Karte 1: Lage der Messstellen und Flächennutzung im Teiluntersuchungsgebiet Alt Bennebek

Karte 2: Lage der Messstellen und Flächennutzung im Teiluntersuchungsgebiet Tetenhusen

Inhaltsverzeichnis

ABBILDUNGSVERZEICHNIS IX

KARTENVERZEICHNIS XII

TABELLENVERZEICHNIS XIII

ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS XV

DANKSAGUNG XVI

ZUSAMMENFASSUNG (ALEXANDER BIETMANN) XVII

ABSTRACT (ALEXANDER BIETMANN) XVIII

1 EINLEITUNG 1

1.1 Problemstellung und Stand der Forschung (BETTINA EICHMANN) 1

1.2 Zielsetzung (ANITA VORTANZ) 2

1.3 Auswahl der Untersuchungsflächen (ALEXANDER BIETMANN) 3

2 UNTERSUCHUNGSGEBIET 5

2.1 Geografische Lage (ALEXANDER BIETMANN) 5

2.2 Geologie (MARTIN BOLL) 6

2.3 Hydrogeologie (MARTIN BOLL) 12

2.4 Hydrologie (MARTIN BOLL) 15

2.5 Böden (BETTINA EICHMANN) 17

2.6 Klima (ANITA VORTANZ) 24

2.7 Vegetation (BETTINA EICHMANN) 25

2.8 Flächennutzung (ANITA VORTANZ) 26

3 MATERIAL UND METHODEN 29

3.1 Messnetzkonzept (ANITA VORTANZ) 29

3.2 Messnetze (BETTINA EICHMANN) 30

3.2.1 Messnetze Wasser 30

3.2.1.1 Messnetz Grundwasser 30

3.2.1.2 Messnetz Fließgewässer 35

3.2.1.3 Messnetz Parzellengrenzgräben 38

3.2.1.4 Messnetz Niederschlag 41

3.2.2 Messnetze Boden 41

3.2.2.1 Messnetz Profilgruben 42

3.2.2.2 Messnetz Profilbohrungen 42

3.2.2.3 Messnetz Bodenwassergehalt 43

3.2.2.4 Messnetz Bodeninfiltration 44

3.3 Probenahme (ALEXANDER BIETMANN) 46

3.3.1 Beprobungszeitraum 46

3.3.2 Methodik der Probenahme 47

3.3.2.1 Wasser 47

3.3.2.1.1 Grundwasser 49

3.3.2.1.2 Oberflächenwasser 49

3.3.2.1.3 Niederschlagswasser 50

3.3.2.2 Boden 50

3.3.2.2.1 Profilgruben 51

3.3.2.2.2 Profilbohrungen 52

3.3.2.2.3 Bodenwassergehalt 52

3.4 Analytik (MARTIN BOLL) 53

3.4.1 Vor-Ort-Analytik 53

3.4.1.1 Wasser 53

3.4.1.2 Boden 54

3.4.2 Laboranalytik 55

3.4.2.1 Wasser 55

3.4.2.2 Boden 58

4 ERGEBNISSE 60

4.1 Wasser 60

4.1.1 Grundwasser (BETTINA EICHMANN) 60

4.1.1.1 Grundwasserhydraulik 60
4.1.1.2 Physikochemische und chemische Parameter 65
4.1.1.2.1 Wassertemperatur 65
4.1.1.2.2 Elektrische Leitfähigkeit 66
4.1.1.2.3 Sauerstoffsättigung und –gehalt 66
4.1.1.2.4 Redoxpotenzial 67
4.1.1.2.5 Gesamter organischer Kohlenstoffgehalt (TOC) 68
4.1.1.2.6 pH-Wert und Hydronium-Ionen-Konzentration 68
4.1.1.2.7 Nitrat-Stickstoff 69
4.1.1.2.8 Nitrit-Stickstoff 69
4.1.1.2.9 Ammonium-Stickstoff 69
4.1.1.2.10 Phosphat-Phosphor 70
4.1.1.2.11 Kalium 71
4.1.1.2.12 Natrium 71
4.1.1.2.13 Calcium 72
4.1.1.2.14 Magnesium 72
4.1.1.2.15 Gesamt-Eisen 73
4.1.1.2.16 Gesamt-Mangan 74
4.1.1.2.17 Aluminium 74
4.1.1.2.18 Chlorid 74
4.1.1.2.19 Sulfat 75
4.1.1.2.20 Säurekapazität (pH 4,3) 76
4.1.1.2.21 Basenkapazität (pH 8,2) 60
4.1.2 Fließgewässer (MARTIN BOLL) 77
4.1.2.1 Abflussmessung 77
4.1.2.2 Physikochemisch-chemische Parameter 79
4.1.2.2.1 Wassertemperatur 79
4.1.2.2.2 Elektrische Leitfähigkeit 79
4.1.2.2.3 Sauerstoffsättigung und –gehalt 80
4.1.2.2.4 Gesamter organischer Kohlenstoffgehalt (TOC) 81
4.1.2.2.5 pH-Wert 81
4.1.2.2.6 Nitrat-Stickstoff 82
4.1.2.2.7 Nitrit-Stickstoff 82
4.1.2.2.8 Ammonium-Stickstoff 82
4.1.2.2.9 Phosphat-Phosphor 83

4.1.2.2.10 Kalium ... 83
4.1.2.2.11 Natrium ... 84
4.1.2.2.12 Calcium ... 84
4.1.2.2.13 Magnesium ... 85
4.1.2.2.14 Gesamt-Eisen ... 85
4.1.2.2.15 Gesamt-Mangan ... 86
4.1.2.2.16 Aluminium ... 87
4.1.2.2.17 Chlorid ... 87
4.1.2.2.18 Sulfat ... 87
4.1.2.2.19 Säurekapazität (pH 4,3) ... 88
4.1.2.2.20 Basenkapazität (pH 8,2) ... 88
4.1.2.2.21 Biologischer Sauerstoffbedarf (BSB_7) ... 89
4.1.3 Parzellengrenzgräben (ANITA VORTANZ) ... 90
4.1.3.1 Wassertemperatur ... 90
4.1.3.2 Elektrische Leitfähigkeit ... 90
4.1.3.3 Sauerstoffsättigung und –gehalt ... 91
4.1.3.4 Gesamter organischer Kohlenstoffgehalt (TOC) ... 91
4.1.3.5 pH-Wert ... 92
4.1.3.6 Nitrat-Stickstoff ... 92
4.1.3.7 Nitrit-Stickstoff ... 93
4.1.3.8 Ammonium-Stickstoff ... 93
4.1.3.9 Phosphat-Phosphor ... 93
4.1.3.10 Kalium ... 94
4.1.3.11 Natrium ... 95
4.1.3.12 Calcium ... 95
4.1.3.13 Magnesium ... 96
4.1.3.14 Gesamt-Eisen ... 96
4.1.3.15 Gesamt-Mangan ... 97
4.1.3.16 Aluminium ... 97
4.1.3.17 Chlorid ... 98
4.1.3.18 Sulfat ... 98
4.1.3.19 Säurekapazität (pH 4,3) ... 99
4.1.3.20 Basenkapazität (pH 8,2) ... 100
4.1.4 Niederschlagswasser (MARTIN BOLL) ... 101
4.1.4.1 Elektrische Leitfähigkeit ... 101

4.1.4.2 pH-Wert 101
4.1.4.3 Nitrat-Stickstoff 101
4.1.4.4 Nitrit-Stickstoff 102
4.1.4.5 Ammonium-Stickstoff 102
4.1.4.6 Kalium 102
4.1.4.7 Natrium 102
4.1.4.8 Calcium 103
4.1.4.9 Magnesium 103
4.1.4.10 Gesamt-Eisen 103
4.1.4.11 Gesamt-Mangan 104
4.1.4.12 Chlorid 104
4.1.4.13 Sulfat 104
4.1.4.14 Phosphat-Phosphor 105
4.1.4.15 Aluminium 105

4.2 Boden (ALEXANDER BIETMANN) 106

4.2.1 Profilgruben 106
4.2.1.1 Bodentypen 106
4.2.1.2 Korngrößenverteilung 110
4.2.1.3 Aktueller und potenzieller pH-Wert 111
4.2.1.4 Mineralischer Stickstoff (N_{min}) 112
4.2.1.5 C/N-Verhältnis 113
4.2.1.6 Wässrige Auszüge (Chlorid, Nitrat-Stickstoff, Sulfat, Phosphat-Phosphor) 114
4.2.1.7 Porengrößenverteilung 116

4.2.2 Profilbohrungen 117
4.2.2.1 Korngrößenverteilung 117
4.2.2.2 Aktueller und potenzieller pH-Wert 117
4.2.2.3 C/N-Verhältnis 118
4.2.2.4 Wässrige Auszüge (Chlorid, Nitrat-Stickstoff, Sulfat, Phosphat-Phosphor) 119

4.2.3 Bodenwassergehalt 122

4.2.4 Bodeninfiltration 124

5 DISKUSSION 126

5.1 Einfluss des Stoffhaushaltes und der Stoffflüsse im Waldökosystem Rendsburger Staatsforst auf die hydrochemische Beschaffenheit des oberflächennahen Grundwassers (MARTIN BOLL) 126

5.1.1 Standortmerkmale des Rendsburger Staatsforstes 126
5.1.1.1 Geologie und Böden 126
5.1.1.2 Waldentwicklung und ehemalige Waldnutzungen 131
5.1.1.3 Heutige Waldsituation 133

5.1.2 Stoffeinträge in Waldökosysteme 134
5.1.2.1 Stoffdeposition 135
5.1.2.2 Atmosphärische Stoffeinträge 136

5.1.3 Stoffhaushalt und Stoffflüsse in Waldböden 142
5.1.3.1 Bodenversauerung 142
5.1.3.2 Sickerwasserqualität 146

5.1.4 Bedeutung des Waldes für die Grundwasserbeschaffenheit 149
5.1.4.1 Grundwasserschutzfunktion 149
5.1.4.2 Grundwasserbeschaffenheit 150
5.1.4.3 Grundwasserversauerung 154

5.2 Einfluss der ackerbaulichen Nutzung auf die hydrochemische Beschaffenheit des oberflächennahen Grundwassers (BETTINA EICHMANN) 159

5.2.1 Ursachen der Auswaschung von Nährstoffen 159

5.2.2 Bedeutung der einzelnen Parameter als Indikator für den Einfluss der Landwirtschaft auf das oberflächennahe Grundwasser 161
5.2.2.1 Elektrische Leitfähigkeit 161
5.2.2.2 Nitrat-Stickstoff 162
5.2.2.3 Ammonium-Stickstoff 166
5.2.2.4 Phosphat-Phosphor 168
5.2.2.5 Kalium 169
5.2.2.6 TOC 176
5.2.2.7 Calcium und Magnesium 177
5.2.2.8 Natrium und Chlorid 179
5.2.2.9 Gesamt-Eisen 181

5.2.2.10 Gesamt-Mangan 182
5.2.2.11 Aluminium 182
5.2.2.12 Sulfat 183

5.2.3 Zusammenfassende Bewertung 184
5.2.3.1 Vergleich der mittleren Stoffkonzentrationen im oberflächennahen Grundwasser unter Acker und unter Wald im TUG Tetenhusen 184
5.2.3.2 Einfluss der ackerbaulichen Nutzung auf das oberflächennahe Grundwasser an den einzelnen Messstellen unter Acker im TUG Tetenhusen 186
5.2.3.3 Ursachen der Auswaschung 188

5.3 Einfluss von grünlandgenutzten Niedermoorflächen auf die hydrochemische Beschaffenheit des Grundwassers und der angrenzenden Fließgewässer (ANITA VORTANZ) 190

5.3.1 Hydrochemische Verhältnisse des Grundwassers 190
5.3.1.1 Elektrische Leitfähigkeit 191
5.3.1.2 Nitrat-Stickstoff 191
5.3.1.3 Ammonium-Stickstoff 193
5.3.1.4 Phosphat-Phosphor 195
5.3.1.5 Kalium 196
5.3.1.6 Calcium 197
5.3.1.7 Sulfat 199
5.3.1.8 Chlorid 201
5.3.1.9 Mangan 201

5.3.2 Hydrochemische Verhältnisse der Fließgewässer 204
5.3.2.1 Phosphat-Phosphor 208
5.3.2.2 Stickstoff 209
5.3.2.3 Kalium und Calcium 211
5.3.2.4 Sulfat 212
5.3.2.5 TOC 213
5.3.2.6 Eisen 214

5.3.3 Bewertung der Stoffausträge der grünlandgenutzten Niedermoorflächen 216
5.3.3.1 Bedeutung der Stoffausträge aus dem Niedermoor 216
5.3.3.2 Bedeutung anthropogen bedingter Stoffeinträge 218

5.4 Hydroökologische Funktionen von Feuchtgebieten im Wasser- und Stoffhaushalt am Beispiel eines degradierten Hochmoores in der Sanderzone Schleswig-Holsteins (ALEXANDER BIETMANN) 221

5.4.1 Standorteigenschaften 222

5.4.1.1 Lage des Tetenhusener Moores 222

5.4.1.2 Entstehung des Tetenhusener Moores 222

5.4.1.3 Böden im Bereich des Tetenhusener Moor 225

5.4.1.4 Frühere und heutige Nutzung des Tetenhusener Moores .. 227

5.4.2 Hydrologie 230

5.4.2.1 Wasserhaushaltskomponenten von Feuchtgebieten 230

5.4.2.2 Hydrologie des Tetenhusener Moores 233

5.4.3 Stoffumsetzungsprozesse in Feuchtgebieten am Beispiel des N-Kreislaufes 241

5.4.4 Einbindung von Feuchtgebieten in den Landschaftswasser- und –stoffhaushalt 247

6 AUSBLICK 250

7 LITERATURVERZEICHNIS 251

ANHANG (BAND 2) .....

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Die geografische Lage des Untersuchungsgebietes und die Flächennutzung 6

Abbildung 2: Landschaftszonen in Schleswig-Holstein und die Lage des Untersuchungsgebietes 9

Abbildung 3: Flächenverteilung der Landschaftszonen in Schleswig-Holstein 9

Abbildung 4: Geologischer Aufbau des Eider-Treene-Gebietes 17

Abbildung 5: Typische Bodenverbreitung in hoch liegenden, sandigen Geestgebieten 18

Abbildung 6: Langjähriges Mittel (1961-1990) der Monatssummen von Niederschlag, Lufttemperatur und Evapotranspiration sowie die Monatsmittel (Untersuchungszeitraum 2004) der Parameter Niederschlag und Lufttemperatur der Klimastation Schleswig. 25

Abbildung 7: Grundwasser- und Flurabstände von April bis Juli 2004 für die TUGe Alt Bennebek und Tetenhusen 62

Abbildung 8: Die während des Untersuchungszeitraumes gemessenen Grundwasserstände der westlichen und östlichen Messstellen-Reihe im Teiluntersuchungsgebiet Tetenhusen 63

Abbildung 9: Die während des Untersuchungszeitraumes gemessenen Grundwasserstände der westlichen Messstellen-Reihe im Teiluntersuchungsgebiet Alt Bennebek 64

Abbildung 10: Tagesmittelwerte des Abflusses [m³/s] der Sorge am Pegel Sorgbrück für die Monate März bis August 2004 78

Abbildung 11: Profilgrube 601 107

Abbildung 12: Profilgrube 602 108

Abbildung 13: Profilgrube 603 109

Abbildung 14: Profilgrube 604 110

Abbildung 15: Arithmetisches Mittelwerte der Bodenwassergehalte für die Monate April, Juni und Juli 2004 auf den Nutzungsarten Acker, Grünland und Wald (inkl. Dünen) 123

Abbildung 16: Bodeninfiltrationsrate an den Messstellen 755 und 755G 125

Abbildung 17: Bodeninfiltrationsrate an den Messstellen 709 und 709H 125

Abbildung 18: Bodeninfiltrationsrate an der Messstelle 725..... 125

Abbildung 19: Geologisches Geländeprofil durch die Sorgeaue, Talquerschnitt nicht maßstabsgerecht und stark überhöht 130

Abbildung 20: Heideaufforstung 1934/35 auf Pflugstreifen, im Hintergrund das Tetenhusener Gehege. 133

Abbildung 21: Darstellung der vermuteten Grundwasserfließrichtung aufgrund der Geländeroberkante (GOK), der mittleren Grundwasserstände und den zugehörigen mittleren Kalium-Konzentrationen an den Messstellen unter Acker, Wald und Grünland im Teiluntersuchungsgebiet Tetenhusen; westliches Teilprofil 174

Abbildung 22: Darstellung der vermuteten Grundwasserfließrichtung aufgrund der Geländeroberkante (GOK), der mittleren Grundwasserstände und den zugehörigen mittleren Kalium-Konzentrationen an den Messstellen unter Acker, Wald und Grünland im Teiluntersuchungsgebiet Tetenhusen; östliches Teilprofil 175

Abbildung 23: Vergleich der Natrium- und Chloridkonzentrationen im oberflächennahen Grundwasser an den verschiedenen Messstellen unter Acker im Teiluntersuchungsgebiet Tetenhusen..... 181

Abbildung 24: Vergleich der mittleren Stoffkonzentrationen des oberflächennahen Grundwassers unter Wald mit den mittleren (arithmetisches Mittel) Stoffkonzentrationen des oberflächennahen Grundwassers unter Acker im TUG Tetenhusen 185

Abbildung 25: Belastungsgrad des oberflächennahen Grundwassers im Teiluntersuchungsgebiet Tetenhusen an den verschiedenen Messstellen unter Acker am Beispiel für Kalium und Nitrat 187

Abbildung 26: Vergleich der Konzentration von Calcium und Säurekapazität in den Monaten Juni und Juli 199

Abbildung 27: Vergleich der Wasserqualität von Grundwasser, PGG und Hauptfließgewässer bezüglich der Parameter pH-Wert, TOC, Nitrat-Stickstoff und Ammonium-Stickstoff..... 206

Abbildung 28: Vergleich der Wasserqualität von Grundwasser, PGG und Hauptfließgewässer bezüglich der Parameter Aluminium, Kalium, Gesamt-Eisen und Gesamt-Mangan 207

Abbildung 29: Biotoptypen und Vorflutsituation im Bereich des Tetenhusener Moores..... 229

Abbildung 30: Wasserhaushaltskomponenten eines Feuchtgebietes 231

Abbildung 31: Langjährige, monatliche Niederschlagsmittel 1959 – 1980 und Niederschlagsmengen der Monate März - Juli 2004 im Bereich des Tetenhusener Moores 234

Abbildung 32: Stauwehr an der Messstelle 225 239

Abbildung 33: Südlicher Vorfluter des Tetenhusener Moores 240

Abbildung 34: Stickstoffkreislauf in einem Feuchtgebiet mit angrenzendem Oberflächengewässer 246

Kartenverzeichnis

Karte 1: Lage der Messstellen und Flächennutzung im Teiluntersuchungsgebiet Alt Bennebek ..... Band 2

Karte 2: Lage der Messstellen und Flächennutzung im Teiluntersuchungsgebiet Tetenhusen..... Band 2

Karte 3: Geologie im Teiluntersuchungsgebiet Tetenhusen..... 10

Karte 4: Geologie im Teiluntersuchungsgebiet Alt Bennebek 11

Karte 5: Zu erwartende Grundwasserstände im Teiluntersuchungsgebiet Tetenhusen..... 14

Karte 6: Übersicht über die Bodentypen im Untersuchungsgebiet..... 21

Karte 7: Bodentypen im Teiluntersuchungsgebiet Tetenhusen..... 22

Karte 8: Bodentypen im Teiluntersuchungsgebiet Alt Bennebek..... 23

Karte 9: Potentiell natürliche Vegetation im Teiluntersuchungsgebiet Tetenhusen..... 27

Karte 10: Baumarten und Altersklassen des Rendsburger Staatsforstes im Teiluntersuchungsgebiet Tetenhusen..... 28

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Klassifikation der Bodenwertzahlen 19

Tabelle 2: Zuordnung der einzelnen Grundwassermessstellen zu den Teiluntersuchungsgebieten sowie Angaben zu deren Höhenlage, Verfilterung und zur Flächennutzung an der entsprechenden Messstelle 32

Tabelle 3: Die Hauptfließgewässer des Messnetzes Fließgewässer (FG) mit den jeweiligen Messstellen und die Flächennutzung an der entsprechenden Messstelle 36

Tabelle 4: Zuordnung der Messstellen des Messnetzes Parzellengrenzgräben zu den TUGen, mit der Angabe der Flächennutzung bzw. –ausstattung und des jeweiligen Vorfluters 40

Tabelle 5: Die verschiedenen Messnetze mit den jeweiligen Messterminen, Messstellennummern und der Messstellenanzahl 46

Tabelle 6: Probenahmegefäße, Probenkonservierung und -vorbereitung der entnommenen Wasserproben der untersuchten Parameter 48

Tabelle 7: Probenahmegefäße und Probenkonservierung für die Laboranalytik der untersuchten bodenchemischen Parameter 51

Tabelle 8: Auflistung der untersuchten Parameter der Vor-Ort-Analytik der verschiedenen Wasser-Messnetze 54

Tabelle 9: Messmethodik der Vor-Ort-Analytik 54

Tabelle 10: Auflistung der untersuchten Parameter der Vor-Ort-Analytik der verschiedenen Boden-Messnetze 55

Tabelle 11: Auflistung der untersuchten Parameter der Labor-Analytik der verschiedenen Wasser-Messnetze 56

Tabelle 12: Messmethodik der Wasseruntersuchungen im Labor 57

Tabelle 13: Auflistung der untersuchten Parameter der Labor-Analytik der verschiedenen Boden-Messnetze 58

Tabelle 14: Messmethodik der Bodenuntersuchungen im Labor 59

Tabelle 15: Alterstruktur der schleswig-holsteinischen Wälder 134

Tabelle 16: Schwankungsbereiche verschiedener Parameter bei der Freilanddeposition 140

Tabelle 17: Schwankungsbereiche verschiedener Parameter bei der Bestandesdeposition und die Einordnung der gemessenen Stoffkonzentrationen 141

Tabelle 18: Puffersysteme und Pufferraten im Boden 144

Tabelle 19: Orientierungswerte über die geogenen Konzentrationsbereiche von Grundwasser in Lockersedimenten mit den Schwellenwerten anthropogener Beeinflussung 151

Tabelle 20: Langjährige Mittelwerte (1996-2000) und deren Schwankungsbreite (Min. und Max.) des oberflächennahen Grundwassers der GWM bei Kropp unter Waldnutzung 152

Tabelle 21: Beurteilung der Versauerungsgefährdung der Messstellen 119, 127a und b sowie 212a aufgrund des Pufferbereiches und dem Ca/Al-Verhältnisses 158

*Tabelle 22: Nährelententzüge [kg/ha*a] verschiedener Pflanzenarten unter konventioneller Bewirtschaftung auf einem Podsol 161*

Tabelle 23: Mittlere Nährstoffgehalte in Wirtschaftsdüngern 161

Tabelle 24: Belastungsklassen für Nitrat (mg/L) im Grundwasser 163

Tabelle 25: Belastungsklassen für Kalium (mg/L) im Grundwasser 170

Tabelle 26: Vergleich der mittleren (arithmetisches Mittel) Stoffkonzentrationen des oberflächennahen Grundwassers unter Wald mit den mittleren Stoffkonzentrationen des oberflächennahen Grundwassers unter Acker im TUG Tetenhusen; Parameter bei denen ein Einfluss der ackerbaulichen Nutzung deutlich wird 185

Tabelle 27: Vergleich der mittleren (arithmetisches Mittel) Stoffkonzentrationen des oberflächennahen Grundwassers unter Wald mit den mittleren Stoffkonzentrationen des oberflächennahen Grundwassers unter Acker im TUG Tetenhusen; Parameter bei denen ein Einfluss der ackerbaulichen Nutzung nicht zu erkennen ist 186

Tabelle 28: Bewertungsschema der ökologischen Gewässergüte 209

Abkürzungsverzeichnis

ATH	Allythioharnstoff
BW	Bodenwassergehalt
DGK 5	Deutsche Grundkarte 1:5000
DGPS	Differential Global Positioning System
DIN	Deutsches Institut für Normung
EN	Europäische Norm
EU–WRRL	Europäische Wasser-Rahmen-Richtlinie
FG	Fließgewässer
Gl.	Gleichung
GOK	Geländeoberkante
GWM	Grundwassermessstelle
IN	Bodeninfiltration
ISO	International Organization for Standardization
K_f	Durchlässigkeitsbeiwert, gesättigter
K_u	Durchlässigkeitsbeiwert, ungesättigter
LF	Elektrische Leitfähigkeit
Meq	Milliäquivalent
Meq_c	Milliäquivalent charge
N_{min}	Mineralstickstoff
NN	Normal Null
PB	Profilbohrung
PE	Polyethylen
PG	Profilgrube
PGG	Parzellengrenzgraben
PVC	Polyvinylchlorid
TDS	Total Dissolved Solids
TK	Topographische Karte
TUG	Teiluntersuchungsgebiet
UG	Untersuchungsgebiet

Danksagung

Wir danken ganz besonders herzlich Herrn Prof. Dr. Manfred Krieter sowie Herrn Dr. Andreas Malkus für die intensive fachliche Betreuung und tatkräftige Hilfe bei der Ausarbeitung und Durchführung dieses Forschungsprojekts. Für organisatorische Arbeiten und allgemeine Koordination bedanken wir uns bei Frau Ute Goerzen.

Ein herzliches Dankeschön gilt dem Eider-Treeneverband, der uns stets unbürokratisch mit Rat und Tat zur Seite stand. Ein besonderer Dank geht dabei an den Oberdeichgrafen Marx und den Geschäftsführer Herrn Büddig sowie Herrn Pauls, Frau Gondek, Herrn Clausen, Herrn Edler und den Verbandsvorstehern Herrn Dau, Herrn Frahm und Herrn Sierck.

Dem Landesamt für Umwelt und Naturschutz des Landes Schleswig Holstein danken wir für die finanzielle sowie wissenschaftliche Unterstützung speziell durch Herrn Dr. Fred Schulz und Herrn Dr. Frank Steinmann.

Für das Engagement und die Bereitstellung der Untersuchungsflächen danken wir allen Flächeneigentümern und Flächenverwaltern, denn ohne ihre Zustimmung wäre dieses Forschungsvorhaben nicht durchführbar gewesen.

Für die kompetente und schnelle Einrichtung der Grundwassermessstellen sind wir der Firma Lill zu großem Dank verpflichtet.

Bedanken möchten wir uns bei den Labormitarbeiterinnen des Institutes für Landschaftsökologie der Universität Münster für die Durchführung der Laboranalytik.

Unermüdlichen Einsatz bei der Gelände- und Laborarbeit zeigten auch die Teilnehmer des Studienprojekts 2004 der Arbeitsgruppe Prof. Dr. Krieter.

Andreas Martmann danken wir herzlich für die Unterstützung im EDV-Bereich.

Ein besonderer Dank gilt Daniel Schackmann für die Hilfe bei den Rammkernsondierungen.

Zusammenfassung (ALEXANDER BIETMANN)

Diese Arbeit beinhaltet die Ergebnisse der ersten fünf Monate (März bis Juli 2004) des Forschungsprojektes „Hydrochemische Untersuchungen zur Bewertung der Stoffausträge von Acker-, Grünland-, Wald- und Moorflächen in das Grundwasser und die Fließgewässer in der Sanderzone von Alt Bennebek/Tetenhusen (Schleswig-Holstein)“ mit dem Ziel verschiedene für Schleswig-Holstein charakteristische Flächennutzungen hinsichtlich ihres Einflusses auf die Güte von Grund- und Oberflächenwässern zu bewerten. Die Untersuchungen wurden in der Sanderzone Schleswig-Holsteins bei den Orten Alt Bennebek und Tetenhusen durchgeführt. Um die nutzungsspezifischen Flächenausträge und die hydraulischen und stofflichen Korrespondenzen im System „Boden-Sickerwasser-Grundwasser-Oberflächenwasser“ zu ermitteln, wurde ein Verbund von Messstellen eingerichtet, durch die die erforderlichen Daten gewonnen werden konnten. Das hohe Stoffaustragspotenzial der sandigen Böden im Untersuchungsgebiet ist vor allem auf die substratbedingt geringe nutzbare Feldkapazität und das damit verbundene geringe Retentionsvermögen und die niedrige Austauscherkapazität durch den geringen Tonmineralanteil im Boden zurückzuführen. Mit Hilfe der Grundwasserstandsmessungen und kleinräumig auch anhand der gemessenen Kaliumkonzentrationen im Grundwasser, kann für die beiden Hauptgewässer Sorge und Bennebek eine eindeutige Vorflutfunktion für das oberflächennahe Grundwasser nachgewiesen werden. Die untersuchten Hauptfließgewässer Sorge und Bennebek ähneln sich in ihrem Chemismus, der Rieselbach nimmt aufgrund seiner Abwasserfracht eine Sonderrolle ein. Weitaus größere räumliche und zeitliche Schwankungen bezüglich der Wasserführung und der Hydrochemie weisen die untersuchten Parzellengrenzgräben auf, bei denen zum Teil ein Nutzungseinfluss erkennbar ist. Ackerbaulich genutzte Flächen lassen sich in besonderem Maße durch die düngebürtigen Stoffe Kalium und Nitrat im oberflächennahen Grundwasser identifizieren. Darüber hinaus ist im flachen Grundwasser eine deutliche Erhöhung der Stoffkonzentration für die Parameter Ammonium, TOC, Calcium, Eisen und Mangan gegenüber dem waldbürtigen Grundwasser zu erkennen. Die Waldgebiete im Untersuchungsgebiet zeichnen sich durch die geringsten Stoffausträge aus. Stellenweise liegt eine Versauerung des Bodens und des Grundwassers vor,

die durch die Versauerungsindikatoren Aluminium, Sulfat und Nitrat belegt werden. Der Grünlandeinfluss auf das oberflächennahe Grundwasser ist anhand der düngerelevanten Parameter (NPK) nicht erkennbar. Erhöhte Sulfat- und Eisengehalte weisen auf Denitrifikation in diesen Bereichen hin. Der Einfluss des Moores auf die Gewässergüte zeigt sich vor allem durch hohe Ammonium- und TOC-Gehalte im oberflächennahen Grundwasser und in den diesen Bereich entwässernden Gräben.
Für eine gesicherte Bewertung des Einflusses der unterschiedlichen Flächennutzungen bzw. –ausstattungen auf die Gewässergüte des Grundwassers und der Oberflächengewässer sollte das bestehende Messprogramm fortgeführt und intensiviert werden.

Abstract (ALEXANDER BIETMANN)

This study describes the results of the first five months of field work (March–July 2004) of the research project “The influence of different land utilization (farm-, grass-, wood-, and peatland) on the discharge of substances into the shallow groundwater and the flowing water bodies in the area of Alt Bennebek/Tetenhusen (Schleswig-Holstein)”. Various monitoring networks (soil, groundwater, surface water) were installed, to gain the required data for the evaluation of specific discharges and the hydraulic and hydrochemical interactions between soil, percolation water, groundwater and surface water. A poor effective field capacity, closely connected to the specific retention volume of the sandy soils in the study area and a low exchange capacity of the non-clayey soils, lead to a high leaching of substances into adjacent hydrological systems. As shown by the depth of the groundwater level, and in some locations by the concentration of potassium in the groundwater (tracer), the two main rivers “Sorge” and “Bennebek” can be regarded as receiving streams in this basin, concerning the near surface groundwater. Whereas the two main streams show similar values in their riverine hydrochemistry, differing values of the third analysed stream (Rieselbach) are a consequence of an inflow of wastewater from the nearby sewage treatment plant in Kropp (Schleswig-Holstein). Greater temporal fluctuations and spatial variations regarding the water regime and hydrochemistry occur in the analysed drains. Farmland in particular is characterised

by certain substances in the shallow groundwater due to fertilizer application (potassium, nitrogen), and increased concentrations of ammonium, TOC, calcium, iron and manganese as opposed to those of groundwater influenced by forest use. Even though the woodland of the study area shows the lowest substantial discharge, locally increased aluminium, sulphate and nitrogen values indicate an acidification in parts of the soil and the groundwater. The influence of grassland on the chemistry of the upper groundwater is not perceptible due to the application of fertilizer on the sites (NPK), although proceeding denitrification is reflected in raised sulphate and iron concentrations in the groundwater. Very high ammonium and TOC contents in ground- and surface water of the peatland show the significant influence of organic layers on the water quality of groundwater.

A continuation of this research program is needed in order to sufficiently assess the impact of the different methods of land utilization on the hydrochemical composition and quality of the shallow groundwater and surface water.

1 Einleitung

1.1 Problemstellung und Stand der Forschung (BETTINA EICHMANN)

Für eine zielorientierte Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) sowie den regionalen Schutz von Fließgewässern und Grundwässern auf der Basis von Bundes- und Landesgesetzen ist die Schaffung einer raumbezogenen aktuellen und tragfähigen Datengrundlage eine der Prämissen. Die Entwicklung von Strategien zur Reduktion von Stoffeinträgen in die Gewässer erfordern unter anderem regional differenzierte hydro(pedo)geochemische Untersuchungen, um die zeitliche und räumliche Varianz der Gewässergüte bestimmter Gebiete beispielhaft erfassen zu können (BACH 1987; SYMADER 1987).

Dazu ist nicht die Fokussierung auf einzelne Gewässer oder Parameter zielführend, sondern der gesamte Komplex natürlicher und anthropogener Faktoren im System „Fließgewässerlandschaft“ zu betrachten. Fließgewässerlandschaften sind nach LANU (2003):

> „homogene Landschaftsräume, in denen aufgrund ähnlicher Ausbildung der gewässerprägenden Parameter [wie Geologie, Böden, Relief, Niederschlag, Gewässernetzdichte, potentielle natürliche Vegetation, der Verfasser] morphologisch und geochemisch ähnliche Gewässer zu erwarten sind“.

Die quantitative und qualitative Erfassung des Abflusses hinsichtlich des Wasser- und Stoffhaushaltes ist für eine fundierte Datengrundlage unumgänglich. Neben Kenntnissen der regionalen Grundwasserneubildung und des flächenspezifischen Stoffaustrages sind gleichermaßen auch Daten über die hydraulischen und stofflichen Korrespondenzen im System Aue/Flussbett bzw. Grundwasser/Oberflächengewässer erforderlich. Für den Raum Schleswig-Holstein, wie vielerorts auch, existieren generell nur wenige Daten bezüglich der oben genannten Problematik. Die bereits vorhandenen Grundwassermessnetze des Landes Schleswig-Holstein (Basismessnetz und Trendmessnetz) geben einen ersten Überblick über die Grundwasserbeschaffenheit in Schleswig-Holstein

(MINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND LANDWIRTSCHAFT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (MUNL) 2003). Diese reichen jedoch für eine detaillierte Betrachtung und Bewertung der regionalen hydrochemischen Verhältnisse der jeweiligen Gewässerlandschaft nicht aus. Für eine Bewertung von Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässergüte nach der EU-WRRL fehlen damit weitgehend tragfähige und planungsrelevante Daten.

1.2 Zielsetzung (ANITA VORTANZ)

Vor dem Hintergrund des bisherigen lückenhaften Forschungsstandes entwickelte die Westfälische Wilhelms-Universität Münster (Institut für Landschaftsökologie, Lehrstuhl Prof. Dr. Manfred Krieter) als Beitrag dieser hydroökologischen Problemstellung eine Forschungskonzeption für ein kleines ausgewähltes Modelluntersuchungsgebiet in Schleswig-Holstein. Die Startphase des Vorhabens von März bis November 2004 erfolgte in Kooperation mit dem Landesamt für Natur und Umwelt (LANU), das im Rahmen eines Untersuchungsauftrages einen Teil der Projektkosten übernahm. Ferner beteiligte sich der Eider-Treene-Verband finanziell an den Projektkosten.

Im Zuge dieser Untersuchung wurde in der Sanderzone Schleswig-Holsteins in einem Teileinzugsgebiet der Fließgewässer Sorge und Bennebek schwerpunkthaft der Einfluss verschiedener Standorte/Flächennutzungen (Grünland, Acker, Wald und Moor) auf die Beschaffenheit des oberflächennahen Grundwassers und auf die Oberflächengewässer in hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung untersucht und vergleichend bewertet. Das Ziel des auf etwa drei Jahre angelegten Forschungsprojektes ist die Entwicklung einer raumbasierten Modellierung der Wasser- und Stoffflüsse im System Boden-Grundwasser-Oberflächenwasser.

Diese Diplomarbeit stellt zugleich das Ergebnis der abgeschlossenen halbjährigen Startuntersuchung dar und soll einen ersten Überblick der hydroökologischen Verhältnisse im Untersuchungsgebiet (UG) vermitteln.

1.3 Auswahl der Untersuchungsflächen (ALEXANDER BIETMANN)

Schleswig-Holstein lässt sich landschaftlich in die vier Landschaftszonen Marsch, Hohe Geest, Niedere Geest und in das Östliche Hügelland gliedern (siehe *Abbildung 2*). Das UG befindet sich in der weichseleiszeitlichen Sanderzone, die auch als Niedere Geest oder Vorgeest bezeichnet wird. Dieser Raum eignet sich aufgrund des vergleichsweise einfachen und homogenen hydrogeologischen Aufbaues besonders gut für die Modellbildung zur Untersuchung der Abflussentstehung, zum Flächenaustrag und zur Stoffflussdynamik im System Boden, Grund- und Oberflächenwasser.

Im Raum der Sanderzone ist die Grundwasserneubildung aufgrund des sandig-kiesigen Untergrundes, des ozeanischen Klimas sowie der schwachen Reliefierung im Vergleich zu anderen Landschaftszonen Schleswig-Holsteins relativ hoch (siehe *Kapitel 2.4*). Die geringen Höhenunterschiede in der Niederen Geest erleichtern zudem die Bewertung der hydraulischen Bedingungen im Top des Porengrundwasserleiters, die in der kuppigen Landschaft des Östlichen Hügellandes mit den heterogenen Substratverhältnissen weitaus schwieriger zu berechnen sind. Es ist anzunehmen, dass die Grundwasserentlastung bzw. die -exfiltration zu den Fließgewässern hauptsächlich aus dem überwiegend lateralen Anstrom des flachen Grundwassers der unmittelbaren Umgebung erfolgt. Die Eignung der Sanderzone an sich und speziell des von äolischen und (glazio)fluviatilen Sanden beherrschten Untersuchungsraumes für die Analyse und Bewertung der nutzungsspezifischen Stoffausträge erklärt sich aus ihrem vorwiegend monomiktischen Mineralbestand. Es kann angenommen werden, dass diese Sande im Sicker- und oberen Grundwasserraum wegen ihres sehr hohen Quarzanteiles hinsichtlich der zu betrachtenden Stoffgruppen als hydrochemisch nahezu inerte Matrix anzusehen sind.

Um den Status von regional definierbaren Austragungsflächen/Einzugsgebieten bezüglich der Stoffverlagerung in das oberflächennahe Grundwasser zu sichern, wurden Flächennutzungsareale ausgewählt, die aufgrund ihrer Größe und räumlichen Abgrenzung (u. a. durch Parzellengrenzgräben und Geländehöhen) möglichst eine gute Trennung gegenüber anderen benachbarten Nutzungen zulassen. Dennoch sollte die räumliche Lage der Vergleichsflächen möglichst eng miteinander korrespondieren, um weitgehend identische Hinter-

grundbedingungen (Klima, Sedimentologie, Grundwasserhydraulik usw.) zu erhalten.

Gemäß diesem Anforderungskatalog wurde im Vorfeld der Flächenauswahl eine detaillierte Flächennutzungskartierung auf Grundlage der DGK 5 durchgeführt. Bei der Ermittlung von geeigneten Testräumen ergab sich, dass sich das Teiluntersuchungsgebiet (TUG) Tetenhusen mit den vorherrschenden Nutzungen Wald (Rendsburger Staatsforst) und Acker und das TUG Alt Bennebek mit Grünland und Moor für dieses Vorhaben geeignet sind und die einzelnen Nutzungen/Flächenausstattungen auch eine ausreichende Flächenausdehnung besitzen. Im Rendburger Staatsforst wird der nördliche Waldbereich (Gehege Tetenhusen) von dem südlichen Waldbereich (Gehege Lohe) unterschieden (vgl. *Karte 1* und *Karte 2* in *Band 2)*.

Ein weiteres Auswahlkriterium für diese Untersuchungsräume ergibt sich aus ihren hydrologischen Charakteristika. Die oberirdische Entwässerung erfolgt durch die Hauptfließgewässer Sorge und Bennebek, die die beiden TUGe von E nach W nahezu parallel durchziehen. Wegen ihrer (eventuellen) Vorflutfunktion ist zunächst anzunehmen, dass sie jeweils im hydraulischen Kontakt zum örtlichen oberflächennahen Grundwasser stehen. Damit könnten die beiden Fließgewässer-Laufstrecken hinsichtlich der überörtlichen Ausbreitung des Grundwasserabstromes aus den Flächennutzungseinheiten eine gewisse Grenzfunktion ausüben.

Weiterhin ist durch das Messprogramm zu prüfen, ob Scheitelungen des flachen Grundwassers im TUG Tetenhusen nördlich der Sorge (zum System Bennebek) und südlich der Sorge (zum System Garlbek) in den bewaldeten Dünensandgebieten des Rendsburger Staatsforstes vorliegen.

Nicht zuletzt ist für die Untersuchungsflächen Alt Bennebek und Tetenhusen eine gute Zugänglichkeit (dichtes Straßen- und Wegenetz) der einzurichtenden Messstellen gegeben.

2 Untersuchungsgebiet

2.1 Geografische Lage (ALEXANDER BIETMANN)

Wie aus der *Abbildung 2* ersichtlich ist, liegt das Untersuchungsgebiet (UG) am östlichen Rand der Eider-Treene-Sorge-Niederung im Übergangsbereich zur Niederen Geest. Die Flächenverteilung der Landschaftszonen in Schleswig-Holstein ist in *Abbildung 3* wiedergegeben.
Das durch die Ergebnisse der Flächennutzungskartierung festgelegte UG befindet sich zwischen den Orten Alt Bennebek und Lohe-Föhrden (vgl. *Abbildung* 1). Aufgrund der unterschiedlichen Flächennutzung bzw. Flächenausstattung und deren räumliche Verteilung wurde das UG zweigeteilt (vgl. *Karte 1* und *Karte 2* in *Band 2*) und zwar in das

- TUG Alt Bennebek und das
- TUG Tetenhusen

Das TUG Alt Bennebek wird im Westen durch den Umleitungsdeich und im Südosten durch die sich an das Tetenhusener Moor anschließenden Ackerflächen begrenzt. Die nördliche Grenze bildet das Grünland im Bereich des Rieselbaches, südlich wird das Gebiet durch die Sorge begrenzt.
Die Bennebek-Niederung bildet den nördlichen Rand des TUGes Tetenhusen, im Süden kann die Garlbek mit ihren Zuflüssen als Grenze betrachtet werden. Im Westen wird dieses TUG durch die Landstraße L39 und im Osten durch die Bundesstraße B77 begrenzt.

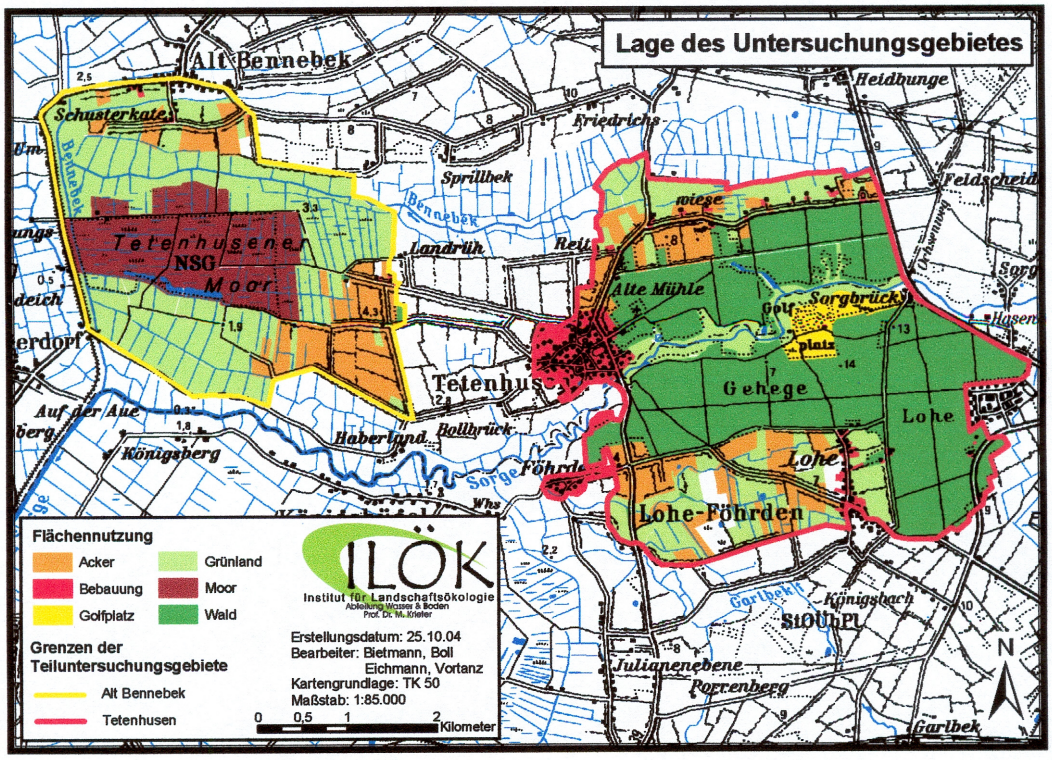


Abbildung 1: Die geografische Lage des Untersuchungsgebietes und die Flächennutzung

2.2 Geologie (MARTIN BOLL)

Die heutige Erscheinungsform Schleswig-Holsteins wird maßgeblich durch die quartären Ablagerungen der Saale- und der Weichsel-Eiszeit geprägt. Präquartäre Schichten stehen nur an wenigen Standorten oberflächlich an (WILHELM 1970). Schleswig-Holstein besteht aus vier etwa NW-SE parallel verlaufenden Landschaftszonen, die in *Abbildung 2* und *Abbildung 3* dargestellt sind.

Das Östliche Hügelland wird von Grund- und Endmoränen der Weichseleiszeit aufgebaut, die dieser Jungmoränenlandschaft eine vergleichsweise hohe Reliefenergie verleihen. Die östlich an das UG angrenzenden sichelförmigen Stauchendmoränenzüge der Duvenstedter und Hüttener Berge (STEPHAN 1995) mit einem unruhigen kuppigen Relief zählt GRIPP (1964) zum Pommerschen Stadium.

Am Außenrand dieser Endmoränen schließen sich an den durch subglaziale Erosion entstandenen Tunneltälern die kegelförmigen Sandaufschüttungen der

weichseleiszeitlichen Sander der Niederen Geest an (WILHELM 1970). Markante Schmelzwasseraustritte liegen nach STEWIG (1978) unter anderem östlich des UGes bei Owschlag und bei Rendsburg-Fockbek. Die äußerste weichseleiszeitliche Eisrandlage und der Bereich des Schmelzwasseraustritts in der heutigen Sorgeniederung sind der *Karte 3* zu entnehmen. Mit dem Schmelzwasserabfluss von der Sanderwurzel nach außen, über die kleinen Urstromtäler der Eider und der Treene zum elbischen Haupt-Urstromtal hin, erfolgte eine Korngrößenabnahme der Sandersedimente (STEWIG 1978; SCHMIDTKE 1985). Die Flächensander im Eider-Treene-Gebiet zeichnen sich durch ihre Kalk- und Tonarmut aus (LIEDTKE & MARCINEK 2002). Gemäß GRIPP (1964) entstanden die radial abgelagerten Sander der Eider- und Sorge-Niederung in einem weichseleiszeitlichen Zungenbecken. Hier sind die Korngrößen der abgelagerten Feinsande und Schluffe feiner als bei anderen weichseleiszeitlichen Sandern in Schleswig-Holstein (GRIPP 1964; SCHULZ 1977). Während des vegetationslosen Periglazialklimas konnten unter anderem im Gebiet des mittleren Sorgetales Flugsanddecken entstehen, die bei ausreichender Mächtigkeit zu Binnendünen aufgeweht wurden (STEWIG 1978). Nach SCHLÜTER (1978) verläuft der Dünenkomplex auf der südlichen Sorgeterrasse in einem maximal 600 m breiten Streifen entlang der Sorge (vgl. *Karte 3*) Die Entstehungszeit der Dünen reicht von der Spätphase der Weichseleiszeit bis in das Holozän, wobei es durch Plaggenwirtschaft und Beweidung auch in der Neuzeit zu Sandverwehungen gekommen ist (STEPHAN 1995; HENNINGSEN & KATZUNG 2002; SOMMERHÄUSER & SCHUHMACHER 2003). Die Dünenbildung wird in *Kapitel 5.1.1.1*. noch ausführlicher behandelt werden.

Die Hohe Geest im Westen des Landes setzt sich aus saaleeiszeitlichen Moränen und Sanderflächen zusammen, die das typische Relief einer ausgeglichenen Altmoränenlandschaft bilden. Während der Weichseleiszeit erreichte die Inlandeismasse dieses Gebiet nicht mehr, so dass es der periglazialen Überformung unterlag und dadurch das Relief ausgeglichen wurde (STEWIG 1978). Die Hohe Geest wurde durch die weichseleiszeitlichen Schmelzwässer in einzelne größere Geestinseln zerteilt (WILHELM 1970; STEWIG 1978). In den Niederungen der Flüsse Eider, Treene und Sorge befinden sich heute noch kleinere Grundmoräneninseln auf denen Siedlungen wie Friedrichsholm, Christiansholm, Meggerdorf und Hohn liegen (LIEDTKE & MARCINEK 2002).

Beim Übergang vom weichseleiszeitlichen Hochglazial zum frühen Holozän unterlagen die schwach nach Westen geneigten Sanderebenen der Erosion durch die austretenden Schmelzwässer, so dass die Sanderebene der Niederen Geest in einzelne Platten zerschnitten wurde. Dabei kam es zur Ausbildung des breiten Eidertales und zahlreicher Seitentäler, wie das der heutigen Sorge (LANGE & MENKE 1967; FRÄNZLE 1988).

Während der abklingenden Flandrischen Transgression im Atlantikum (ca. 8.000 bis 3.000 J. v. Chr.) setzte um etwa 2.000 J. v. Chr. aufgrund der Gezeitenwirkung der vorrückenden Nordsee die Marschen- und Wattenbildung ein (WILHELM 1970; MUUß et al. 1973; SCHLÜTER 1978; STEWIG 1978). Diese Transgression führte neben der Auffüllung der glazialen Erosionsrinnen auch zum Rückstau der Fließgewässer und des Grundwassers, so dass sich aufgrund der verschlechterten Abflusssituation in der Eiderniederung zwischen 4.500 und 3.000 J. v. Chr. flache Seen und ausgedehnte Niedermoore ausbreiteten (ELWERT & SCHARAFAT 1968; FRÄNZLE 1988; SOMMERHÄUSER & SCHUHMACHER 2003; vgl. auch *Abbildung 4* und *Kapitel 2.4*).

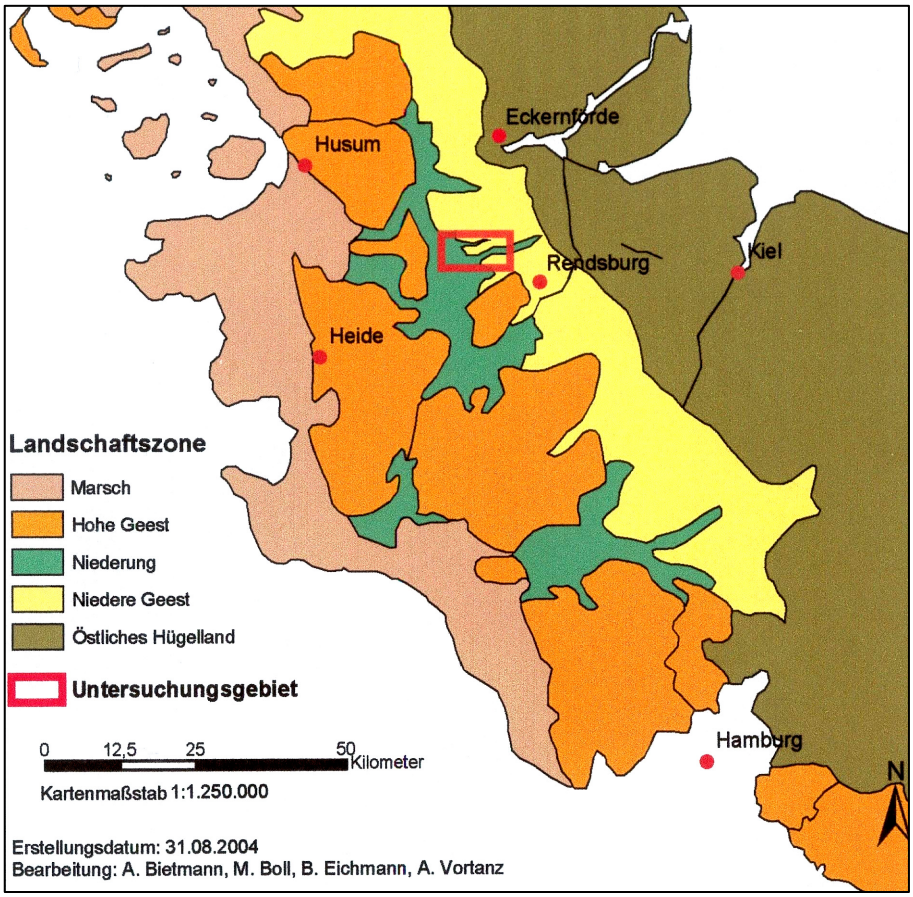


Abbildung 2: Landschaftszonen in Schleswig-Holstein und die Lage des Untersuchungsgebietes (verändert nach SCHLENGER et al. 1970)

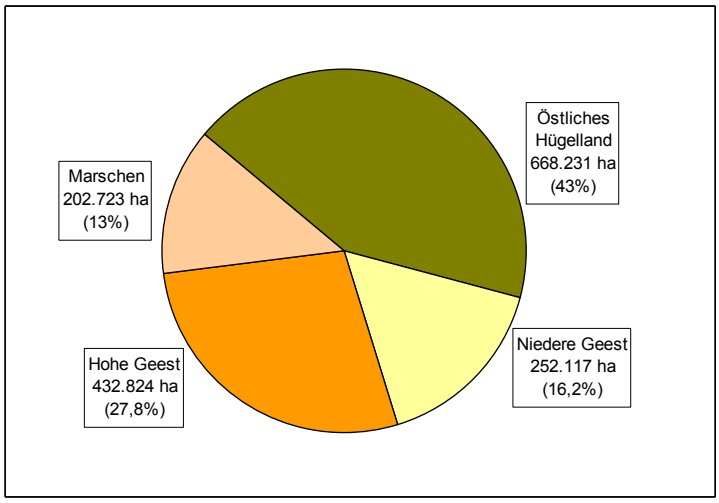


Abbildung 3: Flächenverteilung der Landschaftszonen in Schleswig-Holstein (nach HEYDEMANN et al. 1980)

Karte 3: Geologie im Teiluntersuchungsgebiet Tetenhusen (nach GEOLOGISCHES LANDESAMT SCHLESWIG-HOLSTEIN 1984)

Karte 4: Geologie im Teiluntersuchungsgebiet Alt Bennebek (nach GEOLOGISCHES LANDESAMT SCHLESWIG-HOLSTEIN 1988)

2.3 Hydrogeologie (MARTIN BOLL)

In Schleswig-Holstein bilden die Lockergesteine des Quartärs und des Tertiärs zumeist vier Grundwasserleiter bzw. –stockwerke (VIERHUFF et al. 1981; HOLTHUSEN 2003). Die beiden oberen Grundwasserstockwerke (Schmelzwassersande der Weichsel-Vereisung und Schmelzwassersande des Saale-Glazials) werden durch Geschiebemergelkörper getrennt (vgl. *Abbildung 4*). Darunter folgen als drittes Stockwerk elsterglaziale Schmelzwassersande und/oder pliozäne Sande, als viertes miozäne Braunkohlensande.

Im Gegensatz zu den mit Geschiebemergel durchsetzten Glazialsanden im Östlichen Hügelland ist die Grundwasserhöffigkeit der weichseleiszeitlichen Schmelzwassersande der Niederen Geest wegen ihrer hohen Nutzporosität und den günstigen k_f-Werten erheblich höher (1. Grundwasserstockwerk). Aufgrund einer fehlenden bindigen Grundwasserdeckschicht und des ozeanischen Klimas ist in diesen Sanderflächen die Grundwasserneubildung, aber auch die Verschmutzungsgefährdung des Grundwassers besonders hoch (DER MINISTER FÜR NATUR, UMWELT UND LANDESENTWICKLUNG SCHLESWIG-HOLSTEIN (MNUL) 1992). HÖLTING (1996) gibt für die schleswig-holsteinische Sanderzone bei einer Niederschlagshöhe von 800 mm eine Grundwasserneubildungshöhe von 240 mm an.

Die Verschmutzungsgefährdung des Grundwassers wird verstärkt durch die zum Teil sehr geringen Grundwasserflurabstände und die damit verbundene geringe Mächtigkeit der Sickerwasserzone. Wie in *Karte 5* zu sehen ist, sind im UG besonders die Niederungsbereiche der Bennebek, der Sorge und der Garlbek durch geringe Grundwasserflurabstände gekennzeichnet.

Weitere Untersuchungen zum Grundwasserhaushalt und zum Grundwasserchemismus der schleswig-holsteinischen Geest wurden von SCHULZ (1977) durchgeführt. Er teilt die Sandergrundwässer der Niederen Geest nach ihrem Chemismus in die folgenden Grundwassertypen ein:

- Saures Sandergrundwasser,
- tieferes Sandergrundwasser und
- anthropogen beeinflusstes Sandergrundwasser

Von den Hüttener bzw. den Duvenstedter Bergen im Östlichen Hügelland strömt in den weichseleiszeitlichen Sandern das tiefere Grundwasser zunächst in südlicher Richtung. Bei Rendsburg gabelt sich der Grundwasserstrom auf: ein Strang zieht weiter nach Süden zur Eider, ein anderer nach Westen zur Sorge (JOHANNSEN 1980). Ursache hierfür ist ein lehmig-toniger Schichtenkomplex, der sich strangartig bis zur Hohner Geestinsel erstreckt und von LILL (2003) anhand von Bohrversuchen bestätigt werden konnte.

Karte 5: Zu erwartende Grundwasserstände im Teiluntersuchungsgebiet Tetenhusen (nach GEOLOGISCHES LANDESAMT SCHLESWIG-HOLSTEIN 1974)

2.4 Hydrologie (MARTIN BOLL)

Die Hauptwasserscheide in Schleswig-Holstein wird vom Östlichen Hügelland gebildet, die den Einzugsbereich der Nordsee (10.543 km^2) von dem der Ostsee (5.978 km^2) trennt (LANU 2001). Die 190 km lange Eider ist nicht nur der längste Fluss Schleswig-Holsteins, er weist mit 1.879 km^2 auch das größte Einzugsgebiet auf (WILHELM 1970).

In der Niederen Geest überwiegt die „Fließgewässerlandschaft der Sander und sandigen Aufschüttungen“, die von den quartären Sandablagerungen der Flugsanddecken und Schmelzwassersande geprägt ist. Daneben kommt in der Eider-Treene-Sorge-Niederung entlang von eiszeitlichen Schmelzwasserrinnen die „Fließgewässerlandschaft der Flussniederungen und Moorgebiete“ vor (vgl. *Abbildung 4*). Somit kann die Sorge als „teilmineralisch geprägtes Fließgewässer der Flussniederungen und Moorgebiete“ bezeichnet werden (SOMMERHÄUER & SCHUHMACHER 2003).

Bis in die Neuzeit hinein war die Eider-Treene-Sorge-Niederung wegen ihrer breiten, verzweigten und versumpften Wasserläufe, den Flachseen und den ausgedehnten Mooren ein siedlungs- und verkehrstechnisch schwer zu erschließender Raum (LANDESVERMESSUNGSAMT SCHLESWIG-HOLSTEIN (LVA SH) 1966). Um diese Region landwirtschaftlich nutzen zu können, erfuhr die tidebeeinflusste Eider mit ihren Nebenflüssen Treene und Sorge in den letzten 400 Jahren einschneidende anthropogene Veränderungen. Nachdem die Abflussverhältnisse in der Eider-Treene-Sorge-Niederung durch den Bau von Schöpfwerken und Deichen verbessert, sowie die Niedermoorflächen durch Gräben entwässert worden waren, begann die humose Bodenoberfläche aufgrund der einsetzenden Zersetzungsprozesse zu sacken. Durch diese Geländesackungen liegen große Bereiche dieser Niederungen, wie die Sorge-Niederung, heute zwischen NN und NN -1 m (LVA SH 1966; SCHENDEL 1971; SCHLÜTER 1978). Ohne die künstliche Vorflutregulierung durch Schöpfwerke würden sich in der Eider-Treene-Sorge-Niederung ausgedehnte Seen bilden (MUUß et al. 1973; LANU 2001).

Wie aus der *Abbildung 4* hervorgeht, wird in der Eider-Treene-Sorge-Niederung der pleistozäne Untergrund von saaleeiszeitlichen Ablagerungen, Eemsedimen-

ten und weichseleiszeitlichen Schmelzwassersande aufgebaut (SCHENDEL 1971).

Die Entstehung der Sorge geht auf die Tiefenerosion der weichseleiszeitlichen Schmelzwässer zurück, die bei Alt Duvenstedt die Sanderebene erreichten (SCHLÜTER 1978) und sich bis auf das Niveau der regionalen Erosionsbasis, der Eider, in die saaleeiszeitlichen Sedimente eintieften. SCHLÜTER (1978) vermutet, dass periodische Hochwässer der Eider zu Sandumlagerungen und schließlich zur Verschleppung und sogar zur Abriegelung der Sorgemündung führten.

Zusammen mit dem postglazialen Meeresspiegelanstieg erfolgte dann aufgrund des verringerten Fließgefälles eine Verlagerung der Flussläufe. So bildeten sich in der Sorgeniederung flache Seen, aus denen nach der Verlandung mächtige Niedermoore wurden (vgl. Abb. *Kapitel 2.2*). Die obersten Torfschichten entstanden aber erst mit dem Meeresspiegelanstieg im Atlantikum (SCHLÜTER 1978). Aufgrund der häufigen Überschwemmungen der ehemals vermoorten und tidebeeinflussten Eider-Treene-Sorge-Niederung, trennte man die Sorge Anfang des 17. Jahrhunderts vom Tideeinfluss der Nordsee ab (MUUß et al. 1973). Damals wurde die Sorge-Niederung über die ehemaligen Seen Börmersee und Meggersee nördlich vom heutigen Meggerdorf in die Eider entwässert. Seit dem Bau des Umleitungsdeiches (vgl. *Karte 1*) wird die Sorge zusammen mit ihren Zuflüssen als Neue Sorge an dieser Stelle nach Süden abgeleitet und mündet an der Sandschleuse in die Eider. Der von der Sorge abgetrennte Teil (Alte Sorge) entwässerte seitdem über die Steinschleuse in die Eider (LVA SH 1966; ELWERT & SCHARAFAT 1968; QUEDENBAUM 1984), wobei nach MUUß et al. (1973) einige Seen, wie der Meggersee, später künstlich entwässert wurden.

Die 33 km lange Sorge entsteht östlich des UGes am Auslauf des Bistensees in den Duvenstedter Bergen (Östliches Hügelland) und wird nach ca. 24 km Fließweg am Umleitungsdeich zur Neuen Sorge (QUEDENBAUM 1984). Anhand der Gewässergütekartierung (LANU 2002b) kann die Sorge und die meisten ihrer Zuflüsse (Garlbek, Bennebek) als mäßig belastet (Güteklasse II) eingestuft werden. 1990 wurde sie noch als gering belastet (Güteklasse I-II) eingestuft (LANDESAMT FÜR WASSERHAUSHALT UND KÜSTEN SCHLESWIG-HOLSTEIN (LAWK) 1990). Ihr wichtigster Zufluss im UG ist die 13 km lange Bennebek, die in dem Bereich Friedrichswiese entspringt und die gesamte Bennebek-Niederung über

Gräben entwässert. Daneben ist der am Umleitungsdeich in die Bennebek einmündende Rieselbach für die Gewässergüte im UG von Bedeutung, der von der Ortschaft Kropp kommend, die Abwässer der Kläranlage Kropp ableitet (GREVE 2004; vgl. *Karte 1*).

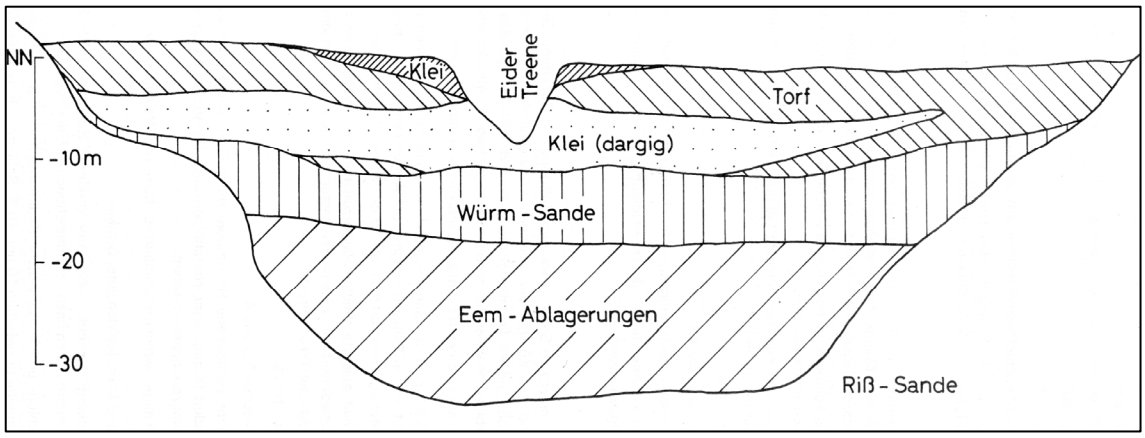


Abbildung 4: Geologischer Aufbau des Eider-Treene-Gebietes (nach SCHENDEL 1971)

2.5 Böden (BETTINA EICHMANN)

Namensgebend für die Geest sind die ungünstigen Standorteigenschaften der dortigen Böden. Der Ursprung der Landschaftsbezeichnung liegt in dem Wort „güst“, was unfruchtbar bedeutet (SCHLICHTING 1960).

Das Ausgangsmaterial für die Bodenbildung, die weichseleiszeitlichen Sander, ist mit Tongehalten von unter 2 % extrem tonarm. Aufgrund der sehr viel tieferen Grundwasserstände im Spätglazial sind die Sander im Zuge der terrestrischen Pedogenese zudem tiefgründig entbast (BLUME et al. o. J.). Der Mineralbestand lässt sich nach SCHLICHTING (1960) folgendermaßen charakterisieren: 0-5 Gew.-% Kalk, 0-7 Gew.-% silikatische Tonmineralien, 5-10 Gew.-% Feldspat und Glimmer sowie 80-90 Gew.-% Quarz.

Der hohe Sandgehalt und die Basen- und Tonarmut der Sander sowie die absteigende Bodenwasserbewegung im ozeanischen Klimatypus prädestinieren diese Bodenzone zur Podsolierung (siehe *Abbildung 5*), so dass hier verschiedene Untertypen zu finden sind (SCHLICHTING 1960; STEWIG 1978).

Heidepodsole entstanden nach SCHLENGER et al. (1970) vor allem auf älteren Flugsandaufwehungen und Dünen, welche zu schneller Podsolierung neigen. Diese zählen zu den nährstoffärmsten Böden mit einer im Durchschnitt 20 bis 30 cm mächtigen Ortsteinschicht. Braunerde-Podsole findet man dort, wo die ursprüngliche Waldvegetation lange erhalten blieb. In früh kultivierten Bereichen trifft man dagegen Podsol-Braunerden, so genannte Rosterden an (SCHLICHTING 1960).

In den tieferen grundwassernahen Bereichen der Sander und Talsandebenen entstanden unter dem Einfluss des Grundwassers Gley-Podsole (SCHLENGER et al. 1970). Auf den jüngeren Flugsandanwehungen und Dünen sind Regosole anzutreffen, die aber nur ein geringmächtiges Solum aufweisen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). Braunerden dominieren auf den höher gelegenen und nicht durch Flugsand überdeckten Sandflächen (LANU 2001b, MUNL 2003b).

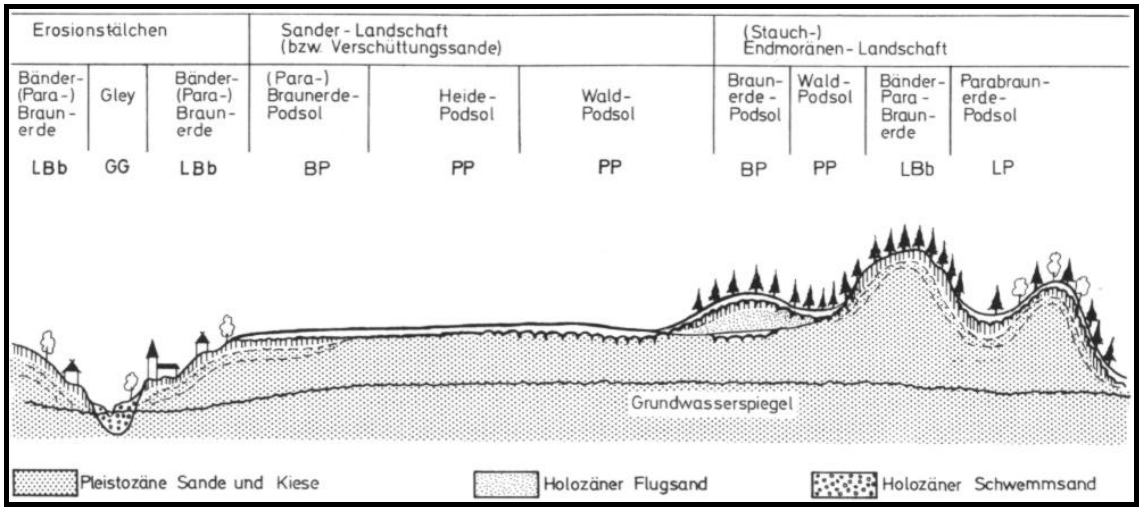


Abbildung 5: Typische Bodenverbreitung in hoch liegenden, sandigen Geestgebieten (schmetischer, stark überhöhter Querschnitt, unmaßstäblich, nach ROESCHMANN 1971)

Ein weiterer wichtiger Prozess der Bodenbildung ist die Vermoorung (STEWIG 1978; MUNL 2004). Anmoorige Böden werden gekennzeichnet durch eine weniger als 30 cm mächtige Torflage bzw. durch Humusgehalte von 15-30 Gew.-% (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002) und werden genau wie die topogenen Niedermoore vom Grundwasser beeinflusst. Diese sind daher im Bereich der Niederungen anzutreffen. Der vorherrschende Moortyp in der Un-

tersuchungsregion ist jedoch das ombrogene Hochmoor. In der Niederen Geest ist dieser Moortyp vor allem an die nährstoffarmen Sand- und Heideböden gebunden oder ist in tieferen Höhenlagen über Niedermooren entstanden (SCHLICHTING 1960; SCHLENGER et al. 1970).

Durch Meliorationsmaßnahmen wie das Trockenlegen und Abtorfen der (Hoch)-Moore sowie das Durchbrechen der Ortsteinschicht wurde die Niedere Geest der landwirtschaftlichen Nutzung zugeführt. Bedingt durch die geringe Bonität der Böden überwiegen Grünlandstandorte. Die Bodenwertzahlen der sehr leichten Böden liegen zwischen 10 und 30 Punkten und sind damit als sehr gering bis gering einzustufen (siehe *Tabelle 1*). Die natürlich nährstoff- und kalkarme Bodenlandschaft weist heute durch landwirtschaftliche Einflussnahme einen höheren Kalk- und Nährstoffgehalt im Oberboden auf (MUNL 2003b, 2004; KREIS ECKERNFÖRDE 2004).

Tabelle 1: Klassifikation der Bodenwertzahlen (nach GEOLOGISCHER DIENST NRW o. J.)

Bodenwert-zahlen	Klassifikation
0-18	sehr gering
18-35	gering
35-55	mittel
55-75	hoch
>75	sehr hoch

Die Bodenkarten von Schleswig-Holstein im Maßstab 1:5.000 zeigen die oben beschriebenen charakteristischen Verhältnisse speziell auch für das UG. Die *Karte 6* gibt einen Überblick über die im UG auftretenden Böden. Sowohl entlang der Sorge-Niederung als auch entlang der Bennebek und des Rieselbaches findet man überwiegend Niedermoortorfe (GLA SH 1967a, 1967b, 1967c).

Nördlich und südlich der Sorge schließen sich im Bereich des Rendsburger Staatsforstes im TUG Tetenhusen trockene Podsole mit Ortstein und Podsol-Braunerden mit Orterde auf Flugsand an (siehe *Karte 7*). Die Podsol-Braunerden setzen sich nördlich der Sorge in Richtung Bennebek-Niederung fort. Diese entstanden hier auf schwach lehmigen Sanden und werden im Bereich

der Bennebek von Feuchtpodsolen, Pseudogley-Podsolen und Gleyen abgelöst. Letztere Bodentypen findet man auch südlich des Rendsburger Staatsforstes (GLA SH 1976).

Im TUG Alt Bennebek schließen sich an die Niedermoortorfe Feuchtpodsol-Böden mit Ortstein oder Orterde sowie Anmoorgleye an (vgl. *Karte 8*). Lediglich südlich der Bennebek, im Bereich des Tetenhusener Moores, folgen Hochmoorböden, die größtenteils auf Niedermoorböden entstanden sind (GLA SH 1967c). Die ursprünglichen Hochmoorböden wurden durch großflächige Abtorfungen zerstört (GLA SH 1974).

Karte 6: Übersicht über die Bodentypen im Untersuchungsgebiet (nach GEOLOGISCHES LANDESAMT SCHLESWIG-HOLSTEIN 1976)

Karte 7: Bodentypen im Teiluntersuchungsgebiet Tetenhusen (nach GEOLOGISCHES LANDESAMT SCHLESWIG-HOLSTEIN 1978)

Karte 8: Bodentypen im Teiluntersuchungsgebiet Alt Bennebek (nach GEOLOGISCHES LANDESAMT SCHLESWIG-HOLSTEIN 1974)

2.6 Klima (ANITA VORTANZ)

Das Klima in Schleswig-Holstein wird bestimmt durch die Lage der cimbrischen Halbinsel in der planetarischen Westwindzone und ist geprägt durch einen ganzjährig wechselhaften Witterungscharakter. Der jahreszeitliche Witterungsverlauf zeigt einen langen, kühlen, relativ trockenen Frühling, einen regenreichen, mäßig warmen Sommer, eine Schönwetterperiode im Herbst und einen nebelreichen, sonnenarmen und milden Winter. Es herrschen westliche Winde vor (SCHLENGER et al. 1970). Die durchschnittliche Jahrestemperatur beträgt 8,1 °C und ist damit durch den Einfluss des Atlantiks und des Golfstroms vergleichsweise hoch (HEYDEMANN & MÜLLER-KARCH 1980). Im Januar beträgt die Temperatur im langjährigen Mittel 0,3 °C und im Juli 16,2 °C (MAX 2004).

Das UG befindet sich im Bereich der gemäßigten Ozeanität (SCHLENGER et al. 1970). Es gibt eine Differenzierung der klimatischen Bedingungen innerhalb der Geestzone von Nord nach Süd, die als Atlantischer Klimakeil bezeichnet wird. (STEWIG 1978).

Bei einer mittleren jährlichen Niederschlagsmenge von 720 mm sollte die erhebliche regionale Variabilität nicht unberücksichtigt bleiben (SCHLENGER et al 1970). Die Niederschlagssumme steigt in der Geest, bedingt durch den Atlantischen Klimakeil, auf fast 800 mm pro Jahr (HEYDEMANN 1980). Dabei erhält die Niedere Sandergeest deutlich geringere Niederschläge, besonders im niederschlagsarmen Frühjahr (SCHLENGER et al 1970). Im Sommer (Juli) liegt das Niederschlagsmaximum mit Durchschnittswerten bei 90 mm, im Januar liegt es bei 60 mm.

Aus *Abbildung 6* geht hervor, dass die klimatische Wasserbilanz im Jahresmittel positiv ist (MAX 2004). Darüber hinaus sind deutliche Abweichungen der Niederschlagssumme während des Untersuchungszeitraumes von dem langjährigen Mittel zu verzeichnen. So liegen die aktuellen monatlichen Niederschlagssummen der Klimastation Schleswig im April und Mai 2004 unter und im Juli 2004 über dem langjährigen Mittel. Die Lufttemperatur entspricht dagegen dem langjährigen Mittel (DEUTSCHER WETTERDIENST 2003, 2004).

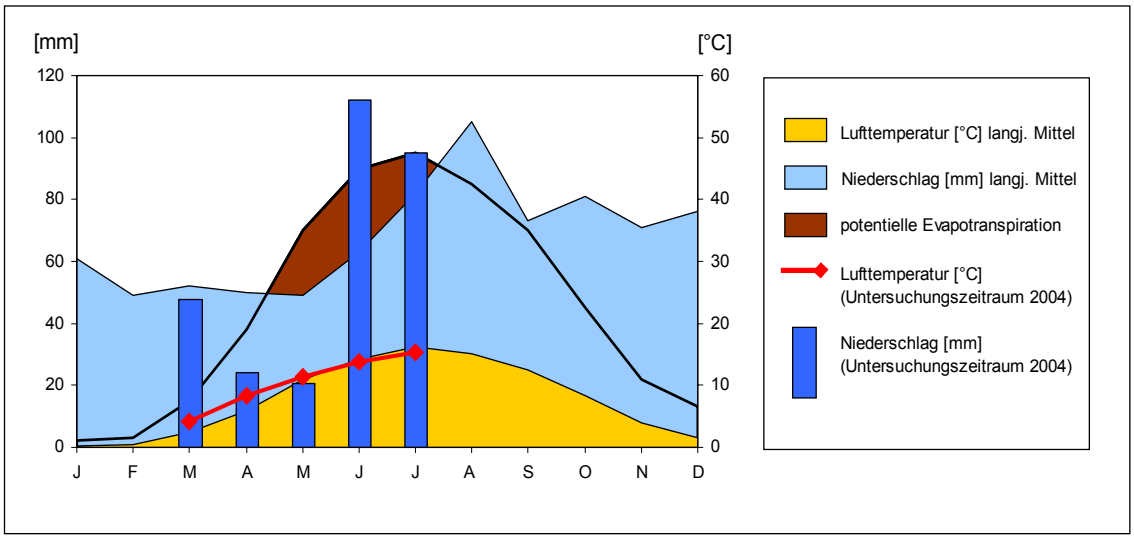


Abbildung 6: Langjähriges Mittel (1961-1990) der Monatssummen von Niederschlag, Lufttemperatur und Evapotranspiration sowie die Monatsmittel (Untersuchungszeitraum 2004) der Parameter Niederschlag und Lufttemperatur der Klimastation Schleswig (nach DEUTSCHER WETTERDIENST 2003, 2004).

2.7 Vegetation (BETTINA EICHMANN)

Die Frage nach der potentiell natürlichen Vegetation ist für die Sanderflächen der Niederen Geest nicht eindeutig geklärt. EMEIS (1950) ist der Meinung, dass die Podsolierung und Ortsteinbildung aufgrund der hohen Niederschläge der Nacheiszeit so früh einsetzte, dass sich tief wurzelnde Bäume nicht etablieren konnten. Er nimmt daher an, dass die potentiell natürliche Vegetation der Niederen Geest die weniger tief wurzelnde Heide ist. Dem gegenüber steht die Auffassung, dass die Zwergstrauchheide als potentiell natürliche Vegetation nur für einige extreme Teilbereiche der Geest sowie für alte Dünen wahrscheinlich ist. Die großflächige Ausbreitung der Heide sei auf die anthropogene Waldvernichtung zurückzuführen (vgl. *Kapitel 5.1.1.2*). Für die heute noch intakten Heidepodsole mit einer ausgeprägten Ortsteinschicht kann die Zwergstrauchheide als potentielle Vegetation angesehen werden (SCHLENGER et al. 1970). In der Regel werden als potentiell natürliche Vegetation jedoch verschiedene nährstoffarme Eichenmischwälder wie z.B. Eichen-Buchenwälder (*Periclymeno-Fagetum*) bzw. Eichen-Birkenwälder (*Querceto-Betuletum*) angegeben. In tieferen, vernässten Lagen würde sich vor allem der feuchte Stieleichen-Birkenwald ausbreiten (MAGER 1937; SCHLENGER et al. 1970; STEWIG 1978; MUNL 2003b).

Für das Gebiet im Bereich der TK 1623 Owschlag erstellte HÄRDTLE (1990) eine Karte der potentiell natürlichen Vegetation. Auf dieser Grundlage ist in der *Karte 9* die potentiell natürliche Vegetation für das TUG Tetenhusen in vereinfachter Form dargestellt.

Die ursprüngliche Vegetation ist aufgrund der intensiven Nutzung dieses Raumes praktisch nicht mehr vorzufinden. Die aktuelle Vegetation wird vor allem durch die Land- und Forstwirtschaft geprägt (vgl. *Karte 1*). In *Karte 10* ist neben der aktuellen Baumartenzusammensetzung die Altersstruktur der im Staatsforst Rendsburg vorkommenden Baumarten wiedergegeben.

2.8 Flächennutzung (ANITA VORTANZ)

Schleswig-Holstein ist mit rund 10 % Waldanteil das waldärmste Bundesland (Bundesdurchschnitt 29,4 %), fast 74 % der Landesfläche wird landwirtschaftlich genutzt (Bundesdurchschnitt 54,1 %) (HEYDEMANN & MÜLLER-KARCH 1980; BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (BML) 2000). Die Grünlandnutzung wird zum einen durch das Klima in Schleswig-Holstein begünstigt und resultiert zum anderen aus der Kultivierung der Moore (HEYDEMANN & MÜLLER-KARCH 1980). Die Moore sind in der Vergangenheit größtenteils trockengelegt und abgetorft worden. Mancherorts wurden diese inzwischen wiedervernässt, nur wenige wurden mit der oft in Nachbarschaft befindlichen Heide unter Naturschutz gestellt (VON SCHMIDTKE 1992).

Viele Flächen werden von Parzellengrenz- und Drängräben durchzogen, welche zu einem beschleunigten Gebietsabfluss führen können. Im Zuge der landwirtschaftlichen Entwicklung wurde die Mehrzahl der Fließgewässer ausgebaut und die angrenzenden Flächen durch ein aufwendiges System von Gräben entwässert (LANDESREGIERUNG SCHLESWIG-HOLSTEIN (LR SH) 2003).

Im TUG Alt Bennebek findet man hauptsächlich Grünland- und Moorflächen. Diese Flächen sind im TU Tetenhusen in geringerer Anzahl vertreten, der Großteil der Flächen setzt sich dort aus Wald- und Ackerflächen zusammen. Allerdings sind die Waldflächen in Bezug zur Gesamtfläche Schleswig-Holsteins im UG überrepräsentiert (siehe *Karte 1* und *Karte 2*).

Karte 9: Potentiell natürliche Vegetation im Teiluntersuchungsgebiet Tetenhusen (verändert nach HÄRDTLE 1990)

Karte 10: Baumarten und Altersklassen des Rendsburger Staatsforstes im Teiluntersuchungsgebiet Tetenhusen (nach STAATLICHES FORSTAMT SCHLESWIG 1996)

3 Material und Methoden

3.1 Messnetzkonzept (ANITA VORTANZ)

Diese Diplomarbeit besteht aus einer Kombination von Grundwasser-, Oberflächengewässer- und Bodenuntersuchungen, für die jeweils eigene Messnetze eingerichtet wurden. In den vier zu untersuchenden Raumeinheiten Wald, Moor, Grünland und Acker wurde dieser Untersuchungskomplex jeweils nahezu identisch installiert.

Die Untersuchung des Flächenaustrages zum flachen Grundwasser und des Grundwasserstromes zum Vorfluter/Fließgewässer kann in hinreichender räumlichen Auflösung nur dann erfolgreich sein, wenn die Lage der einzelnen Messstellen sich an den regionalen Grundwasserfließrichtungen orientiert. Für die beiden TUGe wurde daher je eine Profillinie senkrecht zum jeweiligen Hauptfließgewässer Sorge bzw. Bennebek festgelegt. Die Profillinien (siehe *Karte 1* und *Karte 2* in *Band 2*) wurden weiterhin so gelegt, dass fast ausschließlich Gebiete eines Nutzungstypes erfasst werden.

Im TUG Alt Bennebek durchzieht diese Profillinie nördlich der Bennebek ausschließlich Grünlandflächen. Südlich der Bennebek wird neben einigen flussnahen Grünlandflächen in der Hauptsache das Tetenhusener Moor von dieser Profillinie durchzogen. Im TUG Tetenhusen kreuzt die Profillinie die Sorge-Niederung und erfasst im wesentlichen Wald- und Ackerflächen. Es wird vermutet, dass sich im Rendsburger Staatsforst beiderseits der Sorge Grundwasserscheiden befinden, so dass mit einem zur Sorge führenden Grundwasserstrom zu rechnen ist.

In die Profillinien wurden die einzelnen Messnetze integriert und somit eine wichtige Grundlage für die flächenbezogene Erfassung und Bewertung der nutzungsspezifischen Stoffflüsse und Stoffausträge für das mehrjährige Vorhaben gesichert. Die verschiedenen Messnetze wurden gegen Ende des hydrologischen Winterhalbjahres 2003/4 festgelegt, eingerichtet und werden nachfolgend in *Kapitel 3.2* näher beschrieben. Der dieser Diplomarbeit zugrunde liegende Gelände-Untersuchungszeitraum erstreckt sich von März bis einschließlich Juli 2004 (vgl. *Tabelle 5*).

3.2 Messnetze (BETTINA EICHMANN)

Bei den eingerichteten Messnetzen wird zwischen den Messnetzen Wasser (Grundwasser, Fließgewässer, Parzellengrenzgräben und Niederschlag) und den Messnetzen Boden (Profilgruben, Profilbohrungen, Bodenwassergehalt und Bodeninfiltration) unterschieden, die im Folgenden näher erläutert werden (vgl. *Tabelle 2* bis *Tabelle 5*).

3.2.1 Messnetze Wasser

Mit dem Ziel, einerseits über die Messung der Grundwasserstände und der Grundwasserfließrichtungen die hydraulischen Korrespondenz zwischen dem Grundwasser zu den Fließgewässern festzustellen und andererseits mit der Beprobung und Analytik des oberflächennahen Grundwassers mögliche Zusammenhänge zwischen der Nutzung bzw. der Flächenausstattung und den spezifischen Stoffausträgen zu erkennen, wurde das Messnetz Grundwasser mit 50 dicht unter der Grundwasseroberfläche verfilterten Grundwassermessstellen (GWMen) eingerichtet. Durch diese Fokussierung auf die oberste Zone des flachen Grundwassers kann am ehesten der flächenspezifische Stoffaustrag mit dem Sickerwasser zum Grundwasser im Zuge der lokalen Grundwasserneubildung erfasst werden, da die hohen k_f-Werte und das geringe Matrixpotential der Sande hauptsächlich eine vertikale Stoffverlagerung ermöglichen.

3.2.1.1 Messnetz Grundwasser

In den beiden TUGen wurden für das Messnetz Grundwasser sowohl etwa 100 m westlich als auch etwa 100 m östlich parallel zur jeweiligen Profillinie je eine Reihe von GWMen eingerichtet. Durch diese doppelreihige Anordnung der GWMen (vgl. *Karte 1* und *Karte 2* in *Band 2*) sollen eventuelle kleinräumige Unterschiede in der West-Ost-Ausdehnung bei gleicher Raumeinheit sichtbar gemacht werden. Die reihenartige Anordnung der GWMen senkrecht zum jeweiligen Hauptfließgewässer macht es in Verbindung mit der Nivellierung der

GWMen und der Messung der Grundwasserstände möglich, die laterale Fließrichtung des oberflächennahen Grundwassers zu rekonstruieren.

Insgesamt wurden mit Hilfe des Spülbohrverfahrens (vgl. *Abbildung 126* in *Band 2*; ORTLAM & SAUER 1995) 50 GWMen eingerichtet, die mittels des Differentiellen Global Positioning System (DGPS) geodätisch eingemessen sowie deren Höhe über Normal Null (NN) optisch nivelliert wurden (Referenz: Pegel Amsterdam; vgl. *Abbildung 7*). Anhand von Testbohrungen und den Erfahrungen des Bohrunternehmens wurde versucht, die Filter möglichst dicht unter die Grundwasseroberfläche einzubringen. Die Verfilterungstiefe richtete sich dabei unter anderem nach dem vermuteten maximalen Flurabstand und dem Schwankungsbereich des Grundwassers. Darüber hinaus war die Verfilterungstiefe, insbesondere auf Grünland- und Moorflächen von der Mächtigkeit der Torfauflage abhängig, da der Filter im sandigen Substrat eingebracht werden musste, um eine ausreichende Wasserförderung gewährleisten zu können. Aus diesen Überlegungen resultierte eine Verfilterungstiefe, die an den verschiedenen Messstellen zwischen 2-3 m und 7-8 m unter der Geländeoberkante (GOK) variiert (siehe *Tabelle 2*).

Die in den Grundwasserkörper eingespülten PVC-Filter (Durchmesser 2 Zoll) weisen eine Filterstrecke von 1 m Länge und eine Schlitzweite von 0,2 mm auf. Sie wurden an einem PE-Schlauch (Durchmesser 1,75 Zoll) befestigt und zusammen mit diesem in den Boden eingebracht. Nach dem Einsetzen des Filters in den Mineralboden wurde das Bohrloch mit 50 kg Filterkies (1-2 mm Durchmesser; Fa. E. JACOBSEN) verfüllt und anschließend im unteren Drittel des Bohrloches mit einer Tonabdeckung aus Mikrolit Dichtungspellets (Fa. TERRATECH) abgedichtet. Schließlich wurde das Bohrloch mit dem ausgespülten Material wieder verfüllt und der PE-Schlauch auf eine Länge von etwa 1 m über der GOK abgetrennt.

Tabelle 2: Zuordnung der einzelnen Grundwassermessstellen zu den Teiluntersuchungsgebieten sowie Angaben zu deren Höhenlage, Verfilterung und zur Flächennutzung an der entsprechenden Messstelle

Teiluntersuchungsgebiet	Messstellen-Nr.	Höhe bez. auf NN [m]	Nutzung	Filtertiefe [m u. GOK]	Verfilterung	Rechtswert	Hochwert
Tetenhusen	101	1,52	Grünland	3,0 - 4,0	einfach	3533154	6022731
	102	1,84	Grünland	3,0 - 4,0	einfach	3533334	6022819
	103	2,49	Acker	4,0 - 5,0	einfach	3533225	6022879
	104	2,74	Acker	4,0 - 5,0	einfach	3533353	6022921
	105	3,27	Acker	6,0 - 7,0	einfach	3533152	6023044
	106	3,04	Acker	6,0 - 7,0	einfach	3533448	6023141
	107	3,46	Acker	6,0 - 7,0	einfach	3533223	6023286
	108	4,01	Acker	6,0 - 7,0	einfach	3533440	6023325
	109	3,37	Wald	6,0 - 7,0	einfach	3533230	6023875
	110	5,20	Wald	6,0 - 7,0	einfach	3533432	6023902
	111	1,83	Wald	6,0 - 7,0	einfach	3533490	6024435
	112	1,74	Wald	6,0 - 7,0	einfach	3533718	6024426
	113	-1,02	Grünland	4,6 - 5,6	einfach	3533433	6024605
	114	-1,50	Grünland	3,0 - 4,0	einfach	3533671	6024590
	115	-1,54	Grünland	6,0 - 7,0	einfach	3533449	6024630
	116	1,54	Grünland	6,0 - 7,0	einfach	3533681	6024614
	117	1,46	Grünland	6,0 - 7,0	einfach	3533434	6024670
	118	1,26	Grünland	6,0 - 7,0	einfach	3533656	6024654
	119	4,70	Wald	6,0 - 7,0	einfach	3533487	6024900
	120	4,10	Wald	6,0 - 7,0	einfach	3533688	6024793
	121	4,81	Acker	6,0 - 7,0	einfach	3533614	6025508
	122	4,16	Acker	6,0 - 7,0	einfach	3533771	6025535
	123	5,11	Acker	6,0 - 7,0	einfach	3533585	6025719
	124	n.b.	Acker	6,0 - 7,0	einfach	3533827	6025763
	125	3,35	Acker	6,0 - 7,0	einfach	3533706	6026204
	126	3,70	Acker	2,0 - 3,0	einfach	3533408	6023356
	127a	3,10	Wald	5,0 - 6,0	zweifach	3533409	6023356
	127b	3,04	Wald	4,0 - 5,0		3533905	6026291
Alt Bennebek	151	-0,39	Grünland	5,5 - 6,5	einfach	3527113	6026521
	152	-0,25	Grünland	3,0 - 4,0	einfach	3527292	6026509
	153	-0,37	Grünland	6,0 - 7,0	einfach	3527113	6026535
	154	-0,28	Grünland	6,0 - 7,0	einfach	3527287	6026520
	155	0,39	Grünland	3,5 - 4,5	einfach	3527215	6026803
	156	0,77	Grünland	3,5 - 4,5	einfach	3527362	6026762
	157	1,84	Grünland	4,0 - 5,0	einfach	3527316	6027080
	158	2,67	Grünland	3,0 - 4,0	einfach	3527516	6027098
	159	1,07	Grünland	3,0 - 4,0	einfach	3527427	6027308
	160	1,24	Grünland	4,0 - 5,0	einfach	3527603	6027344
	171	1,37	Moor	3,0 - 4,0	einfach	3528632	6026102
	172	1,80	Moor	3,0 - 4,0	einfach	3529300	6026126
	173	1,70	Moor	2,0 - 3,0	einfach	3528953	6025018
	174	1,31	Moor	3,0 - 4,0	einfach	3528037	6025189
	175	0,53	Moor	3,0 - 4,0	einfach	3527381	6025402
	176	0,19	Moor	6,5 - 7,5	einfach	3526747	6026045
	177a	1,59	Moor	2,0 - 3,0	dreifach	3527209	6025912
	177b	1,55	Moor	3,0 - 4,0		3527209	6025914
	177c	1,55	Moor	4,0 - 5,0		3527209	6025916
	178a	0,87	Moor	3,0 - 4,0	dreifach	3528755	6025518
	178b	0,85	Moor	4,0 - 5,0		3528759	6025517
	178c	0,87	Moor	5,0 - 6,0		3528760	6025516

Teiluntersuchungsgebiet Tetenhusen

Messstellen unter Acker

Im TUG Tetenhusen gibt es zwei Areale, in denen ackerwirtschaftlich genutzte Flächen zusammenhängend vorkommen (vgl. *Karte 2* in *Band 2*). Beide Bereiche werden zur Sorge hin von Waldflächen abgegrenzt. Um diese unterschiedlichen Nutzungen mit ihrem möglichen Einfluss auf den Grundwasserchemismus berücksichtigen zu können, wurden im Randbereich der Ackernutzung jeweils zwei GWMen (107, 108 / 121, 122) eingerichtet. Ebenso wurden jeweils zwei GWMen an dem äußeren Randbereich der Ackerflächen installiert. Diese erfassen im nördlichen Ackerbereich (125, 126) die Korrespondenzzone zur Bennebek, im südlichen Bereich (103, 104) den Wechsel zum Grünland.
Die GWMen 105, 106, 123 sowie 124 liegen im Zentrum der jeweiligen Acker-Bereiche, so dass diese am wenigsten von nutzungsfremden Einflüssen beeinflusst werden dürften.
Bei der Einrichtung der GWMen wurde darauf geachtet, dass die Bewirtschaftung der Flächen durch die dauerhaft im Boden verbleibenden GWMen nicht beeinträchtigt wird. Aus diesem Grund wurden die GWMen in die Knicks[1] verlegt, welche die einzelnen Flächen voneinander trennen.

Messstellen unter Grünland

Die Grünlandnutzung im TUG Tetenhusen ist weitaus weniger stark ausgeprägt wie vergleichsweise im TUG Alt Bennebek. Grünländer beschränken sich im TUG Tetenhusen hauptsächlich auf die Niederung der Sorge (vgl. *Karte 2* in *Band 2*). Hier wurden im Auenbereich insgesamt vier GWMen (113, 114 / 115, 116) eingerichtet, die schwerpunkthaft mögliche Infiltrations-/bzw. Exfiltrationsvorgänge zwischen dem Grundwasser und dem Fließgewässer Sorge erkennen lassen sollen. Die GWMen 117 und 118 nördlich der Sorge kennzeichnen den Wechsel von Grünlandnutzung zur Waldnutzung.

[1] Unter Knicks werden die in Nordwest-Deutschland, aber vor allem in Schleswig-Holstein verbreiteten Wallhecken verstanden, die u. a. zum Windschutz die Flurstücke umgrenzen (nach LESER 1997).

Im Süden begrenzen die in der Garlbek-Niederung eingerichteten GWMen 101 und 102 das TUG und liegen im möglichen Kontaktgebiet zu den örtlichen Zuflüssen der Garlbek.

Messstellen unter Wald

Als Repräsentanten der Waldnutzung wurden im zentralen Bereich des Rendsburger Staatsforstes nördlich der Sorge im Gehege Tetenhusen die GWMen 119 und 120 parallel zur Profillinie eingerichtet. In diesem Waldbereich wurden keine weiteren GWMen angelegt, da mögliche Randeffekte bereits durch die angrenzenden GWMen auf den Acker- bzw. Grünlandflächen erfasst werden.
Im südlichen Waldgebiet (Gehege Lohe) liegen die GWMen 109 und 110 zwischen den Dünen im zentralen Waldbereich. Die Messstellen 127a und 127b wurden im Juni nachträglich im südlichen Randbereich des Gehege Lohe als Multilevel-Messstelle zur Identifizierung möglicher hydrochemischer Schichtungen des oberflächennahen Grundwassers angelegt. Diese beiden unmittelbar beieinander liegenden GWMen unterscheiden sich daher lediglich durch eine unterschiedliche Verfilterungstiefe (vgl. *Karte 2* in *Band 2* und *Karte 10*).

Teiluntersuchungsgebiet Alt Bennebek

Messstellen unter Grünland

Im TUG Alt Bennebek verlaufen die GWMen 151 bis 160 in zwei Reihen entlang der oben genannten Profillinie (vgl. *Karte 1* in *Band 2*). Die GWMen mit ungerader Nummer bilden dabei die westliche Reihe, diejenigen mit gerader Nummer die östliche Reihe. Durch diese Anordnung ist es, wie oben beschrieben, möglich, die Fließrichtung des Grundwassers sowie dessen hydraulische Korrespondenz mit der Bennebek zu verfolgen. Dabei wird die Übergangszone vom Grundwasser zum Oberflächengewässer durch die GWMen 151 und 152 südlich sowie den GWMen 153 und 154 nördlich der Bennebek abgedeckt. Die GWMen 159 und 160 grenzen das UG nach Norden hin ab und kennzeichnen den möglichen Kontaktbereich des Grundwassers mit dem Rieselbach. Die übrigen vier GWMen (155, 156, 157 und 158) liegen zentral im Grünlandbereich. Damit die Bewirtschaftung der Flächen durch die GWMen unbeeinträchtigt

bleibt, wurden die Messstellen 155 und 156 in die Nähe der Parzellengrenzgräben gesetzt. Die GWMen 157 und 158 wurden in den angrenzenden Knicks eingerichtet.

Messstellen unter Moor

Die räumliche Verteilung der GWMen im Tetenhusener Moor ist weitgehend unabhängig von der Lage der Profillinie, da für diesen Untersuchungsbereich ein anderes Konzept im Vordergrund steht: Ausschlaggebend für die Lage der Messstellen ist zum einen das Prinzip einer flächendeckenden Anordnung der GWMen, die unter Berücksichtigung der bodenkundlichen, (vor)nutzungsspezifischen und hydraulisch kleinräumigen Differenzierung des Gebietes regionale Unterschiede innerhalb des Komplexes „Moor“ verdeutlichen soll. Zum anderen ist das Tetenhusener Moor in weiten Teilen unzugänglich, so dass die GWMen alle an zumindest teilweise befahrbaren Wegen eingerichtet worden sind.

Insgesamt sechs GWMen (171 bis 176) wurden im Randbereich rund um das Tetenhusener Moor installiert (siehe *Karte 1* in *Band 2*). Außerdem wurden zwei Multilevel-Messstellen (177a, b, c und 178a, b, c) mit je drei unterschiedlichen Verfilterungstiefen eingerichtet, um eventuelle Unterschiede in der Tiefenverteilung der untersuchten Parameter des Grundwassers festzustellen (siehe *Tabelle 2*).

3.2.1.2 Messnetz Fließgewässer

Zum Messnetz Fließgewässer gehören die größeren Hauptfließgewässer Sorge, Bennebek und Rieselbach. Aufgrund der differenten Wasserführung / Abflussgänge und der unterschiedlichen Größen der jeweiligen TUGe, musste ein separates Messnetz Parzellengrenzgräben eingerichtet werden. Im Gegensatz zu den Parzellengrenzgräben sind die Hauptfließgewässer ganzjährig wasserführend und besitzen ein wesentlich größeres Einzugsgebiet. *Tabelle 3* gibt einen Überblick über die an den Hauptfließgewässern gelegenen Messstellen und der jeweiligen Flächennutzung.

Tabelle 3: Die Hauptfließgewässer des Messnetzes Fließgewässer (FG) mit den jeweiligen Messstellen und die Flächennutzung an der entsprechenden Messstelle

Teiluntersuchungsgebiet	Messstellen-Nr.	Fließgewässer	Standort	Nutzung	Bemerkung
-	301	Sorge	Brücke bei Stenten	Grünland	Quellregion der Sorge bei der Ortschaft Stenten
Tetenhusen	302	Sorge	Sorge-Brücke Sorgbrück (B77)	Grünland	
	303	Sorge	Sorge-Brücke Tetenhusen	Grünland	
Bennebek	304	Bennebek	Bennebek-Brücke (B77)	Grünland	Quellregion der Bennebek bei Friedrichswiese
	305	Bennebek	Brücke bei Alt Bennebek	Grünland	
	306	Bennebek	Brücke am Umleitungsdeich	Grünland	
Tetenhusen	307	Sorge	bei Messstelle 245	Grünland	vor dem Kläranlagenauslauf Tetenhusen
	308	Sorge	bei Messstelle 204	Grünland	nach dem Kläranlagenauslauf Tetenhusen
	326	Bennebek	bei Messstelle 126	Grünland	
	360	Rieselbach	bei Messstelle 160	Grünland	Rieselbach führt Abwässer der Kläranlage Kropp

Messstellen an der Sorge

Um die hydrochemische Hintergrundbeschaffenheit der Sorge festzustellen, wurde ihre Quellregion an der Messstelle 301 beprobt. Diese befindet sich jedoch außerhalb des eigentlichen UGes. Die Messstelle 302 bei der Ortschaft Sorgbrück liegt am östlichen Rand des TUGes Tetenhusen und markiert somit den Zustand des Gewässers bei Eintritt in das TUG Tetenhusen. Die am westlichen Rand des Tetenhusener TUGes eingerichtete Messstelle 303 an der Sorgebrücke in Tetenhusen dient dazu, Veränderungen nach dem Durchfluss durch dieses TUG nachzuvollziehen. Die Messstellen 307 und 308 liegen ober- bzw. unterstromig zu dem Einlauf der örtlichen Kläranlage Tetenhusen. Durch diese Anordnung der Messstellen kann der Einfluss des Kläranlagenzuflusses in die Sorge identifiziert werden (vgl. *Karte 2* in *Band 2*).

Messstellen an der Bennebek

Ebenso wie bei der Sorge wurde die Quellregion der Bennebek untersucht (Messstelle 304), um deren hydrochemische Hintergrundsbeschaffenheit zu definieren. Diese Messstelle liegt ebenfalls außerhalb des eigentlichen UGes. Im TUG Tetenhusen wurde die Messstelle 326 direkt neben der GWM 126 eingerichtet, um einen möglichen Einfluss einer Uferfiltration der Bennebek auf das Grundwasser zu identifizieren.
Außerdem wurden zwei weitere Messstellen im TUG Alt Bennebek eingerichtet, um den Fließgewässerzustand vor dem Eintritt (Messstelle 305) und nach dem Verlassen (Messstelle 306) des UGes zu kennzeichnen (vgl. *Karte 1* in *Band 2*).

Messstelle am Rieselbach

Die Messstelle 360 am Rieselbach liegt direkt an der GWM 160 im TUG Alt Bennebek (vgl. *Karte 1* in *Band 2*). Diese Messstelle wurde in das Untersuchungsprogramm aufgenommen, um mögliche Auswirkungen der Kropper Kläranlage auf das oberflächennahe Grundwasser erkennen zu können (vgl. *Kapitel 2.4*).

3.2.1.3 Messnetz Parzellengrenzgräben

Charakteristisch für die Parzellengrenzgräben ist im Gegensatz zu den Hauptfließgewässern, dass diese in der trockenen Jahreszeit zum Teil nur noch sehr wenig oder gar kein Wasser mehr führen. Entscheidend für die Untersuchung und Beprobung der Parzellengrenzgräben ist, dass die Dränwirkung dieser Gräben den Bereich der Grundwasseroberfläche erfasst, sie weiterhin den schnellen Makroporenabfluss einer eng begrenzten (Einzugsgebiets-)Fläche aufnehmen, abführen und somit insgesamt ein enger Bezug zur lokalen Flächenausstattung bzw. -nutzung hergestellt ist. Aus der *Tabelle 4* geht die Beziehung der einzelnen Messstellen an den Parzellengrenzgräben zu den TUGen und den Vorflutern mit den vorgefundenen Flächennutzungen bzw. -ausstattungen hervor.

Teiluntersuchungsgebiet Tetenhusen

Im TUG Tetenhusen treten die Parzellengrenzgräben hauptsächlich in dem Bereich der Sorge-Niederung auf. Auf den Wald- und Ackerflächen findet man keine Parzellengrenzgräben, wie die *Karte 2* in *Band 2* erkennen lässt. Somit ist das Vorkommen dieser Gräben eng verbunden mit der Grünlandnutzung dieses Raumes. Da die Anzahl der Parzellengrenzgräben im Vergleich zum TUG Alt Bennebek relativ gering ist, konnten im TUG Tetenhusen alle Grenzgräben beprobt werden.

Die Beprobung der Parzellengrenzgräben erfolgte – mit Ausnahme der Messstelle 212a – am Grabenende, kurz vor der Einmündung in den jeweiligen Vorfluter (Sorge bzw. Bennebek). Da der Graben 212 vermutlich aus dem oberflächennahen Grundwasser des Waldes gespeist wird, ist dieser sowohl am Grabenanfang (212a) als auch am Grabenende (212e) beprobt worden. Bei dem Auslauf der Kläranlage Tetenhusen handelt es sich um keinen Parzellengrenzgraben im eigentlichen Sinn. Trotzdem wurde hier eine Messstelle (245) eingerichtet, um den Einfluss der Abwässer auf die Gewässergüte der Sorge zu untersuchen.

Teiluntersuchungsgebiet Alt Bennebek

Die Parzellengrenzgräben des TUGes Alt Bennebek entwässern die Grünlandbereiche nördlich und südlich der Bennebek (vgl. *Karte 1* in *Band 2*). Bedingt durch einen relativ hohen Grundwasserstand im Auen- und Moorbereich (vgl. *Abbildung 7*) sind für eine annehmbare Grünlandnutzung der Flächen viele Gräben gezogen worden, die allesamt zur Bennebek hin entwässern. Für die Beprobung sind im Bereich der Gründflächen einige repräsentative Parzellengrenzgräben ausgewählt worden. Des Weiteren wurden an einigen Entwässerungsgräben im Tetenhusener Moor Proben genommen, die den Stoffaustrag aus der Moorfläche über die Oberflächengewässer verdeutlichen sollen. Die Messstellen 230 und 234 liegen an einem relativ tief eingeschnittenen Graben. Dieser entwässert die nördlich davon gelegenen Moorflächen, die südlich vorkommenden Grünlandflächen sowie die Ackerflächen südöstlich des Moores *(siehe Karte 1* in *Band 2)*.

Tabelle 4: Zuordnung der Messstellen des Messnetzes Parzellengrenzgräben zu den TUGen, mit der Angabe der Flächennutzung bzw. –ausstattung und des jeweiligen Vorfluters

Teiluntersuchungsgebiet	Messstellen-Nr.	Nutzung	Vorfluter	Bemerkung
Tetenhusen	201	Grünland	Sorge	
	202	Grünland		
	203	Grünland		
	204	Grünland		
	205	Grünland		
	206	Grünland		
	207	Grünland		
	208	Grünland		
	209	Grünland		
	210	Grünland		
	211	Grünland		
	212a	Grünland		Grabenanfang
	212e	Grünland		Grabenende
	213	Grünland		
	214	Grünland		
	215	Grünland		
	217	Grünland		
	218	Grünland		
	219	Grünland		
	220	Grünland		
	221	Grünland	Garlbek	
	222	Grünland		
	223	Grünland		
	224	Grünland		
	245	Grünland	Sorge	Auslauf der Kläranlage Tetenhusen
Alt Bennebek	225	Moor	Bennebek	
	226	Moor		
	227	Moor		
	228	Moor		
	230	Moor		
	231	Moor		
	232	Moor		
	233	Grünland		
	234	Grünland		
	235	Grünland		
	236	Grünland		
	237	Grünland		
	238	Grünland		
	239	Grünland		
	240	Grünland		
	241	Grünland		
	242	Grünland		
	243	Grünland		
	244	Grünland		

3.2.1.4 Messnetz Niederschlag

Für das Messnetz Niederschlag, welches lediglich zur groben Abschätzung der atmosphärischen Stoffdeposition eingerichtet wurde, sind insgesamt vier Niederschlagssammler (nach HELLMANN) in 1°m Höhe über der GOK aufgestellt worden. Die Erfassung des Freilandniederschlages erfolgte mit einem Sammler im Tetenhusener Moor (TUG Alt Bennebek), während im Rendsburger Staatsforst (TUG Tetenhusen) jeweils ein Sammler innerhalb eines Fichten-, Kiefern- und Lärchenbestandes (Bestandesniederschlag) angebracht wurde (siehe *Karte 2* in *Band 2* und *Karte 10*).

3.2.2 Messnetze Boden

Die Messnetze Boden dienen dazu, bodenhydrologisch relevante Eigenschaften zu erfassen, die als Grundlage für die Stoffflussbetrachtungen der unterschiedlichen Nutzungstypen (Acker, Grünland, Wald und Moor) im System Boden-Sickerwasser-Grundwasser-Oberflächenwasser notwendig sind.
Hierzu wurden mit Hilfe eines Baggers vier Profilgruben im Bereich der beiden Profillinien der TUGe angelegt. Ergänzend dazu sollten insgesamt fünf Profilbohrungen durchgeführt werden, um so jede der beiden Profillinien in den TUGen optimal zu erfassen. Von den geplanten fünf Bohrungen konnten jedoch aufgrund eines Defektes am Bohrgerät nur drei Profilbohrungen im TUG Tetenhusen und im TUG Alt Bennebek überhaupt keine Bohrung realisiert werden. Alle Profilgruben und -bohrungen wurden entlang der Profillinien angelegt.

Für eine eventuell später erfolgende, weiterführende Untersuchungen wurde zur Berechnung der Sickerwassergeschwindigkeit, der Verweildauer des Sickerwassers in der ungesättigten Zone und der standortspezifischen Rate der Grundwasserneubildung der Bodenwassergehalt aller Flächen im Abstand von 150 m westlich und östlich der Profillinie bestimmt (siehe *Karte 2* und *Karte 1* in *Band 2*).

3.2.2.1 Messnetz Profilgruben

Bei dem Messnetz Profilgruben (PG) wird der Bereich der ungesättigten Boden- und Sickerwasserzone erfasst. Die Tiefe der jeweiligen Profilgrube richtet sich dabei nach der Höhe des anstehenden Grundwassers.

Teiluntersuchungsgebiet Tetenhusen

Im TUG Tetenhusen wurden im südlichen Teil des Profils zwei Gruben mit Hilfe eines Baggers ausgehoben. Die Profilgrube 601 wurde im Übergangsbereich zwischen Acker und Wald eingerichtet, um den landwirtschaftlichen Flurschaden möglichst gering zu halten. Zur Erfassung des Dünenbereiches im Gehege Lohe, wurde die Profilgrube 602 im mittleren Teil des südlichen Profils an der Grenze zwischen Gehege 78 und 91 gebaggert (siehe *Karte 2* in *Band 2*). Der nördliche Bereich des TUGes wurde mittels der vorangegangenen Profilbohrungen bereits ausreichend untersucht und beprobt.

Teiluntersuchungsgebiet Alt Bennebek

Zwei weitere Profilgruben wurden im TUG Alt Bennebek angelegt. Diese Standorte befinden sich im Bereich nördlich der Bennebek, wobei die Profilgrube 603 im Bereich des Niedermoores und die Profilgrube 604 im Anmoorgley eingerichtet wurden (siehe *Karte 1* in *Band 2*).

3.2.2.2 Messnetz Profilbohrungen

Auch beim Messnetz Profilbohrungen (PB) soll die ungesättigte Boden- und Sickerwasserzone durch Rammkernsondierung erfasst werden. Die jeweilige Bohrtiefe wurde aufgrund des enormen Zeit- und Arbeitsaufwandes auf 4 bis 4,5 m begrenzt.

Teiluntersuchungsgebiet Tetenhusen

Im TUG Tetenhusen befindet sich südlich der Sorge im Rendsburger Staatsforst die Bohrung 502, im Grenzbereich zwischen Gehege 90 und 91. Eine weitere Bohrung im Rendsburger Staatsforst wurde nördlich der Sorge im Gehege Tetenhusen in Abteilung 101 vorgenommen. Im Gegensatz zum Wald südlich der Sorge weist der nördliche Teil des Rendsburger Staatsforstes (Gehege Tetenhusen) keine Dünen auf. Die Bohrung 504 befindet sich im mittleren Bereich der nördlichen Ackerflächen (siehe *Karte 2 in Band 2*).

Teiluntersuchungsgebiet Alt Bennebek

Auf Grund eines Defektes am Bohrgerät konnten im TUG Alt Bennebek keine Profilbohrungen durchgeführt werden.

3.2.2.3 Messnetz Bodenwassergehalt

Das Monitoring zur Bestimmung des aktuellen Wassergehaltes des Bodens lässt in Verbindung mit der pF-Charakteristik eine klare Aussage über den jeweiligen bodenhydrologischen Zustand zwischen der Feldkapazität und der Sickerwasserbildung zu. Damit sind auf den Untersuchungsflächen die konkreten Zeiträume der Grundwasserneubildung feststellbar.

Das Messnetz Bodenwassergehalt (BW) erfasst alle jene Flächenstreifen, die sich entlang der Profillinien in einem Abstand von etwa 150 m in östlicher und westlicher Richtung befinden. Ausgenommen sind dabei die Moorflächen im TUG Alt Bennebek, die aufgrund der komplizierten hydraulischen Verhältnisse im Torfkörper nicht untersucht wurden (vgl. *Karte 1* und *Karte 2* in *Band 2*).

Um eine differenzierte Aussage über die Bodenwassergehalte in den Grünlandbereichen der beiden TUGe zu erhalten, erfolgte eine Unterscheidung in grundwasserferne und grundwassernahe Standorte aufgrund der geländemorphologischen und vegetationskundlichen Merkmale (vgl. *Abbildung 7* und *Karte 5*). Die Ergebnisse der Bodenwassergehaltbestimmung werden in *Kapitel 4.2.3* dargelegt.

Teiluntersuchungsgebiet Tetenhusen

Im TUG Tetenhusen wurden zur Bestimmung des Bodenwassergehaltes die Ackerflächen (A1-A8) im nördlichen Bereich der Profillinie sowie die Ackerflächen (A10-A12 und A14) südlich der Sorge untersucht (vgl. *Karte 2* in *Band 2*). Bei den beprobten Grünlandflächen G10 und G11 in der Garlbek-Niederung und den unmittelbar an die Sorge angrenzenden Grünlandflächen (G20 südlich und G22 nördlich der Sorge) handelt es sich um grundwassernahe Flächen, während die Fläche G21 als grundwasserfern zu bezeichnen ist.
Aufgrund seiner Homogenität wurde der nördliche (W2) beziehungsweise der südliche Waldbereich (W1) zu je einer Probefläche zusammengefasst, wobei die Dünen im südlichen Wald (Gehege Lohe) gesondert betrachtet wurden (W1D).

Teiluntersuchungsgebiet Alt Bennebek

Im TUG Alt Bennebek wurden die Grünlandflächen zwischen der Bennebek und dem Tetenhusener Moor bzw. dem Rieselbach (S Alt Bennebek) in Bezug auf den Bodenwassergehalt untersucht. Zu den grundwasserfernen Flächen gehören die Flächen G44 bis G48 südlich des Rieselbaches. Zum größten Teil handelt es sich im TUG Alt Bennebek jedoch um grundwassernahe Grünlandflächen nördlich (G40-G43) und südlich (G50-G52) der Bennebek (vgl. *Karte 1* in *Band 2*).

.

3.2.2.4 Messnetz Bodeninfiltration

Die Ermittlung der Bodeninfiltration ist nach PREUSS (1975) für die Untersuchung der Grundwasserneubildung, für die Ermittlung von Wasserverlusten sowie des Pflanzenwasserbedarfes von Bedeutung. Bei dem Messnetz Bodeninfiltration (IN) wurde im Gelände die Infiltrationsrate bei k_u und k_f des Bodens mit Hilfe eines Doppelringinfiltrometers (Durchmesser 30 und 60 cm) bestimmt. Um für die Infiltrationen ausreichend Wasser zur Verfügung zu haben, wurden die Messstellen in der Nähe einer GWM eingerichtet (siehe *Karte 1* und *Karte 2* in

Band 2). Dem *Kapitel 4.2.4* sind die Ergebnisse der Infiltrationsmessungen zu entnehmen.

Teiluntersuchungsgebiet Tetenhusen

Im TUG Tetenhusen wurden insgesamt drei Infiltrationsmessungen, eine auf Grünland und zwei im Wald, vorgenommen. Im Wald erfolgte die Messung an der GWM 109 in den Varianten „mit Humusauflage“ (Messstelle 709H) und „ohne Humusauflage“ (Messstelle 709). Im Grünland der Bennebek-Niederung ist an der GWM 125 nur eine Messung „ohne Grasnarbe“ (Messstelle 725) durchgeführt worden (vgl. *Kapitel 4.2.4*)

Teiluntersuchungsgebiet Alt Bennebek

An der GWM 155 im Grünland des TUGes Alt Bennebek wurde die Infiltrationsmessung in den Varianten „mit Grasnarbe“ (Messstelle 755G) und „ohne Grasnarbe“ (Messstelle 755) vorgenommen.

3.3 Probenahme (ALEXANDER BIETMANN)

3.3.1 Beprobungszeitraum

Der Untersuchungszeitraum für diese Diplomarbeit erstreckt sich von März bis Juli 2004, wobei die Probenahmetermine für die einzelnen Messnetze zum Teil voneinander abweichen. Anhand *Tabelle 5* sind für die verschiedenen Messnetze die jeweiligen Probenahmetermine, die Anzahl der Messstellen und die Nummern der Messstellen ersichtlich. Die geografische Lage der Messstellen und ihre Anordnung in den beiden Teiluntersuchungsgebieten ist den zwei Übersichtskarten zu entnehmen (*Karte 1* und *Karte 2* in *Band 2)*.

Tabelle 5: Die verschiedenen Messnetze mit den jeweiligen Messterminen, Messstellennummern und der Messstellenanzahl

Messnetz	Messstellen-Nr.	Anzahl der Messstellen	Messtermine					
			31.03.-02.04.'04	19.04.-30.04.'04	13.05.-16.05.'04	21.06.-24.06.'04	22.07.-25.07.'04	18.08-19.08.'04
Grundwasser (GW)	101-126; 127a/b; 151-160; 171-176; 177a/b/c; 178 a/b/c	50		■	■	■	■	
Parzellengrenzgräben (PGG)	201-211; 212a/e; 213-215; 217-228; 230-245	44	■		■	■	■	
Fließgewässer (FG)	301-308; 314; 326; 360	11	■	■	■	■	■	
Niederschlagswasser (NW)	401-404	4			■	■	■	
Profilbohrungen (PB)	502-504	3					■	
Profilgruben (PG)	601-604	4					■	
Infiltrationsmessung (IN)	709, 709H, 725, 755, 755G	5						■
Bodenwassergehalt (BW)	A1-A8; A10-A12; A14; G10; G11; G20-G22; G40-G48; G50-G52; W1; W1D, W2	31		■		■	■	

■ Beprobung bzw. Messung durchgeführt

3.3.2 Methodik der Probenahme

3.3.2.1 Wasser

Probenahme

Um für die Untersuchung von Wasser repräsentative Wasserproben zu erhalten, ist die Probenahme aus einem homogenen Wasserkörper notwendig. In Bezug auf die Art der Probenahme lassen sich Einzel- von Mischproben unterscheiden. Je nach Art des Gewässers (Grundwasser, Oberflächenwasser oder Niederschlagswasser) wurden unterschiedliche Probenahmemethoden und Probengefäße angewendet. Für die Parameter Gesamt-Eisen, Gesamt-Mangan, Ammonium-Stickstoff und Aluminium wurden 100 mL PE-Flaschen verwendet, die zuvor mit 1 mL 25%iger Schwefelsäure angesäuert wurden. Für alle anderen Parameter wurden nicht angesäuerte PE- oder Glasflaschen benutzt. Die bei den Probenahmen verwendeten Probenahmegefäße, die Probenbehandlung und -vorbereitung sind in *Tabelle 6* aufgeführt.

Probenbehandlung

Zu der Probenbehandlung werden alle Maßnahmen nach der Probenahme gezählt, wie zum Beispiel die Probenkonservierung, der -transport und die -lagerung (SCHENK 1998). Unmittelbar nach der Probenahme wurden die Wasserproben über Faltenfilter (Blaubandfilter 589[3], Fa. SCHLEICHER & SCHUELL) filtriert und gekühlt transportiert. Bis zur Analyse wurden die Glasflaschen bei 4 °C gekühlt gelagert, die PE-Flaschen wurden bei -18 °C eingefroren. Einige der in *Tabelle 6* angegebenen Parameter erforderten vor der Analyse noch eine zusätzliche Mikrofiltration der Probe über Membranfilter aus Celluloseacetat (0,45 µm, Fa. SARTORIUS).

Tabelle 6: Probenahmegefäße, Probenkonservierung und -vorbereitung der entnommenen Wasserproben der untersuchten Parameter

Parameter	Probengefäß	Probenkonservierung		Probenvorbereitung
Natrium	250 mL PE-Flasche	eingefroren	-	filtriert (589³ Blauband)
Kalium	250 mL PE-Flasche	eingefroren	-	filtriert (589³ Blauband)
Calcium	250 mL PE-Flasche	eingefroren	-	filtriert (589³ Blauband)
Magnesium	250 mL PE-Flasche	eingefroren	-	filtriert (589³ Blauband)
Aluminium	100 mL PE-Flasche	eingefroren	angesäuert*	filtriert (589³ Blauband)
Gesamt-Eisen	100 mL PE-Flasche	eingefroren	angesäuert*	filtriert (589³ Blauband)
Gesamt-Mangan	100 mL PE-Flasche	eingefroren	angesäuert*	filtriert (589³ Blauband)
Säurekapazität (pH 4,3)	250 mL Glasflaschen	gekühlt	-	-
Basenkapazität (pH 8,2)	250 mL Glasflaschen	gekühlt	-	-
Chlorid	250 mL PE-Flasche	eingefroren	-	filtriert (Membranfilter Celluloseacetat; 0,45µm)
Sulfat	250 mL PE-Flasche	eingefroren	-	filtriert (Membranfilter Celluloseacetat; 0,45µm)
Nitrat-Stickstoff	250 mL PE-Flasche	eingefroren	-	filtriert (Membranfilter Celluloseacetat; 0,45µm)
Phosphat-Phosphor	250 mL PE-Flasche	eingefroren	-	filtriert (Membranfilter Celluloseacetat; 0,45µm)
Nitrit-Stickstoff	250 mL PE-Flasche	eingefroren	-	filtriert (Membranfilter Celluloseacetat; 0,45µm)
Ammonium-Stickstoff	100 mL PE-Flasche	eingefroren	angesäuert*	filtriert (Membranfilter Celluloseacetat; 0,45µm)
TOC	250 mL Glasflaschen	gekühlt	-	-
DOC	250 mL Glasflaschen	gekühlt	-	filtriert (Membranfilter Celluloseacetat; 0,45µm)
abfiltrierbare Stoffe	250 mL Glasflaschen	gekühlt	-	filtriert (Membranfilter Celluloseacetat; 0,45µm)
BSB 7 mit ATH	500 mL Glasflaschen (braun)	gekühlt	-	-

* mit 1mL H_2SO_4 (25%ig)

3.3.2.1.1 Grundwasser

Vor jeder Probenahme bzw. Vor-Ort-Messung wurde zunächst der Grundwasserflurabstand im Pegelrohr mit einem Kabellichtlot festgestellt. Für die Wasserentnahme wurde eine Kolbenpumpe (Fa. GRUNDFOS, Typ WL 1502, durchschnittliche Förderleistung 1.000 L/h) an die GWM angeschlossen (vgl. *Abbildung 127* in *Band 2*). Um hierbei eine repräsentative Probenahme zu gewährleisten, ist es erforderlich, dass das Wasservolumen des Pegelrohres mehrfach ausgetauscht und nachströmendes, frisches Grundwasser für die Vor-Ort-Analytik und die Probenahme erfasst wird. Die Grundwasserbeschaffenheit des geförderten Wassers entspricht dann derjenigen des umgebenden Grundwasserkörpers, wenn die Parameter elektrische Leitfähigkeit, pH-Wert und Wassertemperatur konstante Werte aufweisen (DVWK 1992; SCHENK 1998). Nach dem NIEDERSÄCHSISCHEN LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG (NLfB, 2003) ist die Konstanz der Leitparameter und damit auch der Zeitpunkt der Probenahme dann erreicht, wenn sich

- die Leitfähigkeit um ca. 1 mS/m
- der pH-Wert um 0,1 Einheiten und
- die Wassertemperatur um 0,1 °C

innerhalb von 5 Minuten nicht mehr verändern.

3.3.2.1.2 Oberflächenwasser

Fließgewässer gelten nach FIEDLER & RÖSLER (1993) als meist inhomogene Wasserkörper, so dass deren Inhaltsstoffe teilweise raschen zeitlichen und örtlichen Konzentrationsschwankungen unterliegen. Dies sind beispielsweise natürliche tagesperiodische Schwankungen des Sauerstoffgehaltes und des pH-Wertes oder stoßweise erfolgende Abwassereinleitungen. Neben den Hauptfließgewässern Sorge, Bennebek und Rieselbach wurden auch die Parzellengrenzgräben beprobt.

Hauptfließgewässer

Die beiden größeren Fließgewässer Sorge und Bennebek konnten aufgrund ihrer Größe an den meisten Messstellen nur vom Ufer aus beprobt werden, während die Probenahme an dem Rieselbach in der Bachmitte erfolgen konnte. Hierfür wurde ein Schöpfbecher aus Kunststoff verwendet, der vor jeder Probenahme mit dem Oberflächenwasser gespült wurde.

Parzellengrenzgräben

Bei den Parzellengrenzgräben handelt es sich um sehr kleine Fließgewässer, die von den umliegenden Grünlandflächen gespeist werden. Ihre Wasserführung unterliegt daher natürlichen Schwankungen, die unter anderem von der Niederschlagsmenge und dem Bodenwassergehalt abhängen, so dass an einigen Gräben aufgrund der geringen Wasserführung zeitweilig eine Beprobung nicht möglich war. Wie an den Hauptfließgewässern wurden die Wasserproben mit Hilfe eines Schöpfbechers entnommen.

3.3.2.1.3 Niederschlagswasser

Für die Beprobung des Niederschlagswassers wurde an jedem Messtermin das Niederschlagswasser aus dem Sammelgefäß des jeweiligen Niederschlagssammlers in die entsprechenden Probenahmegefäße umgefüllt.

3.3.2.2 Boden

Es gibt viele Bodeneigenschaften, die im Gelände überhaupt nicht oder nicht mit der erforderlichen Genauigkeit bestimmt werden können, so dass eine Probennahme für die Laboranalytik unumgänglich ist (HARTGE & HORN 1989; SCHLICHTING et al. 1995). Bei Bodenproben sind die ungestörten Volumenproben von den gestörten Gewichtsproben zu unterscheiden. In der nachfolgenden *Tabelle 7* sind für die untersuchten Parameter, die Probenahmegefäße sowie die Art der Probenkonservierung angegeben.

Tabelle 7: Probenahmegefäße und Probenkonservierung für die Laboranalytik der untersuchten bodenchemischen Parameter

Parameter	Probenahmegefäß	Proben-konservierung
Gesamt-Stickstoff	PE-Probenahmebeutel	-
Gesamt-Kohlenstoff	PE-Probenahmebeutel	-
wässrige Auszüge (Cl^-, PO_4^{3-}, NO_3^-, SO_4^{-2})	PE-Probenahmebeutel	gekühlt
pH-Wert (H_2O)	PE-Probenahmebeutel	gekühlt
pH-Wert ($CaCl_2$)	PE-Probenahmebeutel	gekühlt
Bodenwassergehalt	PE-Probenahmebeutel	gekühlt
N-min	N-min Probenahmebeutel	gekühlt
Korngrößenverteilung	PE-Probenahmebeutel	-
Porengrößenverteilung	200 mL Stechzylinder	-

3.3.2.2.1 Profilgruben

Zur Bestimmung der Porengrößenverteilung in den Tiefenprofilen wurden die Profilgruben entsprechend ihrer Horizontierung in drei Tiefenstufen unterteilt, die an den einzelnen Gruben unterschiedliche Tiefen aufweisen (vgl. z.B. *Abbildung 111* bis *Abbildung 114* in *Band 2*). Aufgrund der mächtigen organischen Auflage der Profilgrube 604 wurden nur die zwei Horizonte unterhalb dieser Auflage beprobt. Die Wahl der Entnahmetiefen der Bodenproben ergab sich anhand der Grubentiefe und der jeweiligen Horizontierung des Bodens. Aus der Mitte dieser Horizonte wurden gemäß AG BODEN (1994) mittels Stechzylindern (Volumen 200 mL, Innendurchmesser 8 cm, Höhe 5 cm) jeweils acht ungestörte Einzelproben (Geländeparallelen) entnommen (vgl. *Abbildung 124* in *Band 2*).

Um die bodenchemischen Parameter (pH-Wert, Nitrat-Stickstoff, Sulfat, Phosphat-Phosphor, Chlorid und C/N-Verhältnis) sowie die Korngrößenverteilung ermitteln zu können, wurden aus den festgelegten Horizonten jeweils etwa 2 Liter Boden in Form einer gestörte Mischproben entnommen und in Gefrierbeutel aus Polyethylen (PE) gefüllt. Die Bodenproben zur Bestimmung des Mineralstickstoffes (N_{min}) wurden in spezielle N_{min}-Beutel überführt und gekühlt transportiert und gelagert (AG BODEN 1994; SCHLICHTING et al. 1995;).

3.3.2.2.2 Profilbohrungen

Die Bohrprofile wurden mit Hilfe eines Rammkernsondierbohrgerätes der Fa. NORDMEYER (Typ RS 0/2.3-10, Baujahr 1995) gebohrt (vgl. *Abbildung 125* in *Band 2*). Die einzelnen Bohrkerne wurden pro Meter in drei Teile (Länge jeweils ca. 30-33 cm) geteilt und als Mischproben in Gefrierbeutel gefüllt. Aufgrund der Bodenstauchungen bei diesem Bohrverfahren ist hier nur die Entnahme von gestörten Mischproben möglich. Da bei diesem Verfahren die Probenmenge relativ gering ist, wurden hiervon nur die Korngrößenverteilung sowie die bodenchemischen Parameter (pH-Wert, Nitrat-Stickstoff, Sulfat, Phosphat-Phosphor, Chlorid, C/N-Verhältnis) ermittelt.

3.3.2.2.3 Bodenwassergehalt

Gemäß dem DEUTSCHEN INSTITUT FÜR NORMUNG (DIN, 2000) wurden zur Bestimmung des Bodenwassergehaltes, je nach Flächengröße, 10 bis 20 Einzelbohrstockproben (Bohrstöcke nach PÜRCKHAUER) zu drei Flächenmischproben (0-30 cm, 30-60 cm, 60-90 cm Bodentiefe) zusammengefasst (vgl. SCHLICHTING et al. 1995). Auch hier wurden die Proben in Gefrierbeutel überführt und anschließend gekühlt transportiert und bis zur Analyse gekühlt gelagert.

Auf den Grünland- und Ackerflächen erfolgte die Probenahme systematisch in einer rasterförmigen Anordnung der Probenahmestellen. Die Waldflächen dagegen wurden nach dem statistischen Zufallsprinzip beprobt, da die Flächen sehr groß und das Substrat in diesem Bereich relativ homogen ist. Die im südlichen Waldbereich vorkommenden Dünen wurden dabei separat beprobt. Bei den Dünen handelt es sich – im Vergleich zu den übrigen Waldflächen – um grundwasserferne und damit trockenere Standorte (vgl. *Kapitel 3.2.2.3*; KUMKE 1999).

3.4 Analytik (MARTIN BOLL)

Bei der Untersuchung von Wasser bzw. Böden ist generell zwischen der Vor-Ort-Analytik und der Laboranalytik zu unterscheiden. Während bei den Wasseruntersuchungen die wichtigsten physikalisch-chemischen Parameter (Sauerstoffgehalt, und -sättigungsindex, elektrische Leitfähigkeit, pH-Wert, Wassertemperatur und Redoxpotenzial) im Gelände durchgeführt wurden (vgl. *Kapitel 3.4.1.1*), beschränkten sich die Bodenuntersuchungen im Gelände auf die Bodenart, den Bodentyp und die Bodeninfiltration (siehe *Kapitel 3.4.1.2*). Im Labor des Institutes für Landschaftsökologie erfolgte die Bestimmung der wichtigsten Wasserinhaltsstoffe (Anionen, Kationen; vgl. *Kapitel 3.4.2.1*) und der bodenchemischen Parameter (pH-Wert, extrahierbare Stoffe, C/N-Verhältnis, Mineralstickstoffgehalt) sowie der bodenphysikalischen Parameter Korngrößenverteilung und Porengrößenverteilung (siehe *Kapitel 3.4.2.2*).

3.4.1 Vor-Ort-Analytik

3.4.1.1 Wasser

Nach SCHENK (1998) sind im Gelände alle diejenigen Parameter zu analysieren, welche später im Labor nicht mehr fehlerfrei bestimmt werden können. Diese Messgrößen sind in *Tabelle 8* dargestellt.

Eine Vor-Ort-Analytik im Gelände wurde bei den Messnetzen Fließgewässer (FG), Parzellengrenzgräben (PGG) und Grundwasser (GW) durchgeführt. Dabei erfolgten die Messungen an den Oberflächengewässern unmittelbar in der fließenden Welle, während an den GWMen die Messelektroden der Messgeräte vom abgepumpten Grundwasser umströmt wurden. Die untersuchten Parameter sowie die Methodik der Vor-Ort-Messung sind *Tabelle 8* und *Tabelle 9* zu entnehmen.

Über die technischen Daten (Messgenauigkeit, Messbereiche und Auflösung) der bei der Vor-Ort-Analytik verwendeten mobilen Messgeräte gibt *Tabelle 86* in *Band 2* Auskunft.

Tabelle 8: Auflistung der untersuchten Parameter der Vor-Ort-Analytik der verschiedenen Wasser-Messnetze

Parameter	Messnetz			
	FG	PGG	GW	NW
pH-Wert	■	■	■	
Wassertemperatur [° C]	■	■	■	
Elektrische Leitfähigkeit (25°C) [mS/m]	■	■	■	
Redox-Spannung [mV]			■	
Sauerstoffkonzentration [mg/L]	■	■	■	
Sauerstoff-Sättigungsindex [%]	■	■	■	
■ Beprobung bzw. Analytik durchgeführt				

Tabelle 9: Messmethodik der Vor-Ort-Analytik

Parameter	Messgeräte	Methode	Ausgabe
pH-Wert	WTW Multi 350i	DIN 38404-5	13. Lieferung 1984
	WTW pH 330		
	Horiba W-22 XD		
Wassertemperatur [°C]	WTW Multi 350i, Horiba W-22 XD	DIN 38404-4	8. Lieferung 1979
	WTW pH 330,		
	WTW Oxi 330		
Elektr. Leitfähigkeit [mS/m] (25°C)	WTW Multi 350i	DIN EN 27888	30. Lieferung 1994
	WTW LF 318		
	Horiba W-22 XD		
Redox-Spannung [mV]	WTW pH 330	DIN 38404-6	13. Lieferung 1984
Sauerstoffkonzentration [mg/L]	WTW Multi 350i	DIN EN 25814	29. Lieferung 1993
	Horiba W-22 XD		
	WTW Oxi 330		
Sauerstoff-Sättigungsindex [%]	WTW Multi 350i	DIN EN 25814	29. Lieferung 1993
	Horiba W-22 XD		
	WTW Oxi 330		

3.4.1.2 Boden

Die Vor-Ort-Analytik beschränkte sich im Gelände auf die Parameter Korngrößenanalyse (Bodenart), Bodenansprache (Bodentyp) sowie die Infiltrationsmessungen. Anhand der *Tabelle 10* wird die Zuordnung der untersuchten Parameter zu den Boden-Messnetzen und die angewandte Messmethodik ersichtlich.

Tabelle 10: Auflistung der untersuchten Parameter der Vor-Ort-Analytik der verschiedenen Boden-Messnetze

Parameter	Messnetz				Messung	Methode	Ausgabe
	PB	BW	PG	IN			
Bodenart	■		■		Fingerprobe	nach AG Boden (1994)	-
Bodentyp			■		Bodenansprache	nach AG Boden (1994)	-
Infiltrationsrate				■	Doppelringinfiltrometer	DIN 19682-7	10. Lieferung 2003
■ Beprobung bzw. Analytik durchgeführt							

3.4.2 Laboranalytik

Sowohl die Wasser- als auch die Bodenuntersuchungen wurden im Labor des Institutes für Landschaftsökologie an der WESTFÄLISCHEN WILHELMS-UNIVERSITÄT MÜNSTER durchgeführt.

3.4.2.1 Wasser

Die im Labor untersuchten Parameter der jeweiligen Messnetze sind in der folgenden *Tabelle 11* aufgeführt, während in der *Tabelle 12* die Messmethodik der Wasseruntersuchungen wiedergegeben ist.

Tabelle 11: Auflistung der untersuchten Parameter der Labor-Analytik der verschiedenen Wasser-Messnetze

Parameter	Messnetz			
	FG	PGG	GW	NW
Natrium (Na^+) [mg/L]	■	■	■	■
Kalium (K^+) [mg/L]	■	■	■	■
Calcium (Ca^{2+}) [mg/L]	■	■	■	■
Magnesium (Mg^{2+}) [mg/L]	■	■	■	■
Aluminium (Al^{3+}) [mg/L]	■	■	■	■
Gesamt-Eisen (Fe) [mg/L]	■	■	■	■
Gesamt-Mangan (Mn) [mg/L]	■	■	■	■
Säurekapazität (HCO_3^-) (pH 4,3) [mmol/L]	■	■	■	
Basenkapazität (CO_3^{2-}) (pH 8,2) [mmol/L]	■	■	■	
Chlorid (Cl^-) [mg/L]	■	■	■	■
Sulfat (SO_4^{2-}) [mg/L]	■	■	■	■
Nitrat-Stickstoff (NO_3^-) [mg/L]	■	■	■	■
Phosphat-Phosphor (PO_4^{3-}) [mg/L]	■	■	■	■
Nitrit-Stickstoff (NO_2^-) [mg/L]	■	■	■	■
Ammonium-Stickstoff (NH_4^+) [mg/L]	■	■	■	■
TOC [mg/L]	■	■	■	
DOC [mg/L]	■	■	■	
abfiltrierbare Stoffe [mg/L]	■	■		
BSB 7 mit ATH [mg/L]	■	■		

■ Beprobung bzw. Analytik durchgeführt

Tabelle 12: Messmethodik der Wasseruntersuchungen im Labor

Parameter	Messgerät	Bestimmungsgrenze	Nachweisgrenze	Methode	Ausgabe
Natrium (Na^+) [mg/L]	Flammenphotometer PFP 7 (Fa. Jenway)	0,50 mg/L	k. A.	DIN EN ISO 9964-3	37. Lieferung 1997
Kalium (K^+) [mg/L]	Flammenphotometer PFP 7 (Fa. Jenway)	0,50 mg/L	k. A.	DIN EN ISO 9964-3	37. Lieferung 1997
Calcium (Ca^{2+}) [mg/L]	AAS 1100 (Fa. Perkin-Elmer)	0,60 mg/L	k. A.	DIN EN ISO 7980	54. Lieferung 2002
Magnesium (Mg^{2+}) [mg/L]	AAS 1100 (Fa. Perkin-Elmer)	0,10 mg/L	k. A.	DIN EN ISO 7980	54. Lieferung 2002
Aluminium (Al^{3+}) [mg/L]	AAS 1100 (Fa. Perkin-Elmer)	3,00 mg/L	k. A.	DIN EN ISO 12020	49. Lieferung 2001
Gesamt-Eisen (Fe) [mg/L]	AAS 1100 (Fa. Perkin-Elmer)	0,40 mg/L	k. A.	DIN 38 406-32	49. Lieferung 2001
Gesamt-Mangan (Mn) [mg/L]	AAS 1100 (Fa. Perkin-Elmer)	0,30 mg/L	k. A.	DIN 39 406-33	49. Lieferung 2001
Säurekapazität (HCO_3^-) (pH 4,3) [mmol/L]	Titrator TW 280 (Fa. Schott)	k.A.	k. A.	DIN 38 409 H7	60. Lieferung 2004
Basenkapazität (CO_3^{2-}) (pH 8,2) [mmol/L]	Titrator TW 280 (Fa. Schott)	k.A.	k. A.	DIN 38 409 H7	60. Lieferung 2004
Chlorid (Cl^-) [mg/L]	IC ICS-90 (Fa. Dionex)	k.A.	0,20 mg/L	DIN EN ISO 10304-2	33. Lieferung 1997
Sulfat (SO_4^{2-}) [mg/L]	IC ICS-90 (Fa. Dionex)	k.A.	0,25 mg/L	DIN EN ISO 10304-2	33. Lieferung 1997
Nitrat-Stickstoff (NO_3^-) [mg/L]	IC ICS-90 (Fa. Dionex)	k.A.	0,20 mg/L (Nitrat)	DIN EN ISO 10304-2	33. Lieferung 1997
Phosphat-Phosphor (PO_4^{3-}) [mg/L]	IC ICS-90 (Fa. Dionex)	k.A.	0,25 mg/L (Phosphat)	DIN EN ISO 10304-2	33. Lieferung 1997
Nitrit-Stickstoff (NO_2^-) [mg/L]	Aquatec 5400 (Foss)	0,04 mg/L (Nitrit)	k. A.	DIN EN 13395	38. Lieferung 1997
Ammonium-Stickstoff (NH_4^+) [mg/L]	Aquatec 5400 (Foss)	0,04 mg/L (Ammonium)	k. A.	DIN EN ISO 11732	40. Lieferung 1998
TOC [mg/L]	LiquiTOC (Fa. Elementar)	2,00 mg/L	k. A.	DIN EN 1484	40. Lieferung 1998

3.4.2.2 Boden

In *Tabelle 13* sind die bei den Bodenuntersuchungen analysierten Parameter und die Zuordnung zu den jeweiligen Boden-Messnetzen dargestellt. Die Messmethodik der Bodenanalytik ist der *Tabelle 14* zu entnehmen.

Tabelle 13: Auflistung der untersuchten Parameter der Labor-Analytik der verschiedenen Boden-Messnetze

Parameter	Messnetz			
	PB	**BW**	**PG**	**IN**
Gesamt-Stickstoff (N) [mg/kg]	■		■	
Gesamt-Kohlenstoff (C) [mg/kg]	■		■	
wässrige Auszüge (Cl^-, PO_4^{3-}, NO_3^-, SO_4^{2-}) [mg/L]	■		■	
pH-Wert aktuell (H_2O)	■		■	
pH-Wert potenziell ($CaCl_2$)	■		■	
Bodenwassergehalt [Gew.-%]		■	■	
N-min (NO_3^-, NO_2^-, NH_4^+) [mg/kg ha^{-1}]			■	
Korngrößenverteilung [%]	■		■	
Porengrößenverteilung [%]			■	

■ Beprobung bzw. Analytik durchgeführt

Tabelle 14: Messmethodik der Bodenuntersuchungen im Labor

Parameter	Messgerät	Bestimmungsgrenze	Nachweisgrenze	Methode	Ausgabe
Gesamt-Stickstoff (N) [mg/kg]	Euro EA 20 (Fa. Euro CAP)	0,10 mg/kg	k. A.	DIN ISO 13878	6. Lieferung 2002
Gesamt-Kohlenstoff (C) [mg/kg]	Euro EA 20 (Fa. Euro CAP)	0,10 mg/kg	k. A.	DIN ISO 10694	Grundwerk 2000
wässrige Auszüge (Cl^-, PO_4^{3-}, NO_3^-, SO_4^{2-}) [mg/L]	IC ICS-90 (Fa. Dionex)	k.A.	k. A.	DIN EN ISO 10304-2 *	33. Lieferung 1997
pH-Wert aktuell (H_2O)	-	k.A.	k. A.	DIN ISO 10390	10. Lieferung 2003
pH-Wert potenziell ($CaCl_2$)	-	k.A.	k. A.	DIN ISO 10390	10. Lieferung 2003
Bodenwassergehalt [Gew.-%]	-	k.A.	k. A.	DIN ISO 11465	Grundwerk 2000
N-min (NO_3^-, NO_2^-, NH_4^+) [mg/kg ha^{-1}]	Aquatec 5400 (Fa. Foss)	k.A.	k. A.	DIN ISO/TS 14256-1 **	12. Lieferung 2004
Korngrößenverteilung (Siebung) [%]	Bodensiebe	k.A.	k. A.	DIN 19683-1	Grundwerk 2000
Korngrößenverteilung (Schlämmung) [%]	Köhn´sche Pipette	k.A.	k. A.	DIN 19683-2	Grundwerk 2000
Porengrößenverteilung [%]	Soilmoisture Pressure Plate Extractor (Zila DS-2, Fa. Norgren)	k.A.	k. A.	DIN ISO 11274	5. Lieferung 2001

* 100 g einer luftgetrockneten Bodenprobe wurde mit 150 mL Aqua dest. 3 Studen maschinell geschüttelt und anschließend über einen Membranfilter (Celluloseacetat; 0,45 µm) filtriert.

4 Ergebnisse

Die in diesem Kapitel dargestellten Analyseergebnisse der Wasser- und der Bodenuntersuchungen basieren auf den Karten (vgl. *Karte 14* bis *Karte 169* in *Band 2*), den Abbildungen (vgl. *Abbildung 7* bis *Abbildung 18*; *Abbildung 35* bis *Abbildung 123* in *Band 2*) und den Tabellen (vgl. *Tabelle 29* bis *Tabelle 84* in *Band 2*). Eine Übersicht über die Lage der Detailkarten der Grundwasser- und Oberflächenwasseruntersuchungen sind in *Karte 11* bis *Karte 13* in *Band 2* dargestellt.

4.1 Wasser

4.1.1 Grundwasser (BETTINA EICHMANN)

4.1.1.1 Grundwasserhydraulik

Zu den untersuchten hydraulischen Parametern des Grundwassers gehören neben den Grundwasserflurabständen, die daraus abgeleitete Grundwasserfließrichtung und die vermutete Lage von unterirdischen Wasserscheiden. Für alle GWMen der beiden TUGe sind in den *Abbildung 7 bis Abbildung 9* die gemessenen Grundwasserstände unter der Geländeoberkante (GOK) sowie die Höhe der GWMen in Bezug auf Normal-Null (NN) für den Untersuchungszeitraum dargestellt.

Aus der Darstellung der Flurabstände für das TUG Tetenhusen geht hervor, dass ein Zusammenhang zwischen der Flächennutzung und den Grundwasserflurabständen besteht. Während die Wald- und Ackerflächen eher grundwasserferne, also trockene Flächen darstellen, sind die Grünlandflächen als grundwassernahe Standorte anzusprechen. Aus den vier Messungen von April bis Juli ist besonders für die Acker- und Waldflächen ein Trend sinkender Grundwasserstände erkennbar. Im Grünlandbereich ist dies jedoch nicht der Fall. In der teilweise vermoorten Sorgeaue weisen die über der GOK liegenden Grundwasserdruckflächen auf gespannte Verhältnisse hin.

Aus den Grundwasserständen im TUG Alt Bennebek geht hervor, dass die GWMen 157 und 158 im Grünlandbereich auf den grundwasserfernen Flächen liegen. Die Grünlandflächen in der Aue der Bennebek sind durchweg grundwassernahe Standorte, wobei die Grundwasserdruckfläche an den GWMen teilweise über der GOK liegt. Im Tetenhusener Moor liegen die Grundwasserflurabstände für alle GWMen auf demselben Niveau bei etwa 1 m unter GOK. Während die meisten GWMen im Grünland einen Trend steigender Grundwasserstände von April bis Juli aufweisen, ist für die GWMen im Moor innerhalb (des kurzen Messzeitraumes) kein Trend in Bezug auf die Grundwasserstände erkennbar.
In *Abbildung 8* und *Abbildung 9* sind die Grundwasserflurabstände und Geländehöhen über NN der verschiedenen Abstichtermine dargestellt, um die Grundwasserfließrichtungen und Grundwasserscheitelungen zu identifizieren.

Sehr klar zu erkennen ist im TUG Tetenhusen die dominante regionale Vorflutfunktion der Sorge. Weiterhin kann im Süden der Sorge zur Garlbek, wenn auch nur undeutlich zu erkennen, eine weitere Vorflut ausgemacht werden. Statt, wie zunächst vermutet, im Wald, ist im Ackergebiet zwischen Garlbek und Sorge eine (aktuelle, zumindest temporäre) Grundwasserscheide anzunehmen. Entgegen den anfänglichen Erwartungen ist auch im N des Waldgebietes zwischen der Sorge und der Bennebek eine Grundwasserscheitelung (aktuell) nicht vorhanden, somit besitzt die Bennebek in diesem Bereich keine aktuelle Vorflutfunktion. Die Grundwasserfließrichtung in diesem nördlichen Profilabschnitt erfolgt allgemein nach Süden bzw. Südwesten in Richtung Sorge.
Im TUG Alt Bennebek geht aus dem Vergleich der Grundwasserstände der Messstellen 173, 177a, b, c, 178a, b, c und 176 im Tetenhusener Moor der *Abbildung 7* hervor, dass der Grundwasserstrom in westlicher Richtung zur Bennebek hin erfolgt, im Grünland (nördlich der Bennebek) dagegen in südlicher Richtung zur Bennebek (vgl. die Messstellen 151, 153, 155 und 157).

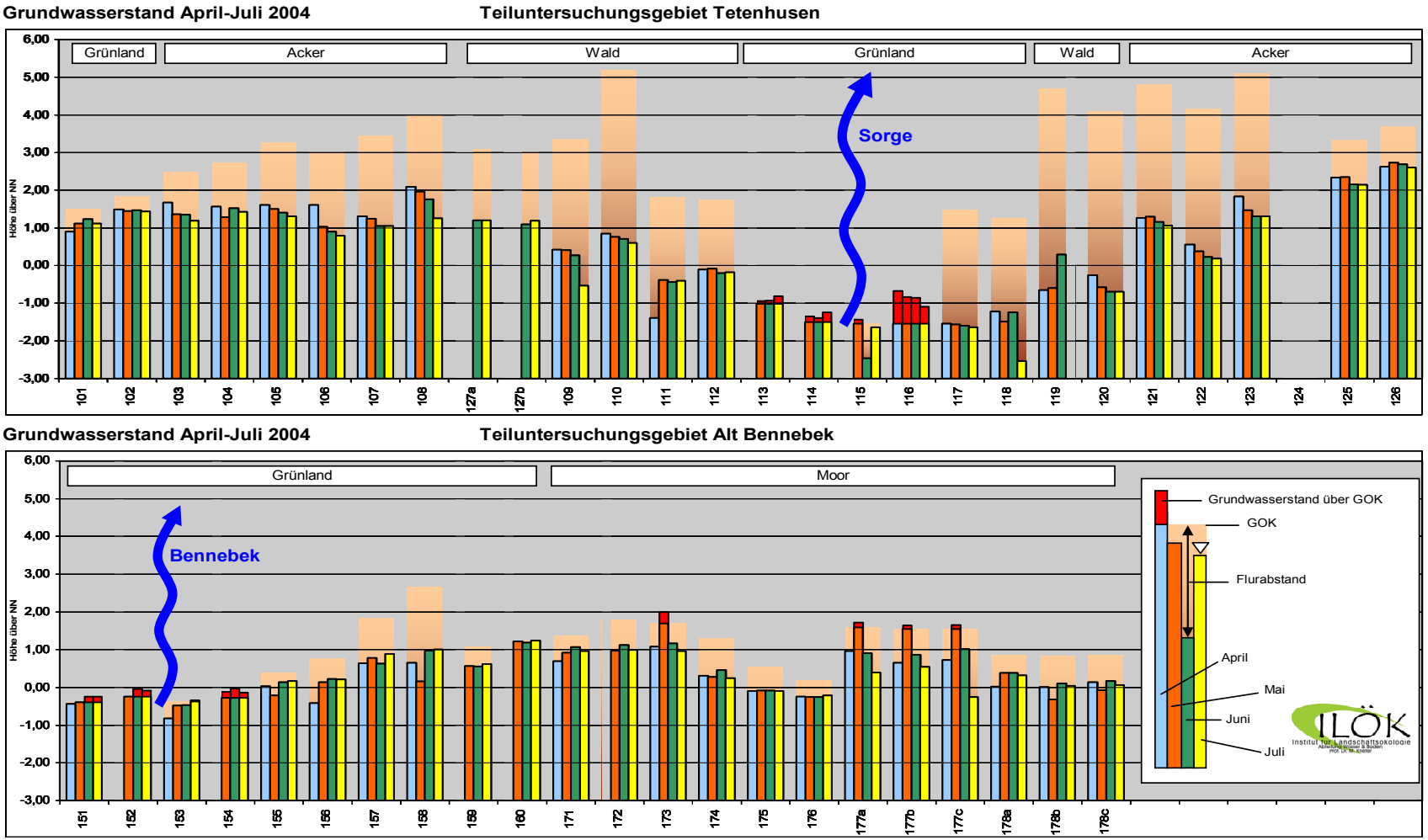
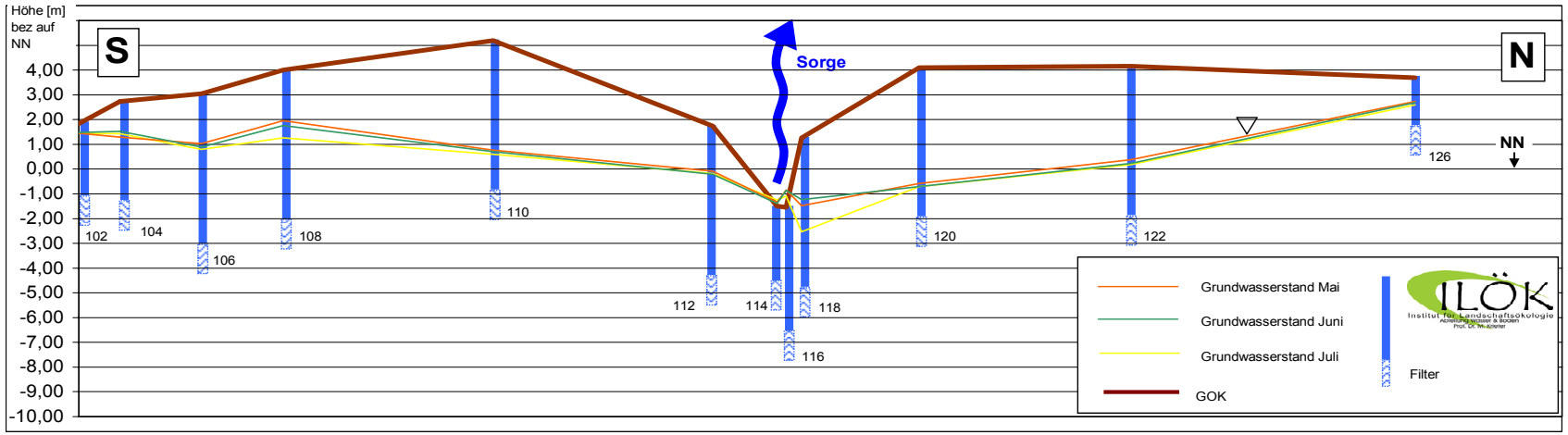


Abbildung 7: Grundwasser- und Flurabstände von April bis Juli 2004 für die TUGe Alt Bennebek und Tetenhusen

Grundwasserstände im Teiluntersuchungsgebiet Tetenhusen (östliche Reihe der GWM)



Grundwasserstände im Teiluntersuchungsgebiet Tetenhusen (westliche Reihe der GWM)

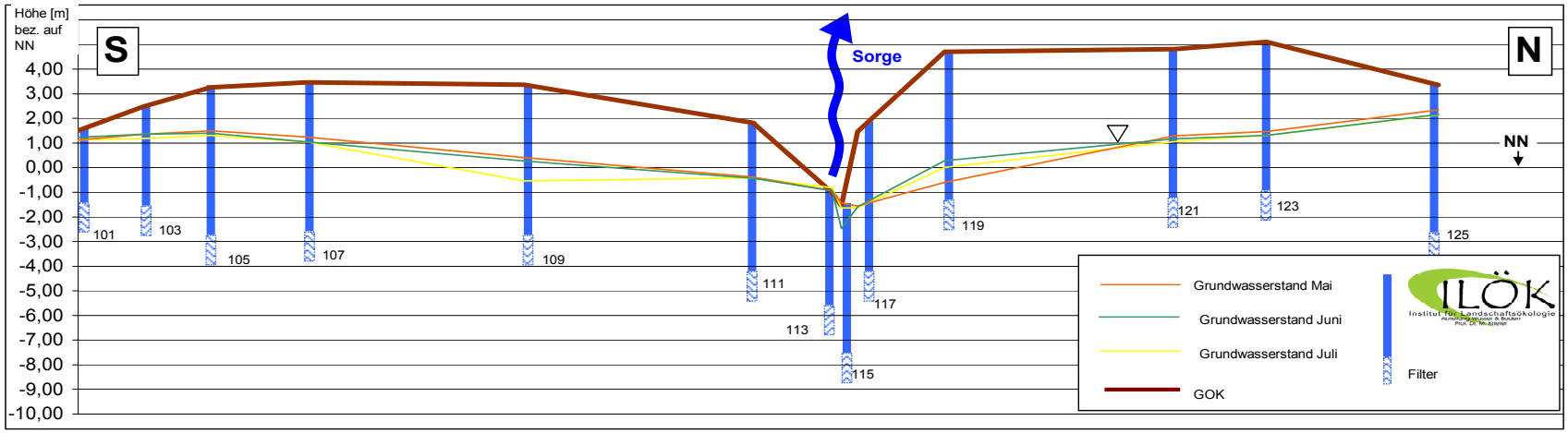


Abbildung 8: Die während des Untersuchungszeitraumes gemessenen Grundwasserstände der westlichen und östlichen Messstellen-Reihe im Teiluntersuchungsgebiet Tetenhusen

Grundwasserstände im Teiluntersuchungsgebiet Alt Bennebek (westliche Reihe der GWM)

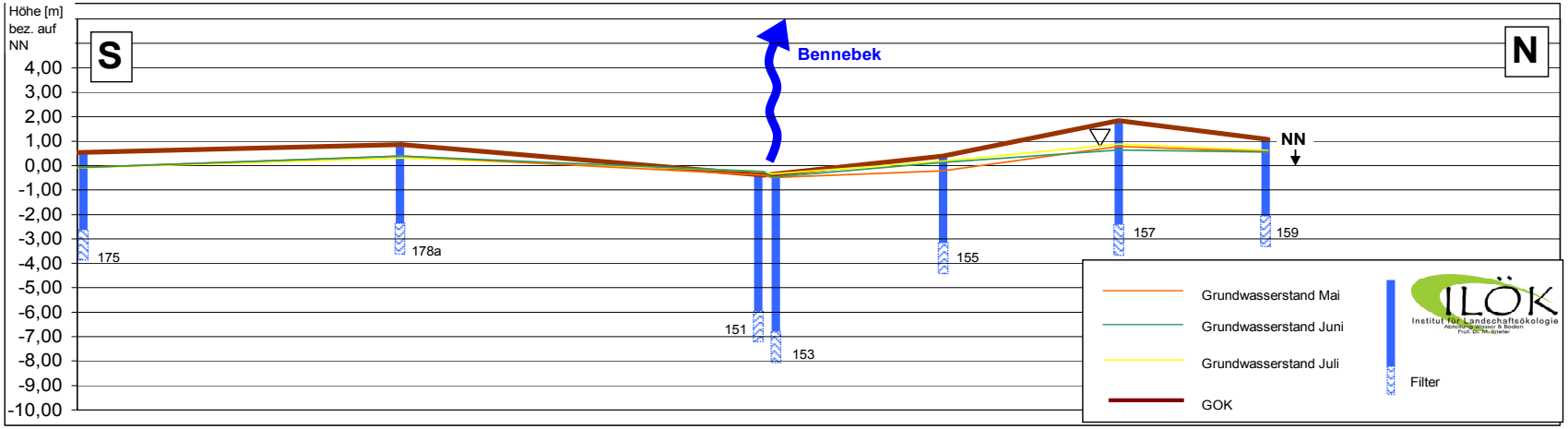


Abbildung 9: Die während des Untersuchungszeitraumes gemessenen Grundwasserstände der westlichen Messstellen-Reihe im Teiluntersuchungsgebiet Alt Bennebek

4.1.1.2 Physikochemische und chemische Parameter

Die im Folgenden beschriebenen Untersuchungsergebnisse des oberflächennahen Grundwassers basieren auf den Analyseergebnissen der Vor-Ort- und der Laboranalytik und den daraus entstandenen interpolierten Karten (Software: ArcGIS 8.3 der Fa. ESRI; Interpolation nach der IDW-Methode). Dabei war eine Klassifizierung der Messwerte notwendig, die eigens für die Fragestellung dieser Untersuchung entwickelt wurde und die die regionalen hydrochemischen Verhältnisse berücksichtigt. Diese Klassifizierung entspricht daher nicht immer den allgemeinen Klassifikationen, die zur überregionalen Gewässerbewertung bzw. als ökologische Bewertungsrahmen herangezogen werden.

4.1.1.2.1 Wassertemperatur

Die Grundwassertemperatur liegt im gesamten UG in einem Wertebereich von 7,0 bis 12,0 °C. Während des Untersuchungszeitraumes verhalten sich die gemessenen Wassertemperaturen an den verschiedenen GWMen unterschiedlich.

Die Wassertemperaturen an den GWMen unter Wald im TUG Tetenhusen sind im Vergleich zu denen an den GWMen unter Acker- und Grünlandflächen durch niedrigere Werte gekennzeichnet. Im Mittel liegt die Temperatur an den einzelnen Messstellen in einem Bereich von 9 bis 10 °C.

Der mittlere Wertebereich für die Grundwassertemperaturen im TUG Alt Bennebek ist mit Durchschnittswerten zwischen 8,0 und 10 °C etwas weiter, dabei wird deutlich, dass die Temperaturen für das Grundwasser im Moor (7–9 °C) niedriger sind.

Im zeitlichen Verlauf weist das Grundwasser an den GWMen 151, 152, 153, 154 und 160 im TUG Alt Bennebek sowie an den GWMen 111, 115 und 116 im TUG Tetenhusen eine relativ konstante Wassertemperatur auf. An anderen GWMen (172, 156 und 155) ist im untersuchten Zeitraum ein eindeutiger Anstieg der Wassertemperatur zu erkennen, an den meisten GWMen schwankt dagegen die Wassertemperatur unterschiedlich stark (vgl. *Abbildung 35* in *Band 2*).

4.1.1.2.2 Elektrische Leitfähigkeit

Für die elektrische Leitfähigkeit in den beiden TUGen sind mit Werten von 2,5 bis 71,7 mS/m hinsichtlich der regionalen Verteilung große Unterschiede festzustellen. Im TUG Alt Bennebek liegen die niedrigsten Werte (4,6 mS/m) im Bereich des Tetenhusener Moores. Höhere Werte von 19,3 bis 61,4 mS/m sind für die Grünlandflächen charakteristisch. Die räumliche Verteilung der Werte ist insgesamt jedoch sehr heterogen, was die Spanne der gemessenen Werte zeigt. Der höchste gemessene Wert (71,7 mS/m) für das gesamte UG wurde ebenfalls im Tetenhusener Moor gemessen. Die beschriebene Leitfähigkeitsverteilung im TUG Alt Bennebek weist innerhalb des Untersuchungszeitraumes April bis Juli 2004 keine wesentlichen Veränderungen auf.

Auch im TUG Tetenhusen weist die räumliche Verteilung der Leitfähigkeiten eine hohe Heterogenität auf. Die niedrigsten Werte der Leitfähigkeit im flachen Grundwasser sind deckungsgleich mit der räumlichen Anordnung der forstwirtschaftlich genutzten Flächen. In diesem Flugsanddecken- und Dünengebiet wurden Leitfähigkeitswerte von 15,8 bis 40,3 mg/L gemessen. Die höchsten Werte sind im Norden und Süden des TUGes Tetenhusen anzutreffen, wobei hier jeweils die landwirtschaftliche Nutzung mit einem erheblichen Anteil an Ackerflächen überwiegt. Wie auch im TUG Alt Bennebek sind auch im TUG Tetenhusen keine wesentlichen Veränderungen der Leitfähigkeitsverhältnisse über die Zeit festzustellen (vgl. *Abbildung 36* und *Karte 14* bis *Karte 17* in *Band 2*).

4.1.1.2.3 Sauerstoffsättigung und –gehalt

Die Sauerstoffsättigung des oberflächennahen Grundwassers ist in beiden TUGen sehr unterschiedlich. Während im TUG Alt Bennebek vorwiegend niedrige Sauerstoffsättigungen das Grundwasser prägen, weist das TUG Tetenhusen in der regionalen und zeitlichen Variabilität deutlich höhere Sauerstoffsättigungen mit überwiegend oxidativen Verhältnissen auf.

Das Grundwasser des TUGes Alt Bennebek weist vorwiegend Sauerstoffsättigungen unter 10 % auf, wobei sich von April bis Juli ein leichter Trend des Sättigungsanstieges in Teilflächen des Gebietes erkennen lässt. Die höchsten Sauerstoffsättigungen im gesamten UG treten im flachen Grundwasser unter

den Waldflächen des TUGes Tetenhusen auf und erreichen hier Werte von zum Teil über 80 %.

Im TUG Tetenhusen fällt auf, dass unter den landwirtschaftlich genutzten Niederungen der Bennebek im Norden und der Sorge im Zentrum des TUGes bis in den Juni niedrige Sauerstoffsättigungen vorhanden sind. Diese liegen bei Werten von 25 bis 11 %, teilweise sogar unter 10 % und sind damit reduzierenden Milieubedingungen zuzuordnen. Im Süden des TUGes Tetenhusen im Bereich der Garlbek-Zuflüsse (östlich von Föhrden) findet man ebenfalls, wenn auch schwächer ausgeprägt, niedrige Sauerstoffsättigungen von unter 25 %.

Wesentlich deutlicher als im TUG Alt Bennebek ist der Trend der Zunahme der Sauerstoffsättigung von April bis Juli 2004 im TUG Tetenhusen festzustellen und konzentriert sich insbesondere auf die Flussniederungen. Innerhalb des viermonatigen Untersuchungszeitraumes werden anfänglich reduzierende Verhältnisse von oxidierenden Milieubedingungen mit hohen Sauerstoffsättigungen abgelöst. Die regionale Verteilung der absoluten Sauerstoff-Gehalte und ihre zeitliche Entwicklung ist den Verhältnissen der Sauerstoffsättigung sehr ähnlich (vgl. *Abbildung 37, Abbildung 38* und *Karte 18* bis *Karte 25* in *Band 2).*

4.1.1.2.4 Redoxpotenzial

Das Redoxpotenzial zeigt für die GWMen des gesamten UGes Redoxwerte zwischen -216 und +307 mV auf. Die regionale Verteilung der Redoxpotenziale im TUG Alt Bennebek ist relativ homogen, diese liegen hauptsächlich im reduzierenden Bereich. Die niedrigsten Werte wurden im Bereich des Tetenhusener Moores gemessen. Für den Grünlandbereich, wie auch das Moor, ist bezüglich der zeitlichen Dynamik kein eindeutiger Trend festzustellen.

Im TUG Tetenhusen ist die räumliche Verteilung der Redoxpotenziale im Grundwasser deutlich heterogener, wobei die nördlichen und südlichen Randbereiche sowie die Sorge-Niederung im Untersuchungszeitraum die niedrigsten Werte im TUG aufweisen. Die höher gelegenen Wald- und Ackerflächen sind durch oxidierende Verhältnisse gekennzeichnet. Im Mai ist zum Teil ein deutlicher Anstieg zu erkennen, im Juni und Juli sinken die Werte wieder ab (vgl. *Abbildung 39* und *Karte 26* bis *Karte 29* in *Band 2*)

4.1.1.2.5 Gesamter organischer Kohlenstoffgehalt (TOC)

Die TOC–Gehalte des flachen Grundwassers weisen sehr deutliche Unterschiede in Abhängigkeit der naturräumlichen Ausstattung bzw. der Flächennutzung auf. Sehr hohe TOC–Gehalten von zum Teil mehr als 30 mg/L im Tetenhusener Moor stehen niedrige Konzentrationen von weniger als 5 mg/L im Staatsforst Rendsburg gegenüber.

Im TUG Alt Bennebek setzt sich das Grundwasser im Grünlandbereich mit deutlich niedrigeren TOC–Gehalten von durchschnittlich 5 bis 10 mg/L von den hydrochemischen Verhältnissen unter den Moorflächen ab. Innerhalb des sehr kurzen Untersuchungszeitraumes sind zeitliche Unterschiede der TOC–Gehalte schwer erkennbar.

Gegenüber den sehr niedrigen TOC–Gehalten im Grundwasser unter den Waldflächen des TUGes Tetenhusen zeigen die landwirtschaftlich genutzten Niederungsgebiete Bennebek und Garlbek wesentlich höhere TOC–Konzentrationen von ca. 10 mg/L, maximal bis etwa 30 mg/L. Es fällt auf, dass im Grundwasser der Sorge-Niederung keine Erhöhung der TOC–Gehalte im Vergleich zu den Waldgebieten festzustellen ist (vgl. *Abbildung 40* und *Karte 30* bis *Karte 33* in *Band 2*).

4.1.1.2.6 pH-Wert und Hydronium-Ionen-Konzentration

Die pH-Werte des oberflächennahen Grundwassers sind in ihrer räumlichen Verteilung sehr heterogen, wobei die niedrigsten pH-Werte (< 5,0) im zentralen Bereich des Tetenhusener Moores gemessen wurden. Insgesamt lässt sich ein Trend zu steigenden pH-Werten von April bis Juli 2004 erkennen. Die pH-Werte des Grundwassers unter den Grünlandflächen im TUG Alt Bennebek liegen zum Großteil zwischen 6,6 und 7,5. Die pH-Werte unter dem Tetenhusener Moor variieren zwischen 4,6 und 7,2, wobei in der Regel eine leichte Tendenz zum Anstieg der pH-Werte erkennbar ist.

Die höchsten pH-Werte im TUG Tetenhusen wurden im Grundwasser der Waldstandorte (pH-Werte bis 9,0) und der Sorge (pH-Werte bis 8,4) festgestellt. Auffällig sind die GWMen 107 am südlichen Ackerrand und 126 an der Bennebek, welche sich stets durch pH-Werte < 6,6 von den umliegenden GWMen der

landwirtschaftlichen Flächen mit einem durchschnittlichen pH-Wert zwischen 6,6 und 7,5 absetzen.

Auch im TUG Tetenhusen wird eine Zunahme der pH-Werte, besonders im Bereich der Sorge-Niederung und nördlich der Sorge, über die Dauer der Untersuchungen deutlich. Die räumliche und zeitliche Verteilung der absoluten H^+-Ionen-Konzentrationen stimmt weitgehend mit den Verhältnissen der pH-Werte überein (vgl. *Abbildung 41* und *Karte 34* bis *Karte 41* in *Band 2*).

4.1.1.2.7 Nitrat-Stickstoff

Im Grundwasser des UGes wurden Nitrat-Stickstoff-Gehalte (NO_3^--N) von 0,01 bis 32,02 mg/L gemessen. Die Nitrat-Stickstoff-Gehalte der beiden TUGe unterscheiden sich deutlich. Im TUG Alt Bennebek konnten nur Gehalte unterhalb von 0,5 mg/L gemessen, im Verlauf der Untersuchung traten in diesem TUG keine nennenswerten Veränderungen auf.

Im Vergleich dazu ist die Verteilung der Nitrat-Stickstoff-Gehalte des TUGes Tetenhusen sehr heterogen. Die geringsten Konzentrationen wurden im Bereich der Grünlandflächen und im oberflächennahen Grundwasser unter Wald gemessen. Der südliche Teil im Bereich der Ackerflächen zeigt die höchsten Gehalte (> 30 mg/L). Im gesamten Untersuchungszeitraum ist hier eine steigende Tendenz zu erkennen. Das Grundwasser unter den Ackerflächen im Norden zeigt niedrigere Gehalte (bis 15 mg/L), im Verlauf der Untersuchung sind keine erheblichen Veränderungen erkennbar (vgl. *Abbildung 42* und *Karte 42* bis *Karte 45* in *Band 2*).

4.1.1.2.8 Nitrit-Stickstoff

Nitrit-Stickstoff (NO_2^--N) konnte während des gesamten Untersuchungszeitraumes im Grundwasser nicht nachgewiesen werden.

4.1.1.2.9 Ammonium-Stickstoff

Im Grundwasser des UGes wurden Ammonium-Stickstoff-Konzentrationen (NH_4^+-N) von 0,03 bis 5,99 mg/L gemessen. In beiden TUGen sind die Gehalte heterogen verteilt.

Unter den Moorflächen im TUG Alt Bennebek treten die höchsten Ammonium-Stickstoff-Gehalte (bis 5,99 mg/L) auf. Im zeitlichen Verlauf ist kein eindeutiger Trend erkennbar. Im oberflächennahen Grundwasser unter den Grünlandflächen wurden deutlich niedrigere Gehalte (um 0,5 mg/L) gemessen. Im April lagen die Ammonium-Stickstoff-Konzentrationen an einzelnen GWMen über 1,0 mg/L, in den folgenden Monaten sinken sie deutlich ab.

Im TUG Tetenhusen ist die räumliche Verteilung der Ammonium-Stickstoff-Gehalte ähnlich heterogen, allerdings auf einem niedrigeren Niveau. Im April wurden allgemein die höchsten Konzentrationen gemessen. Im Bereich der nördlichen Ackerflächen an den GWMen 125 und 126 liegen die Ammonium-Stickstoff-Konzentrationen im gesamten Untersuchungszeitraum bei etwa 1 mg/L. An den übrigen Messstellen des TUGes Tetenhusen ist, wie auch im Bereich der Grünlandflächen des TUGes Alt Bennebek, im Verlauf der Untersuchung ein Absinken der Ammonium-Stickstoff-Konzentrationen zu verzeichnen (vgl. *Abbildung 43* und *Karte 46* bis *Karte 49* in *Band 2*).

4.1.1.2.10 Phosphat-Phosphor

Die Phosphat-Phosphor-Gehalte (PO_4^{3-}-P) des oberflächennahen Grundwassers liegen für das UG vorwiegend im unteren Wertebereich. Während des Untersuchungszeitraumes konnten im gesamten UG Phosphat-Phosphor-Konzentrationen von 0 bis 0,33 mg/L ermittelt werden. Dabei zeichnet sich das TUG Tetenhusen allgemein durch höhere Phosphat-Phosphor-Gehalte im flachen Grundwasser aus.

Im TUG Alt Bennebek fallen vor allem die Messstellen 171 und 172 im Tetenhusener Moor sowie die GWMen 159 und 160 am Rieselbach durch teilweise konstant hohe Phosphat-Phosphor-Konzentrationen (bis 0,33 mg/L) auf. An der Mehrzahl der GWMen konnte in diesem TUG Phosphat nicht nachgewiesen werden.

Die Phosphat-Phosphor-Gehalte im TUG Tetenhusen zeigen sowohl räumlich als auch zeitlich eine eher heterogene Verteilung, wobei die höchsten Konzentrationen (0,33 mg/L) im Juli an den GWMen 105 (Acker), 119 (Wald) und 117 (Grünland) gemessen wurden. Insgesamt sind im Juli die Phosphat-Phosphor-

Konzentrationen im Grundwasser, unabhängig von der Nutzung, am höchsten (vgl. *Abbildung 44* und *Karte 50* bis *Karte 53* in *Band 2*).

4.1.1.2.11 Kalium

Die räumliche Verteilung der Kalium-Konzentrationen (K^+) im Grundwasser der beiden TUGe zeigt eine deutliche Übereinstimmung mit der Flächennutzung bzw. naturräumlichen Ausstattung. Dabei weist das Grundwasser im TUG Tetenhusen entsprechend der Flächeneinheiten ein wesentlich heterogeneres Verteilungsmuster der Kalium-Werte auf. Die höchsten Werte (bis 33,13 mg/L) weist das Grundwasser im Bereich der ackerbaulich genutzten Flächen im Norden und Süden des TUGes Tetenhusen auf. Unter den Wald- und Grünlandflächen liegen die Kalium-Konzentrationen dagegen in der Regel unter 2 mg/L. Über den Beprobungszeitraum von vier Monaten verändert sich das Werte-Verteilungsmuster nur geringfügig.

Im flachen Grundwasser des TUGes Alt Bennebek bleiben die Kalium-Werte sowohl im Bereich des Tetenhusener Moores als auch unter den Grünlandflächen überwiegend unter der Konzentration von 2 mg/L. Die Kalium-Konzentrationen zeigen während des Untersuchungszeitraumes keine wesentliche Veränderung (vgl. *Abbildung 45* und *Karte 54* bis *Karte 57* in *Band 2*).

4.1.1.2.12 Natrium

Die Natrium-Gehalte (Na^+) im oberflächennahen Grundwasser des UGes liegen größtenteils zwischen 0 und 20 mg/L, wobei lokal auch Werte von über 40,0 mg/L vorkommen.

Das oberflächennahe Grundwasser des Tetenhusener Moores im TUG Alt Bennebek zeichnet sich durch niedrige Natrium-Gehalte bis 20 mg/L aus. Im Gegensatz dazu wurden unter dem Grünland (N Bennebek) deutlich höhere Natrium-Gehalte gemessen (GWM 158: 72,3 mg/L im April).

Im TUG Tetenhusen ist zwischen der räumlichen Verteilung der Natrium-Gehalte und der Flächennutzung kein Zusammenhang erkennbar. Die Natrium-Konzentrationen reichen von 4,32 bis 44,3 mg/L. Allgemein wurden im Juni die höchsten Konzentrationen gemessen (vgl. *Abbildung 46* und *Karte 58* bis *Karte 61* in *Band 2*).

4.1.1.2.13 Calcium

Die räumliche Verteilung der Calcium-Konzentrationen (Ca^{2+}) ist in beiden TUGen sehr heterogen. Auch die zeitliche Entwicklung der Calcium-Werte lässt keine sichere Aussage über mögliche Trends zu.

Im TUG Alt Bennebek wurden unter dem Tetenhusener Moor die niedrigsten Werte (GWMen 177a, b, c: < 3,0 mg/L) aber auch die höchste Konzentration (GWM 176: 105,4 mg/L) im Grundwasser gemessen. Die Calcium-Gehalte im flachen Grundwasser der Grünlandflächen sind überwiegend hoch (> 50,0 mg/L) bis sehr hoch (> 70,0 mg/L), wobei an der GWM 157 mit Konzentrationen von 30 bis 50 mg/L und an der GWM 158 mit Werten stets unter 10 mg/L deutlich niedrigere Calcium-Gehalte gemessen wurden. Die Calcium-Konzentrationen an den einzelnen GWMen sind über die Monate April bis Juli in der Regel relativ konstant.

Die räumliche Verteilung der Calcium-Gehalte im TUG Tetenhusen weist ebenfalls eine hohe Heterogenität auf. Die niedrigsten Calcium-Werte (< 15,0 mg/l) wurden an den GWMen unter Wald gemessen. Die höchsten Konzentrationen (> 70,0 mg/L) des TUGes Tetenhusen wurden im Norden und Süden im Bereich der Bennebek- und der Garlbek-Niederung gemessen. Wie auch im TUG Alt Bennebek sind auch im TUG Tetenhusen keine tendenziellen Veränderungen der Calcium-Gehalte über die Zeit festzustellen (vgl. *Abbildung 47* und *Karte 62* bis *Karte 65* in *Band 2*).

4.1.1.2.14 Magnesium

In Bezug auf die regionale Verteilung der Magnesium-Konzentrationen (Mg^{2+}) lassen sich zwischen den beiden TUGen deutliche Unterschiede feststellen. Während im TUG Alt Bennebek im Bereich des Tetenhusener Moores Konzentrationen von ca. 1,0 bis 2,0 mg/L dominieren, lassen sich die höchsten Magnesium-Gehalte von über 6,0 mg/L unter Flächen ackerbaulicher Nutzung des TUGes Tetenhusen nachweisen.

Die räumliche Verteilung der Magnesium-Konzentrationen des flachen Grundwassers im TUG Alt Bennebek deutet auf einen Zusammenhang mit der Flächennutzung. Während unter den Grünlandflächen nördlich der Bennebek hauptsächlich Gehalte von 2,0 bis 4,0 mg/L auftreten, reichen die Magnesium-

Konzentrationen unter dem Tetenhusener Moor in der Regel von 1,0 bis 2,0 mg/L (vgl. *Karte 66* bis *Karte 69* in *Band 2).* Anhand der *Abbildung 48* in *Band 2* lässt sich ein leichter zeitlicher Trend zu steigenden Magnesiumkonzentrationen erkennen.

Im TUG Tetenhusen treten nur punktuell Magnesium-Konzentrationen von 2 mg/L und weniger auf, zumeist wurden Mg-Gehalte von ca. 2 bis 4 mg/L nachgewiesen. Konzentrationen von teilweise über 6 mg/L konnten im Grundwasser unter den Ackerflächen südlich des Staatsforstes Rendsburg gemessen werden. Ein weiterer Bereich mit höheren Magnesium-Konzentrationen (4 bis 6 mg/L) ist die Bennebek-Niederung im Norden des TUGes. Wie auch im TUG Alt Bennebek ist ein Trend zu steigenden Magnesium-Konzentrationen während des Untersuchungszeitraumes zu erkennen.

4.1.1.2.15 Gesamt-Eisen

Die Verteilung der Gesamt-Eisen-Gehalte (Fe) im UG ist vor allem im TUG Alt Bennebek als heterogen zu bezeichnen, während sich die Gesamt-Eisen-Gehalte im TUG Tetenhusen weitgehend einheitlich darstellen. Die räumliche Verteilung des Gesamt-Eisens im Grundwasser der beiden TUGe Alt Bennebek und Tetenhusen weist auf keinen eindeutigen Zusammenhang zwischen der Flächennutzungen bzw. –ausstattungen und der Höhe der Eisen-Konzentrationen.

Im TUG Alt Bennebek sind die Eisen-Gehalte allgemein höher als im TUG Tetenhusen, wobei die höchsten Eisen-Konzentrationen (maximal 32,06 mg/L) an den Messstellen 157 und 158 im Grünland sowie an den Messstellen 171 bis 176 im Moor gemessen wurden. Im TUG Tetenhusen liegen die Gesamt-Eisen-Gehalte in der Regel unter 1 mg/L, höhere Konzentrationen werden dagegen im Bereich der Bennebek-Niederung sowie der Garlbek-Niederung festgestellt. Über den Untersuchungszeitraum bleibt das räumliche Verteilungsmuster der Gesamt-Eisen-Konzentrationen stabil (vgl. *Abbildung 49* und *Karte 70* bis *Karte 73* in *Band 2*).

4.1.1.2.16 Gesamt-Mangan

Im UG reichen die Gesamt-Mangan-Konzentrationen (Mn) im oberflächennahen Grundwasser von 0,02 bis 3,80 mg/L. Im TUG Alt Bennebek zeichnet sich das Grundwasser unter Moorflächen in der Regel durch Gesamt-Mangan-Konzentrationen von unter 0,2 mg/L aus. Im Bereich der Grünlandflächen weist das Grundwasser hauptsächlich Werte zwischen 0,2 und 0,4 mg/L auf.
Im TUG Tetenhusen ist die räumliche Verteilung der Gesamt-Mangan-Konzentrationen recht heterogen. Unter den landwirtschaftlich genutzten Flächen des TUGes Tetenhusen werden allgemein die höchsten Gesamt-Mangan-Konzentrationen erreicht. Zum Teil ist ein starker Anstieg der Mangan-Konzentrationen unter den südlichen Ackerflächen zu erkennen. An den übrigen Messstellen im gesamten UG schwanken die Gesamt-Mangan-Konzentrationen geringfügig (vgl. *Abbildung 50* und *Karte 74* bis *Karte 77* in *Band 2*).

4.1.1.2.17 Aluminium

Die Aluminium-Gehalte (Al^{3+}) des Grundwassers im UG reichen von 0 bis 6,10 mg/L, wobei Aluminium in der Regel nur unter den Moorflächen nachgewiesen werden konnte. Im TUG Alt Bennebek konnte unter den Grünlandflächen Aluminium nur im April gemessen werden. Die Aluminium-Konzentrationen unter den Moorflächen weisen eine hohe Variabilität auf. An den Multilevel-Messstellen 177a, b, c und 178a, b, c wurden die höchsten Konzentrationen (maximal 2,4 mg/L) gemessen. Im TUG Tetenhusen konnte Aluminium, wie im Bereich der Grünlandflächen des TUGes Alt Bennebek, nur vereinzelt nachgewiesen werden. Die Höchste Aluminium-Konzentration von 6,1 mg/L wurde dabei an der Messstelle 127b, am südlichen Rand des Rendsburger Staatsforstes gemessen (vgl. *Abbildung 51* und *Karte 78* bis *Karte 81* in *Band 2*).

4.1.1.2.18 Chlorid

Hinsichtlich der räumlichen Verteilung der Chlorid-Gehalte (Cl^-) des flachen Grundwassers lassen sich für die beiden TUGe deutliche Unterschiede erkennen. Während die Chlorid-Konzentrationen im TUG Tetenhusen sehr heterogen verteilt sind, weist das TUG Alt Bennebek mit hohen Konzentrationen von ca. 30 bis 40 mg/L unter den Grünlandflächen und niedrigen Konzentrationen von

10 bis 20 mg/L im Bereich des Tetenhusener Moores eine deutliche Zweiteilung auf. Die höchsten Chlorid-Konzentrationen von teilweise 50 bis 60 mg/L wurden in diesem TUG an den unter Grünland eingerichteten GWMen 159 und 160 am Ufer des Rieselbaches ermittelt. Eine Korrelation zwischen den niedrigen Chlorid-Gehalten und der Flächenausstattung „Moor“ und den hohen Gehalten und der Flächennutzung „Grünland“ ist anhand der *Abbildung 52* in *Band 2* zu erkennen. Eine tendenzielle Veränderung der Chlorid-Gehalte innerhalb des untersuchten Zeitraums ist für das TUG Alt Bennebek nicht auszumachen.
Im TUG Tetenhusen treten Chlorid-Konzentrationen von 0 bis über 40 mg/L nutzungsunabhängig auf. Hohe Konzentrationen von über 40 mg/L sind sowohl unter den ackerbaulich genutzten Flächen nördlich des Staatsforstes Rendsburg, als auch unter Waldnutzung (GWM 110) und in der grünlandgenutzten Garlbek-Niederung zu finden. Auch geringere Chlorid-Gehalte von ca. 10 bis 20 mg/L lassen sich unter allen auftretenden Flächennutzungen bzw. -ausstattungen nachweisen. Wie auch im TUG Alt Bennebek sind während des Untersuchungszeitraumes keine wesentlichen Veränderungen festzustellen (vgl. *Abbildung 52* und *Karte 82* bis *Karte 85* in *Band 2*).

4.1.1.2.19 Sulfat

Die Sulfat-Gehalte (SO_4^{2-}) im Grundwasser des UGes zeichnen sich durch eine sehr heterogene räumliche Verteilung aus. Je nach Flächenausstattung liegen die Werte zwischen 0 und 10 mg/L beziehungsweise über 40 mg/L. Die höchsten Sulfat-Gehalte im Grundwasser wurden im Bereich landwirtschaftlicher Nutzung nachgewiesen, während das Grundwasser unter den Moorflächen niedrige Werte aufweist.
Im TUG Alt Bennebek ist eine deutliche Differenzierung der Sulfat-Werte in Bezug auf die Flächenausstattungen Moor und landwirtschaftlich genutzte Flächen ersichtlich. So weist das Tetenhusener Moor mit Sulfat-Gehalten von 0 bis 10 mg/L die niedrigsten, die Grünlandflächen nördlich des Moores mit Sulfat-Gehalten von 20 bis über 40 mg/L die höchsten Werte im TUG auf.
Im TUG Tetenhusen ist die räumliche Verteilung der Sulfat-Gehalte sehr uneinheitlich, so dass kein unmittelbarer Einfluss der Flächennutzung auf die Sulfat-Gehalte erkennbar ist. Die höchsten Sulfat-Konzentrationen sind an den

GWMen unter Ackerflächen in der Bennebek-Niederung und den GWMen in der Sorge-Niederung mit 30 bis über 40 mg/L vorzufinden. Im Gegensatz dazu weisen die GWMen im Rendsburger Staatsforst und in der Garlbek-Niederung großen lokale Unterschiede der Sulfat-Werte (0 bis > 40 mg/L) auf. Insgesamt ist festzustellen, dass während des gesamten Untersuchungszeitraumes im Monat Juni die Sulfat-Gehalte am niedrigsten sind (vgl. *Abbildung 53* und *Karte 86* bis *Karte 89* in *Band 2*).

4.1.1.2.20 Säurekapazität (pH 4,3)

Für den Parameter Säurekapazität (bzw. HCO_3^--Gehalt) bis pH 4,3 im oberflächennahen Grundwasser des UGes zeichnet sich ein Bild von großen räumlichen Unterschieden mit HCO_3-Gehalten von 0 bis über 4 mmol/L ab. Besonders die Moor- und Grünlandflächen im TUG Alt Bennebek zeichnen sich durch eine heterogene Werteverteilung aus. Eine eindeutige Zuordnung der Säurekapazität zu den Flächenausstattungen ist daher kaum möglich. Unter den Wald- und Ackerbereichen des TUGes Tetenhusen liegen die Werte für die Säurekapazität mit 0-1 bzw. 1,1-2,0 mmol/L HCO_3^- auf einem niedrigen Niveau. Die Niederungsbereiche der Bennebek und Garlbek weisen dagegen mit 3,1 bis > 4 mmol/L höhere HCO_3-Gehalte auf. Beim Vergleich der beiden untersuchten Monate Juni und Juli 2004 fallen im UG kaum Veränderungen der HCO_3-Gehalte an den GWMen auf. An den GWM 158 und 160 im Grünland (S Alt Bennebek) können angestiegene HCO_3-Gehalte festgestellt werden, wohingegen die hydrochemischen Verhältnisse der meisten GWMen nahezu unverändert bleibt. Im TUG Tetenhusen erhöht sich die HCO_3-Gehalte lediglich an der GWM 116 im Niederungsbereich der Sorge (vgl. *Abbildung 54*, *Karte 90* und *Karte 91* in *Band 2*).

4.1.1.2.21 Basenkapazität (pH 8,2)

Bei der räumlichen Werteverteilung der Basenkapazität (bis pH 8,2) bzw. der CO_3^{2-}-Gehalte im Grundwasser zeigen sich deutliche Unterschiede. Sowohl im TUG Alt Bennebek als auch im TUG Tetenhusen reichen die Gehalte an CO_3^{2-} von 0 bis über 4 mmol/L. Beim Vergleich der Monate Juni und Juli 2004 ergibt

sich für einige GWMen im TUG Alt Bennebek eine massive Zunahme der Basenkapazität von niedrigen (zwischen 0-1 und 1,1-2 mmol/L) zu hohe Werten (> 4 mmol/L CO_3^{2-}). Eine generelle Erhöhung der Basenkapazität in diesem TUG konnte aber nicht festgestellt werden. Im TUG Tetenhusen konnte bei der Basenkapazität, in Analogie zur Säurekapazität, an einigen GWMen in der Sorgeniederung eine Erhöhung auf > 4 mmol/L CO_3^{2-} beobachtet werden (vgl. *Abbildung 55*, *Karte 92* und *Karte 93* in *Band 2*).

4.1.2 Fließgewässer (MARTIN BOLL)

4.1.2.1 Abflussmessung

Am Pegel Sorgbrück, am östlichen Rand des UGes, werden vom LANU täglich Abflussmessungen der Sorge durchgeführt. Die für den Untersuchungszeitraum von März bis Juli 2004 als Tagesmittelwerte dargestellten Abflusswerte sind der *Abbildung 10* zu entnehmen.

Nach einem steilen Anstieg des Abflusses auf knapp 3,5 m³/s im März 2004 sinken die Abflusswerte in den nachfolgenden Monaten April und Mai kontinuierlich auf etwa 0,7 m³/s ab. Etwa ab Mitte Juni beginnt der Abfluss in Form von vier kleineren Abflusswellen wieder auf 2,5 m³/s zu steigen, um dann Mitte Juli wieder abzusinken.

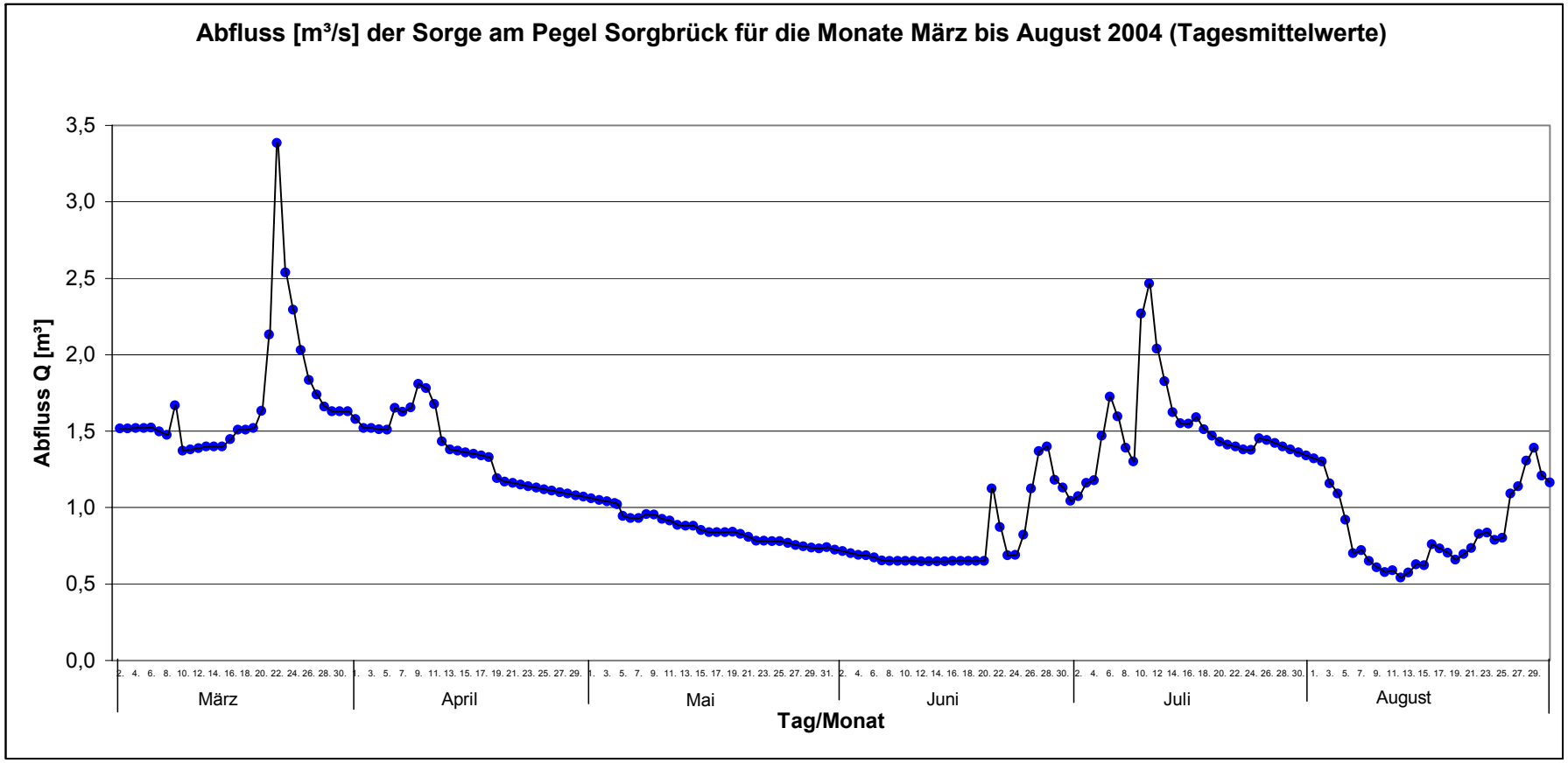


Abbildung 10: Tagesmittelwerte des Abflusses [m³/s] der Sorge am Pegel Sorgbrück für die Monate März bis August 2004 (nach LANU 2004)

4.1.2.2 Physikochemisch-chemische Parameter

4.1.2.2.1 Wassertemperatur

Die Wassertemperatur der Hauptfließgewässer liegt zwischen der im März 2004 ermittelten niedrigsten Temperatur von 7,8 °C und dem Temperaturmaximum des Untersuchungszeitraumes im Juli 2004 von 20,5 °C. In der Regel steigt die Temperatur an den meisten Messstellen von März bis Juli kontinuierlich an.
Die ermittelte Wassertemperatur ist für die verschieden Messstellen an der Sorge im zeitlichen Verlauf ähnlich. Im Längsverlauf der Sorge ist ein kontinuierlicher Anstieg der gemittelten Wassertemperatur von 9,5 °C im März auf 16,9 °C im Juli zu verzeichnen (vgl. *Abbildung 76* in *Band 2*).
Die im April gemessenen Wassertemperaturen der Bennebek weisen zum Teil deutlich höhere Werte auf als im Folgemonat Mai. Die mittlere Wassertemperatur im Juli steigt im Vergleich zu den Vormonaten sprunghaft an. Insgesamt ist auch an der Bennebek ein Anstieg der Temperatur im Laufe der Zeit zu beobachten, allerdings verläuft dieser nicht so gleichmäßig wie an der Sorge.
Am Rieselbach wurde im Juni mit 20,0 °C die höchste Wassertemperatur während des Untersuchungszeitraumes gemessen, im Mai und Juli lag die Wassertemperatur bei 15 °C. Ein kontinuierlicher Temperaturanstieg während der Sommermonate, wie an der Sorge beobachtet, konnte am Rieselbach aber nicht festgestellt werden (vgl. *Abbildung 76* in *Band 2*).

4.1.2.2.2 Elektrische Leitfähigkeit

Die räumliche Verteilung der Leitfähigkeitswerte ist für die Hauptfließgewässer im gesamten UG ähnlich (Wertebereich von 38,3 bis 52,7 mS/m), nur der Rieselbach fällt durch höhere Leitfähigkeitswerte auf. Im zeitlichen Verlauf der Untersuchungen schwanken die Messwerte nur wenig.
Die geringste Leitfähigkeit wurde an der Messstelle 301 der Sorge mit Werten um 40 mS/m gemessen. An den übrigen Messstellen des UGes liegen die Werte um 45 bis 50 mS/m.
Die mittlere Leitfähigkeit über den fünfmonatigen Untersuchungszeitraum liegt an allen Messstellen der Bennebek, mit Ausnahme an der Messstelle 326

(39,7 mS/m), zwischen 40,1 und 50 mS/m. Die Leitfähigkeiten an den verschiedenen Messstellen der Bennebek zeigen im Verlauf des Untersuchungszeitraumes nur geringe Schwankungen.
Während der Untersuchungsphase liegt die Leitfähigkeit für den Rieselbach von Mai bis Juli konstant über 70 mS/m. Die Mittlere Leitfähigkeit (78,2 mS/m) ist deutlich höher als an den Messstellen der Bennebek oder der Sorge (vgl. *Abbildung 77*, *Karte 94* bis *Karte 97* in *Band 2*).

4.1.2.2.3 Sauerstoffsättigung und –gehalt

Die Sauerstoffsättigung der Hauptfließgewässer erreicht Werte von ca. 60 % bis 140 %. Dabei lässt sich zwischen den einzelnen Fließgewässern kein wesentlicher Unterschied in der Verteilung der gemessenen Werte erkennen. In Hinblick auf die zeitliche Verteilung ist ebenfalls kein eindeutiger Trend zu erkennen. Die räumliche und zeitliche Verteilung der Sauerstoff-Gehalte ähnelt den Verhältnissen der Sauerstoffsättigung.
Die Sauerstoffsättigung an den Sorge-Messstellen reicht von 68 bis 115 %. Lediglich an der Messstelle 301 weist die Sauerstoffsättigung einen Mittelwert für den Untersuchungszeitraum auf, der über 101 % liegt. Ein zeitlicher Trend ist nicht zu erkennen.
An den verschiedenen Messstellen der Bennebek schwanken die einzelnen Sauerstoffsättigungs-Werte zu den verschiedenen Messterminen stärker als an den Messstellen der Sorge, ein Trend ist dabei nicht zu erkennen. Die Sättigungswerte liegen zwischen 61 % und 141 %, beide Werte wurden an der Messstelle 306 gemessen. An den Messstellen 326 und 306 liegen die mittleren Sauerstoffsättigungen zwischen 60 und 100 % und an den Messstellen 304 und 305 zwischen 100 und 140 %.
Am Rieselbach liegen die Messwerte im Mittel bei ca. 110 %. Dabei steigt die Sauerstoffsättigung von 97 % im Mai auf 132 % im Juli (vgl. *Abbildung 78*, *Abbildung 79*, *Karte 98* bis *Karte 105* in *Band 2*).

4.1.2.2.4 Gesamter organischer Kohlenstoffgehalt (TOC)

Die im UG gemessenen TOC-Gehalte reichen von 8,49 bis 26,79 mg/L, wobei die höchsten TOC-Gehalte im TUG Tetenhusen an den Messstellen 304 und 326 der Bennebek gemessen wurden. Die niedrigsten Konzentrationen wurden an der Sorge (Messstelle 307 und 308) gemessen. Die TOC-Gehalte sind während des Untersuchungszeitraumes relativ konstant, sie schwanken jedoch in geringen Maße um den jeweiligen Mittelwert.

Die mittleren TOC-Gehalte an den Messstellen 301, 302 und 303 liegen im Bereich von 13 mg/L, die mittleren Konzentrationen an den beiden anderen Messstellen (307 und 308) liegen knapp unter 10 mg/L. Die Werte liegen damit relativ nahe beieinander.

An der Bennebek lassen sich die Werte an den verschiedenen Messstellen klar in zwei Gruppen teilen: Die TOC-Konzentrationen an den Messstellen 304 und 326 liegen sämtlich im Bereich zwischen 22 und 27 mg/L und die Werte an den Messstellen im TUG Alt Bennebek variieren zwischen 10 und 17 mg/L.

Der Gesamtgehalt an organischem Kohlenstoff an der Rieselbach-Messstelle ist mit einem mittleren TOC-Gehalt von 11,98 mg/L vergleichbar mit den Messergebnissen der Bennebek in diesem TUG. Während des gesamten Untersuchungszeitraumes weichen die gemessenen Werte kaum vom Mittelwert ab (vgl. *Abbildung 80*, *Karte 106* bis *Karte 109* in *Band 2*).

4.1.2.2.5 pH-Wert

Im Mittel liegen die pH-Werte im gesamten UG zwischen 6,4 und 7,5. Die gemessenen pH-Werte schwanken an den einzelnen Untersuchungsterminen unterschiedlich stark, so dass kein zeitlicher Trend festzustellen ist.

Die pH-Werte an den Messstellen der Sorge schwanken in der Regel zwischen 7,0 und 8,2, wobei im März an der Messstelle 303 ein besonders niedriger pH-Wert von 6,3 gemessen wurde. Ein deutlicher Unterschied zwischen den einzelnen Messstellen ist nicht zu erkennen.

Die pH-Werte der Bennebek liegen zwischen 5,9 und 7,9. Dabei schwanken die pH-Werte an den einzelnen Messstellen der verschiedenen Messterminen stark. Eine gerichtete zeitliche Entwicklung der pH-Werte ist nicht zu erkennen.

Am Rieselbach liegen die pH-Werte über den Untersuchungszeitraum konstant bei 7,2 (vgl. *Abbildung 81*, *Karte 110* bis *Karte 113* in *Band 2*).

4.1.2.2.6 Nitrat-Stickstoff

Die gemessenen Nitrat-Stickstoff-Konzentrationen (NO_3^--N) sind in Bezug auf ihre räumliche und zeitliche Verteilung relativ heterogen verteilt und reichen von 0 bis 5,89 mg/L NO_3^--N (vgl. *Abbildung 82*, *Karte 114* bis *Karte 117* in *Band 2*). Sowohl am Rieselbach als auch an den Messstellen der Bennebek (305 und 306) im TUG Alt Bennebek liegen die mittleren NO_3^--N-Gehalte im Bereich von 0 bis 1,0 mg/L. Dabei sinken die Konzentrationen im Verlauf der Untersuchungen von März bis Juli bis zur Nachweisgrenze ab. Auch an den Messstellen im TUG Tetenhusen lässt sich der Trend zu sinkenden Nitrat-Stickstoff-Gehalten erkennen. Lediglich im Juli steigen die Konzentrationen an den Messstellen 301, 302, 303 (Sorge) und 304 (Bennebek) zum Teil sehr deutlich wieder an. Gemittelt über den Untersuchungszeitraum ergibt sich durch das Absinken der gemessenen Werte ein Mittelwert für die einzelnen Messstellen, der im Bereich von 0,4 und 2,14 mg/L liegt.

4.1.2.2.7 Nitrit-Stickstoff

Im Gegensatz zu den Stickstoffverbindungen Ammonium-Stickstoff und Nitrat-Stickstoff konnte Nitrit-Stickstoff (NO_2^--N) zu keinem Messtermin während des Untersuchungszeitraumes an einem der Fließgewässer nachgewiesen werden.

4.1.2.2.8 Ammonium-Stickstoff

An den Messstellen der Fließgewässer wurden von März bis Juli Ammonium-Stickstoff-Gehalte (NH_4^+-N) von 0,01 bis 60,29 mg/L gemessen. Im zeitlichen Verlauf ist für den gesamten Untersuchungszeitraum kein Trend bezüglich der Ammonium-Stickstoff-Gehalte erkennbar (vgl. *Abbildung 83*, *Karte 118* bis *Karte 121* in *Band 2*).

An den Messstellen der Sorge liegen die Ammonium-Stickstoff-Konzentrationen in der Regel unter 0,5 mg/L. Dabei fallen die deutlich höheren Gehalte im April auf.

Im Längsverlauf der Bennebek konnte keine Veränderung der Ammonium-Stickstoff-Gehalte festgestellt werden. Im März fallen die überdurchschnittlich hohen Ammonium-Stickstoff-Gehalt von 60,29 mg/L an der Messstelle 305 im Tetenhusener Moor auf. Ansonsten wird ein Gehalt von 1 mg/L nicht überschritten.
Die Messstelle 360 am Rieselbach weist im Mai eine Ammonium-Stickstoff-Konzentration von 1,04 mg/L auf. In den folgenden Monaten liegt der Ammonium-Stickstoff-Gehalt unterhalb der Nachweisgrenze.

4.1.2.2.9 Phosphat-Phosphor

Die gemessenen Konzentrationen an Phoshat-Phosphor (PO_4^{3-}-P) reichen von 0 bis 0,16 mg/L. Über den fünfmonatigen Untersuchungszeitraum konnte nur in 7 von 46 untersuchten Proben Phosphat-Phosphor nachgewiesen werden. Nur an der Messstelle 302 wurde in den Monaten März und Juli Phosphat-Phosphor festgestellt, an den übrigen Messstellen handelt es sich um einmalig nachgewiesene Phosphat-Phosphor-Konzentrationen (vgl. *Abbildung 84*, *Karte 122* bis *Karte 125* in *Band 2*).
Die höchste gemessene Konzentration (0,16 mg/L) wurde an der Messstelle 301 gemessen, die mittlere Konzentration liegt hier jedoch bei 0,03 mg/L. An den übrigen Messstellen der Sorge und der Bennebek weist das Oberflächenwasser einen mittleren Phosphat-Phosphor-Gehalt im Bereich von 0 bis 0,02 mg/L auf.
Für die Messstelle am Rieselbach konnte für den Untersuchungszeitraum von März bis Juli kein Phosphat-Phosphor nachgewiesen werden.

4.1.2.2.10 Kalium

Der Wertebereich der Kalium-Gehalte (K^+) der Fließgewässer erstreckt sich von 0,59 bis 40,43 mg/L. Eine eindeutige zeitliche Entwicklung der Kalium-Gehalte ist während des gesamten Untersuchungszeitraumes an keinem der Fließgewässer ersichtlich (vgl. *Abbildung 85*, *Karte 126* bis *Karte 129* in *Band 2*).
An den Messstellen der Sorge sind die Kalium-Gehalte relativ gleichmäßig verteilt und liegen unter 5 mg/L. Im zeitlichen Verlauf treten nur geringfügige Konzentrationsschwankungen an den Messstellen auf.

An der Bennebek ist die Messstelle 304 (Quellregion) gekennzeichnet durch hohe Kalium-Gehalte zu Beginn der Untersuchung, welche im zeitlichen Verlauf absinken. An der Messstelle 326 sind die Konzentrationen am niedrigsten, an den Messstellen (305, 306) im Unterlauf der Bennebek steigen sie an. Ein genereller zeitlicher Trend ist nicht erkennbar.
Die Messstelle am Rieselbach zeigt mit 12 bis 19 mg/L im Durchschnitt die höchsten Kalium-Gehalte auf, jedoch ohne einen Trend im zeitlichen Verlauf.

4.1.2.2.11 Natrium

Die Natrium-Konzentrationen (Na^+) erreichen im gesamten UG Werte von 1,71 bis 72,89 mg/L. Für keines der Fließgewässer lassen die gemessenen Natrium-Gehalte einen Trend erkennen (vgl. *Abbildung 86*, *Karte 130* bis *Karte 133* in *Band 2*).
Die Quellregion der Sorge weist mit etwa 14 mg/L die niedrigsten Natrium-Gehalte der Sorge auf. Die Konzentrationen an allen anderen Messstellen im weiteren Verlauf der Sorge liegen geringfügig über diesem Wert.
Beim Vergleich der Natrium-Konzentrationen an den verschiedenen Messstellen der Bennebek erreicht die Quelleregion die höchsten Natriumgehalte (um 40 mg/L). Wesentlich niedriger sind die Natrium-Konzentrationen mit Werten unter 20 mg/L an den nachfolgenden Messstellen, wobei diese ab der Messstelle 326 mit zunehmender Fließstrecke steigen. Die Natrium-Konzentrationen an den einzelnen Messstellen bleiben über den Untersuchungszeitraum weitgehend konstant.
Der Rieselbach weist im Vergleich zu den anderen Fließgewässern die höchsten Natrium-Konzentrationen auf. Im Verlauf des Untersuchungen ist ein Anstieg der Natrium-Gehalte zu erkennen.

4.1.2.2.12 Calcium

Die mittleren Calcium-Gehalte (Ca^{2+}) der Hauptfließgewässer Sorge und Bennebek weisen Werte zwischen 45,87 mg/L (Messstelle 304) und 79,92 mg/L (Messstelle 303) auf. In der Regel liegen die gemessenen Werte bei ca. 70 mg/L (vgl. *Abbildung 87*, *Karte 134* bis *Karte 137* in *Band 2*).

Die niedrigste Calcium-Konzentration wurde im April an der Messstelle 326 mit 12,99 mg/L ermittelt und der höchste gemessene Wert betrug 120,37 mg/L im Mai an der Messstelle 303. Die Calcium-Gehalte des Rieselbaches liegen mit durchschnittlich 70 mg/L auf demselben Niveau wie die Calcium-Konzentrationen der anderen Hauptfließgewässer. Während der Untersuchungsperiode schwanken die Calcium-Konzentrationen an den einzelnen Messstellen unterschiedlich stark und ohne einen erkennbaren zeitlichen Trend.

4.1.2.2.13 Magnesium

In der räumlichen Verteilung der Werte für Magnesium (Mg^{2+}) lassen sich die drei Hauptfließgewässer deutlich voneinander unterscheiden (vgl. *Abbildung 88*, *Karte 138* bis *Karte 141* in *Band 2*).

Die Messstelle 360 am Rieselbach weist im Mai mit 44,15 mg/L den mit Abstand höchsten Magnesium-Gehalt auf (vgl. *Tabelle 68* in *Band 2*), während an den übrigen Messstellen weniger als 6 mg/L Mg^{2+} gemessen wurde. Die mittleren Magnesium-Konzentrationen an der Sorge liegen alle im Bereich von 4,01 bis 6,0 mg/L und die Mittelwerte an den Messstellen der Bennebek liegen im Bereich von 3,01 bis 4 mg/L. Eine gerichtete Entwicklung der Werte über den Untersuchungszeitraum ist nicht zu erkennen, die Konzentrationen schwanken in der Regel um den jeweiligen Mittelwert.

Die Magnesium-Konzentrationen an der Sorge erreichen Werte von 3,79 bis 5,56 mg/L, wobei die Konzentrationen im Mittel um 5 mg/L liegen. Es lassen sich keine wesentlichen Unterschiede zwischen den quellnahen und den quellfernen Messstellen erkennen.

Die Messstelle 326 fällt mit durchschnittlich niedrigeren Gehalten an Magnesium (3,04 mg/L) im Vergleich zu den Werten an den übrigen Messstellen der Bennebek auf. Überdurchschnittlich hoch sind die Magnesium-Konzentrationen an der Messstelle 360 an dem Rieselbach, diese reichen von 8,56 bis 44,50 mg/L.

4.1.2.2.14 Gesamt-Eisen

Die Gesamt-Eisen-Gehalte (Fe) reichen von 0,08 bis 6,96 mg/L. Allgemeine Aussagen zur zeitlichen Werteverteilung der untersuchten Fließgewässer sind

aufgrund der großen Heterogenität der Gesamt-Eisen-Gehalte nicht möglich (vgl. *Abbildung 89*, *Karte 142* bis *Karte 145* in *Band 2*).

Im Vergleich zu den Gesamt-Eisen-Werten von Bennebek und Rieselbach sind für die Sorge die niedrigsten Konzentrationen an (Gesamt-)Eisen zu verzeichnen. Dabei ist an der Messstelle 301 (Quellregion) mit 0,2 mg/L die geringsten Eisen-Konzentration der Sorge gemessen worden. An den anderen Messstellen liegen sie etwas höher.

Die Bennebek weist mit bis zu 6,96 mg/L im gesamten Untersuchungszeitraum und –gebiet die höchsten Gesamt-Eisen-Gehalte auf. Im zeitlichen Verlauf schwanken die Konzentrationen an den Messstellen (304 und 326) zum Teil erheblich, im Mittel liegen die Werte zwischen 1,4 und 2,3 mg/L.

Die Gesamt-Eisen-Gehalte an der Messstelle des Rieselbaches sinken im Verlauf der Untersuchung ab und liegen im Wertebereich von 0,13 bis 1,35 mg/L.

4.1.2.2.15 Gesamt-Mangan

Gesamt-Mangan (Mn) ist größtenteils in den Hauptfließgewässern (z.B. Messstellen 307, 308, 326 und 360) nicht nachweisbar, es wurden Gehalte bis 0,4 mg/L gemessen (vgl. *Abbildung 90*, *Karte 146* bis *Karte 149* in *Band 2*).

Die Gesamt-Mangan-Gehalte der Sorge an den Messstellen 301 und 302 zeigen im März und April Konzentrationen bis 0,3 mg/L, in der restlichen Untersuchungszeit konnte Mangan hier nicht nachgewiesen werden. An der Messstelle 303 wurden im April und Juli Mangan-Gehalten von 0,15 und 0,2 mg/L gemessen.

Auch an der Bennebek konnte Gesamt-Mangan in der Regel nicht nachgewiesen werden. Im Bereich der Quellregion (304) wurde im April die höchste Gesamt-Mangan-Konzentration (0,4 mg/L) gemessen. Für den Monat März wurden an den Messstellen 304, 305 und 306 Gesamt-Mangan in geringen Konzentrationen nachgewiesen.

An der Messstelle 360 des Rieselbaches konnte im Zuge dieser Untersuchung Gesamt-Mangan nicht nachgewiesen werden.

4.1.2.2.16 Aluminium

In den Fließgewässern konnte Aluminium (Al^{3+}) nur in geringen Konzentrationen oder überhaupt nicht nachgewiesen werden. Aussagen über räumliche oder zeitliche Trends sind daher nicht möglich. Die ermittelten Al^{3+}-Gehalte liegen im Bereich zwischen 0 und 0,4 mg/L Al^{3+} (vgl. *Abbildung 91*, *Karte 150 bis Karte 153* in *Band 2*).

4.1.2.2.17 Chlorid

Der Chlorid-Gehalt (Cl^-) der Fließgewässer erreicht im Untersuchungszeitraum Werte von 10,84 bis 86,71 mg/L. Insgesamt sind weder bezüglich der räumlichen Verteilung noch im zeitlichen Verlauf Trends erkennbar (vgl. *Abbildung 92*, *Karte 154* bis *Karte 157* in *Band 2*).

Die Chlorid-Gehalte erreichen an der Sorge hauptsächlich Werte zwischen 10 und 30 mg/L. Im März und April sind die Gehalte höher als im Mai und Juni. Der Juli ist durch einen Anstieg der Chlorid-Konzentrationen gekennzeichnet. Im Fließgewässerverlauf treten Konzentrations-Schwankungen ohne erkennbaren Trend auf.

Die Quellregion der Bennebek weist die höchsten Chlorid-Gehalte (ca. 35 bis 65 mg/L) im Gesamtverlauf auf. Die Chlorid-Gehalte aller abstromig befindlichen Messstellen liegen unter 30 mg/L und zeigen keinen zeitlichen Trend an; sie ähneln dem Konzentrations-Niveau der Messstellen an der Sorge.

Am Rieselbach wurden mit über 65 mg/L höchsten Chlorid-Gehalte der Fließgewässer des gesamten UGes gemessen; diese steigen im Verlauf der Untersuchungen bis auf 86,71 mg/L an.

4.1.2.2.18 Sulfat

Die Sulfat-Konzentrationen (SO_4^{2-}) der Fließgewässer liegen im Bereich von 0 bis 77,46 mg/L. Im Verlauf der Untersuchung schwanken die Sulfat-Konzentrationen zum Teil stark (vgl. *Abbildung 93*, *Karte 158* bis *Karte 161* in *Band 2*).

Die Sulfat-Gehalte der Sorge sind an allen Messstellen der Sorge im März, April und Juli höher als im Mai und Juni, wobei die höchste Sulfat-Konzentration mit 77,46g/L an der Messstelle 303 gemessen wurde.

Die Sulfat-Gehalte der Bennebek sinken an den Messstellen 304 (von 65 mg/L auf 10 mg/L) und 326 (von 47,7 auf 18,5 mg/L) relativ stark. An den Messstellen 305 und 306 am Tetenhusener Moor liegen die Sulfat-Konzentrationen relativ konstant bei etwa 60 mg/L.
Die Sulfat-Gehalte des Rieselbachs erreichen im Mittel 42,96 mg/L und schwanken im Untersuchungszeitraum zwischen 35 und 50 mg/L SO_4^{2-}.

4.1.2.2.19 Säurekapazität (pH 4,3)

Die im Juni und Juli gemessene mittlere Säurekapazität (K_S-Wert bei pH 4,3) reicht von 1,88 mmol/L bis 3,13 mmol/L HCO_3^-. Dabei sind im Vergleich zur Sorge die K_s-Werte der Bennebek allgemein etwas geringer (vgl. *Abbildung 94*; *Karte 162* bis *Karte 165* und *Tabelle 70* und *Tabelle 72* in *Band 2*).
Die K_s-Werte an der Sorge reichen von 2,43 bis 3,21 mmol/L HCO_3^-. Der niedrigste K_s-Wert an der Bennebek liegt bei 1,62 mmol/L HCO_3^- an Messstelle 304 und der höchste bei 2,88 mmol/L HCO_3^- an der Messstelle 306. In der räumlichen Verteilung wird ein leichter Anstieg der Säurekapazität von den quellnahen zur den quellfernen Messstellen deutlich.
Der Mittelwert für die Säurekapazität am Rieselbach (Messstelle 360) liegt bei 1,93 mmol/L, wobei die gemessenen Werte im Juni (0,12 mmol/L) und Juli (3,86 mmol/L) stark voneinander abweichen.

4.1.2.2.20 Basenkapazität (pH 8,2)

Im gesamten Untersuchungszeitraum wurden für die untersuchten Fließgewässer Basenkapazitäten (K_B-Wert bei pH 8,2) zwischen 0,08 (Messstelle 303) und 16,14 mmol/L CO_3^{2-} (Messstelle 326) gemessen. Allgemein sind im Juli deutlich höhere CO_3^{2-}-Werte gemessen worden als im Juli (vgl. *Abbildung 95*, *Karte 166* bis *Karte 169* und *Tabelle 70* bis *Tabelle 72* in *Band 2*).
Die Sorge weist an den vorhandenen Messstellen Basenkapazitäten von 0,11 bis 9,14 mmol /L CO_3^{2-} auf. Im Juni sind die Werte im gesamten Gewässerverlauf niedrig. Im Juli dagegen sind vom Quellbereich bis zur Kläranlage von Tetenhusen steigende CO_3^{2-}-Werte auf hohem Niveau erkennbar (von 7,6 bis 9,14 mmol/L). Stromabwärts der Sorge weisen die Messstellen jedoch wesentlich geringere Basenkapazitäten auf als im Oberlauf.

Auch an der Bennebek sind die K_B-Werte im Juni niedrig, im Juli zeigen die Messstellen in der Quellregion (304: 8,64 mmol/L) sowie die Messstelle 326 an der mittleren Sorge eine hohe Basenkapazität von 16,14 mmol/L. Die Messstellen im Bereich des Tetenhusener Moores sind in den Monaten Juni und Juli mit niedrigen K_B-Werten (0,18 bis 0,81 mmol/L CO_3^{2-}) vertreten.
Auch an der Messstelle 360 am Rieselbach weichen die beiden gemessenen K_B-Werte stark voneinander ab (Juni: 8,14 mmol/L, Juli: 0,13 mmol/L), so dass aufgrund dieser extremen Werteschwankungen und des kurzen Untersuchungszeitraumes keine Folgerungen bezüglich einer zeitlichen oder räumlichen Entwicklung der Werte möglich ist.

4.1.2.2.21 Biologischer Sauerstoffbedarf (BSB_7)

Der Biologische Sauerstoffbedarf nach sieben Tagen (BSB_7) weist eine hohe räumliche und zeitliche Variabilität auf (vgl. *Abbildung 96* in *Band 2*). Die gemessenen BSB_7-Werte liegen zwischen 0,11 mg/L (Messstelle 303) und 6,23 mg/L (Messstelle 326). Eine zeitliche Entwicklung der Werte im Verlauf des Untersuchungszeitraumes lässt sich nicht erkennen.
An den Messstellen 302 und 303 der Sorge sind die Werte für den BSB_7 mit Mittelwerten von 0,81 mg/L bzw. 0,12 mg/L gering. Die Einzelwerte an der Messstelle 303 weichen für den Bedarf an Sauerstoff im Vergleich zu der Messstelle 302 weniger von dem Mittelwert ab.
Einen ähnlichen Biologischen Sauerstoffbedarf wie die Messstellen an der Sorge weisen die Messstellen 305 und 306 an der Bennebek mit einem durchschnittlichen BSB_7-Wert von 0,31 mg/L auf. An beiden Messterminen (Juni und Juli) wurde ein vergleichbarer Wert ermittelt. An der Messstelle 326 liegt der Biologische Sauerstoffbedarf mit 2,16 mg/L im Juni und 6,23 mg/L im Juli deutlich höher.
Die zweithöchsten Werte für den Biologischen Sauerstoffbedarf wurden im Juni und Juli am Rieselbach mit 4,19 mg/L bzw. 1,69 mg/L erreicht. Insgesamt lässt sich aufgrund der wenigen Untersuchungsergebnisse keine Aussage über eine mögliche Entwicklung der Werte machen.

4.1.3 Parzellengrenzgräben (ANITA VORTANZ)

4.1.3.1 Wassertemperatur

Im gesamten UG beträgt die niedrigste gemessene Wassertemperatur an den PGG 5,1 °C im März, der höchste Wert wurde im Juli mit 25,4 °C ermittelt (vgl. *Abbildung 56* in *Band 2*). Beide TUGe ähneln sich bezüglich der Wassertemperaturen, wobei durchaus Temperaturunterschiede von etwa 10 °C zwischen den verschiedenen Messstellen innerhalb desselben Probenahmetermines festgestellt werden konnten. Insgesamt lässt sich für die meisten Parzellengrenzgräben ein Anstieg der Wassertemperatur innerhalb des untersuchten Zeitraumes verzeichnen.

4.1.3.2 Elektrische Leitfähigkeit

Die mittlere elektrische Leitfähigkeit der PGG in den beiden TUGen weist eine hohe räumliche sowie teilweise hohe zeitliche Variabilität auf. Die niedrigsten Leitfähigkeiten wurden im Bereich des Tetenhusener Moores ermittelt und liegen unter 10 mS/m (Messstellen 231, 232 und 233). Die übrigen PGG im TUG Alt Bennebek weisen Leitfähigkeiten von ca. 20 bis 60 mS/m auf (vgl. *Abbildung 57*, *Karte 94* bis *Karte 97* in *Band 2*).

Die gemessenen Leitfähigkeitswerte der PGG liegen bis auf den Kläranlagenauslauf (im Mittel über 120 mS/m) im TUG Tetenhusen zwischen ca. 20 und 60 mS/m. Die Leitfähigkeiten der in die Sorge-Niederung entwässernden PGG schwanken bis auf die Gräben nahe der Kläranlage (z.B. Messstellen 204 und 205) zwischen 20 und 40 mS/m. Große Unterschiede in Bezug auf die Leitfähigkeit konnten in der Garlbek-Niederung festgestellt werden, wo auf relativ kurzer Distanz die mittleren Leitfähigkeiten zwischen 38,8 mS/m (Messstelle 221) und 67,2 mS/cm (Messstelle 222) variieren. Die zeitlichen Schwankungen der elektrischen Leitfähigkeit sind innerhalb der untersuchten vier Monate unterschiedlich stark. Sie betragen teilweise fast 50 mS/m, wie zum Beispiel an Messstelle 226 von März bis Mai. Eine regelhafte zeitliche Tendenz zu steigen-

den oder fallenden Leitfähigkeiten ist für beide TUGe während des Untersuchungszeitraumes nicht festzustellen.

4.1.3.3 Sauerstoffsättigung und –gehalt

Bei der räumlichen Verteilung der Sauerstoffsättigung in den PGG der beiden TUGe lassen sich keine wesentlichen Unterschiede erkennen. Die Sauerstoffsättigung liegt zum Großteil in dem Wertebereich zwischen 50 und 100 %. Im Bereich des Tetenhusener Moores treten vereinzelt Sauerstoffsättigungen von 25-50 % auf und auch in der Sorge-Niederung konnten an den Messstellen 202, 212a und 245 ebensolche Sättigungen ermittelt werden. Für das TUG Tetenhusen und für einige Messstellen des TUGes Alt Bennebek ist ein Trend sinkender Sauerstoffsättigungen zu erkennen. Die räumliche und zeitliche Verteilung der absoluten Sauerstoffgehalte ist der der Sauerstoffsättigung sehr ähnlich (vgl. *Abbildung 58* und *Abbildung 59*, *Karte 98* bis *Karte 105* in *Band 2*).

4.1.3.4 Gesamter organischer Kohlenstoffgehalt (TOC)

Die PGG der beiden TUGe Alt Bennebek und Tetenhusen lassen sich in Bezug auf die TOC-Gehalte deutlich voneinander unterscheiden (vgl. *Abbildung 60*, *Karte 106* bis *Karte 109* in *Band 2*).

Während die mittleren TOC-Konzentrationen im TUG Tetenhusen mit Werten unter 20 mg/L relativ homogen verteilt sind, treten im TUG Alt Bennebek alle Werteklassen der TOC-Gehalte auf. Eine über die Zeit gleichgerichtete Entwicklung der Werte lässt sich für alle Messstellen nicht erkennen. Im Tetenhusener Moor treten mit bis zu 168,67 mg/L die höchsten Konzentrationen an TOC im gesamten UG auf. Auch die TOC-Gehalte der PGG im Grünland, besonders diejenigen südlich der Bennebek, weisen höhere Werte (bis 76,83 mg/L) auf, als im TUG Tetenhusen. In der zeitlichen Entwicklung der Werte schwanken die Konzentrationen zum Teil erheblich (z.B. Messstelle 226, 227, 231 und 239), andere Messstellen wie z.B. 225, 230, 234 und 244 weisen dagegen relativ konstante Verhältnisse auf.

Im TUG Tetenhusen liegen die Werte im Mittel um 10 mg/L, der mit Abstand höchste gemessene Wert liegt bei 65,32 mg/L (Messstelle 245). Ähnlich wie im TUG Alt Bennebek lassen sich auch hier PGG mit relativ konstanten TOC-

Konzentrationen (z.B. die Messstellen 207, 210 und 220) von solchen mit stärkeren Schwankungen der Gehalte unterscheiden (z.B. Messstellen 202, 203 und 245).

4.1.3.5 pH-Wert

Die pH-Werte beider TUGe lassen eindeutige Unterschiede erkennen. Während die pH-Werte im TUG Tetenhusen größtenteils im Bereich zwischen pH 6,6 und pH 7,5 liegen, weist das TUG Alt Bennebek mit den Messstellen im Tetenhusener Moor deutlich geringere pH-Werte von 5,6 bis 6,5 (im Zentralbereich des Moores sogar unter pH 4) auf. In den das Grünland entwässernden PGG nördlich der Bennebek wurden, wie im TUG Tetenhusen, mittlere pH-Werte zwischen 6,6 und 7,5 ermittelt.
Die pH-Werte im TUG Tetenhusen weisen zwischen den Niederungsgebieten der Sorge und der Garlbek keine wesentlichen Unterschiede auf (pH 6,6–7,5). Auffällig ist für dieses TUG die Messstelle 212a, an der im März und im Juni pH-Werte unter 4,5 gemessen wurden. Ein zeitlicher Trend der pH-Werte ist für die beiden TUGe nicht zu erkennen (vgl. *Abbildung 61*, *Karte 110* bis *Karte 113* in *Band 2*)

4.1.3.6 Nitrat-Stickstoff

Abgesehen von der Messstelle 212a im TUG Tetenhusen sind die mittleren Nitrat-Stickstoff-Gehalte (NO_3^--N) im gesamten UG relativ variabel verteilt (vgl. *Abbildung 62*, *Karte 114* bis *Karte 117* in *Band 2*).
Im TUG Alt Bennebek befinden sich die NO_3-N-Konzentrationen im Wertebereich zwischen 0 und 1,08 mg/L, wobei die Mehrzahl der Messergebnisse deutlich unter 0,2 mg/L liegt. Eine zeitliche Entwicklung der Werte ist nicht zu erkennen, da die Nitrat-N-Konzentrationen in allen Monaten gering sind.
Im TUG Tetenhusen wurden die höchsten NO_3-N-Konzentrationen des gesamten UGes gemessen. An der Messstelle 212a liegen die Werte, abgesehen vom Juli, stets weit über 6 mg/L. Im Bereich der Garlbek-Niederung sowie N der Sorge wurden zum Teil ebenfalls Nitrat-N-Werte > 1,0 mg/L nachgewiesen. Die Konzentrationen südlich der Sorge sind dagegen geringer. Über den Untersu-

chungszeitraum hinweg lässt sich jedoch kein genereller Trend der Werte erkennen.

4.1.3.7 Nitrit-Stickstoff

Im Gegensatz zu den Stickstoffverbindungen Ammonium-Stickstoff und Nitrat-Stickstoff konnte Nitrit-Stickstoff (NO_2^--N) zu keinem Messtermin während des Untersuchungszeitraumes an einem der PGG nachgewiesen werden.

4.1.3.8 Ammonium-Stickstoff

Im UG wurde für den Ammonium-Stickstoff-Gehalt (NH_4^+-N) der PGG ein Wertebereich von 0,04 bis 28,16 mg/L ermittelt. Die höchsten Konzentrationen wurden im TUG Tetenhusen gemessen. In beiden TUGen sind die Ammonium-Stickstoff-Gehalte inhomogen verteilt (vgl. *Abbildung 63*, *Karte 118* bis *Karte 121* in *Band 2*).

Die NH_4^+-N-Konzentrationen an den Messstellen im TUG Alt Bennebek variieren zwischen 0,5 und 1 mg/L. Die höchsten Konzentrationen bleiben aber deutlich hinter den Höchstwerten des TUGes Tetenhusen zurück. Die Ammonium-Stickstoff-Konzentration der PGG im TUG Tetenhusen liegt während des Untersuchungszeitraumes im Allgemeinen unter 0,5 mg/L. Die Messstellen 202, 204 und 245 stechen mit besonders hohen Gehalten (maximal 28,16 mg/L) hervor. Im Monat März lassen sich im Vergleich zu den anderen Monaten des Untersuchungszeitraumes an den meisten Messstellen höhere NH_4^+-N-Konzentrationen feststellen.

4.1.3.9 Phosphat-Phosphor

In Bezug auf die Phosphat-Phosphor-Gehalte (PO_4^{3-}-P) der PGG unterscheiden sich die beiden TUGe grundsätzlich (vgl. *Abbildung 64*, *Karte 122* bis *Karte 125* in *Band 2*).

Während im TUG Alt Bennebek die im Untersuchungszeitraum ermittelte maximale PO_4^{3-}-P-Konzentration 0,17 mg/L beträgt, erreichen die PO_4^{3-}-P-Gehalte im TUG Tetenhusen Werte bis 7,14 mg/L. Die Konzentrationen schwanken im TUG Tetenhusen zum Teil erheblich, ein zeitlicher Trend ist dabei jedoch nicht

zu erkennen. Im TUG Alt Bennebek liegen die mittleren PO_4^{3-}-P-Gehalte alle im Wertebereich < 0,03 mg/L, nur die Messstellen 228 und 231 liegen mit mittleren PO_4^{3-}-P-Konzentrationen von 0,06 mg/L darüber. In der überwiegenden Anzahl der untersuchten Proben konnte Phosphat im TUG Alt Bennebek überhaupt nicht oder nur in einem Monat festgestellt werden. Die Konzentrationen bleiben über den Untersuchungszeitraum auf einem gleich bleibend niedrigen Niveau.
Im TUG Tetenhusen wurden die höchsten Phosphat-P-Gehalte an den PGG der nördlichen Sorge-Niederung gemessen. Im Bereich der Tetenhusener Kläranlage liegen die mittleren PO_4^{3-}-P-Konzentrationen über 0,4 mg/L. In der südlichen Sorge-Niederung erreichen die Messstellen 217, 212a und 212e Phosphat-Phosphor-Gehalte im Wertebereich von 0,11 bis 0,2 mg/L. Alle anderen PGG S der Sorge (einschließlich derjenigen in der Garlbek-Niederung) zeigen nur geringe PO_4^{3-}-P-Gehalte und sind größtenteils nicht in jedem Monat nachweisbar. Die PO_4-P-Konzentrationen im TUG Tetenhusen schwanken über die Zeit zum Teil erheblich (z.B. die Messstellen 204, 205 und 210), so dass kein Trend erkennbar ist.

4.1.3.10 Kalium

Der Konzentrationsbereich für Kalium (K^+) liegt an den PGG im UG bei Werten von 0 bis 36,0 mg/L (vgl. *Abbildung 65*, *Karte 126* bis *Karte 129* in *Band 2*).
Im TUG Tetenhusen sind die durchschnittlichen Gehalte höher als im TUG Alt Bennebek. Die Verteilung der Kalium-Gehalte stellt sich im zeitlichen Verlauf an den meisten Messstellen als sehr heterogen dar.
Im TUG Alt Bennebek liegen alle Kalium-Gehalte, abgesehen von der Messstelle 227 im Mai, unterhalb von 5 mg/L. Zwischen den PGG im Moor und im Grünland gibt es keine erkennbaren Unterschiede.
Die höchsten Kalium-Gehalte sind mit einem Maximalwert von 36,0 mg/L im TUG Tetenhusen an der Messstelle 245 gemessen worden. Aufgrund der Werteverteilung im TUG Tetenhusen kann eine Zweiteilung des TUGes in einen nördlichen und einen südlichen Bereich beobachtet werden. Nördlich der Sorge sind die Kalium-Gehalte im Durchschnitt höher. Im ortsnahen Bereich bei Tetenhusen treten dort an den Messstellen 202, 203, 204 und 245 Werte von 3,29 bis 36,0 mg/L die höchsten Kalium-Gehalte auf (vgl. *Karte 126* bis *Karte 127* in

Band 2). Im südlichen Bereich der Sorge-Niederung ist nur die Messstelle 212a durch hohe Kalium-Konzentrationen (7,68 bis 11,00 mg/L) gekennzeichnet. Ein ähnlich hohes Niveau bezüglich der Kalium-Gehalte stellt sich für die Garlbek-Niederung heraus. An den übrigen Messstellen im TUG Tetenhusen liegen die Konzentrationen für Kalium deutlich niedriger und erreichen Werte zwischen 0 und 2,56 mg/L.

4.1.3.11 Natrium

Im gesamten UG wurden Natrium-Konzentrationen (Na^+) zwischen 5,05 und 140,45 mg/L gemessen. Die Konzentrationsschwankungen an den einzelnen Messstellen sind während des Untersuchungszeitraumes im Allgemeinen gering (vgl. *Abbildung 66*, *Karte 130* bis *Karte 133* in *Band 2*).

Im TUG Tetenhusen sind die Na^+-Gehalte höher als im TUG Alt Bennebek. Durchschnittlich liegen die Natrium-Konzentrationen im TUG Alt Bennebek zwischen etwa 10 bis 15 mg/L.

Im TUG Tetenhusen liegen die Natrium-Konzentrationen an den Messstellen in der Regel bei ca. 15 mg/L. Nur an den Messstellen 204, 205, 215 und 245 wird diese Werteklasse deutlich überschritten. Ein einheitlicher zeitlicher Trend bei dem Parameter Natrium konnte im Untersuchungszeitraum nicht erkannt werden.

4.1.3.12 Calcium

In beiden TUGen verhält sich die Verteilung der gemittelten Calcium-Gehalte (Ca^{2+}) der PGG sehr heterogen. Die gemessenen Gehalte umfassen alle fünf Werteklassen von 0 bis 10 mg/L bis > 70 mg/L (vgl. *Abbildung 67*, *Karte 134* bis *Karte 137* in *Band 2*).

Mit Calcium-Gehalten von bis zu maximal 6,69 mg/L weisen die Messstellen 231, 232 sowie 233 im Tetenhusener Moor des TUGes Alt Bennebek die niedrigsten Werte auf. Die höchsten Werte von > 70 mg/L zeigen vor allem die Messstellen im Grünland nördlich der Bennebek. Im TUG Tetenhusen reichen die Calcium-Konzentrationen von 9,35 mg/L (212a) bis 118,31 mg/L (224), wobei jedoch die meisten Werte im Wertebereich zwischen 30 und 60 mg/L liegen.

Für die Messstellen der Garlbek-Niederung sowie den PGG 202 wurden mehrfach Calcium-Gehalte über 70 mg/L ermittelt.

4.1.3.13 Magnesium

Die Magnesium-Konzentrationen (Mg^{2+}) sind im gesamten UG breit gestreut, so dass alle fünf Werteklassen vertreten sind. Das räumliche Verteilungsmuster der Magnesium-Konzentrationen bleibt über den Untersuchungszeitraum weitgehend unverändert (vgl. *Abbildung 68*, *Karte 138* bis *Karte 141* in *Band 2*).
Aufgrund der mittleren Magnesium-Gehalte im TUG Alt Bennebek lassen sich die PGG eindeutig den Raumeinheiten Moor bzw. Grünland zuweisen. Während im zentralen Bereich des Tetenhusener Moores maximale Magnesium-Konzentrationen um 2,0 mg/L erreicht werden, liegen die Konzentrationen im Grünland und an den Messstellen 226 und 227 im westlichen Randbereich des Tetenhusener Moors überwiegend im Bereich zwischen 2,0 und 4,0 mg/L. Im Grünland ist über den Untersuchungszeitraum eine leichte Zunahme der Magnesium-Gehalte zu verzeichnen. Im Moor dagegen verhalten sich die Magnesium-Konzentrationen an den verschiedenen Messstellen im Verlauf der Untersuchung indifferent.
Die räumliche Verteilung der Magnesium-Konzentrationen im TUG Tetenhusen ist sehr heterogen, die Werte liegen im Bereich zwischen 0,91 und 6,81 mg/L. Die mittleren Magnesium-Gehalte reichen von 1,67 mg/L (Messstelle 220) bis 6,20 mg/L (Messstelle 245). Über den Untersuchungszeitraum verändern sich die Konzentrationen an den verschiedenen Messstellen nur geringfügig, lediglich an einzelnen PGG treten größere Schwankungen der Magnesium-Werte auf.

4.1.3.14 Gesamt-Eisen

Der Konzentrationsbereich des gemessenen Gesamt-Eisens (Fe) liegt in der Regel an den PGG im gesamten UG unter 10 mg/L, nur einige Messstellen fallen durch besonders hohe Konzentrationen auf (z.B. Messstellen 227, 236 und 222). Der Wertebereich für Eisen reicht von 0,08 bis 459,92 mg/L, wobei die Eisen-Gehalte im TUG Tetenhusen in der Regel geringer sind als im TUG Alt Bennebek (vgl. *Abbildung 69*, *Karte 142* bis *Karte 145* in *Band 2*).

Die Gesamt-Eisen-Gehalte der PGG im TUG Alt Bennebek sind heterogen verteilt. Besonders auffällig sind die hohen Fe-Gehalte (maximal 459,92 mg/L) an den Messstellen 227, 236 und 237 in den Monaten Juni und Juli. Die Messstellen am Moor weisen etwas niedrigere Konzentrationen auf, als die der Grünlandflächen.
Die PGG im TUG Tetenhusen zeigen nur im Mai sehr hohe Gesamt-Eisen-Gehalte von maximal 423,98 mg/L an der Messstelle 222. Nördlich der Sorge heben sich nur die Messstellen 202 und 203 mit etwas höheren Werten (maximal 13,68 mg/L) von den anderen Messtellen ab, während auf der Südseite der Sorge der größte Teil der Messstellen höhere Gesamt-Eisen-Gehalte aufweist. In zeitlicher Hinsicht ist weder im TUG Alt Bennebek, noch im TUG Tetenhusen ein Trend der Gesamt-Eisen-Gehalte erkennbar.

4.1.3.15 Gesamt-Mangan

Im gesamten UG konnten für die untersuchten PGG Gesamt-Mangan-Gehalte (Mn) von 0,01 bis 7,29 mg/L ermittelt werden (vgl. *Abbildung 70*, *Karte 146* bis *Karte 149* in *Band 2*).
Für das TUG Alt Bennebek fallen besonders die Messstellen 227 (im Mai: 6,08 mg/L) und 236 (im Juli: 7,29 mg/L) aufgrund überdurchschnittlich hoher Gesamt-Mangan-Konzentrationen auf. Die Messstellen im Moorbereich weisen im Vergleich zu denen des Grünlandes im Allgemeinen niedrigere Mn-Gehalte auf. Im zeitlichen Verlauf ist bei den untersuchten PGG kein Trend ersichtlich.
Im TUG Tetenhusen liegen die Mangan-Konzentrationen zum größten Teil deutlich unter 0,5 mg/L. In der Garlbek-Niederung wurde an der Messstelle 222 im Mai der höchste Mangan-Gehalt (3,64 mg/L) gemessen. Ebenfalls im Mai wurden an den Messstellen 202, 208 und 214 (Sorge-Niederung) erhöhte Werte ermittelt. In der Sorge-Niederung sind an einigen Messstellen (203, 211, 211, 212a, 214, 217) im Juli, im Vergleich zu den anderen Untersuchungsmonaten, erhöhte Mangan-Konzentrationen gemessen worden.

4.1.3.16 Aluminium

Die Aluminium-Gehalte (Al^{3+}) sind im gesamten UG generell niedrig (< 0,50 mg/L) oder sogar unterhalb der Nachweisgrenze. Ein zeitlicher Trend

der Aluminium-Gehalte ist während diesem viermonatigen Untersuchungszeitraum nicht zu erkennen. Der höchste gemessene Aluminium-Gehalt von 0,80 mg/L wurde im Tetenhusener Moor an der Messstelle 231 gemessen (vgl. *Abbildung 71*, *Karte 150* bis *Karte 153* in *Band 2*).
An der Messstelle 212a im TUG Tetenhusen wurden, abweichend von den geringen Konzentrationen der benachbarten Messstellen, Gehalte zwischen 5,10 mg/L und 24,70 mg/L gemessen. An den übrigen Messstellen konnte, wenn überhaupt, nur einmalig Aluminium in geringen Konzentrationen nachgewiesen werden.

4.1.3.17 Chlorid

Der Wertebereich der gemessenen Chlorid-Konzentrationen (Cl^-) liegt im UG zwischen 0 und 115,44 mg/L. Die Schwankungsbreite der Werte an den einzelnen Messstellen ist während des Untersuchungszeitraumes hoch (vgl. *Abbildung 72*, *Karte 154* bis *Karte 157* in *Band 2*).
Im zentralen Moorbereich des TUGes Alt Bennebek sind die Chlorid-Gehalte niedrig (4,46 bis 32,84 mg/L), während die Messstellen im peripheren Grünlandbereich höhere Gehalte (bis 34,61 mg/L) aufweisen. Das TUG Tetenhusen ist dagegen durch eine sehr heterogene Verteilung der Chlorid-Konzentrationen an den PGG gekennzeichnet.
Im TUG Alt Bennebek sind die Chlorid-Gehalte der Messstellen im Moor niedriger (Messstellen 231, 232 und 233: < 10 mg/L Cl^-) als die der umliegenden Grünlandflächen (bis > 30 mg/L). Die Chlorid-Konzentrationen schwanken im gesamten Untersuchungszeitraum an den Messstellen im TUG Alt Bennebek unterschiedlich stark.
Im TU Tetenhusen sind die Chlorid-Konzentrationen mit Werten zwischen 1,03 bis 115,44 mg/L im zeitlichen Verlauf sehr wechselhaft. Auch hier schwanken die Konzentrationen in den Monaten des Untersuchungszeitraumes unterschiedlich stark.

4.1.3.18 Sulfat

Die Sulfat-Konzentrationen (SO_4^{2-}) der PGG liegen in einem Wertebereich zwischen 0,09 und 72,93 mg/L. Die Sulfat-Gehalte verteilen sich heterogen über

den Untersuchungszeitraum hinweg. Beide TUGe unterscheiden sich deutlich: im TUG Tetenhusen konnten höhere Sulfat-Konzentrationen (im Mittel zwischen 20 und 40 mg/L) gemessen werden als im TUG Alt Bennebek (ca. 5 bis 20 mg/L SO_4^{2-}; vgl. *Abbildung 73*, *Karte 158* bis *Karte 161* in *Band 2*).

Im TUG Alt Bennebek sind die Sulfat-Gehalte im Verlauf des Untersuchungszeitraumes sehr wechselhaft. Es fällt auf, dass die SO_4-Konzentrationen im Allgemeinen an den Grünland-Messstellen höher sind als diejenigen auf Moorflächen. Die Grünland-Messstellen 236 und 244 weisen die höchsten durchschnittlichen Sulfat-Gehalte auf (> 10 mg/L). An den Messstellen 231, 232, 233 und 235 im Tetenhusener Moor bleiben die Konzentrationen deutlich unterhalb von 10 mg/L.

Die Sulfat-Gehalte des TUGes Tetenhusen sind in den Monaten März und Juli besonders hoch (> 40 mg/L), während im Juni der Großteil der Messstellen wesentlich niedrigere SO_4-Gehalte aufweist. Allgemein schwanken die Werte zwischen 20 und 30 mg/L, nur an der Messstelle 215 bleiben die Sulfat-Konzentrationen unterhalb von 20 mg/L.

4.1.3.19 Säurekapazität (pH 4,3)

Die räumliche Verteilung der Säurekapazität (K_S-Wert bei pH 4,3) bzw. der Hydrogencarbonat-Gehalte (HCO_3^-) der untersuchten PGG ist im UG relativ heterogen. Allgemein weist das TUG Alt Bennebek im Durchschnitt höhere K_S-Werte (ca. 3 bis 4 mmol/L HCO_3^-) auf, als das TUG Tetenhusen (ca. 1 bis 2 mmol/L; vgl. *Abbildung 74*, *Karte 162* bis *Karte 165* in *Band 2*).

Der Wertebereich im TUG Alt Bennebek erstreckt sich von 0 bis > 17,47 mmol/L HCO_3^-, wobei die niedrigsten Hydrogencarbonat$^-$-Werte im Zentrum des Tetenhusener Moores und an den Moorentwässerungsgräben im Westen des Moorgebietes zu finden sind. An den übrigen PGG nördlich und südlich der Bennebek konnten mit K_S-Werten von 2 bis > 4 mmol/L HCO_3^- relativ große Unterschiede bei den Säurekapazitäten der einzelnen Messstellen ermittelt werden.

An den Messstellen der PGG in der Sorge-Niederung im TUG Tetenhusen beträgt die mittlere Säurekapazität sowohl nördlich, als auch südlich der Sorge ca. 1 bis 2 mmol/L HCO_3^-. Höhere Werte (teilweise > 2 mmol/L) treten an einigen

Messstellen (202, 204, 211) auf. Ein zeitlicher Trend der Säurekapazität ist in dem untersuchten Zeitraum nicht zu erkennen.

4.1.3.20 Basenkapazität (pH 8,2)

Die räumliche Verteilung der Basenkapazität (K_B-Wert bei pH 8,2) bzw. der Carbonat-Gehalte (CO_3^{2-}) ist im TUG Alt Bennebek relativ inhomogen. Die PGG nördlich der Bennebek weisen mit K_B-Werten von 0 bis 1 mmol/L CO_3^{2-} ähnlich niedrige Werte auf, wie die meisten Messstellen in der Sorge- und der Garlbek-Niederung im TUG Tetenhusen (vgl. *Abbildung 75*, *Karte 166* bis *Karte 169* in *Band 2*).

Die Basenkapazität der Moorwässer im Tetenhusener Moor und die der nördlich der Bennebek entwässernden PGG liegt im Juli mit mehr als 10 mmol/L über den CO_3^{2-}-Konzentrationen im Juni (228, 230, 231 und 232: < 2 mmol/L). Die übrigen Messstellen im Moor weisen deutlich niedrigere Basenkapazitäten im Juli auf. An den moorentwässernden Gräben im Westen des TUGes treten jedoch geringe K_B-Werte von 0 bis 2 mmol/L auf. Die höchste Basenkapazität im TUG Tetenhusen konnte an der Messstelle 245 mit ca. 6 mmol/L CO_3^{2-} ermittelt werden. Im Allgemeinen sind die Basenkapazitäten im TUG Tetenhusen deutlich geringer als 1 mmol/L CO_3^{2-}.

4.1.4 Niederschlagswasser (MARTIN BOLL)

Das Messprogramm Niederschlag soll eine grobe Orientierung über die atmosphärische Stoffdeposition geben (vgl. *Kapitel 5.1.2*, *Karte 2* und *Karte 10*). Zu diesem Zweck wurde das Niederschlagswasser im Freiland (Messstelle 401 im Tetenhusener Moor) und in verschiedenen Waldbeständen des Rendsburger Staatsforstes exemplarisch untersucht. Im Einzelnen sind die Baumarten Fichte (Messstelle 402), Kiefer (Messstelle 403) und Lärchen (Messstelle 404) in diese Untersuchung einbezogen worden (Analysedaten siehe: *Tabelle 74* und *Tabelle 75* in *Band 2*).

4.1.4.1 Elektrische Leitfähigkeit

Die elektrische Leitfähigkeit des Niederschlagswassers erreicht im UG Werte von 0,7 bis 29,5 mS/m (vgl. *Abbildung 97* in *Band 2*). Der Freilandniederschlag (Messstelle 401) weist die niedrigsten elektrischen Leitfähigkeiten auf (unterhalb von 5 mS/m), wogegen die elektrischen Leitfähigkeiten des Bestandsniederschlages deutlich höher liegen (9,9 bis 29,5 mS/m). Im Juni wurden für den Bestandsniederschlag höhere Leitfähigkeiten als im Juli ermittelt, beim Freilandniederschlag ist dies genau umgekehrt.

4.1.4.2 pH-Wert

Die pH-Werte des Niederschlagswassers liegen im Bereich von 6,17 und 7,14 (vgl. *Abbildung 97* in *Band 2*). Dabei ist der pH-Wert des Freilandniederschlages (Messstelle 401) mit pH 6,5 an den Messterminen relativ konstant. Der Bestandesniederschlag weist dagegen während des Untersuchungszeitraumes im Gehege Tetenhusen (nördlicher Waldbereich) eine Zunahme und im südlichen Wald eine Abnahme der pH-Werte auf.

4.1.4.3 Nitrat-Stickstoff

Die Nitrat-Stickstoff-Werte (NO_3^--N) des Niederschlagswassers reichen von 0,0 bis 3,2 mg/L, die jeweils an der Messstelle 402 gemessen wurden (vgl.

Abbildung 98 in *Band 2*). Im Mittel liegen die Konzentrationen im Freiland unter denen der Wald-Messstellen im Rendsburger Staatsforst. Dabei zeigt die Messstelle 404 innerhalb des untersuchten Zeitraumes die geringsten Schwankungen bei den Nitrat-Gehalten. An den übrigen Messstellen ist die Variabilität der NO_3^--N-Gehalte stärker.

4.1.4.4 Nitrit-Stickstoff

Im Niederschlagswasser konnte bei keiner Messung während dieser Untersuchung eine Nitrit-Stickstoff-Konzentration (NO_2^--N) oberhalb der Nachweisgrenze ermittelt werden.

4.1.4.5 Ammonium-Stickstoff

Die höchsten Ammonium-Stickstoff-Konzentrationen (NH_4^+-N) wurden an der Messstelle 404 mit einem Maximalwert von 4,64 mg/L gemessen (vgl. *Abbildung 98* in *Band 2*). Die niedrigsten Werte weist die Messstelle 402 mit einer durchschnittlichen NH_4-N-Konzentration von 0,23 mg/L auf. Insgesamt schwanken die Ammonium-Stickstoff-Gehalte an den einzelnen Messstellen innerhalb des Untersuchungszeitraumes stark, so dass kein zeitlicher Trend der Ammonium-Gehalte zu erkennen ist.

4.1.4.6 Kalium

Der Freilandniederschlag weist an Messstelle 401 mit maximal 2,63 mg/L die geringsten Kalium-Konzentrationen (K^+) auf, während im Bestandesniederschlag Kalium-Gehalte zwischen 4,03 und 12,0 mg/L nachgewiesen wurden (vgl. *Abbildung 99* in *Band 2*). Der durchschnittliche Kalium-Gehalt liegt bei 6,5 mg/L, bei einer großen Variabilität der Kalium-Gehalte zwischen den einzelnen Messstellen. Lediglich an der Messstelle 404 (Lärchenwald) liegen die Konzentrationen auf einem relativ konstanten Niveau von 5 mg/L.

4.1.4.7 Natrium

Die Natrium-Konzentrationen (Na^+) der Freilandmessstelle 401 im Tetenhusener Moor liegen zwischen 0 m und 1,91 mg/L, im Mittel liegen hier die gerings-

ten Natrium-Gehalte vor (vgl. *Abbildung 99* in *Band 2*). Für die Niederschlagsproben aus dem Wald wurden Natrium-Konzentrationen von 0,40 bis 24,1 mg/L ermittelt, wobei an der Messstelle 404 im Lärchenwald die höchsten Werte gemessen wurden. Ein zeitlicher Trend der Natrium-Gehalte im Niederschlagwasser ist nicht zu erkennen.

4.1.4.8 Calcium

Mit Werten von 0,14 bis 2,24 mg/L sind die Calcium-Konzentrationen (Ca^{2+}) an der Freilandmessstelle 401 bei allen Probenterminen am geringsten (vgl. *Abbildung 100* in *Band 2*). Die höchsten Konzentrationen weist die Messstelle 404 unter Lärchenbestockung auf. Der maximale Calcium-Gehalt im südlichen Waldgebiet ist mit 14,17 mg/L wesentlich höher als an den übrigen Messstellen. An allen Messstellen ist eine deutliche Abnahme der Calcium-Konzentrationen von Mai bis Juli zu erkennen.

4.1.4.9 Magnesium

Die Magnesium-Gehalte (M^{2+}) des im Freiland gemessenen Niederschlages liegen mit ca. 0,2 mg/L deutlich unter den im Staatsforst Rendsburg gemessenen Konzentrationen (vgl. *Abbildung 100* in *Band 2*). Die Magnesium-Konzentrationen des Bestandesniederschlages variieren zwischen 0,58 und 3,70 mg/L, wobei die Messstelle 403 (Kiefernbestockung) mit durchschnittlich 0,7 mg/L die geringsten und Messstelle 404 (Lärchenbestockung) mit durchschnittlich 2,5 mg/L die höchsten Magnesium-Gehalte aufweist. Dieses Verteilungsmuster bleibt über die den Untersuchungszeitraum hinweg unverändert.

4.1.4.10 Gesamt-Eisen

Die Gesamt-Eisen-Konzentrationen (Fe) liegen, abgesehen von einem Maximalwert in Höhe von 0,58 mg/L (Messstelle 404), in allen Proben deutlich unter 0,3 mg/L (vgl. *Abbildung 101* in *Band 2*). Im Mai konnte in allen Niederschlagproben Eisen ermittelt. Der Freilandniederschlag weist in den folgenden Untersuchungsmonaten kein Eisen auf. Generell sind die Eisen-Gehalte des Bestandesniederschlages höher. Ein zeitlicher Trend ist nicht festzustellen.

4.1.4.11 Gesamt-Mangan

Im Freilandniederschlag (Messstelle 401) wurde während des untersuchten Zeitraumes nur einmalig im Mai eine Gesamt-Mangan-Konzentration (Mn) von 1,12 mg/L nachgewiesen. An den übrigen Messterminen lag der Mangan-Gehalt im Niederschlagswasser unter 0,2 mg/L (vgl. *Abbildung 101* in *Band 2*). Die Proben der Messstellen 402 (Fichtenbestockung) und 403 (Kiefernbestockung) weisen mittlere Mangan-Gehalte von etwa 0,1 mg/L auf. Das Niederschlagswasser der Messstelle 404 (Lärchenbestockung) lässt einen sprunghaften Anstieg der Werte von 0,21 mg/L im Mai auf 1,12 mg/L im Juni erkennen. Im Juli liegt die Konzentration an derselben Messstelle bei nur 0,03 mg/L Mn. Eine zeitlicher Trend der Gesamt-Mangan-Werte kann nicht festgestellt werden.

4.1.4.12 Chlorid

Die in den Niederschlagsproben gemessenen Chlorid-Konzentrationen (Cl^-) reichen von 0,51 mg/L bis 43,05 mg/L. Dabei wurden die niedrigsten Chlorid-Gehalte an der Messstelle 401 im Freiland gemessen und die höchsten Werte an der Messstelle 404 (Lärchenbestockung) ermittelt (vgl. *Abbildung 102* in *Band 2*). Die Konzentrationen der Messstelle 402 (Fichtenbestockung) liegen in den Monaten Mai bis Juli konstant um 10 mg/L, an den drei anderen Messstellen (401, 403 und 404) schwanken die die Chlotrid-Konzentrationen unterschiedlich stark.

4.1.4.13 Sulfat

Die Sulfat-Konzentrationen (SO_4^{2-}) des Freilandniederschlags sind mit mittleren Sulfat-Gehalten zwischen 1,94 und 8,71 mg/L geringer als bei dem Bestandesniederschlag (vgl. *Abbildung 102* in *Band 2*). Die SO_4^{2-}-Konzentrationen des Waldniederschlags liegen zwischen 3,67 und 13,42 mg/L. Die Messstellen 401 und 402 zeigen in der zeitlichen Entwicklung der Werte einen ähnlichen Verlauf. Die höchsten Sulfat-Gehalte wurden dabei im Mai, die niedrigsten im Juni gemessen. Dabei konnten im Zeitraum von Mai bis Juli an den Messstellen 403 und 404 sinkende Sulfat-Gehalte beobachtet werden.

4.1.4.14 Phosphat-Phosphor

Die Phosphat-Phosphor-Konzentrationen (PO_4^{3-}-P) des Niederschlages liegen im Wertebereich zwischen 0,03 und 0,19 mg/L (vgl. *Tabelle 75* in *Band 2*). Im Juni konnte im Niederschlagswasser an keiner Messstelle PO_4^{3-}-P nachgewiesen werden, im Mai dagegen in allen untersuchten Niederschlagsproben. Für den Freilandniederschlag (Messstelle 401) sind die niedrigsten Gehalte an PO_4-P ermittelt worden. Die Phosphat-Phosphor-Konzentrationen des Niederschlagswassers sind im Mai an den Messstellen 402 und 403 höher als im Juli.

4.1.4.15 Aluminium

Die gemessenen Aluminium-Gehalte (Al^{3+}) des Niederschlagswassers lbefinden sich in einem Wertebereich von 0,1 bis 0,2 mg/L (vgl. *Tabelle 75* in *Band 2*). Der Höchstwert (0,2 mg/L Al^{3+}) ist an der Messstelle 403 ermittelt worden, alle übrigen Niederschlagsproben weisen 0,1 mg/L auf. Im Niederschlagswasser konnte ausschließlich im Mai Aluminium nachgewiesen werden.

4.2 Boden (ALEXANDER BIETMANN)

4.2.1 Profilgruben

Wie bereits in *Kapitel 3.2.2.1* erwähnt, wurden die Profilgruben 601 und 602 im TUG Tetenhusen und die Profilgruben 603 und 604 im TUG Alt Bennebek ausgehoben und untersucht.

4.2.1.1 Bodentypen

Auf den Sanderflächen der Niederen Geest bilden nährstoffarme eiszeitliche Schmelzwasserablagerungen und holozäne äolische Sedimente neben den Niedermoortorfen der Niederungen das Ausgangsmaterial für die Pedogenese (vgl. *Kapitel 2.2* und *2.5*).

Der Standort der Profilgrube 601 befindet sich im Übergangsbereich zwischen den landwirtschaftlich genutzten Flächen im TUG Tetenhusen südlich des Rendsburger Staatsforstes (Gehege Lohe) und dem südlichen Waldrand. Der Zugänglichkeit wegen erfolgte die Anlage dieser Grube im Übergangsbereich vom Wald- zum Ackerbereich an der Kreisstrasse von Föhrden nach Lohe. Das Ausgangsmaterial für die Bodenbildung wird hier von geschichteten Schmelzwasserablagerungen gebildet. Dieses Material ist in Bezug auf die Korngrößenzusammensetzung relativ homogen und besteht bis in etwa 100 cm Tiefe aus feinsandigem Mittelsand, in tieferen Zonen handelt es sich um die Bodenart Feinsand (vgl. *Abbildung 123* in *Band 2*).

Aus der Bodenansprache geht als Bodentyp ein Regosol hervor, der im oberen Bereich der Profilgrube initiale Podsolierungsmerkmale vorweist. Im unteren Grubenbereich sind deutliche Anzeichen einer Pseudovergleyung zu erkennen. In dem 2 bis 2,5 m umfassenden Schwankungsbereiches des Stauwassers haben sich durch den Wechsel von reduzierenden zu oxidierenden Verhältnissen Eisen- und Mangan-Konkretionen gebildet (vgl. *Abbildung 11*).

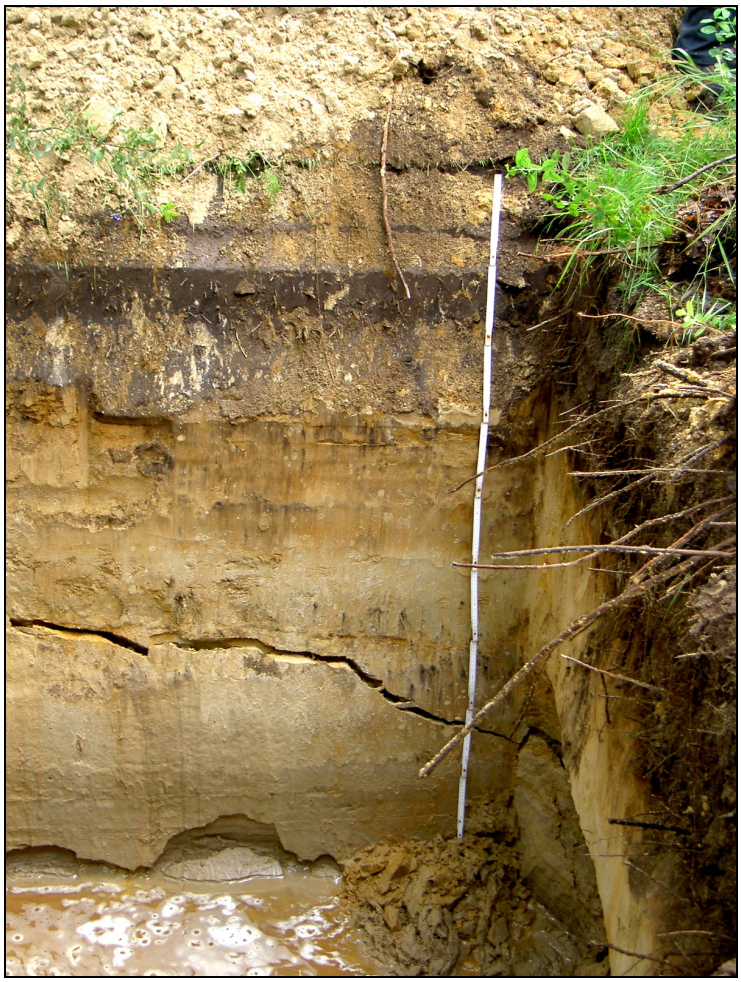


Abbildung 11: Profilgrube 601 (Aufnahme: MARTIN BOLL 2004)

Zwischen den Dünen im Gehege Lohe des Rendsburger Staatsforstes befindet sich der Standort der Profilgrube 602 (vgl. *Karte 2* in *Band 2*). Bei dem Bodentyp dieser Grube handelt es sich ebenfalls um einen Regosol, über dessen Lockermaterialkörper nur ein geringmächtiger Ah-Horizont ausgebildet ist. Das Ausgangsmaterial der Bodenbildung sind feinkörnige Mittelsande, die im unteren Bereich fluviatil und im oberen Bereich äolisch abgelagert wurden (vgl. *Kapitel 5.1.1.1* und *Abbildung 123* in *Band 2*). Aufgrund des vermutlich geringen Alters der Flugsande und Dünen und damit auch der kurzen Zeit der Bodenentwicklung ist das Profil sehr einheitlich aufgebaut (vgl. *Abbildung 12)*.

Abbildung 12: Profilgrube 602 (Aufnahme: MARTIN BOLL 2004)

Der Standort der Profilgrube 603 liegt im Übergangsbereich von der terrestrischen zur aquatischen Zone im grundwassernahen Grünlandbereich (nördlich der Bennebek) des TUGes Alt Bennebek. Über dem Mineralboden, der die Bodenart mittelsandiger Feinsand aufweist, befindet sich ein 60 bis 70 cm mächtiger Torfkörper, welcher beim Öffnen der Grube stark nach Fäulnis (Schwefelwasserstoff) roch. In dem Torf sind neben Torfmoosen auch Reste von höher entwickelten Pflanzen enthalten, es handelt sich um einen Niedermoortorf. Der aus Talsanden bestehende Mineralboden ist aufgrund der abwärts gerichteten Sickerwasserbewegung im Niedermoorkörper mit Huminsäuren angereichert. Der Grundwasserstand an dieser Grube dürfte dem der benachbarten GWMen 155 und 156 entsprechen, deren Grundwasserstandsmessungen im Juli 2004 einen Wert von 21 bzw. 55 cm unter der GOK ergeben (vgl. *Abbildung 13*).

Abbildung 13: Profilgrube 603 (Aufnahme: MARTIN BOLL 2004)

Im grundwasserfernen Grünlandbereich, zwischen den GWMen 157 und 158 gelegen, befindet sich der Standort der Profilgrube 604. Die Bodenansprache an dieser Stelle führte zu dem Bodentyp des Anmoor-Gley, da der Oberboden stark mit organischer Substanz angereichert ist und die darunter liegenden Bodenzonen Oxidations- und Reduktionszonen aufweisen. Anhand der durch rötliche Eisenoxide gefärbten Oxidationszone und der fahlgelben bis grauen Reduktionszone ist der Einfluss der Grundwasserspiegelschwankungen erkennbar (vgl. *Abbildung 14*).

Anhand der Fingerprobe konnte als Bodenart Feinsand identifiziert werden, der eingeschlossene Braunkohlestückchen enthält. Hierbei handelt es sich um fluviatil abgelagerte Talsande, die entgegen den Erwartungen nicht geschichtet, sondern homogen verteilt vorliegen (vgl. *Abbildung 123* in *Band 2*).

Bei einer Tiefe von etwa 2 m unter der GOK stellt sich der Grundwasserspiegel zum Zeitpunkt der Baggerarbeiten ein. Dies bestätigt auch die benachbarte GWM 158 mit einem gemessenen Grundwasserflurstand von 1,72 m unter der GOK.

Abbildung 14: Profilgrube 604 (Aufnahme: MARTIN BOLL 2004)

4.2.1.2 Korngrößenverteilung

Mit Hilfe der Korngrößenanalyse nach KÖHN (vgl. *Kapitel 3.3.2.2.1*) konnte aus den gestörten Bodenproben die jeweilige Bodenart in den verschiedenen Tiefenstufen der Bodenhorizonte bestimmt werden. Wie aus *Abbildung 123* (in *Band 2*) hervorgeht, überwiegt im gesamten UG die Sandfraktion deutlich mit bis zu 96 Gew.-% am mineralischen Bodenanteil. Insbesondere die mittelsandigen Feinsande und feinsandigen Mittelsande sind dabei stark vertreten.

Im TUG Alt Bennebek besteht der mineralische Boden der Profilgrube 604 über die gesamte Profilmächtigkeit aus Feinsand. Etwa 300 m weiter südlich davon an Profilgrube 603 ist die Bodenart in den obersten 50 cm ein stark lehmiger Sand, in 150 cm Tiefe mittelsandiger Feinsand.

Im südlichen Wald (Gehege Lohe) des TUGes Tetenhusen herrscht über das gesamte Tiefenprofil der Profilgrube 602 die Bodenart feinsandiger Mittelsand vor. Diese Bodenart ist ebenfalls in den ersten 100 cm der Profilgrube 601 vertreten, darunter folgen bis in 150 cm Tiefe Feinsande.

4.2.1.3 Aktueller und potenzieller pH-Wert

Als einer der wichtigsten bodenchemischen Parameter ist sowohl an den Profilgruben als auch an den Profilbohrungen der aktuellen (Wasser) und der potenziellen pH-Werte (3 molare Calciumchloridlösung) der jeweiligen Bodenproben untersucht worden. Während die aktuelle Acidität von den in der Bodenlösung gelösten Hydronium-Ionen hervorgerufen wird, kommen zu diesen bei der potenziellen Acidität zusätzlich noch austauschbare H^+-Ionen dazu. Aus diesem Grund sind die potenziellen pH-Werte einer Probe stets niedriger als die aktuellen pH-Werte (KUNTZE et al. 1994).

Die aktuellen pH-Werte der untersuchten Bodenhorizonte der Profilgrube 601 liegen zwischen 4,8 und 5,6 und befinden sich somit im Bereich der stark- bis mittelsauren Bodenreaktion (vgl. *Abbildung 114* und *Tabelle 77* in *Band 2*). Der mittlere Horizont (50-100 cm unter der GOK) weist dabei die höchsten aktuellen pH-Werte auf, während im untersten Horizont in einer Tiefe von 100 bis 150 cm unter der GOK die niedrigsten Werte gemessen werden konnten. Der Bereich der gemessenen potenziellen pH-Werte erstreckt sich an dieser Grube von 4,4 bis 4,7. Auch hier ist im mittleren Horizont der höchste und im unteren Horizont der niedrigste potentielle pH-Wert gemessen worden. Die Differenz zwischen aktuellem und potentiellem pH-Wert der einzelnen Horizonte ist in 100 bis 150 cm Tiefe wesentlich geringer als in den darüber befindlichen Horizonten (vgl. *Abbildung 114* und *Tabelle 77* in *Band 2*)

Die Bodenuntersuchung der Bodenproben aus der Profilgrube 602 ergibt für alle drei Bodenhorizonte einen aktuellen pH-Wert von 5,1 (mittelsauer). Die Tiefenverteilung des potenziellen pH-Wertes ist nicht so einheitlich. In 0 bis 80 cm unter GOK ist der potenzielle pH-Wert mit 4,3 am niedrigsten. Etwas höher ist er in 80 bis 160 cm unter GOK (4,6) und 160 bis 240 cm Tiefe (4,7). Damit ergibt sich ein größerer Unterschied zwischen dem aktuellen und potenziellen pH-Wert in der Tiefe 0 bis 80 cm als in den darunter befindlichen Horizonten

Der aktuelle pH-Wert des Bodens der Profilgrube 603 weist eine mittel saure Bodenreaktion (pH-Wert 5,7-5,9) auf und ist höher als der potenzielle pH-Wert (5,2-5,5), welcher durch eine stark saure Bodenreaktion gekennzeichnet ist. Die Differenz zwischen aktuellem und potenziellem pH-Wert liegt bei ca. 0,5. Mit zunehmender Bodentiefe steigt sowohl der aktuelle als auch der potenzielle pH-Wert an diesem Standort.
Die Bodenreaktion der Bodenproben aus der Profilgrube 604 liegt beim aktuellen pH-Wert (5,6 und 6,0) im mittel sauren Bereich, während Sie bei dem potenziellen pH-Wert (4,8 bis 5,0) eher an der Grenze zwischen stark und mittel sauer ist. Hier ist die Differenz zwischen dem aktuellen und potenziellen pH-Wert (0,9) höher. Erkennbar ist ein Anstieg der Bodenreaktion mit zunehmender Bodentiefe.

4.2.1.4 Mineralischer Stickstoff (N_{min})

Zu dem mineralisch gebundenen Stickstoff werden neben Nitrat-Stickstoff (NO_3^--N) und Nitrit-Stickstoff (NO_2^--N) der Ammonium-Stickstoff (NH_4^+-N) gerechnet. Bei den bodenchemischen Untersuchungen der Profilgruben konnten allerdings nur Nitrat- und Ammonium-Stickstoff nachgewiesen werden. Da die beprobten drei Tiefenstufen der Profilgruben unterschiedliche Mächtigkeiten aufweisen, wurden die N_{min}-Werte auf eine normierte Horizontmächtigkeit von 50 cm umgerechnet, um eine bessere Vergleichbarkeit der Werte zu gewährleisten (vgl. *Abbildung 115, Abbildung 116* und *Tabelle 80* in *Band 2*).
Der Gehalt an mineralischem Stickstoff in der Profilgrube 601 zeichnet sich in allen drei Horizonten durch einen höheren Nitrat-Stickstoff-Anteil am mineralischen Stickstoff aus, während das NH_4-N einen vergleichsweise geringen Anteil einnimmt. Der niedrigste Gehalt an Mineralstickstoff (2,20 kg/ha) wurde im unteren Horizont in 100 bis 150 cm Tiefe ermittelt. Im oberen Horizont (0 bis 50 cm unter der GOK) ist dagegen mit 3,58 kg/ha der höchste Mineralstickstoffgehalt gemessen worden.
Die Tiefenverteilung des Mineralstickstoffs der Profilgrube 602 ergibt für den mittleren Horizont einen Gehalt von 5,79 kg/ha, die N_{min}-Gehalte im oberen (1,40 kg/ha) und unteren (0,73 kg/ha) Horizont liegen deutlich darunter. Dabei ist der Ammonium-Stickstoff-Anteil im mittleren Horizont mit 1,2 kg/ha wesent-

lich geringer als der Anteil des Nitrat-Stickstoffes. Im oberen und unteren Horizont konnte nur Ammonium-Stickstoff ermittelt werden.

Im mittleren Horizont (50-100 cm Tiefe) der Profilgrube 603 wurde der höchste Mineralstickstoff-Gehalt ermittelt. Bei näherer Betrachtung lassen sich dabei in der Tiefenverteilung mit zunehmender Tiefe sinkende Nitrat-Stickstoff-Gehalte und steigende Gehalte von Ammonium-Stickstoff unterscheiden. Im mittleren und unteren Horizont sind die Anteile des Ammonium-Stickstoffes (ca. 14 bis17 kg/ha) am Mineralstickstoff viel höher als der Nitrat-Stickstoff-Anteil (ca. 0,5 bis 1,4 kg/ha). In einer Bodentiefe von 0 bis 50 cm unter GOK ist der Gehalt an Nitrat-Stickstoff mit 9,25 kg/ha am höchsten, der Ammonium-Stickstoff-Anteil (5,66 kg/ha) ist dabei deutlich geringer als in den darunter befindlichen Horizonten.

An der Profilgrube 604 steigt der Mineralstickstoff-Gehalt mit zunehmender Bodentiefe von 1,03 auf 3,91 kg/ha an. Im mittleren Horizont ist der Mineralstickstoff-Gehalt am geringsten. Der Anteil an Nitrat-Stickstoff erhöht sich mit steigender Bodentiefe (0 bis 2,33 kg/ha). Der Ammonium-Stickstoff-Anteil überwiegt in einer Tiefe von 0 bis 80 cm mit 1,64 kg/ha im Gegensatz zum Nitrat-Stickstoff-Anteil. Im mittleren Horizont ist er dagegen am geringsten (0,40 kg/ha) und Nitrat-Stickstoff überwiegt. Während der Ammonium-Gehalt im unteren Horizont den höchsten Wert aufweist (1,58 kg/ha) dominiert doch der Anteil des Nitrat-Stickstoffs.

4.2.1.5 C/N-Verhältnis

Das C/N-Verhältnis einer Bodenprobe berechnet sich als Quotient des organischen Kohlenstoff-Gehaltes (C_{org}, in Gew.-%) und des Gesamt-Stickstoff-Gehaltes (N_{ges}, in Gew.-%). Die Größenordnung des C/N-Verhältnisses entscheidet darüber, ob organisches Material mikrobiell leicht (enges C/N-Verhältnis) oder schwer (weites C/N-Verhältnis) abbaubar ist (vgl. auch SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002; KUNTZE et al. 1994).

Der Kohlenstoff-Anteil der Bodenproben aus der Profilgrube 601 liegt in den drei Horizonten unter einem Prozent. Mit zunehmender Tiefe sinkt der Anteil des C_{org}. Stickstoff konnte nur im oberen Horizont nachgewiesen werden. Damit

ergibt sich für den oberen Horizont ein C/N-Verhältnis von 16 (vgl. *Abbildung 118* und *Tabelle 81* in *Band 2*).

An der Profilgrube 602 sinkt der Kohlenstoff-Gehalt mit zunehmender Profiltiefe. In alle drei Horizonten konnte kein Stickstoff nachgewiesen werden. Aus diesem Grund konnte das C/N-Verhältnis für die Profilgrube 602 nicht errechnet werden (*Tabelle 81* in *Band 2*).

Im oberen Horizont (0 bis 50 cm unter GOK) der Profilgrube 603 wurde ein Stickstoff-Anteil von 2 % ermittelt. Die Horizonte darunter weisen einen noch geringeren Anteil an Stickstoff auf. Der Anteil des organischen Kohlenstoffes variiert in der Tiefenverteilung in ähnlicher Weise und erreicht im oberen Horizont 38,6 %. Er sinkt bis zur Profilbasis auf 1,0 bzw. 0,4 % ab. Das weiteste C/N-Verhältnis von 29 ergibt sich für die Tiefenstufe 50 bis 100 cm unter der GOK. Der obere und untere Horizont weist jeweils ein C/N-Verhältnis von etwa 20 auf (vgl. *Abbildung 118* und *Tabelle 81* in *Band 2*).

Da im mittleren und unteren Bereich der Profilgrube 604 kein Stichstoff nachgewiesen werden konnte, ergibt sich nur für den oberen Horizont ein C/N-Verhältnis in Höhe von etwa 22. Der Anteil des organischen Kohlenstoffes liegt in allen Horizonten unter 1 % (vgl. *Abbildung 118* und *Tabelle 81* in *Band 2*).

4.2.1.6 Wässrige Auszüge (Chlorid, Nitrat-Stickstoff, Sulfat, Phosphat-Phosphor)

Die in den Profilgruben gemessenen Sulfat-Gehalte (SO_4^{2-}) der wässrigen Auszüge reichen von 0,81 mg/L (Profilgrube 601) bis 53,10 mg/L (Profilgrube 603; vgl. *Abbildung 119* und *Tabelle 79* in *Band 2*).

Die Sulfat-Konzentrationen in den wässrigen Auszügen der Profilgrube 601 sind in den ersten 100 cm mit etwa 0,85 mg/L deutlich niedriger als in einer Tiefe von 100 bis 150 cm. Mit 5,16 mg/L ist der Anteil an Sulfat im unteren Horizont um ein vielfaches höher. Die Tiefenverteilung der Sulfat-Gehalte an der Profilgrube 602 ähnelt der Profilgrube 601. Die Sulfat-Konzentration steigt von 1,05 mg/L in 0 bis 80 cm Tiefe auf 1,60 mg/L in 80 bis 160 cm leicht an und erreicht im unteren Drittel eine Konzentration von 5,86 mg/L. Die mit Abstand höchsten Sulfat-Gehalte im gesamten UG wurden an der Profilgrube 603 mit Werten von 53,10 und 34,83 mg/L in 50 bis 100 cm bzw. in 100 bis 150 cm Tie-

fe ermittelt. Da die Probe aus den obersten 50 cm fehlt, ist eine Beurteilung der Tiefenverteilung nur schwer möglich. Die Sulfat-Werte im Profil 604 reichen von 1,95 mg/L in den oberen 80 cm bis 4,12 mg/L in 120 bis 180 cm. Die Tiefenverteilung ähnelt somit der Anordnung der Werte an den Profilgruben 602 und 601.

Die Tiefenverteilung der Phosphat-Phosphor-Gehalte (PO_4^{3-}-P) ist in den vier Profilgruben sehr heterogen (vgl. *Abbildung 119* und *Tabelle 79* in *Band 2*). Die PO_4^{3-}-P-Konzentrationen der wässrigen Extrakte bleiben für alle Horizonte an der Profilgruben unter 0,24 mg/L. Ein Absinken der PO_4^{3-}-P-Konzentrationen an der Profilgrube 601 vom oberen (0,21 mg/L) zum unteren Horizont (0,03 mg/L) ist erkennbar. Sowohl in 0 bis 80 cm als auch in 160 bis 250 cm Tiefe an der Profilgrube 602 wurden PO_4^{3-}-P-Konzentrationen von 0,06 mg/L erreicht. In der mittleren Tiefenzone konnte Phosphat-Phosphor nicht nachgewiesen werden. An der Profilgrube 603 steigen mit zunehmender Tiefe die PO_4^{3-}-P-Werte. Diese liegen bei 0,08 mg/L in 50 bis 100 cm Tiefe und bei 0,23 mg/L im unteren Horizont. Lediglich in 0-80 cm an der Profilgrube 604 konnte Phosphat-Phosphor nachgewiesen werden. Die ermittelte Konzentration liegt bei 0,04 mg/L.

Die Nitrat-Stickstoff-Konzentration (NO_3^--N) der wässrigen Extrakte erreicht einen Maximalwert von 0,43 mg/L bei der Profilgrube 604 in 0-80 cm Tiefe (vgl. *Abbildung 119* und *Tabelle 79* in *Band 2*). Die höchsten Konzentrationen wurden jeweils im oberen Drittel der Profilgruben ermittelt. An der Profilgrube 601 sinken die NO_3^--N-Werte kontinuierlich von 0,07 mg/L in den obersten 50 cm auf 0,03 mg/L in 100 bis 150 cm Tiefe ab. Von rund 0,08 mg/L in 0-50 cm Tiefe sinken die Nitrat-Stickstoff-Gehalte an der Profilgrube 602 auf 0,05 mg/L im mittleren Horizont und steigen in der Tiefenstufe 160-250 cm wieder auf 0,07 mg/L NO_3^--N an. Die Nitrat-Stickstoff-Gehalte an der Profilgrube 603 überschreiten 0,04 mg/L nicht, so dass kein Tiefengradient erkennbar ist. Für die Horizonte der Profilgrube 604 wurden NO_3^--N-Gehalte von 0,25 bis 0,43 mg/L ermittelt. Die höchste NO_3^--N-Konzentration wurde für den oberen Horizont (0 bis 80 cm unter GOK) ermittelt und in 80 bis 120 cm Tiefe die niedrigsten Gehalte an Nitrat-Stickstoff.

Die Chlorid-Konzentrationen (Cl^-) der beprobten Horizonte an den Profilgruben sind in den verschiedenen Tiefenstufen unterschiedlich hoch, wobei die Werte von 0,23 bis 2,78 mg/L reichen (vgl. *Abbildung 119* und *Tabelle 79* in *Band 2*). Die Chlorid-Konzentration der wässrigen Extrakte an der Profilgrube 601 steigt von 0,40 mg/L (0–50 cm) nur geringfügig auf 0,42 mg/L in 50 bis 100 cm Tiefe an. Deutlich höher ist der Chlorid-Gehalt in 100 bis 150 cm mit einem Wert von 1,96 mg/L Cl^-. Im Gegensatz zu der Profilgrube 601 sinken die Chlorid-Gehalte an der Messstelle 602 mit zunehmender Tiefe kontinuierlich ab. In 0 bis 80 cm Tiefe liegt die Chlorid-Konzentration bei 0,73 mg/L, in einer Tiefe von 160 bis 250 cm bei 0,23 mg/L. Die höchsten Chlorid-Konzentrationen an den vier Profilgruben wurden an der Messstelle 603 mit 2,57 und 2,78 mg/L Chlorid gemessen. Gemittelt über die Tiefen 50 bis 150 cm ergibt sich ein Wert von 2,68 mg/L. Die Chlorid-Gehalte an der Profilgrube 604 steigen mit zunehmender Tiefe an, sie nehmen dabei von 0,77 mg/L (Tiefe 0–80 cm) auf 1,39 mg/L (Tiefe 120-180 cm) zu.

4.2.1.7 Porengrößenverteilung

Zum Zeitpunkt der Fertigstellung dieser Diplomarbeit lagen noch nicht alle Ergebnisse über die Porengrößenverteilung der Stechzylinderproben vor, da die Bestimmung der Porengrößenverteilung den zeitlichen Rahmen dieser Diplomarbeit überschritten hat.

4.2.2 Profilbohrungen

4.2.2.1 Korngrößenverteilung

Für die Bohrprofile im TUG Tetenhusen wurden die Bodenarten bis in maximal 450 cm bestimmt (vgl. *Kapitel 3.4.1.2*). In den tieferen Bodenschichten nimmt der Anteil an schluffigen Korngrößen im Vergleich zu den oberen Bereichen zu (vgl. *Abbildung 121* und *Abbildung 122* in *Band 2*).

Die Korngrößenverteilung an dem Bohrprofil 502 zeigt, dass bis in 266 cm Tiefe feinsandige Mittelsande und Mittelsande im Wechsel auftreten. Weiter unten im Profil ist bis in eine Tiefe von 399 cm schwach schluffiger Sand vorzufinden.

In den Proben des Bohrprofils 503 überwiegt bis in 330 cm Tiefe die Bodenart feinsandiger Mittelsand. Diese wird in 240-270 cm Tiefe durch eine Zone mit stark schluffigen Sand unterbrochen. Im unteren Bereich (360 bis 450 cm) sind mittel bis schwach lehmige Sande anzutreffen.

Mittel bis schwach lehmige Sande liegen auch im unteren Bereich (Tiefe 200-399 cm) des Bohrprofils 504 vor. Im Tiefenbereich von 266-299 cm kommt sandiger Schluff vor. Darunter wird die Bodenart von Feinsand über mittelsandigen Feinsand zum grobsandigen Mittelsand immer grobkörniger. Im oberflächennahen Bereich dieses Bohrprofiles wurden feinsandige Mittelsande vorgefunden.

4.2.2.2 Aktueller und potenzieller pH-Wert

Die aktuellen pH-Werte (H_2O) der Bodenproben aus der Profilbohrung 502 erreichen Werte von 4,3 bis 5,7 (stark bis mittel saure Bodereaktion). Den niedrigsten pH-Wert weist der oberste Bodenhorizont auf. In dem Horizont darunter (Tiefe 33-66 cm unter GOK) ist der aktuelle pH-Wert (5,0) deutlich höher, er sinkt jedoch bis in die Tiefestufe 200-233 cm unter GOK auf 4,7 ab. Alle tiefer gelegenen Bodenhorizonte haben höhere aktuelle pH-Werte als 5,0.

Die Werteverteilung der potentiellen pH-Werte ist derjenigen der aktuellen pH-Werte ähnlich. Die potentiellen pH-Werte liegen zwischen 3,6 bis 4,7. Die Differenz zwischen aktuellem und potentiellem pH-Wert ist im unteren Drittel der

Profilbohrung 502 deutlich größer als im Profilbereich darüber (vgl. *Abbildung 111* und *Tabelle 76* in *Band 2*.)

Für die Profilbohrung 503 wurden aktuelle pH-Werte von 4,5 bis 5,8 (stark bis mittel sauer) ermittelt. Der niedrigste aktuelle pH-Wert wurde in einer Tiefe von 0-30 cm unter GOK gemessen. In der Tiefenverteilung steigen die aktuellen pH-Werte bis in 180-210 cm unter GOK und sinken dann mit zunehmender Tiefe wieder. Die potentiellen pH-Werte liegen zwischen 3,8 und 5,0. Die Verteilung des potentiellen pH-Wertes verläuft mit zunehmender Tiefe in ähnlicher Weise wie beim aktuellen pH-Wert. Die Differenzen zwischen aktuellem und potentiellem pH-Wert variieren in den jeweiligen Tiefen unterschiedlich stark (vgl. *Abbildung 112* und *Tabelle 76* in *Band 2*).

Der aktuelle pH-Wert des Bodens an der Profilbohrung 504 weist Werte von 4,9 bis 6,5 auf. Die niedrigsten pH-Werte wurden in einer Tiefe von 366 bis 399 cm unter GOK (Profilbasis) ermittelt. Im mittleren Tiefenbereich der Profilbohrung sind die pH-Werte am höchsten und sinken bis zur Basis. Der Bereich des potentiellen pH-Wertes an der Bohrung 504 liegt zwischen 4,5 und 5,6. Der tiefste Horizont weist den geringsten potentiellen pH-Wert auf und ändert sich in gleicher Weise wie beim aktuellen pH-Wert. Die Spanne zwischen aktuellem und potentiellem pH-Wert ist in den unteren zwei Horizonten am geringsten. In den übrigen Tiefenstufen ist die Differenz zwischen dem aktuellen und dem potenziellen pH-Wert unterschiedlich groß (vgl. *Abbildung 113* und *Tabelle 76* in *Band 2*).

4.2.2.3 C/N-Verhältnis

Gesamt-Stickstoff (N_{ges}) konnte nur in vier der beprobten Horizonte der Profilbohrung 502 nachgewiesen werden (vgl. *Abbildung 117* und *Tabelle 82* in *Band 2*). Diese sind mit Werten unter 1 Gew.-% sehr gering. Die ermittelten Kohlenstoff-Gehalte (C_{org}) reichen von 0,012 bis 0,57 %. Der höchste Kohlenstoff-Anteil wurde im obersten Horizont nachgewiesen. Ein Absinken des Kohlenstoffanteils ist bis in ca. 2 m Tiefe zu verzeichnen und schwankt im weiteren Tiefenverlauf. Das weiteste C/N-Verhältnis in Höhe von 16 wurde in einer Tiefe von 0 bis 33 cm unter GOK ermittelt. Ein Absinken des C/N-Verhältnisses ist mit zunehmender Tiefe erkennbar.

Auch an der Profilbohrung 503 sind die Stickstoffanteile sehr gering (0 bis 0,34 Gew.-%), in vier der Horizonte wurde Stickstoff nachgewiesen. Die Anteile des Kohlenstoffs liegen zwischen 0,012 und 0,46 %. In den zwei oberen Horizonten sind die Anteile des Kohlenstoffs am höchsten und schwanken im weiteren Tiefenverlauf zwischen 0,004 bis 0,08. So konnte für die beiden oberen Horizonte ein C/N-Verhältnis um ca.13 ermittelt werden. Im mittleren Bereich der Profilbohrung konnte ein deutlich engeres (ca. 3), an der Basis das weiteste C/N-Verhältnis (ca. 15) festgestellt werden (vgl. *Abbildung 117* und *Tabelle 82* in *Band 2*).

Die Profilbohrung 504 weist steigende C/N-Verhältnisse, bis in eine Tiefe von 133 cm unter GOK, auf. In diesem Bereich der Bohrung wurden N_{ges}-Gehalte von 0,045 bis 10,08 Gew.-% ermittelt, in den darunter befindlichen Horizonten wurde kein Stickstoff nachgewiesen. Für die Horizonte der Profilbohrung 504 wurden organische Kohlenstoff-Konzentrationen von 0,024 bis 1,36 Gew.-% ermittelt (vgl. *Abbildung 117* und *Tabelle 82* in *Band 2*).

4.2.2.4 Wässrige Auszüge (Chlorid, Nitrat-Stickstoff, Sulfat, Phosphat-Phosphor)

Die wässrigen Auszüge der Profilbohrungen weisen bezüglich der Sulfat-Konzentrationen eine heterogene Verteilung in der Tiefe aus, sie reichen von 0,72 bis 8,20 mg/L (vgl. *Abbildung 120* und *Tabelle 78* in *Band 2*).

Die Sulfat-Konzentrationen (SO_4^{2-}) der Bodenproben des Bohrprofils 502 liegen bis in eine Tiefe von 199 cm bei etwa 1,8 mg/L. In den folgenden 30 cm ist ein sprunghafter Anstieg des Sulfat-Gehaltes auf 5,77 mg/L festzustellen. Bis in eine Tiefe von 400 cm schwanken die Sulfat-Konzentrationen zwischen 1,5 und 3,7 mg/L.

In den wässrigen Auszügen des Bohrprofils 503 variieren die Sulfat-Konzentrationen in den Horizonte oberhalb von 360 cm zwischen 1,61 und 4,32 mg/L. In den Tiefenstufen 360-390 cm und 420-450 cm wurden die höchsten Sulfat-Konzentrationen ermittelt, diese liegen bei 5,91 mg/L beziehungsweise 8,20 mg/L.

Die Tiefenverteilung der Sulfat-Gehalte im Bohrprofil 504 zeigt eine Abnahme des wasserextrahierbaren Sulfates von 3,97 mg/L in den oberen 33 cm auf

0,72 mg/L (133 bis 166 cm). Mit zunehmender Tiefe ist ein Konzentrationsanstieg des Sulfates auf 7,11 mg/L in einer Tiefe von 366 bis 399 cm zu verzeichnen.

Die Phosphat-Phosphor-Konzentrationen (PO_4^{3-}-P) an den Profilbohrungen liegen im Wertebereich von 0,02 bis 1,83 mg/L (vgl. *Abbildung 120* und *Tabelle 78* in *Band 2*). Bei der Profilbohrung 502 weisen die einzelnen Tiefenstufen unterschiedliche Phosphat-Phosphor-Gehalte in den wässrigen Extrakten auf. Es wurden PO_4^{3-}-P-Gehalte von 0,06 bis 0,42 mg/L ermittelt.
Sehr niedrig sind, im Vergleich zu den übrigen Profilbohrungen, die PO_4-P-Konzentrationen des Bodens an der Bohrung 503. Zum größten Teil konnte in den wässrigen Extrakten der Horizonte an der Messstelle 503 Phosphat-Phosphor nicht nachgewiesen werden, die maximalen Werte reichen bis 0,20 mg/L PO_4-P.
Die Phosphat-Phosphor-Tiefenverteilung der Bodenproben des Bohrprofils 504 zeigt, dass in den oberen 50 cm die Konzentrationen mit bis zu 1,83 mg/L am höchsten sind. In den übrigen Tiefenstufen liegen die PO_4-P-Gehalte konstant in einem Konzentrationsbereich von 0 bis 0,17 mg/L.

Bei der Betrachtung der Nitrat-Stickstoff-Konzentrationen der drei Tiefenprofile zeigt sich ein deutlicher Unterschied zwischen den Werten der Bohrungen im Wald (502 und 503) und den Werten der Messstelle 504 auf dem Acker (vgl. *Abbildung 120* und *Tabelle 78* in *Band 2*).
Während die wässrigen Auszüge der Bodenproben der Messstelle 504 eine maximale Nitrat-Stickstoff-Konzentration von 6,57 mg/L (Tiefe 333-366 cm) aufweist, erreicht die Nitrat-Stickstoff-Konzentration der Profilbohrungen im Wald nur einen Maximalwert von 0,94 mg/L.
In der Tiefenverteilung der NO_3^--N-Gehalte des Bohrprofils 502 liegen die höchsten Konzentrationen des wasserlöslichen Nitrat-Stickstoffs mit dem Höchstwert von 0,78 mg/L in einer Tiefe von 200-299 cm. Nur in den oberen 33 cm (0,47 mg/L) wurden darüber hinaus Nitrat-Stickstoff-Konzentrationen gemessen, die über 0,01 mg/L liegen.
Am Bohrprofil 503 schwanken die NO_3^--N-Gehalte über das gesamte Tiefenprofil in einem Konzentrationsbereich von 0,02 bis 0,26 mg/L. Abweichend davon

wurden in 0 bis 30 cm und 240-270 cm Tiefe höhere Werte von 0,61 bzw. 0,94 mg/L gemessen. Die wässrigen Extrakte des Acker-Bohrprofils 504 weisen deutlich höhere Nitrat-Stickstoff-Konzentrationen auf als die der beiden Wald-Bohrprofile. In der Tiefenverteilung der gemessenen NO_3-N-Gehalte nimmt die Konzentration von 2,63 mg/L in den oberen 33 cm sprunghaft auf eine mittlere Konzentration von rund 0,2 mg/L in den darunter liegenden 200 cm ab. In einer Tiefe von 233 bis 399 cm werden die höchsten NO_3-N-Gehalte erreicht, diese liegen zwischen 0,36 mg/L (Tiefe 300-333 cm) und 6,57 mg/L (Tiefe 333–366 cm).

Die Chlorid-Gehalte in den Proben der drei Bohrprofile zeigen eine heterogene Verteilung im Tiefenprofil, wobei die Konzentrationen des Chlorides von 0,2 bis 6,10 mg/L reichen (vgl. *Abbildung 120* und *Tabelle 78* in *Band 2*).
Die höchsten Chlorid-Gehalte wurden dabei für die Bodenproben des Acker-Bohrprofils (504) festgestellt.
Im Tiefenprofil der Bohrung 502 sind die höchsten Chlorid-Konzentrationen von 1,47 bis 3,65 mg/L in einer Tiefe von 200 bis 400 cm zu verzeichnen. In den darüber liegenden Tiefen variieren die Chlorid-Gehalte im Bereich von 0,22 bis 0,58 mg/L, nur in den oberen 33 cm ist die Chlorid-Konzentration des wässrigen Auszugs mit 1,33 mg/L höher.
Am Bohrprofil 503 im Gehege Tetenhusen (Rendsburger Staatsforst) schwanken die Chlorid-Konzentrationen in der Tiefenverteilung zwischen 0,22 und 1,56 mg/L. Lediglich in der Tiefe von 240-270 cm liegt der Chlorid-Gehalt mit 2,48 mg/L deutlich höher.
In der Tiefenverteilung der Chlorid-Konzentrationen des Acker-Bohrprofils 504 nehmen die Gehalte von 2,96 mg/L in dem oberen Abschnitt (Tiefe 0-33 cm) sprunghaft auf eine Konzentration von unter 1,3 mg/L in den darunter liegenden 300 cm ab. In einer Tiefe von 333-399 cm werden die höchsten Chlorid-Gehalte erreicht, diese liegen bei 6,10 mg/L (Tiefe 333-366 cm) und 5,53 mg/L (Tiefe 366-399 cm).

4.2.3 Bodenwassergehalt

Erwartungsgemäß konnten auf den grundwassernahen Grünlandflächen die höchsten Bodenwassergehalte beobachtet werden (siehe *Abbildung 15)*. Während hier Wassergehalte zwischen rund 60 und 83 Gew.-% gefunden wurden, waren es auf den grundwasserfernen Flächen lediglich zwischen 15 und 20 Gew.-%. Alle Grünlandflächen weisen im zeitlichen Vergleich in den verschiedenen Tiefenzonen (0-30 cm, 30-60 cm und 60-90 cm) eine mehr oder weniger große Variabilität der Wassergehalte auf, wobei die Unterschiede zwischen den drei Messterminen beim grundwassernahen Grünland am größten sind (vgl. *Abbildung 15*; *Abbildung 103* bis *Abbildung 110* in *Band 2*).

Die Wassergehalte auf den eher grundwasserfernen Ackerflächen bewegen sich etwa zwischen 5 und 20 Gew.-%. Dabei liegen die Wassergehalte in der obersten Bodenschicht (0-30 cm) stets höher als in 30-60 cm und 60-90 cm Tiefe. Diese beiden Tiefenstufen (30-60 cm und 60-90 cm) weisen auch die geringsten Unterschiede zwischen den Messungen auf.

Den größten Grundwasserflurabstand weisen die Waldflächen W1, W1D und W2 auf, so dass es nicht verwundert, dass hier die niedrigsten Bodenwassergehalte gemessen wurden. Da sich die Bodenwassergehalte der Waldflächen W2 und W1 sowie die Dünen auf Fläche W1 (W1D) nicht wesentlich voneinander unterscheiden, wurden diese zusammengefasst. Die Wassergehalte liegen zwischen 5 und knapp 10 Gew.-%, wobei die Wassergehalte von der oberen (0-30 cm) zur tieferen Bodenzone (60-90 cm) hin abnehmen. Die Variabilität der Werte kann als gering bezeichnet werden.

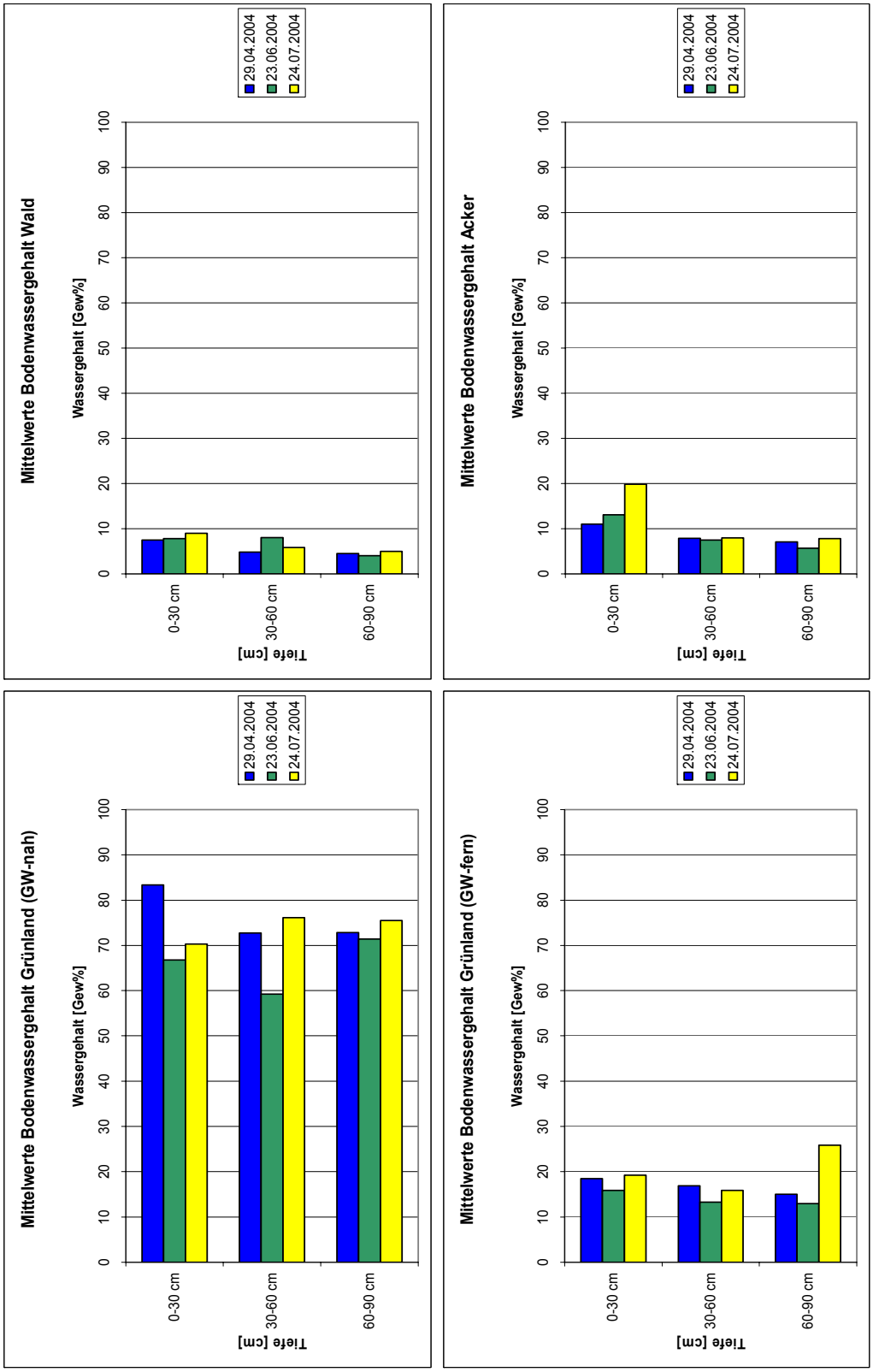


Abbildung 15: Arithmetisches Mittelwerte der Bodenwassergehalte für die Monate April, Juni und Juli 2004 auf den Nutzungsarten Acker, Grünland und Wald (inkl. Dünen)

4.2.4 Bodeninfiltration

Die Ergebnisse der Doppelringinfiltrationsmessung an der Messstelle 725 in Nähe der GWM 125 an der Bennebek im TUG Tetenhusen zeigen, dass der Boden zum Zeitpunkt der Aufnahme bereits wassergesättigt war (vgl. *Abbildung 18*). Die Infiltrationsrate ist über den gesamten Untersuchungszeitraum nahezu konstant und liegt im Mittel bei etwa 1 mm/min. Beobachtungen im Gelände konnten bestätigen, dass aufgrund von starken Niederschlägen der Boden durchnässt gewesen ist.

Der Verlauf der Infiltrationsraten an der Messstelle 709 unterscheidet sich von dem Infiltrationsverlauf an der Messstelle 709H sich hauptsächlich dadurch, dass an der Messstelle mit Humusauflage die Infiltrationsrate im Verlauf der Untersuchung stärker abnimmt (von 7 mm/min auf etwa 2 mm/min). Dagegen sinkt die Infiltrationsrate an der Messstelle 709 nur von 7 mm/min auf 3 mm/min (vgl. *Abbildung 16* und *Abbildung 17*).

Im TUG Alt Bennebek zeigt sich ein deutlicher Unterschied zwischen dem Bodeninfiltrationsverlauf an der Messstelle 755 ohne Grasnarbe und der Messstelle 755G mit Grasnarbe. Während die Infiltrationsrate an der Messstelle 755 von etwa 14 mm/min zu Beginn der Untersuchung auf im Mittel 5 mm/min gegen Ende der Messung stark abnimmt, bleibt die Infiltrationsrate an der Messstelle 755G mit etwa 4 mm/min über den Untersuchungszeitraum annähernd konstant. Dieses Ergebnis zeigt, dass die Vegetation auf die Grundwasserneubildungsrate einen entscheidenden Einfluss hat. Unabhängig vom Sättigungsgrad des Bodens, wird die Infiltrationsrate unter anderem offensichtlich von der Durchlässigkeit der Vegetationsschicht bestimmt.

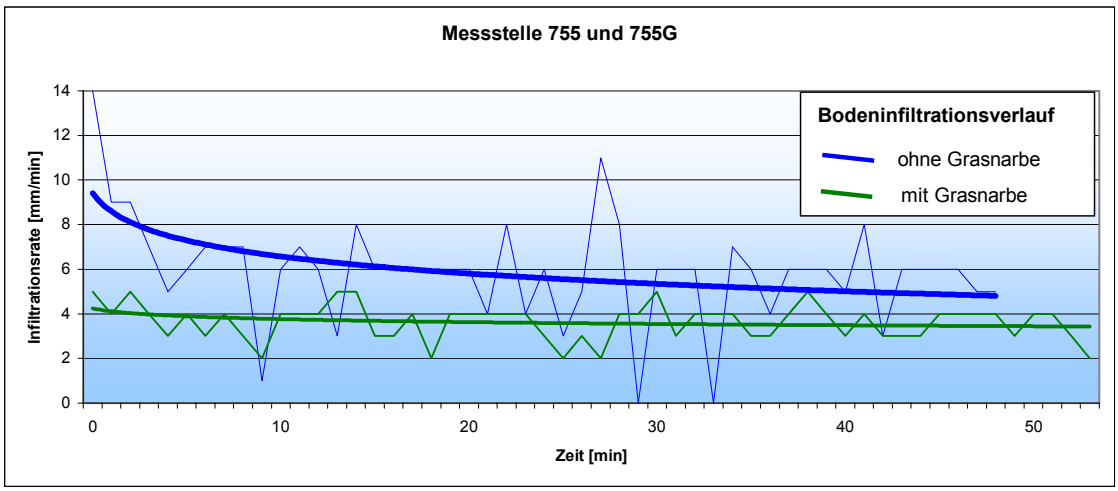


Abbildung 16: Bodeninfiltrationsrate an den Messstellen 755 und 755G

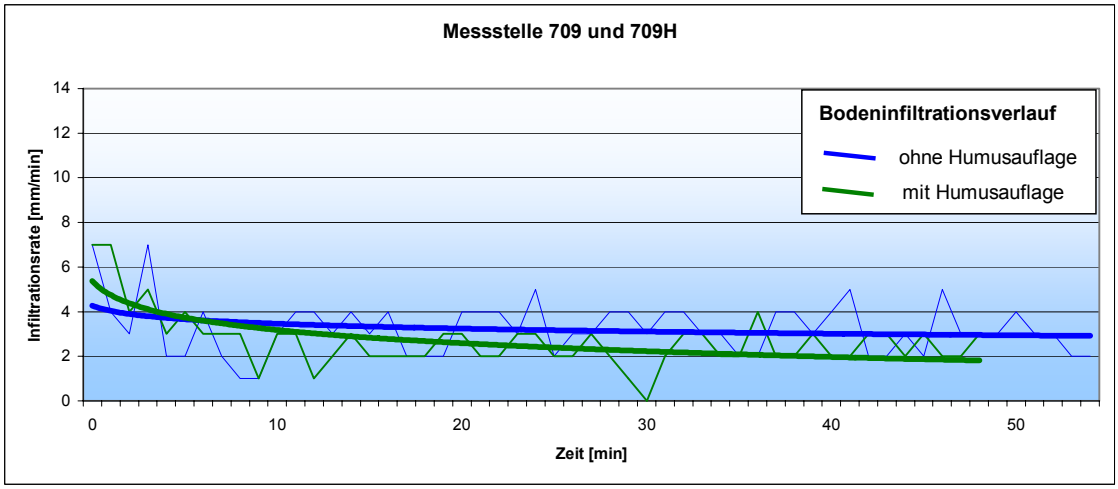


Abbildung 17: Bodeninfiltrationsrate an den Messstellen 709 und 709H

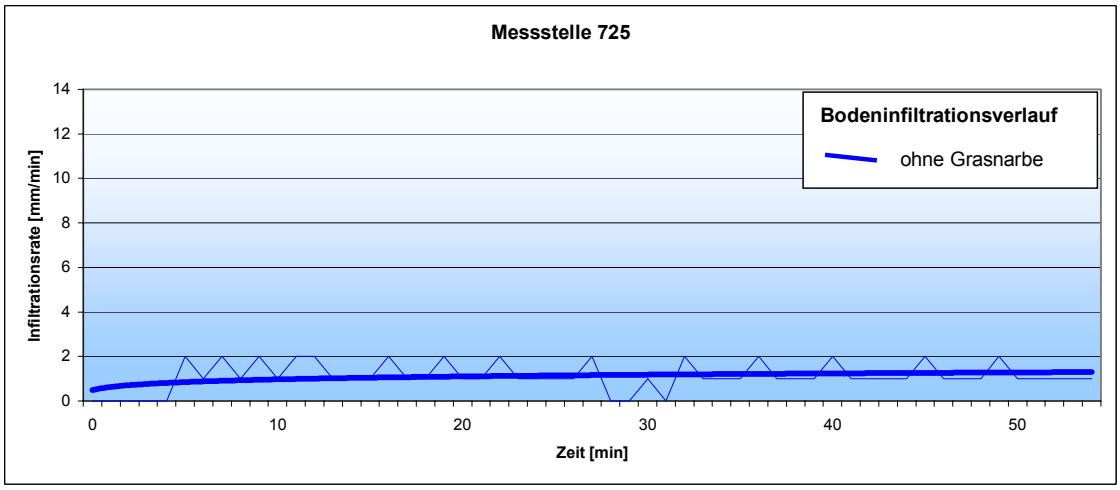


Abbildung 18: Bodeninfiltrationsrate an der Messstelle 725

5 Diskussion

5.1 Einfluss des Stoffhaushaltes und der Stoffflüsse im Waldökosystem Rendsburger Staatsforst auf die hydrochemische Beschaffenheit des oberflächennahen Grundwassers (MARTIN BOLL)

Im *Kapitel 2.8* wurde bereits dargelegt, dass die Waldverteilung im UG nicht dem schleswig-holsteinischen Landesdurchschnitt von rund 10 % an der Gesamtfläche entspricht, so dass der Rendsburger Staatsforst als Waldfläche überrepräsentiert auftritt (vgl. *Karte 2* in *Band 2*). Dieser hohe Waldanteil begründet sich vor allem darin, dass die relativ nährstoffarmen Dünenstandorte im UG für eine landwirtschaftliche Nutzung nicht in Frage kommen und heute vorwiegend von anspruchsloseren Nadelbaumarten bestockt sind (vgl. dazu *Kapitel 5.1.1.2*).

Für die Beschaffenheitsentwicklung des waldbürtigen Sicker- und Grundwassers spielen neben den geologischen und pedologischen Standortbedingungen auch waldbauliche und lufthygienische Einflüsse eine Rolle, die in den folgenden *Kapiteln 5.1.1.1* und *5.1.2.2* näher behandelt werden.

5.1.1 Standortmerkmale des Rendsburger Staatsforstes

5.1.1.1 Geologie und Böden

Die bei Alt Duvenstedt ausgetretenen weichselzeitlichen Schmelzwässer haben im Bereich des Rendsburger Staatsforstes den ca. 40 m mächtigen Owschlager Sander (nördlich der Sorge) und den Fockbeker Sander (südlich der Sorge) mit einer Mächtigkeit von etwa 26 m abgelagert (STREHL 1985). Neben diesen flächig abgesetzten Schmelzwasserablagerungen bilden vorwiegend Flug- und Dünensande, die besonders im Waldbereich südlich der Sorge auftreten, das Ausgangssubstrat für die Bodenbildung (vgl. *Karte 3* und *Karte 7*).

Wie bereits in *Kapitel 2.2* erwähnt, wurden diese Schmelzwassersande im Laufe des glaziofluviatilen Transportes in ihrer Korngröße zunehmend feiner und aufgrund der chemischen Verwitterung silikat- und kalkärmer. Nach GERHARD (1962) und KUMKE (1999) nimmt mit zunehmender Transportentfernung vom weichselzeitlichen Gletscherrand der Silikatanteil der Sande ab, während sich die Quarze relativ gesehen anreichern, so dass folglich die Standortgüte abnimmt. Dieser Umstand geht auch aus der von KUMKE (1999) im Rendsburger Staatsforst durchgeführten forstlichen Standortkartierung hervor. Der Mineralbestand dieser Sande setzt sich nach SCHLICHTING (1960) folgendermaßen zusammen (vgl. *Kapitel 2.5*): Quarz (80–90 %), Feldspäte und Glimmer (5–10 %), silikatische Tonmineralien (0–7 %) und Calciumcarbonat (0–5 %). Diese von BLUME et al. (o. J.) erwähnte Tonarmut der Flächensander (Tongehalt weniger als 2 %) konnte an Bodenproben aus den Profilgruben (601 und 602) und Profilbohrungen (502 und 503) anhand von Korngrößenanalysen bestätigt werden (vgl. *Abbildung 121* bis *Abbildung 123* in *Band 2*).

Aufgrund der geringen Silikat-, Carbonat- und Tongehalte der Flug- und Schmelzwassersande handelt es sich im Rendsburger Staatsforst vorwiegend um pufferschwache und nährstoffarme Standorte mit sorptionsschwachen und versauerungsgefährdeten Böden.

Die der Schmelzwasserebene aufgelagerte Flugsanddecke mit ihren Dünen entstand größtenteils während des vegetationslosen Periglazialklimas, teilweise aber auch in der Nacheiszeit. Nach SCHLÜTER (1978) lieferten die Böschungen der Sorgeterrassen das Material für die im Spätglazial (jüngere Dryaszeit) entstandenen Dünenkomplexe im Bereich Sorge. Ein 9.500 Jahre alter Paläoboden unter einer Düne zwischen Rendsburg und Nortorf deutet auf eine präboreale Festlegung der Sande infolge der Wiederbewaldung zu Beginn des Holozäns (10.000–9.000 Jahre v. h.) hin (STREHL 1985; MÜLLER 2000). Durch umfangreiche Rodungen, Waldweidewirtschaft (Eichelmast, Waldweide) und Plaggenhieb zwischen dem 16. und dem 19. Jh. sind durch die Zerstörung von Vegetation und Humusschicht weitere Sandverlagerungen ausgelöst worden (BREHM 1985; STREHL 1985).

Im Dünenareal des Rendsburger Staatsforstes stellen die rezenten und teilweise auch subfossilen Bodenbildungen (Syrosem-Regosole, gelegentlich mit schwacher Podsolierung) als Rohböden die Anfangsstadien der Bodenbildung

dar. KAISER et al. (1989) untersuchten in den Abteilungen 76 und 79 des Rendsburger Staatsforstes Dünen mit aufgelagerten schwach podsolierten Sand-Ranker (vgl. *Karte 10*). Eine C_{14}-Analyse ergab für die Dünen ein Alter von 950 ± 60 Jahren bzw. 570 ± 55 Jahren. Die dem Paläoboden (Podsol) aufgewehten Dünensande wurden vermutlich nach spätmittelalterlichen oder neuzeitlichen Flächenrodungen verlagert. Auch BREHM (1985) gibt für die Festlegung der Dünen im benachbarten Sorgwohlder Dünengebiet die letzen 200 Jahren an, da auch dort kaum Spuren einer Bodenbildung festgestellt werden konnten. Es verwundert also nicht, dass die Pedogenese auf den Dünen aufgrund der relativ kurzen Zeit der Bodenentwicklung über das Stadium eines Rohbodens (Regosol) bisher noch nicht hinausgegangen ist (Profilgrube 602, vgl. *Abbildung 12*). Während sich das Substrat im oberen Bereich der Profilgrube 602 vorwiegend aus Flug- und Dünensanden zusammensetzt, deuten im tieferen Profilbereich in den Sand eingelagerte Flintstückchen auf eine glaziofluviatile Ablagerung dieser Schmelzwassersande hin (KRIETER 2004). Bei dem Bodentyp der Profilgrube 601 handelt es sich ebenfalls um einen Regosol, der sich aber nicht auf Dünensand, sondern auf Schmelzwassersanden bildete (siehe auch *Abbildung* 11).

Die relativ junge Sorge entstand durch die Tiefenerosion der spätglazialen Schmelzwässer in die weichselzeitlichen Sander, die bei Alt Duvenstedt die Sanderebene erreichten (SCHLÜTER 1978). Ungelöst ist bislang die Frage zur Entstehung der Sorge, ob die damalige Sorge die weichselzeitlichen Schmelzwässer ab Sorgbrück vollständig abführte oder ob das Sorgetal erst im Postglazial durch rückschreitende Erosion entstanden ist (KAISER et al. 1989).

Im Zuge der holozänen Meerestransgression versumpfte die Sorgeniederung, so dass es zur Bildung von Niedermoortorfen kam. KAISER et al. (1989) führten im mittleren Sorgetal eine Reihe von Bohrungen durch, die eine durchschnittliche Niedermoormächtigkeit von fünf Meter über weichselzeitlichen Schmelzwassersanden anzeigen (vgl. *Abbildung 19* und *Karte 3*). Aufgrund von anthropogenen Eingriffen in den Wasserhaushalt der Eider-Treene-Sorge-Niederung, wie beispielsweise der Torfabbau im Tetenhusener Moor bis 1974 (vgl. *Kapitel 5.4.1.4*; AUE 1992) und die Kanalisierung der Sorge, wurde der Grundwasserspiegel in der Sorgeniederung um etwa einen Meter abgesenkt (KAISER et al.

1989), so dass in den ehemals versumpften Niederungsbereichen heute die Grünlandnutzung vorherrscht (siehe auch *Kapitel 5.3*).

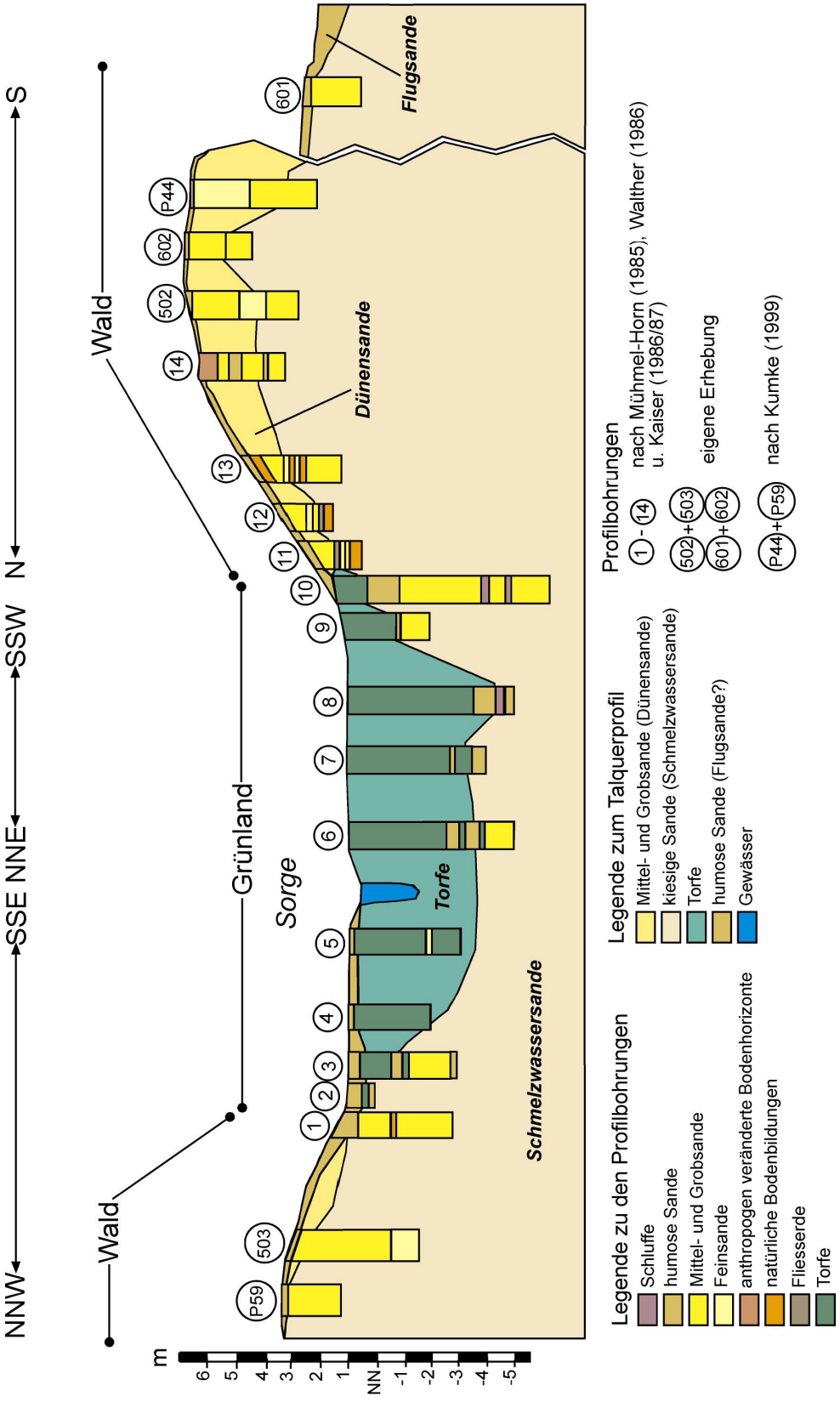


Abbildung 19: Geologisches Geländeprofil durch die Sorgeaue, Talquerschnitt nicht maßstabsgerecht und stark überhöht (verändert nach KAISER et al. 1989; KUMKE 1999 und eigener Erhebung)

5.1.1.2 Waldentwicklung und ehemalige Waldnutzungen

Im späten Holozän setzte auf der cimbrischen Halbinsel[2] die Waldentwicklung ein, so dass am Ende des Atlantikums (etwa 3.000 Jahre. v. Chr.) Eichenmischwälder dominierten, daneben Erle, Birke und Hainbuche. Die Buche wanderte etwa 4.000 Jahre v. Chr. in das Gebiet des heutigen Schleswig-Holsteins ein, konnte sich aber erst im 13. Jh. auf geeigneten Standorten ausbreiten (HÄRTLE 1996; HASE 1997). Abgesehen von dem hier ursprünglich vorkommenden Wacholder wurden alle heute anzutreffenden Nadelhölzer erst vor etwa 300 Jahren − vorwiegend auf der Niederen Geest − eingeführt (HASE 1983). Die meisten Wälder der Niederen Geest folgten den folgenden Sukzessionsstadien der Walddegradierung: Eichen-Buchenwald, verlichteter Birken-Eichenwald, Rodung, Heide und schließlich Nadelmischwald (DER MINISTER FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT, FORSTEN UND FISCHEREI DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (MELFF) 1990).

Durch die Ausweitung von Agrar- und Siedlungsflächen gingen die Waldbestände seit der Bronzezeit kontinuierlich zurück. Der enorme Bedarf an Brennholz und Bauholz für den Deich-, Haus- und Schiffsbau sorgte bereits im Mittelalter für umfangreiche Waldrodungen, die HÄRDTLE (1996) zwischen das 14. und 18. Jh. einordnet, WALTER (1983) dagegen schon in das 12. und 13. Jh. Die Übernutzung der Wälder durch Waldweide, Eichelmast und Plaggenhieb hemmte die Waldverjüngung, so dass die Degradation der Wälder zunahm. Auf den nährstoffarmen Sandböden der Niederen Geest wurden schließlich die lichten Eichen-Birkenwälder von Heiden verdrängt (EHLERS 1955) und die ungeschützten, vegetationsarmen Böden äolisch zu Dünen umgelagert. Die geringste Waldbedeckung Schleswig-Holsteins wird für die Zeit zwischen dem 18. und dem 19. Jh. angegeben (HASE 1983; HÄRDTLE 1996; HÄRDTLE et al. 2004).

Noch im Jahre 1870 beschloss die preußische Regierung den Erwerb und die Erstaufforstung von 1.470 ha Heide- und Ödlandflächen im UG zwischen Kropp und Lohe (VOLQUARDTS 1994). Die Flugsanddecke mit den aufgelagerten Dünen im Gebiet des Rendsburger Staatsforstes war nach dem Rückgang des Waldes mit Heide (v. a. *Calluna vulgaris*) bewachsen, die mit Hilfe von Dampfpflügen für die Aufforstung umgebrochen wurde (BOYSEN 2004; vgl. *Abbildung*

[2] Als Cimbrische Halbinsel wird die Gesamtheit des dänischen Festlandes (Jütland) zusammen mit Schleswig-Holstein verstanden (nach MERKEL INTERNET SERVICE o. J.).

20). Neben den Heideflächen versuchte man auch unrentable Ackerflächen (sog. Grenzertragsböden) mit Bodenwertzahlen von weniger als 15 Ertragspunkten aufzuforsten. Ehemals landwirtschaftlich genutzte Flächen im Waldbereich nördlich der Sorge können in den Abteilungen 101 bis 103 anhand der dort noch vorhandenen Knicks rekonstruiert werden (vgl. *Karte 10*).

Eine erfolgreiche Aufforstung dieser Ackerflächen gelangt jedoch nur mit Fichte und Kiefer sowie in geringeren Anteilen mit Sitkafichte und Japanlärche (GERHARD 1962; HASE 1974, 1983; REHFUESS 1990). Auf diesen nährstoffarmen Böden bleibt die Wuchsleistung der meisten Laubbaumarten weit hinter denen der konkurrenzstärkeren Nadelbaumarten zurück, so dass die Acker- und Heideaufforstungen der letzten 100 Jahren vorwiegend mit Kiefer, Japanlärche, Sitkafichte, Weißtanne und Douglasie erfolgten (MELFF 1990). Im Loher Gehege wurden ab 1873 Fichte, Kiefer und Schwarzkiefer als Mischforste in den Abteilungen 61-71 aufgeforstet. Im Gehege Tetenhusen wurden 1881 die Abteilungen 99-110 mit Schwarzkiefer und Fichte und 1882/83 die Abteilungen 93-98 mit Fichte und Latschenkiefer kultiviert (EHLERS 1955, vgl. *Karte 10*).

Besonders auf diesen naturgemäß armen Sandböden dieser Region kann der Bodenzustand und die Bodenfruchtbarkeit durch den Anbau reiner Nadelwaldbestände negativ beeinflusst werden, in dem es zur Ausbildung einer Rohhumusauflage kommt, die eine weitere Versauerung des Bodens bewirkt (THOMASIUS & SCHMIDT 1996).

Nach dem Zweiten Weltkrieg, in der Zeit von 1945 bis 1947, litten die Wälder besonders unter den Kahlschlägen, die zur Brennholzversorgung der Bevölkerung und als Reparationsleistungen durchgeführt wurden (HASE 1989). Von 1945 bis 1952 fielen so im Gehege Lohe 153 ha und im Gehege Tetenhusen 174 ha Groß-Kahlschlägen zum Opfer, die jedoch alle bis 1954 wieder aufgeforstet wurden (EHLERS 1955). Durch eine unsachgemäße Schlagführung wurde das natürliche Waldgefüge weitgehend zerstört, so dass die flachgründig wurzelnden Nadelbäume, wie beispielsweise die Fichte, den Stürmen schutzlos ausgesetzt waren und die Windwurfschäden zunahmen. Daher ist es nicht verwunderlich, dass die Orkane in den Jahren 1962, 1967 und 1976 im Tetenhusener und Loher Gehege großen Schaden anrichteten (HASE 1983, 1989; VOLQUARDTS 1994; HASE 1995; BOYSEN 2004). Neben den Orkanschäden sind Waldbrände, besonders für die leicht entzündbaren Kiefern, eine Gefahr für die

Nadelhölzer im Untersuchungsgebiet. Nach EHLERS (1955) und VOLQUARDTS (1994) brannten 1904 und 1918 im Gehege Lohe 162 ha bzw. 120 ha ab (vgl. *Karte 3*).

Nach THOMASIUS & SCHMIDT (1996) kann es zu größeren Nährstoffverlusten in Wäldern kommen, wenn diese durch Kahlschläge, Waldbrände oder Windwurf stark ausgelichtet werden. Die stärkere Sonneneinstrahlung führt dann zur Erwärmung des Waldbodens, was eine gesteigerte Humusmineralisierung und folglich eine gesteigerte Nährstoffauswaschung nach sich zieht.

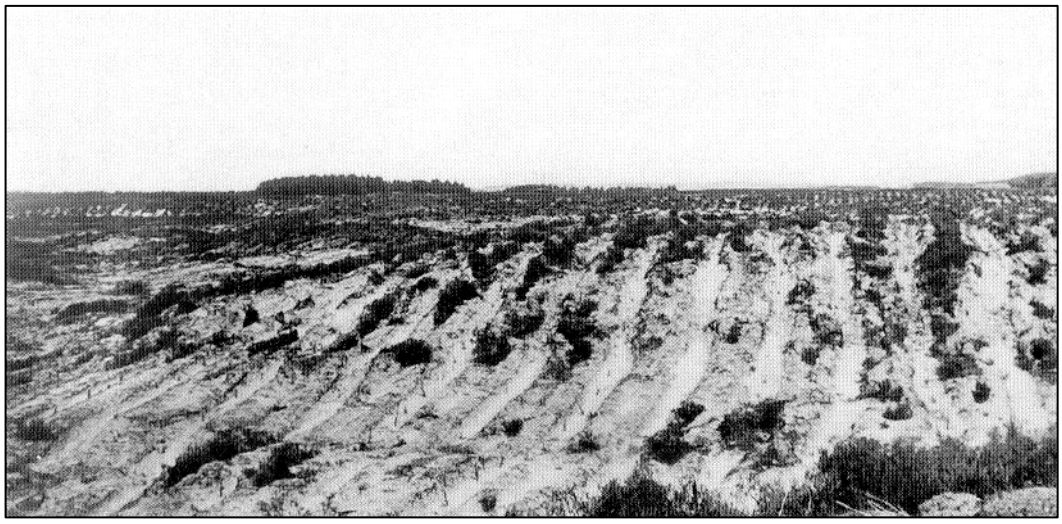


Abbildung 20: Heideaufforstung 1934/35 auf Pflugstreifen, im Hintergrund das Tetenhusener Gehege (aus HASE 1997).

5.1.1.3 Heutige Waldsituation

Die Waldverteilung in Schleswig-Holstein ist als sehr heterogen zu bezeichnen, wobei der Waldanteil vom Nordwesten bis Südosten des Landes zunimmt. Um Rendsburg entspricht der Waldanteil mit rund 10 % dem Landesdurchschnitt, wobei hier aufgrund der historischen Waldentwicklung, Kalamitäten und Erstaufforstungen vor allem junge Bestände überwiegen (vgl. *Tabelle 15* und *Karte 10*). In Bezug auf die Baumaltersklassen sind 70 % der Wälder Schleswig-Holsteins jünger als 40 Jahre, 20 % liegen zwischen 41 und 60 Jahren und nur 5 % sind älter als 100 Jahre (MELFF 1990; VOLQUARDTS 1994). Gründe dafür sind die Zwangskahlschläge während der Kriegs- und Nachkriegszeit (ca. 14.000 ha) und die in den 1950er Jahren durchgeführten Erstaufforstungen (ca.

19.000 ha) sowie die Sturm- und Brandschäden seit 1945 (MELFF 1990, vgl. *Karte 10*).

TABELLE 15: Alterstruktur der schleswig-holsteinischen Wälder (nach MELFF 1990)

Altersklasse [Jahre]	1-20	21-40	41-60	61-80	81-100	101-120	121-140	141-160
[%]	35	26	22	10	4	1	1	1

In *Karte 9* ist die potenziell natürliche Vegetation im TUG Tetenhusen dargestellt. Im Vergleich zur *Karte 10* wird ersichtlich, dass im Rendsburger Staatsforst praktisch keine ursprüngliche, standorttypische Vegetation mehr vorkommt.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass die frühere Übernutzung des Rendsburger Staatsforstes durch Waldweide, Eichelmast und Plaggenhieb vermutlich zu einer weiteren Basenverarmung der ohnehin puffer- und sorptionsschwachen Standorte führte und somit eine Gefährdung des oberflächennahen Grundwassers (z.B. durch atmosphärische Stoffeinträge) nicht ausgeschlossen werden kann.

5.1.2 Stoffeinträge in Waldökosysteme

Für die Beschaffenheit des Grundwassers spielt neben den Vorgängen im Grundwasserleiter die Beschaffenheit des bei der Grundwasserneubildung zusickernden Sickerwassers eine große Rolle. Die Inhaltsstoffe des Sickerwassers entstammen wiederum aus bodeninternen Prozessen und den atmosphärischen Stoffeinträgen durch das Niederschlagswasser. Besonders im Wald ist der Stoffbestand des Niederschlages für den Stoffhaushalt und die Stoffflüsse von Bedeutung, da die atmosphärischen Stoffeinträge im Bestand infolge der effektiveren Ausfilterung von Luftinhaltsstoffen gegenüber den Freilandniederschlägen deutlich erhöht sind.

5.1.2.1 Stoffdeposition

Bei der Deposition, also der Ablagerung von festen oder flüssigen Stoffen, werden verschiedene Depositionsarten voneinander unterschieden. Die Gesamtdeposition setzt sich in ökosystemarer Sicht aus der nassen Niederschlagsdeposition (Regen, Schnee) und der trockenen Interzeptionsdeposition (Aerosole, Nebel, Tau, Gase) zusammen. Während die nasse Deposition akzeptorunabhängig verläuft, haben für die trockene Deposition die Größe, Art und der chemische Zustand der Akzeptoroberfläche einen großen Einfluss auf die Interzeptionsdeposition und somit auf die Filterwirkung von Waldbeständen gegenüber Luftverunreinigungen (KRIETER 1986; UMWELTBUNDESAMT (UBA) 1987; VOIGT 1990; WALTHER 1999).
Aufgrund der hohen Stoffkonzentrationen der Luft überwiegt in Mitteleuropa die Wirkung der trockenen Deposition gegenüber der nassen. Mit zunehmender Entfernung von den Emissionsquellen nimmt dagegen die nasse Deposition an Bedeutung zu (WALTHER 1999). In ländlichen Gebieten, wie beispielsweise im UG in Schleswig-Holstein, stellt nach JENSEN-HUSS & MÜLLER (1989) die nasse Deposition für die meisten Stoffe den wichtigsten Eintragspfad dar.
Die Niederschlagsdeposition ist – sowohl im Freiland, als auch im Bestand – abhängig von lokalen Immissionsfaktoren, wie die lokalen Bestockungsverhältnisse (Baumart- und alter, Bewirtschaftungsweise) und die standorttypischen Immissionsverhältnisse (Lage zum Emittenten, Höhenlage, Exposition, Orografie des Geländes u. a.: NLFW 1986; BRECHTEL 1989; WALTHER 1999).

Im Bestandesniederschlag von Waldbeständen werden im Vergleich zum Freilandniederschlag deutlich höhere Depositionsraten aufgrund der Ausfilterung von trockenen Depositionen durch die Niederschlagsinterzeption beobachtet. Dabei werden unter Nadelbäumen durch die große Akzeptoroberfläche der Nadeln und die ganzjährig wirksame Filterwirkung höhere Stoffkonzentrationen als unter Laubbäumen erreicht (VOIGT 1990; WALTHER 1999). Der Bestandesniederschlag setzt sich aus den Komponenten Kronendurchlass (abtropfender und durchfallender Niederschlag) und Stammabfluss zusammen. Die Höhe des Bestandesniederschlages wird entscheidend von der Baumart beeinflusst: Die größten Kronendurchlass-Jahressummen treten bei winterkahlen Laubbäumen

(Buche, Eiche) und die niedrigsten bei immergrünen Nadelbaumarten (z.B. Fichte, Kiefer) auf. Im Gegensatz zur Buche betragen die Stammabflüsse bei der Kiefer etwa 5 % der Jahresniederschlagsumme und sind bei der Fichte so gering (< 1 %), dass sie vernachlässigt werden können (KRIETER 1985; UBA 1987; BRECHTEL 1989; WOHLRAB et al. 1992).
Mit permanent offenen Niederschlagssammlern (z.B. nach HELLMANN) kann die akzeptorunabhängige Stoffdeposition, die sog. „bulk deposition“, nur im Freiland oder oberhalb von Baumkronen gemessen werden. Unter Beständen wird neben der nassen auch ein unterschiedlich großer Anteil der trockenen Deposition miterfasst (KRIETER 1985; BRECHTEL 1989; DVWK 1994). Der Bestandesniederschlag wird nach KRIETER (1985) als Summengröße mit den folgenden Komponenten erfasst:

- nasse Deposition,
- trockene Deposition,
- von Pflanzenorganen abgewaschene Anteile nasser und trockener Deposition und
- aus Pflanzenteilen ausgewaschene Stoffe („leaching“).

Nach DVWK (1994) ist für eine repräsentative Depositionsmessung im Bestand eine ausreichende Anzahl an Einzelsammlern erforderlich, die jedoch nicht quantifiziert wurde. Die von den Autoren durchgeführten Depositionsmessungen sind also nicht repräsentativ und sollten lediglich einen Überblick über die Größenordnung der zu erwartenden atmosphärischen Stoffeinträge liefern.

5.1.2.2 Atmosphärische Stoffeinträge

Bezüglich der Luftqualität gehört Schleswig-Holstein zu den gering belasteten Regionen Deutschlands, wobei die Luftschadstoffe relativ gleichförmig über das Bundesland verteilt sind (JENSEN-HUSS & KUHNT 1988). Nach SCHIMMING (1991) liegen die Emissionsdichten von Schwefeldioxid und Stickoxiden in Schleswig-Holstein unter dem Bundesdurchschnitt mit einem Schwerpunkt der Luftbelastung in den südlichen Landesteilen.
Gleichwohl ergab die Waldschadensinventur 1988 in Schleswig-Holstein Waldschäden bei 48 % der Waldflächen, die auf Luftschadstoffe zurückzuführen sind

und zur Besorgnis Anlass geben (JENSEN-HUSS & MÜLLER 1989). Nach RICHTER & LILLICH (1975), ULRICH et al. (1979) und NLFW (1986) und sind natürliche Stoffemissionen vorwiegend auf die folgenden Prozesse zurückzuführen:

- mikrobiologische Aktivitäten (H_2S, CH_4, NH_3, NO_x),
- Winderosion (Stäube, die u. a. Ca^{2+}, Al^{3+} und Fe^{3+} enthalten),
- Dispersion von Meersalzen, sog. „Seaspray“ (SO_4^{2-}, Cl^-, Na^+, Mg^{2+}),
- atmosphärische Entladungen (NO_x, O_3),
- Auswaschung aus Pflanzen (K^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}, NO_3^-, SO_4^{2-}).

Der pH-Wert des Freilandniederschlages liegt bei 5,6, wenn keine anthropogenen Einflüsse stärkere Säuren als die Kohlensäure in der Atmosphäre erzeugen. (ULRICH 1981b; LEHMANN et al. 1985; NLFW 1986; MATTHESS 1994; WALTHER 1999).

Aus Verbrennungsprozessen gelangen durch Rauchgasemissionen und Abgase Schwefeldioxid SO_2 (85 % aus Kraftwerken und der Industrie) und Stickoxide NO_x (50 % entstammen dem Straßenverkehr) in die Atmosphäre, die während des Nah- und Ferntransportes unter dem Einfluss der Sonnenstrahlung chemisch zu den Mineralsäuren Schwefel- und Salpetersäure oxidiert werden (UBA 1985; FIEDLER 1990; ALLOWAY & AYRES 1996). Die tatsächlichen pH-Werte des Niederschlagswassers liegen jedoch aufgrund dieser anthropogen emittierten Säurebildner deutlich unter pH 5 (vgl. *Tabelle 16*).

Am Gesamtsäuregehalt des Niederschlages sind SO_2 zu 80 % und NO_x zu 17 % beteiligt (NLfW 1986). Da die Verweilzeit von Schwefeldioxid (etwa 2 - 5 d) in der Atmosphäre im Gegensatz zu Schwefelsäure (5 - 8 d) kürzer ist, unterliegt SO_2 vorwiegend dem Nahtransport, während die Schwefelsäure durch den Ferntransport verfrachtet wird (REHFUESS 1981; FIEDLER & RÖSLER 1993). Stickoxide werden in der Atmosphäre relativ schnell zu Salpetersäure (HNO_3) oxidiert, so dass sie in wesentlich geringerem Maße dem Ferntransport unterliegen (UBA 1987).

Neben diesen starken Mineralsäuren H_2SO_4 und HNO_3 spielen auch Ammoniak- bzw. Ammonium-Emissionen aus landwirtschaftlichen Betrieben für den pH-Wert des Niederschlages eine Rolle, da nach FIEDLER (1990) mehr als die Hälfte der Säure bereits in der Atmosphäre durch Ammoniak und basische Stäube

neutralisiert werden können. Die verbleibende Säurelast des Niederschlages beansprucht dann aber nach der Deposition die Puffersysteme der Kompartimente Boden und Wasser (UBA 1987). Während sich die Situation der Schwefelemissionen in den letzten Jahren durch die Einführung der TA LUFT (1974) deutlich verbessert hat, konnte für die Stickstoffemissionen keine Abnahme festgestellt werden (NLFW 1986).

Nach niederländischen Autoren gehört Schleswig-Holstein neben den Niederlanden zu den Gebieten mit hohen landwirtschaftlich bedingten Ammoniakemissionen (SCHIMMING 1991). Nach WALTHER (1999) spiegelt ein hohes Verhältnis von Ammonium-Stickstoff (NH_4^+-N) zu Nitrat-Stickstoff (NO_3^--N) über 1,5 den Einfluss der Massentierhaltung wider. Während des Untersuchungszeitraumes lag dieser Quotient im Freilandniederschlag zwischen 0,95 und 1,38 und lässt somit auf eine eher extensiv betriebene Landwirtschaft im UG schließen.

Aus landwirtschaftlichen Betrieben werden große Stickstoffmengen durch gasförmige Emanationen aus Ställen und Bodenflächen, Düngerverwehungen sowie durch die Verdunstung von Gülle in die Atmosphäre eingetragen (UBA 1987). Nach (SCHIMMING 1991) wird der Ammoniak (NH_3) dabei relativ emittentennahe trocken deponiert, während er in neutralisierter Form als Ammonium (NH_4^+) dem Ferntransport unterliegt.

Die Düngewirkung dieser Stickstoffemissionen von bis zu 50 - 300 kg Stickstoff $ha^{-1} \cdot a^{-1}$ beschränkt sich daher zwar auf das nähere Umfeld von Mastanlagen, übersteigt aber in der Regel den Stickstoffbedarf der Wälder von 5 bis 20 kg Stickstoff $ha^{-1} \cdot a^{-1}$ bei weitem (DVWK 1990; FIEDLER 1990; VOIGT 1990), so dass es in Wäldern mit ausreichendem Stickstoffangebot zwangsläufig zu Stickstoffausträgen mit dem Sickerwasser kommen muss.

Die Gehalte an Natrium, Magnesium, Chlorid und Sulfat im Niederschlag können in Meeresnähe, durch das sog. „Seapray“ bedingt, mit etwa 20 mg/L deutlich höher liegen als im Binnenland. Dort nimmt mit zunehmender Entfernung vom Meer die Chlorid-Konzentration im Niederschlag bis auf etwa 5 mg/L ab. (RICHTER & LILLICH 1975; DVWK 1990; VOIGT 1990; MATTHESS 1994). Nach ULRICH et al. (1979b) beträgt in Norddeutschland der Meerwasseranteil der folgende Niederschlagsbestandteile: Natrium (100 %), Chlorid (81 %), Magnesium (47 %), Sulfat (8 %), Kalium (8 %) und Calcium (3 %). Im Gegensatz zu den

SO_2-bürtigen Sulfateinträgen kommt das meerbürtige Sulfat als Neutralsalz vor und wirkt daher nicht versauernd (ULRICH 1981a).

Nach SCHIMMING (1991) nimmt in Schleswig-Holstein der maritime Einfluss auf die atmosphärischen Stoffeinträge von Westen nach Osten ab, wobei der Depositionsanteil der Ostsee als sehr gering zu bezeichnen ist. Nach MATTHESS (1994) stammen die Sulfat- und Ammonium-Ionen der Niederschläge vorwiegend von binnenländischen Emissionen.

Wie *Tabelle 16* und *Tabelle 17* zu entnehmen ist, bewegen sich die von den Autoren gemessenen Werte im Freilandniederschlag bzw. Bestandesniederschlag der Monate Mai bis Juli 2004, bis auf den pH-Wert, stets im unteren Wertebereiche der zum Vergleich herangezogenen Literaturwerte. Es kann daher angenommen werden, dass zumindest während dieses Untersuchungszeitraumes nur geringe atmosphärische Stoffeinträge stattgefunden haben. Signifikante Unterschiede bei der Stoffdeposition konnten bei den verschiedenen Baumarten wegen der geringen Messstellenanzahl und des kurzen Untersuchungszeitraumes nicht festgestellt werden.

Das molare Natrium/Chlorid-Verhältnis, das nach SCHIMMING (1991) im Meerwasser bei 0,86 liegt, wird bei allen Messungen des Freilandniederschlages mit Werten zwischen 0,18 und 0,62 deutlich unterschritten, was auf einen geringen maritimen Einfluss schließen lässt (vgl. *Tabelle 75* in *Band 2*).

Es fällt besonders auf, dass die gemessenen pH-Werte sowohl des Freiland- als auch des Bestandesniederschlages im schwach sauren bis neutralen pH-Bereich liegen (vgl. *Tabelle 16* und *Tabelle 17*). Dies ist vermutlich einerseits durch die große Entfernung zu den Emittenten und andererseits durch Neutralisationsprozesse in der Atmosphäre (z.B. durch Ammoniak) oder in den Baumkronen bedingt. HASSENPFLUG (1986) gibt für die Klimastation Schleswig einen gemittelten pH-Wert von 4,93 für die Jahre 1982 - 85 an, bei einer durchschnittlichen Säuredeposition von 0,26 $kmol_c\ H^+/ha^{-1} \cdot a^{-1}$.

Auch methodische Fehler können bei den durchgeführten Messungen nicht ausgeschlossen werden. BÜCKING (1982) und HASSENPFLUG (1986) geben zu bedenken, dass die verzinkten HELLMANN-Niederschlagssammler zu gravierenden pH-Wert-Erhöhungen (Verbrauch von Schwefelsäure bei der Reaktion mit Zink) und zu einer Veränderung der Metallionen-Gehalte führen können.

Tabelle 16: Schwankungsbereiche verschiedener Parameter bei der Freilanddeposition (nach verschiedenen Autoren)

			kmol ha^{-1} a^{-1}	kg ha^{-1} a^{-1} (= mg/L)										
Messstandort	**Zeitraum**	**pH**	**H^+**	**K^+**	**Na^+**	**Ca^{2+}**	**Mg^{2+}**	**Ges.-S**	**SO_4^{2-}**	**Cl^-**	**Ges.-N**	**NO_3-N**	**NH_4-N**	**Quelle**
Braunschweig (NS)	1979-81								17,5	10,5		6,2		Georgii et al. (1983) zit. in: NLfW (1986)
Oldenburg (NS)	1979-81								21,2	19,4		9,3		Georgii et al. (1983) zit. in: NLfW (1986)
Solling (NS)	1969-81		0,82 - 4,0						23 - 87					Ulrich et al. (1982) zit. in: NLfW (1986)
BRD (Mittelwert)		4,0 - 6,2	0,1 - 1,2	2 - 11		2 - 11	1 - 2	8 - 28			5 - 30			Rehfuess (1990)
SH (Mittelwert)				4,1	20	6,9	2,1		64,3			6,22		Jenssen-Huss & Müller (1989)
Rastorf bei Kiel (SH)				3,4	8,7	7,5	2,7		80,5			6		Jenssen-Huss & Müller (1989)
Taunus/Hunsrück		4,1 - 4,5	0,6	3,1		8,5	1,2	15		24		4,0		Krieter (1986)
BRD (ländlicher Raum)								14 - 26		7,0 - 15,0				UBA (1985) zit. in: NLfW (1986)
Schleswig (SH)		4,3 - 4,4								88				NLfW (1986)
SH Binennland										15				NLfW (1986)
		4,1	< 1 - 8											Fiedler (1990)
BRD (Mittelwerte)			7											Ulrich (1983) zit. in: Beese & Ulrich (1986)
											20 - 50			Kolbe (2000)
BRD	1970er	4,1												Voigt (1990)
											25 - 35			Kreutzer (1984) zit. in: UBA (1987)
BRD								10 - 20						Georgii (1984) zit. in: NLfW (1986)
BRD		4,2												Krieter & Haberer (1985)
BRD		< 4,5							< 15					Matthess (1994)
nasse Dep.		4,1 - 6,5		0,05 - 0,17	0,1 - 0,4	0,04 - 0,15	0,01 - 0,1		0,8 - 5,0			0,10 - 0,14		Merkel (1999)
nasse + trockene Dep.		< 3 - 6,5		0,15 - 2,2	0,2 - 2	0,6 - 14,1	0,1 - 0,38		1 - 9,9	4,2		0,07 - 0,8	0,08 - 0,67	Merkel (1999)
Segeberger Forst (SH)				0,50	1,80	0,50	0,28		5,3	3,6		0,86	1,72	Schimming (1991)
Forstamt Barlohe (SH), bulk	1994			0,15 - 1,1	0,63 - 4,5	0,2 - 5,9	0,14 - 0,93							LAWAKÜ (1995)
Försterei Satrup (SH), Mittelwerte bulk	1993-94			0,2 - 1,74	0,82 - 14,05	0,39 - 4,3	0,16 - 2,1							LAWAKÜ (1995)
Forstamt Barlohe (SH), nasse Dep.	1994			0,05 - 1,1	0,28 - 4,8	0,08 - 0,66	0,13 - 0,59		2,01 - 5,11	0,7 - 6,8	1 - 3,15	0,43 - 1,36	0,49 - 1,98	LAWAKÜ (1995)
Försterei Satrup (SH), Mittelwerte nasse Dep.	1985-94			0,12 - 1,08	0,49 - 6,45	0,28 - 1,48	0,07 - 0,76		2,04 - 10,37	1,16 - 15,05	0,8 - 3,78	0,30 - 1,47	0,35 - 2,80	LAWAKÜ (1995)
BRD (Mittelwerte)	1982-86		0,52	4,1	7,6	7,9	1,7		18,3	16,2		6,7	9	Brechtel (1989)
Schleswig (SH)	1985	3,8 - 7,7												Hassenpflug (1986)
NW-Deutschland			0,2 - 0,8											Ulrich (1985) zit. in: Hassenpflug (1986)
Solling (NS)													16,3	Matzner et al. (1982) zit. in: UBA (1987)
Tetenhusener Moor (SH) (Mittelwerte)	**2004**	**6,52**		**1,17**	**1,00**	**0,86**	**0,15**		**4,49**	**3,21**		**0,55**	**0,65**	**Eigene Untersuchung (2004)**
Wertebereich		**< 3 - 7,7**	**0,1 - 8**	**0,05 - 11**	**0,1 - 20**	**0,04 - 14,1**	**0,01 - 2,7**	**8 - 28**	**0,8 - 80,5**	**7 - 88,0**	**0,8 - 300**	**0,07 - 9,3**	**0,08 - 16,3**	

unterer Wertebereich **oberer Wertebereich**

Tabelle 17: Schwankungsbereiche verschiedener Parameter bei der Bestandesdeposition und die Einordnung der gemessenen Stoffkonzentrationen (nach verschiedenen Autoren)

			kmol ha^{-1} a^{-1}	kg ha^{-1} a^{-1} (= mg/L)										
Messstandort	**Zeitraum**	**pH**	**H^+**	**K^+**	**Na^+**	**Ca^{2+}**	**Mg^{2+}**	**Ges.-S**	**SO_4^{2-}**	**Cl^-**	**Ges.-N**	**NO_3-N**	**NH_4-N**	**Quelle**
Fichtenbestand (Solling), Mittelwert	1969-93			3,7	7,9	10	1,8		23,4	16,8	24,3			Ulrich & Büttner (1985)
in ländlichen Räumen											50 - 300			Fiedler (1990)
in ländlichen Räumen (BRD)								37 - 128		7 - 15		15	11 - 18	UBA (1985) zit. in: NLfW (1986)
Fichtenbestand (Paderborn, NRW)	1982-83								102			19,2	23,1	Block et al. (1984) zit. in: NLfW (1986)
Harz											92,9	63,4	29,6	NLfW (1988)
Fichtenaltbestände (bulk)			0,25 - 3,4	0,4 - 37,9	4,9 - 67,5	9,9 - 34,4	2,2 - 10,8		21,4 - 81,4	9,2 - 123,5		5,8 - 20,1	3,4 - 42,7	Brechtel (1989)
Segeberger Forst SH (Fichtenbestand)	1983-85	3,87		4,20	6,4	2,96	1,29		26,6	12,8		2,15	4,28	Schimming (1991)
											60			Grennfelt & Hultberg (1985), zit. in: UBA (1987)
											60			Kolbe (2000)
		4,20												Krieter & Haberer (1985)
		3,7 - 4,3												Lehmann et al. (1985)
BRD		3,3 - 6,1	0,1 - 4,0						15 - 83		40 - 100			Rehfuess (1990)
402, Fichtenbestand (21-40 J.), Mittelwerte	**2004**	**6,68**		**8,13**	**6,34**	**3,88**	**1,42**		**7,43**	**12,23**		**3,20**	**0,34**	**Eigene Untersuchung (2004)**
403, Kiefernbestand (21-40 J.), Mittelwerte	**2004**	**6,83**		**6,07**	**1,53**	**2,13**	**0,70**		**4,54**	**8,31**		**0,92**	**1,58**	**Eigene Untersuchung (2004)**
404, Lärchenbestand (61-80 J.), Mittelwerte	**2004**	**6,45**		**6,10**	**15,99**	**7,29**	**2,50**		**6,82**	**23,73**		**1,97**	**2,58**	**Eigene Untersuchung (2004)**
Wertebereich		**3,3 - 6,1**	**0,1 - 4,0**	**0,4 - 37,9**	**4,9 - 67,5**	**2,96 - 34,4**	**1,29 - 10,8**	**37 - 128**	**21,4 - 102**	**7 - 123,5**	**24,3 - 300**	**2,15 - 63,4**	**3,4 - 42,7**	

unterer Wertebereich **oberer Wertebereich**

5.1.3 Stoffhaushalt und Stoffflüsse in Waldböden

Waldböden sind im Vergleich zu Acker- und Grünlandböden im Allgemeinen nur wenig durch anthropogene Eingriffe verändert worden (FIEDLER 1990). Die Untersuchungen von JENSEN-HUSS & KUHNT (1988) im UG an Podsolen auf Dünenstandorten bei Kropp, Tetenhusen und Lohe deuten aber auf eine starke Degradierung der Böden durch frühere Waldnutzungen hin (vgl. *Kapitel 5.1.1.2*). Nach FIEDLER (1990) und ULRICH (1989) führt der Wechsel von Laub- zu Nadelwald auf pufferschwachen Sandböden zur Bodenversauerung und Podsolierung sowie zur Destabilisierung des Bodenökosystems. In Bezug auf ihren Stoffhaushalt unterscheiden sich Waldböden von Acker- und Grünlandböden nach BEESE & ULRICH (1986) und dem NLFW (1986) vor allem durch:

- fehlende Bodenbearbeitung und bei ungünstigen Lebensbedingungen im Boden auch keine Bioturbation,
- große gebundene Nährstoffvorräte im Auflagehumus und Bestand,
- geringe Nährstoffexporte durch die Derbholzernte,
- geringen Nährstoffbedarf der Vegetation bei verhältnismäßig großen Nährstoffeinträgen durch Deposition,
- Nährstoff- bzw. Basenarmut aufgrund ehemaliger Waldnutzung ,
- niedrigere pH-Werte als bei Ackerböden aufgrund fehlender Düngung/Kalkung.

5.1.3.1 Bodenversauerung

Gemäß ULRICH (1989, 1997) weisen im Norddeutschen Flachland etwa 85 % der Böden bis in 60 cm Tiefe eine niedrige Basensättigung auf. Somit zählt auch Schleswig-Holstein zu den Gebieten mit sehr pufferschwachen Böden (NLFW 1986; WOHLRAB et al. 1992). Daher gehört das UG und besonders der Rendsburger Staatsforst mit seinen silikat- und basenarmen, quarzreichen Flug- und Dünensanden und den degradierten Waldböden zu den versauerungsgefährdeten Regionen Norddeutschlands.

REHFUESS (1990) und VOIGT (1990) definieren die Bodenversauerung als einen Verlust an Säureneutralisationskapazität (SNK) infolge der Auswaschung von

basischen Kationen. Die SNK im Boden ist nach dem NLFW (1986) und UBA (1987) definiert als Summe aller basischen Komponenten abzüglich der Anionen starker Säuren (vgl. *Gl. 1*):

$$SNK = [Na^+] + [K^+] + 2\,[Ca^{2+}] + 2\,[Mg^{2+}] - [Cl^-] - 2\,[SO_4^{2-}] - [NO_3^-] \qquad (Gl.\ 1)$$

Während im Verlaufe der Bodenversauerung die Säureneutralisationskapazität verringert wird, erfolgt zugleich der Aufbau von Basenneutralisationskapazität (BNK). Eine Bodenversauerung liegt dann vor, wenn die SNK negative Werte annimmt.

Nach ULRICH (1981b) und VOIGT (1990) muss zwischen dem pH-Wert als qualitativem Maß der Hydronium-Ionen-konzentration einer wässrigen Lösung und der Acidität (bzw. der BNK) als quantitativem Maß der Gesamtsäurebelastung eines Ökosystems unterschieden werden.

Eine Versauerung des Bodens wird durch atmosphärische Säureeinträge in den Boden und/oder durch bodeninterne Versauerungsprozesse (Entkopplung des Ionenkreislaufes) hervorgerufen (ULRICH 1981b; UBA 1987; REHFUESS 1990). Eine Entkopplung des Ionenkreislaufes bedeutet, dass die mit Protonenumsätzen verbundenen Aufbau- (Assimilation) und Abbauprozesse (Mineralisation) im Stoffhaushalt des betrachteten Ökosystems räumlich oder zeitlich getrennt ablaufen und daher Protonenüberschüsse auftreten können (UBA 1987).

In den gemäßigt-humiden und borealen Klimabereichen unterliegen die Waldböden aber auch ohne anthropogene Einwirkungen natürlichen Versauerungsprozessen (REHFUESS 1990). Diese naturbedingte Bodenversauerung wird vorwiegend durch die mit dem Niederschlagswasser in den Boden eingetragene Kohlensäure hervorgerufen, die jedoch nur bis zu einem pH-Wert oberhalb von 5 in dissoziierter Form vorliegt. Die Boden-pH-Werte unter 5 können also nur durch stärkere Mineralsäuren hervorgerufen werden (ULRICH 1981a, 1981b, 1997). Alle Säureeinträge, die nicht über die Silikatpufferung ausgeglichen werden können, führen nach ULRICH & BÜTTNER (1985) zwangsläufig zur Versauerung des Bodens (vgl. *Tabelle 18*). Nach ULRICH (1997) setzte in den Sandböden Norddeutschlands bereits in der Bronzezeit die Umwandlung der ursprünglichen Waldvegetation in Heidenflächen (vorwiegend *Calluna vulgaris*) und dadurch bedingt die Versauerung der Böden ein. Er führt dies auf die geringen Basenvorräte und die niedrige Silikatverwitterungsrate der Sande zurück.

KRIETER & HABERER (1985) gehen davon aus, dass sich die meisten Waldböden in Mitteleuropa ohne die anthropogenen Säureeinträge und die Degradation der Waldböden heute im Silikatpufferbereich befinden würden.

Bei der Silikatverwitterung werden aus den primären Silikaten unter dem Einfluss starker Säuren vorwiegend basische Metallkationen freigesetzt und sekundäre Silikate (Tonminerale) neben Quarz angereichert, was einen Verlust an austauschbaren Basen (Kalium, Calcium und Magnesium) und somit an Säureneutralisationskapazität bedeutet. Gleichzeitig nehmen die Gehalte an Al-, Mn- und Fe-Ionen in der Bodenlösung und an den Austauscherplätzen der Tonmineralen zu (SCHWERTMANN et al. 1987; DVWK 1990; FIEDLER 1990; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). Nach FIEDLER (1990) wird die Silikatverwitterung, also auch die Bodenversauerung, durch die im Auflagehumus (Rohhumus) gebildeten organischen Säuren noch weiter beschleunigt. Die im Boden wirkenden Puffersysteme und deren Pufferraten sind der *Tabelle 18* zu entnehmen.

Tabelle 18: Puffersysteme und Pufferraten im Boden (nach ULRICH 1981a; KRIETER 1986; NLFW 1986; SCHWERTMANN et al. 1987; ULRICH & RASTIN 1988; ULRICH 1989; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002)

Puffersystem (Puffersubstanz)	pH-Bereich	Pufferrate
Carbonat-Hydrogencarbonatpuffer ($CaCO_3/HCO_3^-$)	8,6 - 6,2	> 2 $kmol_c$ H^+ ha^{-1} a^{-1}
Silikatpufer (prim. Silikate)	v.a. 6,2 - 5,0	0,2 - 2 $kmol_c$ H^+ ha^{-1} a^{-1}
Austauscher-Puffer (Tonminerale)	5,0 - 4,2	ca. 0,2 $kmol_c$ H^+ ha^{-1} a^{-1}
Aluminiumpuffer (z.B. Al-Hydroxosulfate)	4,2 - 3,8	ca. 150 $kmol_c$ H^+ pro % Ton (pro ha u. dm Bodentiefe)
Aluminium-/Eisen-Puffer	3,8 - 3,2 (3,0)	k. A.
Eisenpuffer (z.B. Ferrihydrit)	3,2 - 2,4	< 2 $kmol_c$ H^+ ha^{-1} a^{-1}

Wie Abbildung 111, *Abbildung 112*, und *Abbildung 114* (in Band 2) zu entnehmen ist, befinden sich die untersuchten Waldböden (Profilbohrungen 502 und 503; Profilgruben 601 und 602) im Übergangsbereich vom Silikat- zum Austauscherpuffersystem, was bereits auf eine Bodenversauerung hindeutet.

Die in der BRD gemessenen Säuredepositionswerte in Wäldern übersteigen mit 1,2 bis 6,4 $kmol_c\ H^+\ ha^{-1} \cdot a^{-1}$ (ULRICH & BEESE 1983; UBA 1987; WALTHER 1999) bei weitem die Pufferrate von Flugsanden, die nach ULRICH (1986) zwischen 0 und 0,5 $kmol_c\ H^+\ ha^{-1} \cdot a^{-1}$ liegt. FRIELINGHAUS et al. (1999) geben für die primären Silikate Quarz und Kalifeldspat eine kritische Säure-Eintragsrate von weniger als 0,2 $kmol_c\ H^+\ ha^{-1} \cdot a^{-1}$ an. Somit wird diese kritische Säureeintragsrate durch die atmosphärischen Säureeinträge leicht überschritten, so dass die Belastbarkeit des Silikatpuffersystems erreicht ist (vgl. HASSENPFLUG 1986).

Solche schwach gepufferten Sandböden sind längerfristig nicht in der Lage die Säureeinträge abzupuffern, so dass die Silkatverwitterungsfront in die Tiefe wandert und sich die Bodenreaktion gleichzeitig in den Austauscherpufferbereich verlagert. Der DVWK (1990) gibt für silikatarme Quarzsande eine Verlagerungsgeschwindigkeit der Silikatverwitterungsfront von etwa 10 cm/1000 a an.

Während der pH-Wert (H_2O) der Bodenlösung eine Zuordnung zu dem aktuellen Pufferbereich zulässt (aktuelle Acidität), gibt der pH-Wert ($CaCl_2$) einen Anhaltspunkt darüber, welcher Pufferbereich erreicht werden kann (potenzielle Acidität), wenn H^+- bzw. Al^{3+}-Ionen von den Ionenaustauschern in die Bodenlösung übertreten (vgl. KUNTZE et al. 1994; SCHLICHTING et al. 1995).

Es wird damit verständlich, dass die von den Autoren untersuchten Böden im Bereich der Dünen (Profilbohrungen 502 und 503, bzw. Profilgruben 601 und 602) aufgrund ihres geringen Alters bisher kaum Podsolierungserscheinungen und (noch) relativ hohe pH-Werte (H_2O) aufweisen (vgl. *Kapitel 5.1.1.1*; KAISER et al. 1989). Bei weiteren Säureeinträgen in die untersuchten Böden kann als potenzieller Pufferbereich das Austauscherpuffersystem erreicht werden (vgl. *Abbildung 111, Abbildung 112* und *Abbildung 114* in *Band 2*).

Anders als die untersuchten Regosole stellen sich dagegen die von JENSEN-HUSS & KUHNT (1988) und KUMKE (1999) untersuchten Podsole im UG dar. Diese weisen pH-Werte (H_2O) zwischen 3,0 und 4,2 auf und befinden sich bereits im Aluminiumpufferbereich, so dass die Gefahr einer Verlagerung von Aluminium-Ionen besteht.

Um der Bodenversauerung entgegenzuwirken, wurden 1976 im Tetenhusener Gehege in den Abteilungen 78, 90 und 91 (mit Lärchen- und Kiefernbeständen, vgl. *Karte 2* in *Band 2* und *Karte 10*) Kompensationskalkungen mit Magnesium-

und Kalkmergel (2.000 kg/ha) durchgeführt, um den versauerungsbedingten Mg-Mangel auszugleichen. Zusätzlich erfolgte noch eine NPK-Volldüngung mit „Cederan“ (400 kg ha^{-1}) (KUMKE 1999; BOYSEN 2004). 1984 wurden in einem Teil des Loher Geheges Fichtenbestände abermals gekalkt. Aufgrund dieser relativ geringen Kalkmenge kann davon ausgegangen werden, dass heutzutage im Rendsburger Staatsforst kaum noch eine Wirkung dieser Kalkungsmaßnahmen bemerkbar sein dürfte (KUMKE 1999). Während nach WOHLRAB et al. (1992) selbst bei solchen geringen Kalkmengen von 3 t ha^{-1} die Gefahr einer erhöhten Nitratauswaschung infolge der beschleunigten Mineralisierung organischer Stoffe in der Humusauflage besteht, schlägt BENECKE (1992) wegen der geringen Tiefenwirkungen praxisüblicher Kalkungsmaßnahmen wesentlich höhere Kalkmengen (30 bis 40 t Kalk ha^{-1}) vor, jedoch ohne auf die Stoffverlagerungsproblematik einzugehen.

JENSEN-HUSS & KUHNT (1988) konnten feststellen, dass die Belastbarkeit der Waldböden im UG durch deren degradierten Zustand und deren geringe Pufferkapazitäten gegenüber Säureeinträgen bereits stark eingeschränkt ist. Obwohl die Schadstoffbelastung der Luft in Schleswig-Holstein noch vergleichsweise gering ist (vgl. *Kapitel 5.1.2.2*), kann davon ausgegangen werden, dass mit dem Fortschreiten der Schadstoffeinträge zunächst die Bodenversauerung und schließlich die Versauerung des flachen Grundwassers verstärkt werden wird. SCHIMMING (1991) führt die in Schleswig-Holstein vergleichsweise moderaten Waldschäden auf eine erhebliche depositionsbedingte Säurebelastung der Böden zurück (vgl. MUNL 2004c).

5.1.3.2 Sickerwasserqualität

Nach FIEDLER & RÖSLER (1993) trägt das Sickerwasser als wichtiges Lösungs- und Transportmedium wesentlich zur Grundwasserneubildung, aber gleichzeitig auch zu Schadstoffeinträgen in das Grundwasser bei.

Für den Nährstoffaustrag von Nitrat- und Ammonium-Stickstoff sowie von Phosphat-Phosphor spielt die Art der Bodennutzung (Acker, Grünland oder Wald) eine große Rolle. Dabei wird aber die Stoffverlagerung von Calcium, Magnesium und Chlorid weniger von der Flächennutzung als von den geo- und pedologischen Gegebenheiten des Einzugsgebietes beeinflusst (WALTHER

1999). Die wesentlichen Unterschiede der Sickerwässer zwischen land- und forstwirtschaftlich genutzten Flächen sind nach VOIGT (1990):

- höhere Gehalte an gelöster organischer Substanz im Sickerwasser von Waldböden gegenüber Ackerböden,
- wesentlich höherer Mineralisationsgrad und daher auch höhere Ca-, K-, NO_3^-- und Cl^--Gehalte im Sickerwasser von Ackerböden als von Waldböden.

Wegen der meist relativ langen Verweilzeit der Sickerwässer in Waldböden werden Schadstoffe effektiv ausgefiltert, so dass die Grundwässer unter Wald normalerweise kaum durch atmosphärische Stoffeinträge belastet sind (UBA 1987). In pufferschwachen Böden, wie sie im UG vorherrschen, können diese oben genannten Stoffeinträge in die Waldökosysteme aber einen deutlichen Einfluss auf die Sickerwasserqualität ausüben (vgl. *Kapitel 5.1.2.1*). Nach dem NLFW (1986) und UBA (1987) bewirkt die Bodenversauerung eine Reihe von negativen Folgen für das Sicker- und Grundwasser:

- Auswaschung von basischen Kationen (Ca^{2+}, Mg^{2+} und K^+) und Verarmung der Böden an Nährstoffen,
- Abnahme der Hydrogencarbonat-Gehalte in der Bodenlösung,
- Freisetzung und Auswaschung der Kationensäuren Al^{3+}, Fe und Mn,
- Aufgrund zunehmender Verwitterung/Podsolierung erfolgt die Zerstörung des Bodengefüges,
- Absinken der Bodenfruchtbarkeit und der Filtereigenschaften und
- Eintrag von bodenbürtigen Schwermetallen in das Grundwasser.

Eine Überforderung der Silikatpufferrate von 0 bis 2 kmol H^+ $ha^{-1} \cdot a^{-1}$ (vgl. *Tabelle 18*) äußert sich anhand von steigenden Nährstoffgehalten im Sickerwasser bei einer gleichzeitigen Erhöhung der elektrischen Leitfähigkeit des Grundwassers (UBA 1987). Als Folge der Bodenversauerung werden die Alkali- und Erdalkali-Ionen durch Protonen von den Austauschern (Huminstoffe, Tonminerale oder Oxide) verdrängt und mit dem Sickerwasser in das oberflächennahe Grundwasser verlagert. Darüber hinaus erfolgt die Auswaschung von Nitrat- und Sulfat-Ionen aus Gründen der Elektroneutralität stets in Begleitung von Alkali- und Erdalkali-Ionen (REHFUESS 1981, 1990).

Wenn der pH-Wert der Bodenlösung unter 4,2 absinkt, hat dies zur Folge, dass Aluminium-Ionen von den Austauscherplätzen desorbiert oder aus Aluminiumverbindungen (Aluminium-Hydroxokationen und –sulfaten) freigesetzt und mit dem Sickerwasser in das Grundwasser verfrachtet werden (vgl. *Tabelle 18;* UBA 1987).

Für die Stoffverlagerung in der ungesättigten Bodenzone ist neben der sauren Bodenreaktion der Vorrat an mobilisierbaren Elementen von Bedeutung. Silikatarme Quarzsande enthalten in der Regel nur geringe Mengen an löslichen Stoffen (REHFUESS 1981; SCHIMMING 1991; MATTHESS 1995), wobei die Säureeinträge zu einer weiteren Nährstoffverarmung der Böden führen (MUNL 2004c). Die von JENSEN-HUSS & KUHNT (1988) untersuchten Podsole im UG wiesen bis auf Sulfat- und Stickstoffverbindungen nur sehr geringe Nährstoffvorräte auf.

Auch die von den Autoren durchgeführten Analysen der wässrigen Bodenextrakte ergeben nur geringe Gehalte an den Nährstoffen Chlorid, Sulfat, Nitrat-Stickstoff und Phosphat-Phoshor. In den Proben der Profilgruben (601 und 602) und Profilbohrungen (503 und 504) sind nur geringe Sulfat- und Chloridgehalte von maximal 8 mg/L bzw. 6 mg/L festgestellt worden (vgl. *Abbildung 119* und *Abbildung 120* in *Band 2*). Die Konzentrationen von Phosphat-Phosphor und Nitrat-Stickstoff liegen im Bodenextrakt unter 1 mg/L. Auch die Gehalte an mineralischem Stickstoff sind im Bodensubstrat der Profilgrube 602 mit weniger als 6 kg/ha vergleichsweise gering. Der Hauptanteil des Stickstoffes liegt zu etwa 80 % als Nitrat-Stickstoff vor (vgl. *Abbildung 115* und *Abbildung 116* in *Band 2)*.

Nach SCHIMMING (1991) existieren in sandigen Podsolen nur im Humuskörper nennenswerte Gehalte an Nähr- und Schadstoffen. Für den Auflagehumus von Podsolen sind nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2002) sehr weite C/N-Verhältnisse zwischen 25 und 30 typisch. Dadurch wird die Mineralisation der organischen Stoffe stark gehemmt, so dass eine Humusmineralisierung unterbleibt und daher kaum Stoffverlagerungen auftreten (JENSEN-HUSS & KUHNT 1988). Die von den Autoren gemessenen C/N-Verhältnisse reichen beim Mineralboden der Profilgruben bis 30 und decken sich mit den Angaben von SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (vgl. *Abbildung 117* und *Abbildung 118* in *Band 2*). Angesichts der geringen geogenen Stoffvorräte und der Senkenfunktion des Auf-

lagehumus für atmosphärische Stoffeinträge kann davon ausgegangen werden, dass die Stoffverlagerung mit dem Sickerwasser zum Grundwasser insgesamt als gering zu bezeichnen ist.

5.1.4 Bedeutung des Waldes für die Grundwasserbeschaffenheit

Waldböden spielen als Wasserspeicher eine große Rolle für den Gebietswasserhaushalt. Durch forstwirtschaftliche Maßnahmen (z.B. Baumartenwahl und –zusammensetzung, Altersaufbau und Bewirtschaftungsweise) werden die Wasserhaushaltskomponenten Verdunstung, Versickerung, Grundwasserneubildung sowie der Abfluss (Oberflächenabfluss und Zwischenabfluss) beeinflusst (WOHLRAB et al. 1992). Waldflächen weisen nicht nur eine geringere Grundwasserneubildung als Acker- oder Grünlandflächen auf, auch ihr Beitrag zur Gewässereutrophierung ist aufgrund des im Normalfall unbedeutenden Oberflächenabflusses und der meist guten Grundwasserqualität eher gering.

5.1.4.1 Grundwasserschutzfunktion

Für das Grundwasser besitzt die darüber liegende ungesättigte Zone, die sich aus dem Boden und dem geologischen Ausgangssubstrat zusammensetzt, eine wichtige Schutzfunktion für das oberflächennahe Grundwasser (DER RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (RSU) 1998). Sandige Böden mit geringen Humusgehalten, wie sie im UG vorkommen, stellen trotz ihrer guten mechanischen Filterleistung die Gefahr einer Grundwasserkontamination durch mobilisierte Spurenelemente für das oberflächennahe Grundwasser dar (JENSEN-HUSS & KUHNT 1988; FIEDLER 1990). Besonders das relativ hoch anstehende Grundwasser mit Flurabständen zwischen 1,9 und 5,0 m unter der GOK (vgl. *Abbildung 7* und *Karte 5*), erfährt durch diese pufferschwachen Sande nur wenig Schutz (KÄSS 1985; SCHIMMING 1991), da sich der Nährstoffentzug der Bäume auf eine Tiefe von etwa 1,5 bis 2,0 m unter Flur beschränkt (MATZNER & HETSCH 1981; VOIGT 1990). Aufgrund der geringen Schwankungen der Grundwasserflurabstände während des Untersuchungszeitraumes (April bis Juli 2004) kann gefolgert werden, dass die Waldvegetation offensichtlich nur einen geringen Einfluss auf die Höhe des Grundwasserspiegels durch die Transpiration

ausübt. Daher dürfte die Nährstoffaufnahme durch die Pflanzenwurzeln keinen großen Einfluss auf die vertikale Stoffverlagerung spielen.

5.1.4.2 Grundwasserbeschaffenheit

Noch bis vor wenigen Jahren wurde die Stoffauswaschung aus Waldböden in das Grundwasser mit der geogenen Hintergrundbelastung gleichgesetzt. Aufgrund der depositionsbedingten Stoffeinträge in die Wälder, die die Freilanddeposition meist um den Faktor 2 bis 3 übersteigen, ist dies heutzutage nicht mehr uneingeschränkt möglich (vgl. Vergleichswerte in *Tabelle 16* und *Tabelle 17*; WALTHER 1999).

Für die Alkali- und Erdalkali-Ionen Kalium, Natrium, Magnesium und Calcium können nach WALTHER (1999) keine allgemein gültigen Hintergrundwerte angegeben werden, da diese vom Stoffbestand des durchflossenen Gesteins bestimmt werden. Gleichwohl werden bei dieser Untersuchung die Variationsbreiten der geogenen Stoffvorkommen in Lockersedimenten mitberücksichtigt, um eine generelle Beurteilung der anthropogenen Einflussnahme auf das oberflächennahe Grundwasser im Wald abschätzen zu können (vgl. *Tabelle 19*). Wie bereits in *Kapitel 2.2* erwähnt, sind die geogenen Stoffgehalte an bodenbürtigen Nähr- und Schadstoffen in den Schmelzwasser- und Dünensanden im UG als sehr gering zu bezeichnen (JENSEN-HUSS & KUHNT 1988; SCHIMMING 1991). Die Beschaffenheit des waldbürtigen, flachen Grundwassers entspricht weitgehend den Orientierungswerten aus *Tabelle 19*, weist keine besondere anthropogene Beeinflussung auf und kann daher mit der geogenen Hintergrundbelastung eines oberflächennahen Lockergesteingrundwassers (Sandergrundwassers) gleichgesetzt werden.

Tabelle 19: Orientierungswerte über die geogenen Konzentrationsbereiche von Grundwasser in Lockersedimenten mit den Schwellenwerten anthropogener Beeinflussung (verändert nach DVWK 1996)

Parameter	Einheit	geogener Konzentrations-bereich	Beginn einer anthropogenen Beeinflussung	Bewertung des oberflächennahen Grundwassers
Natrium	mg/L	6 - 30	> 50	unbeeinträchtigt
Kalium	mg/L	1 - 4	> 9	vorwiegend unbeeinträchtigt
Calcium	mg/L	35 - 120	> 150	unbeeinträchtigt
Magnesium	mg/L	4 - 25	> 30	unbeeinträchtigt
Aluminium	mg/L	< 0,01 - 0,04	> 0,1	vorwiegend unbeeinträchtigt
Hydrogencarbonat	mg/L	80 - 350	> 420	unbeeinträchtigt
Hydrogencarbonat	mmol/L	1 - 6	> 7	
Nitrat	mg/L	0,4 - 30	k.A.	vorwiegend unbeeinträchtigt
Ammonium	mg/L	> 0,01 - 0,3	> 0,5	vorwiegend unbeeinträchtigt
Eisen	mg/L	< 0,02 - 3	> 8	unbeeinträchtigt
Mangan	mg/L	< 0,01 - 0,3	> 0,8	vorwiegend unbeeinträchtigt

Um vergleichbare Daten über die regionale Grundwasserbeschaffenheit im oberflächennahen Sandergrundwasser unter einer Waldbestockung zu erlagen, werden die Messergebnisse (langjährigen Mittelwerte und deren Schwankungsbreite) einer benachbarten GWM im Basismessnetz des LANU herangezogen. Diese GWM befindet sich im Gehege Kropp (ca. 4,8 km N Tetenhusen in Richtung Kropp) und weist eine Verfilterungstiefe zwischen 1,10 und 4,10 m unter GOK auf (LANU 2002a). Wie der *Tabelle 20* zu entnehmen ist, zeigt das flache waldbürtige Grundwasser bei Kropp − abgesehen von den Parametern Calcium, Aluminium und Chlorid − eine sehr ähnliche Beschaffenheit wie die im UG gemessene Grundwasserbeschaffenheit (vgl. *Tabelle 29* bis *Tabelle 44* in *Band 2*).

Tabelle 20: Langjährige Mittelwerte (1996-2000) und deren Schwankungsbreite (Min. und Max.) des oberflächennahen Grundwassers der GWM bei Kropp unter Waldnutzung (nach LANU 2002a)

Parameter	Einheit	Mittelwert (1996-2000)	Min-Max
LF	**mS/m**	31,24	27,8; 35,4
pH		4,27	4,01; 4,36
Na	**mg/L**	29,82	23; 36
K	**mg/L**	1,75	1,2; 2,2
Ca	**mg/L**	4,61	3,2; 6,3
Mg	**mg/L**	2,80	2,3; 3,3
Fe	**mg/L**	0,19	0,028; 0,45
Mn	**mg/L**	0,13	0,1; 0,15
Al	**mg/L**	**6,44**	**5,6; 7,46**
NO_3-N	**mg/L**	2,88	1,53; 5,19
NH_4-N	**mg/L**	0,01	<0,01; 0,024
PO_4-P	**mg/L**	-	<0,005; 0,0071
Cl	**mg/L**	54,60	44; 63
SO_4	**mg/L**	41,15	35,7; 46,3
HCO_3	**mg/L**	2,32	1,83; 3,05

Die von den Autoren durchgeführten Grundwasseranalysen des oberflächennahen Grundwassers im UG weisen im Rendsburger Staatsforst zwei Besonderheiten auf: Einerseits sind an einigen GWMen (109, 110, 111 und 120) sehr hohe pH-Werte gemessen worden und andererseits hebt sich die Multilevel-GWM 127 aufgrund einer Reihe von außergewöhnlich hohen Werten an Kalium, Calcium, Magnesium, Eisen, Mangan, Aluminium, Chlorid, Nitrat und Sulfat hervor (vgl. *Abbildung 42, Abbildung 47* bis *Abbildung 53* in *Band 2*).

Während der Großteil der gemessenen Werte im oberflächennahen Grundwasser gemäß der *Tabelle 19* offenbar nicht durch anthropogene Einflüsse beeinträchtigt erscheint, fällt die GWM 127a durch erhöhte Kalium- Magnesium- und Nitrat-Stickstoff-Gehalte auf.

Nach ROHMANN & SONTHEIMER (1985) sind die Grundwässer aus bewaldeten Einzugsgebieten gewöhnlich nitratarm. FEGER (1998) und WALTHER (1999) geben in diesem Zusammenhang Nitrat-Stickstoff-Gehalte von weniger als 0,68 mg/L Nitrat-Stickstoff im Grundwasser unter Wald an. Ausschlaggebend für die Nitratauswaschung unter Wald sind neben der Art der Bestockung das Bestandesalter und die Bewirtschaftungsweise (z.B. Kahlschläge, starke Durchforstung oder Baumartenwechsel; ROHMANN & SONTHEIMER 1985; FEGER 1998).

Darüber hinaus hängt ein Nitrataustrag mit dem Sickerwasser davon ab, ob die atmosphärischen Stickstoff-Einträge von der Vegetation vollständig genutzt werden können (DVWK 1990).

An den meisten GWMen konnten Nitrat-Stickstoff-Konzentrationen von weniger als 1 mg/L festgestellt werden. Aufgrund der intensiven früheren Waldnutzung des Rendsburger Staatsforstes und der armen Böden werden die atmosphärisch eingetragenen Stickstoffverbindungen vermutlich vollständig von der Vegetation genutzt, so dass es kaum zu einer Nitratverlagerung kommen dürfte (vgl. BLOCK 1994).

Die unmittelbare Nähe der GWM 127a (Verfilterung in 5-6 m Tiefe) zu dem jenseits der Landstraße gelegenen Maisacker legt den Schluss nahe, dass diese hohen Nitrat-Stickstoff-Gehalte (im Mittel 17,27 mg/L) zusammen mit den hohen Kaliumgehalten (im Mittel 13,4 mg/L) und Magnesiumgehalten (im Mittel 5,34 mg/L) nur auf eine landwirtschaftliche Beeinträchtigungen des oberflächennahen Grundwassers zurückzuführen sein können. Interessanterweise treten bei der flach verfilterten GWM 127b (Verfilterung in 4-5 m u. GOK) nur sehr geringe Nitrat-Stickstoff- und Kalium-Gehalte auf, was möglicherweise durch eine Schichtung des Grundwasser hervorgerufen wird. Die stark erhöhten Magnesium-, Aluminium- und Mangangehalte lassen auf eine beginnende Grundwasserversauerung schließen, die in *Kapitel 5.1.4.3* ausführlicher behandelt wird.

Die an den GWMen 110, 112, 119 und 120 zeitweilig auftretenden leicht erhöhten Ammonium-Stickstoff-Werte sind vermutlich auf eine verzögerte Nitrifikation des atmosphärisch eingetragenen Ammonium-Stickstoffes zurückzuführen. Eine Absenkung des pH-Wertes in der Rohhumusauflage, bedingt durch die Bildung von organischen Säuren und durch die Säuredeposition, führt bei den Destruenten zu einer Verminderung des Bakterienanteils zugunsten des Pilzanteils, so dass dies zu einer Reduzierung der Nitrifizierung bei gleichzeitig gesteigerter Ammonifizierung im Boden führen kann (NLFW 1986; GISI et al. 1997). Nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2002) verläuft die Nitrifikation bei niedrigen Temperaturen (unter 6 C) und bei schlechter Durchlüftung des Bodens langsamer ab als die Ammonifikation, so dass im Verhältnis mehr Ammonium-Stickstoff als Nitrat-Stickstoff gebildet wird.

Erstaunlicherweise sind im oberflächennahen Grundwasser für diesen basen- und silikatarmen Sandstandort außergewöhnlich hohe pH-Werte gemessen worden (vgl. *Abbildung 41* in *Band 2*). Die höchsten der gemessenen pH-Werte treten vor allem an den GWM 109, 110 und 111 im Dünengebiet des Rendsburger Staatsforstes (Gehege Lohe) auf. Aufgrund der vergleichsweise geringen Kalkmengen der 1976 und 1984 durchgeführten Meliorationskalkungen ist eine derart lange Auswirkung auf den Grundwasserchemismus eher unwahrscheinlich. Es kann davon ausgegangen werden, dass die Versauerungsfront die Grundwasseroberfläche noch nicht erreicht hat und dass für die Säurepufferung noch ausreichend große Mengen an Calciumcarbonat in den tiefer liegenden Dünen- und Schmelzwassersanden vorhanden sind (vgl. *Abbildung 47* und *Abbildung 54* in *Band 2*). Für eine umfassende Bewertung der Grundwasserbeschaffenheit im oberflächennahen Grundwasser bedarf es jedoch noch einer weiteren und intensiveren Untersuchung.

5.1.4.3 Grundwasserversauerung

Aufgrund der Bodenzustandserhebung in Schleswig-Holstein (1990-1992) konnte festgestellt werden, dass mehr als 80 % der untersuchten carbonatfreien Böden eine substratunabhängige Bodenversauerung und Basenverarmung aufweisen (MUNL 2004c).

Als Folge der atmosphärischen Säureeinträge in die Waldökosysteme versauern zunächst die pufferschwachen Böden, die bei einer verminderten Pufferkapazität für das Grundwasser keinen Schutz mehr darstellen. Schließlich gelangt langfristig auch das saure Sickerwasser in das oberflächennahe Grundwasser.

Unter Gewässerversauerung werden Veränderungen der Gewässerbeschaffenheit verstanden, die aufgrund des Verlustes an Pufferkapazität der Böden im Einzugsgebiet auftreten, wo die geologischen und pedologischen Gegebenheiten eine erhöhte Empfindlichkeit gegenüber Säureeinträgen bewirken (UBA 1985).

KRIETER (1986) unterscheidet versauerte Gewässer, die noch keine wesentliche Veränderungen des pH-Wertes, jedoch veränderte Kationen- und Anionenverhältnisse erfahren haben von den sauren Gewässern, deren pH-Wert bereits abgesunken ist.

In sauren Gewässern ist meist das Sulfat das dominierende Anion, das meist von Aluminium als korrespondierendem Kation begleitet wird. Erhöhte Aluminium-Konzentrationen treten aber erst bei pH-Werten unter 5 auf, wenn die Pufferkapazität des Silikatpuffers nahezu erschöpft ist. Aluminium kann daher als Leitsubstanz saurer oder versauerter Sicker- und Grundwässer betrachtet werden FEGER (1998).

Saure und versauerte Gewässer mit pH-Werten unter pH 5,5 sind vor allem in kalkarmen und pufferschwachen Regionen, wie dem norddeutschen Flachland, anzutreffen. In diesem pH-Bereich findet eine Pufferung durch das Hydrogencarbonat-Puffersystem nicht mehr statt, da aufgrund der fehlenden Dissoziation der Kohlensäure kein Hydrogencarbonat mehr gebildet wird, so dass Humusstoffe und Aluminium die Pufferung übernehmen (KRIETER 1986; NLFW 1986; WALTHER 1999).

Die mit dem Hydrogencarbonat korrespondierenden hohen Stoffausträge an Kalium, Magnesium, Calcium und Mangan sind zwar in basenarmen sandigen Böden und Gesteinen sehr gering, stellen aber ausgesprochene Ungleichgewichte im Stoffhaushalt dar (KRIETER 1986; SCHIMMING 1991).

Aus diesen Umständen kann als Indikator für eine Gewässerversauerung der Quotient der NO_3^- und SO_4^{2-}-Gehalte (in meq/L) zum Gehalt an Ca^{2+} und Mg^{2+} (in meq/L) herangezogen werden (vgl. *Tabelle 21*; UBA 1985; NLFW 1986). Dabei gilt:

$(Ca^{2+} + Mg^{2+}) / (SO_4^{2+} + NO_3^-) > 1$:	Hydrogencarbonat-Puffersystem
$(Ca^{2+} + Mg^{2+}) / (SO_4^{2+} + NO_3^-) < 1$:	Pufferung durch Aluminiumverbindungen und Humusstoffe

Während im neutralen pH-Bereich Hydrogencarbonat und Calcium die dominierenden Ionen im Wasser sind, überwiegen im sauren Bereich Sulfat und Aluminium (NLfW 1986; vgl. *Abbildung 53* und *Abbildung* 51 in *Band 2*). Aus diesem Grund kann bei niedrigen Calcium/Aluminium-Molverhältnissen (in mg/L) bei einem Quotienten < 1 Aluminiumtoxizität auftreten, ferner werden vermehrt Schwermetalle (z.B. Mangan und Eisen) mobilisiert, die ebenfalls toxisch wirken können (KRIETER 1986). Nach FENT (1998) und ALLOWAY & AYRES (1996) ist das Al^{3+}-Ion in sauren und kalkarmen Oberflächengewässern schon bei einer Konzentration von 25–75 µg/L

bereits akut fischtoxisch, selbst wenn der pH-Wert noch keine Gefahr für die Fische darstellt.
Im extrem sauren pH-Bereich (pH < 4,2) tritt die Pufferwirkung des Aluminium/Eisen-Puffersystems in Erscheinung, so dass neben Al^{3+} auch Fe^{2+} mit dem Sickerwasser in das Grundwasser gelangt (NLFW 1986). Daraus kann gefolgert werden, dass sich die Versauerungsfront im Boden bereits im Bereich des Aluminium-Puffers bzw. im Aluminium/Eisen-Puffersystem befindet.

Die Berechnung des Pufferbereiches und der akuten Aluminiumtoxizität (Ca/Al-Verhältnis) zeigt im Rendsburger Staatsforst deutliche Anzeichen einer tiefgreifenden Versauerung des Bodens und des oberflächennahen Grundwassers. Vor allen Dingen abseits der Dünenkomplexe konnten hohe Aluminiumgehalte festgestellt werden (vgl. *Tabelle 21)*. Wie *Tabelle 21* zu entnehmen ist, befinden sich das Grundwasser im Bereich der GWM 119 und der Multilevel-GWM 127a und b im Übergangsbereich vom Hydrogencarbonat-Puffer zum Aluminium dominierten Puffersystem. Neben dem Auftreten von hohen Aluminiumgehalten werden auch bereits Schwermetalle wie Eisen und Mangan mobilisiert (die höchsten Gehalte sind in *Tabelle 21* fett gedruckt). Eine qualitative Einschätzung der berechneten Parameter Pufferbereich und Toxizität zeigt für die Messstellen 119, 127a, b und 212a teilweise alarmierende Werte (vgl. *Tabelle 21*).
Besonders gravierend zeigen sich die Auswirkung der Grundwasserversauerung im Parzellengrenzgraben 212a, der an seinem oberen Ende durch eine „flache Quelle“ von waldbürtigem Grundwasser gespeist wird. Vermutlich handelt es sich dabei um oberflächennahes Grundwasser aus dem Zwischenabfluss. Nach DVWK (1990) reicht die Verweilzeit bei carbonatfreien oder –armen Grundwasserdeckschichten oft nicht aus, um die Säuren vollständig durch die Silikatverwitterung zu neutralisieren, so dass solche flachen Quellen oft sauer reagieren.
Bei den im Graben 212a gemessenen extrem hohen Aluminium-Konzentrationen von bis zu 24, 7 mg/L (vgl. *Tabelle 21*) und den niedrigen pH-Werten besteht eine akute Toxizität für die meisten der Wasserlebewesen. Andere Autoren geben ähnlich hohe Aluminiumgehalte für versauerte Grundwässer an. Während ULRICH (1981) für die Gleichgewichtsbodenlösung saurer Bö-

den Aluminium-Gehalte von 2 bis 5 mg/L angibt, wurden von anderen Autoren im oberflächennahen Grundwasser, vor allem unter Fichtenbeständen, ähnlich hohe Aluminium-Gehalte von bis zu 20 mg/L Al^{3+} (z.B. im Fuhrberger Feld bei Hannover) festgestellt (BEESE & ULRICH 1986; UBA 1987; WALTHER 1999).

Abschließend kann festgestellt werden, dass das waldbürtige Grundwasser unter den Dünenkomplexen im Rendsburger Staatsforst aufgrund der relativ jungen Böden bisher kaum Versauerungsmerkmale zeigt. Offenbar sind in den Dünensanden noch ausreichend große Mengen an Puffersubstanzen vorhanden, so dass atmosphärische und bodeninterne Säureeinträge abgepuffert werden können. Anders sieht es an Standorten auf Schmelzwassersanden aus (z.B. Graben 212), wo die Bodenbildung bereits weiter fortgeschritten ist und bereits deutliche Anzeichen einer Versauerung des oberflächennahen Grundwassers sichtbar wird.

Tabelle 21: Beurteilung der Versauerungsgefährdung der Messstellen 119, 127a und b sowie 212a aufgrund des Pufferbereiches und dem Ca/Al-Verhältnisses (besonders hohe Werte sind hervorgehoben)

Mess-stelle	Datum	pH-Wert	Ca-Gehalt (meq/L)	Mg-Gehalt (meq/L)	SO_4-Gehalt (meq/L)	NO_3-Gehalt (meq/L)	Al-Gehalt (mg/L)	Fe-Gehalt (mg/L)	Mn-Gehalt (mg/L)	Pufferbereich (Ca+Mg) / (SO_4+NO_3)	Toxizität Ca / Al
119	29.4	6,43	0,99	0,23	0,70	0,03	< 3	1,73	< 0,3	**1,69**	-
119	14.5	5,80	0,83	0,22	0,94	0,08	< 3	< 0,4	0,37	**1,04**	-
119	24.6	5,58	0,61	0,24	0,42	< 0,006	3,16	< 0,4	< 0,3	**2,02**	**3,86**
119	25.7	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	-	-
127a	24.6	5,79	1,87	0,44	0,58	1,36	< 3	< 0,4	0,30	**1,20**	-
127a	25.7	5,95	2,13	0,44	0,61	1,11	< 3	< 0,4	< 0,3	**1,50**	-
127b	24.6	6,31	1,97	0,47	0,85	0,01	**6,10**	**7,79**	**3,80**	**2,85**	**6,48**
127b	25.7	6,36	1,78	0,49	0,82	0,20	< 3	0,51	0,90	**2,22**	-
212a	31.3	**4,42**	0,47	0,27	0,62	0,49	**24,70**	**8,30**	< 0,3	**0,66**	**0,38**
212a	14.5	5,40	0,48	0,27	0,96	0,94	**5,90**	1,45	< 0,3	**0,39**	**1,63**
212a	24.6	**4,90**	0,79	0,39	0,45	0,63	**5,10**	**8,39**	< 0,3	**1,09**	**3,11**
212a	25.7	**4,30**	0,75	0,38	0,79	< 0,006	**20,00**	2,02	< 0,3	**1,43**	**0,75**

< 1: Alarmstufe	**< 1: Alarmstufe**
1-2: Warnstufe	**1-2: Warnstufe**
2-3: Vorwarnstufe	**2-4: Vorwarnstufe**

5.2 Einfluss der ackerbaulichen Nutzung auf die hydrochemische Beschaffenheit des oberflächennahen Grundwassers (BETTINA EICHMANN)

Die Eigenschaften des oberflächennahen Grundwassers der pleistozänen Sandlandschaften können stark in Abhängigkeit von der Vegetation und Bewirtschaftungsweise variieren (PUST 1993). Die Art der Bodennutzung bestimmt im Wesentlichen die chemische Zusammensetzung der Grund- und Fließgewässer. Untersuchungen haben gezeigt, dass die Stoffausträge von Wald- über Grünland- hin zu Ackerstandorten ansteigen (LAMMEL 1990; HERRMANN 2004). Dabei wird im Bereich von Acker- und Grünlandflächen die Grundwasserbeschaffenheit hauptsächlich durch die Zufuhr von Düngemitteln beeinflusst (HERRMANN 2004), da es sich bei Agrarökosystemen um offene Stoffkreisläufe handelt, bei denen es zu einer Nährstoffverlagerung aus dem Wurzelraum in das Grundwasser kommen kann (LAMMEL 1990).

5.2.1 Ursachen der Auswaschung von Nährstoffen

Die Grundwasserbelastung unter landwirtschaftlichen Flächen ist insbesondere abhängig von:

- Art, Menge und Zeitpunkt der organischen und mineralischen Düngung
- der Intensität der Bodenbearbeitung
- der Art und Dauer des Pflanzenbewuchses
- den Witterungsverhältnissen (Zeitpunkt, Intensität und Dauer der Niederschläge)
- der Bodenart (relativ hohe Verlagerungs- und Auswaschungsraten auf kiesigen und sandigen Böden)
- dem Anteil an Makroporen (Beschleunigte Verlagerung von gelösten und partikulären gebundenen Stoffen; LÜBBE 1984, RSU 1998, WELTE 1982).

Die wichtigsten Pflanzennährstoffe sind die Hauptelemente N, P, K, Ca, Mg, S sowie die Spurenelemente wie Cu, Zn, Mo und B. Wegen der ständigen Entnahme von Material beim Ernten (siehe *Tabelle 22*) müssen diese Nährstoffe dem Boden durch Düngung zugeführt werden. Mineralische Düngemittel werden nur zusätzlich ausgebracht, um Defizite im Stoffhaushalt auszugleichen (WIECHOCZEK 2003). Hauptsächlich werden die betriebseigenen organischen Wirtschaftsdünger, wie Gülle, Jauche oder Festmist, eingesetzt. Diese Wirtschaftsdünger setzen sich aus verschiedenen Nährstoffen zusammen (siehe *Tabelle 23*), deren Mischungsverhältnisse zum Teil stark schwanken und nur mit Aufwand reguliert werden können. Daher kommt es häufig zu einer über den Bedarf der Pflanzen liegenden Düngung einzelner Nährstoffe. Überschüssige Nährstoffe, welche nicht von den Pflanzen aufgenommen werden können, können mit dem Sickerwasserstrom ins Grundwasser ausgewaschen werden (BEISECKER et al. 1998). Dies ist besonders zu Beginn der Vegetationsperiode der Fall (Hauptausbringungszeit der Gülle), wenn eine Bodenbedeckung fehlt (BOUWER et al. 1992).

Zu einer Auswaschung von Nährstoffen kann es jedoch nur kommen, wenn die Niederschlagsmengen größer sind als die Evapotranspirationsverluste und es zur Grundwasserneubildung kommt. Dies geschieht während der Vegetationsperiode in der Regel nur in feuchten Jahren sowie bei Böden mit Risssystemen oder Sandböden mit geringer nutzbarer Feldkapazität und damit geringem Retentionsvermögen (ROHMANN & SONTHEIMER 1985).

In diesem Untersuchungsprojekt treffen zwei Faktoren für die Auswaschung von Nährstoffen in das Grundwasser zusammen. Zum einen dominieren im UG mittelsandige Feinsande und feinsandige Mittelsande (siehe *Abbildung 121* bis *Abbildung 123* in *Band 2*) mit geringer nutzbarer Feldkapazität, d.h. mit hoher Wasserdurchlässigkeit des Bodens, mit der Folge, dass die Verweilzeit des Bodenwassers und der darin gelösten Inhaltsstoffe im Boden vergleichsweise kurz ist. Zum anderen ist die dem Bericht zugrunde liegende Untersuchungsperiode, April bis Juli 2004, durch erhöhte sommerliche Niederschläge geprägt (vgl. *Kapitel 2.6*). Aufgrund dieser Tatsachen ist insbesondere auf den intensiv bewirtschafteten Ackerflächen mit einer Verlagerung von Nährstoffen zu rechnen.

Tabelle 22: Nährelemententzüge [kg/ha*a] verschiedener Pflanzenarten unter konventioneller Bewirtschaftung auf einem Podsol (verändert nach BLUME et al. 1993)

Pflanzenart	N	P	K	Ca	Mg
Sommerroggen	63	22	44	9	6
Winterroggen	89	24	83	11	7
Mais	207	41	285	57	24

Tabelle 23: Mittlere Nährstoffgehalte in Wirtschaftsdüngern (nach BEISECKER et al. 1998)

Tierart	N_{ges}	NH_4	P_2O_5	K_2O	MgO	CaO
Gülle [kg/m³]						
Rinder	2,7-5,3	1,3-2,8	1,0-2,5	3,7-8,0	0,6-1,1	1,3-2,7
Schweine	2,6-8,0	1,8-5,4	1,7-5,0	1,7-5,9	0,5-1,6	2,2-4,0
Hühner	4,3-13	3,0-9,0	3,2-9,5	2,5-7,6	0,9-2,6	7,7-24,0
Festmist [kg/t]						
Rinder	5,0-6,0	1,2-1,5	2,5-4,0	6,5-7,0	1,0-2,2	3,0-6,4
Schweine	5,5-11,0	-	4,0-8,5	3,0-8,0	1,6-2,6	4,0-8,4
Hühner	13-38	-	8,0-38	7,0-25	2,0-7,0	21-73
Jauche [kg/m³]						
Rinder	1,5-4,0	1,8-3,5	0,2	3,4-8,0	-	-
Schweine	1,8-5,0	1,6-4,5	0,9	2,4-4,8	-	-

5.2.2 Bedeutung der einzelnen Parameter als Indikator für den Einfluss der Landwirtschaft auf das oberflächennahe Grundwasser

5.2.2.1 Elektrische Leitfähigkeit

Die elektrische Leitfähigkeit gibt als Summenparameter für gelöste, dissoziierte Stoffe einen ersten Hinweis auf den Mineralstoffgehalt des Wassers (FRIMMEL 1999). Mineralstoffarmes Grundwasser weist nach KÖLLE (2001) eine Leitfähigkeit von etwa 10 bis 30 mS/m auf. Eine Leitfähigkeit von 65,5 mS/m weist dagegen auf ein durch die Landwirtschaft beeinflusstes Grundwasser hin (HÖLL 2002).

Im Bereich der Ackerflächen des TUGes Tetenhusen reichen die elektrischen Leitfähigkeiten des oberflächennahen Grundwassers von 20,6 bis 58,4 mS/m (siehe *Abbildung 36* in *Band 2*), die mittlere (arithmetisches Mittel) Leitfähigkeit

liegt bei 40,5 mS/m. Die Leitfähigkeit des oberflächennahen Grundwassers unter den Ackerflächen bleibt zwar unter dem von HÖLL (2002) angegebenen Wert von 65,5 mS/m, eine Erhöhung der Werte im Vergleich zu den Leitfähigkeiten im Bereich des Waldes ist aber dennoch zu erkennen. Dies zeigt auch die mittlere Leitfähigkeit im Bereich des angrenzenden Staatsforstes, welche mit 25,1 mS/m deutlich niedriger ist. Ähnliche Ergebnisse zeigen die Untersuchungen von WELTE (1982), wonach das Grundwasser im Bereich ungedüngter Flächen der schleswig-holsteinischen Geest eine mittlere elektrische Leitfähigkeit von rund 24 mS/m, im Bereich von mittlerer bis intensiver landwirtschaftlicher Nutzung dagegen etwa 35 mS/m erreicht. Auch HERRMANN (2004) stellt in einer vergleichbaren Untersuchung fest, dass die elektrische Leitfähigkeit des Grundwassers von den Waldflächen, über Grünlandflächen bis hin zu den ackerbaulich genutzten Flächen zunimmt. Im oberflächennahen Grundwasser konnte HERRMANN (2004) Leitfähigkeiten von 25,0 bis 48,8 mS/m für den Bereich der Ackerflächen messen.

Für die Höhe der elektrischen Leitfähigkeit sind vor allem die Konzentrationen von Natrium, Kalium, Calcium, Magnesium sowie Nitrat, Chlorid und Sulfat ausschlaggebend, da diese nur schlecht in den feinmaterialarmen Sandböden adsorbiert werden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). Die Auswaschung dieser Ionen in das Grundwasser ist daher zum Teil erheblich.

5.2.2.2 Nitrat-Stickstoff

Obgleich Nitrat auch in natürlichen bzw. naturnahen Ökosystemen vorkommt, kann die Höhe der Nitrat-Konzentrationen beziehungsweise die Konzentration der Stoffwechselprodukte, welche bei der Denitrifikation entstehen, als Indikator für den Einfluss der Landwirtschaft auf das Grundwasser genutzt werden (LANU 2001c). Nitrat-Konzentrationen zwischen 0 und 10 mg/L (≙ 0–2,3 mg/L NO_3-N) im Grundwasser liegen nach LANU (2001c) im Rahmen geogen bedingter Nitrat-Konzentrationen. BOUWER et al. (1992) gibt für die natürliche Hintergrundbelastung des Grundwassers im Wassereinzugsgebiet des Wasserwerkes Getelo-Itterbeck (niedersächsisches Geestgebiet) eine Nitrat-Konzentration von 7 mg/L (≙ 1,61 mg/L NO_3^--N) an. GÄHT & FREDE (1992) sowie HÖLL (2002) be-

richten, dass bei einem Waldanteil von 100 % die natürliche Nitrat-Konzentration im Grundwasser ca. 5 mg/L (≙ 1,15 mg/L NO_3^--N) beträgt.
Bei 80 bis 100 % Ackerflächenanteil dagegen überschreitet die Nitrat-Konzentration einen Grenzwert von 50 mg/L (≙ 11,5 mg/L NO_3^--N) (GÄHT & FREDE 1992). Dieser Grenzwert von 50 mg/L entspricht dem TrinkwV-Grenzwert für Trinkwasser. Grundwasser, dessen Nitrat-Konzentration diesen TrinkwV-Grenzwert überschreitet, wird nach LANU (2001c) als sehr stark anthropogen belastet eingestuft (siehe *Tabelle 24*).

Tabelle 24: Belastungsklassen für Nitrat (mg/L) im Grundwasser (nach LANU 2001c, erweitert)

Nitrat (mg/L)	Nitrat-N (mg/L)	Belastungsklassen
0 – 10	0 – 2,3	natürliche bzw. naturnahe Ökosysteme
> 10 – 25	> 2,3 – 5,75	anthropogen erhöht, Nutzungseinfluss erkennbar
> 25 – 50	> 5,75 – 11,5	noch unterhalb der TrinkwV, deutlich anthropogen erhöht
> 50	> 11,5	oberhalb der TrinkwV, sehr stark anthropogen erhöht

Die Nitrat-Stickstoff-Konzentrationen des Grundwassers im Bereich der Ackerflächen des TUGes Tetenhusen lassen sich wie oben beschrieben deutlich von den Nitrat-Stickstoff-Konzentrationen im Bereich der übrigen Nutzungsarten abgrenzen (siehe *Abbildung 42* in *Band 2*). Diese erreichen unter den ackerbaulich genutzten Flächen eine Maximal-Konzentration von 32,02 mg/L und überschreiten damit den TrinkwV-Grenzwert von 11 mg/L um fast das Dreifache. Im Bereich der Waldflächen liegen die Nitrat-Stickstoff-Konzentrationen dagegen in der Regel weit unter 2,3 mg/L, also im Bereich der Nitrat-Stickstoff-Konzentrationen natürlicher bzw. naturnaher Ökosysteme (vgl. *Tabelle 24*).
Besonders auffällig sind die Nitrat-Stickstoff-Konzentrationen mit 11,19 bis 32,02 mg/L an den Messstellen 106, 107 und 108 im südlichen Ackerbereich, der einen hohen Maisanteil aufweist. Hier liegen sämtliche Werte über 11 mg/L, so dass hier das Grundwasser nach LANU (2001c) als sehr stark anthropogen belastet eingestuft werden kann. Auch an den Messstellen 121, 122, 123 und 124 im nördlichen TUG ist die Belastung des oberflächennahen Grundwassers durch die Landwirtschaft mit Nitrat-Stickstoff-Konzentrationen von 2,75 bis 15,44 mg/L im Untersuchungszeitraum erkennbar bis sehr stark erhöht. Insge-

samt ist die Belastung des Grundwassers im südlichen, ackerbaulich genutzten Bereich deutlich höher als im nördlichen TUG. GÄHT & FREDE (1992) weisen in diesem Zusammenhang darauf hin, dass das Grundwasser im Bereich von Silomaisanbauflächen in der Regel mit Nitrat belastet ist. Dabei wird für die Grundwassergefährdung hauptsächlich eine unsachgemäße Anwendung der organischen Düngemittel verantwortlich gemacht. Da die Maispflanzen eine vergleichsweise hohe Verträglichkeit gegenüber überhöhten Güllegaben zeigen, wird im Frühjahr und auch später häufig über den eigentlichen Bedarf mit Gülle gedüngt, um Überschüsse aus der Viehhaltung zu entsorgen (ROHMANN & SONTHEIMER 1985). Letzteres Argument ist in Bezug auf die Messstellen 106, 107 und 108 im hauptsächlich vom Maisanbau geprägten Ackerbereich von Bedeutung. Höhere Güllegaben in diesem Bereich könnten eine Erklärung für die deutlich höheren Nitrat-Stickstoff-Konzentrationen gegenüber denen der Messstellen 121, 122, 123 und 124 sein.

Neben den Ergebnissen der Grundwasseranalysen zeigen auch die Ergebnisse der Bodenuntersuchungen deutlich eine Erhöhung der Nitrat-Stickstoff-Konzentration in den wässrigen Auszügen der Bodenproben aus der Messstelle 504 im Bereich der Acker gegenüber den wässrigen Auszügen aus den Bodenproben der Bohrprofile 502 und 503 im Wald. Zum Vergleich wurde in den wässrigen Auszügen der Bodenproben der Messstelle 504 eine maximale Nitrat-Stickstoff-Konzentration von 6,57 mg/L (333 bis 366 cm Tiefe) gemessen, in den wässrigen Auszügen der Proben aus dem Wald weist die Nitrat-Stickstoff-Konzentration nur einen Maximalwert von 0,94 mg/L auf (vgl. *Abbildung 120* und *Tabelle 78* in *Band 2*).

Insgesamt stützen die Ergebnisse die Aussagen von BOUWER et al. (1992). BOUWER et al. (1992) stellten aus den Untersuchungen des Grundwassers ebenfalls fest, dass hohe Nitrat-Konzentrationen ausschließlich im oberflächennahen Grundwasser unter landwirtschaftlichen Flächen auftreten. Hier konnten vergleichsweise Nitrat-Konzentrationen zwischen 90 und 240 mg/L (≙ 20,7 bis 55,2 mg/L NO_3-N) festgestellt werden, die zum Teil die Nitrat-Konzentrationen des oberflächennahen Grundwassers der Ackerflächen im TUG Tetenhusen noch deutlich überschreiten. Auch BAUMGARTEN (1997) berichtet, dass im oberflächennahen Grundwasser ackerbaulicher Flächen mehr als 35 % der Mess-

stellen im UG Nordheide bei Hamburg, Nitrat-Konzentrationen von über 50 mg/L aufweisen.

An den Messstellen 103 und 104 zwischen der Garlbek-Niederung und den angrenzenden Ackerflächen sowie an den Messstellen 125 und 126 nahe der Bennebek konnte Nitrat-Stickstoff nur in geringen Konzentrationen (maximal 0,57 mg/L, Messstelle 103) oder gar nicht nachgewiesen werden. Auch bei anderen Parametern weichen die Werte dieser vier Messstellen von denen der benachbarten Messstellen auf Ackerflächen deutlich ab. Neben geringeren Grundwasserflurabständen und niedrigeren Sauerstoffgehalten ist auch das Redoxpotential an den Messstellen 103, 104 und 125, 126 wesentlich niedriger (7 bis -119 mV) als an den Messstellen 105, 106, 107, 108 und 121, 122, 123, 124 (60 bis 282 mV) (siehe *Abbildung 7* sowie in *Band 2 Abbildung 37* und *Abbildung 39*). Die Sulfat- und Eisen-Konzentrationen sind dagegen an den vier Messstellen 103, 104 und 125, 126 auffällig höher als an den übrigen Messstellen unter Acker (siehe *Abbildung 49*und *Abbildung 53* in *Band 2*).

Aufgrund der Kombination von geringen Nitrat-Konzentrationen, niedrigen Redoxpotentialen sowie erhöhten Eisen- und Sulfat-Konzentrationen im Grundwasser kann auf eine autotroph-chemolithotrophe Denitrifikation des Nitrat-Stickstoffs geschlossen werden (vgl. LANU 2001c). Dabei wird Nitrat von Mikroorganismen zu molekularem Stickstoff reduziert, indem Eisen-Schwefel-Verbindungen, wie zum Beispiel Pyrit (FeS_2), oxidiert werden. Diese Art der Denitrifikation folgt dem allgemeinen Reaktionsschema (vgl. *Gl. 2* und ROHMANN & SONTHEIMER 1985):

$$5\ FeS_2 + 14\ NO_3^- + 4\ H^+ \rightarrow 7\ N_2 + 10\ SO_4^{2-} + 5\ Fe^{2+} + 2\ H_2O \qquad (Gl.\ 2)$$

An den benachbarten Messstellen 101 sowie 102 in der Garlbek-Niederung ist ebenfalls eine autotroph-chemolithotrophe Denitrifikation zu erkennen (vgl. *Kapitel 5.3*). Vergleichbare Ergebnisse liegen für das Grundwasser in Niedersachsen vor. Dort sind nach SCHEFFER (1999) aufgrund des reduktiven Nitratabbaues über 50% der Grundgewässer fast nitratfrei, wobei der Sulfat-Gehalt und die Hydrogencarbonat-Konzentration ansteigen und eine Belastung des Grundwassers anzeigen. In diesem Zusammenhang weist SCHEFFER (1999) darauf hin, dass der Nitrat-Abbau ein endlicher Prozess ist, der in mehreren 100 Jahren

aber auch in wenigen Jahrzehnten abgeschlossen sein kann. In welcher Intensität die Denitrifikation stattfinden, kann hängt neben den Milieubedingungen wesentlich vom Vorrat an organischen Kohlenstoff- beziehungsweise Pyrit-Quellen im Boden ab. Ist dieser Vorrat erschöpft, kann es zu einer Anreicherung des gesundheitsgefährdenden Nitrates im Grundwasser (auch im tiefen Grundwasser) kommen.

Die tatsächliche Nitrat-Konzentration im Grundwasser wird, wie diese Ergebnisse verdeutlichen, neben den oben genannten Faktoren (Witterung, Bodenart, Düngung u.s.w.) wesentlich von den Denitrifikationsvorgängen während der Passage durch den Bodenkörper bestimmt. Wie oben gezeigt, wäre es also falsch, allein aufgrund der Nitrat-Konzentrationen zu entscheiden, ob eine Belastung des Grundwassers vorliegt oder nicht. Für die Beurteilung müssen auch die möglichen Stoffwechselprodukte der Denitrifikation (Sulfat und Eisen bei der autotroph-chemolithotrophen Denitrifikation bzw. Hydrogencarbonat bei der heterotroph-chemoorganotrophen Denitrifikation) berücksichtigt werden. Unter diesem Aspekt ist auch für das Grundwasser der Messstellen 103, 104 und 125, 126 eine Belastung durch die Landwirtschaft erkennbar, obwohl die Nitrat-Stickstoff-Konzentrationen an diesen Messstellen im Bereich der natürlichen bzw. naturnahen Ökosysteme liegen (vgl. LANU 2001c).

5.2.2.3 Ammonium-Stickstoff

Ammonium entsteht unter anderem als Abbauprodukt von tierischem und pflanzlichem Eiweiß. Nach KÖLLE (2001) ist Ammonium-Stickstoff in sauerstoffhaltigem Grundwasser in der Regel nicht oder nur in Spuren (< 0,04 mg/L) anzutreffen, wobei nach dem AMT FÜR UMWELT UND ENERGIE BASEL-STADT (2000) auch Konzentrationen bis 0,08 mg/L möglich sind. Hohe Ammonium-Konzentrationen gelten daher als ein Indikator für die akute Einleitung nicht oder unzureichend gereinigter organischer Abwässer. Durch Überdüngung und Düngerausschwemmung kann Ammonium direkt in das Fluss- oder Grundwasser gelangen. Ein auf diese Weise erhöhter Ammonium-Gehalt geht meist einher mit einem ebenfalls erhöhten Nitratgehalt (BERUFSKOLLEG INSTITUT DR. FLAD 2005). Im Grundwasser mit anoxischen Milieubedingungen gilt eine Ammonium-Konzentration von 0,5 mg/l (≙ 0,39 mg/L NH_4^+-N) als Obergrenze des natür-

lichen Hintergrundgehaltes (AMT FÜR UMWELT UND ENERGIE BASEL-STADT 2000; LUA 2002)

Im TUG Tetenhusen tritt Ammonium-Stickstoff im Bereich der ackerbaulich genutzten Flächen mit Konzentrationen von 0 bis 1,51 mg/L im oberflächennahen Grundwasser als N-Komponente deutlich hinter dem Nitrat zurück. Dabei können die Messstellen der nördlichen Ackerflächen eindeutig von den südlichen GWMen hinsichtlich der Ammonium-Stickstoff-Konzentrationen unterschieden werden (siehe *Abbildung 43* in *Band 2*).

Die höchsten Ammonium-Stickstoff-Konzentrationen (0,92–1,51 mg/L) sind im April an den nördlichen Messstellen 121 bis 126 zu verzeichnen. In Verbindung mit den erhöhten Nitrat-Stickstoff-Konzentrationen lassen sich die deutlich erhöhten Ammonium-Stickstoff-Konzentrationen des sauerstoffhaltigen Grundwassers auf die Gülle-Düngung im Frühjahr zurückführen. Bereits im Folgemonat Mai sind die Ammonium-Stickstoff-Konzentrationen an den Messstellen 121, 122, 123 und 124 um mehr als zwei Drittel geringer als am ersten Beprobungstermin. Im Juli kann Ammonium-Stickstoff nur noch an der GWM 123 nachgewiesen werden. Diese deutliche Abnahme der Ammonium-Stickstoff-Gehalte an den vier Messstellen spricht in Verbindung mit den oxischen Milieubedingungen des oberflächennahen Grundwassers in diesem Bereich für die Nitrifikation des Ammoniums zu Nitrat (KÖLLE 2001; HÖLL 2002). Dabei handelt es sich um einen mikrobiellen Abbau des Ammoniums durch nitrifizierende Bakterien, die so genannten Nitrifikanten. Dieser Oxidationsprozess verläuft in zwei Teilschritten, wobei das Ammonium von Bakterien der Gattung *Nitrosomonas* zunächst in Nitrit umgewandelt wird. In einem zweiten Schritt oxidieren *Nitrobacter* – Bakterien das Nitrit zu Nitrat weiter (ROHMANN und SONTHEIMER 1985).

An den GWMen 125 und 126 sind die im April gemessenen Ammonium-Stickstoff-Konzentrationen von etwa 1 mg/L vergleichbar mit den Werten der benachbarten Messstellen 121, 122, 123 und 124. Jedoch kommt es an den beiden Messstellen 125 und 126 im Gegensatz zu den übrigen Ackermessstellen aufgrund der überwiegend anoxischen Verhältnisse (Sauerstoffgehalte < 2 mg/L)(LANU 2001c) nicht zu einem Umbau des Ammoniums zu Nitrat. Daher wurden hier über den gesamten Untersuchungszeitraum erhöhte Werte von über 0,5 mg/L gemessen.

Anders als an den beiden Messstellen nahe der Bennebek wurden im südlichen Ackerbereich (Messstellen 103 bis 108) überwiegend Ammonium-Stickstoff-Gehalte von unter 0,4 mg/L ermittelt, obwohl die Sauerstoffsättigung des oberflächennahen Grundwassers vergleichbar mit den Werten an den GWMen 125 und 126 ist. Zum Teil liegen die Sauerstoff-Konzentrationen an den beiden ersten Untersuchungsterminen unter 2 mg/L. Die gemessenen Ammonium-Stickstoff-Konzentrationen des Grundwassers unter den südlichen Ackerflächen sind vergleichbar mit den Ammonium-Stickstoff-Konzentrationen an den Messstellen 109, 110, 111 und 112 im südlichen Teil des Rendsburger Staatsforstes und liegen im Rahmen der oben angegebenen Obergrenze des natürlichen Hintergrundgehaltes bei anoxischen Verhältnissen. In diesem Bereich kann daher ein Einfluss durch die Landwirtschaft bezüglich der Ammonium-Stickstoff-Konzentrationen nicht nachgewiesen werden. Wie an den Messstellen 121 bis 124 ist auch im südlichen Ackerbereich eine Abnahme der Ammonium-Stickstoff-Konzentration im Verlauf der Untersuchung zu beobachten. Dieses Phänomen steht in einem direkten Zusammenhang mit den steigenden Sauerstoff-Gehalten an den jeweiligen Messstellen. Zeitweise steigen die Sauerstoff-Konzentrationen deutlich über den Grenzwert von 2 mg/L, so dass eine Nitrifikation des Ammoniums stattfinden kann.

Aufgrund der Umwandlung des Ammonium-Stickstoffs zu Nitrat-Stickstoff im oxischen Milieu eignet sich Ammonium-Stickstoff nur bedingt zur Identifizierung von landwirtschaftlich genutzten Flächen. Wie an den Messstellen 121, 122, 123 und 124 deutlich wird, ist eine Beobachtung der Ammonium-Stickstoff-Konzentrationen über einen längeren Zeitraum notwendig, um Aussagen über eine mögliche Verlagerung ins Grundwasser machen zu können. Insbesondere sollten die Untersuchungen kurz vor der Ausbringung der organischen Dünger beginnen, da wie oben beschrieben das Ammonium im oxischen Milieu zu Nitrat oxidiert wird (siehe oben) und nach einer gewissen Reaktionszeit unter Umständen nicht mehr nachgewiesen werden kann.

5.2.2.4 Phosphat-Phosphor

Grundwasser ist in der Regel frei von Phosphat-Phosphor, da Phosphate im Boden grundsätzlich einer Immobilisierung durch Adsorption an Tonkolloide

unterliegen (LANU 2001c; HÖLL 2002). Erst wenn der Boden P-gesättigt ist, findet ein Lösungstransport statt (WELTE 1982; RÖMER 1997). Für Sandböden mit geringem Anteil an tonigem Material, das heißt mit geringer Adsorptionsfähigkeit des Bodens, gilt daher, dass mit zunehmender Phosphat-Belastung des Bodens das Auswaschungsrisiko steigt (MEISSNER et al. 1992). Nach HÜTTER (1994) sind Phosphat-Phosphor-Konzentrationen über 0,033 mg/L fast ausschließlich auf anthropogene Verunreinigungen zurückzuführen. Dieser Wert deckt sich mit den Aussagen von WELTE (1982), wonach auf ungedüngten Flächen im oberflächennahen Grundwasser der Geest die Phosphat-Phosphor-Konzentrationen im Mittel bei 0,036 mg/L liegen.

Im Bereich der Ackerflächen des TUGes Tetenhusen reichen die Phosphat-Phosphor-Konzentrationen von 0 bis 0,33 mg/L und sind damit zum Teil (Messstelle 105) zehnmal so hoch wie die mögliche geogene Hintergrundbelastung nach HÜTTER (1994). Durchgehend erhöhte Phosphat-Phosphor-Konzentrationen konnten jedoch lediglich an der Messstelle 106 nachgewiesen werden. An allen übrigen Messstellen der Ackerflächen liegen die Phosphat-Phosphor-Konzentrationen nur an einzelnen Untersuchungsterminen oberhalb von 0,033 mg/L (103, 104, 105, 107, 121, 122, 123, 124 und 126) oder sind durchgehend unterhalb von 0,033 mg/L (108 und 125) (siehe *Abbildung* 44 in *Band 2*). Ein direkter Zusammenhang mit der Flächennutzung ist nicht zu erkennen, da erhöhte Phosphat-Phosphor-Konzentrationen nicht nur im Bereich der Ackerflächen, sondern auch im oberflächennahen Grundwasser unter Grünland und unter Wald gemessen wurden. Besonders im Juli kann unabhängig von der Nutzung und vom Grundwasserflurabstand an vielen Messstellen eine deutlich erhöhte Phosphat-Phosphor-Konzentration beobachtet werden. Dieser Umstand spricht gegen einen Eintrag mit dem Sickerwasser aus den untersuchten Flächen. Damit ist eine zeitweise Belastung des oberflächennahen Grundwassers zwar zum Teil sehr deutlich zu erkennen, eine eindeutige Beurteilung der Ursache ist jedoch nicht möglich.

5.2.2.5 Kalium

Im Grundwasser natürlicher bzw. naturnaher Ökosysteme mit sandigen Böden, wie sie im UG vorliegen, werden Kalium-Konzentrationen bis zu 4 mg/L erwar-

tet. Diese sind als geogene Hintergrundbelastung zu verstehen. Über diesen Grenzwert hinausgehende Konzentrationen sind in der Hauptsache auf eine landwirtschaftliche Nutzung zurückzuführen (FRIMMEL 1999), da Kalium hauptsächlich aus der landwirtschaftlichen Düngung stammt. Nach LANU (2001c) ist bereits ab einer Kalium-Konzentration von 3 mg/L ein anthropogener Nutzungseinfluss zu erkennen (siehe *Tabelle 25*).

Der Gehalt an Kalium im Grundwasser wird neben der Düngemenge wesentlich von der Menge an Tonmineralen mit freien Austauscher-Kapazitäten bestimmt, da die im Bodenwasser gelösten Kalium-Ionen stark an die Tonminerale adsorbiert werden. So kommt es vor allem in Böden mit geringem Tonmineralanteil oder auf bereits langfristig landwirtschaftlich genutzten Flächen, bei denen die Aufnahmekapazität der Tonminerale weitgehend erschöpft ist, zu einer Auswaschung des Kaliums in das Grundwasser (KÖLLE 2001). Eine Verlagerung des Kaliums in das Grundwasser unter den intensiv bewirtschafteten Ackerflächen im TUG Tetenhusen ist daher aufgrund der weitgehend fehlenden Austauscher-Kapazitäten zu erwarten. Abgesehen von der Adsorption an Tonmineralien unterliegt Kalium im Boden kaum einer Veränderung. Unabhängig vom Bodenmilieu kann Kalium deshalb auch als eine Art Tracer fungieren, mit dem Grundwasserströme verfolgt werden können und ein Flächenbezug möglich wird (KRIETER 2004). Folglich kann Kalium als unmittelbarer Indikator für eine mögliche Belastung des Grundwassers durch die Landwirtschaft genutzt werden (LANU 2001c).

Tabelle 25: Belastungsklassen für Kalium (mg/L) im Grundwasser (nach LANU 2001c)

Kalium (mg/L)	Belastungsklassen
0 – 3	natürliche bzw. naturnahe Ökosysteme
> 3 – 6	anthropogen erhöht, Nutzungseinfluss erkennbar
> 6 – 12	noch unterhalb der TrinkwV, deutlich anthropogen erhöht
> 12	oberhalb der TrinkwV, sehr stark anthropogen erhöht

Im UG werden sehr stark anthropogen erhöhte Kalium-Konzentrationen von über 12 mg/L fast ausschließlich unter ackerbaulich genutzten Flächen gemes-

sen. An den Messstellen im Wald, Moor und selbst im Bereich der Grünlandflächen bleiben die Kalium-Konzentrationen in der Regel unter 3 mg/L (siehe *Abbildung 45* in *Band 2*) und damit im Bereich der Kalium-Konzentrationen, welche für natürliche bzw. naturnahe Ökosysteme der Sanderzone zu erwarten sind.

Auffällig hohe Kalium-Konzentrationen von 5,94 bis 33,13 mg/L werden an den Acker-Messstellen 105, 106, 107 und 108 südlich sowie an den Messstellen 121, 122, 123, 124 und 126 nördlich der Sorge erreicht. Die Belastung des oberflächennahen Grundwassers durch die Landwirtschaft ist damit in diesem Bereich erkennbar bis sehr stark erhöht (vgl. *Tabelle 25*). Über den Untersuchungszeitraum schwanken die Kalium-Konzentrationen zwar, aber die Konzentrationsunterschiede bewegen sich an den einzelnen Messstellen in der Regel innerhalb der jeweiligen Belastungsklasse. Ähnliche Ergebnisse liefert die vergleichbare Untersuchung von HERRMANN (2004). Die Kalium-Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser unter den intensiv bewirtschafteten Ackerflächen lagen in den Untersuchungen von HERRMANN (2004) im Mittel bei 26 mg/L. Dabei konnten als direkte Reaktion auf Düngemaßnahmen Kalium-Konzentrationen von bis zu 40,2 mg/l im oberflächennahen Grundwasser gemessen werden.

An den Messstellen 103 und 104 zwischen Garlbek-Niederung und Acker sowie an der nördlichen Messstelle 125 direkt an der Bennebek weichen die Kalium-Konzentrationen deutlich von den Werten an den übrigen Messstellen im Bereich der Ackerflächen ab. Mit Kalium-Konzentrationen bis maximal 2,41 mg/L im oberflächennahen Grundwasser an den Messstellen 103, 104 und 125 ist hier eine Belastung des Grundwassers durch die Landwirtschaft in Bezug auf die Kalium-Konzentrationen nicht zu erkennen (vgl. *Tabelle 25*). In diesem Zusammenhang ist es sinnvoll, auch die benachbarten Messstellen zu betrachten, um mögliche Zusammenhänge zu erkennen. Dabei fällt auf, dass im südlichen Teil des Tetenhusener Profils nicht nur das Grundwasser an den Messstellen 103 und 104 außergewöhnlich niedrige Kalium-Konzentrationen aufweist; auch an den Messstellen 101 und 102 im Grünland liegen die Kalium-Konzentrationen unter 3 mg/L. An der Messstelle 127a im Wald werden dagegen mit einem Mittelwert von 13,4 mg/L ungewöhnlich hohe Kalium-Konzentrationen erreicht. An allen anderen Messstellen im Rendsburger Staatsforst liegt die Ka-

lium-Konzentration dagegen unter 3 mg/L. Diese räumliche Verteilung der Werte lässt sich nicht direkt durch die Flächennutzung erklären, wenn man lediglich davon ausgehen würde, dass das Wasser nur vertikal fließen würde. Bezieht man aber mit ein, dass Grundwasser immer dem hydraulischen Gradienten folgend lateral fließt, so können die oben genannten ungewöhnlich hohen beziehungsweise niedrigen Kalium-Konzentrationen an den Messstellen 127a beziehungsweise 103 und 104 im Folgenden erklärt werden:

Die anfängliche These von einer Grundwasserscheide im südlichen Bereich des Rendsburger Staatsforstes, wonach ein Teil des Grundwassers zur Sorge, der andere Teil Richtung Garlbek abströmt, stützte sich auf die Morphologie des Geländes. Im Laufe der Untersuchungen wurde diese These aufgrund der Grundwasserstände (bezogen auf NN) an den einzelnen Messstellen revidiert und eine zweite These wurde entwickelt. Den Grundwasserständen zufolge ist demnach aktuell eine Grundwasserscheide im Rendsburger Staatsforst nicht zu erkennen. Vielmehr sieht es so aus, als ob es im Bereich des Ackers zu einer Scheitelung des Grundwassers kommt (siehe *Abbildung 21*), wobei der Sorge im Norden eine bedeutende Funktion als Vorflut zukommt. Für den südlichen Bereich, Richtung Garlbek, ist diese These jedoch eher vage, da die Unterschiede hinsichtlich der Grundwasserstände (bezogen auf NN) zwischen den einzelnen Messstellen relativ gering sind (< 1 m). Für die geringen Niveauunterschiede könnten anstatt der Garlbek als Vorfluter auch Abweichungen in der Korngrößenverteilung des Grundwasserleiters und damit unterschiedliche Kapillarkräfte verantwortlich sein, die eine aufwärts gerichtete Bewegung des Wassers bedingen. Diese Frage kann beantwortet werden, wenn man die Eigenschaft des Kaliums als Tracer berücksichtigt. Gleichzeitig kann die oben beschriebene Verteilung der Kalium-Konzentrationen begründet werden.

Die erhöhten Kalium-Konzentrationen an der Messstelle 127a im Wald lassen sich eindeutig erklären, wenn man annimmt, dass das Grundwasser aus dem Acker zum benachbarten Wald strömt. Diese Ansicht gilt als sehr wahrscheinlich, da sowohl die Grundwasserstände dafür sprechen als auch die Tatsache, dass sonst nur im Bereich der Ackerflächen Kalium-Konzentrationen über 3 mg/L gefunden wurden (siehe *Abbildung 22*). Der Einfluss des Ackers auf das oberflächennahe Grundwasser kann somit auch noch im Randbereich des Waldes festgestellt werden. Ein weiterer Beweis für diese These sind die gegen-

über den anderen Messstellen im Wald ebenfalls deutlich erhöhten Nitrat-Stickstoff-Konzentrationen an der Messstelle 127a. Vergleichbar hohe Nitrat-Stickstoff-Konzentrationen wurden südlich der Sorge nur an den benachbarten Ackermessstellen 106, 107 und 108 gemessen.

Abbildung 21: Darstellung der vermuteten Grundwasserfließrichtung aufgrund der Geländeroberkante (GOK), der mittleren Grundwasserstände und den zugehörigen mittleren Kalium-Konzentrationen an den Messstellen unter Acker, Wald und Grünland im Teiluntersuchungsgebiet Tetenhusen; westliches Teilprofil

Abbildung 22: Darstellung der vermuteten Grundwasserfließrichtung aufgrund der Geländeroberkante (GOK), der mittleren Grundwasserstände und den zugehörigen mittleren Kalium-Konzentrationen an den Messstellen unter Acker, Wald und Grünland im Teiluntersuchungsgebiet Tetenhusen; östliches Teilprofil

Aufgrund der Denitrifikationsprozesse an den Messstellen 103 und 104 können die Nitrat-Stickstoff-Konzentrationen keinen eindeutigen Hinweis auf die Grundwasserfließrichtung geben. Aufschlussreich sind dagegen die Kalium-Konzentrationen. Strömte das Grundwasser in Richtung Garlbek, so müssten die an den Messstellen 105 und 106 stark erhöhten Kalium-Konzentrationen an den Messstellen 103 und 104 wieder zu erkennen sein; dies ist nicht der Fall. Stattdessen ähneln die Kalium-Konzentrationen an den Messstellen 103 und 104 auf den Ackerflächen stark den Kalium-Konzentrationen an den beiden Messstellen 101 und 102. Da das Kalium-Ion im Gegensatz zum Nitrat keinen Umwandlungsprozessen unterliegt, können die niedrigen Kalium-Konzentrationen an den Messstellen 103 und 104 mit dem Zustrom von kaliumarmem Grundwasser aus dem Grünland erklärt werden.
Diese Verteilung der Kalium-Konzentrationen zeigt sich sowohl an den einzelnen Messterminen als auch im Mittel, was darauf hinweist, dass das Grundwasser im Untersuchungszeitraum seine Strömungsrichtung beibehält. Demzufolge muss die These einer Grundwasserscheide im Bereich der südlichen Ackerflächen ebenfalls revidiert werden. Anders als vermutet zeigt die Verteilung der Kalium-Konzentrationen, dass der Garlbek für den Bereich der Äcker keine Vorflutfunktion zukommt. Insgesamt ergibt sich aus diesen Ergebnissen für das südliche UG eine allgemeine Fließrichtung des Grundwassers hin zur Sorge.

5.2.2.6 TOC

Der TOC ist ein Summenparameter für den Gehalt an organischen Stoffen im Wasser. Dabei werden der gelöste organische Kohlenstoff (DOC) und der partikulär organisch gebundene Kohlenstoff (POC) erfasst (HÜTTER 1994). Nach KRIETER (2004) kann man davon ausgehen, dass im Grundwasser, das nicht durch einen Torfkörper beeinflusst wird, der TOC-Gehalt dem DOC-Gehalt entspricht. Die Ursache dafür liegt in der Filterfunktion des Bodens. Die partikulären organischen Kohlenstoffe werden zum überwiegenden Teil im Bereich der Sickerwasserzone aus dem Wasser gefiltert, so dass hauptsächlich die gelösten organischen Kohlenstoffe ins Grundwasser gelangen. Laut dem INSTITUT FÜR UMWELTVERFAHRENSTECHNIK − UNIVERSITÄT BREMEN (2000) sind für natürli-

ches Grundwasser DOC-Werte bis 0.7 mg/l typisch. Ausgehend von der These, dass die TOC-Gehalte den DOC-Gehalten entsprechen, können also TOC-Konzentrationen von bis zu 0,7 mg/L als normale Hintergrundbelastung gewertet werden.

Im TUG Tetenhusen liegen die TOC-Konzentrationen des oberflächennahen Grundwassers im Bereich des Waldes (mit Ausnahme der Messstellen 127a) bei etwa 4 mg/L, also weit über dem oben genannten Wert von 0,7 mg/L. Ähnliche Konzentrationen zeigen sich auch im Grundwasser im Bereich der Messstellen 121, 122, 123 und 124 auf dem nördlichen Acker (siehe *Abbildung 40* in *Band 2*). Nach dem Bericht des MNUL (1992) weisen in Schleswig-Holstein etwa 40 % der Grundwassermessstellen des Basismessnetzes einen DOC-Gehalt von weniger als 2 mg/L auf. Bei etwa weiteren 30 % der Messstellen liegt die DOC-Konzentration zwischen 2 bis 4 mg/L.

An den Messstellen der ackerbaulich genutzten Flächen südlich der Sorge liegen die TOC-Konzentrationen mit Werten zwischen 5 und 13 mg/L dagegen deutlich höher. Die höchsten TOC-Konzentrationen im TUG Tetenhusen wurden an den Messstellen 125 und 126 im Uferbereich der Bennebek gemessen. Diese sind mit Werten von 14,68 bis 30,61 mg/L den TOC-Gehalten der Bennebek (23,18 bis 26,26 mg/L) ähnlich (siehe *Abbildung 80* in *Band 2*). Daher kann vermutet werden, dass die ufernahen Grundwassermessstellen 125 und 126 in einer hydraulischen Korrespondenz mit der Bennebek stehen.

5.2.2.7 Calcium und Magnesium

Calcium und Magnesium kommen im Grundwasser häufig im Verhältnis 10:1 vor. In der Landwirtschaft sind beide Elemente Bestandteil der Düngemittel und dienen zur Verbesserung des Basenhaushaltes des Bodens (MNUL 1992). Für das oberflächennahe Grundwasser der schleswig-holsteinischen Geest gibt WELTE (1982) eine durchschnittliche Calcium-Konzentration von 22,0 mg/L für ungedüngte Flächen und 51,3 mg/l für gedüngte Flächen an. In Bezug auf die Magnesium-Konzentrationen konnte WELTE (1982) keine signifikanten Unterschiede zwischen dem Grundwasser ungedüngter und gedüngter Flächen erkennen. Für den Bereich ungedüngter Flächen liegt die Magnesium-Kon-

zentration nach WELTE (1982) im Mittel bei etwa 4,0 mg/L, unter gedüngten Flächen bei etwa 5,7 mg/L.
Ähnliche Ergebnisse wurden im TUG Tetenhusen ermittelt. Die mittlere Calcium-Konzentration des oberflächennahen Grundwassers im Rendsburger Staatsforst bestätigt mit 22,97 mg/L die Ergebnisse von WELTE (1982). Auch die mittlere Calcium-Konzentration von 48,44 mg/L im oberflächennahen Grundwasser der Ackerflächen stimmt mit dem Wert von WELTE (1982) überein, so dass ein Einfluss der Landwirtschaft deutlich zu erkennen ist. Die höchsten Calcium-Konzentrationen wurden dabei im Randbereich der Ackerflächen (Messstellen 103, 104,108 und 125) gemessen (siehe *Abbildung 47* in *Band 2*).
Wie erwartet betragen die Magnesium-Konzentrationen im Mittel nur etwa ein Zehntel der Calcium-Konzentrationen des oberflächennahen Grundwassers. Aus dem Mittelwert der Magnesium-Konzentrationen von 3,97 mg/L im Bereich der Ackerflächen ist gegenüber durchschnittlich 3,12 mg/L im Bereich des Waldes keine deutliche Erhöhung der Magnesium-Konzentrationen durch die Landwirtschaft zu erkennen. Die mittlere Magnesium-Konzentration ist im landwirtschaftlichen Einzugsbereich im Vergleich zu den Ergebnissen von WELTE (1982) um ein Drittel geringer. Hinsichtlich der Magnesium-Konzentrationen fallen lediglich die Messstellen 105, 106, 107 und 108 aufgrund durchgehend erhöhter Werte (4,29 bis 6,54 mg/L) auf. Die Messstellen 103 und 104 weisen dagegen analog zu den benachbarten im Grünland befindlichen Messstellen 101 und 102 im Grünland deutlich niedrigere Magnesium-Konzentrationen (um 2 mg/L) auf (siehe *Abbildung 48* in *Band 2*). Dies könnte − wie oben beschrieben − auf die Anströmrichtung des Grundwassers zurückzuführen sein. An den übrigen Messstellen der Ackerflächen sind die Magnesium-Konzentrationen vergleichbar mit den Werten im oberflächennahen Grundwasser der Waldgebiete, so dass ein Einfluss durch die Landwirtschaft hier nicht zu erkennen ist.

Allgemein ist bei beiden Elementen eine Zunahme der Konzentration an den einzelnen Messstellen im Verlauf der Untersuchungen festzustellen. Damit könnten auch die im Untersuchungsverlauf steigenden pH-Werte an den jeweiligen Messstellen erklärt werden.

5.2.2.8 Natrium und Chlorid

Natrium wird unter anderem bei der Verwitterung natriumhaltiger Silikate freigesetzt. Auf diese Weise verursachte Natrium-Konzentrationen sind als geogene Hintergrundbelastung anzusprechen und können nach FRIMMEL (1999) im Grundwasser im Bereich von Sanden und Kiesen einen Wert von 2 bis 4 mg/L erreichen. Im oberflächennahen Grundwasser können erhöhte Natrium-Gehalte in Küstennähe durch salzhaltige Aerosole (seaspray) verursacht werden (vgl. *Kapitel 5.1.2.1*). Auch der Eintrag anthropogener Verunreinigungen (zum Beispiel Streusalze oder Kalidünger) kann diesbezüglich ursächlich sein (KÖLLE 2001, LANU 2002a). Nach HÖLL (2002) liegt die Natrium-Konzentration durch die Landwirtschaft beeinflusster Grundwässer bei ca. 18 mg/L. WELTE (1982) konnte keinen signifikanten Unterschied zwischen den Natrium-Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser gedüngter und ungedüngter Flächen feststellen. Im Mittel lag die Natrium-Konzentration des oberflächennahen Grundwassers in der schleswig-holsteinischen Geest bei 14,0 mg/L (gedüngt) beziehungsweise bei 13,8 mg/L (ungedüngt) (WELTE 1982).
Auch im TUG Tetenhusen kann kein eindeutiger Zusammenhang zwischen der Flächennutzung und den Natrium-Konzentrationen festgestellt werden. Sowohl im Grundwasser unter Ackerland, als auch unter Wald liegen die Natrium-Konzentrationen weit über der maximalen geogenen Hintergrundbelastung von 4 mg/L (vgl. FRIMMEL 1999). Im oberflächennahen Grundwasser im Bereich der Ackerflächen liegt die mittlere Natrium-Konzentration bei 17,2 mg/L, im Bereich des Rendsburger Staatsforstes sogar bei 22,0 mg/L. Dabei fällt besonders auf, dass an den meisten Grundwassermessstellen unabhängig von der Nutzungsart und dem Grundwasserflurabstand die jeweiligen Konzentrationsmaxima im Juni auftreten (siehe *Abbildung 46* in *Band 2*). Ein direkter Einfluss aus der Düngung der untersuchten Flächen kann daher ausgeschlossen werden.

Für Chlorid kann als geogene Hintergrundbelastung in Sanden eine Konzentration von 20 bis 40 mg/L im Grundwasser angenommen werden (FRIMMEL 1999). In küstennahen Gebieten werden Chloride mit dem Niederschlag eingetragen (vgl. Natrium). Nach KÖLLE (2001) ist unter landwirtschaftlichen Flächen die Chlorid-Konzentration des Grundwassers immer erhöht, da die häufig verwen-

deten Kalidünger zumeist aus Kaliumchlorid bestehen, dem unter anderem auch Natriumchlorid als Nebenbestandteil zugefügt ist. Ferner sind auch Gülle und Jauche chloridhaltig. Je nach Intensität der landwirtschaftlichen Nutzung können daher die Chlorid-Konzentrationen Werte bis 100 mg/L erreichen (KÖLLE 2001). Nach HÖLL (2002) ist ab einer Chlorid-Konzentration von etwa 58 mg/L der Einfluss durch die Landwirtschaft auf das Grundwasser deutlich zu erkennen. Im TUG Tetenhusen bleiben die Chlorid-Konzentrationen des oberflächennahen Grundwassers in der Regel im Bereich der geogenen Hintergrundbelastung; dies gilt sowohl für das Waldgebiet als auch für die Ackerflächen. Abweichend von KÖLLE (2001) kann keine regelhafte Erhöhung der Chlorid-Werte unter Acker festgestellt werden. Ähnlich wie beim Natrium ist kein eindeutiger Zusammenhang zwischen der Flächennutzung und der Höhe der Chlorid-Konzentrationen zu erkennen. Im Mittel beträgt die Chlorid-Konzentration des oberflächennahen Grundwassers 27,56 mg/L im Wald, beziehungsweise 24,51 mg/L im ackerbaulich genutzten Areal. Unabhängig vom Grundwasserflurabstand und der Nutzung treten die Konzentrationsmaxima beziehungsweise –minima an den meisten Grundwassermessstellen zeitgleich auf (siehe *Abbildung 52* in *Band 2*).

KÖLLE (2001) und SCHULZ (1973b) weisen darauf hin, dass die Konzentrationen von Natrium und Chlorid oft in einem engen Zusammenhang stehen, da sie häufig gemeinsam auftreten. Erhöhte Konzentrationen beider Elemente können dabei aus den Einträgen von Natrium-Chlorid mit dem Niederschlag stammen oder durch die Ausbringung von Streusalzen oder Kalidünger entstehen (siehe oben). Auch im oberflächennahen Grundwasser im TUG Tetenhusen ist eine Korrelation zwischen den Chlorid-Konzentrationen und den jeweiligen Natrium-Konzentrationen an den einzelnen Messstellen zu erkennen (vgl. *Abbildung 23*). Insgesamt fällt auf, dass sowohl die Chlorid- als auch die Natrium-Konzentrationen im westlichen Profil zum Teil wesentlich höher sind als im östlichen Profil.

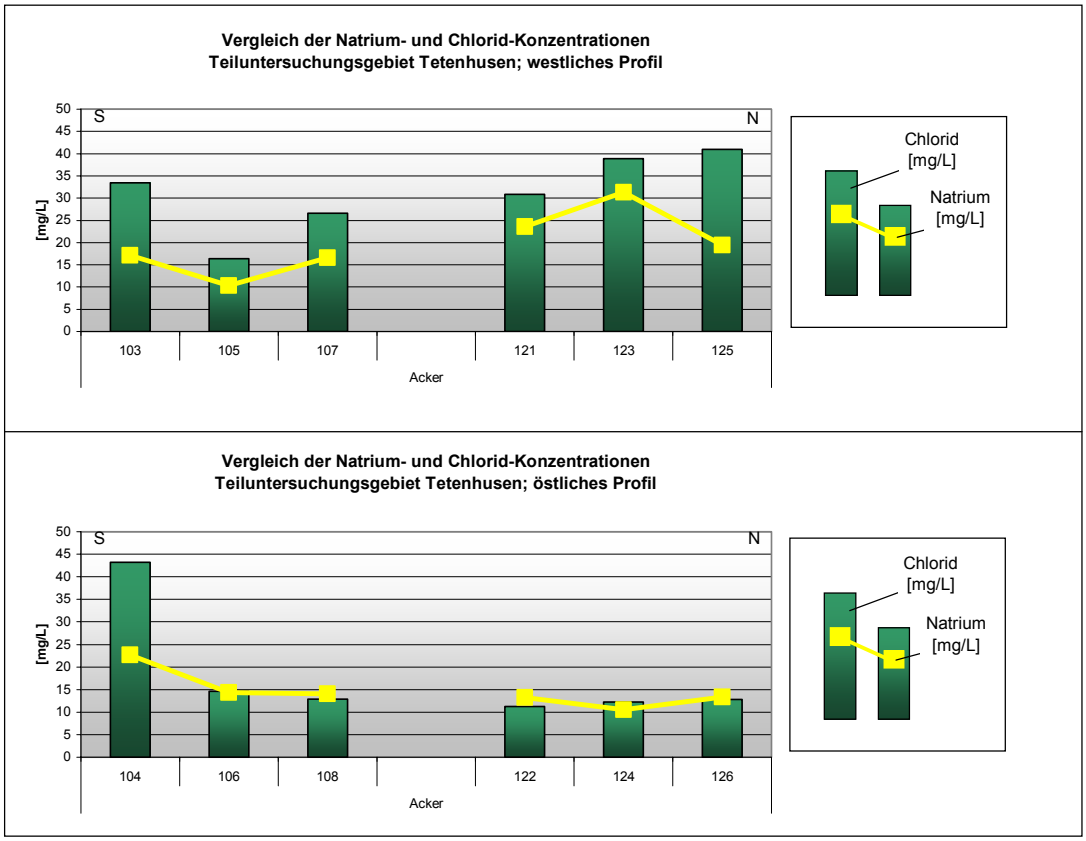


Abbildung 23: Vergleich der Natrium- und Chloridkonzentrationen im oberflächennahen Grundwasser an den verschiedenen Messstellen unter Acker im Teiluntersuchungsgebiet Tetenhusen

5.2.2.9 Gesamt-Eisen

Eisen ist im Grundwasser unter den meisten Bedingungen nur wenig mobil (DVWK 1996). Im Bereich der Sander ist gelöstes Eisen nur in geringen geogenen Konzentrationen von 0,1 bis 2 mg/L im Grundwasser zu erwarten (FRIMMEL 1999). Nur unter reduzierten Bedingungen sind höhere Eisen-Konzentrationen von 1 bis 10 mg/L zu erwarten, wenn durch Reduktionsprozesse oder Denitrifikation größere Mengen an zweiwertigem Eisen freigesetzt werden (DVWK 1996). Im TUG Tetenhusen liegen die Gesamt-Eisen-Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser unter den Ackerflächen zum größten Teil unter 1 mg/L, also im Bereich der geogenen Konzentrationen (vgl. FRIMMEL 1999). Lediglich an den Messstellen 103, 104 und 125, 126 sind höhere Gesamt-Eisen-Konzentrationen zu verzeichnen (siehe *Abbildung 49* in *Band 2*). Diese

sind auf die bereits beschriebene Denitrifikation zurückzuführen (siehe *Kapitel 5.2.2.2*).

5.2.2.10 Gesamt-Mangan

Nach DVWK (1996) ist Mangan im Grundwasser in der Regel nur in Spuren nachweisbar. Selbst unter reduzierenden Verhältnissen liegen die Mangan-Konzentrationen selten über 1 mg/L. Im Bereich der sandigen Grundwasserleiter reicht die geogene Hintergrundbelastung mit Mangan von etwa 0,02 bis 0,2 mg/L (FRIMMEL 1999). Im schleswig-holsteinischen Raum sind laut dem MNUL (1992) auch im reduzierten Milieu die Mangan-Konzentrationen selten über 0,4 mg/L. Erhöhte Mangan-Werte im Grundwasser unter landwirtschaftlichen Flächen von 0,36 bis 1,33 mg/l weisen auf eine Akkumulation von Mangan aus Düngemaßnahmen hin (HERRMANN 2004). Die mittlere Gesamt-Mangan-Konzentration im oberflächennahen Grundwasser unter Wald liegt bei 0,24 mg/L, wobei die Höhe des Mittelwertes maßgeblich durch die Messstelle 127a und 127b beeinflusst wird. Hier kann eine überdurchschnittliche Gesamt-Mangan-Konzentration von maximal 3,8 mg/L festgestellt werden. Ohne die beiden Messstellen 127a und 127b liegt die mittlere Gesamt-Mangan-Konzentration bei nur 0,05 mg/L. Nimmt man an, dass es sich an den Messstellen 127a und 127b um eine Sondererscheinung handelt, so kann die mittlere Mangan-Konzentration von 0,05 mg/L als tatsächliche geogene Hintergrundbelastung gewertet werden. Vergleicht man die Gesamt-Mangan-Gehalte im oberflächennahen Grundwasser unter Acker (im Mittel 0,26 mg/L) mit diesem Wert, so ist eine deutliche Erhöhung der Gesamt-Mangan-Konzentrationen unter den Ackerflächen zu erkennen (siehe *Abbildung 50* in *Band 2*). Auch wenn die Mangan-Gehalte unter den Werten von HERRMANN (2004) liegen, ist dennoch ein Einfluss der Düngung anzunehmen, da erhöhte Mangan-Konzentrationen nicht nur unter reduzierenden Verhältnissen auftreten.

5.2.2.11 Aluminium

Aluminium besitzt nur eine geringe geochemische Beweglichkeit und spielt daher im Grundwasser nur eine untergeordnete Rolle. Höhere gelöste Aluminium-Konzentrationen werden in der Regel nur in sauren Grundwässern gemessen

(DVWK 1996). Nach FRIMMEL (1999) ist im sandgeprägten Grundwasser mit einer Aluminium-Konzentration von 0,01 bis 0,3 mg/L als geogene Elementkonzentration zu rechnen. Bereits ab einer Konzentration von 0,1 mg/L ist mit einem anthropogenen Einfluss zu rechnen (HÖLL 2002). Im oberflächennahen Grundwasser des TUGes konnte Aluminium im Bereich der Ackerflächen bis auf wenige Einzelfälle nicht nachgewiesen werden (siehe *Abbildung 51* in *Band 2*). Ein Einfluss der Landwirtschaft auf das oberflächennahe Grundwasser ist daher für Aluminium nicht zu erkennen.

5.2.2.12 Sulfat

Sulfat ist mit Ausnahme von stark reduzierten Grundwässern in nahezu allen Grundwässern in höheren Konzentrationen anzutreffen (DVWK 1996). Nach FRIMMEL (1999) ist im Bereich sandiger Grundwasserleiter eine Sulfat-Konzentration von 20 bis 60 mg/L im Grundwasser als geogene Hintergrundbelastung möglich. Als Sulfat-Quellen sind unter anderem der Niederschlag, die Mineralisation organischer Substanz sowie die Düngung auf landwirtschaftlichen Flächen zu nennen (MATTHEß 1994). Durch autotroph-chemolithotrophe Denitrifikation kann − wie oben beschrieben − ebenfalls Sulfat im Grundwasser freigesetzt werden (vgl. *Kapitel 5.2.2.2*). Eine Beeinflussung des Grundwassers durch Düngung lässt sich etwa ab einem Sulfat-Gehalt von 96 mg/L erkennen (HÖLL 2002). Im TUG wurden im oberflächennahen Grundwasser unter Wald Sulfat-Konzentrationen von 12,19 mg/L bis 47,81 mg/L gemessen. Die mittlere Sulfat-Konzentration im Wald beträgt 25,97 mg/L und kann als geogene Hintergrundbelastung für das TUG Tetenhusen angenommen werden (vgl. *Kapitel 5.1.4.2*). Damit vergleichbar ist die mittlere Sulfat-Konzentration von 25,25 mg/L im oberflächennahen Grundwasser unter den Ackerflächen. Die Konzentration von 96 mg/L, bei der nach Höll eine Beeinflussung des Grundwassers durch die Landwirtschaft zu erkennen ist, wird deutlich unterschritten. An den meisten Messstellen im Bereich der Ackerflächen liegen die Sulfat-Konzentrationen dabei unter oder knapp über dem Gehalt von 20 mg/L (siehe *Abbildung 53* in *Band 2*).

An den Messstellen 103, 104, 125 und 126 sind erhöhte Sulfat-Konzentrationen (bis maximal 63,47 mg/L) auf Denitrifikations-Prozesse zurückzuführen (vgl.

Kapitel 5.2.2.2). Ein direkter Einfluss der Landwirtschaft auf das Grundwasser durch Düngung von Sulfat ist auszuschließen, da im Mittel kein deutlicher Unterschied zu den Sulfat-Konzentrationen unter Wald zu erkennen ist. Allerdings kommt es durch die Denitrifikation von Nitrat, welches hauptsächlich aus der Düngung stammt, zu einer Erhöhung der Sulfat-Konzentrationen im Uferbereich der Bennebek bzw. am Randbereich der Garlbek-Niederung.

5.2.3 Zusammenfassende Bewertung

5.2.3.1 Vergleich der mittleren Stoffkonzentrationen im oberflächennahen Grundwasser unter Acker und unter Wald im TUG Tetenhusen

Fasst man alle Parameter zusammen, so ist bereits in dem kurzen Untersuchungszeitraum von vier Monaten ein deutlicher Einfluss der ackerbaulichen Nutzung auf das oberflächennahe Grundwasser nachweisbar. Wie in *Abbildung 24* zu sehen ist, weichen die mittleren Stoffkonzentrationen im Grundwasser unter Acker zum Teil deutlich von denen unter Wald ab. Dabei wird der Einfluss der ackerbaulich genutzten Flächen auf das Grundwasser am deutlichsten durch die düngerelevanten Stoffe Kalium, Mangan und Nitrat gekennzeichnet, bei denen die mittlere Konzentration um den Faktor 5,3 beziehungsweise 4,1 im Grundwasser unter Acker höher ist als im Grundwasser unter Wald (vgl. *Tabelle 26*). Daneben sind auch die Konzentrationen von Eisen, Calcium, TOC und Ammonium im oberflächennahen Grundwasser im Bereich der Ackerflächen eindeutig gegenüber den Konzentrationen im Waldgebiet erhöht.

Tabelle 26: Vergleich der mittleren (arithmetisches Mittel) Stoffkonzentrationen des oberflächennahen Grundwassers unter Wald mit den mittleren Stoffkonzentrationen des oberflächennahen Grundwassers unter Acker im TUG Tetenhusen; Parameter bei denen ein Einfluss der ackerbaulichen Nutzung deutlich wird

	NO_3-N [mg/L]	NH_4-N [mg/L]	K [mg/L]	Ca [mg/L]	TOC [mg/L]	Fe [mg/L]	Mn [mg/L]
Acker	8,49	0,44	12,33	48,44	9,67	1,64	0,26
Wald	2,07	0,23	2,34	22,97	4,67	0,51	0,05
Erhöhungs-Faktor	**4,1**	**1,9**	**5,3**	**2,1**	**2,1**	**3,2**	**5,3**

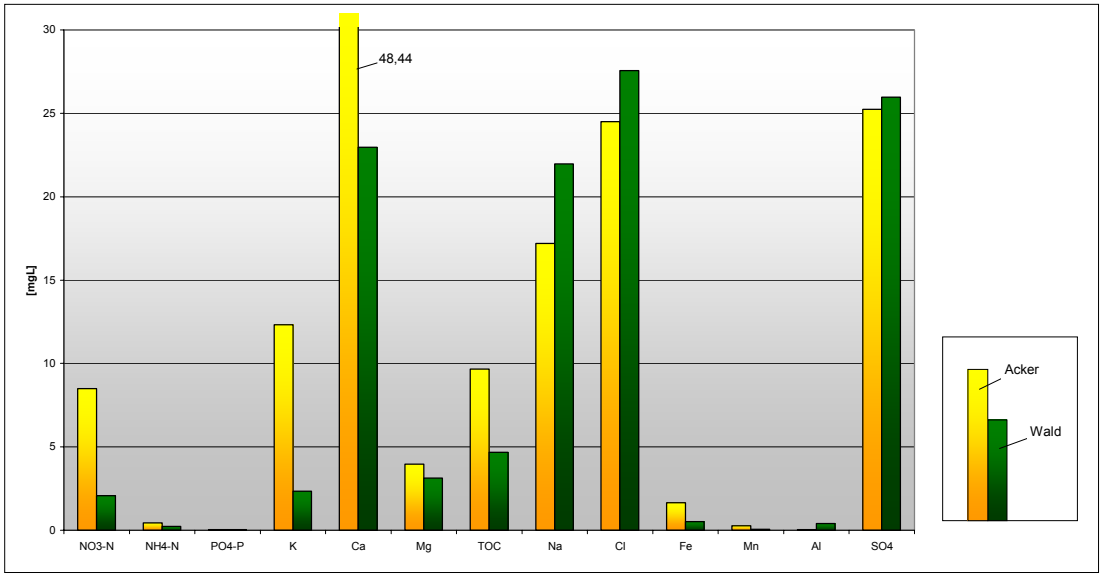


Abbildung 24: Vergleich der mittleren Stoffkonzentrationen des oberflächennahen Grundwassers unter Wald mit den mittleren (arithmetisches Mittel) Stoffkonzentrationen des oberflächennahen Grundwassers unter Acker im TUG Tetenhusen

Kein signifikanter Unterschied zwischen dem oberflächennahen Grundwasser unter Acker und unter Wald ist bei den mittleren Stoffkonzentrationen von Phosphat-Phosphor, Magnesium, Natrium, Chlorid und Sulfat zu erkennen (vgl. *Tabelle 27*). Die deutlich höhere mittlere Aluminium-Konzentration unter Wald wird durch die extrem hohen Werte an der Messstelle 127b verursacht. Mit Ausnahme dieser Messstelle ist kein wesentlicher Unterschied zwischen den Aluminium-Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser unter Wald und unter Acker zu erkennen.

Tabelle 27: Vergleich der mittleren (arithmetisches Mittel) Stoffkonzentrationen des oberflächennahen Grundwassers unter Wald mit den mittleren Stoffkonzentrationen des oberflächennahen Grundwassers unter Acker im TUG Tetenhusen; Parameter bei denen ein Einfluss der ackerbaulichen Nutzung nicht zu erkennen ist

	PO_4-P [mg/L]	Mg [mg/L]	Na [mg/L]	Cl [mg/L]	Al [mg/L]	SO_4 [mg/L]
Acker	0,04	3,97	17,2	24,51	0,03	25,25
Wald	0,04	3,12	21,98	27,56	0,40	25,97
Erhöhungs-Faktor	**1,0**	**1,3**	**0,8**	**0,9**	**0,1**	**1,0**

5.2.3.2 Einfluss der ackerbaulichen Nutzung auf das oberflächennahe Grundwasser an den einzelnen Messstellen unter Acker im TUG Tetenhusen

Im Bereich der Ackerflächen kann an allen Messstellen ein Einfluss der landwirtschaftlichen Nutzung auf das oberflächennahe Grundwasser festgestellt werden. Wie *Abbildung 25* am Beispiel von Kalium und Nitrat zeigt, ist der Grad der Belastung des oberflächennahen Grundwassers an den einzelnen Messstellen jedoch unterschiedlich und auch für die einzelnen Stoffe sind an den jeweiligen Messstellen zum Teil unterschiedliche Belastungsklassen zu verzeichnen. In Bezug auf Kalium und Nitrat kann lediglich an den beiden Messstellen 106 und 107 für beide Parameter eine sehr starke anthropogene Belastung des oberflächennahen Grundwassers über den gesamten Untersuchungszeitraum nachgewiesen werden.

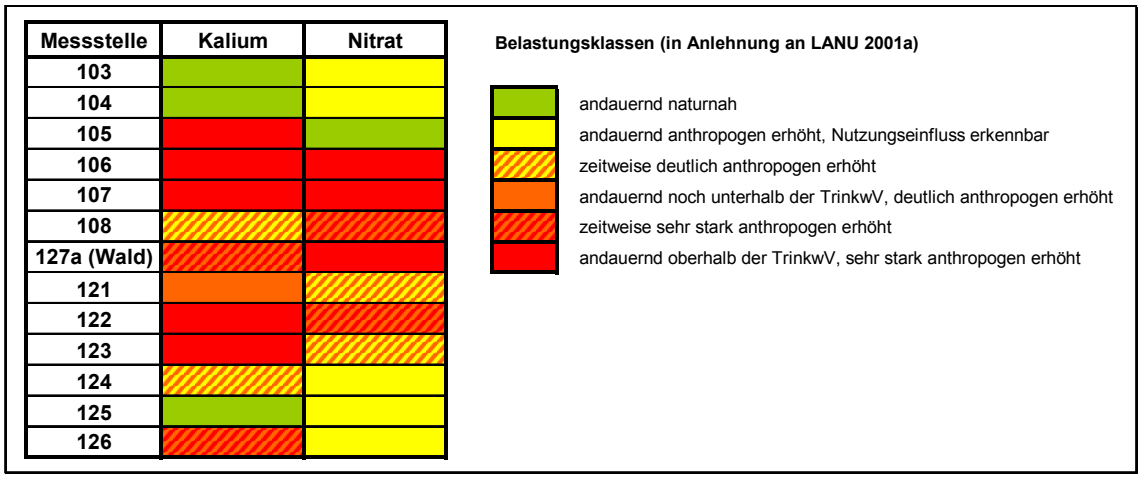


Abbildung 25: Belastungsgrad des oberflächennahen Grundwassers im Teiluntersuchungsgebiet Tetenhusen an den verschiedenen Messstellen unter Acker am Beispiel für Kalium und Nitrat

Alles in allem können die Messstellen im Bereich der Ackerflächen bezüglich der Werteverteilung der untersuchten Parameter in vier Gruppen unterteilt werden (vgl. dazu *Abbildung 42* bis *Abbildung 53* in *Band 2*):

Messstellen 103 und 104:

Wie am Beispiel der Kalium-Konzentrationen gezeigt wurde, ist davon auszugehen, dass das oberflächennahe Grundwasser aus dem Grünland in Richtung der Messstellen 103 und 104 strömt. Daher ähnelt das oberflächennahe Grundwasser an den Messstellen 103 und 104 in der chemischen Beschaffenheit den Werten an den benachbarten südlichen Messstellen 101 und 102 im Grünland.

Messstellen 105, 106, 107 und 108:

Die Messstellen 105, 106, 107 und 108 zeigen deutlich den Einfluss der ackerbaulichen Nutzung an. Hier werden im Mittel die höchsten Konzentrationen an Nitrat, Kalium, Mangan und Magnesium im Bereich der Ackerflächen gemessen.

Messstellen 121, 122, 123 und 124:

Auch an den Messstellen 121, 122, 123 und 124 ist der Einfluss der ackerbaulichen Nutzung zu erkennen. Insgesamt sind die Konzentrationen an Nitrat, Mangan, Calcium und Magnesium geringer als an den Messstellen 105, 106, 107 und 108.

Messstellen 125 und 126:

Die hydrochemische Beschaffenheit (Redoxpotenzial, Nitrat-Stickstoff, Eisen- und Sulfat-Konzentrationen) des oberflächennahe Grundwassers an den Messstellen 125 und 126 entspricht zum Teil der Beschaffenheit des oberflächennahen Grundwassers an den Messstellen 102 und 103. Diese ähnliche chemische Zusammensetzung beruht auf dem Prozess der Denitrifikation, der an beiden Standorten stattfindet. Darüber hinaus kann ein Einfluss der Bennebek angenommen werden (siehe *Kapitel 5.2.2.6*).

5.2.3.3 Ursachen der Auswaschung

Für die erhöhten Nährstoff-Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser der intensiv bewirtschaften Ackerflächen des UGes können mehrere Ursachen angeführt werden:

- geringe nutzbare Feldkapazität und damit geringes Retentionsvermögen der Sandböden
- erhöhte sommerliche Niederschläge
- geringe Menge an Tonmineralien mit freien Austauscher-Kapazitäten
- zu hohe und zeitlich unangebrachte Düngung.

Darüber hinaus wird die chemische Zusammensetzung des oberflächennahen Grundwassers wesentlich von den jeweiligen Standortfaktoren, wie zum Beispiel dem hydrochemischen Milieu, modifiziert (siehe *Kapitel 5.2.2.2*), so dass es kleinräumig zu spezifischen Stoffumsetzungsprozessen und daraus resultie-

rend zu unterschiedlichen Zusammensetzungen des oberflächennahen Grundwassers kommt.

5.3 Einfluss von grünlandgenutzten Niedermoorflächen auf die hydrochemische Beschaffenheit des Grundwassers und der angrenzenden Fließgewässer

(ANITA VORTANZ)

Aufgrund der minderen Standorteigenschaften, wie ungünstige Vorflutverhältnisse (Niederungen) und schwer zu bearbeitende Böden (Niedermoor) können derartige Bereiche nur eingeschränkt landwirtschaftlich genutzt werden. Ihre Nutzung erfolgt in der Regel als Grünland. Dabei lassen sich Wiesen, welche gemäht werden, von Weiden (die durch Beweidung gekennzeichnet sind) unterscheiden. Darüber hinaus gibt es Mähweiden, die sowohl gemäht als auch beweidet werden. Im UG ist der südliche Teil der Sorge-Niederung durch Wiesen geprägt, Weideflächen befinden sich dagegen hauptsächlich im nördlichen Teil der Sorge-Niederung und der Niederung der Bennebek im TUG Alt Bennebek. In diesem Kapitel soll betrachtet werden, inwieweit die Nutzung der Niedermoorflächen einen Einfluss auf die hydrochemischen Verhältnisse des oberflächennahen Grundwassers und der Fließgewässer hat.

5.3.1 Hydrochemische Verhältnisse des Grundwassers

Die Beschaffenheit des Grundwassers wird unter anderem von der Stoffanlieferung aus dem Regen und Boden sowie den Wechselwirkungen mit dem Grundwasserleiter beeinflusst (KÖLLE 1998). Landwirtschaftliche Maßnahmen können ebenfalls Zustände und Prozesse im Boden beeinflussen und führen zu anderen Verhältnissen (WERNER 1997). Landwirtschaftlich genutzte Böden sind gekennzeichnet durch eine bessere Belüftung (Bodenbearbeitung und Melioration), Nährstoffentzug (Ernte) und Nährstoffzufuhr (Düngung). Der Einfluss der Nutzung ergibt sich durch die Bearbeitung mit Landtechnik, Düngung beziehungsweise Beweidung (WERNER 1997). Durch Düngung und Ausscheidung von Weidetieren werden Nährstoffe auf die Flächen gebracht, welche unter Umständen mit dem Sickerwasser bis in das Grundwasser verlagert werden können.

5.3.1.1 Elektrische Leitfähigkeit

Die elektrische Leitfähigkeit lässt allgemeine Aussagen über die Gesamtkonzentration der im Wasser gelösten Ionen zu. Gemessen wird der reziproke Widerstand des Wassers, der durch die gelösten Ionen im Wasser beeinflusst wird. Im mineralstoffarmen Grundwasser sind nach KÖLLE (1998) Leitfähigkeiten im Bereich von 10 bis 30 mS/m häufig anzutreffen. Durch die Landwirtschaft belastetes Grundwasser erreicht nach HÖLL (2002) dagegen eine Leitfähigkeit von 65,5 mS/m.

An den GWM der Grünlandflächen beider TUGe wurden zum Teil deutlich erhöhte elektrische Leitfähigkeiten (bis 60 mS/m) ermittelt. Außer an den GWMen 102, 154 und 155 weisen alle GWMen der Grünlandflächen im April die höchsten Leitfähigkeiten auf. Die Düngung dieser Flächen mit Gülle wurde im UG-hauptsächlich Ende März bis Anfang April vorgenommen. Eine Gülledüngung fördert kurzzeitig die Mineralisation der im Grundwasser vorhandenen organischen Substanz (HERRMANN 2004).

Dies lässt vermuten, dass es, bedingt durch Nährstoffzufuhr sowie eine erhöhte Mineralisation, einen Zusammenhang zwischen der Gülledüngung und den im April festgestellten hohen Leitfähigkeiten gibt. Beim Betrachten der erhöhten Leitfähigkeitswerte fallen die ebenso erhöhten Gehalte von Magnesium, Natrium und Sulfat an den GWMen der Grünlandflächen beider TUGe, sowie deutlich erhöhte Werte für Chlorid und Calcium, im Vergleich zu den Konzentrationen der Messstellen im Wald und Moor, auf. Diese Ergebnisse decken sich mit den Untersuchungen von HERRMANN (2004), wonach im oberflächennahen Grundwasser von Grünländern pleistozäner Sandlandschaften vor allem die Gehalte von Natrium, Kalium, Calcium, Magnesium, Chlorid und Sulfat eine höhere Konzentration aufweisen. Dies führt HERRMANN (2004) auf die Düngung und die damit verbundene Auswaschung dieser Ionen zurück, welche in feinmaterialarmen Sandböden nur schlecht adsorbiert werden können.

5.3.1.2 Nitrat-Stickstoff

Nitrat-Stickstoff wird als weiterer Parameter zur Untersuchung herangezogen, er gibt Auskunft über anthropogene Belastungen des Grundwassers. LANU (2001c) ordnet Nitrat-Stickstoff-Gehalte unterhalb von 2,3 mg/L naturnahen

Ökosystemen zu. Für sandige Aquifere gibt FRIMMEL (1999) für Nitrat einen Mittelwerte von 2,26 mg/L (entspricht 0,51 mg/L NO_3-N) an. WELTE (1982) ermittelte für die Sanderzone Schleswig-Holsteins durchschnittliche Konzentrationen für Nitrat-Stickstoff im Grundwasser ungedüngter Flächen in Höhe von 7,7 mg/L und gedüngter Flächen von 20,8 mg/L.

Die Niedermoore im UG haben nach ELWERT & SCHARAFAT (1968) nur geringmächtige organische Auflagen von 30 bis 80 cm Mächtigkeit. Dies bestätigt auch die im Grünland befindliche Profilgrube 603, in der ein 60 bis 70 cm mächtiger Torfkörper freigelegt wurde. Allerdings steigt nach der Geologischen Karte von Schleswig-Holstein (Holozän-Mächtigkeit) besonders in unmittelbarer Nähe zu den Hauptfließgewässern die Torfmächtigkeit auf 3-5 m an (GLA SH 1970). Die Grünlandflächen des UGes gehören somit zu den flachgründigen Niedermooren, welche von Sand unterlagert sind. ZEITZ (1997) und TREPEL & KLUGE (2003) weisen flachgründigen, sandunterlagerten Niedermooren im Vergleich zu tiefgründigen ein höheres Stickstoffauswaschungsrisiko zu. Bedingt durch die Entwässerung geht von Niedermooren insbesondere ein starkes Gefährdungspotential durch die Freisetzung von Nitrat aus. Mit der Grundwasserabsenkung dieser flachgründigen Standorte geht die Torf-Zersetzung (Mineralisierung) einher, als Folge derer große Nitrat-Mengen im oberen Bereich frei werden und das nicht denitrifizierte Nitrat in das Grundwasser verlagert werden kann (ANTONY & REINERT 2003). Im Vergleich zu anderen landwirtschaftlich genutzten Flächen geht von ihnen demnach eine sehr hohe Stickstoffbelastung für Grundwasser und Oberflächengewässer aus (LENZ et al. 1992). Den als Grünland genutzten, entwässerten Niedermooren wird eine deutlich geringere Nitratauswaschung zugeschrieben, als den Niedermoorflächen, welche ackerbaulich genutzt werden. Diese Gefährdung ist demnach nutzungsabhängig und steigt von Grünland über Acker zu Wald. Als Beweis für die Degradation des Torfkörpers finden sich erhöhte Nitratwerte in den Niedermoor durchziehenden Oberflächengewässern (ANTONY & REINERT 2003).

Die gemessenen Nitrat-Stickstoff-Konzentrationen des Grundwassers der landwirtschaftlich genutzten Grünlandflächen im UG liegen deutlich unterhalb von 1 mg/L. Zum größten Teil wurde im gesamten Untersuchungszeitraum kein Nitrat-Stickstoff nachgewiesen. Eine Ausnahme davon bildet die GWM 117 mit den höchsten Gehalten an Nitrat-Stickstoff (durchschnittlich 3,0 mg/L) der Grün-

land-Messstellen. Die Nitrat-Stickstoff-Konzentrationen des Grundwassers der GWM 117 können wahrscheinlich auf andere Bodenverhältnisse zurückzuführen sein, da in diesem Niederungsrandbereich reiner Sandboden vorkommt. Der Grundwasserflurabstand (im gesamten Untersuchungszeitraum von 3,01 bis 3,10 m unter GOK, die GWM befindet sich nicht im Bereich eines Torfkörpers), sowie die Sauerstoffgehalte deuten auf oxische Bedingungen hin. Unter diesen Milieubedingungen kann die Mineralisation intensiver verlaufen als im Niedermoorbereich.

In der Gesamtbetrachtung zeigt sich, dass aus den Grünlandflächen kaum Nitrat-Stickstoff in das Grundwasser gelangt. Der Einfluss der landwirtschaftlichen Nutzung ist am Nitrat-Stickstoff-Gehalt des oberflächennahen Grundwassers unter den Grünlandflächen nicht zu erkennen. Trotz der Ausbringenung von Gülle und Dünger ist ein Eintrag von Nitrat in das Grundwasser nicht erkennbar. Das kann zum einen auf die Senkenfunktion des Torfkörpers zurückgeführt werden, der auch noch nach einer Grundwasserabsenkung (bedingt durch die Anlage der PGG) und trotz eines verstärkten Austragsrisikos flachgründiger Niedermooren als Senke für Nitrat fungiert. Zum anderen sind die Denitrifikationsvorgänge (siehe *Kapitel 5.3.2.4*) am Abbau des Nitrats beteiligt. Die GWM der Ackerflächen (reine Sandböden), welche in ähnlicher Weise gedüngt und gegüllt werden, weisen im Vergleich dazu hohe Nitrat-Stickstoff-Konzentrationen (vgl. *Abbildung 42* in *Band 2* und *Kapitel 5.2*).

5.3.1.3 Ammonium-Stickstoff

Die Ammonium-Stickstoff-Konzentration in natürlichen, beziehungsweise naturnahen Moorkörpern ist generell höher als die von Nitrat-Stickstoff (KOPPISCH et al. 1999). Da Ammonium leicht an die Bodenmatrix adsorbiert wird, kommt es nur bei hohen Konzentrationen und tonarmen Böden zur Verlagerung mit dem Sickerwasser. Somit sollte bei Düngung nach guter fachlicher Praxis keine landwirtschaftlich bedingte Belastung durch Ammonium-Stickstoff entstehen (WERNER 1997). Für das oberflächennahe Grundwasser der Geest wurden durchschnittlich 0,24 mg/L NH_4-N für ungedüngte, und 0,6 mg/L NH_4-N für gedüngte Geeststandorte Schleswig-Holsteins ermittelt (WELTE 1982).

Bei der Gegenüberstellung der Konzentrationen des Grundwassers der Grünlandflächen von Nitrat-Stickstoff und Ammonium-Stickstoff zeigen sich merklich höhere Konzentrationen an Ammonium-Stickstoff. Dies ist bedingt durch die Lage der Grünlandflächen im Niederungsbereich mit hoch anstehendem Grundwasser und einer daraus resultierenden mangelhaften Belüftung der Böden (SCHEFFER & BLANKENBURG 2004).

Die Ammonium-Stickstoff-Konzentrationen des Grundwassers der Grünlandflächen sind im April im Vergleich zum gesamten Untersuchungszeitraum deutlich erhöht und erreichten zum größten Teil Konzentrationen oberhalb von 0,50 mg/L NH_4-N. Das trifft nicht für die Messstellen 101, 115 und 157 zu. Für einige Messstellen der Grünlandflächen (101, 102, 115 und 157) wurden im Mai ebenfalls Ammonium-Stickstoff-Konzentrationen oberhalb von 0,5 mg/L NH_4-N gemessen, aber allgemein ist im Vergleich zum April ein deutliches Absinken der Gehalte ersichtlich.

Hinzu kommt, dass an den GWMen der Grünlandflächen im April Sauerstoffgehalte deutlich unterhalb von 2 mg/L ermittelt wurden, welche im Vergleich zu den übrigen Untersuchungsmonaten, als stark reduzierend eingestuft werden können. Die Grundwasserstände sind im gesamten Untersuchungszeitraum im Niederungsbereich hoch und schwanken kaum. Die hohen NH_4^+-N-Konzentrationen im April lassen sich nicht eindeutig mit dem Einfluss des hydrologischen Winterhalbjahres erklären. Entsprechend kann man sie nicht ausschließlich auf moorbedingte Einflüsse zurückzuführen.

Da diese hohen Konzentrationen zeitgleich mit der Ausbringung der Gülle auftreten, ist ein Gülleeintrag für erhöhte NH_4^+-N-Konzentrationen wahrscheinlich, da die Stickstoffverbindungen der Gülle zu fünfzig Prozent aus Ammoniumverbindungen bestehen. Gerade zu Beginn der Vegetationsperiode können große Mengen Ammonium von den Pflanzen nicht aufgenommen werden (WERNER 1997).

Dieser Auswaschungsprozess ist letztendlich auch an hohen Ammonium-Stickstoff-Konzentrationen in den Oberflächengewässern erkennbar, was durch die Ergebnisse der untersuchten Oberflächengewässer bestätigt wird. An den Messstellen der PGG wurden Ende März im Vergleich zum übrigen Untersuchungszeitraum für fast alle Grünlandmessstellen die höchsten Ammonium-Stickstoff-Konzentrationen ermittelt. Auch an der Sorge und der Bennebek wur-

den im April die höchsten Gehalte an Ammonium-Stickstoff ermittelt. Somit ist die Gülledüngung der Grünlandflächen Ende März bzw. Anfang April der Grund für diese Konzentrationsverhältnisse.

5.3.1.4 Phosphat-Phosphor

Nach HÖLL (2002) ist Grundwasser in der Regel frei von Phosphaten. Höhere Werte beruhen fast immer auf anthropogener Verunreinigung und führen zur Eutrophierung von Gewässern (HÜTTER, 1994). FRIMMEL (1999) gibt für sandige Aquifere Phosphat-Phosphor-Konzentrationen von 0,03 bis 0,07 mg/L an. Im Gegensatz dazu stellte MATTHESS (1990) fest, dass neutrale Grundwässer nicht mehr als 0,01 mg/L Phosphat-Phosphor enthalten.

Die aufgrund der natürlichen Vorraussetzungen im UG zu erwartenden niedrigen Phosphat-Phosphor-Konzentrationen im Grundwasser werden nicht bestätigt. Die Phosphat-Phosphor-Konzentrationen waren in dem UG unterschiedlich verteilt. Die GWMen im TUG Tetenhusen weisen Phosphat-Phosphor-Konzentrationen von 0,04 bis 0,33 mg/L, im April konnte es an keiner Messstelle nachgewiesen werden. Für die Messstellen im Wald zeigen sich ähnliche Konzentrationsverhältnisse. Aus diesem Grund kommen nicht nur landwirtschaftliche Einträge für die erhöhten Phosphat-Phosphor-Konzent-rationen in Betracht, es scheint eine Hintergrundbelastung zu geben. Im TUG Alt Bennebek wurde Phosphat-Phosphor nur an den GWMen 158 (einmalig im Juni), 159 und 160 (im April, Juni und Juli) nachgewiesen. Die höchsten Konzentrationen des Grundwassers der am Rieselbach befindlichen Messstellen 159 und 160 wurden im Juli ermittelt. An den Messstellen 159 und 160, welcher mit geklärtem Abwasser gespeist wird, wurden ebenfalls erhöhte Konzentrationen von Phosphat-Phosphor (bis 0,19 mg/L entspricht 0,58 mg/L) im oberflächennahen Grundwasser ermittelt. Da in der Niederung der Bennebek nicht generell Phosphat im oberflächennahen Grundwasser ermittelt wurde, kann eine geogene Hintergrundbelastung ausgeschlossen werden. Die Belastung des Grundwassers der GWMen 159 und 160 ist durch den Einfluss des Rieselbachwassers bedingt. Über Uferfiltration gelangt Wasser aus dem Rieselbach in das Grundwasser. Dies hat zur Folge, dass an den GWMen 159 und 160 die Phosphat-Phosphor-Konzentrationen im Mai, Juni und Juli im Vergleich zu den restlichen

GWMen des TUGes Alt Bennebek erhöht sind. An der Oberflächengewässer-Messstelle des Rieselbachs konnte dagegen im Untersuchungszeitraum kein Phosphat-Phosphor nachgewiesen werden. Es bleibt zu berücksichtigen, dass im hydrologischen Winterhalbjahr im Fließgewässer kein Phosphatentzug stattfindet und in diesem Zeitraum aus dem Oberflächenwasser ins Grundwasser verlagert werden kann. In der Vegetationszeit wird Phosphat-Phosphor von pflanzlichen Organismen aus dem Wasser aufgenommen und könnte aus diesem Grund im Rieselbach im Untersuchungszeitraum nicht nachweisbar sein. Somit wird das in das oberflächennahe Grundwasser eingetragene Phosphat dort, bedingt durch eine langsame Bewegung im Aquifer, zeitverzögert im hydrologischen Sommerhalbjahr ermittelt.

Auch die Parameter Chlorid und Sulfat fallen sowohl im Grundwasser der Messstellen 159 und 160 im Vergleich zu den übrigen GWMen des TUGes Alt Bennebek als auch im Wasser des Rieselbach durch erhöhte Werte auf. Dies ist ebenfalls ein Hinweis auf Uferfiltration.

Die ermittelten Phosphat-Phosphor-Konzentrationen im Grundwasser der Grünlandflächen sind kritisch, da in Oberflächengewässern schon ab einer Konzentration von 0,02 mg/L Phosphor mit einer Eutrophierung zu rechnen ist (RÖMER 1997). Somit kommt im TUG Tetenhusen nicht nur der Einfluss durch die Landwirtschaft zum Tragen, da die Phosphat-Phosphor-Konzentration auch an den GWMen im Wald erhöht war und es eine Hintergrundbelastung in diesem Bereich des UG gibt.

5.3.1.5 Kalium

Kalium ist ein wichtiger Rohstoff für die Gewinnung von Kaliumchlorid und wird in erster Linie für Düngezwecke benötigt. Nach LANU (2001c) kommen in natürlichen Ökosystemen Kalium-Gehalte unterhalb von 3 mg/L Gehalte vor. Besonders Niedermoorböden und quarzreiche Sandböden sind durch niedrige Kalium-Gehalte gekennzeichnet, da diese Böden Kalium an der Bodenmatrix schlecht speichern können (FEIGE 1977; WERNER 1997).

An den GWMen der Grünlandflächen liegen die Kalium-Konzentrationen (< 3 mg/L) auf dem Niveau der Wald- und Moorflächen und sind damit deutlich niedriger als an den GWMen der ackerbaulich genutzten Flächen. Allerdings

fallen die GWMen 117 (TUG Tetenhusen), 157 und 158 (TUG Alt Bennebek) im Vergleich zu allen anderen Messstellen der Grünlandflächen durch höhere Konzentrationen an Kalium auf. Der Nutzungseinfluss wird an diesen Messstellen im oberflächennahen Grundwasser erkennbar, wobei das Grundwasser der GWMe 117 (6 bis 10 mg/L Kalium) als deutlich anthropogen erhöht eingestuft werden kann (vergleiche LANU 2001c). Trotz landwirtschaftlicher Düngung sind an den meisten GWMen der Grünlandflächen im Untersuchungszeitraum keine auswaschungsbedingten Erhöhungen der Kalium-Konzentration erkennbar.

Die düngerelevanten Elemente Stickstoff, Phosphat-Phosphor und Kalium sind im Grundwasser der Grünlandflächen entgegen den Erwartungen nicht auffällig hoch. Besonders gering ist der Nutzungseinfluss bei den Parametern Kalium und Nitrat-Stickstoff. Die hohen Phosphat-Phosphor-Konzentrationen im TUG Tetenhusen sind nicht eindeutig durch den Einfluss der Nutzung erklärbar. Die zwei mit Phosphat belasteten GWMen im TUG Alt Bennebek sind auf den Einfluss von Abwasser zurückzuführen. Nur die Ammonium-Stickstoff-Konzentrationen im April sind in Zusammenhang mit der Nutzung der Flächen als Grünland zu sehen.

5.3.1.6 Calcium

Calcium zählt quantitativ zu den wichtigsten Wasserinhaltsstoffen (KÖLLE 2001). WELTE (1982) ermittelte für das oberflächennahe Grundwasser der Geest durchschnittliche Calcium-Gehalte für ungedüngte Flächen von 22,0 mg/L und für gedüngte Standorte in Höhe von 51,3 mg/L. Die Niedermoore der weichseleiszeitlichen Sanderzone haben neutrale bis basische pH-Werte, da diese Glaziallandschaften reich an Calcium sind (KRATZ & PFADENHAUER 2001). Calcium wird stark von den organischen Austauschern im Torf adsorbiert (BARTELS 1977). Calcium gelangt durch Einträge aus der Mineralisation und über die Atmosphäre in das Grundwasser. Für das oberflächennahe Grundwasser der grünlandgenutzten Niederungsbereiche wurden Calcium-Konzentrationen in Höhe von etwa 30 bis ca. 80 mg/L ermittelt. Bei geogener Herkunft des Calciums müssten an allen GWMen des UGes die Gehalte auf dem gleichen Niveau sein. Die im Untersuchungszeitraum ermittelten Calcium-Gehalte der Grün-

landmessstellen lassen sich nicht auf geogen bedingte Vorräte im Untergrund zurückführen, da die Calcium-Konzentrationen der GWMen im Bereich der Grünland- und Ackerflächen wesentlich höhere Werten aufweisen als im Wald und im zentralen Moorbereich (siehe *Abbildung 26*). Wahrscheinlich kommt hier eine Kalkung als Ursache in Betracht. Vor dem Hintergrund der Ertragsverbesserung werden zur Anhebung des pH-Wertes calciumhaltige Mineralien ausgebracht. In den meisten Fällen handelt es sich dabei im landwirtschaftlichen Bereich um Calciumcarbonat. Zu erwarten wäre ein Zusammenhang zwischen der Verteilung des Hydrogencarbonats und des Calciums. Für die Messstellen im Randbereich des Moores (GWM 171, 172, 174, 175, 176) wird diese Tatsache nicht so klar ersichtlich, da die Calcium-Konzentrationen hier das Niveau der GWMen der Grünlandflächen erreichen. Das Grundwasser dieser GWMen wird von den angrenzenden landwirtschaftlich genutzten Flächen beeinflusst. Allerdings bestätigen die GWMen der zentralen Moorflächen 177a - c und 178a - c (ungedüngte Brachflächen) im Vergleich zu den Messstellen der Grünland- und Ackerflächen diesen Zusammenhang durch sehr niedrige Konzentrationen von Calcium und Hydrogencarbonat deutlicher (siehe *Abbildung 26*).

Die Konzentrationen von Calcium und Hydrogencarbonat (Angabe als Säurekapazität K_S in mmol/L) verlaufen in analoger Weise. Die Moorflächen weisen die niedrigsten Konzentrationen beider Parameter auf, dies beruht wahrscheinlich darauf, dass diese Flächen nicht gedüngt wurden. Die abweichenden Werte der Säurekapazität der GWM 116, 158 und 160 im Juli sind wahrscheinlich auf Messfehler zurückzuführen, da die Konzentrationen zum Teil extrem von den im Vormonat ermittelten Werten abweichen.

Insgesamt ist ein Zusammenhang zwischen Calcium und Hydrogencarbonat zu erkennen, der vermuten lässt, dass die Grünland- und Ackerflächen mit Calciumcarbonat gekalkt worden sind. Damit lassen sich die hohen Calcium-Gehalte der Acker- und Grünlandflächen auf die landwirtschaftliche Nutzung zurückzuführen.

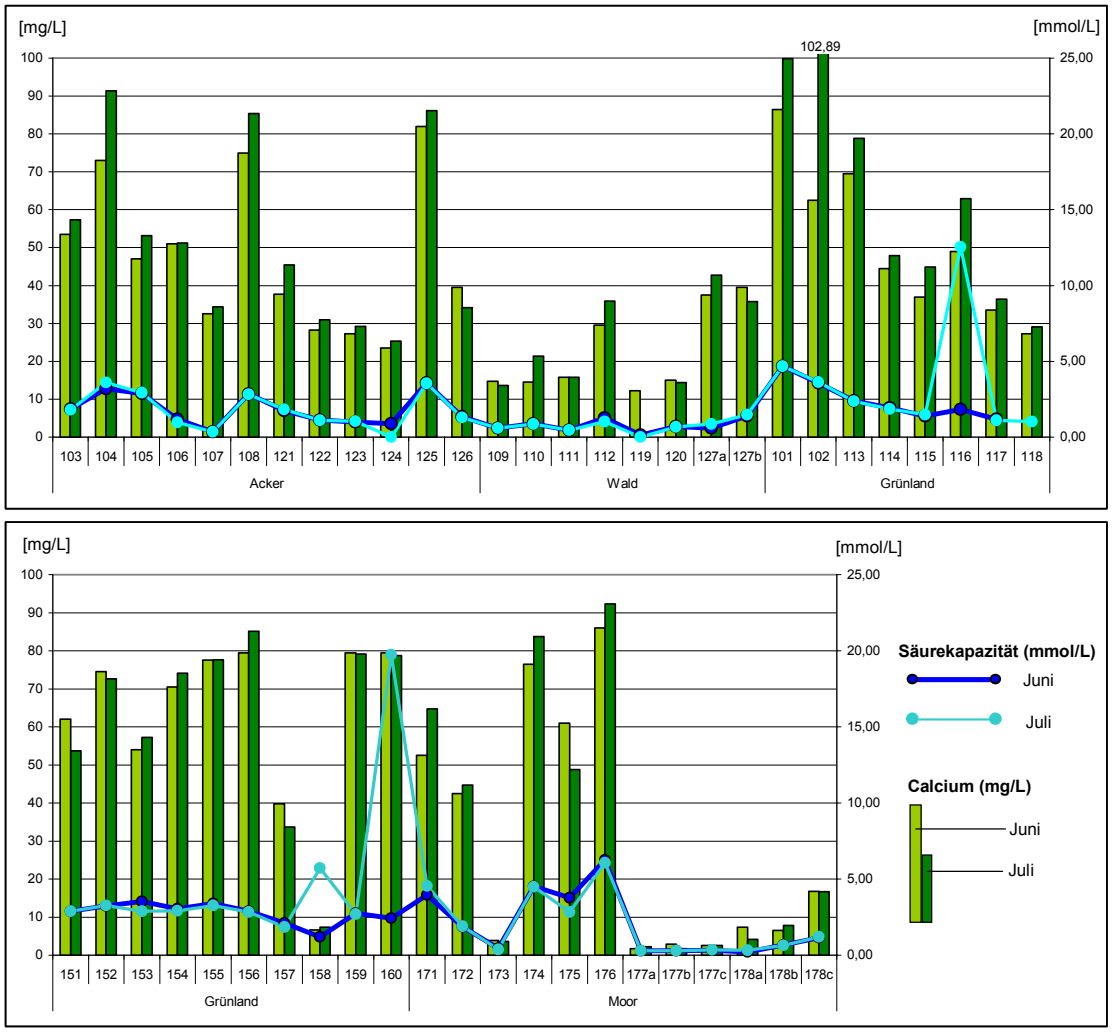


Abbildung 26: Vergleich der Konzentration von Calcium und Säurekapazität in den Monaten Juni und Juli

5.3.1.7 Sulfat

Sulfat ist ein Indiz für anthropogen Belastungen aus Landwirtschaft, Abwasser und Verbrennung fossiler Energieträger (Emission von Schwefeldioxid; vgl. DVWK 1996). Eine erhöhte Sulfat-Konzentration ist oftmals Hinweis auf Denitrifikationsprozesse. Diese Prozesse erfolgen durch Oxidation organischer und anorganischer, reduzierter Schwefelverbindungen (HERRMANN 2004). Mikroorganismen reduzieren Nitrat zu molekularem Stickstoff und Pyrit wird reduziert, es entsteht des Weitern Sulfat und gelöstes Eisen(II) (autotrophchemolithotrophe Denitrifikation; vgl. ROHMANN & SONTHEIMER 1985). Sulfat kann aber auch aus der Mineralisation organischer Substanz und der Düngung stammen

(MATTHESS 1994) und wird auch atmosphärisch über den Niederschlag in das Grundwasser eingetragen (HÖLL 2002).

Nach WELTE (1982) wurden für das oberflächennahe Grundwasser der Geest Sulfat-Gehalte für ungedüngte Flächen in Höhe von 34,2 mg/L und für gedüngte Standorte eine Konzentration von 73,1 mg/L ermittelt. FRIMMEL (1999) gibt für sandige Aquifere durchschnittliche Sulfat-Konzentrationen im Bereich von 20 bis 60 mg/L an. HÖLL (2002) konnte für das Grundwasser, welches durch Landwirtschaft belastet ist, 96 mg/L Sulfat ermitteln.

Die Sulfat-Gehalte im oberflächennahen Grundwasser der Grünlandflächen liegen im UG in einem Wertebereich zwischen etwa 20 und 50 mg/L. Die Sulfat-Konzentration der Grünlandflächen, insbesondere der Niederung der Bennebek ist im Vergleich zu den Acker- und Waldflächen erhöht. Es fällt auf, dass die Sulfat-Konzentrationen des TUGes Alt Bennebek unterschiedlich verteilt sind. Die GWMen der Grünlandflächen weisen im Vergleich zu den GWMen im Tetenhusener Moor deutlich höhere Gehalte auf.

Mit Ausnahme der GWMen 117, 118, 157 und 158 wurden an allen GWMen der Grünlandflächen negative Redoxpotenziale ermittelt, das heißt es herrschen vorwiegend reduzierende Bedingungen vor. Daneben deuten die Sauerstoff-Gehalte, die größtenteils unter 4 mg/L liegen, ebenfalls auf reduzierende Verhältnisse im oberflächennahen Grundwasser der Grünlandflächen hin. Hinzu kommt, dass besonders die GWMen der Niederung der Bennebek und der Garlbek erhöhte Eisen-Gehalte und geringe Nitrat-Stickstoff-Konzentrationen aufweisen. Die Verhältnisse des Grundwassers der Niederung der Bennebek und der Garlbek lassen also darauf schließen, dass das durch die Düngung eingetragene Nitrat denitrifiziert wird (vgl. HERRMANN 2004).

Die höheren Sulfat-Gehalte der GWMen der Sorge-Niederung sind nicht eindeutig auf denitrifizierende Prozesse zurückzuführen, da die Eisen-Konzentration im Vergleich zur den Niederungen der Garlbek und der Bennebek niedrig sind. Sie können wahrscheinlich auf den Eintrag durch Gülledüngung und die Ausscheidungen von Weidetieren beziehungsweise schwefelhaltigen Dünger zurückgeführt werden.

Im oberflächennahen Grundwasser der Grünlandflächen im UG lässt sich anhand der Sulfat-Konzentrationen demnach ein Einfluss durch die landwirtschaftliche Nutzung erkennen.

5.3.1.8 Chlorid

Chlorid ist hochmobil und unterliegt im Stoffkreislauf keiner Veränderung. Auch bei Eintritt in das Grundwasser wird es kaum an der Bodenmatrix adsorbiert (HÜTTER 1994). FRIMMEL (1999) gibt als Anhaltswert für das Grundwasser aus Sanden 20 mg/L bis 40 mg/L Chlorid an. Erhöhte Konzentrationen lassen sich auf Abwässer und Kalidünger (KCl), aber auch Gülle zurückzuführen (HÜTTER 1994). Auch über den Niederschlag kann Chlorid in das Grundwasser eingetragen werden, KÖLLE (1998) gibt für Mitteleuropa einen Durchschnittswert von 2 mg/L an.

An den GWMen der Grünlandflächen liegen die Chlorid-Gehalte in der Regel zwischen 5 und 20 mg/L. Die Chlorid-Gehalte des Freilandniederschlags lagen mit 7,9 bis 43 mg/L deutlich über dem in Mitteleuropa vorkommenden Durchschnittswert von 2 mg/L (vgl. KÖLLE 1998). Demnach können die hohen Chlorid-Gehalte des Niederschlages zu einem gewissen Teil als Ursache in Betracht gezogen werden. Vergleicht man die Chlorid-Gehalte des oberflächenahen Grundwassers der Grünlandflächen mit denen des Moores, so fällt auf, dass im Grundwasser der Moorflächen die Konzentrationen wesentlich niedriger sind. Somit ist ein Einfluss der grünlandgenutzten Flächen auf das oberflächennahe Grundwasser erkennbar.

5.3.1.9 Mangan

Mangan ist im Grundwasser nur in Spuren vorhanden (DVWK 1996) In reduzierten Grundwasserbereichen ist im Vergleich zu oxischen Grundwasserleitern mit höheren Mangan-Konzentrationen (selten > 1 mg/L) zu rechnen (DVWK 1996; KÖLLE 1998). Für sandige Aquifere gibt FRIMMEL (1999) Anhaltswerte von 0,02 bis 0,2 mg/L an.

Die im Untersuchungszeitraum ermittelten Gesamt-Mangan-Konzentrationen des oberflächennahen Grundwassers der Grünlandflächen liegen an fast allen GWMen des TUGes Alt Bennebek und der Garlbek-Niederung oberhalb von 0,2 mg/L und an der GWM 157 wurden bis zu 0,8 mg/L gemessen. In der Sorge-Niederung wurden Gesamt-Mangan-Gehalte unterhalb von 0,2 mg/L ermittelt. Diese höheren Gesamt-Mangan-Gehalte treten auch an den GWMen (117, 118, 157 und 158) auf, deren Redoxpotenziale im nicht im reduzierenden Be-

reich lagen (siehe *Abbildung 39* und *Abbildung 50 Band 2*). Die Gesamt-Mangan-Konzentration des oberflächennahen Grundwassers der Ackerflächen ist ebenfalls erhöht, die an den meisten GWMen im Rendsburger Staatsforst sind dagegen wesentlich niedriger.

Da diese hohen Gesamt-Mangan-Konzentrationen hauptsächlich an den GWMen der landwirtschaftlich genutzten Flächen auftreten, liegt die Vermutung nahe, dass sie auf nutzungsbedingte Einflüsse zurückzuführen sind. Somit können die hohen Gehalte der landwirtschaftlich genutzten Flächen düngungebürtig sein.

Besonderheiten der GWMen 157 und 158

Im TUG Alt Bennebek fallen die GWMen 157 und 158 im Vergleich zu den übrigen GWMen des TUGes Alt Bennebek durch außergewöhnlich hohe Gehalte bei verschiedenen Parametern auf. Beide Messstellen sind, im Vergleich zu den benachbarten GWMen, durch höhere Grundwasserflurabstände, geringere Leitfähigkeiten, niedrigere pH-Werte, niedrige Calcium-Konzentrationen, höhere Redoxpotenziale, erhöhte TOC-Gehalte und erhöhte Eisen-Werte gekennzeichnet. Außergewöhnlich hoch ist zu dem die Konzentration des Natriums der GWM 158, sowie der Gesamt-Mangan-Gehalte der GWM 157. In diesem Bereich des UGes ist durch den höheren Flurabstand die Sickerwasserstrecke länger und im Gegensatz zu den anderen Grünlandflächen (Niedermoor) handelt es sich hier um den Bodentyp Anmoor-Gley. Auch der im Untersuchungszeitraum ermittelte Bodenwassergehalt der zwischen diesen GWMen befindlichen Grünlandflächen ist deutlich niedriger als der der Niedermoorflächen. Zu dem ist der Grundwasserflurabstand unter GOK wesentlich höher als bei den übrigen GWMen des TUGes Alt Bennebek. Diese höheren Grundwasserflurabstände resultieren aus der Absenkung des Grundwasserspiegels, die nach Anlage der PGG auftrat, sowie einer generell größeren Geländehöhe im Vergleich zu den GWMen im Niedermoor der Bennebek-Niederung. Diese Bedingungen sind nicht eindeutig auf den Nutzungseinfluss durch die Landwirtschaft zurückzuführen, zum Teil aber auf den Eingriff über die Entwässerung der Niederung. Die erhöhten TOC-Gehalte der GWMen unter dem Anmoorgley stehen möglicherweise in Zusammenhang mit der durch die Entwässerungsmaßnahmen

bedingten Grundwasserabsenkung. Hier kann aus dem organischen Oberboden aufgrund erhöhter Mineralisation in Verbindung mit einer längeren Sickerwasserstrecke organischer Kohlenstoff ausgewaschen werden und in das Grundwasser gelangen. Dieser Umstand zeigt sich in höheren TOC-Gehalten im oberflächennahen Grundwasser.

KÖLLE (1998) gibt für das Grundwasser von Sanden durchschnittlich 0,1 bis 2 mg/L Eisen an. Unter oxidierenden Bedingungen ist gelöstes Eisen praktisch nicht vorhanden. Im Grundwasser kommt gelöstes Eisen(II) vor, wenn Eisen(III)-Verbindungen reduziert, Eisensulfide durch Nitrat (Denitrifikation) oder Luftsauerstoff oxidiert werden sowie durch Auflösen von Eisenverbindungen durch Säureeinfluss (KÖLLE 1998). Für das Grundwasser der Messstellen 157 und 158 wurden in den Monaten April und Mai die höchsten Gesamt-Eisen-Konzentrationen (13,76 bis 32,06 mg/L) der Niederung der Bennebek gemessen. In der Regel wurden an den GWMen 157 und 158 positive Redoxpotenziale ermittelt, die Sauerstoff-Gehalte unterscheiden sich nicht von denen der benachbarten GWMen. Die pH-Werte dieser GWMen (157 und 158) sind mit 6,0 und 6,5 nur schwach sauer (AG BODEN 1994). Unter den herrschenden Redox- und pH-Wert-Bedingungen sowie der Höhe der Sulfat-Konzentration können die hohen Eisen-Konzentrationen der GWMen 157 und 158 durch Denitrifikationsvorgänge bedingt sein, welche auf den Einfluss des mit der Düngung ausgebrachten Nitrates zurückgeführt werden können.

An der GWM 158 traten erhöhte Calcium- und geringe Natrium-Konzentrationen auf. Nach FRIMMEL (1999) ist im Grundwasser von Sanden ein Calcium-Gehalt von durchschnittlich 85-90 mg/L (im Untersuchungszeitraum an der GWM 158 <10 mg/L) und für Natrium von 2-4 mg/L (im Untersuchungszeitraum an der GWM 158 >40 mg/L) üblich. Die Konzentrationen von Natrium und Calcium der GWM 158 weichen stark von den Gehalten der benachbarten GWMen ab. Es handelt sich jeweils um Grünlandflächen, aber die Bodenverhältnisse (Bodentyp, Bodenwassergehalt) sind anders. Die GWM 158 ist in einer Tiefe von 3 bis 4 m verfiltert, es wurden aber Grundwasserflurabstände zwischen 1,67 und 2,51 m im Untersuchungszeitraum ermittelt. Möglicherweise sind die Verfilterungen der GWMen nicht dicht genug unter der Grundwasseroberfläche eingebracht, so dass tieferes Grundwasser von weiter entfernten Standorten Einfluss auf die Wasserbeschaffenheit dieser Messstelle nehmen kann.

5.3.2 Hydrochemische Verhältnisse der Fließgewässer

Die zwei Fließgewässermessnetze PGG und Hauptfließgewässer des UG unterscheiden sich in mehrfacher Hinsicht. Zum einen ist das Einzugsgebiet der Hauptfließgewässer größer als das der PGG. Zum anderen haben die Fließgewässer eine höhere Fließgeschwindigkeit sowie eine ganzjährige Wasserführung. Die Fließgewässer des UGes sind grundwassergeprägt. In ihrer Wasserqualität findet sich der Einfluss des sandigen Aquifers sowie zu großen Teilen der von Niederungen und Mooren wieder (LANU 2001a). Die Fließgewässer sind flach und bedingt durch den Einfluss der Moore weisen die PGG meistens eine bräunliche Farbe auf.

Einige der PGG waren durch eine sehr geringe, beziehungsweise keine Strömung gekennzeichnet. Die Dränwirkung dieser Gräben sorgt für eine Abführung des oberflächennahen Grundwassers ferner auch des Wassers aus dem Torfkörper und sollte somit den Nutzungseinfluss der jeweilig angrenzenden Fläche wiedergeben. Die PGG unterscheiden sich durch Länge, Einschnittstiefe und Breite voneinander. Aufgrund ihrer, im Vergleich zu den Fließgewässern kleineren Einzuggebieten ist zu erwarten, dass der Einfluss der Nutzung der jeweilig angrenzenden Flächen deutlich wiedergegeben wird.

Die Wasserqualität der PGG im UG ist somit nicht ohne weiteres mit der von Fließgewässern vergleichbar. Bedingt durch die Durchtrennung der Torfkörper mit einhergehender Absenkung des Grundwasserspiegels nach Anlage der Gräben, kann es neben einer stärkeren Belüftung der Niederungsbereiche zur Speisung dieser Gräben mit Wasser direkt aus dem Moorkörper sowie dem mineralischen Unterboden kommen. Dafür spricht eine durchschnittliche Einschnittstiefe der PGG von 1-1,5 m. Gleichzeitig wurden aber im Bereich der Niederungen im Untersuchungszeitraum Grundwasserflurabstände (Tiefe Grundwasser unter GOK) von deutlich unter 1 m ermittelt (siehe *Abbildung 8* und *Abbildung 9*). Somit sollte sich vielmehr der Einfluss des im Bereich der PGG austretenden Grundwassers zeigen.

Vergleicht man die Wasserqualität der PGG mit der des Grundwassers und der Hauptfließgewässer, zeigt sich keine generelle Korrelation zwischen den Werten der verschiedenen Gewässersysteme (siehe *Abbildung 27* und *Abbildung 28).* Ein Unterschied zwischen den PGG der Niederung der Sorge und denen

der Bennebek bezüglich der Parameter TOC, Kalium, Eisen, Mangan, Nitrat und Aluminium zeigt sich in *Abbildung 27*. Der Chemismus der Hauptfließgewässer (Sorge und Bennebek) weicht nicht sonderlich voneinander ab. Sehr hoch waren die Eisen-, TOC- und Mangan-Gehalte der PGG im Vergleich zu denen des Grundwassers und der Hauptfließgewässer in der Niederung der Bennebek, während Kalium der PGG und des Grundwassers niedrigere Werte aufweist. In den Niederungsbereichen der Sorge und der Bennebek liegen die pH-Werte der PGG unterhalb der Werte von Grundwasser und Hauptfließgewässer. Beim Vergleich der mittleren Konzentrationen von Ammonium- und Nitrat-Stickstoff (siehe *Abbildung 27* und *Abbildung 28)* zeigen sich in besonderem Maße für die PGG an der Bennebek höhere Ammonium-Stickstoff-Gehalte. Die Stickstoff-Konzentrationsunterschiede zwischen dem Grundwasser und den PGG können darauf zurückzuführen sein, dass der Chemismus des aus 3 bis 7 m geförderten Grundwassers (sandiger Bereich des Aquifers) der Messstellen sich von dem der Grundwasseroberfläche im Bereich des Moorkörpers unterscheidet, da die hydrochemischen Verhältnisse beider Bereiche verschiedenartig sind. In die PGG gelangt wahrscheinlich Wasser direkt aus dem Torfköper und weniger aus dem sandigen Aquifer. Eine eindeutige Beurteilung dieser Unterschiede der Stickstoff-Gehalte wäre möglich, wenn das Wasser des Torfkörpers vergleichend untersucht wird.

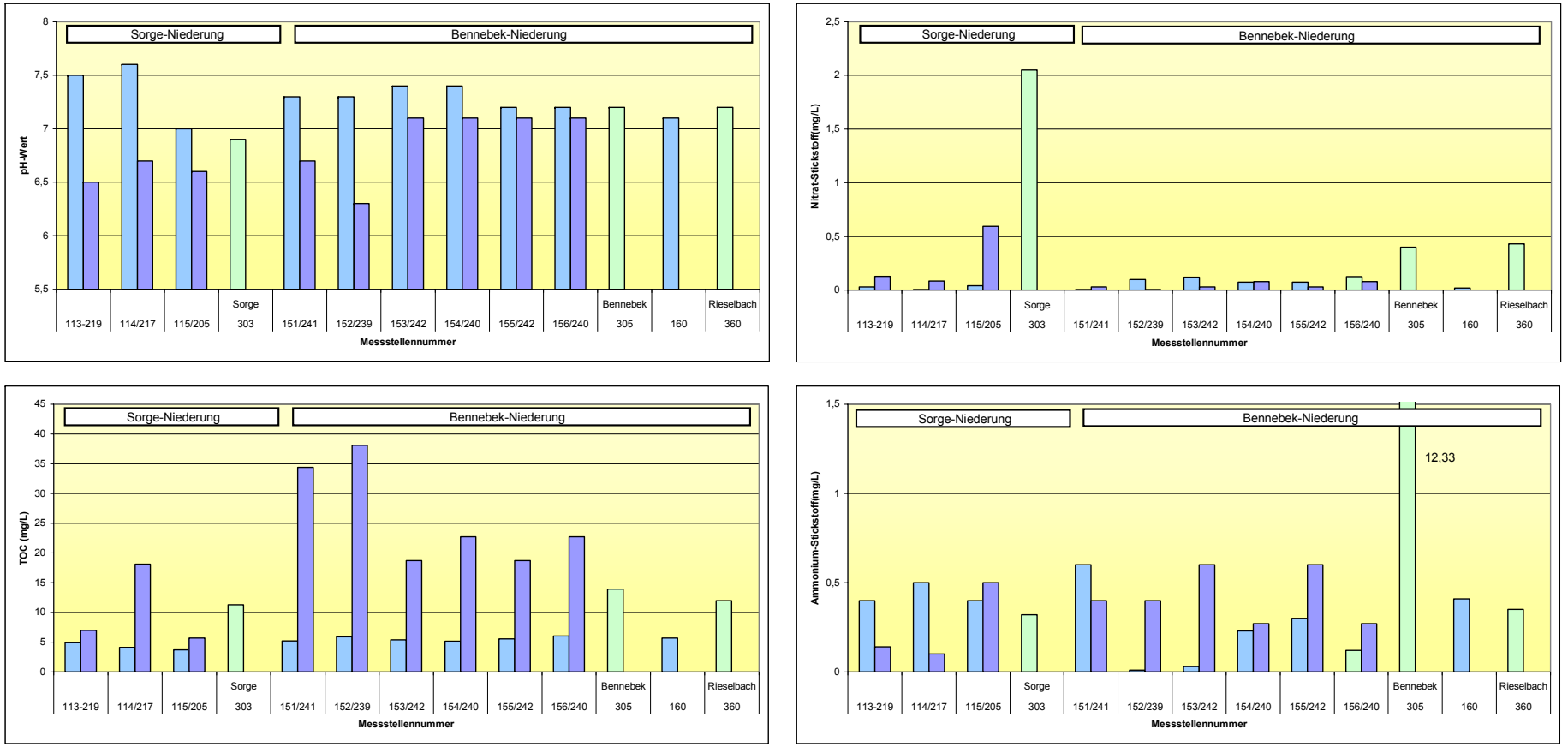


Abbildung 27: Vergleich der Wasserqualität von Grundwasser, PGG und Hauptfließgewässer bezüglich der Parameter pH-Wert, TOC, Nitrat-Stickstoff und Ammonium-Stickstoff

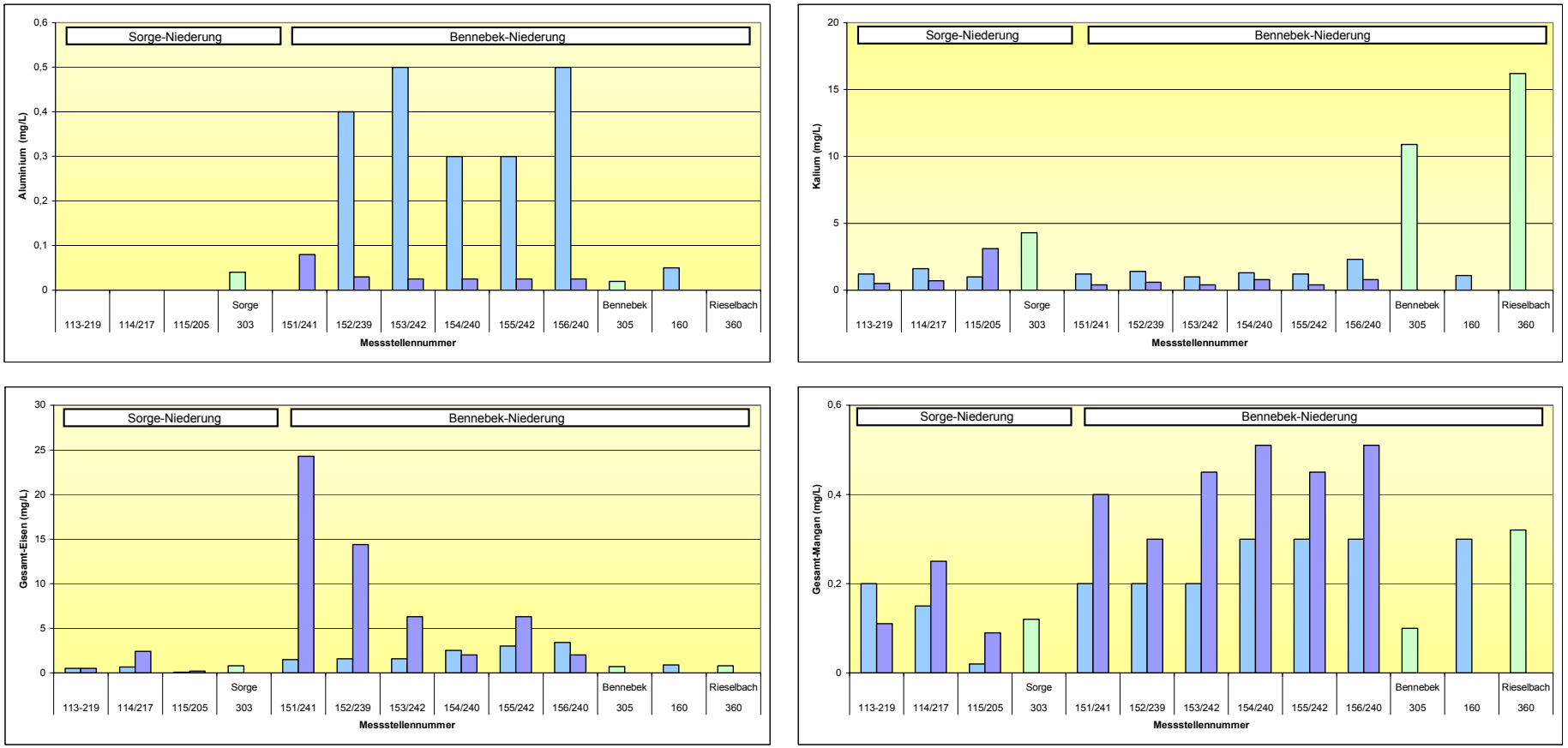


Abbildung 28: Vergleich der Wasserqualität von Grundwasser, PGG und Hauptfließgewässer bezüglich der Parameter Aluminium, Kalium, Gesamt-Eisen und Gesamt-Mangan

Die oben genannten hohen Gesamt-Eisen-, Ammonium-Stickstoff- und TOC-Gehalte der Bennebek-Niederung lassen sich nach GELBRECHT & ZAK (2004) auf wechselnde Milieubedingungen durch jahreszeitlich bedingte Schwankung der Wasserstände im Moorkörper und deren verstärktem Austrag ins Grundwasser und angrenzende Gewässer zurückführen. Aufgrund der intensiven Belüftung des Torfkörpers erfolgt in den Randbereichen die Mineralisation in stärkerem Maße. Auf die Belüftung des Moorkörpers hat der Wasserstand der Fließgewässer der Niederungen einen entscheidenden Einfluss. Je niedriger der Wasserstand des Fließgewässers, desto geringer ist auch der Grundwasserstand im Kontaktbereich zum Fließgewässer, einhergehend mit einer stärkeren Belüftung. KLUGE & TREPEL (2004) bestätigen, dass Auen mit schwankenden Wasserständen der Flüsse einen wechselseitigen Austausch des Wassers zwischen Oberflächengewässer und Grundwasser bewirken und damit auch den Wasserstand beeinflussen.

5.3.2.1 Phosphat-Phosphor

Der Phosphoreintrag in die Gewässer erfolgt in erster Linie über den Oberflächenabfluss von Regenwasser, ebenso auch über das Sickerwasser. Unter natürlichen Bedingungen ist Phosphat nur in geringen Konzentrationen in Oberflächengewässern vorhanden; bereits ab einer Konzentration von 0,02 mg/L Phosphor (entspricht 0,06 mg/L PO_4) besteht die Gefahr einer Eutrophierung (RÖMER 1997).

Die PGG der nördlichen Sorge-Niederung erreichen im gesamten Untersuchungszeitraum Phosphat-Phosphor-Gehalte von 0,04 (entspricht 0,12 mg/L PO_4^{3-}) bis 1,3 mg/L (3,99 mg/L PO_4^{3-}). Mit diesen erhöhten Werten können sie als übermäßig belastet bewertet werden (siehe *Tabelle 28*). Die Phosphat-Phosphor-Gehalte der PGG der Grünlandflächen im südlichen Sorgebereich sind niedriger als die des nördlichen Bereichs. Sie erreichen nur an einer Messstelle Werte oberhalb von 0,2 mg/L (PGG 217, 0,61 mg/L PO_4^{3-}-P (siehe *Abbildung 64* in *Band 2*), und werden als wenig bis kritisch belastet eingeordnet (GRAW 2001). Diese unterschiedlichen Konzentrationen der südlichen und nördlichen Sorge-Niederung lassen sich auf den Einfluss der jeweiligen landwirtschaftlichen Nutzung zurückführen. Der südliche Teil wird gemäht dagegen der

nördliche beweidet. Durch die Beweidung wird kontinuierlich Phosphat von den Grünlandflächen in die PGG eingetragen. Prinzipiell könnte als Begründung für die erhöhten Phosphat-Gehalte auch das Abwasser der Kläranlage in Betracht kommen. Fakt ist aber, dass auch weit entfernten PGG durch erhöhte Phosphor-Konzentrationen im gesamten Untersuchungszeitraum gekennzeichnet sind, das Klärwasser also nicht ursächlich verantwortlich sein kann.

Tabelle 28: Bewertungsschema der ökologischen Gewässergüte (nach GRAW 2001)

	nicht belastet	**wenig belastet**	**mäßig belastet**	**kritisch belastet**	**übermäßig belastet**
pH-Wert	6,5-8,0 Moorbäche natürlich < 6,5	6,0-6,4 oder 8,1-8,5	5,5-5,9 oder 8,6-9,0	5,0-5,4 oder 9,1-9,5	<5,0 oder >9,5
Leitfähigkeit (mS/cm)	<300	30,1-50,0	50,1-70,0	70,1-90,0	>900
Sauerstoff-Sättigung (%)	91-110	81-90 oder 121-130	70-80 oder 121-130	60-70 oder 131-140	<60 oder >140
Ammonium-Stickstoff (mg/L)	<0,04 Moorbächen natürlich bis 1	005-0,3	0,31-0,6	0,7-1,2	>1,2
Nitrat-Stickstoff (mg/L)	<1,0	1,1-2,5	2,6-5,0	5,1-10	>10
Phosphat-Phosphor (mg/L)	<0,02	0,03-0,1	0,11-0,2	0,21-0,4	>0,4

Die Fließgewässer weisen ebenso wie die PGG der Niederungen der Garlbek und Bennebek maximal an einem Termin, meist im März Werte unterhalb von 0,17 mg/L PO_4-P, oder an keinem Messtermin Phosphat-Phosphor auf. Sie sind als wenig belastet einzustufen. Diese, wenn auch geringe, so doch attestierte Belastung geht auf den Einfluss der Nutzung zurück, da sie zeitgleich mit der Gülledüngung auftritt.

5.3.2.2 Stickstoff

Ammonium kommt in höheren Konzentrationen hauptsächlich in Abwässern und abwasserbelasteten Oberflächengewässer vor (KÖLLE 1998). In nicht belasteten Fließgewässern liegen die Ammonium-Stickstoff-Konzentrationen un-

terhalb von 0,04 mg/L (entspricht 0,05 mg/L NH_4), in Moorbächen natürlicherweise bis 1 mg/L (entspricht 1,29 mg/L NH_4; vgl. GRAW 2001).
Die Ammonium-Stickstoff-Konzentationen der PGG im TUG Alt Bennebek überschreitet nur zweimal 1 mg/L. An der Messstelle 234 wurden allerdings im gesamten Untersuchungszeitraum Ammonium-Stickstoff-Gehalte zwischen 1,05 und 1,79 mg/L (entspricht 1,35 und 2,30 mg/L NH_4) ermittelt. Da sich das Einzugsgebiet dieser Gräben im Moorbereich befindet, können nach GRAW (2001) die PGG, abgesehen von der Messstelle 234 als nicht belastet angesehen werden. An den Messstellen der PGG der nördlichen Sorge-Niederung wurden im Ammonium-Stickstoff-Gehalte von 0,09 bis 10,22 mg/L gemessen. Eine Ammonium-Stickstoff-Konzentration von 0,5 mg/L wurde abgesehen von zwei Einzelfällen in der südlichen Sorge-Niederung nicht überschritten. Damit sind nach Tabelle *28* die PGG der nördlichen Sorge-Niederung mit Ammonium größtenteils belastet. Im südlichen Teil der Sorge-Niederung wurden Ammonium-Stickstoff-Konzentration von 0,5 mg/L abgesehen von zwei Einzelfällen nicht überschritten. Unter Berücksichtigung, dass das Einzugsgebiet der PGG hauptsächlich vermoort ist, können die PGG der südlichen Sorge-Niederung als nicht belastet eingestuft werden. Die PGG der nördlichen Sorge-Niederung weisen allerdings im Vergleich zum südlichen Bereich deutlich höhere Ammonium-Stickstoff-Konzentrationen auf. Die hohen Ammonium-Stickstoff-Gehalte der Messstellen 202 und 204 können auf die anthropogene Belastung durch die Kläranlage bedingt sein (siehe unten Abschnitt Einfluss von Klärwasser). Der Einfluss des Klärwassers kann allerdings nicht die Ursache der erhöhten Ammonium-Stickstoff-Gehalte der von der Kläranlage weiter entfernten PGG (206, 207, 208 und 210) sein. Hier scheint der Einfluss der Bewirtschaftung der Grund der erhöhten Ammonium-Konzentrationen im Vergleich zu denen der südlichen Sorge-Niederung zu sein. Im Bereich der nördlichen Sorge-Niederung führen neben der Gülledüngung noch die Ausscheidungen der Weidetiere im gesamten Untersuchungszeitraum zu erhöhten Ammonium-Konzentrationen.

Die Nitrat-Stickstoff-Gehalte natürlicher Fließgewässer liegen unterhalb von 1 mg/L (GRAW 2001). Kommt es in höheren Konzentrationen in Fließgewässern vor, stammt es hauptsächlich aus Abwassereinleitungen (KÖLLE 2001). Die Gehalte an Nitrat-Stickstoff der PGG im TUG Alt Bennebek liegen mit einer zwei-

maligen Überschreitung (0,9 und 1,08 mg/L NO_3-N) unterhalb von 0,2 mg/L. Im Bereich der PGG des TUGes Alt Bennebek liegt demnach keine Belastung durch Nitrat-Stickstoff vor (vgl. *Tabelle 28*). Die Nitrat-Stickstoff-Gehalte an den Messstellen der PGG im südlichen Bereich der Sorge-Niederung (ausgenommen 212a) übersteigen im Untersuchungszeitraum einen Gehalt von 0,79 mg/L Nitrat-Stickstoff nicht. NO_3-N wurde an einigen PGG nur im März nachgewiesen. Die PGG der südlichen Sorge-Niederung sind somit nicht mit Nitrat-Stickstoff belastet. An den Messstellen der PGG der nördlichen Sorge-Niederung wurden im Untersuchungszeitraum Nitrat-Stickstoff-Konzentrationen von 0,05 bis 2,16 mg/L ermittelt. Damit sind nach GRAW (2001) die PGG der nördlichen Sorge-Niederung (Einzugsgebiet der Gräben ist Niedermoor) mit Nitrat wenig belastet (vgl. *Tabelle 28*). Die Nitrat-Stickstoff-Konzentrationen der PGG der Garlbek-Niederung fallen mit erhöhten Werten im Vergleich zum übrigen UG auf. Auch an den PGG der Garlbek-Niederung konnte Nitrat nicht durchgehend nachgewiesen werden. Es wurden an den PGG der Garlbek-Niederung Nitrat-Stickstoff-Konzentrationen von 0,06 bis 6,67 mg/L ermittelt, größtenteils lagen die Werte oberhalb von 1 mg/L. Demnach liegt auch in der Garlbek-Niederung eine Belastung mit Nitrat vor (vgl. *Tabelle 28*).
Die unterschiedlichen Belastungsklassen beider Niederungsbereiche der Sorge begründen sich vermutlich in der verschiedenen Bewirtschaftung. Der nördliche Teil der Sorge-Niederung wird ausschließlich beweidet. Daraus ergibt sich neben der im Frühjahr ausgebrachten Gülle (erkennbar an den einmalig auftretenden Nitrat-Konzentrationen im März), über die Ausscheidungen der Weidetiere ein zusätzlicher Nährstoffeintrag im gesamten Untersuchungszeitraum.

5.3.2.3 Kalium und Calcium

Kalium gelangt über die Ausbringung von Dünger und Gülle in die Gewässer. Nach FRIMMEL (1999) erreichen Oberflächengewässer Kalium-Konzentrationen von 2,3 mg/L. Die PGG weisen in der nördlichen Sorge-Niederung Werte von 1,47 bis 15,64 mg/L und im südlichen Teil 0,2 bis 4,82 mg/L auf.
Die Calcium-Konzentrationen in Fließgewässern liegen nach SCHWOERBEL (1999) bei 20,39 mg/L. Im nördlichen Teil der Sorge-Niederung wurden an den

PGG Calcium-Gehalte von 28,26 bis 77,84 mg/L, im südlichen Teil von 27,25 bis 48,81 mg/L ermittelt.
Für Kalium und Calcium ist ein gleichartiges Verteilungsbild der Gehalte im Wasser der PGG in der Sorge-Niederung wie für die Stickstoff-Konzentration sichtbar. Die erhöhten Konzentrationen dieser Parameter im nördlichen Bereich der Niederung können sowohl auf die Düngung als auch auf die Beweidung zurückgeführt werden.

5.3.2.4 Sulfat

Eine Eintragsquelle für Sulfat in Oberflächengewässern ist durch Abschwemmung von landwirtschaftlichen Flächen sowie aus kommunalen Abwässern gegeben. Die Sulfat-Konzentration von Fließgewässern kann teilweise geologischen Ursprungs sein. Die Sulfat-Konzentration der Leine, in Höhe von 19 mg/L ist geologisch bedingt. Im Rhein bei Bimmen/Lobith wurden 1998 75 mg/L Sulfat ermittelt (KÖLLE 2001). Sulfat kann als Endprodukt der Mineralisation bei der Oxidation schwefelhaltiger organischer Stoffe im Grundwasser auftreten (HÜTTER 1994). Von dort kann Sulfat über Exfiltration in Fließgewässer gelangen.
Die Sulfat-Konzentration der PGG ist im TUG Tetenhusen (ca. 20 bis 40 mg/L) allgemein höher als im TUG Alt Bennebek (ca. 5 bis 20 mg/L), wobei besonders die Gehalte der Messstellen im Moor geringer sind. Bei den Hauptfließgewässern werden ähnliche Werte (ca. 20 bis 50 mg/L) für Sulfat erreicht. Der Einfluss durch kommunale Abwässer ist im Bereich der PGG 202, 203, 204 und 205 sowie am Rieselbach zu erwarten und zeigt sich auch für die Gräben in Nähe der Kläranlagen mit den durchschnittlich höchsten Sulfat-Konzentrationen. Im Bereich der Sorge-Niederung heben sich die Sulfat-Gehalte der PGG nördlich der Sorge (auch außerhalb des Einflussbereichs der Kläranlage) durch höhere Konzentrationen im Vergleich zum südlichen Teil der Niederung ab. Diese Verhältnisse lassen auf einen beweidungsbedingten Eintrag schliessen. Da aber auch im nördlichen Bereich der Sorge-Niederung die Sulfat-Konzentration der PGG nicht unbedeutend ist, und im Grundwasser der benachbarten Gräben (GWM 113 sowie PGG 215, 218, 219) ähnliche Konzentrationsverhältnisse vorherrschen, kann vermutlich auch der Eintrag aus der gesättigten Zone aus dem Niedermoor erfolgen. In der gesättigten Zone kann durch Oxidation schwefel-

haltiger organischer Stoffe Sulfat entstehen (in Anwesenheit von Pyrit und Nitrat erfolgt Denitrifikation).
Somit werden die Sulfat-Gehalte der PGG der nördlichen Sorge-Niederung zum einen durch den Eintrag aus der gesättigten Zone und zum anderen anthropogen beeinflusst. Dieser anthropogene Einfluss resultiert aus den Einträgen über das Abwasser der Kläranlage sowie den Ausscheidungen der Weidetiere. Die oben beschriebenen Eintragswege können die Ursache für die höheren Sulfat-Konzentrationen der nördlichen Sorge-Niederung im Vergleich zum südlichen Niederungsbereich sein.

5.3.2.5 TOC

Mit dem TOC wird der gesamte organische Kohlenstoff erfasst (KÖLLE 2001). Hohe TOC-Gehalte können in Zusammenhang mit einer starken Mineralisation des Torfes und der damit einhergehend freiwerdenden Kohlenstoffmenge stehen. Die Niederung der Bennebek ist im Vergleich zur Sorge-Niederung durch höhere TOC-Werte gekennzeichnet. Zieht man der Betrachtung auch die TOC-Gehalte des Grundwassers der Moorflächen hinzu wird klar, dass der Einfluss des Moorkörpers dabei eine wichtige Rolle spielt. Die TOC-Konzentrationen der PGG der Moorflächen liegen mit bis zu 168 mg/L (im Durchschnitt ca. 50 mg/L) noch über denen des Grundwassers des Moores (nur GWM 178a überschreitet 50 mg/L). Die Mineralisationsrate ist im oxischen Bereich des Torfkörpers höher als im reduzierten Bereich. An den PGG ist wie schon erwähnt der Torfkörper durchtrennt, somit besser belüftet. In diesen Bereichen des Torfkörpers findet eine gesteigerte Mineralisation statt, es wird mehr TOC frei und kann verstärkt in die Gräben eingetragen werden.
Insbesondere die Größe des Torfkörpers sowie die des Einzugsgebietes und der Fließlänge der PGG durch den Torfkörper sind dabei entscheidend. Die PGG im TUG Alt Bennebek sind wesentlich länger als die in der Sorge-Niederung und darin kann vermutlich auch die Ursache für die höheren Konzentrationen der Bennebek-Niederung im Vergleich zur Niederung der Sorge liegen.

5.3.2.6 Eisen

Gelöstes Eisen kommt in natürlichen Oberflächengewässern unter oxischen Bedingungen nicht vor. Durch den Zufluss eisenhaltigen Grundwassers konnte allerdings in der Leine gelöstes Eisen (0,32 mg/L) gemessen werden (KÖLLE 2001). FRIMMEL (1999) gibt für Fließgewässer einen Eisen-Gehalt von 0,004 mg/L an. An den Messstellen der PGG und Hauptfließgewässer wurden ungewöhnlich hohe Gesamt-Eisen-Konzentrationen (Höchstwert an PGG 222: 423,98 mg/L), PGG der Niederung der Bennebek der Grünlandflächen von 0,02 bis 7,29 mg/L gemessen (vgl. *Abbildung 69* in *Band 2*). Die Konzentration der Messstellen der PGG im TUG Alt Bennebek sind wiederum höher als in der Sorge-Niederung. Obwohl die ermittelten Gesamt-Eisen-Gehalte der Hauptfließgewässer wesentlich niedriger (0,09 bis 6,96 mg/L fast immer <1 mg/L) als die der PGG (0,21 bis 459,92 mg/L) sind, erscheinen sie im Vergleich zu natürlichen Oberflächengewässern sehr hoch (vgl. *Abbildung 89* in *Band 2*). Da die ermittelten pH-Werte der PGG zum größten Teil über 6,5 liegen und die Sauerstoffsättigung hauptsächlich aerobe Verhältnisse anzeigen, kommen für die hohen Gesamt-Eisen-Konzentrationen grundwasserbürtige Einträge in Betracht. Beim Vergleich der zu den PGG nächstgelegenen GWMen zeigt sich besonders für die Garlbek-Niederung eine Beziehung zwischen sehr hohen Eisen-Konzentrationen im Grundwasser und den Gesamt-Eisen-Konzentrationen der Gräben. In gleicher Weise wird dies für die Niederung der Bennebek deutlich, hier wurden die durchschnittlich höchsten Gesamt-Eisen-Gehalte im Grundwasser bei gleichzeitig hohen Konzentrationen der PGG gemessen. Oberflächennahes Grundwasser tritt an den PGG aus und das darin gelöste Eisen fällt erst mit einer gewissen Zeitverzögerung aus.

Einfluss von Klärwasser

Die westlich (202, 203, 204) und östlich (205) von der Kläranlage Tetenhusen befindlichen PGG weisen bei einigen Parametern besonders hohe Gehalte auf. Am deutlichsten wird dieser Einfluss an der Messstelle 204 (verläuft sehr dicht neben dem Klärteich) erkennbar. Die Gehalte von Ammonium-Stickstoff und Phosphat-Phosphor sind zum Teil fünfmal höher als an den benachbarten Messstellen. Auch die Konzentrationen von Kalium, Natrium, Chlorid sowie die

elektrische Leitfähigkeit sind deutlich erhöht. Von dem Klärteich gibt es darüber hinaus einen direkten Abfluss (PGG Messstelle 245) in die Sorge.
Um den Einfluss des Klärwassers auf die Wasserqualität der Sorge zu ermitteln, wurden unmittelbar eine Messstelle (307) unmittelbar vor, und eine (308) nach dem Klärwasserzulauf eingerichtet. Die Messergebnisse ergaben keine Hinweise auf eine Änderung der Parameter und somit auch keinen Anhaltspunkt auf eine zusätzliche Belastung der Sorge als Hauptfließgewässer durch die Kläranlage. Dies ergibt sich aus dem hohen Verdünnungseffekt der großen Wassermenge der Sorge bei Gegenüberstellung der vergleichsweise geringen Zuflussmenge aus dem Klärteich. Der im Vergleich zur Sorge wesentlich kleinere Rieselbach, welcher hauptsächlich mit Klärwasser gespeist wird, spiegelt den anthropogenen Einfluss klarer wider. Dies äußert sich in erster Linie in einer vergleichsweise hohen elektrischen Leitfähigkeit, welche sich in diesem Fall aus erhöhten Konzentrationen der Parameter Kalium, Natrium, Magnesium und Chlorid ergibt.

Besonderheiten

An der Messstelle 212a wurden im Vergleich zu den benachbarten Messstellen 212e, 211 und 214 stark abweichende Konzentrationen ermittelt. Besonders deutlich zeigt sich das durch niedrige pH-Werte, Calcium-Gehalte, Sauerstoffsättigungen und Säurekapazitäten. Andererseits sind die Konzentrationen von Aluminium, Kalium und Nitrat-Stickstoff im Vergleich zu den benachbarten PGG erhöht. Die Messstelle 212a befindet sich am Rand der Niederung in unmittelbarer Nähe zum Wald. Sie wird durch austretendes Grundwasser von den Waldflächen gespeist. Die zur Messstelle 212a nächstgelegene GWM 112 weist im Vergleich zur benachbarten GWM niedrigere pH-Werte sowie Sauerstoffgehalte und höhere Konzentrationen von Calcium, Magnesium, Natrium und Chlorid auf. Im Bereich der Messstelle 212a des oberflächennahen Grundwassers deuten die gemessenen Konzentrationen der oben genannten Parameter im Grundwasser auf eine Versauerung hin (vgl. *Kapitel 5.1.4.3*). Dieser Prozess verläuft über eine Auswaschung der basisch wirkenden Kationen (Kalium, Calcium, Magnesium) und einen Anstieg des versauernd wirkenden Aluminiums. Bei Betrachtung der Gehalte der basischen Kationen (siehe *Abbildung 65*,

Abbildung 67 und *Abbildung 68* in *Band 2*) ist erkennbar, dass Calcium zu großen Teilen bereits ausgewaschen ist, da seine Konzentration im Grabenwasser im Vergleich zu den übrigen PGG sehr niedrig ist. Weniger deutlich zeigt sich das für Magnesium und Kalium. Im Gegensatz dazu ist Aluminium (Höchstwert 24,7 mg/L) extrem erhöht und damit eindeutiger Beweis für eine Versauerung. Dieser Versauerungseinfluss ist am Ende des PGG 212 nicht mehr nachweisbar. Der Grund für diese Veränderung der Wasserqualität vom Grabenanfang bis – ende ergibt sich aus dem Zufluss von Wasser aus den Grünlandflächen. Diese Veränderung der Wasserqualität der Messstellen 212a zur 212e deutet auf den Einfluss der Nutzung hin, sowie auch einer Veränderung der Wasserbeschaffenheit durch oxidierende Prozesse. Vor dem Hintergrund des kurzen Untersuchungszeitraums und fehlender Daten über die Sickerwasserbeschaffenheit ist diese Beurteilung der Stoffflüsse nur stark eingeschränkt möglich.

5.3.3 Bewertung der Stoffausträge der grünlandgenutzten Niedermoorflächen

Infolge anthropogener Eingriffe wird die Senkenfunktion der Moorflächen gestört und erschwert die Beurteilung der Stoffausträge, insbesondere aufgrund der Komplexität der beschriebenen hydrochemischen Verhältnisse. Gerade diese Senkenfunktion der natürlichen Niedermoore verdeutlicht jedoch, welche Bedeutung von ihnen ausgeht. Niederungsflächen und insbesondere Niedermoore sind für den künftigen Schutz vor diffusen Stoffeinträgen des Grund- und Oberflächenwasser von großer Bedeutung (ANTONY & REINERT 2003).

5.3.3.1 Bedeutung der Stoffausträge aus dem Niedermoor

Die GWMen der grünlandgenutzten Niedermoorflächen ließen im Untersuchungszeitraum keine erhöhten Nitrat-Stickstoff-Konzentrationen erkennen (siehe oben). Die Senkenfunktion des Torfkörpers wird in den Niederungen im Bereich des Grundwassers erfüllt. Allerdings zeigt sich für die PGG der Sorge-Niederung und der Garlbek-Niederung schon eine zeitweise Belastung. Auch für die Hauptfließgewässer wurden besonders im März und April die höchsten Nitrat-Stickstoff-Gehalte ermittelt. Nach GRAW (2001) ist die Belastung aber nur

als gering einzuschätzen (siehe *Tabelle 28*). Demnach liegt die Vermutung nahe, dass der Torfkörper nicht so stark degradiert ist. Neben den höheren Nitrat-Konzentrationen ist durch die wechselnden Bedingungen (aerob und anaerob) entwässerter Niedermoore mit einem verstärkten Austrag von Ammonium-Stickstoff, Phosphor und Sulfat in das Grundwasser und angrenzende Fließgewässer zu rechnen (GELBRECHT & ZAK 2004). Für Ammonium-Stickstoff ist der verstärkte Austrag in das Grundwasser und angrenzende Fließgewässer nicht erkennbar. Im TUG Tetenhusen wiesen die Konzentrationen des Phosphats in Grund- und Fließgewässer auf einen erhöhten Austrag hin. Die erhöhten Phosphat-Phosphor-Konzentrationen der Messstellen des Grund- und Oberflächenwassers der Sorge-Niederung sind nicht auf entwässerungsbedingte Austräge aus dem Moor zurückzuführen, da die GWMen im Wald ebenfalls erhöhte Konzentrationen aufwiesen. Es soll nochmals angemerkt werden, dass die Sulfat-Gehalte der Grünlandflächen im Vergleich zu den Acker-, Wald- und Moorfläche die höchsten Werte aufwiesen. Die erhöhten Sulfat-Konzentrationen der Niederungen sind auf Denitrifikationsprozesse zurückzuführen. Die Sorge-Niederung weist Unterschiede beim Vergleich von nördlichem und südlichem Bereich der PGG bezüglich Phosphat-Phosphor und Ammonium-Stickstoff auf. Unter der Voraussetzung, dass die Phosphat-Phosphor-Konzentration auf Umsetzungsprozesse des entwässerten Moorkörpers zurückzuführen wäre, müssten sich die erhöhten Gehalte nicht nur in den PGG sondern auch im Grundwasser widerspiegeln. Das ist im TUG Alt Bennebek nicht der Fall, im TUG Tetenhusen wird dieser Zusammenhang durch erhöhte Phosphat-Phosphor-Konzentrationen der PGG und des Grundwassers der Niederungsbereiche sichtbar. Diese Verhältnisse können ebenso in Zusammenhang mit der Bewirtschaftung stehen. Der jetzige Untersuchungsstand ermöglicht diesbezüglich noch keine eindeutige Aussage.

Auch die ermittelten Ergebnisse der PGG der Niedermoorflächen zeigen keinen deutlichen Einfluss des Grundwassers auf die Wasserqualität der Gräben. Es bleibt allerdings zu berücksichtigen, dass der Entnahmebereich (Verfilterungstiefe der GWMen zwischen 3 bis 4 m und 6 bis 7 m) des Grundwassers im Sand liegt und dort Mischwässer gefördert werden, welche aus dem Wasser des jeweiligen Torfkörpers und aus dem der weichseleiszeitlichen Sande bestehen. Um den Zusammenhang der Wasserqualität von Moorwasser und dem

Wasser der PGG sowie den Stoffaustrag aus den Moorflächen zu ermitteln, bedarf es weiterer Untersuchungen. Darüber hinaus muss der genaue Eintrag von Düngemitteln in Erfahrung gebracht und berücksichtigt werden.
Zur intensiveren Untersuchung der Stoffausträge der Kompartimente der gesättigten Zone, insbesondere aus dem Moorkörper, sollten weitere GWMen in verschiedenen Tiefenbereichen eingerichtet werden. Zum einen könnte der Torfkörper in unterschiedlichen Tiefenzonen mittels Saugkerzen beprobt und physiko-chemisch untersucht werden und zum anderen sollten als Referenz aus tieferen Bereichen des sandigen Aquifers Proben entnommen werden. Diese Maßnahmen sollten es ermöglichen den tatsächlichen Austrag der grünlandgenutzten Niedermoorflächen zu ermitteln. Interessant erscheint auch die Bestimmung der Wassergüte des Grundwassers vor Eintritt in den Torfkörper, um als Referenz zu fungieren. Denn hauptsächlich an der Grenzschicht zwischen Grundwasser und anaeroben Torfkörper findet die Transformation der Inhaltstoffe des Wassers insbesondere die Denitrifikation, statt (TREPEL & KLUGE 2003). Auf diese Weise wird ermittelt inwieweit die Senkenfunktion des Moores noch gegeben ist. Um dies bestimmen zu können, müssen die hydraulischen Verhältnisse der Niederungsbereiche des UGes erforscht werden. Nachfolgend können unmittelbar im Grenzbereich von Torfkörper und Grundwasserleiter und kurz danach Messstellen eingerichtet werden. Die Beprobung dieser GWMen monatlich über einen Zeitraum von mindestens drei Jahren sollte genügend Informationen über die Transformationsprozesse im Torfkörper liefern.

5.3.3.2 Bedeutung anthropogen bedingter Stoffeinträge

Der Einfluss des Klärwassers zeigt sich in der Sorge-Niederung besonders in der Wasserqualität der PGG (202, 203 und 204). Besonders klar ist dieser Zusammenhang an der Messstelle 204. Diese Einflussnahme zeigt sich im Vergleich zu den übrigen Messstellen durch höhere Konzentrationen der Parameter Ammonium-Stickstoff, Phosphat-Phosphor, Kalium, Natrium, Chlorid und elektrischer Leitfähigkeit. Da Einfluss der Kläranlage an der Messstelle 205 (östlich von der Kläranlage) nicht so klar erkennbar ist und sich dieser Einfluss westlich weiter fortsetzt, liegt die Vermutung nahe, das das oberflächennahe Grundwasser in diesem Bereich in westliche Richtung strömt und nicht aus-

schließlich in Richtung Sorge. Das erklärt, warum die östlich der Anlage befindliche GWM 115 diesbezüglich keine besonderen Auffälligkeiten aufwies. Am Rieselbach konnte nicht nur im Oberflächenwasser sondern auch im Grundwasser der Einfluss des Klärwassers nachgewiesen werden.

Anthropogene Belastungen ergeben sich auch aus der landwirtschaftlichen Nutzung der Niedermoorflächen. Durch Erosion, Melioration und intensive Bodenbearbeitung kommt es zu einem höheren Eintrag von Nährstoffen in die angrenzenden Fließgewässer. Besonders der durch Düngung erhöhte Flächenaustrag von Phosphat und Stickstoff kann wegen ihrer eutrophierenden Wirkung in Bezug auf die Gewässer belastend wirken.

Bei den Parametern Leitfähigkeit, Calcium, Ammonium und Sulfat kommen bezüglich der Grundwasserbeschaffenheit landwirtschaftliche Stoffausträge als Ursache in Betracht. Besonders für die Konzentrationen von Ammonium und Phosphat weist auch RADERSCHALL (1993) den landwirtschaftlich genutzten Niedermooren einen belastenden Eintrag zu. Während er ihnen sonst nur eine geringe Belastung unterstellt.

In der Sorge-Niederung weisen die Gehalte der PGG für Phosphat und Ammonium Unterschiede in der räumlichen Verteilung auf. Danach erscheint von den nördlichen Weiden ein stärkerer Austrag dieser beiden Parameter auszugehen, als von den südlichen Wiesen. Nicht ganz so deutlich zeigt sich dieser Unterschied für die Gehalte von Sulfat an den PGG. Aber genau wie auch Ammonium, Chlorid und Phosphat kann die Sulfat-Konzentration auf die Ausscheidungen der Weidetiere zurückzuführen sein.

Um darüber eindeutige Aussagen machen zu können, insbesondere der Stickstoffausträge bedarf es aber einer weiteren intensiveren Untersuchung, speziell im hydrologischen Winterhalbjahr. So könnte ein Gülle- und Beweidungseintrag deutlich gemacht werden. Da in dieser Zeit kein Weidevieh auf den Flächen ist und keine Gülle ausgebracht wird. Im Folgenden können dann auch Unterschiede bezüglich der Belastung durch die Landwirtschaft zwischen Wiesen und Wieden herausgearbeitet werden. Das ist insofern von Bedeutung, da der Einfluss von Wiesen und Weiden anscheinend verschiedene Auswirkungen hat.

Vor diesem Hintergrund erscheint interessant, wie sich diese eingetragenen Stoffe in der gesättigten Zone weiter ausbreiten. Dazu müsste ebenfalls das

oberflächennahe Grundwasser in verschiedenen Tiefen möglichst nah am Belastungsherd untersucht, beziehungsweise möglichst nah an den bislang eingerichteten Messstellen der Oberflächengewässer und des Grundwassers genommen werden. Da die GWM 160 in 3 bis 4 m verfiltert ist, sollten im Bereich darüber und darunter Probenahmestellen eingerichtet werden um so den Konzentrationsverlauf in der gesättigten Zone ermitteln zu können.

Die bisherigen Ergebnisse lassen vorerst nur Vermutungen über die Stoffausträge der Grünlandflächen zu. Die Verflechtungen von Moor- und Grünlandeinflüssen erfordern also eine Intensivierung und längerfristige Beprobung des bisherigen Untersuchungsumfanges.

5.4 Hydroökologische Funktionen von Feuchtgebieten im Wasser- und Stoffhaushalt am Beispiel eines degradierten Hochmoores in der Sanderzone Schleswig-Holsteins (ALEXANDER BIETMANN)

Feuchtgebiete gewannen in den letzten Jahrzehnten ein gesteigertes Interesse für die landwirtschaftliche Nutzung, die Wasserwirtschaft und den Ressourcenschutz einerseits, als auch für den Umwelt- und Naturschutz auf der anderen Seite. Die fortschreitende Entwässerung der Feuchtgebiete im Zuge der Nutzbarmachung, der Verbrauch von Torf und der Verlust einzigartiger Lebensräume und für den Stoffhaushalt bedeutsamer Systeme, führte zu verschiedenen Vorhaben, die ursprüngliche Funktion dieser sensiblen Gebiete wiederherzustellen. Die zur Revitalisierung der Feuchtgebiete erforderlichen Maßnahmen bedürfen jedoch einer genauen Abschätzung bezüglich deren Einfluss auf das Feuchtgebiet selbst und auf die Landschaft, in die es eingebettet ist. Mangelhafte Kenntnisse über die insbesondere hydrologischen und stofflichen Interaktionen zwischen dem Feuchtgebiet und der Umgebung können zu nicht abschätzbaren Auswirkungen auf angrenzende Ökosysteme führen. Systemgerechte Forschungen müssen interdisziplinär die Belange von Wasserwirtschaft, Umweltschutz und Landwirtschaft berücksichtigen, um Strategien für einen sinnvollen und ökologischen Umgang mit den abiotischen und biotischen Ressourcen dieser Gebiete zu entwickeln. Derartige Forschungsvorhaben bedürfen eines weitgesteckten Zeitrahmens, da sich systeminterne Prozesse und deren Auswirkungen erst mit teils mehrjähriger Verzögerung fundiert belegen lassen.
Die folgenden Ausführungen beruhen mangels ausreichender Datengrundlage zum speziellen Untersuchungsgebiet somit vorwiegend auf Literaturdaten und theoretischen Überlegungen.

5.4.1 Standorteigenschaften

5.4.1.1 Lage des Tetenhusener Moores

Das Tetenhusener Moor liegt am nordöstlichen Rand der Eider-Treene-Sorge-Niederung zwischen den Ortschaften Alt Bennebek im Norden, Meggerdorf im Südwesten und Tetenhusen im Südosten. Nördlich wird das Gebiet in dem sich das Moor erstreckt durch die Bennebek, westlich durch den künstlich errichteten Umleitungsdeich und südlich durch die Sorge begrenzt. Im Osten bildet der sanft ansteigende Geestrücken der letzten Vereisung die Grenze der Vermoorung. Westlich dieses Dammes liegt der Meggerkoog, der vor der Errichtung des Umleitungsdeiches, und damit Umlenkung der Bennebek, von selbiger durchflossen wurde.

In dem vermoorten Bereich zwischen den Hauptvorflutern Sorge und Bennebek wurde ein 203 ha großes Areal als Naturschutzgebiet ausgewiesen, dessen größte Ost-West-Ausdehnung ca. 2,3 km beträgt und das von Norden nach Süden im Mittel 1 km breit ist.

Das Naturschutzgebiet Tetenhusener Moor wird im Norden durch einen Damm begrenzt, im Westen bildet die umgeleitete Bennebek die Grenze des Gebietes. Östlich des Tetenhusener Moores entwässern zahlreiche Drängräben die vermoorten Flächen, südlich des Gebietes stellt ein bis in den Sanduntergrund eingeschnittener Graben eine ausreichende Entwässerung nicht nur der Moorflächen sicher. Diese Entwässerungsgräben stellen somit die anthropogen bedingten Grenzen des Naturschutzgebietes Tetenhusener Moor dar, die von den eigentlichen Grenzen der Vermoorung, die sich an den naturräumlichen Gegebenheiten orientieren, abweichen.

Höhendaten der amtlichen Kartenwerke sowie eigene Höhenmessungen ergaben für das Gebiet eine Lage von 0–2 m über NN (siehe *Tabelle 2*).

5.4.1.2 Entstehung des Tetenhusener Moores

Das Tetenhusener Moor entstand im Zuge der großflächigen Vermoorungen, die als Folge des postglazialen Meeresspiegelanstieges die Niederungsgebiete Schleswig-Holsteins prägen (vgl. *Kapitel 2.2* und *2.4*).

Nördlich und südöstlich des Moores liegen geringmächtig flugsandüberdeckte Schmelzwasserablagerungen, die sich mit Höhen von bis zu 12 m über NN von den um NN liegenden Niederungen abheben (vgl. *Karte 4*). Der Einfluss des in der Nacheiszeit durch das Abschmelzen der Gletscher gestiegenen Meeresspiegels und des infolgedessen steigenden Grundwasserspiegels führte in der Eider-Treene-Sorge-Niederung zur Bildung von Versumpfungsmooren (ELWERT & SCHARAFAT 1968). Eine weitere Ursache für den Grundwasseranstieg ist in den in der norddeutschen Tiefebene stattfindenden Senkungsvorgängen als Reaktion auf die Hebung des eisentlasteten skandinavischen Schildes zu sehen (DREWS et al. 2000). Im Bereich des Tetenhusener Moores setzte sich die Vermoorung mit der Ablagerung von Übergangstorfen bis ca. 3000 v. Chr. fort. Ab dem Subboreal setzte eine vermehrte Hochmoorbildung ein (AUE 1992).

Zahlreiche Regressions- und Ingressionsphasen des Meeres lagerten in weiten Bereichen der küstennahen Niederungen marine Sedimente ab, so dass es in einigen Gebieten zur Wechsellagerung von Meeressediment-, Niedermoor- und Hochmoorschichten kam. Anhand der geologischen Karte sind in den Flussrinnen der Alten Sorge, westlich und südwestlich des Tetenhusener Moores, kalkhaltige und kalkfreie schluffig tonige Ablagerungen, teils über Niedermoor-, teils über Hochmoortorf zu erkennen, die die Folge eines Meeresvorstoßes oder zumindest eines Brackwassereinbruchs in dieses Gebiet sein könnten. Diese These wird durch brackige Ablagerungen im Bereich des heutigen Meggerkooges gestützt.

Dem westlich des Tetenhusener Moores gelegenen Meggerkoog, der vor dem Bau des Umleitungsdeiches als See von der Sorge und der Bennebek durchflossen wurde, wurde mit hoher Wahrscheinlichkeit ein großer Teil des aus dem Moor abfließenden Wassers über das Grundwasser sowie über die Oberflächengewässer zugeführt. Die ehemaligen Flussläufe der Sorge und der Bennebek sind mit teilweise 10 m mächtigen Ablagerungen anhand der Karte der Holozän-Mächtigkeit Blatt 1622 Meggerdorf (dargestellt ist die Mächtigkeit der im Holozän abgelagerten Schichten, in Meter unter GOK) gut zu erkennen. Mit fortschreitender Verlandung des damaligen Meggersees kam es in dem Bereich zur Ablagerung von Feindetritusmudden, die in Richtung des Tetenhusener Moores von Niedermoortorfen unterlagert sind.

Nach AUE (1992) führte ein weiterer Anstieg des Grundwassers verbreitet zur Ausbildung von Feuchtpodsolen, Gleyen und Anmoorgleyen (vgl. *Kapitel 4.2.1*). Das Tetenhusener Moor bildete sich demnach als Versumpfungsniedermoor über vernässten, sandigen Bereichen. Niedermoore sind Bereiche einer vom Grundwasser beherrschten Niederungslandschaft (EGGELSMANN 1989), deren Wasserregime, insbesondere in Bezug auf das Grundwasser, immer eng mit dem Wasserdargebot und den hydraulischen und hydrochemischen Verhältnissen der (un)mittelbaren Umgebung verzahnt ist. Laut SUCCOW & JOOSTEN (2001) bildet sich der hydrogenetische Moortyp „Versumpfungsmoor“, wenn sich in Senken infolge eines Wasseranstieges Versumpfungen bilden, die jedoch nicht zur Ausbildung einer offenen Wasserfläche führen. Weiterhin sind nach TREPEL & KLUGE (2001) und BLANKENBURG (1994) Versumpfungsmoore meist auf wasserdurchlässigen Substraten (Sanden) zu finden. Großflächig entstanden sind sie in Naturräumen mit ausgeprägter Beckenbildung (Urstromtäler, Sander), v.a. im Bereich des nordwest- und nordostdeutschen Tieflandes (SCHOPP-GUTH 1999). Der Wasseranstieg kann die Folge eines gestiegenen Wasserdargebotes (klimatische oder nutzungsspezifische Änderungen) oder eines verminderten Wasserabflusses (Meeresspiegelanstieg, anthropogene Eingriffe in den Gebietswasserhaushalt z.B. künstliche Anhebung von Fließgewässersohlen) sein (SUCCOW & JOOSTEN 2001; JOOSTEN & CLARKE 2002). Entscheidend für ein ungestörtes Torfwachstum ist eine ständige Wassersättigung, die unter den klimatischen Bedingungen des norddeutschen Tieflandes vor allem durch das dem Moor zuströmende Grundwasser sichergestellt wird (GELBRECHT et al. 2003). Aufgrund der Lage in einem Sandergebiet ist das Moorgebiet als carbonatarm und nährstoffarm einzustufen.

AUE (1992) vermutet, dass das Tetenhusener Moor seinen Ursprung in einer lokalen Geländesenke im westlichen Teil des Moores hat, was durch die Karte der Holozänmächtigkeit in diesem Bereich angedeutet wird. Eindeutig bewiesen werden kann diese These jedoch nur mit einer systematischen Kartierung der Reliefoberfläche unter dem Torfkörper, wie sie OTTO (1991) für Moorgebiete in Nordrhein-Westfalen und Niedersachsen durchgeführt hat.

Der weiter steigende Grundwasserspiegel führte zur Ausbreitung des Niedermoores zum Geestrand und endete mit der einsetzenden Hochmoorbildung über dem topogenen Grundwasserspiegel des Niedermoores. Diese kann die

Abflussdrosselung des Niederschlages durch die Vegetation und den Torfkörper hervorrufen (QUAST 2001). Im Südosten des Tetenhusener Moores transkredierte das Hochmoor über Sand, was in diesem Bereich zur Ausbildung eines wurzelechten Hochmoores führte.

Die Vermoorung im Bereich des Tetenhusener Moores endet im Norden an der Bennebek, im Westen am damaligen Meggersee und im Süden an einem Dünengürtel am nördlichen Ufer der Sorge. Dieser Dünengürtel ist mehrfach unterbrochen. Durch die Bereiche zwischen den Dünen hat mit großer Wahrscheinlichkeit die Vorflut des Moorgebietes in Richtung Sorge stattgefunden (AUE 1992).

5.4.1.3 Böden im Bereich des Tetenhusener Moor

Anhand der Bodenkarten von Schleswig-Holstein 1:25000 und 1:5000 des Gebietes lässt sich erkennen, dass der Bereich um das Tetenhusener Moor von organischen Böden (Nieder- und Hochmoortorfen) bestimmt wird. Besonders hier und in den tief in den eiszeitlichen Untergrund eingeschnittenen Rinnen der Sorge und der Bennebek treten flächenhaft teils mehrere Meter mächtige Niedermoortorfe auf.

Im Folgenden sollen die verschiedenen Böden von Westen nach Osten kurz erläutert werden. Zwischen den Muddeablagerungen des ehemaligen Meggersees und dem Umleitungsdeich befindet sich ein etwa 500 m breiter Niedermoorstreifen, der zum Teil mit Tonen und Schluffen geringmächtig überlagert ist. Diese ca. 20 cm mächtigen Überdeckungsschichten, die auch weiter nordwestlich des Meggerkooges und in der Aue der Alten Sorge zu finden sind, könnten durch einen Meeresvorstoß oder als Folge großflächiger Überschwemmungen in diesem Gebiet zu erklären sein. Aus der Bodenkarte 1:5000 Meggerdorf-Ost gehen zwei Profile mit Angaben zur Wasserleitfähigkeit in drei Tiefenstufen (oberhalb 40 cm unter Flur; 40–80 cm unter Flur; > 80 cm unter Flur) hervor. Die Torfe in diesen Profilen weisen mit k_f-Werten von 160–320 cm/d sehr gute Wasserleitfähigkeiten auf, die der k_f-Klasse 5 (AG BODEN 1994) entsprechen. Mit dem Bau des Umleitungsdeiches und der Umlegung der Bennebek entwässern die Flächen westlich des Deiches nun über Schlote, die zur Trockenlegung des Meggerkooges geschaffen wurden, auf die Steinschleu-

se, und sind somit hydraulisch von dem Tetenhusener Moor getrennt (AUE 1992; vgl. auch *Kapitel 2.4*).

Über den Niedermoortorfen wuchsen mit der Zeit bis über 1,2 m mächtige Hochmoortorfe auf, dessen Haupttorfbildner Sphagnum-Arten der Cymbifolia Gruppe und Wollgräser sind (ELWERT & SCHARAFAT 1968). Nach SUCCOW & JOOSTEN (2001) sind diese Torfarten für oligotroph-saure Moore charakteristisch. Nördlich des Dammes, der die Grenze des NSG bildet, ist anhand der Bodenkarten ein bis zu 500 m breiter Streifen von 30-100 cm mächtigem Hochmoortorf über Niedermoortorf zu erkennen, der jedoch in einigen Bereichen abgetorft wurde. Diese Flächen werden heute überwiegend als extensives Grünland bewirtschaftet oder liegen brach.

Das zentrale Gebiet des Tetenhusener Moores wurde großflächig abgetorft, so dass nur noch wenige unberührte Hochmoorböden vorzufinden sind. Diese im Allgemeinen im Oberboden vererdeten Böden beschränken sich auf einen schmalen Streifen im Nordwesten des NSG und auf eine kleine Fläche im Südosten. Die verschiedenen Moormächtigkeiten sind in den Bodenkarten von Schleswig Holstein, 1:5000, Sielverband Obere Sorge beschrieben.

Während das Tetenhusener Moor im Westen und im Zentrum niedermoorunterlagert ist, ist im Übergang zum flach ansteigenden Geestrücken 30–80 cm mächtiger Hochmoortorf auf Sand zu erkennen. An dieser Stelle kann das Moor als wurzelechtes Hochmoor angesprochen werden (vgl. *Kapitel 5.4.1.2*). Im Übergangsbereich zum Geestrand wurden Feuchtpodsole mit Ortstein oder Orterde und Anmoorgleye kartiert. Im Bereich des sandunterlagerten Hochmoores ist ein eingelagertes Areal mit Niedermoortorfen aufgenommen worden. Laut AUE (1992) dürfte hier ein Quellaustritt des aus dem Geestrand herandrückenden Hangzugwassers vorgelegen haben, da der Niedermoortorf in diesem ansonsten von Hochmoorböden umgebenen Bereich den Einfluss von topogenem Grundwasser beweist. Im Süden des Tetenhusener Moores schließen sich bis zur Sorge unterschiedlich mächtige Niedermoorböden an, die wie die Hochmoorböden im Allgemeinen im Oberboden vererdet sind.

Detaillierte Aussagen zur Moorgenese und den Torfbildnern kann erst eine genaue und flächendeckende Aufnahme der Torfhorizonte bis an die Moorbasis, den mineralischen Untergrund, liefern.

5.4.1.4 Frühere und heutige Nutzung des Tetenhusener Moores

Die heutige Situation des Tetenhusener Moores, eines degradierten Hochmoorgebietes, ist hauptsächlich auf die frühere Nutzung zurückzuführen. Obwohl bereits seit 1928 Teile des Moores unter Naturschutz stehen, wurde das Areal 1941 zum Übungsgelände der damaligen Luftwaffe erklärt, was heute noch durch die Grundmauern alter Gebäude erkennbar ist. Weitaus größere Auswirkungen für das Ökosystem hatten jedoch die ab 1945 genehmigten und zum Zwecke der Brennstoffgewinnung im östlichen Teil des Tetenhusener Moores eingerichteten bäuerlichen Handtorfstiche, die heute als wassergefüllte Torfstichgewässer Initialstandorte für die Wiederbesiedlung der Flächen mit Sphagnum darstellen. Anhand *Karte 8* sind im Westen des Gebietes ehemalige, maschinelle Torfabbauflächen deutlich zu erkennen. In diesem Teilgebiet wurde bis 1974 großflächig Schwarztorf gewonnen, was zu einer irreversiblen Änderung des Bodens und der Hydrologie des Standortes geführt hat. Die abgetorften tieferen Bereiche, die heute teilweise unter Wasser stehen, wechseln sich ab mit relativ trockenen Dämmen, über die der Torf abtransportiert wurde. Im Zuge der für den Torfabbau unausweichlichen Trockenlegung des Gebietes wurden zahlreiche Entwässerungsgräben gezogen, auf die in *Kapitel 5.4.2.2* näher eingegangen wird.

Heute werden die Randbereiche des Moores allenfalls extensiv beweidet. In den östlichen und südlichen Randbereichen befinden sich Grünlandbrachen, die auf eine Grünlandbewirtschaftung in den 80er und 90er Jahren des 20. Jahrhunderts hindeuten (TRIOPS 1997).

Die Abbildung *29* wurde als Generalisierung der von (TRIOPS 1997) durchgeführten Biotopkartierung im Rahmen des FFH-Monitoringprogramms Schleswig-Holstein erstellt. Hier lässt sich der heutige Zustand des NSG Tetenhusener Moor gut erkennen. Die unmittelbar umliegenden Flächen lassen sich nach TRIOPS (1997) als mesophiles Grünland und sonstiges artenreiches Feucht- und Nassgrünland ansprechen. Die Kartierung von druckwassergeprägten, beweideten Sumpfdotterblumenwiesen in abschüssigem Gelände nahe der Bennebek TRIOPS (1997) weist eindeutig auf einen flächigen Grundwasseraustritt nahe dem Gewässer hin, der durch eigene Beobachtungen bestätigt werden konnte.

Im Südosten des Gebietes wird auf grundwasserferneren, trockeneren Standorten Ackernutzung betrieben (vgl. *Karte 2*).

Abbildung 29: Biotoptypen und Vorflutsituation im Bereich des Tetenhusener Moores (verändert nach TRIOPS 1997)

5.4.2 Hydrologie

5.4.2.1 Wasserhaushaltskomponenten von Feuchtgebieten

Die Hydrologie eines Raumes wird durch eine Vielzahl von Faktoren bestimmt. Dazu zählen u.a.:

- Niederschlag,
- Verdunstung,
- Zu- und Abflüsse über Oberflächengewässer,
- Zu- und Abflüsse über das Grundwasser,
- Bodeneigenschaften,
- Anthropogene Eingriffe (z.B.: Vorflutregelung, Grundwasserabsenkungen etc.),
- Landnutzung.

Die allgemeine Wasserhaushaltsgleichung zur Berechnung der Wasserbilanz N = A + V + (R-B) (mit N = Niederschlag; A = Abfluss; V = Verdunstung; R = Rücklage; B = Aufbrauch) (EGGELSMANN 1981) bietet einen ersten Überblick über die Hauptkomponenten, die die hydrologischen Eigenschaften eines Gebietes maßgeblich bestimmen. Eine annähernd aussagekräftige Wasserbilanz fordert hingegen eine differenzierte Betrachtung der einzelnen Wasserhaushaltskomponenten, die besonders in Moorgebieten aufgrund der besonderen hydrologischen Eigenschaften des Torfkörpers mitunter schwer zu erfassen sind.
Eine detaillierte Wasserbilanzgleichung speziell für Moore (vgl. *Gl. 3* und *Abbildung 30*) entwickelte ein AUTORENKOLLEKTIV (1981):

$$P + R_{Z\text{-}F} + R_{Z\text{-}D} + R_{Z\text{-}GW(h)} + R_{Z\text{-}GW(v)} = ET + R_{A\text{-}F} + R_{A\text{-}D} + R_{A\text{-}GW(h)} + R_{A\text{-}GW(v)} + \Delta S \qquad (Gl.\ 3)$$

mit:

P	Niederschlag auf die Mooroberfläche
$R_{Z\text{-}F}$	Moorzufluss über Fließgewässer

R_{Z-D}	Moorzufluss über Direktabfluss aus dem oberirdischen EZG (Landoberflächen- und hypodermischer Abfluss)
$R_{Z-GW(h)}$	horizontaler Grundwasserzufluss aus dem Unterirdischen EZG
$R_{Z-GW(v)}$	vertikaler Grundwasserzufluss aus dem Unterirdischen EZG
ET	Verdunstungssumme der gesamten Mooroberfläche
R_{A-F}	Moorabfluss über Fließgewässer
R_{A-D}	Moorabfluss über Direktabfluss aus dem oberirdischen EZG
$R_{A-GW(h)}$	horizontale Wasserabgabe an einen Grundwasserleiter
$R_{A-GW(v)}$	vertikale Wasserabgabe an einen Grundwasserleiter
ΔS	Speicheränderung im Moorkörper

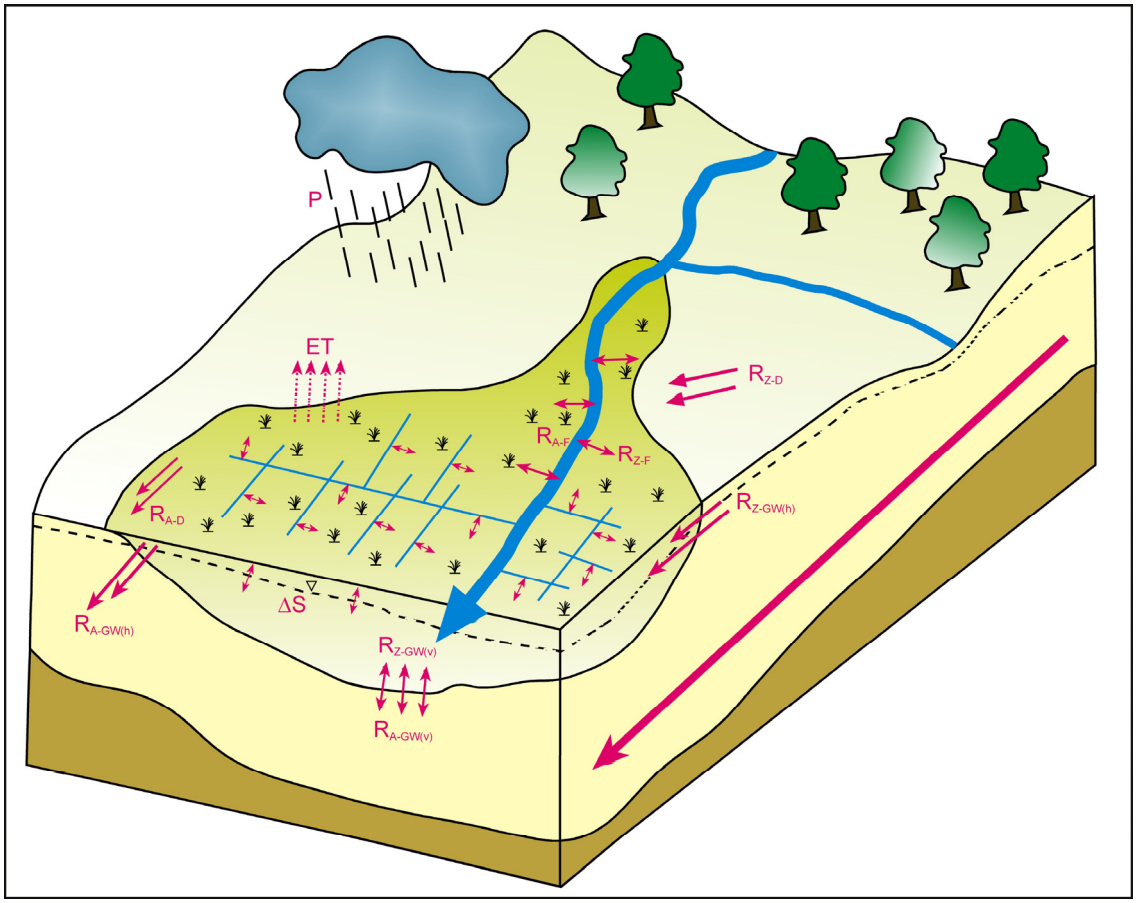


Abbildung 30: Wasserhaushaltskomponenten eines Feuchtgebietes (verändert nach QUAST 2001 und AUTORENKOLLEKTIV 1981)

Nach DIETRICH et al. (2001) spiegelt sich die Summe aller Wasserhaushaltskomponenten in der Speicheränderung der Fläche wider. Demnach ist nach *Gl. 4:*

$$\Delta S = P + R_{Z\text{-}F} + R_{Z\text{-}D} + R_{Z\text{-}GW(h)} + R_{Z\text{-}GW(v)} - ET - R_{A\text{-}F} - R_{A\text{-}D} - R_{A\text{-}GW(h)} - R_{A\text{-}GW(v)}$$

(*Gl. 4)*

Die Speicheränderung ΔS umfasst die veränderlichen Wassermengen im Moorboden (EDOM 2001) und ist als Grundwasserstandsänderung in der Fläche zu erkennen. Somit können die Auswirkungen der einzelnen Faktoren als Summe in der Fläche, mit einer hochauflösenden Modellierung der Grundwasserganglinien in Raum und Zeit, erfasst werden.

Nicht näher eingegangen werden soll hier auf die Differenzierung der (dynamischen) Speicheränderung ΔS, die jedoch für die Hydrologie und Hydrochemie (Verweildauer des Wassers im Boden und damit verbundene zeitliche Begrenzung für Stoffumsatzprozesse) von Moorstandorten nicht außer Acht gelassen werden darf.

Die oben aufgeführten Komponenten sind jedoch nicht alle obligat. Vielmehr ist jedes Moorgebiet gekennzeichnet durch dessen individuelle Art des oberirdischen und unterirdischen Zu- bzw. Abflusses. Auch der Niederschlag und die Verdunstung sind je nach standörtlicher Gegebenheit variabel. Die (dynamische) Speicheränderung ist in großem Maße von den abgelagerten Torfen, dem Mooruntergrund und der Nutzungsintensität des Gebietes abhängig. Entsprechend der Standortspezifik jedes einzelnen Moorgebietes sind demnach die relevanten Wasserhaushaltsgrößen zu bestimmen und zu quantifizieren (DIETRICH et al. 2001).

Im Rahmen des Forschungsauftrages, dem zur Zeit der Fertigstellung dieses Berichtes eine Messkampagne von nur vier Monaten zur ersten Datenanalyse zugrunde liegt, konnte der größte Teil der in *Gl. 4* aufgeführten Komponenten gar nicht oder nur peripher bestimmt werden. Somit basieren die im Folgenden diskutierten Ergebnisse überwiegend auf Literaturdaten.

5.4.2.2 Hydrologie des Tetenhusener Moores

Neben dem Niederschlag (P) und der Verdunstung (ET), deren Erfassung für das Verständnis der hydroökologischen Prozesse aller Moorgebiete unumgänglich ist, sind für das Tetenhusener Moor als Versumpfungsmoor (vgl. *Kapitel 5.4.1.2*) insbesondere die Faktoren von Bedeutung, die den Zu- bzw. Abfluss des Wassers über den Grundwasserpfad beschreiben ($R_{Z\text{-}GW(h)}$, $R_{Z\text{-}GW(v)}$, $R_{A\text{-}GW(h)}$, $R_{A\text{-}GW(v)}$). Infolge der Abtorfung des Gebietes stellt der Moorabfluss über die Drängräben ($R_{A\text{-}F}$) eine ebenfalls nicht zu vernachlässigende Komponente des Wasserhaushalts dar. Im Fall des Tetenhusener Moores ist die Größe $R_{Z\text{-}F}$ (Moorzufluss über Fließgewässer) vernachlässigbar, da weder die Sorge noch die Bennebek, als Hauptvorfluter, mit ihrem Oberflächenwasser das Areal speisen. Eine indirekte Speisung über das (oberflächennahe) Grundwasser je nach Wasserständen des Fließgewässers ist damit jedoch nicht ausgeschlossen. Aufgrund des relativ geringen Reliefs im Untersuchungsgebiet sind die Komponenten $R_{Z\text{-}D}$ und $R_{A\text{-}D}$ ebenfalls als wenig ausschlaggebend einzustufen. Nach DIETRICH et al. (2001) kann die Speicheränderung ΔS bei ausreichend langen Beobachtungszeitintervallen (Jahresintervalle) vernachlässigbar gering sein. Bei kürzeren Betrachtungszeiträumen ist sie jedoch zu berücksichtigen. Somit bleibt für das Tetenhusener Moor nach *Gl. 5:*

$$\Delta S = P + R_{Z\text{-}GW(h)} + R_{Z\text{-}GW(v)} - ET - R_{A\text{-}F} - R_{A\text{-}GW(h)} - R_{A\text{-}GW(v)} \qquad (Gl.\ 5)$$

Niederschlag (P)

AUE (1992) hat monatliche Mittelwerte des Niederschlages (1951–1980) der Stationen Kropp, Erfde, Rendsburg, Hamdorf und Wohlde des Deutschen Wetterdienstes zur Interpolation des langjährigen Niederschlagsmittels im Bereich des Tetenhusener Moores herangezogen und folgende Werte erhalten:

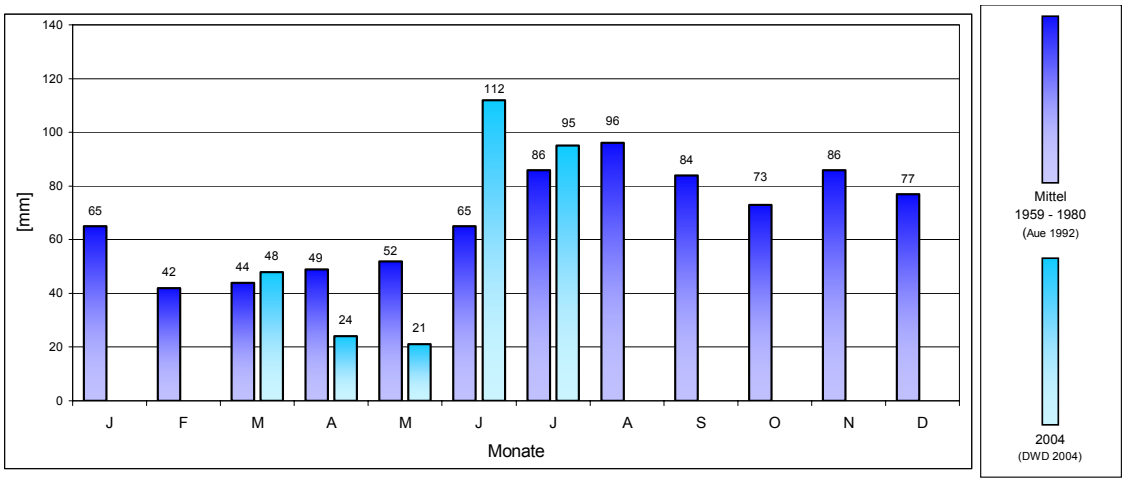


Abbildung 31: Langjährige, monatliche Niederschlagsmittel 1959 – 1980 und Niederschlagsmengen der Monate März - Juli 2004 im Bereich des Tetenhusener Moores (verändert nach AUE 1992; DWD 2004)

FUSS (1967) stellt die Niederschläge des Zeitraumes Februar bis Juli den Niederschlägen der Monate August bis Januar gegenüber. Der damit berechnete Quotient gibt Aufschluss über den Einfluss des Meeres auf das Klima. Für ganz Schleswig-Holstein beträgt der Quotient 0,79. Im Bereich des Tetenhusener Moores weist nach AUE (1992) ein Quotient von 0,7 deutlich auf ein ozeanisch beeinflusstes Klima hin, in dem im hydrologischen Sommerhalbjahr (Mai–Oktober) 56% des Jahresniederschlages und im hydrologischen Winterhalbjahr (November–April) 44% des Jahresniederschlages fallen.

Verdunstung (ET)

Konkrete Verdunstungsmessungen für den Bereich des Tetenhusener Moores liegen nicht vor. Die Verdunstung eines Moorstandortes ist speziell abhängig von der Vegetation, dem Grundwasserstand und damit der Wasserversorgung der Pflanzen sowie dem standortspezifischen Mikrorelief (Bult-Schlenken-Komplexe, Torfstiche, Dämme, etc.). Nach EDOM (2001) ist die Verdunstungsverteilung umso heterogener, je ausgeprägter das Mikrorelief sich darstellt. DYCK & PESCHKE (1995) definieren die potenzielle Standortverdunstung ETP als die maximale Verdunstung der konkreten Pflanzendecke bei ständig optimaler Wasserzufuhr. Da die Grundwasserstände v.a. in topogenen Niedermooren, wie auch im Tetenhusener Moor, oftmals stark schwanken können (vgl.

Abbildung 7) und nach Starkregen, wie eigene Beobachtungen im Gelände belegen, zeitweise überstaute Flächen auftreten, ist die tatsächliche Verdunstung von Moorökotopen keineswegs gleich der potenziellen Standortverdunstung ETP. Diese tritt höchstens bei ständig oberflächennahen Wasserständen oder ständig überstauten Moorkomplexen auf (EDOM 2001).
SCHENDEL (1971) errechnete für Niederungsgebiete eine durchschnittliche Verdunstung von 520 mm. Dies soll jedoch nur als grober Richtwert verstanden werden, da die oben beschriebenen Ausführungen darauf hindeuten, dass nur standortspezifische Verdunstungsmessungen verlässliche Daten liefern können. Zur weiteren Literatur sei EGGELSMANN (1981) empfohlen.

Zufluss (unterirdisch): ($R_{Z\text{-}GW(h)}$ / $R_{Z\text{-}GW(v)}$)

Um den Effekt von in die Niederung eingebetteten Mooren als „Wasserwandler“ charakterisieren zu können, ist zum einen die Art der Wasserspeisung, zum anderen die Herkunft und Menge des zur Verfügung stehenden Wassers zu berücksichtigen. Da der Zufluss von Niedermoorgebieten gleich dem Abfluss aus den oberhalb liegenden Einzugsgebieten ist (DIETRICH et al. 2001), ist somit die Bestimmung des dortigen Einzugsgebietsabflusses (qualitativ und quantitativ) für eine hydroökologische Systemanalyse unerlässlich. Hydrochemische und -physikalische Messungen im Moorgebiet selbst geben nur den gegenwärtigen Ist-Zustand oder die bei längeren Messreihen auftretenden, zeitlichen Veränderungen des gebietseigenen Wasserdargebots wieder. Sie erlauben jedoch keine Aussagen über die Einbindung des Moorgebietes in den Landschaftswasserhaushalt der Niederung.
Wichtig für eine genaue Ermittlung des Zuflusses ist nach EDOM (2001) die exakte Lokalisierung des Einzugsgebietes des Moores, das anhand von hydrogeologischen Karten und Grundwassergleichenkarten abgegrenzt werden kann. Weiterhin ist eine detaillierte Quantifizierung der Grundwasserneubildung im Einzugsgebiet zur Abschätzung des Gebietswasserhaushaltes vorzunehmen. Nach HÖLTING (1996) beträgt die Grundwasserneubildungsrate in der schleswig-holsteinischen Sanderzone bei einer Niederschlagshöhe von 800 mm ca. 240 mm (vgl. *Kapitel 2.3*). Dies ist jedoch ein Mittelwert, der gerade auf Moore nicht übertragbar ist. EGGELSMANN (1973) betont, dass bei gleichem mittleren

Niederschlag die Grundwasserneubildung bei Sanden 2fach bis 6fach größer ist als die unter Mooren. Auch BURGHARDT (1977) bescheinigt organogenen Niederungsböden eine von Mineralböden abweichende Dynamik des Wasserhaushaltes, womit auch die Grundwasserneubildung angesprochen ist.
Die von AUE (1992) anhand von drei Grundwassermessstellen interpolierten Grundwassergleichen unter dem Tetenhusener Moor zeigen eine eindeutige Richtung der Fließrichtung des Grundwassers nach Westen zum Umleitungsdeich. Diese Werte können mit den eigenen Grundwasserstandsmessungen (vgl. *Abbildung 7*) für den untersuchten Zeitraum belegt werden. Somit ist anzunehmen, dass der Hauptgrundwasserzustrom aus den höher liegenden Geestrandbereichen östlich des Tetenhusener Moores erfolgt. Eine Darstellung von Grundwassergleichen für ein über 200 ha großes Areal auf Grundlage von drei Messpunkten muss jedoch kritisch betrachtet werden. In *Kapitel 5.4.1.3* wurde auf eine in Hochmoortorf eingelagerte Insel mit Niedermoortorfen eingegangen. Sie kann als vertikale Quelldruckspeisung $R_{Z\text{-}GW(v)}$ angesehen werden.

Abfluss (unterirdisch): ($R_{A\text{-}GW(h)}$ / $R_{A\text{-}GW(v)}$)

Wie in *Gl. 5* dargestellt gliedert sich der unterirdische Abfluss in eine horizontale sowie in eine vertikale Komponente. Nach EDOM (2001) sind Torfe entsprechend ihrer Ablagerungsrichtung hydraulisch anisotrop, was bedeutet, dass sich die horizontalen und vertikalen Durchlässigkeitswerte (k_f) unterscheiden. Durch Quellungs- und Schrumpfungsvorgänge und der damit verbundenen Verschiebung der Porengrößenverteilung innerhalb der Torfe gestaltet sich die Berechnung der Strömung unter Verwendung des Darcy-Gesetzes im organischen Torfkörper selbst weitaus komplizierter als in mineralischen Grundwasserleitern. Die horizontale Komponente des Abflusses $R_{A\text{-}GW(h)}$ ist in erster Linie bei geneigten Durchströmungs- oder Hangmooren interessant. Bei geschichteten Moorkörpern, in denen der vertikale Wasseraustausch durch dichtlagernde Horizonte wie z.B. stark zersetzte Torfe, infolge von Seenverlandung abgelagerte Mudden oder postglazial eingespülte Sedimente (vgl. *Kapitel 5.4.1.2*) behindert sein kann, ist hingegen der horizontale Abfluss von Bedeutung. Die vertikale Komponente $R_{A\text{-}GW(v)}$, die Versickerung oder Grundwasserneubildung, ergibt sich aus dem Moorwasserspiegel und dem Druckpotenzial des darunter liegen-

den Grundwasserleiters (EDOM 2001). Im Fall des Tetenhusener Moores, als ein grundwasserbeeinflusstes Niedermoor, bestätigen AUE (1992), sowie die selbst durchgeführten Messungen und Geländebeobachtungen einen sehr wahrscheinlichen Zusammenhang zwischen dem Moorwasserspiegel und dem Grundwasserspiegel, der an einigen Standorten als definitiv betrachtet werden kann.

AUE (1992) berechnete auf Grundlage von BLANKENBURG & KUNTZE (1987), der tatsächlichen Moormächtigkeit und eigenen gemessenen k_f Werten (im Durchschnitt k_f-Klasse 2 bezüglich der horizontalen Wasserleitfähigkeit) im Bereich des wurzelechten Hochmoores im Südosten des Tetenhusener Moores bei Annahme gleicher horizontaler und vertikaler k_f Werte je nach Höhe des Grundwasserspiegels extrem hohe, potentielle Sickerwasserverluste. Mit fallendem Grundwasserstand steigen die Verluste. Bei hohen Sickerwasserverlusten kann nach SCHOUWENAARS (1994) das mooreigene Grundwasser nicht bis an die Oberfläche ansteigen, was demnach zu geringen oberirdischen Abflüssen führt. Untersuchungen von WESSOLEK & SCHWÄRZEL (2001) und RENGER et al. (2002) bestätigen unter anderem den Einfluss des Grundwasserstandes im Moorgebiet auf die Grundwasserneubildung. Bei geringeren Flurabständen als 90 cm unter GOK ist der kapillare Aufstieg im Sommer größer als die Versickerung im Winterhalbjahr, so dass es zu negativen Grundwasserneubildungsraten kommt.

Abfluss (oberirdisch): (R_{A-F})

Der oberirdische Abfluss des Tetenhusener Moores beschränkt sich in erster Linie auf den Moorabfluss über Fließgewässer (R_{A-F}). Im Zuge der Abtorfung des Gebietes sind zur Trockenlegung des Torfstichareals teilweise tief in den Sanduntergrund eingeschnittene Entwässerungsgräben gezogen worden, die die Hydrologie des Raumes nachhaltig beeinflussen. Die heute noch sichtbaren, entwässernden Gräben wurden kartiert und sind in Abbildung *29* eingetragen.

Ein Auszug aus dem gewässerkundlichen Flächenverzeichnis, 1:25000, Blatt Meggerdorf 1622, in AUE (1992) verdeutlicht, dass die Vorflut im Bereich des Tetenhusener Moores von zwei verschiedenen Einzugsgebieten (EZG) geschaffen wird. Das nördlich liegende EZG (Kennnummer: 9521265) erfasst die

nördlich des Tetenhusener Moores gelegenen Flächen, die Grünlandflächen nördlich der Bennebek sowie die östlichen Ausläufer des Tetenhusener Moores zwischen Geestrand und Bennebek. Das südlich abgegrenzte Einzugsgebiet (Kennnummer: 9521269) beinhaltet das gesamte NSG Tetenhusener Moor, den Geestausläufer im Südosten des Moores und die südlich des Moores angrenzenden Grünlandbereiche.

Für die Vorflutausrichtung und den Ausbau ist eine schnelle und sichere Abfuhr des Wassers die Planungsgrundlage. Durch die baulichen Maßnahmen werden die natürlichen Abflussverhältnisse größtenteils außer Kraft gesetzt, was durch die neu geschaffene hydrologische Situation irreversible Folgen für das Moor hat.

Im Folgenden soll die Vorflutsituation des Tetenhusener Moores kurz dargestellt werden: An der nördlichen Grenze des NSG verläuft ein ca. 1,5 m breiter und bis zu 1,5 m tiefer Graben, der vornehmlich die nördlichen Parzellen des NSG zu entwässern scheint. Teilweise sind alte Entwässerungsgräben zu erkennen, die in diesen Vorfluter einmünden. Zwischen Graben und Moorbereich konnte ein ca. 50 cm hoher Erdwall ausgemacht werden, der eventuell dazu dienen sollte, das Wasser bei Überstau in der Fläche zu halten. Dieser Wall ist jedoch an mehreren Stellen durchbrochen, so dass er für einen Rückhalt des Wassers unbrauchbar ist. Im Gelände fiel auf, dass bei vernässten Flächen beiderseits dieses Walls kein Niveauunterschied bezüglich des Wasserstandes festzustellen war. Dies deutet darauf hin, dass der Erdwall höchstwahrscheinlich unterspült wird. An diesem Graben wurden als Maßnahme der Wiedervernässung mehrere Stauwehre eingerichtet, die jedoch das Wasser ungehindert abfließen lassen, da sie in einem schlechten Pflegezustand sind. 1997 wurden von AUE (1997) noch staubedingte Niveauunterschiede in Teilabschnitten dieses Vorfluters nachgewiesen. Dies traf jedoch 2004 nach eigenen Beobachtungen nicht zu.

Abbildung 32: Stauwehr an der Messstelle 225 (Aufnahme ALEXANDER BIETMANN 2004)

Allgemein war an verschiedenen Stellen des Grabens ein eindeutiges Fließen in Richtung Bennebek (Umleitungsdeich) festzustellen. Laut AUE (1992) sind alle einmündenden, moorseitigen Gräben gesperrt worden. Somit wird dieser Graben seinen Abfluss diffus sowohl oberirdisch als auch unterirdisch aus dem NSG erhalten.

Südlich grenzt das NSG an einen teilweise bis tief in den Sanduntergrund eingeschnittenen Graben, der infolge seines Ausbaus und des direkten Anschlusses an die Bennebek am Umleitungsdeich als Hauptvorfluter der aus dem Tetenhusener Moor auftretenden Abflüsse angesehen werden kann. Er entwässert zusätzlich die südlich des Moores gelegenen Grünlandparzellen, die ansonsten aufgrund des hohen Grundwasserstandes für eine Nutzung nicht in Frage kämen. Untersuchungen von AUE (1992) zu den hydraulischen Auswirkungen des Grabens auf die angrenzenden Flächen zeigen einen Einfluss auf das Grundwasser, der noch in 200 m Entfernung deutlich zu erkennen ist. Die im Zuge des Torfstiches weitestgehend abgetragenen „hydraulischen Schutzschichten“ und der tief in den mineralischen Untergrund eingeschnittene Vorfluter bedingen einen enormen Abfluss aus dem südlichen und südöstlichen Be-

reich des Moores, der sich in hohen Fließgeschwindigkeiten des Grabenwassers widerspiegelt.

Abbildung 33: Südlicher Vorfluter des Tetenhusener Moores (Aufnahme ALEXANDER BIETMANN 2004)

Der östliche Teil des Tetenhusener Moores entwässert mit zahlreichen kleinen Entwässerungsgräben in den stark ausgebauten südlichen Vorfluter.
Zwischen dem ca. 30 m breiten Grünlandstreifen und den verbuschten Bereichen an der westlichen NSG Grenze verläuft ein relativ schmaler Graben, dessen entwässernde Wirkung wegen der wahrscheinlich durchgeführten Abschottungsmaßnahmen der Gräben im westlichen Bereich als gering einzustufen ist. Während des untersuchten Zeitraumes war der überwiegende Teil dieses flachen Grabens trockengefallen.
Für den Wasserrückhalt im Gebiet ist von Vorteil, dass die meist kleineren Entwässerungsgräben im zentralen und im östlichen Teil des Moores einen sehr schlechten Pflegezustand aufweisen bzw. teilweise abgeschottet worden sind.

Einen enormen Eingriff in den Moorwasserhaushalt stellt jedoch der ausgebaute südliche Vorfluter dar. Er entwässert das Moor zumindest im südöstlichen Bereich mit zum Teil nur 60 cm Torfauflage bis unter die Moorbasis, was AUE (1992) mit Wasserstandsmessungen nachgewiesen hat.
Um jedoch die hydraulische Wirkung der Vorfluter genauer abschätzen zu können, müssten diese genau vermessen werden und anhand von mehreren Querprofilen die Auswirkungen auf die Grundwasserstände der benachbarten Flächen bestimmt werden. Für eine parzellenscharfe Abgrenzung der Einzugsgebiete der einzelnen Gräben müsste das gesamte Moorgebiet nivelliert werden.

5.4.3 Stoffumsetzungsprozesse in Feuchtgebieten am Beispiel des N-Kreislaufes

Feuchtgebiete nehmen aufgrund ihrer Lage und geohydrologischen Einbindung in die Landschaft einen besonderen Stellenwert bezüglich der Hydraulik und Hydrochemie des Gebietswasserdargebotes ein, indem sie als „Wandler“ für verschiedene Arten von Stoffen agieren. Durch ihre Interimsfunktion zwischen Einzugsgebiet und Gewässer gelten sie zum einen als potenzielle Landschaftselemente, um einen Nährstoffrückhalt in der Landschaft zu realisieren, zum anderen sind die flussbegleitenden Feuchtgebiete oft die letzte Möglichkeit, Stoffeinträge in die größeren Gewässersysteme zu reduzieren. Es muss jedoch berücksichtigt werden, dass diese Areale mit einem enormen Pool an (Nähr-) Stoffen ausgestattet sind, der bei Missmanagement dieser Gebiete zu einer immensen Belastung der Gewässerökosysteme des Raumes führen kann. Im Gegenzug bestimmen die Fließgewässer mit ihrem besonderen Einfluss auf das gewässernahe Grundwasser und auf die randlichen Feuchtgebiete entscheidend den Wasserhaushalt (qualitativ und quantitativ) der durchflossenen Bereiche.
Demzufolge dürfen bei einer systemgerechten Beurteilung der Stofftransformation in Feuchtgebieten die einzelnen Kompartimente nicht isoliert voneinander betrachtet werden. Erst die Verschneidung der stofflichen und hydraulischen Interaktionen zwischen Feuchtgebiet und Gewässer in beide Richtungen ermöglicht fundierte Aussagen über die Eigenschaft des Feuchtgebietes als Stoffsenke oder Stoffquelle. Anhand der Stickstoff-Umsetzungsprozesse in einem

grundwasserbeeinflussten Feuchtgebiet soll die enge Verzahnung verdeutlicht werden.

Der Großteil des Stickstoffes liegt in Mooren in organisch gebundener Form (Torf, lebende Pflanzen) vor und ist somit nicht direkt pflanzenverfügbar. Die N-Gehalte variieren bei den verschiedenen Arten von Torfen. Laut FEIGE (1977) weisen Regenmoortorfe zwischen 0,5 und 1,5 % Gesamt-N auf, bei Niedermoortorfen liegt der Gehalt bei 1,3–3,5 % Gesamt-N. Damit treten nach KOPPISCH (2001) ähnlich hohe Stickstoff-Gehalte wie in Pflanzen auf.

Die Eintragspfade von Stickstoffverbindungen sind vom hydrogenetischen Moortyp abhängig: bei ombrogenen Hochmooren findet ein N-Input über die Fixierung von elementarem Stickstoff sowie über Niederschlag und die trockene Deposition statt. Bei topogenen Grundwassermooren kommt der Eintrag über den Grundwasserpfad hinzu. Dieser ist besonders bei Quellmooren, Hangmooren, Durchströmungsmooren und Versumpfungsmooren von Bedeutung (TREPEL 2000). Sind Hoch- und Niedermoor eng vergesellschaftet, wie es beim Tetenhusener Moor der Fall ist, ist ein N-Eintrag in das Hochmoor durch aufsteigendes Kapillarwasser bei niedermoorunterlagertem Hochmoor oder durch horizontal aus dem Niedermoorkomplex abströmendes Grundwasser ebenfalls möglich. Weiterhin sind die Einträge über Oberflächengewässer je nach Einzugsgebiet der Gewässer von entscheidender Bedeutung.

Messungen in Schleswig-Holstein ergaben in den Jahren 1989–2001 mittlere Gesamt-N Werte der nassen Deposition zwischen 10,1 und 15,3 kg ha^{-1} a^{-1} (MUNL 2004b). Addiert man hierzu die N-Einträge der trockenen Deposition und des Nebels, sind je nach agrarischer Nutzung des Raumes sehr hohe Werte möglich.

Der Stickstoffeintrag über das Grundwasser oder über Fließgewässer ist abhängig von den Gebieten, durch die das Wasser zuvor geflossen ist und weist somit eine weite Spanne auf. Damit wird der Stoffeintrag in Feuchtgebiete von der geologischen Beschaffenheit, der Art und Dynamik der Wasserzuführung, der Vegetation und der Landnutzung im Einzugsgebiet beeinflusst (KOPPISCH 2001). Für Nitrat im Grundwasser beschrieb LANU (2001a) Belastungsklassen, die in *Tabelle 24* aufgeführt sind. FRIMMEL (1999) berichtet von durchschnittlichen Nitrat-Konzentrationen im Grundwasser bei Sanden und Kiesen von 0,02–2 mg/L (≈ 0,005–0,5 mg/L NO_3-N). Eigene Messungen weisen je nach Nutzung

Nitrat-Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser 0 mg/L NO_3-N unter Moor und Grünlandflächen, bis zu über 30 mg/L NO_3-N unter ackerbaulich genutzten Flächen auf. Für Fließgewässer sind nach SCHWOERBEL (1999) durchschnittlich ca. 0,9 mg/L NO_3 (≈ 0,2 mg/L NO_3-N) charakteristisch. Der Konzentrationsbereich der eigenen Messungen schwankt bei den Parzellengrenzgräben je nach Nutzungseinfluss zwischen 0 und über 13 mg/L NO_3-N und bei den größeren Fließgewässern zwischen 0 und 5,89 mg/L NO_3-N.

Unter naturnahen Bedingungen findet sich nach BARNDT et al. (1996) Ammonium nur in Spuren von unter 30 µg/L in Fließgewässern. HÜTTER (1994) gibt für unbelastete Oberflächengewässer eine Ammonium-Konzentration von unter 0,1 mg/L an. Die bei eigenen Messungen ermittelten Ammonium-Gehalte der verschiedenen Oberflächengewässer liegen teilweise extrem über diesen Werten (vgl. *Abbildung 43* und *Abbildung 63* in *Band 2*). In einer von anthropogenen Einflüssen unberührten Landschaft ist aufgrund der Limitierungsfunktion des Stickstoffes für die Biomasseproduktion natürlicher Ökosysteme eine relativ geringe Nitrat- bzw. Ammonium-Konzentration im Grundwasser bzw. Oberflächenwasser zu erwarten.

Um organisch gebundenen Stickstoff pflanzenverfügbar zu machen, muss er zunächst durch Mikroorganismen mineralisiert werden. Die Mineralisierung ist abhängig von der Torfart, dem Zersetzungsgrad, also dem Gehalt an leicht abbaubarer organischer Substanz, dem C/N Verhältnis, dem Gehalt an Nährstoffen, dem pH-Wert, dem Wasser- und Lufthaushalt des Bodens sowie der Bodentemperatur (SCHEFFER 1994a). Als Nitrat oder Ammonium kann der Stickstoff dann von der Pflanze aufgenommen werden. Bei der Aufnahme des anorganischen N treten die Pflanzen jedoch in Konkurrenz zu Mikroorganismen, die den Stickstoff ebenfalls bis zum Absterben in ihrer Biomasse immobilisieren. Festlegung und Freisetzung von Stoffen im Boden laufen parallel ab (SCHEFFER 1994b). Die bakterielle Mineralisierung der organischen Substanz findet vor allem unter Anwesenheit von Sauerstoff im Akrotelm (obere, aerobe Torfschicht) statt, weshalb hohe Mineralisierungsraten und der damit verbundene Torfschwund bei natürlich hohen Grundwasserständen nicht auftreten werden. Bei der Mineralisierung wird der organische Stickstoff zunächst als Ammonium freigesetzt, der bei oxischen Verhältnissen im Akrotelm und Anwesenheit von nitrifizierenden Bakterien zu Nitrat oxidiert wird. Je mächtiger der entwässerte Hori-

zont ist, desto höher ist das mögliche Nitrifikationspotenzial. Demnach ist in natürlichen Mooren der Anteil der Nitrat-Konzentration im Moorwasser geringer als der der Ammonium-Konzentration (KOPPISCH et al. 2001). Laut KOPPISCH (2001) nehmen viele Moorpflanzen Stickstoff in erster Linie in Form von Ammonium auf. Dies führt weiterhin zu einer Anreicherung von Nitrat im oberen Torfhorizont. Bei Starkniederschlägen wird das Nitrat dann verstärkt vertikal in die anaerobe Bodenzone (Katotelm) und horizontal über Oberflächenabfluss und lateralen Abstrom des oberflächennahen Moorbodenwassers in die Gewässer ausgewaschen (vgl. *Abbildung 34*). Erhöhte Nitratwerte in Oberflächengewässern, die die Moore durchziehen sind ein Indiz für die fortgeschrittene Degradation der umliegenden Torfkörper (ANTONY & REINERT 2003) Unter anaeroben Verhältnissen kann Nitrat durch Mikroorganismen unter Bildung von Lachgas (N_2O) und elementarem Stickstoff (N_2) reduziert werden. Dieser Prozess läuft im Boden bei einem Temperaturoptimum von 20–25 °C ab, also vorwiegend in den Sommermonaten (SCHEFFER 1994b). Das bei der Denitrifikation und bei der mikrobiellen Oxidation von Ammonium zu Nitrat frei werdende Lachgas gilt unter anderem als klimarelevantes Spurengas (vgl. SCHEFFER et al. 1988; TSCHIRSICH & SCHEFFER 1993; TSCHIRSICH 1995; MEYER et al. 1997; WELL et al. 2001; DAVIDSON et al. 2002; JOOSTEN & CLARKE 2002; AUGUSTIN 2003). Im Katotelm wird der organische Stickstoff ebenfalls zu Ammonium umgewandelt, die anschließende Nitrifikation findet aufgrund des Sauerstoffmangels jedoch nicht statt. Somit reichert es sich im reduzierenden Torfkörper an und wird entweder von den Pflanzen assimiliert oder ins Grundwasser oder Oberflächengewässer ausgewaschen. Mit aufsteigendem Kapillarwasser ist auch ein Transport in die (zeitweise) aerobe Torfschicht möglich, wo das Ammonium nach den oben genannten Prozessen umgewandelt wird. Im reduzierten Grundwasser unter Feuchtgebieten überwiegt der Anteil des Ammoniums gegenüber dem Nitrat, was durch eigene Messungen bestätigt werden konnte. Auch im Grundwasser unterliegt das Ammonium der Gefahr der Auswaschung in die Fließgewässer. Weiterhin ist durch aufsteigendes Bodenwasser oder bei stark schwankenden Grundwasserständen in Feuchtgebieten, z.B. durch wasserbauliche Maßnahmen, ein vertikaler Stofftransport in höhere Schichten möglich. Im Bereich des Tetenhusener Moores konnten erhöhte Ammonium-Gehalte in den angrenzenden Oberflächengewässern festgestellt werden (vgl. *Karte 118* und *Abbildung*

43 in *Band 2*). Ein großer Anteil des Stickstoffes wird jedoch als organisch gelöster Stickstoff ausgetragen (KOPPISCH et al. 2001).

Im Fließgewässer finden die Prozesse der Nitrifikation und Denitrifikation je nach Sauerstoffversorgung ebenfalls statt. Aufgrund der zumeist oxischen Verhältnisse im durchmischten Pelagial des Gewässers ist der Anteil des Nitrates nach der Nitrifikation hier höher als der des Ammonium. Wenig erforscht ist in diesem Zusammenhang der unmittelbare Kontaktbereich des meist oxidierenden Milieus des Fließgewässers mit dem reduzierenden Milieu des infiltrierenden Grundwassers. Dies ist der vom Grund- und Oberflächenwasser beiderseits durchströmte Benthalbereich unter besonderer Berücksichtigung des Sedimentes. Wichtig bei einer Betrachtung der dort stattfindenden Prozesse ist die Tatsache, dass moorbürtige Stoffe mit der fließenden Welle aus dem Moorgebiet verfrachtet werden und zum Teil erst weiter stromabwärts die hydrochemischen Eigenschaften des Fließgewässers nachhaltig verändern.

Bei stark variierenden Wasserständen des Oberflächengewässers und des Grundwassers, die unter anderem in großem Maße durch menschliche Eingriffe in den Gebietswasserhaushalt hervorgerufen werden oder bei Wiedervernässungsmaßnahmen der Feuchtgebiete auftreten, ist ein Eintrag von Stickstoffverbindungen über das Oberflächengewässer möglich. Je nach Wasserständen gelangt der Stickstoff in die verschiedenen „Stofftransformationshorizonte“ des Feuchtgebietes, wo dieser dann umgesetzt wird. Wichtig ist bei dieser Betrachtung die Möglichkeit der Stickstoffentfernung aus dem System durch die unter anaeroben Prozessen stattfindende Denitrifikation. Ein Stickstoffeintrag in das Feuchtgebiet bedeutet somit nicht automatisch dessen Eutrophierung. Mit fortschreitender Entwässerung der Feuchtgebiete und Absenkung des Moorwasserspiegels steigt zum einen die Gefahr des vermehrten Nitrataustrages aus der mächtiger werdenden, aeroben Torfschicht (BEHRENDT et al. 1993), zum anderen sinkt die Denitrifikationsrate um den Betrag des infolge der Entwässerung reduzierten, anaeroben Torfkörpers. Die N-Auswaschung hängt in großem Maße von der Mächtigkeit des Torfhorizontes ab. ZEITZ & VELTY (2002) berichten, dass die N-Auswaschung bei flachgründigen, sandunterlagerten Moorböden höher ist, als die bei relativ mächtigen organischen Horizonten. Auch ANTONY & REINERT (2003) bescheinigen flachgründigen Niedermooren (< 1,2 m Mächtigkeit) eine Gefährdung für das Grundwasser.

Der N-Entzug durch die Ernte auf wirtschaftlich genutzten Moorböden ist von der Art und Intensität der Nutzung abhängig.

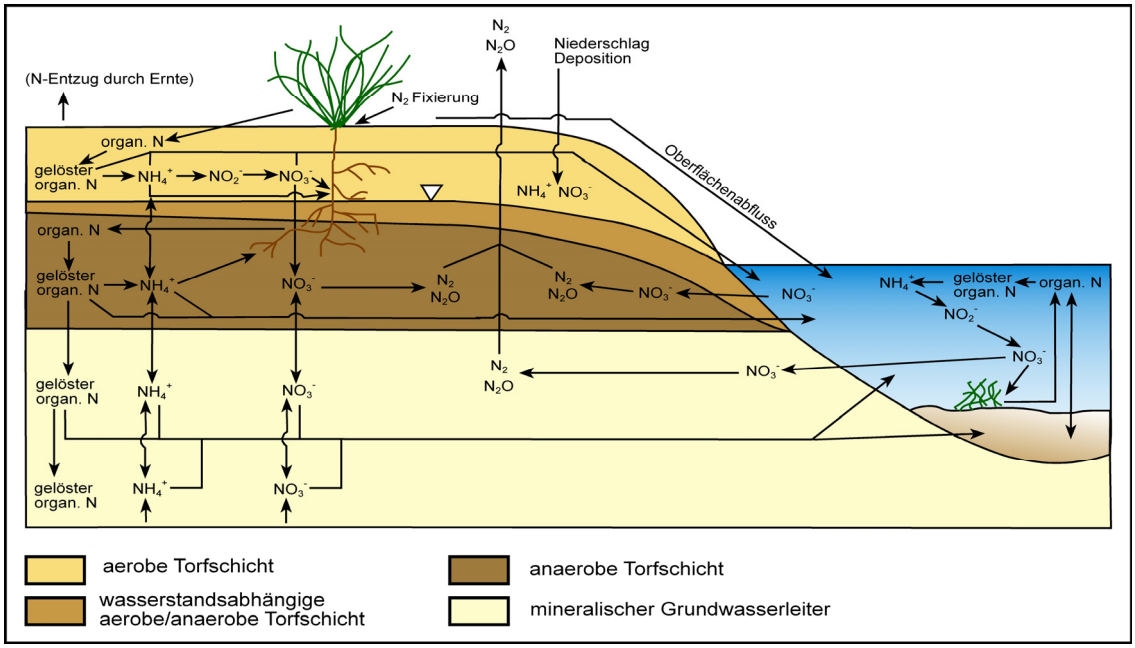


Abbildung 34: Stickstoffkreislauf in einem Feuchtgebiet mit angrenzendem Oberflächengewässer

Der Stickstoffumsatz in Feuchtgebieten ist nur einer von vielen Stofftransformationsprozessen, deren großräumige Auswirkungen auf das Grundwasser und das Oberflächenwasser noch relativ wenig erforscht sind. Wie oben angedeutet ist dieser Einfluss nur mit einem systemorientierten, flächendeckenden und zeitlich weitgesteckten Grund- und Oberflächenwassermonitoring zu ermitteln. Weiterhin müssen die gebietsinternen Stoffflüsse und –umsatzprozesse mit denen der sie durchfließenden Gewässer verknüpft werden, um aussagekräftige Ergebnisse über die hydroökologische Einbindung der Feuchtgebiete in die Landschaft zu bekommen.

5.4.4 Einbindung von Feuchtgebieten in den Landschaftswasser- und –stoffhaushalt

Feuchtgebiete nehmen in der Landschaft, in die sie eingebettet sind, eine Vielzahl von Funktionen wahr. Zu den wichtigsten zählen unter anderem:

- Retention des Wassers in der Landschaft, damit verbunden: Dämpfung von Hochwasserwellen, Aufrechterhaltung eines Niedrigwasserabflusses der angebundenen Vorfluter in Trockenzeiten durch zeitlich versetzte Abgabe des gespeicherten Wassers
- Stoffrückhalt und –transformation
- Lebensraumfunktion für eine Vielzahl von seltenen Pflanzen und Tieren.

Um ihre Bedeutung insbesondere auf die ökohydrologischen Eigenschaften eines Gebietes abschätzen zu können, sind im Vorfeld zahlreiche Untersuchungen notwendig, die nicht nur gebietsintern, sondern auch im (näheren) Umfeld durchgeführt werden müssen. Diese systemorientierten Analysen der Wasser- und Stoffflüsse sind gebietsspezifisch und nicht ohne weiteres auf andere Areale zu übertragen. Der Grund dafür ist, dass jedes Feuchtgebiet wegen seiner hydrologischen Anbindung an das gebietsspezifische Gewässernetz, der Geologie, der Größe, des Reliefs, der Vegetation und des Klimas (GROOTJANS et al. 1996) einzigartig ist. Weitere Faktoren, die je nach Gebiet unterschieden werden müssen, sind die Landnutzung und die Wasserwirtschaft. Somit wird ein grünlandgenutzter, gewässerbegleitender Niedermoorstreifen einen anderen Einfluss auf das Gewässer und die Landschaft ausüben als ein flächiges, flachgründiges, teilabgetorftes Hochmoor. Bei einer Fragestellung, die auf die Eigenschaften des Feuchtgebietes als „Wasserwandler“ abzielt, ist die Kenntnis der individuellen räumlichen Verflechtung mit der Umgebung unerlässlich. Dabei ist der das Feuchtgebiet umgebenden Landschaft genau so viel Beachtung zu schenken wie dem Feuchtgebiet selbst, da sie als Verbund verschiedener Landschaftselemente die gebietsinternen Prozesse bedingt und davon beeinflusst wird. Diese funktionellen Zusammenhänge können über mehrere Kilometer wirken (JOOSTEN & CLARKE 2002).

Wichtig für das Verständnis der stofflichen Korrespondenz zwischen Feuchtgebiet und Umgebung ist die genaue Analyse der Wassereintrags- und Wasseraustragspfade. Die Tatsache, wie sich das Wasser und damit auch die Stoffe, im und um das Feuchtgebiet herum bewegen, beeinflussen die gebietsinternen Stoffumsetzungsprozesse. Um diese Gebiete effektiv für die Verbesserung der Wasserqualität zu nutzen, muss die hydrologische Entkopplung des Feuchtgebietes von der umgebenden Landschaft durch angepasste wasserwirtschaftliche Maßnahmen aufgehoben werden (TREPEL 2004). Dies ist jedoch in verschiedenen Regionen nicht ohne weiteres möglich. In stark reliefierten Landschaften sind feuchtgebietsorientierte Eingriffe in den Wasserhaushalt leichter umzusetzen als in relativ ebenen Gebieten, in denen die Wiederherstellung der natürlichen Hydrologie kleinerer Areale großräumige Eingriffe in den Gebietswasserhaushalt nach sich zieht. Somit werden weite Niederungsgebiete der schleswig-holsteinischen Sanderzone aufgrund der zur Nutzung der Landschaft unumgänglichen Entwässerung nur zu sehr geringen Anteilen einer ökohydrologisch weitestgehend natürlichen Situation angepasst werden können.

Vielfach werden in der Literatur Feuchtgebiete als Stoffsenken bzw. Stoffquellen bezeichnet. Mit Wiedervernässungsmaßnahmen von ehemals entwässerten Feuchtgebieten wird versucht, die Retentionsfähigkeit für Wasser und Stoffe zu erhöhen. Allerdings zeigen verschiedene Untersuchungen, dass die Vernässung und die damit zu erzielende Maximierung der Retentionskapazität von Feuchtgebieten (Wiederherstellung einer Senkenfunktion) zu erhöhten Stofffreisetzungsraten führt. GELBRECHT & ZAK (2004) fanden in wiedervernässten Niedermooren im Vergleich zu naturnahen erhöhte Ammonium- und DOC-Konzentrationen und außergewöhnlich hohe Gehalte an anorganischem gelösten Phosphor. Dies weist auf intensive Abbauprozesse im wiedervernässten Torfkörper auch unter anaeroben Bedingungen hin. Mit der Wiedervernässung geht ein Absinken des Redoxpotenzials einher, was zu einer erhöhten Löslichkeit von Eisen- und Aluminiumphosphaten führt (SCHEFFER 1995; KALBITZ et al. 1999; LEINWEBER & SCHLICHTING 2003; RUPP et al. 2004). Gerade bei schwankenden Wasserständen, die oft infolge von Eingriffen in den Gebietswasserhaushalt auftreten, ist ein erhöhter Austrag von Ammonium, DOC und P in angrenzende Oberflächengewässer und das Grundwasser zu verzeichnen (MEIßNER et al. 1996). Es wird somit deutlich, dass die Begriffe „Stoffquelle“ und

„Stoffsenke“ nicht generell verwendet werden können. Bei der Wiederherstellung der Retentionsfunktion von Feuchtgebieten ist somit vorher zu prüfen, ob ein durch Wiedervernässungsmaßnahmen erhöhter Rückhalt eines Stoffes nicht gleichzeitig den Austrag eines anderen bedingt.

An eine systemgerechte Betrachtung der Wasser- und Stofftransformationsfunktion von Feuchtgebieten schließt sich unmittelbar die Analyse der aus dem Feuchtgebiet ausgetragenen Stoffe und ihr Einfluss in Bezug auf die Wasserbeschaffenheit des Fließgewässers an. Im Gewässer werden die Stoffe durch gewässerspezifische Prozesse umgewandelt. Die physikalisch-chemischen Eigenschaften der ausgetragenen und transformierten Stoffe prägen das Gewässer auf mehr oder weniger langen Fließstrecken.

Bei der Frage nach der Einbindung von Feuchtgebieten in den Landschaftswasser- und -stoffhaushalt muss zunächst die hydrologische Integration des Gebietes im Gesamtraum erfasst werden. Dazu ist es notwendig sämtliche, das Gebiet charakterisierende geologische, hydraulische, klimatische, hydrochemische und (vor)nutzungsspezifische Kenndaten zu ermitteln und auszuwerten. Um gebietsbezogene Auswirkungen auf die Ökohydrologie des Gesamtraumes abschätzen zu können, sind mehrjährige Untersuchungen zu Stoffflussdynamik und Stofftransformation des Feuchtgebietes selbst, sowie der angrenzenden Oberflächengewässer und des Grundwassers notwendig. Eine Verschneidung der die terrestrischen, semiterrestrischen und aquatischen Systeme bestimmenden Faktoren und Prozesse dürfte im Sinne der EU-WRRL eine fundierte Abschätzung über den Einfluss von Feuchtgebieten auf den Landschaftswasser- und –stoffhaushalt gewährleisten.

6 Ausblick

Die bisher gewonnen Daten liefern nur einen ersten Überblick über die bodenkundlichen, hydraulischen und hydrogeochemischen Eigenschaften des Untersuchungsgebietes. Bereits die ersten Untersuchungsergebnisse zeigen, dass nur ein räumlich und zeitlich hoch auflösendes Messprogramm die reellen Verhältnisse in dem System Boden-Sickerwasser-Grundwasser-Oberflächenwasser entschlüsseln kann. Kleinräumige Differenzierungen im Grund- und Oberflächenwasser konnten aber schon jetzt identifiziert werden. Um diese Ergebnisse verdichten zu können, ist ein Ausbau des Messprogrammes notwendig. Dazu zählen in jedem Fall Analysen des Sickerwassers (Erfassung des spezifischen Stoffaustrags und der Stoffumsetzungsprozesse in der ungesättigten Bodenzone) und des tiefen Grundwassers (Ermittlung der vertikalen Ausbreitung der nutzungsspezifischen Stoffausträge). Eine gesicherte Bewertung der Stoffausträge kann nur vorgenommen werden, wenn eine detaillierte Bilanzierung der Stoffeinträge (trockene und nasse Deposition, Düngung) und der Grundwasserneubildung vorliegt. Dazu ist die Erweiterung des Niederschlags-Messnetzes sowie eine detaillierte Auflistung der ausgebrachten Düngemittel erforderlich.

Tracer-Versuche sollten zur Validierung der Grundwasserfließrichtung und der hydraulischen Interaktion zwischen dem Grundwasser und den Oberflächengewässern durchgeführt werden. Zur Quantifizierung der Stoffausträge über den Pfad der Oberflächengewässer muss der jeweilige Abfluss durch Messwehre bestimmt werden.

Für den Bereich des Tetenhusener Moores ist aufgrund der komplizierten hydraulischen Verhältnisse und Stoffumsetzungsprozesse ein eigenes Untersuchungsprogramm zu entwickeln.

Langfristig wäre es sinnvoll, parallel zu diesem bestehenden Messnetz, ein weiteres in einem vergleichbaren Untersuchungsgebiet einzurichten, um zu prüfen, in wie fern die gewonnen Daten auf andere Gebiete in der Sanderzone übertragbar sind.

7 Literaturverzeichnis

AG BODEN (1994[4]): Bodenkundliche Kartieranleitung, Hannover

AMT FÜR UMWELT UND ENERGIE BASEL-STADT (2000): Qualität des Grundwassers im Kanton Basel-Stadt, http://wwwaue-bs.ch/de/gewaesser/_pdf/grundwasser/QualiGW1999 Text.pdf, letzter Zugriff am 07.01.04

ANTONY, F. & REINERT, C. (2003): Grundwasserbelastung unter entwässerten Niedermooren – Ursachen, Wirkungen, Gegenmaßnahmen. In: Telma Berichte der Deutschen Gesellschaft für Moor- und Torfkunde, H. 33:169-177. Hannover

AUE, B. (1992): Bodenkundlich-Hydrogeologische Untersuchungen im Bereich des Tetenhusener Moores, Endbericht Kiel, (unveröffentlicht)

AUGUSTIN, J. (2003): Einfluss des Grundwasserstandes auf die Emission von klimarelevanten Spurengasen und die C- und N-Umsetzungsprozesse in nordostdeutschen Niedermooren. In: LANDESAMT FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND GEOLOGIE MECKLENBURG-VORPOMMERN (LUNG) (Hrsg.): Stoffausträge aus wiedervernässten Niedermooren, H. 1: 38-55. Güstrow

AUTORENKOLLEKTIV (1981): Metody isučenija i rasčëta vodnogo, balansa. (Untersuchungs- und Berechnungsmethoden der Wasserbilanz), Gidrometeoizdat, Leningrad. In: SUCCOW, M. & JOOSTEN, H. (Hrsg.)(2001): Landschaftsökologische Moorkunde. E. Schweizerbart`sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart

BACH, M. (1987): Die potentielle Nitratbelastung des Sickerwassers durch die Landwirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland. Zit. in: LAMMEL (1990): Der Nährstoffaustrag aus Agrarökosystemen durch Vorfluter und Dräne unter besonderer Berücksichtigung der Bewirtschaftungsintensität. Dissertation am Institut für Mikrobiologie und Landeskultur der Justus-Liebig-Universität Gießen

BARNDT, G.; BOHN, B. & KÖHLER, E. (1996): Biologische und chemische Beurteilung von Fließgewässern. Bonn (= Schriftenreihe der Vereinigung deutscher Gewässerschutz, Bd. 53)

BARTELS, R. (1977): Die landwirtschaftliche Nutzung von Moorböden. In: BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE UND GEOLOGISCHE LANDESÄMTER DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND (BGR; GLA)(Hrsg.): Geologisches Jahrbuch, Reihe F 1977, H. 4: 141-174

BAUMGARTEN, J. (1997): Wasserversorgung im Zielkonflikt zur Landnutzung, Trends und Kehrtwendungen, Visionen. Zit. in: SCHEFFER (1999): Stoffliche Belastung und Stoffausträge mit dem Sickerwasser bei Ackerböden. In: Mitt. d. Dt. Bodenkundl. Ges., H. 90: 85-94

BEHRENDT, A., MUNDEL, G. & HÖLZEL, D. (1993): Kohlenstoff- und Stickstoffumsatz in Niedermoorböden und ihre Ermittlung über Lysimeterversuche. In: Z. f. Kulturtechnik u. Landentwicklung, H. 35, 200-208. Berlin

BEESE, F. & ULRICH, B. (1986): Belastungen von Waldböden – Wirkung und Bedeutung von Schadstoffeinträgen. In: HENRICHSMEYER, W. (Hrsg.): Belastungen der Land- und Forstwirtschaft durch äußere Einflüsse. DLG-Verlag, München und Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup (=Agrarspectrum Bd. 11).

BEISECKER, R., GÄHT, S. & FREDE, H.-G. (1998): Landbauliche Verwertung von organischen Abfällen im Spannungsfeld von Bodenschutz und Kreislaufwirtschaft. In: Z. f. Kulturtechnik u. Landentwicklung, H. 39: 54-59

BENDA, L. (Hrsg.)(1995): Das Quartär Deutschlands. Gebrüder Borntraeger Verlag, Berlin und Stuttgart

BLANKENBURG, J. & KUNTZE, H. (1987): Moorkundlich-hydrologische Voraussetzungen der Wiedervernässung von Hochmooren. In: Telma Berichte der Deutschen Gesellschaft für Moor- und Torfkunde, Bd. 17: 51-58. Hannover

BLANKENBURG, J. (1994): Hydrologie der Niedermoore. In: NNA-Berichte, Bd. 7: 57-58. Schneverdingen

BLOCK, J.: Stickstoffausträge mit dem Sickerwasser aus Walsökosystemen. In: UMWELTBUNDESAMT (UBA)(Hrsg.)(1995): Wirkungskomplex Stickstoff und Wald, IMA-Querschnittsseminar 21. und 22. Nov. 1994. Berlin (=UBA-Texte 28/95)

BLUME, H.-P.; HORN, R. & SATTELMACHER, B. (Hrsg.)(1993): Dynamik lehmiger und sandiger Böden unter intensiv und alternativ landwirtschaftlicher sowie forstlicher Nutzung (= Schriftenreihe des Institutes für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Universität Kiel, Bd. 21)

BLUME, H.-P.; BRÜMMER, G.; FÖLSTER, H.; PATZKE, W. & SCHARF, W. (o. J.): Landwirtschaft, Landschaften und Böden Schleswig-Holsteins

BOYSEN (2004): Mündliche Mitteilung

BOUWER, W., GÄHT, S. & FREDE, H.-G. (1992): Nitrat im Grundwasser und die Beziehung zur landwirtschaftlichen Bodennutzung. In: Wasser und Boden, H. 2: 64-68. Giessen

BRECHTEL, H.-M. (1989): Stoffeinträge in Waldökosyteme – Niederschlagsdeposition im Freiland und in Waldbeständen. In: DVWK (Hrsg.)(1989): Immissionsbelastung des Waldes und seiner Böden – Gefahr für die Gewässer? Bonn (=DVWK-Mitteilungen, Bd. 17)

BREHM, K. (1985): Die Sorgwohlder Binnendünen – ein Heidegebiet am Nordrand der Sorge-Niederung. In: MEIER, O. G. (Hrsg.): Die Naturschutzge-

biete des Kreises Rendsburg-Eckernförde und der Stadt Neumünster. Westholsteinische Verlagsanstalt Boyens, Heide

BUCHWALD, K. & ENGELHARDT, W. (Hrsg.): Schutz des Bodens. Economica Verlag, Bonn (=Reihe Umweltschutz – Grundlagen und Praxis, Bd. 4)

BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (BML)(Hrsg.)(2000): Land- und Forstwirtschaft in Deutschland. Bonn

BÜCKING, W. (1982): Sammel- und Analysenmethodik von Waldniederschlägen und Sickerwasser. In: DE HAAR, U. & HOFFMANN, D. (Hrsg.): Wasser aus dem Wald Wasser für den Wald. Verlag Beiträge zur Hydrologie; Kirchzarten

BURGHARDT, W. (1977): Das Wasser in Niederungsböden, In: Geologisches Jahrbuch, Reihe F, Bd. 4. Hannover

DAVIDSON, T.E.; TREPEL, M. & SCHRAUZER, J. (2002): Denitrification in drained and rewettet minerotrophic peat soils in Northern Germany (Pohnsdorfer Stauung). In: J. Plant Nutr. Soil Sci., H. 165: 199-204

DER MINISTER FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT, FORSTEN UND FISCHEREI DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (MELFF)(Hrsg.)(1990): Wald und Forstwirtschaft für Schleswig-Holstein. Kiel

DER MINISTER FÜR NATUR, UMWELT UND LANDESENTWICKLUNG DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (MNUL)(Hrsg.)(1992): Beobachtungen und Überwachung der Grundwasserbeschaffenheit in Schleswig-Holstein. Basismessnetz 1986-1990. Kiel

DER RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (RSU)(Hrsg.)(1998): Flächendeckend wirksamer Grundwasserschutz, Ein Schritt zur Dauerhaft Umweltgerechten Entwicklung, Sondergutachten. Verlag Metzler-Poeschel; Stuttgart

DEUTSCHER WETTERDIENST (DWD)(2004): Witterungsreport Express März 2004. Jg. 6

DWD (2004): Witterungsreport Express April 2004. Jg. 6

DWD (2004): Witterungsreport Express Mai 2004. Jg. 6

DWD (2004): Witterungsreport Express Juni 2004. Jg. 6

DWD (2004): Witterungsreport Express Juli 2004. Jg. 6

DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG (DIN) 38409 Teil 2 (1987): Bestimmung der abfiltrierbaren Stoffe. Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser und Schlammuntersuchung

DIN (Hrsg.)(2000): Handbuch der Bodenuntersuchung, Bd. 2. Beuth Verlag, Berlin, Wien und Zürich; Verlag Wiley-VCH, Weinheim

DIN (2004): Handbuch der Bodenuntersuchung Bd. I-VI, lose Blattausgabe, Stand November 2003, Verlag Wiley-VCH, Berlin

DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU e.V. (DVWK)(Hrsg.)(1989): Immissionsbelastung des Waldes und seiner Böden – Gefahr für die Gewässer? Parey Verlag; Hamburg und Berlin (=DVWK-Mitteilungen, H. 17)

DVWK (Hrsg.)(1992): Entnahme und Untersuchungsumfang von Grundwasserproben. Parey Verlag, Hamburg und Berlin (=DVWK-Regeln zur Wasserwirtschaft, H. 128)

DVWK (Hrsg.)(1994): Grundsätze zur Ermittlung der Stoffdeposition. Bonn (=DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft, H. 229)

DVWK (Hrsg.)(1996): Hydrogeochemische Stoffsysteme, Teil I. Bonn (=DVWK-Schriften, Bd. 110)

DIETRICH, O.; QUAST, J.; BLANKENBURG, J. & HEIDT, P. (2001): Hydrologische Gebietsanalysen zur Einschätzund der Wiedervernässung. In: KRATZ, R. & PFADENHAUER, J. (Hrsg.)(2001): Ökosystemmanagement für Niedermoore. Ulmer Verlag, Stuttgart

DREWS, H.; JACOBSEN, J.; TREPEL, M. & WOLTER, K. (2000): Moore in Schleswig-Holstein unter besonderer Berücksichtigung der Niedermoore. In: Telma Berichte der Deutschen Gesellschaft für Moor- und Torfkunde, Bd. 30: 241-278. Hannover

EHLERS, H.-U. (1955): Geschichte und Beurteilung der Nadelholzaufforstungen auf den Kahlschlagsflächen der Sanderböden im Forstamt Rendsburg. Staatsexamensarbeit, Kiel (unveröffentlicht)

EDOM, F. (2001): Moorlandschaften aus hydrologischer Sicht (chorische Betrachtung). In: SUCCOW, M. & JOOSTEN, H. (Hrsg.)(2001): Landschaftsökologische Moorkunde. E. Schweizerbart`sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart

EGGELSMANN, R. (1973): Die Rolle der Moore bei der Grundwasserneubildung. In: Dt. Gewässerkundl. Mitt. ,Bd. 17: 134-137,

EGGELSMANN, R. (1981): Ökohydrologische Aspekte von anthropogene beeinflussten und unbeeinflussten Mooren Nordwestdeutschlands. Dissertation, Oldenburg

EGGELSMANN, R. (1989): Wiedervernässung und Regeneration von Niedermoor. In: Telma Berichte der Deutschen Gesellschaft für Moor- und Torfkunde, Bd.19: 27-41. Hannover

ELWERT, D. & SCHAFARAT, S. (1968): Erläuterungen zur Bodenkarte 1:5000 der Eiderniederung, Sielverband Obere Sorge, Kiel

EMEIS, M. (1950): Einführung in das Pflanzen- und Tierleben Schleswig-Holsteins; Rendsburg zitiert in: SCHLICHTING, E. (1960): Typische Böden Schleswig-Holsteins (=Schriftenreihe der Landwirtschaftlichen Fakultät der Universität Kiel, Bd. 26)

FEGER, K.-H. (1998): Bedeutung natürlicher und anthropogener Komponenten im Stoffkreislauf terrestrischer Ökosysteme für die chemische Zusammensetzung von Grund- und Oberflächenwasser (dargestellt am Beispiel des Schwefelkreislaufs). Metzler-Poeschel; Stuttgart (=Materialien zur Umweltforschung, Bd. 30)

FEIGE, W. (1977): Verfügbarkeit von Pflanzennährstoffen in organischen Böden. In: Geologisches Jahrbuch, Reihe F, Bd. 4. E. Schweizerbart`sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart

FIEDLER, H. J. (1990): Bodennutzung und Bodenschutz. VEB Gustav Fischer Verlag; Jena

FIEDLER, H. J. & RÖSLER, H. J. (1993^2): Spurenelemente in der Umwelt. Gustav Fischer Verlag; Jena

FRÄNZLE, O. (1988): Glaziäre, periglaziäre und marine Reliefentwicklung im nördlichen Schleswig-Holstein. In: Schr. Naturwiss. Ver. Schlesw.-Holst., Bd. 58: 1-30

FRIELINGHAUS, M.; DEUMLICH, D.; FUNK, R.; SCHÄFER, H.; BEESE, F.; ELLERBROCK, R.; MÜLLER, L. & ROGASIK, H. (1999): Modelle und Methoden zur Abschätzung der Risiken der Bodennutzung. In: BUCHWALD, K. & ENGELHARDT, W. (Hrsg.): Schutz des Bodens. Economica Verlag, Bonn (=Reihe Umweltschutz – Grundlagen und Praxis, Bd. 4)

FRIMMEL, F. H. (Hrsg.)(1999): Wasser und Gewässer. Spektrum Verlag; Heidelberg und Berlin

FUSS, F. (1967): Klima und Heuwerbung. Zit. in: SCHENDEL, U. (1971): Über den Wasserhaushalt im norddeutschen Flachland, Teil III: Wasserhaushalt und Landschaft – Untersuchungen in Niederschlagsgebieten im Binneneiderraum. In: Bes. Mitt. Z. Dt. Gewässerkdl. Jb., Bd. 34. Kiel

GÄHT, S. & FREDE, H.-G. (1992): Einfluss der Landnutzungsform auf die Nitratbelastung des Grundwassers im Osthessischen Bergland. In: Wasser und Boden, H. 8: 490-493

GELBRECHT, J.; LENGSFELD, H. & ZAK, D. (2003): Stoffrückhalt und –freisetzung in grundwassergespeisten Mooren des nordostdeutschen Tieflandes. In: LUNG (Hrsg.): Stoffausträge aus wiedervernässten Niedermooren. Güstrow

GELBRECHT, J. & ZAK, D. (2004): Stoffumsetzungsprozesse in Niedermooren und ihr Einfluss auf angrenzende Oberflächengewässer. In: Wasserwirtschaft, H. 94: 15-18.

GEOLOGISCHER DIENST NRW (o. J.): Wertzahlen der Bodenschätzung, http://www.gd.nrw.de/g_bkwert.htm#top, letzter Zugriff am 11.11.2004

GEOLOGISCHES LANDESAMT SCHLESWIG-HOLSTEIN (GLA SH)(Hrsg.)(1967a): Bodenkarte 1: 5.000, Eider-Niederung, Kartenblatt Tetenhusen, Nr. 80, Kiel

GLA SH (Hrsg.)(1967b): Bodenkarte 1: 5.000, Eider-Niederung, Kartenblatt Ahrenshorst, Nr. 83, Kiel

GLA SH (Hrsg.)(1967c): Bodenkarte 1: 5.000, Eider-Niederung, Kartenblatt Alt Bennebek-West, Nr. 86, Kiel

GLA SH (Hrsg.) (1970): Geologische Landesaufnahme von Schleswig-Holstein 1:25.000, Beiblatt zur Geologischen Kartenblatt 1622 Meggerdorf (Holozänmächtigkeit). Kiel

GLA SH (Hrsg.)(1974): Bodenkarte von Schleswig-Holstein 1:25.000, Kartenblatt 1622 Meggerdorf. Kiel

GLA SH (Hrsg.)(1978): Bodenkarte von Schleswig-Holstein 1:25.000, Kartenblatt 1623 Owschlag. Kiel

GLA SH (Hrsg.)(1976): Bodeneignungskarte von Schleswig-Holstein 1:50.000, L 1722 Rendsburg West. Kiel

GLA SH (Hrsg.)(1984): Geologische Karte von Schleswig-Holstein 1:25.000, Kartenblatt1623 Owschlag. Kiel

GLA SH (Hrsg.)(1988): Geologische Karte von Schleswig-Holstein 1:25.000, Kartenblatt 1622 Meggerdorf. Kiel

GERHARD, H. (1962): Grundlagen der Forstwirtschaft in der nordwestdeutschen Tiefebene. Becker-Verlag, Uelzen

GESELLSCHAFT DEUTSCHER CHEMIKER, FACHGRUPPE WASSERCHEMIE (2004): Deutsche Einheitsverfahren (DEV) zur Wasseruntersuchung Bd. I – VII, lose Blattausgabe (Stand August 2004). Wiley-VCH Verlag, Berlin

GISI, U.; SCHENKER, R.; SCHULIN, R.; STADELMANN, F. X. & STICHER, H. (1997^2): Bodenökologie. Thieme Verlag, Stuttgart

GRAW, M. (2001): Ökologische Bewertung von Fließgewässern (= Schriftenreihe der Vereinigung Deutscher Gewässerschutz, Bd. 64). Bonn

GREVE, H.-J. (2004): Mündliche Mitteilung

GRIPP, K. (1964): Erdgeschichte von Schleswig-Holstein. Karl Wachholtz Verlag, Neumünster

GROOTJANS, A.P.; VAN WIRDUM, G.; KEMMERS, R. & VAN DIGGELEN; R. (1996): Ecohydrology in the Netherlands: principles of an application-driven interdiscipline. In: Acta Botanica Neerlandica, Bd. 45: 491–516

HÄRDTLE, W. (1990): Potentielle natürliche Vegetation, Überlegungen zum Theoretischen Konzept und zur Methode der Kartierung dargestellt am Gebiet der Topographischen Karte 1623 Owschlag, Dissertation an der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät, Christian-Albrecht-Universität Kiel

HÄRDTLE, W. (1996): Zur Nutzungsgeschichte schleswig-holsteinischer Wälder unter besonderer Berücksichtigung des Landesteils Schleswig. In: Schr. Naturwiss. Ver. Schlesw.-Holst., H. 66: 43-69

HÄRDTLE, W.; EWALD, J. & HÖLZEL, N. (2004): Wälder des Tieflandes und der Mittelgebirge. Ulmer, Stuttgart

HARTGE, K. H. & HORN, R. (1989^{2}): Die physikalische Untersuchung von Böden. Enke Verlag, Stuttgart

HASE, W. (1983): Abriß der Wald- und Forstgeschichte Schleswig-Holsteins im: letzten Jahrtausend. In: Schr. Naturwiss. Ver. Schlesw.-Holst., H. 53: 83-214

HASE, W. (1989): Schleswig-Holsteins Forstwirtschaft nach dem Zweiten Weltkrieg. In: Forstarchiv, H. 60: 27-34

HASE, W. (1995): Zur Geschichte der Forsteinrichtung in Schleswig-Holstein. In: Forstarchiv, H. 66: 258-263

HASE, W. (1997): Wald- und Forstchronologie Schleswig-Holsteins seit der Nacheiszeit. Struve's Buchdruckerei und Verlag, Eutin

HASSENPFLUG, W. (1986): Daten zum Sauren Regen in Schleswig-Holstein. In: Schr. Naturwiss. Ver. Schlesw.-Holst., H. 56: 1-16, Kiel

HENNINGSEN, D. & KATZUNG, G. (2002^{6}): Einführung in die Geologie Deutschlands. Spektrum Verlag, Heidelberg und Berlin

HENRICHSMEYER, W. (Hrsg.): Belastungen der Land- und Forstwirtschaft durch äußere Einflüsse. DLG-Verlag, München und Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup (=Agrarspectrum Bd. 11).

HERRMANN, M. (2004): Einfluss der Vegetation auf die Beschaffenheit des oberflächennahen Grundwassers im Bereich von Heide, Wald und landwirtschaftlichen Nutzflächen, (=Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde, 66.Jg., Bd. 2)

HEYDEMANN, B., MÜLLER-KARCH, J., (1980): Biologischer Atlas Schleswig-Hosteins. Karl Wachholz Verlag, Neumünster

HÖLL, K. (2002^{8}): Wasser. de Gruyter Verlag, Berlin

HÖLTING, B. (1996[5]): Hydrogeologie. Enke Verlag, Stuttgart

HOLTHUSEN, H. (2003): Kurze Übersicht zu Grundwasservorkommen, -neubildung, -abfluss und –alter in Schleswig-Holstein. In: LANU (Hrsg.)(2003): Landwirtschaft und Grundwasser. Flintbek

HÜTTER, L. A. (1994[6]): Wasser und Wasseruntersuchung, Otto Salle Verlag , Frankfurt am Main; Verlag Sauerländer Aarau, Frankfurt am Main und Salzburg

INSTITUT FÜR UMWELTVERFAHRENSTECHNIK - UNIVERSITÄT BREMEN (2000): Wissen Wasser, Das Internetportal für Wasser und Abwasser, http://www.wasser-wissen.de/abwasserlexikon/d/doc.htm, letzter Zugriff am 07.01.05

JENSEN-HUSS, K. & KUHNT, G. (1988): Untersuchungen zum Stoffbestand schleswig-holsteinischer Waldböden. In: Schr. Naturwiss. Ver. Schlesw.-Holst., H. 57: 19-46. Kiel

JENSEN-HUSS, K. & MÜLLER, F. (1989): Eintragspfade von Luftverunreinigungen in schleswig-holsteinische Wälder, In: Schr. Naturwiss. Ver. Schlew.-Holst., H. 59: 19-39. Kiel

JOHANNSEN, A. (1980): Hydrogeologie von Schleswig-Holstein. In: Geol. Jb. Reihe C, Bd. 28: 5-586. Hannover

JOOSTEN, H. & CLARKE, D. (2002): Wise use of mires and peatlands, Finland, (o.O.)

KÄSS, W. (1985): Chemische Transportmechanismen in der Ungesättigten Zone – Untersuchungen mit Markierungsmitteln. In: Z. Dt. Geol. Ges. H. 136: 481-496. Hannover

KAISER, K.; MÜHMEL-HORN, H.-P. & WALTHER, M. (1989): Spätglaziale und holozäne Dünen im Rendsburger Staatsforst beiderseits des mittleren Sorgetales zwischen Tetenhusen/Föhrden und Krummenort (Schleswig-Holstein). In: Meyniana, Bd. 41: 97-152. Kiel

KALBITZ, K., RUPP, H., MEIßNER, R. & BRAUMANN, F. (1999): Folgewirkungen der Renaturierung eines Niedermoores auf die Stickstoff-, Phosphor- und Kohlenstoffgehalte im Boden- und Grundwasser. In: Z. f. Kulturtechnik u. Landentwicklung H. 40: 22-28. Berlin

KÖLLE, W. (2001) Wasseranalysen - richtig beurteilt, Wiley-VCH; Weinheim

KOLBE, H. (2000): Landnutzung und Wasserschutz. Der Einfluss von Stickstoff-Bilanzierung, N_{min}-Untersuchung und Nitrat-Auswaschung sowie Rückschlüsse für die Bewirtschaftung von Wasserschutzgebieten in Deutschland. Wissenschaftliches Lektorat & Verlag (WLV), Leipzig

KLUGE, W. & TREPEL, M., 2004: Geohydrologische Einbindung von Niederungen in die Landschaft. In: Wasserwirtschaft, 94. Jg.: 9-14

KOPPISCH, D., BLANKENBURG, J.& ESCHNER, D. 1999: Einfluss der Wiedervernässung auf das aktuelle Stickstoffangebot in Niedermoorböden. In: Bielefelder Ökologische Beiträge, Bd. 14: 259-266)

KOPPISCH, D. (2001): Stickstoff-Umsetzungsprozesse. In: SUCCOW, M. & JOOSTEN, H. (2001): Landschaftsökologische Moorkunde. Schweizerbart`sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart

KOPPISCH, D.; ROTH, S.; KNAPP, M.; BLANKENBURG, J. & ESCHNER, D. (2001): Einfluss von Vernässung und Bewirtschaftung auf pflanzenverfügbare Nährstoffe. In: KRATZ, R. & PFADENHAUER, J. (Hrsg.)(2001): Ökosystemmanagement für Niedermoore. Ulmer Verlag, Stuttgart

KRATZ, R. & PFADENHAUER, J. (Hrsg,)(2001): Ökosystemmanagement für Niedermoore. Ulmer Verlag, Stuttgart

KREIS ECKERNFÖRDE (2004): Land- und Forstwirtschaft, http://www.kreis-rendsburg-eckernfoerde.de/deutsch/wirtschaft/landwirtschaft.htm, letzter Zugriff am 16.08.2004

KRIETER, M. & HABERER, K. (1985): Gefährdung des Grundwassers durch saure Niederschläge. In: Vom Wasser, Bd. 64: 219-242

KRIETER, M. (1986): Ökosystemare Untersuchungen zur Boden- und Gewässerversauerung im südlichen Taunus und Hunsrück (=Bremer Beiträge zur Geographie und Raumplanung, Bd. 22)

KRIETER, M. (2004): Mündliche Mitteilung

KUMKE, J. (1999): Forstliche Standortkartierung. Kartierungsgebiet Forstamt Schleswig, Revier Lohe (unveröffentlicht)

KUNTZE, H.; ROESCHMANN, G. & SCHWERTFEGER, G. (1994[5]): Bodenkunde. Ulmer Verlag, Stuttgart

LAMMEL, J. (1990): Der Nährstoffaustrag aus Agrarökosystemen durch Vorfluter und Dräne unter besonderer Berücksichtigung der Bewirtschaftungsintensität. Dissertation am Institut für Mikrobiologie und Landeskultur der Justus-Liebig-Universität Gießen

LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG (LUA)(2002): Bericht zur Grundwasserbeschaffenheit 1995– 2000 im Land Brandenburg, http://www.mluv.brandenburg.de/service/berichte/w_g95_00.pdf , letzter Zugriff am 07.01.05

LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (LANU)(Hrsg.)(2001a): Leitbilder für die Fließgewässer in Schleswig-Holstein. Flintbek

LANU (Hrsg.)(2001b): Gewässerlandschaften und Bachtypen, Leitbilder für die Fließgewässer in Schleswig-Holstein,

http://www.umweltdaten.landsh.de/nuis/wafis/fliess/fliessgew.pdf, letzter Zugriff am 16.08.2004

LANU (Hrsg.)(2001c): Landwirtschaft und Grundwasser. Flintbek

LANU (Hrsg.)(2002a): Beobachtung und Überwachung der Grundwasserbeschaffenheit in Schleswig-Holstein, Basismessnetz 1996-2000. Flintbek

LANU)(Hrsg.)(2002b): Gewässergütekarte Schleswig-Holstein 2002. Flintbek

LANU (Hrsg.)(2003): Umweltbericht des Landes Schleswig-Holstein, Fließgewässerlandschaften, http://www.umwelt.schleswig-holstein.de/servlet/is/24417, letzter Zugriff am 12.10.2004

LANDESAMT FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND GEOLOGIE DES LANDES MECKLENBURG-VORPOMMERN (LUNG) (Hrsg.): Stoffausträge aus wiedervernässten Niedermooren, H. 1: 38-55. Güstrow

LANDESAMT FÜR WASSERHAUSHALT UND KÜSTEN SCHLESWIG-HOLSTEINS (LAWAKÜ)(Hrsg.)(1990): Gütelängsschnitt Sorge. Kiel

LAWAKÜ (Hrsg.)(1995): Ein Jahrzehnt Beobachtung der Niederschlagsbeschaffenheit in Schleswig-Holstein 1985-1994. Kiel

LANDESREGIERUNG SCHLESWIG-HOLSTEIN (2003): Umweltzustandsbericht für Schleswig-Holstein, Schleswig-Holsteiner Landtag, 15. Wahlperiode Bericht der Landesregierung Schleswig-Holstein, www.lvn.Parlament.de/infothek/wahl15/drucks/2400/drucksache-15-2413.pdf, abgerufen am 16.08.04, um 17.40 Uhr

LANDESVERMESSUNGSAMT SCHLESWIG-HOLSTEIN (LVA SH) (Hrsg.)(1966^3): Topographischer Atlas Schleswig-Holstein. Wachholtz Verlag, Neumünster

LANGE, W. & MENKE, B. (1967): Beiträge zur frühpostglazialen erd- und vegetationsgeschichtlichen Entwicklung im Eidergebiet, insbesondere zur Flußgeschichte und zur Genese des sogenannten Basistorfes. In: Meyniana, Bd. 17: 29-44

LEINWEBER, P. & SCHLICHTING, A. (2003): Auswirkungen der Wiedervernässung von Niedermooren auf Umsetzung und Mobilisierung von Phosphor-Verbindungen. In: LUNG (Hrsg.): Stoffausträge aus wiedervernässten Niedermooren, Bd. 1: 67-82. Güstrow

LENZ, A., KLEYN, K.P., GELLER, G (1992): Freisetzung von Stickstoff und Kohlenstoff durch Niedermoorentwässerung, In: Wasser und Boden, Jg. 44: 62-62

LESER, H. (Hrsg.)(1997): Diercke-Wörterbuch Allgemeine Geographie. Deutscher Taschenbuch-Verlag München und Westermann Schulbuchverlag Braunschweig

LIEDTKE, H. & MARCINEK, J. (2002): Das Norddeutsche Tiefland. In: LIEDTKE, H. & MARCINEK, J. (Hrsg.)(2002[3]): Physische Geographie Deutschlands. Verlag Klett-Perthes, Gotha und Stuttgart

LIEDTKE, H. & MARCINEK, J. (Hrsg.)(2002[3]): Physische Geographie Deutschlands. Verlag Klett-Perthes, Gotha und Stuttgart

LILL, H. (2003): Mündliche Mitteilung

LÜBBE, E. (1984): Einfluss der Landwirtschaft auf die Grundwassergüte. In: Wasser und Boden, H. 3.: 92-96.Bonn

MAGER, FR. (1937): Entwicklungsgeschichte der Kulturlandschaft im Herzogtum Schleswig in historischer Zeit. Zit. in: SCHLICHTING, E. (1960): Typische Böden Schleswig-Holsteins (=Schriftenreihe der Landwirtschaftlichen Fakultät der Universität Kiel, Bd. 26)

MATSCHULLAT, J.; TOBSCHALL, H. J. & VOIGT, H.-J. (1997)(Hrsg.): Geochemie und Umwelt. Relevante Prozesse in Atmo-, Pedo- und Hydrosphäre. Springer, Berlin und Heidelberg

MATTHESS, G. (1994[3]): Lehrbuch der Hydrogeologie, Bd. 2: Die Beschaffenheit des Grundwassers. Gebrüder Borntraeger Verlag, Berlin und Stuttgart

MAX, J. (2004): Einfluß von N-Düngung und Bodenbearbeitung auf Wurzelwachstumsdynamik, 14C-Assimilatverteilung und Rhizodeposition von Winterraps (Brassica napus L.) aus Frankfurt am Main, http://e-diss.uni-kiel.de/diss_1122/d1122.pdf, Abgerufen am 29.08.04

MEISSNER, R., KLAPPER, H. & SEEGER, J. (1992): Wirkungen einer erhöhten Phosphatdüngung auf Boden und Gewässer. In: Wasser und Boden, H. 4: 217–220

MEIßNER, R., RUPP, H., SEEGER, J., SCHONERT, P. (1996): Folgewirkungen der Wiedervernässung eines Niedermoorgebietes auf Nährstoff- und DOC-Gehalte im Boden. In: Wasserwirtschaft, H. 86: 88-92.

MERKEL, B. J. (1999): Qualität von Grundwasser und seine Beeinflussung. In: FRIMMEL, F. H. (Hrsg.): Wasser und Gewässer. Spektrum Verlag, Heidelberg und Berlin

MERKEL INTERNET SERVICE (o. J.): Nachschlagewerk mit datenbankbasierter Abfrage ergebnisoptimierter Listen, http://www.melifon.de, abgerufen am 18.02.05

MEYER, K.; HÖPER, H. & BLANKENBURG, J. (1997): Quellen- und Senkenfunktion eines nordwestdeutschen Niedermoores für klimarelevante Spurengase bei unterschiedlichem Wiedervernässungsmanagement. In: Mitt. d. Dt. Bodenkundl. Ges., Bd. 85: 299-302

MINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND LANDWIRTSCHAFT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (MUNL)(Hrsg.)(2003a): Umweltbericht des Lan-

des Schleswig-Holstein, Basismessnetz, http://umwelt.schleswig-holstein.de/servlet/is/31795/bmn1996.htm, letzter Zugriff am 25.08.2004

MUNL (Hrsg.)(2003b): Umweltbericht des Landes Schleswig-Holstein, Fließgewässerlandschaften, http://www.umwelt.schleswig-holstein.de/servlet/is/24417/, letzter Zugriff am 16.08.2004

MUNL (Hrsg.)(2004a): Agrarbericht des Landes Schleswig-Holstein, Ländlicher Raum, http://www.umwelt.schleswig-holstein.de/servlet/is/38127/ naturraum.htm, letzter Zugriff am 17.08.2004

MUNL (Hrsg.)(2004b): Infonet-Umwelt Schleswig-Holstein, Kiel http://www.umwelt.schleswigholstein.de/servlet/is/23435/Niederschlag_Stat.pdf, letzter Zugriff: 31.12.2004

MUNL (Hrsg.)(2004c): Kurzfassung der Ergebnisse zur Waldschadenserhebung 2003. Kiel

MÜLLER, M. J. (2000): Altersbestimmung an schleswig-holsteinischen Binnendünen mit Hilfe von Paläoböden. In: Trierer Bodenkundliche Schriften, Bd. 1: 23-31

MUUß, U., PETERSEN, M. & KÖNIG, D. (1973): Die Binnengewässer Schleswig-Holsteins. Wachholtz Verlag, Neumünster

NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG (NLfB)(Hrsg.)(2003): Erkundungsmethoden online. Hannover http://www.nlfb.de/grundwasser/produkte/alahabu/hbr-1_7_1_1.html, letzter Zugriff am 25.11.2004

NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (NLfW)(Hrsg.)(1986): Belastung von Wasser und Boden in der BRD durch Luftverunreinigungen. Hildesheim (= Mitteilungen aus dem Niedersächsischen Landesamt für Wasserwirtschaft, Bd. 2).

ORTLAM, D. & SAUER, M. (1995): Das „Rollende Peilrohr“ – ein neues umweltschonendes, schnelles und kostengünstiges Grundwasserentnahmeverfahren zur Untersuchung von Altlasten in Lockergesteinen. In: Jber. Mitt. Geol. Ver. N. F. H. 77: 287-305. Stuttgart

OTTO, K.-H. (1991): Die Bedeutung der Höhenmessung und Höhendarstellung für Reliefoberflächen unter Moorbedeckung in Nordwestdeutschland. Schöningh Verlag, Paderborn (=Münstersche Geographische Arbeiten, Bd. 34).

PREUSS, E. (1975): Infiltrationsmessungen zur Erstellung einer relativen Rangfolge schleswig-holsteinischer Böden im Hinblick auf ihre Versickerungseigenschaften im Rahmen hydrologischer Untersuchungen. In: Schr. Naturw. Ver. Schlesw.-Holst., H. 45: 39-46

PUST, J. (1993): Erste Ergebnisse zur Untersuchung der Grundwasserverhältnisse im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ (Kreis Steinfurt). Zit. in: HERRMANN (2004):

Einfluss der Vegetation auf die Beschaffenheit des oberflächennahen Grundwassers im Bereich von Heide, Wald und landwirtschaftlichen Nutzflächen (=Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde, 66.Jg., Bd. 2)

QUAST, J. (2001): Wasserhaushalt. In: KRATZ, R. & PFADENHAUER, J. (Hrsg.)(2001): Ökosystemmanagement für Niedermoore. Ulmer Verlag, Stuttgart

QUEDENBAUM, G. (1984): Sorge und Treene. Eider-Verlag, Düsseldorf

RADERSCHALL, R. (1993): Stoffausträge aus landwirtschaftlich genutzten Böden im Einzugsgebiet der Hunte- Ursachen und Sanierungsbedarf. In: Wasser und Boden, 45. Jg.: 625-628

REHFUESS, K. E. (1981): Über die Wirkungen der sauren Niederschläge in Waldökosystemen. In: Forstw. Centralbl., H. 100: 363-381

REHFUESS, K. E. (1990[2]): Waldböden. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin

RENGER, M.; WESSOLEK, G.; SCHWÄRZEL, K.; SAUERBREY, R. & SIEWERT, C. (2002): Aspects of peat conservation and water management. In: J. Plant Nutr. Soil Sci., H.165: 487-493. Weinheim

RICHTER, W. & LILLICH, W. (1975): Abriß der Hydrogeologie. E. Schweizerbart' sche Verlagsbuchhandlung (Nägele und Obermiller), Stuttgart

RÖMER, W. (1997): Phosphoraustrag aus der Landwirtschaft in Gewässer. In: Wasser und Boden, 49. Jg.: 51-54

ROESCHMANN, G. (1971): Die Böden der nordwestdeutschen Geestlandschaft. In: Mitt. d. Dt Bodenkdl. Ges., Bd. 13: 151-231

ROHMANN, U. & SONTHEIMER, H. (1985): Nitrat im Grundwasser: Ursachen, Bedeutung, Lösungswege. DVGW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut der Univ. Karlsruhe

RUNKEL, M. & KENNEWEG, H. (1986): Waldschadens- und Waldstrukturanalyse Schleswig-Holstein. Berlin (=Landschaftsentwicklung und Umweltforschung. Schriftenreihe des Fachbereichs der TU Berlin, Bd. 36)

RUPP, H., MEISSNER, R., LEINWEBER, P. (2004): Effects of extensive landuse and rewetting on diffuse phosphorus pollution in fen areas – results from a case study in the Drömling catchment, Germany. In: J. Plant Nutr. Soil Sci.: Bd. 167: 408-416. Weinheim

SCHEFFER, B.; KUNTZE, H. & RICHTER, G. (1988): N_2- und N_2O-Bildung in Niedermoorböden (Modellversuche) (=VDLUFA Schriftenreihe, Bd. 28, Kongressband Teil 2: 471-480)

SCHEFFER, B. (1994A): Zur Stoffdynamik in Hochmoorböden. In: NNA-Berichte, Bd. 7: 43-46. Schneverdingen

SCHEFFER, B. (1994B): Zur Stoffdynamik in Niedermoorböden. In: NNA-Berichte, Bd. 7: 67-73. Schneverdingen

SCHEFFER, B. (1995): Veränderung bodenchemischer Parameter durch Extensivierung und Wiedervernässung. In: NNA-Berichte, Bd. 8(2): 9-12. Schneverdingen

SCHEFFER, B. (1999): Stoffliche Belastung und Stoffausträge mit dem Sickerwasser bei Ackerböden. In: Mitt. d. Dt. Bodenkundl. Ges., Exkursionsführer, Bd. 90: 85-94

SCHEFFER, B. & BLANKENBURG, J. (2004): Diffuse Nährstoffeinträge aus nordwestdeutschen Niederungsgebieten in Fließgewässer. In: Wasserwirtschaft. 94. Jg.: 30-34

SCHEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P. (2002[15]): Lehrbuch der Bodenkunde. Spektrum Akademischer Verlag GmbH, Heidelberg.

SCHENDEL, U. (1971): Über den Wasserhaushalt im norddeutschen Flachland. Teil III: Wasserhaushalt und Landschaft – Untersuchungen in Niederschlagsgebieten im Binneneiderraum. In: Bes. Mitt. Z. Dt. Gewässerkdl. Jb., Bd. 34. Kiel

SCHENK, V.: Die Probenahme von Grundwasser. In: SELENT, K.-D. & GRUPE, A. (Hrsg.)(1998): Die Probenahme von Wasser. Ein Handbuch für die Praxis. Oldenbourg Verlag, München

SCHIMMING, C.-G. (1991): Wasser-, Luft-, Nähr- und Schadstoffdynamik charakteristischer Böden Schleswig-Holsteins. Dissertation an der Univ. Kiel

SCHLENGER, H., PAFFEN, K.H., STEWIG, R. (Hrsg.)(1970[2]): Schleswig-Holstein, Ein geographisch-landeskundlicher Exkursionsführer. Verlag Ferdinand Hirt, Kiel

SCHLICHTING, E. (1960): Typische Böden Schleswig-Holsteins (=Schriftenreihe der Landwirtschaftlichen Fakultät der Universität Kiel, Bd. 26)

SCHLICHTING, E.; BLUME, H.-P. & STAHR, K. (1995[2]): Bodenkundliches Praktikum. Blackwell Wissenschaftsverlag, Berlin und Wien

SCHLÜTER, G. (1978): Die nacheiszeitliche Flußentwicklung der unteren Sorge. In: Schr. Naturwiss. Ver. Schlesw.-Holst., H. 48: 21-34. Kiel

SCHMIDTKE VON, K.-D. (1985): Auf den Spuren der Eiszeit: Die glaziale Landschaftsgeschichte Schleswig-Holsteins. Husum Druck- und Verlagsgesellschaft mbH u. Co. KG, Husum

SCHMIDKE VON, K.-D., (1992): Die Entstehung Schleswig-Holsteins. Karl Wachholtz Verlag, Neumünster

SCHOPP-GUTH, A. (1999): Renaturierung von Moorlandschaften. Bonn-Bad Godesberg (=Schriftenreihe für Landespflege und Naturschutz, Bd. 57,)

SCHOUWENAARS, J. M. (1994): Wasserhaushalt der Hochmoore. In: NNA-Berichte, Bd. 7: 33-38. Schneverdingen

SCHULZ, H. D. (1973a): Über den Grundwasserhaushalt im norddeutschen Flachland. Teil I: Grundwasserneubildung bewaldeter und waldfreier Sanderflächen Schleswig-Holsteins. In: Bes. Mitt. z. Dt. Gewässerkdl. Jb., Bd. 36. Kiel

SCHULZ, H. D. (1973b): Über den Grundwasserhaushalt im norddeutschen Flachland. Teil II: Grundwasserbeschaffenheit unter natürlichen und anthropogenen Einflüssen. In: Bes. Mitt. z. Dt. Gewässerkdl. Jb., Bd. 36. Kiel

SCHULZ, H. D. (1977): Über den Grundwasserhaushalt im norddeutschen Flachland. Teil IV: Die Grundwasserbeschaffenheit der Geest Schleswig-Holsteins – Eine statistische Auswertung. In: Bes. Mitt. z. Dt. Gewässerkdl. Jb., Bd. 4. Kiel

SCHWERTMANN, U.; SÜSSER, P. & NÄTSCHER, L. (1987): Protonenpuffersubstanzen in Böden. In: Z. Pflanzenern. Bodenk. H: 150: 174-178

SELENT, K.-D. & GRUPE, A. (Hrsg.)(1998): Die Probenahme von Wasser. Ein Handbuch für die Praxis. Oldenbourg Verlag, München

SOMMERHHÄUSER, M & SCHUHMACHER, H. (2003): Handbuch der Fließgewässer Norddeutschlands: Typologie, Bewertung, Management – Atlas für die limnologische Praxis. Ecomed Verlagsges., Landsberg

STAATLICHES FORSTAMT SCHLESWIG (Hrsg.)(1996): Betriebskarte der Försterei Lohe, M: 1:10.000 (unveröffentlicht)

STEPHAN, H.-J. (1995): Schleswig-Holstein. In: BENDA, L. (Hrsg.)(1995): Das Quartär Deutschlands. Gebrüder Borntraeger Verlag, Berlin und Stuttgart

STEWIG, R. (1978): Landeskunde von Schleswig-Holstein. Ferdinand Hirt Verlag, Kiel

STREHL, E. (1985): Erläuterungen zur Geologischen Karte von Schleswig-Hostein (M: 1:25.000), Kartenblätter 1623 Owschlag und 1624 Rendsburg. Kiel

SUCCOW, M. & JOOSTEN, H. (2001): Landschaftsökologische Moorkunde, E. Schweizerbart`sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart

SYMADER, W. (1987): Was steuert die zeitliche Änderung der Grundwasserbeschaffenheit? Eine Schlüsselfrage nicht nur in der regionalen Gewässergüteforschung. Zit. in: LAMMEL (1990): Der Nährstoffaustrag aus Agrarökosystemen durch Vorfluter und Dräne unter besonderer Berücksichtigung der Bewirtschaftungsintensität. Dissertation am Institut für Mikrobiologie und Landeskultur der Justus-Liebig-Universität Gießen

THOMASIUS, H. & SCHMIDT, P. A. (1996): Wald, Forstwirtschaft und Umwelt. Economica Verlag, Bonn (=Umweltschutz – Grundlagen und Praxis, Bd. 10)

TREPEL, M. (2000): Quantifizierung der Stickstoffdynamik von Ökosystemen auf Niedermoorböden mit dem Modellsystem WASMOD. In: EcoSys Beiträge zur Ökosystemforschung, Suppl., Bd. 29. Kiel

TREPEL, M. & KLUGE, W. (2001): Entwicklung und Erprobung eines Systems zur Bewertung des Rückhaltes von Nährstoffen in den Niedermooren Schleswig-Holsteins, Endbericht, Ökologie-Zentrums, Kiel

TREPEL, M. & KLUGE, W. (2003): Analysen von Wasserpfaden und Stofftransformationen in Feuchtgebieten zur Bewertung der diffusen Austräge. In: LUNG (Hrsg.):Stoffausträge aus wiedervernässten Niedermooren, H. 1: 92-107. Güstrow

TREPEL, M. (2004): Zur Wirkung von Niederungen im Landschaftswasser- und –stoffhaushalt. In: Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung, Bd. 43: 53-64

TSCHIRSICH, C. & SCHEFFER, B (1993): Erste Ergebnisse zur N_2O-Freisetzung aus einem sauren Niedermoorboden. In: Mitt. d. Dt. Bodenkundl. Ges., Bd. 72: 639-642

TSCHIRSICH, C. (1995): Untersuchung zur Quantifizierung von Denitrifikationsverlusten aus Niedermoorböden, dargestellt am Beispiel eines sauren Niedermoorbodens Nordwestdeutschlands. Dissertation an der Univ. Göttingen. Cuvillier Verlag, Göttingen

ULRICH, B.; MAYER, R. & KHANNA, P. K. (1979a): Fracht an chemischen Elementen in den Niederschlägen im Solling. In: Z. Pflanzenern. Bodenk. H. 142: 601-615

ULRICH et al. (1979b): Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Solling. In: Schr. Forst. Fak. Univ. Göttingen, Bd. 5. Zit. in: VOIGT (1990): Hydrogeochemie. Springer, Berlin; Heidelberg

ULRICH, B. (1981a): Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand. In: Z. Pflanzenern. Bodenk. H. 144: 289-305

ULRICH, B. (1981b): Theoretische Betrachtung des Ionenkreislaufs in Waldökosystemen. In: Z. Pflanzenern. Bodenk. H. 144: 647-659

ULRICH, B. & RASTIN, NAYERAH (1988): Chemische Eigenschaften von Waldböden im Nordwestdeutschen Pleistocän und deren Gruppierung nach Pufferbereichen. In: Z. Pflanzenern. Bodenk. H. 151: 229-235

ULRICH, B. (1989): Waldökosystemforschung. Konzepte und Wege. In: DVWK (Hrsg.)(1989): Immissionsbelastung des Waldes und seiner Böden – Gefahr für die Gewässer? Bonn (=DVWK-Mitteilungen, Bd. 17)

ULRICH, B. (1997): Chemische Prozesse im Ökosystem-Kompartiment Boden. In: MATSCHULLAT, J.; TOBSCHALL, H. J. & VOIGT, H.-J. (Hrsg.)(1997): Geochemie und Umwelt. Relevante Prozesse in Atmo-, Pedo- und Hydrosphäre. Springer, Berlin und Heidelberg

UMWELTBUNDESAMT (UBA)(Hrsg.)(1987): Auswirkungen von sauren Depositionen auf die Grundwasserqualität in bewaldeten Gebieten. Erich Schmidt Verlag, Berlin

VIERHUFF, H.; WAGNER, W. & AUST, H. (1981): Die Grundwasservorkommen in der Bundesrepublik Deutschland. In: Geol. Jb., Reihe C, Bd. 30: 3-110. Hannover

VOIGT, H.-J. (1990): Hydrogeochemie. Springer, Berlin und Heidelberg

VOLQUARDTS, G. (1994): Die Wälder um Rendsburg. In: Die Heimat, 101. Jg.: 236-242

WALTHER, W. (1999): Diffuse Stoffeinträge in Böden und Gewässer. Teubner Verlag, Stuttgart und Leipzig

WELL, R.; AUGUSTIN, J.; DAVIS, J.; GRIFFITH, S.M.; MEYER, K. & MYROLD D. D. (2001): Production and transport of denitrification gases in shallow groundwater, in: Nutrient Cycling in Agroecosystems, Bd. 60: 65-75

WELTE, E., (1982): Über den Nährstoffeintrag in Grundwasser und Oberflächengewässer aus Boden und Düngung (=VDLFUA-Schriftenreihe)

WERNER, A. (1997):Landwirtschaftlich genutzte Böden als Quellen und Senken bei geochemischen Prozessen. In: MATSCHULLAT, J., TOBSCHALL, H.J. & VOIGT, H.-J. (Hrsg.)(1997): Geochemie und Umwelt. Relevante Prozesse in Atmo-, Pedo- und Hydrosphäre. Springer, Berlin und Heidelberg

WESSOLEK, G. & SCHWÄRZEL, K. (2001): Wasser- und Stoffumsatz in Niedermooren. In: Geogr. Rundschau, H. 53: 34-39

WIECHOCZEK, D. (2003): Informationen zur Bodenzone (Pedosphäre) für Umweltwissenschaften, http://dc2.uni-bielefeld.de/dc2/boden/ boden.htm, letzter Zugriff am 12.01.05

WILHELM, F. (1970). Die Landformen. In: SCHLENGER, H., PAFFEN, K. H. & STEWIG, R. (Hrsg.)(1970^2): Schleswig-Holstein – Ein geographisch-landeskundlicher Exkursionsführer. Ferdinand Hirt Verlag, Kiel

WOHLRAB, B.; ERNSTBERGER, H.; MEUSER, A. & SOKOLLEK, V. (1992): Landschaftswasserhaushalt. Paul Parey, Hamburg und Berlin

ZEITZ, J. (1997): Zur Geochemie von Mooren, In: MATSCHULLAT, J., TOBSCHALL, H.J. & VOIGT, H.-J. (Hrsg.)(1997): Geochemie und Umwelt. Relevante Prozesse in Atmo-, Pedo- und Hydrosphäre. Springer, Berlin und Heidelberg

ZEITZ, J. & VELTY, S. (2002): Soil properties of drained and rewetted fen soils. In: J. Plant Nutr. Soil Sci. Bd. 165: 618-626. Weinheim

Normen

DIN 19683-1/-2 (2000): Bestimmung der Korngrößenzusammensetzung nach Vorbehandlung mit Natriumpyrophosphat. Handbuch der Bodenuntersuchung

DIN 38406-32 (2001): Bestimmung von Eisen. Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser und Schlammuntersuchung

DIN 38406-33 (2001): Bestimmung von Mangan. Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser und Schlammuntersuchung

DIN 38409-7 (2004): Bestimmung der Säure- und Basekapazität. Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser und Schlammuntersuchung

DIN EN 1484 (1998): Bestimmung des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) und des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC). Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser und Schlammuntersuchung

DIN EN 1899-2 (1999): Bestimmung des Biochemischen Sauerstoffbedarf nach n Tagen (BSB_n). Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser und Schlammuntersuchung

DIN EN ISO 10304-2 (1997): Bestimmung von Chlorid, Nitrat, Ortho-Phosphat und Sulfat. Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser und Schlammuntersuchung

DIN EN ISO 13395 (1997): Bestimmung von Nitritstickstoff. Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser und Schlammuntersuchung

DIN EN ISO 11732 (1998): Bestimmung von Ammoniumstickstoff. Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser und Schlammuntersuchung

DIN EN ISO 12020 (2001): Bestimmung von Aluminium. Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser und Schlammuntersuchung

DIN EN ISO (2002): Bestimmung von Calcium und Magnesium. Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser und Schlammuntersuchung

DIN ISO 9964-3: 1996-08 (1997): Bestimmung von Natrium und Kalium. Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser und Schlammuntersuchung

DIN ISO 10694 (2000): Bestimmung des Gesamtkohlenstoffs. Handbuch der Bodenuntersuchung

DIN ISO 11274 (2001): Bestimmung der Wasserspannung. Handbuch der Bodenuntersuchung

DIN ISO 13878 (2002): Bestimmung des Gesamt-Stickstoffs. Handbuch der Bodenuntersuchung

DIN ISO 10390 (2003): Bestimmung des pH-Wertes. Handbuch der Bodenkuntersuchung

DIN ISO/TS 14256-1 (2004): Bestimmung von Nitrat und Ammonium in feldfrischen Böden. Handbuch der Bodenuntersuchungen

Anhang (Band 2)

Inhaltsverzeichnis

ANHANG (BAND 2) I

INHALTSVERZEICHNIS I

KARTENVERZEICHNIS II

ABBILDUNGSVERZEICHNIS XI

TABELLENVERZEICHNIS I

KARTEN 1

ABBILDUNGEN 142

TABELLEN 196

Kartenverzeichnis

Karte 1: Lage der Messstellen und Flächennutzung im Teiluntersuchungsgebiet Alt Bennebek I

Karte 2: Lage der Messstellen und Flächennutzung im Teiluntersuchungsgebiet Tetenhusen I

Karte 11: Übersicht über die Lage der Detailkarten der TUG Alt Bennebek, Tetenhusen und der Quelleregion von Sorge und Bennebek 2

Karte 12: Lage der Messstellen und Flächennutzung im östlichen Randbereich des TUGes Tetenhusen und Quelleregion der Sorge 3

Karte 13: Übersicht der räumlichen Anordnung der Detailkarten des Messnetzes Fließgewässer 4

Karte 14: Elektrische Leitfähigkeit [mS/m] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im April 2004 5

Karte 15: Elektrische Leitfähigkeit [mS/m] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Mai 2004 6

Karte 16: Elektrische Leitfähigkeiten [mS/m] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juni 2004 7

Karte 17: Elektrische Leitfähigkeiten [mS/m] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juli 2004 8

Karte 18: Sauerstoff-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im April 2004 9

Karte 19: Sauerstoff-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Mai 2004 10

Karte 20: Sauerstoff-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juni 2004 11

Karte 21: Sauerstoff-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juli 2004 12

Karte 22: Sauerstoff-Sättigung [%] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im April 2004 13

Karte 23: Sauerstoff-Sättigung [%] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Mai 2004 14

Karte 24: Sauerstoff-Sättigung [%] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juni 2004 15

Karte 25: Sauerstoff-Sättigung [%] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juli 2004 16

Karte 26: Redoxpotenziale [mV] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im April 2004 17

Karte 27: Redoxpotenziale [mV] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Mai 2004 18

Karte 28: Redoxpotenziale [mV] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juni 2004 19

Karte 29: Redoxpotenziale [mV] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juli 2004 20

Karte 30: TOC-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im April 2004 21

Karte 31: TOC-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Mai 2004 22

Karte 32: TOC-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juni 2004 23

Karte 33: TOC-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juli 2004 24

Karte 34: pH-Werte des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im April 2004 25

Karte 35: pH-Werte des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Mai 2004 26

Karte 36: pH-Werte des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juni 2004 27

Karte 37: pH-Werte des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juli 2004 28

Karte 38: Absolute Hydronium-Ionen-Konzentrationen [mol/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im April 2004 29

Karte 39: Absolute Hydronium-Ionen-Konzentrationen [mol/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Mai 2004 30

Karte 40: Absolute Hydronium-Ionen-Konzentrationen [mol/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juni 2004 31

Karte 41: Absolute Hydronium-Ionen-Konzentrationen [mol/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juli 2004 32

Karte 42: Nitrat-Stickstoff-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im April 2004 33

Karte 43: Nitrat-Stickstoff-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Mai 2004 34

Karte 44: Nitrat-Stickstoff-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juni 2004 35

Karte 45: Nitrat-Stickstoff-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juli 2004 36

Karte 46: Ammonium-Stickstoff-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im April 2004 37

Karte 47: Ammonium-Stickstoff-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Mai 2004 38

Karte 48: Ammonium-Stickstoff-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juni 2004 39

Karte 49: Ammonium-Stickstoff-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juli 2004 40

Karte 50: Phosphat-Phosphor-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im April 2004 41

Karte 51: Phosphat-Phosphor-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Mai 2004 42

Karte 52: Phosphat-Phosphor-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juni 2004 43

Karte 53: Phosphat-Phosphor-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juli 2004 44

Karte 54: Kalium-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im April 2004 45

Karte 55: Kalium-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Mai 2004 46

Karte 56: Kalium-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juni 2004 47

Karte 57: Kalium-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juli 2004 48

Karte 58: Natrium-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im April 2004 49

Karte 59: Natrium-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Mai 2004 50

Karte 60: Natrium-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juni 2004 51

Karte 61: Natrium-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juli 2004 52

Karte 62: Calcium-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im April 2004 53

Karte 63: Calcium-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Mai 2004 54

Karte 64: Calcium-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juni 2004 55

Karte 65: Calcium-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juli 2004 56

Karte 66: Magnesium-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im April 2004 57

Karte 67: Magnesium-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Mai 2004 58

Karte 68: Magnesium-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juni 2004 59

Karte 69: Magnesium-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juli 2004 60

Karte 70: Gesamt-Eisen-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im April 2004 61

Karte 71: Gesamt-Eisen-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Mai 2004 62

Karte 72: Gesamt-Eisen-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juni 2004 63

Karte 73: Gesamt-Eisen-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juli 2004 64

Karte 74: Gesamt-Mangan-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im April 2004 65

Karte 75: Gesamt-Mangan-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Mai 2004 66

Karte 76: Gesamt-Mangan-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juni 2004 67

Karte 77: Gesamt-Mangan-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juli 2004 68

Karte 78: Aluminium-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im April 2004 69

Karte 79: Aluminium-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Mai 2004 70

Karte 80: Aluminium-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juni 2004 71

Karte 81: Aluminium-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juli 2004 72

Karte 82: Chlorid-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im April 2004 73

Karte 83: Chlorid-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Mai 2004 74

Karte 84: Chlorid-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juni 2004 75

Karte 85: Chlorid-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juli 2004 76

Karte 86: Sulfat-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im April 2004 77

Karte 87: Sulfat-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Mai 2004 78

Karte 88: Sulfat-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juni 2004 79

Karte 89: Sulfat-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juli 2004 80

Karte 90: Säurekapazität (bei pH 4,3) [mmol/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juni 2004 81

Karte 91: Säurekapazität (bei pH 4,3) [mmol/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juli 2004 82

Karte 92: Basenkapazität (bei pH 8,2) [mmol/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juni 2004 83

Karte 93: Basenkapazität (bei pH 8,2) [mmol/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juli 2004 84

Karte 94: Mittlere elektrische Leitfähigkeit [mS/m] der Oberflächengewässer im TUG Alt Bennebek der Monate März bis Juli 2004 85

Karte 95 und Karte 96: Mittlere elektrische Leitfähigkeit [mS/m] der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarten) 86

Karte 97: Mittlere elektrische Leitfähigkeit [mS/m] der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarte Sorge-Niederung Sorgbrück) 87

Karte 98: Mittlere Sauerstoff-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Alt Bennebek der Monate März bis Juli 2004 88

Karte 99 und Karte 100: Mittlere Sauerstoff-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarten) 89

Karte 101: Mittlere Sauerstoff-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarte Sorge-Niederung Sorgbrück) 90

Karte 102: Mittlere Sauerstoffsättigung [%] der Oberflächengewässer im TUG Alt Bennebek der Monate März bis Juli 2004 91

Karte 103 und Karte 104: Mittlere Sauerstoffsättigung [%] der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarten) 92

Karte 105: Mittlere Sauerstoffsättigung [%] der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarte Sorge-Niederung Sorgbrück) 93

Karte 106: Mittlere TOC-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Alt Bennebek der Monate März, April, Mai, Juni und Juli 2004 94

Karte 107 und Karte 108: Mittlere TOC-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarten) 95

Karte 109: Mittlere TOC-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarte Sorge-Niederung Sorgbrück) 96

Karte 110: Mittlere pH-Werte der Oberflächengewässer im TUG Alt Bennebek der Monate März bis Juli 2004 97

Karte 111 und Karte 112: Mittlere pH-Werte der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarten) 98

Karte 113: Mittlere pH-Werte der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarte Sorge-Niederung Sorgbrück) 99

Karte 114: Mittlere Nitrat-Stickstoff-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Alt Bennebek der Monate März bis Juli 2004 100

Karte 115 und Karte 116: Mittlere Nitrat-Stickstoff-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarten) 101

Karte 117: Mittlere Nitrat-Stickstoff-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarte Sorge-Niederung Sorgbrück) 102

Karte 118: Mittlere Ammonium-Stickstoff-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Alt Bennebek der Monate März bis Juli 2004 103

Karte 119 und Karte 120: Mittlere Ammonium-Stickstoff-Gehalte [mg/L] der Oberflächen-gewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarten) 104

Karte 121: Mittlere Ammonium-Stickstoff-Gehalte [mg/L] der Oberflächengew. im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarte Sorge-Niederung Sorgbrück) 105

Karte 122: Mittlere Phosphat-Phosphor-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Alt Bennebek der Monate März bis Juli 2004 106

Karte 123 und Karte 124: Mittlere Phosphat-Phosphor-Gehalte [mg/L] der Oberflächen-gewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarten) 107

Karte 125: Mittlere Phosphat-Phosphor-Gehalte [mg/L] der Oberflächengew. im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarte Sorge-Niederung Sorgbrück) 108

Karte 126: Mittlere Kalium-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Alt Bennebek der Monate März bis Juli 2004 109

Karte 127 und Karte 128: Mittlere Kalium-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarten) 110

Karte 129: Mittlere Kalium-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarte Sorge-Niederung Sorgbrück) 111

Karte 130: Mittlere Natrium-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Alt Bennebek der Monate März bis Juli 2004 112

Karte 131 und Karte 132: Mittlere Natrium-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarten) 113

Karte 133: Mittlere Natrium-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarte Sorge-Niederung Sorgbrück) 114

Karte 134: Mittlere Calcium-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Alt Bennebek der Monate März bis Juli 2004 115

Karte 135 und Karte 136: Mittlere Calcium-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarten) 116

Karte 137: Mittlere Calcium-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarte Sorge-Niederung Sorgbrück) *117*

Karte 138: Mittlere Magnesium-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Alt Bennebek der Monate März bis Juli 2004 ..... *118*

Karte 139 und Karte 140: Mittlere Magnesium-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarten) *119*

Karte 141: Mittlere Magnesium-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarte Sorge-Niederung Sorgbrück) *120*

Karte 142: Mittlere Gesamt-Eisen-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Alt Bennebek der Monate März bis Juli 2004 ..... *121*

Karte 143 und Karte 144: Mittlere Gesamt-Eisen-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarten) *122*

Karte 145: Mittlere Gesamt-Eisen-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarte Sorge-Niederung Sorgbrück) *123*

Karte 146: Mittlere Gesamt-Mangan-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Alt Bennebek der Monate März bis Juli 2004 ..... *124*

Karte 147 und Karte 148: Mittlere Gesamt-Mangan-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarten) *125*

Karte 149: Mittlere Gesamt-Mangan-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarte Sorge-Niederung Sorgbrück) *126*

Karte 150: Mittlere Aluminium-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Alt Bennebek der Monate März bis Juli 2004 ..... *127*

Karte 151 und Karte 152: Mittlere Aluminium-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarten) *128*

Karte 153: Mittlere Aluminium-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarte Sorge-Niederung Sorgbrück) *129*

Karte 154: Mittlere Chlorid-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Alt Bennebek der Monate März bis Juli 2004 ..... *130*

Karte 155 und Karte 156: Mittlere Chlorid-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarten) 131

Karte 157: Mittlere Chlorid-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarte Sorge-Niederung Sorgbrück) 132

Karte 158: Mittlere Sulfat-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Alt Bennebek der Monate März bis Juli 2004 133

Karte 159 und Karte 160: Mittlere Sulfat-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarten) 134

Karte 161: Mittlere Sulfat-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarte Sorge-Niederung Sorgbrück) 135

Karte 162: Mittlere Säurekapazitäten (pH 4,3) [mmol/L] der Oberflächengewässer im TUG Alt Bennebek der Monate März bis Juli 2004 136

Karte 163 und Karte 164: Mittlere Säurekapazitäten (pH 4,3) [mmol/L] der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarten) 137

Karte 165: Mittlere Säurekapazitäten (bei pH 4,3) [mmol/L] der Oberflächengew. im TUG Tetenhusen von März bis Juli 2004 (Detailkarte Sorge-Niederung Sorgbrück) 138

Karte 166: Mittlere Basenkapazitäten (pH 8,2) [mmol/L] der Oberflächengewässer im TUG Alt Bennebek der Monate März bis Juli 2004 139

Karte 167 und Karte 168: Mittlere Basenkapazitäten (pH 8,2) [mmol/L] der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarten) 140

Karte 169: Mittlere Basenkapazitäten (bei pH 8,2) [mmol/L] der Oberflächengew. im TUG Tetenhusen von März bis Juli 2004 (Detailkarte Sorge-Niederung Sorgbrück 141

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 35: Wassertemperaturen [°C] des Grundwassers in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate April, Mai, Juni und Juli 2004 143

Abbildung 36: Leitfähigkeiten [mS/m] des Grundwassers in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate April, Mai, Juni und Juli 2004 143

Abbildung 37: Sauerstoffgehalte [mg/L] des Grundwassers in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate April, Mai, Juni und Juli 2004 144

Abbildung 38: Sauerstoffsättigungen [%] des Grundwassers in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate April, Mai, Juni und Juli 2004 144

Abbildung 39: Redoxpotenziale [mV] des Grundwassers in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate April, Mai, Juni und Juli 2004 145

Abbildung 40: TOC-Gehalte [mg/L] des Grundwassers in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate April, Mai, Juni und Juli 2004 145

Abbildung 41: pH-Werte des Grundwassers in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate April, Mai, Juni und Juli 2004 146

Abbildung 42: Nitrat-Stickstoff-Gehalte [mg/L] des Grundwassers in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate April, Mai, Juni und Juli 2004 146

Abbildung 43: Ammonium-Stickstoff-Gehalte [mg/L] des Grundwassers in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate April, Mai, Juni und Juli 2004 147

Abbildung 44: Phosphat-Phosphor-Gehalte [mg/L] des Grundwassers in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate April, Mai, Juni und Juli 2004 147

Abbildung 45: Kalium-Gehalte [mg/L] des Grundwassers in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate April, Mai, Juni und Juli 2004 148

Abbildung 46: Natrium-Gehalte [mg/L] des Grundwassers in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate April, Mai, Juni und Juli 2004 148

Abbildung 47: Calcium-Gehalte [mg/L] des Grundwassers in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate April, Mai, Juni und Juli 2004 149

Abbildung 48: Magnesium-Gehalte [mg/L] des Grundwassers in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate April, Mai, Juni und Juli 2004 149

Abbildung 49: Gesamt-Eisen-Gehalte [mg/L] des Grundwassers in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate April, Mai, Juni und Juli 2004 150

Abbildung 50: Gesamt-Mangan-Gehalte [mg/L] des Grundwassers in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate April, Mai, Juni und Juli 2004 150

Abbildung 51: Aluminium-Gehalte [mg/L] des Grundwassers in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate April, Mai, Juni und Juli 2004 151

Abbildung 52: Chlorid-Gehalte [mg/L] des Grundwassers in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate April, Mai, Juni und Juli 2004 151

Abbildung 53: Sulfat-Gehalte [mg/L] des Grundwassers in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate April, Mai, Juni und Juli 2004 152

Abbildung 54: Säurekapazitäten (bis pH 4,3) [mmol/L] des Grundwassers in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate April, Mai, Juni und Juli 2004 152

Abbildung 55: Basenkapazitäten (bis pH 8,2) [mmol/L] des Grundwassers in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate April, Mai, Juni und Juli 2004 153

Abbildung 56: Wassertemperaturen [°C] der Parzellengrenzgräben in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate März, Mai, Juni und Juli 2004 154

Abbildung 57: Elektrische Leitfähigkeiten [mS/m] der Parzellengrenzgräben in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate März, Mai, Juni und Juli 2004..... 154

Abbildung 58: Sauerstoff-Gehalte [mg/L] der Parzellengrenzgräben in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate März, Mai, Juni und Juli 2004 155

Abbildung 59: Sauerstoffsättigungen [%] der Parzellengrenzgräben in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate März, Mai, Juni und Juli 2004 155

Abbildung 60: TOC-Gehalte [mg/L] der Parzellengrenzgräben in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate März, Mai, Juni und Juli 2004 156

Abbildung 61: pH-Werte der Parzellengrenzgräben in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate März, Mai, Juni und Juli 2004 156

Abbildung 62: Nitrat-Stickstoff-Gehalte [mg/L] der Parzellengrenzgräben in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate März, Mai, Juni und Juli 2004 157

Abbildung 63: Ammonium-Stickstoff-Gehalte [mg/L] der Parzellengrenzgräben in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate März, Mai, Juni und Juli 2004 157

Abbildung 64: Phosphat-Phosphor-Gehalte [mg/L] der Parzellengrenzgräben in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate März, Mai, Juni und Juli 2004..... 158

Abbildung 65: Kalium-Gehalte [mg/L] der Parzellengrenzgräben in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate März, Mai, Juni und Juli 2004 158

Abbildung 66: Natrium-Gehalte [mg/L] der Parzellengrenzgräben in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate März, Mai, Juni und Juli 2004 159

Abbildung 67: Calcium-Gehalte [mg/L] der Parzellengrenzgräben in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate März, Mai, Juni und Juli 2004 159

Abbildung 68: Magnesium-Gehalte [mg/L] der Parzellengrenzgräben in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate März, Mai, Juni und Juli 2004 160

Abbildung 69: Gesamt-Eisen-Gehalte [mg/L] der Parzellengrenzgräben in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate März, Mai, Juni und Juli 2004 160

Abbildung 70: Gesamt-Mangan-Gehalte [mg/L] der Parzellengrenzgräben in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate März, Mai, Juni und Juli 2004 161

Abbildung 71: Aluminium-Gehalte [mg/L] der Parzellengrenzgräben in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate März, Mai, Juni und Juli 2004 161

Abbildung 72: Chlorid-Gehalte [mg/L] der Parzellengrenzgräben in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate März, Mai, Juni und Juli 2004 162

Abbildung 73: Sulfat-Gehalte [mg/L] der Parzellengrenzgräben in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate März, Mai, Juni und Juli 2004 162

Abbildung 74: Säurekapazitäten (bis pH 4,3) [mmol/L] der Parzellengrenzgräben in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate März, Mai, Juni und Juli 2004 163

Abbildung 75: Basenkapazitäten (bis pH 8,2) [mmol/L] der Parzellengrenzgräben in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate März, Mai, Juni und Juli 2004 163

Abbildung 76: Wassertemperaturen [°C] der Fließgewässer Sorge, Bennebek und Rieselbach für die Monate März bis Juli 2004..... 164

Abbildung 77: Elektrische Leitfähigkeiten [mS/m] der Fließgewässer Sorge, Bennebek und Rieselbach für die Monate März bis Juli 2004 164

Abbildung 78: Sauerstoff-Gehalte [mg/L] der Fließgewässer Sorge, Bennebek und Rieselbach für die Monate März bis Juli 2004 164

Abbildung 79: Sauerstoffsättigungen [%] der Fließgewässer Sorge, Bennebek und Rieselbach für die Monate März bis Juli 2004 165

Abbildung 80: TOC-Gehalte [mg/L] der Fließgewässer Sorge, Bennebek und Rieselbach für die Monate März bis Juli 2004 165

Abbildung 81: pH-Werte der Fließgewässer Sorge, Bennebek und Rieselbach für die Monate März bis Juli 2004 165

Abbildung 82: Nitrat-Stickstoff-Gehalte [mg/L] der Fließgewässer Sorge, Bennebek und Rieselbach für die Monate März bis Juli 2004 166

Abbildung 83: Ammonium-Stickstoff-Gehalte [mg/L] der Fließgewässer Sorge, Bennebek und Rieselbach für die Monate März bis Juli 2004.... 166

Abbildung 84: Phosphat-Phosphor-Gehalte [mg/L] der Fließgewässer Sorge, Bennebek und Rieselbach für die Monate März bis Juli 2004 166

Abbildung 85: Kalium-Gehalte [mg/L] der Fließgewässer Sorge, Bennebek und Rieselbach für die Monate März bis Juli 2004..... 167

Abbildung 86: Natrium-Gehalte [mg/L] der Fließgewässer Sorge, Bennebek und Rieselbach für die Monate März bis Juli 2004..... 167

Abbildung 87: Calcium-Gehalte [mg/L] der Fließgewässer Sorge, Bennebek und Rieselbach für die Monate März bis Juli 2004..... 167

Abbildung 88: Magnesium-Gehalte [mg/L] der Fließgewässer Sorge, Bennebek und Rieselbach für die Monate März bis Juli 2004 168

Abbildung 89: Gesamt-Eisen-Gehalte [mg/L] der Fließgewässer Sorge, Bennebek und Rieselbach für die Monate März bis Juli 2004 168

Abbildung 90: Gesamt-Mangan-Gehalte [mg/L] der Fließgewässer Sorge, Bennebek und Rieselbach für die Monate März bis Juli 2004 168

Abbildung 91: Aluminium-Gehalte [mg/L] der Fließgewässer Sorge, Bennebek und Rieselbach für die Monate März bis Juli 2004 169

Abbildung 92: Chlorid-Gehalte [mg/L] der Fließgewässer Sorge, Bennebek und Rieselbach für die Monate März bis Juli 2004..... 169

Abbildung 93: Sulfat-Gehalte [mg/L] der Fließgewässer Sorge, Bennebek und Rieselbach für die Monate März bis Juli 2004..... 169

Abbildung 94: Säurekapazität (bis pH 4,3) [mmol/L] der Fließgewässer Sorge, Bennebek und Rieselbach für die Monate März bis und Juli 2004170

Abbildung 95: Basenkapazität (bis pH 8,2) [mmol/L] der Fließgewässer Sorge, Bennebek und Rieselbach für die Monate März bis Juli 2004.... 170

Abbildung 96: Biologischer Sauerstoffbedarf nach 7 Tagen (BSB_7) [mg/L] der Fließgewässer Sorge, Bennebek, Rieselbach und ausgewählter Parzellengrenzgräben für die Monate März bis Juli 2004 170

Abbildung 97: Elektrische Leitfähigkeiten [mS/m] und pH-Werte für die Monate Mai, Juni und Juli 2004 (linke Abbildung)..... 171

Abbildung 98: Nitrat-Stickstoff- und Ammonium-Stickstoff-Gehalte des Niederschlagswassers für die Monate Mai, Juni und Juli 2004 (rechte Abbildung)..... 171

Abbildung 99: Kalium- und Natrium-Gehalte [mg/L] des Niederschlagswassers für die Monate Mai, Juni und Juli 2004 (linke Abbildung)..... 172

Abbildung 100: Magnesium- und Calcium-Gehalte [mg/L] des Niederschlagswassers für die Monate Mai, Juni und Juli 2004 (rechte Abbildung)..... 172

Abbildung 101: Gesamt-Eisen- und Gesamt-Mangan-Gehalte [mg/L] des Niederschlagswassers für die Monate Mai, Juni und Juli 2004..... 173

Abbildung 102: Chlorid- und Sulfat-Gehalte Gehalte [mg/L] des Niederschlagswassers für die Monate Mai, Juni und Juli 2004..... 173

Abbildung 103: Bodenwassergehalte der Ackerflächen A1 - A4 für die Monate April, Juni und Juli 2004..... 174

Abbildung 104: Bodenwassergehalte der Ackerflächen A5 - A8 für die Monate April, Juni und Juli 2004..... 175

Abbildung 105: Bodenwassergehalte der Ackerflächen A10, A11, A12 und A14 für die Monate April, Juni und Juli 2004..... 176

Abbildung 106: Bodenwassergehalte der Grünlandflächen G10, G11, G20 und G21 für die Monate April, Juni und Juli 2004 177

Abbildung 107: Bodenwassergehalte der Grünlandflächen G22, G40, G41 und G42 für die Monate April, Juni und Juli 2004 178

Abbildung 108: Bodenwassergehalte der Grünlandflächen G43, G44, G45 und G46 für die Monate April, Juni und Juli 2004 179

Abbildung 109: Bodenwassergehalte der Grünlandflächen G47, G48, G50 und G51 für die Monate April, Juni und Juli 2004 180

Abbildung 110: Bodenwassergehalte der Grünlandfläche G52 und der Waldflächen W1, W1D und W2 für die Monate April, Juni und Juli 2004181

Abbildung 111: Potenzielle ($CaCl_2$) und aktuelle (H_2O) pH-Werte für die Tiefenstufen der Profilbohrung 502..... 182

Abbildung 112: Potenzielle ($CaCl_2$) und aktuelle (H_2O) pH-Werte für die Tiefenstufen der Profilbohrung 503..... 182

Abbildung 113: Potenzielle ($CaCl_2$) und aktuelle (H_2O) pH-Werte für die Tiefenstufen der Profilbohrung 504..... 183

Abbildung 114: Potenzielle ($CaCl_2$) und aktuelle (H_2O) pH-Werte für die..... 184

Abbildung 115: Gehalte an mineralischem Stickstoff (N_{min}) für die Tiefenstufen der Profilgruben 601, 602, 603 und 604..... 185

Abbildung 116: Gehalte an mineralischem Stickstoff (N_{min}) für die Tiefenstufen der Profilgruben 601, 602, 603 und 604 (umgerechnet auf eine Horizontmächtigkeit von 50 cm) 186

Abbildung 117: C/N-Verhältnisse für die Tiefenstufen der Profilbohrungen 502, 503 und 504..... 187

Abbildung 118: C/N-Verhältnisse für die Tiefenstufen der Profilgruben 601, 603 und 604..... 188

Abbildung 119: Wässrige Extrakte (Sulfat, Phosphat-Phosphor, Nitrat-Stickstoff und Chlorid) aus den Tiefenstufen der Profilgruben 601, 602, 603 und 604..... 189

Abbildung 120: Wässrige Extrakte (Sulfat, Phosphat-Phosphor, Nitrat-Stickstoff und Chlorid) aus den Tiefenstufen der Profilbohrungen 502, 503 und 504..... 190

Abbildung 121: Korngrößenverteilung für die Tiefenstufen der Profilbohrung 502 und 503..... 191

Abbildung 122: Korngrößenverteilung für die Tiefenstufen der Profilbohrung 504..... 192

Abbildung 123: Korngrößenverteilung für die Tiefenstufen der Profilgruben 601, 602, 603 und 604..... 193

Abbildung 124: Entnahme von Stechzylinder-Proben aus der geöffneten Profilgrube 194

Abbildung 125: Rammkernsondierung für die Profilbohrung 504 194

Abbildung 126: Einrichtung der Grundwassermessstellen mit Hilfe des Spülbohrverfahrens..... 195

Abbildung 127: Probenahme und Vor-Ort-Analytik von Grundwasser..... 195

Tabellenverzeichnis

Tabelle 29: Daten der Grundwasser-Vor-Ort-Analytik im TUG Tetenhusen für den Monat April 2004 197

Tabelle 30: Daten der Grundwasser-Laboranalytik im TUG Tetenhusen für den Monat April 2004 198

Tabelle 31: Daten der Grundwasser-Vor-Ort-Analytik im TUG Alt Bennebek für den Monat April 2004 199

Tabelle 32: Daten der Grundwasser-Laboranalytik im TUG Alt Bennebek für den Monat April 2004 200

Tabelle 33: Daten der Grundwasser-Vor-Ort-Analytik im TUG Tetenhusen für den Monat Mai 2004 201

Tabelle 34: Daten der Grundwasser-Laboranalytik im TUG Tetenhusen für den Monat Mai 2004 202

Tabelle 35: Daten der Grundwasser-Vor-Ort-Analytik im TUG Alt Bennebek für den Monat Mai 2004 203

Tabelle 36: Daten der Grundwasser-Laboranalytik im TUG Alt Bennebek für den Monat Mai 2004 204

Tabelle 37: Daten der Grundwasser-Vor-Ort-Analytik im TUG Tetenhusen für den Monat Juni 2004 205

Tabelle 38: Daten der Grundwasser-Laboranalytik im TUG Tetenhusen für den Monat Juni 2004 206

Tabelle 39: Daten der Grundwasser-Vor-Ort-Analytik im TUG Alt Bennebek für den Monat Juni 2004 207

Tabelle 40: Daten der Grundwasser-Laboranalytik im TUG Alt Bennebek für den Monat Juni 2004 208

Tabelle 41: Daten der Grundwasser-Vor-Ort-Analytik im TUG Tetenhusen für den Monat Juli 2004 209

Tabelle 42: Daten der Grundwasser-Laboranalytik im TUG Tetenhusen für den Monat Juli 2004 210

Tabelle 43: Daten der Grundwasser-Vor-Ort-Analytik im TUG Alt Bennebek für den Monat Juli 2004 211

Tabelle 44: Daten der Grundwasser-Laboranalytik im TUG Alt Bennebek für den Monat Juli 2004 212

Tabelle 45: Grundwasserstände der Grundwassermessstellen im TUG Tetenhusen der Monate April, Mai, Juni und Juli 2004 213

Tabelle 46: Grundwasserstände der Grundwassermessstellen im TUG Alt Bennebek der Monate April, Mai, Juni und Juli 2004 214

Tabelle 47: Daten der Vor-Ort-Analytik der Parzellengrenzgräben im TUG Tetenhusen für den Monat April 2004 215

Tabelle 48: Daten der Laboranalytik der Parzellengrenzgräben im TUG Tetenhusen für den Monat April 2004 216

Tabelle 49: Daten der Vor-Ort-Analytik der Parzellengrenzgräben im TUG Alt Bennebek für den Monat April 2004 217

Tabelle 50: Daten der Laboranalytik der Parzellengrenzgräben im TUG Alt Bennebek für den Monat April 2004 218

Tabelle 51: Daten der Vor-Ort-Analytik der Parzellengrenzgräben im TUG Tetenhusen für den Monat Mai 2004 219

Tabelle 52: Daten der Laboranalytik der Parzellengrenzgräben im TUG Tetenhusen für den Monat Mai 2004 220

Tabelle 53: Daten der Vor-Ort-Analytik der Parzellengrenzgräben im TUG Alt Bennebek für den Monat Mai 2004 221

Tabelle 54: Daten der Laboranalytik der Parzellengrenzgräben im TUG Alt Bennebek für den Monat Mai 2004 222

Tabelle 55: Daten der Vor-Ort-Analytik der Parzellengrenzgräben im TUG Tetenhusen für den Monat Juni 2004 223

Tabelle 56: Daten der Laboranalytik der Parzellengrenzgräben im TUG Tetenhusen für den Monat Juni 2004 224

Tabelle 57: Daten der Vor-Ort-Analytik der Parzellengrenzgräben im TUG Alt Bennebek für den Monat Juni 2004 225

Tabelle 58: Daten der Laboranalytik der Parzellengrenzgräben im TUG Alt Bennebek für den Monat Juni 2004 226

Tabelle 59: Daten der Vor-Ort-Analytik der Parzellengrenzgräben im TUG Tetenhusen für den Monat Juli 2004 227

Tabelle 60: Daten der Laboranalytik der Parzellengrenzgräben im TUG Tetenhusen für den Monat Juli 2004 228

Tabelle 61: Daten der Vor-Ort-Analytik der Parzellengrenzgräben im TUG Alt Bennebek für den Monat Juli 2004 229

Tabelle 62: Daten der Laboranalytik der Parzellengrenzgräben im TUG Alt Bennebek für den Monat Juli 2004 230

Tabelle 63: Daten der Vor-Ort-Analytik der Fließgewässer für den Monat März 2004 231

Tabelle 64: Daten der Laboranalytik der Fließgewässer für den Monat März 2004 231

Tabelle 65: Daten der Vor-Ort-Analytik der Fließgewässer für den Monat April 2004 232

Tabelle 66: Daten der Laboranalytik der Fließgewässer für den Monat April 2004 232

Tabelle 67: Daten der Vor-Ort-Analytik der Fließgewässer für den Monat Mai 2004 233

Tabelle 68: Daten der Laboranalytik der Fließgewässer für den Monat Mai 2004 233

Tabelle 69: Daten der Vor-Ort-Analytik der Fließgewässer für den Monat Juni 2004 234

Tabelle 70: Daten der Laboranalytik der Fließgewässer für den Monat Juni 2004 234

Tabelle 71: Daten der Vor-Ort-Analytik der Fließgewässer für den Monat Juli 2004 235

Tabelle 72: Daten der Laboranalytik der Fließgewässer für den Monat Juli 2004 235

Tabelle 73: Daten der BSB_7-Messungen an den Fließgewässern Sorge, Bennebek und Rieselbach, sowie an den Parzellengrenzgräben in den Monaten Juni und Juli 2004. 236

Tabelle 74: Daten der Vor-Ort-Analytik für das Niederschlagswasser im Mai 2004 237

Tabelle 75: Daten der Laboranalytik für das Niederschlagswasser (Mai bis Juli 2004) 237

Tabelle 76: Aktuelle und potenzielle pH-Werte der Profilbohrungen 1

Tabelle 77: Aktuelle und potenzielle pH-Werte der Profilgruben 239

Tabelle 78: Bodenextrakte (Nitrat-Stickstoff, Phosphat-Phosphor, Chlorid und Sulfat) der Profilbohrungen 240

Tabelle 79: Bodenextrakte (Nitrat-Stickstoff, Phosphat-Phosphor, Chlorid und Sulfat) der Profilgruben 601 bis 604..... 241

Tabelle 80: Mineral-Stickstoffgehalte (Nitrat-Stickstoff und Ammonium-Stickstoff) der Profilgruben 601 bis 604 241

Tabelle 81: C/N-Verhältnisse der Profilgruben 242

Tabelle 82: C/N-Verhältnisse der Profilbohrungen 242

Tabelle 83: Bodenwassergehalte der Acker-, Grünland- und Waldflächen 243

Tabelle 84: Daten zur Korngrößenverteilung 245

Tabelle 85: Erläuterungen zu den Nachweis- und Bestimmungsgrenzen 246

Tabelle 86: Technische Daten der Analysegeräte zur Vor-Ort-Analytik 246

Karten

Karte 11: Übersicht über die Lage der Detailkarten der TUG Alt Bennebek, Tetenhusen und der Quelleregion von Sorge und Bennebek

Karte 12: Lage der Messstellen und Flächennutzung im östlichen Randbereich des TUGes Tetenhusen und Quelleregion der Sorge

Karte 13: Übersicht der räumlichen Anordnung der Detailkarten des Messnetzes Fließgewässer

Karte 14: Elektrische Leitfähigkeit [mS/m] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im April 2004

Karte 15: Elektrische Leitfähigkeit [mS/m] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Mai 2004

Karte 16: Elektrische Leitfähigkeiten [mS/m] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juni 2004

Karte 17: Elektrische Leitfähigkeiten [mS/m] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juli 2004

Karte 18: Sauerstoff-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im April 2004

Karte 19: Sauerstoff-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Mai 2004

Karte 20: Sauerstoff-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juni 2004

Karte 21: Sauerstoff-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juli 2004

Karte 22: Sauerstoff-Sättigung [%] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im April 2004

Karte 23: Sauerstoff-Sättigung [%] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Mai 2004

Karte 24: Sauerstoff-Sättigung [%] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juni 2004

Karte 25: Sauerstoff-Sättigung [%] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juli 2004

Karte 26: Redoxpotenziale [mV] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im April 2004

Karte 27: Redoxpotenziale [mV] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Mai 2004

Karte 28: Redoxpotenziale [mV] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juni 2004

Karte 29: Redoxpotenziale [mV] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juli 2004

Karte 30: TOC-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im April 2004

Karte 31: TOC-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Mai 2004

Karte 32: TOC-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juni 2004

Karte 33: TOC-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juli 2004

Karte 34: pH-Werte des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im April 2004

Karte 35: pH-Werte des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Mai 2004

Karte 36: pH-Werte des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juni 2004

Karte 37: pH-Werte des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juli 2004

Karte 38: Absolute Hydronium-Ionen-Konzentrationen [mol/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im April 2004

Karte 39: Absolute Hydronium-Ionen-Konzentrationen [mol/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Mai 2004

Karte 40: Absolute Hydronium-Ionen-Konzentrationen [mol/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juni 2004

Karte 41: Absolute Hydronium-Ionen-Konzentrationen [mol/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juli 2004

Karte 42: Nitrat-Stickstoff-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im April 2004

Karte 43: Nitrat-Stickstoff-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Mai 2004

Karte 44: Nitrat-Stickstoff-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juni 2004

Karte 45: Nitrat-Stickstoff-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juli 2004

Karte 46: Ammonium-Stickstoff-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im April 2004

Karte 47: Ammonium-Stickstoff-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Mai 2004

Karte 48: Ammonium-Stickstoff-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juni 2004

Karte 49: Ammonium-Stickstoff-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juli 2004

Karte 50: Phosphat-Phosphor-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im April 2004

Karte 51: Phosphat-Phosphor-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Mai 2004

Karte 52: Phosphat-Phosphor-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juni 2004

Karte 53: Phosphat-Phosphor-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juli 2004

Karte 54: Kalium-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im April 2004

Karte 55: Kalium-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Mai 2004

Karte 56: Kalium-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juni 2004

Karte 57: Kalium-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juli 2004

Karte 58: Natrium-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im April 2004

Karte 59: Natrium-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Mai 2004

Karte 60: Natrium-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juni 2004

Karte 61: Natrium-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juli 2004

Karte 62: Calcium-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im April 2004

Karte 63: Calcium-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Mai 2004

Karte 64: Calcium-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juni 2004

Karte 65: Calcium-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juli 2004

Karte 66: Magnesium-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im April 2004

Karte 67: Magnesium-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Mai 2004

Karte 68: Magnesium-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juni 2004

Karte 69: Magnesium-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juli 2004

Karte 70: Gesamt-Eisen-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im April 2004

Karte 71: Gesamt-Eisen-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Mai 2004

Karte 72: Gesamt-Eisen-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juni 2004

Karte 73: Gesamt-Eisen-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juli 2004

Karte 74: Gesamt-Mangan-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im April 2004

Karte 75: Gesamt-Mangan-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Mai 2004

Karte 76: Gesamt-Mangan-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juni 2004

Karte 77: Gesamt-Mangan-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juli 2004

Karte 78: Aluminium-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im April 2004

Karte 79: Aluminium-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Mai 2004

Karte 80: Aluminium-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juni 2004

Karte 81: Aluminium-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juli 2004

Karte 82: Chlorid-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im April 2004

Karte 83: Chlorid-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Mai 2004

Karte 84: Chlorid-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juni 2004

Karte 85: Chlorid-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juli 2004

Karte 86: Sulfat-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im April 2004

Karte 87: Sulfat-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Mai 2004

Karte 88: Sulfat-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juni 2004

Karte 89: Sulfat-Gehalte [mg/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juli 2004

Karte 90: Säurekapazität (bei pH 4,3) [mmol/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juni 2004

Karte 91: Säurekapazität (bei pH 4,3) [mmol/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juli 2004

Karte 92: Basenkapazität (bei pH 8,2) [mmol/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juni 2004

Karte 93: Basenkapazität (bei pH 8,2) [mmol/L] des flachen Grundwassers im Bereich der Sorge-Niederung im Juli 2004

Karte 94: Mittlere elektrische Leitfähigkeit [mS/m] der Oberflächengewässer im TUG Alt Bennebek der Monate März bis Juli 2004

Karte 95 und Karte 96: Mittlere elektrische Leitfähigkeit [mS/m] der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarten)

Karte 97: Mittlere elektrische Leitfähigkeit [mS/m] der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarte Sorge-Niederung Sorgbrück)

Karte 98: Mittlere Sauerstoff-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Alt Bennebek der Monate März bis Juli 2004

Karte 99 und Karte 100: Mittlere Sauerstoff-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarten)

Karte 101: Mittlere Sauerstoff-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarte Sorge-Niederung Sorgbrück)

Karte 102: Mittlere Sauerstoffsättigung [%] der Oberflächengewässer im TUG Alt Bennebek der Monate März bis Juli 2004

Karte 103 und Karte 104: Mittlere Sauerstoffsättigung [%] der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarten)

Karte 105: Mittlere Sauerstoffsättigung [%] der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarte Sorge-Niederung Sorgbrück)

Karte 106: Mittlere TOC-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Alt Bennebek der Monate März, April, Mai, Juni und Juli 2004

Karte 107 und Karte 108: Mittlere TOC-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarten)

Karte 109: Mittlere TOC-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarte Sorge-Niederung Sorgbrück)

Karte 110: Mittlere pH-Werte der Oberflächengewässer im TUG Alt Bennebek der Monate März bis Juli 2004

Karte 111 und Karte 112: Mittlere pH-Werte der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarten)

Karte 113: Mittlere pH-Werte der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarte Sorge-Niederung Sorgbrück)

Karte 114: Mittlere Nitrat-Stickstoff-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Alt Bennebek der Monate März bis Juli 2004

Karte 115 und Karte 116: Mittlere Nitrat-Stickstoff-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarten)

Karte 117: Mittlere Nitrat-Stickstoff-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarte Sorge-Niederung Sorgbrück)

Karte 118: Mittlere Ammonium-Stickstoff-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Alt Bennebek der Monate März bis Juli 2004

Karte 119 und Karte 120: Mittlere Ammonium-Stickstoff-Gehalte [mg/L] der Oberflächen-gewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarten)

Karte 121: Mittlere Ammonium-Stickstoff-Gehalte [mg/L] der Oberflächengew. im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarte Sorge-Niederung Sorgbrück)

Karte 122: Mittlere Phosphat-Phosphor-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Alt Bennebek der Monate März bis Juli 2004

Karte 123 und Karte 124: Mittlere Phosphat-Phosphor-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarten)

Karte 125: Mittlere Phosphat-Phosphor-Gehalte [mg/L] der Oberflächengew. im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarte Sorge-Niederung Sorgbrück)

Karte 126: Mittlere Kalium-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Alt Bennebek der Monate März bis Juli 2004

Karte 127 und Karte 128: Mittlere Kalium-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarten)

Karte 129: Mittlere Kalium-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarte Sorge-Niederung Sorgbrück)

Karte 130: Mittlere Natrium-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Alt Bennebek der Monate März bis Juli 2004

Karte 131 und Karte 132: Mittlere Natrium-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarten)

Karte 133: Mittlere Natrium-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarte Sorge-Niederung Sorgbrück)

Karte 134: Mittlere Calcium-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Alt Bennebek der Monate März bis Juli 2004

Karte 135 und Karte 136: Mittlere Calcium-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarten)

Karte 137: Mittlere Calcium-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarte Sorge-Niederung Sorgbrück)

Karte 138: Mittlere Magnesium-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Alt Bennebek der Monate März bis Juli 2004

Karte 139 und Karte 140: Mittlere Magnesium-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarten)

Karte 141: Mittlere Magnesium-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarte Sorge-Niederung Sorgbrück)

Karte 142: Mittlere Gesamt-Eisen-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Alt Bennebek der Monate März bis Juli 2004

Karte 143 und Karte 144: Mittlere Gesamt-Eisen-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarten)

Karte 145: Mittlere Gesamt-Eisen-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarte Sorge-Niederung Sorgbrück)

Karte 146: Mittlere Gesamt-Mangan-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Alt Bennebek der Monate März bis Juli 2004

Karte 147 und Karte 148: Mittlere Gesamt-Mangan-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarten)

Karte 149: Mittlere Gesamt-Mangan-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarte Sorge-Niederung Sorgbrück)

Karte 150: Mittlere Aluminium-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Alt Bennebek der Monate März bis Juli 2004

Karte 151 und Karte 152: Mittlere Aluminium-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarten)

Karte 153: Mittlere Aluminium-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Tenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarte Sorge-Niederung Sorgbrück)

Karte 154: Mittlere Chlorid-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Alt Bennebek der Monate März bis Juli 2004

Karte 155 und Karte 156: Mittlere Chlorid-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarten)

Karte 157: Mittlere Chlorid-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarte Sorge-Niederung Sorgbrück)

Karte 158: Mittlere Sulfat-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Alt Bennebek der Monate März bis Juli 2004

Karte 159 und Karte 160: Mittlere Sulfat-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarten)

Karte 161: Mittlere Sulfat-Gehalte [mg/L] der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarte Sorge-Niederung Sorgbrück)

Karte 162: Mittlere Säurekapazitäten (pH 4,3) [mmol/L] der Oberflächengewässer im TUG Alt Bennebek der Monate März bis Juli 2004

Karte 163 und Karte 164: Mittlere Säurekapazitäten (pH 4,3) [mmol/L] der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarten)

Karte 165: Mittlere Säurekapazitäten (bei pH 4,3) [mmol/L] der Oberflächengew. im TUG Tetenhusen von März bis Juli 2004 (Detailkarte Sorge-Niederung Sorgbrück)

Karte 166: Mittlere Basenkapazitäten (pH 8,2) [mmol/L] der Oberflächengewässer im TUG Alt Bennebek der Monate März bis Juli 2004

Karte 167 und Karte 168: Mittlere Basenkapazitäten (pH 8,2) [mmol/L] der Oberflächengewässer im TUG Tetenhusen der Monate März bis Juli 2004 (Detailkarten)

Karte 169: Mittlere Basenkapazitäten (bei pH 8,2) [mmol/L] der Oberflächengew. im TUG Tetenhusen von März bis Juli 2004 (Detailkarte Sorge-Niederung Sorgbrück)

Abbildungen

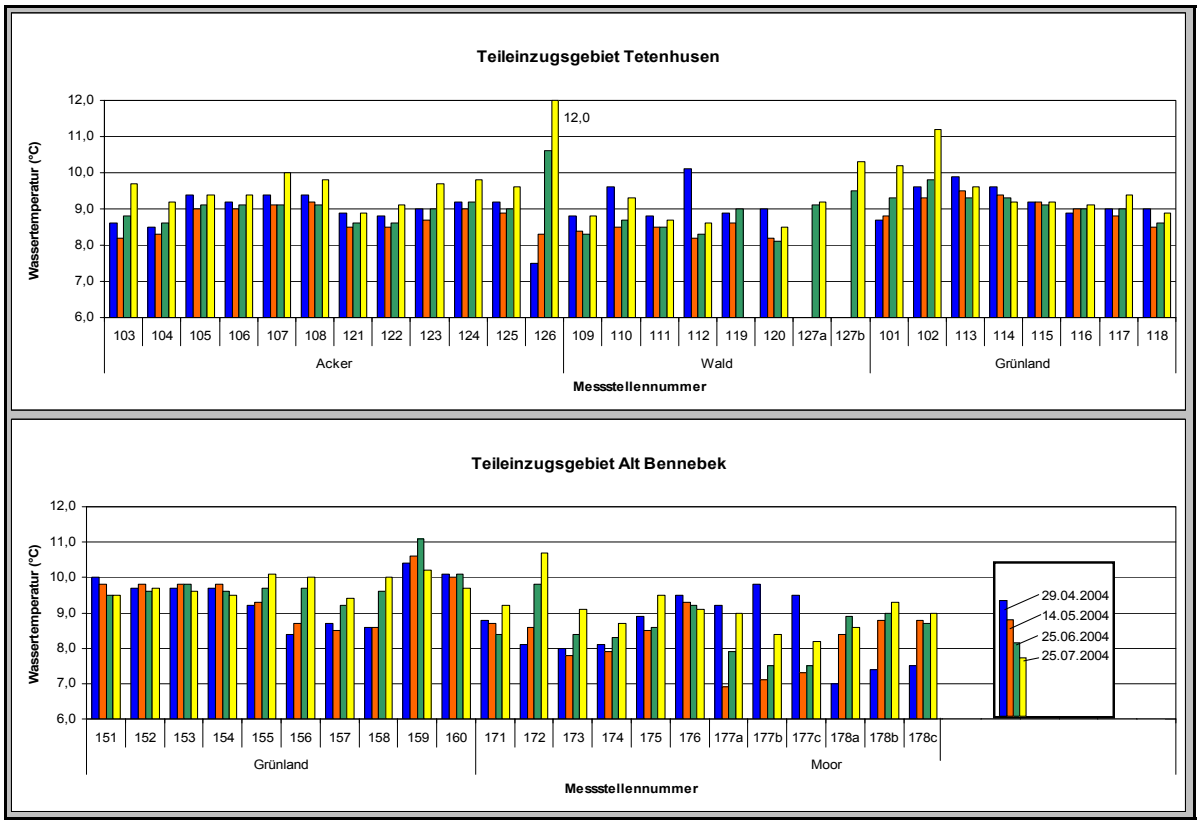


Abbildung 35: Wassertemperaturen [°C] des Grundwassers in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate April, Mai, Juni und Juli 2004

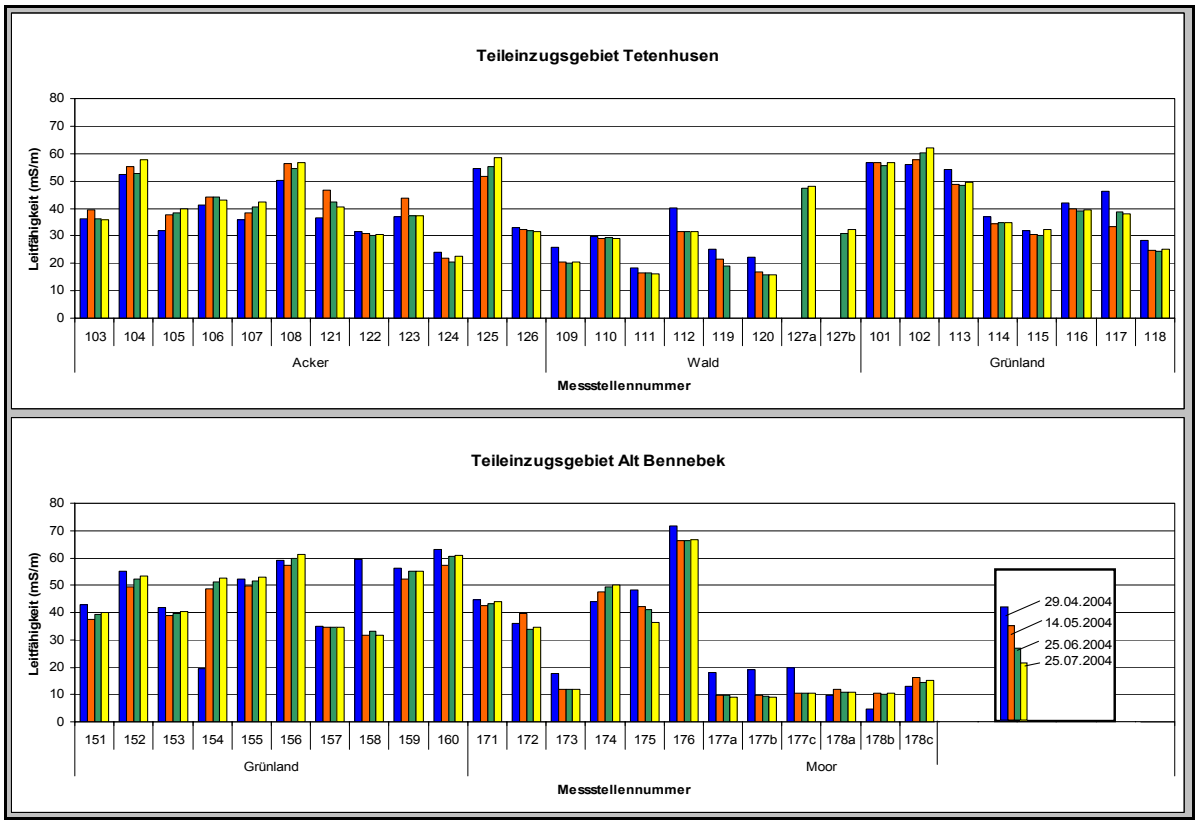


Abbildung 36: Leitfähigkeiten [mS/m] des Grundwassers in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate April, Mai, Juni und Juli 2004

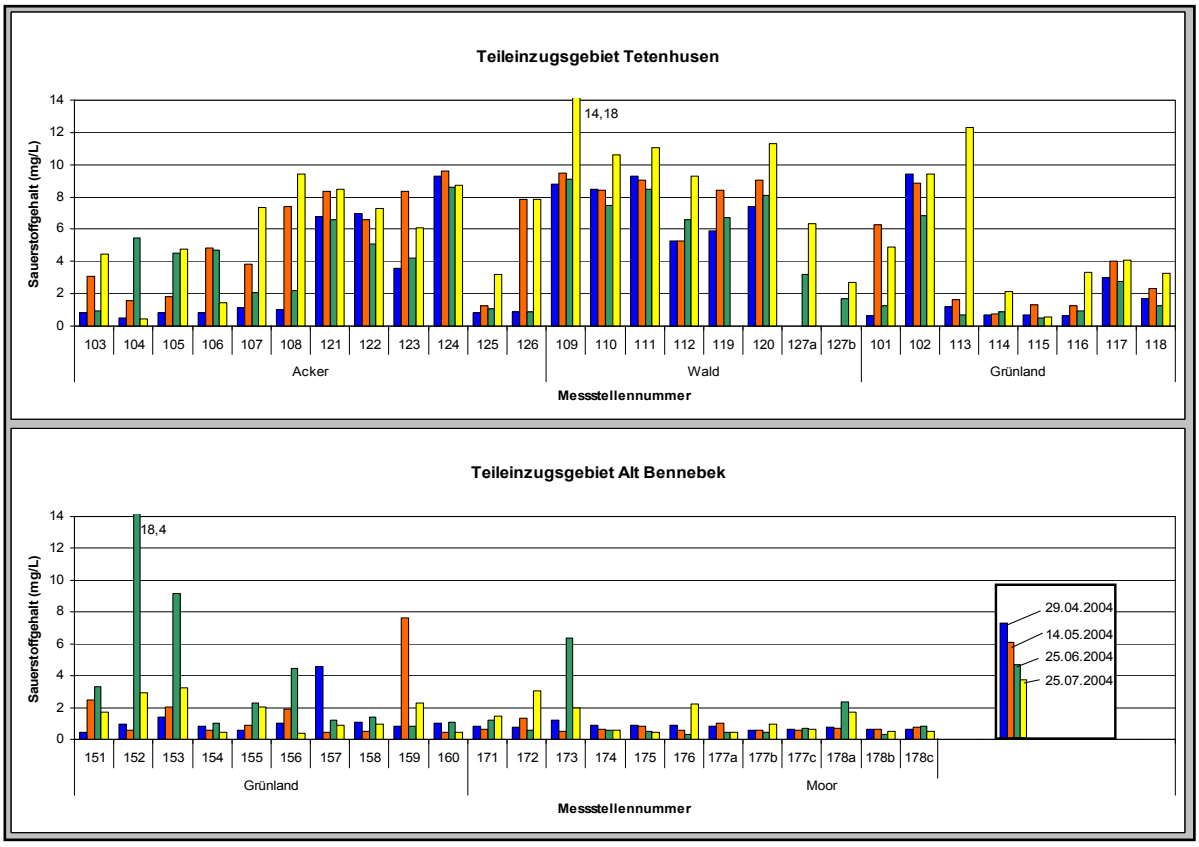


Abbildung 37: Sauerstoffgehalte [mg/L] des Grundwassers in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate April, Mai, Juni und Juli 2004

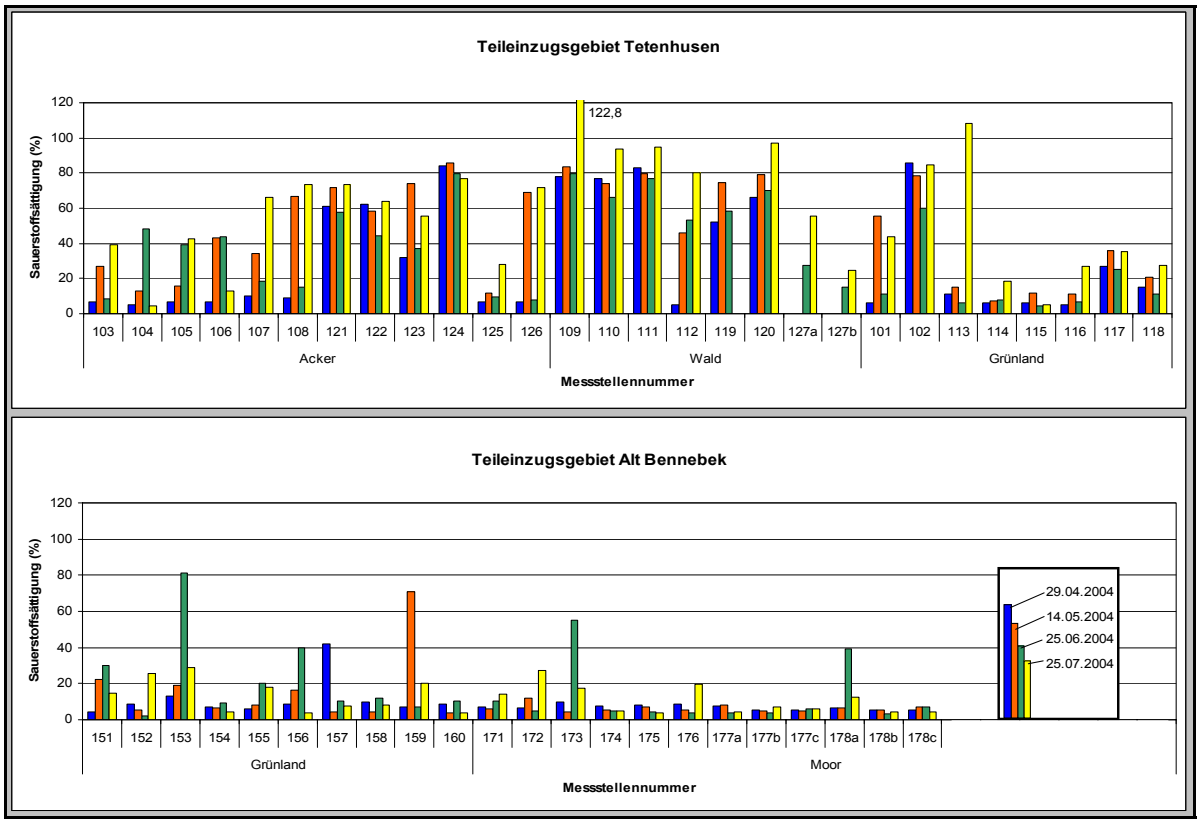


Abbildung 38: Sauerstoffsättigungen [%] des Grundwassers in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate April, Mai, Juni und Juli 2004

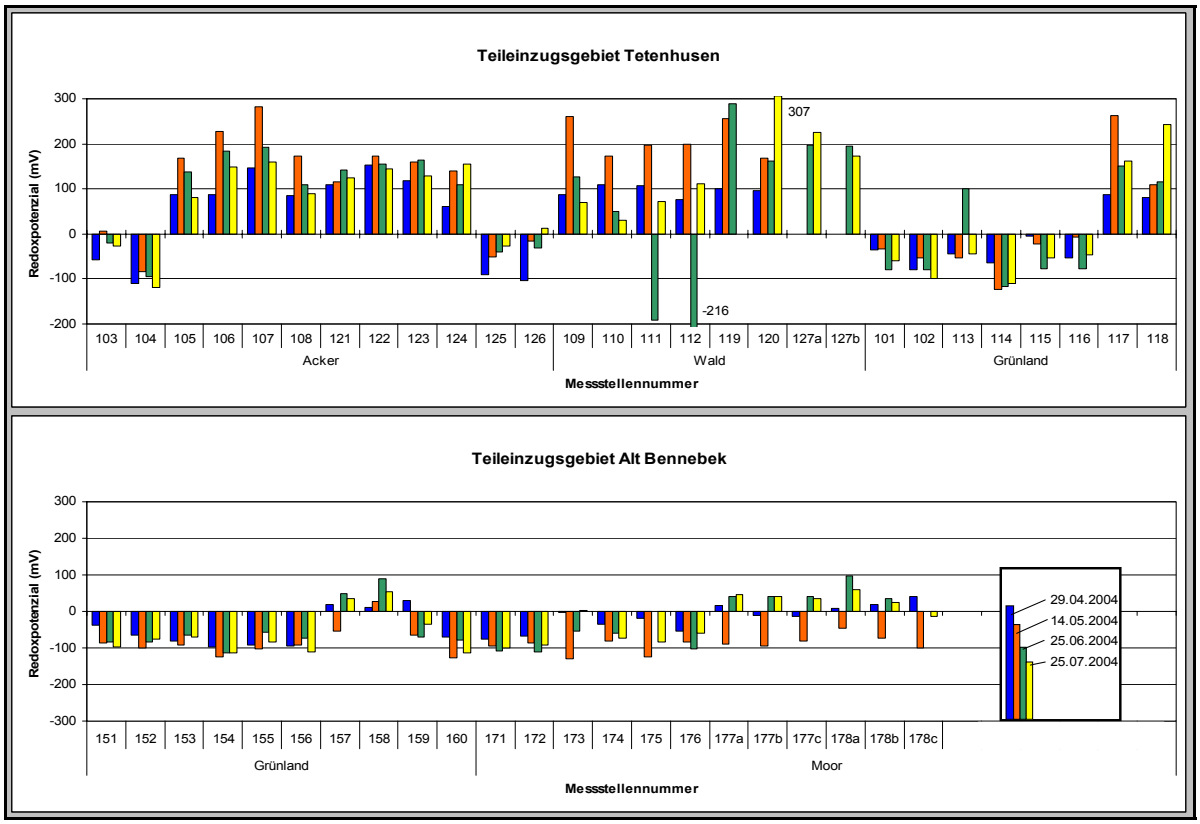


Abbildung 39: Redoxpotenziale [mV] des Grundwassers in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate April, Mai, Juni und Juli 2004

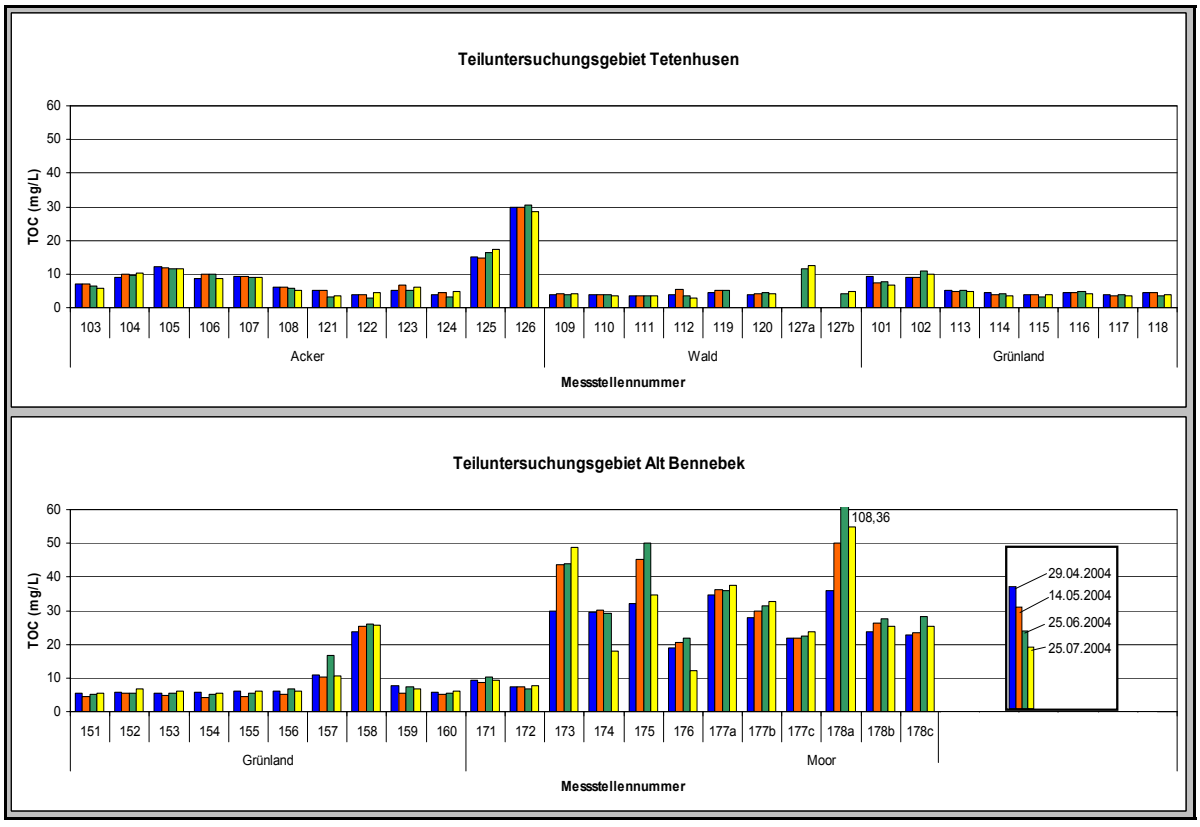


Abbildung 40: TOC-Gehalte [mg/L] des Grundwassers in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate April, Mai, Juni und Juli 2004

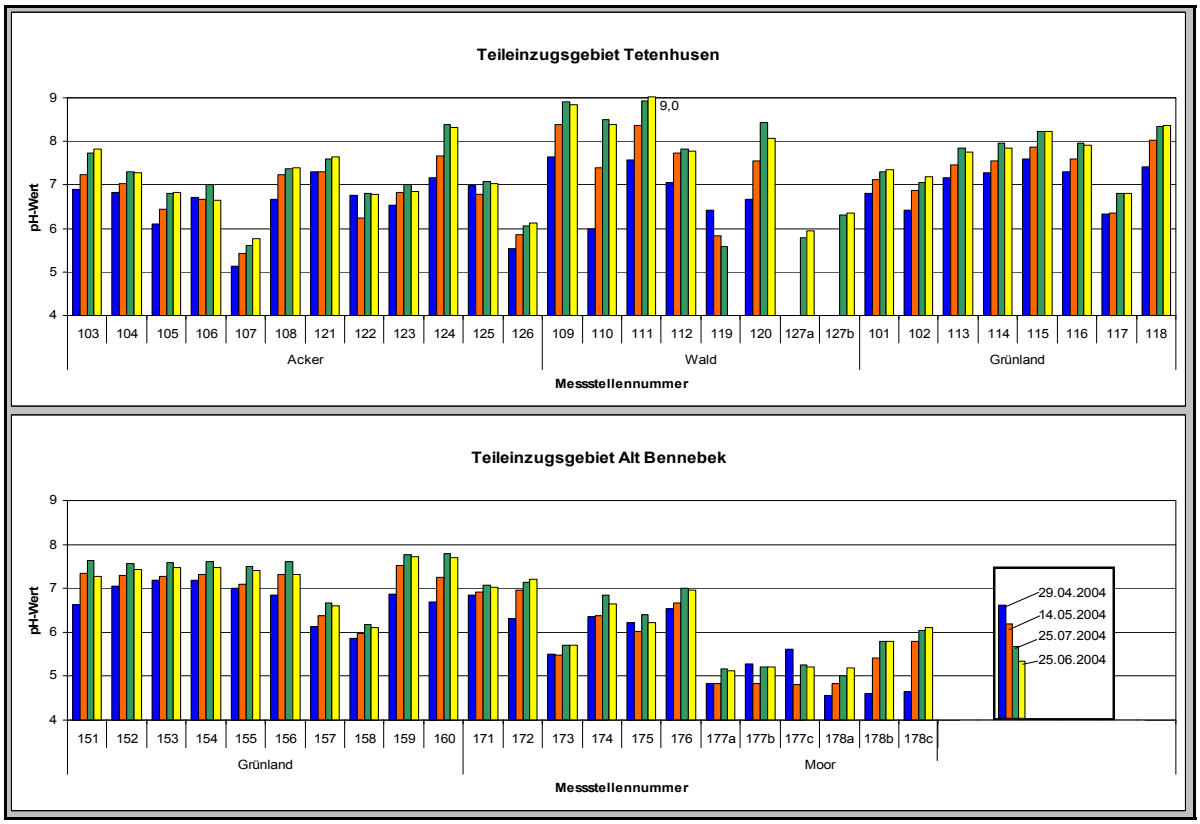


Abbildung 41: pH-Werte des Grundwassers in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate April, Mai, Juni und Juli 2004

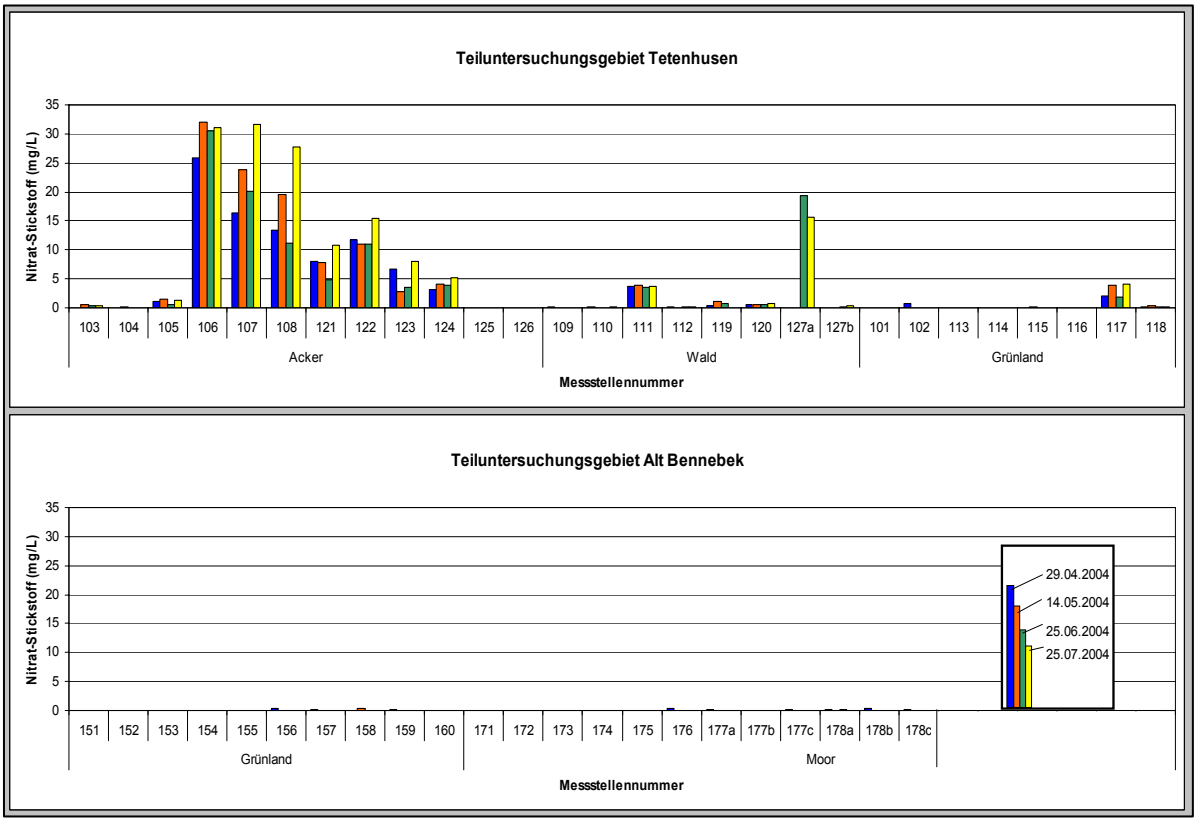


Abbildung 42: Nitrat-Stickstoff-Gehalte [mg/L] des Grundwassers in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate April, Mai, Juni und Juli 2004

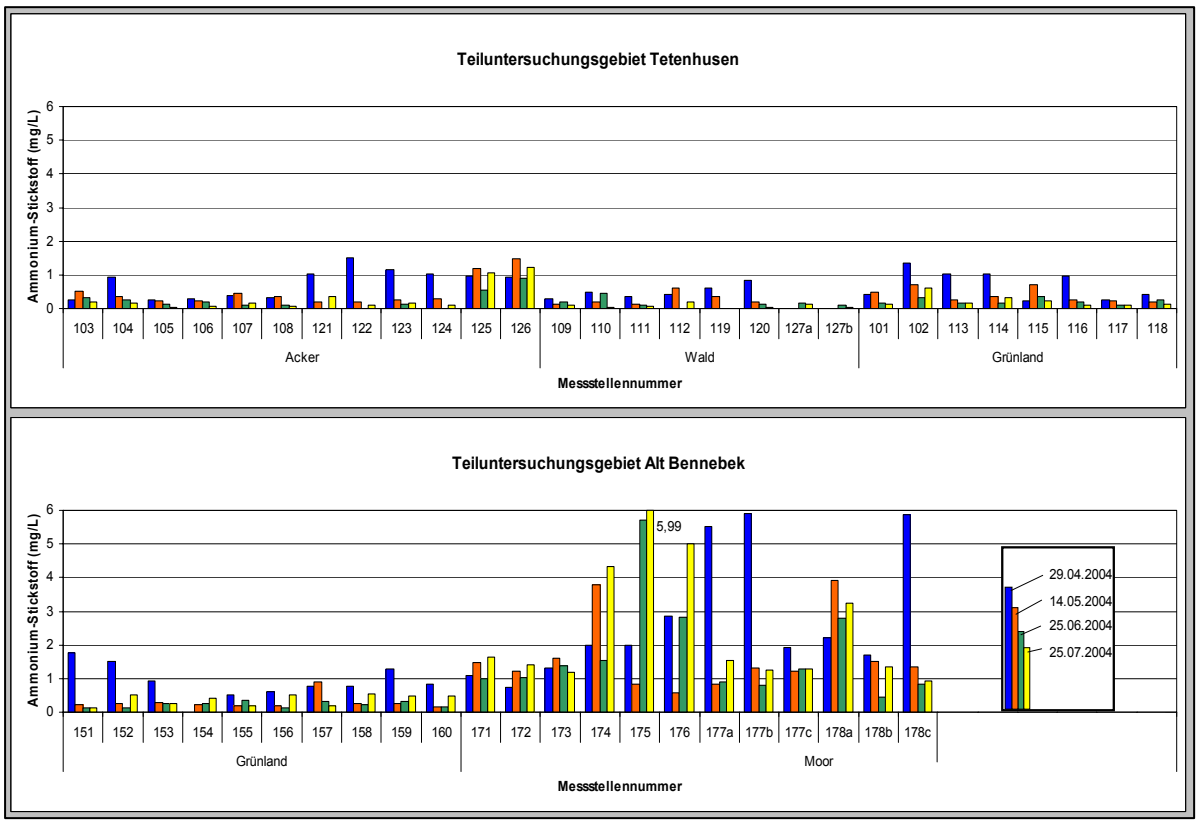


Abbildung 43: Ammonium-Stickstoff-Gehalte [mg/L] des Grundwassers in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate April, Mai, Juni und Juli 2004

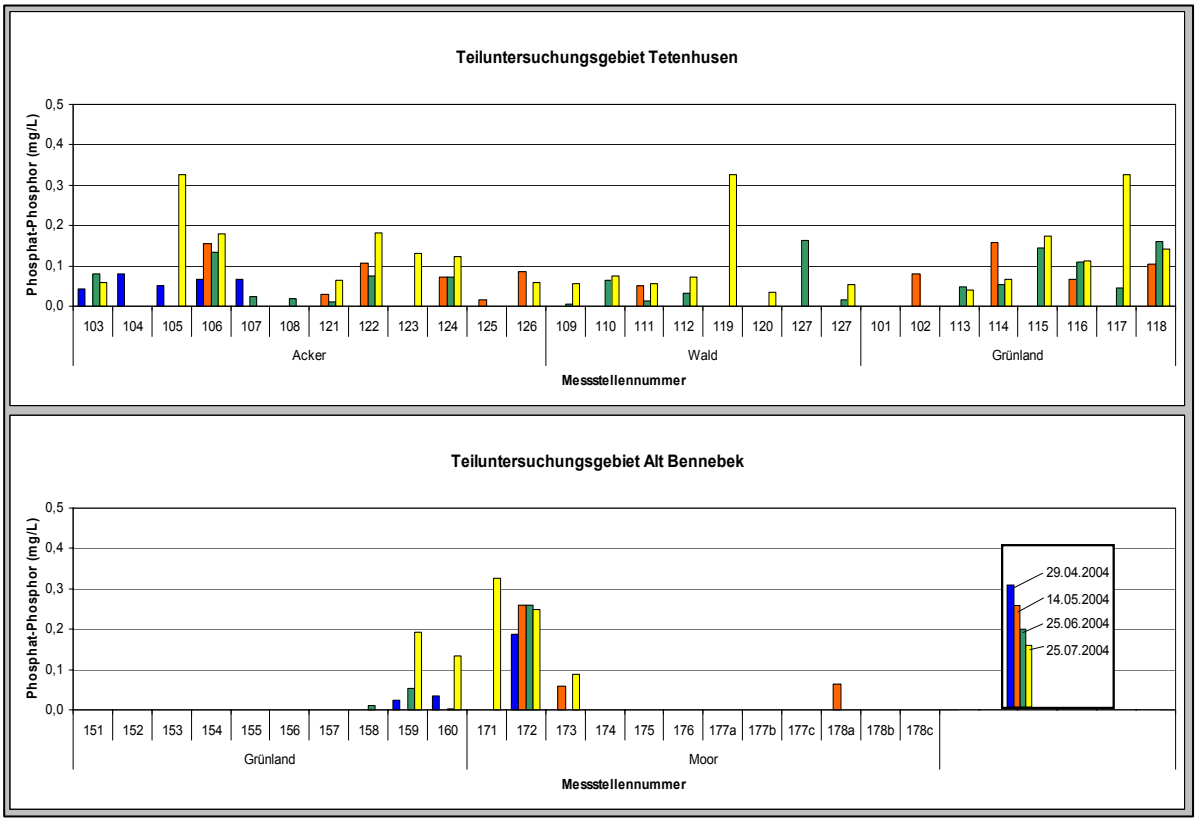


Abbildung 44: Phosphat-Phosphor-Gehalte [mg/L] des Grundwassers in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate April, Mai, Juni und Juli 2004

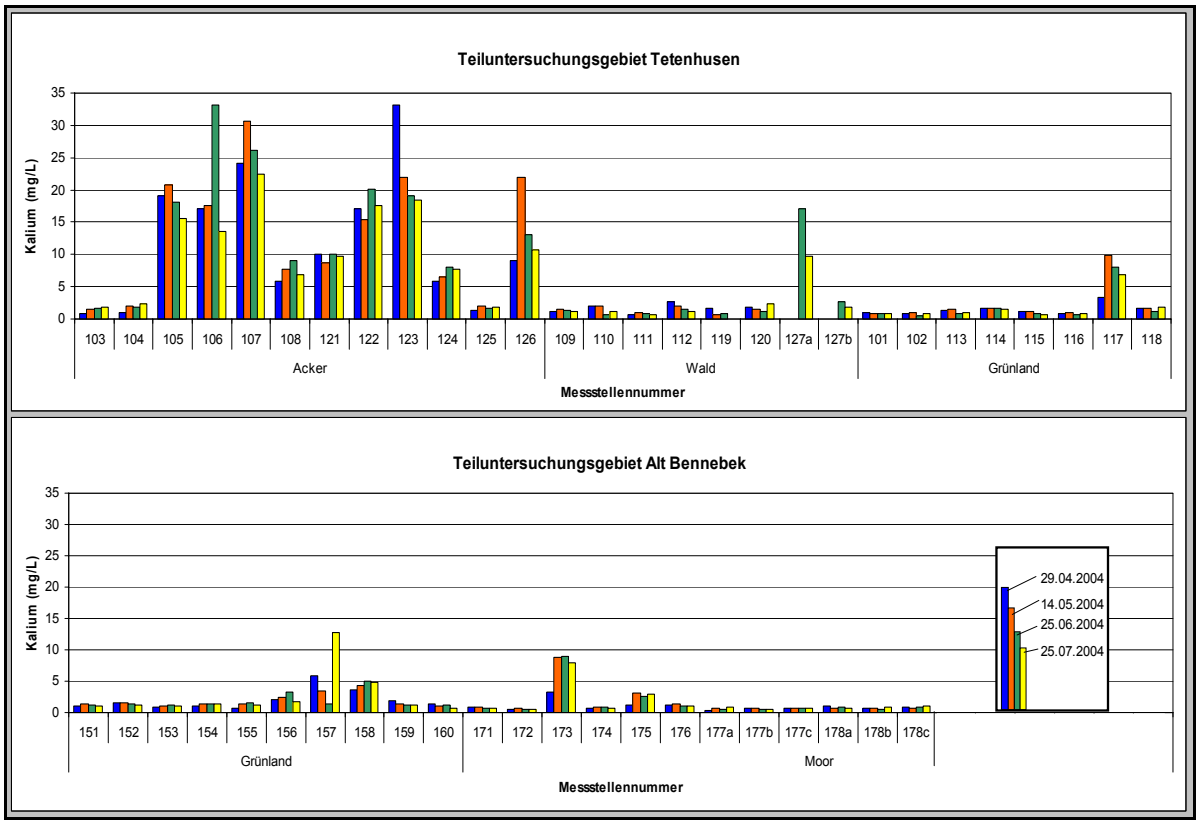


Abbildung 45: Kalium-Gehalte [mg/L] des Grundwassers in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate April, Mai, Juni und Juli 2004

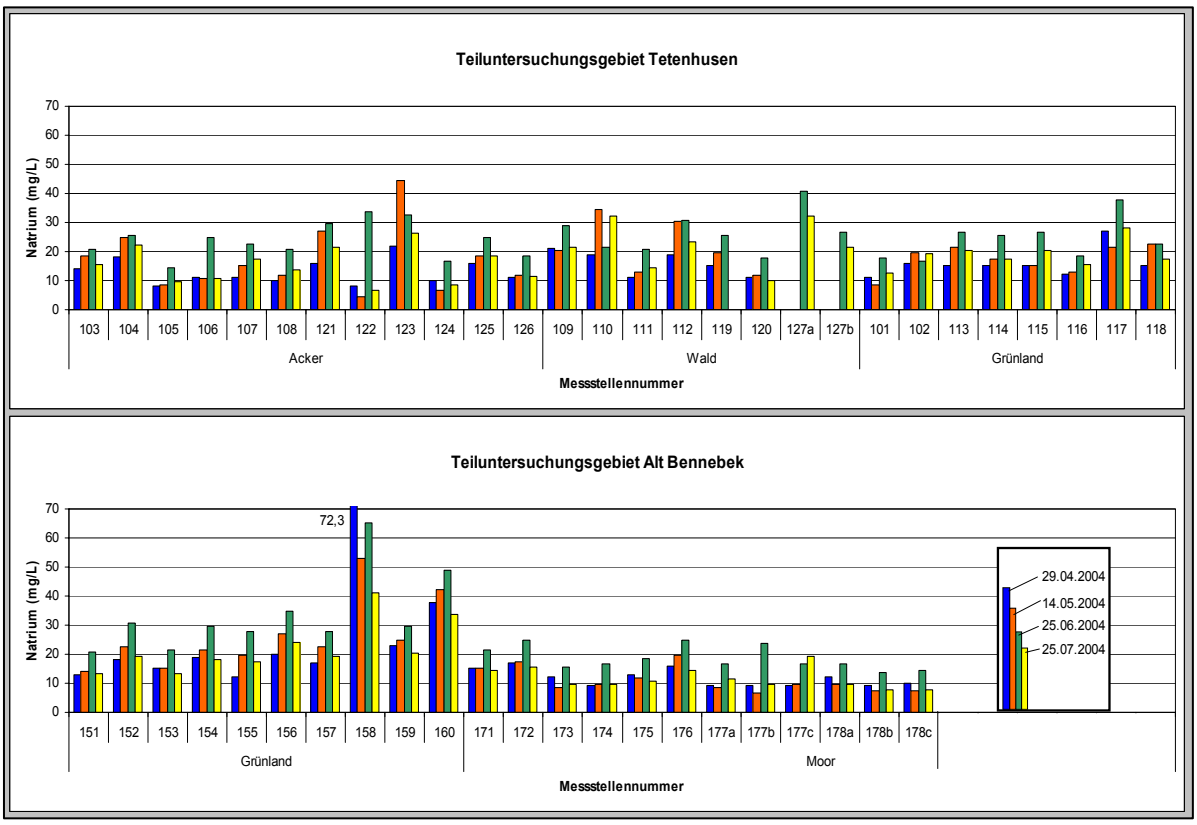


Abbildung 46: Natrium-Gehalte [mg/L] des Grundwassers in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate April, Mai, Juni und Juli 2004

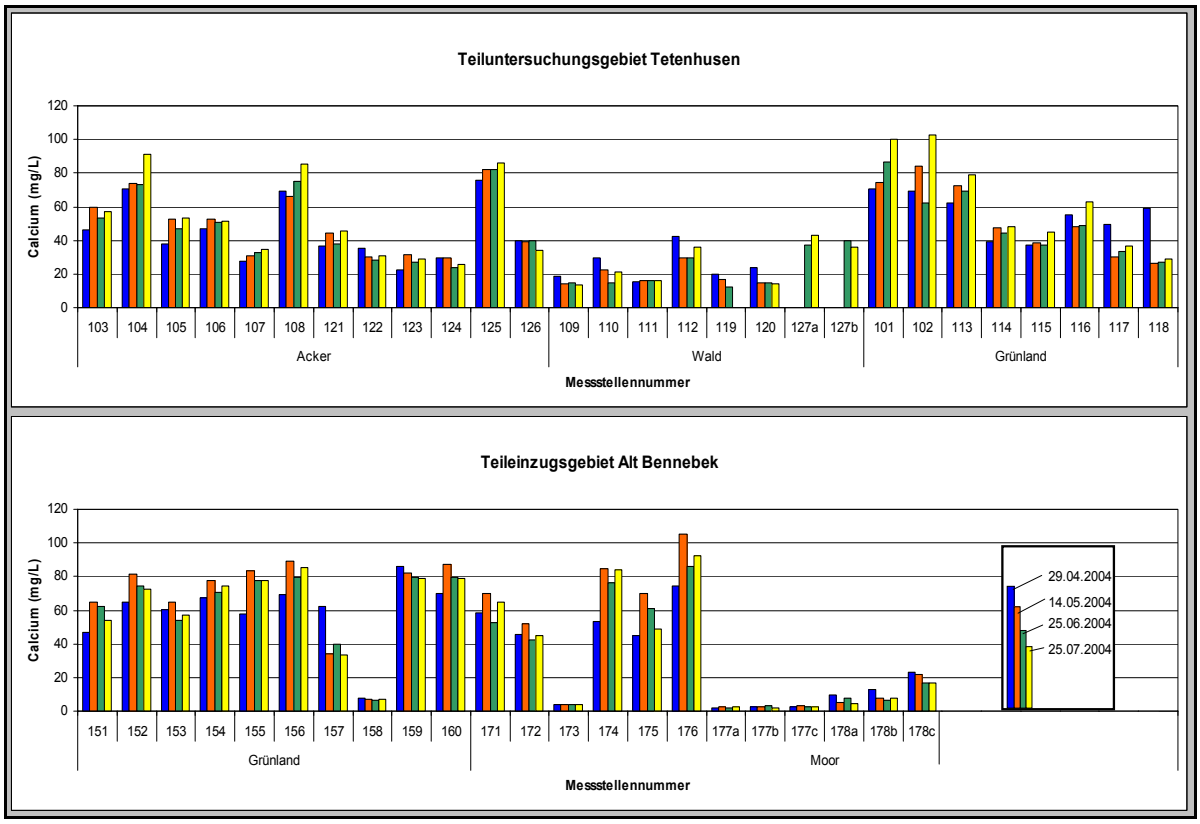


Abbildung 47: Calcium-Gehalte [mg/L] des Grundwassers in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate April, Mai, Juni und Juli 2004

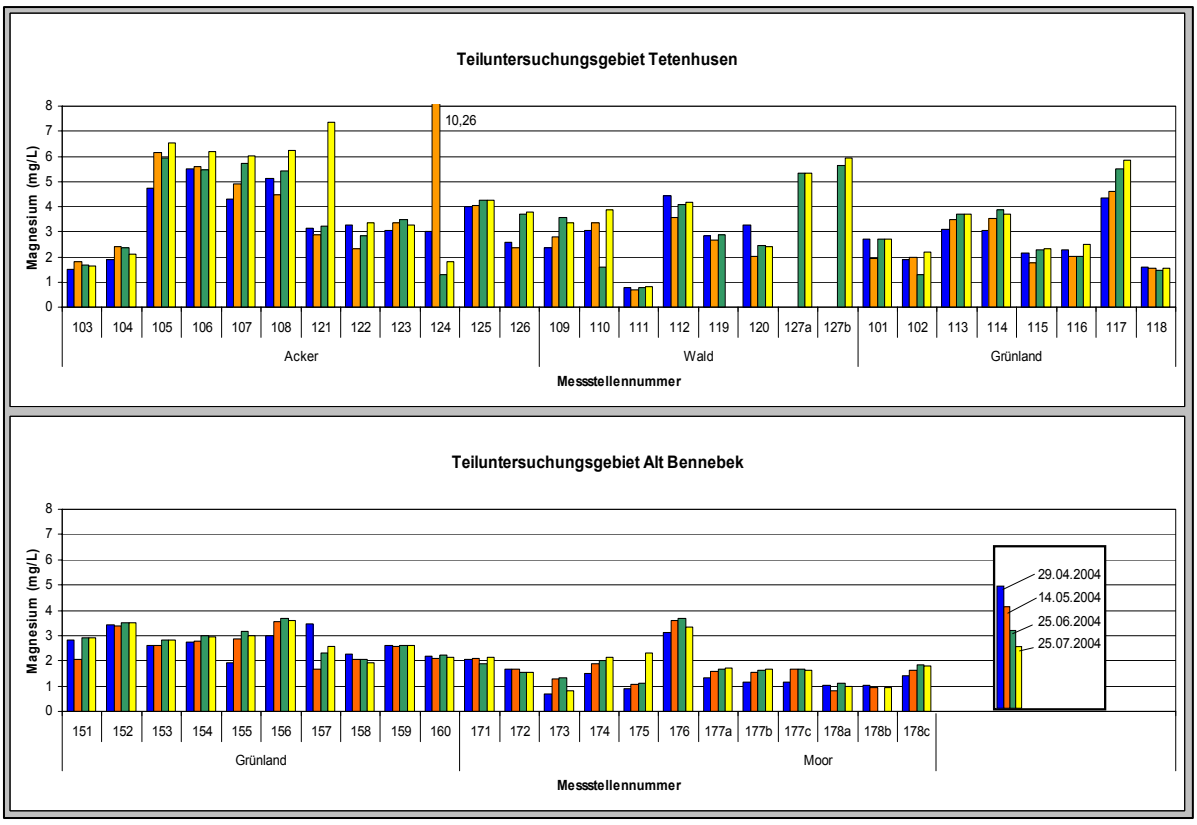


Abbildung 48: Magnesium-Gehalte [mg/L] des Grundwassers in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate April, Mai, Juni und Juli 2004

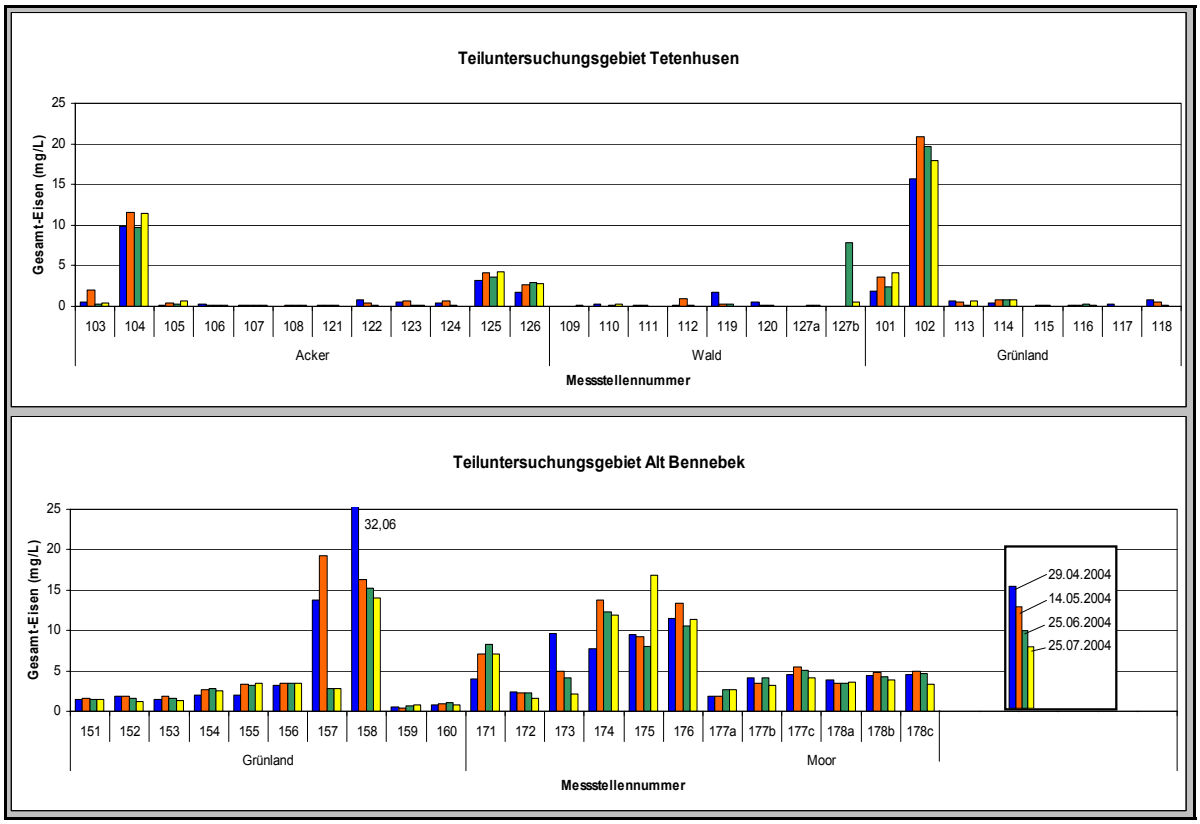


Abbildung 49: Gesamt-Eisen-Gehalte [mg/L] des Grundwassers in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate April, Mai, Juni und Juli 2004

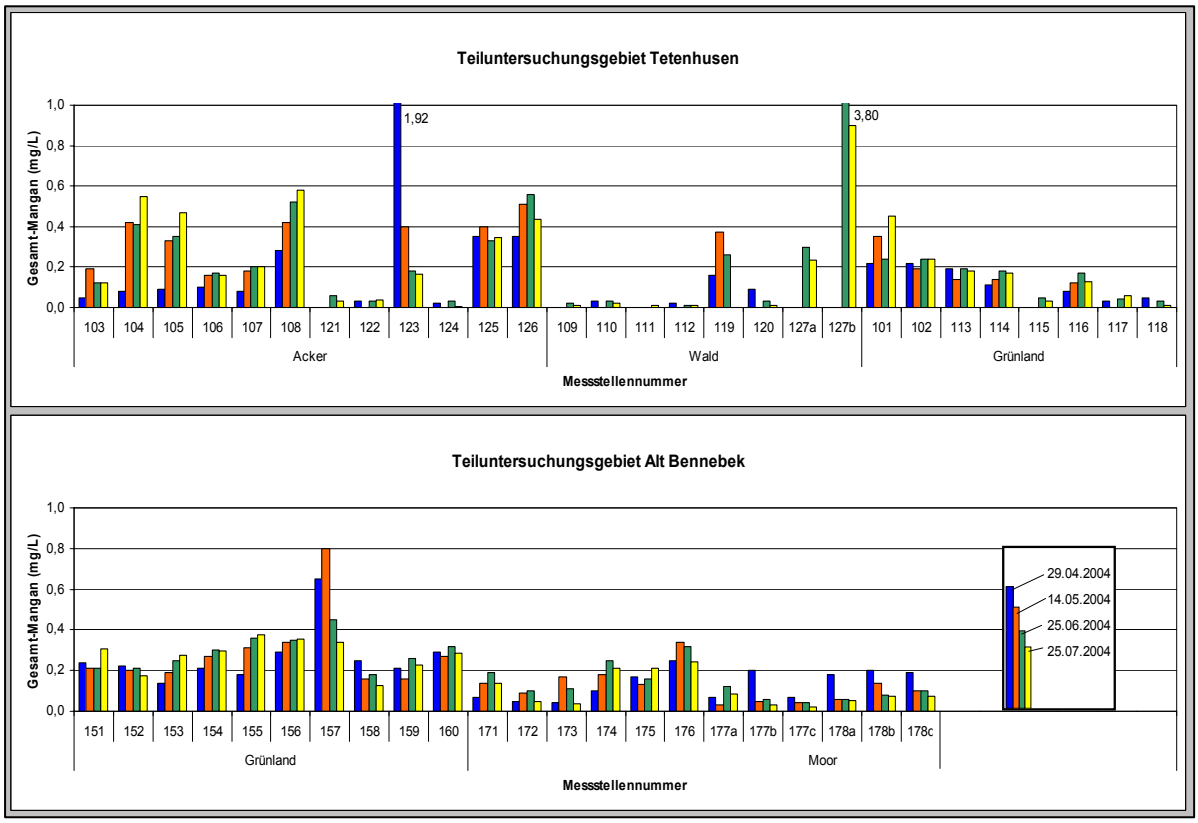


Abbildung 50: Gesamt-Mangan-Gehalte [mg/L] des Grundwassers in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate April, Mai, Juni und Juli 2004

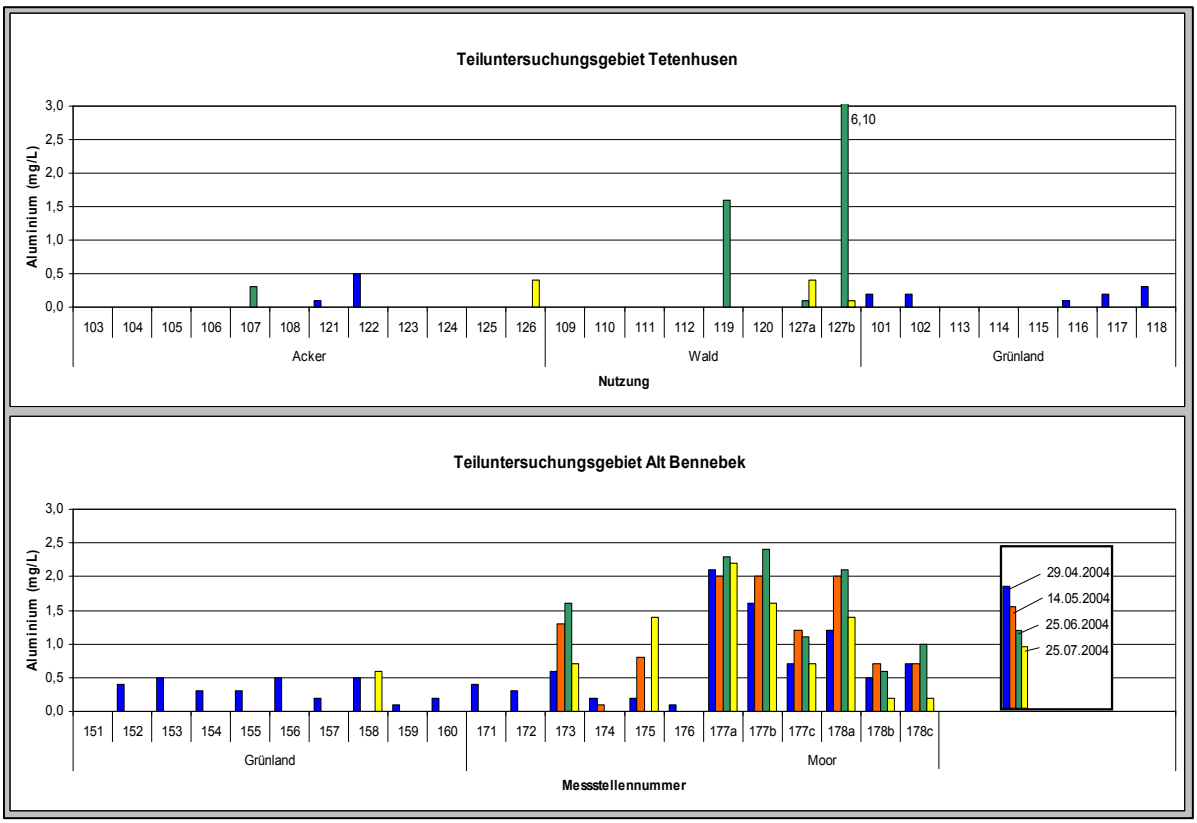


Abbildung 51: Aluminium-Gehalte [mg/L] des Grundwassers in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate April, Mai, Juni und Juli 2004

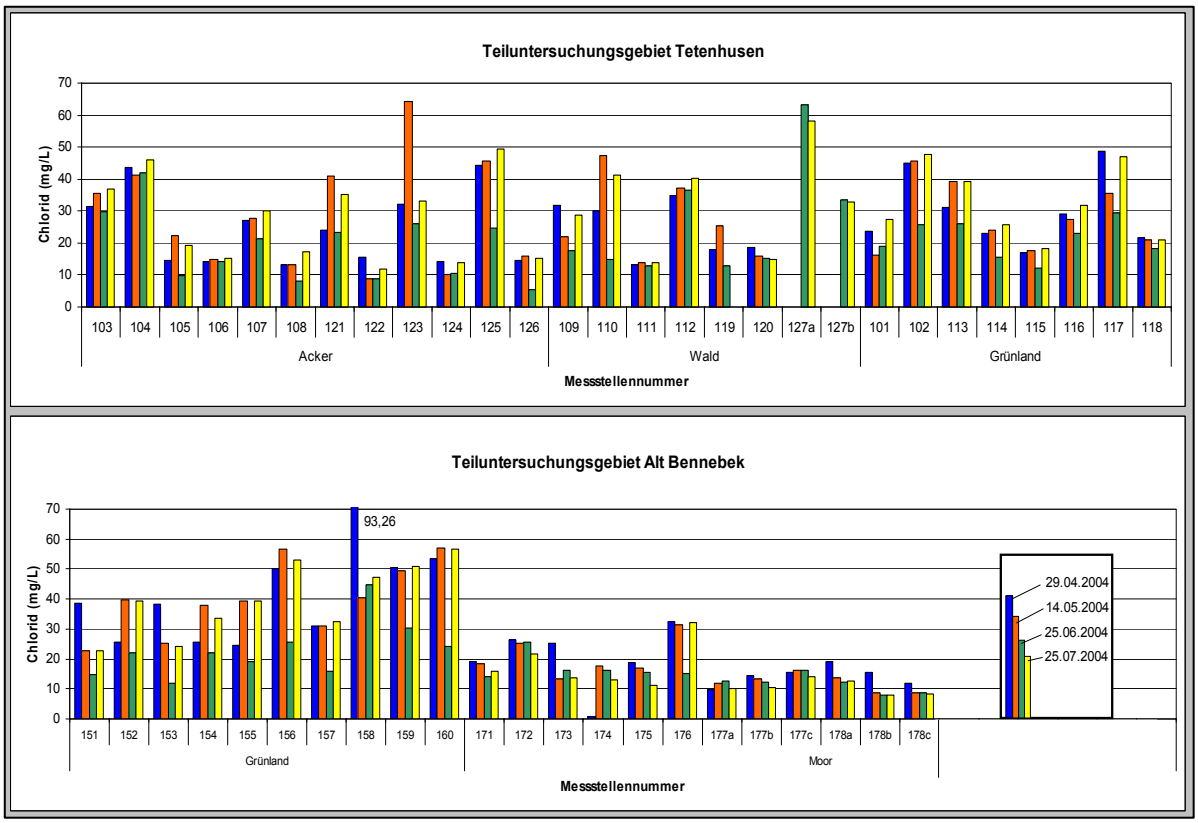


Abbildung 52: Chlorid-Gehalte [mg/L] des Grundwassers in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate April, Mai, Juni und Juli 2004

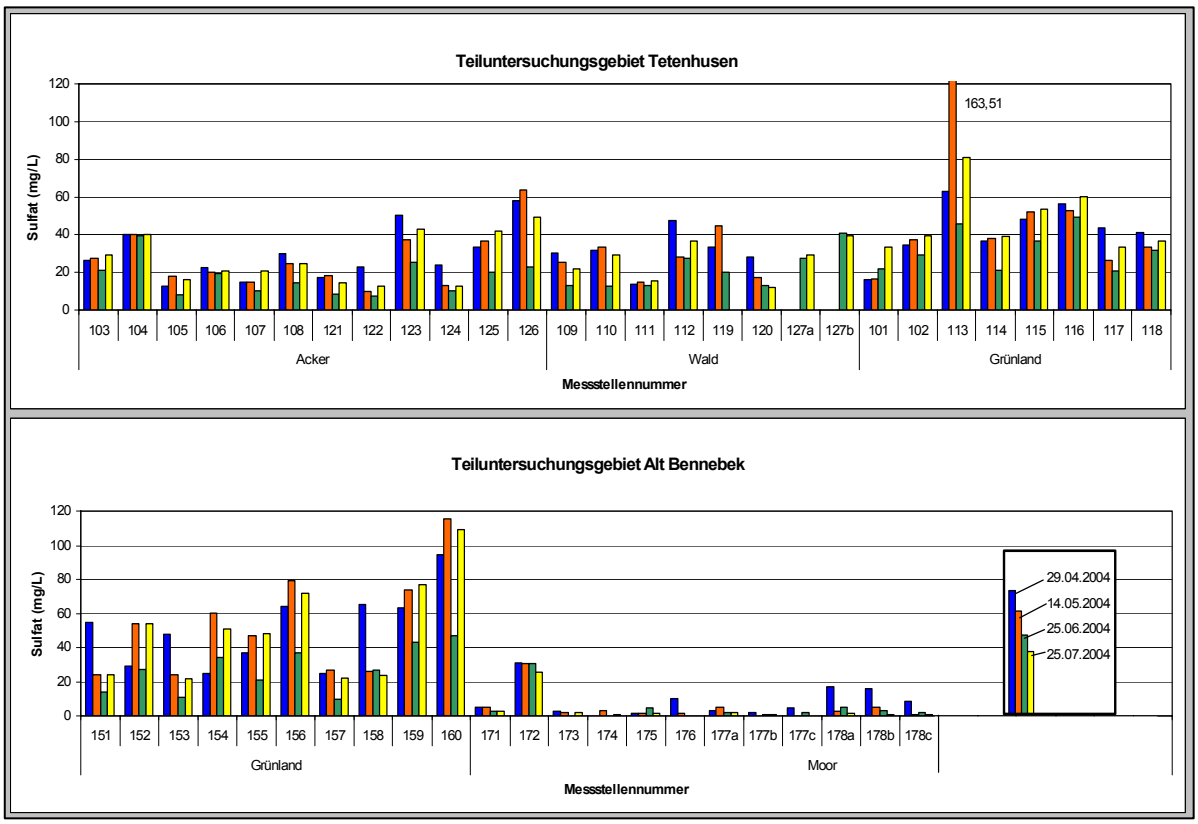


Abbildung 53: Sulfat-Gehalte [mg/L] des Grundwassers in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate April, Mai, Juni und Juli 2004

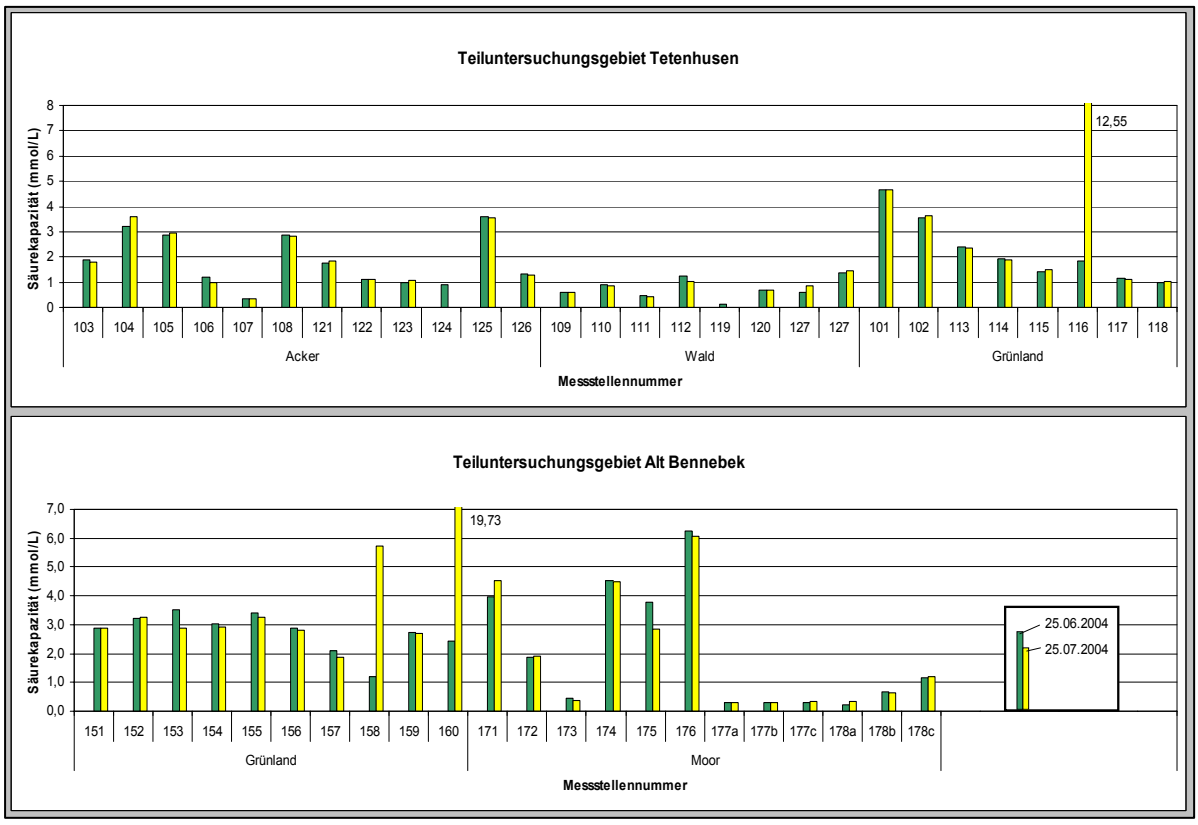


Abbildung 54: Säurekapazitäten (bis pH 4,3) [mmol/L] des Grundwassers in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate April, Mai, Juni und Juli 2004

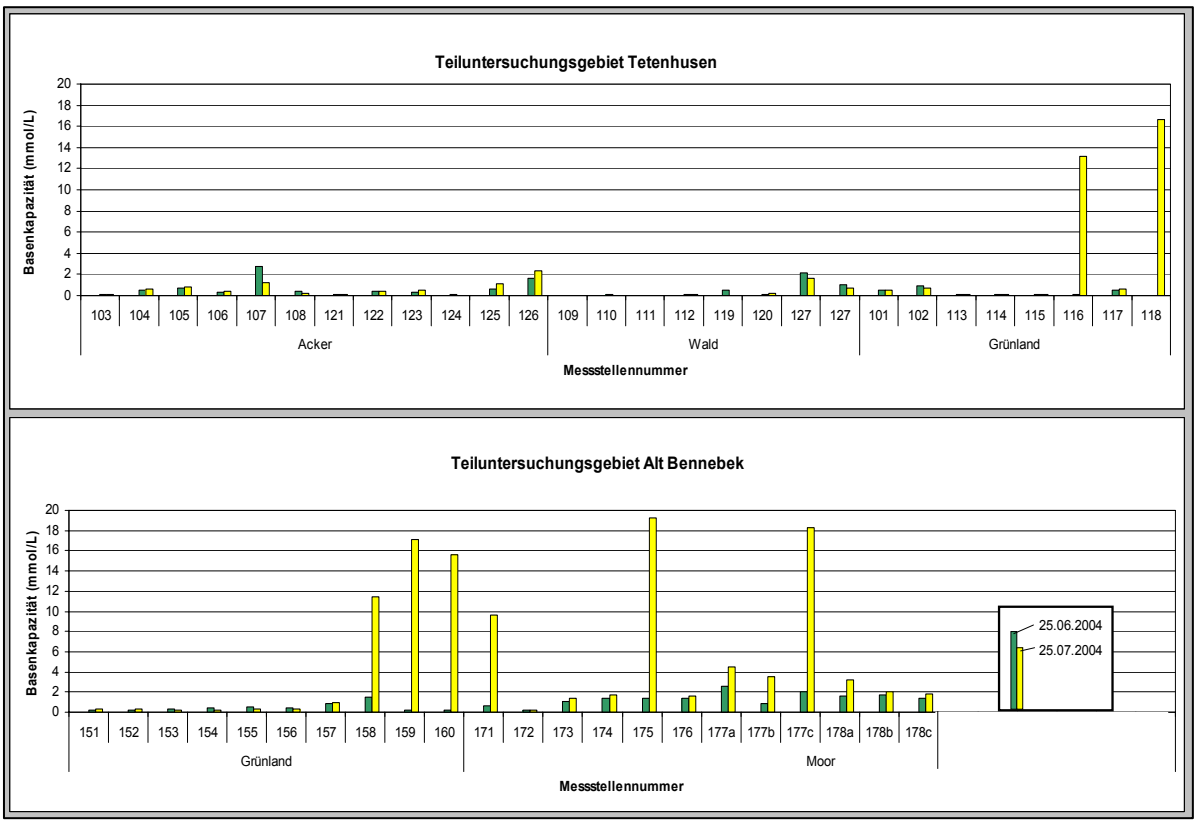


Abbildung 55: Basenkapazitäten (bis pH 8,2) [mmol/L] des Grundwassers in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate April, Mai, Juni und Juli 2004

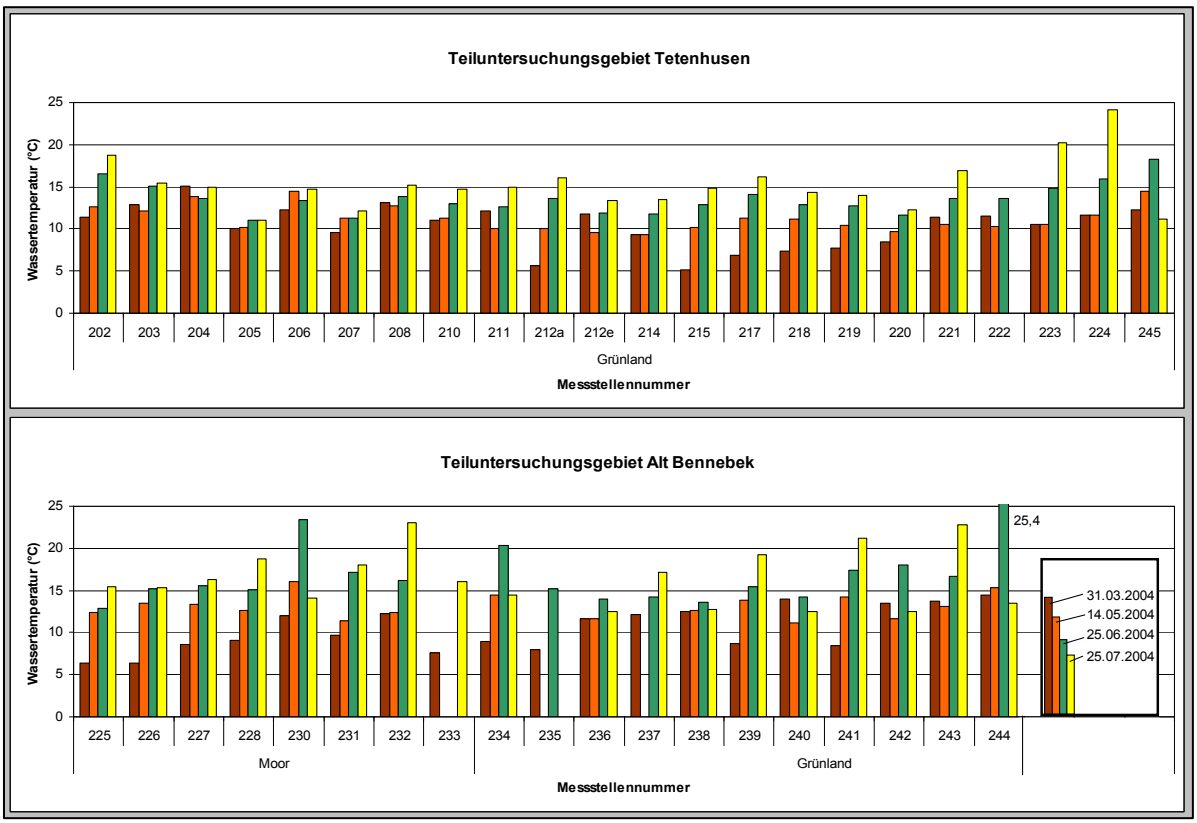


Abbildung 56: Wassertemperaturen [°C] der Parzellengrenzgräben in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate März, Mai, Juni und Juli 2004

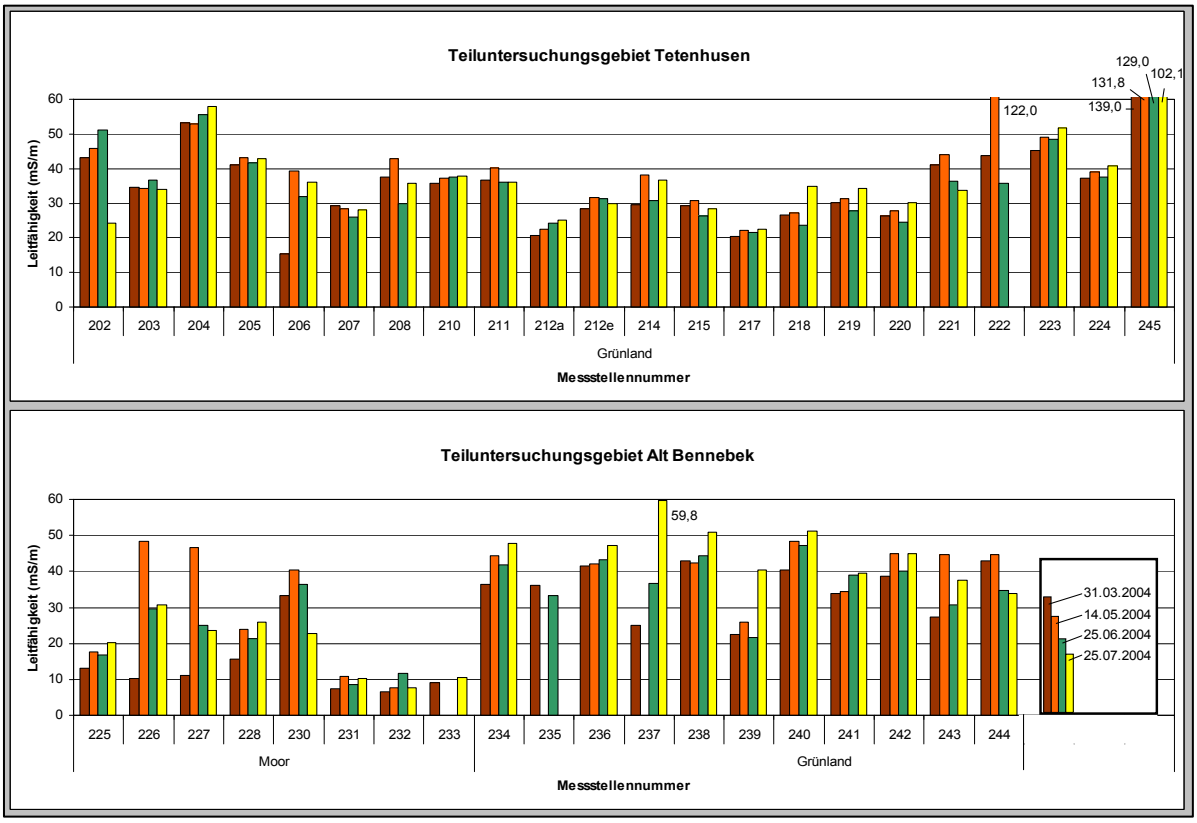


Abbildung 57: Elektrische Leitfähigkeiten [mS/m] der Parzellengrenzgräben in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate März, Mai, Juni und Juli 2004

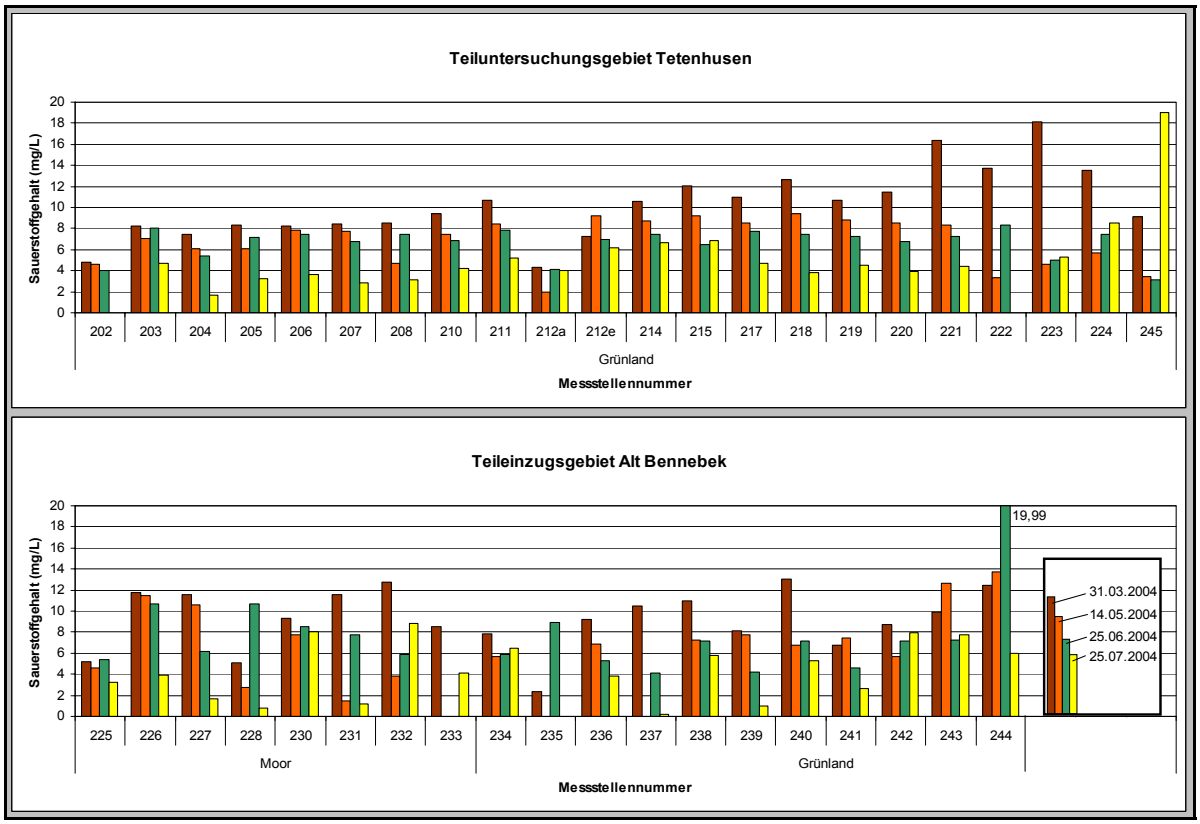


Abbildung 58: Sauerstoff-Gehalte [mg/L] der Parzellengrenzgräben in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate März, Mai, Juni und Juli 2004

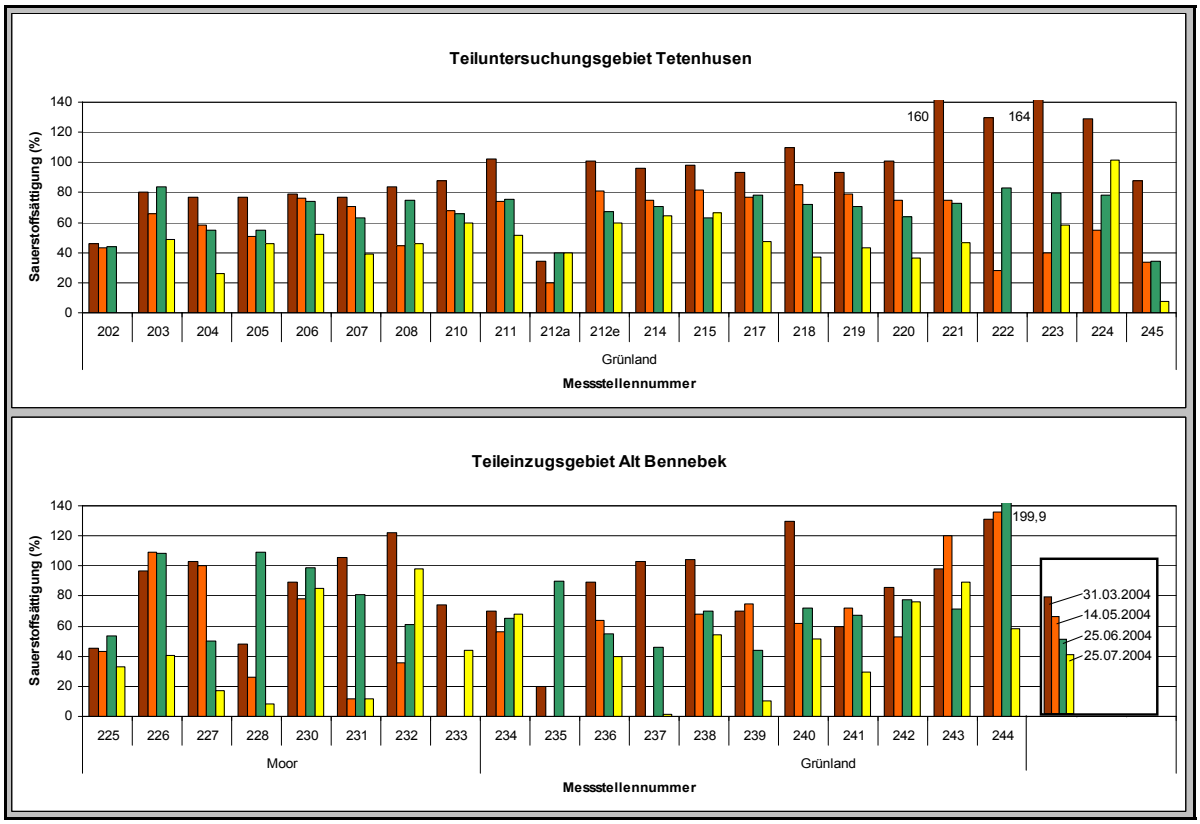


Abbildung 59: Sauerstoffsättigungen [%] der Parzellengrenzgräben in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate März, Mai, Juni und Juli 2004

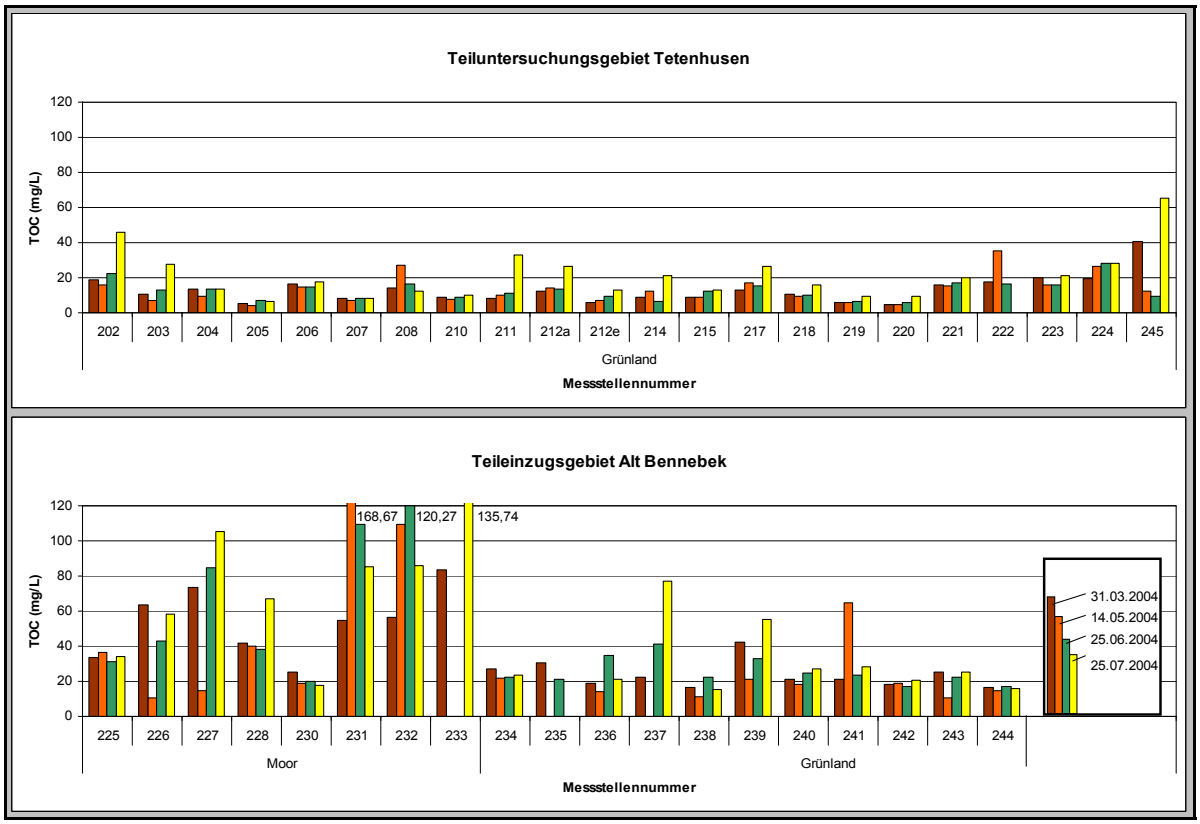


Abbildung 60: TOC-Gehalte [mg/L] der Parzellengrenzgräben in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate März, Mai, Juni und Juli 2004

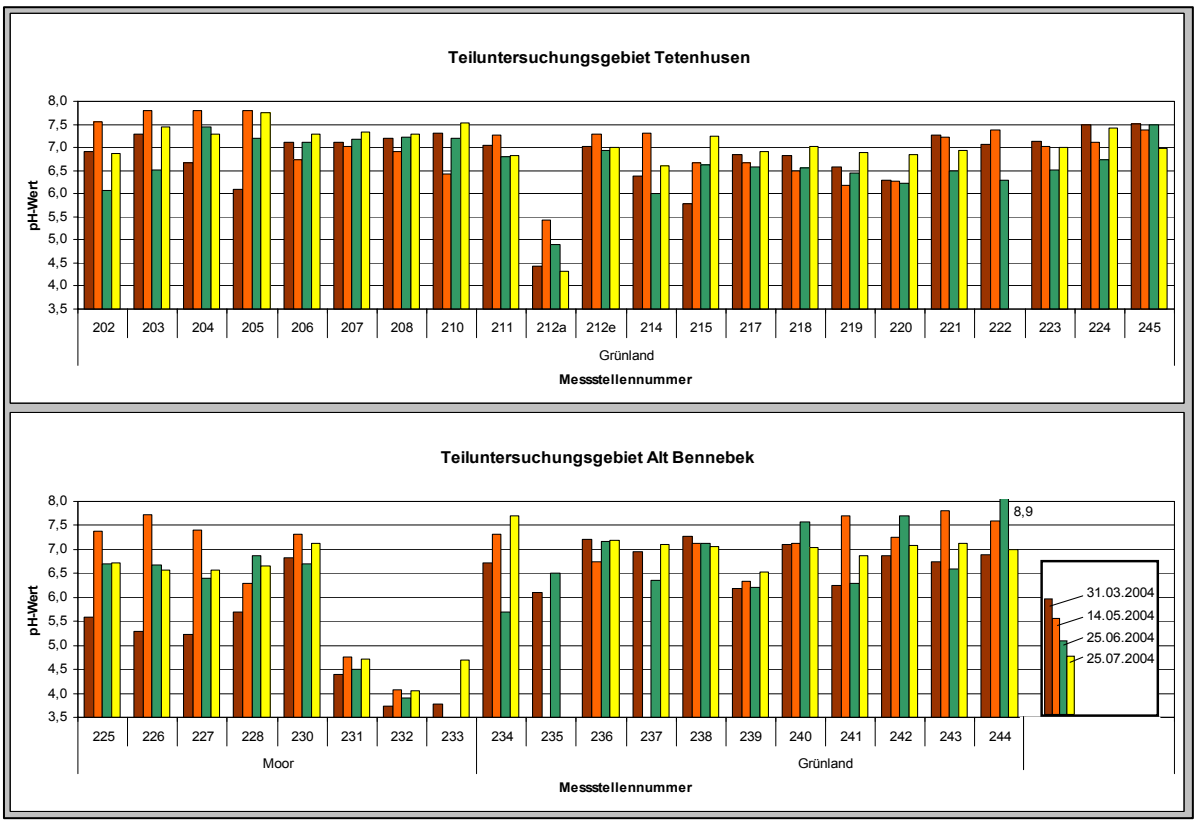


Abbildung 61: pH-Werte der Parzellengrenzgräben in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate März, Mai, Juni und Juli 2004

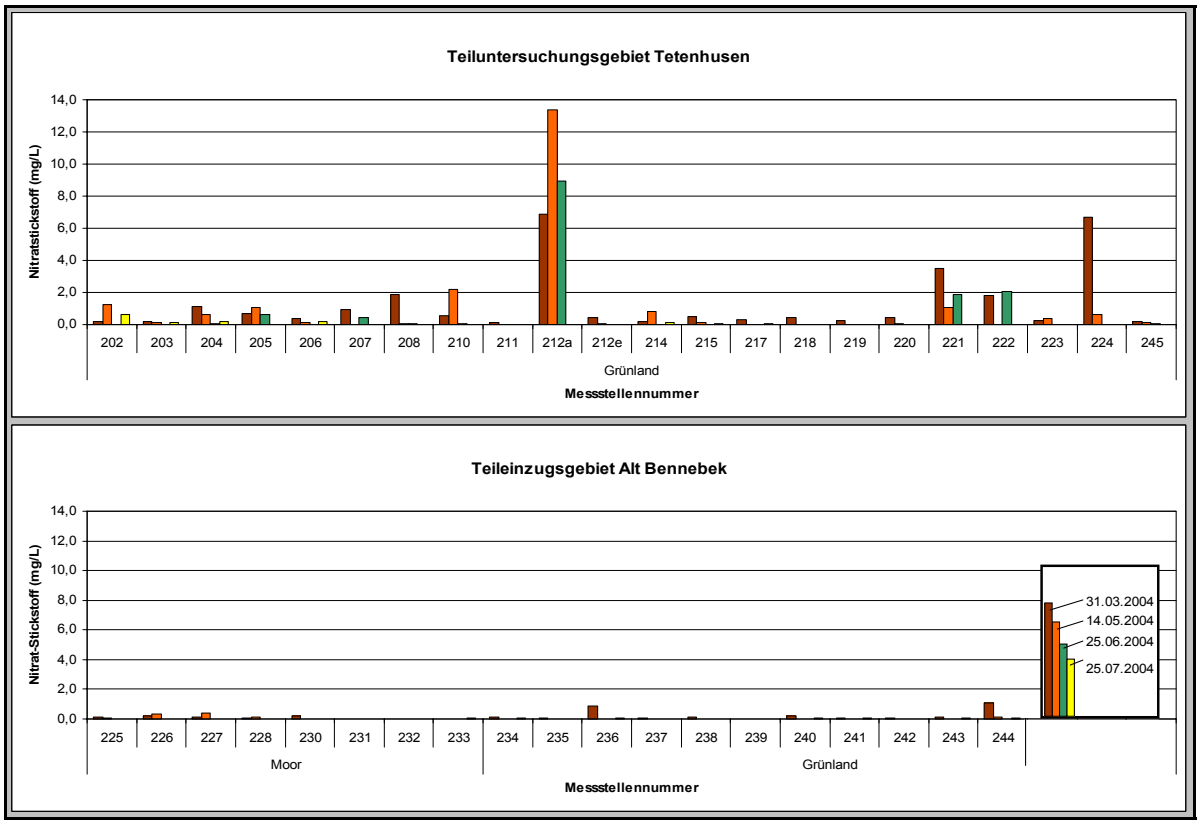


Abbildung 62: Nitrat-Stickstoff-Gehalte [mg/L] der Parzellengrenzgräben in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate März, Mai, Juni und Juli 2004

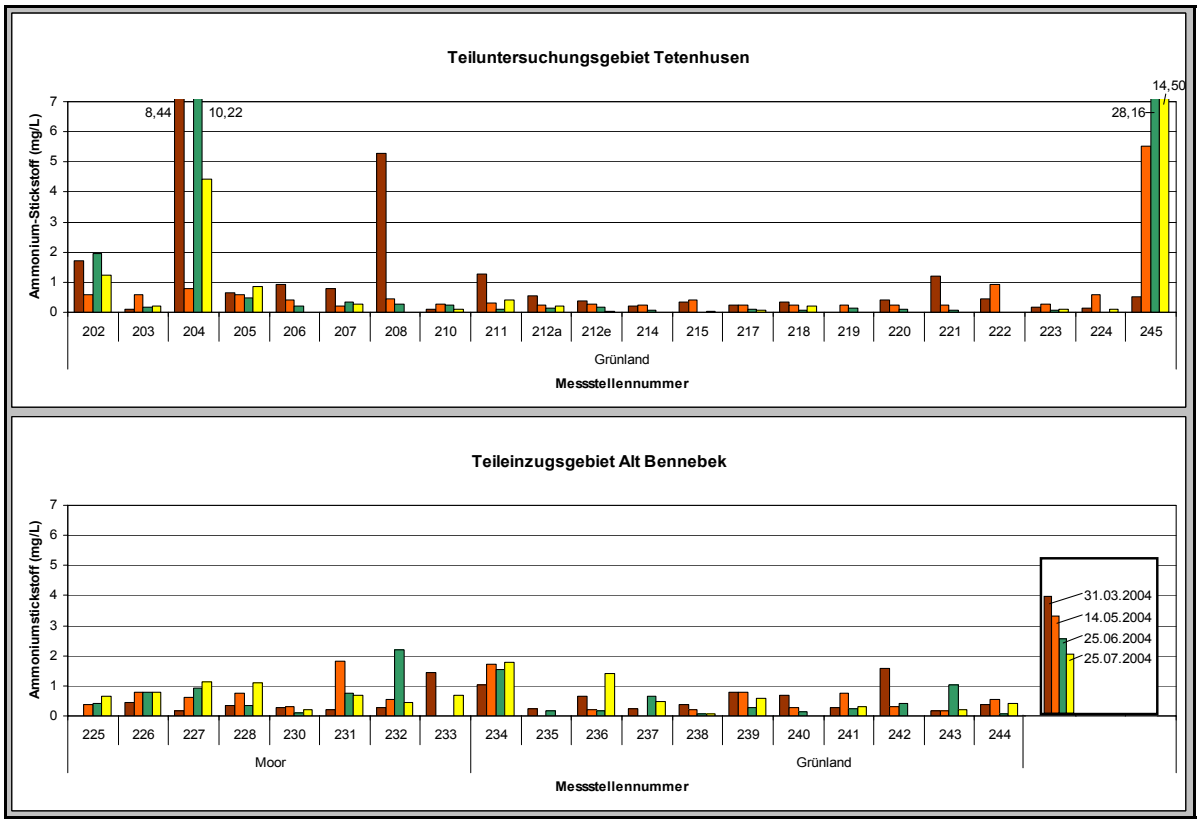


Abbildung 63: Ammonium-Stickstoff-Gehalte [mg/L] der Parzellengrenzgräben in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate März, Mai, Juni und Juli 2004

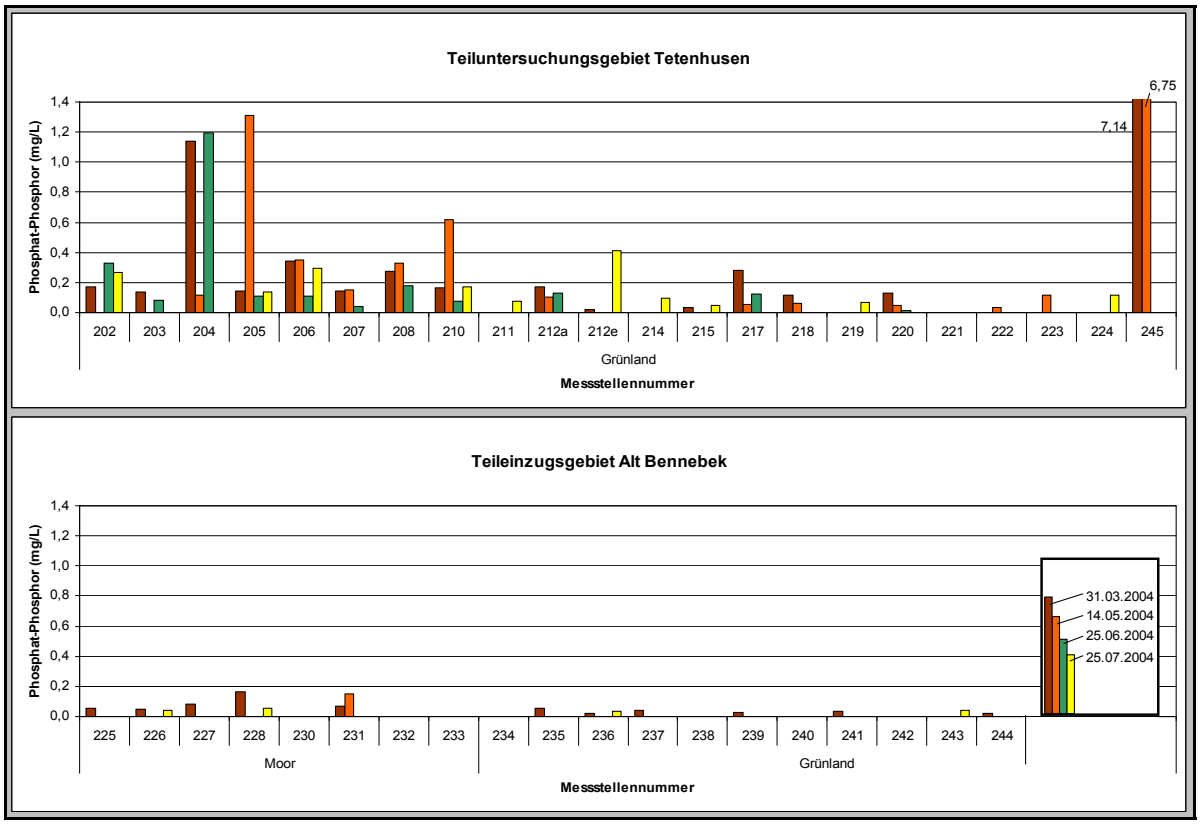


Abbildung 64: Phosphat-Phosphor-Gehalte [mg/L] der Parzellengrenzgräben in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate März, Mai, Juni und Juli 2004

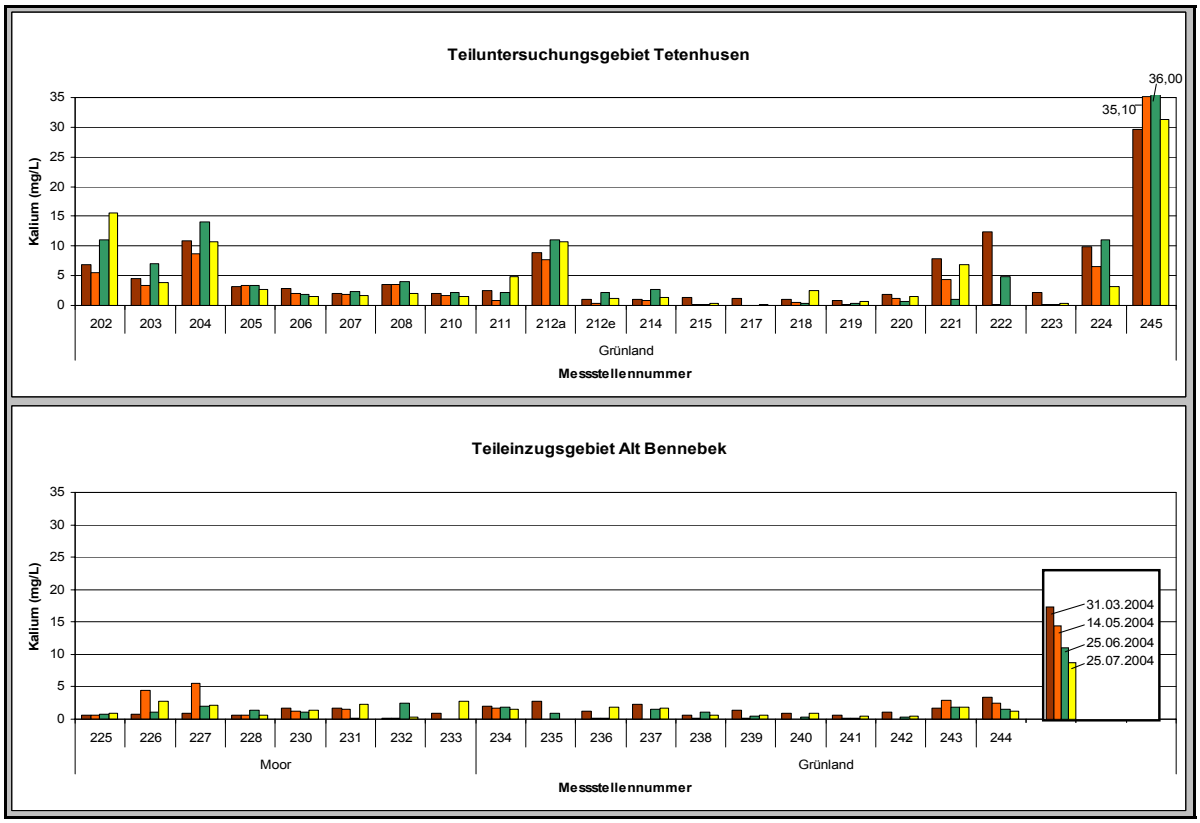


Abbildung 65: Kalium-Gehalte [mg/L] der Parzellengrenzgräben in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate März, Mai, Juni und Juli 2004

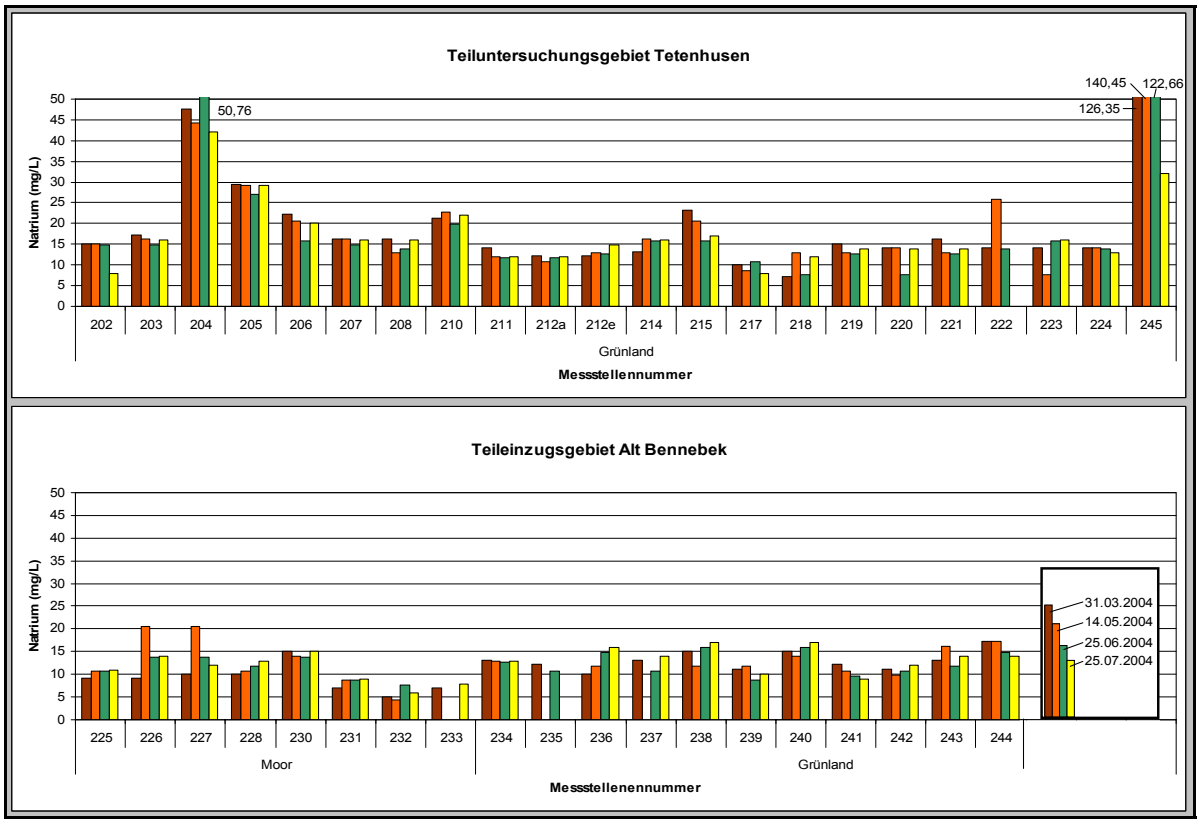


Abbildung 66: Natrium-Gehalte [mg/L] der Parzellengrenzgräben in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate März, Mai, Juni und Juli 2004

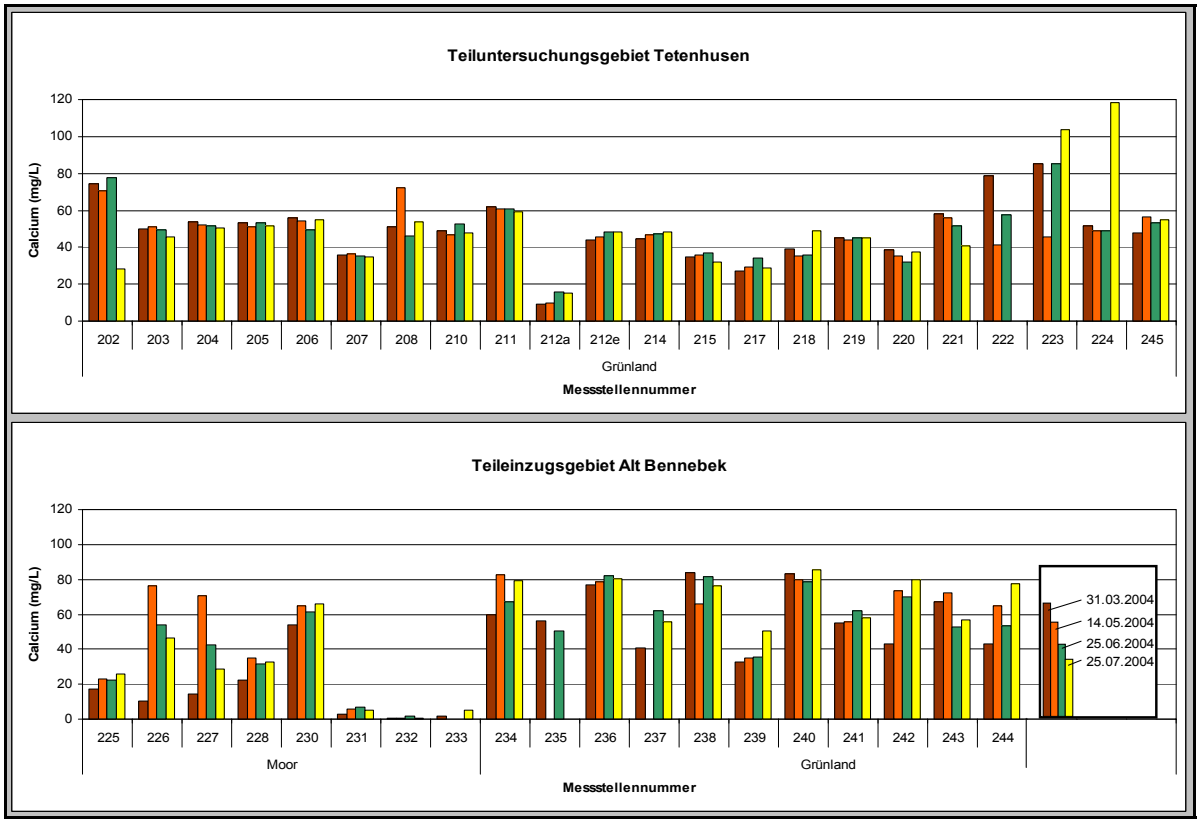


Abbildung 67: Calcium-Gehalte [mg/L] der Parzellengrenzgräben in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate März, Mai, Juni und Juli 2004

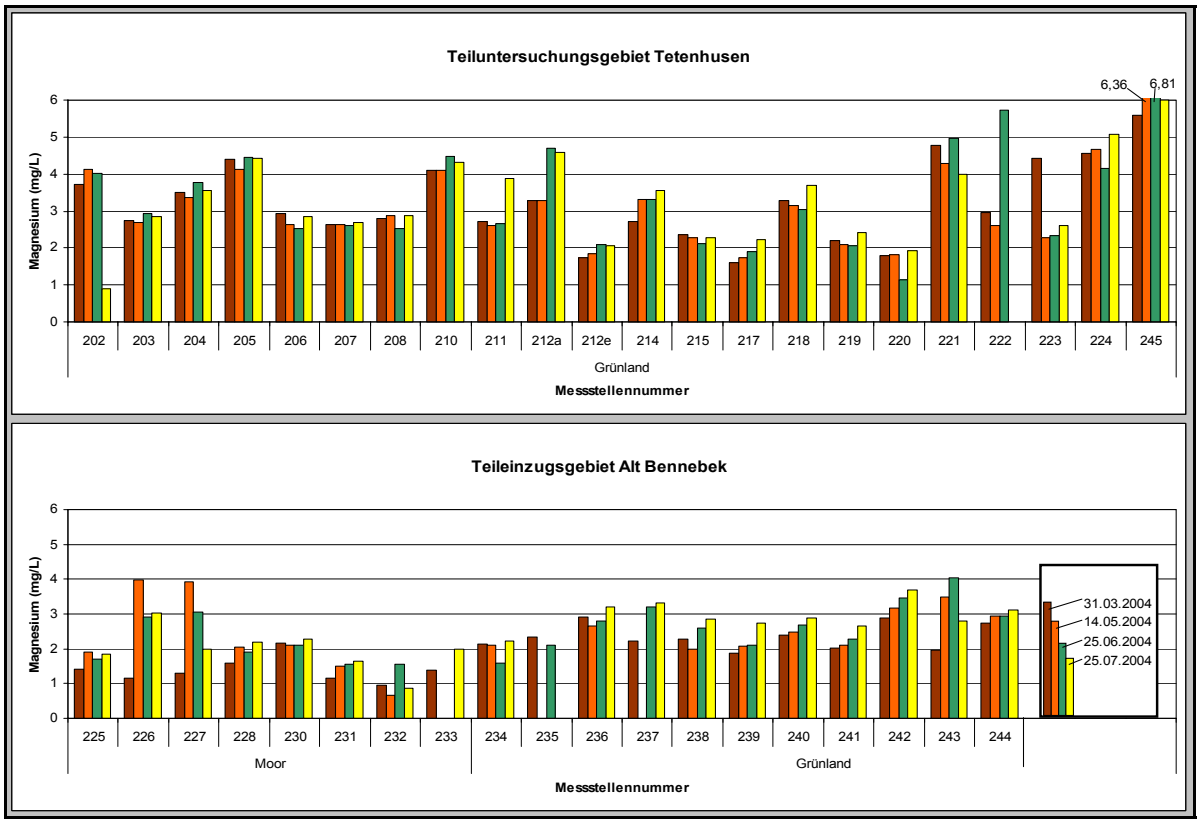


Abbildung 68: Magnesium-Gehalte [mg/L] der Parzellengrenzgräben in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate März, Mai, Juni und Juli 2004

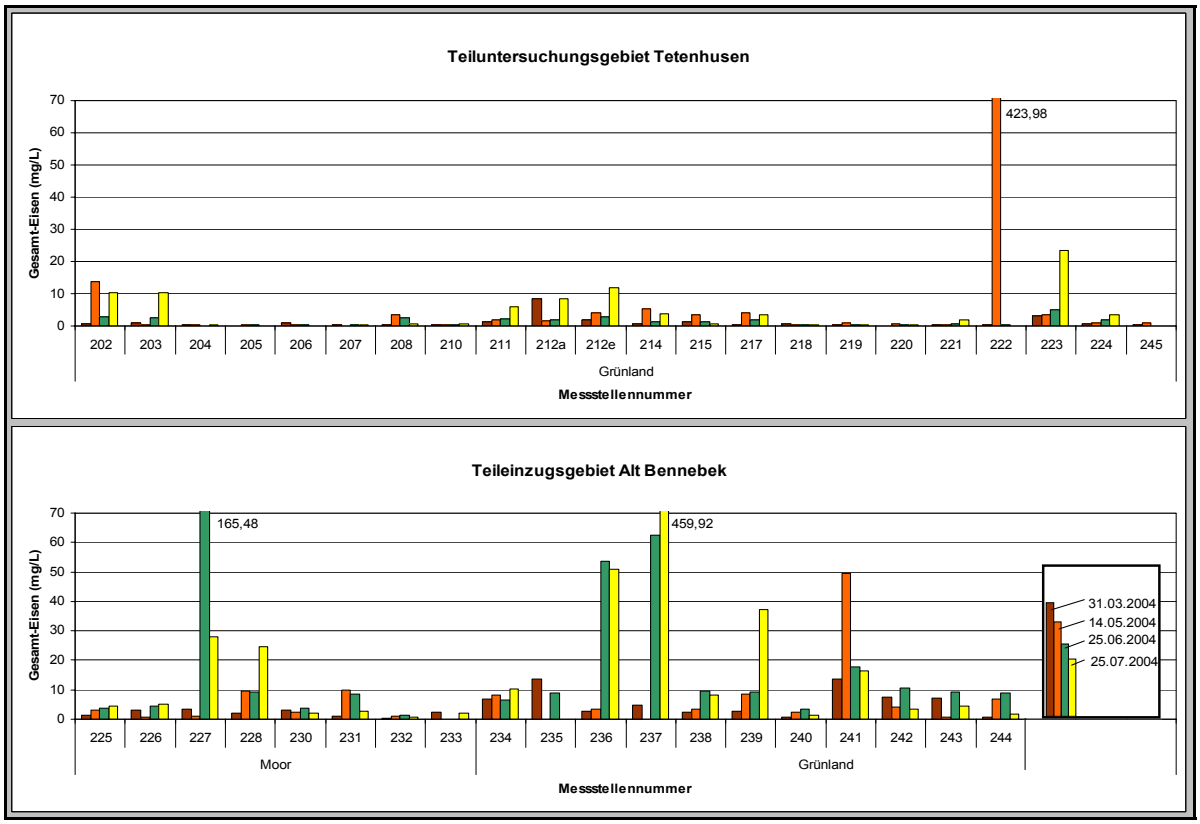


Abbildung 69: Gesamt-Eisen-Gehalte [mg/L] der Parzellengrenzgräben in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate März, Mai, Juni und Juli 2004

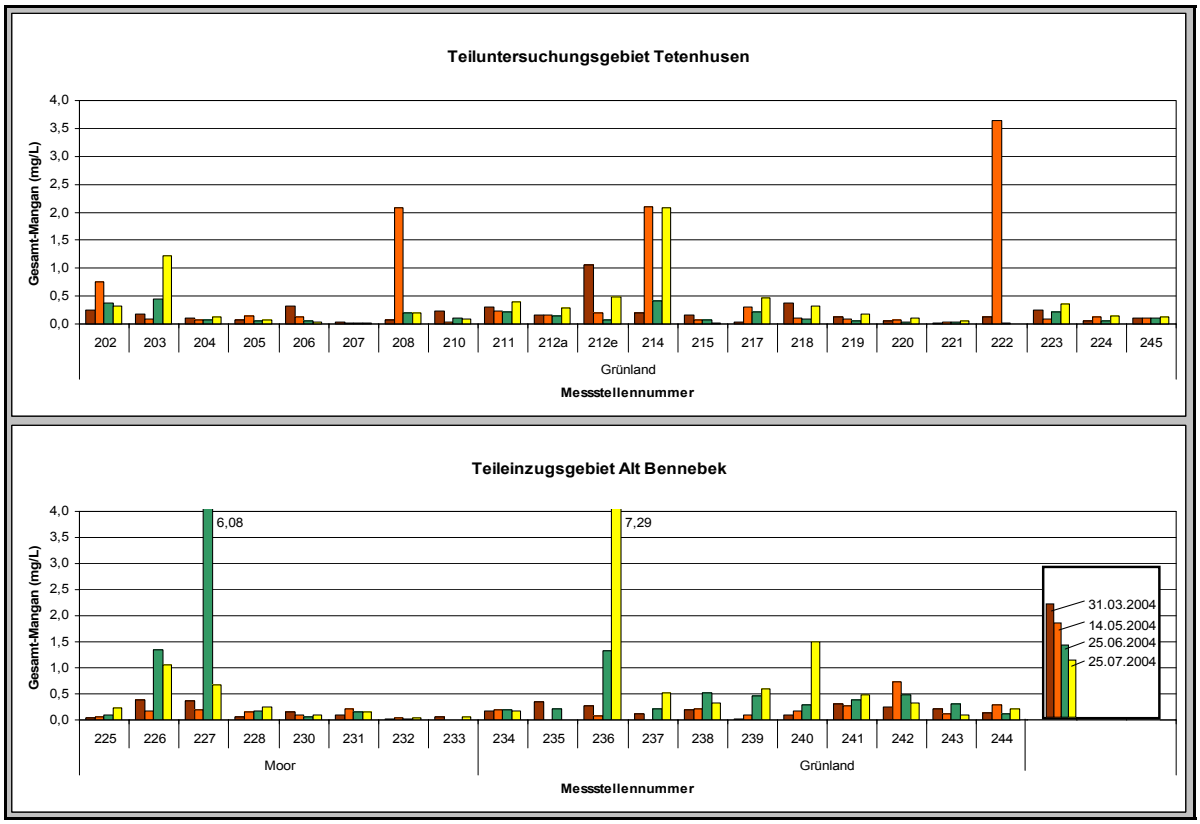


Abbildung 70: Gesamt-Mangan-Gehalte [mg/L] der Parzellengrenzgräben in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate März, Mai, Juni und Juli 2004

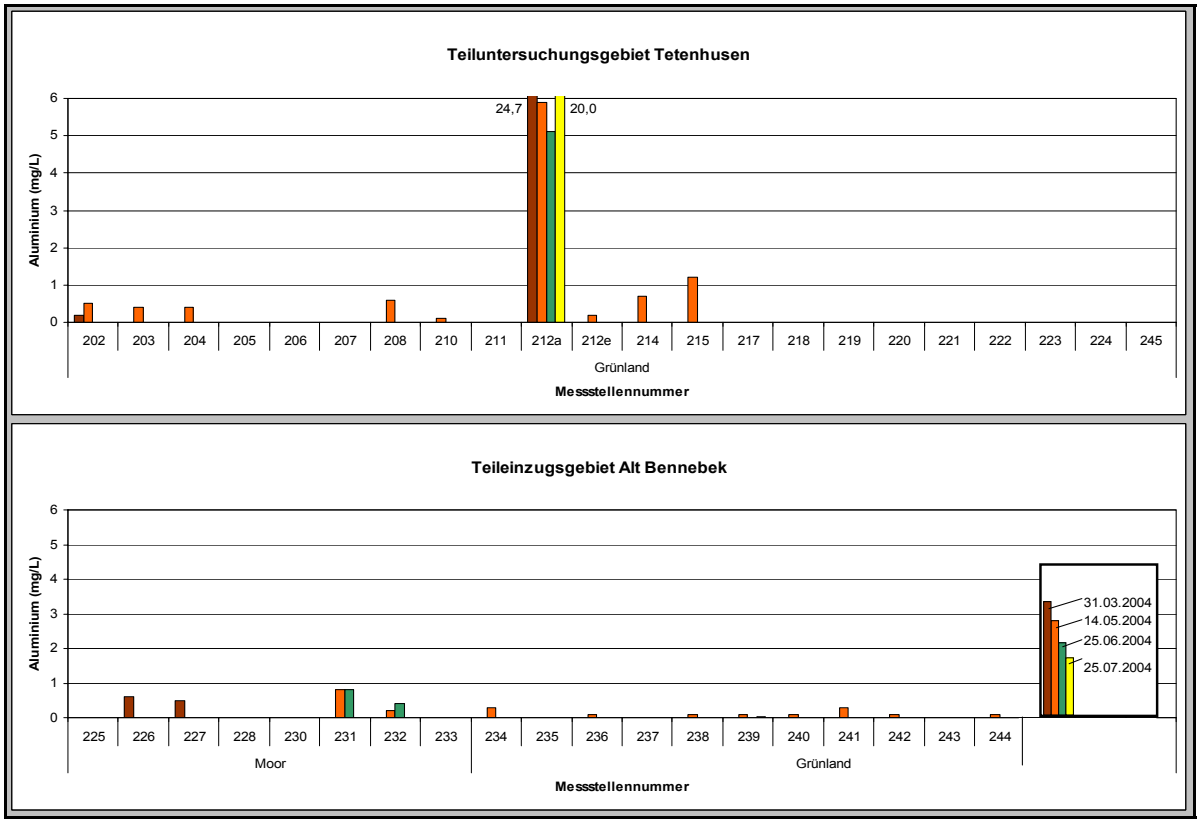


Abbildung 71: Aluminium-Gehalte [mg/L] der Parzellengrenzgräben in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate März, Mai, Juni und Juli 2004

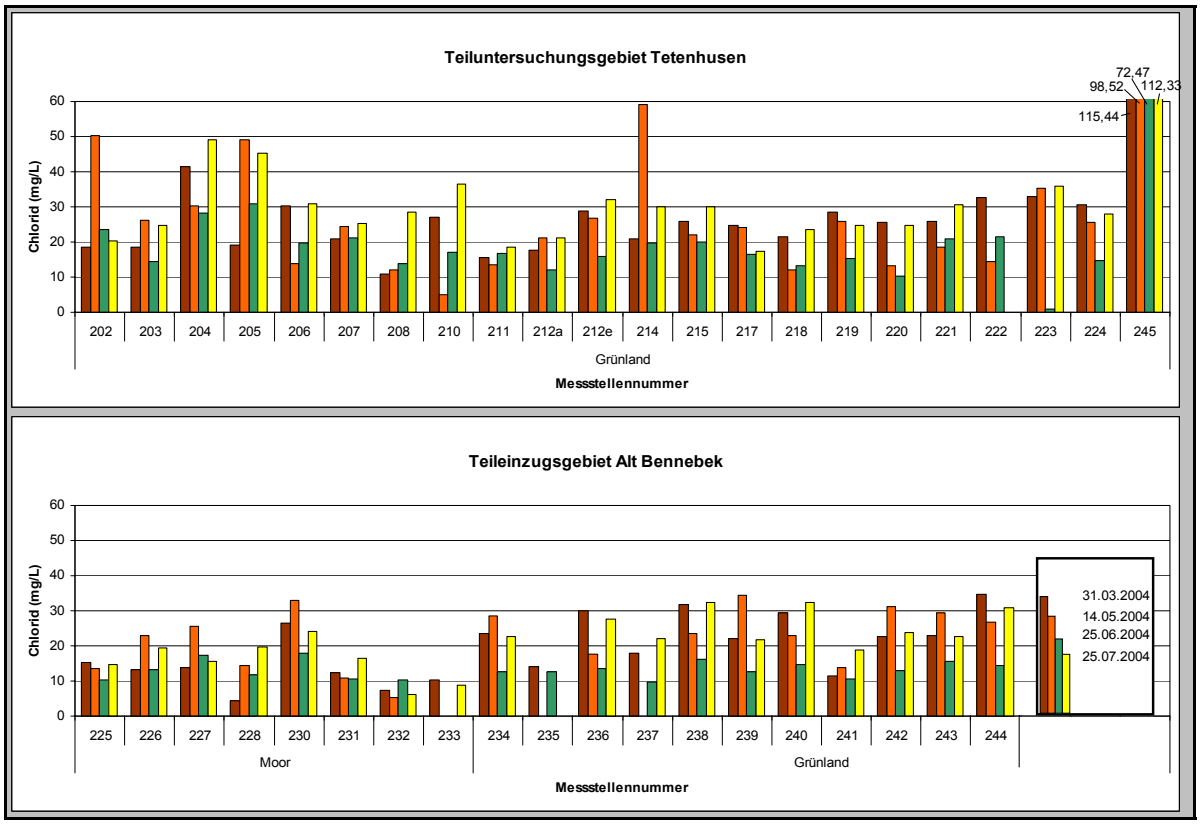


Abbildung 72: Chlorid-Gehalte [mg/L] der Parzellengrenzgräben in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate März, Mai, Juni und Juli 2004

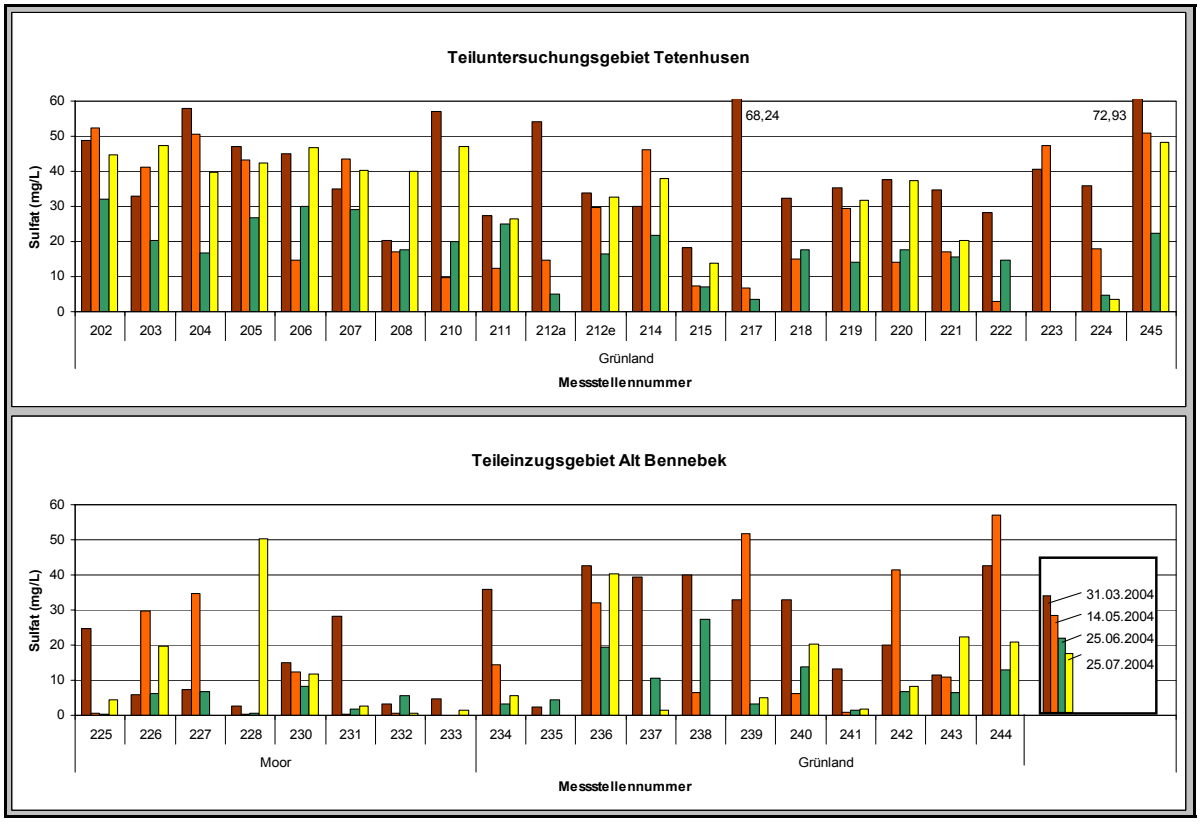


Abbildung 73: Sulfat-Gehalte [mg/L] der Parzellengrenzgräben in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate März, Mai, Juni und Juli 2004

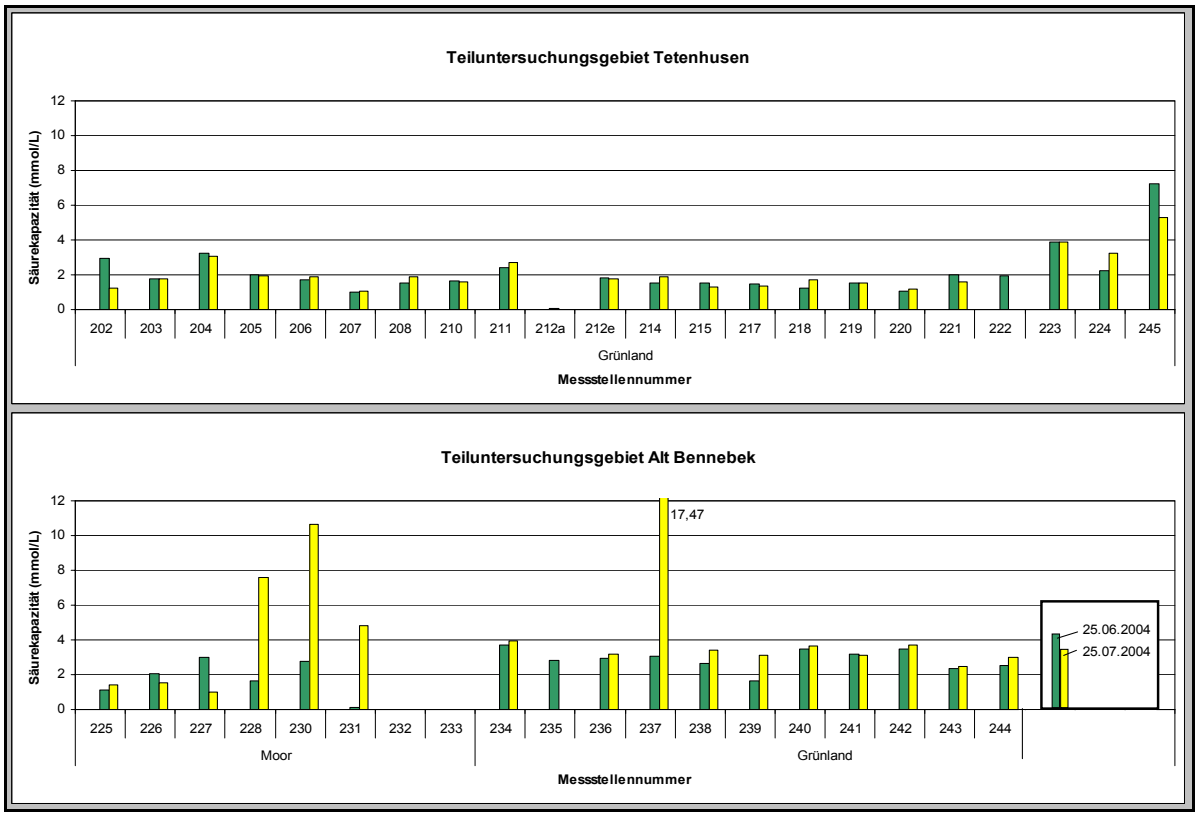


Abbildung 74: Säurekapazitäten (bis pH 4,3) [mmol/L] der Parzellengrenzgräben in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate März, Mai, Juni und Juli 2004

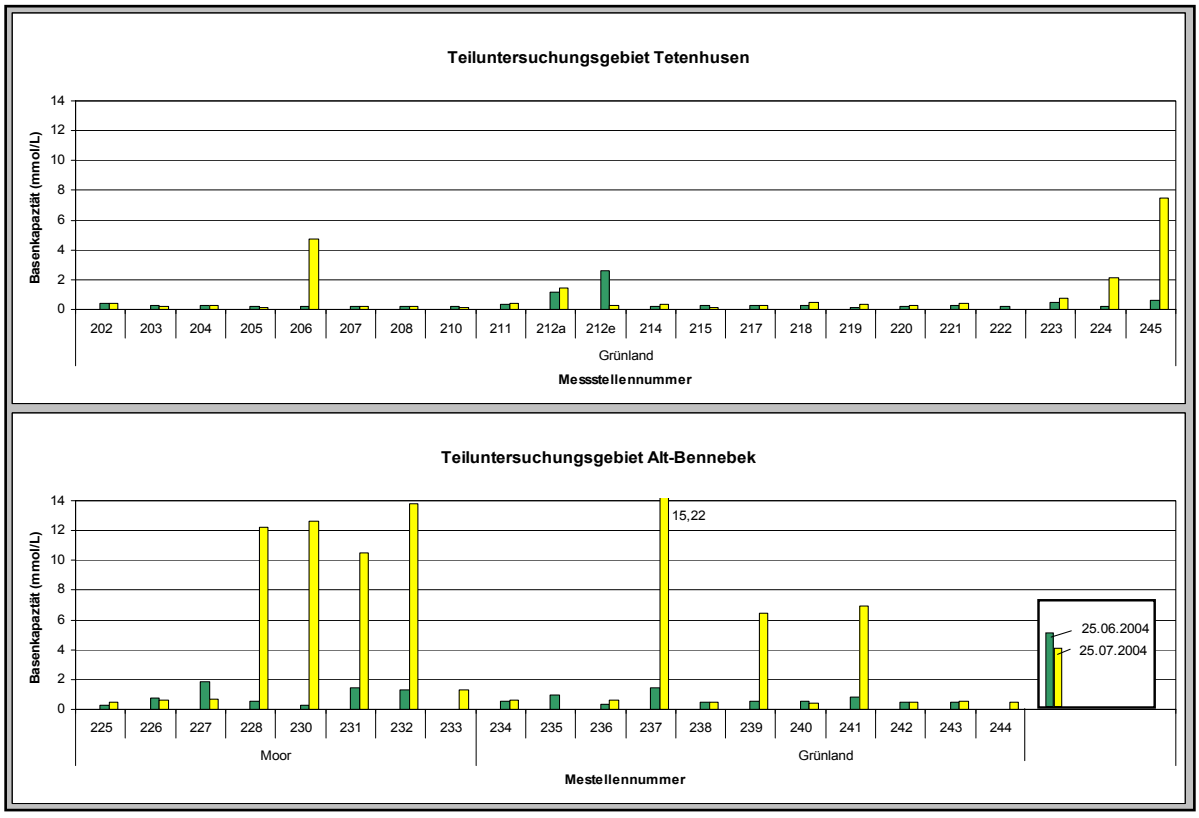


Abbildung 75: Basenkapazitäten (bis pH 8,2) [mmol/L] der Parzellengrenzgräben in den beiden TUGen Tetenhusen (oben) und Alt Bennebek (unten) für die Monate März, Mai, Juni und Juli 2004

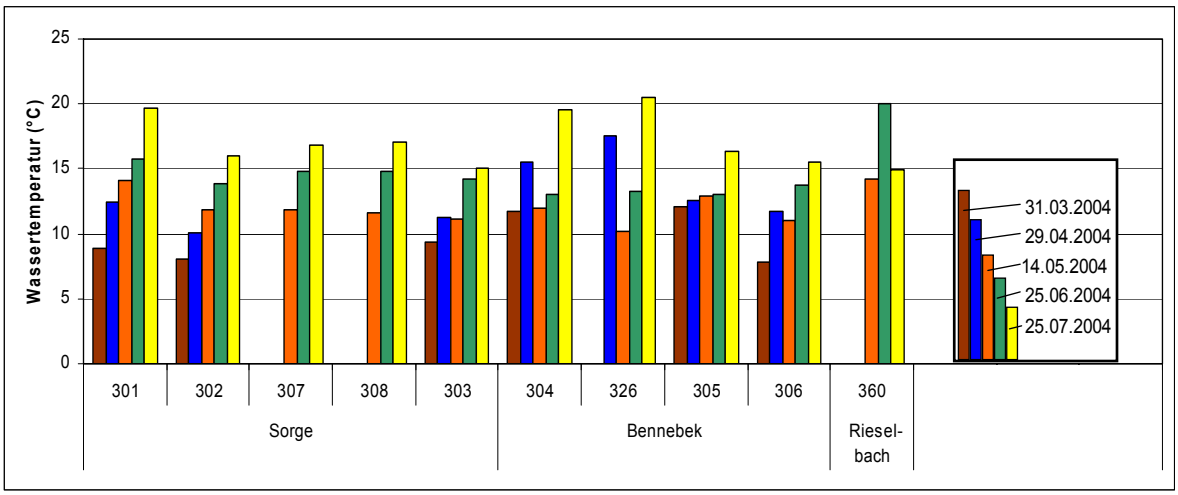


Abbildung 76: Wassertemperaturen [°C] der Fließgewässer Sorge, Bennebek und Rieselbach für die Monate März bis Juli 2004

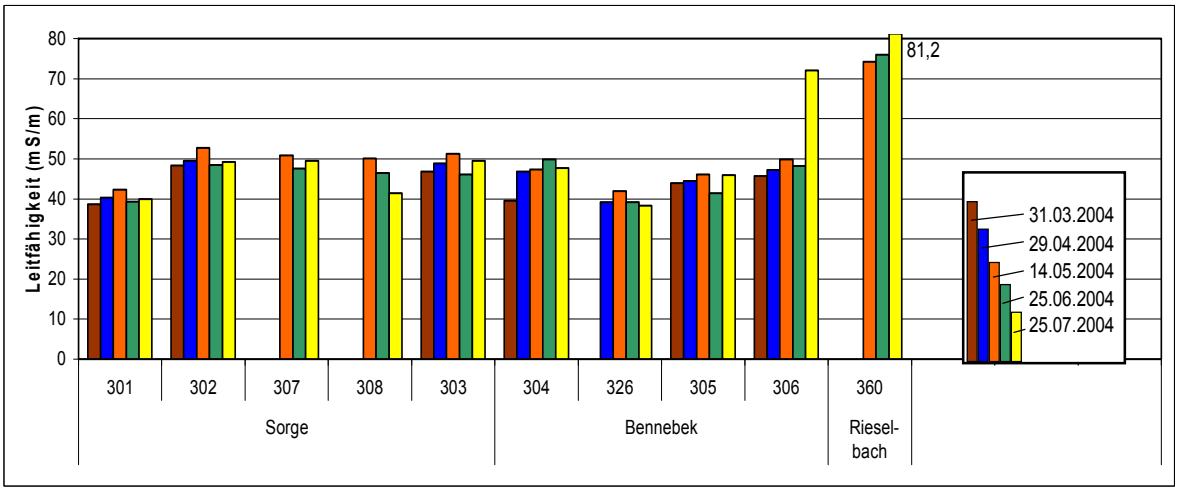


Abbildung 77: Elektrische Leitfähigkeiten [mS/m] der Fließgewässer Sorge, Bennebek und Rieselbach für die Monate März bis Juli 2004

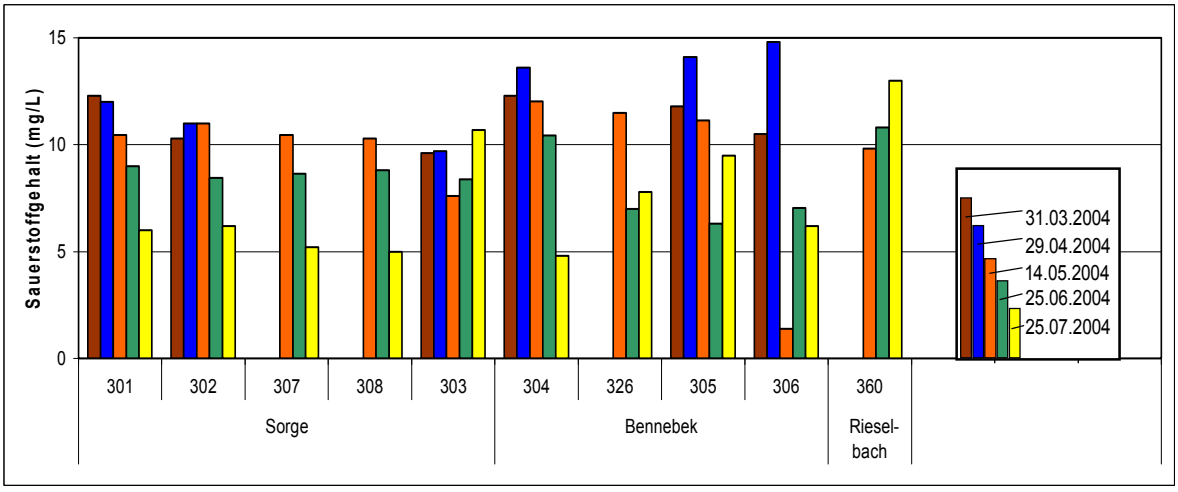


Abbildung 78: Sauerstoff-Gehalte [mg/L] der Fließgewässer Sorge, Bennebek und Rieselbach für die Monate März bis Juli 2004

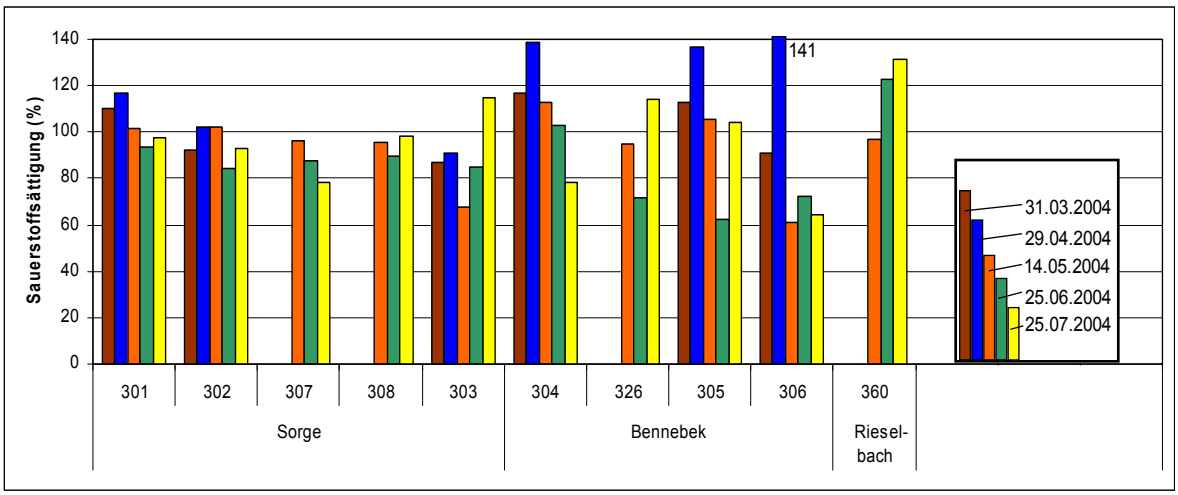


Abbildung 79: Sauerstoffsättigungen [%] der Fließgewässer Sorge, Bennebek und Rieselbach für die Monate März bis Juli 2004

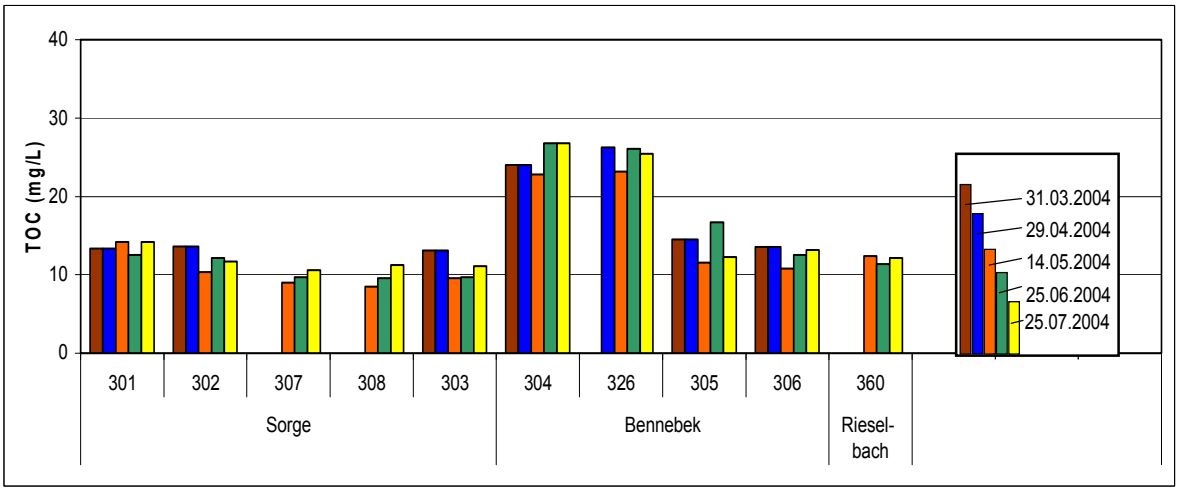


Abbildung 80: TOC-Gehalte [mg/L] der Fließgewässer Sorge, Bennebek und Rieselbach für die Monate März bis Juli 2004

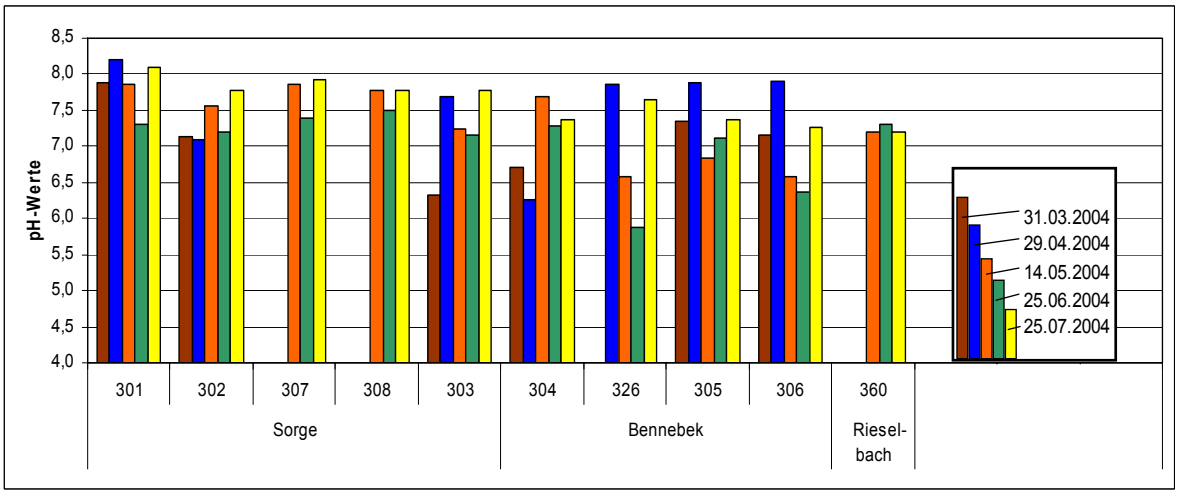


Abbildung 81: pH-Werte der Fließgewässer Sorge, Bennebek und Rieselbach für die Monate März bis Juli 2004

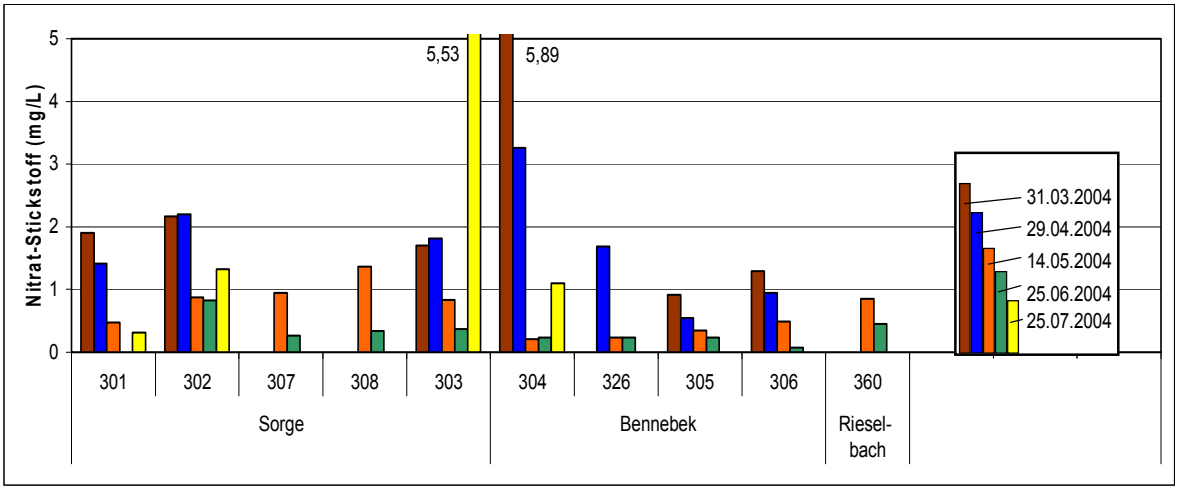


Abbildung 82: Nitrat-Stickstoff-Gehalte [mg/L] der Fließgewässer Sorge, Bennebek und Rieselbach für die Monate März bis Juli 2004

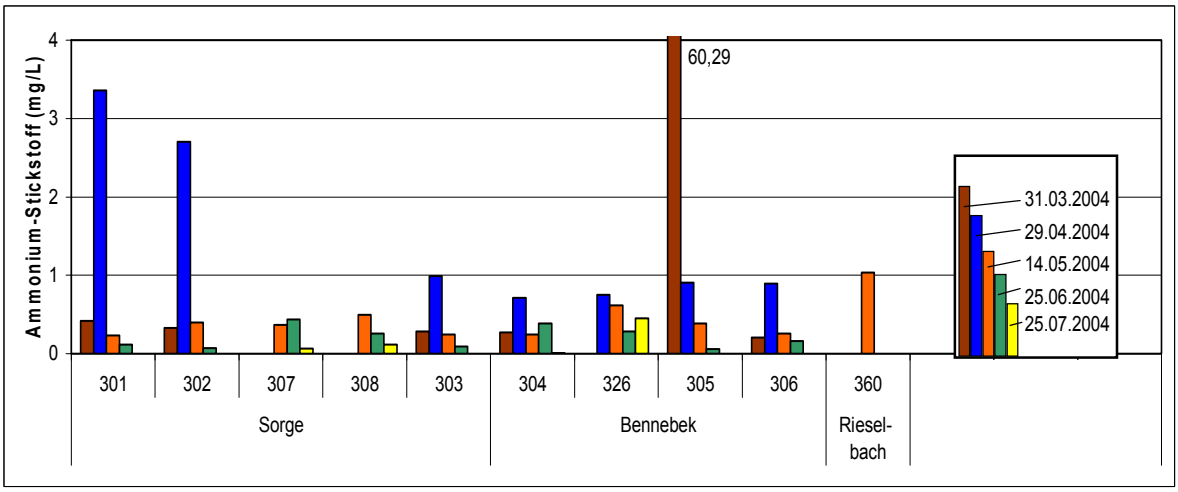


Abbildung 83: Ammonium-Stickstoff-Gehalte [mg/L] der Fließgewässer Sorge, Bennebek und Rieselbach für die Monate März bis Juli 2004

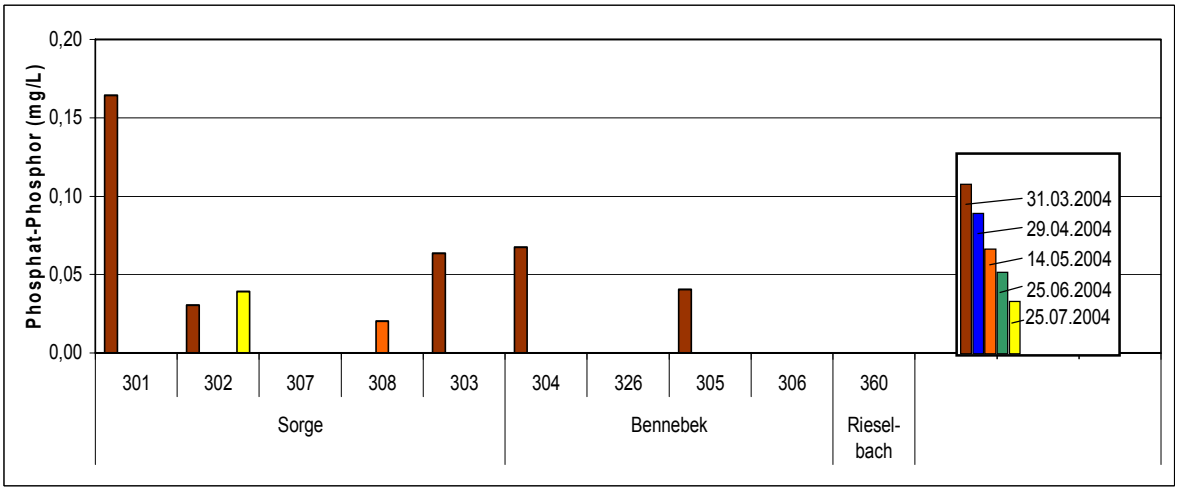


Abbildung 84: Phosphat-Phosphor-Gehalte [mg/L] der Fließgewässer Sorge, Bennebek und Rieselbach für die Monate März bis Juli 2004

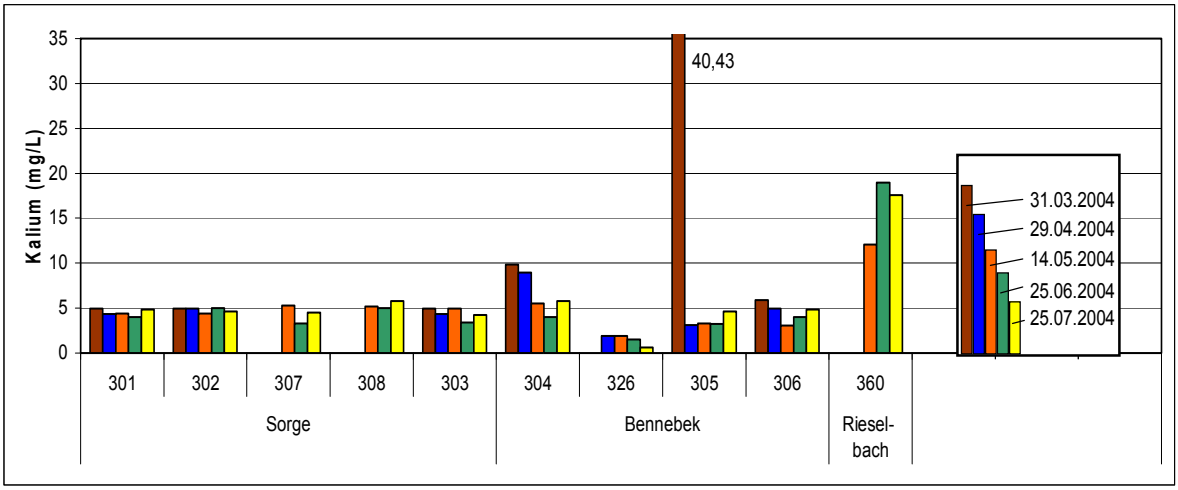


Abbildung 85: Kalium-Gehalte [mg/L] der Fließgewässer Sorge, Bennebek und Rieselbach für die Monate März bis Juli 2004

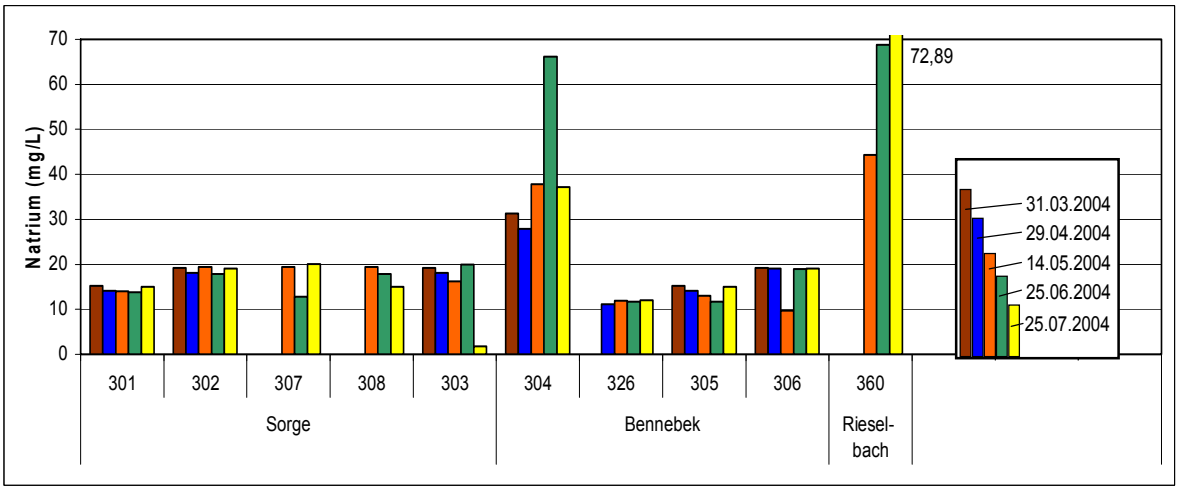


Abbildung 86: Natrium-Gehalte [mg/L] der Fließgewässer Sorge, Bennebek und Rieselbach für die Monate März bis Juli 2004

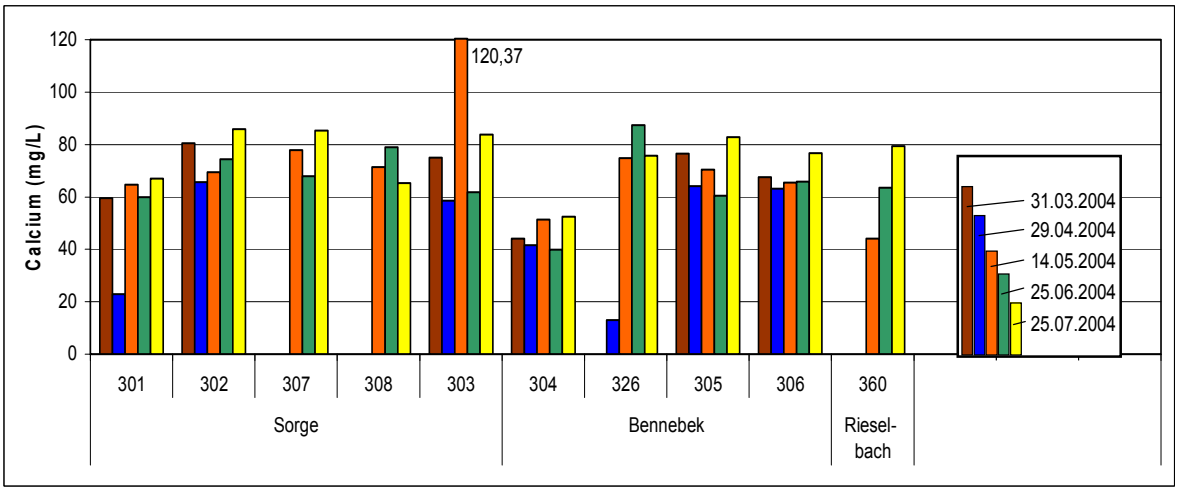


Abbildung 87: Calcium-Gehalte [mg/L] der Fließgewässer Sorge, Bennebek und Rieselbach für die Monate März bis Juli 2004

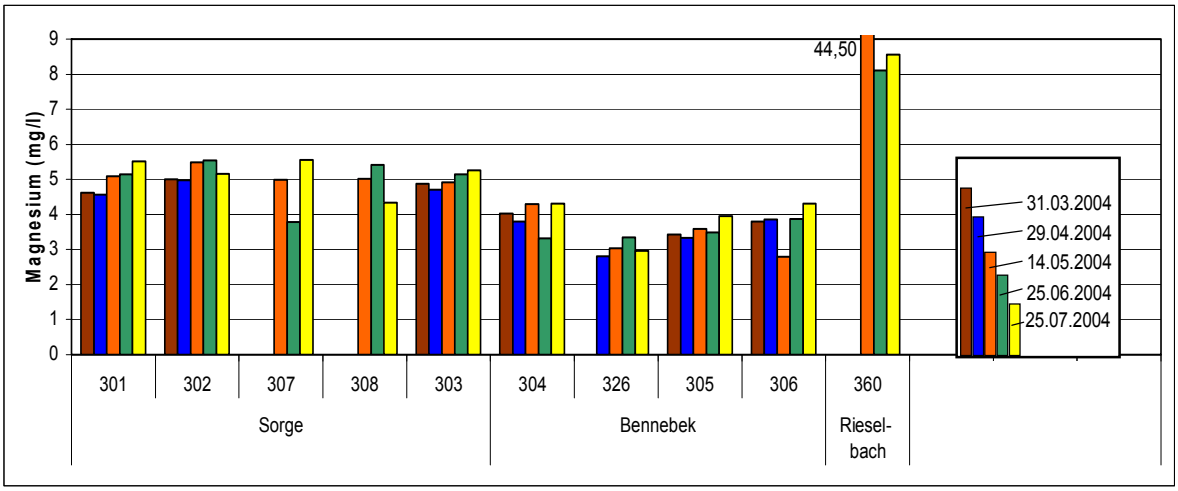


Abbildung 88: Magnesium-Gehalte [mg/L] der Fließgewässer Sorge, Bennebek und Rieselbach für die Monate März bis Juli 2004

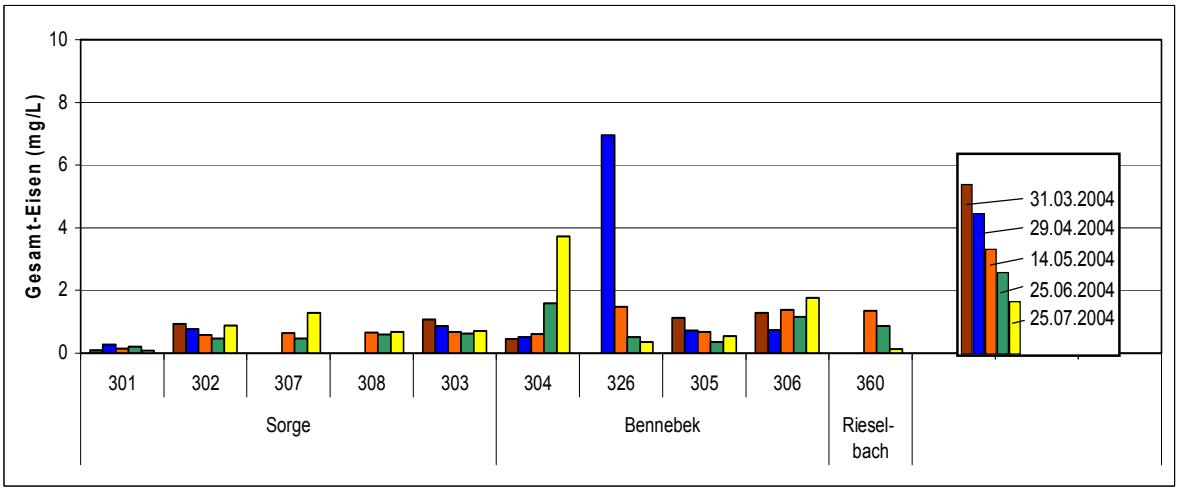


Abbildung 89: Gesamt-Eisen-Gehalte [mg/L] der Fließgewässer Sorge, Bennebek und Rieselbach für die Monate März bis Juli 2004

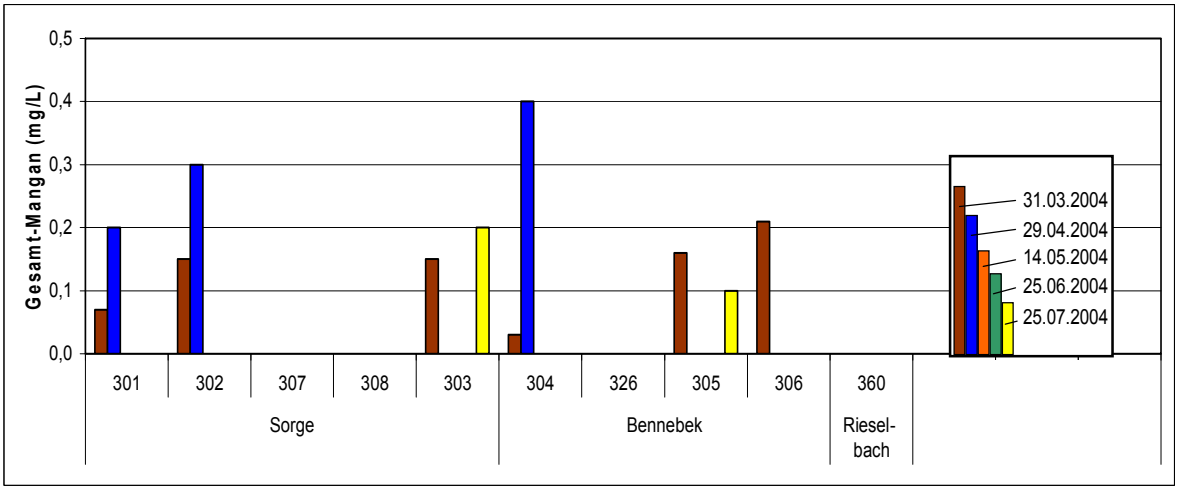


Abbildung 90: Gesamt-Mangan-Gehalte [mg/L] der Fließgewässer Sorge, Bennebek und Rieselbach für die Monate März bis Juli 2004

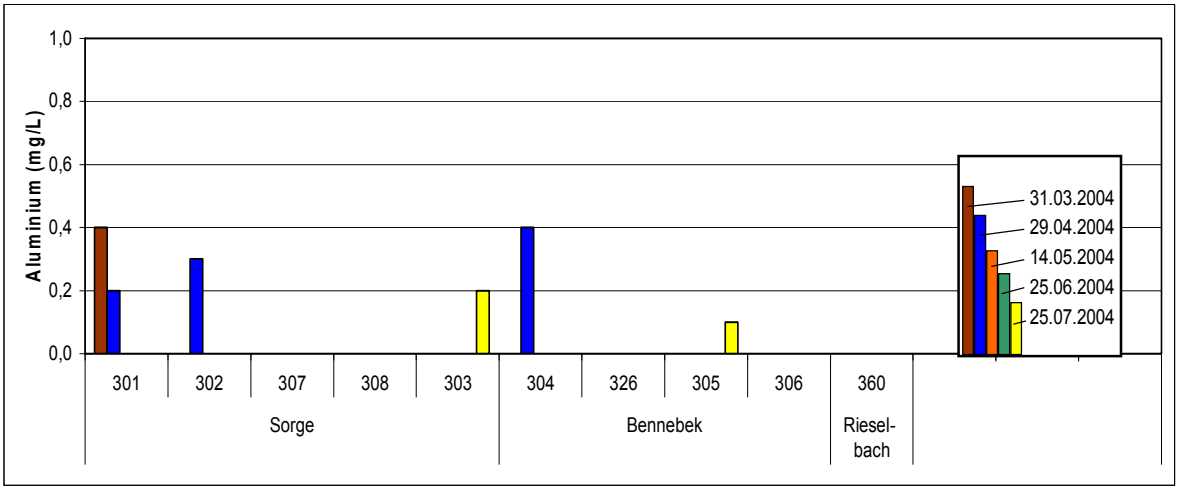


Abbildung 91: Aluminium-Gehalte [mg/L] der Fließgewässer Sorge, Bennebek und Rieselbach für die Monate März bis Juli 2004

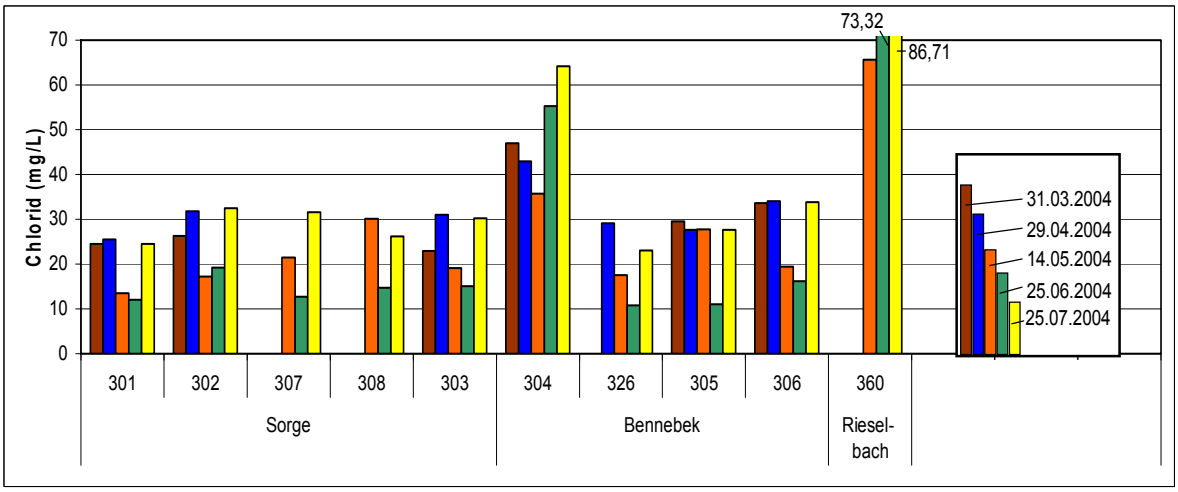


Abbildung 92: Chlorid-Gehalte [mg/L] der Fließgewässer Sorge, Bennebek und Rieselbach für die Monate März bis Juli 2004

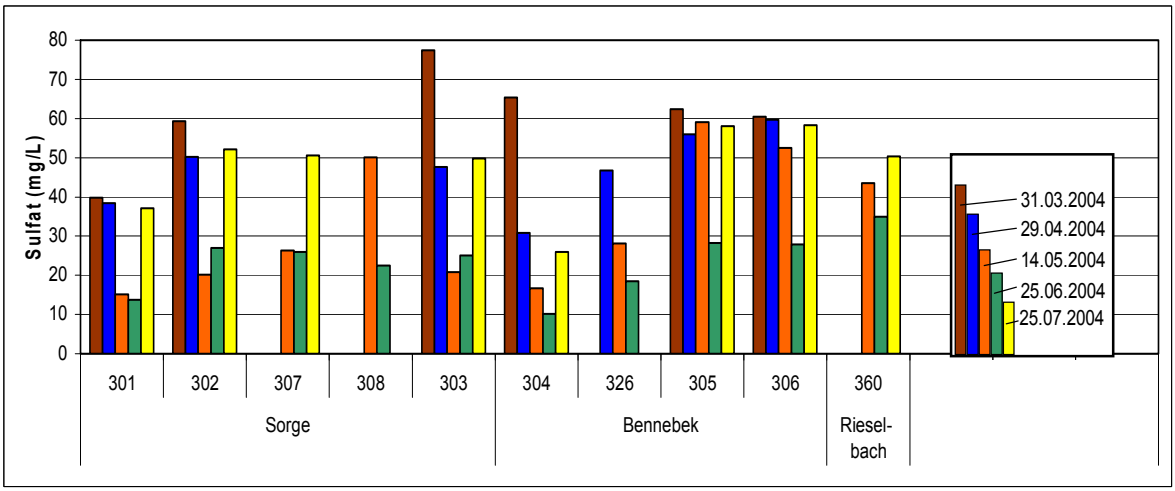


Abbildung 93: Sulfat-Gehalte [mg/L] der Fließgewässer Sorge, Bennebek und Rieselbach für die Monate März bis Juli 2004

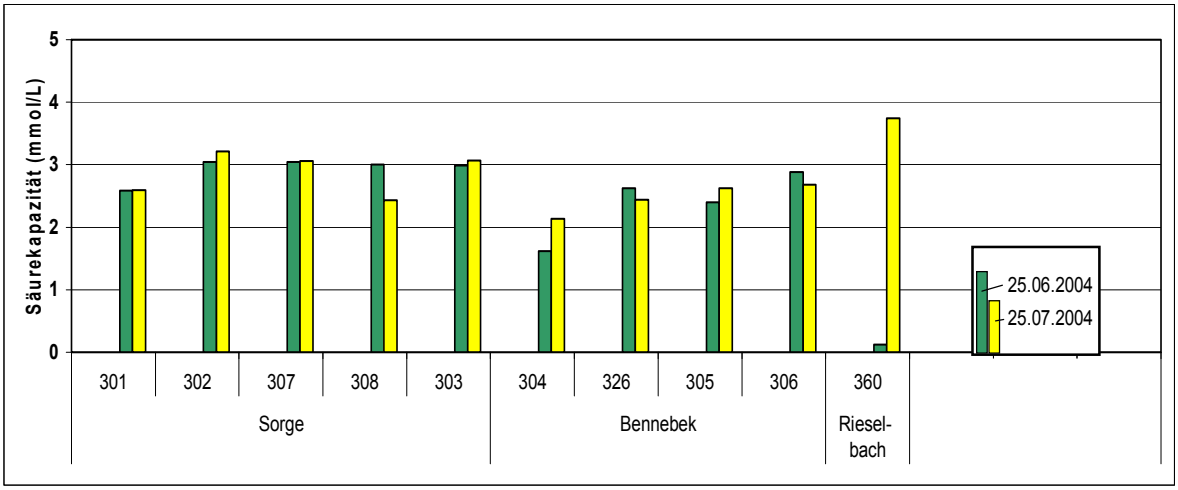


Abbildung 94: Säurekapazität (bis pH 4,3) [mmol/L] der Fließgewässer Sorge, Bennebek und Rieselbach für die Monate März bis und Juli 2004

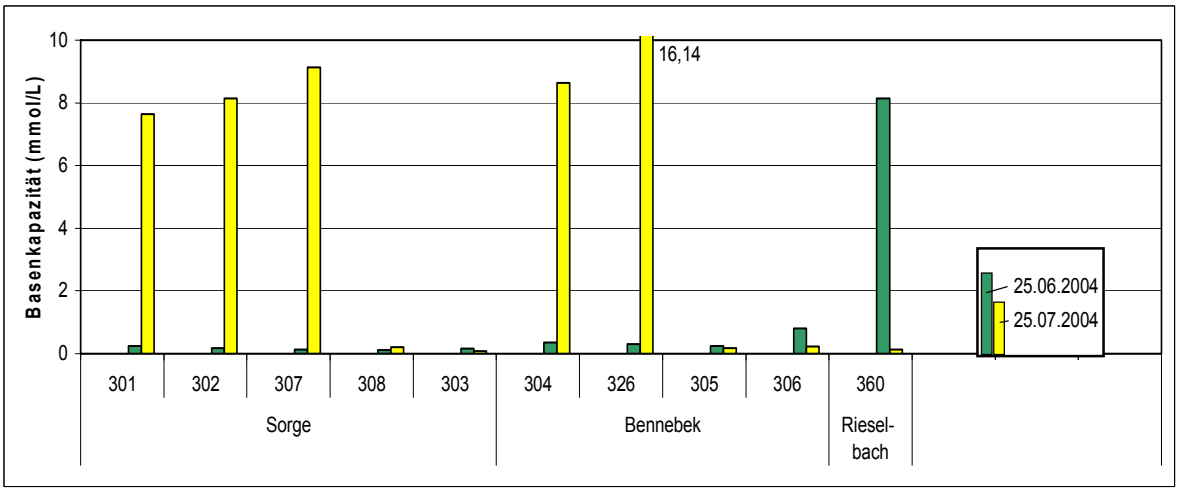


Abbildung 95: Basenkapazität (bis pH 8,2) [mmol/L] der Fließgewässer Sorge, Bennebek und Rieselbach für die Monate März bis Juli 2004

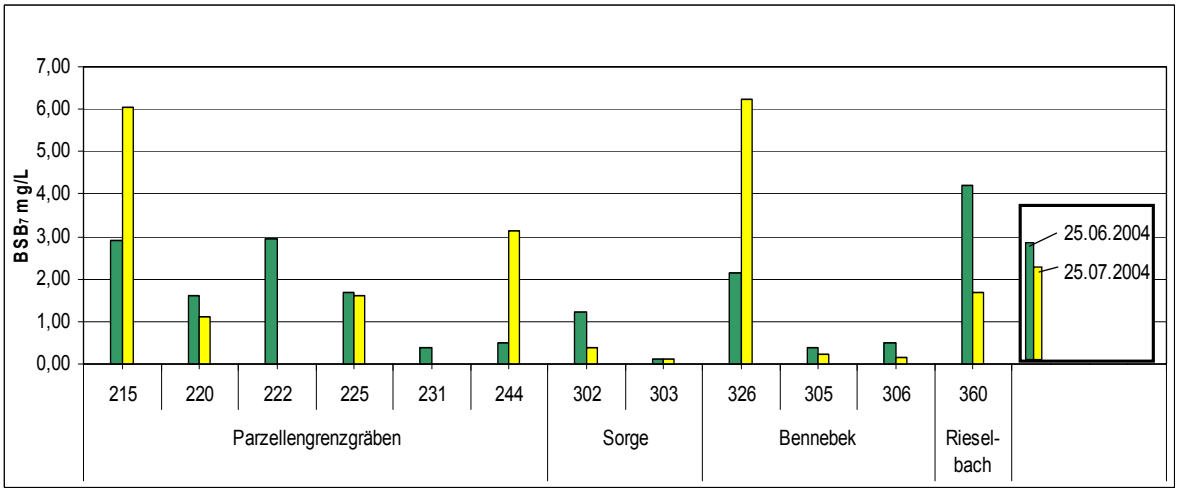
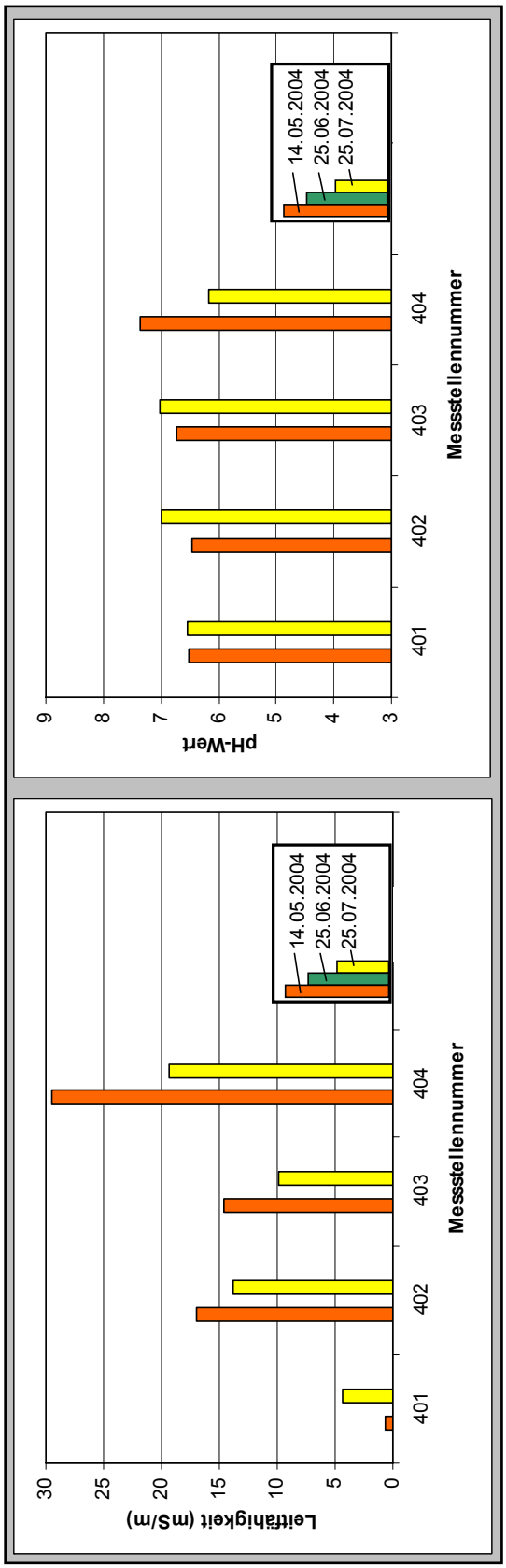


Abbildung 96: Biologischer Sauerstoffbedarf nach 7 Tagen (BSB_7) [mg/L] der Fließgewässer Sorge, Bennebek, Rieselbach und ausgewählter Parzellengrenzgräben für die Monate März bis Juli 2004



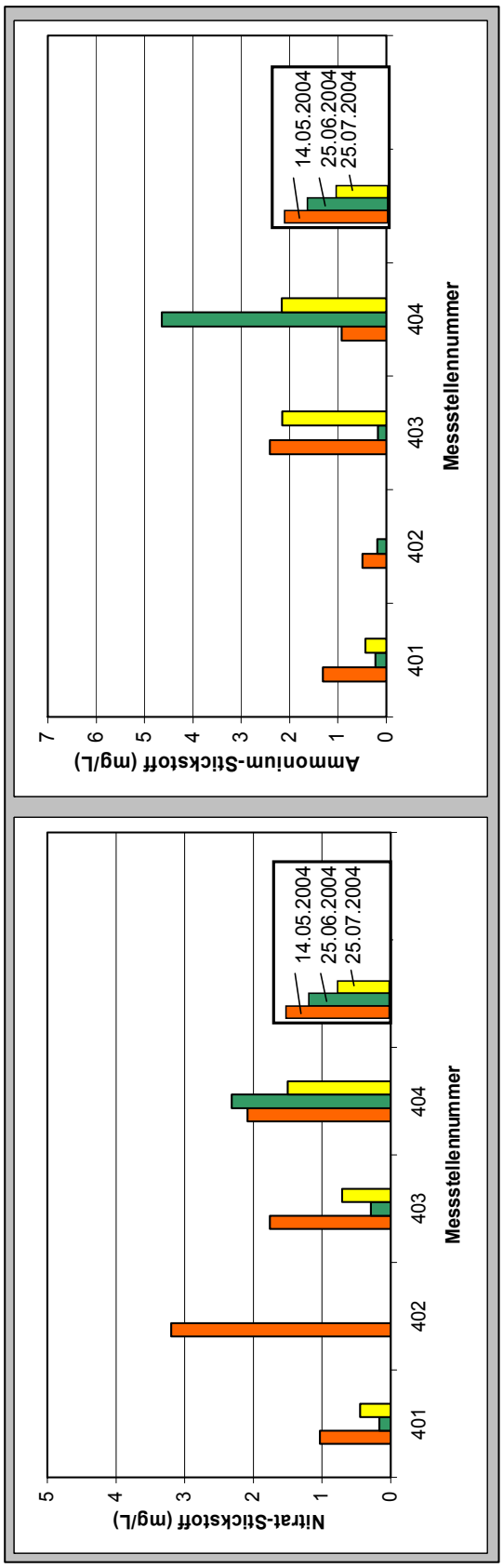
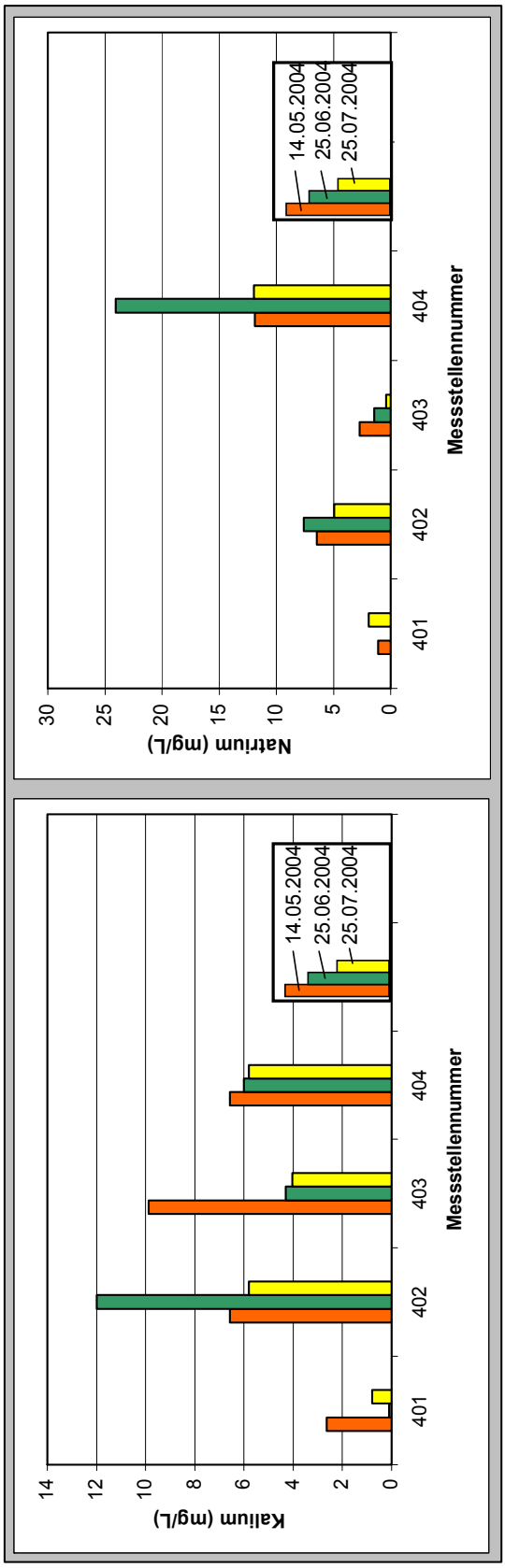


Abbildung 97: Elektrische Leitfähigkeiten [mS/m] und pH-Werte für die Monate Mai, Juni und Juli 2004 (linke Abbildung)

Abbildung 98: Nitrat-Stickstoff- und Ammonium-Stickstoff-Gehalte des Niederschlagswassers für die Monate Mai, Juni und Juli 2004 (rechte Abbildung)



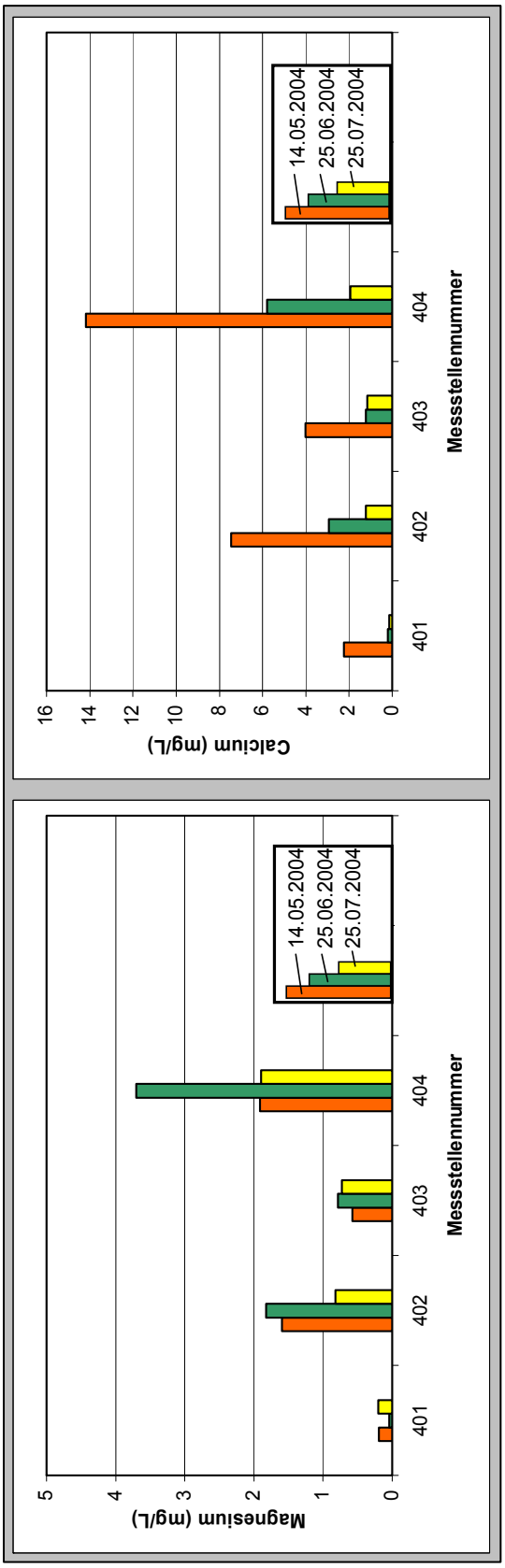


Abbildung 99: Kalium- und Natrium-Gehalte [mg/L] des Niederschlagswassers für die Monate Mai, Juni und Juli 2004 (linke Abbildung)

Abbildung 100: Magnesium- und Calcium-Gehalte [mg/L] des Niederschlagswassers für die Monate Mai, Juni und Juli 2004 (rechte Abbildung)

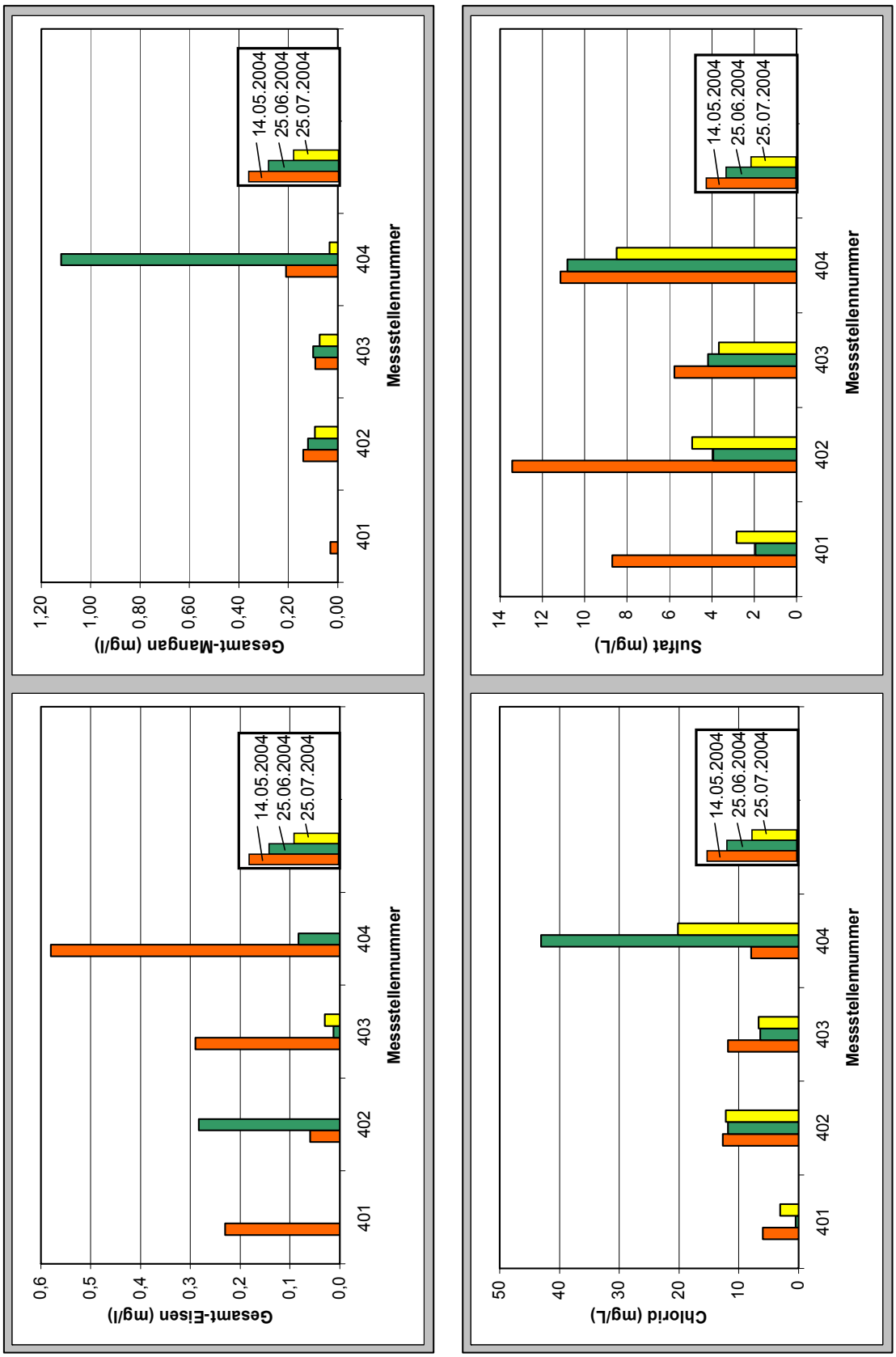


Abbildung 101: Gesamt-Eisen- und Gesamt-Mangan-Gehalte [mg/L] des Niederschlagswassers für die Monate Mai, Juni und Juli 2004

Abbildung 102: Chlorid- und Sulfat-Gehalte Gehalte [mg/L] des Niederschlagswassers für die Monate Mai, Juni und Juli 2004

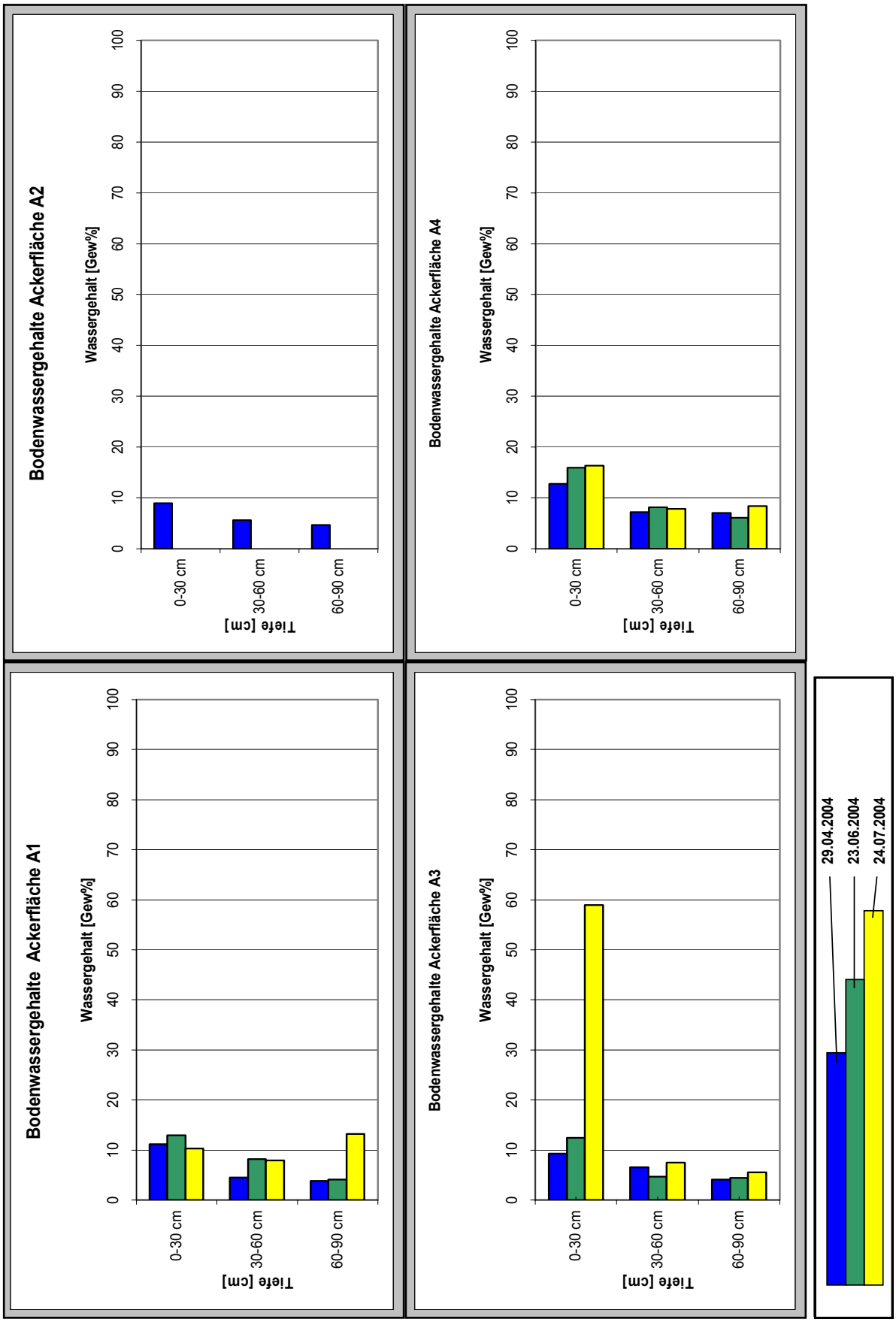


Abbildung 103: Bodenwassergehalte der Ackerflächen A1 - A4 für die Monate April, Juni und Juli 2004

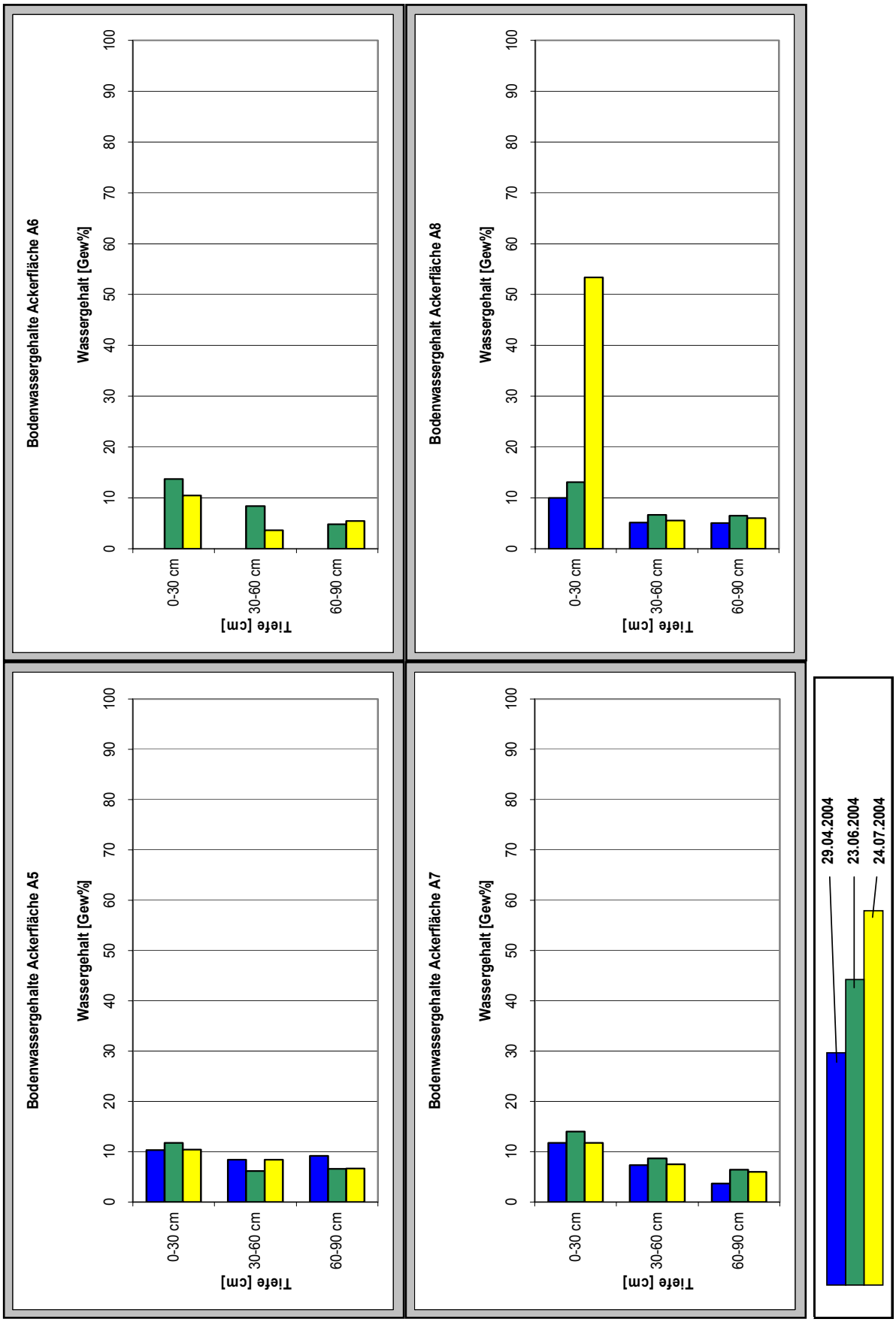


Abbildung 104: Bodenwassergehalte der Ackerflächen A5 - A8 für die Monate April, Juni und Juli 2004

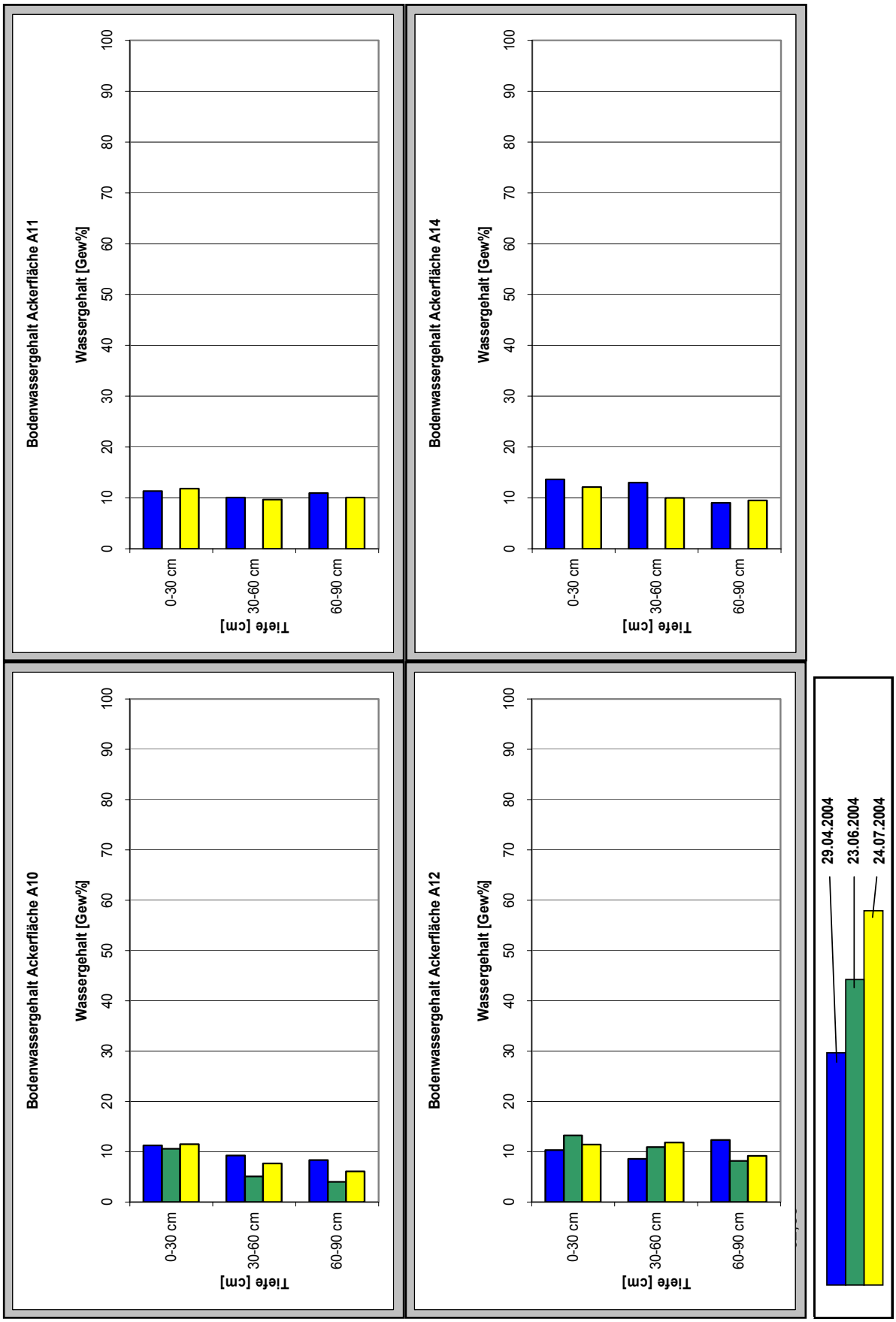


Abbildung 105: Bodenwassergehalte der Ackerflächen A10, A11, A12 und A14 für die Monate April, Juni und Juli 2004

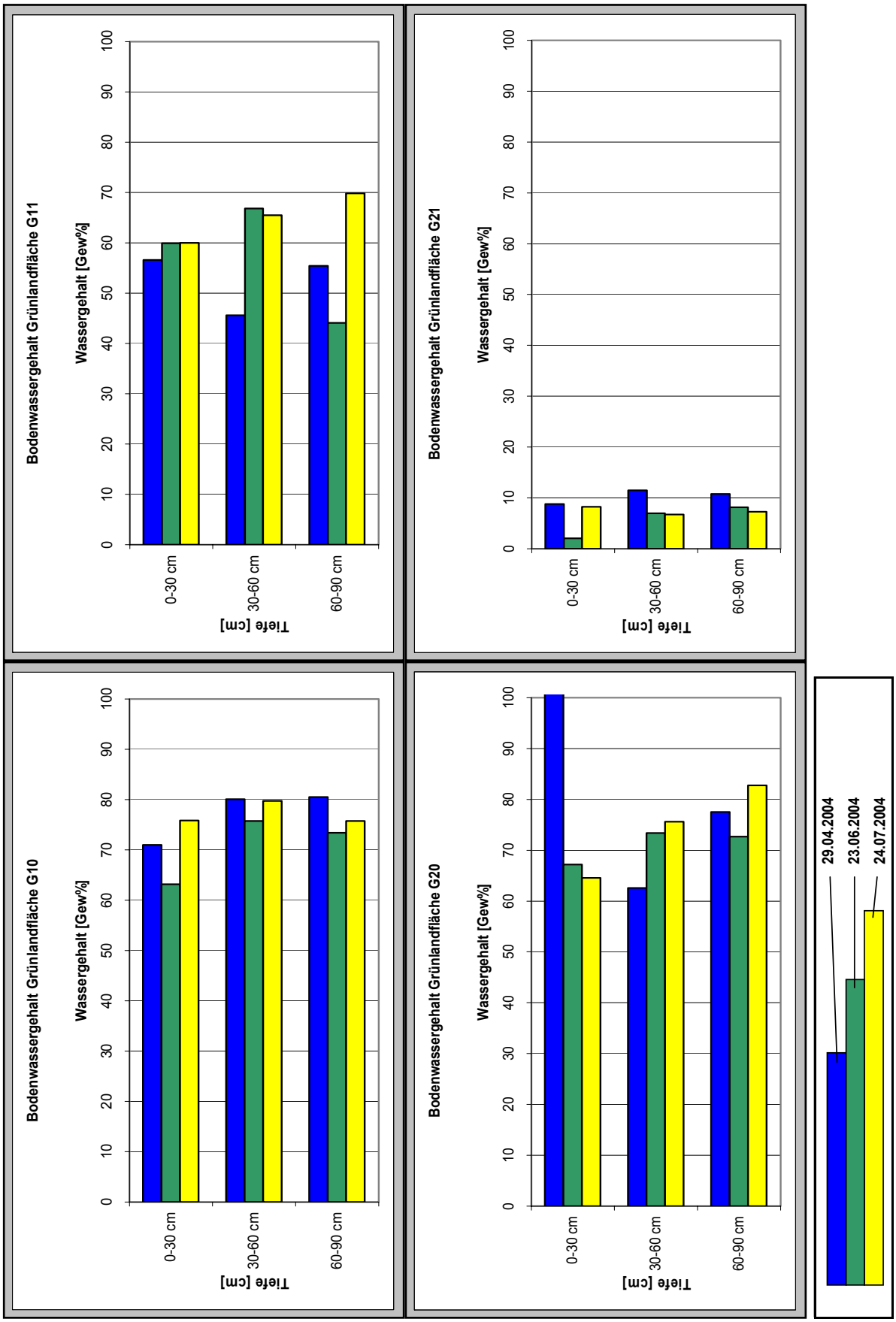


Abbildung 106: Bodenwassergehalte der Grünlandflächen G10, G11, G20 und G21 für die Monate April, Juni und Juli 2004

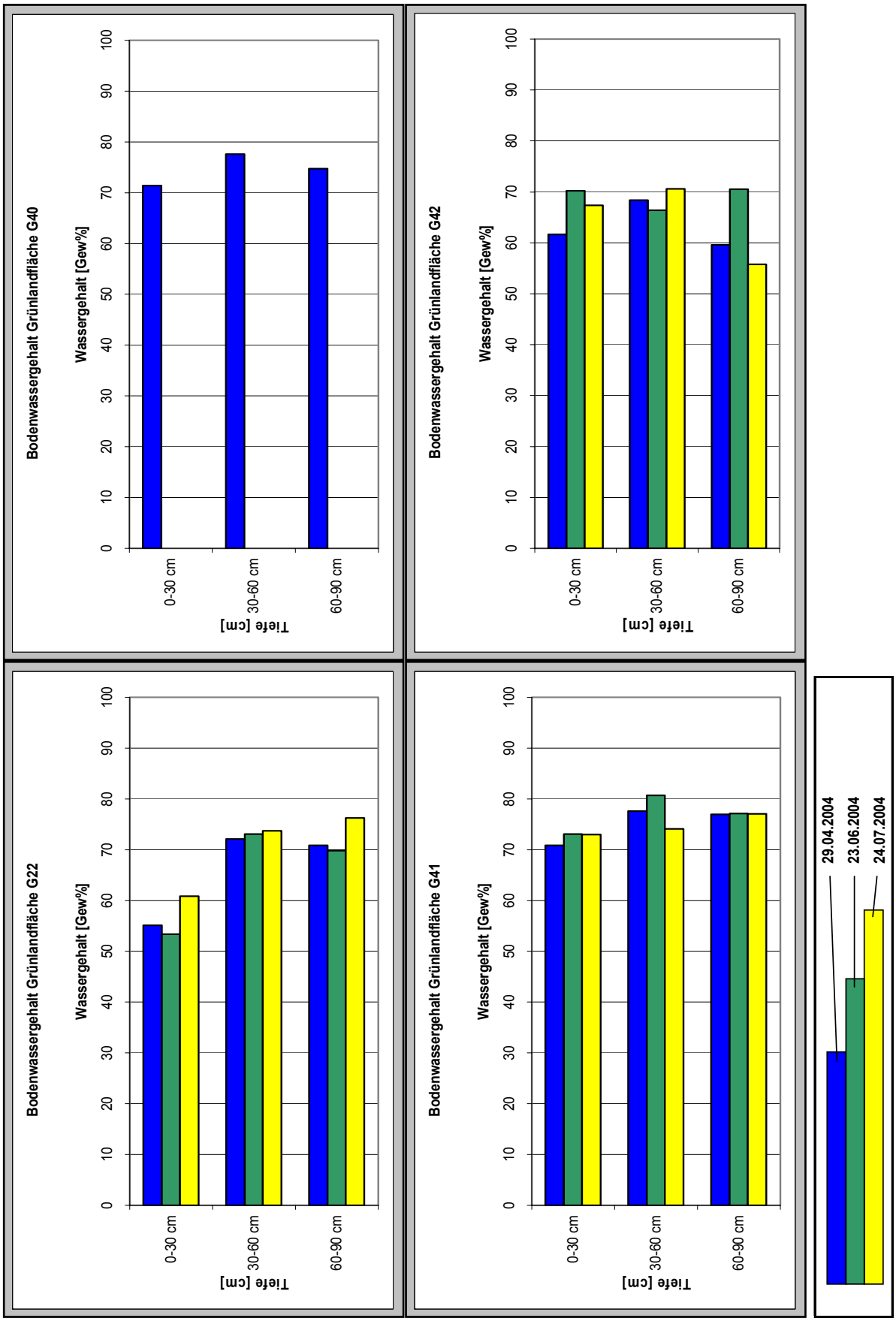


Abbildung 107: Bodenwassergehalte der Grünlandflächen G22, G40, G41 und G42 für die Monate April, Juni und Juli 2004

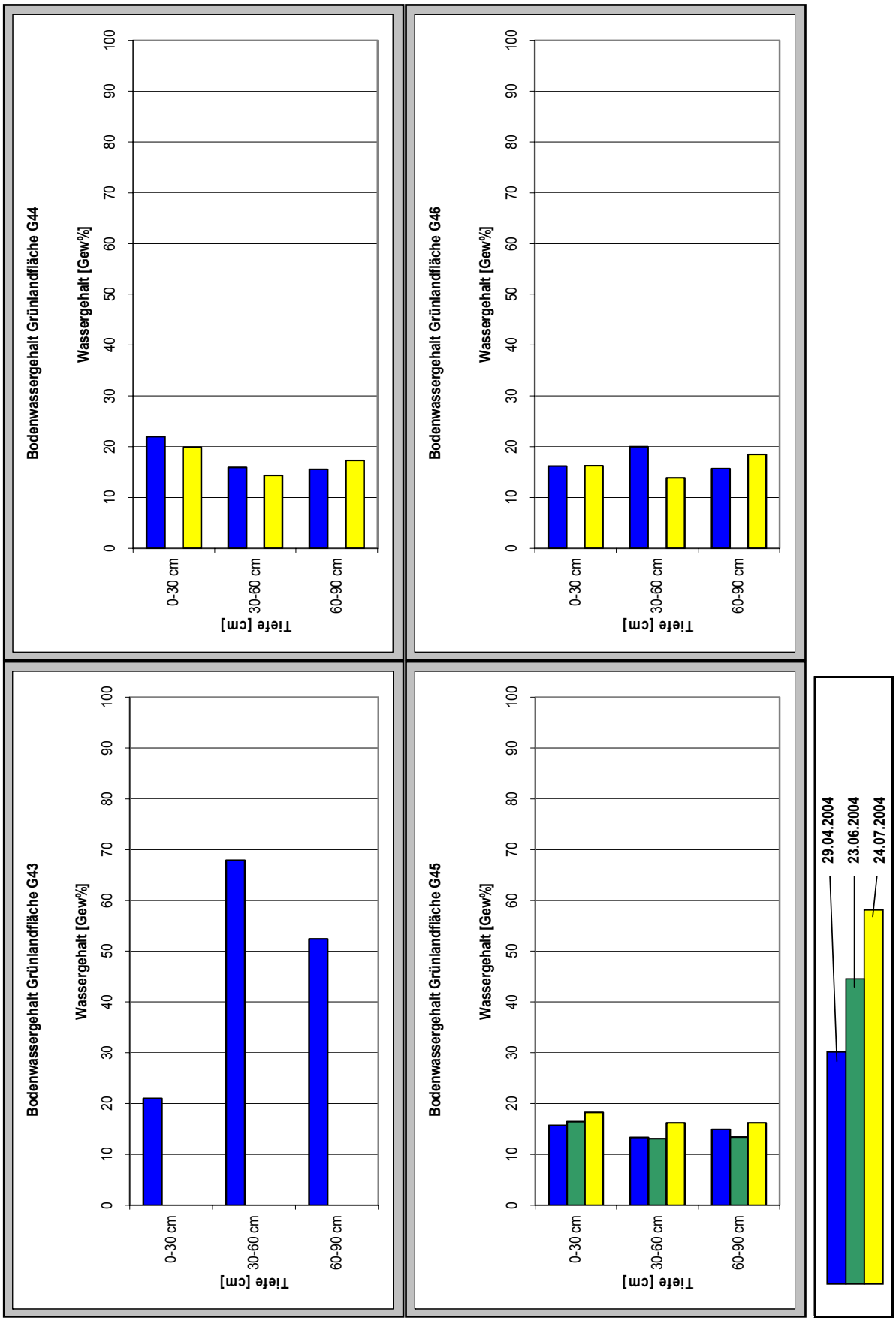


Abbildung 108: Bodenwassergehalte der Grünlandflächen G43, G44, G45 und G46 für die Monate April, Juni und Juli 2004

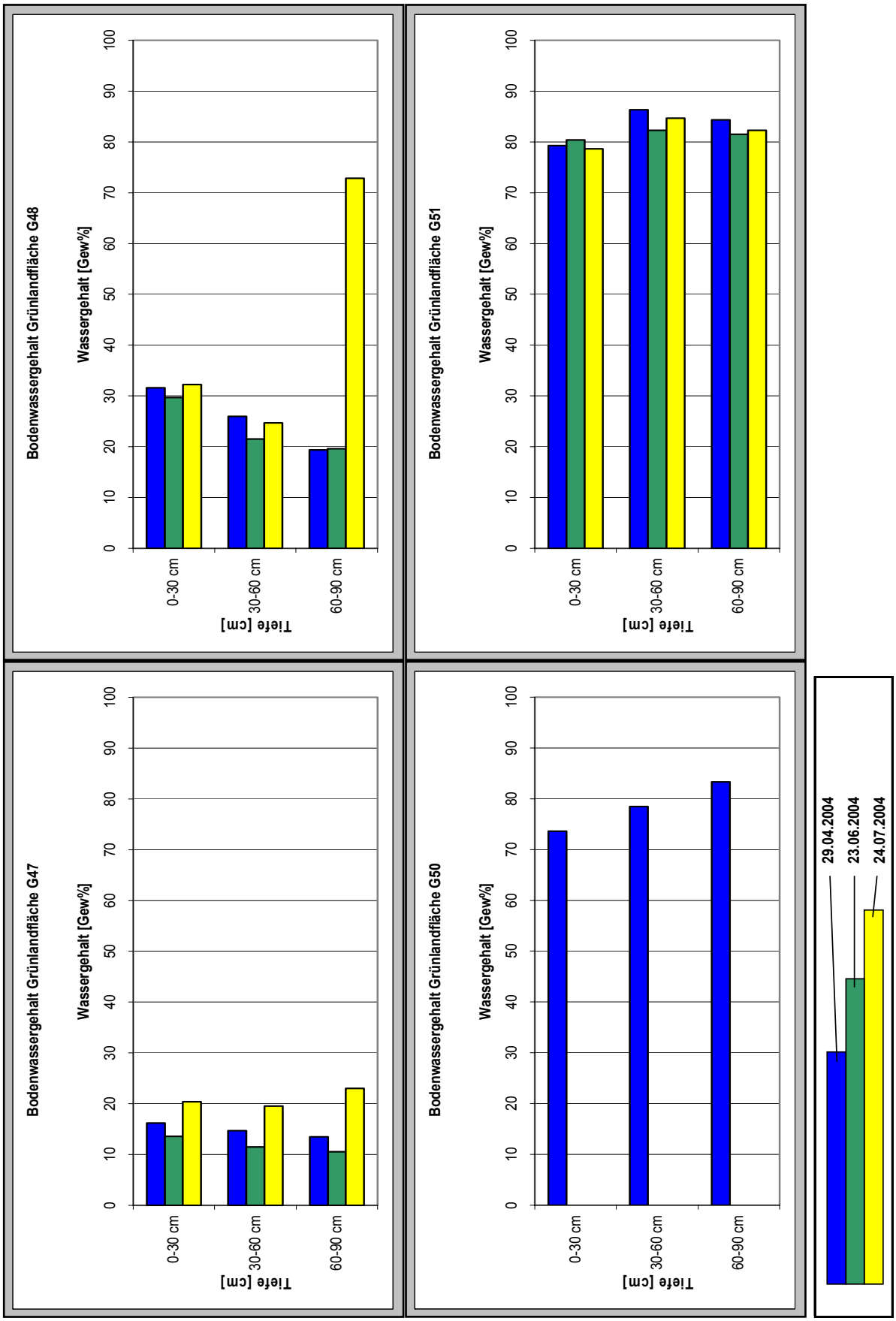


Abbildung 109: Bodenwassergehalte der Grünlandflächen G47, G48, G50 und G51 für die Monate April, Juni und Juli 2004

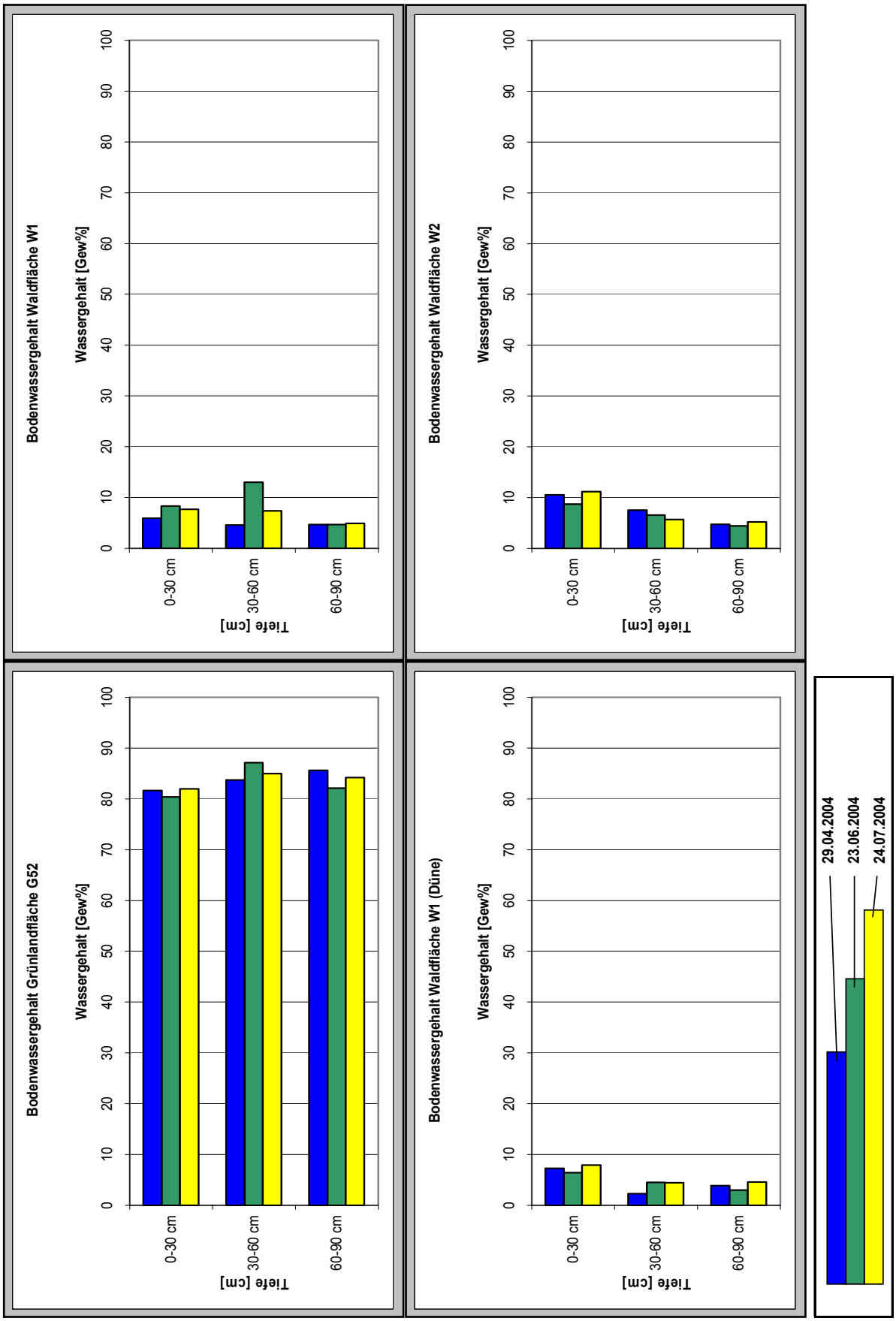


Abbildung 110: Bodenwassergehalte der Grünlandfläche G52 und der Waldflächen W1, W1D und W2 für die Monate April, Juni und Juli 2004

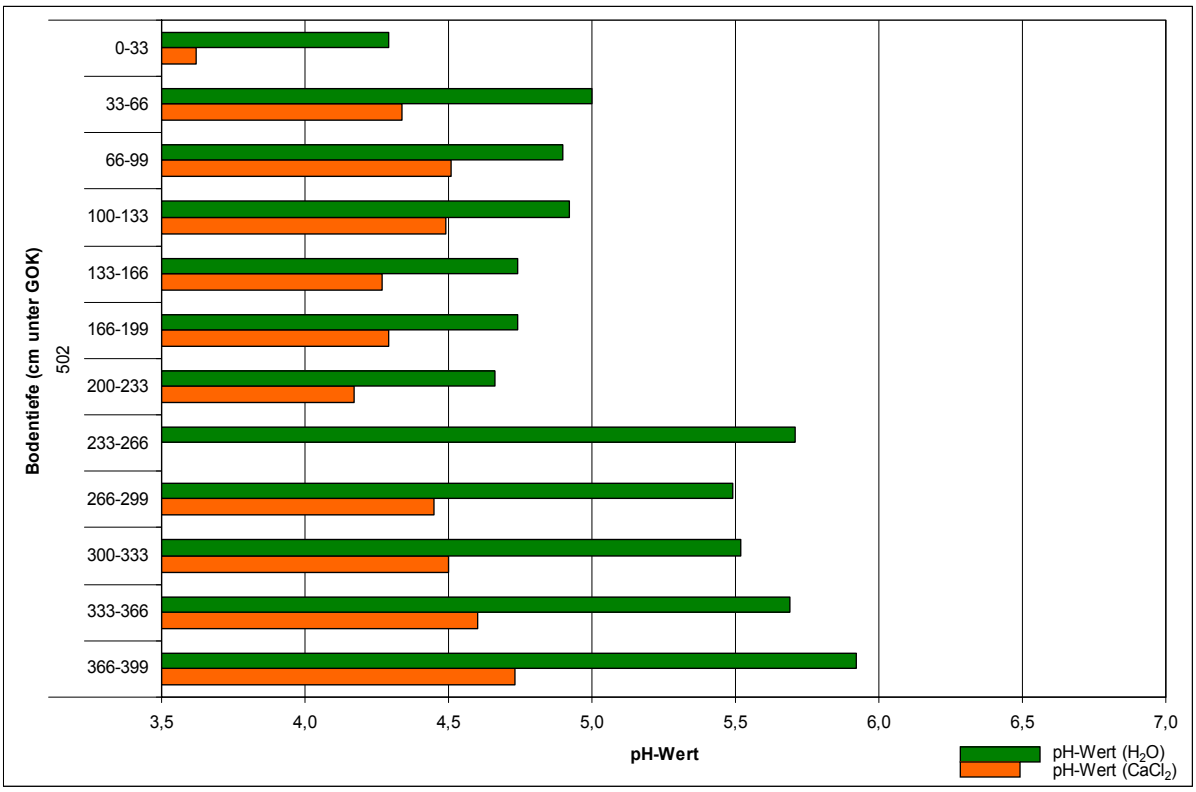


Abbildung 111: Potenzielle ($CaCl_2$) und aktuelle (H_2O) pH-Werte für die Tiefenstufen der Profilbohrung 502

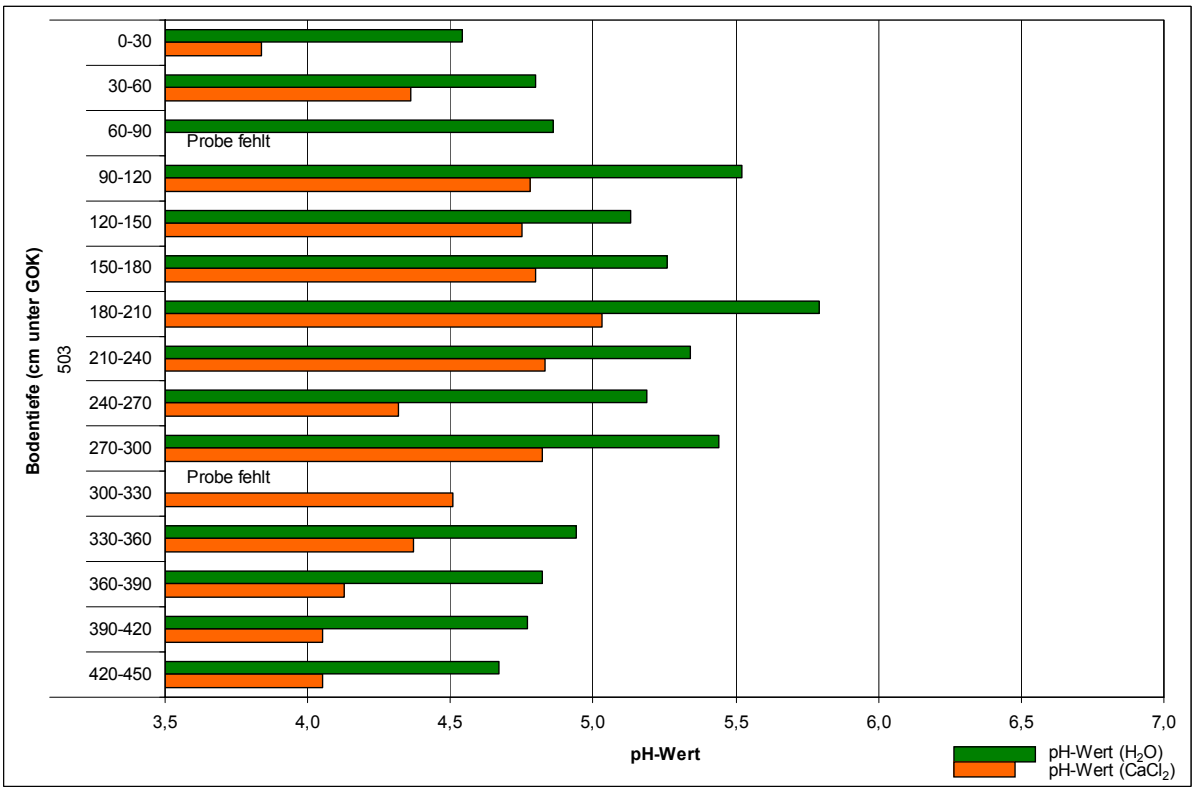


Abbildung 112: Potenzielle ($CaCl_2$) und aktuelle (H_2O) pH-Werte für die Tiefenstufen der Profilbohrung 503

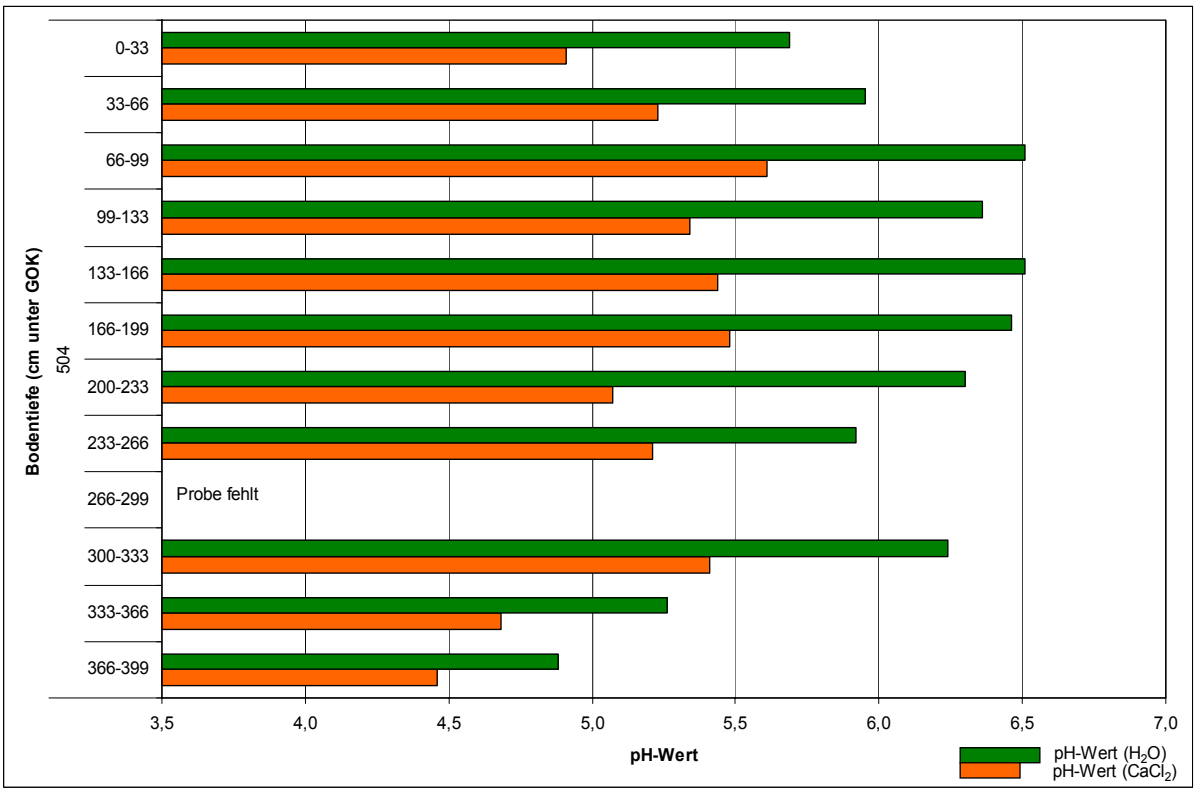


Abbildung 113: Potenzielle ($CaCl_2$) und aktuelle (H_2O) pH-Werte für die Tiefenstufen der Profilbohrung 504

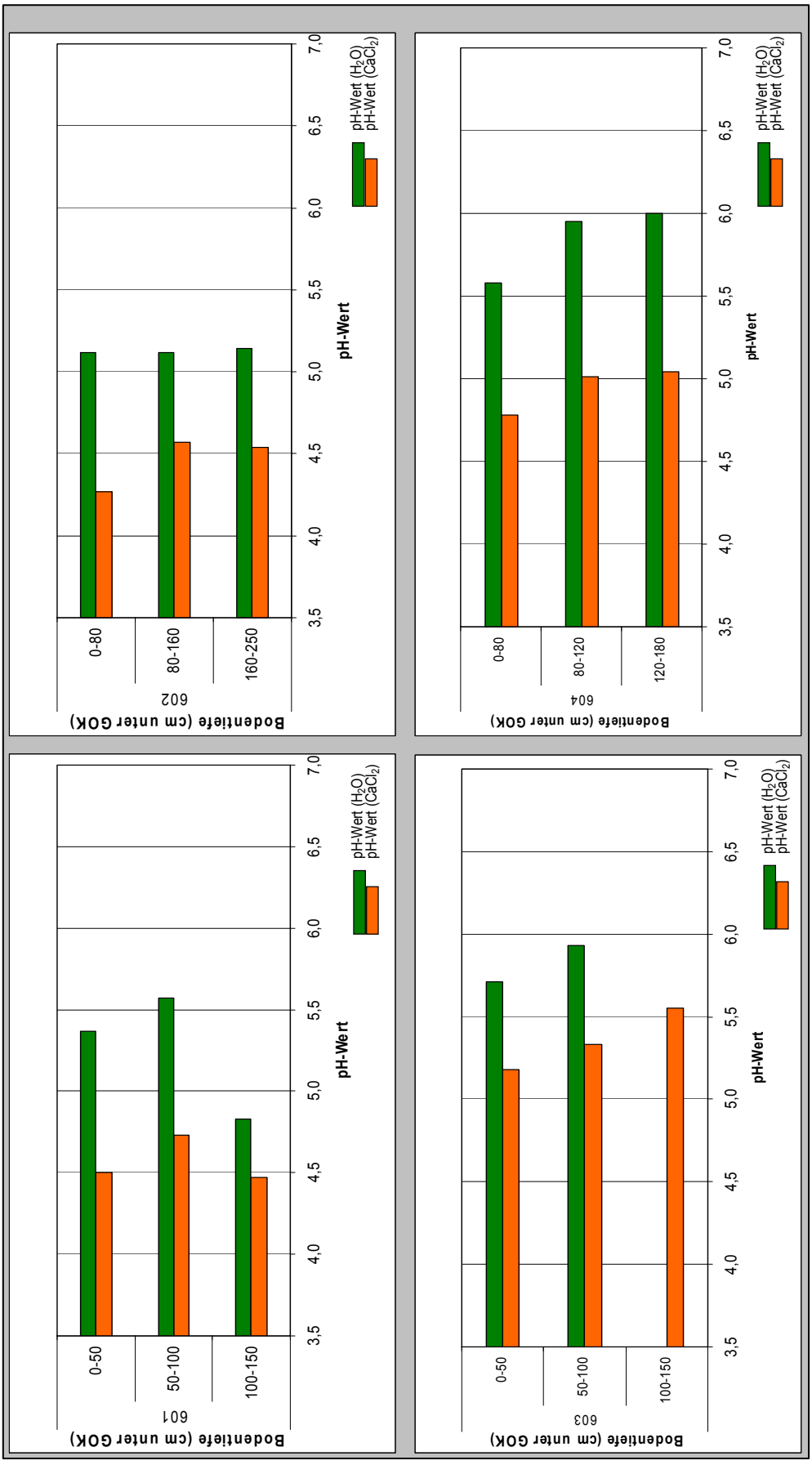


Abbildung 114: Potenzielle ($CaCl_2$) und aktuelle (H_2O) pH-Werte für die Tiefenstufen der Profilgruben 601, 602, 603 und 604

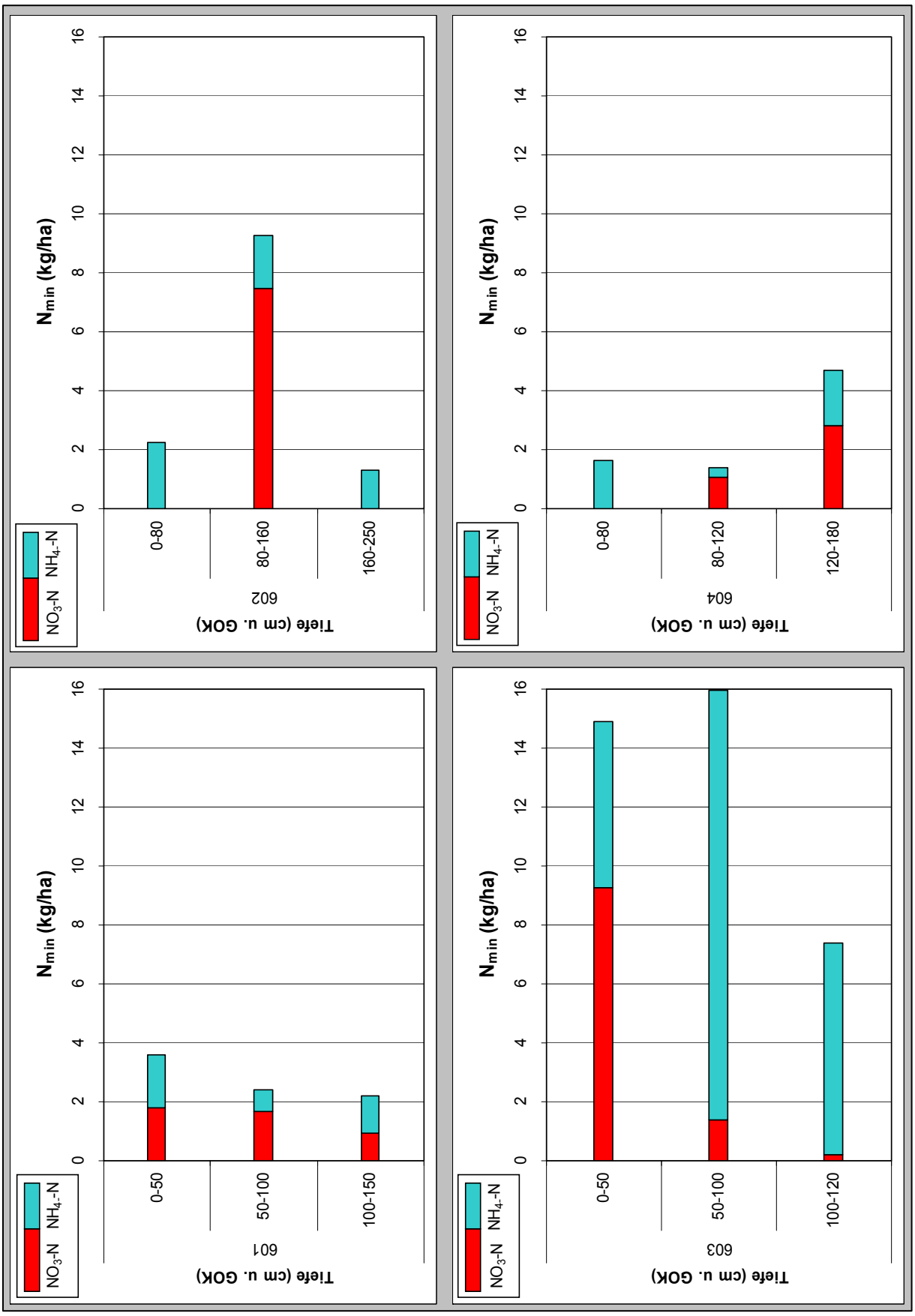


Abbildung 115: Gehalte an mineralischem Stickstoff (N_{min}) für die Tiefenstufen der Profilgruben 601, 602, 603 und 604

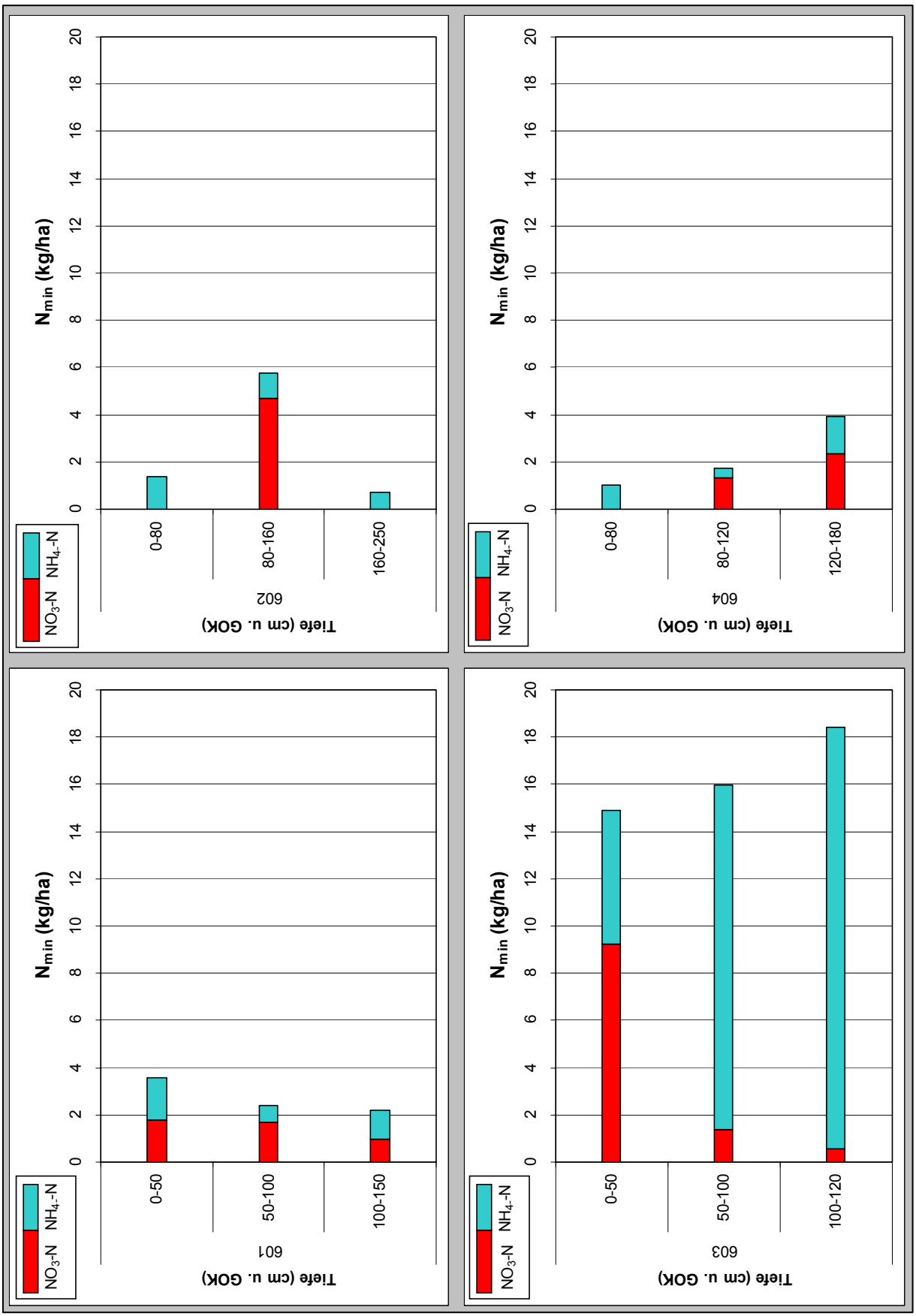


Abbildung 116: Gehalte an mineralischem Stickstoff (N_{min}) für die Tiefenstufen der Profilgruben 601, 602, 603 und 604 (umgerechnet auf eine Horizontmächtigkeit von 50 cm)

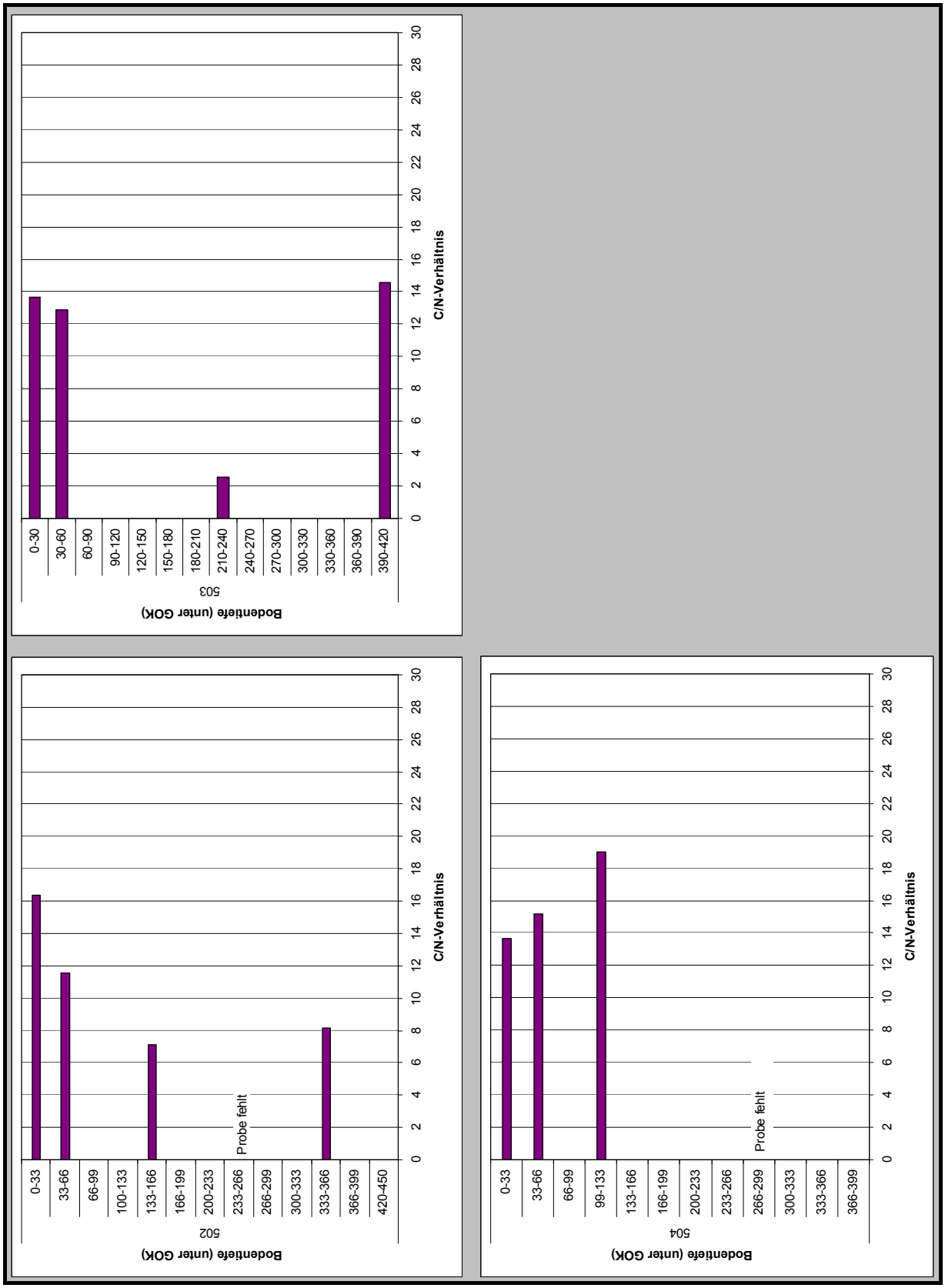


Abbildung 117: C/N-Verhältnisse für die Tiefenstufen der Profilbohrungen 502, 503 und 504

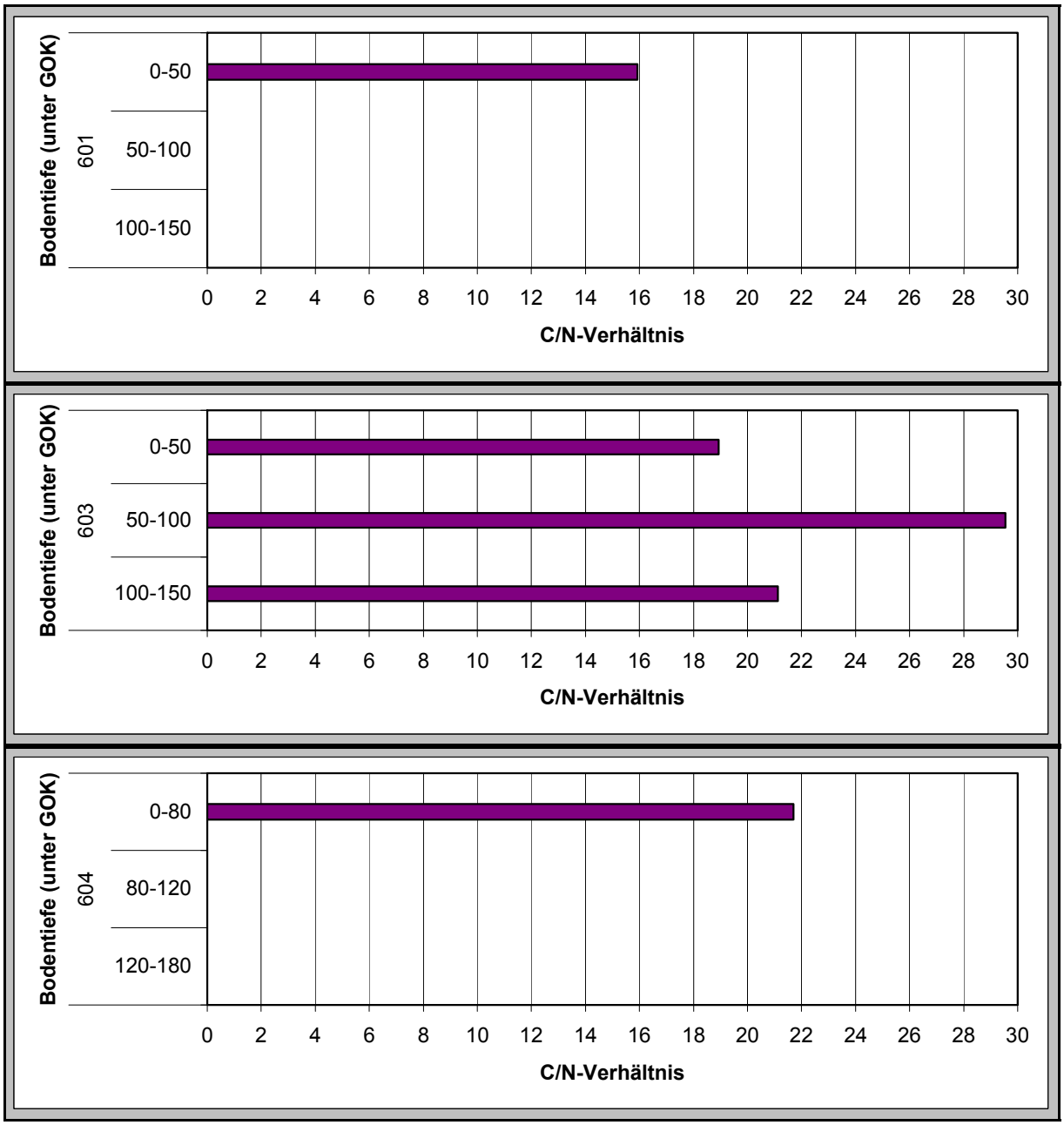


Abbildung 118: C/N-Verhältnisse für die Tiefenstufen der Profilgruben 601, 603 und 604

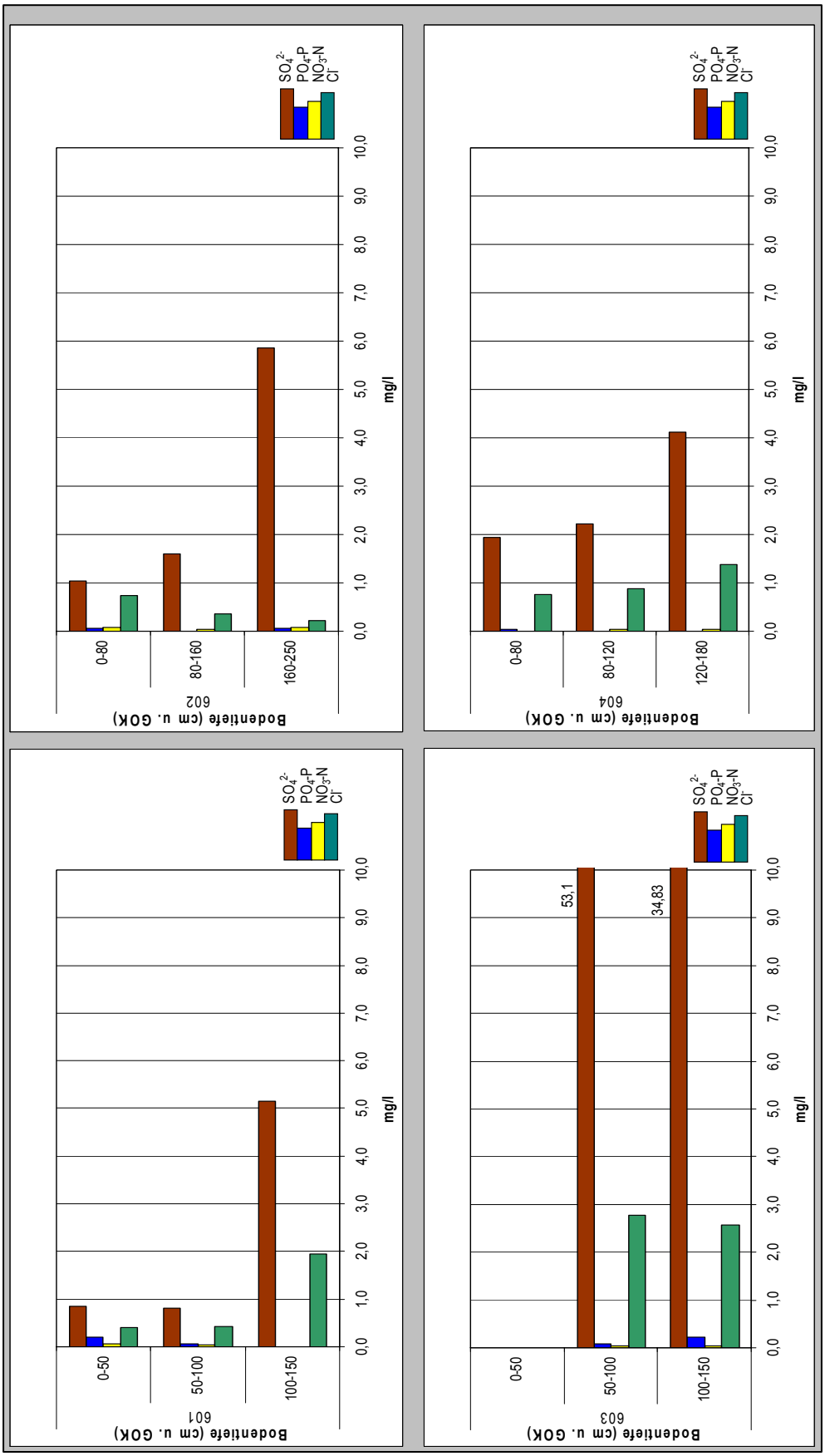


Abbildung 119: Wässrige Extrakte (Sulfat, Phosphat-Phosphor, Nitrat-Stickstoff und Chlorid) aus den Tiefenstufen der Profilgruben 601, 602, 603 und 604

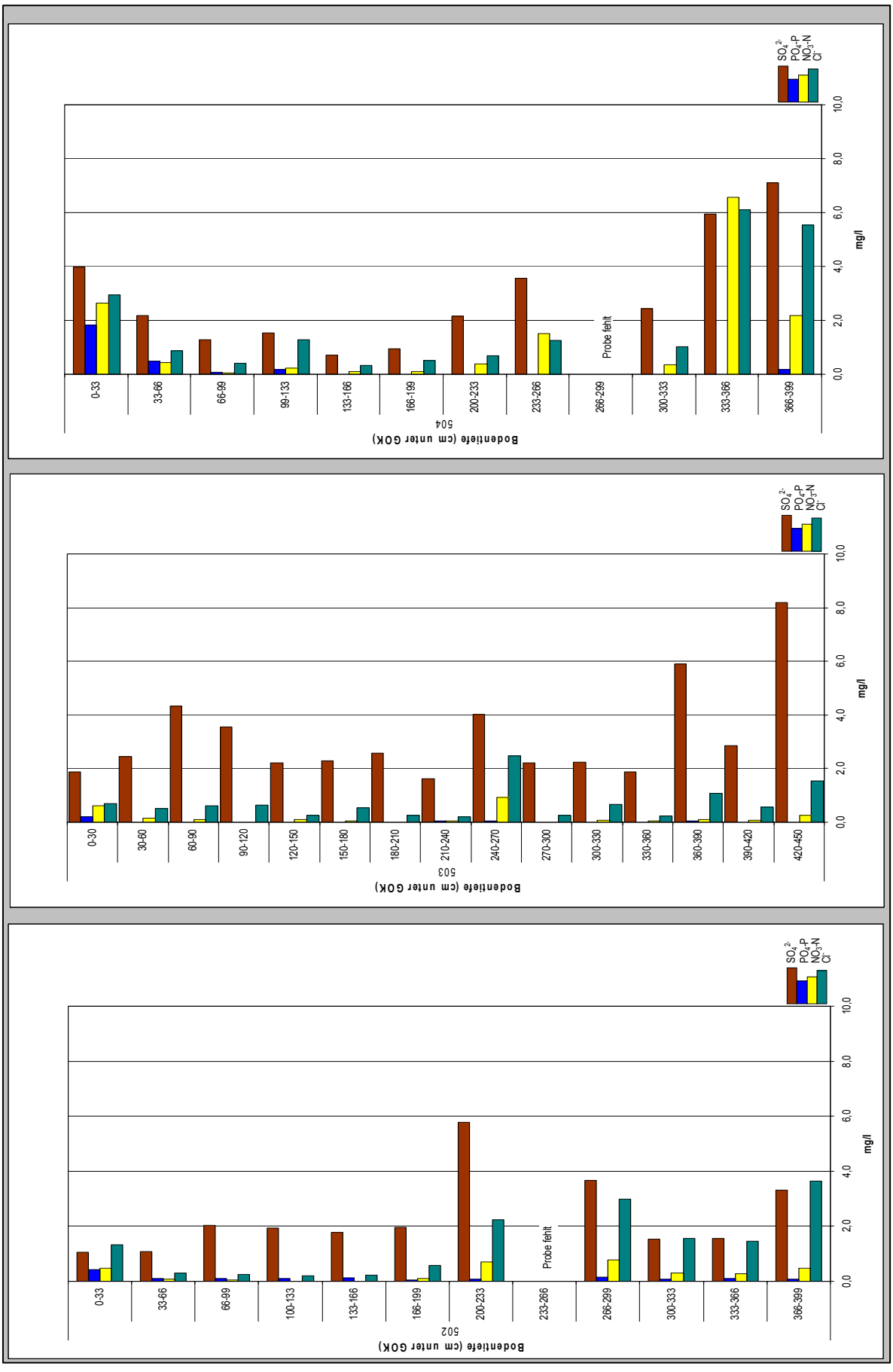


Abbildung 120: Wässrige Extrakte (Sulfat, Phosphat-Phosphor, Nitrat-Stickstoff und Chlorid) aus den Tiefenstufen der Profilbohrungen 502, 503 und 504

Abbildung 121: Korngrößenverteilung für die Tiefenstufen der Profilbohrung 502 und 503

Abbildung 122: Korngrößenverteilung für die Tiefenstufen der Profilbohrung 504

Abbildung 123: Korngrößenverteilung für die Tiefenstufen der Profilgruben 601, 602, 603 und 604

Abbildung 124: Entnahme von Stechzylinder-Proben aus der geöffneten Profilgrube (Aufnahme: MARTIN BOLL 2004)

Abbildung 125: Rammkernsondierung für die Profilbohrung 504 (Aufnahme: MARTIN BOLL 2004)

Abbildung 126: Einrichtung der Grundwassermessstellen mit Hilfe des Spülbohrverfahrens (Aufnahme: MARTIN BOLL 2004)

Abbildung 127: Probenahme und Vor-Ort-Analytik von Grundwasser (Aufnahme: MARTIN BOLL 2004)

Tabellen

Tabelle 29: Daten der Grundwasser-Vor-Ort-Analytik im TUG Tetenhusen für den Monat April 2004

Datum: 19. - 29.04.04										
Probe-Nr.	**Höhe ü. NN**	**Nutzung**	**Filter-tiefe**	**Wasser-stand**	**Wasser-temp.**	**O_2-Gehalt**	**O_2-Sätt.**	**pH-Wert**	**LF**	**Redox**
	m		**m**	**m u. GOK**	**°C**	**mg/L**	**%**		**mS/m**	**mV**
101	1,52	Grünland	3-4	-0,62	8,7	0,6	6	6,8	56,8	-35
102	1,84	Grünland	3-4	-0,35	9,6	9,4	86	6,4	56,1	-80
103	2,49	Acker	4-5	-0,82	8,6	0,8	7	6,9	36,4	-58
104	2,74	Acker	4-5	-1,17	8,5	0,5	5	6,8	52,4	-110
105	3,27	Acker	6-7	-1,66	9,4	0,8	7	6,1	31,8	87
106	3,04	Acker	6-7	-1,43	9,2	0,8	7	6,7	41,3	87
107	3,46	Acker	6-7	-2,15	9,4	1,1	10	5,1	35,7	146
108	4,01	Acker	6-7	-1,92	9,4	1,0	9	6,7	50,3	84
109	3,37	Wald	6-7	-2,95	8,8	8,8	78	7,6	25,8	88
110	5,20	Wald	6-7	-4,35	9,6	8,5	77	6,0	29,6	110
111	1,83	Wald	6-7	-3,22	8,8	9,3	83	7,6	18,2	106
112	1,74	Wald	6-7	-1,84	10,1	5,3	5	7,1	40,3	76
113	-1,02	Grünland	4,6-5,6	n.b.	9,9	1,2	11	7,2	54,0	-44
114	-1,50	Grünland	3-4	n.b.	9,6	0,7	6	7,3	36,9	-63
115	-1,54	Grünland	6-7	n.b.	9,2	0,7	6	7,6	31,9	-5
116	-1,54	Grünland	5-7	-0,87	8,9	0,6	5	7,3	42,0	-52
117	1,46	Grünland	6-7	-3,01	9,0	3,0	27	6,3	46,3	87
118	1,26	Grünland	6-7	-2,48	9,0	1,7	15	7,4	28,5	80
119	4,70	Wald	6-7	-5,36	8,9	5,9	52	6,4	25,1	101
120	4,10	Wald	6-7	-4,36	9,0	7,4	66	6,7	22,4	96
121	4,81	Acker	6-7	-3,55	8,9	6,8	61	7,3	36,6	110
122	4,16	Acker	6-7	-3,60	8,8	7,0	62	6,8	31,5	154
123	5,11	Acker	6-7	-3,28	9,0	3,6	32	6,5	37,0	117
124	n.b.	Acker	6-7	-3,70	9,2	9,3	84	7,2	24,1	60
125	3,35	Acker	6-7	-1,01	9,2	0,8	7	7,0	54,7	-90
126	3,70	Acker	2-3	-1,07	7,5	0,9	7	5,5	33,1	-104
127a	3,10	Wald	5-6	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
127b	3,04	Wald	4-5	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.

Tabelle 30: Daten der Grundwasser-Laboranalytik im TUG Tetenhusen für den Monat April 2004

Datum: 19. - 29.04.04														
Probe-Nr.	**K^+**	**Na^+**	**Ca^{2+}**	**Mg^{2+}**	**Al^{3+}**	**Ges.-Mn**	**Ges.-Fe**	**Cl^-**	**SO_4^{2-}**	**PO_4^{3-}-P**	**NH_4^+-N**	**NO_3^--N**	**KS4,3**	**KB8,2**
	mg/L	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mmol/L**	**mmol/L**
101	1,01	11,15	70,59	2,69	0,20	0,22	1,85	23,64	15,89	0,03	0,41	0,03	n.b.	n.b.
102	0,91	16,08	69,09	1,89	0,20	0,22	15,71	45,14	34,57	n.n.	1,36	0,71	n.b.	n.b.
103	0,91	14,10	46,09	1,50	n.n	0,05	0,55	31,44	26,47	n.n.	0,25	0,01	n.b.	n.b.
104	1,01	18,05	70,59	1,89	n.n	0,08	9,91	43,51	39,95	n.n.	0,93	n.n.	n.b.	n.b.
105	19,03	8,19	37,84	4,72	n.n	0,09	0,10	14,51	12,52	0,03	0,25	1,21	n.b.	n.b.
106	17,02	11,15	47,09	5,52	n.n	0,10	0,21	14,31	22,19	n.n.	0,30	25,91	n.b.	n.b.
107	24,06	11,15	27,59	4,29	n.n	0,08	0,09	27,16	15,00	n.n.	0,39	16,33	n.b.	n.b.
108	5,94	10,16	69,59	5,12	n.n	0,28	0,05	13,19	29,77	n.n.	0,31	13,41	n.b.	n.b.
109	1,21	21,01	18,39	2,38	n.n	n.n	0,02	31,95	30,41	0,04	0,28	0,13	n.b.	n.b.
110	2,01	19,04	29,34	3,04	n.n	0,03	0,23	30,22	31,73	0,03	0,48	0,11	n.b.	n.b.
111	0,70	11,15	15,09	0,77	n.n	n.n.	0,09	13,09	13,86	0,05	0,35	3,77	n.b.	n.b.
112	2,72	19,04	42,09	4,42	n.n	0,02	0,17	34,74	47,81	0,03	0,42	0,10	n.b.	n.b.
113	1,41	15,09	62,09	3,10	n.n	0,19	0,64	31,27	63,40	n.n.	1,03	0,07	n.b.	n.b.
114	1,61	15,09	39,09	3,06	n.n	0,11	0,35	23,09	36,79	0,04	1,03	n.n.	n.b.	n.b.
115	1,21	15,09	37,09	2,14	n.n	n.n	0,05	17,04	48,01	0,08	0,24	0,02	n.b.	n.b.
116	0,81	12,13	55,09	2,30	0,10	0,08	0,16	28,92	56,52	0,05	0,96	0,02	n.b.	n.b.
117	3,42	26,93	49,59	4,33	0,20	0,03	0,21	48,71	43,55	0,07	0,27	2,07	n.b.	n.b.
118	1,61	15,09	59,09	1,60	0,30	0,05	0,84	21,53	41,35	0,07	0,43	0,26	n.b.	n.b.
119	1,61	15,09	19,79	2,85	n.n	0,16	1,73	18,03	33,45	n.n.	0,61	0,36	n.b.	n.b.
120	1,91	11,15	23,69	3,28	n.n	0,09	0,47	18,47	28,26	n.n.	0,84	0,47	n.b.	n.b.
121	9,97	16,08	36,84	3,12	0,10	n.n	0,19	23,91	17,03	0,07	1,03	8,05	n.b.	n.b.
122	17,02	8,19	35,09	3,27	0,50	0,03	0,79	15,54	23,21	0,09	1,51	11,65	n.b.	n.b.
123	33,13	21,99	22,49	3,07	n.n	1,92	0,54	32,18	50,73	n.n.	1,16	6,78	n.b.	n.b.
124	5,94	10,16	29,34	2,99	n.n	0,02	0,38	14,21	24,14	0,06	1,02	3,15	n.b.	n.b.
125	1,41	16,08	75,59	4,00	n.n	0,35	3,20	44,13	33,59	n.n.	0,95	n.n.	n.b.	n.b.
126	8,96	11,15	40,09	2,60	n.n	0,35	1,74	14,49	58,11	0,06	0,92	n.n.	n.b.	n.b.
127a	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
127b	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.

Tabelle 31: Daten der Grundwasser-Vor-Ort-Analytik im TUG Alt Bennebek für den Monat April 2004

Datum: 19. - 29.04.04										
Probe-Nr.	**Höhe ü. NN**	**Nutzung**	**Filter-tiefe**	**Wasser-stand**	**Wasser-temp.**	**O_2-Gehalt**	**O_2-Sätt.**	**pH-Wert**	**LF**	**Redox**
	m		**m**	**m u. GOK**	**°C**	**mg/L**	**%**		**mS/m**	**mV**
151	-0,39	Grünland	5,5-6,5	-0,05	10,0	0,5	4	6,6	42,9	-39
152	-0,25	Grünland	3-4	n.b.	9,7	1,0	9	7,1	55,0	-64
153	-0,37	Grünland	6-7	-0,46	9,7	1,4	13	7,2	41,9	-81
154	-0,28	Grünland	6-7	n.b.	9,7	0,8	7	7,2	19,3	-97
155	0,39	Grünland	3,5-4,5	-0,35	9,2	0,6	6	7,0	52,3	-92
156	0,77	Grünland	3,5-4,5	-1,18	8,4	1,0	9	6,8	59,2	-95
157	1,84	Grünland	4-5	-1,19	8,7	4,6	42	6,1	34,8	19
158	2,67	Grünland	3-4	-2,02	8,6	1,1	10	5,9	59,3	10
159	1,07	Grünland	3-4	n.b.	10,4	0,8	7	6,9	56,2	30
160	1,24	Grünland	4-5	n.b.	10,1	1,0	9	6,7	63,2	-70
171	1,37	Moor	3-4	-0,67	8,8	0,8	7	6,8	44,6	-75
172	1,80	Moor	3-4	n.b.	8,1	0,8	7	6,3	36,1	-67
173	1,70	Moor	2-3	-0,62	8,0	1,2	10	5,5	17,8	-3
174	1,31	Moor	3-4	-1,00	8,1	0,9	8	6,4	43,8	-36
175	0,53	Moor	3-4	-0,63	8,9	0,9	8	6,2	48,3	-18
176	0,19	Moor	6,5-7,5	-0,44	9,5	0,9	9	6,5	71,7	-55
177a	1,59	Moor	2-3	-0,63	9,2	0,9	8	4,8	18,1	16
177b	1,55	Moor	3-4	-0,89	9,8	0,6	5	5,3	19,0	-11
177c	1,55	Moor	4-5	-0,82	9,5	0,6	6	5,6	19,9	-13
178a	0,87	Moor	3-4	-0,84	7,0	0,7	6	4,6	9,6	7
178b	0,85	Moor	4-5	-0,83	7,4	0,6	5	4,6	4,6	18
178c	0,87	Moor	5-6	-0,73	7,5	0,6	5	4,7	12,9	41

Tabelle 32: Daten der Grundwasser-Laboranalytik im TUG Alt Bennebek für den Monat April 2004

Datum: 19. - 29.04.04														
Probe-Nr.	**K^+**	**Na^+**	**Ca^{2+}**	**Mg^{2+}**	**Al^{3+}**	**Ges.-Mn**	**Ges.-Fe**	**Cl^-**	**SO_4^{2-}**	**PO_4^{3-}-P**	**NH_4^+-N**	**NO_3^--N**	**KS4,3**	**KB8,2**
	mg/L	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mmol/L**	**mmol/L**
151	1,11	13,12	47,09	2,83	n.n	0,24	1,41	38,78	54,88	n.n.	1,75	n.n.	n.b.	n.b.
152	1,61	18,05	64,59	3,42	0,40	0,22	1,83	25,55	29,17	n.n.	1,50	0,01	n.b.	n.b.
153	0,91	15,09	60,59	2,63	0,50	0,14	1,45	38,20	47,56	n.n.	0,94	n.n.	n.b.	n.b.
154	1,11	19,04	67,09	2,75	0,30	0,21	1,99	25,71	25,08	n.n.	n.n	n.n.	n.b.	n.b.
155	0,70	12,13	57,59	1,92	0,30	0,18	2,00	24,50	36,51	n.n.	0,50	0,02	n.b.	n.b.
156	2,01	20,02	69,59	3,01	0,50	0,29	3,24	50,16	64,14	n.n.	0,62	0,45	n.b.	n.b.
157	5,94	17,06	62,09	3,44	0,20	0,65	13,76	30,90	25,02	n.n.	0,77	0,27	n.b.	n.b.
158	3,62	72,30	7,69	2,27	0,50	0,25	32,06	93,26	65,46	n.n.	0,77	n.n.	n.b.	n.b.
159	1,81	22,98	86,09	2,61	0,10	0,21	0,48	50,54	63,63	0,02	1,27	0,14	n.b.	n.b.
160	1,31	37,78	70,09	2,19	0,20	0,29	0,79	53,29	94,87	0,04	0,85	0,05	n.b.	n.b.
171	0,91	15,09	58,09	2,07	0,40	0,07	4,07	19,16	5,20	n.n.	1,09	n.n.	n.b.	n.b.
172	0,50	17,06	45,59	1,69	0,30	0,05	2,36	26,33	31,32	0,19	0,74	n.n.	n.b.	n.b.
173	3,22	12,13	3,99	0,66	0,60	0,04	9,66	25,28	2,69	n.n.	1,33	n.n.	n.b.	n.b.
174	0,70	9,17	53,09	1,49	0,20	0,10	7,81	0,72	n.n.	n.n.	1,99	n.n.	n.b.	n.b.
175	1,21	13,12	45,09	0,91	0,20	0,17	9,51	18,71	1,20	n.n.	1,99	0,02	n.b.	n.b.
176	1,21	16,08	74,59	3,12	0,10	0,25	11,51	32,51	9,92	n.n.	2,84	0,31	n.b.	n.b.
177a	0,40	9,17	1,95	1,34	2,10	0,07	1,88	9,74	3,12	n.n.	5,52	0,20	n.b.	n.b.
177b	0,70	9,17	2,85	1,15	1,60	0,20	4,20	14,46	2,05	n.n.	5,92	n.n.	n.b.	n.b.
177c	0,60	9,17	2,59	1,15	0,70	0,07	4,48	15,53	4,35	n.n.	1,94	0,25	n.b.	n.b.
178a	1,01	12,13	9,69	1,01	1,20	0,18	3,82	19,16	17,45	n.n.	2,21	0,18	n.b.	n.b.
178b	0,60	9,17	12,69	1,04	0,50	0,20	4,42	15,66	16,11	n.n.	1,69	0,28	n.b.	n.b.
178c	0,81	10,16	22,84	1,42967	0,70	0,19	4,56	12,00	8,46	n.n.	5,86	0,21	n.b.	n.b.

Tabelle 33: Daten der Grundwasser-Vor-Ort-Analytik im TUG Tetenhusen für den Monat Mai 2004

Datum: 13. - 14.05.04									
Probe-Nr.	**Höhe ü. NN**	**Nutzung**	**Wasser-stand**	**Wasser-temp.**	**O_2-Gehalt**	**O_2-Sätt.**	**pH-Wert**	**LF**	**Redox**
	m		**m u. GOK**	**°C**	**mg/L**	**%**		**mS/m**	**mV**
101	**1,52**	Grünland	-0,40	8,8	6,3	55,7	7,1	57	-34
102	**1,84**	Grünland	-0,39	9,3	8,8	78,7	6,9	58	-53
103	**2,49**	Acker	-1,13	8,2	3,1	27,1	7,2	40	7
104	**2,74**	Acker	-1,45	8,3	1,6	13,2	7,0	55	-83
105	**3,27**	Acker	-1,77	9,0	1,8	15,8	6,5	38	169
106	**3,04**	Acker	-2,01	9,0	4,9	43,3	6,7	44	228
107	**3,46**	Acker	-2,21	9,1	3,9	34,4	5,4	39	282
108	**4,01**	Acker	-2,04	9,2	7,4	66,5	7,2	56	173
109	**3,37**	Wald	-2,96	8,4	9,5	83,4	8,4	20	260
110	**5,20**	Wald	-4,44	8,5	8,4	73,9	7,4	29	172
111	**1,83**	Wald	-2,21	8,5	9,0	79,8	8,4	17	197
112	**1,74**	Wald	-1,82	8,2	5,3	46,1	7,7	32	200
113	**-1,02**	Grünland	0,07	9,5	1,7	14,9	7,5	49	-54
114	**-1,50**	Grünland	0,15	9,4	0,8	7,2	7,6	35	-123
115	**-1,54**	Grünland	0,10	9,2	1,3	11,8	7,9	31	-22
116	**-1,54**	Grünland	-0,70	9,0	1,3	11,3	7,6	40	-7
117	**1,46**	Grünland	-3,03	8,8	4,0	35,7	6,4	33	262
118	**1,26**	Grünland	-2,75	8,5	2,3	20,6	8,0	25	110
119	**4,70**	Wald	-5,30	8,6	8,4	74,6	5,8	22	257
120	**4,10**	Wald	-4,68	8,2	9,0	78,9	7,6	17	168
121	**4,81**	Acker	-3,52	8,5	8,4	71,6	7,3	47	116
122	**4,16**	Acker	-3,78	8,5	6,6	58,3	6,3	31	172
123	**5,11**	Acker	-3,64	8,7	8,3	73,8	6,8	44	160
124	**n. b.**	Acker	-3,85	9,0	9,6	85,6	7,7	22	141
125	**3,35**	Acker	-1,00	8,9	1,3	11,5	6,8	52	-50
126	**3,70**	Acker	-0,97	8,3	7,8	68,7	5,9	32	-15
127a	**3,10**	Wald	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
127b	**3,04**	Wald	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.

Tabelle 34: Daten der Grundwasser-Laboranalytik im TUG Tetenhusen für den Monat Mai 2004

Datum: 13. - 14.05.04															
Probe-Nr.	**K^+**	**Na^+**	**Ca^{2+}**	**Mg^{2+}**	**Al^{3+}**	**Ges.-Mn**	**Ges.-Fe**	**Cl^-**	**SO_4^{2-}**	**PO_4^{3-}-P**	**NH_4^+-N**	**NO_3^--N**	**TOC**	**KS4,3**	**KB8,2**
	mg/L	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mmol/L**	**mmol/L**
101	0,77	8,64	74,37	1,92	n.n.	0,35	3,62	16,32	16,52	n.n.	0,49	0,02	7,43	n.b.	n.b.
102	0,99	19,45	83,87	1,96	n.n.	0,19	20,93	45,63	37,15	0,08	0,71	n.n.	8,85	n.b.	n.b.
103	1,54	18,37	59,37	1,80	n.n.	0,19	2,03	35,56	27,63	n.n.	0,53	0,57	7,05	n.b.	n.b.
104	2,08	24,85	73,87	2,41	n.n.	0,42	11,58	41,17	40,24	n.n.	0,34	0,10	9,88	n.b.	n.b.
105	20,84	8,64	52,37	6,16	n.n.	0,33	0,45	22,27	18,04	n.n.	0,22	1,54	11,92	n.b.	n.b.
106	17,55	10,80	52,87	5,59	n.n.	0,16	0,15	14,77	20,35	0,16	0,21	32,02	9,91	n.b.	n.b.
107	30,71	15,13	30,87	4,89	n.n.	0,18	0,15	27,64	14,72	n.n.	0,46	23,92	9,41	n.b.	n.b.
108	7,68	11,88	66,37	4,49	n.n.	0,42	0,16	13,16	24,60	n.n.	0,35	19,60	6,22	n.b.	n.b.
109	1,54	20,53	14,17	2,80	n.n.	n.n.	0,03	21,85	25,16	n.n.	0,13	n.n.	4,01	n.b.	n.b.
110	2,08	34,57	22,62	3,34	n.n.	n.n.	n.n.	47,26	33,40	n.n.	0,20	n.n.	4,01	n.b.	n.b.
111	0,99	12,96	16,17	0,71	n.n.	n.n.	0,07	13,72	14,74	0,05	0,14	3,98	3,58	n.b.	n.b.
112	1,97	30,25	29,37	3,56	n.n.	n.n.	0,87	37,17	28,31	n.n.	0,60	0,04	5,57	n.b.	n.b.
113	1,43	21,61	72,37	3,50	n.n.	0,14	0,59	39,20	163,51	n.n.	0,26	0,04	4,74	n.b.	n.b.
114	1,75	17,29	47,37	3,53	n.n.	0,14	0,74	24,17	37,83	0,16	0,34	n.n.	3,95	n.b.	n.b.
115	1,10	15,13	38,37	1,76	n.n.	n.n.	0,13	17,52	52,27	n.n.	0,72	0,11	3,85	n.b.	n.b.
116	0,99	12,96	48,37	2,02	n.n.	0,12	0,18	27,53	53,11	0,07	0,26	n.n.	4,59	n.b.	n.b.
117	9,87	21,61	29,87	4,59	n.n.	n.n.	0,06	35,47	26,57	n.n.	0,24	3,90	3,38	n.b.	n.b.
118	1,65	22,69	26,12	1,57	n.n.	n.n.	0,47	20,91	33,39	0,10	0,20	0,33	4,55	n.b.	n.b.
119	0,66	19,45	16,67	2,66	n.n.	0,37	0,22	25,22	44,93	n.n.	0,35	1,10	5,01	n.b.	n.b.
120	1,43	11,88	14,57	2,01	n.n.	n.n.	0,19	15,95	17,45	n.n.	0,20	0,65	4,25	n.b.	n.b.
121	8,77	27,01	44,37	2,86	n.n.	n.n.	0,18	41,02	18,29	0,03	0,19	7,73	5,16	n.b.	n.b.
122	15,35	4,32	29,87	2,32	n.n.	n.n.	0,45	8,91	9,94	0,11	0,19	10,92	3,84	n.b.	n.b.
123	21,94	44,30	31,62	3,35	n.n.	0,40	0,72	64,15	37,27	n.n.	0,26	2,75	6,65	n.b.	n.b.
124	6,58	6,48	29,62	10,26	n.n.	n.n.	0,65	10,20	13,42	0,07	0,28	4,13	4,61	n.b.	n.b.
125	1,97	18,37	81,87	4,04	n.n.	0,40	4,07	45,58	36,52	0,02	1,18	n.n.	14,68	n.b.	n.b.
126	21,94	11,88	39,37	2,37	n.n.	0,51	2,60	15,89	63,47	0,09	1,47	0,02	29,94	n.b.	n.b.
127a	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
127b	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.

Tabelle 35: Daten der Grundwasser-Vor-Ort-Analytik im TUG Alt Bennebek für den Monat Mai 2004

Datum: 13. - 14.05.04									
Probe-Nr.	**Höhe ü. NN**	**Nutzung**	**Wasser-stand**	**Wasser-temp.**	**O_2-Gehalt**	**O_2-Sätt.**	**pH-Wert**	**LF**	**Redox**
	m		**m u. GOK**	**°C**	**mg/L**	**%**		**mS/m**	**mV**
151	**-0,39**	Grünland	0,00	9,8	2,5	22,4	7,3	37	-87
152	**-0,25**	Grünland	0,00	9,8	0,6	5,6	7,3	50	-99
153	**-0,37**	Grünland	-0,12	9,8	2,1	19,0	7,3	39	-93
154	**-0,28**	Grünland	0,16	9,8	0,6	6,5	7,3	49	-124
155	**0,39**	Grünland	-0,60	9,3	0,9	8,0	7,1	50	-103
156	**0,77**	Grünland	-0,63	8,7	1,9	16,5	7,3	57	-92
157	**1,84**	Grünland	-1,06	8,5	0,5	4,2	6,4	35	-54
158	**2,67**	Grünland	-2,51	8,6	0,5	4,6	6,0	32	28
159	**1,07**	Grünland	-0,50	10,6	7,6	70,9	7,5	52	-66
160	**1,24**	Grünland	-0,02	10,0	0,5	4,0	7,3	57	-128
171	**1,37**	Moor	-0,45	8,7	0,7	6,0	6,9	43	-95
172	**1,80**	Moor	-0,82	8,6	1,3	11,9	7,0	40	-86
173	**1,70**	Moor	0,30	7,8	0,5	4,1	5,5	12	-130
174	**1,31**	Moor	-1,03	7,9	0,6	5,5	6,4	48	-80
175	**0,53**	Moor	-0,62	8,5	0,8	7,1	6,0	42	-123
176	**0,19**	Moor	-0,45	9,3	0,6	5,5	6,7	66	-85
177a	**1,59**	Moor	0,13	6,9	1,0	8,4	4,8	10	-89
177b	**1,55**	Moor	0,10	7,1	0,6	4,9	4,8	10	-94
177c	**1,55**	Moor	0,11	7,3	0,6	5,0	4,8	11	-82
178a	**0,87**	Moor	-0,48	8,4	0,7	6,8	4,8	12	-47
178b	**0,85**	Moor	-1,17	8,8	0,6	5,5	5,4	10	-72
178c	**0,87**	Moor	-0,94	8,8	0,7	6,9	5,8	16	-99

Tabelle 36: Daten der Grundwasser-Laboranalytik im TUG Alt Bennebek für den Monat Mai 2004

Datum: 13. - 14.05.04															
Probe-Nr.	**K^+**	**Na^+**	**Ca^{2+}**	**Mg^{2+}**	**Al^{3+}**	**Ges.-Mn**	**Ges.-Fe**	**Cl^-**	**SO_4^{2-}**	**PO_4^{3-}-P**	**NH_4^+-N**	**NO_3^--N**	**TOC**	**KS4,3**	**KB8,2**
	mg/L	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mmol/L**	**mmol/L**
151	1,43	14,05	64,87	2,04	n.n.	0,21	1,54	22,88	24,27	n.n.	0,23	n.n.	4,56	n.b.	n.b.
152	1,54	22,69	81,37	3,36	n.n.	0,20	1,93	39,79	54,18	n.n.	0,26	n.n.	5,59	n.b.	n.b.
153	1,10	15,13	64,87	2,60	n.n.	0,19	1,81	25,28	24,39	n.n.	0,29	n.n.	4,91	n.b.	n.b.
154	1,43	21,61	77,87	2,76	n.n.	0,27	2,66	38,01	60,12	n.n.	0,24	n.n.	4,32	n.b.	n.b.
155	1,43	19,45	83,37	2,87	n.n.	0,31	3,36	39,34	47,28	n.n.	0,18	n.n.	4,52	n.b.	n.b.
156	2,41	27,01	89,37	3,55	n.n.	0,34	3,41	56,79	79,11	n.n.	0,19	n.n.	5,14	n.b.	n.b.
157	3,40	22,69	33,87	1,69	n.n.	0,80	19,28	31,13	26,70	n.n.	0,88	0,02	10,32	n.b.	n.b.
158	4,39	52,94	6,97	2,06	n.n.	0,16	16,28	40,36	25,72	n.n.	0,27	0,41	25,29	n.b.	n.b.
159	1,32	24,85	82,37	2,55	n.n.	0,16	0,42	49,37	73,59	n.n.	0,26	n.n.	5,40	n.b.	n.b.
160	1,10	42,14	87,37	2,09	n.n.	0,27	1,00	56,93	115,49	n.n.	0,16	n.n.	5,19	n.b.	n.b.
171	0,88	15,13	69,87	2,08	n.n.	0,14	7,03	18,44	5,04	n.n.	1,49	n.n.	8,73	n.b.	n.b.
172	0,66	17,29	51,87	1,66	0,00	0,09	2,24	25,18	30,21	0,26	1,22	n.n.	7,28	n.b.	n.b.
173	8,77	8,64	4,02	1,29	1,30	0,17	4,96	13,34	1,97	0,06	1,60	n.n.	43,58	n.b.	n.b.
174	0,88	9,72	84,87	1,87	0,10	0,18	13,83	17,73	3,20	n.n.	3,80	n.n.	30,19	n.b.	n.b.
175	3,07	11,88	69,87	1,07	0,80	0,13	9,18	16,84	1,20	n.n.	0,84	n.n.	45,34	n.b.	n.b.
176	1,32	19,45	105,37	3,60	n.n.	0,34	13,33	31,29	1,22	n.n.	0,58	n.n.	20,59	n.b.	n.b.
177a	0,77	8,64	2,31	1,58	2,00	0,03	1,82	11,82	5,04	n.n.	0,82	0,05	36,34	n.b.	n.b.
177b	0,77	6,48	2,79	1,55	2,00	0,05	3,53	13,40	0,26	n.n.	1,32	n.n.	29,92	n.b.	n.b.
177c	0,77	9,72	2,92	1,65	1,20	0,04	5,43	16,36	0,17	n.n.	1,21	n.n.	21,76	n.b.	n.b.
178a	0,77	9,72	5,07	0,81	2,00	0,06	3,48	13,80	2,34	0,06	3,90	0,01	50,17	n.b.	n.b.
178b	0,66	7,56	7,87	0,93	0,70	0,14	4,77	8,73	5,01	n.n.	1,51	0,01	26,38	n.b.	n.b.
178c	0,77	7,56	21,87	1,64	0,70	0,10	4,89	8,63	0,89	n.n.	1,33	n.n.	23,52	n.b.	n.b.

Tabelle 37: Daten der Grundwasser-Vor-Ort-Analytik im TUG Tetenhusen für den Monat Juni 2004

Datum: 22.-25.06.04									
Probe-Nr.	**Höhe ü. NN**	**Nutzung**	**Wasser-stand**	**Wasser-temp.**	**O_2-Gehalt**	**O_2-Sätt.**	**pH-Wert**	**LF**	**Redox**
	m		**m u. GOK**	**°C**	**mg/L**	**%**		**mS/m**	**mV**
101	1,52	Grünland	-0,28	9,3	1,3	11,4	7,3	55,5	-80
102	1,84	Grünland	-0,37	9,8	6,9	59,8	7,1	60,4	-80
103	2,49	Acker	-1,14	8,8	1,0	8,5	7,7	36,2	-20
104	2,74	Acker	-1,21	8,6	5,5	48,2	7,3	52,8	-95
105	3,27	Acker	-1,86	9,1	4,5	39,5	6,8	38,5	138
106	3,04	Acker	-2,14	9,1	4,7	43,5	7,0	44,2	184
107	3,46	Acker	-2,41	9,1	2,1	18,6	5,6	40,7	192
108	4,01	Acker	-2,25	9,1	2,2	15,2	7,4	54,7	109
109	3,37	Wald	-3,10	8,3	9,1	79,6	8,9	20,0	126
110	5,20	Wald	-4,49	8,7	7,5	66,4	8,5	29,3	49
111	1,83	Wald	-2,26	8,5	8,5	76,6	8,9	16,6	-192
112	1,74	Wald	-1,94	8,3	6,6	53,0	7,8	31,6	-216
113	-1,02	Grünland	0,08	9,3	0,7	5,9	7,8	48,4	100
114	-1,50	Grünland	0,10	9,3	0,9	7,8	8,0	34,7	-117
115	-1,54	Grünland	-0,93	9,1	0,5	4,5	8,2	30,1	-77
116	-1,54	Grünland	-0,68	9,0	1,0	6,5	8,0	39,0	-77
117	1,46	Grünland	-3,06	9,0	2,8	25,3	6,8	38,6	150
118	1,26	Grünland	-2,50	8,6	1,3	11,0	8,4	24,5	116
119	4,70	Wald	-4,42	9,0	6,7	58,3	5,6	19,0	289
120	4,10	Wald	-4,80	8,1	8,1	70,0	8,4	15,8	161
121	4,81	Acker	-3,65	8,6	6,6	57,7	7,6	42,4	142
122	4,16	Acker	-3,93	8,6	5,1	44,5	6,8	30,3	155
123	5,11	Acker	-3,80	9,0	4,2	36,9	7,0	37,2	165
124	n.b.	Acker	-4,00	9,2	8,6	79,6	8,4	20,6	109
125	3,35	Acker	-1,19	9,0	1,1	9,5	7,1	55,4	-39
126	3,70	Acker	-1,01	10,6	0,9	7,9	6,1	32,1	-31
127a	3,10	Wald	-1,90	9,1	3,2	27,7	5,8	47,4	198
127b	3,04	Wald	-1,94	9,5	1,7	15,1	6,3	30,9	194

Tabelle 38: Daten der Grundwasser-Laboranalytik im TUG Tetenhusen für den Monat Juni 2004

Datum: 22. - 25.06.04															
Probe-Nr.	**K^+**	**Na^+**	**Ca^{2+}**	**Mg^{2+}**	**Al^{3+}**	**Ges.-Mn**	**Ges.-Fe**	**Cl^-**	**SO_4^{2-}**	**PO_4^{3-}-P**	**NH_4^+-N**	**NO_3^--N**	**TOC**	**KS4,3**	**KB8,2**
	mg/L	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mmol/L**	**mmol/L**
101	0,90	17,60	86,50	2,70	n.n.	0,24	2,34	19,10	21,55	n.n.	0,16	n.n.	7,61	4,680	0,472
102	0,50	16,59	62,50	1,28	n.n.	0,24	19,70	25,83	29,39	n.n.	0,33	n.n.	10,83	3,570	0,896
103	1,71	20,63	53,50	1,68	n.n.	0,12	0,32	29,74	21,33	0,08	0,31	0,31	6,45	1,864	0,100
104	1,91	25,69	73,00	2,37	n.n.	0,41	9,65	42,05	39,88	n.n.	0,25	n.n.	9,61	3,190	0,530
105	18,07	14,56	47,00	5,93	n.n.	0,35	0,33	9,67	7,88	n.n.	0,12	0,57	11,60	2,860	0,720
106	33,13	24,67	51,00	5,45	n.n.	0,17	0,18	14,05	19,78	0,13	0,19	30,55	10,06	1,178	0,298
107	26,11	22,65	32,50	5,70	0,30	0,20	0,11	21,32	10,17	0,02	0,11	20,03	9,11	0,348	2,786
108	9,04	20,63	75,00	5,40	n.n.	0,52	0,08	8,00	14,38	0,02	0,10	11,19	5,62	2,846	0,396
109	1,41	28,72	14,70	3,57	n.n.	0,02	0,05	17,50	13,35	0,00	0,19	n.n.	3,72	0,594	0,036
110	0,70	21,64	14,50	1,61	n.n.	0,03	0,14	15,04	12,48	0,06	0,46	n.n.	3,76	0,878	0,124
111	0,80	20,63	15,80	0,79	n.n.	0,00	0,06	13,01	13,41	0,01	0,08	3,58	3,58	0,466	0,010
112	1,51	30,74	29,50	4,08	n.n.	0,01	0,07	36,40	27,28	0,03	n.n.	0,12	3,64	1,254	0,086
113	0,90	26,70	69,50	3,70	n.n.	0,19	0,08	26,18	45,97	0,05	0,16	n.n.	5,06	2,382	0,106
114	1,61	25,69	44,50	3,87	n.n.	0,18	0,76	15,40	21,48	0,05	0,15	n.n.	4,32	1,946	0,152
115	0,80	26,70	37,00	2,28	n.n.	0,05	0,11	12,05	36,49	0,15	0,34	n.n.	3,31	1,396	0,070
116	0,70	18,61	49,00	2,01	n.n.	0,17	0,28	23,03	49,13	0,11	0,18	n.n.	4,70	1,832	0,070
117	8,03	37,82	33,50	5,50	n.n.	0,04	0,04	29,35	20,55	0,05	0,09	1,92	3,80	1,176	0,544
118	1,10	22,65	27,25	1,48	n.n.	0,03	0,07	18,31	31,50	0,16	0,27	0,22	3,46	1,002	0,036
119	0,80	25,69	12,20	2,89	1,60	0,26	0,22	12,76	20,32	n.n.	n.n.	0,72	5,09	0,136	0,540
120	1,10	17,60	15,00	2,47	n.n.	0,03	0,12	15,12	13,05	n.n.	0,11	0,47	4,56	0,704	0,060
121	10,04	29,73	37,75	3,23	n.n.	0,06	0,16	23,37	8,40	0,01	n.n.	4,76	3,24	1,754	0,104
122	20,08	33,77	28,25	2,84	n.n.	0,03	0,18	8,70	7,70	0,08	n.n.	11,02	2,79	1,118	0,364
123	19,08	32,76	27,25	3,47	n.n.	0,18	0,17	25,99	25,28	n.n.	0,12	3,60	5,06	1,004	0,300
124	8,03	16,59	23,50	1,29	n.n.	0,03	0,13	10,45	10,31	0,07	n.n.	3,97	3,13	0,888	0,062
125	1,71	24,67	82,00	4,27	n.n.	0,33	3,64	24,80	20,00	n.n.	0,56	n.n.	16,24	3,580	0,590
126	13,05	18,61	39,50	3,70	n.n.	0,56	2,99	5,46	23,24	n.n.	0,89	n.n.	30,61	1,342	1,658
127a	17,07	40,85	37,50	5,35	0,10	0,30	0,15	63,14	27,61	0,16	0,16	19,28	11,54	0,580	2,154
127b	2,71	26,70	39,50	5,65	6,10	3,80	7,79	33,51	40,57	0,02	0,11	0,13	4,20	1,384	1,004

Tabelle 39: Daten der Grundwasser-Vor-Ort-Analytik im TUG Alt Bennebek für den Monat Juni 2004

Datum: 22.-25.06.04									
Probe-Nr.	**Höhe ü. NN**	**Nutzung**	**Wasser-stand**	**Wasser-temp.**	**O_2-Gehalt**	**O_2-Sätt.**	**pH-Wert**	**LF**	**Redox**
	m		**m u. GOK**	**°C**	**mg/L**	**%**		**mS/m**	**mV**
151	-0,39	Grünland	0,14	9,5	3,3	30,1	7,6	39,3	-84
152	-0,25	Grünland	0,2	9,6	18,4	2,1	7,6	52,4	-83
153	-0,37	Grünland	-0,11	9,8	9,2	81,4	7,6	39,5	-66
154	-0,28	Grünland	0,24	9,6	1,1	9,2	7,6	51,1	-113
155	0,39	Grünland	-0,25	9,7	2,3	20,4	7,5	51,6	-58
156	0,77	Grünland	-0,54	9,7	4,5	39,6	7,6	59,7	-74
157	1,84	Grünland	-1,20	9,2	1,2	10,5	6,7	34,5	50
158	2,67	Grünland	-1,70	9,6	1,4	12,0	6,2	33,2	89
159	1,07	Grünland	-0,51	11,1	0,8	7,2	7,8	55,2	-70
160	1,24	Grünland	-0,06	10,1	1,1	10,2	7,8	60,6	-78
171	1,37	Moor	-0,30	8,4	1,2	10,1	7,1	43,3	-109
172	1,80	Moor	-0,67	9,8	0,6	5,0	7,2	33,9	-112
173	1,70	Moor	-0,53	8,4	6,4	55,0	5,7	11,9	-54
174	1,31	Moor	-0,85	8,3	0,6	5,1	6,9	49,2	-59
175	0,53	Moor	-0,62	8,6	0,5	4,6	6,4	41,1	n.b.
176	0,19	Moor	-0,45	9,2	0,3	3,8	7,0	66,4	-104
177a	1,59	Moor	-0,68	7,9	0,4	3,6	5,2	9,8	40
177b	1,55	Moor	-0,68	7,5	0,5	3,9	5,2	9,3	40
177c	1,55	Moor	-0,53	7,5	0,7	6,1	5,3	10,5	40
178a	0,87	Moor	-0,48	8,9	2,3	39,2	5,0	10,7	96
178b	0,85	Moor	-0,74	9,0	0,3	3,3	5,8	10,2	35
178c	0,87	Moor	-0,69	8,7	0,8	7,3	6,0	14,5	-1

Tabelle 40: Daten der Grundwasser-Laboranalytik im TUG Alt Bennebek für den Monat Juni 2004

Datum: 22. - 25.06.04															
Probe-Nr.	**K^+**	**Na^+**	**Ca^{2+}**	**Mg^{2+}**	**Al^{3+}**	**Ges.-Mn**	**Ges.-Fe**	**Cl^-**	**SO_4^{2-}**	**PO_4^{3-}-P**	**NH_4^+-N**	**NO_3^--N**	**TOC**	**KS4,3**	**KB8,2**
	mg/L	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mmol/L**	**mmol/L**
151	1,20	20,63	62,00	2,89	n.n.	0,21	1,43	14,73	14,16	n.n.	0,13	n.n.	5,26	2,882	0,172
152	1,41	30,74	74,50	3,49	n.n.	0,21	1,67	22,02	27,24	n.n.	0,12	n.n.	5,57	3,236	0,180
153	1,20	21,64	54,00	2,82	n.n.	0,25	1,58	11,81	10,84	n.n.	0,27	n.n.	5,35	3,532	0,372
154	1,41	29,73	70,50	3,01	n.n.	0,30	2,83	21,90	34,48	n.n.	0,27	n.n.	5,17	3,038	0,378
155	1,51	27,71	77,50	3,16	n.n.	0,36	3,19	19,28	20,85	n.n.	0,36	n.n.	5,40	3,388	0,518
156	3,21	34,78	79,50	3,67	n.n.	0,35	3,51	25,75	36,64	n.n.	0,13	n.n.	6,77	2,894	0,392
157	1,41	27,71	39,75	2,33	n.n.	0,45	2,77	15,87	9,54	n.n.	0,31	n.n.	16,69	2,110	0,856
158	5,02	65,11	6,60	2,05	n.n.	0,18	15,30	44,64	26,54	0,01	0,24	n.n.	25,95	1,194	1,512
159	1,20	29,73	79,50	2,63	n.n.	0,26	0,65	30,15	43,36	0,05	0,33	n.n.	7,34	2,742	0,174
160	1,20	48,94	79,50	2,22	n.n.	0,32	1,01	24,07	47,16	0,00	0,16	n.n.	5,47	2,446	0,222
171	0,70	21,64	52,50	1,87	n.n.	0,19	8,30	14,06	2,57	n.n.	0,99	n.n.	10,26	3,968	0,590
172	0,50	24,67	42,50	1,55	n.n.	0,10	2,22	25,70	30,70	0,26	1,01	n.n.	6,87	1,882	0,222
173	9,04	15,58	3,80	1,35	1,60	0,11	4,10	16,37	n.n.	n.n.	1,39	n.n.	43,99	0,454	1,040
174	0,90	16,59	76,50	1,99	n.n.	0,25	12,35	16,37	n.n.	n.n.	1,53	n.n.	29,30	4,528	1,424
175	2,61	18,61	61,00	1,10	n.n.	0,16	8,00	15,64	4,44	n.n.	5,73	n.n.	50,07	3,776	1,356
176	1,00	24,67	86,00	3,68	n.n.	0,32	10,50	15,11	n.n.	n.n.	2,82	n.n.	21,81	6,262	1,424
177a	0,60	16,59	1,76	1,68	2,30	0,12	2,64	12,49	2,00	n.n.	0,90	n.n.	35,81	0,296	2,548
177b	0,50	23,66	2,90	1,63	2,40	0,06	4,15	12,14	0,38	n.n.	0,80	n.n.	31,48	0,298	0,818
177c	0,70	16,59	2,60	1,66	1,10	0,04	5,08	16,26	1,86	n.n.	1,27	n.n.	22,53	0,310	1,998
178a	0,90	16,59	7,40	1,12	2,10	0,06	3,50	12,37	5,28	n.n.	2,78	0,15	108,36	0,208	1,600
178b	0,60	13,55	6,50	n.b.	0,60	0,08	4,25	7,81	3,18	n.n.	0,45	n.n.	27,67	0,658	1,676
178c	0,80	14,40	16,75	1,83	1,00	0,10	4,67	8,52	2,17	n.n.	0,84	0,09	28,26	1,156	1,360

Tabelle 41: Daten der Grundwasser-Vor-Ort-Analytik im TUG Tetenhusen für den Monat Juli 2004

Datum: 23.-25.07.04									
Probe-Nr.	**Höhe ü. NN**	**Nutzung**	**Wasser-stand**	**Wasser-temp.**	**O_2-Gehalt**	**O_2-Sätt.**	**pH-Wert**	**Lf**	**Redox**
	m		**m u. GOK**	**°C**	**mg/L**	**%**		**mS/m**	**mV**
101	1,52	Grünland	-0,40	10,2	4,9	43,5	7,3	56,8	-59
102	1,84	Grünland	-0,40	11,2	9,4	84,8	7,2	61,9	-99
103	2,49	Acker	-1,30	9,7	4,4	39,4	7,8	35,9	-26
104	2,74	Acker	-1,31	9,2	0,4	4,5	7,3	57,8	-119
105	3,27	Acker	-1,96	9,4	4,8	42,4	6,8	39,8	81
106	3,04	Acker	-2,24	9,4	1,5	12,7	6,6	43,2	149
107	3,46	Acker	-2,41	10,0	7,4	66,0	5,8	42,4	160
108	4,01	Acker	-2,75	9,8	9,4	73,2	7,4	56,7	89
109	3,37	Wald	-3,90	8,8	14,2	122,8	8,9	20,5	69
110	5,20	Wald	-4,60	9,3	10,6	93,6	8,4	29,1	30
111	1,83	Wald	-2,23	8,7	11,1	94,6	9,0	16,3	71
112	1,74	Wald	-1,92	8,6	9,3	80,2	7,8	31,7	112
113	-1,02	Grünland	0,20	9,6	12,3	108,0	7,8	49,6	-44
114	-1,50	Grünland	0,25	9,2	2,1	18,4	7,9	34,9	-110
115	-1,54	Grünland	-0,10	9,2	0,6	4,8	8,2	32,2	-52
116	-1,54	Grünland	-0,45	9,1	3,3	27,1	7,9	39,5	-47
117	1,46	Grünland	-3,10	9,4	4,1	35,5	6,8	38,0	162
118	1,26	Grünland	-3,80	8,9	3,3	27,3	8,4	24,8	242
119	4,70	Wald	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
120	4,10	Wald	-4,80	8,5	11,3	96,8	8,1	15,9	307
121	4,81	Acker	-3,75	8,9	8,5	73,4	7,7	40,5	125
122	4,16	Acker	-3,98	9,1	7,3	64,2	6,8	30,5	145
123	5,11	Acker	-3,80	9,7	6,1	55,7	6,8	37,4	128
124	n.b.	Acker	-3,00	9,8	8,7	76,9	8,3	22,5	155
125	3,35	Acker	-1,20	9,6	3,2	28,2	7,0	58,4	-27
126	3,70	Acker	-1,10	12,0	7,8	71,8	6,1	31,6	12
127a	3,10	Wald	-1,90	9,2	6,4	55,3	6,0	48,0	226
127b	3,04	Wald	-1,85	10,3	2,7	24,6	6,4	32,3	172

Tabelle 42: Daten der Grundwasser-Laboranalytik im TUG Tetenhusen für den Monat Juli 2004

Datum: 23. - 25.07.04															
Probe-Nr.	K^+	Na^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Al^{3+}	Ges.-Mn	Ges.-Fe	Cl^-	SO_4^{2-}	PO_4^{3-}-P	NH_4^+-N	NO_3^--N	TOC	KS4,3	KB8,2
	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mmol/L	mmol/L
101	0,84	12,60	99,89	2,69	n.n.	0,45	4,09	27,48	33,51	n.n.	0,12	0,01	6,84	4,68	0,47
102	0,84	19,42	102,89	2,18	n.n.	0,24	17,89	47,54	39,47	n.n.	0,62	0,04	9,98	3,64	0,70
103	1,82	15,52	57,39	1,65	n.n.	0,12	0,34	36,89	29,28	0,06	0,18	0,40	5,79	1,79	0,10
104	2,41	22,34	91,39	2,10	n.n.	0,55	11,39	46,14	40,44	n.n.	0,17	n.n.	10,29	3,59	0,59
105	15,57	9,68	53,14	6,54	n.n.	0,47	0,67	19,21	15,86	0,33	0,05	1,35	11,41	2,93	0,84
106	13,62	10,65	51,19	6,19	n.n.	0,16	0,17	15,16	20,43	0,18	0,07	31,13	8,82	0,97	0,42
107	22,40	17,47	34,39	6,04	n.n.	0,20	0,09	30,21	20,88	n.n.	0,16	31,64	9,01	0,35	1,21
108	6,79	13,57	85,39	6,24	n.n.	0,58	0,09	17,19	24,48	n.n.	0,06	27,73	5,21	2,81	0,18
109	1,23	21,36	13,69	3,37	n.n.	0,01	0,17	28,75	21,70	0,06	0,08	n.n.	4,15	0,60	0,04
110	1,23	32,08	21,39	3,87	n.n.	0,02	0,25	41,38	29,01	0,08	0,05	0,14	3,60	0,86	0,04
111	0,75	14,55	15,79	0,83	n.n.	0,01	0,00	13,88	15,41	0,06	0,07	3,77	3,53	0,45	0,02
112	1,14	23,31	35,89	4,16	n.n.	0,01	0,03	40,16	36,61	0,07	0,20	0,25	2,99	1,02	0,15
113	0,94	20,39	78,89	3,68	n.n.	0,18	0,71	39,22	81,12	0,04	0,16	0,02	4,74	2,36	0,11
114	1,43	17,47	47,89	3,70	n.n.	0,17	0,75	25,83	38,96	0,07	0,31	0,02	3,54	1,86	0,10
115	0,75	20,39	44,89	2,34	n.n.	0,03	n.n.	18,10	53,38	0,17	0,23	0,03	3,79	1,48	0,10
116	0,84	15,52	62,89	2,48	n.n.	0,13	0,18	31,83	60,11	0,11	0,11	0,02	4,03	12,55	13,14
117	6,79	28,18	36,39	5,84	n.n.	0,06	n.n.	47,16	33,20	0,33	0,10	4,10	3,52	1,09	0,61
118	1,82	17,47	29,14	1,56	n.n.	0,01	0,01	21,06	36,50	0,14	0,12	0,24	3,75	1,02	16,64
119	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
120	2,36	9,97	14,39	2,42	n.n.	0,01	n.n.	14,75	12,19	0,03	0,03	0,77	4,20	0,68	0,19
121	9,72	21,36	45,39	7,34	n.n.	0,03	n.n.	35,15	14,60	0,06	0,36	10,71	3,67	1,82	0,12
122	17,52	6,75	30,92	3,34	n.n.	0,04	n.n.	11,95	12,84	0,18	0,08	15,44	4,49	1,09	0,41
123	18,50	26,23	29,17	3,25	n.n.	0,17	0,07	33,13	43,21	0,13	0,15	7,92	6,12	1,05	0,52
124	7,77	8,70	25,37	1,80	n.n.	0,01	n.n.	14,03	12,81	0,12	0,09	5,12	4,77	n.b.	0,04
125	1,92	18,44	86,17	4,28	n.n.	0,35	4,27	49,46	42,08	n.n.	1,05	0,03	17,48	3,56	1,11
126	10,70	11,62	34,17	3,80	0,40	0,44	2,85	15,36	49,66	0,06	1,21	0,05	28,69	1,29	2,38
127a	9,72	32,08	42,76	5,33	0,40	0,24	0,16	58,08	29,06	n.n.	0,12	15,72	12,63	0,85	1,66
127b	1,92	21,36	35,76	5,93	0,10	0,90	0,51	32,96	39,51	0,05	0,03	0,29	4,69	1,47	0,73

Tabelle 43: Daten der Grundwasser-Vor-Ort-Analytik im TUG Alt Bennebek für den Monat Juli 2004

Datum: 23.-25.07.04									
Probe-Nr.	**Höhe ü. NN**	**Nutzung**	**Wasser-stand**	**Wasser-temp.**	**O_2-Gehalt**	**O_2-Sätt.**	**pH-Wert**	**Lf**	**Redox**
	m		**m u. GOK**	**°C**	**mg/L**	**%**		**mS/m**	**mV**
151	-0,39	Grünland	0,14	9,5	1,7	14,8	7,3	40,0	-97
152	-0,25	Grünland	0,16	9,7	2,9	25,8	7,4	53,4	-75
153	-0,37	Grünland	0,02	9,6	3,2	28,8	7,5	40,3	-70
154	-0,28	Grünland	0,14	9,5	0,5	4,5	7,5	52,5	-113
155	0,39	Grünland	-0,21	10,1	2,1	18,0	7,4	52,8	-84
156	0,77	Grünland	-0,55	10,0	0,4	3,6	7,3	61,4	-112
157	1,84	Grünland	-0,95	9,4	0,9	7,9	6,6	34,5	36
158	2,67	Grünland	-1,67	10,0	1,0	8,4	6,1	31,7	53
159	1,07	Grünland	-0,45	10,2	2,3	20,1	7,7	55,3	-35
160	1,24	Grünland	0,00	9,7	0,4	3,9	7,7	60,9	-113
171	1,37	Moor	-0,40	9,2	1,4	14,0	7,0	44,0	-100
172	1,80	Moor	-0,80	10,7	3,1	27,4	7,2	34,5	-93
173	1,70	Moor	-0,73	9,1	2,0	17,3	5,7	11,8	3
174	1,31	Moor	-1,06	8,7	0,6	4,8	6,6	50,0	-74
175	0,53	Moor	-0,63	9,5	0,5	3,9	6,2	36,5	-84
176	0,19	Moor	-0,40	9,1	2,2	19,5	7,0	66,8	-60
177a	1,59	Moor	-1,20	9,0	0,5	4,3	5,1	8,9	46
177b	1,55	Moor	-1,00	8,4	1,0	7,3	5,2	9,1	40
177c	1,55	Moor	-1,80	8,2	0,7	6,0	5,2	10,4	36
178a	0,87	Moor	-0,55	8,6	1,7	12,6	5,2	10,8	59
178b	0,85	Moor	-0,80	9,3	0,5	4,4	5,8	10,3	23
178c	0,87	Moor	-0,80	9,0	0,5	4,2	6,1	15,2	-14

Tabelle 44: Daten der Grundwasser-Laboranalytik im TUG Alt Bennebek für den Monat Juli 2004

Datum: 23. - 25.07.04															
Probe-Nr.	K^+	Na^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Al^{3+}	Ges.-Mn	Ges.-Fe	Cl^-	SO_4^{2-}	PO_4^{3-}-P	NH_4^+-N	NO_3^--N	TOC	KS4,3	KB8,2
	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mmol/L	mmol/L
151	1,05	13,47	53,67	2,92	n.n.	0,31	1,49	22,91	23,95	n.n.	0,11	0,02	5,36	2,90	0,34
152	1,25	19,29	72,67	3,49	n.n.	0,18	1,16	39,42	53,77	n.n.	0,52	0,04	6,70	3,26	0,30
153	0,95	13,47	57,17	2,81	n.n.	0,28	1,38	24,32	21,83	n.n.	0,26	0,01	6,08	2,90	0,24
154	1,44	18,32	74,17	2,97	n.n.	0,30	2,57	33,46	50,62	n.n.	0,42	0,04	5,39	2,93	0,23
155	1,25	17,35	77,67	3,00	n.n.	0,38	3,50	39,24	48,09	n.n.	0,19	0,01	6,04	3,27	0,30
156	1,74	24,13	85,17	3,59	n.n.	0,36	3,42	52,95	71,72	n.n.	0,51	0,03	6,12	2,82	0,29
157	12,77	19,29	33,67	2,56	n.n.	0,34	2,75	32,55	22,09	n.n.	0,18	0,04	10,68	1,86	1,01
158	4,89	41,09	7,37	1,94	0,60	0,13	14,02	47,37	23,76	n.n.	0,53	0,04	25,62	5,72	11,46
159	1,15	20,26	79,17	2,60	n.n.	0,23	0,82	50,93	76,87	0,19	0,49	0,03	6,73	2,69	17,14
160	0,75	33,83	78,67	2,14	n.n.	0,29	0,83	56,75	109,07	0,13	0,48	0,03	6,22	19,74	15,64
171	0,66	14,44	64,67	2,12	n.n.	0,14	7,02	15,85	2,84	0,33	1,65	0,04	9,43	4,53	9,64
172	0,56	15,41	44,67	1,56	n.n.	0,05	1,56	21,60	25,62	0,25	1,42	0,06	7,66	1,90	0,27
173	7,85	9,59	3,67	0,81	0,70	0,04	2,20	13,54	2,00	0,09	1,18	0,02	48,79	0,38	1,44
174	0,66	9,59	83,76	2,16	n.n.	0,21	11,94	12,84	0,61	n.n.	4,33	0,08	18,00	4,50	1,71
175	2,92	10,56	48,76	2,32	1,40	0,21	16,84	11,08	1,37	n.n.	5,99	0,03	34,58	2,84	19,27
176	0,95	14,44	92,26	3,36	n.n.	0,24	11,34	31,94	0,24	n.n.	5,01	0,01	12,24	6,07	1,60
177a	0,85	11,53	2,27	1,72	2,20	0,08	2,63	10,21	1,64	n.n.	1,53	0,05	37,55	0,29	4,48
177b	0,46	9,59	1,74	1,66	1,60	0,03	3,16	10,62	0,34	n.n.	1,25	n.n.	32,87	0,29	3,49
177c	0,66	19,29	2,56	1,63	0,70	0,02	4,16	14,06	0,26	n.n.	1,28	n.n.	23,76	0,35	18,33
178a	0,66	9,59	4,21	0,99	1,40	0,05	3,64	12,78	1,00	n.n.	3,23	0,01	54,73	0,32	3,20
178b	0,85	7,65	7,86	0,92	0,20	0,07	3,85	8,06	0,80	n.n.	1,35	n.n.	25,33	0,64	2,00
178c	0,95	7,65	16,66	1,82	0,20	0,07	3,39	8,21	0,53	n.n.	0,93	0,02	25,31	1,21	1,82

Tabelle 45: Grundwasserstände der Grundwassermessstellen im TUG Tetenhusen der Monate April, Mai, Juni und Juli 2004

				19. - 30.4.04	13. - 16.5.04	21. - 24. 6.04	22. - 25.7.04
Messstelle	**Höhe ü. NN**	**Nutzung**	**Filter-tiefe**	**Wasser-stand**	**Wasser-stand**	**Wasser-stand**	**Wasser-stand**
	m		**m**	**[m u. GOK]**	**[m u. GOK]**	**[m u. GOK]**	**[m u. GOK]**
101	1,52	Grünland	3-4	-0,62	-0,40	-0,28	-0,40
102	1,84	Grünland	3-4	-0,35	-0,39	-0,37	-0,40
103	2,49	Acker	4-5	-0,82	-1,13	-1,14	-1,30
104	2,74	Acker	4-5	-1,17	-1,45	-1,21	-1,31
105	3,27	Acker	6-7	-1,66	-1,77	-1,86	-1,96
106	3,04	Acker	6-7	-1,43	-2,01	-2,14	-2,24
107	3,46	Acker	6-7	-2,15	-2,21	-2,41	-2,41
108	4,01	Acker	6-7	-1,92	-2,04	-2,25	-2,75
109	3,37	Wald	6-7	-2,95	-2,96	-3,10	-3,90
110	5,20	Wald	6-7	-4,35	-4,44	-4,49	-4,60
111	1,83	Wald	6-7	-3,22	-2,21	-2,26	-2,23
112	1,74	Wald	6-7	-1,84	-1,82	-1,94	-1,92
113	-1,02	Grünland	4,6-5,6	n.b.	0,07	0,08	0,20
114	-1,50	Grünland	3-4	n.b.	0,15	0,10	0,25
115	-1,54	Grünland	6-7	n.b.	0,1	-0,93	-0,10
116	-1,54	Grünland	5-7	-0,87	-0,70	-0,68	-0,45
117	1,46	Grünland	6-7	-3,01	-3,03	-3,06	-3,10
118	1,26	Grünland	6-7	-2,48	-2,75	-2,50	-3,80
119	4,70	Wald	6-7	-5,36	-5,30	-4,42	n.b.
120	4,10	Wald	6-7	-4,36	-4,68	-4,80	-4,80
121	4,81	Acker	6-7	-3,55	-3,52	-3,65	-3,75
122	4,16	Acker	6-7	-3,60	-3,78	-3,93	-3,98
123	5,11	Acker	6-7	-3,28	-3,64	-3,80	-3,80
124	n.b.	Acker	6-7	-3,70	-3,85	-4,00	-3,00
125	3,35	Acker	6-7	-1,01	-1,00	-1,19	-1,20
126	3,70	Acker	2-3	-1,07	-0,97	-1,01	-1,10
127a	3,10	Wald	5-6	n.b.	n.b.	-1,90	-1,90
127b	3,04	Wald	4-5	n.b.	n.b.	-1,94	-1,85

Tabelle 46: Grundwasserstände der Grundwassermessstellen im TUG Alt Bennebek der Monate April, Mai, Juni und Juli 2004

				19. - 30.4.04	13. - 16.5.04	21. - 24. 6.04	22. - 25.7.04
Messstelle	**Höhe ü. NN**	**Nutzung**	**Filter-tiefe**	**Wasser-stand**	**Wasser-stand**	**Wasser-stand**	**Wasser-stand**
	m		**m**	**[m u. GOK]**	**[m u. GOK]**	**[m u. GOK]**	**[m u. GOK]**
151	-0,39	Grünland	5,5-6,5	-0,05	0,00	0,14	0,14
152	-0,25	Grünland	3-4	n.b.	0,00	0,2	0,16
153	-0,37	Grünland	6-7	-0,46	-0,12	-0,11	0,02
154	-0,28	Grünland	6-7	n.b.	0,16	0,24	0,14
155	0,39	Grünland	3,5-4,5	-0,35	-0,60	-0,25	-0,21
156	0,77	Grünland	3,5-4,5	-1,18	-0,63	-0,54	-0,55
157	1,84	Grünland	4-5	-1,19	-1,06	-1,20	-0,95
158	2,67	Grünland	3-4	-2,02	-2,51	-1,70	-1,67
159	1,07	Grünland	3-4	n.b.	-0,50	-0,51	-0,45
160	1,24	Grünland	4-5	n.b.	-0,02	-0,06	0,00
171	1,37	Moor	3-4	-0,67	-0,45	-0,30	-0,40
172	1,80	Moor	3-4	n.b.	-0,82	-0,67	-0,80
173	1,70	Moor	2-3	-0,62	0,3	-0,53	-0,73
174	1,31	Moor	3-4	-1,00	-1,03	-0,85	-1,06
175	0,53	Moor	3-4	-0,63	-0,62	-0,62	-0,63
176	0,19	Moor	6,5-7,5	-0,44	-0,45	-0,45	-0,40
177a	1,59	Moor	2-3	-0,63	0,13	-0,68	-1,20
177b	1,55	Moor	3-4	-0,89	0,1	-0,68	-1,00
177c	1,55	Moor	4-5	-0,82	0,11	-0,53	-1,80
178a	0,87	Moor	3-4	-0,84	-0,48	-0,48	-0,55
178b	0,85	Moor	4-5	-0,83	-1,17	-0,74	-0,80
178c	0,87	Moor	5-6	-0,73	-0,94	-0,69	-0,80

Tabelle 47: Daten der Vor-Ort-Analytik der Parzellengrenzgräben im TUG Tetenhusen für den Monat April 2004

Datum: 31.03 - 02.04.04						
Messstelle	**Nutzung**	**Wasser-temp.**	**O_2-Gehalt**	**O_2-Sätt.**	**pH-Wert**	**LF**
		°C	**mg/L**	**%**		**mS/m**
201	Grünland	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
202	Grünland	18,7	n.b.	n.b.	6,9	24,2
203	Grünland	15,5	4,7	49	7,5	34,1
204	Grünland	15,0	1,7	26	7,3	57,9
205	Grünland	11,0	3,2	46	7,8	42,8
206	Grünland	14,7	3,6	52	7,3	36
207	Grünland	12,1	2,8	39	7,3	28,1
208	Grünland	15,2	3,1	46	7,3	35,8
209	Grünland	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
210	Grünland	14,7	4,2	60	7,5	37,8
211	Grünland	14,9	5,2	52	6,8	36
212a	Grünland	16,0	4,0	40	4,3	25,2
212e	Grünland	13,3	6,2	60	7	30
213	Grünland	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
214	Grünland	13,5	6,7	64	6,6	36,7
215	Grünland	14,8	6,8	67	7,2	28,4
217	Grünland	16,2	4,7	48	6,9	22,4
218	Grünland	14,3	3,8	37	7,0	34,8
219	Grünland	14,0	4,5	43	6,9	34,3
220	Grünland	12,3	3,9	37	6,8	30,2
221	Grünland	16,9	4,4	46	6,9	33,6
222	Grünland	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
223	Grünland	20,2	5,3	58	7,01	51,7
224	Grünland	24,2	8,6	102	7,4	40,8

Tabelle 48: Daten der Laboranalytik der Parzellengrenzgräben im TUG Tetenhusen für den Monat April 2004

Datum: 31.03. - 02.04.04															
Messstelle	**K^+**	**Na^+**	**Ca^{2+}**	**Mg^{2+}**	**Al^{3+}**	**Ges.-Mn**	**Ges.-Fe**	**Cl^-**	**SO_4^{2+}**	**PO_4^{3-}-P**	**NH_4^+-N**	**NO_3^--N**	**TOC**	**KS4,3**	**KB8,2**
	mg/L	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mmol/L**	**mmol/L**
201	9,86	16,17	55,75	3,43	1,60 [5]	1,20	32,60	20,04	7,78	0,13	0,12	0,55	29,07	n.b.	n.b.
202	6,90	15,16	74,50	3,73	0,20 [5]	0,25 [7]	0,67	18,49	48,70	0,17	1,33	0,21	18,79	n.b.	n.b.
203	4,44	17,18	49,75	2,75	n.n.	0,18 [7]	0,86	18,63	32,82	0,14	0,09	0,22	10,62	n.b.	n.b.
204	10,85	47,51	53,75	3,50	n.n.	0,10 [7]	0,31 [6]	41,55	57,80	1,14	6,55	1,15	13,24	n.b.	n.b.
205	3,25	29,31	53,25	4,40	n.n.	0,07 [7]	0,12 [6]	19,25	47,03	0,14	0,50	0,67	5,42	n.b.	n.b.
206	2,86	22,24	56,00	2,93	n.n.	0,32	0,90	30,37	45,06	0,34	0,72	0,38	16,24	n.b.	n.b.
207	1,97	16,17	36,00	2,63	n.n.	0,04 [7]	0,18 [6]	20,89	34,97	0,14	0,61	0,96	8,21	n.b.	n.b.
208	3,55	16,17	51,25	2,80	n.n.	0,07 [7]	0,36 [6]	10,96	20,17	0,28	4,10	1,88	13,99	n.b.	n.b.
209	2,76	11,12	56,00	2,63	n.n.	0,91	13,00	10,89	35,09	n.n.	6,81	4,65	21,03	n.b.	n.b.
210	1,97	21,23	48,75	4,10	n.n.	0,23 [7]	0,29 [6]	27,08	57,13	0,16	0,08	0,56	9,01	n.b.	n.b.
211	2,56	14,15	62,00	2,73	n.n.	0,31	1,30	15,66	27,26	n.n.	0,99	0,10	8,31	n.b.	n.b.
212a	8,87	12,13	9,35	3,28	24,70	0,16 [7]	8,30	17,69	54,20	0,17	0,42	6,87	12,57	n.b.	n.b.
212e	1,08	12,13	43,75	1,75	n.n.	1,05	1,81	28,78	33,91	0,02 [13]	0,29	0,44	6,13	n.b.	n.b.
213	6,90	23,24	40,75	3,68	1,40 [5]	1,04	25,00	27,16	87,97	n.n.	2,00	2,63	17,99	n.b.	n.b.
214	1,08	13,14	44,50	2,73	n.n.	0,19 [7]	0,75	20,97	29,96	n.n.	0,16	0,20	8,63	n.b.	n.b.
215	1,38	23,24	34,75	2,37	n.n.	0,17 [7]	1,20	25,79	18,10	0,03 [13]	0,27	0,50	8,65	n.b.	n.b.
217	1,18	10,11	27,25	1,60	n.n.	0,03 [7]	0,20 [6]	24,67	68,24	0,28	0,18	0,29	13,19	n.b.	n.b.
218	1,08	7,08	39,00	3,28	n.n.	0,37	0,73	21,51	32,40	0,12	0,27	0,46	10,85	n.b.	n.b.
219	0,79	15,16	45,00	2,21	n.n.	0,12 [7]	0,27 [6]	28,42	35,41	n.n.	n.n.	0,25	5,91	n.b.	n.b.
220	1,87	14,15	38,75	1,80	n.n.	0,05 [7]	0,13 [6]	25,70	37,73	0,13	0,32	0,44	4,80	n.b.	n.b.
221	7,89	16,17	58,00	4,78	n.n.	0,02 [7]	0,43	25,80	34,69	n.n.	0,93	3,50	15,97	n.b.	n.b.
222	12,33	14,15	78,50	2,95	n.n.	0,13 [7]	0,44	32,70	28,11	n.n.	0,33	1,81	17,76	n.b.	n.b.
223	2,17	14,15	85,50	4,43	n.n.	0,25 [7]	3,15	32,98	40,69	n.n.	0,12	0,22	20,10	n.b.	n.b.
224	9,86	14,15	51,75	4,55	n.n.	0,05 [7]	0,66	30,49	35,91	n.n.	0,10	6,67	19,34	n.b.	n.b.

Tabelle 49: Daten der Vor-Ort-Analytik der Parzellengrenzgräben im TUG Alt Bennebek für den Monat April 2004

Datum: 31.03 - 02.04.04						
Messstelle	**Nutzung**	**Wasser-temp.**	**O_2-Gehalt**	**O_2-Sätt.**	**pH-Wert**	**LF**
		°C	**mg/L**	**%**		**mS/m**
225	Moor	15,4	3,3	33	6,7	20,3
226	Moor	15,3	3,9	41	6,6	30,8
227	Moor	16,3	1,7	17	6,6	23,6
228	Moor	18,7	0,8	9	6,7	25,9
230	Moor	14,1	8,0	85	7,1	22,8
231	Moor	18,0	1,1	12	4,7	10,1
232	Moor	23,1	8,8	98	4,1	7,6
233	Moor	16,1	4,1	44	4,7	10,5
234	Grünland	14,4	6,5	68	7,7	47,7
235	Grünland	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
236	Grünland	12,5	3,8	40	7,2	47,1
237	Grünland	17,1	0,2	2	7,1	59,8
238	Grünland	12,7	5,8	54	7,1	50,8
239	Grünland	19,2	1,0	11	6,5	40,4
240	Grünland	12,5	5,3	52	7,0	51,3
241	Grünland	21,2	2,7	30	6,9	39,5
242	Grünland	12,5	7,9	76	7,1	44,9
243	Grünland	22,8	7,7	89	7,1	37,4
244	Grünland	13,5	6,0	58	7,0	33,8
245	Grünland	1,1	19,0	8	6,99	102,1

Tabelle 50: Daten der Laboranalytik der Parzellengrenzgräben im TUG Alt Bennebek für den Monat April 2004

Datum: 31.03. - 02.04.04															
Messstelle	**K^+**	**Na^+**	**Ca^{2+}**	**Mg^{2+}**	**Al^{3+}**	**Ges.-Mn**	**Ges.-Fe**	**Cl^-**	**SO_4^{2+}**	**PO_4^{3-}-P**	**NH_4^+-N**	**NO_3^--N**	**TOC**	**KS4,3**	**KB8,2**
	mg/L	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mmol/L**	**mmol/L**
225	0,59	9,10	17,00	1,40	n.n.	0,03 [7]	1,52	15,21	24,81	0,05 [13]	n.n.	0,16	33,65	n.b.	n.b.
226	0,79	9,10	10,45	1,16	0,60 [5]	0,38	3,06	13,17	6,00	0,05 [13]	0,44	0,22	63,51	n.b.	n.b.
227	0,99	10,11	14,50	1,29	0,50 [5]	0,36	3,52	13,94	7,21	0,08	0,17	0,15	73,52	n.b.	n.b.
228	0,59	10,11	22,25	1,58	n.n.	0,05 [7]	2,00	4,46	2,64	0,17	0,36	0,05	41,51	n.b.	n.b.
230	1,68	15,16	53,75	2,16	n.n	0,15 [7]	3,04	26,43	14,95	n.n.	0,26	0,19	25,53	n.b.	n.b.
231	1,68	7,08	2,76	1,15	n.n.	0,10 [7]	1,02	12,21	28,10	0,07 [13]	0,20	0,02 [12]	54,80	n.b.	n.b.
232	0,10 [2]	5,05	0,78	0,97	n.n.	0,02 [7]	0,33 [6]	7,31	3,38	n.n.	0,29	0,01 [12]	56,69	n.b.	n.b.
233	0,89	7,08	1,92	1,38	n.n.	0,05 [7]	2,37	10,20	4,66	n.n.	1,43	0,01 [12]	83,41	n.b.	n.b.
234	1,92	13,14	59,50	2,13	n.n.	0,18 [7]	6,90	23,62	35,87	n.n.	1,05	0,12	26,88	n.b.	n.b.
235	2,76	12,13	56,25	2,35	n.n.	0,35	13,60	14,20	2,41	0,06 [13]	0,25	0,08	30,70	n.b.	n.b.
236	1,28	10,11	77,00	2,90	n.n.	0,26 [7]	2,57	29,91	42,65	0,02 [13]	0,65	0,90	18,81	n.b.	n.b.
237	2,27	13,14	40,50	2,22	n.n.	0,11 [7]	4,94	17,90	39,36	0,04 [13]	0,25	0,05	22,21	n.b.	n.b.
238	0,69	15,16	84,00	2,28	n.n.	0,20 [7]	2,23	31,69	39,99	n.n.	0,37	0,15	16,45	n.b.	n.b.
239	1,38	11,12	33,00	1,88	n.n.	0,02 [7]	2,79	22,18	32,87	0,03 [13]	n.n.	0,02 [12]	42,47	n.b.	n.b.
240	0,99	15,16	83,00	2,40	n.n.	0,10 [7]	0,55	29,51	33,04	n.n.	0,67	0,18	21,28	n.b.	n.b.
241	0,69	12,13	55,00	2,03	n.n.	0,30 [7]	13,61	11,33	13,31	0,03 [13]	0,29	0,07	21,08	n.b.	n.b.
242	1,08	11,12	43,25	2,88	n.n.	0,25 [7]	7,60	22,78	19,94	n.n.	1,58	0,09	18,45	n.b.	n.b.
243	1,68	13,14	67,00	1,96	n.n.	0,21 [7]	7,05	22,82	11,48	n.n.	0,16	0,13	25,55	n.b.	n.b.
244	3,35	17,18	43,25	2,75	n.n.	0,13 [7]	0,72	34,61	42,66	0,02 [13]	0,38	1,08	16,43	n.b.	n.b.
245	29,58	126,35	47,75	5,60	n.n.	0,11 [7]	0,16 [6]	115,44	72,93	7,14	0,39	0,18	40,34	n.b.	n.b.

Tabelle 51: Daten der Vor-Ort-Analytik der Parzellengrenzgräben im TUG Tetenhusen für den Monat Mai 2004

Datum: 13. - 16.05.04						
Messstelle	**Nutzung**	**Wasser-temp.**	**O_2-Gehalt**	**O_2-Sätt.**	**pH-Wert**	**LF**
		°C	**mg/L**	**%**		**mS/m**
201	Grünland	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
202	Grünland	12,6	4,6	43	7,6	45,7
203	Grünland	12,1	7,1	66	7,8	34,3
204	Grünland	13,8	6,1	58	7,8	52,9
205	Grünland	10,2	6,1	51	7,8	43,1
206	Grünland	14,5	7,8	76	6,7	39,4
207	Grünland	11,3	7,8	70	7,0	28,5
208	Grünland	12,7	4,7	45	6,9	42,8
209	Grünland	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
210	Grünland	11,3	7,4	68	6,4	37,2
211	Grünland	10,1	8,5	74	7,3	40,1
212a	Grünland	10,0	1,9	20	5,4	22,4
212e	Grünland	9,6	9,2	81	7,3	31,7
213	Grünland	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
214	Grünland	9,3	8,7	75	7,3	38
215	Grünland	10,2	9,2	82	6,7	30,8
217	Grünland	11,3	8,5	77	6,7	22,2
218	Grünland	11,1	9,4	85	6,5	27,2
219	Grünland	10,4	8,8	79	6,2	31,4
220	Grünland	9,7	8,5	75	6,3	27,7
221	Grünland	10,6	8,3	75	7,2	44
222	Grünland	10,3	3,3	28	7,4	122
223	Grünland	10,6	4,6	40	7,0	49
224	Grünland	11,7	5,7	55	7,1	39

Tabelle 52: Daten der Laboranalytik der Parzellengrenzgräben im TUG Tetenhusen für den Monat Mai 2004

Datum: 13. - 16.05.04																
Messstelle	**Nutzung**	**K^+**	**Na^+**	**Ca^{2+}**	**Mg^{2+}**	**Al^{3+}**	**Ges.-Mn**	**Ges.-Fe**	**Cl^-**	**SO_4^{2+}**	**PO_4^{3-}-P**	**NH_4^+-N**	**NO_3-N**	**TOC**	**KS4,3**	**KB8,2**
		mg/L	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mmol/L**	**mmol/L**
201	Grünland	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
202	Grünland	5,48	15,13	70,37	4,14	0,50 [5]	0,75	13,68	50,31	52,31	n.n.	0,45	1,27	16,02	n.b.	n.b.
203	Grünland	3,29	16,21	50,87	2,69	0,40 [5]	0,09 [7]	0,25 [6]	26,24	41,04	n.n.	0,46	0,13	6,94	n.b.	n.b.
204	Grünland	8,77	44,30	51,87	3,36	0,40 [5]	0,08 [7]	0,46	30,26	50,46	0,11	0,60	0,60	9,42	n.b.	n.b.
205	Grünland	3,29	29,17	51,12	4,14	n.n.	0,14 [7]	0,38 [6]	49,04	43,20	1,31	0,46	1,07	4,04	n.b.	n.b.
206	Grünland	2,08	20,53	54,12	2,64	n.n.	0,13 [7]	0,30 [6]	13,75	14,67	0,35	0,32	0,12	14,87	n.b.	n.b.
207	Grünland	1,86	16,21	36,37	2,64	n.n.	0,02 [7]	0,12 [6]	24,47	43,48	0,15	0,17	n.n.	7,29	n.b.	n.b.
208	Grünland	3,51	12,96	72,37	2,86	0,60 [5]	2,08	3,45	12,10	17,07	0,33	0,34	0,07	27,26	n.b.	n.b.
209	Grünland	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
210	Grünland	1,75	22,69	46,62	4,09	0,10 [5]	0,03 [7]	0,26 [6]	4,97	9,61	0,62	0,22	2,16	7,42	n.b.	n.b.
211	Grünland	0,88	11,88	60,62	2,61	n.n.	0,24 [7]	1,91	13,53	12,40	n.n.	0,23	0,02 [12]	9,90	n.b.	n.b.
212a	Grünland	7,68	10,80	9,62	3,29	5,90	0,17 [7]	1,45	21,13	14,60	0,11	0,19	13,39	13,89	n.b.	n.b.
212e	Grünland	0,33 [2]	12,96	45,87	1,84	0,20 [5]	0,19 [7]	4,03	26,68	29,56	n.n.	0,22	0,08	7,22	n.b.	n.b.
213	Grünland	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
214	Grünland	0,88	16,21	46,87	3,31	0,70 [5]	2,10	5,43	59,12	46,07	n.n.	0,18	0,79	12,61	n.b.	n.b.
215	Grünland	0,11 [2]	20,53	35,87	2,27	1,20 [5]	0,08 [7]	3,32	22,07	7,47	n.n.	0,31	0,11	9,09	n.b.	n.b.
217	Grünland	n.n.	8,64	29,37	1,72	n.n.	0,31	4,01	24,13	6,64	0,06 [13]	0,20	0,01 [12]	16,87	n.b.	n.b.
218	Grünland	0,44 [2]	12,96	35,37	3,14	n.n.	0,11 [7]	0,35 [6]	12,13	15,01	0,06 [13]	0,18	0,02 [12]	9,38	n.b.	n.b.
219	Grünland	0,22 [2]	12,96	43,87	2,09	n.n.	0,09 [7]	1,02	25,87	29,52	n.n.	0,18	n.n.	5,75	n.b.	n.b.
220	Grünland	1,10	14,05	35,37	1,81	n.n.	0,08 [7]	0,53	13,10	14,19	0,04 [13]	0,18	0,03 [12]	4,97	n.b.	n.b.
221	Grünland	4,39	12,96	55,87	4,29	n.n.	0,03 [7]	0,32 [6]	18,63	16,94	n.n.	0,19	1,09	15,30	n.b.	n.b.
222	Grünland	0,22 [2]	25,93	41,37	2,61	n.n.	3,64	423,98	14,39	3,08	0,03 [13]	0,72	n.n.	35,33	n.b.	n.b.
223	Grünland	0,22 [2]	7,56	45,62	2,29	n.n.	0,09 [7]	3,38	35,41	47,39	0,12	0,21	0,37	16,18	n.b.	n.b.
224	Grünland	6,58	14,05	49,12	4,66	n.n.	0,12 [7]	0,92	25,58	18,06	n.n.	0,44	0,63	26,43	n.b.	n.b.

Tabelle 53: Daten der Vor-Ort-Analytik der Parzellengrenzgräben im TUG Alt Bennebek für den Monat Mai 2004

Datum: 13. - 16.05.04						
Messstelle	**Nutzung**	**Wasser-temp.**	**O_2-Gehalt**	**O_2-Sätt.**	**pH-Wert**	**LF**
		°C	**mg/L**	**%**		**mS/m**
225	Moor	12,4	4,6	43	7,4	17,5
226	Moor	13,5	11,5	109	7,7	48,3
227	Moor	13,3	10,6	100	7,4	46,7
228	Moor	12,6	2,7	26	6,3	23,9
230	Moor	16,1	7,7	78	7,3	40,5
231	Moor	11,4	1,5	12	4,8	10,7
232	Moor	12,4	3,8	36	4,1	7,6
233	Moor	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
234	Grünland	14,5	5,7	56	7,3	44,3
235	Grünland	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
236	Grünland	11,7	6,9	64	6,8	42
237	Grünland	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
238	Grünland	12,6	7,3	68	7,1	42,4
239	Grünland	13,8	7,7	75	6,3	25,8
240	Grünland	11,1	6,8	62	7,1	48,2
241	Grünland	14,2	7,5	72	7,7	34,5
242	Grünland	11,6	5,7	53	7,3	44,9
243	Grünland	13,1	12,6	120	7,8	44,7
244	Grünland	15,3	13,7	136	7,6	44,7
245	Grünland	14,5	3,4	33	7,4	131,8

Tabelle 54: Daten der Laboranalytik der Parzellengrenzgräben im TUG Alt Bennebek für den Monat Mai 2004

Datum: 13. - 16.05.04																
Messstelle	**Nutzung**	**K^+**	**Na^+**	**Ca^{2+}**	**Mg^{2+}**	**Al^{3+}**	**Ges.-Mn**	**Ges.-Fe**	**Cl^-**	**SO_4^{2+}**	**PO_4^{3-}-P**	**NH_4^+-N**	**NO_3-N**	**TOC**	**KS4,3**	**KB8,2**
		mg/L	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mmol/L**	**mmol/L**
225	Moor	0,66	10,80	23,12	1,89	n.n.	0,06 [7]	3,12	13,45	0,62	n.n.	0,37	0,05	36,51	n.b.	n.b.
226	Moor	4,39	20,53	76,37	3,99	n.n.	0,18 [7]	0,57	22,90	29,77	n.n.	0,80	0,34	10,70	n.b.	n.b.
227	Moor	5,48	20,53	70,37	3,91	n.n.	0,20 [7]	0,99	25,52	34,61	n.n.	0,62	0,39	14,79	n.b.	n.b.
228	Moor	0,55	10,80	35,12	2,04	n.n.	0,15 [7]	9,73	14,35	0,16 [11]	n.n.	0,74	0,11	40,21	n.b.	n.b.
230	Moor	1,21	14,05	64,62	2,12	n.n.	0,10 [7]	2,25	32,84	12,46	n.n.	0,30	n.n.	18,60	n.b.	n.b.
231	Moor	1,54	8,64	5,82	1,50	0,80 [5]	0,22 [7]	10,03	11,00	0,38	0,15	1,83	0,01 [12]	168,67	n.b.	n.b.
232	Moor	0,22 [2]	4,32	0,67	0,67	0,20 [5]	0,04 [7]	0,95	5,33	0,60	n.n.	0,53	n.n.	109,44	n.b.	n.b.
233	Moor	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.n.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
234	Grünland	1,65	12,96	82,87	2,12	0,30 [5]	0,19 [7]	8,08	28,45	14,27	n.n.	1,71	0,03 [12]	21,53	n.b.	n.b.
235	Grünland	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
236	Grünland	0,11 [2]	11,88	78,87	2,64	0,10 [5]	0,08 [7]	3,51	17,77	31,91	n.n.	0,19	n.n.	13,91	n.b.	n.b.
237	Grünland	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
238	Grünland	0,11 [2]	11,88	65,87	1,99	0,10 [5]	0,21 [7]	3,53	23,63	6,53	n.n.	0,19	0,01 [12]	11,19	n.b.	n.b.
239	Grünland	0,11 [2]	11,88	35,12	2,07	0,10 [5]	0,10 [7]	8,68	34,54	51,82	n.n.	0,79	0,00 [12]	21,33	n.b.	n.b.
240	Grünland	n.n.	14,05	79,87	2,47	0,10 [5]	0,18 [7]	2,46	23,01	6,07	n.n.	0,26	n.n.	18,02	n.b.	n.b.
241	Grünland	0,22 [2]	10,80	55,62	2,10	0,30 [5]	0,27 [7]	49,48	13,71	0,96	n.n.	0,75	0,01 [12]	64,52	n.b.	n.b.
242	Grünland	n.n.	9,72	73,37	3,16	0,10 [5]	0,74	4,03	31,25	41,36	n.n.	0,31	n.n.	18,81	n.b.	n.b.
243	Grünland	2,96	16,21	72,37	3,48	n.n.	0,12 [7]	0,67	29,28	10,95	n.n.	0,18	0,01 [12]	10,74	n.b.	n.b.
244	Grünland	2,52	17,29	64,62	2,94	0,10 [5]	0,28 [7]	6,73	26,69	57,13	n.n.	0,55	0,15	14,68	n.b.	n.b.
245	Grünland	35,10	140,45	56,62	6,36	n.n.	0,10 [7]	1,06	98,52	50,87	6,75	4,29	0,10	12,42	n.b.	n.b.

Tabelle 55: Daten der Vor-Ort-Analytik der Parzellengrenzgräben im TUG Tetenhusen für den Monat Juni 2004

Datum: 21. - 24.06.04						
Messstelle	**Nutzung**	**Wasser-temp.**	**O_2-Gehalt**	**O_2-Sätt.**	**pH-Wert**	**LF**
		°C	**mg/L**	**%**		**mS/m**
201	Grünland	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
202	Grünland	16,5	4,05	44,2	6,1	51,1
203	Grünland	15,1	8,04	84,0	6,5	36,6
204	Grünland	13,6	5,44	55,1	7,4	55,5
205	Grünland	11,0	7,20	54,9	7,2	41,7
206	Grünland	13,4	7,48	74,1	7,1	31,9
207	Grünland	11,3	6,81	63,2	7,2	25,9
208	Grünland	13,8	7,48	75,0	7,2	29,9
209	Grünland	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
210	Grünland	13,0	6,88	65,9	7,2	37,6
211	Grünland	12,6	7,86	75,3	6,8	36,1
212a	Grünland	13,6	4,08	40,1	4,9	24,3
212e	Grünland	11,9	6,92	67,1	6,9	31,3
213	Grünland	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
214	Grünland	11,8	7,41	70,8	6,0	30,7
215	Grünland	12,9	6,44	63,1	6,6	26,3
217	Grünland	14,1	7,70	78,1	6,6	21,5
218	Grünland	12,9	7,42	72,1	6,6	23,6
219	Grünland	12,7	7,23	70,6	6,5	27,9
220	Grünland	11,6	6,74	63,6	6,2	24,6
221	Grünland	13,6	7,24	72,8	6,5	36,4
222	Grünland	13,6	8,37	82,9	6,3	35,9
223	Grünland	14,8	4,97	79,7	6,5	48,5
224	Grünland	15,9	7,48	78,1	6,7	37,4

Tabelle 56: Daten der Laboranalytik der Parzellengrenzgräben im TUG Tetenhusen für den Monat Juni 2004

Datum: 21. - 24.06.04																
Messstelle	**Nutzung**	**K^+**	**Na^+**	**Ca^{2+}**	**Mg^{2+}**	**Al^{3+}**	**Ges.-Mn**	**Ges.-Fe**	**Cl^-**	**SO_4^{2+}**	**PO_4^{3-}-P**	**NH_4^+-N**	**NO_3^--N**	**TOC**	**KS4,3**	**KB8,2**
		mg/L	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mmol/L**	**mmol/L**
201	Grünland	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0,23	n.b.	n.b.	n.b.
202	Grünland	11,0	14,8	77,84	4,01	n.n.	0,38	2,91	23,65	32,03	0,33	1,52	n.n.	22,53	2,912	0,378
203	Grünland	7,0	14,8	49,34	2,94	n.n.	0,44	2,35	14,50	20,42	0,09	0,13	n.n.	12,88	1,758	0,242
204	Grünland	14,0	50,8	51,34	3,79	n.n.	0,08 [7]	0,13 [6]	28,36	16,68	1,19	7,93	0,03 [12]	13,32	3,254	0,270
205	Grünland	3,3	27,1	53,09	4,46	n.n.	0,06 [7]	0,19 [6]	30,89	26,78	0,11	0,37	0,64	6,86	2,026	0,202
206	Grünland	1,8	15,8	49,59	2,51	n.n.	0,06 [7]	0,29 [6]	19,82	29,85	0,11	0,16	n.n.	14,99	1,716	0,202
207	Grünland	2,3	14,8	35,09	2,61	n.n.	0,02 [7]	0,32 [6]	21,23	28,99	0,04 [13]	0,27	0,46	8,14	1,010	0,214
208	Grünland	4,0	13,8	46,34	2,54	n.n.	0,20 [7]	2,51	13,73	17,56	0,18	0,22	0,09	16,44	1,546	0,214
209	Grünland	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
210	Grünland	2,1	19,9	52,59	4,49	n.n.	0,10 [7]	0,42	17,12	19,96	0,08 [13]	0,20	0,05	8,66	1,666	0,198
211	Grünland	2,1	11,7	60,84	2,66	n.n.	0,22 [7]	2,20	16,70	24,94	n.n.	0,09	n.n.	10,97	2,392	0,312
212a	Grünland	11,0	11,7	15,84	4,69	5,1	0,14 [7]	2,02	12,20	5,06	0,13	0,11	8,97	13,56	0,040	1,176
212e	Grünland	2,1	12,8	48,34	2,09	n.n.	0,08 [7]	2,71	16,01	16,48	n.n.	0,14	n.n.	9,47	1,812	2,640
213	Grünland	n.b.	n.b.	n.n.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
214	Grünland	2,7	15,8	47,09	3,31	n.n.	0,41	1,14	19,61	21,71	n.n.	0,06	n.n.	6,51	1,518	0,214
215	Grünland	0,1 [2]	15,8	36,84	2,11	n.n.	0,08 [7]	1,19	20,04	6,93	n.n.	0,78	n.n.	12,11	1,530	0,280
217	Grünland	n.n.	10,7	34,34	1,89	n.n.	0,21 [7]	1,85	16,48	3,54	0,12	0,08	n.n.	15,52	1,454	0,270
218	Grünland	0,4 [2]	7,6	36,09	3,04	n.n.	0,09 [7]	0,19 [6]	13,27	17,56	n.n.	0,06	n.n.	10,04	1,214	0,262
219	Grünland	0,4 [2]	12,8	45,09	2,07	n.n.	0,05 [7]	0,39 [6]	15,17	14,02	n.n.	0,10	n.n.	6,75	1,518	0,164
220	Grünland	0,6	7,6	32,09	1,15	n.n.	0,03 [7]	0,18 [6]	10,32	17,51	0,02 [13]	0,07	n.n.	5,62	1,062	0,222
221	Grünland	1,0	12,8	51,84	4,96	n.n.	0,03 [7]	0,54	20,95	15,54	n.n.	0,06	1,91	17,05	1,980	0,282
222	Grünland	4,9	13,8	57,34	5,74	n.n.	0,02 [7]	0,43	21,62	14,57	n.n.	n.b.	2,07	16,28	1,928	0,216
223	Grünland	0,1 [2]	15,8	85,34	2,33	n.n.	0,21 [7]	5,10	1,03	0,09 [11]	n.n.	0,04	n.n.	15,82	3,906	0,462
224	Grünland	11,0	13,8	49,09	4,16	n.n.	0,06 [7]	1,91	14,63	4,64	n.n.	n.b.	n.n.	28,03	2,252	0,178

Tabelle 57: Daten der Vor-Ort-Analytik der Parzellengrenzgräben im TUG Alt Bennebek für den Monat Juni 2004

Datum: 21. - 24.06.04						
Messstelle	**Nutzung**	**Wasser-temp.**	**O_2-Gehalt**	**O_2-Sätt.**	**pH-Wert**	**LF**
		°C	**mg/L**	**%**		**mS/m**
225	Moor	12,9	5,36	53,6	6,7	16,7
226	Moor	15,2	10,66	108,4	6,7	29,7
227	Moor	15,6	6,20	50,2	6,4	25,1
228	Moor	15,1	10,68	109,0	6,9	21,4
230	Moor	23,4	8,51	98,5	6,7	36,5
231	Moor	17,1	7,70	80,7	4,5	8,6
232	Moor	16,2	5,90	61,4	3,9	11,7
233	Moor	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
234	Grünland	20,4	5,84	65,1	5,7	41,8
235	Grünland	15,2	8,90	90,0	6,5	33,2
236	Grünland	14,0	5,29	54,8	7,2	43,1
237	Grünland	14,2	4,07	46,0	6,4	36,6
238	Grünland	13,6	7,17	70,3	7,1	44,3
239	Grünland	15,4	4,22	43,8	6,2	21,7
240	Grünland	14,2	7,13	72,3	7,6	47,3
241	Grünland	17,4	4,60	67,5	6,3	39
242	Grünland	18,0	7,15	77,3	7,7	40
243	Grünland	16,7	7,26	71,3	6,6	30,6
244	Grünland	25,4	19,99	199,9	8,9	34,7
245	Grünland	18,3	3,09	34,1	7,5	129

Tabelle 58: Daten der Laboranalytik der Parzellengrenzgräben im TUG Alt Bennebek für den Monat Juni 2004

Datum: 21. - 24.06.04																
Messstelle	**Nutzung**	**K^+**	**Na^+**	**Ca^{2+}**	**Mg^{2+}**	**Al^{3+}**	**Ges.-Mn**	**Ges.-Fe**	**Cl^-**	**SO_4^{2+}**	**PO_4^{3-}-P**	**NH_4^+-N**	**NO_3^--N**	**TOC**	**KS4,3**	**KB8,2**
		mg/L	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mmol/L**	**mmol/L**
225	Moor	0,8	10,7	22,59	1,70	n.n.	0,10 [7]	3,67	10,29	0,21 [11]	n.n.	0,40	n.n.	31,08	1,100	0,256
226	Moor	1,0	13,8	53,84	2,91	n.n.	1,35	4,43	13,35	6,11	n.n.	0,78	n.n.	42,75	2,054	0,764
227	Moor	2,0	13,8	42,34	3,06	n.n.	6,08	165,48	17,30	6,88	n.n.	0,93	n.n.	84,44	2,974	1,860
228	Moor	1,4	11,7	31,34	1,92	n.n.	0,18 [7]	9,23	11,83	0,70	n.n.	0,36	n.n.	38,11	1,665	0,578
230	Moor	1,0	13,8	61,59	2,09	n.n.	0,06 [7]	3,62	17,96	8,30	n.n.	0,11	n.n.	19,83	2,786	0,304
231	Moor	0,2 [2]	8,6	6,69	1,56	0,8 [5]	0,16 [7]	8,68	10,71	1,65	n.n.	0,76	n.n.	109,64	0,102	1,470
232	Moor	2,4	7,6	1,84	1,55	0,4 [5]	0,02 [7]	1,28	10,23	5,47	n.n.	2,20	n.n.	120,27	0,000	1,334
233	Moor	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
234	Grünland	1,9	12,8	67,34	1,59	n.n.	0,20 [7]	6,38	12,67	3,17	n.n.	1,55	n.n.	22,24	3,684	0,552
235	Grünland	0,9	10,7	50,59	2,12	n.n.	0,21 [7]	8,98	12,79	4,38	n.n.	0,17	n.n.	21,42	2,828	0,952
236	Grünland	0,1 [2]	14,8	82,34	2,79	n.n.	1,32	53,48	13,50	19,48	n.n.	0,19	n.n.	34,96	2,964	0,355
237	Grünland	1,6	10,7	61,84	3,21	n.n.	0,22 [7]	62,48	9,80	10,59	n.n.	0,66	n.n.	40,95	3,080	1,430
238	Grünland	1,1	15,8	81,34	2,61	n.n.	0,51	9,43	16,19	27,39	n.n.	0,07	n.n.	22,26	2,652	0,482
239	Grünland	0,5 [2]	8,6	35,84	2,10	n.n.	0,47	9,08	12,75	3,11	n.n.	0,28	n.n.	33,05	1,636	0,540
240	Grünland	0,3 [2]	15,8	78,84	2,69	n.n.	0,28 [7]	3,53	14,68	13,78	n.n.	0,14	n.n.	24,63	3,454	0,518
241	Grünland	0,2 [2]	9,7	62,09	2,27	n.n.	0,38	17,78	10,49	1,52	n.n.	0,24	n.n.	23,44	3,200	0,832
242	Grünland	0,3 [2]	10,7	69,84	3,46	n.n.	0,49	10,43	13,05	6,62	n.n.	0,40	n.n.	16,94	3,448	0,480
243	Grünland	1,8	11,7	52,84	4,05	n.n.	0,30 [7]	9,33	15,52	6,59	n.n.	1,02	n.n.	22,43	2,350	0,494
244	Grünland	1,6	14,8	53,59	2,94	n.n.	0,11 [7]	8,83	14,34	13,00	n.n.	0,06	n.n.	17,22	2,524	0,020
245	Grünland	36,0	122,7	53,09	6,81	n.n.	0,11 [7]	0,08 [6]	72,47	22,47	n.n.	21,87	0,06	9,45	7,258	0,584

Tabelle 59: Daten der Vor-Ort-Analytik der Parzellengrenzgräben im TUG Tetenhusen für den Monat Juli 2004

Datum: 22. - 25.07.04						
Messstelle	**Nutzung**	**Wasser-temp.**	**O_2-Gehalt**	**O_2-Sätt.**	**pH-Wert**	**LF**
		°C	**mg/L**	**%**		**mS/m**
201	Grünland	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
202	Grünland	18,7	n.b.	n.b.	6,9	24,2
203	Grünland	15,5	4,7	49	7,5	34,1
204	Grünland	15,0	1,7	26	7,3	57,9
205	Grünland	11,0	3,2	46	7,8	42,8
206	Grünland	14,7	3,6	52	7,3	36
207	Grünland	12,1	2,8	39	7,3	28,1
208	Grünland	15,2	3,1	46	7,3	35,8
209	Grünland	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
210	Grünland	14,7	4,2	60	7,5	37,8
211	Grünland	14,9	5,2	52	6,8	36
212a	Grünland	16,0	4,0	40	4,3	25,2
212e	Grünland	13,3	6,2	60	7	30
213	Grünland	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
214	Grünland	13,5	6,7	64	6,6	36,7
215	Grünland	14,8	6,8	67	7,2	28,4
217	Grünland	16,2	4,7	48	6,9	22,4
218	Grünland	14,3	3,8	37	7,0	34,8
219	Grünland	14,0	4,5	43	6,9	34,3
220	Grünland	12,3	3,9	37	6,8	30,2
221	Grünland	16,9	4,4	46	6,9	33,6
222	Grünland	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
223	Grünland	20,2	5,3	58	7,01	51,7
224	Grünland	24,2	8,6	102	7,4	40,8

Tabelle 60: Daten der Laboranalytik der Parzellengrenzgräben im TUG Tetenhusen für den Monat Juli 2004

Datum: 22. - 25.07.04																
Messstelle	**Nutzung**	**K^+**	**Na^+**	**Ca^{2+}**	**Mg^{2+}**	**Al^{3+}**	**Ges.-Mn**	**Ges.-Fe**	**Cl^-**	**SO_4^{2+}**	**PO_4^{3-}-P**	**NH_4^+-N**	**NO_3^--N**	**TOC**	**KS4,3**	**KB8,2**
		mg/L	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mmol/L**	**mmol/L**
201	Grünland	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b	n.b.	n.b	n.b.	n.b.	n.b.
202	Grünland	15,64	7,95	28,26	0,91	n.n.	0,32	10,29	20,33	44,65	0,27	1,22	0,60	45,98	1,21	0,39 [2]
203	Grünland	3,93	16,01	45,76	2,86	n.n.	1,21	10,19	24,73	47,32	n.n.	0,21	0,10	27,64	1,75	0,22 [2]
204	Grünland	10,72	42,19	50,51	3,56	n.n.	0,12 [7]	0,18 [6]	49,26	39,75	n.n.	4,43	0,18	13,38	3,04	0,30 [2]
205	Grünland	2,75	29,10	51,51	4,44	n.n.	0,07 [7]	0,11 [6]	45,22	42,23	0,14	0,86	n.n.	6,60	1,95	0,11 [2]
206	Grünland	1,57	20,04	54,76	2,86	n.n.	0,03 [7]	0,06 [6]	30,82	46,67	0,29	0,01 [15]	0,19	17,94	1,90	4,73
207	Grünland	1,67	16,01	35,01	2,69	n.n.	0,02 [7]	0,21 [6]	25,19	40,43	n.n.	0,27	n.n.	8,35	1,07	0,23 [2]
208	Grünland	1,97	16,01	54,01	2,89	n.n.	0,20 [7]	0,49	28,50	39,98	n.n.	n.n.	n.n.	12,61	1,90	0,24 [2]
209	Grünland	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
210	Grünland	1,47	22,05	47,76	4,31	n.n.	0,08 [7]	0,58	36,37	47,09	0,17	0,09	n.n.	10,25	1,61	0,15 [2]
211	Grünland	4,82	11,98	59,01	3,89	n.n.	0,39	6,07	18,67	26,39	0,08 [13]	0,41	n.n.	32,92	2,72	0,40 [2]
212a	Grünland	10,72	11,98	15,01	4,59	20,00	0,29 [7]	8,39	21,03	n.n.	n.n.	0,20	n.n.	26,32	n.n.	1,42
212e	Grünland	1,17	14,82	48,26	2,06	n.n.	0,48	11,74	32,19	32,73	0,41	0,05	n.n.	13,21	1,76	0,24 [2]
213	Grünland	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.n.	n.n.	n.n.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
214	Grünland	1,38	16,01	48,06	3,56	n.n.	2,08	3,61	29,96	37,95	0,09	n.n.	0,11	21,11	1,88	0,31 [2]
215	Grünland	0,39 [2]	17,02	31,81	2,28	n.n.	0,01 [7]	0,78	29,91	13,93	0,05 [13]	0,02 [15]	0,09	12,95	1,29	0,16 [2]
217	Grünland	0,20 [2]	7,95	28,81	2,23	n.n.	0,46	3,54	17,36	n.n.	n.n.	0,06	0,04 [12]	26,72	1,38	0,30 [2]
218	Grünland	2,56	11,98	48,81	3,69	n.n.	0,33	0,23 [6]	23,67	n.n.	n.n.	0,22	n.n.	15,77	1,71	0,46 [2]
219	Grünland	0,59	14,00	45,06	2,43	n.n.	0,18 [7]	0,44	24,66	31,89	0,07 [13]	n.n.	0,02 [12]	9,70	1,54	0,31 [2]
220	Grünland	1,57	14,00	37,56	1,92	n.n.	0,11 [7]	0,21 [6]	24,66	37,24	n.n.	n.n.	n.n.	9,13	1,16	0,29 [2]
221	Grünland	6,79	14,00	40,56	3,99	n.n.	0,06 [7]	1,88	30,67	20,40	n.n.	n.n.	n.n.	20,20	1,57	0,38 [2]
222	Grünland	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
223	Grünland	0,39 [2]	16,01	103,81	2,60	n.n.	0,36	23,42	35,80	n.n.	n.n.	0,11	n.n.	21,19	3,86	0,74
224	Grünland	3,24	12,99	118,31	5,09	n.n.	0,14 [7]	3,40	27,83	3,52	0,12	0,12	n.n.	28,10	3,22	2,14

Tabelle 61: Daten der Vor-Ort-Analytik der Parzellengrenzgräben im TUG Alt Bennebek für den Monat Juli 2004

Datum: 22. - 25.07.04						
Messstelle	**Nutzung**	**Wasser-temp.**	**O_2-Gehalt**	**O_2-Sätt.**	**pH-Wert**	**LF**
		°C	**mg/L**	**%**		**mS/m**
225	Moor	15,4	3,3	33	6,7	20,3
226	Moor	15,3	3,9	41	6,6	30,8
227	Moor	16,3	1,7	17	6,6	23,6
228	Moor	18,7	0,8	9	6,7	25,9
230	Moor	14,1	8,0	85	7,1	22,8
231	Moor	18,0	1,1	12	4,7	10,1
232	Moor	23,1	8,8	98	4,1	7,6
233	Moor	16,1	4,1	44	4,7	10,5
234	Grünland	14,4	6,5	68	7,7	47,7
235	Grünland	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
236	Grünland	12,5	3,8	40	7,2	47,1
237	Grünland	17,1	0,2	2	7,1	59,8
238	Grünland	12,7	5,8	54	7,1	50,8
239	Grünland	19,2	1,0	11	6,5	40,4
240	Grünland	12,5	5,3	52	7,0	51,3
241	Grünland	21,2	2,7	30	6,9	39,5
242	Grünland	12,5	7,9	76	7,1	44,9
243	Grünland	22,8	7,7	89	7,1	37,4
244	Grünland	13,5	6,0	58	7,0	33,8
245	Grünland	1,1	19,0	8	6,99	102,1

Tabelle 62: Daten der Laboranalytik der Parzellengrenzgräben im TUG Alt Bennebek für den Monat Juli 2004

Datum: 22. - 25.07.04																
Messstelle	**Nutzung**	**K^+**	**Na^+**	**Ca^{2+}**	**Mg^{2+}**	**Al^{3+}**	**Ges.-Mn**	**Ges.-Fe**	**Cl^-**	**SO_4^{2+}**	**PO_4^{3-}-P**	**NH_4^+-N**	**NO_3^--N**	**TOC**	**KS4,3**	**KB8,2**
		mg/L	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mmol/L**	**mmol/L**
225	Moor	0,98	10,97	25,56	1,85	n.n.	0,23 [7]	4,31	14,78	4,43	n.n.	0,65	n.n.	33,93	1,38	0,48 [2]
226	Moor	2,75	14,00	46,31	3,02	n.n.	1,06	5,21	19,54	19,63	0,04 [13]	0,77	n.n.	58,34	1,54	0,59
227	Moor	2,16	11,98	28,81	1,98	n.n.	0,67	28,17	15,50	n.n.	n.n.	1,12	n.n.	105,38	1,01	0,69
228	Moor	0,59	12,99	32,81	2,20	n.n.	0,25 [7]	24,42	19,83	50,30	0,06 [13]	1,08	n.n.	67,13	7,57	12,19
230	Moor	1,38	15,00	66,31	2,28	n.n.	0,09 [7]	1,93	24,09	11,89	n.n.	0,21	n.n.	17,66	10,68	12,64
231	Moor	2,26	8,96	5,31	1,65	n.n.	0,15 [7]	2,70	16,39	2,65	n.n.	0,69	0,01 [12]	85,05	4,84	10,49
232	Moor	0,29 [2]	5,94	0,52 [3]	0,85	n.n.	0,03 [7]	0,63	6,16	0,70	n.n.	0,44	n.n.	85,74	0,00 [2]	13,77
233	Moor	2,75	7,95	4,90	1,99	n.n.	0,05 [7]	1,96	8,86	1,38	n.n.	0,70	0,05	135,74	0,01 [2]	1,28
234	Grünland	1,57	12,99	79,31	2,22	n.n.	0,17 [7]	10,17	22,73	5,62	n.n.	1,79	0,04 [12]	23,48	3,95	0,61
235	Grünland	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
236	Grünland	1,77	16,01	80,31	3,19	n.n.	7,29	50,92	27,51	40,26	0,04 [13]	1,39	0,05	21,19	3,17	0,65
237	Grünland	1,67	14,00	55,56	3,31	n.n.	0,52	459,92	21,95	1,60	n.n.	0,48	0,02 [12]	76,83	17,47	15,22
238	Grünland	0,69	17,02	76,27	2,85	n.n.	0,33	8,32	32,32	n.n.	n.n.	0,07	n.n.	15,28	3,41	0,46 [2]
239	Grünland	0,59	9,97	50,52	2,73	0,02 [5]	0,60	37,29	21,64	4,97	n.n.	0,59	n.n.	55,57	3,12	6,47
240	Grünland	0,98	17,02	85,77	2,90	n.n.	1,50	1,50	32,38	20,32	n.n.	0,01 [15]	0,06	26,90	3,66	0,41 [2]
241	Grünland	0,49 [2]	8,96	58,27	2,66	n.n.	0,48	16,49	18,95	1,72	n.n.	0,29	0,04 [12]	28,41	3,13	6,92
242	Grünland	0,39 [2]	11,98	79,77	3,69	n.n.	0,33	3,26	23,76	8,19	n.n.	n.n.	0,03 [12]	20,47	3,69	0,47 [2]
243	Grünland	1,77	14,00	57,02	2,81	n.n.	0,10 [7]	4,44	22,69	22,49	0,04 [13]	0,20	0,09	25,37	2,45	0,52
244	Grünland	1,18	14,00	77,42	3,11	n.n.	0,21 [7]	1,62	30,78	20,80	n.n.	0,41	0,05 [12]	16,14	3,01	0,48 [2]
245	Grünland	31,37	32,12	54,77	6,01	n.n.	0,12 [7]	0,02 [6]	112,33	48,23	n.n.	14,50	n.n.	65,32	5,31	7,51

Tabelle 63: Daten der Vor-Ort-Analytik der Fließgewässer für den Monat März 2004

Datum: 13.05 - 16.05.04						
Messstelle	**Nutzung**	**Wasser-temp.**	**O_2-Gehalt**	**O_2-Sätt.**	**pH-Wert**	**LF**
		°C	**mg/L**	**%**		**mS/m**
301	Grünland	14,1	10,5	101	7,85	42,3
302	Grünland	11,8	11,0	102	7,57	52,7
303	Grünland	11,1	7,6	68	7,24	51,3
304	Grünland	12,0	12,0	113	7,68	47,3
305	Grünland	12,9	11,1	106	6,83	46,1
306	Grünland	11,0	1,4	61	6,59	49,8
307	Grünland	11,8	10,5	96	7,86	50,9
308	Grünland	11,6	10,3	96	7,77	50,1
326	Grünland	10,2	11,5	95	6,57	42,0
360	Grünland	14,2	9,8	97	7,2	74,2

Tabelle 64: Daten der Laboranalytik der Fließgewässer für den Monat März 2004

Datum: 31.03. - 02.04.04															
Messstelle	**K^+**	**Na^+**	**Ca^{2+}**	**Mg^{2+}**	**Al^{3+}**	**Ges.-Mn**	**Ges.-Fe**	**Cl^-**	**SO_4^{2-}**	**PO_4^{3-}-P**	**NH_4^+-N**	**NO_3^--N**	**TOC**	**KS4,3**	**KB8,2**
	mg/L	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mmol/L**	**mmol/L**
301	4,93	15,16	59,50	4,63	0,40 [5]	0,07 [7]	0,09 [6]	24,46	39,83	0,16	0,41	1,90	13,35	n.b.	n.b.
302	4,93	19,20	80,50	5,00	0,00 [5]	0,15	0,93	26,27	59,29	0,03 [13]	0,33	2,16	13,59	n.b.	n.b.
303	4,93	19,20	75,00	4,88	0,00 [5]	0,15	1,07	22,95	77,46	0,06 [13]	0,28	1,70	13,12	n.b.	n.b.
304	9,86	31,33	44,00	4,03	0,00 [5]	0,03 [7]	0,45	46,95	65,33	0,07 [13]	0,27	5,89	24,04	n.b.	n.b.
305	40,43	15,16	76,50	3,43	0,00 [5]	0,16	1,13	29,58	62,46	0,04 [13]	60,29	0,91	14,48	n.b.	n.b.
306	5,91	19,20	67,50	3,80	0,00 [5]	0,21	1,28	33,64	60,43	n.n.	0,20	1,30	13,52	n.b.	n.b.
307	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
308	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
326	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
360	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.

Tabelle 65: Daten der Vor-Ort-Analytik der Fließgewässer für den Monat April 2004

Datum: 19.04. - 28.04.04						
Messstelle	**Nutzung**	**Wasser-temp.**	**O_2-Gehalt**	**O_2-Sätt.**	**pH-Wert**	**LF**
		°C	**mg/L**	**%**		**mS/m**
301	Grünland	12,5	12	117	8,2	40,3
302	Grünland	10,1	11	102	7,09	49,5
303	Grünland	11,2	9,7	91	7,7	48,9
304	Grünland	15,5	13,6	139	6,27	46,9
305	Grünland	12,6	14,1	137	7,88	44,4
306	Grünland	11,7	14,8	141	7,9	47,2
307	Grünland	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
308	Grünland	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
326	Grünland	17,5	> 19,9	> 199	7,85	39,2
360	Grünland	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.

Tabelle 66: Daten der Laboranalytik der Fließgewässer für den Monat April 2004

Datum: 19.04. - 28.04.04															
Messstelle	**K^+**	**Na^+**	**Ca^{2+}**	**Mg^{2+}**	**Al^{3+}**	**Ges.-Mn**	**Ges.-Fe**	**Cl^-**	**SO_4^{2-}**	**PO_4^{3-}-P**	**NH_4^+-N**	**NO_3^--N**	**TOC**	**KS4,3**	**KB8,2**
	mg/L	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mmol/L**	**mmol/L**
301	4,33	14,10	22,84	4,56	0,20 [5]	0,14 [7]	0,28 [6]	25,56	38,43	n.n.	3,36	1,41	13,35	n.b.	n.b.
302	4,93	18,05	65,59	4,98	0,30 [5]	0,13 [7]	0,77	31,74	50,20	n.n.	2,71	2,20	13,59	n.b.	n.b.
303	4,33	18,05	58,59	4,70	n.n.	0,18 [7]	0,87	31,02	47,60	n.n.	0,99	1,82	13,12	n.b.	n.b.
304	8,96	27,91	41,59	3,80	0,40 [5]	0,07 [7]	0,52	42,90	30,87	n.n.	0,71	3,26	24,04	n.b.	n.b.
305	3,12	14,10	64,09	3,33	n.n.	0,14 [7]	0,73	27,66	55,99	n.n.	0,90	0,55	14,48	n.b.	n.b.
306	4,93	19,04	63,09	3,85	n.n	0,18 [7]	0,74	33,99	59,72	n.n.	0,89	0,95	13,52	n.b.	n.b.
307	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
308	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
326	1,91	11,15	12,99	2,80	n.n.	0,23 [7]	6,96	29,12	46,74	n.n.	0,75	1,68	26,26	n.b.	n.b.
360	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.

Tabelle 67: Daten der Vor-Ort-Analytik der Fließgewässer für den Monat Mai 2004

Datum: 13.05 - 16.05.04						
Messstelle	**Nutzung**	**Wasser-temp.**	**O_2-Gehalt**	**O_2-Sätt.**	**pH-Wert**	**LF**
		°C	**mg/L**	**%**		**mS/m**
301	Grünland	14,1	10,5	101	7,85	42,3
302	Grünland	11,8	11,0	102	7,57	52,7
303	Grünland	11,1	7,6	68	7,24	51,3
304	Grünland	12,0	12,0	113	7,68	47,3
305	Grünland	12,9	11,1	106	6,83	46,1
306	Grünland	11,0	1,4	61	6,59	49,8
307	Grünland	11,8	10,5	96	7,86	50,9
308	Grünland	11,6	10,3	96	7,77	50,1
326	Grünland	10,2	11,5	95	6,57	42,0
360	Grünland	14,2	9,8	97	7,2	74,2

Tabelle 68: Daten der Laboranalytik der Fließgewässer für den Monat Mai 2004

Datum: 13. 05. - 16.05.04															
Messstelle	**K^+**	**Na^+**	**Ca^{2+}**	**Mg^{2+}**	**Al^{3+}**	**Ges.-Mn**	**Ges.-Fe**	**Cl^-**	**SO_4^{2-}**	**PO_4^{3-}-P**	**NH_4^+-N**	**NO_3^--N**	**TOC**	**KS4,3**	**KB8,2**
	mg/L	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mmol/L**	**mmol/L**
301	4,39	14,05	64,62	5,09	n.n.	0,18 [7]	0,14 [6]	13,46	15,18	n.n.	0,23	0,47	14,21	n.b.	n.b.
302	4,39	19,45	69,37	5,49	n.n.	0,14 [7]	0,58	17,22	20,11	n.n.	0,40	0,88	10,34	n.b.	n.b.
303	4,94	16,21	120,37	4,91	n.n.	0,07 [7]	0,68	19,06	20,86	n.n.	0,25	0,83	9,54	n.b.	n.b.
304	5,48	37,81	51,37	4,29	n.n.	0,14 [7]	0,61	35,75	16,74	n.n.	0,24	0,21	22,81	n.b.	n.b.
305	3,29	12,96	70,37	3,59	n.n.	0,14 [7]	0,67	27,75	59,03	n.n.	0,39	0,35	11,57	n.b.	n.b.
306	3,07	9,72	65,37	2,79	n.n.	0,26 [7]	1,38	19,48	52,50	n.n.	0,26	0,49	10,77	n.b.	n.b.
307	5,26	19,45	77,87	4,99	n.n.	0,15 [7]	0,65	21,47	26,35	n.n.	0,37	0,94	9,01	n.b.	n.b.
308	5,15	19,45	71,37	5,01	n.n.	0,14 [7]	0,66	30,08	50,02	0,02 [13]	0,50	1,36	8,49	n.b.	n.b.
326	1,86	11,88	74,87	3,04	n.n.	0,30 [7]	1,48	17,54	28,16	n.n.	0,62	0,23	23,18	n.b.	n.b.
360	12,06	44,30	44,16	44,15	n.n.	0,49	1,35	65,61	43,53	n.n.	1,04	0,85	12,42	n.b.	n.b.

Tabelle 69: Daten der Vor-Ort-Analytik der Fließgewässer für den Monat Juni 2004

Datum: 21.06. - 24.06.04						
Messstelle	**Nutzung**	**Wasser-temp.**	**O_2-Gehalt**	**O_2-Sätt.**	**pH-Wert**	**LF**
		°C	**mg/L**	**%**		**mS/m**
301	Grünland	15,8	9,0	93	7,3	39,3
302	Grünland	13,9	8,5	84	7,2	48,5
303	Grünland	14,2	8,4	85	7,2	46,1
304	Grünland	13,0	10,4	103	7,3	49,8
305	Grünland	13,0	6,3	62	7,1	41,5
306	Grünland	13,8	7,0	72	6,4	48,2
307	Grünland	14,8	8,6	88	7,4	47,6
308	Grünland	14,8	8,8	90	7,5	46,5
326	Grünland	13,3	7,0	71	5,9	39,2
360	Grünland	20,0	10,8	123	7,3	76,0

Tabelle 70: Daten der Laboranalytik der Fließgewässer für den Monat Juni 2004

Datum: 21.06. - 24.06.04															
Messstelle	**K^+**	**Na^+**	**Ca^{2+}**	**Mg^{2+}**	**Al^{3+}**	**Ges.-Mn**	**Ges.-Fe**	**Cl^-**	**SO_4^{2-}**	**PO_4^{3-}-P**	**NH_4^+-N**	**NO_3^--N**	**TOC**	**KS4,3**	**KB8,2**
	mg/L	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mmol/L**	**mmol/L**
301	4,00	13,78	59,89	5,14	n.n.	0,17 [7]	0,20 [6]	12,00	13,79	n.n.	0,11	n.n.	12,51	2,58	0,25
302	5,00	17,89	74,39	5,54	n.n.	0,09 [7]	0,47	19,24	26,95	n.n.	0,07	0,83	12,15	3,04	0,17
303	3,40	19,94	61,89	5,14	n.n.	0,09 [7]	0,63	15,05	25,04	n.n.	0,09	0,37	9,70	2,99	0,16
304	4,00	66,17	39,89	3,32	n.n.	0,20 [7]	1,58	55,22	10,17	n.n.	0,38	0,23	26,79	1,62	0,35
305	3,20	11,73	60,39	3,49	n.n.	0,06 [7]	0,35 [6]	11,05	28,29	n.n.	0,06	0,23	16,66	2,40	0,24
306	4,00	18,92	65,89	3,87	n.n.	0,14 [7]	1,16	16,23	27,84	n.n.	0,16	0,07	12,53	2,88	0,81
307	3,30	12,75	67,89	3,79	n.n.	0,06 [7]	0,46	12,68	25,91	n.n.	0,44	0,26	9,69	3,05	0,13
308	5,00	17,89	78,89	5,42	n.n.	0,00 [7]	0,59	14,71	22,48	n.n.	0,26	0,34	9,54	3,01	0,11
326	1,50	11,73	87,39	3,34	n.n.	0,19 [7]	0,51	10,84	18,52	n.n.	0,28	0,23	26,05	2,62	0,31
360	19,00	68,74	63,59	8,11	n.n.	0,38	0,86	73,32	34,98	n.n.	n.n.	0,45	11,37	0,12	8,14

Tabelle 71: Daten der Vor-Ort-Analytik der Fließgewässer für den Monat Juli 2004

Datum: 22.07. - 25.07.04						
Messstelle	**Nutzung**	**Wasser-temp.**	**O_2-Gehalt**	**O_2-Sätt.**	**pH-Wert**	**LF**
		°C	**mg/L**	**%**		**mS/m**
301	Grünland	19,7	6	98	8,1	39,9
302	Grünland	16	6,2	93	7,8	49,2
303	Grünland	15	10,7	115	7,8	49,5
304	Grünland	19,6	4,8	78	7,4	47,7
305	Grünland	16,4	9,5	104	7,4	46,0
306	Grünland	15,5	6,19	65	7,3	72,1
307	Grünland	16,8	5,2	78	7,9	49,5
308	Grünland	17,1	5	98	7,8	41,4
326	Grünland	20,5	7,8	114	7,6	38,3
360	Grünland	14,9	13,01	132	7,2	81,2

Tabelle 72: Daten der Laboranalytik der Fließgewässer für den Monat Juli 2004

Datum: 22.07. - 25.07.04															
Messstelle	**K^+**	**Na^+**	**Ca^{2+}**	**Mg^{2+}**	**Al^{3+}**	**Ges.-Mn**	**Ges.-Fe**	**Cl^-**	**SO_4^{2-}**	**PO_4^{3-}-P**	**NH_4^+-N**	**NO_3^--N**	**TOC**	**KS4,3**	**KB8,2**
	mg/L	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mmol/L**	**mmol/L**
301	4,82	15,00	67,02	5,51	n.n.	0,07 [7]	0,08 [6]	24,50	37,14	n.n.	n.n.	0,31	14,19	2,59	7,64
302	4,62	19,03	85,77	5,16	n.n.	0,10 [7]	0,88	32,46	52,11	0,04 [13]	n.n.	1,33	11,67	3,21	8,14
303	4,23	1,71	83,77	5,26	0,20 [5]	0,12 [7]	0,70	30,27	49,79	n.n.	n.n.	5,53	11,12	3,06	0,08
304	5,80	37,15	52,52	4,31	n.n.	0,31	3,73	64,21	25,92	n.n.	0,01	1,10	26,76	2,13	8,64
305	4,62	15,00	82,77	3,96	0,10 [5]	0,07 [7]	0,55	27,67	58,07	n.n.	n.n.	n.n.	12,26	2,62	0,18
306	4,82	19,03	76,77	4,31	n.n.	0,08 [7]	1,77	33,86	58,28	n.n.	n.n.	n.n.	13,18	2,68	0,23
307	4,52	20,04	85,27	5,56	n.n.	0,21 [7]	1,29	31,52	50,61	n.n.	0,06	n.n.	10,61	3,06	9,14
308	5,80	15,00	65,27	4,34	n.n.	0,11 [7]	0,68	26,15	n.n.	n.n.	0,12	n.n.	11,21	2,43	0,22
326	0,59	11,98	75,77	2,96	n.n.	0,16 [7]	0,36 [6]	23,09	n.n.	n.n.	0,45	n.n.	25,45	2,44	16,14
360	17,60	72,89	79,42	8,56	n.n.	0,10 [7]	0,13 [6]	86,71	50,37	n.n.	n.n.	n.n.	12,13	3,74	0,13

Tabelle 73: Daten der BSB_7-Messungen an den Fließgewässern Sorge, Bennebek und Rieselbach, sowie an den Parzellengrenzgräben in den Monaten Juni und Juli 2004.

		24.06.04	25.07.04
Messstelle	**Fließgewässer**	**BSB7**	
		mg/L	**mg/L**
215	**Parzellengrenzgräben**	2,91	6,04
220		1,61	1,12
222		2,95	0,00
225		1,68	1,61
231		0,40	0,00
244		0,51	3,13
302	**Sorge**	1,22	0,40
303		0,11	0,13
326	**Bennebek**	2,16	6,23
305		0,38	0,22
306		0,49	0,16
360	**Rieselbach**	4,19	1,69

Tabelle 74: Daten der Vor-Ort-Analytik für das Niederschlagswasser im Mai 2004

Datum: 14.05.04				Wetterlage: sonnig								
Mess-stelle	**Datum**	**Nutzung**	**Wasser-menge**	**Wasser-temp.**	**O_2-Gehalt**	**O_2-Sätt.**	**pH-Wert**	**LF**	**Redox**	**TDS**	**Bemerkung**	**Uhrzeit**
			mL	**°C**	**mg/L**	**%**		**mS/m**	**mV**	**mg/L**		
401	**14.05.2004**	Moor	300	14,2	7,50	72	6,5	0,7	n.b.	n.b.	Freilandniederschlag	19:45
402	**14.05.2004**	Wald	245	8,9	10,19	87	6,5	17,0	n.b.	n.b.	Freilandniederschlag	10:35
403	**14.05.2004**	Wald	260	10,6	9,70	88	6,7	14,6	n.b.	n.b.	Freilandniederschlag	10:25
404	**14.05.2004**	Wald	290	13,0	9,90	90	7,4	29,5	n.b.	n.b.	Freilandniederschlag	14:55

Tabelle 75: Daten der Laboranalytik für das Niederschlagswasser (Mai bis Juli 2004)

Mess-stelle	**Datum**	**K^+**	**Na^+**	**Ca^{2+}**	**Mg^{2+}**	**Al^{3+}**	**Ges.-Mn**	**Ges.-Fe**	**NH_4^+-N**	**Cl^-**	**NO_3^--N**	**PO_4^{3-}-P**	**SO_4^{2-}**	**pH**	**LF**
		mg/L	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**		**mS/m**
401	**14.05.2004**	2,63	1,08	2,24	0,20	0,1 [5]	0,03 [7]	0,23 [6]	1,31	6,02	1,03	0,03 [13]	8,71	6,5	0,7
	25.06.2004	0,1 [2]	n.n.	0,20 [3]	0,04 [4]	n.n.	n.n.	n.n.	0,22	0,51	0,16	n.n.	1,94	n.b.	n.b.
	25.07.2004	0,79	1,91	0,14 [3]	0,21	n.n.	n.n.	n.n.	0,43	3,10	0,45	n.n.	2,83	6,54	4,3
402	**14.05.2004**	6,58	6,48	7,47	1,59	0,1 [5]	0,14 [7]	0,06 [6]	0,50	12,71	3,20	0,07 [13]	13,42	6,5	17,0
	25.06.2004	12,0	7,6	2,94	1,82	n.n.	0,12 [7]	0,28 [6]	0,18	11,80	n.n.	n.n.	3,94	n.b.	n.b.
	25.07.2004	5,80	4,93	1,23	0,83	n.n.	0,09 [7]	n.n.	n.n.	12,17	n.n.	0,05 [13]	4,93	6,98	13,8
403	**14.05.2004**	9,87	2,70	4,01	0,58	0,2 [5]	0,09 [7]	0,29 [6]	2,41	11,85	1,76	0,19	5,77	6,7	14,6
	25.06.2004	4,3	1,5	1,23	0,78	n.n.	0,10 [7]	0,01	0,17	6,41	0,29	n.n.	4,18	n.b.	n.b.
	25.07.2004	4,03	0,40 [1]	1,15	0,73	n.n.	0,07 [7]	0,03 [6]	2,15	6,68	0,71	0,09 [13]	3,67	7,02	9,9
404	**14.05.2004**	6,58	11,88	14,17	1,91	0,1 [5]	0,21 [7]	0,58	0,92	7,94	2,08	0,14	11,15	7,4	29,5
	25.06.2004	6,0	24,1	5,79	3,70	n.n.	1,12	0,08 [6]	4,64	43,05	2,32	n.n.	10,82	n.b.	n.b.
	25.07.2004	5,80	11,98	1,94	1,90	n.n.	0,03 [7]	n.n.	2,17	20,21	1,50	n.n.	8,49	6,17	19,3

Tabelle 76: Aktuelle und potenzielle pH-Werte der Profilbohrungen

Messstelle	Tiefe (cm)	pH (H_2O)		Mittel	pH ($CaCl_2$)		Mittel
		a	b		a	b	
502	0-33	4,35	4,24	4,29	3,72	3,54	3,62
	33-66	4,97	5,04	5,00	4,28	4,42	4,34
	66-99	4,92	4,88	4,90	4,63	4,48	4,51
	100-133	4,88	4,96	4,92	4,57	4,42	4,49
	133-166	4,78	4,70	4,74	4,31	4,23	4,27
	166-199	4,71	4,79	4,74	4,33	4,25	4,29
	200-233	4,70	4,62	4,66	4,14	4,21	4,17
	233-266	5,79	5,65	5,71	n.b.	n.b.	n.b.
	266-299	5,47	5,51	5,49	4,48	4,42	4,45
	300-333	5,58	5,46	5,52	4,60	4,44	4,50
	333-366	5,72	5,67	5,69	4,62	4,59	4,60
	366-399	5,87	5,98	5,92	4,72	4,75	4,73
503	0-30	4,53	4,55	4,54	3,94	3,76	3,84
	30-60	4,79	4,82	4,80	4,39	4,34	4,36
	60-90	4,92	4,80	4,86	n.b.	n.b.	n.b.
	90-120	5,41	5,68	5,52	4,83	4,73	4,78
	120-150	5,15	5,11	5,13	4,82	4,69	4,75
	150-180	5,29	5,24	5,26	4,84	4,77	4,80
	180-210	5,75	5,84	5,79	5,08	4,98	5,03
	210-240	5,39	5,29	5,34	4,86	4,81	4,83
	240-270	5,24	5,14	5,19	4,29	4,36	4,32
	270-300	5,38	5,52	5,44	4,83	4,81	4,82
	300-330	n.b.	n.b.	n.b.	4,60	4,44	4,51
	330-360	5,00	4,89	4,94	4,40	4,35	4,37
	360-390	4,79	4,86	4,82	4,09	4,18	4,13
	390-420	4,73	4,81	4,77	4,10	4,01	4,05
	420-450	4,75	4,61	4,67	3,98	4,14	4,05
504	0-33	5,66	5,72	5,69	4,95	4,88	4,91
	33-66	5,88	6,04	5,95	5,28	5,19	5,23
	66-99	6,56	6,46	6,51	5,64	5,58	5,61
	99-133	6,30	6,44	6,36	5,42	5,27	5,34
	133-166	6,61	6,43	6,51	5,49	5,39	5,44
	166-199	6,42	6,50	6,46	5,58	5,40	5,48
	200-233	6,34	6,26	6,30	4,90	5,34	5,07
	233-266	5,94	5,90	5,92	5,31	5,13	5,21
	266-299	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	300-333	6,16	6,35	6,24	5,43	5,39	5,41
	333-366	5,26	5,25	5,26	4,71	4,65	4,68
	366-399	4,86	4,90	4,88	4,54	4,40	4,46

Tabelle 77: Aktuelle und potenzielle pH-Werte der Profilgruben

Messstelle	Tiefe (cm)	pH (H_2O)		Mittel	pH ($CaCl_2$)		Mittel
		a	b		a	b	
601	100-150	4,78	4,88	4,83	4,44	4,51	4,47
	50-100	5,61	5,54	5,57	4,84	4,64	4,73
	0-50	5,35	5,39	5,37	4,43	4,58	4,50
602	160-250	5,13	5,16	5,14	4,59	4,49	4,54
	80-160	5,05	5,20	5,12	4,60	4,54	4,57
	0-80	5,14	5,11	5,12	4,35	4,20	4,27
603	100-150	n.b.	n.b.	n.b.	5,52	5,58	5,55
	50-100	5,92	5,95	5,93	5,35	5,31	5,33
	0-50	5,68	5,75	5,71	5,21	5,15	5,18
604	120-180	6,03	5,98	6,00	5,13	4,96	5,04
	80-120	5,90	6,00	5,95	5,06	4,96	5,01
	0-80	5,62	5,55	5,58	4,81	4,75	4,78

Tabelle 78: Bodenextrakte (Nitrat-Stickstoff, Phosphat-Phosphor, Chlorid und Sulfat) der Profilbohrungen

Messstelle	Tiefe (cm)	Bodenextrakte			
		Cl^- (mg/L)	NO_3^--N (mg/L)	PO_4^{3-}-P (mg/L)	SO_4^{2-} (mg/L)
502	0-33	1,329	0,468	0,416	1,061
	33-66	0,305	0,067	0,099	1,075
	66-99	0,263	0,041	0,100	2,037
	100-133	0,198	0,022	0,092	1,923
	133-166	0,216	0,020	0,127	1,783
	166-199	0,579	0,101	0,062	1,951
	200-233	2,246	0,711	0,071	5,772
	233-266	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	266-299	2,980	0,778	0,162	3,659
	300-333	1,546	0,295	0,065	1,525
	333-366	1,467	0,271	0,092	1,548
	366-399	3,653	0,486	0,069	3,324
503	0-30	0,704	0,607	0,204	1,870
	30-60	0,519	0,164	n.n.	2,460
	60-90	0,617	0,109	n.n.	4,321
	90-120	0,645	0,029	0,021	3,560
	120-150	0,255	0,107	n.n.	2,209
	150-180	0,540	0,060	n.n.	2,305
	180-210	0,260	0,031	n.n.	2,588
	210-240	0,216	0,044	0,060	1,614
	240-270	2,481	0,940	0,055	4,033
	270-300	0,269	0,017	n.n.	2,212
	300-330	0,675	0,087	n.n.	2,245
	330-360	0,221	0,045	n.n.	1,890
	360-390	1,074	0,098	0,046	5,911
	390-420	0,575	0,074	n.n.	2,855
	420-450	1,557	0,262	n.n.	8,204
504	0-33	2,957	2,632	1,826	3,965
	33-66	0,878	0,428	0,497	2,174
	66-99	0,420	0,039	0,080	1,277
	99-133	1,278	0,219	0,167	1,545
	133-166	0,332	0,098	0,037	0,723
	166-199	0,519	0,109	0,024	0,938
	200-233	0,693	0,383	0,036	2,164
	233-266	1,266	1,511	n.n.	3,567
	266-299	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	300-333	1,027	0,362	n.n.	2,445
	333-366	6,104	6,570	n.n.	5,952
	366-399	5,532	2,175	0,172	7,114

Tabelle 79: Bodenextrakte (Nitrat-Stickstoff, Phosphat-Phosphor, Chlorid und Sulfat) der Profilgruben 601 bis 604

Messstelle	Tiefe (cm)	Bodenextrakte			
		Cl^- (mg/L)	NO_3^--N (mg/L)	PO_4^{3-}-P (mg/L)	SO_4^{2-} (mg/L)
601	0-50	0,406	0,065	0,204	0,855
	50-100	0,421	0,032	0,071	0,812
	100-150	1,955	0,030	n.n.	5,159
602	0-80	0,732	0,077	0,056	1,047
	80-160	0,355	0,049	n.n.	1,607
	160-250	0,228	0,073	0,058	5,856
603	0-50	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	50-100	2,778	0,040	0,084	53,100
	100-150	2,570	0,041	0,228	34,830
604	0-80	0,769	0,429	0,040	1,944
	80-120	0,887	0,256	n.n.	2,218
	120-180	1,386	0,321	n.n.	4,122

Tabelle 80: Mineral-Stickstoffgehalte (Nitrat-Stickstoff und Ammonium-Stickstoff) der Profilgruben 601 bis 604

Messstelle	Tiefe	NO_3^--N [mg/100g]		NO_3^--N Mittel	NO_3^--N	NH_4^+-N [mg/100g]		NH_4-N Mittel	NH_4^+-N	NO_3^--N *	NH_4^+-N *	Nmin*
	cm	a	b	mg/100g	kg/ha	a	b	mg/100g	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha
601	0-50	0,05	0,00	0,02	1,81	0,03	0,02	0,02	1,77	1,81	1,77	3,58
	50-100	0,04	0,00	0,02	1,66	0,00	0,02	0,01	0,73	1,66	0,73	2,39
	100-150	0,02	0,00	0,01	0,95	0,01	0,02	0,02	1,24	0,95	1,24	2,20
602	0-80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,02	0,02	2,24	0,00	1,40	1,40
	80-160	0,06	0,05	0,06	7,48	0,02	0,01	0,01	1,79	4,67	1,12	5,79
	160-250	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,02	0,02	1,31	0,00	0,73	0,73
603	0-50	0,10	0,13	0,12	9,25	0,07	0,07	0,07	5,66	9,25	5,66	14,91
	50-100	0,03	0,00	0,02	1,38	0,20	0,17	0,18	14,57	1,38	14,57	15,94
	100-120	0,01	0,00	0,01	0,22	0,21	0,24	0,22	7,15	0,55	17,88	18,43
604	0-80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,01	1,64	0,00	1,03	1,03
	80-120	0,03	0,00	0,02	1,08	0,00	0,01	0,01	0,32	1,35	0,40	1,75
	120-180	0,04	0,02	0,03	2,80	0,01	0,03	0,02	1,90	2,33	1,58	3,91

*** Umgerechnet auf einheitliche Horizonthöhe von 50 cm**

Tabelle 81: C/N-Verhältnisse der Profilgruben

Messstelle	Tiefe (cm)	N%		Mittel N%	C%		Mittel C%	C/N
		a	b		a	b		
601	0-50	0,019	0,022	0,021	0,326	0,327	0,327	15,9
	50-100	0,000	0,000	0,000	0,097	0,098	0,098	0,0
	100-150	0,000	0,000	0,000	0,044	0,034	0,039	0,0
602	0-80	0,000	0,000	0,000	0,059	0,063	0,061	0,0
	80-160	0,000	0,000	0,000	0,028	0,025	0,027	0,0
	160-250	0,000	0,000	0,000	0,009	0,011	0,010	0,0
603	0-50	2,075	2,001	2,038	39,571	37,576	38,574	18,9
	50-100	0,033	0,039	0,036	1,064	1,064	1,064	29,6
	100-150	0,020	0,019	0,020	0,420	0,404	0,412	21,1
604	0-80	0,032	0,032	0,032	0,689	0,700	0,695	21,7
	80-120	0,000	0,000	0,000	0,145	0,157	0,151	0,0
	120-180	0,000	0,000	0,000	0,071	0,071	0,071	0,0

Tabelle 82: C/N-Verhältnisse der Profilbohrungen

Messsellen	Tiefe (cm)	N (%)			C (%)			C/N
		a	b	Mittel	a	b	Mittel	
502	0-33	0,035	0,035	0,035	0,599	0,546	0,573	16,4
	33-66	0,017	0,019	0,018	0,193	0,224	0,209	11,6
	66-99	0,000	0,000	0,000	0,095	0,095	0,095	n.n.
	100-133	0,000	0,000	0,000	0,030	0,034	0,032	n.n.
	133-166	0,008	0,000	0,004	0,027	0,030	0,029	7,1
	166-199	0,000	0,000	0,000	0,013	0,011	0,012	n.n.
	200-233	0,000	0,000	0,000	0,022	0,024	0,023	n.n.
	233-266	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	266-299	0,000	0,000	0,000	0,044	0,043	0,044	n.n.
	300-333	0,000	0,000	0,000	0,045	0,050	0,048	n.n.
	333-366	0,000	0,008	0,004	0,032	0,033	0,033	8,1
	366-399	0,000	0,000	0,000	0,021	0,014	0,018	n.n.
503	0-30	0,035	0,033	0,034	0,479	0,450	0,465	13,7
	30-60	0,024	0,025	0,025	0,305	0,325	0,315	12,9
	60-90	0,000	0,000	0,000	0,088	0,076	0,082	n.n.
	90-120	0,000	0,000	0,000	0,157	0,154	0,156	n.n.
	120-150	0,000	0,000	0,000	0,050	0,058	0,054	n.n.
	150-180	0,000	0,000	0,000	0,020	0,021	0,021	n.n.
	180-210	0,000	0,000	0,000	-0,008	0,033	0,013	n.n.
	210-240	0,000	0,009	0,005	0,011	0,012	0,012	2,6
	240-270	0,000	0,000	0,000	0,047	0,053	0,050	n.n.
	270-300	0,000	0,000	0,000	0,022	0,029	0,026	n.n.
	300-330	0,000	0,000	0,000	0,043	0,058	0,051	n.n.
	330-360	0,000	0,000	0,000	0,012	0,016	0,014	n.n.
	360-390	0,000	0,000	0,000	0,082	0,077	0,080	n.n.
	390-420	0,000	0,007	0,004	0,043	0,059	0,051	14,6
	420-450	0,000	0,000	0,000	0,036	0,031	0,034	n.n.
504	0-33	0,099	0,100	0,100	1,364	1,361	1,363	13,7
	33-66	0,051	0,045	0,048	0,768	0,687	0,728	15,2
	66-99	0,000	10,088	5,044	0,043	0,023	0,033	n.n.
	99-133	0,000	0,015	0,008	0,131	0,154	0,143	19,0
	133-166	0,000	0,000	0,000	0,034	0,034	0,034	n.n.
	166-199	0,000	0,000	0,000	0,027	0,020	0,024	n.n.
	200-233	0,000	0,000	0,000	0,051	0,043	0,047	n.n.
	233-266	0,000	0,000	0,000	0,029	0,036	0,033	n.n.
	266-299	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	300-333	0,000	n.b.	0,000	0,040	n.b.	0,040	n.n.
	333-366	0,000	0,000	0,000	0,029	0,027	0,028	n.n.
	366-399	0,000	n.b.	0,000	0,056	n.b.	0,056	n.n.

Tabelle 83: Bodenwassergehalte der Acker-, Grünland- und Waldflächen

			Datum:	19.04. - 30.04.04		21.06. - 24.06.04		22.07. - 25.07.04	
Nr.	Nutzung	Einzel-proben	Tiefe u. GOK	Bodenwassergehalt					
			cm	g	%	g	%	g	%
A1	Acker	15	0-30	2,37	11,17	3,23	12,98	2,06	10,30
			30-60	1,00	4,51	1,62	8,21	1,67	7,95
			60-90	0,80	3,86	0,87	4,10	3,11	13,23
A2	Acker	15	0-30	1,81	9,00	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
			30-60	1,15	5,67	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
			60-90	0,97	4,67	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
A3	Acker	15	0-30	1,86	9,29	2,53	12,40	12,09	58,98
			30-60	2,16	6,54	0,95	4,72	1,62	7,53
			60-90	0,82	4,06	1,03	4,40	1,16	5,50
A4	Acker	10	0-30	2,67	12,77	3,25	16,00	3,48	16,34
			30-60	1,97	7,21	1,65	8,15	1,64	7,88
			60-90	1,45	7,09	1,26	6,10	1,83	8,39
A5	Acker	10	0-30	2,14	10,32	2,28	11,77	2,22	10,42
			30-60	1,73	8,45	1,20	6,20	1,86	8,45
			60-90	2,29	9,14	1,41	6,60	1,37	6,65
A6	Acker	15	0-30	n.b.	n.b.	2,67	13,73	2,30	10,50
			30-60	n.b.	n.b.	1,78	8,40	0,80	3,62
			60-90	n.b.	n.b.	1,03	4,84	1,11	5,47
A7	Acker	10	0-30	2,37	11,76	3,05	13,96	2,49	11,75
			30-60	1,46	7,36	1,73	8,70	1,54	7,51
			60-90	0,71	3,68	1,26	6,40	1,23	5,97
A8	Acker	10	0-30	2,02	9,98	2,68	13,10	22,15	53,37
			30-60	1,17	5,16	1,31	6,70	1,16	5,55
			60-90	1,03	5,05	1,34	6,50	1,33	6,05
A10	Acker	10	0-30	2,44	11,28	2,13	10,60	2,64	11,51
			30-60	2,09	9,27	1,02	5,08	1,59	7,66
			60-90	1,82	8,31	0,80	3,97	1,24	6,12
A11	Acker	15	0-30	2,54	11,33	n.b.	n.b.	2,70	11,81
			30-60	2,08	10,11	n.b.	n.b.	2,12	9,69
			60-90	1,99	10,95	n.b.	n.b.	2,07	10,12
A12	Acker	12	0-30	2,07	10,37	2,67	13,22	2,49	11,44
			30-60	1,73	8,54	2,19	10,88	2,48	11,79
			60-90	2,42	12,30	1,65	8,20	1,88	9,13
A14	Acker	15	0-30	2,77	13,65	n.b.	n.b.	3,15	12,17
			30-60	3,67	13,06	n.b.	n.b.	2,13	10,00
			60-90	1,90	9,04	n.b.	n.b.	3,23	9,54
G10	Grünland	10	0-30	12,21	70,99	12,75	63,15	16,07	75,80
			30-60	16,59	80,11	15,28	75,76	16,43	79,76
			60-90	17,44	80,48	14,77	73,45	15,19	75,76
G11	Grünland	10	0-30	11,88	56,54	12,89	59,90	12,50	60,04
			30-60	9,05	45,61	12,58	66,81	14,48	65,52
			60-90	11,36	55,41	8,82	44,07	14,04	69,82
G20	Grünland	16	0-30	46,35	228,33	11,67	67,22	14,47	64,60
			30-60	13,44	62,63	13,29	73,42	15,81	75,65
			60-90	16,76	77,48	12,69	72,68	17,80	82,79
G21	Grünland	8	0-30	1,83	8,85	0,42	2,07	1,77	8,26
			30-60	3,62	11,54	1,39	6,95	1,45	6,72
			60-90	2,52	10,80	1,64	8,16	1,52	7,30
G22	Grünland	8	0-30	11,47	55,12	11,27	53,41	13,02	60,84
			30-60	18,42	72,12	13,61	73,09	15,63	73,73
			60-90	15,08	70,86	15,87	69,85	15,79	76,28

Bodenwassergehalte der Acker-, Grünland- und Waldflächen (Fortsetzung von Tabelle 83)

			Datum:	19.04. - 30.04.04		21.06. - 24.06.04		22.07. - 25.07.04	
Nr.	Nutzung	Einzel-proben	Tiefe u. GOK	Bodenwassergehalt					
			cm	g	%	g	%	g	%
G40	Grünland	15	0-30	15,53	71,37	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
			30-60	15,98	77,61	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
			60-90	15,31	74,72	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
G41	Grünland	14	0-30	15,01	70,84	13,85	73,09	14,67	72,99
			30-60	15,78	77,62	17,79	80,72	15,42	74,13
			60-90	19,41	76,96	15,07	77,12	16,10	77,03
G42	Grünland	15	0-30	12,68	61,64	14,13	70,23	13,79	67,37
			30-60	14,25	68,38	15,20	66,38	14,69	70,63
			60-90	12,26	59,57	13,27	70,51	11,32	55,76
G43	Grünland	10	0-30	5,45	21,06	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
			30-60	16,23	67,88	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
			60-90	15,74	52,41	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
G44	Grünland	10	0-30	4,29	21,98	n.b.	n.b.	4,29	19,95
			30-60	3,73	15,93	n.b.	n.b.	2,94	14,41
			60-90	3,12	15,54	n.b.	n.b.	3,75	17,28
G45	Grünland	10	0-30	3,30	15,69	3,31	16,41	3,89	18,26
			30-60	2,89	13,36	2,59	13,07	3,25	16,17
			60-90	3,86	14,97	2,78	13,46	3,33	16,17
G46	Grünland	12	0-30	3,49	16,24	n.b.	n.b.	3,28	16,32
			30-60	3,87	19,99	n.b.	n.b.	2,94	13,87
			60-90	3,53	15,70	n.b.	n.b.	3,82	18,54
G47	Grünland	15	0-30	3,29	16,18	2,83	13,58	4,29	20,43
			30-60	3,55	14,67	2,38	11,49	4,03	19,56
			60-90	4,11	13,50	2,12	10,55	4,81	23,01
G48	Grünland	15	0-30	6,89	31,65	5,53	29,70	6,48	32,24
			30-60	7,75	25,97	4,77	21,53	5,11	24,69
			60-90	4,67	19,36	4,04	19,58	14,71	72,82
G50	Grünland	10	0-30	14,38	73,67	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
			30-60	16,01	78,44	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
			60-90	16,74	83,33	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
G51	Grünland	10	0-30	18,31	79,23	14,14	80,40	16,20	78,64
			30-60	25,82	86,35	16,19	82,30	17,45	84,71
			60-90	17,34	84,38	15,07	81,50	18,19	82,31
G52	Grünland	10	0-30	16,75	81,63	16,09	80,41	17,71	81,99
			30-60	25,05	83,70	18,57	87,14	18,44	84,98
			60-90	17,60	85,60	13,80	82,14	18,02	84,21
W1	Wald	15	0-30	1,80	5,98	1,54	8,37	1,67	7,73
			30-60	1,31	4,58	3,07	13,06	1,60	7,41
			60-90	0,96	4,68	0,99	4,65	1,05	4,95
W1D	Wald-Düne	10	0-30	1,99	7,30	1,20	6,40	1,60	7,96
			30-60	0,65	2,26	1,00	4,52	0,94	4,41
			60-90	0,79	3,92	0,57	3,00	0,94	4,62
W2	Wald	15	0-30	2,14	10,56	1,91	8,72	2,26	11,18
			30-60	2,24	7,58	1,32	6,60	1,21	5,71
			60-90	1,09	4,80	0,93	4,44	1,09	5,28

Tabelle 84: Daten zur Korngrößenverteilung

Probe	Tiefe (cm)	Prozentualer Anteil der verschiedenen Korngrößenfraktionen							Bodenart
		Sand			Schluff			Ton	
		0,63 - 2,0 mm	0,2 - 0,63	0,063 - 0,2	0,02 - 0,063	0,0063 - 0,02	0,002 - 0,0063	<0,002 mm	
502	0-33	1,4	57,5	39,4	0,00	0,2	0,2	1,3	mSfs
	33-66	17,5	57,9	19,9	1,3	1,0	0,4	2,0	mSgs
	66-99	5,4	35,5	54,8	2,4	0,5	0,6	0,8	fSms
	100-133	0,3	26,6	70,8	1,0	0,2	0,1	1,0	fSms
	133-166	0,1	5,2	91,1	1,5	0,8	0,0	1,4	fS
	166-199	0,2	5,8	88,1	3,7	0,5	0,5	1,3	fS
	200-233	0,4	3,0	82,1	11,1	1,5	0,2	1,7	Su2
	233-266	Probe fehlt							
	266-299	0,2	3,8	33,1	46,9	8,9	0,6	6,7	Us
	300-333	0,7	13,4	45,0	32,5	4,3	1,0	3,2	Su3
	333-366	1,4	28,0	34,1	18,1	11,7	2,5	4,2	Su3
	366-399	1,1	15,0	59,2	15,0	4,4	1,6	3,8	Su2
503	0-30	2,1	33,2	56,1	3,7	1,5	0,4	3,1	fSms
	30-60	5,6	54,8	33,4	2,6	1,1	0,1	2,4	mSfs
	60-90	5,9	54,1	38,1	0,6	0,1	0,2	1,0	mSfs
	90-120	5,4	50,7	40,1	1,7	0,6	0,5	1,2	mSfs
	120-150	1,8	61,4	34,2	0,3	0,6	0,2	1,6	mSfs
	150-180	6,3	67,2	25,2	0,2	0,4	0,2	0,5	mSfs
	180-210	1,7	62,7	34,1	0,4	0,3	0,1	0,8	mSfs
	210-240	1,3	47,7	49,8	0,6	0,0	0,3	0,4	mSfs
	240-270	0,0	1,0	46,4	42,0	5,4	0,7	4,4	Su4
	270-300	0,7	50,0	45,9	2,4	0,0	0,9	0,1	mSfs
	300-330	2,5	51,9	42,0	1,4	0,3	0,6	1,3	mSfs
	330-360	0,8	16,8	77,7	2,9	0,6	0,7	0,6	fS
	360-390	0,9	17,9	52,3	21,5	3,3	1,4	2,8	Su3
	390-420	0,0	0,2	76,8	15,5	2,9	0,7	3,9	Su2
	420-450	0,1	1,4	70,2	22,9	2,8	0,6	2,0	Su3
504	0-33	7,0	53,4	29,9	3,9	1,5	1,1	3,1	mSfs
	33-66	5,5	62,1	28,7	0,9	0,6	0,3	1,9	mSfs
	66-99	5,4	61,7	31,2	0,7	0,2	0,2	0,7	mSfs
	99-133	4,7	72,5	20,1	0,8	0,6	0,0	1,3	mS
	133-166	1,8	81,3	15,0	0,5	0,3	0,2	0,9	mS
	166-199	4,2	48,1	45,5	0,6	0,4	0,2	1,2	fSms
	200-233	4,0	69,5	25,0	0,6	0,0	0,4	0,5	mS
	233-266	1,9	42,8	52,7	1,5	0,1	0,8	0,2	mSfs
	266-299	Probe fehlt							
	300-333	8,2	71,7	18,0	0,0	0,3	0,0	1,7	mS
	333-366	2,3	75,4	19,3	2,4	0,0	0,4	0,2	mS
	366-399	5,4	53,0	25,5	9,7	2,0	0,0	4,3	Su2
601	0-50	2,2	56,5	37,9	1,0	0,3	0,3	1,9	mSfs
	50-100	0,1	39,9	51,3	6,2	1,4	0,2	0,8	mSfs
	100-150	0,1	6,6	89,0	2,9	0,4	0,1	0,9	fS
602	0-80	2,8	57,2	38,2	0,9	0,1	0,1	0,7	mSfs
	80-160	2,3	63,6	32,4	0,7	0,1	0,2	0,8	mSfs
	160-250	6,5	45,3	46,2	0,7	0,1	0,6	0,7	mSfs
603	0-50	1,6	10,0	47,1	9,9	9,0	8,3	14,1	Sl4
	50-100	1,1	33,2	59,7	2,1	0,8	0,5	2,6	fSms
	100-150	2,1	36,4	55,7	2,3	0,8	0,3	2,4	fSms
604	0-80	0,4	13,8	82,0	1,4	1,0	0,1	1,3	fS
	80-120	0,0	3,9	92,3	2,2	0,5	0,1	0,9	fS
	120-180	0,0	5,0	89,2	4,0	0,7	0,2	1,0	fS

Tabelle 85: Erläuterungen zu den Nachweis- und Bestimmungsgrenzen

Parameter	Bestimmungsgrenze	Nachweisgrenze	Index
Natrium (Na^+) [mg/L]	0,50 mg/L	k.A.	1
Kalium (K^+) [mg/L]	0,50 mg/L	k.A.	2
Calcium (Ca^{2+}) [mg/L]	0,60 mg/L	k.A.	3
Magnesium (Mg^{2+}) [mg/L]	0,10 mg/L	k.A.	4
Aluminium (Al^{3+}) [mg/L]	3,00 mg/L	k.A.	5
Gesamt-Eisen (Fe) [mg/L]	0,40 mg/L	k.A.	6
Gesamt-Mangan (Mn) [mg/L]	0,30 mg/L	k.A.	7
Säurekapazität (HCO_3^-) (pH 4,3) [mmol/L]	k.A.	k.A.	8
Basenkapazität (CO_2) (pH 8,2) [mmol/L]	k.A.	k.A.	9
Chlorid (Cl^-) [mg/L]	k.A.	0,20 mg/L	10
Sulfat (SO_4^{2-}) [mg/L]	k.A.	0,25 mg/L	11
Nitrat-Stickstoff (NO_3^-) [mg/L]	k.A.	0,20 mg/L (Nitrat)	12
Phosphat-Phosphor (PO_4^{3-}) [mg/L]	k.A.	0,25 mg/L (Phosphat)	13
Nitrit-Stickstoff (NO_2^-) [mg/L]	0,04 mg/L (Nitrit)	k.A.	14
Ammonium-Stickstoff (NH_4^+) [mg/L]	0,04 mg/L (Ammonium)	k.A.	15
TOC [mg/L]	2,00 mg/L	k.A.	16

Tabelle 86: Technische Daten der Analysegeräte zur Vor-Ort-Analytik

Parameter	Messgerät	Messbereich	Auflösung	Messgenauigkeit
pH	WTW Multi 350i	- 2,00 ... + 20,00	0,01	± 0,004
	Horiba W-22 XD	0 ... + 14,00	0,01	± 0,1
	WTW pH 330	- 2,00 ... + 16,00	0,01	± 0,01
Elektr. Leitfähigkeit [mS/m] (25°C)	WTW Multi 350i	0 ... 2000 µS/cm	1 µS/cm	± 0,5 %
	Horiba W-22 XD	0 ... 9,99 S/m	0,1 %	± 3%
	WTW LF 318	0 ... 1999 µS/cm	1 µS/cm	± 0,5 %
Sauerstoffkonzentration [mg/L]	WTW Multi 350i	0 ... 20,00 mg/L	0,01 mg/L	± 0,5 %
	Horiba W-22 XD	0 ... 19,99 mg/L	0,01 mg/L	± 0,2 mg/L
	WTW Oxi 330	0 ... 19,99 mg/L	0,01 mg/L	± 0,5 mg/L
Sauerstoff-Sättigungsindex [%]	WTW Multi 350i	0 ... 200,0	0,1	± 0,5 %
	Horiba W-22 XD	k.A	k.A	k.A
	WTW Oxi 330	0 ... 199,9	0,1	± 0,5 %
Redox-Spannung [mV]	WTW pH 330	+ 1250 ... - 1250	1	± 1
Temperatur [°C]	WTW Multi 350i	- 5,0 ... + 105,0	0,1	± 0,2 °C
	Horiba W-22 XD	0 ... 55 °C	0,01 °C	± 1,0 °C
	WTW LF 318	- 5 ...99,9 °C	0,1 K	± 0,1 K
	WTW pH 330	- 5 ...99,9 °C	0,1 K	± 0,1 K
	WTW Oxi 330	0 ... 50,0 °C	0,1 K	± 0,1 K