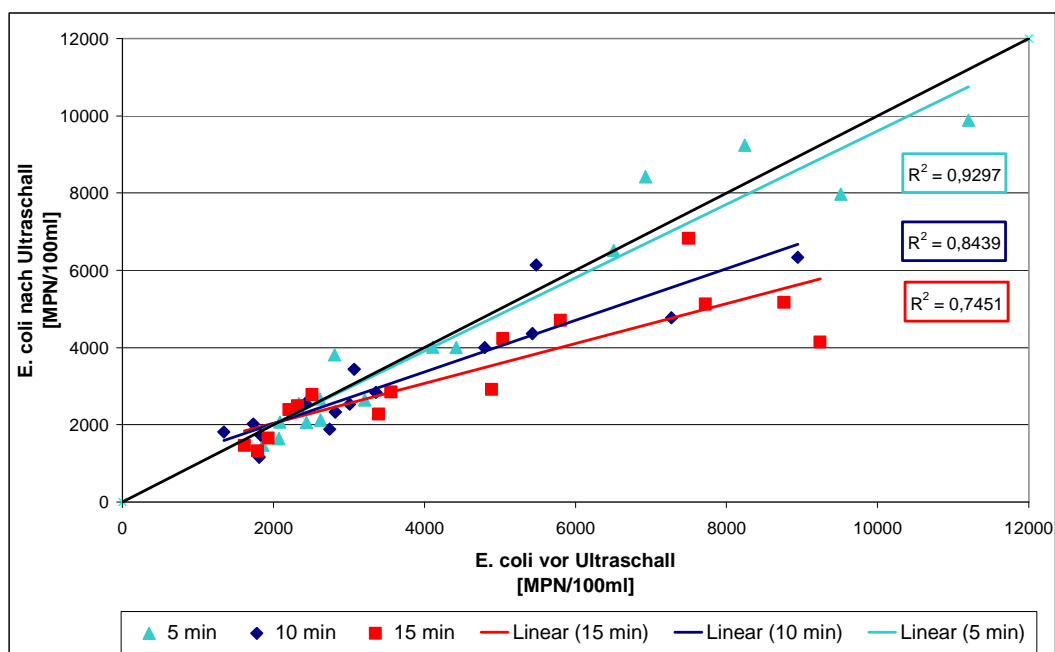
**Abbildung 5-23: Ergebnisse eines Versuchstages, E.coli Konzentration und Trübung aufgezeichnet zur Absetzzeit**

Das gleiche Ergebnis erzielten auch die Felduntersuchungen, wobei an einigen Probenahmestellen das Bestimmtheitsmaß höher war (bis zu  $R^2=0,5$ ) als an anderen Stellen. Auch der Niederschlag beeinflusste die Trübung und die E.coli-Konzentration von Probenahmestelle zu Probenahmestelle unterschiedlich. Es konnte kein Muster erkannt werden.

Die Sonde nahm in den Feldmessungen über drei Minuten die Trübungswerte auf und bildete daraus einen Mittelwert. Die Wasserprobe wurde als Stichprobe einmalig aus dem Gewässer entnommen, so auch die Probe für die Messung mit dem Hach-Lange Trübungsmessgerät. Bei den Probenahmestellen, wo ein Zusammenhang der beiden Parameter erkennbar war, ließ sich ein stärkerer Zusammenhang der E.coli-Konzentrationen mit den Ergebnissen des Hach-Lange Messgerätes feststellen.

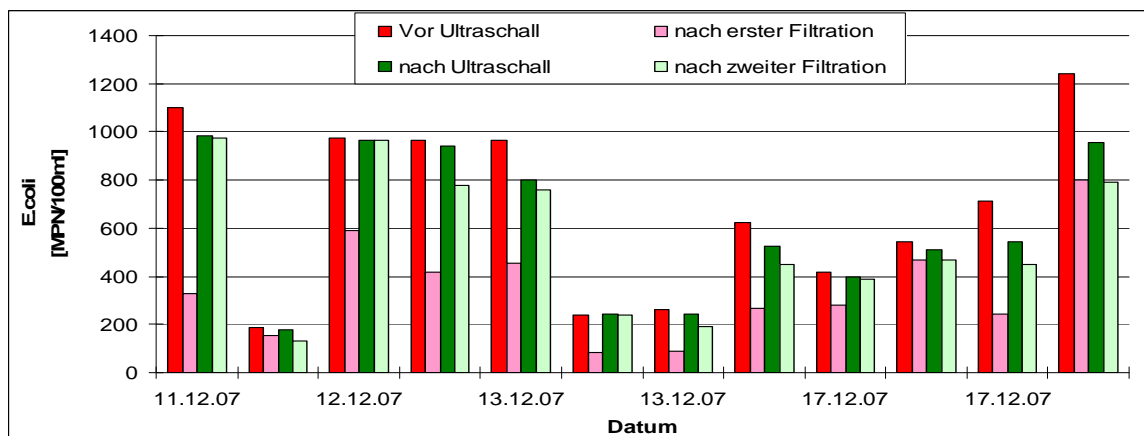
#### 5.1.7.6 Ultraschallbehandlung

Mit der Ultraschallbehandlung wurden in den Suspensionen immer E.coli Bakterien abgetötet. Die Absterberate betrug nach 5 Minuten Ultraschallbehandlung bereits 6%, diese Abnahme erhöhte sich bei 15 Minuten auf 19%. In der Abbildung 5-24 wird dargestellt, dass nach der Ultraschallbehandlung weniger E.coli Bakterien im Überstandswasser erfasst wurden als vor der Behandlung.



**Abbildung 5-24: Korrelation von E.coli Konzentration vor und nach fünf, zehn und 15 Minuten Ultraschallbehandlung**

In andern Veröffentlichungen wurde beschrieben, dass zur Ablösung der Bakterien von den Partikeln mit 10 Minuten Ultraschallbehandlung gearbeitet wurde (Lee et al., 2006, Craig et al., 2002). In dieser Untersuchung zeigte die Kombination von Ultraschall und Filtration, dass nach 10 Minuten Ultraschall 90% der E.coli Bakterien aus dem Überstandswasser im Filtrat wiedergefunden wurden. Ohne Ultraschallbehandlung wurden nur 50% der Bakterien aus dem Überstandswasser im Filtrat erfasst. Die Abbildung 5-25 zeigt die E.coli Konzentrationen vor der Filtration vor und nach der Ultraschallbehandlung sowie die Ausbeute der Bakterien im Filtrat vor und nach der Ultraschallbehandlung. Bei diesem Versuch betrug die Absterberate 11%.



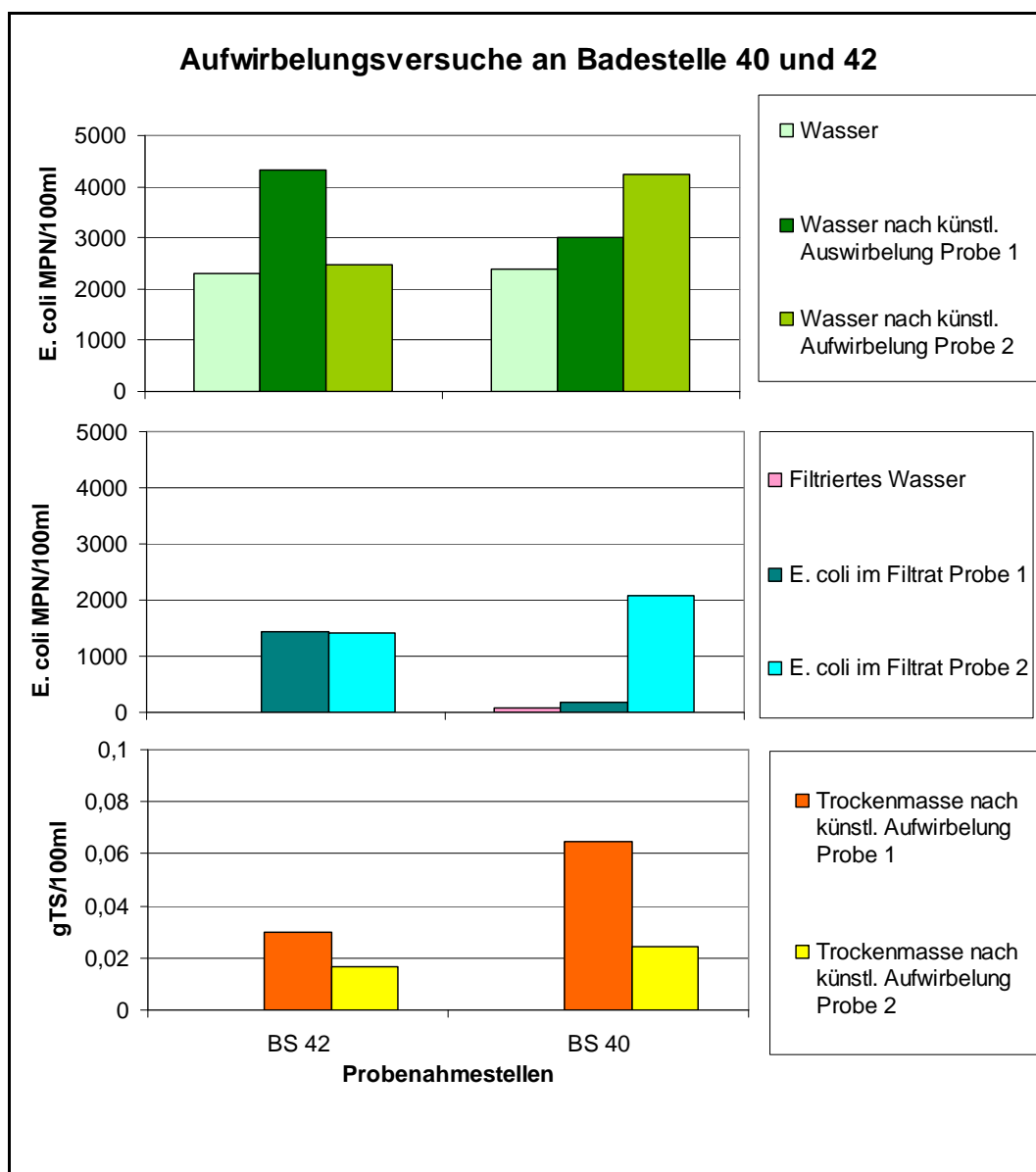
**Abbildung 5-25: E.coli Konzentrationen in der Suspension vor und nach der Ultraschallbehandlung und im Filtrat der Suspensionen**

#### 5.1.7.7 Sedimentuntersuchungen im Feld

Die Untersuchungen der Proben aus den Tiefen des Wittensees und des Vollstedter Sees zeigten, dass die E.coli Konzentration mit zunehmender Wassertiefe abnimmt. Die E.coli-Konzentration in den hergestellten Sedimentsuspensionen waren insgesamt sehr niedrig, so dass nur die Aussage getroffen werden kann, dass in der Tiefe von 3,60 Metern E.coli Bakterien nachgewiesen werden konnten, was in 20 Meter Tiefe nicht mehr der Fall war.

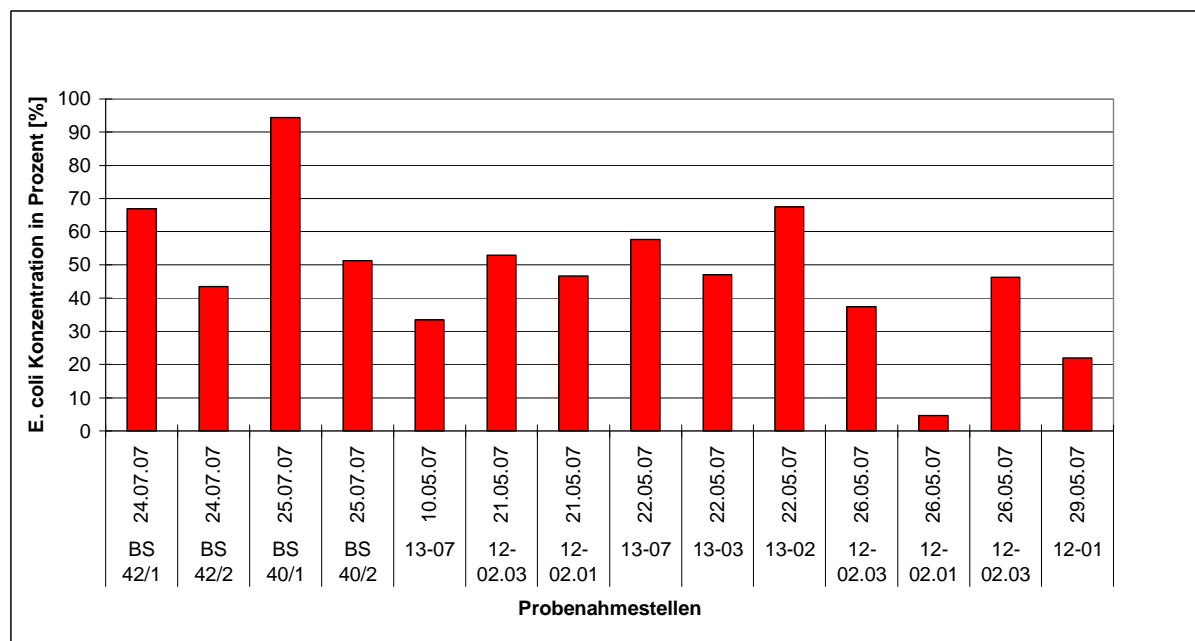
Die Proben aus dem Vollstedter See aus einem Meter Tiefe zeigte auch eine geringe aber nachweisbare E.coli-Konzentration an.

Die Aufwirbelungsversuche an Badestelle 40 und 42 zeigten ein interessantes Ergebnis, das auch in den Wasserproben mit Sedimentpartikeln, die filtriert wurden, wieder zu finden ist. Die Wasserproben beinhalteten nach der Aufwirbelung mehr E.coli im Überstandswasser, welche im Filtrat der Probe nicht wieder gefunden wurden. Abbildung 5-26 zeigt die E.coli-Konzentration im Wasser vor der Aufwirbelung, sowie nach der Aufwirbelung mit der dazugehörigen E.coli-Konzentration im Filtrat und der Trockenmasse in Gramm pro 100 ml auf dem Filter. Die Hintergrundbelastung des Wassers war an diesem Tag mit ca. 2.000 MPN/100 ml hoch, aber nach der Aufwirbelung des Sediments an den Badestellen erhöhten sich die Konzentrationen teilweise bis um das Doppelte.



**Abbildung 5-26: E.coli Konzentrationen vor und nach dem Aufwirbeln von Sediment im seichten Wasser vor und nach der Filtration durch 2,7 µm Filter**

Die Filtrationen der Wasserproben aus der laufenden Messkampagne 2007 zeigten, dass zwischen 30 und 70 Prozent der E.coli in den Wasserproben an den Partikeln haften. Ein ähnliches Verhältnis wiesen die Proben der künstlichen Aufwirbelungen auf (Abbildung 5-27).



**Abbildung 5-27: Prozentualer Anteil von E.coli aus der Wasserprobe welcher an Sediment- und Schwebstoffpartikeln haftet**

## 5.1.8 Ergebnisse der Vergleichsuntersuchungen der Methoden zum Nachweis von intestinalen Enterokokken

### 5.1.8.1 Vergleich der Wiederfindungsrate

Alle Untersuchungen und Tests ergaben das gleiche Ergebnis, die mikrobiologischen Verfahren Enterolert-E und das miniaturisierte MPN-Verfahren sind nicht gleichwertig. Es wird ein systematischer Fehler erzeugt, welcher im Bland-Altman-Plot (Abbildung 5-29) zu erkennen ist. Mit steigenden Mittelwerten vergrößern sich die Differenzen zwischen den beiden Verfahren und ergeben eine hohe Streuung. Die Systematik und die Streuung könnten möglicherweise durch Transformationen der Messwerte herausgerechnet und der Zusammenhang erhöht werden.

Zur Vergleichsuntersuchung wurden nur die Proben herangezogen, welche im Enterolert-E Verfahren 1:10 verdünnt und in der Mikrotiterplattenmethode mit zweifacher Verdünnung zur Untersuchung von Badegewässern angesetzt wurden. Alle höheren oder niedrigeren Verdünnungen in beiden Methoden wurden aus der Bewertung entnommen, so dass sich zur Überprüfung der Gleichwertigkeit 1014 Wertepaare ergaben. Diese Wertepaare setzen sich aus nicht auswertbaren und auswertbaren Paaren zusammen. Alle Ergebnisse, die die Nachweisgrenzen der beiden Verfahren über- oder unterschritten haben, wurden nicht berücksichtigt. Tabelle 5-3 zeigt die Auflistung der verwendeten Wertepaare.

	Anzahl	%
Gesamtanzahl der Wertepaare	1014	100
Nachweisgrenze unter- oder überschritten	364	35,9
Wertepaare mit Überlappung der Vertrauensbereiche	352	34,7
Wertepaare ohne Überlappung der Vertrauensbereiche	298	29,4

**Tabelle 5-3: Auflistung der verwendeten Wertepaare**

85% der nicht auswertbaren Proben haben die Nachweisgrenze von 15 MPN/100 ml des Mikrotiterplattenverfahrens unterschritten. Nur 6% der Proben ergaben eine Unterschreitung der Enterolert-E Nachweisgrenze von 10 MPN/100 ml. Die restlichen 9% der nicht auswertbaren Probenpaare ergaben eine Überschreitung der Enterolert-E Nachweisgrenze von 24.200 MPN/100 ml.

Verfahren	Nachweisgrenzen	Anzahl der Wertepaare
<b>Enterolert-E</b>	> 24200 MPN/100ml	31 inklusive 9 > 35000MPN/100ml im Mikrotiter
	< 10 MPN/100ml	102
<b>Mikrotiter</b>	> 35000 MPN/100ml	9
	<15 MPN/100ml	311 inklusive 102 < 10MPN/100ml im Enterolert-E

**Tabelle 5-4: Aufteilung der unter- und überschrittenen Wertepaare**

## Auswertung der Wertepaare

DIN EN ISO 17994:2004

In der Norm „Kriterien für die Feststellung der Gleichwertigkeit von mikrobiologischen Verfahren“ wird überprüft, ob die mittlere Differenz der gepaarten Anzahlen bestätigter Wertepaaren nicht signifikant von null abweichen und die erweiterte Unsicherheit nicht über die Grenze der festgelegten maximal akzeptablen Abweichung hinausgeht. Sind die beiden Kriterien nicht erfüllt, so sind die Verfahren nicht gleichwertig. Die Schätzung der relativen Differenz wurde mit den 650 bestätigten Wertepaaren ohne Nullergebnisse durchgeführt. Tabelle 5-5 zeigt die Ergebnisse der Berechnung.

<b>Anzahl</b>	650
<b>Mittelwert</b>	139,74
<b>Standardabweichung</b>	104,05
<b>Standardunsicherheit</b>	4,08
<b>Erweiterte Unsicherheit</b>	8,16
<b>Unteres Limit <math>x_L</math></b>	131,57
<b>Oberes Limit <math>x_H</math></b>	147,90

**Tabelle 5-5: Ergebnisse der Berechnung mit logarithmierten Werten nach DIN EN ISO 17994**

Für die Gleichwertigkeit der Verfahren dürfen sie keine signifikant höheren oder signifikant niedrigeren Ergebnisse als das jeweils andere Verfahren aufweisen. Bei gleichwertigen Verfahren sollte die höchstzulässige Abweichung jeweils kleiner oder größer als das untere oder obere Limit sein:

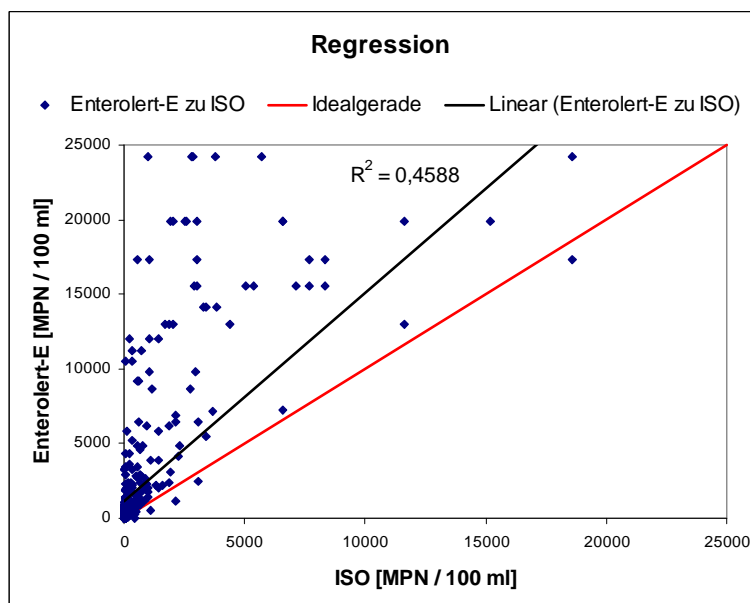
$$x_L \leq 0 \quad \text{und} \quad 0 \leq x_H$$

$$\rightarrow x_L = 131,57 > 0 \quad ! \quad \text{und} \quad 0 < x_H = 147,90$$

Da das untere Limit  $x_L$  größer als Null ist sind die Verfahren nach der DIN Norm nicht gleichwertig.

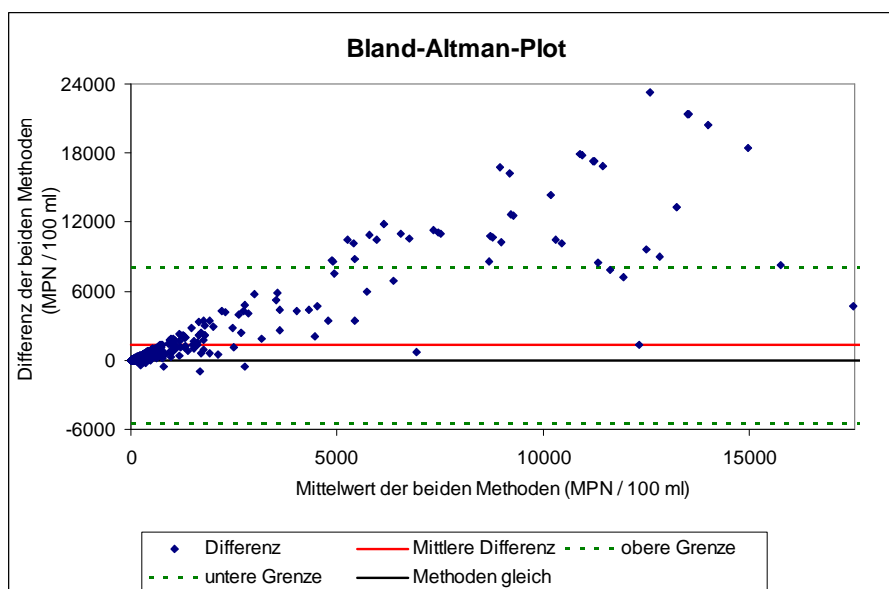
#### Regressionsanalyse und Bland – Altman Plot

Zur grafischen Darstellung der linearen Regression der beiden Verfahren zueinander wird in die Grafik die Idealgerade eingefügt. So kann der Grad der Genauigkeit bildlich besser erfasst werden. In Abbildung 5-28 ist deutlich zu sehen, dass die Werte überwiegend auf der oberen Hälfte der roten Idealgerade liegen, da ein Großteil der Ergebnisse des Enterolert-E Verfahrens größer ist als die des Mikrotiterplattenverfahrens. Es ist eine breite Streuung in den Grafiken zu erkennen. Das Bestimmtheitsmaß ( $R^2=0,4588$ ) gibt hier einen mittleren Zusammenhang zwischen den beiden Variablen an.



**Abbildung 5-28: Regressionsgerade von Enterolert-E zu ISO Methode mit Bestimmtheitsmaß**

Eine deutlichere Aussage kann über die Grafik von Bland-Altman (Abbildung 5-29) getroffen werden. In der Grafik werden die Differenzen der beiden zu vergleichenden Methoden gegen den Mittelwert der beiden Methoden aufgetragen.



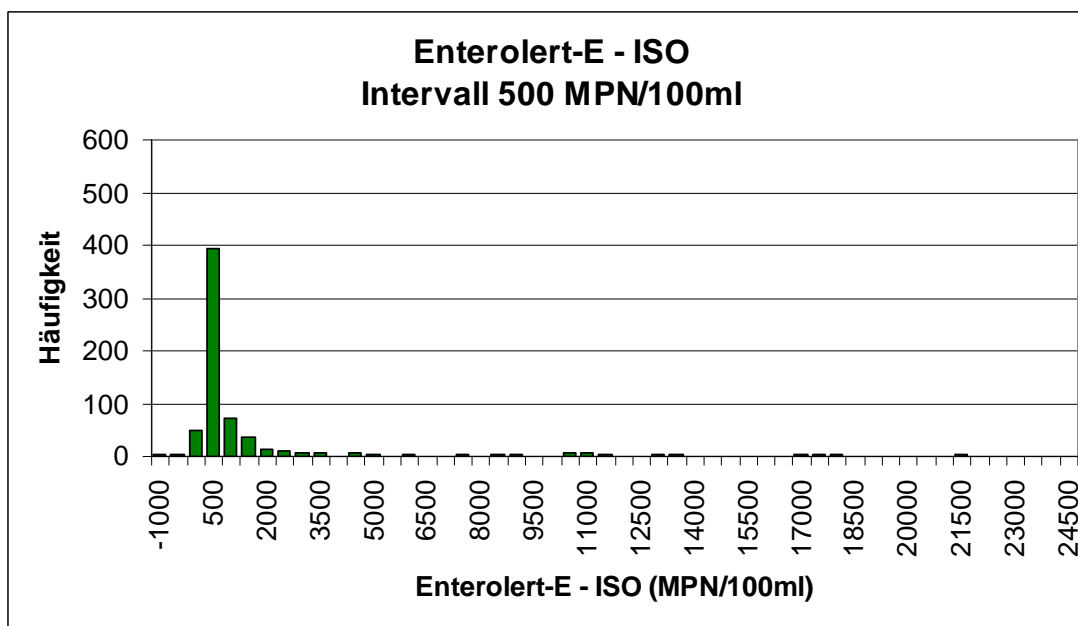
Bland-Altman-Plot	
Mittlere Differenz	1309,38
Standardabweichung	3375,37
obere Grenze	8060,13
untere Grenze	-5441,36

**Abbildung 5-29: Bland-Altman-Plot über alle auswertbaren Wertepaare**

In Abbildung 5-29 wird dargestellt, dass die überwiegenden Ergebnisse einseitig sind und auf der oberen Hälfte der mittleren Differenz liegen. Dieses Verhalten zeigt an, dass ein systematischer Unterschied vorliegt. Bei fehlender Systematik wäre die mittlere Differenz gleich (bzw. ungefähr) Null, hier liegt der Wert bei 1.310. Mit ansteigenden Mittelwerten werden die Differenzen größer und es zeigt sich eine größere Streuung. Das kann darauf hindeuten, dass der Mittelwert einer Variablen extrem ansteigt, im Verhältnis zum Mittelwert der anderen Methode. Das zeigen auch der (relativ niedrige) Korrelationskoeffizient und die Streuung im Regressionsdiagramm. Die Art der Systematik kann durch Betrachtung der einzelnen Wertepaare erfasst werden. Es muss dabei herausgefunden werden, ob eine Variable stark zunimmt oder die andere Variable nicht stark genug zunimmt.

### Histogramm und Wilcoxon

Wie in Abbildung 5-30 zu sehen, gibt die Häufigkeitsverteilung der Ergebnisse an, dass hier keine Normalverteilung vorliegt. Die Histogramme beider Methoden beinhalten eine Linksschiefe und bilden am Ende Unregelmäßigkeiten. Auch die Auftragung der Differenz der beiden Methoden zeigt eine schiefe Verteilung auf.



**Abbildung 5-30: Häufigkeitsverteilung der Differenzen aus Enterolert-E - Mikrotiterplatten im Intervall von 500 MPN/100 ml**

Da keine Normalverteilung vorliegt wurde mit dem Wilcoxon Rangsummentest gearbeitet. Der Test ist ein nichtparametrisches Verfahren für abhängige

Stichproben, mit dem die Lageparameter zweier Stichproben miteinander verglichen werden. Die Ergebnisse des Tests sind in Tabelle 5-6 dargestellt.

### Wilcoxon-Test

Ränge		N	Mittlerer Rang	Rangsumme
Enterolert-E MPN/100ml	Negative Ränge	50a	109,98	5499,00
- Mikrotiter MPN/100ml	Positive Ränge	596b	341,41	203482,00
	Bindungen	4c		
	Gesamt	650		

a. Enterolert-E MPN/100ml < Mikrotiter MPN/100ml

b. Enterolert-E MPN/100ml > Mikrotiter MPN/100ml

c. Enterolert-E MPN/100ml = Mikrotiter MPN/100ml

Statistik für Wilcoxon-Test

	Enterolert-E MPN/100ml - Mikrotiter MPN/100ml
Z	-20,861a
Asymptotische Signifikanz (2-seitig)	0,000

a. Basiert auf negativen Rängen.

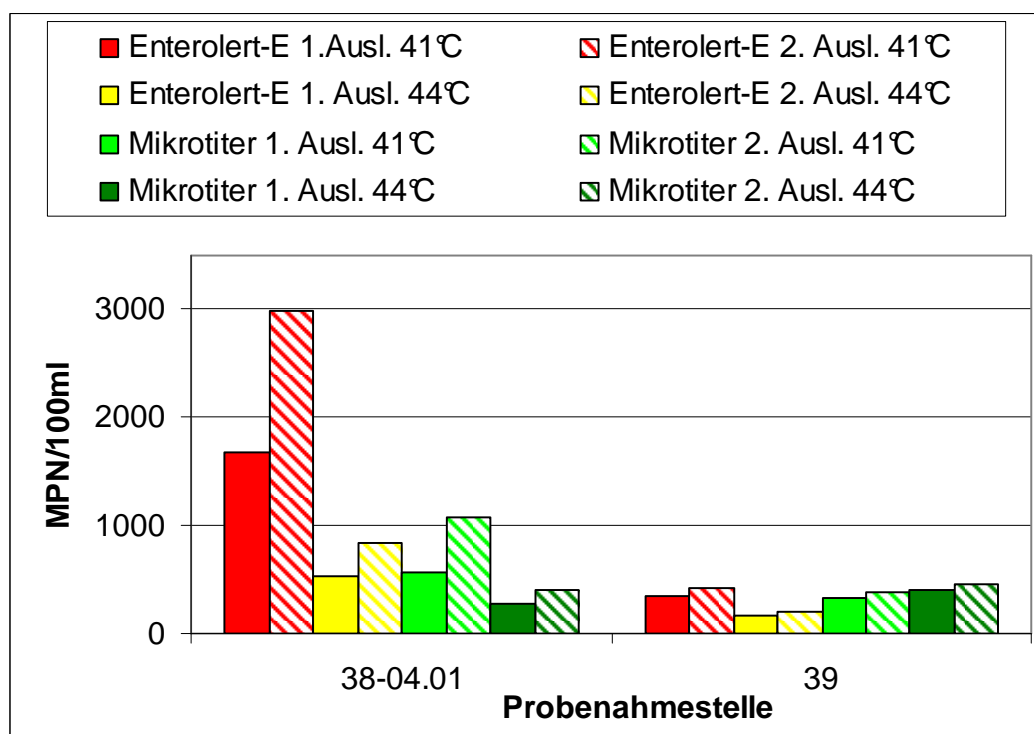
**Tabelle 5-6: Aufzeichnung der Ergebnisse des Wilcoxon – Test aus dem SPSS  
Statistikprogramm**

Die Nullhypothese, dass beide Verfahren gleiche Ergebnisse liefern, wird vom Wilcoxon-Test abgelehnt, da die Asymptotische Signifikanz 0,00 beträgt. Damit besteht ein signifikanter Unterschied in den Methoden, was auch deutlich an den unterschiedlichen mittleren Rängen und den Rangsummen zu erkennen ist.

#### 5.1.8.2 Vergleich der Bebrütungstemperatur und Bebrütungszeit

Beim Vergleich der Bebrütungstemperaturen stellte sich heraus, dass im Enterolert-E Verfahren bei 41°C, in jeder Probe, nach dem ersten und zweiten Auslesetag mehr positive Vertiefungen gezählt wurden als bei 44°C. Im Mikrotiterverfahren war dies nicht der Fall. In fünf Proben (39, KAKO, 37-16, KAF, 37-01) mit eindeutig menschlichem oder tierischem Einfluss waren die Ergebnisse bei 44°C höher als bei 41°C. Bei vier der fünf Proben lagen bei der Bebrütungs-temperatur von 44°C die Ergebnisse der Mikrotitermethode über den Ergebnissen der Enterolert-E Methode. In Abbildung 5-31 sind beispielhaft zwei Proben dargestellt, wobei die Probe von 38-04.01 einen diffusen Verschmutzungseinfluss mit E.coli aufweist und die Probenahmestelle 39 dem Einfluss einer Falscheinleitung von güllehaltigem

Abwasser unterliegt. Die niedrige Belastung der Proben beruht auf der Probenahme bei Trockenwetter.



**Abbildung 5-31: Beispielhafte Aufzeichnung der Ergebnisse von zwei Proben der Versuchsreihe zur Bebrütungstemperatur und -zeit der Nachweisverfahren Enterolert-E und miniaturisiertes Plattenverfahren, 38-04.01 diffuser Einfluss, 39 Punktquelleneinfluss (Einleitung von tierischen Fäkalien)**

Unabhängig vom Auslesetag brachte das Enterolert-E Verfahren bei 10 von 11 Proben nach der Bebrütung mit 41°C ein höheres Ergebnis hervor als das Mikrotiterverfahren. Bei der einen Probe mit mehr Enterokokken im Mikrotiterverfahren handelt es sich um die Probe des Kläranlagenablaufes von Fleckeby. Diese Probe wies in der Untersuchung die höchsten Ergebnisse auf.

Die Temperatur hat auch einen Einfluss auf die Zunahmestärke der Enterokokken vom ersten zum zweiten Auslesetag. Bei 44°C nehmen die Bakterien zwischen der ersten und zweiten Auslesung schwächer zu als bei 41°C.

Die Werte der Routineauslesung der Methoden korrelieren am besten bei den vier Proben mit eindeutig menschlichem Einfluss bzw. niedrigen Werten. Mögliche Gründe für den verstärkten Bakterienwuchs bei 41°C könnten darin liegen, dass bei dieser Temperatur die Begleitflora falschpositive Ergebnisse hervorruft, welche bei 44°C unterdrückt wurde. Eine andere Möglichkeit besteht in der Zusammensetzung der Nährsubstanzen die für beide Nachweismethoden verwendet werden. Die

Inhaltsstoffe sind nicht bekannt, aber es könnte vermutet werden, dass das Substrat in den Mikrotiterplatten einen Hemmstoff enthält, welcher die Begleitflora in den Proben hemmt. Die Vermutungen können durch diese Untersuchung nicht bestätigt werden, dazu sind Identifizierungsuntersuchungen nötig, welche die Besiedlung der einzelnen Vertiefungen darlegt.

Das Medizinaluntersuchungsamt und Krankenhaushygiene der Universität Kiel führte Untersuchungen zur Differenzierung der intestinalen Enterokokken durch. Dabei stellte sich heraus, dass die Identifizierung der Bakterienarten und die Rückführungsversuche in den Gewässerproben falsch positive Ergebnisse im Enterolert-E-Verfahren hervorbrachten. Die Kokken und gramnegativen Stäbchen (überwiegend Umweltbakterien), welche nicht den intestinalen Enterokokken angehören, aber das Enzym  $\beta$ -Glucosidase besitzen, rufen eine falsch positive Reaktion im Enterolert-E Verfahren hervor. Im ISO-Verfahren reagierten diese Bakterien negativ. Das Enterolert-E Verfahren reagiert durch die Erfassung von falsch positiven und „vorgeschiedigte“ intestinale Enterokokken sensibler im Gegensatz zum ISO-Verfahren (Hippelein, 2008). Da im Forschungsprojekt überwiegend Gewässerproben mit Umwelteinflüssen und weniger Proben aus direkten Abwasserabgängen untersucht wurden, kann daraus geschlossen werden, dass das Enterolert-E Verfahren zu sensibel für die Untersuchungen war. Diese Art von Analyse verbunden mit der Untersuchung der Bebrütungstemperaturen kann den Zusammenhang von Bebrütungstemperatur und detektierter Bakterienzusammensetzung in den Tests herausarbeiten. Im Rahmen dieses Projektes wurde die Vorarbeit dazu geleistet und wichtige Ergebnisse zum Umgang mit dem Enterolert-E Verfahren geliefert.

### **5.1.9 Ergebnisse der Systemanalyse**

Die Systemanalyse ergab, dass das System „Badegewässer im Kreis Rendsburg-Eckernförde“ ein sehr sensibles System ist, welches nicht kurzfristig und nur über wenige Schalthebel nachhaltig verbessert werden kann. Dabei spielte die Badegewässerattraktivität eine zentrale Rolle in dem betrachteten System. Durch diesen Faktor werden die Besucherzahlen an den Stränden reguliert. Mehr Gäste produzieren mehr Verschmutzung, so dass die Attraktivität des Badegewässers und somit auch die Anzahl der Gäste durch die erhöhte Verschmutzung wieder abnehmen. Eine weitere Erkenntnis ist, dass das System stark produktorientiert ist, d.h. dass die Landwirtschaft und der Tourismus einen starken Stellenwert einnehmen und damit die gesamte Region prägen.

Das System ist sehr instabil, da die ausgewählten Variablen zur Untersuchung des Systems sich nur teilweise gegenseitig beeinflussen. Die Instabilität ermöglicht kaum Regelmöglichkeiten, die die Systemprozesse wieder stabilisieren könnten.

## 5.1.10 Nährstoffe

### 5.1.10.1 Bewertung der Zuläufe

An allen beprobten Einleitern der Untersuchungsgebiete wurden im Grundprogramm die Nährstoffwerte mit Hach-Lange Küvettentests gemessen. Die Werte für Gesamtphosphor, ortho-Phosphat, Gesamtstickstoff, Nitrat-N, Nitrit-N, Ammonium-N und der Sauerstoffgehalt wurden gemittelt und mit Hilfe des Konzepts der LAWA „Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der BRD – chemische Gewässergüteklassifikation“ (LAWA, 1998) den Werten Güteklassen zugeordnet (Tabelle 5-7).

Güteklasse	Bezeichnung
I	anthropogen unbelastet: Geogener Hintergrundwert (bei Naturstoffen) bzw. "Null" (bei Xenobiotika)
I-II	sehr geringe Belastung: bis halber Wert der Zielvorgabe
II	mäßige Belastung: Einhaltung der Zielvorgabe
II-III	deutliche Belastung: bis zweifacher Wert der Zielvorgabe
III	erhöhte Belastung: bis vierfacher Wert der Zielvorgabe
III-IV	hohe Belastung: bis achtfacher Wert der Zielvorgabe
IV	sehr hohe Belastung: größter achtfacher Wert der Zielvorgabe

**Tabelle 5-7: Einteilung der Gewässergütekassen nach LAWA**

Gesamtphosphor und Gesamtstickstoff incl. Nitrat wurden in dem Konzept (LAWA, 1998) als potentiell eutrophierende Stoffe eingestuft, Nitrit und Ammonium-Stickstoff als potentiell toxische Wasserinhaltsstoffe für aquatische Organismen.

Die Betrachtung der chemischen Parameter des Untersuchungsgebietes Ostsee in (Tabelle 5-8) zeigte, dass Gesamtphosphor und Ortho-Phosphat die höchsten Belastungen in den Gewässern, mit der Einstufung von „deutlicher Belastung“ bis „sehr hohe Belastung“, darstellten. Damit werden die Zielvorgaben der LAWA an keinem der Zuflüsse in die Ostsee eingehalten.

Untersuchungs- gebiet	Probestelle	Gesamt- Phosphor [mg/l]	Ortho- Phosphat [mg/l]	N-Gesamt [mg/l]	N-Nitrat [mg/l]	N-Nitrit [mg/l]	N- Ammonium [mg/l]	Sauerstoff- gehalt [mg/l]
Ostsee	PS 01	II-III	III	II-III	II-III	II	II	II
	PS 02	III	III-IV	II-III	II	II	III-IV	II
	PS 03	IV	IV	III-IV	III-IV	III-IV	II-III	II
	PS 04	II-III	IV	II	I-III	II	II-III	III-IV
	PS 05	III	III-IV	II	I	I-II	I-II	III-IV
	PS 06	II-III	III-IV	III	III	II	I-II	II
	PS 07	III-IV	IV	II	II	II	II	II
	PS 08	III	III	II	I	I-II	II	III-IV
	PS 09	III	III	II	I	II	II-III	III
	PS 10	II-III	II-III	I-II	I	I-II	I-II	IV
	PS 11	III	III	II	I	I-II	III	III-IV
	PS 12	II-III	II-III	II	I-II	II	II	II-III
	PS 13	II-III	II-III	II	II	II	I-II	II

**Tabelle 5-8: Einstufung der Einleitungen des Untersuchungsgebietes Ostsee in die Gewässergüteklassen**

Die Stickstoffparameter Nitrat und Nitrit stellen hier die geringste Belastung für die Gewässer dar. Ausnahme ist PS 03, an der die Kläranlage Revkuhl entwässert. Da die Kläranlage nur 5.000 EWG besitzt, muss laut „Landesverordnung über die Beseitigung von kommunalen Abwasser“ (KomAbwVO, 1997) nur der chemische Sauerstoffbedarf (CSB) überwacht werden. Die Werte der Anlage lagen immer unterhalb der erlaubten Konzentration von 125 mg/l O<sub>2</sub>.

Die Probestellen mit einer schlechten Bewertung in Hinblick auf den Sauerstoffgehalt liegen überwiegend an Ausläufen von aufgestauten Seen. Da die Messungen im Sommer stattfanden und die Wassertemperatur im Zeitverlauf kontinuierlich zunahm, kann hier die Ausgasung und der Verbrauch von Sauerstoff durch die Wasserpflanzen und Algen bei Nacht der Grund für den Sauerstoffmangel sein. Der Wasserkörper wird nicht ausreichend durchmischt, so dass kein frischer Sauerstoff zugeführt werden kann.

Am Wittensee liegen die Nitrit- und Ammonium-Werte innerhalb der Zielvorgaben der LAWA (Tabelle 5-9), wobei eine Verbesserung immer noch möglich und auch wünschenswert wäre. Das Phosphat zeigt eine teilweise bessere Bewertung, wobei hier die Konzentrationen noch verringert werden müssen um den Einfluss auf die Eutrophierung des Wittensees zu vermindern. Das Nitrat zeigt eine deutliche Belastung. Daraus resultiert auch die erhöhte Belastung für den Gesamtstickstoff und die Bewertung für diesen Parameter.

Untersuchungs- gebiet	Probestelle	Gesamt- Phosphor [mg/l]	Ortho- Phosphat [mg/l]	N-Gesamt [mg/l]	N-Nitrat [mg/l]	N-Nitrit [mg/l]	N- Ammonium [mg/l]	Sauerstoff- gehalt [mg/l]
Wittensee	PS 14	III	III	III	III	II	I-II	I
	PS 15	II	II	II-III	II-III	II	I-II	I
	PS 16	II-III	II-III	II-III	II	II	II	III
	PS 17	II	III	II-III	II-III	II	II	III-IV
	PS 18	II-III	II	II-III	II	I-II	I-II	I
	PS 19	II	II	I-II	I	I-II	I-II	I
	PS 20	III-IV	IV	II-III	I-II	I-II	II-III	IV
	PS 21	II	II-III	II-III	II-III	II	II	II
	PS 22	II		II	II	I-II	II	II-III
	PS 23	II	II	II-III	II-III	I-II	I-II	I
	PS 24	II	II	II-III	II-III	I-II	II	II
	PS 25	II	II-III	II-III	II	I-II	II	I
	PS 26	II	II	II-III	II-III	I-II	I-II	I
	PS 27	II-III	II	III	III	II-III	II-III	II-III

**Tabelle 5-9: Einstufung der Einleitungen des Untersuchungsgebietes Wittensee in die Gewässergüteklassen**

PS 14 und die PS 20 fallen in der Bewertung aus Tabelle 5-9 negativ auf. Durch den Mischwasserüberlauf aber auch die landwirtschaftlichen Flächen, die an der Mühlenbek (PS 14) liegen, werden dem Gewässer stoßweise Nährstoffe zugeführt. An der PS 20 werden die Nährstoffe ausschließlich durch die Landwirtschaft zugeführt. Der niedrige Sauerstoffgehalt im Gewässer resultiert aus der langsamen Fließgeschwindigkeit und dem starken Pflanzenbewuchs. Auch hier sind die mangelnde Bewegung und die Vielzahl an Pflanzen, die nachts Sauerstoff zehren, im Gewässer der Grund für den immer weiter fortschreitenden Sauerstoffrückgang.

Im dritten Untersuchungsgebiet Schlei wurden die Zielvorgaben für Phosphor überwiegend an der Hüttner Au überschritten (siehe Tabelle 5-10). Der Auslauf der Kläranlage Damendorf (37-03) lieferte die höchste Fracht an Phosphor, gefolgt von der Kläranlage in Fleckeby (37-16). In den Proben der Probenahmepunkte, welche entlang der Hüttner Au und der Osterbek liegen (siehe Anhang 3, Grundprogramm 2008), liegen die Stickstoffwerte überwiegend oberhalb der Zielvorgaben des LAWA. Der Sauerstoffgehalt hingegen liegt an allen Stellen, mit Ausnahme der Probenahmestellen an den Kläranlagenabläufen (37-03 und 37-16) im Bereich des geogenen Hintergrundwertes.

Untersuchungs- gebiet	Probestelle	Gesamt- Phosphor [mg/l]	N-Gesamt [mg/l]	N-Nitrat [mg/l]	N-Nitrit [mg/l]	N- Ammonium [mg/l]	Sauerstoff- gehalt [mg/l]
Schlei	PS 34	II	I	I	I-II	I-II	I
	PS 36-01	II	II-III	II-III	II	II	I
	PS 36-08	II	II-III	II-III	I-II	II	I
	PS 37	II	II-III	II	II	II	I
	PS 37-01	II-III	II-III	II	II	II	I
	PS 37-03	IV	III	II	I-II	IV	III
	PS 37-04	II-III	III	III	II-III	II-III	I
	PS 37-08	II-III	II	I	I-II	II-III	I
	PS 37-11	II-III	II	II	I-II	II-III	I
	PS 37-15	II-III	II	II	II	II-III	I
	PS 37-16	III	III	III	II-III	II-III	II-III
	PS 38-01	I-II	II-III	II-III	I-II	I-II	I
	PS 39	II-III	III	III	II-III	I-II	I

**Tabelle 5-10: Einstufung der Probenahmestellen aus dem Grundprogramm des Untersuchungsgebietes Schlei in die Gewässergüteklassen**

Insgesamt entwässern 43 Kleinkläranlagen in die Hüttner Au (23) und in die Osterbek (20) welche zwar einen niedrigen und diskontinuierlichen Abfluss haben, aber trotzdem eine beständige Fracht an Nährstoffen in die Auen einbringen. Tabelle 5-11 zeigt Beispiele für die Nährstoffgehalte in den Abläufen von einigen untersuchten Kleinkläranlagen und zentralen Kläranlagen.

Anlagentyp	EWG	Probe- stelle	Gesamt- Phosphor [mg/l]	N-Gesamt [mg/l]	N-Nitrat [mg/l]	N-Nitrit [mg/l]	N-Ammonium [mg/l]	Sauerstoff- gehalt [mg/l]
Pflanzenkläranlage	24	PKA 1	IV	IV	IV	II-III	III-IV	II-III
Tropfkörper	2	TK 1	IV	III-IV	III-IV	II	IV	IV
Nachklärteich	20	NKT 1	IV	III-IV	I	II	IV	IV
Kläranlage Kochendorf	700	KA-KO	III	III	II-III	II	III	I
Kläranlage Hummelfeld	130	KA-HU	III-IV	II	I	I-II	II-III	

**Tabelle 5-11: Nährstoffbelastung der Abläufe von Kleinkläranlagen**

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass der Eintrag von eutrophierenden Stoffen an allen Einleitern immer noch zu hoch ist, wobei Phosphor der Hauptfaktor für die Belastung ist. Laut der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, 2000), sollen die Gewässer bis 2015 einen guten ökologischen und chemischen Zustand erreicht haben.

#### 5.1.10.2 Bewertung des Wittensees

Im Seenkurzprogramm 1998 wurden die Ergebnisse der Untersuchungen am Wittensee zur Erfassung des Zustandes des Sees vorgestellt. Mit den gesammelten Daten aus dem Jahre 2007 sollen diese Werte nun verglichen werden.

In folgender Tabelle 5-12 sind die Messwerte des Seenkurzprogramms und die Messwerten der Kampagne von 2007 zusammengestellt. Dabei handelt es sich um Mittelwerte aus den einzelnen Monaten von Juni bis September. Im Jahre 2007

wurden die Werte an den Badestellen aufgenommen und zu den Mittelwerten der Monate zusammengefasst.

Die Sauerstoffsättigung unterlag in beiden Untersuchungen im Juli einer Durchmischung, so dass die Sauerstoffsättigung im Juli zwischen 80 und 120% schwankten.

	Gesamt-Phosphor [mg/l]		Gesamt-Stickstoff [mg/l]		Nitrat-N [mg/l]		Nitrit-N [mg/l]		Ammonium N [mg/l]	
	1998	2007	1998	2007	1998	2007	1998	2007	1998	2007
Juni	0,061	0,095	0,590	1,153	<0,050	0,307	0,002	0,021	0,032	0,046
Juli	0,130	0,116	0,635	1,476	<0,050	0,369	0,014	0,022	0,056	0,051
August	0,130	0,135	0,630	1,004	<0,050	0,230	<0,001	0,016	<0,010	0,038
September	0,160	0,176	0,650	1,075	<0,050	0,230	0,015	0,015	0,025	0,046
	Sauerstoff [mg/l]		Sauerstoff- sättigung [%]		Leitfähigkeit [µS/cm]		Wasser- temperatur [°C]		pH-Wert	
	1998	2007	1998	2007	1998	2007	1998	2007	1998	2007
Juni	10,10	10,68	105	126	440,5	407,2	16,85	18,61	8,53	8,82
Juli	9,75	9,14	103	105	460,0	411,2	17,70	18,09	8,42	8,62
August	11,10	19,73	119	100	443,0	410,6	19,50	17,99	---	7,60
September	7,10	9,29	74	100	440,0	417,7	16,70	15,10	8,24	8,30

**Tabelle 5-12: Mittelwerte der Nährstoffuntersuchungen am Wittensee aus den Jahren 1998 (Seenkurzprogramm) und 2007 (Badegewässerprojekt)**

Die Leitfähigkeit im See ist laut den Ergebnissen leicht gesunken. Für Flusswasser liegt der Erfahrungswert bei 300 - 500 µS/cm (Baur, 2003).

Der höhere Sauerstoffgehalt im August 2007 hängt mit der niedrigeren Temperatur zu diesem Zeitpunkt zusammen.

Die Parameter Gesamtstickstoff und Nitrat zeigen in den Untersuchungen von 2007 erhöhte Werte im Gegensatz zu den Konzentrationen aus 1998. Die Schwankungen bei den anderen Nährstoffparametern sind zu gering, um einen deutlichen Trend angeben zu können. Dabei sollte auch beachtet werden, dass sich die Untersuchungsmethoden in den letzten neun Jahren verändert bzw. verbessert haben. Hinzu kommt, dass hier Stichproben betrachtet werden, die durch meteorologische Bedingungen beeinflusst werden können.

Wird das N:P-Verhältnis betrachtet, so ergibt sich eine Veränderung im See. Bei einem Verhältnis > 10 liegt eine P-Limitierung vor, ist der Wert < 7 so liegt eine N-Limitierung im See vor.

	N:P	
	1998	2007
Juni	9,7	12,2
Juli	4,9	12,8
August	4,8	7,4
September	4,1	6,1

**Tabelle 5-13: N:P Verhältnisse, errechnet aus den Werten der Tabelle 5-12**

Durch die gestiegenen Stickstoffwerte liegt nun in 2007 laut der Berechnung eine P-Limitierung vor. Trotz des errechneten Verhältnisses gilt der See auf Grund des durchschnittlichen Gesamtposphor-Gehaltes von 0,13 mg/l immer noch als eutroph (Baur, 2003). Die beobachtete Algenproduktion in 2007 spricht für ein reichhaltiges Nährstoffangebot.

## **5.2 Ergebnisse in den Einzugsgebieten**

### **5.2.1 Ostsee**

Im Grundprogramm wurden an drei Tagen in der Woche alle 13 Einleitungen in die Ostsee beprobt. Der Boxplot in Abbildung 5-32 gibt einen Überblick über die E.coli-Konzentrationen, die von Juli bis Oktober 2006 an den Einleitungen gemessen wurden. Die höchsten E.coli-Konzentrationen wurden dabei an der PS 04-01 festgestellt, die niedrigsten an PS 04, 05, 10 und 11. Viele Stellen hatten Extremwerte von über 24.200 MPN/100 ml. Die Ergebnisse der Einleitungen werden nun einzelnen dargestellt.

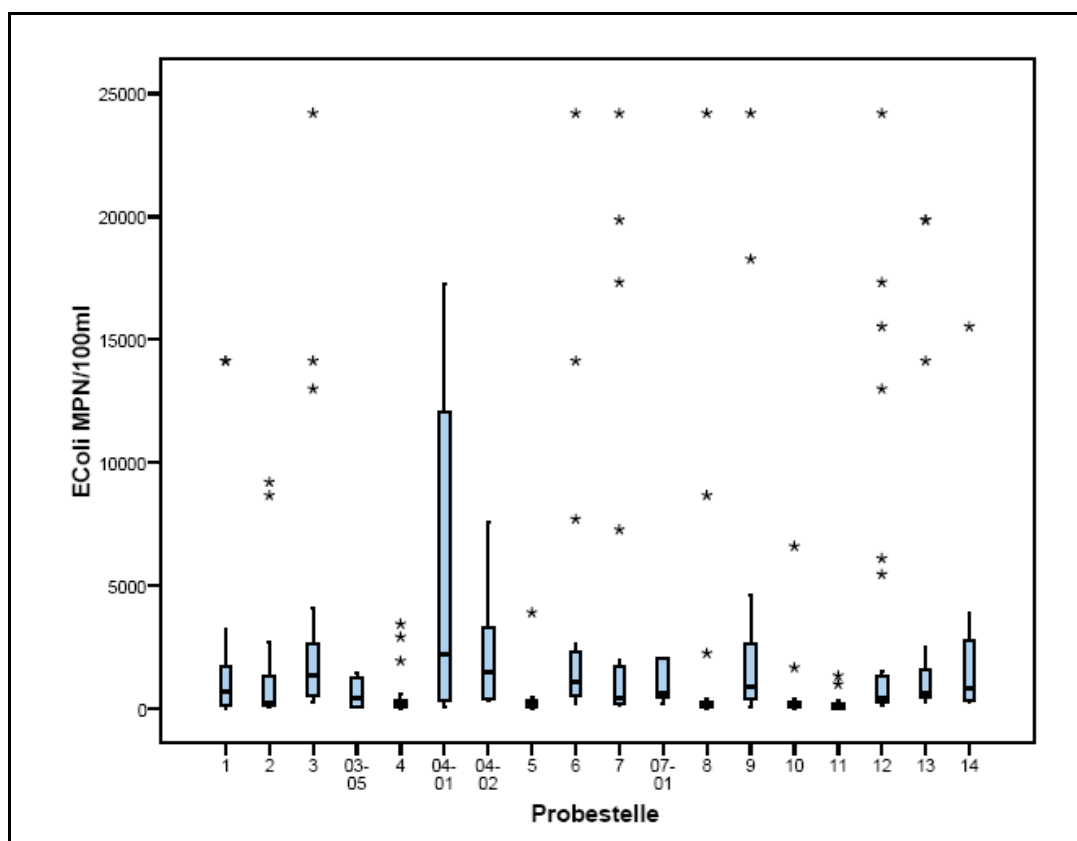


Abbildung 5-32: Boxplot Grundprogramm 2006 E.coli-Konzentrationen

### 5.2.1.1 Damp Hafen, Probenahmestelle PS 01

Die Probenahmepunkte dieses Einzugsgebietes sind in Abbildung 5-33 zu sehen. Bei der Untersuchung der Probestelle 01 fiel auf, dass es trotz der UV-Filtration im Ablauf der Kläranlage zu hohen Konzentration im Auslauf ins Hafenbecken kam. Die E.coli-Konzentrationen im Ablauf der UV-Anlage, PS 01-06.02 (liegt an derselben Stelle wie 01-06.01) lag immer im Mittel bei 51 MPN/100 ml. Trotzdem wurden aber im Auslauf der Kläranlage trotz funktionierender UV-Anlage deutlich höhere E.coli-Werte um die 200 MPN/100 ml gemessen. Die Konzentration beim Einlauf ins Hafenbecken an PS 01 lag über die Nachweisgrenze von 24.200 MPN/100 ml.

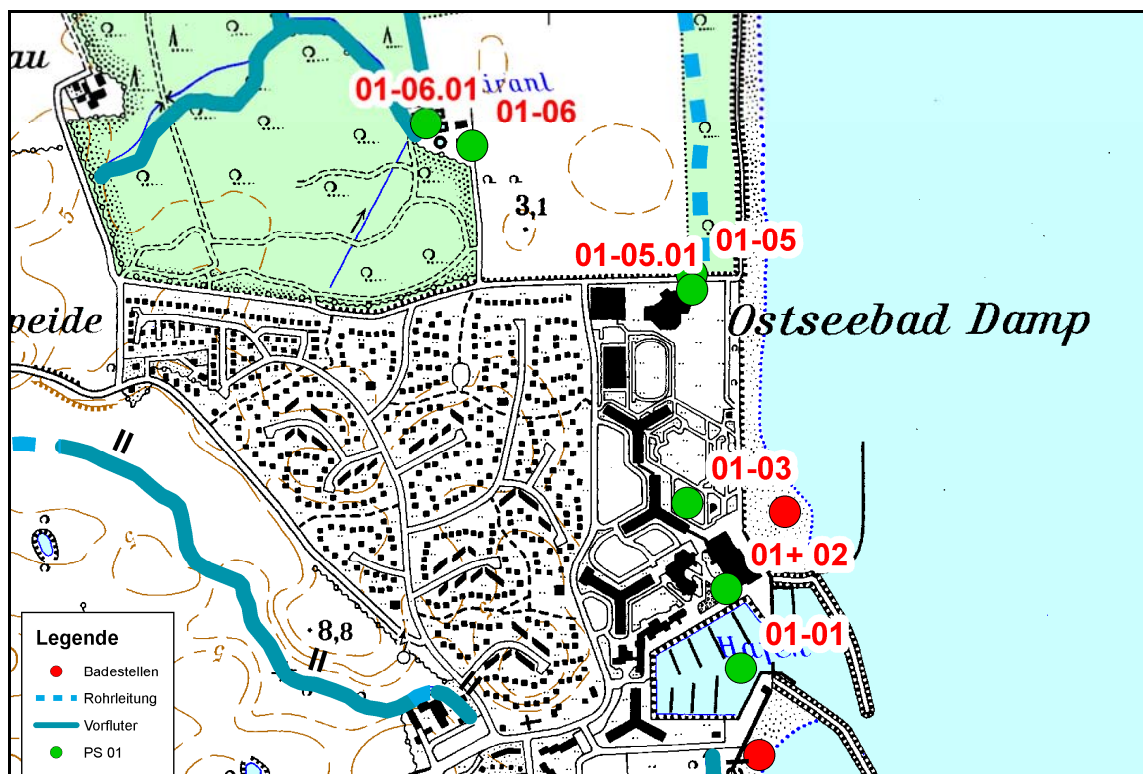


Abbildung 5-33: Übersichtskarte der Probestellen PS01

Eine Überprüfung der Kläranlage ergab, dass ein Überlauf des Nachklärbeckens abgesackt war und somit ein Teil des Wassers direkt von der Nachklärung in das Hafenbecken gelangte, ohne durch die Sandfiltration und die UV-Desinfektion zu fließen. Außerdem wurde festgestellt, dass die UV-Röhren nicht mehr die volle Leistung erbrachten, obwohl die Garantielaufzeit der Röhren noch nicht abgelaufen war. Nach Beheben dieser Mängel wurde die Rohrleitung am 01.08.06 zusätzlich mit Chlorbleichlauge gespült, eine Maßnahme die auf lange Sicht keine Verbesserung der Keimkonzentration ergab und aus ökologischer Sicht eher fragwürdig ist. Danach erreichten die Keimkonzentrationen im Auslauf ins Hafenbecken nicht die erwünschten niedrigen Konzentrationen. Es kam weiterhin zu einem Anstieg der E.coli-Konzentrationen zwischen dem Auslauf der Kläranlage und dem Auslauf ins Hafenbecken bis zu 3000 MPN/100 ml obwohl der Auslauf der Kläranlage E.coli-Konzentrationen von der Nachweisgrenze von 1 MPN E.coli/100 ml aufwies.

Das gesamte Stück zwischen Kläranlage und Hafenbecken ist verrohrt, es befindet sich ein Schöpfwerk dazwischen, in das Regenwasser eingeleitet wird. Der größte Anstieg der Keimkonzentration wurde zwischen PS 01-03 und PS 01 gemessen, auf diesem Stück gibt es keine weitere Einleitung. Die Erhöhung der Keimkonzentration könnte auf die Bildung eines Biofilms in den Rohrleitungen zurückzuführen sein, der Bakterien speichert und wieder abgibt.

### 5.2.1.2 Damp, Regenentwässerung Probenahmestelle PS 02

Diese Einleitung ins Hafenbecken lag die meiste Zeit trocken, sodass nur sehr wenige Proben genommen und untersucht werden konnten. Bei Regenwetter lagen die E.coli Konzentrationen vereinzelt bei 10.000 MPN/100 ml, bei Trockenwetter unter 500 MPN/100 ml.

### 5.2.1.3 Damp, Graben II, Probenahmestelle PS 03

Im Auslauf des Grabens II ins Hafenbecken wurden an der PS 03 (siehe Abbildung 5-34) schwankende E.coli-Konzentration zwischen 200 und über der Nachweisgrenze von 24.200 MPN/100 ml ermittelt.

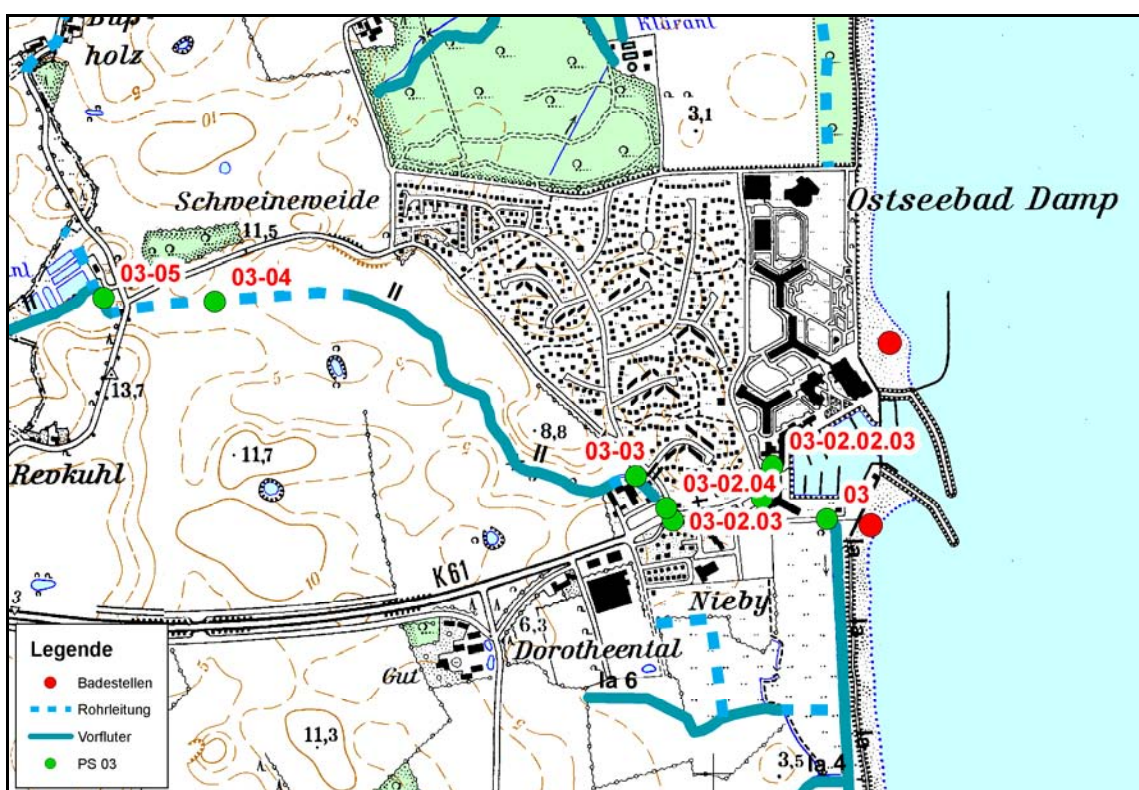


Abbildung 5-34: Übersichtskarte der Probestellen an PS 03

Bei der Ursachenforschung fiel zunächst auf, dass trotz der nachgeschalteten UV-Desinfektion der Kläranlage Revkuhl (PS 03-05), teilweise E.coli-Konzentrationen von bis zu 9.500 MPN/100 ml gemessen wurden. Es stellte sich heraus, dass die UV-Anlage zunächst defekt war und dass die Wassermassen bei starken Niederschlagsmengen wegen eines zu kleinen Durchmessers des Zulaufrohres an der UV-Anlage vorbeigeleitet wurden.

Auffällig sind außerdem die sehr hohen Nährstoffgehalte im Auslauf an PS 03, die mit der zugehörigen Gewässergüteklasse in Tabelle 5-14 dargestellt sind. Der

jeweilige Wert ist ein Mittelwert aus 8 Messungen die zwischen Juli und Oktober 2006 durchgeführt wurden.

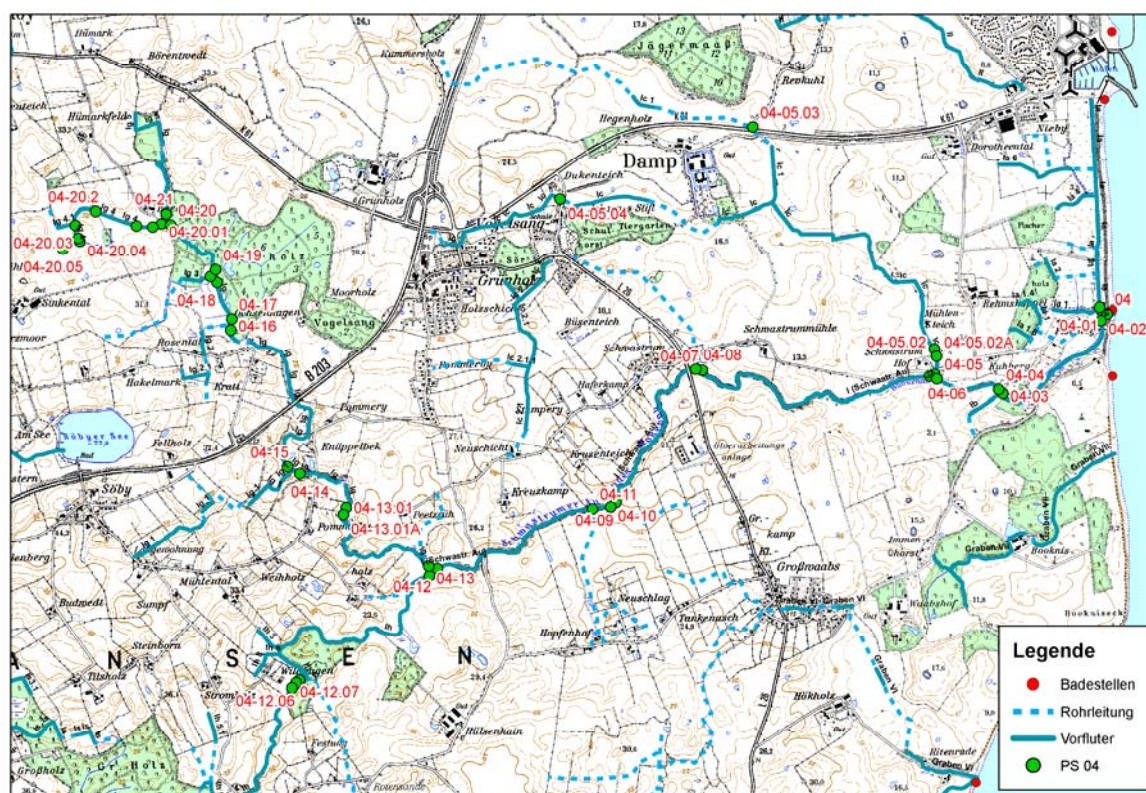
Güteklassifikation an PS 03		
Parameter	mg/l	Güteklasse
Gesamt-Phosphat mg/l	3,16	IV
Ortho-Phosphat mg/l	3,16	IV
Gesamt-Stickstoff mg/l	16,7	III-IV
Nitrat mg/l	14,6	III-IV
Nitrit mg/l	0,72	III-IV
Ammonium mg/l	0,48	II-III

**Tabelle 5-14: Chemische Gewässergüte an PS 03**

Die hohen Nährstoffgehalte sind auf die hohen Konzentrationen im Ablauf der Kläranlage Revkuhl zurückzuführen. Die Anlage, die aus drei Teichen besteht, ist nur für den Kohlenstoffabbau ausgelegt, nicht für die Reduzierung der Nährstoffe.

#### **5.2.1.4 Schwastrumer Au, Probenahmestelle PS 04**

Die Schwastrumer Au ist das längste Fließgewässer, das im Jahr 2006 untersucht wurde. Es gab an diesem Gewässer eine Vielzahl von Probestellen, an denen die Keimkonzentrationen untersucht wurden. Abbildung 5-35 zeigte die Probenahmestellen an der Schwastrumer Au.

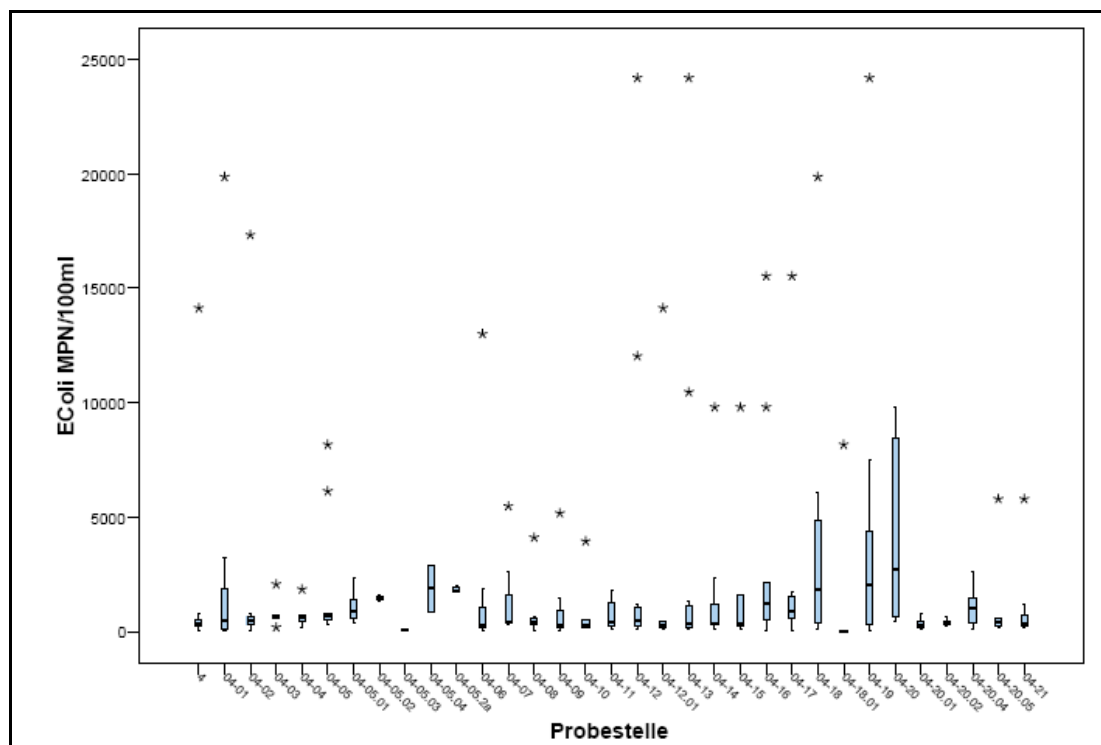


**Abbildung 5-35: Übersichtskarte der Probestellen an PS 04**

Wie in Abbildung 5-36 zu erkennen ist, liegen die höchsten Konzentrationen bei Regenwetter im Oberlauf des Bereiches der Stellen 04-20, 04-19 und 04-18.

Die Keimkonzentrationen an den Probestellen im Unterlauf lagen bei Trockenwetter selten über 1.000 MPN/100 ml. Von der Quelle bis zur PS 04-16 sind bei Trockenwetter E.coli Konzentrationen bis zu 9.000 MPN/100 ml festgestellt worden. Bei Regenwetter stiegen die Werte für E.coli an einigen Probestellen bis zu 24.200 MPN/100 ml an, bei PS 04-20 sogar bis über 70.000 MPN/100 ml.

Die E.coli-Konzentrationen an PS 04 lagen während des gesamten Untersuchungszeitraums ebenfalls bei Trockenwetter unter 1.000 MPN/100 ml und bei Regenwetter bei bis zu 17.000 MPN/100 ml.



**Abbildung 5-36: Boxplot der E.coli Konzentration im Intensivprogramm PS 04**

Im Einzugsgebiet der Schwastrumer Au liegen 52 Kleinkläranlagen, die in die Au entwässern. Zudem wird das Gebiet stark landwirtschaftlich genutzt. Durch die Einleitungen von Hauskläranlagen kommt es auch während Trockenwetterphasen zu einer erhöhten Keimkonzentration im Gewässer, die sich bei Niederschlägen durch Sedimentaufwirbelungen und Abspülungen von landwirtschaftlich genutzten Flächen noch erhöht.

#### **5.2.1.5 Graben VII, Probenahmestelle PS 05**

Der Bachlauf lag fast den ganzen Sommer über trocken und die untersuchten Proben zeigten niedrige Werte von meist unter 500 MPN/100 ml. Als höchste E.coli-Konzentration konnten 3.900 MPN/100 ml bestimmt werden.

#### **5.2.1.6 Graben VI, Probenahmestelle PS 06**

In Abbildung 5-37 sind die Probenahmestelle im Gebiet des Graben VI zu sehen.

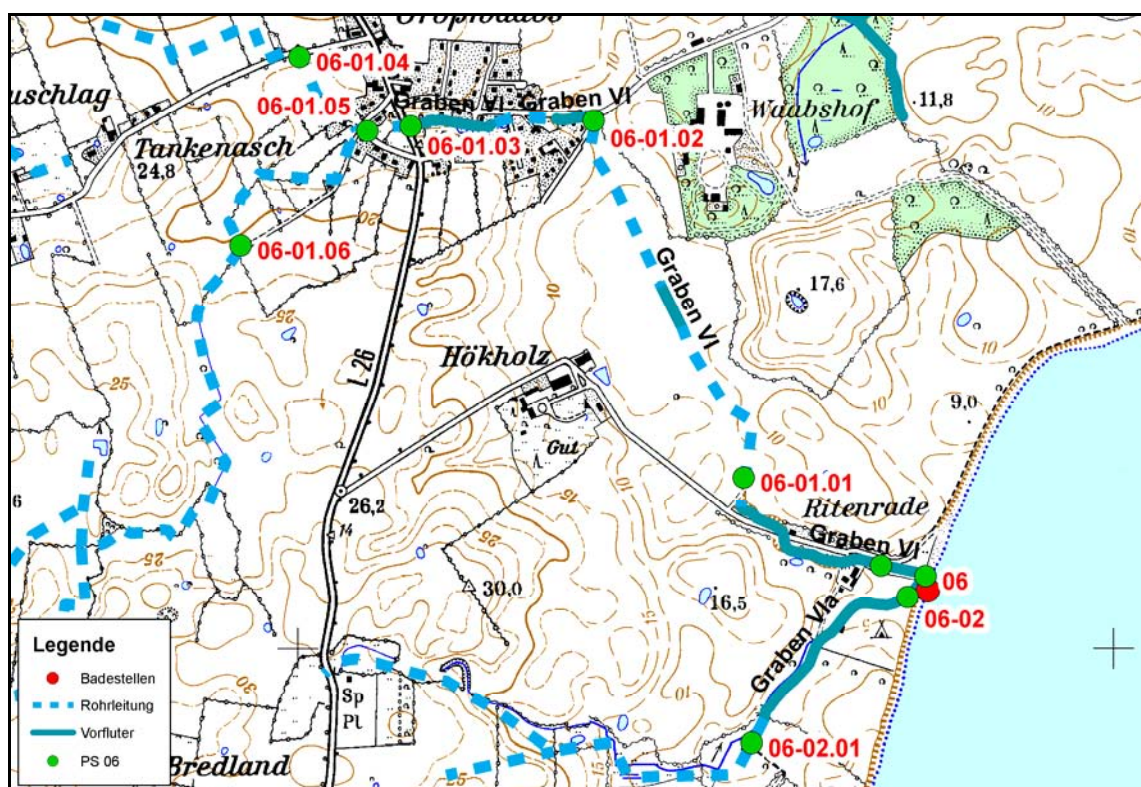
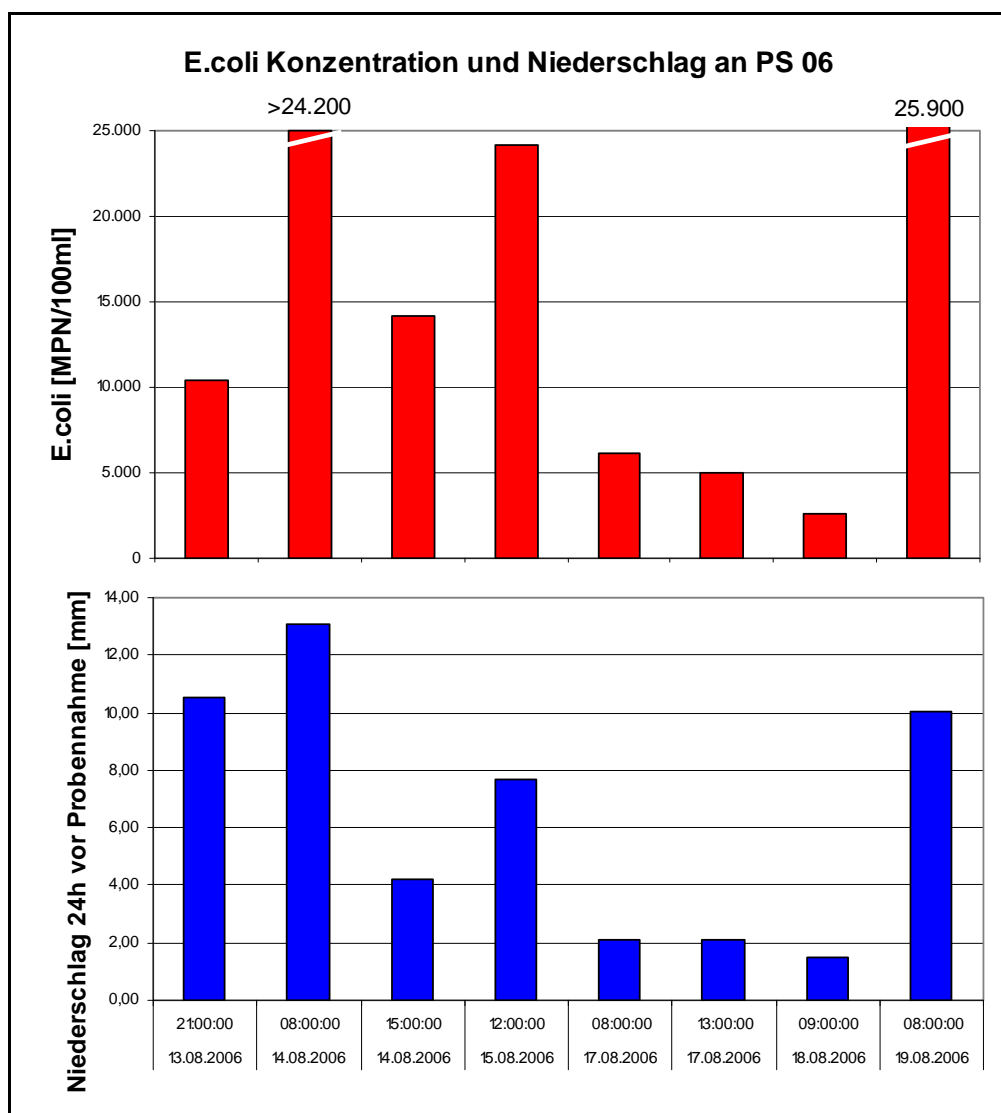


Abbildung 5-37: Übersichtskarte der Probestellen an PS 06

Im Intensivprogramm des Graben VI ist ein deutlicher Unterschied der Keimkonzentrationen zwischen Regen- und Trockenwetter zu erkennen. Bei Regenwetter kam es zu hohen Konzentrationen im Oberlauf, die sich zur Mündung hin reduzierten. Im Boxplot (Abbildung 5-39) spiegelt sich der große Unterschied in der sehr großen Streuung der einzelnen Plots wieder.

Der deutliche Zusammenhang von Niederschlagsmenge und der Keimkonzentration verdeutlicht Abbildung 5-38. Hier ist die E.coli Konzentration an der PS 06 über fünf Tage, im Vergleich mit dem Niederschlag der 24 Stunden vor dem Probenahmezeitpunkt gefallen ist, dargestellt. Es ist gut zu sehen, dass sich bei erhöhter Niederschlagsmenge auch die Keimkonzentration erhöht. Ähnlich sehen auch die Konzentrationen an den anderen Stellen des Intensivprogramms aus. So hat die PS 06-01.03, in der die Straßenentwässerung der L26 entwässert, bei Niederschlag E.coli-Konzentrationen bis 24.200 MPN/100 ml, bei Trockenwetter liegen die Konzentrationen unter 300 MPN/100 ml. An der PS 06-02 konnten während der Messperiode nur 6 Werte aufgenommen werden, da der Zulauf die meiste Zeit trocken lag. Erst bei starken Niederschlägen konnten dort Keimkonzentrationen bestimmt werden, die teilweise über 24.200 MPN/100 ml für E.coli lagen.



**Abbildung 5-38: E.coli-Konzentration PS 06**

Durch den Graben VI wird das Straßenwasser von Großwaabs und Drainagen- und Oberflächenwasser von landwirtschaftlichen Flächen in die Ostsee entwässert. Von Straßen- und Feldentwässerung ist ein Abfluss nur bei Niederschlagsereignissen vorhanden, welcher meist erhöhte Keimkonzentrationen aufweist. Die großen Unterschiede zwischen Regen- und Trockenwetter sind hier durch die Eigenschaften des Einzugsgebiets gegeben.

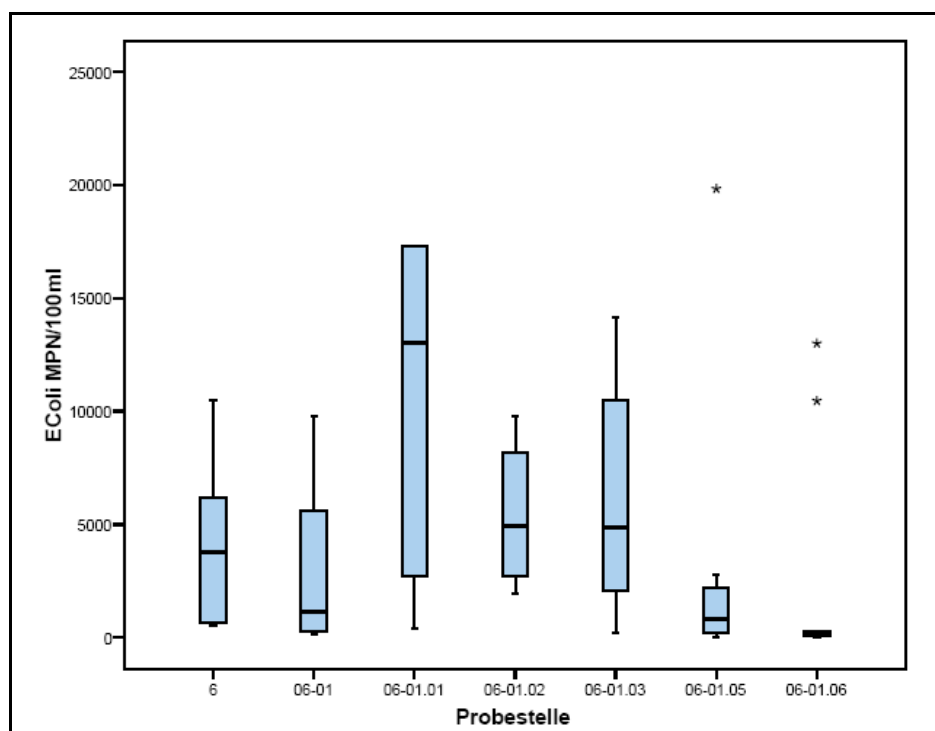


Abbildung 5-39: Boxplot der E.coli Konzentration im Intensivprogramm PS 06

#### 5.2.1.7 Strandbek, Probenahmestelle PS 07

An der Strandbek wurden während des Intensivprogramms keine auffälligen E.coli-Konzentrationen gemessen. An allen Probestellen lagen die Bakterienkonzentrationen bei Trockenwetter weit unter 1.000 MPN/100 ml, bei Regenwetter meist nicht höher als 5.000 MPN/100 ml. Abbildung 5-40 zeigt die Probenahmestellen entlang der Strandbek. Nur an der PS 07-01 wurden höhere Konzentration bis zu 24.200 MPN/100 ml bestimmt.

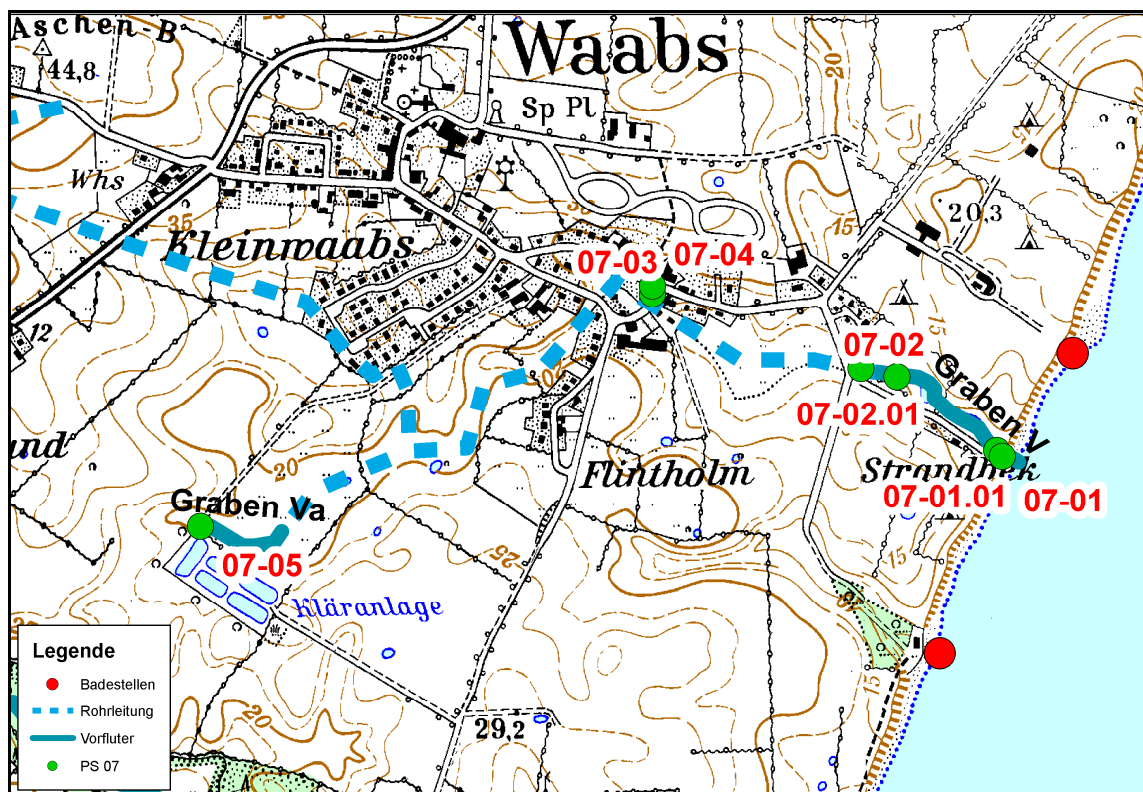


Abbildung 5-40: Übersichtskarte der Probestellen an PS 07

Als Problem wurde ein Abwasserpumpwerk identifiziert, das sich nah am Strand auf Höhe der Probestelle 07-01.01 befindet. Während der Messperiode kam es dort innerhalb von 10 Tagen zweimal zu einem direkten Schmutzwassereintrag in die Ostsee. Bei Starkregen kam es zu Fremdwassereinbrüchen in den Schmutzwasserkanal und das Pumpwerk konnte die anfallenden Wassermassen nicht mehr aufnehmen und war überlastet. Dadurch staute sich das Wasser im Kanal zurück und strömte aus dem dahinter liegenden Schachtdeckel in die Strandbek über den Strand in die Ostsee. Das folgende Diagramm zeigt die Keimkonzentrationen eine Stunde nach dem Pumpwerkdefekt an der Einleitungsstelle in die Ostsee und jeweils 50 Meter südlich und nördlich der Stelle. Die E.coli-Konzentration an der Einleitungsstelle betrugen 242.000 MPN/100 ml. Die Werte in der Ostsee 50 Meter südlich der Einleitungsstelle lagen bei über 5.000 MPN/100 ml. Die Schmutzwasserfahne wurde an der Küste entlang nach Süden verdriftet.

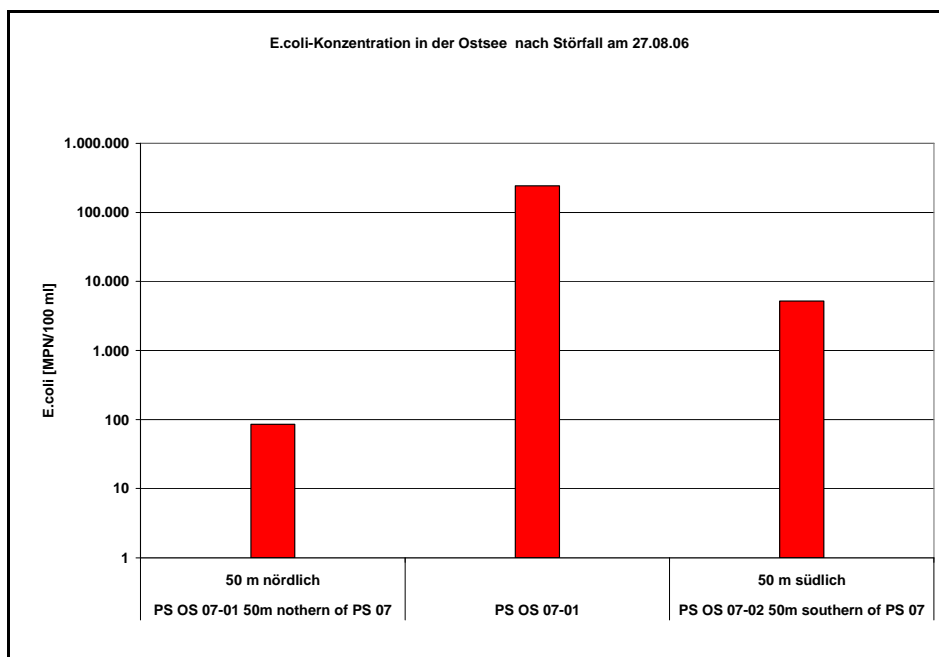


Abbildung 5-41: Bakterienkonzentration nach Pumpwerkdefekt an PS 07-01

#### 5.2.1.8 Graben IV, Probenahmestelle PS 08

Abbildung 5-42 zeigt eine Übersichtskarte der Probestellen an Graben IV.

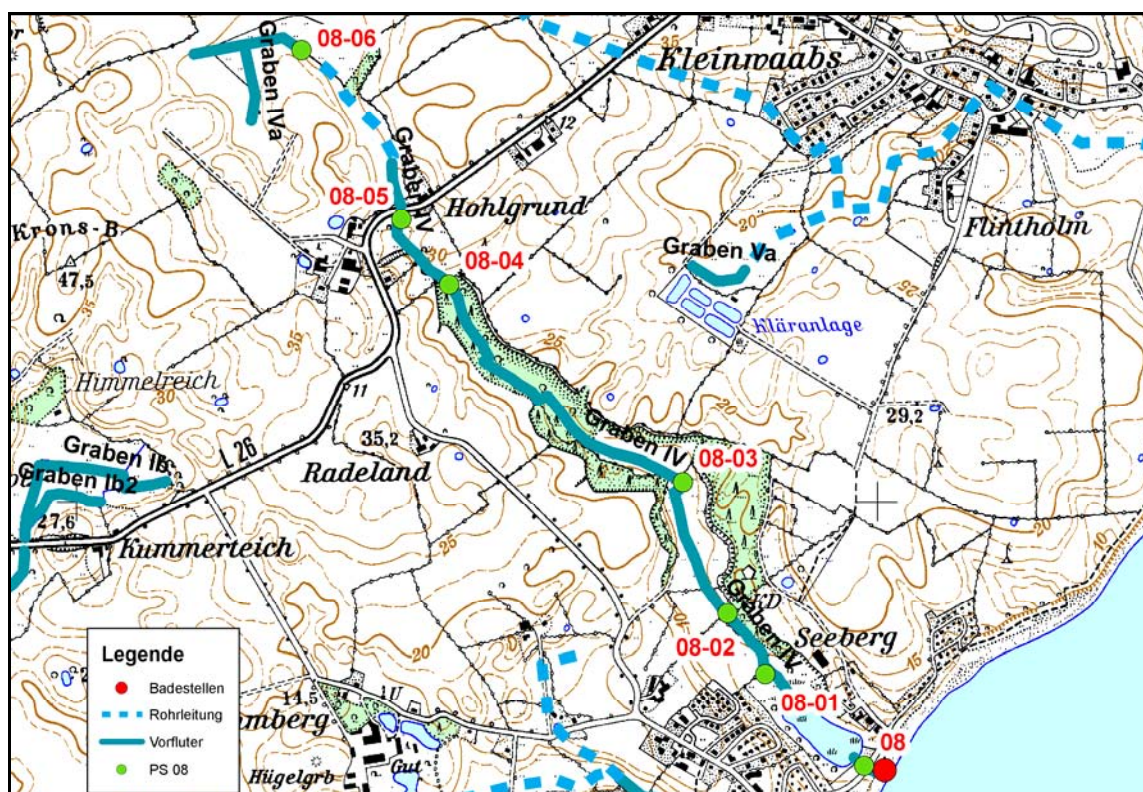


Abbildung 5-42: Übersichtskarte der Probestellen an PS 08

Die E.coli-Konzentration im Auslauf des Sees, PS 08, lagen bis auf zwei Ausnahmen immer unter 500 MPN/100 ml.

Während eines sehr starken Gewitters, bei dem auch Sediment mit in die Wasserprobe gelangte, lag die E.coli-Konzentration bei 15.540 MPN/100 ml. Im See können die sedimentgebundenen Bakterien sich absetzen und die Bakterienkonzentration ist im Auslauf des Teiches sehr niedrig. Im Zulauf des Sees konnten keine Punktquellen festgestellt werden, ein Eintrag durch die Landwirtschaft scheint gerade im Oberlauf einen Einfluss zu haben. In der Abbildung 5-43 ist die Reinigungsleistung des Sees durch die Werte des Zulaufs (PS 08-01) und des Ablaufs (PS 08) zu sehen.

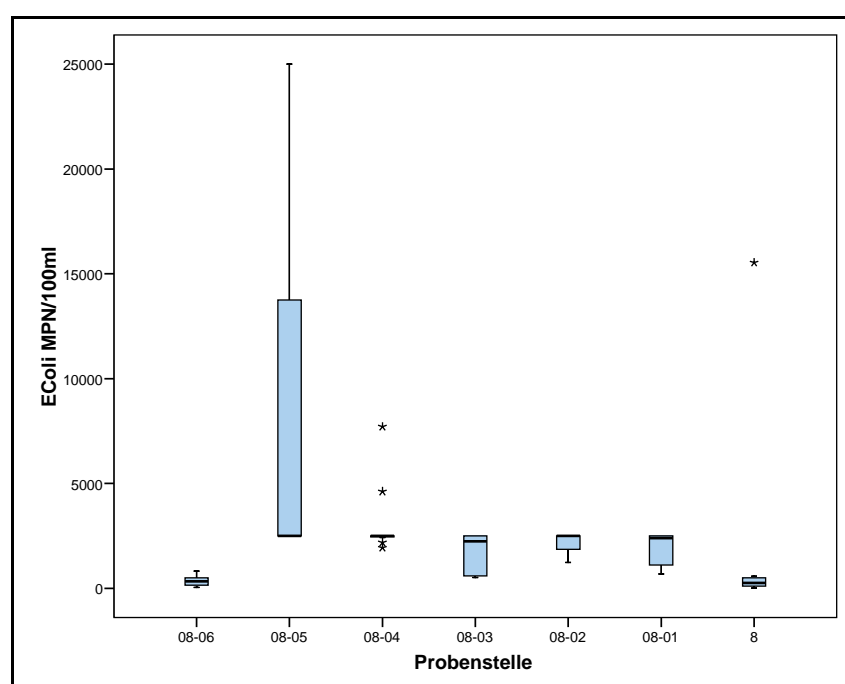
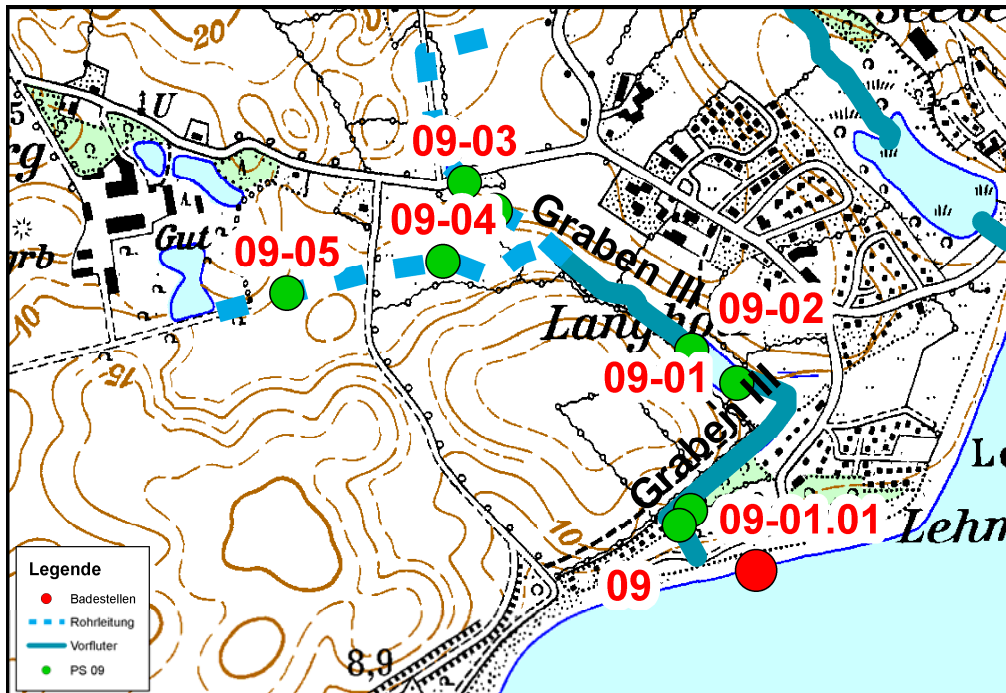


Abbildung 5-43: Boxplot Intensivprogramm PS 08

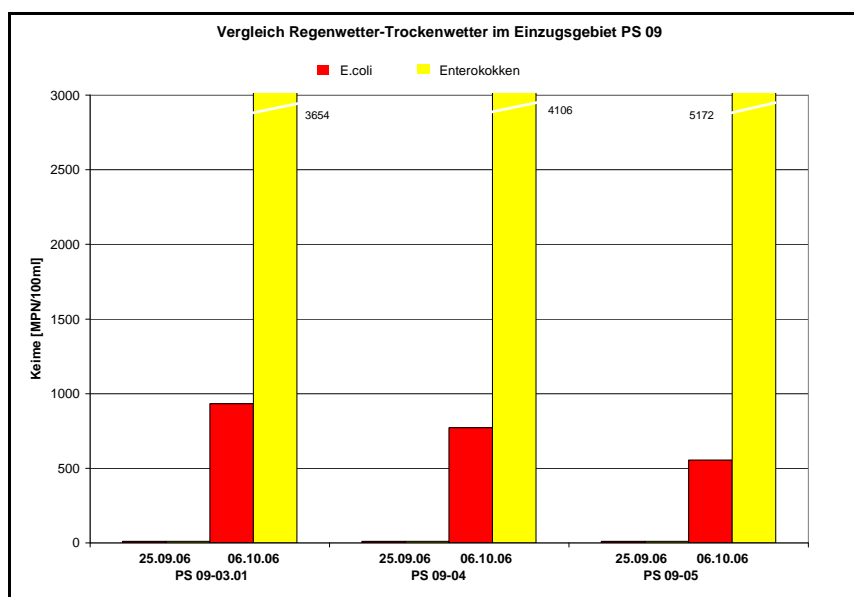
#### 5.2.1.9 Graben III, Probenahmestelle PS 09

An der Probestelle 09 lagen die E.coli-Konzentrationen bei Trockenwetter unter 1.000 MPN/100 ml, bei Regenwetter einmal bei 24.200 MPN/100 ml, sonst unter 5.000 MPN/100 ml. Abbildung 5-44 zeigt die Probenahmestellen am Graben III.



**Abbildung 5-44: Übersichtskarte der Probestellen an PS 09**

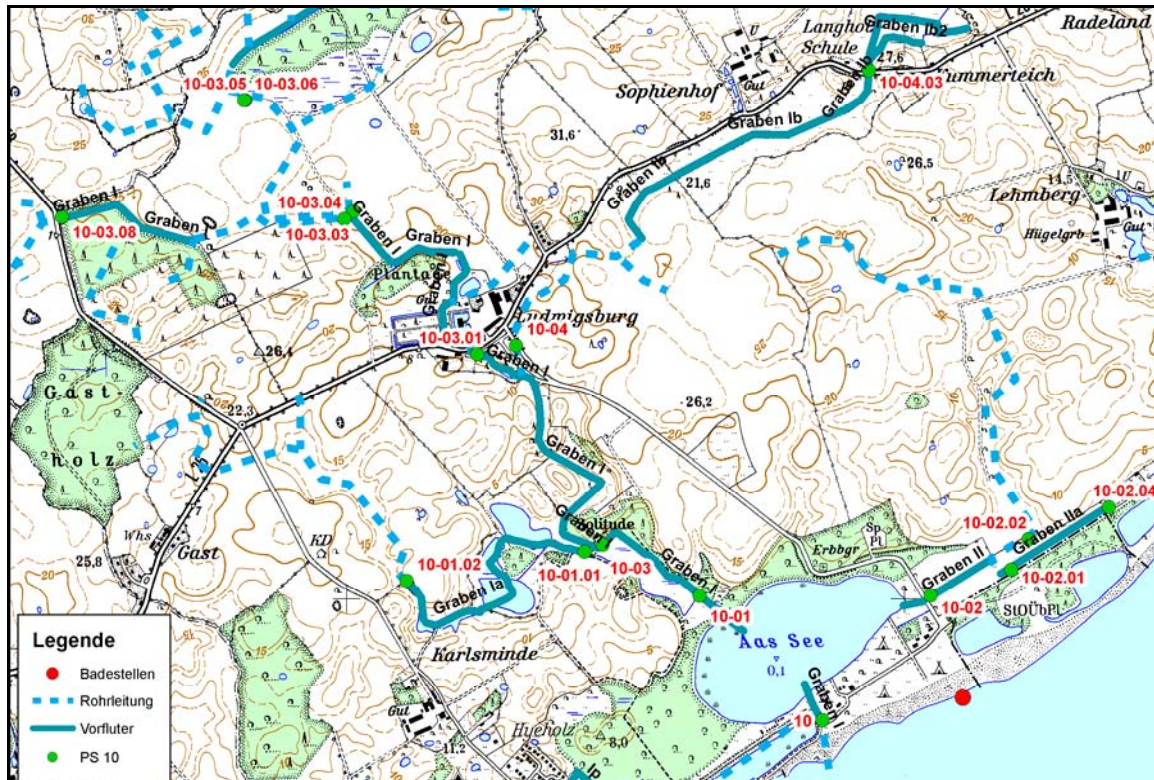
Im Intensivprogramm konnte zum einen festgestellt werden, dass die Keimkonzentrationen an PS 09-03, 09-04 und 09-05 sehr unterschiedlich bei Regen- und Trockenwetter waren und dass es zu einer Reduzierung der Keimkonzentration zwischen dem Zulauf des Fischteiches, PS 09-02 und dem Ablauf des Teiches PS 09-01 kam. Dass die Auslaufkonzentrationen des Fischteiches niedriger war, als die Zulaufkonzentration, lag daran, dass sich das Wasser im See beruhigen kann und sedimentgebundene Keime sich absetzen können. Bei Trockenwetter lagen die Bakterienkonzentrationen an den Stellen PS 09-03, 09-04 und 09-05 bei unter 10 MPN/100 ml. Wie in Abbildung 5-45 zu sehen ist, steigen die Konzentrationen bei Regenwetter an. Am 26.09. wurden die Proben bei Trockenwetter genommen und am 6.10. bei Regenwetter. Das Gebiet ist landwirtschaftlich genutzt, der Anstieg der Konzentrationen von E.coli und Enterokokken ist auf Drainagewasser zurückzuführen.



**Abbildung 5-45: Vergleich der Keimkonzentrationen von Regen- und Trockenwetter an PS 09**

#### 5.2.1.10 Graben I und II, Probenahmestelle PS 10

In die Ostsee entwässert der Aasee, der Auslauf wird durch einen Schieber geregelt. Während der Messperiode war der Schieber nicht offen, so dass kein Wasser aus dem See in die Ostsee fließen konnte. Abbildung 5-46 zeigt die Probenahmestellen an Graben I und II. Das Gebiet ist zum großen Teil landwirtschaftlich genutzt. In diesem Gebiet konnte im Jahr 2006 im Intensivprogramm selten bei Niederschlägen untersucht werden, daher konnte der Einfluss von diffusen Quellen nicht abschließend beschrieben werden. Da der Aasee aber eine ausreichend Reduzierung der Keimkonzentrationen bewirkt, wurde auf eine erneute Untersuchung im Jahr 2007 verzichtet.



**Abbildung 5-46: Übersichtskarte der Probestellen an PS 10**

Die Keimkonzentrationen wurden an PS 10 an dem stehenden Gewässer vor dem Schieber bestimmt. Die Werte lagen abgesehen von zwei Ausnahmen weit unter 1.000 MPN/100 ml und nie höher als 6.000 MPN/100 ml. Während des Intensivprogramms wurden die Zuflüsse in den Aassee beprobt. Wie im Boxplot in Abbildung 5-47 gut zu erkennen ist, war die E.coli -Konzentration an PS 10-03.01 im Vergleich zu den anderen Probestellen sehr hoch. An dieser Stelle leitet eine Hauskläranlage ins Gewässer ein, eine Probestelle weiter flussabwärts war die Konzentration wieder gefallen. Die Keimkonzentrationen an den anderen Stellen lagen immer unter 500 MPN/100 ml, es konnten keine weiteren Verschmutzungsquellen identifiziert werden. Der Aassee bewirkte außerdem eine Reduzierung der Keimkonzentration. Die sedimentgebundenen Keime können mit den Partikeln nach unten sinken und sich absetzen. Die Seefläche ermöglicht eine großflächige Sonneneinstrahlung, wodurch die Keime degeneriert werden können.

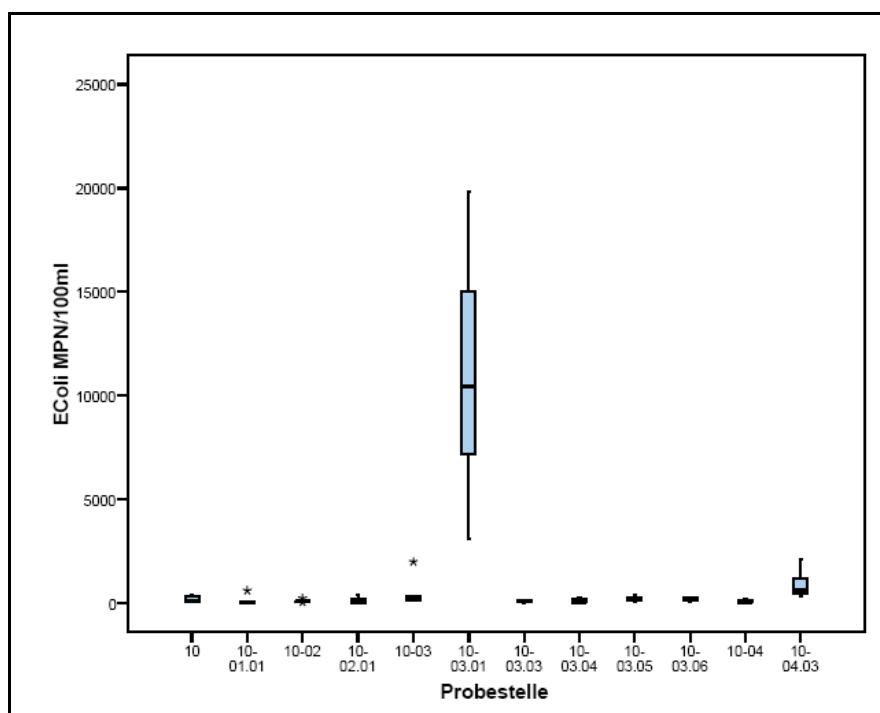


Abbildung 5-47: Boxplot der E.coli Konzentration im Intensivprogramm der PS 10

#### 5.2.1.11 Hemmelmarker Au, Probenahmestelle PS 11

Es wurde nur der Auslauf des Hemmelmarker Sees untersucht, nicht die Zuläufe. Die E.coli-Konzentrationen im Auslauf lagen abgesehen von zwei Ausnahmen unter 500 MPN/100 ml, so dass hier keine Verschmutzungsquelle erkennbar waren. Der Hemmelmarker See reduziert, wie andere Seen auch, die Keimkonzentration durch die Möglichkeit der Sedimentation und Sonneneinstrahlung.

#### 5.2.1.12 Möhlwischgraben, Probenahmestelle PS 12

Der Möhlwischgraben wurde 2006 im Rahmen des Grundprogramms untersucht, das Intensivprogramm wurde aufgrund von Zeitplanänderungen im Jahr 2006 am Anfang der Badesaison 2007 durchgeführt. Abbildung 5-48 zeigt die Probenahmestellen am Möhlwischgraben.

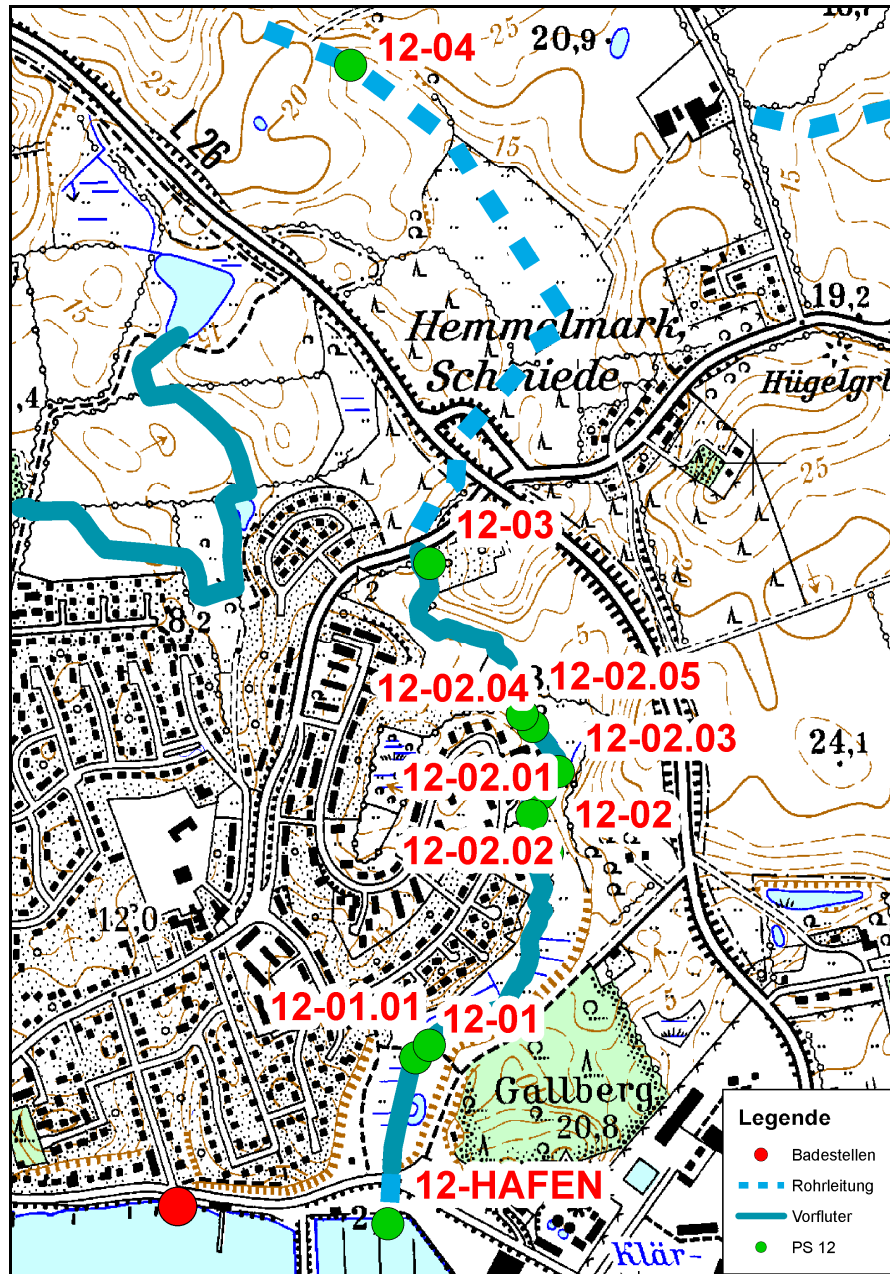


Abbildung 5-48: Übersichtskarte der Probestellen an PS 12

Während des Grundprogramms im Jahr 2006 wurden bei Trockenwetter meistens Bakterienkonzentrationen unter 1.000 MPN/100 ml bestimmt, bei Regenwetter stieg die Bakterienkonzentrationen auf über 10.000 MPN/100 ml an.

Bei den Untersuchungen im Jahr 2007 konnte festgestellt werden, dass die E.coli-Konzentrationen an PS 12-04 und PS 12-03, also am Anfang des Grabens sehr niedrig waren. Zwischen PS 12-03 und PS 12-02 und zwischen PS 12-02 und PS 12-01 gab es an einigen Tagen sprunghafte Anstiege der Bakterienkonzentrationen. Besonders hoch waren die Konzentrationen an PS 12-01, die bis zum Einlauf ins Hafenbecken wieder zurückgingen.

Zwischen PS 12-02 und PS 12-01 wurden keine weiteren Proben genommen. Hier war das Gelände nicht begehbar. Nach den uns vorliegenden Plänen sind auf diesem Abschnitt keine weitere Zuläufe in das Gewässer zu erkennen. Es ist anzunehmen, dass der Keimeintrag hier diffus aus dem feuchten Uferbereich ins Gewässer gelangt oder aus nicht identifizierten Einleitungen. Eine landwirtschaftliche Nutzung gibt es in diesem Bereich nicht.

Der Lachsenbach wurde wie der Möhlwischgraben in 2006 und 2007 untersucht. Abbildung 5-49 zeigt die Probenahmestellen am Lachsenbach.



Bei den Untersuchungen im Grundprogramm 2006 konnten erhöhte E.coli-Konzentrationen bei Regenwetter festgestellt werden. Bei Trockenwetter lagen die Konzentrationen immer unter 1.000 MPN/100 ml. Im Intensivprogramm, das im Jahr 2007 durchgeführt wurde, wurden bei Trockenwetter an PS 13 E.coli-Konzentrationen unter 1.000 MPN/100 ml gemessen. Der Ablauf eines kleinen Teiches, PS 13-05, und die PS 13-04 hatten immer sehr niedrige Keimkonzentrationen, auch bei Regenwetter. Im See haben Schwebstoffe, an denen Bakterien haften können, Zeit sich abzusetzen. Dadurch werden im Auslauf von Seen niedrige E.coli-Konzentrationen gemessen. An den anderen Stellen kam es bei Regenwetter zu einem Anstieg der E.-coli Konzentrationen von bis zu 10.000 MPN/100 ml, was auf diffuse Einträge aus dem Uferbereich und aus Regenwassereinleitungen zurückzuführen ist.

#### **5.2.1.14 Die Badestellen im Untersuchungsgebiet Ostsee**

Die Badestellen im Bereich des Untersuchungsgebiet Ostsee wurden, wenn sie direkt an einem einleitenden Gewässer lagen, über dem Sommer 2006 mit untersucht. Außer an den beiden Tagen, an dem das Abwasserpumpwerk an der Strandbek, PS 07, überlief, konnten an den Badestellen keine Überschreitungen des zwingenden Wertes von 2000 MPN/100 ml für E.coli nach der alten Badegewässerrichtlinie festgestellt werden.

#### **5.2.2 Wittensee**

Dieses Untersuchungsgebiet wurde von Mai bis Oktober 2007 im Grund- und Intensivprogramm beprobt. Im Intensivprogramm, an drei Tagen die Woche, wurden 15 Einleiter in den Wittensee nacheinander wochenweise beprobt. Die Ergebnisse der Untersuchungen im Grundprogramm sind im Boxplot in Abbildung 5-50 dargestellt.

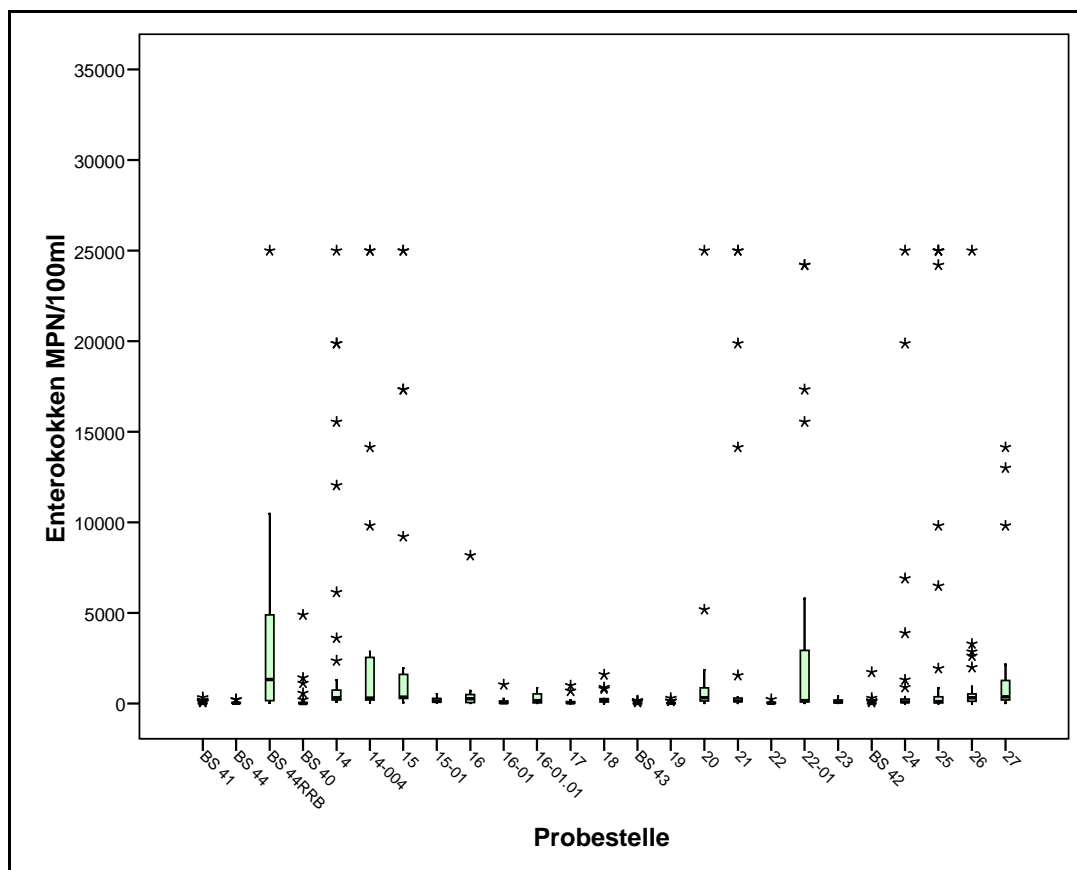


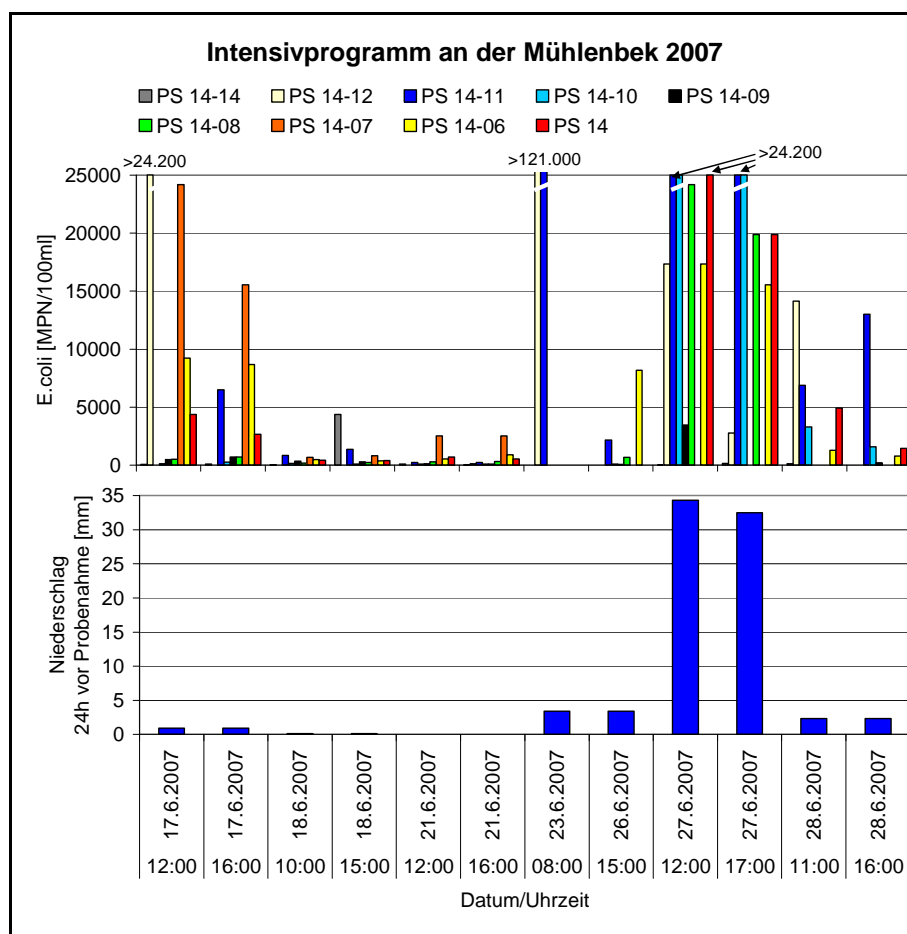
Abbildung 5-50: Boxplot Grundprogramm Wittensee

Die Einzugsgebiete der Zuflüsse wiesen sowohl diffuse als auch punktuelle Verschmutzungsquellen auf. Dabei können diese Quellen einen gleichwertigen Einfluss auf die E.coli-Konzentration in den Ausläufen haben, zum Beispiel ist die Probenahmestelle PS 15 ausschließlich diffus beeinflusst, wohingegen die Probenahmestelle PS 14 hauptsächlich durch Punktquellen belastet wird. Im Folgenden werden die Ergebnisse der einzelnen Einzugsgebiete vorgestellt.

### 5.2.2.1 Mühlenbek, Probenahmestelle PS 14

Als Punktquellen sind hier ein vermuteter Fehlanschluss (PS 14-12) in der Regenentwässerung von Goosefeld und der Mischwasserüberlauf, der an der gleichen Stelle wie das Regenwasser einleitet, identifiziert worden. Neben diesen Punktquellen gibt es an der Mühlenbek Einflüsse aus diffusen Quellen.

In der Messperiode 2007 wurden während des Intensivprogramms an einem Tag (27.06.2007) mit starken Niederschlägen (bis 34,3 mm/24 h vor Probenahme) hohe E.coli Konzentrationen im Gewässerlauf der Mühlenbek festgestellt. Die Ergebnisse sind in Abbildung 5-51 dargestellt.



**Abbildung 5-51: Ergebnisse der E.coli Konzentration im Intensivprogramm der Mühlenbek**

Die hohen E.coli-Konzentrationen an diesem Tag an der Probestelle PS 14-11 im Gewässer deuten darauf hin, dass der Mischwasserüberlauf angesprungen ist. Wie in Abbildung 5-51 ersichtlich gelangt die hohe E.coli-Belastung mit Werten von teilweise >24.200 MPN/100 ml bis zum Einlauf der Mühlenbek in den Wittensee an PS 14. Mit Hilfe einer Drucksonde wurde der Wasserstand im Mischwasserkanal gemessen und anschließend über die Poleni-Formel die abgeschlagene Wassermenge bestimmt. Die berechneten Werte sind keine exakten Wassermengen, geben aber eine gute Abschätzung. Die Überlaufzeit und die abgeschlagene Wassermenge sind in Tabelle 5-15 dargestellt.

Datum	Startzeit	Stopzeit	Laufzeit	Wassermenge [m <sup>3</sup> ]
22.06.2008	17:56	18:18	00:22	6,71
18.07.2008	17:28	17:40	00:12	1,24
07.08.2008	20:14	21:10	00:56	24,20

**Tabelle 5-15: Überlaufereignisse am Mischwasserüberlauf Goosefeld**

Um eine genaue Aussage darüber machen zu können, ab welcher Regenmenge das Mischwasser abgeschlagen wird, liegen zu wenige Ereignisse vor. Die Regenereignisse traten im Sommer 2008 sehr lokal auf, so dass mit der Wetterstation in Groß Wittensee nicht alle Niederschläge in Goosefeld exakt bestimmt werden konnten. Am 22.6.08 hat es 40 min vor dem Anspringen des Überlaufes 3 mm Niederschlag gegeben, am 18.07 hat es nach der Wetterstation in Groß Wittensee gar nicht geregnet. Am 07.08.08 war die Station schon abgebaut worden.

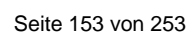
Am 11.07.08 kam es zu einem Anstieg des Wassers im Kanal, jedoch konnte kein Überlauf registriert werden. Die Niederschlagsmenge lag hier bei 3,6 mm in 60 min. Nach den beiden Ereignissen die bewertet werden konnten, liegt die Niederschlagsmenge bei der Mischwasser abgeschlagen wird zwischen 3,6 mm in 60 min und 3 mm in 40 min. Um dies mit mehr Ergebnissen zu untermauern, können weitere Messungen durchgeführt werden.

Im Auslauf der Regenentwässerung von Goosefeld an PS 14-12 wurde mehrmals eine sehr hohe E.coli-Konzentration von zum Teil mehr als 121.000 MPN/100 ml gemessen. Dies weist auf eine Falscheinleitung in die Regenkanalisation hin, da an diesen Tagen nur geringe Niederschläge zu verzeichnen waren. Die Farbe der genommenen Proben waren gräulich, bräunlich, milchig bis klar, je nach Wetterverhältnis und Abflussmenge. Die klare Probe wurde nach einem Regenschauer genommen.

Im weiteren Verlauf der Mühlenbek leitet die Teichkläranlage von Goosefeld ein (PS 14-09). Die Anlage leitete bei Trockenwetter und bei starken Niederschlägen niedrige Ablaufwerte für E.coli mit weniger als 500 MPN/100 ml in die Mühlenbek ein.

Bei Regenwetterbeprobungen traten an den Probenahmestellen 14-01.01 und 14-07.01 erhöhte Werte auf. Es konnten an diesen Gewässerabschnitten keine Punktquellen lokalisiert werden. Da die Gewässerabschnitte in landwirtschaftlich geprägtem Gebiet liegen, wird ein diffuser Einfluss durch Regenabspülung von

I.Holzapfel, N.Krause, I.Stresius, M.Grottker



**Abbildung 5-52: Übersichtskarte der Probenahmepunkte an der Mühlenbek**

#### **5.2.2.2 Straßenentwässerung Großwittensee, Einleitstelle B, PS 14-004**

Die Regenentwässerung vom oberen Teil Groß Wittensees wies bei den Beprobungen in den Ablaufkanälen erhöhte Werte von bis zu 105 MPN/100 ml E.coli auf. Das Wasser wird gesammelt und durch das anliegende Regenklärbecken weiter in den Wittensee geleitet. Die Probenahmestelle 14-004.03 ist der Zulauf des RKBs, 14-004.02 der Ablauf zum Wittensee. Die mikrobiologische Reinigungskraft des RKB versagt bei Niederschlägen von mehr als 14 mm/24 h. Am ersten Tag der Beprobung wies das Wasser bei Eintritt in das Becken ansteigende Werte von 5000 MPN/100 ml bis zur Nachweisgrenze von 24.200 MPN/100 ml auf. Durch die Verringerung der Fließgeschwindigkeit des Wassers und die Sedimentation der Partikel wurde im Ablauf des Beckens eine vielfach kleinere Bakterienkonzentration gemessen. Am folgenden Tag wurde die Sedimentationskapazität des RKB bereits überschritten, so dass die Partikel ohne Aufenthalt das Becken durchflossen und die E.coli-Konzentration im Zulauf und im Ablauf hohe Werte aufwiesen (Abbildung 5-9, Kapitel 5.1.3). Es konnte keine Punktquelle für die Verschmutzung des Regenwassers ausgemacht werden. Das Wasser strömte nur bei Regen durch die Kanäle und hatte teilweise eine gräuliche Färbung. Es wird vermutet, dass die hohen E.coli-Konzentrationen auch hier aus den Abschwemmungen der befestigten und unbefestigten Flächen des Ortes resultieren. Abbildung 5-53 zeigt die Lage der Probenahmestellen.

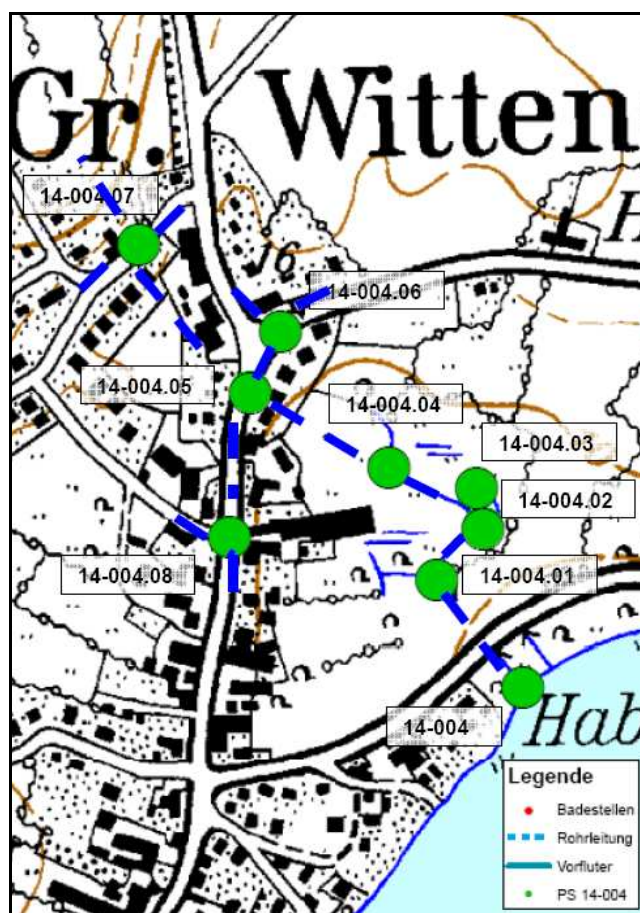
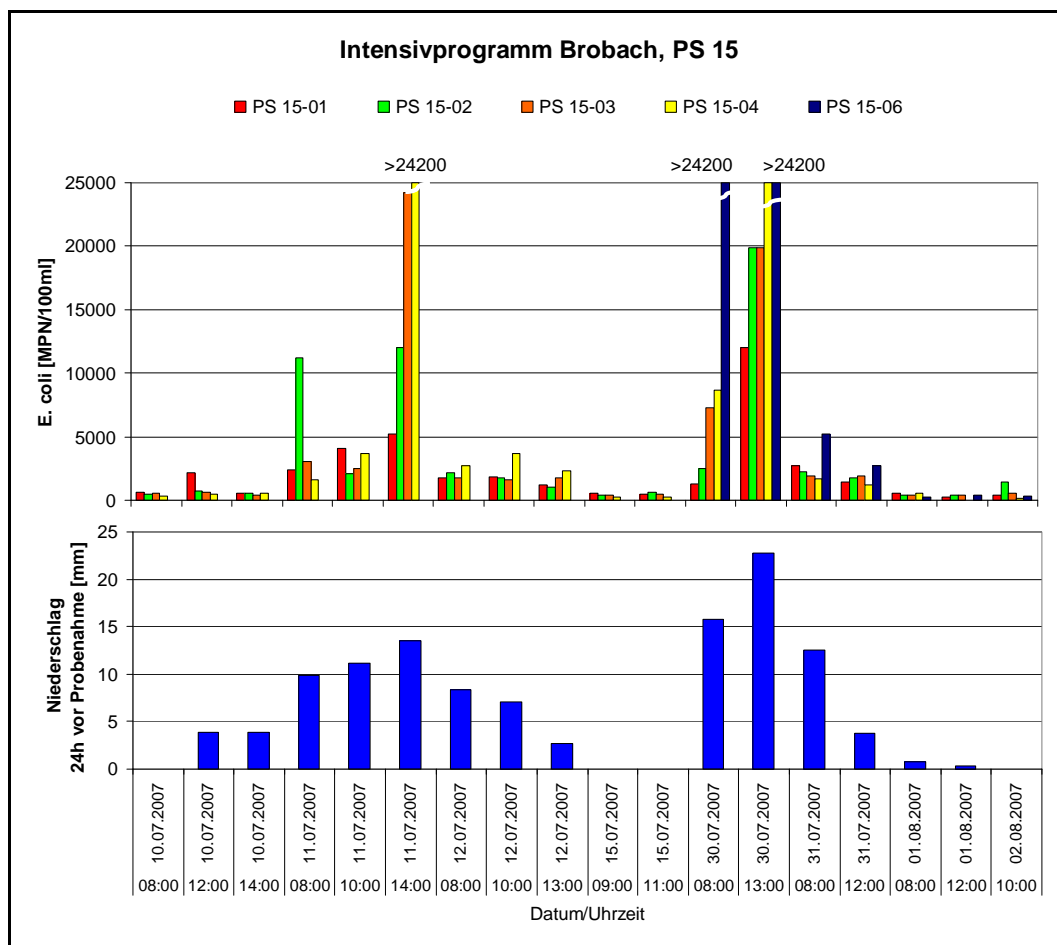


Abbildung 5-53: Übersichtskarte der Probestellen an PS 14-004

### 5.2.2.3 Brobach, Probenahmestelle PS 15

An diesem Gewässerlauf, welcher ausschließlich durch landwirtschaftlich genutztes Gebiet verläuft, konnten keine Punktquellen identifiziert werden. Die E.coli-Konzentrationen stiegen ab ca. 10 mm Niederschlag 24 Stunden vor Probenahme an (Abbildung 5-54).



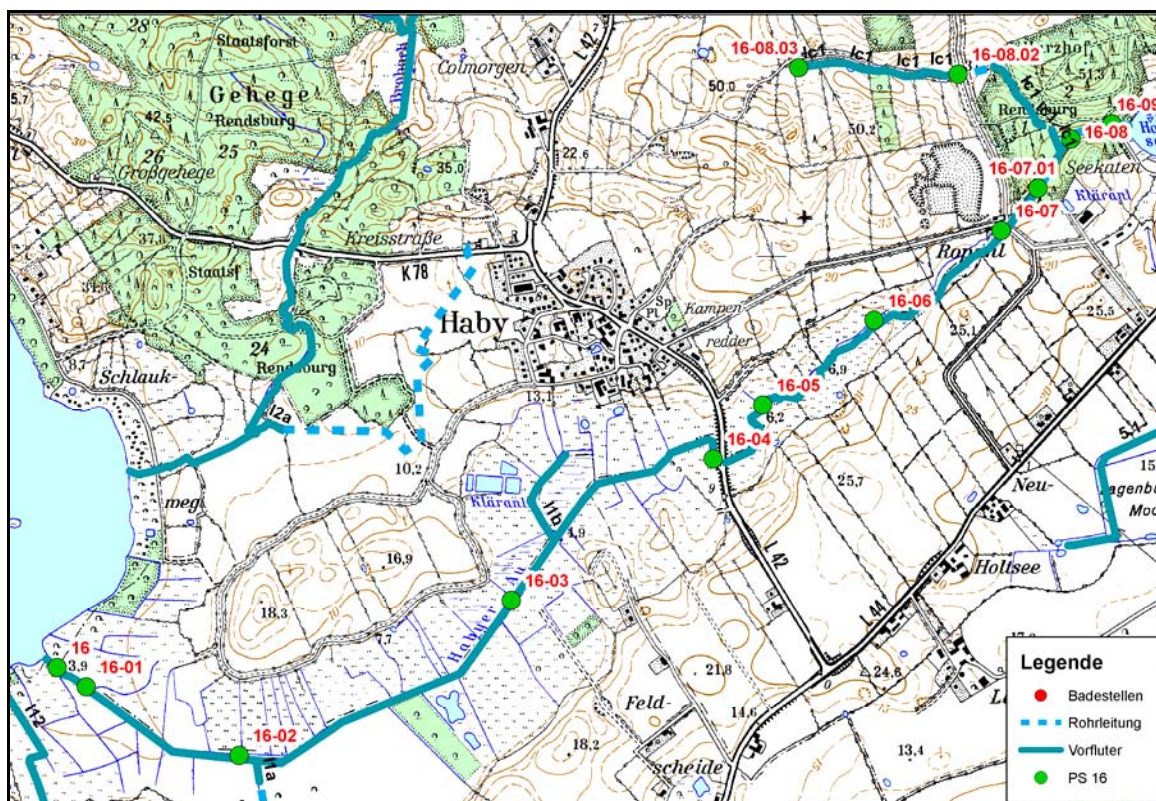
**Abbildung 5-54: Ergebnisse der E.coli Untersuchung am Brobach**

Der beprobte Schacht PS 15-06 ist der erste Beprobungspunkt innerhalb des Verbandsgewässers. Dahinter liegen landwirtschaftliche Flächen deren Drainagen in den Schacht entwässern. Da an diesem Gewässer keine Punktquellen vorhanden sind, die fäkale Verschmutzungen verursachen können, muss hier davon ausgegangen werden, dass diffuse Quellen für die Verschmutzung verantwortlich sind. Das gesamte Einzugsgebiet wird stark landwirtschaftlich durch Acker- und Weideflächen genutzt und ist von Waldflächen durchzogen. Auch in diesem Bach ist zu vermuten, dass das Sediment als Gedächtnis des Gewässers fungiert und die durch organische Düngung oder andere diffuse Quellen eingebrachten Fäkalbakterien bei Regen wieder aus dem Sediment resuspendiert wurden. Abbildung 5-55 zeigt die Probenahmestellen am Brobach.



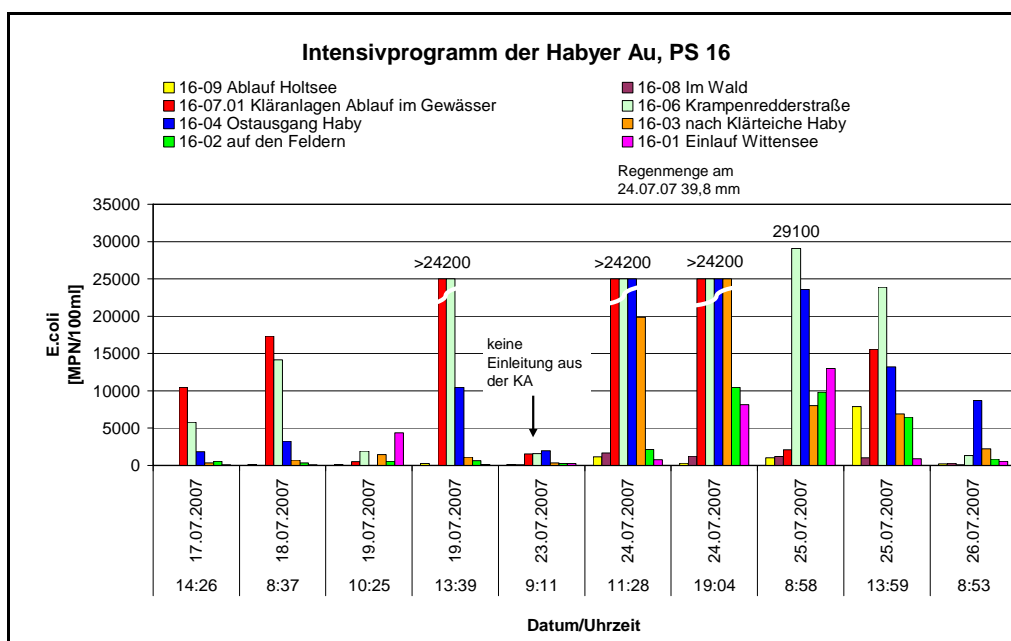
Die Habyer Au zeigt im Verlauf der Messkampagne Bakterienwerte im Auslauf von max. 13.000 MPN/100 ml. Durch den hohen Abfluss bei Regenwetter von

durchschnittlich 0,48 m<sup>3</sup>/s gelangt eine Fracht von 10<sup>11</sup> bis 10<sup>12</sup> MPN E.coli pro Tag in den See. Die Abbildung 5-56 zeigt die Probenahmestellen an der Habyer Au.



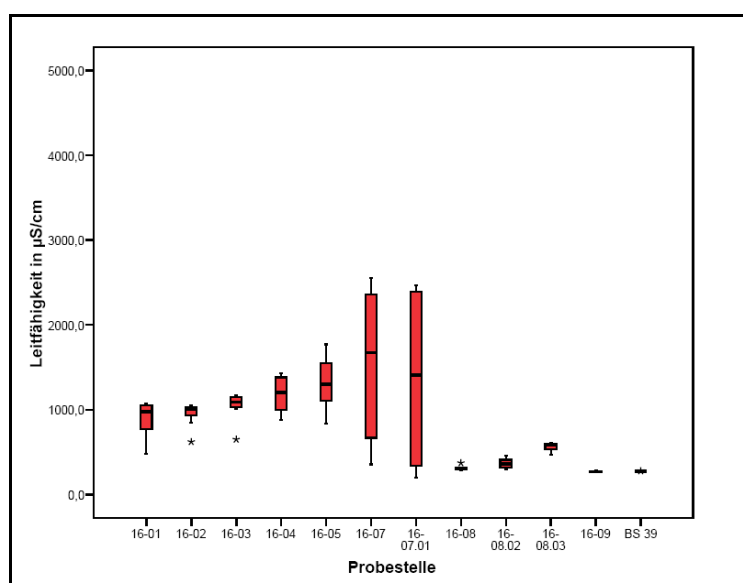
**Abbildung 5-56: Übersichtskarte der Probestellen an der Habyer Au**

Die Kläranlage Holtsee (PS 16-07.01) entwässert mit hohen E.coli-Werten in die Habyer Au, welche bei Regenwetter nochmals anstiegen. In Abbildung 5-57 ist deutlich zu sehen, dass die E.coli-Werte direkt nach der Einleitung der KA Holtsee anstiegen und die Keimbelastung bei Regenwetter bis in den Wittensee getragen wurde. Die Belastungen bei Trockenwetter, dann wenn die diffusen Einträge kaum relevant sind, sind auf Einträge aus der KA Holtsee zurückzuführen. Auch im Trockenwetterfall wurden am Auslauf in den Wittensee zum Teil stark erhöhte Konzentrationen gemessen. Wenn dagegen durch die KA Holtsee keine Bakterien geliefert werden, wie z.B. am 23.7.2007, sind die Keimkonzentrationen im Verlauf des Gewässers deutlich niedriger. Durch zusätzliche Einträge aus diffusen Quellen im Regenwetterfall (siehe 24. und 25.7.2007) steigen die Konzentrationen am Auslauf in den Wittensee über 10.000 MPN/100 ml. Dies zeigt deutlich, dass die KA Holtsee als permanente Quelle sowohl bei Trocken- als auch bei Regenwetter einen Einfluss auf die Keimbelastung im Wittensee hat.



**Abbildung 5-57: Aufzeichnung des Intensivprogramms Habyer Au aufgeführt mit Hauptprobenahmestellen**

Die Leitfähigkeit im Gewässer steigt bei der Einleitung der KA Holtsee PS 16-07.01 sprunghaft an. Die Kläranlage reinigt auch das salzhaltige Abwasser der ansässigen Käserei, dadurch finden sich die hohen Leitfähigkeiten im Ablauf wieder. Die Leitfähigkeit nimmt bis zur Einleitung in den Wittensee zwar ab, die Leitfähigkeit ist dort aber immer noch deutlich höher als vor Einleitung der KA Holtsee. Die Salze werden also im Verlauf des Gewässers nicht ausreichend verdünnt und bis in den Wittensee transportiert. Der Boxplot in Abbildung 5-58 stellt die Werte für die Leitfähigkeit an den verschiedenen Probenahmestellen dar.



#### **Abbildung 5-58: Boxplot der Leitfähigkeit im Gewässerverlauf der Habyer Au**

Die Klärteiche von Haby, die flussabwärts liegen, entwässerten bei einer 24 Stundenbeprobung im Mittel mit 620 MPN/100 ml E.coli in die Habyer Au. Die maximale E.coli-Konzentration betrug dabei 1240 MPN/100 ml.

Im unteren Flussverlauf wird das Einzugsgebiet überwiegend landwirtschaftlich genutzt. Die Beprobung eines kleinen Seitengrabens der Habyer Au (16-01.01) kurz vor Einlauf in den See ergaben, dass die E.coli-Konzentration bei Regen stark anstieg mit Werten bis zur Nachweisgrenze von 24.200 MPN/100 ml.

#### **5.2.2.5 Schirnau, Probestelle PS 19**

Die Bakterienkonzentrationen im Ablauf des Wittensees lagen mit einer Ausnahme von 990 MPN/100 ml E.coli immer unter 300 MPN/100 ml für E.coli und Enterokokken.

#### **5.2.2.6 Graben I12: Probenahmestelle PS 17, Graben I13: Probenahmestelle PS 18, Graben I10: Probenahmestelle PS 20, Graben I9: Probenahmestelle PS 22, Graben I8: Probenahmestelle PS 23**

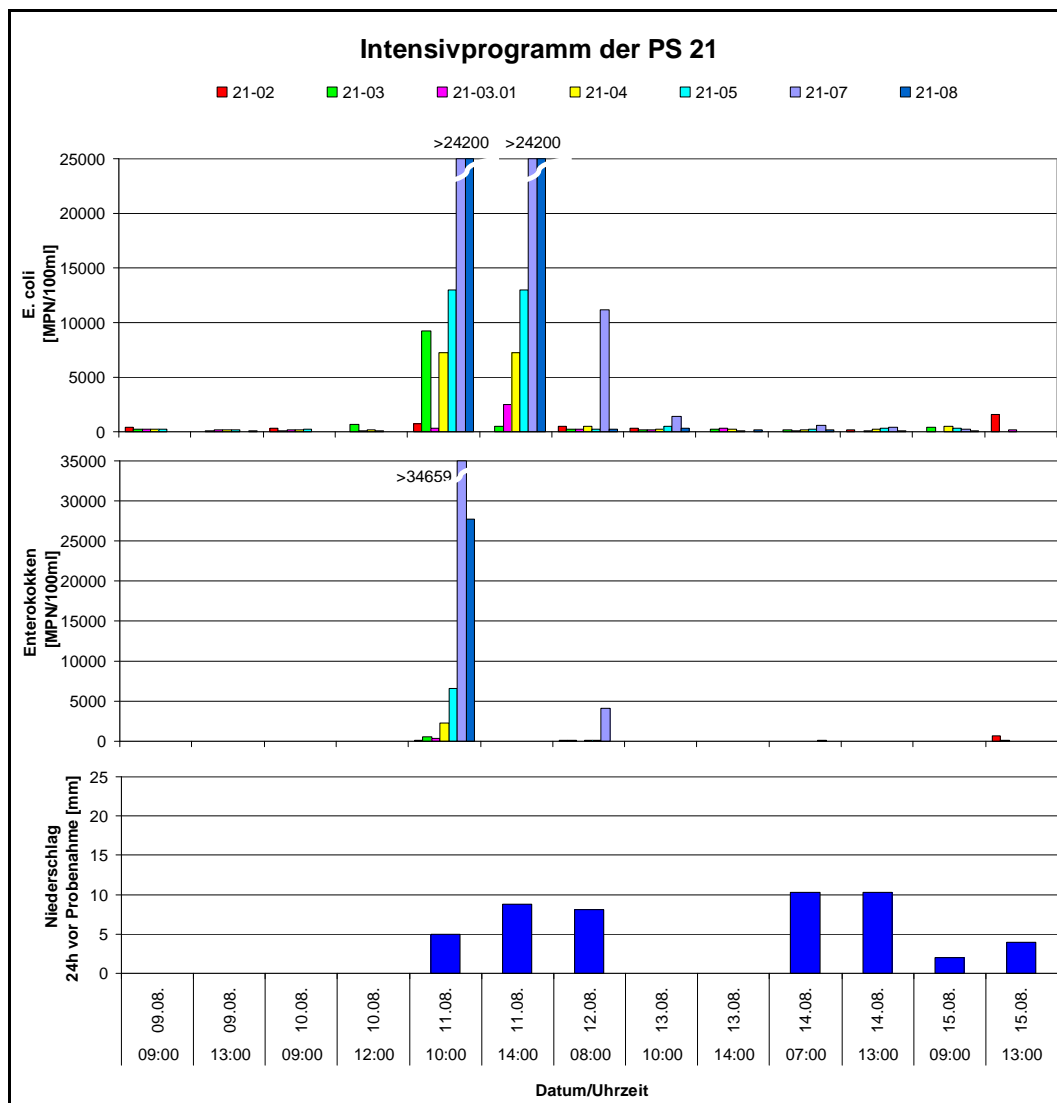
Die Untersuchungsergebnisse der Probenahmestellen an den Zuflüssen der PS 17, PS 18, PS 20, PS 22 und PS 23 wiesen keine dauerhaft hohen Bakterienkonzentrationen auf. Die Schwankungen der Regenwetterdaten lagen im Rahmen von 7.270 MPN/100 ml mit einzelnen Spitzen von 24.200 MPN/100 ml E.coli bei Starkregenereignissen. Bei Trockenwetter betrugen die gemessenen Bakterienwerte nie über 1.000 MPN/100 ml.

Die Gewässerläufe fließen durch landwirtschaftliches Gebiet. Die Gräben von PS 17 und PS 18 führten nur selten hohe Wasserstände. Vermutlich wurden bei den Regenereignissen, während deren auch die vereinzelt hohen Werte erfasst wurden, das Sediment aufgewirbelt und die dort angesiedelten Bakterien mit erfasst. Zur Zeit der Probenahme an verschiedenen Tagen wurde an den angrenzenden Flächen mit Gülle gedüngt, so dass hier auch ein Zusammenhang bestehen kann.

#### **5.2.2.7 Meynbek, Probenahmestelle PS 21**

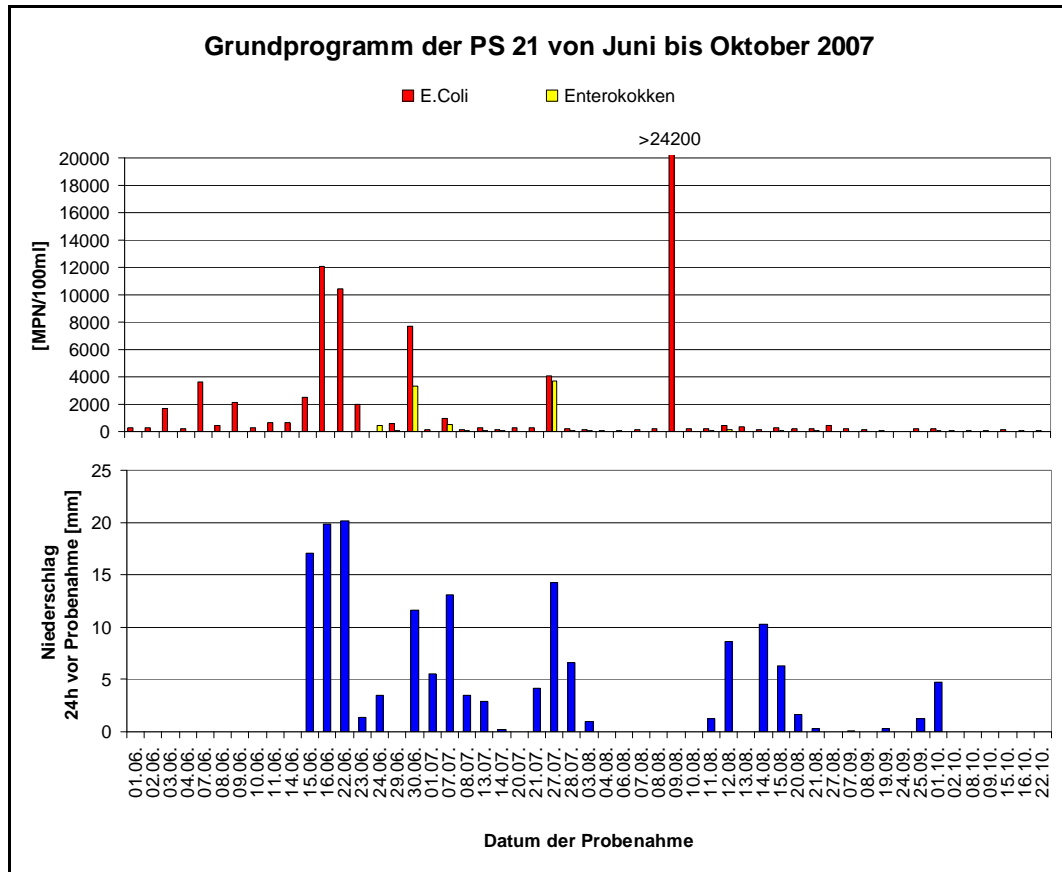
Hier wurde festgestellt, dass in dem Gewässerlauf, umgeben von landwirtschaftlichen Nutzflächen, die E.coli- und Enterokokken-Konzentrationen bei Regenwetter zur Zeit einer Gülledüngung auf den Feldern anstiegen. Die Enterokokken sind dort im Intensivprogramm an den Probestellen nur einmal täglich untersucht worden, daher sind am 11.08.07 um 14 Uhr keine Werte in Abbildung 5-59 aufgezeichnet. Zur Zeit der organischen Düngung im August wurden zusätzliche Untersuchungen der Probestellen durchgeführt, um den Einfluss der Düngung im

Zusammenhang mit Regen zu untersuchen. Die Ergebnisse wurden im Sonderprogramm Landwirtschaft (Kapitel 5.1.4) dargestellt.



**Abbildung 5-59: E.coli und Enterokokken Konzentrationen im Flusslauf der Meynbek mit Aufzeichnung des Niederschlages 24 Stunden vor Probenahme**

Im Grundprogramm am Auslauf der Meynbek PS 21 wurden nur nach Niederschlägen über 10 mm in den 24 Stunden vor der Probenahme hohe E.coli-Werte gemessen. Trotz der niedrigen Fließgeschwindigkeit von durchschnittlich  $v=0,07$  m/s bei Regenwetterabfluss gelangt auf Grund der Größe des Zuflusses eine große Wassermenge mit  $2,1 \times 10^4$  m<sup>3</sup> pro Tag in den Wittensee. In Abbildung 5-60 werden die Ergebnisse des Grundprogramms dargestellt.

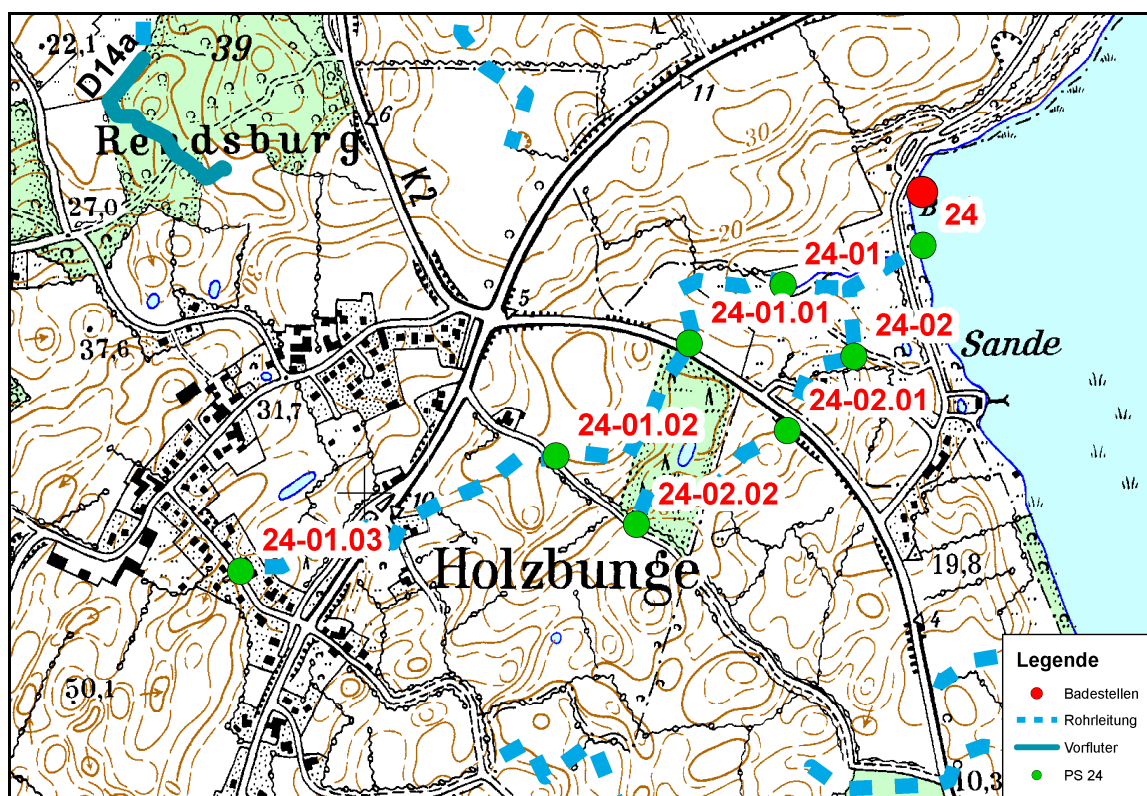


**Abbildung 5-60: E.coli und Enterokokken Konzentrationen des Grundprogramms der Meynbek, PS 21**

Bei stärkeren Niederschlägen werden die organisch gedüngten Flächen abgespült und die Fracht gelangt in den See. Sind die Niederschläge niedriger als 10 mm/24 h, so reicht die Fließgeschwindigkeit nicht aus, um die Bakterien im Wasserkörper bis zur Einleitung zu tragen, sie setzen sich vorher im Sediment ab. Bei erneuten stärkeren Regenereignissen mit höheren Fließgeschwindigkeiten können dann die Bakterien, die sich an den Sedimentpartikeln angelagert haben, in den Wasserkörper aufgewirbelt werden und in den See gelangen. Der hohe E.coli-Wert am 09.08.2007 aus der Abbildung 5-60 kann auf diese Weise nicht erklärt werden. Da zum Zeitpunkt der Probenahme auf den umliegenden Feldern gedüngt wurde, wird der erhöhte Wert darauf zurückgeführt.

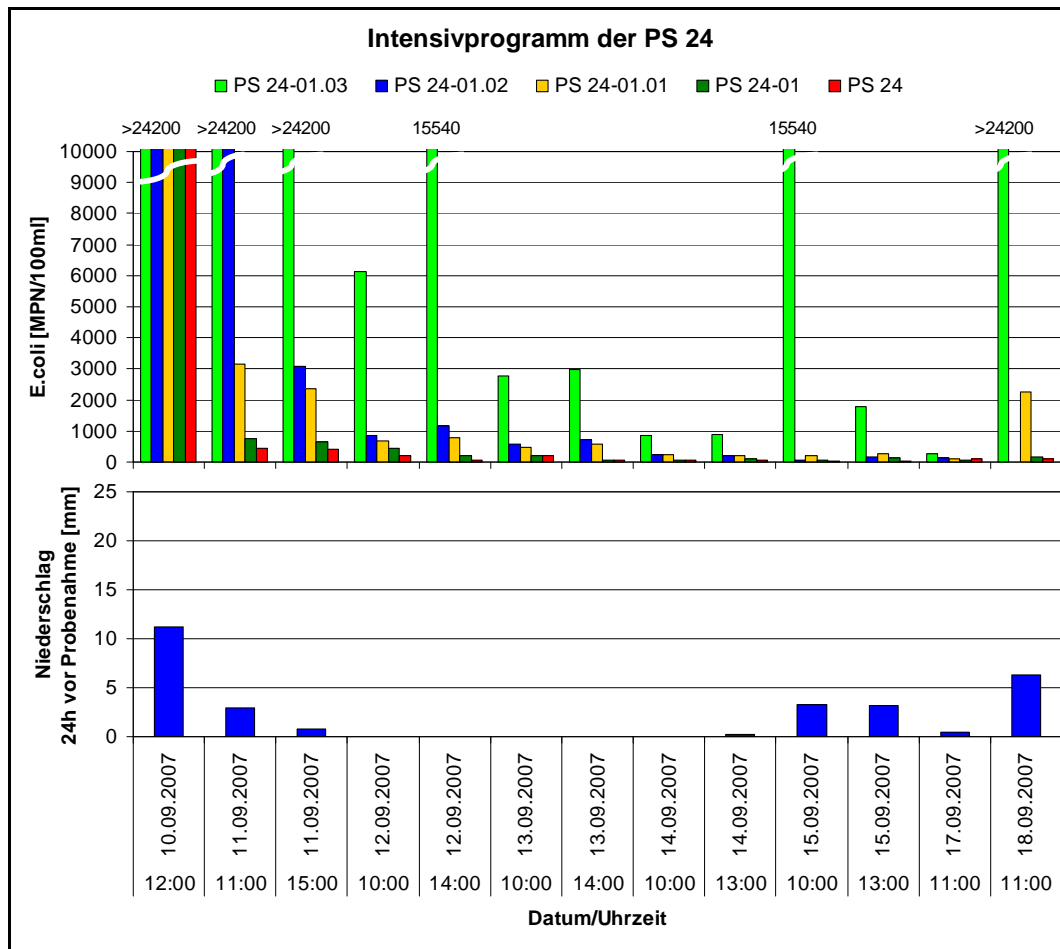
#### 5.2.2.8 Graben I 7, Probenahmestelle PS 24

Der untere Strang beginnend mit PS 24-02.02 wies während der Beprobungsphase keine hohen Bakterienwerte auf. Abbildung 5-61 zeigt die Probenahmestellen



**Abbildung 5-61: Übersichtskarte von der verrohrten Regenentwässerung Holzbunges**

Der obere Strang zeigte bei Regenwetter hohe Werte für E.coli und Enterokokken, entspringend aus dem Regenwasserschacht 24-01.03 der Dorfentwässerung von Holzbunge, auf. Die Belastung zog sich bei anhaltenden Regenschauern bis zum Einlauf in den Wittensee. In Abbildung 5-62 sind die E.coli-Konzentrationen an den Probenahmestellen mit Probenahmezeiten aufgetragen. Die Skala der MPN/100 ml wurde auf 10.000 MPN/100 ml heruntergesetzt um die niedrigeren E.coli-Konzentrationen im Gewässerlauf besser aufzeigen zu können.



**Abbildung 5-62: Untersuchungsergebnisse des Intensivprogramms PS 24**

Es ist klar zu erkennen, dass an PS 24-01.03 die höchsten Werte gemessen wurden. Dabei floss das Wasser, das sich in dem Regenschacht sammelte, nur am 10. und 11.09.2007 ins Kanalsystem ab. Daher wurden an den nachfolgenden Tagen ohne Regen die hohen E.coli Konzentrationen nur noch im Schachtsumpf der 24-01.03 gemessen. Der Schacht ist bei einem Niederschlag von 11,6 mm 24 Stunden vor Probenahme übergelaufen, so dass die hohe Keimfracht ins Gewässer gelangen konnte.

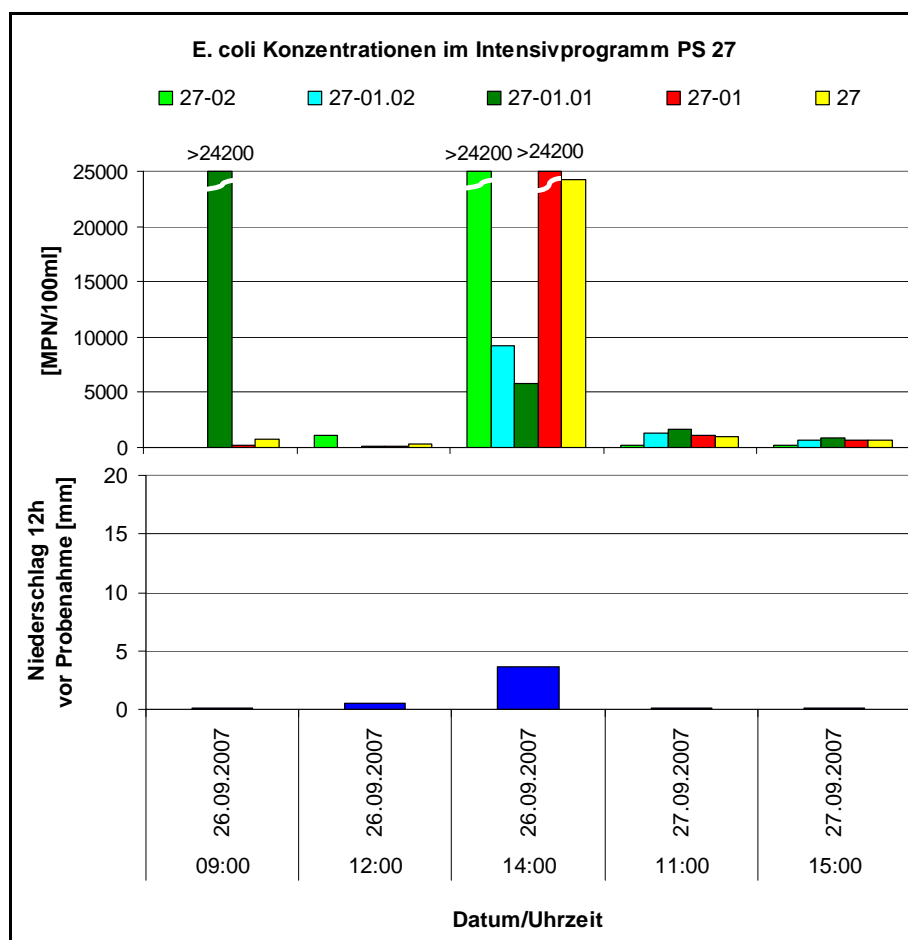
Zur Zeit der Beprobung lagen keine Kanalpläne von Holzbunge vor, so dass die Leitungen nicht weiter verfolgt werden konnte. Hier zeigt sich das gleiche Muster wie auch in Groß Wittensee (PS 14-004, PS 27). Das abgespülte Regenwasser aus der Dorfentwässerung ist hoch belastet und gelangt direkt in den Wittensee, wobei hier kein Regenklärbecken vorgeschaltet ist, in dem die Fließgeschwindigkeit des Wassers herabgesetzt werden und Sedimentation stattfinden kann.

#### **5.2.2.9 Graben I 6: Probenahmestelle PS 25, Graben I 5: Probenahmestelle PS 26**

Die gedrosselten Regenrückhaltebecken mit integriertem Sandfang, die an den Gewässersträngen PS 25 und PS 26 liegen, zeigten keine auffälligen Werte auf. Die gemessenen Zu- und Ablaufwerte für E.coli und Enterokokken lagen immer unter 500 MPN/100 ml. Der Zulauf PS 25 in den Wittensee wurde von der Dorfentwässerung von Klein Wittensee negativ beeinflusst. Bei Regenwetter führte das verrohrte Kanalsystem zur Regenentwässerung von Klein Wittensee belastetes Wasser mit einer E.coli-Konzentration von 20.000 MPN/100 ml mit sich. Der Strang der Dorfentwässerung floss in das Ablaufwasser des Regenrückhaltebeckens und über das Bundeswehrgelände in den Wittensee. Die Belastung des Regenwassers wird in den Abspülungen der befestigten und unbefestigten Flächen des Dorfes vermutet.

#### **5.2.2.10 Straßenentwässerung Großwittensee, Einleitstelle F, Probenahmestelle PS 27**

Im Gegensatz zur Entwässerung des oberen Teils von Groß Wittensee (PS 14-004) ist das Einzugsgebiet der Entwässerung des unteren Teils kleiner. Durch die hohe Abflussgeschwindigkeit des Regens in den Kanälen kam es zu einer kurzzeitigen Überbelastung des Regenklärbeckens. 24 Stunden nach der hohen Belastung von E.coli mit Werten über der Nachweisgrenze von 24.200 MPN/100 ml in den Regenwasserkanälen konnten keine hohen E.coli-Konzentrationen im Verlauf der Probenahmestellen mehr festgestellt werden. In Abbildung 5-63 sind die Werte dargestellt.



**Abbildung 5-63: Aufzeichnung der Ergebnisse des Intensivprogrammes PS 27 mit Niederschlagsmenge 12 Stunden vor Probenahme**

Ab 5 mm Niederschlag 12 Stunden vor der Probenahme erfolgte keine ausreichender Rückhalt von Bakterien mehr. Hohe E.coli-Konzentrationen bis zur Überschreitung der Nachweisgrenze von 24.200 MPN/100 ml wurden an den Probenahmestellen entlang der Entwässerungskanäle erfasst. Die Abbildung 5-64 zeigt die Lage der Probenahmestellen.



Abbildung 5-64: Übersichtskarte der Probenahmestellen an PS 27

#### 5.2.2.11 Badestelle BS 39 am Holtsee

Die Badestelle am Holtsee wies in der Beprobungszeit unauffällige Werte für E.coli und Enterokokken auf. An einem Tag, bei 24,9 mm Regen 24 Stunden vor der Probenahme, stieg die E.coli Konzentration auf 1.100 MPN/100 ml an, so dass an dem Tag der Leitwert von 100 MPN/100 ml für E.coli überschritten wurde.

2007 galt noch der Parameter Gesamcoliforme Bakterien aus der alten Badegewässerrichtlinie 76/160/EWG. Der Grenzwert des Parameters von 10.000 MPN/100 ml für Gesamcoliforme Bakterien wurde an der Badestelle vier Mal innerhalb von zwei Wochen überschritten.

#### 5.2.2.12 Badestellen am Wittensee (BS 40, BS 41, BS 42, BS 43, BS 44)

Die Lage der einzelnen Badestellen ist in Abbildung 5-56 dargestellt. Die Ergebnisse aus der Messperiode 2007 zeigen, dass die meteorologischen Parameter Niederschlag und Windrichtung die Badegewässerqualität am Wittensee stark beeinflussen können. Dabei ist nicht zu vernachlässigen, dass eine Vielzahl zusätzlicher Parameter eine Rolle spielt, wie z.B. die Frachten der Einleitungen.

Es sind in der Untersuchungszeit an den Badestellen Überschreitungen der Grenzwerte für E.coli sowie für Gesamcoliforme Keime nachgewiesen worden.

Dabei überwogen die Grenzüberschreitungen der Gesamcoliformen Keime (Tabelle 5-16).

		E.coli			Gesamtcloiforme Bakterien		
Wind- richtung	Bade- stellen	Datum	Maximum  MPN/ 100ml	Nieder - schlag  mm	Datum	Maximum  MPN/ 100ml	Nieder - schlag  mm
N	Keine Probenahme erfolgt						
NO	BS 42				10.06.07	17.330	0
	BS 43	07.06.07	1940	0	20.07.07	15.540	0
O	BS 40	15.06.07	2940	17,1	15.06.07	10.470	17,1
	BS 42				15.06.07	19.870	17,1
	BS 43				03.06.07	25.000	0
SO	BS 42				20.08.07	17.330	1,7
S	BS 42	15.10.07	3080	0	24.09.07	25.000	0
	BS 44				24.09.07	15.540	0
SW	Keine Probenahme erfolgt						
W	BS 40				12.06.07	25.000	0
	BS 42	13.07.07	2490	2,9			
	BS 44				07.07.07	25.000	10,7
NW	Alle Werte unter den Grenzwerten						

**Tabelle 5-16: Übersicht der Bakterienkonzentrationen bei den erfassten Hauptwindrichtungen mit Niederschlagswerten 24 Stunden vor Probenahme**

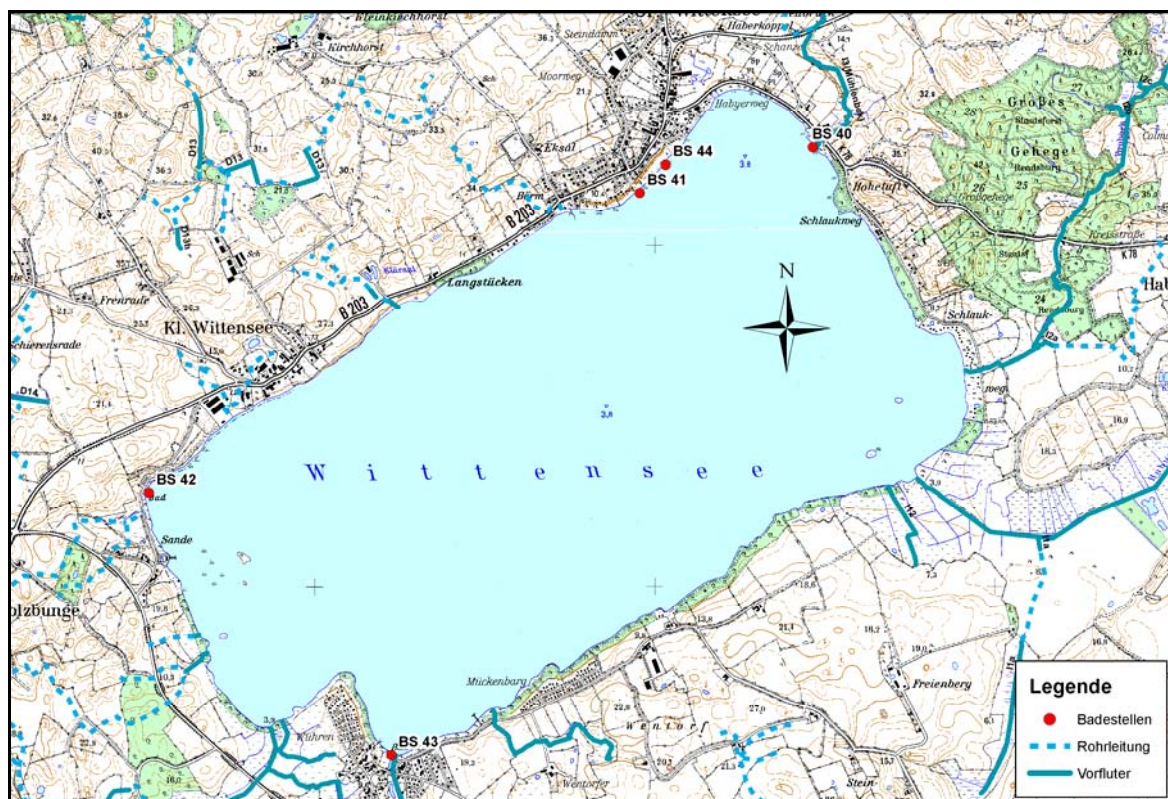


Abbildung 5-65: Lage der Badestellen am Wittensee mit Nordpfeil

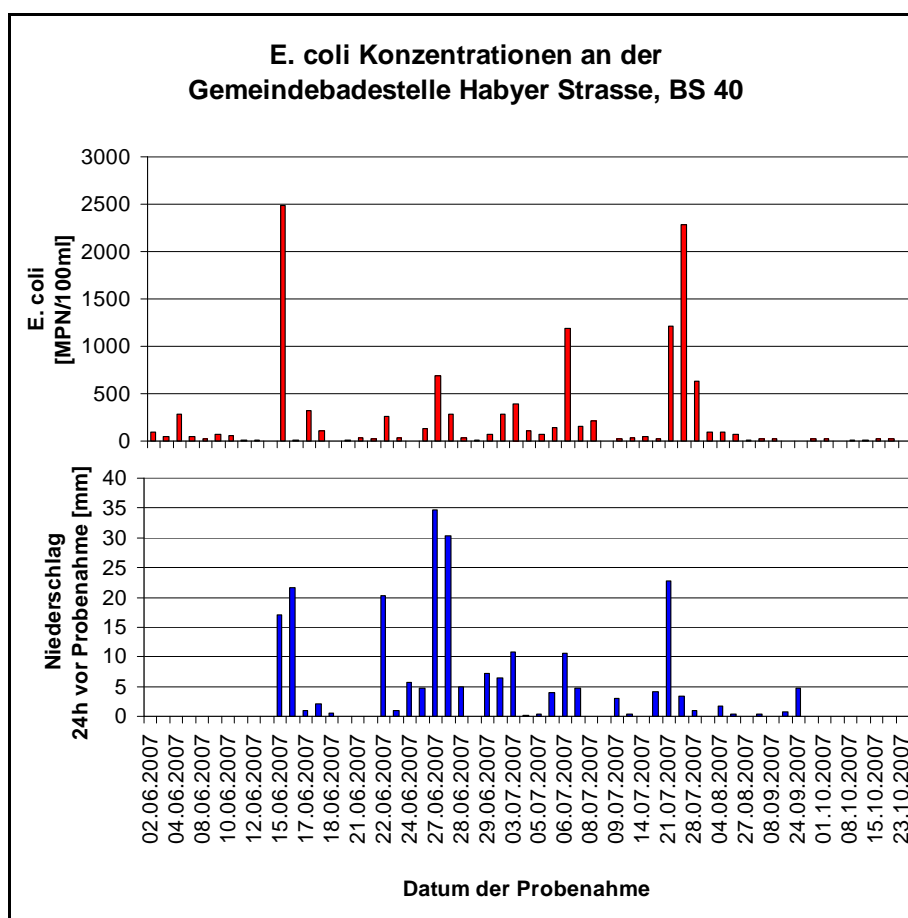
Die höchsten Niederschlagsaufzeichnungen wurden bei Wind aus Westen festgehalten. Bei dieser Windrichtung wurde auch ein starker Anstieg an Gesamtcoliformen Bakterien an Badestelle 40 und 44 gemessen. Der Wind treibt die Frachten aus den Zuläufen am Ufer entlang, so dass sich das Wasser mit der erhöhten Bakterienkonzentration nur unzureichend mit dem Wasser aus dem See verdünnen kann.

Die E.coli-Konzentrationen hingegen stiegen bei diesen Wetterverhältnissen an BS 42 an. Das Verhalten kann nicht mit der Windrichtung in Zusammenhang gebracht werden, da es für die Badestelle ablandigen Wind darstellt. Der Niederschlag war nicht so erhöht, dass aus den umliegenden Zuflüssen PS 24 und PS 27 höher belastetes Wasser in den See gelangen konnte. An dem Tag mit der grenzwertüberschreitenden E.coli-Belastung an BS 42 wurde eine starke Algenbildung registriert und zum Zeitpunkt der Probenahme fielen Niederschläge. Die Kombination der beiden Faktoren kann zu einer Erhöhung der E.coli-Konzentration geführt haben. Versuche mit Sedimentproben und eine Stichprobe der Algen zeigten, dass E.coli Bakterien an den Partikeln und auch an den Algen haften. Bei der Probenahme können Partikel sowie Algenteile mit anhaftenden E.coli Bakterien in die Probe gelangt sein. Bei Wind aus Nord-Ost wurden erhöhte E.coli-

Konzentrationen und Gesamtcoliforme Keime an der Badestelle 43, am Auslauf des Sees, erfasst.

Es kann kein direkter statistischer Zusammenhang zwischen dem gemessenen Niederschlag und der Keimfracht hergestellt werden. Die Werte korrelieren nicht, da sie nicht am gleichen Ort aufgenommen worden sind und auch noch andere Faktoren, wie z.B. die Windrichtung und die Lebensbedingungen für die Bakterien die Höhe der Bakterienkonzentration beeinflussen. Es ist aber zu sehen, dass die Keimfracht abhängig von der Dauer des Regens und der Niederschlagsmenge ist.

An Badestelle 40 und 44 ist ein Zusammenhang von Niederschlag zu E.coli Konzentration erkennbar, wie in Abbildung 5-66 zu sehen.



**Abbildung 5-66: E.coli Konzentrationen an Badestelle 40 im Verlauf der Saison aufgezeichnet mit dem Niederschlag 24 Stunden vor Probenahme**

An der Badestelle 44 leitet direkt ein Regenklärbecken ein. Dieses wurde im Grundprogramm mit beprobt. Die Proben wurden im RKB in der Nähe des Auslaufs entnommen, da der Zugang zum direkten Ablauf nicht möglich war. Die Werte der

Proben aus dem RKB waren in der gesamten Messperiode unauffällig. Der höchste gemessene Wert für E.coli betrug 7.270 MPN/100 ml bei Regenwetter.

Um die Auswirkung der neuen Badegewässerrichtlinie besser einschätzen zu können sind die Daten der Badestellen nach der alten und neuen Badegewässerrichtlinie ausgewertet worden. Dazu wurden drei Szenarien erstellt, in denen fünf Werte im Abstand von einem Monat verteilt über die Badesaison ausgewählt wurden. Dabei wurde in Szenario 1 die bestmögliche Bewertung ausgewählt, Szenario 2 stellt eine mittlere Belastung dar und in Szenario 3 ist der so genannte „worst-case“ dargestellt. Bei der Auswertung nach alter Richtlinie (76/160/EWG) wies keine der Badestellen des Wittensees eine sehr gute Qualität auf. Je nach Szenario sind die Bewertungen von gut bis ungenügend mit mehrmaligen Grenzwertüberschreitungen der Gesamcoliformen Bakterien ausgefallen. Tabelle 5-17 zeigt die Bewertung nach alter Badegewässer-Richtlinie, die Bewertung nach der novellierten Richtlinie ist in Tabelle 5-18 dargestellt.

		Coliforme		E. coli	
		80% mit Leitwert 500 MPN/100ml	95% mit Grenzwert 10.000 MPN/100ml	80% mit Leitwert 100 MPN/100ml	95% mit Grenzwert 2.000 MPN/100ml
Bade- stelle	Szenario				
40	1	nein	(ja)	ja	ja
	2	nein	ja	(ja)	ja
	3	nein	nein	nein	(ja)
41	1	nein	ja	ja	ja
	2	nein	(ja)	nein	ja
	3	nein	(ja)	nein	ja
42	1	nein	nein	(ja)	ja
	2	nein	ja	nein	ja
	3	nein	nein	nein	(ja)
43	1	nein	ja	nein	ja
	2	nein	nein	nein	ja
	3	nein	nein	nein	ja
44	1	nein	ja	nein	ja
	2	nein	ja	nein	ja
	3	nein	nein	nein	ja
		Sehr gut - Richtwerte unterschritten			
		gut - Grenzwerte unterschritten			
		befriedigend - eine Grenzwertüberschreitung			
		ungenügend - mehrfache Grenzwertüberschr.			

**Tabelle 5-17: Bewertung der Badestellen in drei Szenarien nach Badegewässerrichtlinie (76/160/EWG)**

Die geklammerten (ja) in der Tabelle bedeuten, dass hier Grenzwertüberschreitungen vorliegen, aber dass 95% der Proben unterhalb des Grenzwertes liegen. Bei fünf Proben darf ein Ergebnis den Grenzwert überschreiten

ohne dass die Badestelle mit ungenügender Qualität bewertet wird. Die neue Richtlinie (2006/7/EG) verbesserte die Bewertung der Badegewässerqualität. Der Parameter Gesamtcolliforme Bakterien wurde durch die intestinalen Enterokokken ersetzt.

Bade- stelle	Szenario	E. coli		Enterokokken
		80% mit Leitwert 100 MPN/100ml	95% mit zwingender Wert 2000 MPN/100ml	90% mit Leitwert 100 MPN/100ml
40	1	ja	ja	ja
	2	(ja)	ja	ja
	3	nein	(ja)	nein
41	1	ja	ja	(ja)
	2	nein	ja	(ja)
	3	nein	ja	nein
42	1	(ja)	ja	ja
	2	nein	ja	ja
	3	nein	(ja)	ja
43	1	nein	ja	ja
	2	nein	ja	(ja)
	3	nein	ja	(ja)
44	1	nein	ja	ja
	2	nein	ja	ja
	3	nein	ja	(ja)
		Sehr gut - Richtwerte unterschritten		
		gut - Grenzwerte unterschritten		
		befriedigend - eine Grenzwertüberschreitung		
		ungenügend - mehrfache Grenzwertüberschr.		

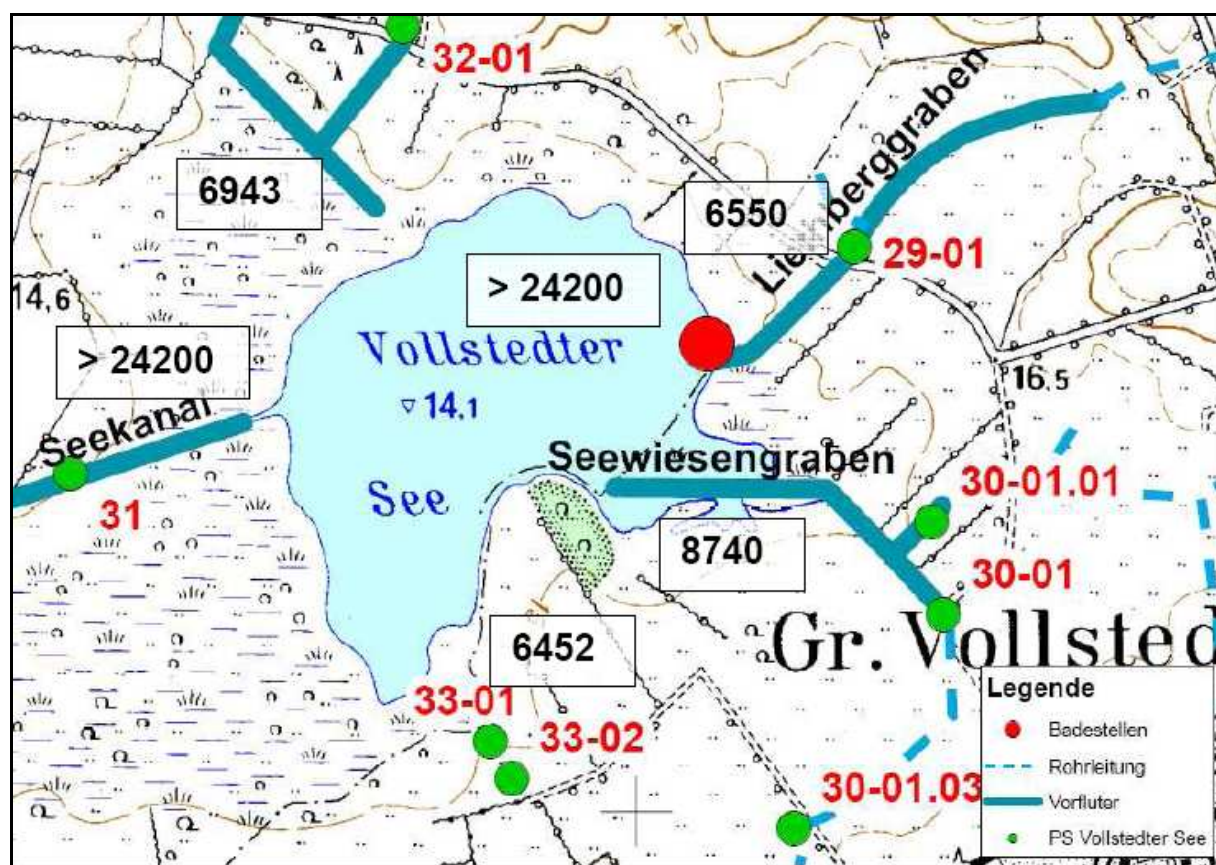
**Tabelle 5-18: Bewertung der Badestellen in drei Szenarien nach Badegewässerrichtlinie (2006/7/EG))**

Zu beachten ist hierbei, dass nach der neuen Richtlinie die Bewertung nicht auf ein Jahr begrenzt ist. In der Übergangszeit bis zum Jahre 2010 ist nur eine Grenzwertüberschreitung bei 16 Messungen (bei 4 Messungen pro Badesaison) erlaubt. Somit dürfen die Badestellen, die 2008 bereits eine Grenzwertüberschreitung aufwiesen bis einschließlich 2010 keine weitere Überschreitung haben. Bei den „worst-case“ Betrachtungen der Badestellen (Szenario 3) könnte dies für BS 40 und BS 42 bedeuten, dass bei einer erneuten Überschreitung des zwingenden Wertes für E.coli die Bewertung mit ungenügender Qualität ausfallen würde.

### 5.2.3 Ergebnisse Untersuchungsgebiet Vollstedter See

In den Zuläufen des Vollstedter Sees konnten keine erhöhten Gesamtcolliforme Bakterien gefunden werden. Auf der Karte in Abbildung 5-67 sind die Mittelwerte der

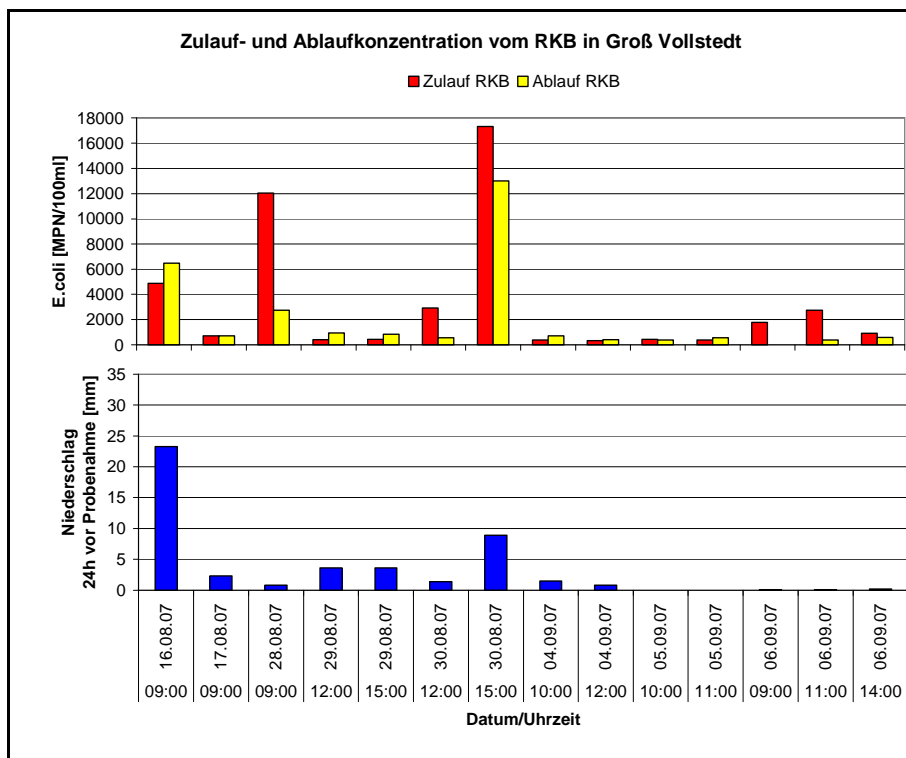
Gesamtcoliformen Bakterien im See, sowie im Ablauf (PS 31) und den Zuläufen dargestellt.



**Abbildung 5-67: Übersichtskarte des Vollstedter Sees mit Probenahmestellen in roten Zahlen und dem Mittelwert der Gesamtcoliformen-Konzentrationen in MPN/100 ml in schwarzen Zahlen**

Die Konzentrationen der Gesamtcoliformen Keime in den Zuläufen lagen zwischen 6.000 und 8.000 MPN/100 ml, während an der Badestelle und im Ablauf immer Konzentrationen von über 24.200 MPN/100 ml gemessen wurden. Auch im Intensivprogramm der Zuläufe (PS 29, PS 30, PS 32, PS 33) konnten keine hohen Werte für Gesamtcoliforme Bakterien festgestellt werden. Die erhöhte Sauerstoffsättigung im See mit gemessenen Spitzen bis 138% zeigt eine Übersättigung an. Ursache dafür kann die Vermehrung von Phytoplankton und starker Pflanzenbewuchs (Hütter, 1998). Die Farbe des Wassers war bräunlich und trüb, was ein weiteres Indiz für eine starke Algenentwicklung sein kann. Die hohe Konzentration an Gesamtcoliformen Bakterien kann auf die Lebensbedingungen im See zurück zu führen sein. Die Umweltbakterien vermehren sich im Oberflächenwasser und werden mit erfasst. Die Enterokokken und E.coli Konzentrationen waren während der Beprobungszeit an der Badestelle 58 mit unter

100 MPN/100 ml sehr niedrig. Die Zuläufe wiesen mit Ausnahmen auch niedrige E.coli und Enterokokkenwerte unter 1000 MPN/100 ml auf. Zu diesen Ausnahmen zählt die Erhöhung der Bakterienkonzentration bis 12.040 MPN/100 ml für E.coli an PS 30-01 nach einem Regenereignisses, da dort ein Regenklärbecken entwässert. Dieses Regenklärbecken weist eine unzureichende Reinigung des Niederschlagswassers von E.coli Bakterien auf. In Abbildung 5-68 sind die Ergebnisse der Beprobung dargestellt.



**Abbildung 5-68: Ergebnisse der Beprobungen des Zu- und Ablaufes des RKB in Groß Vollstedt**

Als weitere mögliche Quelle ist der Überlauf des Abwasserpumpwerks in Groß Vollstedt zu nennen, der während der Messungen im August und September nicht angesprochen ist. Daher konnte hier keine Bewertung der möglichen Belastung vorgenommen werden.

## 5.2.4 Schlei

Zum Untersuchungsgebiet Schlei gehören die Badestellen Götheby, Weseby, Weseby Zeltlager und Missunde, die Hüttener Au, die Osterbek und ein Teichauslauf in Weseby.

2008 wurden die Untersuchungen vom 7. April bis 26. Juli durchgeführt. Im April waren die Luft- und Wassertemperaturen noch sehr niedrig und von Ende April bis Ende Mai hat es im Untersuchungsgebiet keinen Niederschlag gegeben.

Die E.coli und Enterokokken Konzentrationen waren im Verhältnis zu den Vorjahren sehr niedrig, was beispielhaft für die E.coli-Konzentrationen im Boxplot in Abbildung 5-69 dargestellt ist.

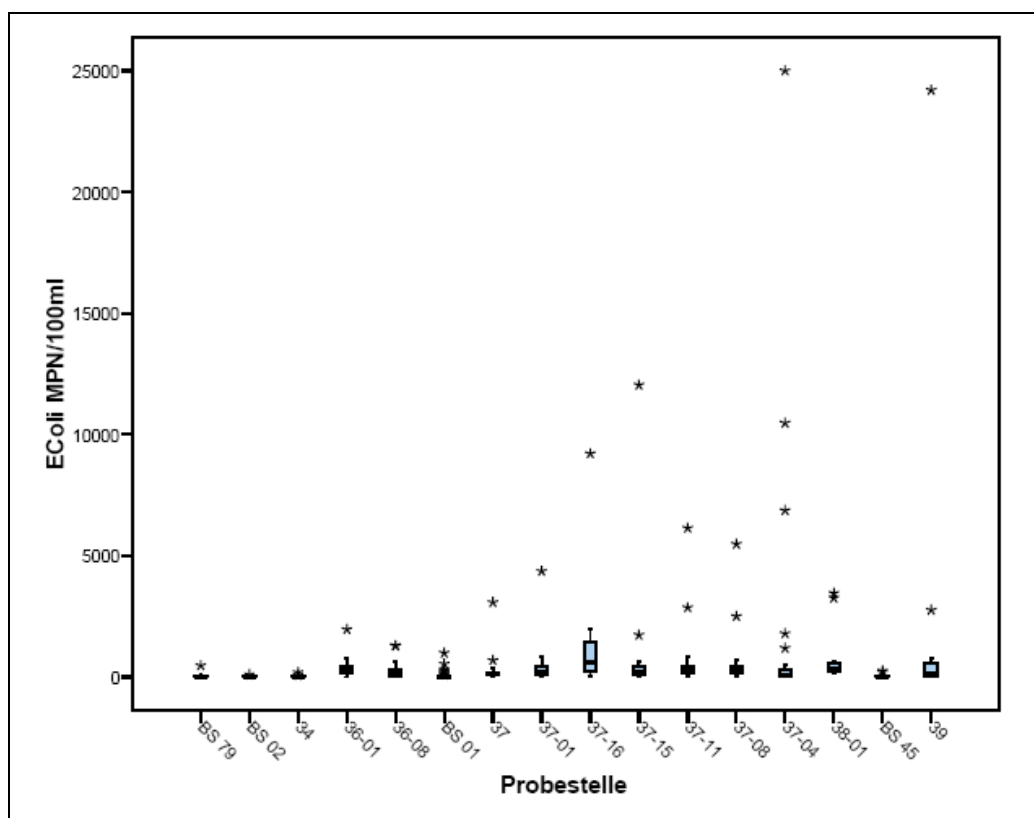


Abbildung 5-69: Boxplot Grundprogramm 2008

#### 5.2.4.1 Osterbek, PS 36

Im Grundprogramm sind insgesamt 3 Probenahmestellen der Osterbek untersucht worden. In Abbildung 5-70 ist das Einzugsgebiet mit den Probenahmestellen dargestellt. Die PS 36-08, befindet sich im Oberlauf der Bek und liegt ca. 200 m hinter dem Einlauf der Kläranlage Osterby. Die 36-01 befindet sich kurz vor dem Zusammenlauf mit der Hüttener Au, die PS 37 ist der Zusammenlauf der Hüttener Au und der Osterbek kurz vor dem Auslauf in die Große Breite, Schlei.

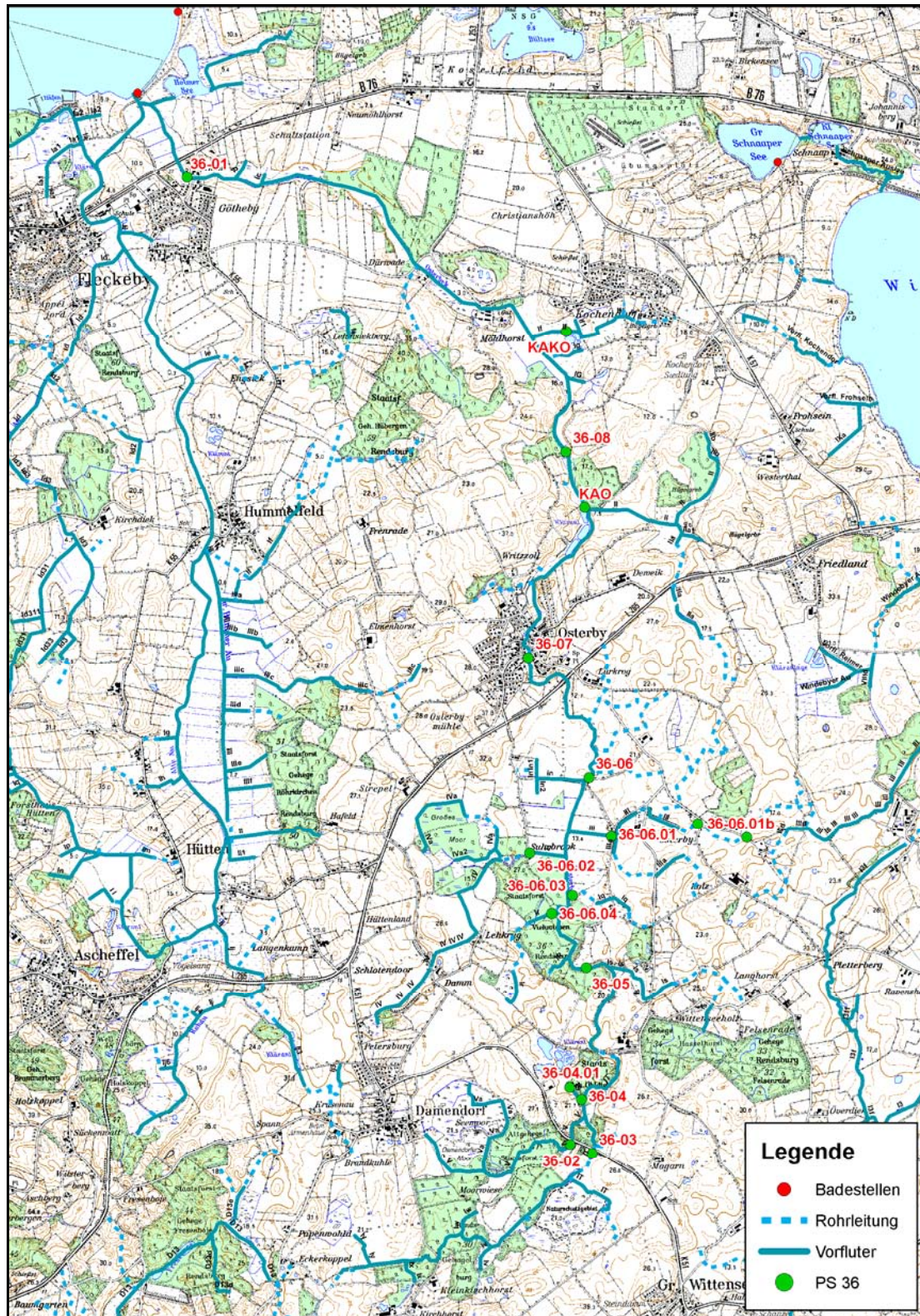
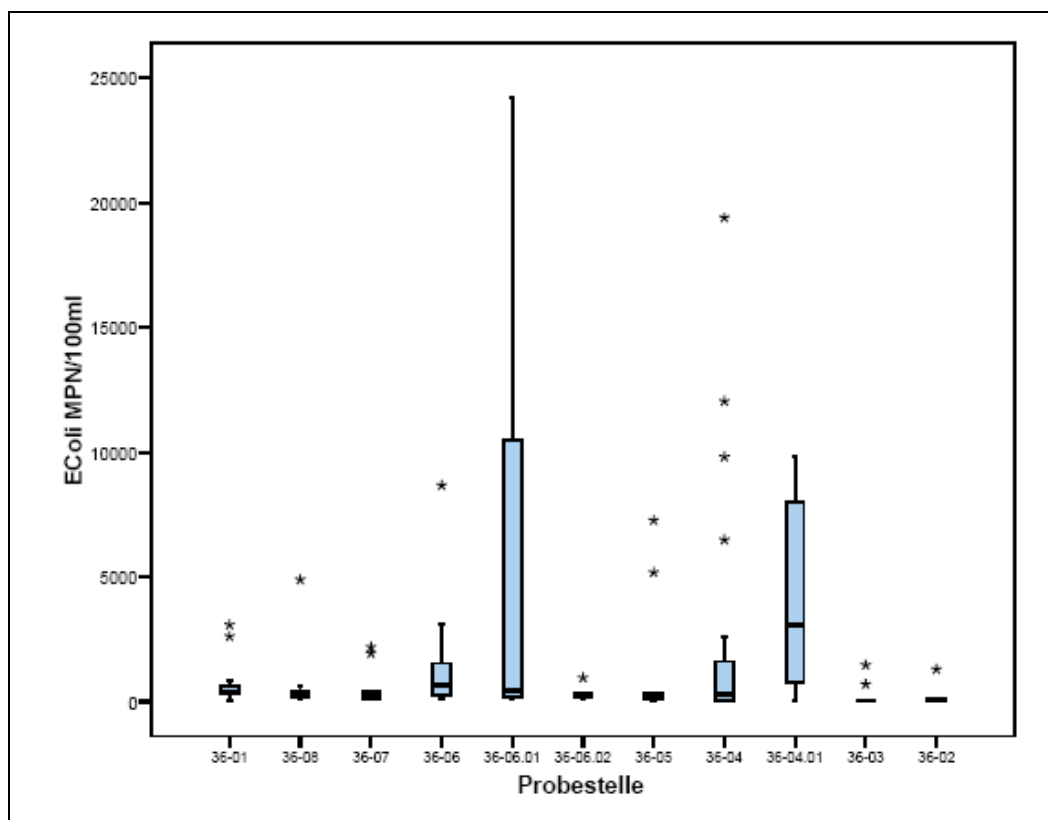


Abbildung 5-70: Übersichtskarte Intensivprogramm PS 36

Während des Grundprogramms konnte an keiner Stelle eine E.coli-Konzentration über 5000 MPN/100 ml festgestellt werden, bei den Enterokokken lagen die Konzentration abgesehen von einer Ausnahme immer unter 500 MPN/100 ml.

In Abbildung 5-71 sind die Ergebnisse des Intensivprogramms in einem Boxplot dargestellt.



**Abbildung 5-71: Boxplot der E.coli Konzentrationen im Intensivprogramm Osterbek, PS 36**

Im Intensivprogramm fielen die erhöhten Werte an PS 36-06 auf. Daraufhin wurden an weiteren Stellen Proben genommen und eine hohe Konzentration von über 242.000 MPN/100 ml an PS 36-06.01a und bis zu 32.600 MPN/100 ml an PS 36-06.01b festgestellt. Nach Rücksprache mit dem Betreiber eines Gestüts konnte eine Ursache für die erhöhten Keimkonzentrationen an PS 36-06.01b gefunden und behoben werden. An PS 36-06.01a werden weitere Nachforschungen zur Ursache der hohen Konzentrationen durchgeführt.

An der PS 36-04 leitet ein Graben. Bei Regenwetter wurden hier E.coli-Konzentration von über 242.000 MPN/100 ml und Enterokokken von 510.512 MPN/100 ml gemessen. An diesem Graben liegt ein landwirtschaftlicher Betrieb, auf dessen Gelände eine Quelle vermutet wird, aber noch nicht nachgewiesen werden konnte. Hier müssen noch weitere Untersuchungen vorgenommen werden.

#### 5.2.4.2 Hüttener Au, PS 37

Im Grundprogramm wurde an insgesamt sieben Stellen Proben genommen, um während der Messperiode einen Eindruck über die Keimkonzentrationen im Gewässerverlauf zu bekommen. Die höchsten Konzentrationen hatte dabei die PS 37-16. Ca. 200 m vor dieser Probestelle leitet die Kläranlage Fleckeby ein.

Im Intensivprogramm konnten hohe Werte an PS 37-04 festgestellt werden, die bei Regenwetter bis 242.000 MPN/100 ml für E.coli und bis 1.792.705 MPN/100 ml für Enterokokken lagen. Bei Trockenwetter wurden Werte im normalen Bereich von unter 500 MPN/100 ml für Enterokokken und unter 5.000 MPN/100 ml für E.coli festgestellt. Vor der PS 37-04 liegen an Graben ij3 zwei Mischwasserüberläufe der Gemeinde Damendorf, die bei starken Niederschlägen anspringen. An allen anderen Probestellen wurden keine auffälligen Keimkonzentrationen ermittelt (Karte siehe Anhang 3, Seite 129).

#### 5.2.4.3 Missunde, PS 40

In Missunde sind in 2007 Untersuchungen vom Kreis durchgeführt worden um den Auslöser für die Grenzwertüberschreitungen in den Vorjahren an der Badestelle auf die Spur zu kommen. Ausgehend von den Ergebnissen wurden im Rahmen dieses Projektes weitere Untersuchungen durchgeführt. Dabei wurden an gleichen Stellen Proben genommen, die auch bei der Untersuchung vom Kreis beprobt wurden.

Die höchsten Keimkonzentrationen konnten in dem Schacht an einem Grundstück an der Straße an der Fähre festgestellt werden. Hier laufen Straßenwasser und eine Grundstücksentwässerung zusammen. Aus diesem Grund konnten hier nur bei Regen Proben genommen werden. Die folgende Tabelle 5-19 zeigt, wie hoch die Keimbelastungen des Straßen- bzw. Grundstückswassers war.

	Straßenentwässerung		Grundstücksentwässerung	
Datum	E.coli [MPN/100ml]	Enterokokken [MPN/100ml]	E.coli [MPN/100ml]	Enterokokken [MPN/100ml]
14.07.2008	>24.200	9.826	> 24.200	10.687
18.07.2008	17.240	8.630	64.900	190.130
19.07.2008*	198.700	90.388	36.600	42.733
19.07.2008**	58.000	16.149	51.800	96.627
*Beim Einsetzten des Regens		**Nach 20 min Regen		

**Tabelle 5-19: Keimkonzentration Straßen- und Grundstücksentwässerung in Missunde**

Das hochbelastete Wasser floss über einen kleinen Graben in das Missunder Noor. Am Auslauf des Grabens gingen die Keimkonzentrationen wieder leicht zurück, aber

hier wurden trotzdem noch Keimkonzentrationen über den Nachweisgrenzen von 24.200 MPN/100 ml für E.coli und 34.659 MPN/100 ml für Enterokokken nachgewiesen. Bei höhern Enterokokken- als E.coli-Konzentrationen, kann davon ausgegangen werden, dass es sich um fäkale Verschmutzungen von Tieren handelt. Bei der Grundstücksentwässerung waren die Enterokokken-Werte größtenteils höher als die E.coli-Werte. Auf dem Grundstück wurden verschiedene Tiere gehalten, hier sollte noch ermittelt werden, woher genau das Wasser eingeleitet wird und welche Flächen dadurch entwässert werden.

Der Sandfang der ins Noor entwässert hatte Ablaufkonzentrationen von bis zu 17.300 MPN/100 ml für E.coli und über 34.659 MPN für Enterokokken (Karte siehe Anhang 3 Seite 135)..

#### **5.2.4.4 Badestellen BS 01, BS 02, BS 03 und BS 79**

Die Badenstellen BS 01, BS 02 und BS 79 wurden im Grundprogramm mit untersucht. Die Badestelle 03, Missunde, wurde nur während des Intensivprogramms in Missunde beprobt

An den vier Badestellen kam es während des Untersuchungszeitraums zu keiner Überschreitung des zwingendes Wertes von 2.000 MPN/100 ml, an Badestelle 02 wurde auch der Leitwert von 100 MPN/100 ml für E.coli nicht überschritten. An BS 01 lag die höchste gemessene Konzentration bei 990 MPN/100 ml für E.coli und für Enterokokken bei 160 MPN/100 ml. An der BS 03 wurden E.coli-Konzentrationen von bis zu 1.940 MPN/100 ml gemessen, die höchste Enterokokkenkonzentration lag bei 179 MPN/100 ml. Die Keimkonzentration an BS 02 lagen immer unter 500 MPN/100 ml. Die erhöhten Konzentrationen an den Badestellen werden von vielen Faktoren beeinflusst. Eine wichtige Größe ist die Windrichtung. An der Badestelle 01 wurde der Großteil der Werte, die über 200 MPN/100 ml lagen, bei Windrichtungen aus Nordwest und West festgestellt werden. Abhängig ist die Keimkonzentration an der Badestelle auch von den Konzentrationen an der Einleitungsstelle der Hüttener Au, der PS 37. So herrschte an dem Tag, an dem die höchste Konzentration von 990 MPN/100 ml gemessen wurde Südwestwind und an der PS 37 wurde mit 3.380 MPN/100 ml ebenfalls die höchste E.coli Konzentration während der Messperiode gemessen. Weitere Einflussgrößen auf die Keimkonzentrationen sind die Strömungen in der Großen Breite und der Niederschlag. Das einströmende Wasser aus der Hüttener Au hat einen niedrigeren Salzgehalt als die Schlei, die mit der Ostsee in Verbindung steht. Mit Keimen belastetes Süßwasser vermischt sich nicht sofort mit dem salzhaltigen Wasser in der Schlei. Bei bestimmten Windverhältnissen kann es vorkommen, dass das Süßwasser in einer Wolke am Ufer entlang zieht. Dies kann z.B. an Badestelle 79 der Grund für

erhöhte Keimkonzentrationen sein, hier befindet sich in unmittelbarer Nähe kein Zufluss in die Große Breite. Die Badestelle in Missunde liegt am Missunder Noor. Durch die Einengung findet kein großer Austausch mit der Schlei statt. Keime, die hier eingebracht worden sind, können sich lange als Wolken im Wasser bewegen ohne sich zu vermischen oder aus dem Noor hinaus zu gelangen.

### **5.2.5 Borgstedter Enge**

Zum Untersuchungsgebiet gehören neben der Badestelle 45 an der Borgstedter Enge ein Sandfang, der sich 120 m von der Badestelle entfernt befindet, und die beiden Gräben II und V.

#### **5.2.5.1 Exwisch, Graben II, PS 38**

An Graben II konnten im Intensivprogramm erhöhte Keimkonzentrationen im Oberlauf bei Niederschlag festgestellt werden. Dieser Umstand wird in Abbildung 5-72 deutlich. Bei weiteren Proben die zwischen 38-04 und 38-05 lagen, konnten keine Punktquellen identifiziert werden. Es ist davon auszugehen, dass die hygienische Verschmutzung durch diffuse Quellen durch die angrenzenden Flächen ins Gewässer eingetragen wird.

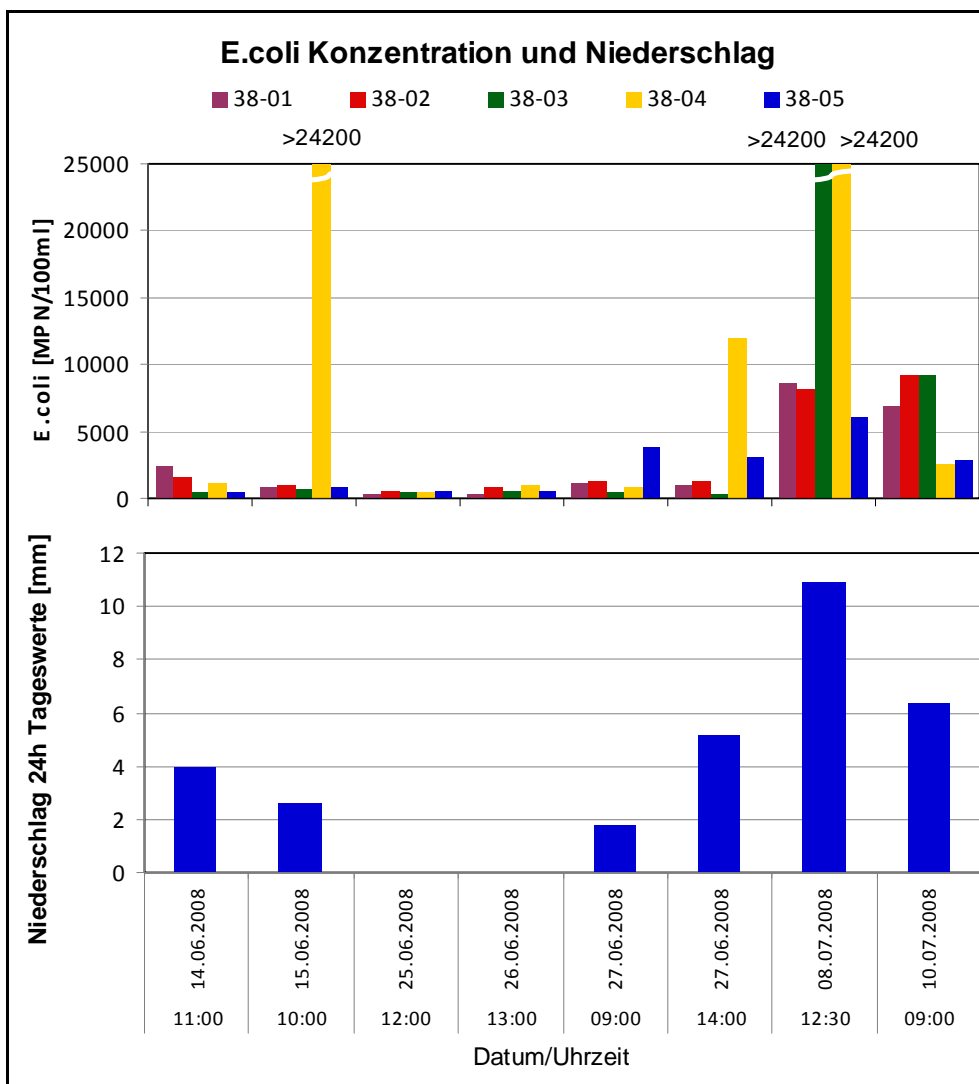


Abbildung 5-72: E.coli-Konzentrationen am Graben II, Exwisch

#### 5.2.5.2 Lehmbeck, Graben V, PS 39

Das Einzugsgebiet mit den Probenahmestellen ist in Abbildung 5-73 dargestellt. An dem Graben V wurde bei Regenwetter ein starker Konzentrationsanstieg zwischen den Stellen PS 39-01 und 39 festgestellt. Die E.coli-Konzentrationen stiegen bei Regenwetter im Verlauf von PS 39-01 bis PS 39 von 200 auf 58.000 MPN/100 ml an. Ähnlich sahen auch die auch Enterokokken-Werte aus, hier stiegen die Konzentration von 38 MPN/100 ml auf 34.594 MPN/100 ml an.

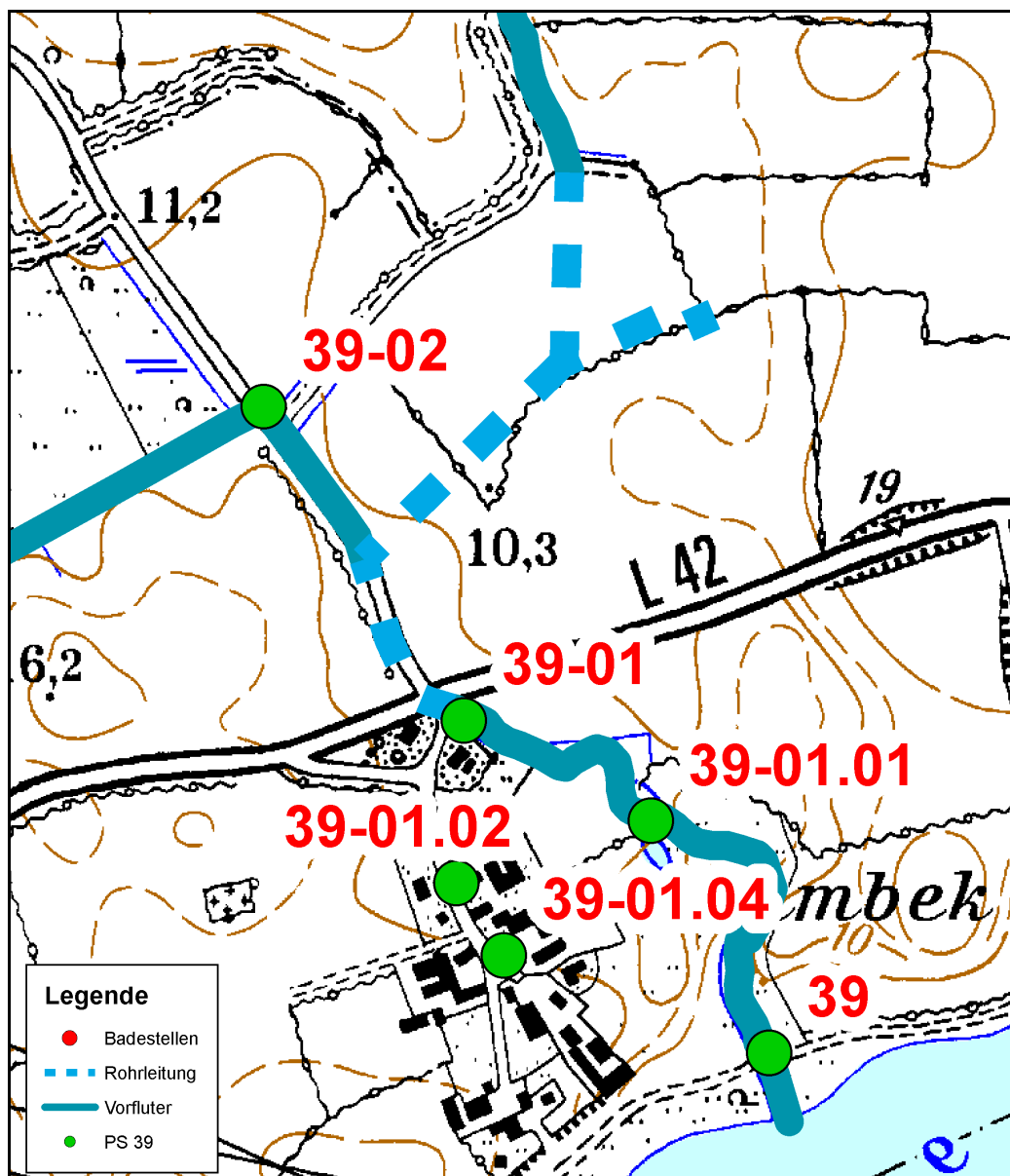


Abbildung 5-73: Übersicht Intensivprogramm PS 39

Als Quelle für diese hohen Konzentrationen konnte die Straßenentwässerung des Orts Lehmbeck PS 39-01.04 identifiziert werden. Das Wasser hatte eine tiefbraune Farbe und roch nach Gülle. Daraufhin wurde der ansässige Landwirt informiert und konnte auf seinem Hof die Quelle finden und abstellen.

#### 5.2.5.3 Badestelle BS 45

Die Badestelle 45 an der Borgstedter Enge wies während der Untersuchungen E.coli-Konzentrationen mit max. 250 MPN/100 ml und Enterokokken-Konzentrationen von max. 175 MPN/100 ml auf. Der zwingende Wert von 2.000 MPN/100 ml wurde nicht überschritten.

#### **5.2.5.4 Sandfang**

Der Sandfang befindet sich ca. 120 m von der Badestelle entfernt. Es wurden maximale Ablaufkonzentrationen von 24.200 MPN/100 ml für E.coli und 20.795 MPN/100 ml für Enterokokken ermittelt. Unter bestimmten Wind- und Strömungsbedingungen können diese hohen Werte im Zusammenhang mit den an der Badestelle gemessenen Keimkonzentrationen stehen.

## **6 Verbesserung der Badegewässerqualität**

### **6.1 Sanierung Punktquellen**

#### **6.1.1 Kläranlagen**

Die Kläranlagen im Untersuchungsgebiet sind in drei Gruppen einzuteilen:

- Hauskläranlagen mit 4-50 EWG
- Zentrale Kläranlagen mit 50 bis 3000 EWG
- Zentrale Kläranlagen mit mehr als 3000 EWG

Für die Reduzierung der Keimeinträge ins Gewässer wurden diese drei Gruppen getrennt voneinander bewertet.

##### **6.1.1.1 Zentrale Kläranlagen mit mehr als 3000 EWG**

Die im Projekt untersuchten Kläranlagen mit mehr als 3000 EWG sind mit Ausnahme der KA Revkuhl mechanisch-biologische Anlagen. Die E.coli Konzentrationen im Ablauf von mechanisch-biologischen Kläranlagen lagen zwischen  $10^3$  und  $10^5$  MPN/100 ml. Für eine weitere Reduzierung der Keimkonzentrationen sind Nachklärteiche, Pflanzenklärbeete, UV-Desinfektionsanlagen und Membranfiltrationsanlagen geeignet. Durch eine Membranfiltration werden Keime bis auf  $10^1$  MPN/100 ml reduziert, die UV-Desinfektion schafft ähnliche Eliminationsraten (Overath et al. 2002).

#### **Membranfiltration**

Bei der Membranfiltration wird das Abwasser durch einen Filter gedrückt, wodurch Feststoffe, Partikel und Bakterien die größer sind als die Porengröße, zurückgehalten werden. Bei einer Porengröße von  $>0,1 \mu\text{m}$  spricht man von einer Mikrofiltration, bei  $<0,1 \mu\text{m}$  von Ultrafiltration. Um Bakterien aus dem Wasser zu filtern, reicht die Mikrofiltration aus. Viren können zum Teil auch mit der Mikrofiltration zurückgehalten werden allerdings nicht vollständig. Viren bilden Lebensgemeinschaften mit Bakterien, sodass durch den Rückhalt der Bakterien auch ein Teil der Viren mit zurückgehalten werden. Während des Betriebs setzten sich auch die Poren im Filter weiter zu, sodass es durch diese Porenverengung zu einem Rückhalt der Viren kommt (Heinrichmeier, 2005). Sollen Viren allerdings gänzlich aus dem Wasser entfernt werden, muss das Wasser durch die Ultrafiltration gereinigt werden. Es gibt zwei verschiedene Betriebsarten, Dead-end und Crossflow für die Membranfiltration. Bei der Dead-end Methode wird der Filter senkrecht angeströmt, wodurch es zum Aufbau eines Filterkuchens kommt. Durch den Filterkuchen wird die Leistung herabgesetzt und der Filter muss gereinigt werden. Dieses Verfahren ist nicht

praktikabel, da es sehr aufwendig ist, den Filter oft zu reinigen und dafür der Filtrationsbetrieb unterbrochen werden muss. Beim Crossflow-Verfahren wird der Filter parallel angeströmt, ein Teil des Wassers wird über ein Druckgefälle durch den Filter transportiert. Der aufkonzentrierte Teil, der Suspensionsstrom oder Feed, wird an dem Filter vorbei geführt und kann mehrmals im Kreis geführt werden. Durch das Vorbeiströmen am Filter kommt es nur zum Aufbau eines relativ geringen Filterkuchens und die Leistung wird nur wenig beeinflusst. Es findet eine Reinigung während des Betriebs statt. Dadurch, dass der Feed im Kreis geführt wird, entstehen höhere Energiekosten. Die Filter werden in Modulbauweise ins Belebungsbecken eingebaut. Durch die Behandlung von Abwasser mit der Membranfiltration fallen die Nachklärung und weitere Reinigungsstufen wie eine Sandfiltration weg. Vorteil der Membranfiltration ist der vollständige Rückhalt von anthropogenen Feststoffen und eine hohe Eliminationsrate für gelöste Stoffe. Nachteile sind hohen Energiekosten und kurze Standzeiten. Zudem ist die Forschung und Entwicklung zur Optimierung dieses Verfahrens noch nicht abgeschlossen.

### **UV-Desinfektion**

Bei der UV-Desinfektion wird das Wasser nach der Nachklärung mit ultravioletem Licht mit einer Wellenlänge von 254 nm bestrahlt. Durch die Lichteinwirkung wird das Erbgut der Bakterien so verändert, dass keine Zellteilung mehr stattfinden kann. Dadurch werden die Bakterien und Viren abgetötet, bzw. sie können sich nicht weiter vermehren und die Infektiosität geht verloren. ([www.itt.wedeco.de](http://www.itt.wedeco.de)). Durch die UV-Dosis, die aus dem Produkt der UV-Intensität und der Einwirkzeit berechnet wird, kann die Leistung der UV-Anlage gesteuert werden. Es muss gewährleistet sein, dass 99,99% aller Mikroorganismen abgetötet werden. Für die Behandlung von Viren wird im Vergleich zu E.coli-Bakterien eine sehr viel höhere Strahlungsleistung benötigt. Eine Leistung von 40 mJ/cm<sup>2</sup> sichert eine Abtötung aller relevanten Mikroorganismen (König, 2002). Die UV-Desinfektion wird verfahrenstechnisch hinter der Nachklärung angeordnet. Sinnvoll ist es vor der UV-Anlage einen Sandfilter zu schalten. Je weniger Partikel im Wasser enthalten sind, desto besser können Keime durch die UV-Strahlung getroffen werden. Ist das Wasser trübe oder enthält zuviel Partikel, muss die Strahlungsintensität erhöht werden. Um eine optimale Desinfektion zu gewährleisten, muss die Intensität mit einem Sensor kontinuierlich überprüft werden (König, 2002). Für die Anordnung gibt es unterschiedliche Konstruktionen. Das Wasser kann beispielsweise durch ein Rohr aus UV-Licht-durchgängigem Material geleitet werden und die UV-Röhren werden außerhalb angebracht. Eine andere Möglichkeit ist, die Röhren oberhalb einer Wasserrinne anzubringen und nur einen Spalt Luft dazwischen frei zu lassen. Zu bedenken ist bei dieser Behandlung,

dass die Bakterien degeneriert werden und die Wirkung in der in der Umwelt verbleibenden Bakterien noch nicht abzusehen ist.

### **Nicht-technische Lösungen**

Bei Anlagen unter 10.000 EWG können Pflanzenbeete oder Nachklärteiche als zusätzliche Reinigung zur Reduzierung der Bakterienfracht eingesetzt werden. In Nachklärteichen funktioniert die Reduzierung der Bakterienfracht zum einen durch die Sedimentation der an partikelgebundenen Bakterien und zum anderen durch Abtöten der Bakterien durch die Sonneneinstrahlung. Die Teichkläranlagen sollten für eine ausreichend große Aufenthaltszeit von mindestens 20 Tagen dimensioniert sein. Pflanzenbeete reduzieren die Bakterienfracht durch Partikelrückhalt und natürliche, biologische Vorgänge. Der Nachteil bei diesen Verfahren ist der hohe Platzbedarf.

#### **6.1.1.2 Kommunale Kläranlagen von 50 bis 3000 EWG**

Die von uns untersuchten Kläranlagen waren für EWG zwischen 130 und 1650 ausgelegt. Mit Ausnahme der Kläranlage Kochendorf handelt es sich um unbelüftete Abwasserteiche, teilweise mit vorgeschalteter technischer Belebungsanlage.

Teichkläranlagen bestehen aus mind. 3 hintereinander geschalteten Teichen. Der erste Teich ist ein Absetzteich in dem die mechanische Reinigung des Rohabwassers durch Sedimentation der absetzbaren Stoffe stattfindet. Dieser Teich muss regelmäßig entschlammung werden, um die abgesetzten Stoffe zu entsorgen. Der zweite Teich ist ein unbelüfteter oder belüfteter Abwasserteich. In diesem Teich findet die biologische Reinigung statt. Der dritte Teich ist ein Nachklär- oder Schönungsteich, in dem sich die verbliebenen Schwimmstoffe absetzen können und auch ein Konzentrationsausgleich stattfinden kann. Es ist auch möglich eine Kette von vier Teichen zu schalten, dann werden zwei Schönungsteiche hintereinander angeordnet (LAU, 2006). Die Ergebnisse der untersuchten Teichkläranlagen zeigten, wie in Kapitel 5.1.1 schon beschrieben, größtenteils gute bis sehr gute Ablaufkonzentrationen bei den Indikatorkeimen E.coli und Enterokokken. Bei einer ausreichenden Dimensionierung ist hier durch Sonneneinstrahlung und Sedimentationsmöglichkeit eine gute Reduzierung der Keime zu erwarten. Als weitere Reinigungsstufe kann hier ein Schilfbeet nachgeschaltet werden, wie es in der untersuchten Kläranlage in Hummelfeld der Fall ist. Dadurch kann die Keimkonzentration im Ablauf nochmals reduziert werden. Die Anforderungen für die Größe von Abwasserteichanlagen nach dem DWA Arbeitsblatt 201 „Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Abwasserteichanlagen“ sind in Tabelle 6-1 dargestellt.

	Bemessung	Werte
<b>Absetzteich</b>	Wassertiefe Volumen Durchflusszeit bei Trockenwetter	$\geq 1,5 \text{ m}$ $\geq 0,5 \text{ m}^3/\text{E}$ $\geq 1 \text{ d}$
<b>Unbelüfteter Abwasserteich</b>	Wassertiefe Oberfläche ohne vorgeschalteten Absetzteich Oberfläche mit vorgeschalteten Absetzteich Oberfläche bei Mitbehandlung von Regenwasser	$1,0 \text{ m}$ $\geq 10 \text{ m}^2/\text{E}$ $\geq 8 \text{ m}^2/\text{E}$ $\text{m}^2/\text{E}$
<b>Belüfteter Abwasserteich</b>	Wassertiefe Raumbelastung, BR BSB Flächenbelastung, BA BSB Durchflusszeit bei Trockenwetter	$1,5 - 3,5 \text{ m}$ $\leq 25 \text{ g}/(\text{m}^3 + \text{d})$ $\text{BA} = \text{BR} \cdot h \text{ in } \text{g}/(\text{m}^2 + \text{d})$ $\geq 5 \text{ d}$
<b>Nachklärteiche</b>	Wassertiefe Mindestgröße Durchflusszeit bei Trockenwetter	$\geq 1,2 \text{ m}$ $20 \text{ m}^2$ $\geq 1 \text{ d}$
<b>Schönungsteich</b>	Wassertiefe Durchflusszeit bei Trockenwetter	$1 - 2 \text{ m}$ $1 - 2 \text{ d}$

Tabelle 6-1 Bemessungswert nach DWA-A 201 aus LAU 2006

### 6.1.1.3 Hauskläranlagen

Hauskläranlagen sind gerade in ländlichen Gebieten, in denen die einzelnen Häuser weit auseinander stehen, weit verbreitet. Hauskläranlagen, oder auch Kleinkläranlagen sind für 4-50 EWG ausgelegt und haben einen Schmutzwasseranfall von maximal  $8 \text{ m}^3$  pro Tag. In den meisten Anlagen wird das häusliche Abwasser durch eine Dreikammerabsetzgrube geleitet, die die Grob- und Schwimmstoffe aus dem Wasser entfernen. Anschließend wird das Wasser biologisch gereinigt. Als einfachste nichttechnische Einrichtung sind hier das Pflanzenbeet und der Abwasserteich zu nennen. Die verschiedenen Anlagentypen werden in Biofilmverfahren und Belebtschlammverfahren eingeteilt (Bauhaus Universität Weimar, 2006). Zu den Biofilmverfahren gehören neben dem Pflanzenbeet auch Tropf- und Tauchkörper. Die Reinigung durch eine SBR-Anlage (Sequencing Batch Reactor) oder einem Membranverfahren gehören zu den Belebtschlammverfahren. An eine SBR-Anlage kann als weitergehende Behandlungsstufe noch ein Schönungsteich oder ein Pflanzenklärbeet

nachgeschaltet werden. Im Hinblick auf die Keimreduzierung haben die Ergebnisse gezeigt, dass Abläufe aus Pflanzenbeeten die beste Reinigungsleistung erbringen, gefolgt von den Abläufen der Schönungsteiche. Innerhalb der nächsten 10-20 Jahre sollten bestehende Anlagen mit Pflanzenklärbeeten, Nachklärteichen oder Membrananlagen nachgerüstet werden. Bei Neuinstallationen sind zusätzlich zu Nachklärteichen und Pflanzenbeeten Anlagen mit Membranbelebung zu empfehlen. Bestehende Nachklärteiche müssen auf eine ausreichende Aufenthaltszeit von mehr als 20 Tagen überprüft und regelmäßig von Bewuchs und Schlammablagerungen befreit werden. Die einzelnen Verfahren werden im Folgenden kurz dargestellt. Ergebnisse über Ablaufwerte aus SBR- Anlagen konnten im Rahmen des Projektes nicht gesammelt werden.

### **Nachklärteiche, Schönungsteiche**

Nachklärteiche können sowohl als zweite Reinigungsstufe als auch als dritte Reinigungsstufe nach einer technischen Einrichtung eingesetzt werden. Um eine möglichst gute Reduzierung der Indikatorkeime zu erlangen, sollten die Teiche nicht zu klein dimensioniert werden. Außerdem ist eine regelmäßige Wartung und Entschlammung der Teiche wichtig, um eine gute Sedimentationsleistung zu erhalten. Der Teich sollte möglichst wenig beschattet sein, da Sonneneinstrahlung ebenfalls eine Möglichkeit der Keimreduzierung bietet.

### **Pflanzenbeete**

Pflanzenbeete können wie Nachklärteiche auch, als zweite oder dritte Nachklärstufe angeordnet werden. Üblicherweise werden sie nach der Mehrkammerausfallgrube als zweite Reinigungsstufe für die biologische Reinigung eingesetzt. Bei Pflanzenbeeten wird zwischen horizontal und vertikal durchströmten Beeten unterschieden. Bei Horizontalbeeten fließt das Wasser kontinuierlich, der Filter ist immer mit Wasser bedeckt. Durch die ausschließlich anaeroben Verhältnisse kann keine Nitrifikation stattfinden (BLW, 2001). Horizontalbeete können im Freigefälle beschickt werden und benötigen keinen Strom (Mudrack et al, 2003). Horizontal durchströmte Beete werden in Intervallen mehrmals täglich über eine Pumpe beschickt. Dadurch kommt es zu einem Wechsel von überstauten und trockenen Phasen, es herrschen anaerobe und aerobe Verhältnisse und eine Nitrifikation kann stattfinden. Nach der ATV A 262 wird bei Horizontalfiltern eine Fläche von  $\geq 5 \text{ m}^2/\text{EW}$  mit einer Mindestfläche von  $20 \text{ m}^2$  und bei Vertikalfiltern von  $\geq 4 \text{ m}^2/\text{EW}$  mit einer Mindestfläche von  $16 \text{ m}^2$  benötigt. Vertikalfilter weisen eine bessere Nitrifikationsleistung auf als Horizontalfilter und sind daher bevorzugt einzusetzen.

## Technische Verfahren

Für Hauskläranlagen gibt es ebenfalls die Möglichkeit, das Abwasser zusätzlich durch eine Membranfiltration zu reinigen. Dabei handelt es sich um kompakte Membraneinheiten die in die letzte Kammer der Mehrkammergrube angebracht werden und von einer externen Steuereinheit geregelt werden. Die Hans Huber AG bietet z.B. die MembraneClearBox<sup>®</sup> an, die Firma ATB Umwelttechnologien den maxipur<sup>®</sup>. Bei beiden Anbietern kommt die Ultrafiltrationsfiltration zum Einsatz. Die Membran muss einmal jährlich zum regenerieren ausgetauscht werden.

### 6.1.2 Regenwassereinleitungen

Niederschlagswasser wird in Schleswig-Holstein nach den technischen Bestimmungen zum Bau und Betrieb von Anlagen zur Regenwasserbehandlung bei Trennkanalisation (Amtsblatt, 2002) behandelt. In dieser Bekanntmachung wird das Niederschlagswasser in 3 Beschaffungsklassen eingeteilt.

- 1) **Gering** verschmutztes Wasser aus reinen Wohngebieten kann ohne Behandlung in Vorfluter eingeleitet werden.
- 2) **Normal** verschmutztes Niederschlagswasser, das aus Mischgebieten, Gewerbegebieten und Hauptverkehrsstraßen abgeleitet wird, muss mindestens in einem Regenklärbecken behandelt werden.
- 3) **Stark** verschmutztes Niederschlagswasser aus Umschlagplätzen für Schadstoffe oder Wochenmärkten muss in Kläranlagen gereinigt werden.

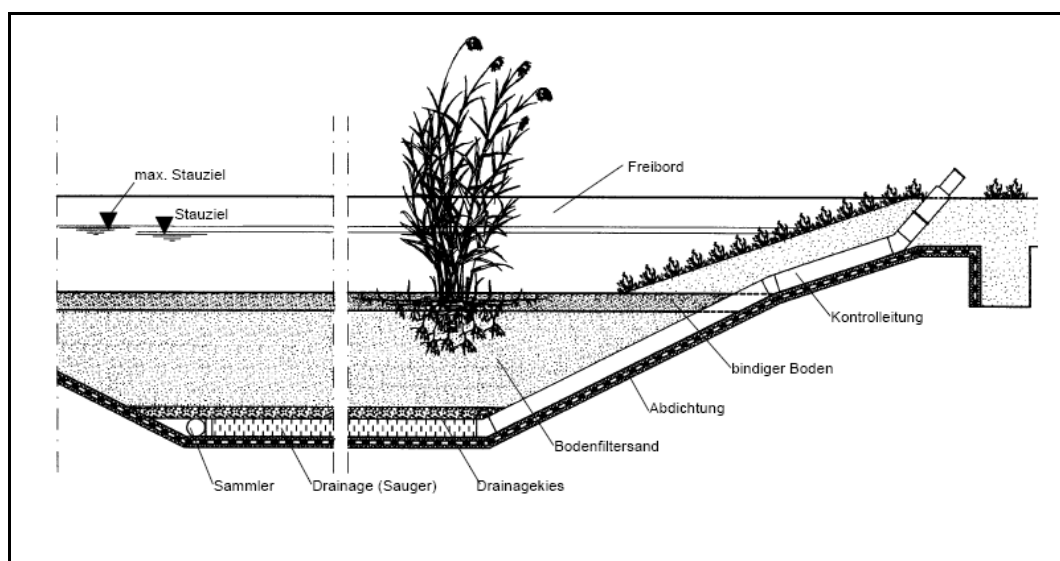
Um die Abflussmenge des Regenwassers zu verringern kann bei Neuerschließung von Wohngebieten und Neu- oder Umbau von versiegelten Flächen (z.B. Parkplätzen) auf eine direkte Versickerung zurückgegriffen werden. Dabei müssen die Geringfügigkeitsschwellen im Sickerwasser am Übergang ins Grundwasser eingehalten werden (LfU, 2005). Als Flächenbefestigung eignen sich zum Beispiel Schotterrasen (einfache Befestigung), oder Rasengitterstreifen (durchlässige Befestigungen) für Parkplätze mit geringer Verkehrsbelastung. Die Niederschlagswässer von Dächern, Gründächern und Wiesen können dezentral versickert werden (UBA, 2005). Dabei ist die Beschaffenheit des Bodens zu untersuchen und ein geeignetes Versickerungsbauwerk auszuwählen wie z.B. breitflächige Versickerung oder Muldenversickerung, je nach angeschlossener Flächengröße (LfU, 2005). Nähere Angaben über Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser sind im Arbeitsblatt DWA-A 138 aufgeführt. Bei der Abführung des Niederschlagswassers in der Trennkanalisation ist das Wasser zu behandeln. Regenklärbecken sind Absetzbecken, die mit einem Sandfang versehen sind. Absetzbare und aufschwimmende Stoffe sollen dadurch aus dem Niederschlagswasser entfernt werden. Dabei wird zwischen

Regenklärbecken mit Dauerstau, diese sind ständig mit Wasser teilgefüllt, und Regenklärbecken ohne Dauerstau, bei denen nach jeder Füllung eine vollständige Entleerung erfolgt, unterschieden. Die im Projekt untersuchten Regenklärbecken mit Dauerstau wiesen im Ablauf nach Starkregenereignissen hohe Keimkonzentrationen auf. Um bei starker hydraulischer Belastung in Folge von starken Niederschlägen eine Resuspension der Keime aus den abgesetzten Stoffen im Sandfang zu vermeiden, sollte dieser regelmäßig gereinigt werden. Das Reinigungsintervall wird nach der Größe des Sandfangs und der Fläche des Einzugsgebietes berechnet, laut Amtsblatt zur technischen Bestimmung  $1 \text{ m}^3/(\text{a} \cdot \text{ha})$  (Amtsblatt, 2002). Durch landschaftspflegerische Maßnahmen sollte der Uferbewuchs des naturnah gestalteten Beckens regelmäßig gepflegt werden, um die Dezimierung des Beckenvolumens zu vermeiden. Um das Niederschlagswasser einer weitergehenden hygienischen Reinigung zuzuführen, kann einem Regenklärbecken ein Retentionsbodenfilter nachgeschaltet werden. Hier werden auch gelöste Stoffe durch Sorptions- und Adsorptionsvorgänge abgebaut bzw. fixiert (LfU, 2005). Das Niederschlagswasser wird durch einen bewachsenen Bodenfilter versickert, in einem Dränagesystem gesammelt und dem Gewässer zugeführt. Je nach Größe des Bodenfilters kann das Niederschlagswasser bis zu einer bestimmten Menge gespeichert werden. Retentionsbodenfilter sind normalerweise als größere Erdbecken konzipiert und benötigen deshalb einen hohen Flächenbedarf. In dem hauptsächlich ländlich geprägten Untersuchungsgebiet bietet sich diese Behandlung von Niederschlagswasser daher an. Neben einer Keimreduzierung wird durch ein Retentionsbodenfilter auch die hydraulische und stoffliche Belastung des Vorfluters vermindert.

#### **6.1.2.1 Ausführung**

Retentionsbodenfilteranlagen sind zweistufige Anlagen. Regenklärbecken bilden hierbei die Vorreinigungsstufe, die eine Sedimentation der im Niederschlagswasser enthaltenen absetzbaren Stoffe bewirkt. Im Merkblatt 178 der DWA sind hierfür Regenklärbecken ohne Dauerstau zu bevorzugen. Das LfU Baden-Württemberg (LfU, 2002) nennt Regenklärbecken mit Dauerstau als eine kostengünstige Vorreinigungsstufe. Die Bodenfilter, die Hauptreinigungsstufe, werden als offene, mit Schilf bewachsene Becken gebaut, die sich naturnah in die Landschaft einpassen. Das Einlaufbauwerk als Verbindung der beiden Reinigungsstufen, reduziert die hydraulische Belastung der Filteroberfläche und verteilt das Wasser gleichmäßig. Die Filterbecken werden mit Folie oder Ton zum Untergrund abgedichtet. In der darüber liegenden Kiesschicht ist eine Drainage verlegt, in der das behandelte Wasser gesammelt und durch den Ablaufschacht ins Gewässer geleitet wird. Der

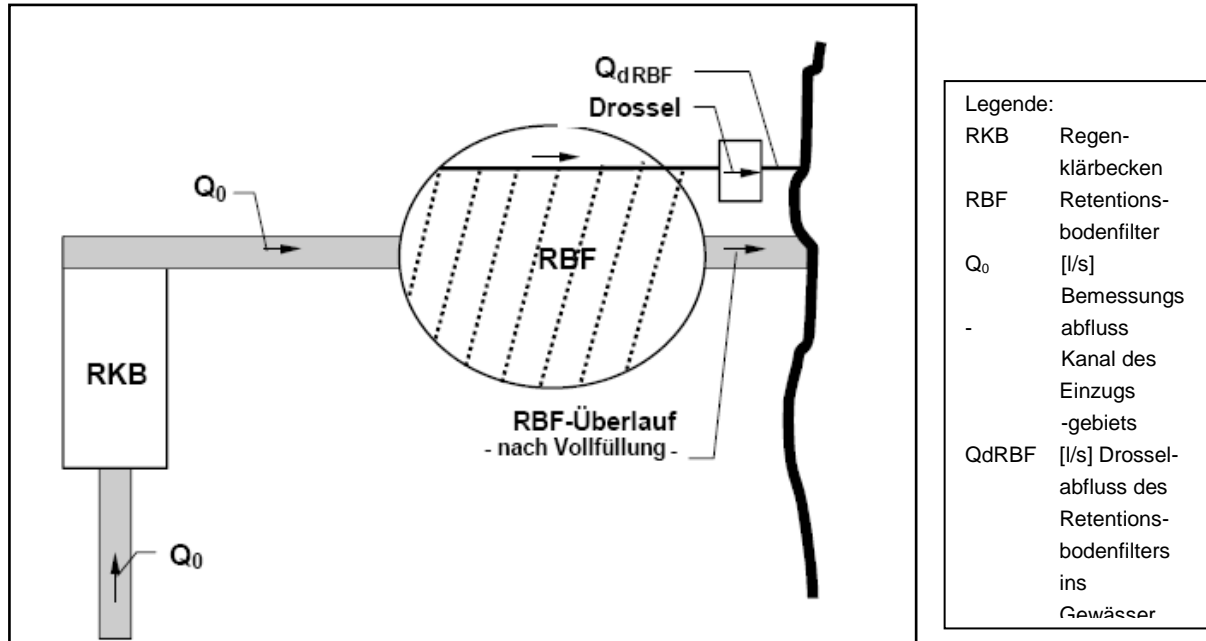
Ablaufschacht ermöglicht durch eine Abflussdrosselung eine ausreichende Aufenthaltzeit des Wassers im Filter und gewährleistet damit die Reinigungsleistung. Durch eine Rückstausicherung wird das Eindringen des Wassers aus dem Vorfluter vermieden. Das Material der Filterschicht variiert je nach Behandlungsziel des Niederschlagswassers. So wird durch den Einsatz von Lehm Boden eine Reduzierung von partikulären Stoffen, gelösten CSB, Ammonium und gelösten Phosphat erreicht. Karbonathaltige Sande mit einer Körnung von 0/2mm, entfernen partikuläre Stoffe, gelösten CSB, Ammonium und Keime (LfU, 2002). Die Filterschicht sollte eine Höhe von  $\geq 0,50$  m haben. (DWA-M 178, 2005). Es ist natürlich auch eine Kombination der Filtermaterialien möglich, wie in Abbildung 6-1 dargestellt. Als Bewuchs des Bodenfilters bietet sich Schilf an, andere Pflanzen wie Wasserschwertlilie und Rohrkolben sind aufgrund von starker Vermehrung nicht so gut geeignet. Durch die Wurzeln der Pflanzen und die damit verbundene Auflockerung der Filterschicht, kommt es zu einer Durchlüftung der Filterschicht. Die Pflanzen halten zudem Feststoffe zurück die eine Verstopfung, die so genannte Kolmation, des Filters verhindern.



**Abbildung 6-1: Schnitt durch einen Bodenfilter im Trennsystem in der Kombination Lehm Boden Sand 0/2 (LfU, 2002)**

Für die Anordnung und Ausführung gibt es die unterschiedlichsten Ansätze. So kann dem Bodenfilter z.B. noch ein Regenrückhaltebecken nachgeschaltet werden um eine starke hydraulische Belastung des Vorfluters entgegen zuwirken (LfU, 2002). Bei der in Abbildung 6-2 dargestellten Anordnung, kann es bei starken Regenereignissen zu Sedimentabspülungen aus dem RKB in den Bodenfilter kommen, was zu einer Kolmation des Filtermaterials führen kann. Um diesen

Umstand zu umgehen, kann ein Bypass eingebaut werden, der das Niederschlagswasser bei Starkregenereignissen am RKB vorbei direkt in den Bodenfilter einleitet.



**Abbildung 6-2: Regenklärbecken mit nachgeschaltetem Retentionsbodenfilter (LfU, 2002)**

In der Betriebsweise ist laut Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU, 2002) auf folgende Dinge zu achten:

- Beschickung des Filters erst flächendeckender Etablierung des Bewuchses
- In den ersten zwei Jahren regelmäßige Bewässerung
- Aufwuchs von Bäumen und Sträuchern unterbinden
- Regelmäßige Schlammräumung im RKB.

Laut Handbuch für Planung, Bau und Betrieb von Retentionsbodenfiltern (Uhl et al., 2002) wurde für die Pflege und Unterhaltung der Filter Erfahrungsgemäß 2-5 Tage im Jahr vom Betreiber aufgebracht. Die Betriebsweise bestimmt dabei auch die Leistungsfähigkeit des Filters.

Bis zur baulichen Sanierung könnte eine Reinigung der Schachtsümpfe an Schachtbauwerken mit extrem hoher Keimkonzentration, die Resuspension der Partikel verringern.

## **6.1.3 Schmutzwasser- und Mischwasserkanäle**

### **6.1.3.1 Mischwasserüberläufe**

Kommt es bei starken Niederschlagsereignissen zu so hohen Abflüssen, dass der Kanal die anfallenden Wassermassen nicht mehr aufnehmen kann, wird das Mischwasser in einen Vorfluter abgeschlagen. Diese Überläufe stellen eine große Belastung der Vorfluter dar, weil das Wasser ungeklärt in das Gewässer gelangt. Eine Möglichkeit zur Entlastung der Vorfluter ist die Speicherung des Mischwassers. In einem Regenüberlaufbecken wird das Mischwasser bei starken Niederschlagsereignissen zwischengespeichert und später gedrosselt zur Kläranlage geleitet. Durch die Speicherung kann nicht verhindert werden, dass es trotzdem zu einem Mischwasserabschlag ins Gewässer kommt, da dem Speichervolumen des RÜB Grenzen gesetzt sind, aber durch die Verringerung der Fließgeschwindigkeit können sich grobe Feststoffe absetzen. Um das Mischwasser vor dem Abschlag ins Gewässer zu reinigen kann es, ähnlich wie bei der Behandlung von Niederschlagswasser, durch einen Bodenfilter geleitet werden. Auch hier besteht der Retentionsbodenfilter aus einer zweistufigen Anlage. Die erste Stufe ist als ein Regenüberlauf oder als Regenüberlaufbecken ausgebildet. Hier sind Durchlaufbecken am Besten geeignet, da sie im Gegensatz zu Fangbecken und Stauraumkanälen für eine optimale Sedimentation sorgen (DWA-M 178, 2005). Im anschließenden Bodenfilter erfolgt die biologisch-mechanische Reinigung des Wassers. Eine mögliche Variante der Beckenanordnung ist in Abbildung 6-3 dargestellt. Der Klärüberlauf und der Beckenüberlauf werden in den Bodenfilter geleitet.

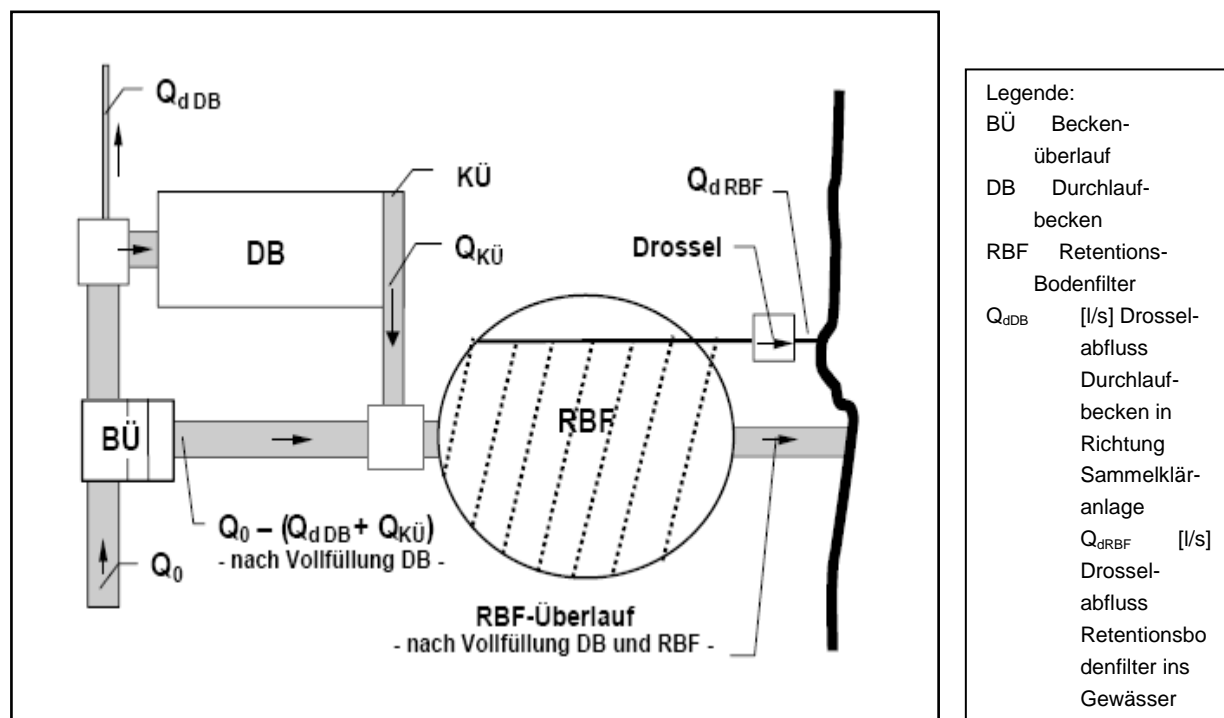


Abbildung 6-3: Durchlaufbecken mit nachgeschaltetem Retentionsbodenfilter. (LfU, 2002)

Auch hier gelten die Empfehlungen der Betriebsweise des Retentionsfilters wie im vorigen Kapitel beschrieben.

### 6.1.3.2 Schmutzwasserkanäle

Die hygienischen Verschmutzungen durch Störfälle an Schmutzwasserkanälen hätten durch regelmäßige Kontrollen und Wartung zum größten Teil verhindert werden können. Im Hinblick darauf ist die Einsparung von entsprechendem Personal als sehr kritisch zu betrachten.

## 6.2 Umgang mit diffusen Quellen

Im Gegensatz zur Reduzierung von Bakterieneinträgen aus Punktquellen, die mit technischen Maßnahmen relativ einfach zu bewerkstelligen sind, muss zur Sanierung von diffusen Quellen an verschiedenen Stellen angesetzt werden. Während die Höhe der Belastung aus Punktquellen einfach zu quantifizieren ist, kann die Höhe der Bakterienbelastung aus diffusen Quellen nur abgeschätzt werden.

Da der Beitrag von Wasservögeln zur Verschmutzung der Badegewässer als relativ gering befunden wurde, wird außer der regelmäßigen Entfernung des Kots von Wasservögeln aus dem Strandbereich der Badestellen in diesem Bereich kein Handlungsbedarf erkannt.

Eine wichtige Rolle bei der Verschmutzung aus diffusen Quellen spielt die Landwirtschaft. Die Quelle von Bakterien ist der Kot von Nutztieren, der durch Düngung von landwirtschaftlichen Flächen oder durch die Weidehaltung der Tiere eingetragen wird. Dabei erfolgt der Eintrag entweder durch oberflächliche Abschwemmung von landwirtschaftlich genutzten Flächen oder Bakterien werden durch die unterirdische laterale Abschwemmung über die Bodenpassage und Drainagen in die Gewässer eingetragen. (Weiß, 2003). Ansatzpunkt für Sanierungsmaßnahmen ist die gute landwirtschaftliche Praxis. Die beste Reduzierung von Einträgen wird dadurch erreicht, dass die Düngung auf das für die Bodenfruchtbarkeit absolut notwendige Maß reduziert wird. Eine zusätzliche Möglichkeit ist das Aufbringen von Dünger, der durch Langzeitlagerung um bis zu zwei Zehnerpotenzen verringerte Bakterienkonzentrationen enthält. Eine Lagerung von sechs Monaten ist zu empfehlen (Weiß, 2003). Das Ausbringen von organischem Dünger 24 Stunden vor größeren Regenereignissen mit mehr als 20 mm/d sollte vermieden werden. Flächen, die für den Eintrag von Bakterien ins Gewässer ein hohes Risiko aufweisen, sollten zumindest aus der organischen Düngung ausgeschlossen werden. Derartige Flächen sind Flächen im Umkreis von 50 Metern um Brunnen oder Quellen, Flächen im Umkreis von 20 Metern um Gräben, Bäche und Seen und Flächen mit einem Gefälle von mehr als 11°. Die Düngung sollte gemäß Düngeverordnung (DüV, 2008) nicht auf wassergesättigtem, gefrorenen oder verschneiten Boden vorgenommen werden. Zur Verhinderung der oberflächlichen Abschwemmung ist eine konservierende Bodenbearbeitung z.B. mit Mulchsaat wie sie zur Verhinderung der Bodenerosion angewendet wird, zu empfehlen (Bodenschutz 2002).

Eine weitere Quelle für den Eintrag von fäkalen Bakterien sind die Oberflächenentwässerungen von Flächen landwirtschaftlicher Betriebe. Bei Betrieben, die sich im unmittelbaren Einzugsgebiet von Badestellen befinden, muss eine regelmäßige Kontrolle und Wartung der von den Hofflächen kommenden Dränagen und Regenwasserleitungen vorgenommen werden. Auf den Betriebsflächen selbst muss durch regelmäßige Kontrolle und Wartung sichergestellt sein, dass von Lagerungseinrichtungen für Gülle, Jauche und Mist keine Verschmutzung von Gewässern oder der Oberflächenentwässerung erfolgen kann. Eine weitere Maßnahme ist die Überdachung von Misthaufen und Silos.

Diese Sanierungsmaßnahmen für diffuse Quellen aus der Landwirtschaft entsprechen der guten fachlichen Praxis, werden jedoch in vielen Fällen nicht angewandt. Das Ziel muss sein, die betroffenen Landwirte mit Flächen und Betrieben in Einzugsgebieten von Badestellen zur Mitarbeit zu motivieren und entsprechende

Unterstützung von fachlicher Beratung bis hin zu eventueller finanzieller Hilfe zu leisten.

## 6.3 Sanierungskonzepte für die Einzugsgebiete

Die Sanierungskonzepte wurden nach einer Prioritätenliste bearbeitet. Die höchste Priorität haben die Einzugsgebiete mit der höchsten Keimfracht, die in das Badegewässer eingetragen werden. Die Frachten wurden über den Abfluss und die Keimfracht abgeschätzt. Die Maßnahmen zur Verbesserung der Badegewässerqualität in den Gewässern müssen mit der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie konform gehen.

### 6.3.1 Sanierungskonzepte Ostsee

Im Untersuchungsgebiet Ostsee konnte nicht an allen Zuläufen der Durchfluss bestimmt werden. Die Regenwassereinleitung in Damp PS 02 und die PS 05 lagen den Sommer über meistens trocken. Der Aassee PS 10 und der Langholzer See PS 08 werden beide über einen Schieber geregelt. Während der Untersuchung wurde an der PS 10 gar kein und an der PS 08 nur sehr selten Wasser abgelassen. An der PS 03 war der Wasserstand im Kanal zu niedrig um mit dem Durchflussmesser die Fließgeschwindigkeit zu messen. Bis auf Probestelle PS 06 wurden an den anderen Stellen unregelmäßig während der Saison der Durchfluss und die Keimfracht bestimmt. Als mittlerer Wert kamen dabei folgende Tagesfrachten heraus:

Probenahmestelle	Namen	mittlere E. coli Fracht pro Tag [MPN/d]
PS 01	KA Damp	4,06E+10
PS 04	Schwastrumer Au	2,43E+10
PS 07	Strandbek	7,12E+10
PS 09	Graben III	1,67E+08
PS 11	Hemmelmaker Au	2,65E+09
PS 12	Möhlwischgraben	4,52E+10
PS 13	Lachsenbach	5,84E+10

Tabelle 6-2: Errechnete E.coli Frachten der erfassten Einläufe pro Tag

#### 6.3.1.1 Damp, Probenahmestelle PS 01

Eine der Hauptverschmutzungsquellen an der PS 01 ist die Rohrleitung zwischen der Kläranlage und dem Einlauf ins Hafenbecken. Die Keime, die die Kläranlage verlassen, lagern sich an dem Biofilm der Kanalwand an und können sich zu einem

späteren Zeitpunkt wieder lösen. Um diesem Anlagern entgegen zu wirken, wäre es sinnvoll die UV-Anlage der KA Damp nicht erst mit Beginn der Badesaison anzuschalten, sondern 4-6 Wochen früher. Vorher könnte der Kanal mechanisch gereinigt werden, um den Biofilm von der Kanalwand zu entfernen. Durch das frühere Anschalten der UV-Anlage in Kombination mit der Kanalwandreinigung werden weniger Keime in den Kanal eingebracht, und sie können sich nicht mehr so gut an der Wand anlagern. Die Keime, die ins Gewässer eingebracht werden, reduzieren sich dadurch ebenfalls und somit lagern sich auch weniger Keime im Sediment an, die unter bestimmten Bedingungen wieder resuspendiert werden können. Um technische Defekte auf der Kläranlage oder eine Leistungsminderung der UV-Anlage feststellen zu können, sollte der Kläranlagenablauf während der Badesaison regelmäßig kontrolliert werden. Vorstellbar wäre hier eine mikrobiologische Überprüfung, die alle zwei Wochen stattfindet.

#### **6.3.1.2 Damp, Graben II, Probenahmestelle PS 03**

An der PS 03 konnte festgestellt werden, dass der Ablauf der Kläranlage Revkuhl nicht immer eine niedrige Keimkonzentration aufwies, wie nach einer Reinigung durch eine UV-Desinfektion zu erwarten wäre. Das Problem lag an der Überlastung des Zulaufrohrs zur UV-Anlage während starker Niederschlagsereignisse. Hier sollte überprüft werden, ob die bestehende Anlage hydraulisch stärker beaufschlagt werden kann. In diesem Fall sollte das Zulaufrohr entsprechend vergrößert werden. Andernfalls sollte die UV-Anlage und das Zulaufrohr für größere Wassermassen ausgelegt oder gegebenenfalls eine zweite Anlage parallel zur ersten installiert werden. Auffällig waren auch die hohen Nährstoffkonzentrationen im Auslauf der Kläranlage, die sich bis zum Einlauf ins Hafenbecken kaum verdünnten. Durch eine Erweiterung der Teichanlage oder eine zusätzliche Belüftung würden sich die Ammonium-Werte reduzieren lassen. Ferner ist zu prüfen, ob die hohe Keimbelastung durch Tiere auf dem Kläranlagengelände einen Einfluss auf die Reinigungsleistung der Kläranlage hat.

Neben dem Ablaufwasser der Kläranlage wird auch Regenwasser durch den Einleiter PS 03 ins Hafenbecken entwässert. Sinnvoll wäre eine Vorreinigung des Regenwassers, bevor es eingeleitet wird. Da das Regenwasser aus verschiedenen Haltungen zuläuft, wäre es am sinnvollsten, das gesamte Wasser am Ende der Rohrleitung, kurz vor dem Einlauf ins Hafenbecken, zu reinigen. Da es sich hier um bebauten Bereich handelt, ist es nicht möglich, das Wasser durch ein Regenklärbecken zu leiten. Gegebenenfalls könnte ein Kanalstauraum, wie er im Mischsystem üblich ist, eine Lösung sein. Da auch diese technische Lösung mit hohen Kosten verbunden ist, sollte nach der Sanierung der KA Revkuhl erneut eine

Überprüfung der Probenahmestelle PS 03 durchgeführt werden, um abschätzen zu können, ob diese Maßnahmen notwendig sind.

#### **6.3.1.3 Schwastrumer Au, Probenahmestelle PS 04**

Das Einzugsgebiet der Schwastrumer Au wird überwiegend landwirtschaftlich genutzt und es gibt eine Vielzahl von Kleinkläranlagen die in die Au entwässern. Einer Verbesserung der Keimbelastung ist hier über eine Verringerung der Einträge dieser beiden Quellen zu erreichen. Bei den Kleinkläranlagen sollte über einen Zeitraum von 10-20 Jahren die bestehenden KKA mit Pflanzenklärbeeten, Nachklärteichen oder Membrananlagen nachgerüstet werden. Bestehende Nachklärteiche müssen auf eine ausreichende Aufenthaltszeit von mehr als 20 Tagen überprüft und regelmäßig von Bewuchs und Schlammablagerungen befreit werden. Die diffusen Einträge durch die Landwirtschaft können durch die Maßnahmen wie in Kapitel 6.2 beschrieben, verringert werden.

#### **6.3.1.4 Graben VI, Probenahmestelle PS 06**

Die höchste Keimkonzentration wurde hier an der Stelle 06-01.01 festgestellt. Bis zum Einlauf in die Ostsee hat sich die Konzentration etwas reduziert. Zwischen diesen beiden Stellen läuft der Graben offen. Hier wäre es möglich den Graben zu verbreitern um so die Fließgeschwindigkeit zu verringern um Partikeln und Bakterien mehr Zeit zum Absetzen zu geben. Eine andere Möglichkeit wäre ein Regenklärbecken nahe des Auslaufes zuordnen, ähnlich wie es an der Strandbek PS 07 schon geschehen ist. Der Vorteil wäre hier, dass der eingebaute Sandfang bzw. das Becken regelmäßig gereinigt werden könnte und die partikelgebundenen Keime mit entsorgt werden. Bei einer Aufweitung des Gewässers könnten bei hoher hydraulischer Belastung immer noch Keime direkt an die Badestelle transportiert werden. Der Seitenarm an dem die PS 06-02 liegt, mündet erst direkt am Strand in den Graben VI zusammen, deshalb ist es schwierig für beide Gewässerläufe zusammen ein Sanierungskonzept zu erstellen. Der Seitenarm wird durch Drainagewasser gespeist, hier könnten die Einträge durch gute landwirtschaftliche Praxis verringert werden. Der Seitenarm verläuft offen über den Campingplatz bevor er kurz vor der Einleitstelle verrohrt wird. Am Ende des Rohres ist ein Lochblech angebracht worden. Evt. haben sich davor Feststoffe im Rohr abgelagert und einen guten Nährboden für Fäkalkeime gebildet. Hier sollte eine Sichtkontrolle des Rohres und dann gegebenenfalls eine Reinigung durchgeführt werden.



**Abbildung 6-4: Lochblech an 06-02**

#### **6.3.1.5 Strandbek, Probenahmestelle PS 07**

An der Strandbek konnten abgesehen von der Kläranlage Kleinwaabs keine weiteren Quellen für eine hygienische Verschmutzung ausgemacht werden. Die Keimkonzentrationen waren an den Probestellen niedrig und durch das Regenklärbecken waren die Ablaufwerte in die Ostsee auch bei Regen unter 5000 MPN/100 ml. Die Kläranlage Kleinwaabs liefert mit ihrer ausreichend dimensionierten Teichkläranlage geringe Ablaufkonzentrationen, sodass hier kein Handlungsbedarf besteht. Das Problem an der Stelle lag bei einem Abwasserpumpwerk. Durch einen Fremdwassereintrag bei starken Regenfällen konnte das strandnahe Pumpwerk die Wassermassen nicht mehr fassen und viel aus. Dadurch staute sich das Abwasser zurück, trat durch den nächstgelegenen Schacht aus und lief ungeklärt über den Strand in die Ostsee. Um dieses Problem zu lösen, müssen die Fremdwasserzuflüsse gefunden und abgestellt werden. Dazu ist bei Regen eine systematische Überprüfung der einzelnen Haltungen des Schmutzwasserkanals erforderlich.

#### **6.3.1.6 Graben IV, Probenahmestelle PS 08**

Die Probestelle PS 08 liegt am Auslauf des Langholzer Sees. Durch die gute Sedimentation der Partikel und die Sonneneinstrahlung im See sind die Keimkonzentrationen im Auslauf mit einer Ausnahme immer unter 500 MPN/100 ml. Im Oberlauf kann der diffuse Eintrag von den angrenzenden Flächen durch gute landwirtschaftliche Praxis verbessert werden.

#### **6.3.1.7 Graben III, Probenahmestelle PS 09**

Durch den Fischteich zwischen PS 09-01 und PS 09-02 kommt es zu einer Keimreduzierung, so dass die Konzentrationen im Auslauf in die Ostsee fast immer unter 500 MPN/100 ml betrug. Im Oberlauf kommt es zu einem Anstieg der Keimkonzentrationen bei Regen, was unter anderem durch eine gute landwirtschaftliche Praxis reduziert werden kann.

#### **6.3.1.8 Graben I und II, Aasee, Probenahmestelle 10**

Der Aasee hat eine große Oberfläche und wird in den Sommermonaten aufgestaut, so dass sich kaum Bakterien im Ablauf des Sees finden ließen. Im Zulauf des Sees fielen die hohen Keimkonzentration nach dem Zulauf der Kleinkläranlage des Gut Ludwigsburg auf. Bei dieser KKA sollte überprüft werden, ob sie technisch einwandfrei arbeitet und ob der vorhandene Nachklärteich eine ausreichend dimensioniert ist, oder ob dieser in den letzten Jahren zu weit zu gewachsen bzw. verschlammt ist.

#### **6.3.1.9 Hemmelmarker See, Probenahmestelle PS 11**

Die Auslaufwerte des Hemmelmarker Sees wiesen über den gesamten Probenahmezeitraum immer so niedrige Werte auf, dass hier keine Sanierungsmaßnahmen erforderlich sind.

#### **6.3.1.10 Möhlwischgraben Probenahmestelle PS 12**

Am Möhlwischgraben konnten trotz hoher Keimkonzentrationen keine Punktquellen ausfindig gemacht werden. Um die Keime zum Auslauf hin zu reduzieren, kann der Bach auf den letzten Metern zwischen dem Spielplatz und dem Parkplatz aufgeweitet werden um die Fließgeschwindigkeit zu verringern und Sedimentation zu ermöglichen.

#### **6.3.1.11 Lachsenbach, Probenahmestelle PS 13**

Da hier keine Punktquellen gefunden wurden ist von einer diffusen Verschmutzung des Wassers durch Abschwemmungen von befestigten und unbefestigten Flächen bei Regen auszugehen. Bei Neu- oder Umbaumaßnahmen in Wohngebieten sollte so weit möglich die dezentrale Versickerung von gering belastetem Niederschlagswasser von Dächern und Strassen angestrebt werden. Für das bestehende Gewässer ist das Aufstauen des Wassers in einem Regenklärbecken vor Einlauf in die Ostsee zur Sedimentation der Partikel bei Regenablauf empfehlenswert. Dazu könnte der Einlaufbereich an der Promenade in Eckernförde dienen.

### 6.3.1.12 Kläranlage Eckernförde PS 12-20

Die Kläranlage Eckernförde liefert mit ihrer hohen Zahl an Einwohnergleichwerten eine sehr hohe Keimfracht direkt in die Ostsee. Es ist zu empfehlen diese KA mit einer UV-Desinfektion oder einer Membranfiltration nachzurüsten. Auffallend waren die großen Schwankungen in den gemessenen Ablaufkonzentrationen innerhalb weniger Stunden, die auf Betriebsprobleme hindeuten. Daher sollte die Anlage auf ihre Betriebsweise hin überprüft werden.

### 6.3.2 Sanierungskonzepte Wittensee

Die dargestellten Tagesfrachten in Tabelle 6-3 sind ein Extrembeispiel bei einem starken Regenereignis. Fließgeschwindigkeiten und E.coli Konzentrationen wurden an zwei verschiedenen Tagen, aber unter gleichen Wetterbedingungen aufgenommen. Wird der Abfluss mit den über die gesamte Saison gemessenen Werten verglichen, so sind diese meist niedriger. Zur Festlegung der Prioritäten sind die Extremwerte jedoch gut geeignet. Die Schirnau als Abfluss des Sees wird nicht weiter behandelt.

Die Zuläufe sind in Gruppen eingeteilt:

- Grün → kleine Bakterienfrachten - niedrige Priorität
- Gelb → mittlere Bakterienfrachten - mittlere Priorität
- Rot → große Bakterienfrachten - hohe Priorität

Probe- nahmestelle	Name	Abfluß Q zum Beobachtungs- zeitraum	E. coli Frachten an Zu- und Abläufen	
		l/s	MPN/100ml	MPN/d
PS 19	Schirnau	620	60	3,21E+10
PS 18	I13	---	---	---
PS 17	I12	40	20	6,91E+08
PS 23	I8	3	1.530	3,97E+09
PS 26	I5	3	4.360	1,13E+10
PS 24	I7	20	1.120	1,94E+10
PS 25	I6	10	6.140	5,30E+10
PS 22	I9	3	24.200	6,27E+10
PS 27	I4	3	24.200	6,27E+10
PS 20	I11	63	7.270	3,96E+11
PS 15	Brobach	110	24.200	2,30E+12
PS 21	Meynbek	245	12.040	2,55E+12
PS 14	Mühlenbek	150	24.200	3,14E+12
PS 16	Habyer Au	480	8.170	3,39E+12
PS 14-004	RKB	18	24.200	3,68E+11

Tabelle 6-3: Berechnung der Tagesfrachten E.coli der Einläufe in den Wittensee

Vom Regenklärbecken in Groß Wittensee (PS 14-004) wurde an einem anderen Tag der Durchfluss bestimmt und in die Gruppe der mittelschwer belasteten Vorfluter eingeteilt. Hier ist aber anzunehmen, dass sich die Fracht bei einem starken Regenereignis erhöhen kann. Der Graben I13 (PS 18) wurde nicht berechnet, da auf Grund des niedrigen Wasserstandes keine Fließgeschwindigkeit bestimmt werden konnte. Bei einer Darstellung der Frachten bei Trockenwetter würden die Gruppen so bestehen bleiben, nur die Plätze innerhalb der Gruppe würden sich verändern. Die Einzugsgebiete sollten der Tabelle folgend von unten nach oben saniert werden.

#### **6.3.2.1 Habyer Au, Probenahmestelle PS 16**

Den größten Einfluss auf die hygienische Belastung der Habyer Au hat die Kläranlage Holtsee. Als Sanierungsmaßnahmen kommt hier eine UV-Desinfektion in Frage, die die Frachten der KA verringert. Als Sofortmaßnahme wurden bereits Vorlagebehälter in Betrieb genommen, die das Abwasser speichern. Zur Entlastung des Wittensees wurde die Alternative der Verlegung des Auslaufes der Kläranlage in die Eider angeregt. Durch diese Maßnahme würde zwar der Wittensee entlastete werden, aber sie bewirkt nur eine Problemverlagerung. Zur Lösung des Problems kann alternativ die Umstellung der KA auf eine Membranbiologieanlage erwogen werden. Diese würde ebenfalls die eingetragenen Frachten an gelösten und partikulären Stoffen deutlich reduzieren. Weiterhin müssen die diffusen Quellen aus der Landwirtschaft durch entsprechende Maßnahmen reduziert werden.

#### **6.3.2.2 Mühlenbek, Probenahmestelle PS 14**

Die Beeinflussung der Keimkonzentration im Gewässer durch das Anspringen des Mischwasserüberlaufes ist nicht zu vernachlässigen. Die Aktivierung des Bauwerks hielt sich im überprüften Zeitraum aufgrund einer Trockenwetterperiode zu Beginn der Badesaison in Grenzen. Bei Regenereignissen mit entsprechender Stärke erhöht sich aber die Verschmutzung der Mühlenbek und damit die Belastung der Badegewässerqualität im Wittensee. Zur Verhinderung des Keimeintrags ist der Bau eines Retentionsbodenfilters zur Speicherung des Mischwassers und zur kontrollierten Abgabe des gereinigten Wassers ins Gewässer zu empfehlen. Alternativ könnte auch das Mischwasser in einem größeren Kanal zur KA Goosefeld transportiert und dort mitbehandelt werden. Bei beiden Varianten sollte hinsichtlich der ökologischen, ökonomischen und technischen Aspekte vergleichend geprüft werden. Zur weiteren Reduzierung der Keimfracht in dem Einzugsgebiet ist der Falschanschluss im Trennsystem des Neubaugebietes in Goosefeld zu überprüfen und abzustellen. Hier sind die üblichen Mittel der Nebelung oder Kanalfilmung zu wählen. Die Kläranlage Goosefeld weist mit der Teichkläranlage und dem

nachgeschalteten Pflanzenbeet eine gute Reinigungsleistung auf. Bei regelmäßiger Wartung und Reinigung sind keine weiteren Maßnahmen nötig. Die diffusen Einträge müssen entsprechender Vorschläge in Kapitel 6.2 saniert werden.

#### **6.3.2.3 Meynbek, Probenahmestelle PS 21**

Da hier keine Punktquellen lokalisiert werden konnten und nachweislich eine hygienische Belastung des Gewässers von der landwirtschaftlichen Nutzung des Gebiets ausgeht, kann nur über die Reduzierung der Einträge von organischem Dünger die Belastung und Bewirtschaftung der Flächen mit guter fachlicher Praxis vermindert werden.

#### **6.3.2.4 Brobach, Probenahmestelle PS 15**

Wie auch bei der PS 21 geht hier die Verschmutzung von den diffusen Quellen der landwirtschaftlichen Nutzung aus. Ab 10 mm Niederschlag erhöhen sich die Bakterienwerte im Gewässer, so dass hier nur über die Verringerung des Eintrages von den Feldern und die Anwendung der guten fachlichen Praxis eine Reduzierung der Keimfracht erreicht werden kann. Zur Sedimentierung der Partikel an denen die Bakterien anhaften können wäre hier eine Verringerung der Fließgeschwindigkeit denkbar, so dass Sedimentationszonen im Gewässerlauf entstehen können, die den Bakterien als Senke dienen. Da erst im Verbandsgewässer die Untersuchungen durchgeführt wurden ist eine Überprüfung der Drainagen, die dort in den Schacht PS 15-06 einlaufen, sinnvoll.

#### **6.3.2.5 Straßenentwässerung Groß Wittensee, Einleitstelle B, Probenahmestelle 14-004**

Das Niederschlagswasser aus der Straßenentwässerung ist hygienisch stark belastet. Der Sandfang ist seit der Fertigstellung des Regenklärbeckens noch nie gereinigt worden. Als erste Maßnahme sollte dies durchgeführt werden. Sollte diese Maßnahme nicht ausreichen, so ist die Erweiterung des RKB um ein Retentionsbodenfilter anzustreben.

#### **6.3.2.6 Graben I 11, Probenahmestelle PS 20, Graben I 9, Probenahmestelle PS 22**

Die Werte der beiden Gräben waren in der gesamten Messperiode unauffällig mit einzelnen Spitzen. Die erhöhten Frachten ergaben sich bei Graben I11 aus einem hohen Abfluss Q und einer niedrigen E.coli Konzentration. Bei Graben I9 verhält es sich genau anders herum. Durch diese Verhältnisse entsteht eine mittlere Keimbelastung. Der Eintrag kann nur durch einen sinnvollen Umgang mit

organischem Dünger und der Anwendung der guten fachlichen Praxis auf den am Gewässer angrenzenden Flächen gewährleistet werden.

#### **6.3.2.7 Graben I 4, Probenahmestelle PS 27**

Bei geplanten Neuanschlüssen in diesem Trennsystem sollte wenn möglich eine dezentrale Versickerung des Regenwassers angestrebt werden. Als erste Maßnahme in dem bestehenden Trennsystem wäre eine Reinigung und Wartung des RKB und des integrierten Sandfangs vorzusehen. Sollte diese Maßnahme nicht ausreichen, so ist die Erweiterung des RKB um ein Retentionsbodenfilter anzustreben.

#### **6.3.2.8 Graben I 6, Probenahmestelle PS 25**

Das RRB zur Entwässerung der neuen B 203 funktioniert einwandfrei. Das Straßenwasser aus dem Trennsystem aus Klein Wittensee wird dagegen nur unzureichend gereinigt in den Wittensee abgeleitet. Das Militärgelände stellt eine „black box“ da, es konnte nicht herausgefunden werden ob dort auf dem Gelände noch eine Reinigung des Niederschlagswassers durch einen Sandfang oder RKBs stattfindet. Hier wäre der Einsatz eines Retentionsfilters ratsam, damit die hohen Bakterienfrachten in der kombinierten Anlage zurück gehalten werden können. Besteht eine Anlage auf dem Gelände so muss diese gereinigt und gewartet werden, um die Leistungsfähigkeit wieder herzustellen.

#### **6.3.2.9 Graben I 7, Probenahmestelle PS 24**

Hier wird das Niederschlagswasser aus Holzbunge ohne weitere Reinigung in den Wittensee eingeleitet. In diesem Fall ist abzuklären, ob es sich bei dem Niederschlagswasser um die Beschaffenheitsklasse mit geringer Belastung handelt, oder ob es schon als normal verschmutzt gilt. Bei geringer Verschmutzung könnte der Teich im unteren Bereich des Gewässerlaufs als Rückhalt des Niederschlagswassers dienen. Dazu müsste die bestehende Teichanlage in ihrer Leistung verbessert werden. Handelt es sich allerdings um normal verschmutztes Niederschlagswasser, so muss mindestens ein Retentionsbodenfilter zur Reinigung des Wassers in das Trennsystem eingebaut werden. Dies setzt wieder eine regelmäßige Reinigung und Wartung der Anlage voraus.

### **6.3.3 Sanierungskonzepte Vollstedter See**

In diesem Untersuchungsgebiet wurde keine Prioritätenliste erstellt, da hier nur zwei Punktquellen als mögliche hygienische Belastungsquellen identifiziert werden konnten. Zum einen ist dort das RKB in Groß Vollstedt zu nennen, welches eine schwache Reinigungsleistung zeigt und zum anderen ist das Abwasserpumpwerk zu

nennen welches aber zur Beprobungszeit nicht angesprungen ist. Das RKB sollte regelmäßig gereinigt werden um die Leistungsfähigkeit wieder herzustellen. Treten dann immer noch erhöhte Keimkonzentrationen auf, sollte ein Retentionsbodenfilter nachgeschaltet werden. Da keine Einschätzung der hygienischen Belastung durch das Abwasserpumpwerk getroffen werden konnte können an dieser Stelle keine Sanierungsmaßnahmen empfohlen werden. Der Nährstoffeintrag kann über eine gute landwirtschaftliche Praxis reduziert werden.

### **6.3.4 Sanierungskonzepte Schlei**

In diesem Untersuchungsgebiet haben alle Maßnahmen die gleiche Priorität. Es handelt sich überwiegend um kleinere bauliche Maßnahmen die durchgeführt werden sollten.

#### **6.3.4.1 Osterbek, Probenahmestelle PS 36**

An der Osterbek konnten zwei Verschmutzungsquellen ausgemacht werden, die aus dem landwirtschaftlichen Betrieb stammen. Zum einen war ein Hofplatz, welcher als Pferdewaschplatz benutzt wurde an die Regenwasserkanalisation angeschlossen und zum anderen wird ein Einleiter von einem landwirtschaftlichen Betrieb von unbekannter Quelle vermutet. Der Hofplatz wurde bereits von der Regenwasserkanalisation getrennt, so dass hier kein Eintrag mehr stattfindet. Trotz dieser Aktion wurden immer noch hohe Werte in der Regenwasserleitung lokalisiert, so dass hier weitere Nachforschungen angestellt werden müssen, ob eine weitere Zuleitung stattfindet. Bei der vermuteten Quelle zwischen PS 36-04.02 und PS 36-04.01 muss der Landwirt angesprochen und die Quelle für die Verschmutzung lokalisiert werden. Hier bietet es sich an im Winter eine erneute Begehung des schlecht zugänglichen Gewässerlaufes vorzunehmen um den Zufluss zu finden und die Quelle abzustellen.

#### **6.3.4.2 Hüttner Au, Probenahmestelle PS 37**

An der KA Fleckeby ist ein Nachklärteich bzw. und ein Pflanzenklärbeet zu empfehlen um das Abwasser hygienisch zu reinigen. Der Ablauf der KA verläuft bereits durch ein Schilfgebiet aber dies reicht nicht aus um das Wasser hinreichend hygienisch zu reinigen. In Damendorf befinden sich zwei Mischwasserüberläufe, die in den Graben Ij3 einleiten. In diesen Graben entwässert auch die Teichkläranlage von Damendorf. Das Wasser läuft mit dem Ablauf der Klärteiche zusammen. Zur Entlastung der Hüttner Au sollte das abgehende Mischwasser durch einen Retentionsbodenfilter geleitet werden. Alternativ könnte die Einleitung in den zweiten

oder dritten Klärteich der KA Damendorf stattfinden, falls diese für eine erhöhte Fracht ausgelegt ist.

#### **6.3.4.3 Missunde, Probenahmestelle PS 40**

Es ist zu ermitteln woher die hohe Keimfracht stammt, die im Regenschacht aus der Richtung des Grundstücks kommt, um eventuelle Falscheinleitungen oder angeschlossene Flächen mit hoher Belastung von Tierkot zu identifizieren. Das Straßenwasser liefert eine zusätzliche hohe Bakterienfracht. Das Regenwasser muss hier durch einen Retentionsbodenfilter gereinigt und in die Schlei geleitet werden. Der bestehende Sandfang am Campingplatz muss gereinigt werden, damit die Reinigungsleistung wieder hergestellt wird.

### **6.3.5 Sanierungskonzepte Borgstedter Enge**

Die Reihenfolge der folgenden Sanierungsmaßnahmen bildet die Prioritätenliste.

#### **6.3.5.1 BW-Kläranlage Borgstedt**

Die Kläranlage Borgstedt lieferte als mechanisch-biologische Anlage sehr schlechte Ablaufwerte. Nach Aussage der Standortverwaltung der Bundeswehr soll die Anlage im Jahr 2009 abgeschaltet werden, so dass hier keine Sanierungsmaßnahmen mehr angestrebt werden. Im Falle einer Weiterbetriebsung muss diese Anlage mit einer weiteren Reinigungsstufe wie z.B. einem Klärteich oder eines Pflanzenklärbeets ausgestattet werden um die Reinigungsleistung bezogen auf die hygienische Belastung zu verbessern.

#### **6.3.5.2 Lehmbeck, Graben V, Probenahmestelle PS 39**

Auf Grund der hohen Bakterienkonzentrationen im Regenwasser des Ortes Lehmbeck empfiehlt sich hier vor dem Einlauf in die Enge einen Retentionsbodenfilter zu bauen, damit das belastete Niederschlagswasser gereinigt werden kann.

#### **6.3.5.3 Exwisch, Graben II, Probenahmestelle PS 38**

Es konnten keine Belastungsquellen festgestellt werden, so dass hier nur durch eine gute landwirtschaftliche Praxis der Eintrag von fäkalen Bakterien vermindert werden kann.

#### **6.3.5.4 Sandfang Borgstedt**

Der Sandfang muss gereinigt werden um die Reinigungsleistung wieder herzustellen. Es ist auch zu prüfen, ob dieser Sandfang ausreicht um die Keimfrachten zu reduzieren. Im Falle dass diese Maßnahme nicht ausreicht, sollte hier auch ein Retentionsbodenfilter zur Reinigung des Niederschlagswassers eingebaut werden.

## 7 Übertragbarkeit der Ergebnisse

In dem Projekt zur Sicherstellung und Verbesserung der Badegewässerqualität im Kreis Rendsburg-Eckernförde wurden 20 Badestellen mit schwankender Badegewässerqualität untersucht und Quellen hygienischer Verschmutzung identifiziert. Die Untersuchungen dieses Forschungsprojektes sollen als Vorbereitung für die Erstellung von Badegewässerprofilen nach der neuen EU-Badegewässerrichtlinie dienen. Bis ins Jahr 2011 muss für jede Badestelle ein solches erstellt werden. Die Frage, in wie weit die Ergebnisse dieses Forschungsprojektes auf andere Badestellen zu übertragen sind, ist für die Erstellung der Badegewässerprofile von großer Bedeutung.

Durch eine hohe Beprobungsdichte an den Einleitungen zu den Badestellen konnten die Quellen für hygienische Belastungen lokalisiert werden. Auf andere Gebiete und Untersuchungen übertragbar ist die Herangehensweise zur Identifizierung potentieller Verschmutzungsquellen. Die Einbeziehung der Einzugsgebiete zur Ermittlung der hygienischen Einflüsse auf die Badestellen ist unerlässlich. Dabei ist es sinnvoll, die Lokalisierung der Verschmutzungsquellen nach dem im Projekt entwickelten Untersuchungskonzept durchzuführen. Die räumliche und zeitliche Auflösung der Probenahme kann zur Identifizierung der Quellen hygienischer Verschmutzung auch in anderen Gebieten angewendet werden. Der Gewässerlauf im Einzugsgebiet wird zunächst nur an markanten Punkten, dort wo Quellen vermutet werden oder offensichtliche Punktquellen wie z.B. Kläranlagen liegen, beprobt. Bei positiven Bakterienbefunden kann dann von den Hauptpunkten aus die Suche nach der Quelle durch die Einführung einer höheren Auflösung der Probenahmepunkte in dem belasteten Gebiet stattfinden. Wichtiger Bestandteil dieses Konzeptes ist auch die Berücksichtigung des Wetters. So muss die Beprobung bei sowohl bei Trocken- und als auch bei Regenwetter durchgeführt werden, um auch die diffusen Quellen erfassen zu können. Zur Beurteilung der Ausbreitung der Bakterien im Gewässer sind Daten zu Wind und Strömungsverhältnissen sinnvoll.

Zur Durchführung der Probenahme ist die Zusammenarbeit mit Gemeinden und Behörden vor Ort von höchster Wichtigkeit. Wertvolle Informationen können durch die Kommunikation mit Anwohnern und ansässigen Verbänden (z.B. Wasser- und Boden-Verband) eingeholt werden, um Informationen und detaillierte Beschreibungen der Untersuchungsgebiete zu erhalten. Der wissenschaftliche Austausch mit einem Projektpartner, in diesem Falle mit dem Fynsamt in Dänemark, ermöglichte den Informationsfluss und den Ideenaustausch. Jeder Projektpartner

bearbeitete einen Schwerpunkt, von dessen Ergebnissen der jeweils andere profitieren konnte. So konnten sich die Partner gegenseitig voran bringen.

Übertragen werden können die Arten der Quellen von bakterieller Verschmutzung. Als solche Quellen wurden Kläranlagen, sowohl kommunale Kläranlagen als auch Hauskläranlagen, Mischwasserüberläufe, Regenwassereinleitungen als Punktquellen und diffuse Quellen wie Landwirtschaft und Sediment identifiziert. Nicht übertragen werden können jedoch die Ergebnisse zur Verbreitung der hygienischen Verschmutzung im Gewässer und die Quantifizierung der Verschmutzungsquellen. Der Einfluss von meteorologischen, bodenkundlichen und geografischen Einflüssen muss für jedes Einzugsgebiet der Badestellen neu erfasst und bearbeitet werden. Die Sedimentuntersuchungen haben gezeigt, dass die Speicherung und die Abgabe der Bakterien an den Wasserkörper von der Zusammensetzung des Gewässersedimentes abhängen. Es können zwar grobe Einstufungen vorgenommen werden, dass z.B. sandiges, grobkörniges Sediment weniger Bakterien enthält und transportiert als feine, organische Partikel, aber der Einfluss durch diese diffuse Verschmutzung kann nicht pauschalisiert werden. Auch die diffusen Einflüsse aus der Landwirtschaft können nicht kalkuliert werden sondern sind von den bodenkundlichen Beschaffenheiten des Einzugsgebietes sowie von den verwendeten organischen Düngern und der Bewirtschaftung abhängig. Ebenso ist die Bewertung der Punktquellen nicht direkt übertragbar. Es kann nur eine Abschätzung darüber abgegeben werden, welchen Einfluss z.B. die verschiedenen Kläranlagentypen haben, aber um technische Mängel und die Funktion der Kläranlagen zu überprüfen, muss jede Anlage individuell beprobt werden. Die Einflüsse von Mischwasserüberläufen müssen auch individuell betrachtet werden. Dort spielen sowohl die Niederschlagsmenge, die zu einem Abschlag führt, die Dauer des Abschlages und die Menge des abgeschlagenen Mischwassers, das direkt ins Gewässer gelangt, eine Rolle. Der Anlagentyp und die Funktionalität des Mischwasserüberlaufes beeinflussen die hygienische Belastung des Gewässers. Regenwassereinleitung aus Trennkanalisationen müssen ebenfalls individuell betrachtet werden, um die Effizienz des Bauwerkes (z.B. RKB) feststellen zu können. Die Dokumentation über Reinigung und Wartung dieser Anlagen können helfen, einen schnelleren Überblick über die Situation zu erhalten. Eine Kombination aus historischen Daten zu Einleitungen in den Einzugsgebieten, Informationen zu vorhandenen potentiellen Verschmutzungsquellen und Probenahmen an markanten Punkten im Einzugsgebiet ermöglichen eine detaillierte Erstellung eines Badegewässerprofils.

## **8 Frühwarnsystem**

### **8.1 Basiskonzept**

Ein Frühwarnsystem soll allen Bürgern und Gemeinden zur Verfügung stehen können, die Interesse an der Qualität ihrer Badegewässer haben. Das bedeutet, dass die Informationen einfach aufbereitet und verlässlich sein müssen. Das System selbst muss flexibel auf unterschiedliche Orte anwendbar und die Information auf unterschiedliche Weise abrufbar sein.

#### **8.1.1 Erscheinungsbild und Verfügbarkeit**

##### **8.1.1.1 Verfügbarkeit**

Eine Badegewässerinformation ist insbesondere an den Badestellen selbst und in der Gemeindeverwaltung, Tourismuszentrale oder Hafenmeisterei wichtig. Darüber hinaus sollte sie auch im Internet ortsunabhängig verfügbar bzw. über Mobiltelefon oder PDA abrufbar sein. Die Informationsseite kann dann im Internet eingesehen, als Papier bei der Gemeindeverwaltung, Tourismuszentrale oder Hafenmeisterei ausgedruckt bzw. kopiert vorliegen und an Informationssäulen in Badestellennähe eingesehen werden.

##### **8.1.1.2 Erscheinungsbild**

Für jede Badestelle sollte die Information auf einfache Weise auf einer Seite unter Angabe der Gültigkeitsdauer und des Ausgabezeitpunktes dargestellt werden und intuitiv farbcodiert sein: unbedenklich als blau (analog zur blauen Flagge), gefährdet als orange, verschmutzt als rot und ohne Information als grau.

Ein Beispiel für ein internet-basiertes Informationssystem in Schleswig-Holstein ist das HSI (Hochwasser- und Sturmflut-Informationssystem - <http://www.umweltdaten.landsh.de/public/hsi/index.html>). Die Oberfläche des Portals ist in Abbildung 8-1 dargestellt.

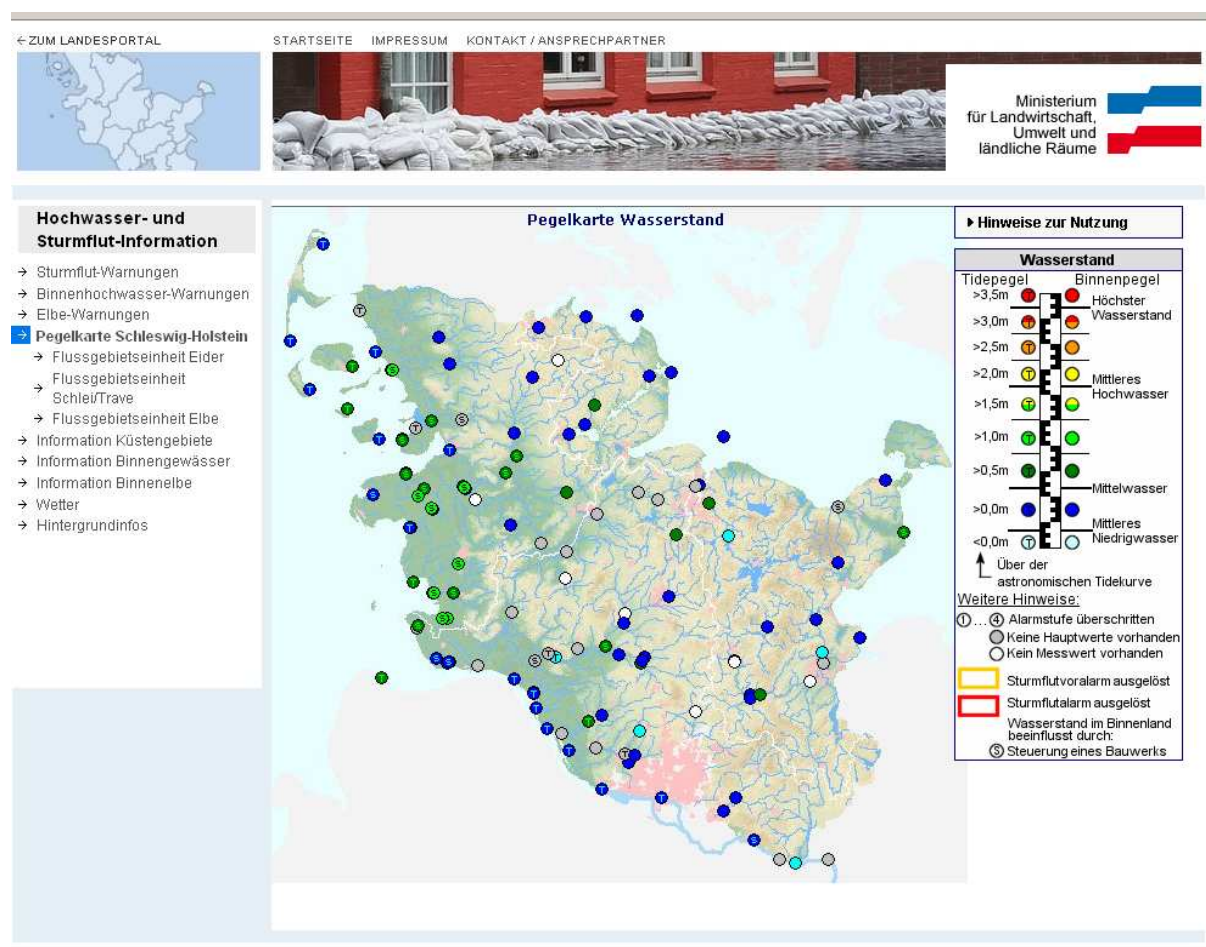


Abbildung 8-1: Darstellungsbeispiel: HSI des Landes Schleswig-Holstein

### 8.1.1.3 Verwaltung der Daten und Umsetzung

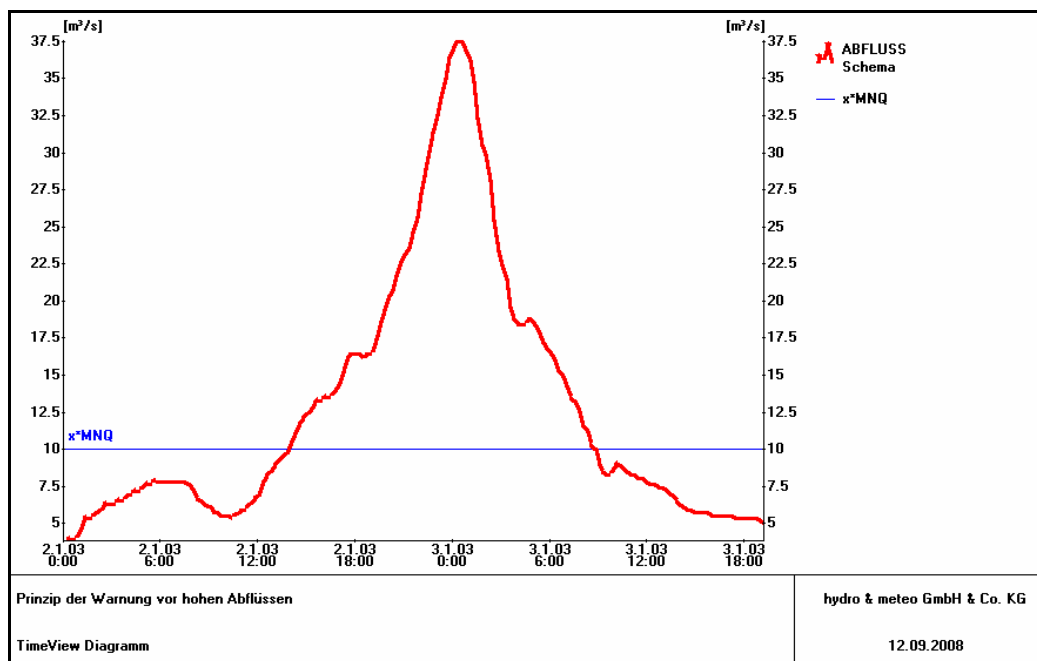
Die für das Warnsystem benötigten und berechneten Daten und Informationen sollten zentral verwaltet und bereitgestellt werden. Als Verbreitungsplattform der Informationen ist dabei das Internet prädestiniert, die Verarbeitung kann auf einem separaten Rechner erfolgen, der seine Resultate dem Internetserver online aufbereitet zur Verfügung stellt. Für die Umsetzung des Konzeptes sind zwei wesentliche Arbeitspakete erforderlich. Die Warnmethodik muss für jede Badestelle individuell konfiguriert (s. 8.1.2) und die erforderliche Hard- und Software muss zusammen mit den erforderlichen Daten bereitgestellt werden.

### 8.1.2 Warnmethodik

Die Warnmethodik ist je nach Lage der Badestelle unterschiedlich vorzusehen. Es gibt drei Klassen von Badestellen, die verschiedenen Verschmutzungspfaden schwerpunktmäßig ausgesetzt sind:

- Badestellen am Fließgewässer
- Badestellen am stehenden Binnengewässer (See)
- Badestellen an der Küste

Verschmutzungspfade an Fließgewässern sind wesentlich vom Niederschlag geprägt, da hier Abwassereinleitungen, Sedimentaufwirbelungen und diffuse Einträge aus der Landwirtschaft die wichtigsten Rollen spielen. Für die Verschmutzungspfade an stehenden Binnengewässern sind neben den einmündenden Fließgewässern mit ihrer Fracht, Wind- und Strömungseinflüsse, Abbauprozesse und direkte Verschmutzungen des Sees (z.B. durch Badegäste) zu berücksichtigen. Schließlich spielen für die Verschmutzungen an Küstenbadestellen neben den einleitenden Fließgewässern, Meeresströmungen mit Verschmutzungsabbau und Verschmutzungsverwirbelung, aber auch mit ihrer Verschmutzungszufuhr (z.B. durch Einleitungen von Schiffen) und Winddrift, eine Rolle. Im Folgenden werden die Zusammenhänge zwischen Niederschlag und Verschmutzung an sechs Badestellen durch die Untersuchung ihrer wesentlichen Fließgewässer untersucht. Eine Arbeitshypothese war dabei, dass eine erhöhte Verschmutzung solange auftritt, wie der Abfluss größer als eine einzugsspezifische Maßzahl wie dem mittleren Niedrigwasserabfluss (MNQ) oder ein Vielfaches davon ist (Abbildung 8-2). Diese Hypothese wurde überprüft.



**Abbildung 8-2: Schemazeichnung für die Überschreitung einer Abflussmenge  $x \cdot \text{MNQ}$**

## 8.2 Analyse der Niederschlags- und Gewässeranalysedaten

### 8.2.1 Ausgewählte Badestellen

Zur Untersuchung wurden 6 Badestellen ausgewählt, von denen jeweils drei an der Küste und drei im Binnenland liegen (Abbildung 8-3). Bei den Küstenbadestellen handelt es sich um Badestelle 09 am Fischleger in Damp, Badestelle 12 Campingplatz Heide in Kleinwaabs und Badestelle 15 Campingplatz Langholz. Die Badestellen im Binnenland sind Badestelle 42 Sande in Klein Wittensee, Badestelle 40 Gemeindebadestelle Groß Wittensee und Badestelle 01 Goetheby an der Schlei.

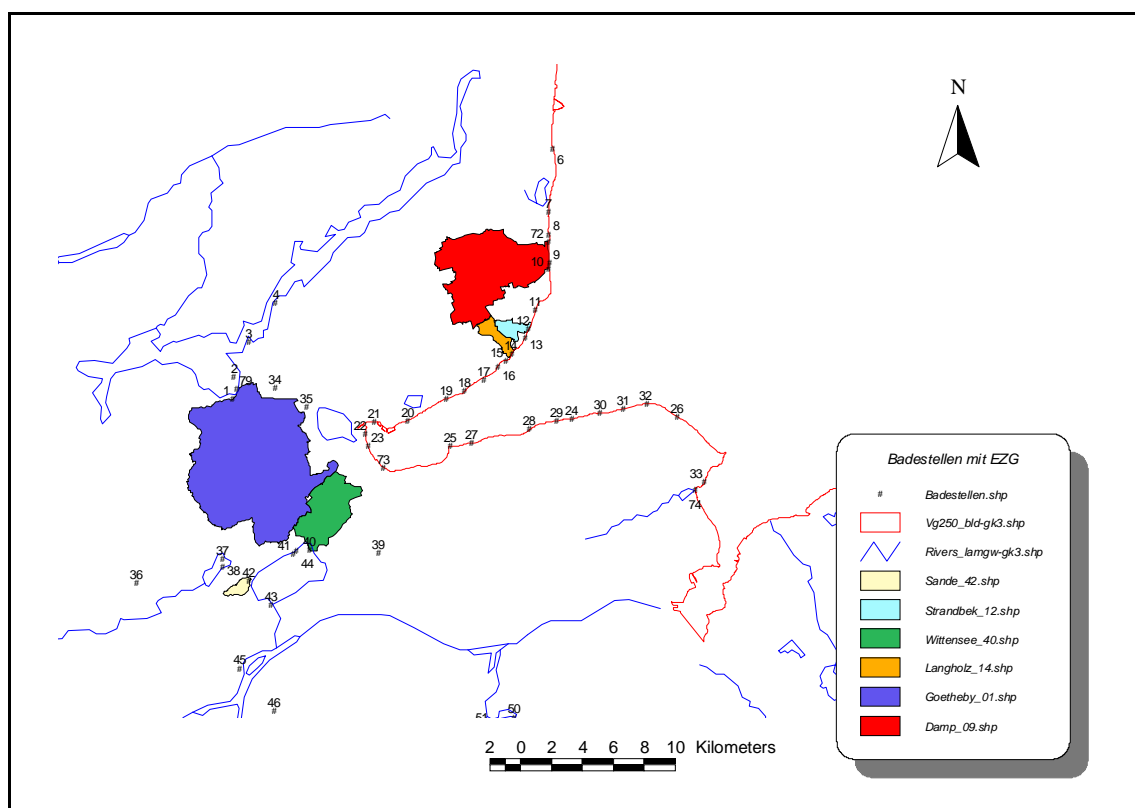


Abbildung 8-3: Badestellen mit den jeweiligen Einzugsgebieten

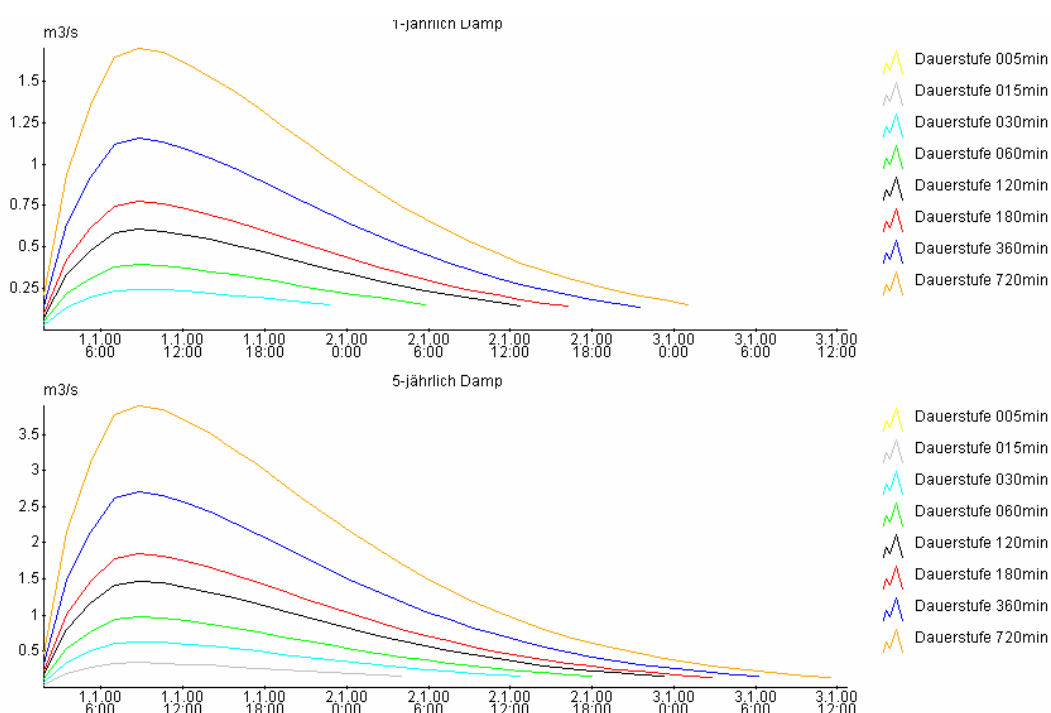
Im Bereich der Badestellen leiten Gewässer Wasser ein, deren Belastung beprobt wurde. In Tabelle 8-1 sind die Badestellen (BS), einleitenden Gewässer, Probenahmestellen (PS) und Messzeitraum dargestellt.

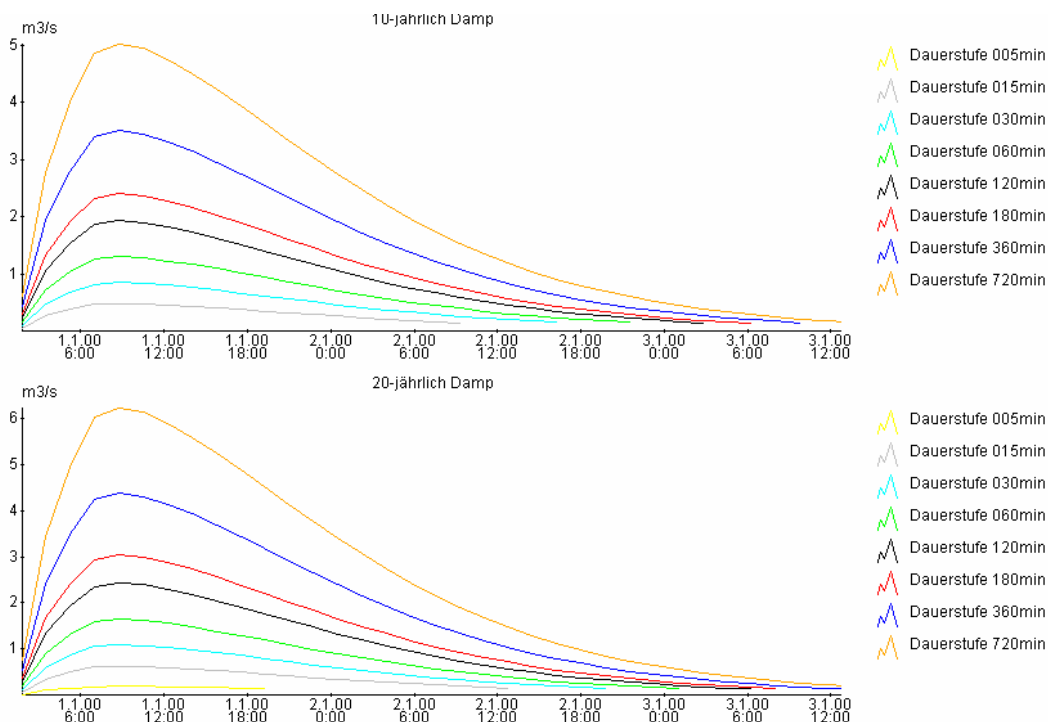
BS	Ort	Gewässer	PS	Zeitraum
01	Götheby	Hüttener Au Osterbek	37 36	01.04.08 - 31.07.08
12	Campingplatz Heide	Strandbek	07	01.07.06 - 31.10.06
40	Wittensee	Mühlbek Brobach	14 15	01.06.06 - 31.10.06
09	Damp	Schwastrumer Au	04	01.07.06 - 31.10.06
14	Langholz	Graben 4	08	01.07.06 - 31.10.06
42	Sande	Graben I7 Graben I6	24 25	01.06.07 - 31.10.07

**Tabelle 8-1: Übersicht der Badestellen mit den einleitenden Gewässern**

### 8.2.2 Abflussganglinien in den untersuchten Gewässern

Für alle sechs Badestellen wurden Abflussganglinien für die einleitenden Gewässer mit dem SCS-Verfahren (Soil Conservation Survey) bestimmt. Dafür wurden die Einzugsgebiete mit den jeweiligen unterschiedlichen Flächennutzungen aus dem Badegewässerprofil charakterisiert und unterschiedliche Niederschläge festgelegt. Die Niederschlagshöhe wurde nach KOSTRA (Koordinierte Starkniederschlags-Regionalisierungs-Auswertung) für Wiederkehrzeiten von 0,5, 1, 5, 10 und 20-jährliche Niederschläge angesetzt. Neben der Wiederkehrzeit wurde auch die Niederschlagsdauer variiert, wobei zwischen Dauerstufen von 5, 15, 30, 60, 120, 180, 360 und 720 Minuten unterschieden wurde. Durch die Variationen ergaben sich 40 unterschiedliche Abflussganglinien für jede Badestelle (Abbildung 8-4).





**Abbildung 8-4: Abflussganglinien mit unterschiedlichen Dauerstufen und Wiederkehrzeiten für die Schwastrumer Au in Damp**

Bei mittleren und geringen Niederschlägen zeigt sich jedoch (z.B. 1-jährlich + 5 Minuten), dass das Verfahren nur in Grenzen geeignet ist, die auftretenden Abflüsse zu charakterisieren. Bei einem 1-jährlichen Niederschlagsereignis mit den Dauerstufen 5 und 15 Min werden z.B. keine Abflussganglinien für die Schwastrumer Au berechnet, da nach dem SCS- Verfahren der Abfluss in nur einem Zeitintervall abfließt.

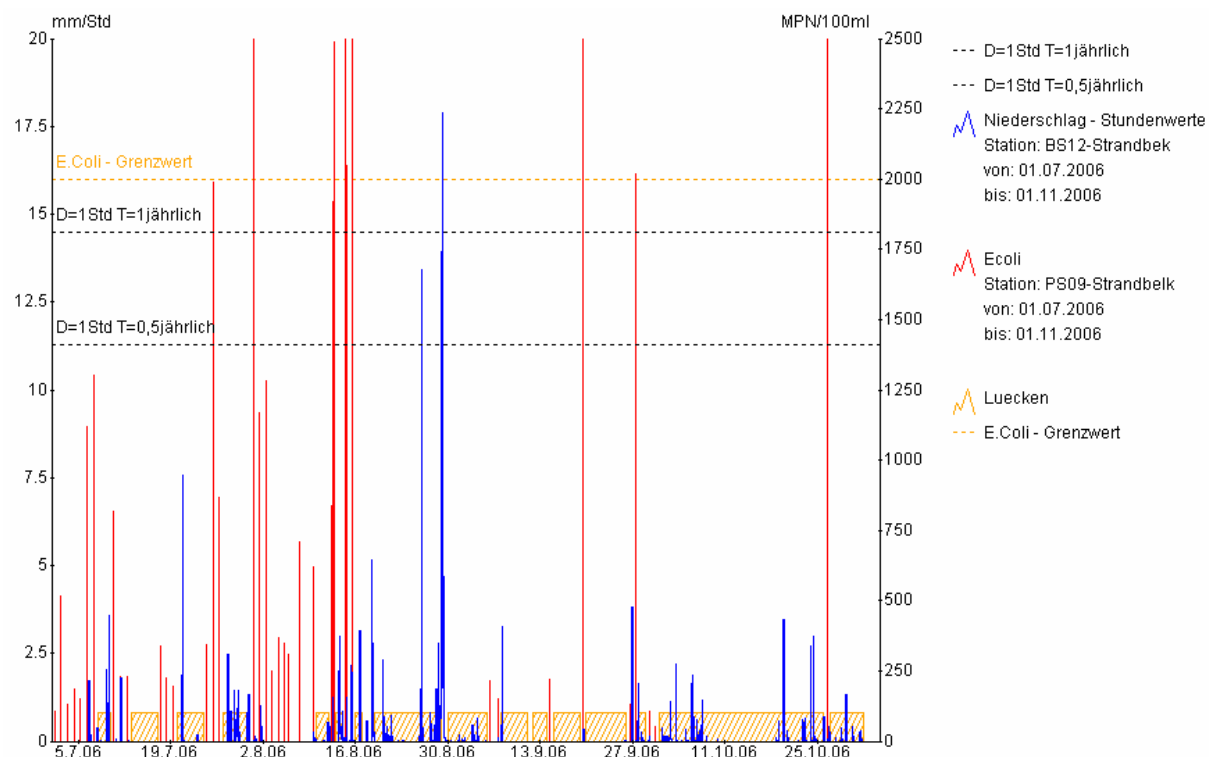
### 8.2.3 Vergleich der Zeitreihen von Niederschlag und E.coli

Die Beprobung fand in unregelmäßigen Abständen für die verschiedenen Gewässer statt. Ereignisse mit einer E.coli-Konzentration von mehr als 1.000 MPN/100 ml wurden im folgenden genauer betrachtet.

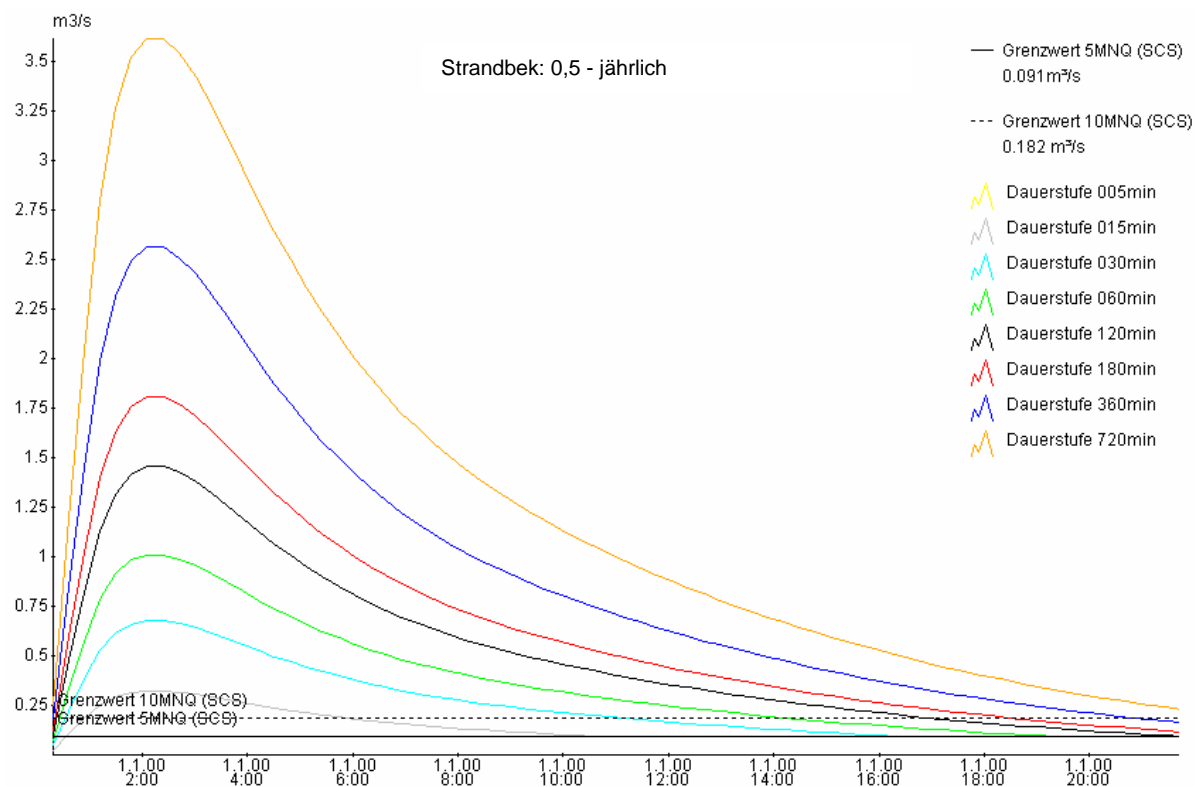
#### 8.2.3.1 Probenahmestelle 07 an der Strandbek beim Campingplatz Heide

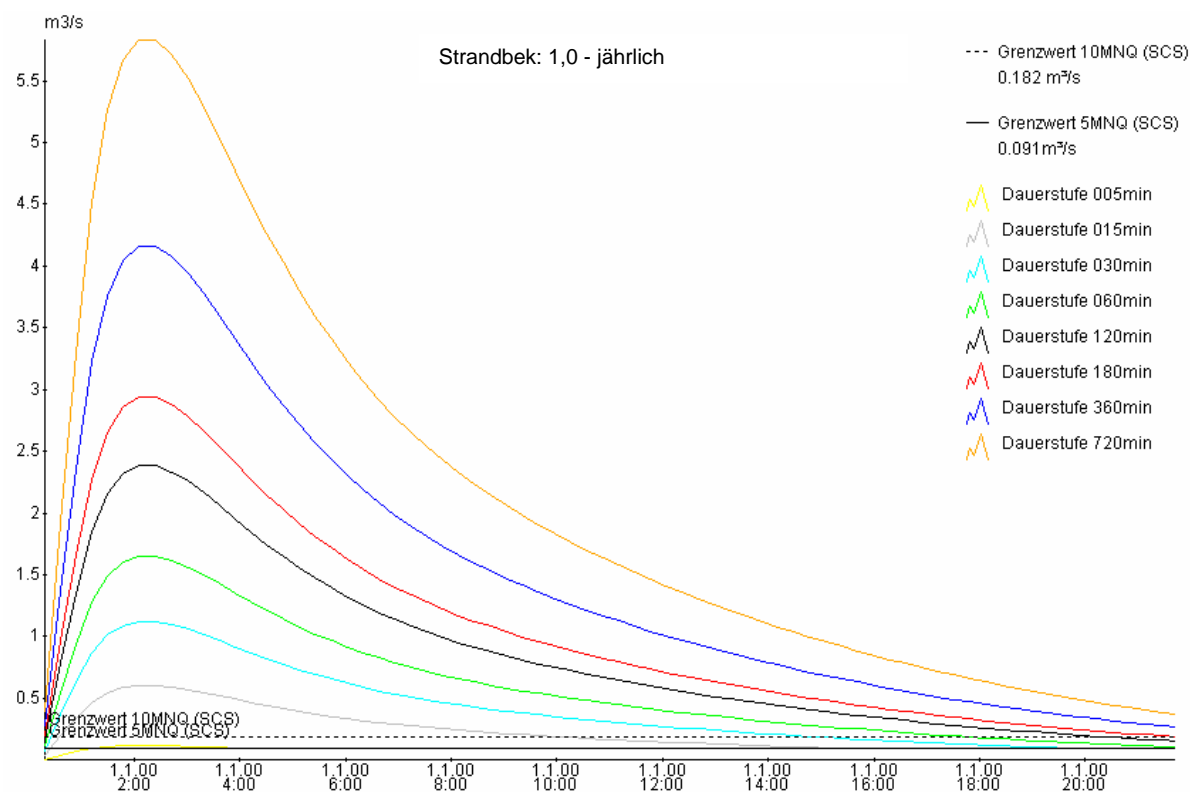
##### (BS 12)

Während des Messzeitraums vom 1. Juli 2006 bis zum 1. November 2006 gab es ein Niederschlagsereignis (29.08.2006), bei dem der Grenzwert für ein 1-jährliches Ereignis mit einer Niederschlagsdauer von 60 min überschritten wurde (Abbildung 8-5). Der etwas schwächere Niederschlag vom 26.08.2006 überschritt zudem den Grenzwert für ein 0,5-jährliches mit einer Niederschlagsdauer von ebenfalls 60 min. Beide Ereignisse wurden nicht beprobt.



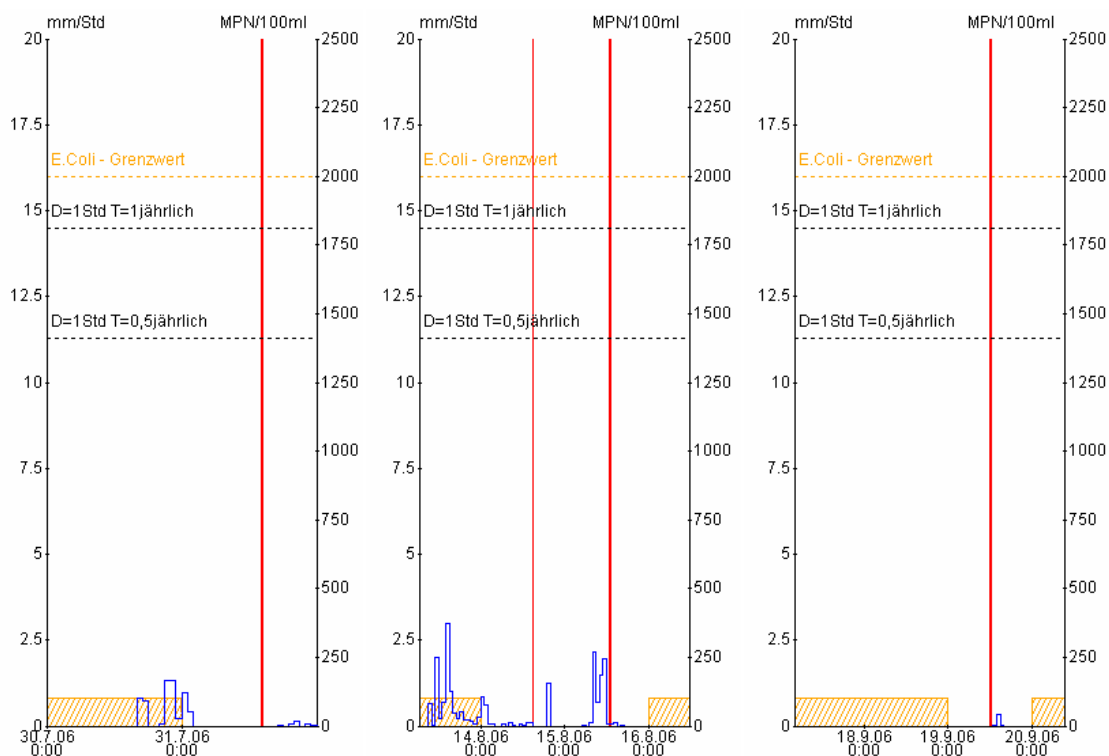
**Abbildung 8-5: Vergleich zwischen E.coli- Bakterien Messungen und gefallenem Niederschlag in stündlicher Blockung und Zeiträume ohne Beprobung**





**Abbildung 8-6: Abflussganglinien für Strandbek nach dem SCS Verfahren**

Die nach dem SCS Verfahren für die Strandbek berechneten Abflussganglinien zeigen, dass die festgelegten Schwellwerte von 5\*MNQ und 10\*MNQ bereits bei geringen Wiederkehrzeiten überschritten werden. Beide Grafiken (Abbildung 8-6) zeigen, dass für die Strandbek Niederschläge vor einer Gewässerverunreinigung deutlich häufiger als statistisch zweimal pro Jahr auftreten. Der Ansatz mit Bemessungsabflüssen scheint hier schwierig für eine Identifizierung von hygienegefährdenden Ereignissen zu sein. In den stichprobenartigen Messungen der E.coli Bakterien wurden an drei Tagen stark erhöhte Konzentrationen festgestellt (Abbildung 8-5). Insgesamt wurde zu 13 Zeitpunkten eine E.coli-Konzentration von über 1.000 MPN/100 ml gemessen. Dabei war nicht immer vorher Niederschlag gefallen. Am 31.07.06 wurde eine erhöhte E.coli-Konzentration gemessen (Abbildung 8-7). Diese wurde nach einem ca. 12 Std. zuvor aufgetretenem Niederschlagsereignis (Summe ca. 6 mm) gemessen. Am 15.08.2006 erfolgte eine Messung direkt nach einem Niederschlagsereignis (Summe ca. 8 mm) mit einer sehr hohen Konzentration von E.coli Bakterien. Bei diesen beiden Terminen liegt eine klare Gleichzeitigkeit von Niederschlag und Bakterienkonzentration vor. Die dritte Messung über 15.000 MPN/100 ml E.coli (19.09.2006), die in einer längeren Trockenperiode erfolgte, zeigt allerdings keinen Zusammenhang zum Niederschlag.

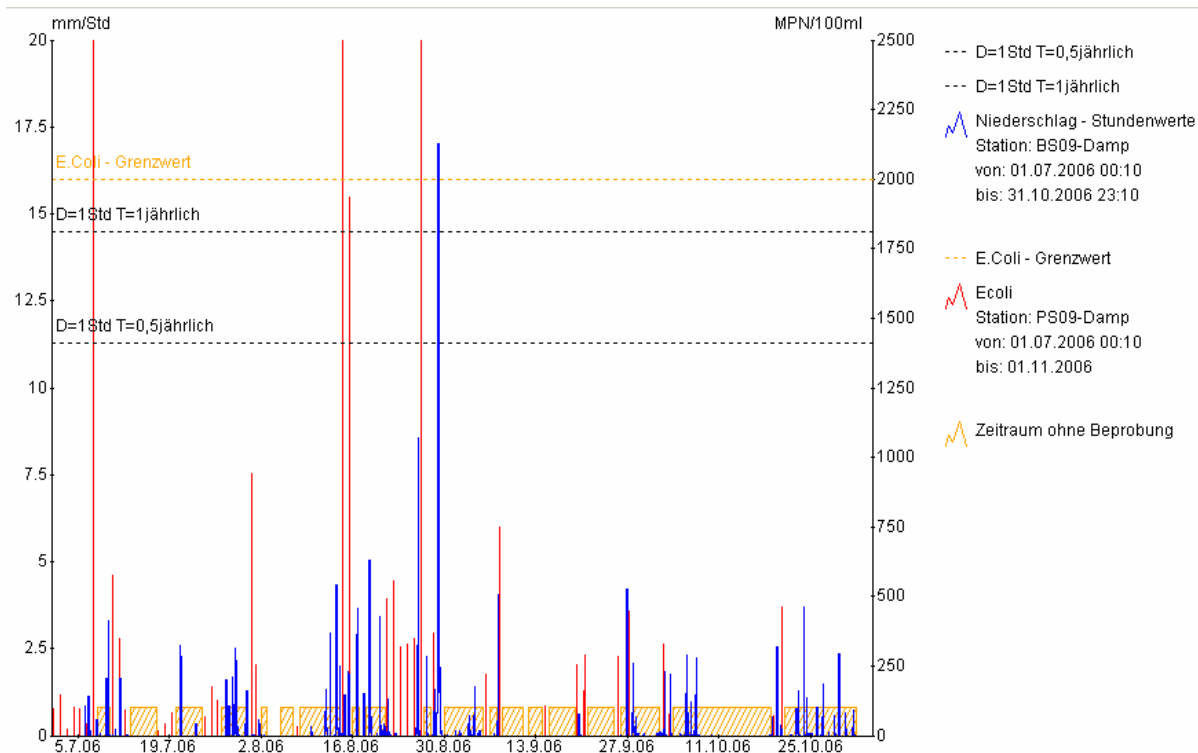


**Abbildung 8-7: Extremwerte bei den Messungen der E.coli Konzentrationen  
an drei verschiedenen Tagen an PS 07**

Legende siehe Abbildung 8-5

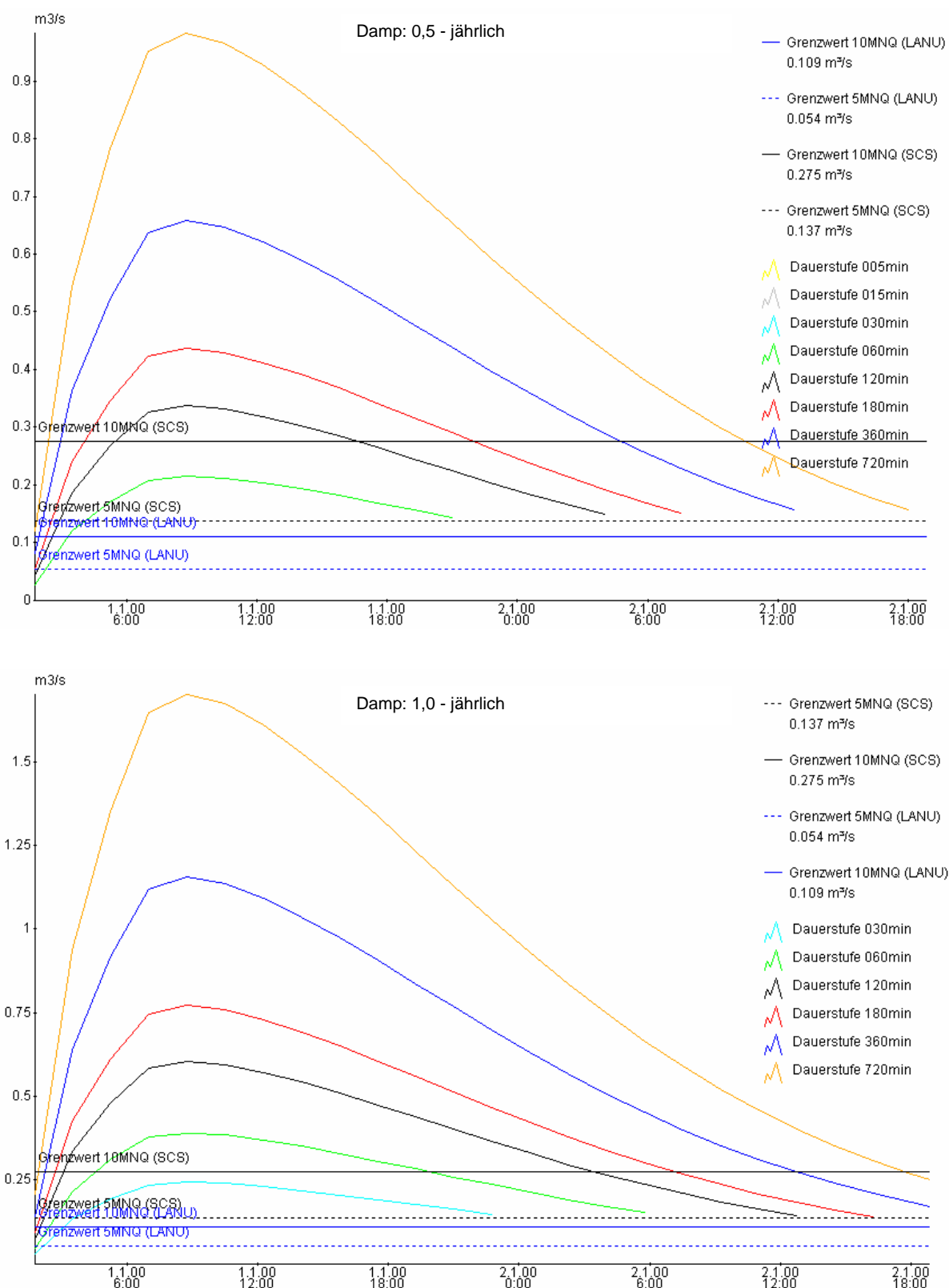
### 8.2.3.2 Probenahmestelle 04 an der Schwastrumer Au in Damp (BS 09)

An der Schwastrumer Au gab es während des Messzeitraums vom 1. Juli 2006 bis zum 1. November 2006 ein Niederschlagsereignis (29.08.2006), welches nach KOSTRA als ein 1-jährliches Ereignis mit einer Dauerstufen von 60 min zu bewerten ist (Abbildung 8-8). Dieses Ereignis wurde nicht beprobt.



**Abbildung 8-8: Vergleich zwischen E.coli- Bakterien Messungen und gefallenem Niederschlag in stündlicher Blockung für die PS 09 in Damp**

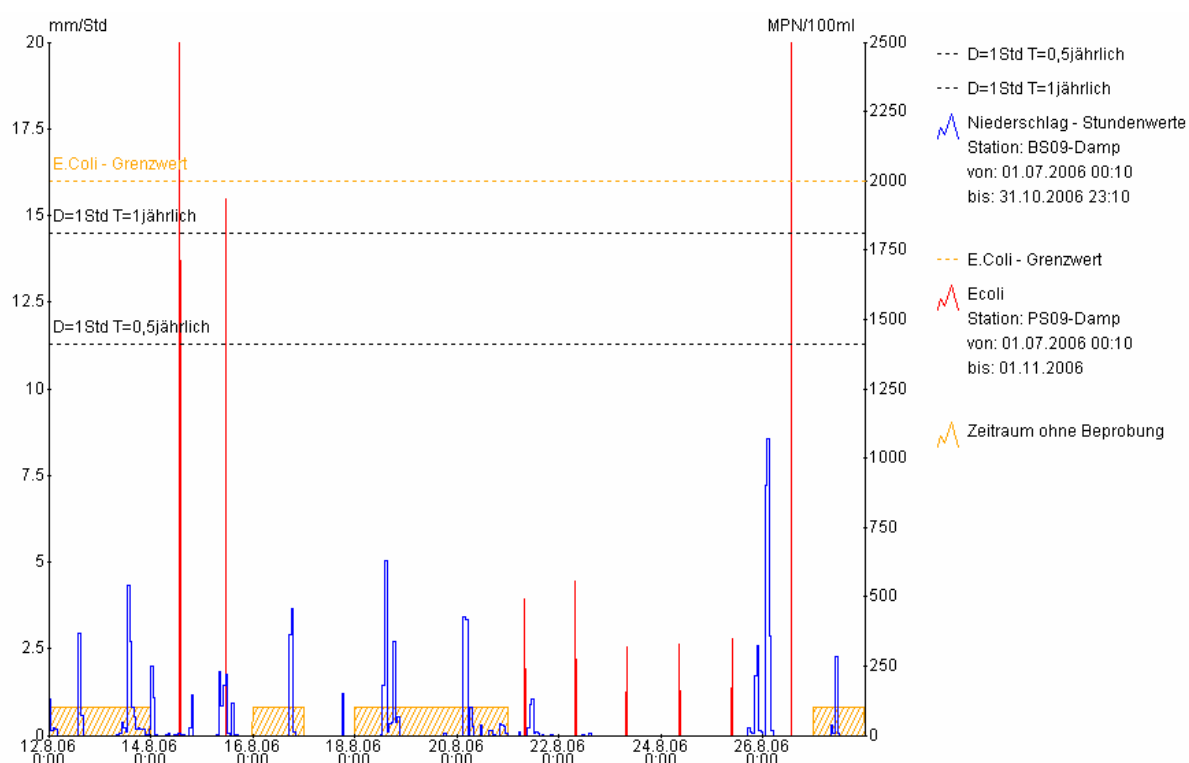
Im Bezug auf die Abflussganglinie wären für dieses Ereignis die Schwellwerte des LANU und die 5\*MNQ- und 10\*MNQ-Werte aus dem SCS Verfahren überschritten worden (Abbildung 8-9).



**Abbildung 8-9: Abflussganglinien für die Schwastrumer Au in Damp nach dem SCS Verfahren**

Bei der Beprobung wurden viermal Konzentrationen von E.coli über 1.000 MPN/100 ml gemessen, die aber die Konzentration von 3.500 MPN/100 ml

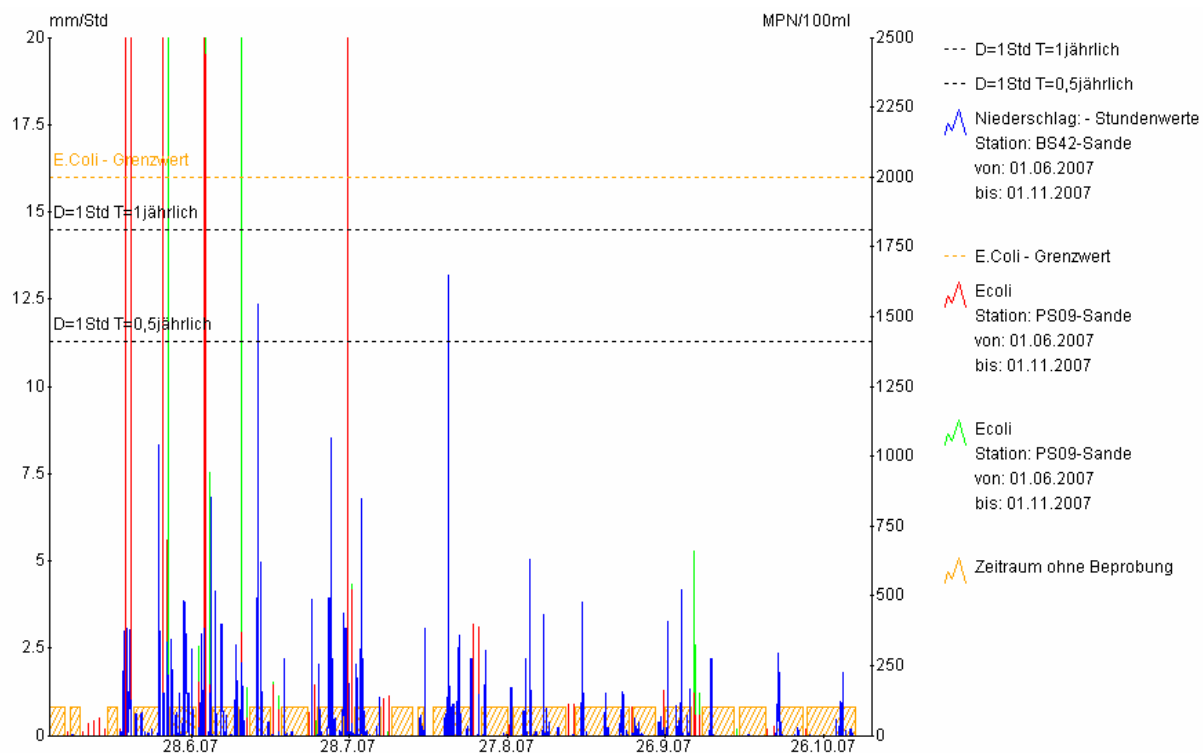
nicht überstiegen. Beim ersten Ereignis am 7.7.06 betrug der Niederschlag in der Tagessumme etwa 2 mm. Im Zeitraum vom 11.08 – 26. 08. 2006 ließ sich eine klarere Verbindung zwischen Niederschlag und Bakterienkonzentration feststellen (Abbildung 8-10). Durch vereinzelte Niederschläge (Tagessumme 10 mm) kam es am 14.08. zu einer erhöhten Bakterienkonzentration, die im Anschluss (Niederschlagssumme am 15.8.06: 6 mm) wieder etwas sank. Dieses zeigen auch die Messwerte in der Trockenperiode vom 22.08 – 25.08. In der Nacht von 25.08 zu 26.08. kam es zu einem stärkeren Niederschlagsereignis (25 mm), nach dem die E.coli-Konzentration wieder anstieg.



**Abbildung 8-10: Vergleich zwischen E.coli- Bakterien Messungen und gefallenem Niederschlag in stündlicher Blockung vom 12.08. – 28.08.2006 in Damp**

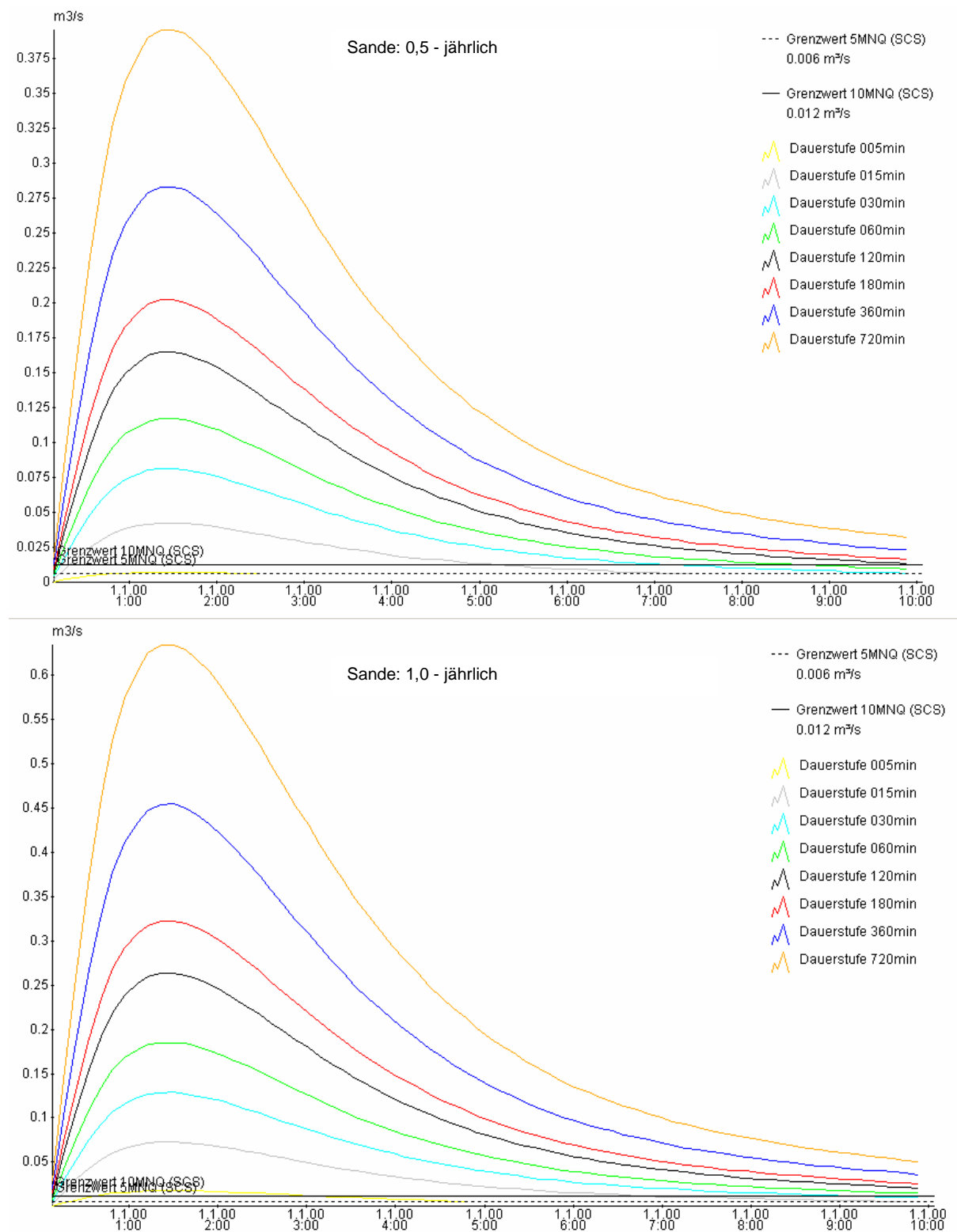
### 8.2.3.3 Probenahmestellen 24/25 bei Sande (BS 42)

Während des Messzeitraums vom 1. Juni 2007 bis zum 1. November 2007 kam es an dem Graben I7 und Graben I6 bei Sande zu zwei Niederschlagsereignissen (10.7.2007 und 15.8.2007), deren Niederschlagshöhe die eines 0,5 jährlichen Niederschlags mit einer Dauerstufe von 60 min überstiegen (Abbildung 8-11). Ein Niederschlagsereignis mit einer Wiederkehrzeit von einem Jahr wurde hier nicht aufgezeichnet. Beide Ereignisse wurden nicht beprobt.



**Abbildung 8-11: Vergleich zwischen E.coli- Bakterien Messungen und gefallenem Niederschlag in stündlicher Blockung für den Graben I 7 bei Sande**

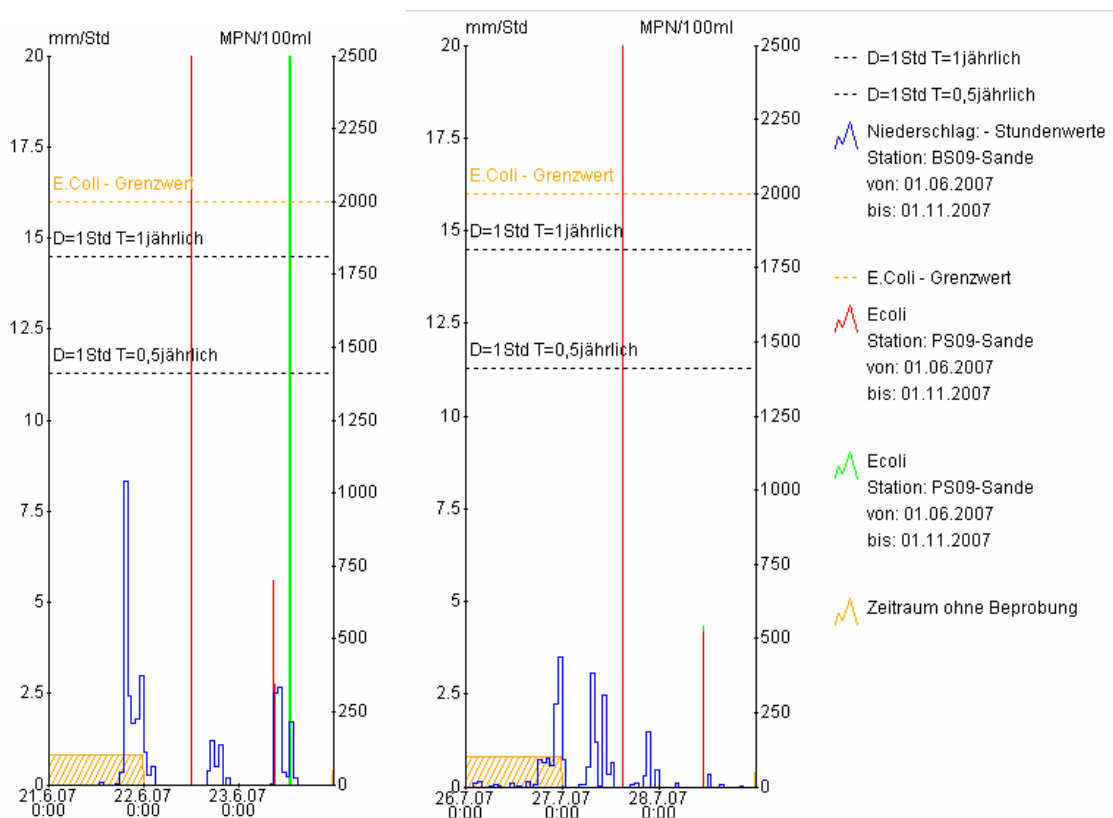
Die nach dem SCS Verfahren berechneten Abflussganglinien (Abbildung 8-12) zeigen, dass die festgelegten Schwellwerte von 5\*MNQ und 10\*MNQ sehr schnell überschritten werden.



**Abbildung 8-12: Abflussganglinien nach dem SCS- Verfahren  
für ein 0,5-jährliche Wiederkehrzeit**

Am Graben I7 gibt es die Probenahmestelle 24 und am Graben I6 die Probenahmestelle 25, so dass die Auswertung für beide Stellen erfolgte.

An der Probenahmestelle 24 kam es in fünf Fällen zu Konzentrationen über 1.000 MPN/100 ml, wobei bei zwei Messungen sehr hohe Konzentrationen von E.coli Bakterien auftraten (Abbildung 8-13). Vor allen Zeitpunkten der Probenahme waren mindestens 8 mm Niederschlag gefallen. Die E.coli-Konzentrationen an der Probenahmestelle 25 waren allgemein geringer. Aber auch hier gab es fünf Fälle jenseits eines Wertes von 1.000 MPN/100 ml. Die Fälle sind nicht deckungsgleich mit denen an PS 24. Vor allen Zeitpunkten der Probenahme waren mindestens 13 mm Niederschlag gefallen. An der Badestelle 42 gab es zu zwei Zeitpunkten Überschreitungen des EU-Grenzwertes von 2.000 MPN/100 ml. Zu beiden Zeiten war weder Niederschlag gefallen noch lagen hohe Werte an den Probenahmestellen 24 und 25 der zufließenden Gewässer vor.

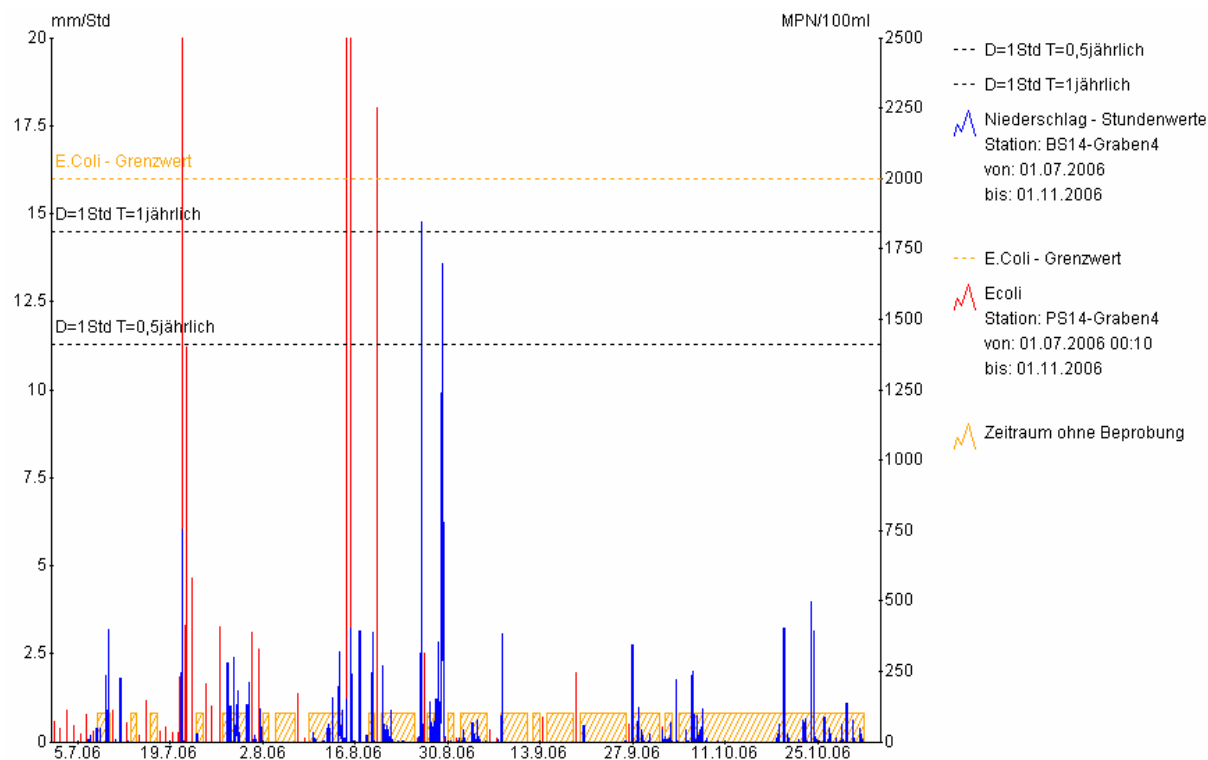


**Abbildung 8-13: Extremwerte bei den Messungen der E.coli Konzentration an drei verschiedenen Tagen an PS 24 (grün) und PS 25 (rot)**

#### 8.2.3.4 Probenahmestelle 08 am Graben 4 bei Langholz (BS 14)

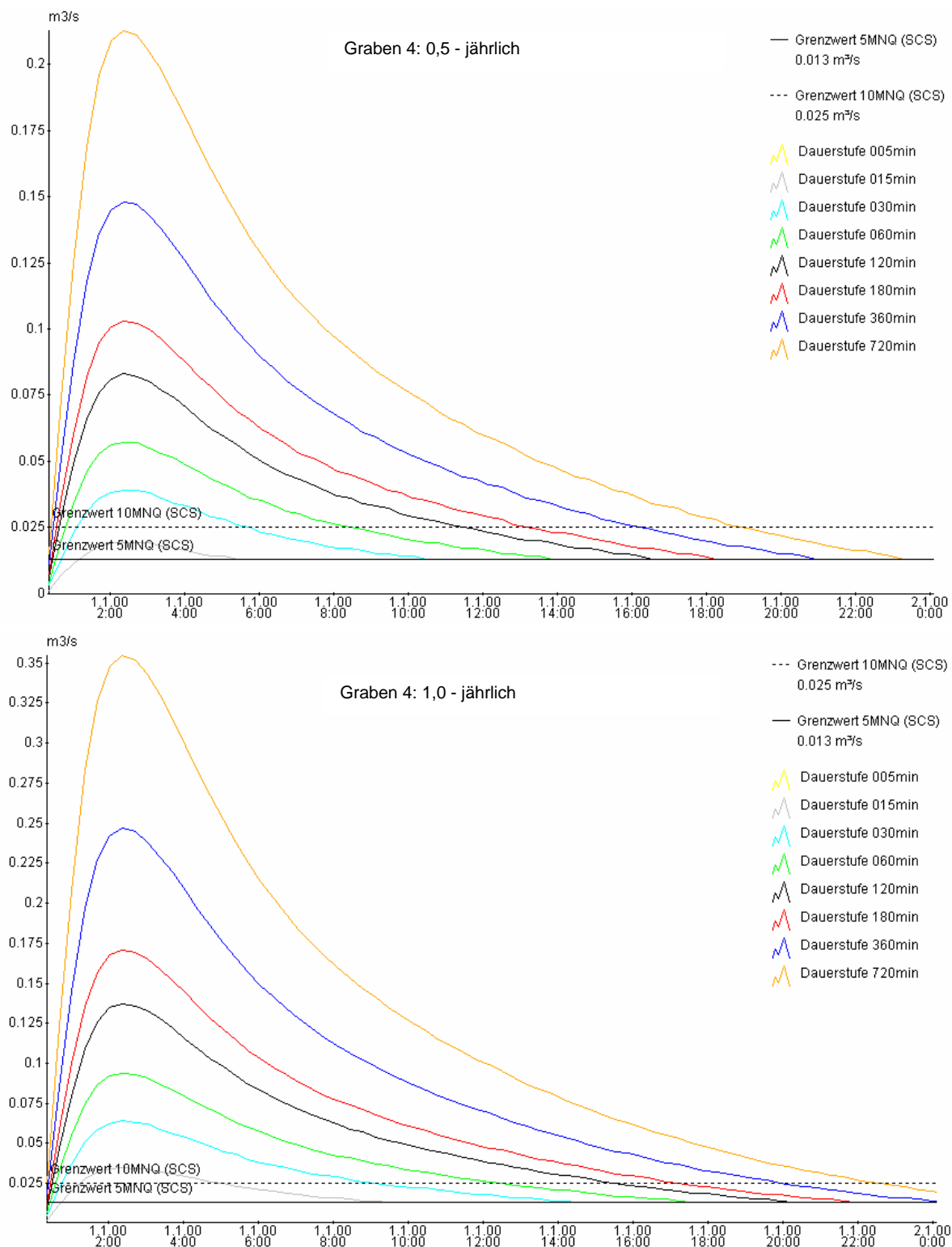
Am Graben 4 bei Langholz gab es während des Messzeitraums vom 1. Juli 2006 bis zum 1. November 2006 ein Niederschlagsereignis (26.08.2006), welches nach KOSTRA als ein 1-jährliches Ereignis mit einer Dauerstufe von 60 min zu bewerten ist (Abbildung 8-14). Ein etwas schwächerer Niederschlag vom 29.08.2006

überschritt zudem den Grenzwert für ein 0,5-jährliches mit einer Niederschlagsdauer von ebenfalls 60 min. Beide Ereignisse wurden beprobt, ergaben aber keine hohen Konzentrationen.



**Abbildung 8-14: Vergleich zwischen E.coli- Bakterien Messungen und gefallenem Niederschlag in stündlicher Blockung für den Graben 4 bei Langholz**

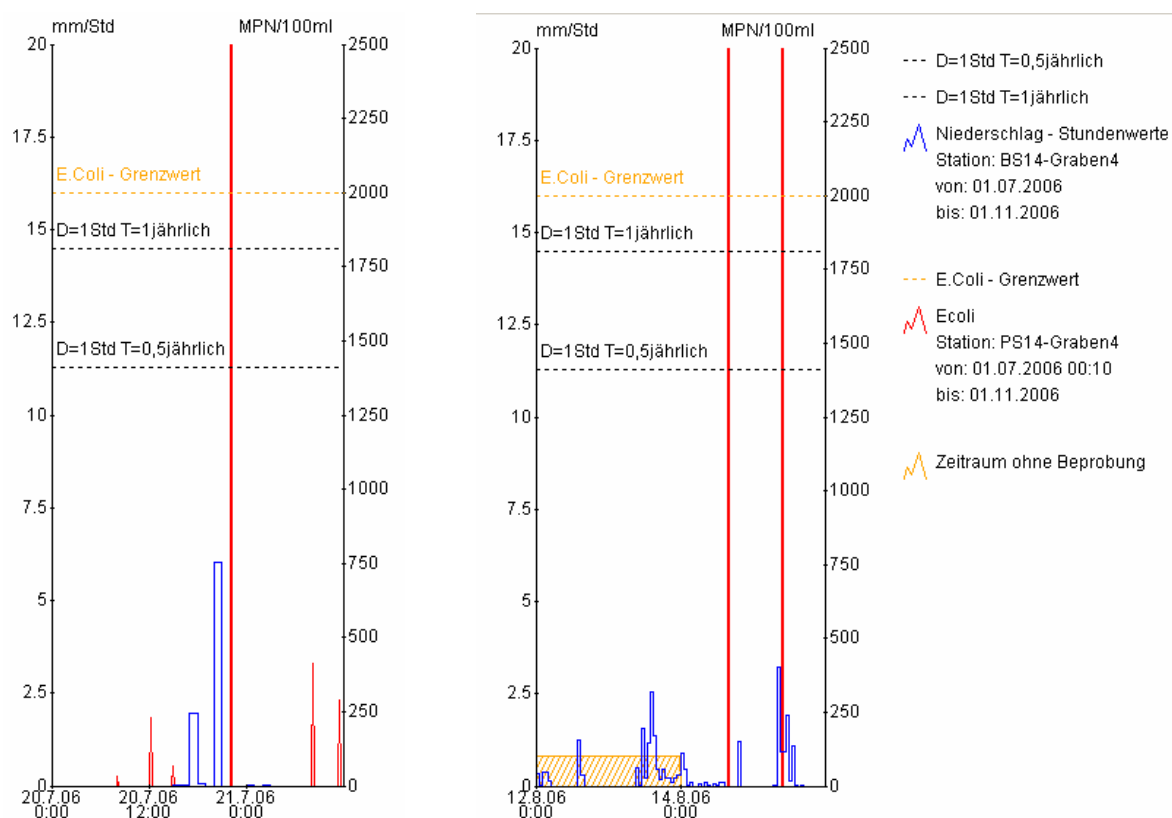
Die nach dem SCS Verfahren berechneten Abflussganglinien (Abbildung 8-15) zeigen, dass die festgelegten Schwellwerte von 5\*MNQ und 10\*MNQ bei 1-jährlichen Ereignissen immer, 0,5-jährlichen Ereignissen der 10\*MNQ Schwellwert ab einer Dauerstufe von 15 Minuten und der 5\*MNQ Schwellwert ab einer Dauerstufe von 30 Minuten überschritten werden.



**Abbildung 8-15: Abflussganglinien für den Graben 4 bei Langholz nach dem SCS Verfahren**

Die Messungen der E.coli-Konzentrationen zeigten an fünf Tagen Überschreitungen der 1000 MPN/100 ml. Die vorangegangenen Niederschläge lagen im Bereich von

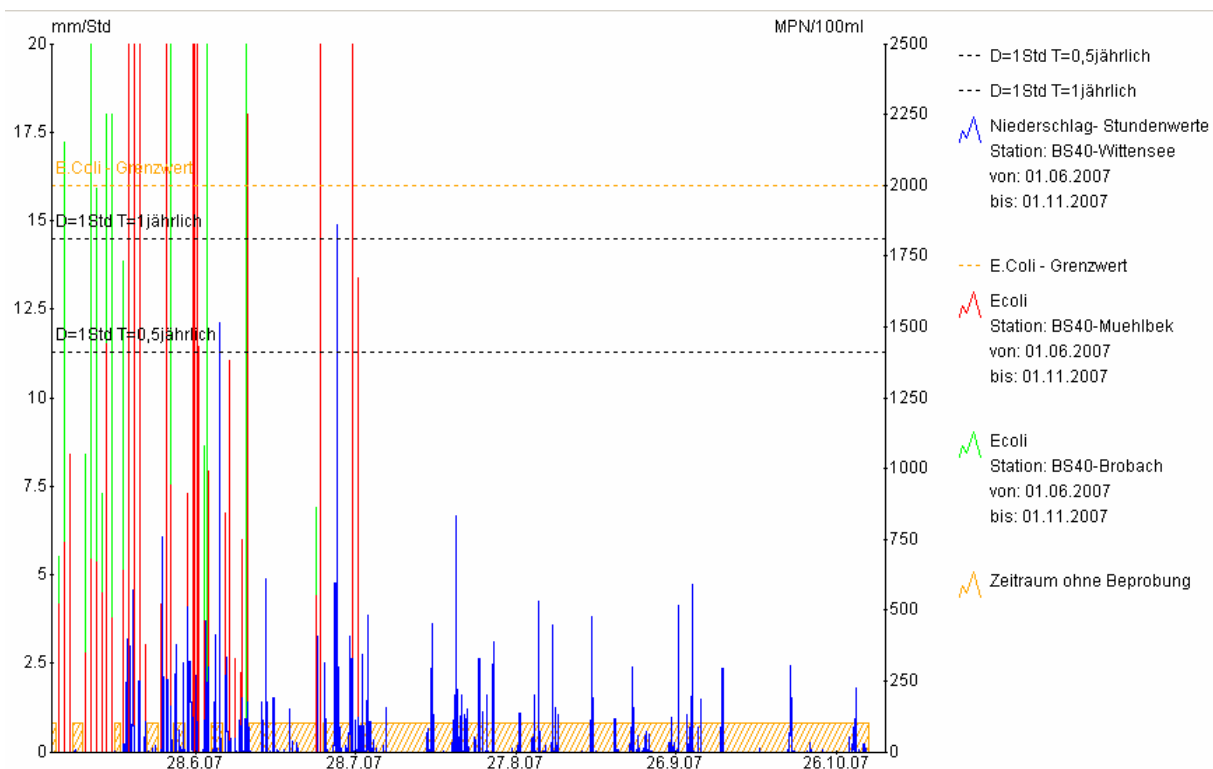
4mm bis 8mm Tagessumme. An zwei Terminen (20.07. und 14.08.) lagen besonders hohe Konzentrationen (Abbildung 8-16) vor.



**Abbildung 8-16: Extremwerte bei den Messungen der E.coli Konzentration an drei verschiedenen Tagen an PS 08**

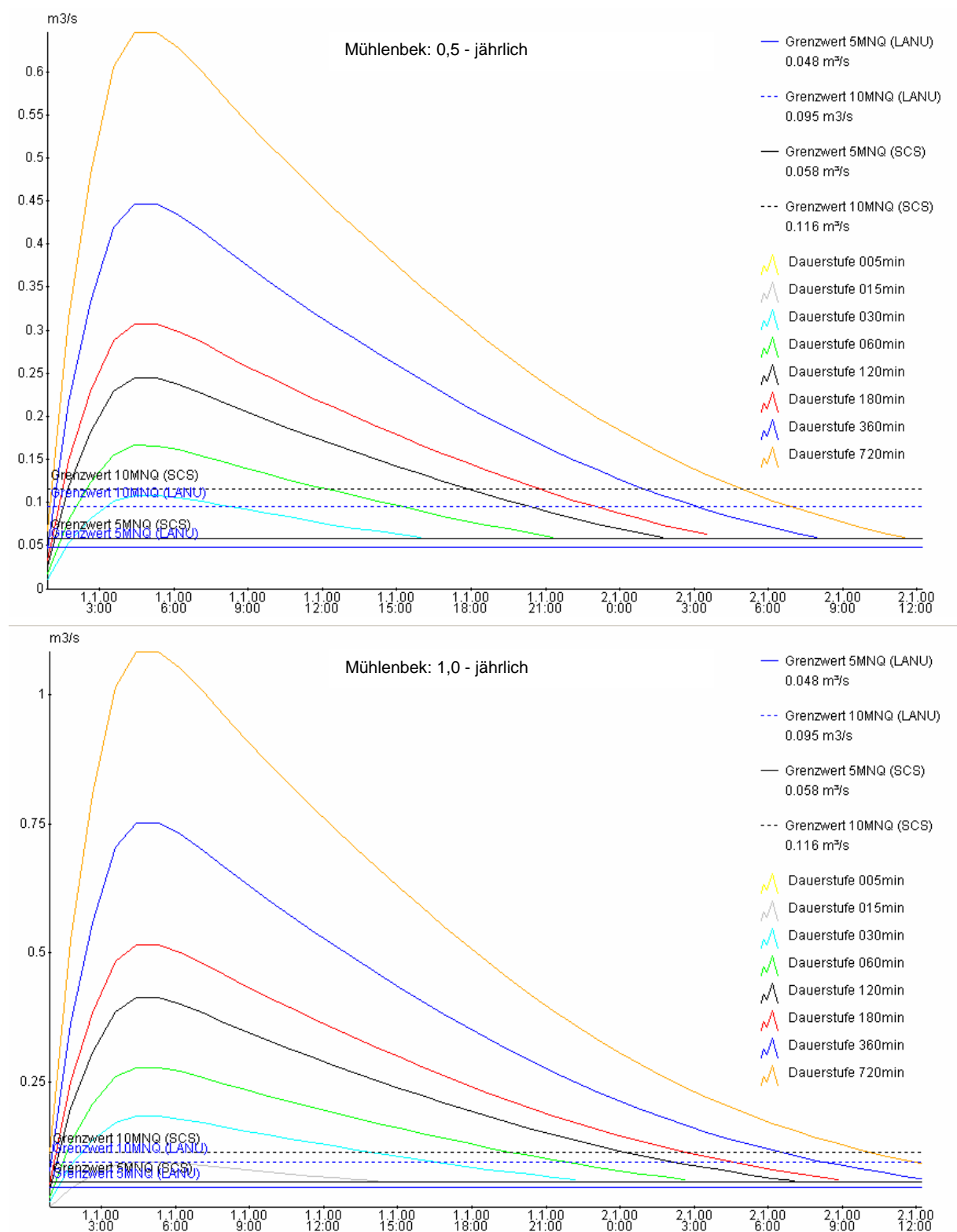
### 8.2.3.5 Probenahmestellen 14 (Mühlenbek) und 15 (Brobach) am Wittensee (BS 40)

Während des Messzeitraums vom 1. Juni 2007 bis zum 1. November 2007 gab es ein Niederschlagsereignis (24.07.2007), bei dem der Grenzwert für ein 1-jährliches Ereignis mit einer Niederschlagsdauer von 60 min überschritten wurde (Abbildung 8-17). Der etwas schwächere Niederschlag vom 02.07.2007 überschritt zudem den Grenzwert für ein 0,5-jährliches mit einer Niederschlagsdauer von ebenfalls 60 min. Beide Ereignisse wurden nicht beprobt.



**Abbildung 8-17: Vergleich zwischen E.coli- Bakterien Messungen und gefallenem Niederschlag in stündlicher Blockung für die Mühlenbek (rot) und den Brobach (grün) am Wittensee**

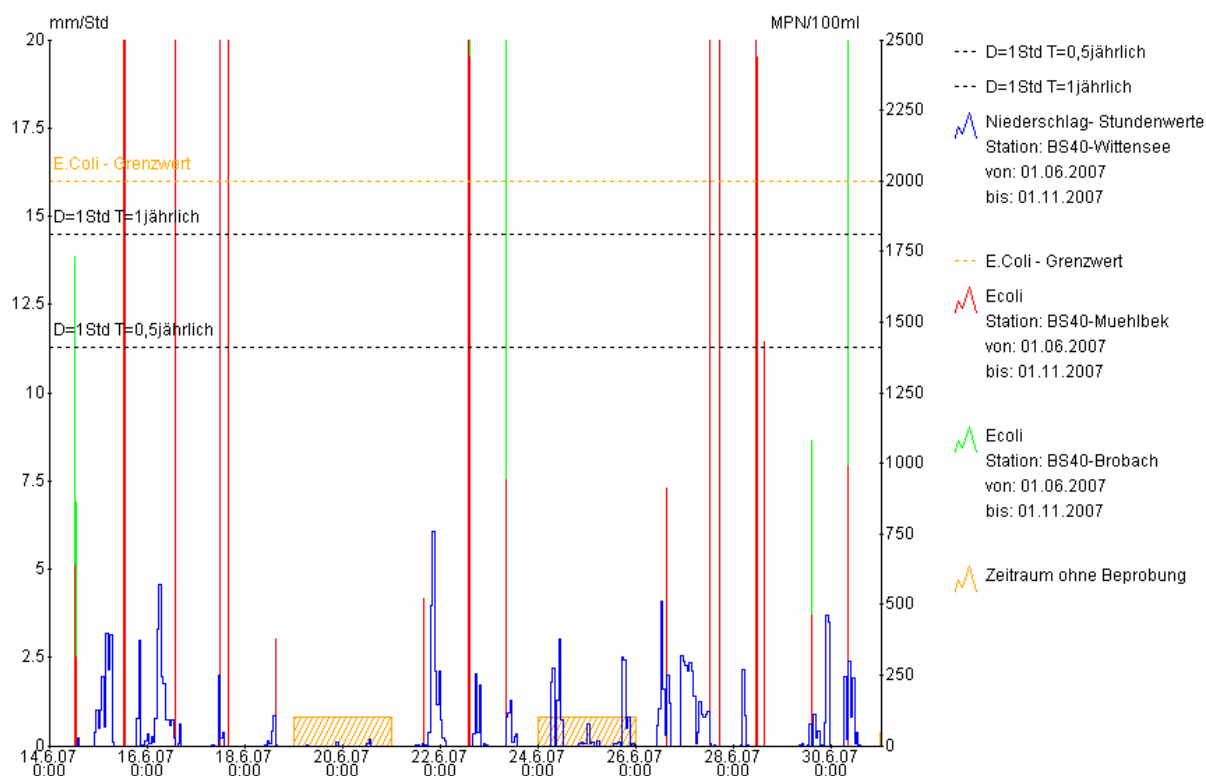
Die nach dem SCS Verfahren berechneten Abflussganglinien für die Mühlenbek zeigen, dass bei 1-jährlichen Ereignissen und 0,5-jährlichen Ereignissen die festgelegten Schwellwerte von 5\*MNQ und 10\*MNQ ab einer Dauerstufe von 30 Minuten überschritten werden (Abbildung 8-18). Da noch keine Gewässerdaten für den Brobach vorlagen, konnten nur die Abflüsse für die Mühlenbek berechnet werden.



**Abbildung 8-18: Abflussganglinien für die Mühlenbek am Wittensee nach dem SCS Verfahren**

Die Probenahmestellen 14 und 15 verhielten sich bzgl. Der E.coli-Konzentration relativ gleich (Abbildung 8-19). Während des Messzeitraums konnte für PS 14 ein Wert über 1.000 MPN/100 ml in 16 Fällen, an PS 15 in 14 Fällen festgestellt werden.

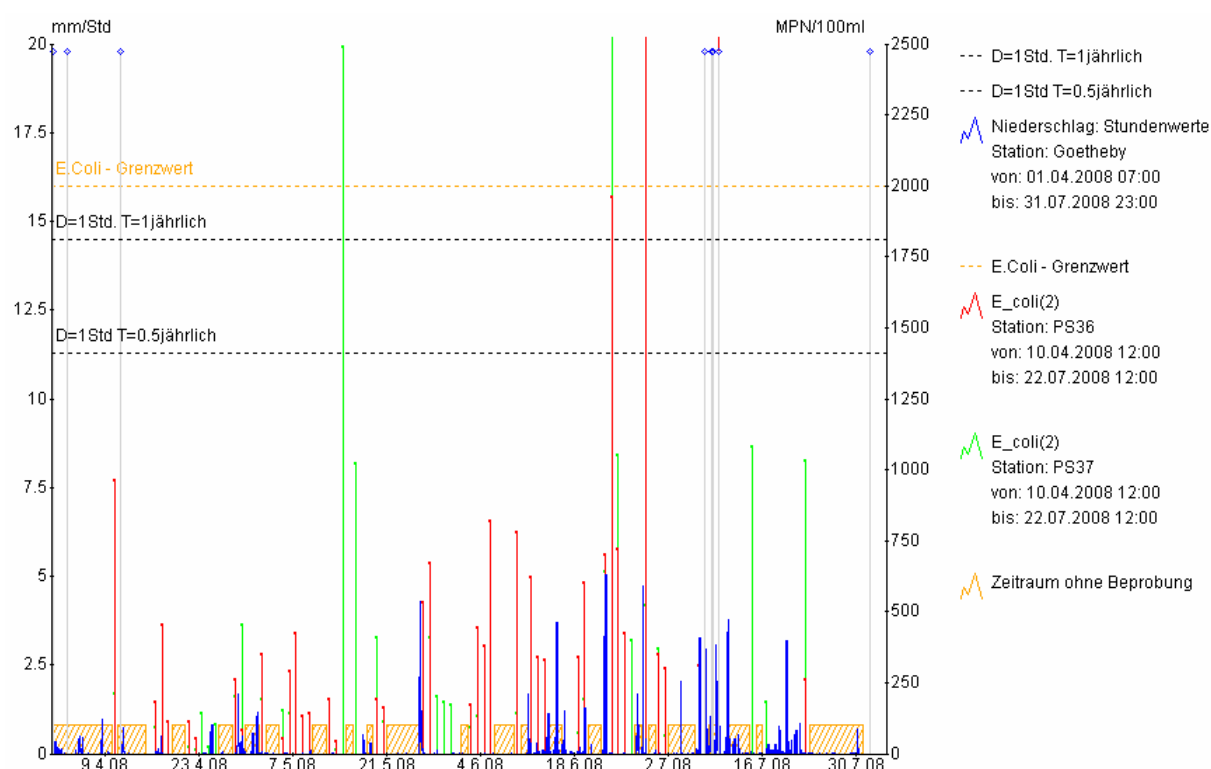
In allen Fällen oberhalb von 2.000 MPN/100 ml an der Mühlenbek (PS 14) lag vor dem Probenahmezeitpunkt ein Niederschlagsereignis mit mindestens 4 mm Summe. Am Brobach (PS 15) konnte nur bei Probenahmen mit Werten über 10.000 MPN/100 ml ein Niederschlag von über 10 mm beobachtet werden. Geringere Konzentrationen traten auch an trockenen Tagen auf. An zwei Terminen (15.6.2007 und 27.7.2007) war darüber hinaus der Grenzwert an der Badestelle BS 40 überschritten. Beiden gingen Niederschläge über 10 mm Tagessumme voraus, und beide einleitenden Gewässer hatten Konzentrationen von mehr als 10.000 MPN/100 ml. An der Mühlenbek liegt bei vielen Abflüssen > 25 l/s eine hohe E.coli-Konzentration vor. Allerdings erlaubt die stichpunktartige Abflussmessung keine klare Schlussfolgerung im Hinblick auf Zusammenhänge zwischen Abfluss und Konzentrationen. Am Brobach lag bei fünf von sechs Fällen mit Abfluss von mehr als 10 l/s eine E.coli-Konzentration über 2.000 MPN/100 ml vor. Beispielhaft zeigte sich für den Zeitraum vom 15.06.- 30.06.2007, wie nach mehreren Niederschlagsereignissen die E.coli-Konzentration erhöht war (Abbildung 8-19).



**Abbildung 8-19: Vergleich zwischen E.coli- Bakterien Messungen und gefallenem Niederschlag in stündlicher Blockung für die Mühlenbek (rot) und den Brobach (grün) am Wittensee für den Zeitraum vom 14.06.-30.06.2007**

### 8.2.3.6 Probenahmestelle 36 (Osterbek) und 37 (Hüttener Au) bei Götheby

Während des Messzeitraums vom 1. April 2008 bis zum 1. August 2008 gab es kein Niederschlagsereignis, bei dem der Grenzwert für ein 0,5-jährliches Ereignis mit einer Niederschlagsdauer von 60 min überschritten wurde (Abbildung 8-20). Die Hüttener Au hat zu zwei Zeitpunkten Überschreitungen von 2.000 MPN/100 ml zu verzeichnen, und zu einem der Zeitpunkte hatte es vorher mehr als 5 mm geregnet, zum anderen Zeitpunkt unter 0,1 mm. Auch die Osterbek weist zu zwei Zeitpunkten Überschreitungen von 2.000 MPN/100 ml auf – beide Male ging ein Tagesniederschlag von mehr als 7 mm voraus.



**Abbildung 8-20: Vergleich zwischen E.coli Bakterien Messungen und gefallenem Niederschlag in stündlicher Blockung für die Osterbek (rot) und die Hüttener Au (grün)**

Die nach dem SCS Verfahren berechneten Abflussganglinien für die Hüttener Au zeigen, dass die festgelegten Schwellwerte von 5\*MNQ und 10\*MNQ ab einer Dauerstufe von 120 Minuten (1-jährlich) bzw. 360 Minuten (0,5-jährlich) überschritten werden (Abbildung 8-21). Damit sind die Überschreitungen der Niederschläge deutlich seltener als das Auftreten erhöhter E.Coli-Werte.

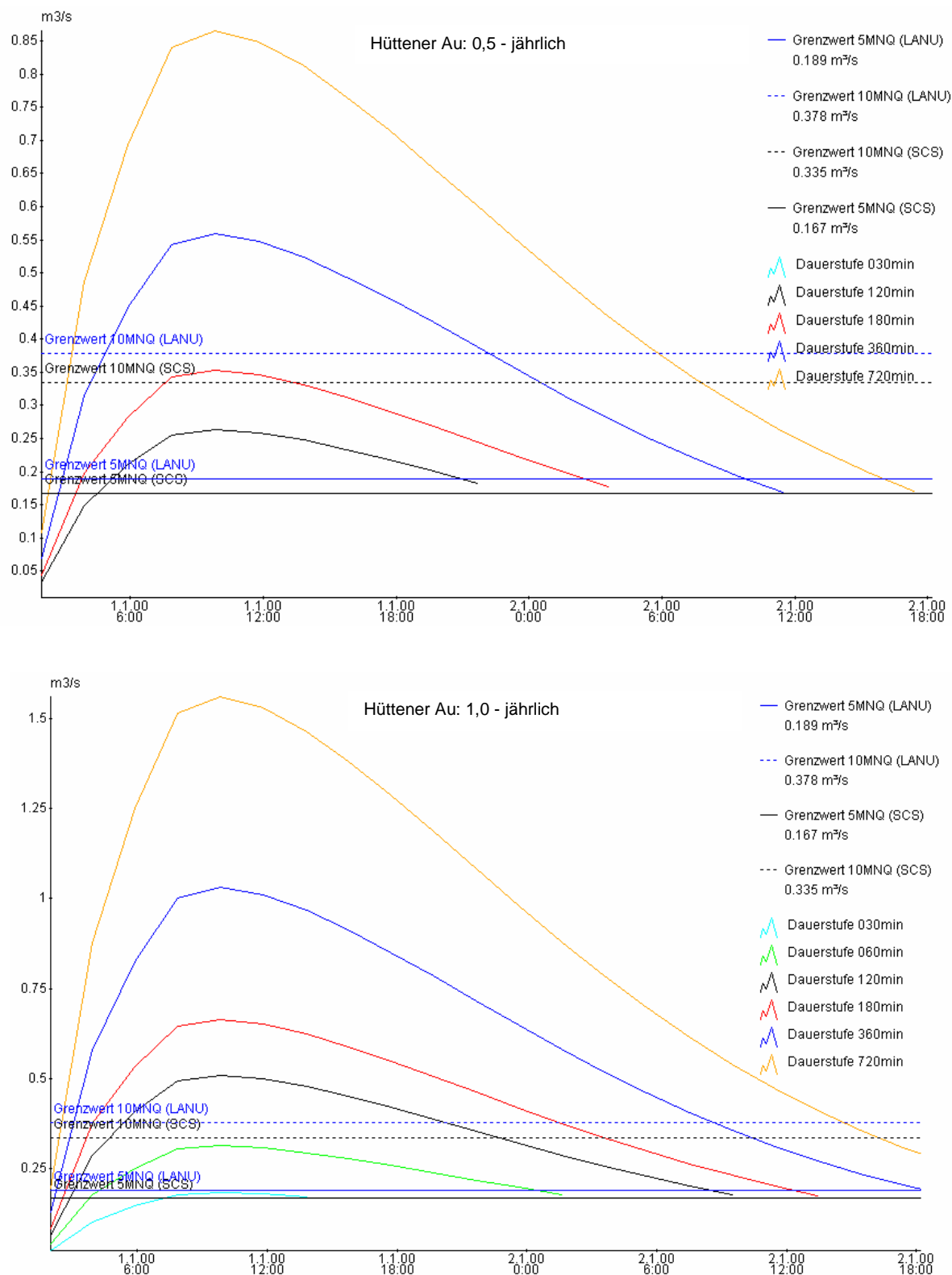
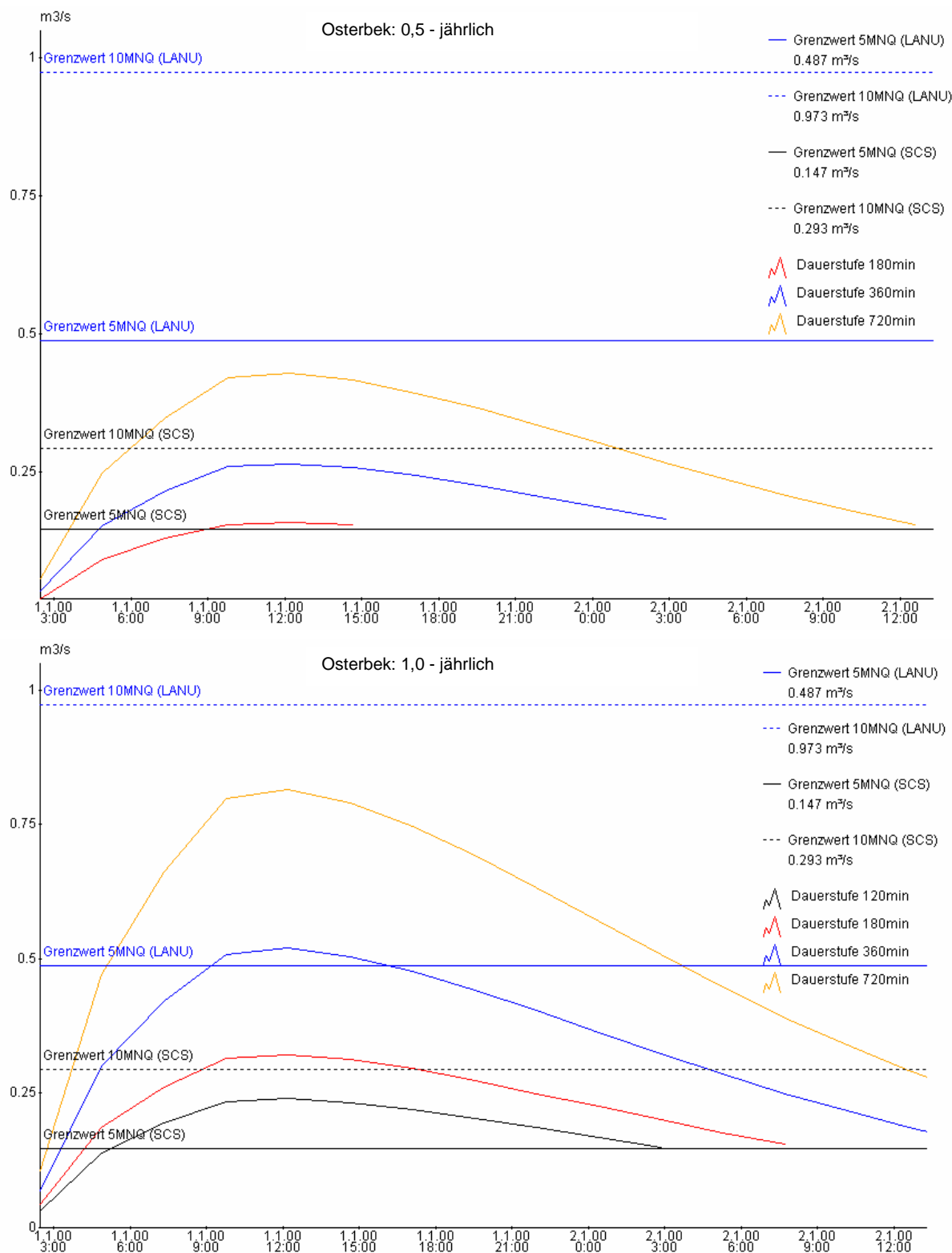


Abbildung 8-21: Abflussganglinien für die Hüttener Au nach dem SCS Verfahren

Die nach dem SCS Verfahren berechneten Abflussganglinien für die Osterbek zeigen, dass für den MNQ-Wert des LANU weder bei 1-jährlichen Ereignissen noch

bei 0,5-jährlichen Ereignissen die festgelegten Grenzen von 5\*MNQ und 10\*MNQ erreicht wurden. Die nach SCS berechneten Werte waren niedriger, aber auch hier wurden sie nur ab einer Dauerstufe von 120 Minuten überschritten (Abbildung 8-22).



**Abbildung 8-22: Abflussganglinien für die Osterbek nach dem SCS Verfahren**

#### **8.2.4 Schlussfolgerungen**

Es wurde der Einfluss des Niederschlages auf die E.coli-Konzentration verschiedener, ausgewählter Probenahmestellen untersucht. Die Analyse des Wirkungspfades von der Probenahmestelle bis zur Badestelle blieb dabei unberücksichtigt. Ein Zusammenhang zwischen Niederschlag und E.coli-Konzentration ist dabei gewässerspezifisch unterschiedlich (Tabelle 8-2). Während an einigen Gewässern hohe Niederschläge in den meisten Fällen zu hohen Konzentrationen führten (z.B. PS 14 und 15), gab es andere, an denen hohe Niederschläge mit geringen Konzentrationen einhergingen (z.B. PS 25). Hier könnten unter Umständen Überlegungen zur E.coli-Fracht (statt der Konzentration) weitere Erkenntnisse bringen.

Die Hypothese, dass erhöhte Abflüsse zu erhöhten Konzentrationen führen, die mittels SCS-Ganglinien als Bemessungsfälle überprüft werden sollten, konnte wegen der geringen relevanten Abflüsse für eine Gewässerbelastung und der wenigen Abflussmessungen nur sehr eingeschränkt überprüft werden. Die Häufigkeiten der erhöhten Konzentrationen waren in der Regel verschieden von der Häufigkeit der Bemessungsniederschläge. Es gab dabei auch – je nach Gewässer – unterschiedlich ausgeprägte Abflussreaktionen, die nicht mit der Gewässerverunreinigung in Zusammenhang standen. Die Auswertung der Ergebnisse wurde dadurch eingeschränkt, dass relevante Niederschläge nicht immer zu Probenahmen im betrachteten Gewässer führten, da eine Vielzahl von Gewässern parallel beprobt wurde. Weiter lagen zu wenige Informationen zum Abflussvolumen vor.

Für weiterführende Untersuchungen konnten wichtige Erkenntnisse gesammelt werden. Für die genauere Untersuchung der Wirkungskette, die zu Gewässerverunreinigungen führt, sind eine kontinuierliche Abflussmessung, eine möglichst lückenlose Beprobung eines Gewässers, Bilanzuntersuchungen, und ggfs. Einflüsse von Strömung und Wind zu analysieren. Dabei ist es wichtig, sich auf wenige, wesentliche Problemgewässer zu beschränken – eine Untersuchung einer Vielzahl von Badestellen ist für prinzipielle Erkenntnisse zu Quellen und Auswirkungen nicht von Vorteil.

Badestelle	BS-Nr	PS-Nr	Name	Niederschlagseffekt	EG-Größe km <sup>2</sup>	Höhendifferenz	Fließlänge	Steilheit	Küste / Binnen	MNQ (LANU) m <sup>3</sup> /s	MNQ (SCS) m <sup>3</sup> /s	Anteil Stadt
Götheby	01	37	Hüttener Au	-1	33.49	10	9.5	1.05	B	0.038	0.033	0
Götheby	01	36	Osterbek	1	29.44	20	14.4	1.39	B	0.097	0.029	0.05
Damp	09	04	Schwastrumer Au	0	27.45	20	10.8	1.85	K	0.010	0.027	0
Campingplatz Heide	12	07	Strandbek	-1	18.2	30	2.7	11.11	K		0.018	0.3
Langholz	14	08	Graben 4	1	2.5	25	2.8	8.93	K		0.003	0
Wittensee	40	15	Brobach	-1	5.08	32	3.7	8.65	B			0.02
Wittensee	40	14	Mühlenbek	-1	11.60	20	6	3.33	B	0.010	0.012	0
Sande	42	24	Graben 17	1	1.17	40	1.5	26.67	B		0.001	0.2
Sande	42	25	Graben 16	1	0.6	6	0.65	9.23	B		0.001	0.75

-1: bis zu 50% der Fälle > 1000 mit mindestens 5 mm Niederschlag in den vorahergehenden 24 Stunden  
0 : 50% bis 75% der Fälle > 1000 mit mindestens 5 mm Niederschlag in den vorahergehenden 24 Stunden  
1 : mehr als 75% der Fälle > 1000 mit mindestens 5 mm Niederschlag in den vorahergehenden 24 Stunden

**Tabelle 8-2: Beziehung zwischen den Gewässereigenschaften und den beobachteten Verschmutzungen nach Niederschlag**

## 8.3 Aussagekraft der heute produzierbaren Warnungen

### 8.3.1 Stand der Erkenntnisse für ein Warnsystem

Mit Hilfe von Radarmessungen allein (d.h. ohne Regenschreiber) lassen sich Niederschläge flächenmäßig genau lokalisieren und grob in der Summe abschätzen. Damit ist das Radar ein Werkzeug zur genaueren Feststellung und Prognose von potentiellen Badegewässerverschmutzungen, die durch Niederschlag verursacht oder gefördert werden. Für eine Badestelle auszusprechende Warnungen aufgrund von Niederschlagsereignissen sind abhängig von der Art des Badegewässers (Fließgewässer, See, Küste) und dem Grad des Zusammenhanges zwischen Niederschlag und dem nächsten einleitenden Fließgewässer. Liegt ein solcher Zusammenhang vor, so kann schon heute mittels „Bade-Scout“ (8.3.2) gewarnt werden. Die hier vorliegende Untersuchung zeigt, dass es keine einfache Beziehung zwischen Niederschlagsmenge und E.coli-Konzentration gibt, die auf alle Fließgewässer zutrifft. Zusätzlich blieben hier die Beziehung zwischen (einleitendem) Fließgewässer und Badestelle, sowie Verdriftungen durch Wind und Strömung unberücksichtigt, da es keine diesbezüglichen Informationen gab.

### 8.3.2 Funktionsweise „Bade-Scout“

Der „Bade-Scout“ ist ein Konzept zur radarbasierten Information zur Badegewässerqualität. Dabei wird berechnet, gegliedert nach Badestelle und ihren Eigenschaften, ob eine Niederschlagsmenge in den letzten 24 Stunden (+ 2 Std. Vorhersage) überschritten wird, die in der Vergangenheit zur Beeinträchtigung der Gewässerqualität geführt hat. Ist das der Fall, so wird für diese Badestelle ein Marker gesetzt, so dass Ergebnisse grafisch (z.B. in einer Karte), als Meldung (SMS, Email) oder als Nachricht (Fax) versendet oder dargestellt werden können. Die Kartendarstellung eignet sich dabei für einen (öffentlichen) Informationsbildschirm oder eine Versendung an Behörden. Das Darstellungs- und Warnsystem kann dabei

---

durch andere Informationen, z.B. zu Verschmutzungen aus anderen Quellen (Landwirtschaft, Strömungen, u.a.) ergänzt werden.

## 9 Zusammenfassung

Als Vorbereitung auf die erhöhten Anforderungen der neuen Badegewässerrichtlinie wurde das Labor für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Fachhochschule Lübeck vom Kreis Rendsburg-Eckernförde mit der Durchführung eines gut zweieinhalbjährigen Forschungsprojektes zur Verbesserung und Sicherstellung der Badegewässerqualität beauftragt. Die Umsetzung des Forschungsprojektes erfolgte in einer grenzübergreifenden Zusammenarbeit mit einem dänischen Projektpartner, dem Miljøcenter Fyn / Trekantområdet im Bereich des ehemaligen Fyns Amt, und wurde durch das INTERREG III-A-Förderungsprogramm der EU unterstützt.

Ziel dieses Forschungsprojektes war die Identifizierung der Verschmutzungsquellen an ausgewählten Badestellen und die Identifikation der Problembereiche an den einleitenden Fließgewässern. Anhand der Ergebnisse dieser Untersuchung sollten die Ursachen für die hygienische Belastung möglichst vollständig erkundet und bewertet und Sanierungskonzepte für jede Badestelle ausgearbeitet werden. Ferner sollte die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf andere Badestellen geklärt werden. Für Badestellen an denen Sanierungsmaßnahmen nicht effektiv umgesetzt werden können, sollte ein Frühwarnsystem zur Vorhersage des Niederschlags und der Badegewässerqualität, sowie zur Information der Badegäste entwickelt werden.

Vom Kreis Rendsburg-Eckernförde wurden 20 Badestellen mit Problemen bei der Badegewässerqualität ausgewählt, die im Laufe des Projektes untersucht werden sollten. Aufgrund der großen räumlichen Ausdehnung des Kreises wurden die Badestellen nach ihrer Lage in drei Untersuchungsgebiete aufgeteilt und im Laufe von drei Badesaisons untersucht. In der Badesaison 2006 wurden Badestellen an der Ostseeküste zwischen Damp und Eckernförde untersucht und während der Badesaison 2007 Badestellen am Wittensee und am Vollstedter See. In der letzten Badesaison im Jahr 2008 wurden Badestellen an der Schlei und an der Borgstedter Enge bearbeitet. Zur Identifizierung der Verschmutzungsquellen wurden alle einleitenden Gewässer mit ihren Einzugsgebieten im Einzugsbereich der Badestellen untersucht. Anhand von Gewässerkarten der Wasserbehörde des Kreises wurde ein Untersuchungskonzept entwickelt, in dem Probenahmestellen entlang der Fließgewässer an potentiellen Verschmutzungsquellen oder Seitenarmen von der Quelle bis zur Mündung in das Badegewässer festgelegt wurden. Um die hohe räumliche und zeitliche Variabilität der Bakterienkonzentrationen bewerten zu können, wurden die Gewässer in einem Grundprogramm und einem Intensivprogramm beprobt. Im Grundprogramm wurden alle in das Badegewässer einleitenden Gewässer an der letzten Probenahmestelle vor der Mündung und die

Badestellen an zwei bzw. drei aufeinander folgenden Tagen pro Woche einmal am Tag untersucht. Im Intensivprogramm wurde dann ein Einleiter an mehreren Stellen entlang seines Gewässerlaufs an drei aufeinander folgenden Tagen die Woche mehrmals täglich beprobt. Die Probenahme fand bei Trocken- und Regenwetter statt. Die Planung der Regenwetterbeprobung wurde mit Unterstützung einer radarbasierten Niederschlagsvorhersage durchgeführt. Durch die Untersuchungen von mikrobiologischen, chemisch-physikalischen, hydrologischen und meteorologischen Parametern konnten die Punktquellen lokalisiert und diffuse Verschmutzungsquellen bewertet werden. Zusammen mit topographischen Daten und Informationen zur Flächennutzung konnten Quellen und Ausbreitungswege identifiziert werden. Als Punktquellen für hygienische Verschmutzungen konnten kommunale Kläranlagen, Kleinkläranlagen, Regenwassereinleitungen, Mischwasserüberläufe und Störfälle in Schmutzwassersystemen identifiziert und quantifiziert werden. Landwirtschaftliche Flächennutzung führt zu diffusen Verschmutzungen hauptsächlich durch Verwendung von Wirtschaftsdünger oder direktem Eintrag des Kots von Nutztieren in die Gewässer. Die Verschmutzung durch diffuse Quellen ist direkt mit Niederschlägen und Sedimenttransport verbunden. Bis zu 60 % der fäkalen Indikatorbakterien in Gewässern sind an Partikel gebunden. Immer dann, wenn kontaminiertes Sediment im Wasser transportiert wird, werden auch Bakterien transportiert. Die Bakterien sind hauptsächlich an feine Partikel zwischen 12 und 2,7 µm gebunden. Wann immer diese Partikel sedimentieren können, verringert sich die Bakterienkonzentration im Wasserkörper. Bei steigender Schubspannung in der Gewässer-Sediment-Zone z.B. durch erhöhte Niederschläge werden diese partikelgebundenen Bakterien wieder resuspendiert und die Bakterienkonzentration im Wasserkörper steigt. Der Beitrag von Wasservögeln zur hygienischen Verschmutzung von Badestellen ist gering im Vergleich zu allen anderen Quellen. Zur Quantifizierung diffuser Quellen konnten nur stichprobenartige Untersuchungen durchgeführt werden und der Beitrag von organischer Düngung in Verbindung mit Regenfällen bewertet werden. Auffallend war immer wieder, dass bei Eintrag von Fäkalien aus tierischen Quellen die Enterokokken-Konzentrationen die gleichen oder sogar höhere Werte als die E.coli-Konzentrationen erreichten. Im Allgemeinen lagen die Enterokokken-Konzentrationen deutlich unter den E.coli-Konzentrationen. Um den Beitrag aus diffusen Konzentrationen quantifizieren zu können müssen weitere, intensivere Untersuchungen folgen.

Im Laufe des Projektes wurden Untersuchungen zu sedimentgebundenen Bakterien vorgenommen. Um die am Sediment haftenden Bakterien quantifizieren zu können wurden verschiedene Analysen durchgeführt. Da unterschiedliche Sedimenttypen die Detektion von Enterokokken durch UV-Fluoreszenz stören, wurden Versuche zur

Abtrennung der Bakterien vom Sediment unternommen. Es zeigte sich, dass auch durch Ultraschall die Bakterien nicht unbeschädigt abgetrennt werden konnten, sondern durch die Ultraschall-Behandlung nur die Partikel durch die Kavitation zerkleinert wurden. Somit war der Nachweis von sedimentgebundenen Enterokokken über Enzymreaktionen mit anschließender UV-Detektion nicht sinnvoll. Daher wurde in weiteren Versuchen nur noch E.coli analysiert. Im Laborversuch wurde nachgewiesen, dass sich sedimentgebundene E.coli vermehren. Ob sich dieses Ergebnis auf die Verhältnisse in freier Natur übertragen lässt, muss noch untersucht werden.

Zum Nachweis und zur Quantifizierung der Indikatorbakterien wurden enzymatische Schnelltests der Firma Idexx verwendet. Das Verfahren zur Untersuchung der Enterokokken ist im Gegensatz zu dem für E.coli verwendeten Test nicht als gleichwertig zum DIN-Verfahren anerkannt. Daher wurden Untersuchungen zur Gleichwertigkeit der Verfahren durchgeführt. Es stellte sich heraus, dass die Verfahren nicht als gleichwertig anzusehen sind. Daher wurde im Projekt für die Untersuchung der Enterokokken anschließend nur noch das DIN-Verfahren angewendet.

Zur Verbesserung der Badegewässerqualität wurden für alle Badestellen Sanierungskonzepte erstellt. Als wichtigste Punktquellen müssen kommunale Kläranlagen mit Reinigungsstufen zur Reduzierung der Bakterienfracht ausgerüstet werden. Für eine weitere Reduzierung der Keimkonzentrationen sind Nachklärteiche, Pflanzenklärbeete, UV-Desinfektionsanlagen und Membranfiltrationsanlagen geeignet. Es zeigte sich, dass eine regelmäßige Kontrolle der Bakterienkonzentration in den Kläranlagenabläufen und regelmäßige Wartung und Reinigung der Anlagen unbedingt nötig sind. Im Hinblick auf die Keimreduzierung haben die Ergebnisse gezeigt, dass Pflanzenbeete die beste Reinigungsleistung erbringen, gefolgt von den Schönungsteichen. Innerhalb der nächsten 10-20 Jahre sollten bestehende Anlagen mit Pflanzenklärbeeten, Nachklärteichen oder Membrananlagen nachgerüstet werden. Bei Neuinstallationen sind zusätzlich zu Nachklärteichen und Pflanzenbeeten Anlagen mit Membranbelebung zu empfehlen. Bestehende Nachklärteiche müssen auf eine ausreichende Aufenthaltszeit von mehr als 20 Tagen überprüft und regelmäßig von Bewuchs und Schlammablagerungen befreit werden.

Bei der Abführung des Niederschlagswassers in der Trennkanalisation ist das Wasser zu behandeln. In dem hauptsächlich ländlich geprägten Untersuchungsgebiet bietet sich die Behandlung von Niederschlagswasser durch Retentionsbodenfilter an. Neben einer Keimreduzierung wird durch ein Retentionsbodenfilter auch die hydraulische und stoffliche Belastung des Vorfluters

vermindert. Die im Projekt untersuchten Regenklärbecken mit Dauerstau wiesen im Ablauf nach Starkregenereignissen hohe Keimkonzentrationen auf. Um bei starker hydraulischer Belastung in Folge von starken Niederschlägen eine Resuspension der Keime aus den abgesetzten Stoffen im Sandfang zu vermeiden, sollte dieser regelmäßig gereinigt werden. Um die Abflussmenge des Regenwassers zu verringern kann bei Neuerschließung von Wohngebieten und Neu- oder Umbau von versiegelten Flächen (z.B. Parkplätzen) auf eine direkte Versickerung zurückgegriffen werden. Mischwasserüberläufe stellen eine große Belastung der Vorfluter dar, weil das Abwasser in den untersuchten Anlagen ungeklärt in das Gewässer gelangt. Eine Möglichkeit zur Entlastung der Vorfluter ist die Speicherung des Mischwassers. In einem Regenüberlaufbecken kann das Mischwasser bei starken Niederschlagsereignissen zwischengespeichert und später gedrosselt zur Kläranlage geleitet werden. Durch die Speicherung kann nicht verhindert werden, dass es trotzdem zu einem Mischwasserabschlag ins Gewässer kommt, da dem Speichervolumen des RÜB Grenzen gesetzt sind, aber durch die Verringerung der Fließgeschwindigkeit können sich grobe Feststoffe absetzen. Um das Mischwasser vor dem Abschlag ins Gewässer zu reinigen, sollte es, ähnlich wie bei der Behandlung von Niederschlagswasser, durch einen Bodenfilter geleitet werden. Die hygienischen Verschmutzungen durch Störfälle an Schmutzwasserkanälen hätten durch regelmäßige Kontrollen und Wartung zum größten Teil verhindert werden können. Im Hinblick darauf ist die Einsparung von entsprechendem Personal als sehr kritisch zu betrachten.

Im Gegensatz zur Reduzierung von Bakterieneinträgen aus Punktquellen, die mit technischen Maßnahmen relativ einfach zu bewerkstelligen sind, muss zur Sanierung von diffusen Quellen an verschiedenen Stellen angesetzt werden. Ansatzpunkt für Sanierungsmaßnahmen ist die gute landwirtschaftliche Praxis. Diese Sanierungsmaßnahmen für diffuse Quellen aus der Landwirtschaft entsprechen der guten fachlichen Praxis, werden jedoch in vielen Fällen nicht angewandt. Das Ziel muss sein, die betroffenen Landwirte mit Flächen und Betrieben in Einzugsgebieten von Badestellen zur Mitarbeit zu motivieren und entsprechende Unterstützung von fachlicher Beratung bis hin zu eventueller finanzieller Hilfe zu leisten. Eine weitere Quelle für den Eintrag von fäkalen Bakterien sind die Oberflächenentwässerungen von Flächen landwirtschaftlicher Betriebe. Bei Betrieben, die sich im unmittelbaren Einzugsgebiet von Badestellen befinden, muss eine regelmäßige Kontrolle und Wartung der von den Hofflächen kommenden Dränagen und Regenwasserleitungen vorgenommen werden. Auf den Betriebsflächen selbst muss durch regelmäßige Kontrolle und Wartung sichergestellt sein, dass von Lagerungseinrichtungen für Gülle, Jauche und Mist keine Verschmutzung von Gewässern oder der

Oberflächenentwässerung erfolgen kann. Eine weitere Maßnahme ist die Überdachung von Misthaufen und Silos.

Die Untersuchungen dieses Forschungsprojektes sollen als Vorbereitung für die Erstellung von Badegewässerprofilen nach der neuen EU-Badegewässerrichtlinie dienen. Bis ins Jahr 2011 muss für jede Badestelle ein solches erstellt werden. Die Frage, in wie weit die Ergebnisse dieses Forschungsprojektes auf andere Badestellen zu übertragen sind, ist für die Erstellung der Badegewässerprofile von großer Bedeutung. Auf andere Gebiete und Untersuchungen übertragbar ist die Herangehensweise zur Identifizierung potentieller Verschmutzungsquellen. Die räumliche und zeitliche Auflösung der Probenahme kann zur Identifizierung der Quellen hygienischer Verschmutzung auch in anderen Gebieten angewendet werden. Übertragen werden können die Arten der Quellen von bakterieller Verschmutzung. Nicht übertragen werden können jedoch die Ergebnisse zur Verbreitung der hygienischen Verschmutzung im Gewässer und die Quantifizierung der Verschmutzungsquellen. Der Einfluss von meteorologischen, geologischen und geografischen Einflüssen muss für jedes Einzugsgebiet der Badestellen neu erfasst und bearbeitet werden. Auch die diffusen Einflüsse aus der Landwirtschaft können nicht kalkuliert werden sondern sind von den geologischen Beschaffenheiten des Einzugsgebietes sowie von den verwendeten organischen Düngern und der Bewirtschaftung abhängig. Ebenso ist die Bewertung der Punktquellen nicht direkt übertragbar. Es kann nur eine Abschätzung darüber abgegeben werden, welchen Einfluss z.B. die verschiedenen Kläranlagentypen haben, aber um technische Mängel und die Funktion der Kläranlagen zu überprüfen, muss jede Anlage individuell beprobt werden. Die Einflüsse von Mischwasserüberläufen müssen auch individuell betrachtet werden. Dort spielen sowohl die Niederschlagsmenge, die zu einem Abschlag führt, die Dauer des Abschlages und die Menge des abgeschlagenen Mischwassers, das direkt ins Gewässer gelangt, eine Rolle. Der Anlagentyp und die Funktionalität des Mischwasserüberlaufes beeinflussen die hygienische Belastung des Gewässers. Regenwassereinleitung aus Trennkanalisationen müssen ebenfalls individuell betrachtet werden, um die Effizienz des Bauwerkes (z.B. RKB) feststellen zu können.

Es hat sich gezeigt, dass für Erstellung eines Frühwarnsystems weitere, detailliertere Untersuchungen nötig sind. Entwickelt wurde ein Konzept für die Erstellung eines Frühwarnsystems. Dieses muss aber um verlässliche Vorhersagen treffen zu können, auf das jeweilige Einzugsgebiet angeeicht werden. Durch die Arbeit mit der radarbasierenden Niederschlagsvorhersage konnten Informationen gewonnen werden. Radarbasierte Niederschlagsmessungen mit einem 5-Minuten-Zeitschritt können in Echtzeit empfangen, archiviert und bearbeitet werden. Weiter kann

innerhalb dieses Zeitintervalls eine Warnung erzeugt und versendet werden. Eine radarbasierte Niederschlagsvorhersage über ein bis zwei Stunden kann bei Kenntnis der meteorologischen Unsicherheiten nutzbringend eingesetzt werden. Eine direkte Beziehung zwischen Niederschlagsmenge und Gewässerverunreinigung konnte nicht festgestellt werden, auch wenn erhöhte Niederschläge eine erhöhte Wahrscheinlichkeit von Verunreinigungen mit sich bringen. Für die genaue Untersuchung der Wirkungskette, die zu relevanten Verunreinigungen des Gewässers führt, sind noch intensivere, lokal aber spezifischer auszulegende Untersuchungen erforderlich. Aus diesem Grunde sollte in erster Linie ein Schwerpunkt auf die Sanierung bekannter Schwachstellen in Gewässern gelegt werden, um die Anforderungen der Badegewässerrichtlinie zu erfüllen. Ein Warnsystem, das kleinräumige Niederschläge mit berücksichtigen muss, ist erst dann sinnvoll, wenn eine solche Sanierung nicht durchgeführt werden kann.

## 10 Literaturverzeichnis

- 2006/7/EG** EU-Badegewässer-Richtlinie, Richtlinie 2006/7/EG des Europäischen Parlaments und des Rates über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung und zur Aufhebung der Richtlinie 76/160/EWG ABI. EG Nr. L 64, 2006
- 2000/60/EG** EU-Wasserrahmen-Richtlinie, Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, ABI. EG Nr. L 327/1, 2000
- 91/676/EWG** Richtlinie 91/676/EWG des Rates zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigungen durch Nitrat aus Landwirtschaftlichen Quellen Abl. Nr. L 375, 1991
- 91/271/EWG** Richtlinie 91/271/EWG des Rates über die Behandlung von kommunalem Abwasser, ABI. Nr. L 135, 1991
- 76/160/EWG** Richtlinie 76/160/EWG des Rates über die Qualität der Badegewässer, ABI. EG Nr. L 31, 1976
- AbwV 2004** Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer, AbwV – Abwasserverordnung, BGBl. I Nr.28, Juni 2004
- Alm et al., 2003** Alm, E., Burke, J., Spain, A.. 2003. Fecal indicator bacteria are abundant in wet sand at freshwater beaches. Water Res. 37, p. 3978–3982.

- 
- |  |  |
|--|--|
| <b>Amtsblatt<br/>Schleswig- Holstein, 1992<br/>geändert 2002</b> | Technische Bestimmung zum Bau und Betrieb von Anlagen zur Regenwasserbehandlung bei Trennkanalisation,S.829<br><a href="http://shvv.juris.de/shvv/vvsh-7521.4-001.htm">http://shvv.juris.de/shvv/vvsh-7521.4-001.htm</a> am 25.02.08 |
| <b>An et al.,2002</b>  | An Y., Kampbell, D., Breidenbach, G.. 2002. Escherichia coli and total coliforms in water and sediments at Lake Marinas. Environ. Pollut. 120, p. 771–778.   |
| <b>BadegewV 2008</b>   | Badegewässerverordnung – Landesverordnung über die Qualität und Bewirtschaftung der Badegewässer -Schleswig-Holstein -, GVBl. Nr.8 vom 24.04.2008, S.169   |
| <b>Baur, 2003</b>  | Baur.,W.H.. 2003. Gewässergüte bestimmen und beurteilen. 4. korrigierte Auflage. Verlagsgesellschaft BWF-Fisch und Umwelt mbH Stuttgart  |
| <b>Bauhaus Universität<br/>Weimar, 2006</b>                      | Abwasserbehandlung<br>Weiterbildendes Studium Wasser und Umwelt<br>Bauhaus-Universität Weimar 2006,  |
| <b>Blumenroth und<br/>Wagner-Dobler, 1998</b>                    | Blumenroth, P., Wagner-Dobler, I.. 1998. Survival of inoculants in polluted sediments: effect of strain origin and carbon source competition. Microb. Ecol. 35 (3), p. 279–288.  |
| <b>Bodenschutz, 2002</b>   | Gute fachliche Praxis zur Vorsorge gegen Bodenschadverdichtung und Bodenerosion, Bonn, August 2002.Hrg. Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft.   |
| <b>Brettar und Holfe, 1992</b>                                   | Brettar, I., Holfe, M.. 1992. Influence of ecosystematic factors on survival of Escherichia coli after large-scale release into lake water mesocosms. Appl. Environ. Microbiol. 58 (7), p. 2201–2210.                                |
-

- 
- |                               |  |
|-------------------------------|--|
| <b>Burton et al., 1987</b>    | Burton, Jr., G. A., Gunnison, D. and Lanza, G. R..<br>1987. Survival of pathogenic bacteria in various<br>freshwater sediments. Appl. Environ. Microbiol.<br>53: p. 633–638.   |
| <b>Corax, 2000</b>            | CORAX, September 2000. Veröffentlichung der<br>Ornithologischen Arbeitsgemeinschaft für Schleswig-<br>Holstein und Hamburg e.V., Kiel, Band 18,<br>Sonderheft 1  |
| <b>Craig, et al., 2002</b>    | Craig D.L., Fallowfield H.J. and Cromar N.J.<br>2002. Enumeration of Faecal Coliforms from<br>Recreational Coastal Sites: Evaluation of Techniques<br>for the Separation of Bacteria from Sediments.<br>Journal of Applied Microbiology, 93, p. 557-565. |
| <b>DIN ISO 10381-1</b>        | Probenahme, Teil 1: Anleitung zur Aufstellung von<br>Probenahmeprogrammen  |
| <b>DIN EN ISO 7899-1</b>      | DIN EN ISO 7899-1:1999. Nachweis und Zählung<br>von intestinalen Enterokokken im Oberflächenwasser<br>und Abwasser   |
| <b>DIN EN ISO 9308-1:2000</b> | DIN EN ISO 9308-1:2000. Nachweis und Zählung<br>von Escherichia coli und coliformen Bakterien.<br>Teil 1: Membranfiltrationsverfahren  |
| <b>DIN EN ISO 17994:2004</b>  | DIN EN ISO 17994:2004 Wasserbeschaffenheit –<br>Kriterien für die Feststellung der Gleichwertigkeit von<br>mikrobiologischen Verfahren   |
| <b>DIN EN ISO 19458:2006</b>  | DIN EN ISO 19458:2006. Wasserbeschaffenheit -<br>Probenahme für mikrobiologische Untersuchungen.   |
| <b>DIN 18123</b>              | DIN 18123:1996. Baugrund, Untersuchung von<br>Bodenproben - Bestimmung der<br>Korngrößenverteilung.  |
-

- 
- |                             |   |
|-----------------------------|---|
| <b>DIN 38409 - H2</b>       | DIN 38409-H2:1987. Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen - Bestimmung der abfiltrierbaren Stoffe und des Glührückstandes (H2).  |
| <b>DüV, 2008</b>            | Düngeverordnung - Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen – BGBl. I Nr. 54, S.2241 – 2328, ausgegeben am 28.11.2008 |
| <b>DWA-A 117, 2006</b>      | Arbeitsblatt Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfälle e.V, 2006, Bemessung von Regenrückhalteräumen  |
| <b>DWA-A 138, 2005</b>      | Arbeitsblatt Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfälle e.V, 2005, Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser   |
| <b>DWA-M 153, 2007</b>      | Arbeitsblatt Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfälle e.V, 2007, Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Regenwasser  |
| <b>DWA-M 178, 2005</b>      | Merkblatt Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. 2005, Empfehlungen für Planung, Bau und Betrieb von Retentionsbodenfilter zur weitergehenden Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennsystem                            |
| <b>Dan und Koppel, 1992</b> | Dan, T.B.-B., Koppel, F.. 1992. Indicator bacteria for fecal pollution in the littoral zone of Lake Kinneret. Water Res. 26 (11), p. 1457–1469.   |
-

- 
- Davies et al., 1995** Davies, C., Long, J., Donald, M., Ashbolt, N., 1995. Survival of fecal microorganisms in marine and freshwater sediment. Appl. Environ. Microbiol. 61, p. 1888–1896.
- EU-Badegewässerreport 2008** Annual report, 2007 bathing season, Bathing water results 2007 Germany  
[http://ec.europa.eu/environment/water/water-bathing/report\\_2008.html](http://ec.europa.eu/environment/water/water-bathing/report_2008.html), abgerufen 20.07.2008
- Flemming und Wingender 2001** Flemming, H.-C., Wingender, J.. 2001. Biofilme – die bevorzugte Lebensform der Bakterien. Biologie in unserer Zeit. 31. Jahrgang, Nr. 3, S. 169 -180.
- Gasse et al., 2006** Gasse, J., Krampe, J., Güde, H.. 2006  
Abschlussbericht zum Untersuchungsvorhaben  
Untersuchungen zur Novellierung der  
EU-Badegewässer-Richtlinie und deren  
Auswirkungen auf den Badebetrieb am Bodensee  
Universität Stuttgart, Institut für Siedlungswasserbau,  
Wassergüte- und Abfallwirtschaft.
- Güde et al., 1994** Güde H., Lustig, P., Wuhler, C.. 1994  
Bakteriologische Untersuchungen  
In: Belastungen der Schussen und ihres  
Mündungsbereiches im Bodensee sowie mögliche  
Maßnahmen zu deren Reduzierung  
Bericht des Regierungspräsidiums Tübingen, 1994
- Haack et al., 2003** Haack, S., Fogarty, L., Wright, C.. 2003. Escherichia coli and enterococci at beaches in the Grand Traverse Bay, Lake Michigan: sources, characteristics, and environmental pathways. Environ. Sci. Technol. 37 (15), p. 3275–3282.
-

- 
- Heinrichmeier, 2005** Heinrichmeier, J.2005. Membranfiltration in der kommunalen Abwassertechnik, HST Wissensreihe Band 1 Hydro- Systemtechnik GmbH
- Hippelein, 2008** Hippelein M..2008. Forschungsprojekt zur Verbesserung und Sicherstellung der Badewasserqualität im Kreis Rendsburg-Eckernförde: Weitere Differenzierungen von intestinalen Enterokokken. Campus Kiel, Medizinaluntersuchungsamt und Krankenhaushygiene. Unveröffentlicht
- HMULV, 2007** Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz . 2007  
Niederschlagswasserbehandlung durch Retentionsbodenfilteranlagen.
- Hütter, 1998** Leonhard A. Hütter. 1998. Wasser und Wasseruntersuchung. Verlag Diesterweg und Sauerländer. 3. Auflage. Kapitel 1.10 und 3.5.
- ICREW, 2006** ICREW Improving Coastal and Recreational Waters, PA2 UK Project Diffuse Pollution Lefleat 2006, <http://www.icrew.info/public/index.php>, abgerufen 20.6.2008
- König, 2002** König, R., WEDECO AG Water Technology. 2002. Abwasserdesinfektion mittels UV-Licht „Renaturierung“ der Oberen Isar als Badegewässer. Umwelt Magazin. 12-2002. [www.umwelt-magazin.de](http://www.umwelt-magazin.de), abgerufen am 21.08.08
- Kozerski, 2006** Kozerski, H.-P.. 2006. Sedimentation und Resuspension in Flachgewässern – zwei weiterhin schwer erfassbare Größen?. Rostocker Meeresbiologische Beiträge. Heft 16. S. 13-33
- Krause, 2007** Krause, N.. 2007. Nachweis von Escherichia coli
-

- und intestinal Enterokokken im Gewässersediment.  
Fachhochschule Lübeck. Diplomarbeit.
- Kreikenbaum et al., 2004** Kreikenbaum, S., Güde, H., Krejci, V., Rossi, L  
2004. Hygienische Probleme bei Regenwetter  
GWA 11, 2004
- LaLiberte und Grimes, 1982** LaLiberte, P., and Grimes, D. J.. 1982. Survival of  
Escherichia coli in lake bottom sediment. Appl.  
Environ. Microbiol. 43: p. 623–628.
- LANU, 2001** Landesamt für Natur und Umwelt des Landes  
Schleswig-Holstein (Hrsg.) 2001  
Seenkurzprogramm 1998
- LAU, 2006** Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 2006,  
Abwasserteichanlagen zur kommunalen  
Abwasserreinigung
- LAWA, 1998** Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.). 1998.  
Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von  
Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland  
–chemische Gewässergüteklassifikation-. 1. Auflage:  
Berlin
- LW, 1995** Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten  
Schleswig-Holstein (Hrsg.), 1995  
Seen in Schleswig-Holstein
- LfU, 2002** Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg  
(Hrsg.). Bodenfilter zur Regenwasserbehandlung im  
Misch- und Trennsystem, Karlsruhe, 2 überarbeitete  
Auflage 2002
- LfU, 2005** Landesamt für Umweltschutz Baden-Württemberg  
(Hrsg.). Arbeitshilfen für den Umgang mit  
Regenwasser in Siedlungsgebieten. 1. Auflage 2005

- 
- Lee et al., 2006** Lee, C. M., Y. Lin, T., Chu-Ching Lin, Kohbodi, G.A., Bhatt, A., Lee, R., Jay, J.A.. 2006. Persistence of fecal indicator bacteria in Santa Monica Bay beach sediments Water Research. Ausgabe 40. p. 2593 – 2602
- Li, 2007** Li, Ying. 2007. Techniques for separation and enumeration of E.coli from sediments. Fachhochschule Lübeck. Unveröffentlicht
- Makepeace et al., 1995** Makepeace, D.K., Smith, D.W., Stanley, S.J. 1995. Urban Stormwater Quality: Summary of Contaminant Data. Wat.Sci.Tech., Vol. 25, No. 2, p. 93–139.
- Mudrack et al., 2003** Mudrack, K., Kunst, S.. 2003 Biologie der Abwasserreinigung, 5. Auflage, Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg, Berlin
- Martens, 2003** Martens, J.. 2003. Statistische Datenanalyse mit SPSS für Windows. R. Oldenbourg Verlag München Wien, 2. Ausgabe, Kapitel 5.2, S. 97-100.
- MUNLV** Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, (Hrsg)  
Umgang mit Niederschlagswasser  
[www.umwelt.nrw.de/umwelt/pdf/Forschung/kapitel-6pdf.de](http://www.umwelt.nrw.de/umwelt/pdf/Forschung/kapitel-6pdf.de) am 16.06.2008
- MUNLV** Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, (Hrsg.) 2003  
Retentionsbodenfilter, Handbuch für Planung, Bau und Betrieb
- Otterpohl, 2002** Otterpohl, R.. 2002. Möglichkeiten der Abwasserentsorgung im Wilhelmsburger Osten. TU Hamburg-Harburg, Bereich Abwasserwirtschaft.
-

---

Bericht

**Overath et al., 2000**

Overath, H., Merkel, W., Hiekel, S..2000  
Einleitungen von Kläranlagenabläufen in kleine  
Fließgewässer, Bewertung der Ablaufqualität nach  
der EG-Badegewässer-Richtlinie, Abschlussbericht,  
IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für  
Wasserforschung, 2000

**Schöler, 2002**

Schöler, A.. 2002 .UV-Desinfektion von  
Kläranlagenabläufen unter besonderer  
Berücksichtigung des Einfluss der suspendierten  
Stoffe, Stuttgarter Berichte zur  
Siedlungswasserwirtschaft, Band 170, Oldenbourg  
Verlag München, 2002

**Steigerwald, 2004**

Steigerwald, C.. 2004. Ein Fluorometer zum  
Nachweis organischer Stoffe im Meer. Institut für  
Physik Oldenburg. Diplomarbeit. S. 30.

**Szewzyk et al., 1994**

Szewzyk U., Manz W., Amann R., Schleifer K.-H.,  
and Stenström T.-A.. 1994. Growth and in situ  
detection of a pathogenic E.coli in biofilms of a  
heterotrophic water-bacterium by use of 16S- and  
23S-rRNA-directed fluorescent oligonucleotide  
probes. FEMS Microbiol. Ecol. 13: p. 169-176.

**Szewzyk und Szewzyk, 2003**

Szewzyk, U. und Szewzyk R.. 2003. Biofilme – die  
etwas andere Lebensweise. BIOSpektrum 3/03,  
9.Jahrgang, S. 253-255

**Tobias et al., 1993**

Tobias, H., Richter, K.-D, Heinemeyer, E.-A.. 1993  
Auswirkungen einer Abwasserreinigung durch  
Filtrationsverfahren und UV-Entkeimung auf die  
hygienische Qualität des Abwassers und  
Basisuntersuchungen des Vorfluters Norder Tief,  
Bericht des Staatlichen Medizinaluntersuchungsamt  
Aurich, 1993

- 
- Uhl et al., 2002** Uhl, M., Mertsch, V., Bürgel, B., Ruß, H.-J., Schmidt, A., Schulze-Bertelsbeck, P.. 2002. Retentionsbodenfilter, Handbuch für Planung, Bau und Betrieb. Auftraggeber: MUNLV des Landes Nordrhein-Westfalen.
- UBA, 2005** Autoren: Ginzky, H., Hagendorf, U., Hornemann, C., Kirschbaum, B., Müller-Wegener, U., Riechmann, D., Richter, S., Rechenberg, J.. 2005. Versickerung und Nutzung von Regenwasser. Vorteile, Risiken, Anforderungen.
- Van Donsel et al., 1967** Van Donsel D.J., Geldreich, E.E., Clark, N.A.. 1967 Seasonal Variations in Survival of Indicator Bacteria in Soil and Their Contribution to Storm-water Pollution. Appl. Microbiol., Vol.15, No.6, p.1362-1370
- Wang, 2008** Wang, D.. 2008. Detection of E.coli in different particle fraction through grain size separation. Fachhochschule Lübeck. Diplomarbeit
- Weiß, 2003** Weiß, K. (2003) Belastung von Oberflächengewässern durch Eintrag aus landwirtschaftlich genutzten Flächen in: Hygienische Aspekte von Oberflächengewässern aus wasserwirtschaftlicher Sicht, Münchner Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flussbiologie, Band 55.
- WHG, 2002** Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts, WHG – Wasserhaushaltsgesetz, BGBl. I Nr. 59, 2002
- Whitman und Nevers, 2003** Whitman, R., Nevers, M., 2003. Foreshore sand as a source of Escherichia coli in nearshore water of a Lake Michigan beach. Appl. Environ. Microbiol. 69
-

(9), p. 5555–5562.

- www.aquamax.net** Broschüre maxipur® abgerufen 21.08.08
- www.dvgw.de** Fischeder, R.. 02/2004. Information des DVGW-GTK Wassergüte. energie | wasser-praxis.  
<http://www.dvgw.de/fileadmin/dvgw/wasser/recht/fischeder.pdf>. abgerufen 08.08.2008
- www.idexx.de** <http://www.idexx.de/wasser/quantitray/>.  
abgerufen 05.01.07
- www.kreis-rendsborg-eckernfoerde.de,**  
Informationen über Naturparks im Kreis Rendsburg Eckernförde, Land- und Forstwirtschaft im Kreis Rendsburg-Eckernförde  
abgerufen 22.07.2008, 16.01.2008
- www.membraneclearbox.de** Prospekt MembraneClearBox® bis 50 EW  
abgerufen 21.08.08
- www.memos-filtration.de** [www.memos-filtration.de/crossflow.php](http://www.memos-filtration.de/crossflow.php)  
abgerufen am 24.07.08
- www.schleswig-holstein.de** [www.schleswig-holstein.de/Portal/DE/KreiseStaedteGemeinden/RendsburgEckernfoerde\\_node.html](http://www.schleswig-holstein.de/Portal/DE/KreiseStaedteGemeinden/RendsburgEckernfoerde_node.html) abgerufen 22.01.2008
- www.statistik-nord.de** Beherbergungsangebot sowie Ankünfte, Übernachtungen und Aufenthaltsdauer der Gäste in Beherbergungsbetrieben einschl. Campingplätzen im Jahr 2006 nach Gemeinden und Kreisen  
Ankünfte, Übernachtungen und Aufenthaltsdauer der Gäste jeweils in Beherbergungsbetrieben und auf Campingplätzen im Jahr 2006 nach Gemeinden und Kreisen  
Die Bevölkerungsentwicklung in Schleswig-Holstein im 2. Vierteljahr 2007

- Campingplätze und Stellplatzangebote sowie Ankünfte, Übernachtungen und Aufenthaltsdauer der Gäste auf Campingplätzen im Jahr 2006 nach kreisfreien Städten und Kreisen  
abgerufen am 24.01.2008
- www.statistik.sh.de** Karte Schleswig-Holstein mit Lage der Kreise  
abgerufen 27.07.2008
- www.umweltdaten.landsh.de** Umweltbericht des Landes Schleswig-Holstein, Hemmelmarker See, Untersuchungsjahr 1997/1998  
abgerufen am 24.01.2008
- Zaglauer 2003** Zaglauer, A. (2003) Belastung von Oberflächengewässern durch Wasservögel In: Hygienische Aspekte von Oberflächengewässern aus wasserwirtschaftlicher Sicht, Münchner Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie, Band 55