Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe

Stoffkonzentrationen in mittels Hubschrauber entnommenen Elbewasserproben

(1979 bis 1998)

2000

ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE

Stoffkonzentrationen in mittels Hubschrauber entnommenen Elbewasserproben

(1979 bis 1998)

Allgemeine Gewässergüte
Biologische Kenngrößen
Schwermetalle und Arsen
Organische Schadstoffe

Ministerium für Landwirtschaft,
Umweltschutz und Raumordnung
des Landes Brandenburg
Heinrich-Mann-Allee 103
1 4 4 7 3 P o t s d a m

Umweltbehörde Hamburg
Billstraße 84
2 0 5 3 9 H a m b u r g

Ministerium für Bau, Landesentwicklung und
Umwelt des Landes Mecklenburg-Vorpommern
Schloßstraße 6 - 8
1 9 0 5 3 S c h w e r i n

Niedersächsisches Umweltministerium
Archivstraße 2
3 0 1 6 9 H a n n o v e r

Sächsisches Staatsministerium
für Umwelt und Landwirtschaft
Wilhelm-Buck-Straße 2
0 1 0 9 7 D r e s d e n

Ministerium für Raumordnung
und Umwelt
des Landes Sachsen-Anhalt
Olvenstedter Straße 4
3 9 1 0 8 M a g d e b u r g

Ministerium für Umwelt, Natur und Forsten
des Landes Schleswig-Holstein
Mercatorstraße 1 - 3
2 4 1 0 6 K i e l

Bearbeitet:

Jutta Krinitz
Kösterberg 3a
24238 Selent

Dr. Burkhard Stachel
Wassergütestelle Elbe
Neßdeich 120-121
21129 Hamburg

Aufgestellt:

Prof. Dr. Heinrich Reincke
Wassergütestelle Elbe
Neßdeich 120-121
2 1 1 2 9 H a m b u r g

Dezember 2000

Papier: aus 100% Altpapier, Umschlag aus 100% Sekundärfaser

Inhalt

1 Einleitung ... 1
2 Untersuchte Kenngrößen und Stoffe ... 3
2.1 Allgemeine Gewässergüte ... 3
2.1.1 Wassertemperatur und pH-Wert ... 5
2.1.2 Sauerstoffhaushalt ... 6
2.1.3 Kohlenstoffkreislauf ... 7
2.1.4 Stickstoffkreislauf ... 9
2.1.5 Phosphor ... 12
2.1.6 Sauerstoffzehrung ... 13
2.1.7 Elektrische Leitfähigkeit und Chlorid-Konzentration ... 15
2.1.8 Sonstige ... 16
2.2 Biologische Kenngrößen ... 18
2.2.1 Bakterien ... 18
2.2.2 Relative Güte, Chlorophyll(a) und Phaeophytin ... 19
2.2.3 Grünalgen, Kieselalgen und Phytoplankton ... 19
2.3 Schwermetalle und Arsen ... 21
2.3.1 Chrom (Cr) ... 26
2.3.2 Kupfer (Cu) ... 27
2.3.3 Nickel (Ni) ... 28
2.3.4 Zink (Zn) ... 29
2.3.5 Eisen (Fe) ... 30
2.3.6 Mangan (Mn) ... 31
2.3.7 Cadmium (Cd) ... 32
2.3.8 Quecksilber (Hg) ... 33
2.3.9 Blei (Pb) ... 35
2.3.10 Arsen (As) ... 36
2.4 Organische Schadstoffe ... 38
2.4.1 Chlorierte Alkane ... 39
2.4.2 Chlorierte Alkene und Diene ... 49
2.4.3 Hexachlorcyclohexane (HCH) ... 52
2.4.4 Benzen und methylierte Benzene ... 53
2.4.5 Chlorierte Benzene ... 56
2.4.6 Chlorierte Phenole ... 59
2.4.7 Polychlorierte Biphenyle (PCB) ... 60
2.4.8 DDT und Metaboliten ... 62
2.4.9 Sonstige ... 63
3 Untersuchungsgebiet ... 66
4 Probenahme ... 69
5 Analytik ... 71
6 Stoffverteilung in der Tideelbe ... 73
6.1 Allgemeine Gewässergüte ... 73
6.1.1 Wassertemperatur und pH-Wert ... 73
6.1.2 Sauerstoff ... 75
6.1.3 Kohlenstoff ... 80
6.1.4 Stickstoff ... 84
6.1.5 Gesamtphosphor und Phosphat ... 85

6.1.6 Sauerstoffzehrung ... 96
6.1.7 Elektrische Leitfähigkeit und Chlorid-Konzentration ... 100
6.1.8 Sonstige ... 101
6.2 Biologische Kenngrößen ... 107
6.2.1 Bakterien ... 107
6.2.2 Relative Biologische Güte, Chlorophyll(a) und Phaeophytin ... 110
6.2.3 Grünalgen, Kieselalgen und Phytoplankton ... 113
6.3 Schwermetalle und Arsen ... 114
6.3.1 Chrom (Cr) ... 114
6.3.2 Kupfer (Cu) ... 115
6.3.3 Nickel (Ni) ... 116
6.3.4 Zink (Zn) ... 118
6.3.5 Eisen (Fe) ... 119
6.3.6 Mangan (Mn) ... 120
6.3.7 Cadmium (Cd) ... 121
6.3.8 Quecksilber (Hg) ... 124
6.3.9 Blei (Pb) ... 125
6.3.10 Arsen (As) ... 127
6.4 Organische Schadstoffe ... 128
6.4.1 Chlorierte Alkane ... 128
6.4.2 Chlorierte Alkene und Diene ... 135
6.4.3 Hexachlorcyclohexane (HCH) ... 138
6.4.4 Chlorierte Benzene ... 140
6.4.5 Chlorierte Phenole ... 142
6.4.6 Polychlorierte Biphenyle (PCB) ... 143
6.4.7 DDT und Metaboliten (1989-1991) ... 146
6.4.8 Sonstige ... 146
7 Stoffverteilung in den gesamten Elbelängsprofilen (1994-1998) ... 147
7.1 Allgemeine Gewässergüte ... 147
7.1.1 Wassertemperatur und pH-Wert ... 147
7.1.2 Sauerstoff ... 152
7.1.3 Kohlenstoff ... 154
7.1.4 Stickstoff ... 160
7.1.5 Gesamtphosphor und Phosphat ... 161
7.1.6 Sauerstoffzehrung ... 161
7.1.7 Elektrische Leitfähigkeit und Chlorid-Konzentration ... 166
7.1.8 Abfiltrierbare Stoffe ... 166
7.2 Biologische Kenngrößen ... 170
7.3 Schwermetalle und Arsen ... 172
7.3.1 Chrom (Cr) ... 172
7.3.2 Kupfer (Cu) ... 173
7.3.3 Nickel (Ni) ... 174
7.3.4 Zink (Zn) ... 175
7.3.5 Eisen (Fe) ... 175
7.3.6 Mangan (Mn) ... 176
7.3.7 Cadmium (Cd) ... 177
7.3.8 Quecksilber (Hg) ... 178
7.3.9 Blei (Pb) ... 179
7.3.10 Arsen (As) ... 180
7.4 Organische Schadstoffe ... 181

7.4.1 Chlorierte Alkane ... 181
7.4.2 Chlorierte Alkene und Diene ... 182
7.4.3 Hexachlorcyclohexane (HCH) ... 183
7.4.4 Benzen, Toluol, Xylen ... 184
7.4.5 Chlorierte Benzene ... 184
7.4.6 Polychlorierte Biphenyle (PCB) ... 185
7.4.7 DDT und Metaboliten ... 185
7.4.8 Sonstige ... 186
8 Eignung der Hubschrauberbeprobungstechnik ... 188
9 Schlussfolgerungen und Empfehlungen ... 190
9.1 Gesamtes Längsprofil der Elbe ... 190
9.1.1 Räumliche Besonderheiten ... 190
9.1.2 Zeitliche Besonderheiten ... 190
9.1.3 Empfehlungen zum Mess- und Kenngrößenspektrum ... 191
9.1.4 Empfehlungen zur Beprobungsstrategie ... 191
9.2 Tideelbe ... 193
9.2.1 Räumliche Besonderheiten ... 193
9.2.2 Zeitliche Besonderheiten ... 194
9.2.3 Empfehlungen zum Mess- und Kenngrößenspektrum ... 194
9.2.4 Empfehlungen zur Beprobungsstrategie ... 195
9.3 Statistische Auswertungen ... 195
10 Zusammenfassung ... 197
11 Literatur ... 199

Anhang

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Kreislauf des Kohlenstoffs 7
Abb. 2: Kreislauf des Stickstoffs 10
Abb. 3: „Kreislauf“ des Phosphors 12
Abb. 4: Redoxkreislauf des Eisens und des Mangans 31
Abb. 5: Strukturelle Unterteilung der Kohlenwasserstoffe 38
Abb. 6: Verlauf der Elbe von der Quelle bis zur Mündung 67
Abb. 7: pH-Werte der Tideelbe (1979-1998) 77
Abb. 8: Sauerstofflängsprofile der Tideelbe 1983 und 1998 75
Abb. 9: Sauerstoffsättigung der Tideelbe (1979-1998) 79
Abb. 10: TOC-Konzentrationen in der Tideelbe (1979-1998) 83
Abb. 11: Ammonium-Konzentrationen in der Tideelbe (1979-1998) 87
Abb. 12: Nitrit-Konzentrationen in der Tideelbe (1979-1998) 89
Abb. 13: Nitrat-Konzentrationen in der Tideelbe (1979-1998) 91
Abb. 14: Orthophosphat-Konzentrationen in der Tideelbe (1979-1998) 93
Abb. 15: Gesamtphosphor-Konzentrationen in der Tideelbe (1979-1998) 95
Abb. 16: Zehrung$_{21}$-Werte in der Tideelbe (1986-1998) 97
Abb. 17: Elektrische Leitfähigkeit in der Tideelbe (1979-1998) 99
Abb. 18: Gehalt an abfiltrierbaren Stoffen in der Tideelbe (1979-1998) 103
Abb. 19: Glühverlust der abfiltrierbaren Stoffe in der Tideelbe (1979-1982) 105
Abb. 20: Silikat-Konzentrationen in der Tideelbe (1989-1998) 106
Abb. 21: Kolonienzahl der Coliformen Bakterien (1979-1994) 109
Abb. 22: Chlorophyll(a)-Konzentrationen in der Tideelbe (1982-1994) 111
Abb. 23: Anzahl der Phytoplankter in der Tideelbe (1982-1994) 112
Abb. 24: Verhältnis Filterrückstand zu Filtratvolumen der analysierten Proben 114
Abb. 25: Nickel-Konzentrationen in der Tideelbe (Filtrate) 116
Abb. 26: Nickel-Gehalte in der Tideelbe (Filterrückstände) 117
Abb. 27: Verhältnis der gelösten zur partikulären Nickel-Fraktion in der Tideelbe 117
Abb. 28: Zink-Konzentrationen in der Tideelbe (Filtrate) 118
Abb. 29: Zink-Gehalte in der Tideelbe (Filterrückstände) 118
Abb. 30: Verhältnis der gelösten zur partikulären Zink-Fraktion 119
Abb. 31: Mangan-Konzentrationen in der Tideelbe (Filtrate) 120
Abb. 32: Mangan-Gehalte in der Tideelbe (Filterrückstände) 120
Abb. 33: Verhältnis der gelösten zur partikulären Mangan-Fraktion in der Tideelbe 121
Abb. 34: Cadmium-Konzentrationen in der Tideelbe (Filtrate) 122
Abb. 35: Cadmium-Gehalte in der Tideelbe (Filterrückstände) 123
Abb. 36: Verhältnis der gelösten zur partikulären Cadmium-Fraktion in der Tideelbe 123
Abb. 37: Quecksilber-Konzentrationen in der Tideelbe (Filtrat) 124
Abb. 38: Quecksilber-Gehalte in der Tideelbe (Filterrückstände) 125
Abb. 39: Blei-Konzentrationen in der Tideelbe (Filtrate) 126
Abb. 40: Blei-Gehalte in der Tideelbe (Filterrückstände) 127
Abb. 41: Chloroform-Konzentrationen in der Tideelbe (1980-1991) 128
Abb. 42: Tetrachlormethan-Konzentrationen in der Tideelbe (1980-1991) 130
Abb. 43: 1,1,2-Trichlorethan-Konzentrationen in der Tideelbe (1980-1991) 131
Abb. 44: 1,1,1,2-Tetrachlorethan-Konzentrationen in der Tideelbe (1980-1991) 133
Abb. 45: 1,1,2,2-Tetrachlorethan-Konzentrationen in der Tideelbe (1980-1991) 134
Abb. 46: Trichlorethen-Konzentrationen in der Tideelbe (1980-1991) 136
Abb. 47: Tetrachlorethen-Konzentrationen in der Tideelbe (1980-1991) 137
Abb. 48: γ-HCH-Konzentrationen in der Tideelbe (1981-1991) 139

Abb. 49: Hexachlorbenzen-Konzentrationen in der Tideelbe (1981-1991)..... 141
Abb. 50: Pentachlorphenol-Konzentrationen in der Tideelbe (1982-1991)..... 142
Abb. 51: PCB-Konzentrationen (als Clophen A60) in der Tideelbe (1981-1986)..... 144
Abb. 52: Konzentrationen des PCB 138 in der Tideelbe (1985-1991) 144
Abb. 53: Konzentrationen des PCB 153 in der Tideelbe (1985-1991) 145
Abb. 54: Wassertemperaturen und pH-Werte (gesamtes Elbelängsprofil) 149
Abb. 55: Sauerstoff-Konzentrationen und -Sättigungswerte (gesamtes Elbelängsprofil)..... 151
Abb. 56: TOC- und DOC-Konzentrationen (gesamtes Elbelängsprofil) 157
Abb. 57: Stickstoff-Messgrößen (gesamtes Elbelängsprofil)..... 160
Abb. 58: Phosphor- und Gesamt-Phosphat-Konzentrationen (gesamtes Elbelängsprofil) 164
Abb. 59: Zehrungswerte (gesamtes Elbelängsprofil) 165
Abb. 60: Elektrische Leitfähigkeit, Chlorid und abfiltrierbare Stoffe (gesamtes Elbelängsprofil) .. 169
Abb. 61: Chlorophyll(a), Phaeophytin und Phytoplankton (gesamtes Elbelängsprofil) 170
Abb. 62: AOX-Werte (gesamtes Elbelängsprofil) 187

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Richt- und Grenzwerte für Mess- und Kenngrößen der allgemeinen Gewässergüte 4
Tab. 2: Toxische Ammonium- und Nitrit-Konzentrationen für Forellen (BAUR 1998) 11
Tab. 3: Elektrische Leitfähigkeit verschiedener Wasserarten 16
Tab. 4: Verwendungsbereiche der untersuchten Schwermetalle und des Arsens 22
Tab. 5: Weltweite Einträge an Schwermetallen und Arsen in Süßwasserökosysteme 23
Tab. 6: Richt- und Grenzwerte für Schwermetalle und Arsen im Wasser 24
Tab. 7: Akute Wirkschwellen der Schwermetalle und des Arsens für sensible aquatische Organismen 25
Tab. 8: Allgemeine Stoffdaten ausgewählter organischer Verbindungen 40
Tab. 9: Toxische Wirkschwellen ausgewählter organischer Verbindungen für sensible aquatische Organismen 42
Tab. 10: Richt- und Grenzwerte sowie Zielvorgaben für organische Verbindungen im Wasser (Bundesrepublik Deutschland) 44
Tab. 11: Grenz- und Richtwerte und Qualitätsziele für organische Verbindungen im Wasser (EU, WHO) 45
Tab. 12: Einzugsgebietsgröße und mittlerer Abfluss der wichtigsten Elbe-Nebenflüsse 66
Tab. 13: An der Analyse der Tideelbe-Proben beteiligte Institutionen (Stand 1998) 71
Tab. 14: An der Analyse der Wasserproben des gesamten Elbelängsprofiles (Quelle bis Mündung) beteiligte Institutionen 71
Tab. 15: Bewertungsschema für die Bakterienbelastung des Elbewassers 107
Tab. 16: Chrom-, Kupfer-, Nickel- und Zink-Konzentrationen in der Elbe (gesamtes Längsprofil) 173
Tab. 17: Eisen- und Mangan-Konzentrationen in der Elbe (gesamtes Längsprofil) 176
Tab. 18: Cadmium-, Quecksilber-, Blei- und Arsen-Konzentrationen in der Elbe (gesamtes Längsprofil) 178
Tab. 19: HCH-Konzentrationen in der Elbe (gesamtes Längsprofil) 183

Abkürzungsverzeichnis

BG	Bestimmungsgrenze
BLAK-QZ	Bund-Länder-Arbeitskreis Qualitätsziele
DVGW	Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches
EC	Effect Concentration (wirksame Konzentration)
Glück.NE	Glückstädter Nebenelbe
Hahn.NE	Hahnöfer Nebenelbe
IKSE	Internationale Kommission zum Schutz der Elbe
k. A.	keine Angabe
LAWA	Länder-Arbeitskreis Wasser
LC	Lethal Concentration (letale/tödliche Konzentration)
Lühes.SE	Lühesander Süderelbe
N	Nord
n. a.	nicht analysiert
n. n.	nicht nachweisbar
NG	Nachweisgrenze
Nordert.	Nordertill
Pagen.NE	Pagensander Nebenelbe
PBSM	Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel
QZ	Qualitätsziel
S	Süd
SE	Süderelbe
TVO	Trinkwasserverordnung
VogelsNE	Vogelsander Norderelbe
WHO	World Health Organization
Wisch.SE	Wischhafener Nebenelbe

1 Einleitung

Fließgewässer sind nicht nur hydrologisch, das heißt in Bezug auf ihre Fließgeschwindigkeit und ihr Fließverhalten, und biologisch hochdynamische Systeme. Besonders variabel sind sie auch im Hinblick auf die Zusammensetzung der im Wasser enthaltenen Stoffe: Stoffe werden gelöst, an Schwebstoffpartikel angelagert, im Sediment abgelagert, von Wasserorganismen (Mikroorganismen, Pflanzen, Tiere) aufgenommen, chemisch-physikalisch oder biologisch um- und abgebaut, ausgeschieden, nach Absterben der Organismen durch mikrobiellen Abbau wieder freigesetzt oder im Sediment gebunden. Alle diese Prozesse sind direkt oder indirekt zeitabhängig und können eine mehr oder minder hohe Tages- und Jahresperiodizität aufweisen.

Bei Fließgewässern kommt als weitere prägende Komponente der Transport hinzu: Während in einem See die oben beschriebenen Prozesse je nach Ausdehnung des Wasserkörpers in einem räumlich relativ umgrenzten Bereich stattfinden, werden in einem Fließgewässer wie der Elbe gelöste, suspendierte und inkorporierte Stoffe je nach Wasserführung und Fließgeschwindigkeit mehr oder weniger schnell stromabwärts getragen. Hinzu kommen im Flussverlauf Stoffeinträge über die Nebenflüsse und punktuelle kommunale und industrielle Abwassereinleitungen. Um die Stoffdynamik unter diesen Umständen zu erfassen, ist eine räumlich hoch auflösende Beprobung nötig, deren Ergebnis idealerweise ein etwa zeitgleiches Längsprofil der Stoffverteilung im Flussverlauf sein sollte.

Um dieses Ziel zu erreichen, sind eine Menge logistischer Probleme zu lösen. Eine möglichst zeitgleiche, räumlich hoch auflösende Beprobung vom Wasser aus würde den koordinierten Einsatz einer ganzen Schiffsflotte verlangen, und das mehrmals im Jahr, damit auch die Jahresperiodizität der Umbauprozesse (Vegetationsperiode) erfasst werden können.

Besonders genau wären die Schiffseinsätze im Bereich des Elbeästuars zu koordinieren, da dort als zusätzliche, deutlich erschwerende Komponente die Gezeitenströmungen hinzukommen, die bei ablaufendem Wasser die Flussströmung verstärken, während der Flut hingegen der Flussströmung entgegenwirken und einen Stofftransport stromauf ermöglichen können. Abgesehen von dem immensen organisatorischen Aufwand hat eine Beprobung vom Schiff aus zahlreiche andere Nachteile, die in Kapitel 8 des Berichtes noch ausführlich beschrieben werden sollen.

Um diesem komplizierten Sachverhalt Rechnung zu tragen, hat die ARGE ELBE im Jahre 1979 erstmals eine Beprobung der Tideelbe vom Hubschrauber aus durchgeführt. Dadurch gelang es, an allen Punkten zum jeweils gleichen Zeitpunkt der Tidephase eine Wasserprobe zu entnehmen und damit die höchstmögliche Vergleichbarkeit der Proben im Hinblick auf den Gezeiteneinfluss zu erzielen. In den letzten Jahren wurden vom Hubschrauber aus außerdem Beprobungen des gesamten Längsprofils der Elbe von der Mündung bis zur Quelle durchgeführt, um einen Eindruck vom Stoffeinleitungs-, -um- und -abbaugeschehen im gesamten Flussverlauf zu bekommen.

Der vorliegende Bericht befasst sich sowohl mit der Auswertung der auf die oben beschriebene Weise mittlerweile 19 Jahre gesammelten Daten zu Stoffgehalten in der Tideelbe als auch mit den Daten, die seit 1994 regelmäßig über das gesamte Längsprofil der Elbe erhoben wurden. In den letzten 19 Jahren wurden im Einzugsgebiet der Elbe zahlreiche Maßnahmen durchgeführt, um die anthropogenen Nähr- und Schadstoffeinträge in die Elbe zu verringern. So wurden ab Mitte der 80er Jahre in den alten Bundesländern in Ballungsräumen wie Hamburg die Klärwerkskapazitäten wesentlich ausgebaut. Seit Anfang der 90er Jahre

wurden auch in den neuen Bundesländern durch den (Aus-)Bau von Klärwerken und durch produktionstechnische Umstellungen die Nähr- und Schadstoffeinträge in die Elbe über kommunale Abwässer und Einleitungen der Industrie (z. B. chemische Industrie der Region Bitterfeld) wesentlich verringert. Ähnliche Bestrebungen sind auch in der Tschechischen Republik zu verzeichnen gewesen. Welche Auswirkungen die Maßnahmen der letzten Jahre auf die Nähr- und Schadstoffverteilung in der Elbe hatten und in welchen Bereichen noch Handlungsbedarf besteht, soll im Folgenden anhand der Ergebnisse der Hubschrauberbeprobungen dargestellt werden. Vor allem soll aber auch die Tauglichkeit der Hubschrauberbeprobungstechnik im Hinblick auf die Fragestellung erörtert und eingeschätzt werden.

2 Untersuchte Kenngrößen und Stoffe

Erwartungsgemäß sind Daten aus einer über zwanzigjährigen Messkampagne alles andere als kontinuierlich. Im Laufe der Jahre wurde das Messnetz den Gegebenheiten angepasst, indem einige Messstellen hinzukamen, um beispielsweise bestimmte Emittenten besser erfassen zu können, und andere aus Rationalisierungsgründen wegfielen. Genau wie die einzelnen Messstellen entlang des Elbelängsprofiles wurde auch die Palette der untersuchten Stoffe verändert, sei es, weil gewisse Schadstoffe aufgrund zurückgehender Konzentrationen an Relevanz verloren hatten oder weil gewisse Messgrößen durch andere, aussagekräftigere ersetzt wurden.

Die untersuchten Mess- und Kenngrößen lassen sich generell in folgende vier Gruppen einteilen:

- Mess- und Kenngrößen der Allgemeinen Gewässergüte
  pH-Wert, Wassertemperatur, Sauerstoff-Sättigung und -Zehrung, Nährstoff-konzentrationen etc.
- Biologische Kenngrößen
  Chlorophyll(a)- und Phaeophytin-Konzentration, Bakterien-, Algen- und Phytoplanktonbesatz etc.
- Schwermetalle und Arsen
  essentiell (Cr, Cu, Ni, Zn, Mn, Fe) und nicht essentiell (Cd, Hg, Pb, As)
- Organische Schadstoffe
  vor allem chlorierte Kohlenwasserstoffe

Im Folgenden sollen die untersuchten Mess- und Kenngrößen und ihre Bedeutung für die Beurteilung der Gewässergüte kurz skizziert werden.

2.1 Allgemeine Gewässergüte

Bei der Betrachtung der meisten Kenngrößen der allgemeinen Gewässergüte und der biologischen Kenngrößen (s. Kap. 2.2) ist zu berücksichtigen, dass sie innerhalb von Tagen z. T. extrem variieren können. Für eine wirkliche Beurteilung des Gewässerzustandes bietet eine einmalige Probenahme pro Monat (Tideelbe) bzw. pro Jahr (gesamtes Elbe-Längsprofil) somit lediglich Anhaltswerte.

In Tabelle 1 sind entsprechende Grenz- und Richtwerte sowie Zielvorgaben und Qualitätsziele für Kenngrößen der allgemeinen Gewässergüte zusammengestellt.

Tab. 1: Richt- und Grenzwerte für Mess- und Kenngrößen der allgemeinen Gewässergüte

Mess-/Kenngröße		TW-Grenzwert (BRD)		TW EU[2)]		TW DVGW[3)]		IKSE	Klassifikation ARGE ELBE						
		geltend[1)]	Novelle[*)]	Leitwerte	Grenzwerte	Normal-anforderung	Mindest-anforderung	AL, TW, FNK	I	I-II	II[#)]	II-III	III	III-IV	IV
Wassertemperatur	°C	25		12	25	22	25								
Sauerstoffsättigung	%			> 75%											
pH-Wert		[6,5-9,5]	[6,5-9,5]	[6,5-8,5]		6,5-8,5 (25 °C)	5,5-9,0 (25 °C)		<7,6 >6,8	7,6 6,8	>7,8 <6,5	>8,0 <6,0	>8,5 <5,5	>9,0 <5,0	>10,0 <4,0
Ammonium	mg/l NH_4-N	0,39	0,39	0,04	0,39	0,16	0,31		<0,1	<0,12	<0,15	<0,5	<1,5	≤3	>3
Nitrit	mg/l NO_2-N	0,03	0,15		0,03				<0,01	<0,1	<0,2	<0,3	<0,4	≤0,5	>0,5
Nitrat	mg/l NO_3-N	11,3	11,3	5,6	11,3				<1	<1,5	<2,5	<4	<6	≤10	>10
Gesamt-Stickstoff	mg/l N							5	<2	<3	<5	<8	<12	≤20	>20
o-Phosphat	mg/l P					0,05	0,16		<0,01	<0,02	<0,03	<0,1	<0,5	≤1	>1
Gesamt-Phosphor	mg/l P			0,4	5			0,2	<0,05	<0,1	<0,15	<0,5	<1	≤2	>2
Zehrung 21	mg/l O_2								<1-2	<5	<10	<15	<20	≤30	>30
$KMnO_4$-Verbrauch	mg/l O_2	5 ?		2 ?	5 ?										
elektrische Leitfähigkeit	µS/cm	2.000 (25 °C)	2.500 (20 °C)	400 (20 °C)		500 (20 °C)	1.000 (20 °C)								
Chlorid	mg/l Cl		250	25		100	200								
DOC	mg/l					4	8								
TOC	mg/l							9							
Bakterienkoloniezahl	Anzahl/ml		100 (22 °C)												
AOX	mg/l					0,03	0,06	25							

TW: Trinkwasser
DVGW: Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches
IKSE: Internationale Kommission zum Schutz der Elbe
AL: Schutzgut Aquatische Lebensgemeinschaften
FNK: Schutzgut Fischerei und/oder Nahrungskette

#) : Zielvorgabe

1): Verordnung über Trinkwasser und über Wasser für Lebensmittelbetriebe (TrinkwV) vom 22.05.86, Bundesgesetzblatt 1986, Nr. 22 Teil I, Seite 760-773
2): Richtlinie des Rates vom 15.07.80 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Amtsblatt EG Nr. L 222/11-29 vom 30.08.80
3): DVGW (1996): Eignung von Wasser aus Fließgewässern für die Trinkwassergewinnung. - Merkblatt W 251, Bonn 8/96
***): Entwurf**

2.1.1 Wassertemperatur und pH-Wert

Zwei wichtige Basismessgrößen zur Erfassung der Gewässergüte sind die Wassertemperatur und der pH-Wert. Die Wassertemperatur beeinflusst den Sauerstoff- und Nährstoffhaushalt maßgeblich, und zwar sowohl direkt (Lösung von Sauerstoff im Wasser, s. u.) als auch indirekt (Einfluss auf die biologische Aktivität eines Gewässers). Der pH-Wert hingegen spiegelt zum einen als Reaktionsgröße die im Gewässer stattfindenden Stoffwechselprozesse wider, zum anderen beeinflusst er die Bindungsformen, in denen die Stoffe im Wasser vorliegen. Beide Messgrößen wirken sich damit auf die Toxizität von Wasserinhaltsstoffen aus, sei es durch eine Verschiebung von Stoffgleichgewichten hin zu den toxischen Komponenten, durch eine Erhöhung der Bioverfügbarkeit, durch eine Beschleunigung der Reaktionsgeschwindigkeiten oder durch die Verzögerung bzw. Beschleunigung des Stoffum- und -abbaus.

2.1.1.1 Wassertemperatur

Hoher (Luft-)Druck und niedrige Temperaturen erhöhen die Löslichkeit von Gasen im Wasser. Auf diesem Weg nimmt die Temperatur über die Löslichkeit von O_2 und CO_2 direkten Einfluss auf den Sauerstoffhaushalt und Kohlenstoffkreislauf im Wasser (s. u.). Je höher die Wassertemperatur, desto weniger Sauerstoff kann das Wasser aufnehmen, d. h. bei desto geringeren absoluten Sauerstoffgehalten ist das Wasser bereits sauerstoffgesättigt.

Höhere Wassertemperaturen fördern außerdem den biologischen Abbau von organischen Stoffen natürlicher und anthropogener Herkunft, was wiederum indirekt den Sauerstoff- und Kohlenstoffkreislauf beeinflusst, indem bei höherer Abbauaktivität beispielsweise der Sauerstoffverbrauch durch die Bakterien zunimmt. Weiterhin beschleunigt eine erhöhte Wassertemperatur auch den Ablauf chemischer Prozesse im Wasser und kann damit die Giftwirkung bestimmter Wasserinhaltsstoffe erhöhen. Bei Fischen steigt der Sauerstoffgrundumsatz durch eine Wassertemperaturerhöhung um 10 °C auf das Zwei- bis Dreifache an.

Die wichtigsten Auswirkungen einer Temperaturerhöhung lassen sich nach BAUR (1998) wie folgt zusammenfassen :

- niedrigeres O_2-Aufnahmevermögen des Wassers,
- geringere CO_2-Gehalte,
- erhöhter O_2-Verbrauch durch erhöhte Abbauleistung (Bakterien), aber
- Verkürzung der Selbstreinigungsstrecken und
- verringerter Schlammanfall durch erhöhten Biomasseabbau,
- höhere Lösungskonzentrationen von Metallen (Fe-, Mn-Verbindungen)
- beschleunigte Giftwirkung anderer Wasserinhaltsstoffe
- ggf. Verarmung der Flora & Fauna
- ggf. Verhinderung der Eisbildung

Neben den natürlichen, tages- und jahreszeitlich bedingten Licht- und Wetterverhältnissen können beispielsweise auch Kühlwassereinleitungen durch (Atom-)Kraftwerke Temperaturschwankungen des Wassers bewirken.

2.1.1.2 pH-Wert

Der pH-Wert ist ein Maß für den sauren bzw. basischen Charakter des Wassers und wird als negativer dekadischer Logarithmus der H_3O^+-Ionen-Konzentration erfasst. Er steht in Wechselwirkung mit den wesentlichen Stoffgleichgewichten und -kreisläufen im aquatischen Milieu, insbesondere mit dem Kohlenstoffkreislauf. Vereinfacht dargestellt führt eine Zunahme der pflanzlichen Biomasseproduktion über die Verringerung des Kohlensäureanteils im Wasser (die Pflanzen nutzen das CO_2 aus der Kohlensäure für die Photosynthese) zum Anstieg der pH-Werte, während eine verstärkte Freisetzung von CO_2 durch Veratmung zum Anstieg des Kohlensäuregehaltes (H_2CO_3) im Wasser und dementsprechend zu einer pH-Wert-Erniedrigung führt. Dadurch kommt es sowohl zu tageszeitlichen (tagsüber Photosyntheseaktivität der Pflanzen = pH-Anstieg, nachts Veratmung = pH-Abfall) als auch zu jahreszeitlichen (zur Zeit der Vegetationsperiode Anstieg der pH-Werte) Schwankungen des pH-Wertes. Die Oxidation von Ammonium-Ionen (Nitrifikation, s. u.) hingegen geht mit einer Erniedrigung des pH-Wertes einher, weil dabei H^+-Ionen freigesetzt werden. Neben natürlichen Stoffkreisläufen im Gewässer selbst spielen natürliche und anthropogene Säureeinträge eine Rolle, wie beispielsweise die Versauerung von Gewässern durch Sickerwasser aus Nadelwaldgebieten und sauren Regen (kohlen-, schwefel- und salpetersäurehaltig infolge der Lösung von CO_2, SO_2 und NO_x aus der Luft im Niederschlagswasser). Puffernd bzw. basisch wirken sich dagegen natürliche und anthropogene Kalkeinträge (Kalksteinverwitterung, Zementindustrie) aus.

Neben den natürlichen Stoffkreisläufen hat der pH-Wert einen maßgeblichen Einfluss auf die Bindungsformen, in denen Metalle im Gewässer vorliegen, welche wiederum deren Bioverfügbarkeit und Toxizität (s. u.) bestimmen: Niedrigere pH-Werte führen zumeist zum Anstieg der Anzahl freier Metall-Ionen im Wasser, was oftmals eine erhöhte Toxizität gegenüber aquatischen Organismen nach sich zieht.

Bei Fließgewässern sind die pH-Werte in Quellen im Mittel schwach sauer, in Bächen neutral und in Flüssen schwach alkalisch (UMWELTBUNDESAMT 1997). Werte unter pH 6 und über pH 9 sind für Fische gefährlich (BAUR 1998).

2.1.2 Sauerstoffhaushalt

Neben den bereits genannten bestimmen zahlreiche andere Faktoren den Sauerstoffhaushalt eines (Fließ-)Gewässers. Dies sind im Wesentlichen:

- organische und anorganische Belastungen (natürliche oder anthropogene Nähr- und Schadstoffzufuhr);
- Abwasserspitzen aus Regenüberläufen und Kläranlagen;
- biochemische Prozesse im Wasser und an der Sedimentoberfläche;
- hydrologische Bedingungen wie die Wasserführung, die die Abbaustrecke, die Verdünnung bzw. Aufkonzentration von Stoffen im Gewässer und durch Abschwemmung die Stoffeinträge ins Gewässer mitbestimmt;
- topographische Gegebenheiten (Wassertiefe, Turbulenzen, Gefälle);
- Wetterverhältnisse (Wind, Sonneneinstrahlung, Jahreszeit);
- biogene Zyklen (jahreszeitliche Prägung).

Je höher die Wassertemperatur, desto weniger Sauerstoff kann im Wasser gelöst werden (s. o.), d. h. desto schneller tritt eine Sättigung des Wassers mit Sauerstoff ein. Tatsächlich können jedoch tagsüber durch einen hohen Besatz des Gewässers mit Algen bzw.

Unterwasserpflanzen und deren rege Photosynthese-Tätigkeit, bei der Sauerstoff freigesetzt wird, Sauerstoffsättigungswerte weit über 100 % auftreten. Da die Pflanzen bei Dunkelheit eine entsprechend hohe Menge an Sauerstoff veratmen, kann es im Gegenzug nachts zu einem starken Abfall des Sauerstoffgehaltes im Wasser kommen, so dass ggf. sogar die kritische Grenze für das Überleben von Fischen unterschritten werden kann. Hohe Übersättigungswerte können außerdem auf eine geringe Wasserbewegung hindeuten (BARNDT et al. 1992).

Sauerstoffsättigungswerte weit unter 100 % sind meist auf eine hohe Sauerstoffzehrung (s. u.) infolge des Abbaus organischer Stoffe im Gewässer zurückzuführen. Somit sind sowohl tagsüber auftretende Sättigungswerte weit unter 100 % (als Indikator für eine organische Belastung und eine mit deren Abbau verbundene (hohe) Sauerstoffzehrung) als auch Werte weit über 100 % (als Zeichen für einen (zu) hohen, nachts stark zehrenden Algen- bzw. Unterwasserpflanzenbesatz, der mit erhöhten pH-Werten tagsüber einhergeht, s. o.) als bedenklich für den Gewässerzustand anzusehen.

Als lebensbedrohend für Fische im Allgemeinen sind nach BARNDT et al. (1992) Sauerstoffgehalte unter 2 mg/l O_2, für Forellen jedoch schon Werte unter 5 mg/l O_2 anzusehen.

Das Vorhandensein oder nicht Vorhandensein von Sauerstoff im Wasser (oxische oder anoxische Verhältnisse) bestimmt auch die Oxidationsstufe der gegebenenfalls im Gewässer vorhandenen Metalle und damit ihre Bioverfügbarkeit und Toxizität.

2.1.3 Kohlenstoffkreislauf

In Gewässern findet ein ständiger Abbau von organischer Substanz (z. B. abgestorbene Organismen) zu anorganischem Kohlenstoff statt. Kohlenstoff (C) ist neben Stickstoff (N), Phosphor (P), Schwefel (S) und Eisen (Fe) einer der Hauptnährelemente für das Algen-/ Pflanzenwachstum.

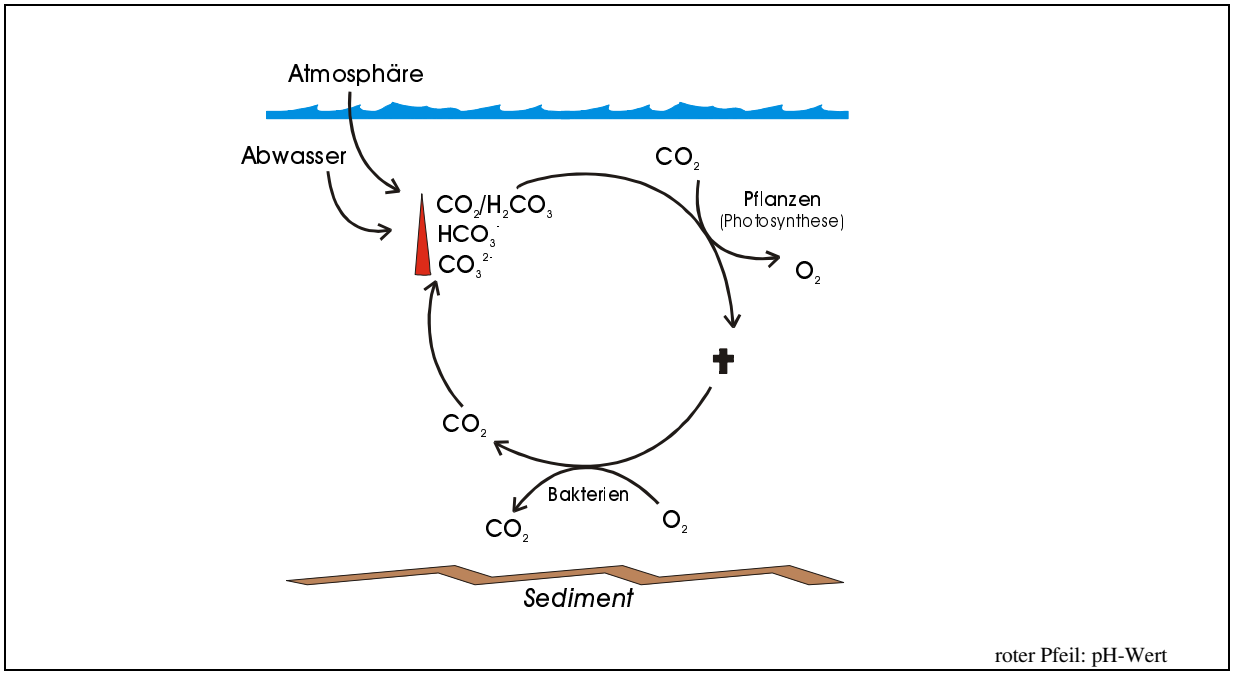


Abb. 1: Kreislauf des Kohlenstoffs

Der Kohlenstoff kommt im Wasser in vielerlei Formen vor (WAITE 84), und zwar als

- anorganischer Kohlenstoff (Inorganic Carbon, IC) oder
- organischer Kohlenstoff (Gesamtgehalt = Total Organic Carbon, TOC), der im Wasser in verschiedenen Fraktionen vorliegen kann, nämlich als gelöster (Dissolved Organic Carbon, DOC) oder partikulärer Kohlenstoff (Particulate Organic Carbon, POC).

Die einzelnen Kohlenstoffformen sind z. T. verschiedenen Abbaustufen des organischen Materials (abgestorbene Organismen/Pflanzen etc.) im Gewässer zuzuordnen, z. T. lassen sie jedoch auch auf bestimmte (anthropogene) Eintragsquellen schließen (s. u.).

Die CO_2-Übergangsrate von der Atmosphäre ins Wasser ist gering und kann den Entzug von CO_2 durch Pflanzenaufnahme nicht ausgleichen, daher müssen Pflanzen den CO_2-Bedarf für ihr Wachstum zum großen Teil aus Hydrogencarbonat- (HCO_3^-) und Carbonat-Ionen (CO_3^{2-}) decken (WAITE 1984). Bei ersterem Vorgang werden OH^--Ionen freigesetzt. Dadurch kann es bei einem hohen Algen-/Pflanzenbesatz des Gewässers im Zuge der Photosyntheseaktivität der Pflanzen tagsüber zu einem erheblichen Anstieg des pH-Wertes kommen (unter eutrophen Bedingungen bis pH 9-10). Dies wiederum kann eine Erhöhung der Toxizität anderer Wasserinhaltsstoffe nach sich ziehen (z. B. Verschiebung des Gleichgewichts von NH_4^+/NH_3 hin zum NH_3, das ein starkes Fischgift ist, s. u.) (WAITE 1984).

Nachts hingegen wird im Zuge der Veratmungsprozesse von Flora und Fauna CO_2 frei, es bildet sich Kohlensäure und der pH-Wert sinkt.

Dem im Wasser gelösten Hydrogencarbonat (HCO_3^-) kommt eine große Bedeutung als Puffer zu, da es sowohl Hydronium- (H_3O^+) als auch Hydroxid-Ionen (OH^-) binden kann:

$$HCO_3^- + H_3O^+ \leftrightarrow CO_2 + 2\,H_2O$$
$$HCO_3^- + OH^- \leftrightarrow CO_3^{2-} + H_2O$$

Anthropogene Quellen für organischen Kohlenstoff sind Kläranlagenabwässer und industrielle Einleitungen.

Im Folgenden wird kurz die Bedeutung der einzelnen für die Gewässeruntersuchung herangezogenen Kohlenstoff-Parameter erläutert.

2.1.3.1 Total Organic Carbon (TOC)

Mit dem TOC wird der gesamte Gehalt an organischem Kohlenstoff im Wasser erfasst. Er setzt sich aus dem DOC und dem POC (s. u.) zusammen und ist ein Maß für das Eutrophierungspotential eines Gewässers.

2.1.3.2 Dissolved Organic Carbon (DOC)

Der DOC erfasst im Wasser gelöste Kohlenstoffverbindungen, wie z. B. Humin- und Fulvosäuren (typischerweise etwa 50 % des DOC-Konzentration) als Zwischenprodukt des Abbaus von organischem Material zu anorganischem Kohlenstoff, Auswaschungen aus Böden, mineralisierten Kohlenstoff aus Gesteinen (Carbonatverwitterung), Schadstoffeinleitungen etc.

Typische Konzentrationen von DOC im aquatischen Milieu sind nach SIGG & STUMM (1996):

0,5 mg/l im Meerwasser;
1-10 mg/l im Flusswasser;

1,1 mg/l im Regenwasser.

Da viele Schwermetalle eine besondere Neigung zur Bildung von organischen Komplexen haben, kommt dem DOC im Hinblick auf deren Bioverfügbarkeit und Toxizität eine besondere Bedeutung zu.

2.1.3.3 Particulate Organic Carbon (POC)

Zum partikulären organischen Kohlenstoff (POC) zählen überwiegend unvollständig abgebautes organisches Material, das entweder als Detritus oder an mineralisches Material gebunden partikulär vorliegt, Abschwemmungen von Böden sowie Verwitterungs- bzw. Mineralisierungsprodukte von Gesteinen.

Typische POC-Konzentrationen im aquatischen Milieu liegen nach SIGG & STUMM (1996) bei

0,05 mg/l im Meerwasser
0,005 mg/l im Meer in Form von Organismen
1-2 mg/l im Flusswasser

2.1.3.4 Inorganic Carbon (IC)

Anorganischer Kohlenstoff ist das Endprodukt des Abbaus von organischem Material oder auch der Mineralisation von Gesteinen. Er liegt im Wasser als Gleichgewicht der drei Formen CO_2/H_2CO_3 (Kohlendioxid bzw. Kohlensäure), HCO_3^- (Hydrogen- oder Bicarbonat) und CO_3^{2-} (Carbonat) vor, das sich je nach pH-Wert zum CO_2/H_2CO_3 (pH < 6,2), HCO_3^- (pH 6,2-10,3) oder CO_3^{2-} (pH > 10,3) hin verschiebt.

2.1.4 Stickstoffkreislauf

Der Stickstoffkreislauf eines Gewässers umfasst den Abbau von pflanzlichen und tierischen Eiweißverbindungen zu Ammonium/Ammoniak und die daran anschließende Oxidation des Ammoniums über Nitrit zu Nitrat. Diesen Abbau, die Nitrifizierung, leisten im Wesentlichen zwei vergesellschaftet vorkommende Bakteriengattungen, *Nitrosomonas* ($NH_4^+ \rightarrow NO_2^-$) und *Nitrobacter* ($NO_2^- \rightarrow NO_3^-$). Dabei werden für die Umwandlung von 1 mg NH_4^+ zu NO_3^- 4,5 mg Sauerstoff verbraucht.

Pflanzen können Stickstoff sowohl in Form von Ammonium- als auch als Nitrat-Ionen aufnehmen, wobei sie, je nach Angebot, NH_4^+ bevorzugen. Eine direkte Umsetzung von elementarem Stickstoff in organische Stickstoffverbindungen ist nur wenigen Fließwasserbiota (Bakterien- und Blaualgenarten) möglich (UMWELTBUNDESAMT 1997). Neben der Mineralisierung von Stickstoff kommt der Nitrifikation im Hinblick auf die aquatischen Lebensgemeinschaften eine besondere Bedeutung bei der „Entgiftung“ der Gewässer zu, da sowohl Ammoniak, das dort mit Ammonium im Gleichgewicht vorliegt (s. u.), als auch salpetrige Säure, die mit dem „Zwischenprodukt“ des Umbaus, Nitrit, im Gleichgewicht vorhanden ist (s. u.), starke Gifte sind.

Während in Flüssen und Seen Phosphor als der das Pflanzenwachstum limitierende Faktor anzusehen ist, ist dies in der mittleren Nordsee der Stickstoff (UMWELTBUNDESAMT 1997).

Unterschiede zwischen den Gesamt-Stickstoff-Konzentrationen in verschiedenen Wasserproben können z. T. auch durch unterschiedliche große, miterfasste Schwebstoffmengen bedingt sein (ARGE ELBE 1985).

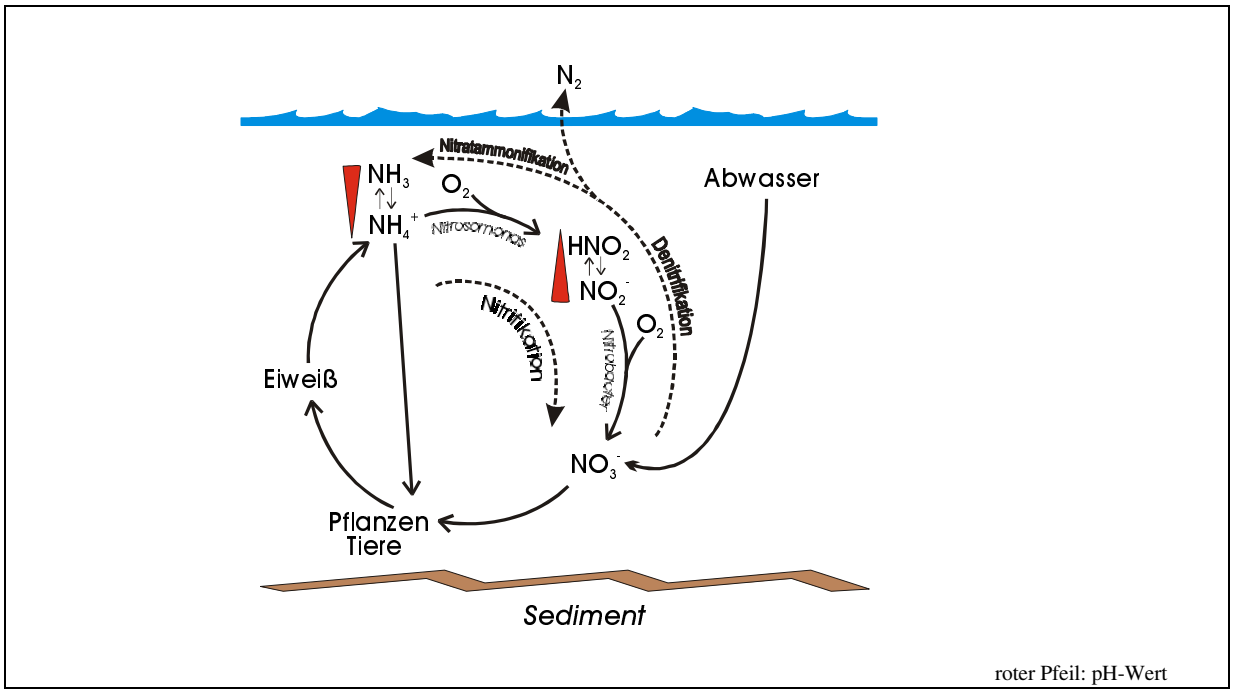


Abb. 2: Kreislauf des Stickstoffs

2.1.4.1 Ammonium (NH_4^+)

Ammonium ist ein Abbauprodukt des Eiweißstoffwechsels und liegt im aquatischen Milieu im Gleichgewicht mit Ammoniak vor, einem starken Fischgift, das Kiemen und Darm von Fischen angreift und Blutungen verursacht. Das Verhältnis zwischen NH_4^+ und NH_3 wird maßgeblich vom pH-Wert bestimmt: Je höher der pH-Wert, desto stärker ist das Gleichgewicht zum giftigen Ammoniak hin verschoben. Die Ammoniak-Konzentrationen lassen sich über die gemessenen Ammonium-Konzentrationen und den pH-Wert ermitteln (vgl. Tab. 2): Während bei pH 6 fast 100 % als NH_4^+ vorliegen, sind es bei pH 9 nur noch 75 % und bei pH 11 gar nur noch 4 %. Bei erhöhten NH_4^+-Konzentrationen im Wasser ist daher ein besonderes Augenmerk auf den pH-Wert zu richten, um potentielle Gefährdungen für die Fischfauna einschätzen zu können. Besondere Gefahr geht von pH-Verschiebungen durch Einleitungen aus der Fertigbeton- und Kunststeinherstellung, Gerbereien, Wäschereien, Galvanisieranstalten und Flaschenspülanlagen (Getränkebetriebe) aus.

Außerdem ist das oben beschriebene Gleichgewicht temperaturabhängig: Je höher die Temperatur, desto höher der Dissoziationsgrad des Ammoniums. Bei 25 °C ist das Gleichgewicht NH_4^+/NH_3 daher etwa „viermal so giftig“ wie bei 5 °C. In Tabelle 2 sind diejenigen Konzentrationen von NH_4^+, bei gegebenem pH-Wert und gegebener Temperatur, aufgeführt, bei denen der entsprechende NH_3-Gleichgewichtsanteil für Forellen toxisch wäre.

Ammoniak-„Grenzkonzentrationen“ für Fische (Dauerwerte) liegen nach BAUR (1998) bei

0,02	mg/l NH_3	für Karpfen,
0,01	mg/l NH_3	für Forellen und
0,006	mg/l NH_3	für Forellenbrut.

Von einem unbelasteten Fluss spricht man, wenn die NH_4^+-Konzentrationen 0,1 mg/l N nicht übersteigen (ARGE ELBE 1985, UMWELTBUNDESAMT 1997). Die Zielvorgabe der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser liegt bei 0,3 mg/l NH_4^+-N (UMWELTBUNDESAMT 1997).

Anthropogene Quellen für NH_4^+-Verunreinigungen sind Haushalts-, Schul- und Gaststätten-abwässer.

2.1.4.2 Nitrit (NO_2^-), Nitrat (NO_3^-)

Wie bereits oben angedeutet wird im Gewässer unter O_2-Verbrauch NH_4^+/NH_3 von Bakterien zu NO_2^- (*Nitrosomonas*) und anschließend zu NO_3^- (*Nitrobacter*) oxidiert. Das Temperaturoptimum der nitrifizierenden Bakterien liegt zwischen 25 und 30 °C.

Nitrit ist in diesem Prozess nur ein Übergangsion, d. h. es wird im Allgemeinen sehr schnell um- und abgebaut. Höhere Nitrit-Werte deuten auf einen sog. Nitritstau und damit auf Gewässerverunreinigungen hin (BARNDT et al. 1992). Bei Nitrit-Konzentrationen über 61 µg/l NO_2-N (= 0,2 mg/l NO_2, BARNDT et al. 1992) ist von einem verschmutzten Gewässer zu sprechen, Konzentrationen von 30 µg/l NO_2-N (= 0,1 mg/l NO2) führen bei Salmoniden bereits zu Vergiftungserscheinungen. Dabei ist - ähnlich wie bei Ammonium und Ammoniak - nicht NO_2 an sich giftig, sondern HNO_2 (salpetrige Säure), mit der NO_2^- im Wasser im Gleichgewicht steht: Bereits Konzentrationen von 0,01 mg/l HNO_2 wirken als starkes Fischgift.

Das Gleichgewicht zwischen NO_2^- und HNO_2 ist wiederum vom pH-Wert abhängig: Je höher der pH-Wert, desto geringer ist der Anteil an salpetriger Säure. Die Konzentrationen an salpetriger Säure im Wasser lassen sich über die NO_2^--Konzentrationen und den pH-Wert abschätzen (s. Tab. 2).

Tab. 2: Toxische Ammonium- und Nitrit-Konzentrationen für Forellen (BAUR 1998)

pH-Wert	NH_3-Anteil toxisch bei mg/l NH_4^+-N (10 °C)	NH_3-Anteil toxisch bei mg/l NH_4^+-N (20 °C)	HNO_2-Anteil toxisch bei mg/l NO_2^--N^-
5,0			0,012
5,5			0,040
6,0	304	142	0,128
6,5	96,3	45	0,396
7,0	30,4	14,3	1,28
7,5	9,6	4,6	4,02
8,0	3,1	1,5	12,7
8,5	1,0	0,50	40,2
9,0	0,36	0,20	
9,5	0,16	0,10	

Das Endprodukt des Eiweißabbaus ist Nitrat. Es ist per se für Fische ungiftig, kann aber über den Umweg vermehrtes Pflanzenwachstum → vorerst erhöhte O_2-Produktion → Vermehrung der Pflanzenfresser → vermehrte Ausscheidung bzw. Freiwerden von NH_4^+/NH_3 durch Absterben und Zersetzung der organischen Substanz → erneute, stärkere O_2-Zehrung für Fische lebensgefährliche Sauerstoffmangelzustände erzeugen. Außer über den Stickstoffkreislauf der Gewässer wird Nitrat auch über diffuse und punktförmige Quellen (z. B. Landwirtschaft über Grundwasser, kommunale Kläranlagen) in Gewässer eingetragen (UMWELTBUNDESAMT 1997).

Bei O_2-Mangel können die oben beschriebenen Vorgänge umgekehrt ablaufen (Denitrifikation), d. h. NO_3^- wird von Bakterien wie *Pseudomonas* und *Micrococcus* zu

Stickstoff oder zu NH_4^+/NH_3 reduziert (Nitratammonifikation). Für die Fischfauna der Gewässer kann es, je nach pH-Verhältnissen, neben dem in solchen Zeiten ohnehin potentiell lebensgefährlichen Sauerstoffmangel zu erhöhtem Stress durch die Fischgifte NH_3 und HNO_2 kommen.

In einem unbelasteten Fluss sind NO_3^--Konzentration von bis zu 1 mg/l N zu erwarten, während die Zielvorgabe der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) bei 2,5 mg/l N liegt (UMWELTBUNDESAMT 1997).

2.1.5 Phosphor

Phosphor liegt in Oberflächengewässern als Orthophosphat, Polyphosphat und in gelösten sowie partikulären organischen Phosphorverbindungen vor und ist in Flüssen und Seen im Allgemeinen der limitierende Faktor für das Pflanzenwachstum (BARNDT et al. 1992).

2.1.5.1 Orthophosphat (PO_4^{3-})

Phosphat ist im Allgemeinen der gelöste Teil des Gesamtphosphor-Gehaltes, d. h. der unmittelbar pflanzenverfügbare. Es liegt im Wasser gelöst in drei Formen im Gleichgewicht vor (HPO_4^{2-}, $H_2PO_4^-$, H_3PO_4), wobei das Gleichgewicht bei neutralem pH-Wert zu den ersteren beiden Formen hin verschoben ist.

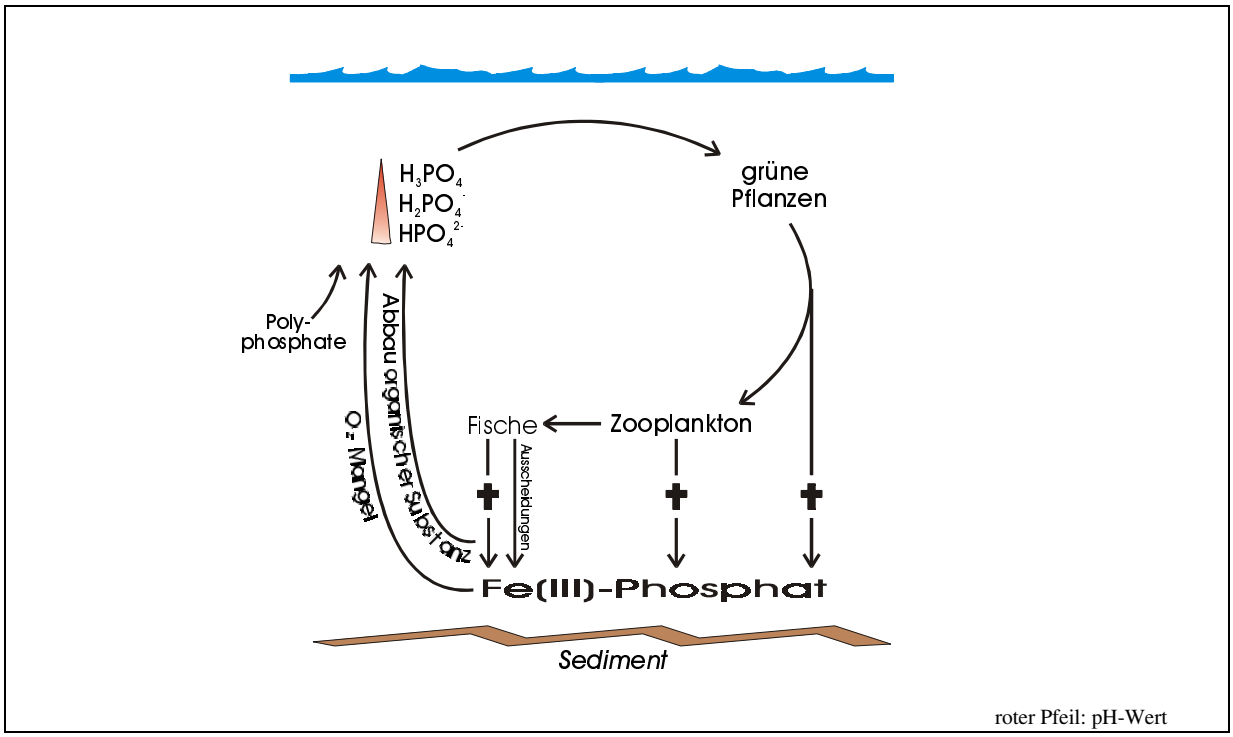


Abb. 3: „Kreislauf“ des Phosphors

Da Phosphor in Gewässern meist der limitierende Faktor ist, kommt es bei erhöhter PO_4^{3-}-Zufuhr zu verstärktem Algenwachstum und damit auch zur Vermehrung des Zooplanktons. Nachdem dem Wasser sämtliches Phosphat entzogen worden ist, stoppt die Algenblüte schlagartig. Sterben die Algen dann ab und sinken auf den Gewässergrund, so verbindet sich das im Zuge des Abbaus aus ihnen freigesetzte Phosphat mit Eisen zu unlöslichem Fe(III)-

Phosphat, d. h. es wird ausgefällt und dem Stoffkreislauf vorerst entzogen. Das Gewässersediment wird dadurch zur Phosphat-Senke. Bei ungünstigen Sauerstoffverhältnissen kann das ausgefällte Phosphat jedoch wieder in Lösung gehen und eine starke Algenblüte auslösen. Das Absterben dieser Algen führt zu einer weiteren Verstärkung des Sauerstoffmangels bis hin zum „Umkippen“ des Gewässers.

Phosphat bildet nicht nur mit Eisen, sondern auch mit Aluminium und Calcium Verbindungen, die mehr oder weniger unlöslich sind.

Anthropogene Quellen für Phosphate sind Auswaschungen aus überdüngten landwirtschaftlichen Nutzflächen sowie mit Waschmitteln belastete häusliche und industrielle Abwässer (laut UMWELTBUNDESAMT 1997 die größte Quelle). Durch die Einführung phosphatfreier Waschmittel vor etwa 10 Jahren sind die Einträge jedoch deutlich zurückgegangen.

Als sauber werden Fließgewässer mit PO_4^{3-}-Gehalten bis 0,1 mg/l (= 0,03 mg/l P) bezeichnet, als „fäkal belastet“ solche, in denen die Phosphat-Konzentrationen ≥ 0,3 mg/l PO_4^{3-} (= 0,1 mg/l P) sind.

2.1.5.2 Gesamtphosphor

Der Gesamtphosphor-Gehalt umfasst sowohl den gelösten (PO_4^{3-}) als auch den partikulären Phosphor eines Gewässers, d. h. die Summe aller Phosphorverbindungen im Wasser. Schwankungen im Gesamtphosphor-Gehalt können u. a. durch unterschiedliche Schwebstoff-Gehalte in den Wasserproben bedingt sein. Daher sind insbesondere im Bereich der Trübungszone der Elbe erhöhte Gesamtphosphor-Gehalte zu erwarten.

Die Zielvorgabe der LAWA liegt für den Gesamtphosphor-Gehalt bei 0,15 mg/l P (UMWELTBUNDESAMT 1997).

2.1.6 Sauerstoffzehrung

Der Abbau zahlreicher (organischer) Stoffe in einem Gewässer ist mit dem Verbrauch von Sauerstoff verbunden, der sogenannten Zehrung. So sind beispielsweise die Oxidation von NH_4^+ zu NO_2^-, von NO_2^- zu NO_3^-, von Sulfid zu Sulfat, von Mn(II) zu Mn(IV), von Fe(II) zu Fe(III) und der Abbau von organischem Kohlenstoff sauerstoffzehrend. Besonders viel Sauerstoff jedoch verbraucht der Abbau organischer Chemikalien, die über industrielle Einleitungen ins Gewässer gelangen können (s. Kapitel 2.1.6.1).

Die Sauerstoffzehrung einer Wasserprobe ist von folgenden Einflussfaktoren abhängig (FREVERT 1983):

- Bakterienbesatz (Art und Zellzahl)
- gelöste organische Substanz (Art und Menge)
- Konzentration an (mineralischen) Nährstoffen
- Sauerstoffkonzentration
- Inkubationszeit
- Lichteinfall
- Temperatur
- Konzentration toxischer Substanzen (Hemmung des Abbaus)

Die genannten Faktoren wiederum sind von den Wasserständen bzw. vom Oberwasserabfluss abhängig: bei niedrigen Wasserständen liegen die organischen Stoffe in höheren

Konzentrationen vor, was per se höhere Zehrungswerte verursacht. Durch den langsameren Abfluss ist jedoch auch die Laufzeit der Stoffe länger, d. h. die Verweildauer eines Stoffes auf einer bestimmten Fließstrecke. Somit ist die Zehrung weiter stromab ggf. geringer als bei hohen Oberwasserabflüssen, da der Stoff bereits zu einem höheren Anteil abgebaut ist.

Besonders fatal kann sich ein Zufrieren des Flusses bzw. bestimmter Flussstrecken auswirken. Durch das Eis wird jeglicher Sauerstoffaustausch mit der Atmosphäre unterbunden. Bei einer für längere Zeit geschlossenen Eisdecke kann es somit zum Fischsterben kommen. Allerdings ist unter diesen Bedingungen auch die Sauerstoffzehrung geringer, da die Abbauaktivität der Bakterien sich infolge der niedrigen Temperaturen stark verringert bzw. ganz zum Erliegen kommt.

Auf Basis des oben Gesagten werden in der Gewässergütebestimmung häufig so genannte Sauerstoffzehrungsparameter zur indirekten Bestimmung der Belastung eines Gewässers mit organischen Verunreinigungen herangezogen. Gebräuchlich sind im Wesentlichen der Biochemische Sauerstoffbedarf (BSB, engl.: BOD), der Chemische Sauerstoffbedarf (CSB, engl.: COD) und der Kaliumpermanganatverbrauch.

2.1.6.1 Zehrung und Biochemischer Sauerstoffbedarf

Die Zehrung ist charakterisiert durch die Sauerstoffmenge, die die in einer Wasserprobe enthaltenen Bakterien beim Abbau der in der Probe enthaltenen organischen Stoffe innerhalb einer definierten Zeitspanne verbrauchen. Sie unterscheidet sich darin vom Biochemischen Sauerstoffbedarf (BSB), zu dessen Ermittlung einer Probe Bakterien zugesetzt werden. In der Literatur werden beide Kenngrößen jedoch häufig nicht sauber getrennt. Früher wurde der BSB üblicherweise für Abbauzeiten von 2 und 5 Tagen ermittelt. Die Sauerstoffzehrung ist jedoch stark abhängig vom Gehalt und der Zusammensetzung (z. B. leicht oder schwer abbaubar) der organischen Stoffe, vom Bakterienbesatz und dessen Adaptationsfähigkeit und von der Menge an in der Probe gelösten Giftstoffen (s. o.). Diese Abhängigkeit wirkt sich in den ersten Tagen besonders stark aus, so dass nach Klärung dieser Zusammenhänge die Zeiträume von $Zehrung_2$ und $Zehrung_5$ über die $Zehrung_8$ und $Zehrung_{15}$ bis zur $Zehrung_{21}$ hin so lange verlängert wurden, bis die Ergebnisse befriedigend, d. h. hinreichend vergleichbar, waren. Die $Zehrung_{21}$ ist in dieser Hinsicht als „verlässliche“ Kenngröße anzusehen, da nach 21 Tagen die gesamte organische Belastung abgebaut sein sollte (ARGE ELBE 1985) und Verzerrungen zwischen Wasserproben aus unterschiedlichen Gewässerabschnitten weitestgehend ausgeschlossen werden können. Neben der $Zehrung_{21}$ werden heute im Allgemeinen die $Zehrung_7$ und die $Zehrung_{14}$ als „Zwischengrößen“ ermittelt.

Zur vergleichenden Einschätzung der Sauerstoffzehrung durch unterschiedliche Stoffe natürlicher und anthropogener Herkunft seien hier einige BSB_5-Werte genannt:

1 g Phenol	1.700 mg O_2,
1 g Stärke	700 mg O_2,
1 ml Silosickersaft	40-80 mg O_2.

Diese Werte legen nahe, dass eine Verunreinigung mit organischen Chemikalien als besonders Besorgnis erregend für den Sauerstoffhaushalt des Gewässers einzustufen ist. Allerdings liegen diese im aquatischen Milieu in um Größenordnungen niedrigeren Konzentrationen vor als die anderen genannten Stoffe.

2.1.6.2 Kaliumpermanganatverbrauch

Die Messgröße „Kaliumpermanganatverbrauch“ basiert auf dem Prinzip der Oxidation organischer Stoffe mittels Kaliumpermanganat ($KMnO_4$). Je höher der $KMnO_4$-Verbrauch, desto höher ist prizipiell die Belastung der Wasserprobe, jedoch können mit dieser Methode nicht alle organischen Stoffe oxidiert werden: So lassen sich Stärke, Zucker und Zellulose zwar gut oxidieren, Eiweißprodukte hingegen nur zu einem geringen Teil und Benzoesäure, niedere Fettsäuren, Alkohole und Ketone gar nicht. Außerdem tragen auch natürliche Humussubstanzen zum $KMnO_4$-Verbrauch bei, d. h. sowohl nicht anthropogene Stoffe als auch biochemisch nicht oxidierbare werden miterfasst. Aus all diesen Gründen wird diese Methode zur Bestimmung der Gewässerbelastung mit sauerstoffzehrenden Stoffen zunehmend durch die Bestimmung des chemischen Sauerstoffbedarfes abgelöst (s. u.). Ein großer Vorteil der Methode besteht jedoch darin, daß sie schon seit etwa 100 Jahren in der Gewässeranalytik eingesetzt wird und daher bereits eine breite Datenbasis existiert, mittels derer Langzeitvergleiche angestellt bzw. Langzeitentwicklungen untersucht werden können.

2.1.6.3 Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)

Der chemische Sauerstoffbedarf wird nach dem gleichen Prinzip ermittelt wie der Kaliumpermanganatverbrauch, nur dass zu seiner Bestimmung Kaliumdichromat ($K_2Cr_2O_7$) und Schwefelsäure verwendet werden. Kaliumdichromat ist ein aggressiveres Oxidationsmittel als Kaliumpermanganat, so dass ein wesentlich größerer Teil der organischen Stoffe erfasst werden kann (ca. 95 %). Ammonium kann mittels dieser Methode jedoch genauso wenig oxidiert werden wie mit der Kaliumpermanganat-Methode.

Aus dem Verhältnis zwischen chemischem und biochemischem Sauerstoffbedarf lassen sich gewisse Rückschlüsse auf die Herkunft von Abwässern ziehen: Bei kommunalen Abwässern beträgt das Verhältnis CSB:BSB_5 etwa 2:1, bei industriellen liegt es höher (>2:1, BAUR 1998).

2.1.7 Elektrische Leitfähigkeit und Chlorid-Konzentration

Sowohl die elektrische Leitfähigkeit als auch die Chlorid-Konzentration dienen der Bestimmung der Salzbelastung des Wassers. Wie die meisten anderen Mess- und Kenngrößen werden auch sie von der Oberwasserführung bestimmt (bei geringen Abflüssen im Sommer Aufkonzentration, bei hohen Abflüssen im Frühjahr Verdünnungseffekte).

Die elektrische Leitfähigkeit ist ein Maß für die im Wasser gelösten Ionen (z. B. Chlorid). Sie ist abhängig von Art und Konzentration der Ionen und von der Wassertemperatur (je höher die Temperatur, desto höher die Leitfähigkeit). Daher wird sie im Allgemeinen normiert auf 25 °C Wassertemperatur angegeben. Die direkte Zuordnung zu einer Gewässergüteklasse ist anhand der Leitfähigkeitswerte nicht möglich. Sowohl erhöhte Leitfähigkeits- als auch Chloridwerte können auf anthropogene Verunreinigungen hindeuten (beispielsweise kommunale Abwässer, Abwässer des Kalibergbaus).

In der deutschen Trinkwasserverordnung ist ein Grenzwert von 200 mS/m (25 °C) festgeschrieben, während der Grenzwert der EU bei 40 mS/m (20 °C) liegt. Charakteristische Leitfähigkeitswerte verschiedener natürlicher Wässer sind in Tabelle 3 dargestellt.

In Bezug auf Süßwasser spricht man bei Chlorid-Konzentrationen von < 30 mg/l Cl^- von einem „unbelasteten“ Gewässer. Ab Konzentrationen von 250 mg/l Cl^- ist mit einer Beeinträchtigung der Fauna zu rechnen; Pflanzen fangen an sich zu verfärben, stellen das Wachstum ein und sterben schließlich ab (BAUR 1998).

Tab. 3: Elektrische Leitfähigkeit verschiedener Wasserarten

Wasserart		mS/m
Regenwasser		2- 15
Quellwasser	(kalkarm)	10- 30
	(kalkreich)	20- 50
Flusswasser		30- 50
Abwasser		70-1.000
Mineralwasser		bis >200
Meerwasser		4.500 -5.500

Der EU-Grenzwert für Trinkwasser liegt bei 25 mg/l Cl^-, der WHO-Richtwert mit 200 mg/l Cl^- etwa eine Größenordnung höher.

Die Chlorid-Konzentration ist bedeutsam für die Bioverfügbarkeit und die Toxizität von bestimmten Metallen (konkurrierende Ionen bzw. Bildung von Metallchloriden, vgl. Kap. 2.3).

2.1.8 Sonstige

2.1.8.1 Abfiltrierbare Stoffe und Glühverlust der abfiltrierbaren Stoffe

Der Gehalt einer Wasserprobe an abfiltrierbaren Stoffen ist ein Näherungswert für deren Schwebstoff-Gehalt, d. h. Mineralpartikel und Pflanzenreste, aber auch anthropogene Verunreinigungen wie beispielsweise Faserreste aus der Zellulose- und Papierproduktion etc., die im Wasser suspendiert vorliegen.

Durch Ermittlung des Glühverlustes der abfiltrierbaren Stoffe lässt sich der Anteil organischer Partikel an der gesamten Schwebstoffmenge abschätzen.

Beides zusammen lässt Rückschlüsse auf die Herkunft der Schwebstoffpartikel und auf die topographischen (Gefälle) und hydrodynamischen (Strömung, Oberwasserabfluss) Verhältnisse an der Beprobungsstelle zu. Im Bereich von Flussmündungen ins Meer sind die Tideströmungen ein weiterer Einflussfaktor.

Der Schwebstoff-Gehalt und insbesondere auch dessen Anteil an organischen Partikeln sind sehr bedeutsam für die Bindung von Schwermetallen und organischen Schadstoffen und steuern z. T. deren Bioverfügbarkeit und Toxizität für Wasserorganismen.

2.1.8.2 Silikat (H_4SiO_4)

Silikat, das Salz der Kieselsäure (H_4SiO_4), ist ein wichtiger Nährstoff für Kieselalgen und Chrysophyceen. Eine unzureichende Versorgung mit diesem Stoff begrenzt das Wachstum der Kieselalgen. Naturgemäß sind die Silikat-Konzentrationen des Wassers im Sommer, während der Vegetationsperiode der Kieselalgen, deutlich niedriger als im Winter. Nach Absterben der Algen im Winter und der Mineralisierung ihrer Kieselskelette steigen sie wieder stark an. Ferner wird ständig Silikat aus dem Sediment freigesetzt.

2.1.8.3 Carbonathärte

Die Carbonathärte wird durch die Konzentration an Ca- und Mg-Carbonat im Wasser bestimmt (auch temporäre Härte genannt). Daran angelehnt lässt sich das Säurebindungsvermögen (Carbonathärte ÷ 2,8 = Säurebindungsvermögen) als Maß für den Kalkgehalt und damit das Puffervermögen der Gewässer ermitteln.

Die Wasserhärte ist eine bedeutende Steuergröße, vor allem auch für Bindungsformen, Bioverfügbarkeit und Toxizität von Metallen, so dass in vielen Ländern die Richtwerte für Metall-Konzentrationen im Wasser nach Carbonathärtebereichen gestaffelt festgelegt werden.

2.1.8.4 Gesamthärte

Die Gesamthärte setzt sich aus temporärer Härte (Ca- und Mg-Carbonate, die beim Kochen von Wasser ausfallen) und permanenter Härte (Mg- und Ca-Chloride und -Sulfate) zusammen. Werte über 10 °dH deuten auf ein fruchtbares Gewässer hin, während bei Werten um und unter 2 °dH von einem unfruchtbaren Gewässer gesprochen werden kann.

2.2 Biologische Kenngrößen

2.2.1 Bakterien

Besonders wichtig für die Stoffmineralisation, d. h. den Ab- und Umbau von natürlichem und anthropogenem organischen Material, sind die Bakterien eines Gewässers. Ihre Tätigkeit ist essentiell für das Funktionieren der natürlichen Stoffkreisläufe und damit auch für die Selbstreinigungskraft eines Gewässers. Auch ein unbelastetes Gewässer weist eine bestimmte Anzahl von Bakterien verschiedenster Spezialisierung auf. Bei entsprechender Nährstoffzufuhr, beispielsweise durch kommunale oder landwirtschaftliche Abwässer, und optimalen Temperaturen können sie sich jedoch sehr stark vermehren.

Eine erhöhte Anzahl an Bakterienkolonien deutet folglich auf einen starken Nährstoffeintrag (natürliche oder anthropogene organische Substanzen) hin. Zudem können über Abwässer aber auch Fäkalbakterien in Gewässer eingetragen werden.

Zur Ermittlung der Belastung eines Gewässers mit Fäkalbakterien werden zumeist ausgewählte, leicht bestimmbare Indikatorarten herangezogen. Eine wichtige Gruppe sind dabei die coliformen Bakterien (charakterisiert als „aerob bis fakultativ anaerob, gram-negativ, nicht sporenbildend und stäbchenförmig und Lactose bei 35 °C innerhalb von 48 Stunden unter Gasbildung fermentierend“, WAITE 84), die die Gruppen *Escherichia*, *Klebsiella*, *Salmonella*, *Shigella*, *Aerobacter*, *Serratia* und *Proteus* umfassen. Coliforme Bakterien kommen im Verdauungstrakt **aller** Warmblüter vor, so dass ihr Gehalt im Wasser nur bedingt Rückschlüsse auf eine spezifische Verunreinigung durch **menschliche** Fäkalien zulässt.

Von besonderem Interesse für die Beurteilung der Gewässergüte im Hinblick auf die menschliche Gesundheit sind die pathogenen coliformen Bakterien wie beispielsweise die *Salmonella*-Arten, die Verursacher infektiöser Darmentzündungen sowie Erreger von Typhus und Paratyphus sind. Die Analyse gerade dieser Bakteriengruppe ist jedoch vergleichsweise kompliziert. Daher wird ihre Zahl z. T. anhand der leichter bestimmbaren Gesamtzahl der Coliformen abgeschätzt, da sie einen festen, quantifizierbaren Anteil davon stellen.

Die beiden bakteriellen Hauptbestandteile menschlicher Fäkalien sind die Fäkalcoliformen (mit *Escherichia coli* als vorherrschender Art) und die Fäkalstreptococcen. Das Verhältnis zwischen Fäkalcoliformen und Fäkalstreptococcen ist ein guter Indikator für die Herkunft von Verunreinigungen, da es für jede Warmblüter-Art anders ist: In menschlichen Fäkalien ist es > 4 und hebt sich damit stark von dem anderer Warmblüter ab, bei denen es im Allgemeinen unter 0,7 liegt.

Die Überlebensfähigkeit von Fäkalbakterien außerhalb des menschlichen/tierischen Verdauungstraktes wird im Allgemeinen als nur kurz angesehen. Ihr Verbleib bzw. ihr Überleben im aquatischen Milieu wird von Sonneneinstrahlung, Sedimentation, chemischem Stress und dem Fraß durch Amöben bestimmt.

Untersuchungen deuten darauf hin, dass pathogene Keime in kälterem Wasser länger überleben.

2.2.2 Relative Güte, Chlorophyll(a) und Phaeophytin

2.2.2.1 Relative Biologische Güte

Die Kenngröße „Relative Biologische Güte“ (nach KNÖPP) wird mittels Untersuchung bestimmter Indikatorarten eines Gewässers und deren Zuordnung zu einzelnen Saprobiestufen als eine Art Gesamtbeurteilungskenngröße ermittelt. Wenn in einer Wasserprobe weniger als 5 Indikatorarten nachzuweisen sind, wie das beispielsweise außerhalb der Vegetationsperiode der Fall sein kann, ist eine Ermittlung der Relativen Biologischen Güte nicht mehr sinnvoll geschweige denn zuverlässig.

2.2.2.2 Chlorophyll(a)

Pflanzen benötigen den grünen Blattfarbstoff Chlorophyll(a), um Photosynthese zu betreiben und damit Energie in stofflicher Form speichern zu können, kurz: um Biomasse zu erzeugen. Der Chlorophyll(a)-Gehalt des Wassers lässt somit Rückschlüsse auf dessen Besatz mit photosynthetisch aktiven Pflanzen zu und damit auch auf den potentiellen biogenen Sauerstoffeintrag in das Gewässer.

Die Chlorophyll(a)-Konzentration des Wasserkörpers wird im Wesentlichen von den gleichen Faktoren bestimmt wie das Wachstum der Wasserpflanzen, nämlich vom Nährstoffangebot, von der Wassertemperatur, vom Schwebstoff-Gehalt (=Trübung, d. h. verminderter Lichteinfall), vom pH-Wert und vom Salzgehalt. Die Brackwasserzone der Elbe ist somit aufgrund des ständig wechselnden Salzgehaltes und der durch die Tiden bedingten starken Wassertrübung durch Schwebstoffe sowohl für limnische als auch für marine Arten kein optimaler Lebensraum.

2.2.2.3 Phaeophytin

Phaeophytin ist ein Abbauprodukt des Chlorophyll(a). Die Phaeophytin-Konzentration ist somit ein Maß für die im Wasser befindliche abgestorbene pflanzliche Biomasse und lässt Rückschlüsse auf die potentielle Sauerstoffzehrung, die mit dem Abbau dieser Biomasse verbunden ist, zu. Die jahreszeitliche Verteilung der Phaeophytin-Konzentrationen zeichnet naturgemäß die der Chlorophyll(a)-Konzentrationen nach, wobei während der Vegetationsperiode im Sommer die Chlorophyll(a)-Konzentrationen im Wasser deutlich höher liegen als die Phaeophytin-Konzentrationen. Im Winter hingegen kehrt sich aufgrund des Absterbens der Pflanzen dieses Verhältnis um.

2.2.3 Grünalgen, Kieselalgen und Phytoplankton

Anzahl und Artenzahl der Kiesel-, Grün- und sonstigen phytoplanktischen Algen spiegeln die Zeiten der Algenblüten in der wärme-, licht- und nährstoffreicheren Vegetationsperiode wider.

Ungefähr ab März ist in der Elbe die erste Kieselalgenblüte zu verzeichnen, gefolgt von den ersten Grünalgenblüten im April und Mai. Im Allgemeinen gehen die Grünalgenblüten auch mit einem Anstieg der Phytoplanktonzahlen und -artenzahlen sowie einer erhöhten Chlorophyll(a)-Konzentration im Wasser einher. Im Sommer dominieren die Grünalgen bezüglich Organismen- und Artenanzahl über die Kieselalgen. Das Ende der Vegetationsperiode setzt etwa im Oktober ein und ist charakterisiert durch den Rückgang der Algenzahlen und -artenzahlen. Im Winter schließlich verursachen die schlechten

Lichtverhältnisse und die niedrigen Temperaturen einen rapiden Rückgang der Biomasseproduktion (und damit auch der Chlorophyll(a)-Konzentrationen, s. o.).

Das Absterben der Kieselalgen führt durch Mineralisierung ihrer Kieselskelette zu erhöhten Kieselsäure-Konzentrationen im Wasser.

2.3 Schwermetalle und Arsen

Schwermetalle und Arsen kommen im aquatischen Milieu vorwiegend als

- freie Ionen,
- gelöste anorganische Verbindungen/Komplexe,
- gelöste organische Verbindungen/Komplexe,
- unlösliche Verbindungen/Komplexe und
- absorbiert an suspendierten Partikeln

vor. Welche Form gerade dominiert, ist abhängig von verschiedenen Einflussfaktoren, d. h. bestimmten chemisch-physikalischen Eigenschaften der Metalle an sich und des sie umgebenden aquatischen Milieus. Neben der Konzentration, in der das Metall im Wasser vorliegt, ist die Bindungsform von großer Bedeutung, da die Metalle in ihren unterschiedlichen Bindungsformen unterschiedlich toxisch sind und auch unterschiedlich gut von Organismen aufgenommen werden können (Bioverfügbarkeit). Die wichtigsten Parameter, die die Ausprägung der jeweiligen Bindungsformen bestimmen, sind:

- pH-Wert,
- Gesamthärte bzw. Carbonathärte,
- Salzgehalt,
- Gehalt an anorganischen Anionen und Partikeln (z. B. Carbonate, Chlorid, Hydroxide bzw. Fe- und Mn-Oxide),
- Gehalt an natürlichen organischen Komplex- und Chelatbildnern,
- Gehalt an organischen Stoffen anthropogener Herkunft,
- Konzentration konkurrierender Stoffe.

Die größte ökotoxikologische Bedeutung haben die freien Metall-Ionen und ihre Aquo-Komplexe (vgl. FENT 1998). Ihre Bindung an anorganische und organische Komplexbildner (z. B. Chlorid, Hydrogencarbonat, Huminstoffe) ist stark pH-gesteuert (s. u.) und vermindert ihre Bioverfügbarkeit und Toxizität im Allgemeinen.

Der Salzgehalt eines Gewässers ist in diesem Zusammenhang von besonderer Bedeutung. So vermindert sich beispielsweise bei Anwesenheit großer Mengen Chlorids (Meerwasser) die Toxizität von Cadmium durch Bildung des schlechter verfügbaren $CdCl_2$ stark.

Auch die Wasserhärte, bedingt durch die Konzentration der Ca- und Mg-Kationen bzw. des Carbonats und Hydrogencarbonats, wirkt sich auf die Toxizität von Metallen aus. Durch Bildung schlecht oder nicht verfügbarer Komplexe sinkt die Toxizität der Metalle mit zunehmender Wasserhärte (z. B. Pb).

Die Komplexierung bzw. Chelatisierung mit natürlichen (z. B. Huminstoffen) und synthetischen organischen Substanzen kann die Verfügbarkeit von Metallen reduziert werden, so dass bestimmte Metalle bei höheren Gehalten an organischer Substanz im Wasser weniger toxisch sind.

Eine besonders wichtige, aber auch komplizierte Steuergröße ist der pH-Wert des Wassers. So führt ein niedriger pH-Wert im Allgemeinen zu einer stärkeren Dissoziation von Metallverbindungen, d. h. die Verbindungen lösen sich und die Zahl freier Metall-Ionen steigt an. Somit sollten auch die Verfügbarkeit und die Toxizität steigen, was jedoch nicht immer der

Tab. 4: Verwendungsbereiche der untersuchten Schwermetalle und des Arsens

Verwendungsbereich	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn
Landwirtschaft										
Begleitstoffe in Düngemitteln		x	x						x	x
- Phosphatdünger		x								
Pestizide	x			x	x	x	x		x	x
- Fungizide				x					x	x
- Algizid (v. a. gegen Cyanobacter)				x						
- Saatbeizen gegen Pilzbefall						x				
- historisch: PBSM f. Obstplantagen	x								x	
Holzschutzmittel	x			x	x					
Wachstumförderung in intensiver Schweine- und Geflügelhaltung	x			x						
Kompost/Dung	x	x		x				x	x	x
Klärschlamm, vor allem	x	x	x	x				x	x	x
Korrosion Metallgegenstände		x								x
Verbrennung fossiler Brennstoffe										
Stäube, Aerosole	x	x				x	x		x	x
Kohleasche	x		x						x	
Zusätze in Brennstoffen/Schmiermitteln									x	
Metallverarbeitung										
Spezielle Stähle, Legierungen	x	x	x	x	x		x	x	x	x
Herstellung/Entsorgung/Recycling Metall(teile)	x	x	x	x	x		x	x	x	x
vergesellschaftete Metalle	x	x	x	x				x	x	x
Korrosionsschutz			x					x		x
Heizrohre, Kühlschlangen				x						
Galvanotechnik			x	x						x
Elektroindustrie										
Halbleiter, andere elektronische Bauteile	x			x		x		x	x	x
Batterien		x				x		x	x	x
Chemisch-pharmazeutische Industrie										
Chloralkalichemie						x				
Farben, Farbstoffe (Pigmente)	x	x	x						x	x
Stabilisatoren für Kunststoffe		x							x	x
Medikamente, med. Präparate	x					x				
Zahnlegierungen				x		x				x
Sonstiges										
Katalysatoren	x					x		x		
Schleimverhütungsmittel Zellstoff-/Papierindustrie						x				
Bleikristallglas, Glasuren									x	
Poliermittel Metalle/Glas/Edelsteine					x					
Druck und Graphik		x	x						x	x

PBSM: Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel

nach ALLOWAY & AYRES (1996)

Tab. 5: Weltweite Einträge an Schwermetallen und Arsen in Süßwasserökosysteme

Quellen	Arsen		Cadmium		Chrom		Kupfer		Quecksilber		Mangan		Nickel		Blei		Zink	
	[1.000 t/a]	%	[1.000 t/a]	%	[1.000 t/a]	%	[1.000 t/a]	%	[1.000 t/a]	%	[1.000 t/a]	%	[1.000 t/a]	%	[1.000 t/a]	%	[1.000 t/a]	%
Häusliche Abwässer	3-15,3	***22,3***	0,5-3	***19,1***	14,1-78	***33,7***	8,7-48	***24,7***	0-0,6	***6,5***	48-171	***41,8***	21-102	***54,0***	1,5-12	***5,0***	15-81	***21,9***
Klärschlamm	0,4-6,7	***8,7***	0,1-1,3	***7,4***	5,8-32	***13,8***	2,9-22	***10,9***	0,01-0,31	***4,3***	32-106	***26,3***	1,3-20	***9,4***	2,9-16	***6,9***		
Fertigungsindustrie																		
Metallindustrie	0,3-1,5	***2,2***	0,5-1,8	***12,8***	15-58	***26,7***	10-38	***20,9***	0-0,75	***8,6***	2,5-20	***4,3***	0,2-7,5	***3,4***	2,5-22	***9,0***	25-138	***37,1***
Chemische Industrie	0,6-7	***9,2***	0,1-2,5	***13,8***	2,5-24	***9,7***	1-18	***8,3***	0,02-1,5	***17,3***	2-15	***3,2***	1-6	***3,1***	0,4-3	***1,2***	0,2-5	***1,2***
Zellstoff- und Papierindustrie	0,4-4,2	***5,6***			0,01-1,5	***0,6***	0,04-0,4	***1,7***			<0,1-1,5	***0,3***	0-0,1	***0,1***	0,01-0,9	***0,4***	0,1-1,5	***0,4***
Petrolchemie	0-0,1	***0,2***			0-0,2	***0,1***	0-0,6	***0,3***	0-0,02	***0,2***			0-0,1	***0,1***	0-0,1	***0,1***		
Verhüttung und Veredelung																		
Eisen und Stahl	1-13	***17,0***									14-36	***9,5***			1,4-2,8	***1,5***	6-24	***6,8***
Buntmetall			0,01-3,6	***19,1***	3-20	***8,4***	2,4-17	***8,4***	0-0,04	***0,4***	2-15	***3,2***	2-24	***11,4***	1-6	***2,6***	2-20	***5,0***
Bergbau und Erzaufbereitung	0-0,75	***1,0***	0-0,3	***2,1***	0-0,7	***0,3***	0,1-9	***4,0***	0-0,15	***2,2***	0,8-12	***2,4***	0,01-0,5	***0,3***			<0,1-6	***1,4***
Dampfkraftwerke	2,4-14	***19,9***	0,01-0,24	***1,1***			3,6-23	***11,6***			5-18	***4,4***			0,2-1,2	***0,5***		
Atmosphärische Deposition	3,6-7,7	***13,8***	0,9-3,6	***24,5***	2,2-16	***6,7***	6-15	***9,1***	0,22-1,8	***21,6***	3,2-20	***4,4***	4,6-16	***9,0***	87-113	***72,9***	21-58	***18,0***
Kohlekraftwerke									0-3,6	***38,9***			3-18	***9,2***			6-30	***8,2***

: höchster Anteil an Gesamteintrag
: weitere hohe Anteile an Gesamteintrag

Quelle: NRIAGU & PACYNA (1988), zit. in MOORE (1991)

Tab. 6: Richt- und Grenzwerte für Schwermetalle und Arsen im Wasser

Element	TVO-BRD[1)]		EU-QZ Trinkwasser[2)]		WHO (1993)	Trinkwasser DVGW (1996)		Schutz von Meeres- und Süßwasserorganismen, EU (Jahresmittel)[3)]		LAWA-QZ[2)] Wasser	Zielvorgaben der IKSE	
	geltend	Novelle	Leitwert	Grenzwert		Normal-anforderung	Mindest-anforderung	Süßwasser	Meer[+]		Schutzgut "Trinkwasser, Berufsfischerei, Bewässerung"	Schutzgut "Aquatische Lebensgemein-schaften"
	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]
Arsen	40	5	10	50	10	5	10	50 (Fische), 150 (sonst.)	25		50	1
Cadmium	5	5	1	5	3	1	2	*k. A.*	*k. A.*	1	1	0,07
Chrom	50	50	5	50	50	30	50	5-250*[#]	15	50	50	10
Kupfer		2.000	20 / 50[$]	300		20	50	1-28[#]	5	20	30	4
Eisen	200	200	100 / 1.000[$]	2.000		200	1.000					
Quecksilber	1	1	0,5	1	1			0,2	0,3	0,5	0,1	0,04
Mangan	50	50	5 / 100[$]	50		30	250					
Nickel	50	20			20*			50-200	30	50	50	4,5
Blei	40	10	5	50	10	10	20	4-20*[#]	25	50	50	3,5
Zink			3.000 / 5.000[$]					10-125*[#]	40	500	500	14

$: einfache / normale Aufbereiung
** : Angaben für Salmoniden*
 # : unterschiedliche Werte bei unterschiedlichen Härtegraden
+ : Schutzziel Meeresfische, Schalentiere

TVO: Trinkwasserverordnung
WHO: World Health Organization
LAWA: Länderarbeitskreis Wasser
QZ: Qualitätsziele
IKSE: Internationale Kommission zum Schutz der Elbe
DVGW: Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches

1): Verordnung über Trinkwasser und über Wasser für Lebensmittelbetriebe (TrinkwV) vom 22.05.86, Bundesgesetzblatt 1986, Nr. 22 Teil I, Seite 760-773

2): CLAUSSEN et al. (1999)

3): RIPPEN (1996)

Tab. 7: Akute Wirkschwellen der Schwermetalle und des Arsens für sensible aquatische Organismen

	Pflanzen		Invertebraten		Fische		(Metall-)Spezies	"Rangfolge" Toxizität		
	[mg/l]	*Art*	[mg/l]	*Art*	[mg/l]	*Art*		Pflanzen	Tiere	Gesamt
As	(1)	*wenig Daten*	(1)	*wenig Daten*	(1)	*wenig Daten*	***unwesentlich***	7	7	7
Cd	0,006	*EC_{50}, Grünalge Selenastrum*	0,005	*LC_{50}, Daphnia magna*	0,001	*LC_{50}, Salmonides*		3	1	1
Cr	35	*EC_{50}, Lemna minor*	0,015	*LC_{50}, Daphnia magna*	0,005	*(LC_{50}, marine Spezies)*	***Cr (VI)***	9	3	5
Cu	0,003-0,03	*(Wachstumsstörungen)*	0,005	*LC_{50}, k. A.*	0,02	*LC_{50}, Süßwasser*		2	3	3
Fe	3,7	*EC_{50}, Lemna minor*	0,01	*EC bei Korallenart*	0,005	*(Spermien, Regenbogenforelle)*		8	2	4
Hg	0,001	*Grünalge*	<0,01 0,005	*LC_{50}, k. A.* *LC_{50} (48h), Daphnia magna*	0,01 0,1	*LC_{50}, k. A.* *LC_{50}, k. A.*	***Methylquecksilber*** ***anorganisches Hg***	1	2	2
Mn	k. A.		<1 >300	*LC_{50}, k. A.* *LC_{50}, k. A.*	<1.000	*LC_{50}, Mn^{2+}, Süßwasserorganismen*	***Mn^{7+}*** ***Mn^{2+}***		7	(5)
Ni	0,45 (0,002)	*EC_{50}, Lemna minor* *(Veränderung der Artenzusammensetzung benthischer Algen)*	0,5	*LC_{50}, k. A.*	<1	*LC_{50} (48h; 96h), k. A.*		6	6	6
Pb	0,1	*(Wachstumsstörungen)*	0,5	*(k. A.)*	0,5 <5 <0,25	*(k. A.)* *(LC_{50}, Salzwasser)* *LC_{50}, Salzwasser*	***anorganisches Pb*** ***Tetramethyl- und -ethylblei***	5	5	5
Zn	<0,01	*EC_{50}, k. A.*	0,5	*LC_{50} (48h; 96h), k. A.*	0,1	*LC_{50} (48h; 96h), k. A.*	***Zn^{2+}***	4	4	4

k. A. : *keine Angabe*

Quelle: MOORE (1991)

Fall ist, da die Metall-Ionen beispielsweise mit den bei niedrigen pH-Werten ebenfalls in großer Zahl vorhandenen Protonen um Bindungsstellen an der Zellmembran konkurrieren müssen. Je nach „Durchsetzungsvermögen“ wird das Metall also bei niedrigen pH-Werten toxischer (z. B. Pb(II), Hg(II)) oder aber seine Toxizität verringert sich (z. B. Zn(II), Cu(II), Cd(II)). Da sich der pH-Wert auch auf zahlreiche biologische Prozesse auswirkt, kann er zudem indirekt eine Veränderung der Metalltoxizität bewirken. Beispielsweise scheiden Algen, Pflanzen und andere Wasserorganismen (Schnecken) bei niedrigen pH-Werten verstärkt lösliche organische Verbindungen aus, die ihrerseits wieder die freien Metall-Ionen binden und „aus dem Verkehr ziehen“.

Auf die Verwendungsbereiche und die wichtigsten Emittenten für die einzelnen Elemente sowie die damit verbundenen jährlichen Eintragsmengen in Süßwasserökosysteme wird im Folgenden nicht eingegangen: Sie sind den Tabellen 4 und 5 sowie A 1 (Anhang) zu entnehmen.

Einschlägige Richt- und Grenzwerte bzw. Qualitätsziele für Schwermetall- und Arsen-Konzentrationen im Wasser sind in Tabelle 6 und akute Wirkschwellen dieser Elemente für aquatische Lebewesen in Tabelle 7 zusammengestellt.

Neben den tabellarisch aufgeführten Daten sind auf den folgenden Seiten die wichtigsten Charakteristika des Bindungsvermögens, der Bioverfügbarkeit und der Toxizität der einzelnen Schwermetalle und des Arsens beschrieben.

2.3.1 Chrom (Cr)

Allgemeine Charakteristika/Bedeutung

- Chrom ist bedeutsam für den Kohlenhydratstoffwechsel von Tieren.
- Chrom liegt zumeist in dreiwertiger Form (Chromit) oder in sechswertiger (Chromat) vor. Die zweiwertige Form ist instabil und wird schnell zur dreiwertigen oxidiert. Sechswertiges Chrom in der Umwelt ist fast immer anthropogener Herkunft. Es ist gut wasserlöslich, wird jedoch in Gegenwart organischen, oxidierbaren Materials zu dreiwertigem Chrom reduziert.
- Der umgekehrte Prozess, d. h. die Oxidation von drei- zu sechswertigem Chrom, ist temperaturabhängig und verläuft langsam, wobei die Anwesenheit von Ca- und Mg-Verbindungen ihn durch Sorption von Cr(III) noch weiter verlangsamt.

Bindungsformen im Wasser

- Chrom(VI) liegt im Wasser vorwiegend als komplexiertes Anion vor, zumeist als Chromat-, Dichromat- und/oder Hydrochromat-Ion. Bei hohen pH-Werten dominiert das Chromat (CrO_4^{2-}), bei sehr niedrigen das Dichromat ($Cr_2O_7^{2-}$). In natürlichen Wässern ist das Hydrochromat-Ion die vorherrschende Form ($CrOH^{2+}$, $Cr(OH)_2^{+}$, $Cr(OH)_4^{-}$).
- Chrom(III) hingegen bildet hexavalente Komplexe. Durch seine Komplexierungsneigung z. B. mit Carboxylgruppen bindet es sich an Aminosäuren, Nucleinsäuren und Nucleoproteine.
- Cr(III) hat eine große Affinität zu Tonmineralen, Fe-Hydroxid und Fe-/Mn-Oxiden. Für die Bindung von Cr(VI) spielen diese Parameter eine untergeordnete Rolle.

Bioverfügbarkeit und Toxizität

- Zur Bioverfügbarkeit und Toxizität des Chroms gegenüber aquatischen Organismen sind die Aussagen recht widersprüchlich; hier besteht noch Forschungsbedarf.
- Chrom(VI) ist bereits ab 0,5 mg/l toxisch für Pflanzen (ALLOWAY & AYRES 1996).
- LC_{50}-Werte für die sensibelsten Organismen (nach MOORE 1991) sind der Tabelle 7 zu entnehmen. Wie aus der Tabelle hervorgeht, ist Cr(VI) für Tiere wesentlich toxischer als für Pflanzen. Für die meisten Invertebraten führt MOORE (1991) allerdings eine verminderte Toxizität von Cr(VI) mit steigendem Salzgehalt an. Für marine Pflanzen ist Chrom aufgrund der Bildung von $CrCl_6$ besser bioverfügbar.
- Kommunale Abwässer beinhalten häufig über 0,7 mg/l Cr, das vor allem als Cr(VI) vorliegt. Dies wirkt toxisch auf die Gewässerflora und -fauna. Für Invertebraten ist Cr(VI) toxischer als für Fische und Bakterien. Nach KOCH (1995) reagieren Fische empfindlicher auf Cr(III) als auf Cr(VI): bereits 0,2-5 mg/l Cr(III) seien für verschiedene Fischarten toxisch.
- Für den Menschen ist Cr(III) vermutlich karzinogen oder co-karzinogen. Cr(VI) ist mutagen (erbgutschädigend) und karzinogen (10-27 Jahre Latenzzeit), eine akute Intoxikation führt zu Nierenschäden, eine chronische greift den Verdauungstrakt an. Es wird in der Leber, Niere, Schilddrüse und im Knochenmark akkumuliert.
- Cr und Zn bzw. Cr und Viren wirken synergistisch kanzerogen.

Einflussfaktoren

- Einen besonderen Einfluss auf die Toxizität von Chrom haben das Redoxpotential und der Gehalt an organischer Substanz. Unter reduzierenden Bedingungen und in Anwesenheit oxidierbarer organischer Substanz kommt es zur Reduktion des toxischeren Cr(VI) zu Cr(III).

Wichtige toxische Verbindungen

- Zu den toxischen Cr-Verbindungen zählt das <u>Natrium-Dichromat</u> ($Na_2Cr_2O_7$ * 2 H_2O). Es ist extrem wasserlöslich und ein starkes Oxidationsmittel. Im aquatischen Milieu wird es schnell zu Cr(III)-Verbindungen reduziert und damit weniger wasserlöslich bzw. potentiell als Hydroxid gefällt. Bei niedrigen pH-Werten geht die Reduktion schneller vonstatten, so dass seine Toxizität im Wasser stark pH-abhängig ist.

2.3.2 Kupfer (Cu)

Allgemeine Charakteristika

- Kupfer ist für die menschliche Ernährung essentiell, da es bei vielen enzymatischen Reaktionen eine Rolle spielt. Kupfermangel führt zu einer verminderten Eisenresorption und somit schließlich zu Eisenmangel, hat aber auch negative Auswirkungen auf die Fortpflanzung.

Bindungsformen im Wasser

- Kupfer tendiert sehr stark zur Komplexbildung mit anorganischen und organischen Liganden. Bei neutralem pH-Wert liegt der Großteil des anorganischen Kupfers

komplexiert mit Carbonaten, Sulfat, Chlorid und Nitrat vor. Außerdem bildet es Komplexe mit Ammonium und schwerlösliche mit Sulfiden.

- Im Süßwasser liegt Kupfer z. T. zu über 90 % an Huminsäuren (gelöste organische Substanz) gebunden vor, mit denen es stabilere Komplexe bildet als Zink und Mangan (s. u.). Im Salzwasser beträgt der Anteil dieser Bindungsform jedoch häufig weniger als 10 %.
- Ferner hat Kupfer eine hohe Affinität zu Tonmineralien, Fe- und Mn-Oxiden und -Hydroxiden sowie Carbonaten. Daher sind die Cu-Gehalte in Sedimenten über 100 mal so hoch wie in der Wassersäule. Außerdem kann die Bindung an Tonpartikel zu einem beträchtlichen Transport von Kupfer führen.

Bioverfügbarkeit und Toxizität

- Kupfer ist hochtoxisch für die meisten Wasserpflanzen (Einsatz als Herbizid und Algizid) und Invertebraten. Für Fische ist es eines der toxischsten Schwermetalle überhaupt (vgl. Tab. 7).

Einflussfaktoren

- Ein höherer Salzgehalt im Wasser verringert die Cu-Aufnahme in Pflanzen. Neben erhöhten Gehalten an organischen und anorganischen Liganden setzen außerdem ein erhöhtes Nährstoffangebot und das Vorhandensein von Mangan und Eisen die Toxizität für Pflanzen herab.
- Bei Invertebraten wirkt Cu toxischer auf Embryonal- und Larvenstadien als auf erwachsene Tiere.
- Für Fische hingegen ist neben dem Entwicklungsstadium die Wasserhärte der die Toxizität bestimmende Faktor (erhöhte Wasserhärte führt zu verringerter Toxizität). Interessant für die Toxizität gegenüber Fischen ist die synergistische Wirkung von Kupfer und Phenolen.

2.3.3 Nickel (Ni)

Allgemeine Charakteristika

- Nickel ist in der Umwelt ubiquitär. Es ist für einige Organismen essentiell (für den Menschen nicht nachgewiesen) und liegt überwiegend zweiwertig in Form von Ni-Chlorid, -Bromid, -Sulfat und -Nitrat vor. Manche Gesteine weisen bis 20.000 mg/kg Nickel, Kohle bis zu 2.000 mg/kg auf.
- Für die Metallindustrie ist Nickel sehr bedeutsam: es gibt über 3.000 verschiedene Nickellegierungen!

Bindungsformen im Wasser

- Metallisches Nickel und Nickelcarbonyl ($Ni(CO)_4$, instabil) sind wasserunlöslich. Seine zweiwertigen Salze sind jedoch, abgesehen von Ni-Sulfid, -Oxid und -Carbonat, gut löslich. Unter aeroben Bedingungen bildet es bei pH-Werten unter 9 Komplexe mit Hydroxiden, Carbonaten, Sulfaten und organischen Liganden. Bei pH-Werten >9 werden Ni-Hydroxide und -Carbonate ausgefällt.
- Durch seine Affinität zu Tonpartikeln und Mn-Verbindungen ist Nickel im Wasser überwiegend an Schwebstoffe gebunden.

Bioverfügbarkeit und Toxizität

- Nickel ist zwar giftig für Wasserorganismen, seine Bioverfügbarkeit ist nach KOCH (1995) jedoch gering (Sorption an Feststoffe).
- Pflanzen, Invertebraten und Fische weisen im Allgemeinen geringe Nickelgehalte auf, es sei denn, sie leben in unmittelbarer Emittentennähe.
- Für Pflanzen ist Nickel mittel- bis hochtoxisch.
- Für Invertebraten ist Nickel einer der am wenigsten toxischen anorganischen Schadstoffe. Auch marine und Süßwasserfische sind Ni gegenüber relativ unempfindlich.
- Nickel wird laut Gefahrstoffverordnung als mindergiftig für den Menschen bezeichnet. Akute Wirkungen, die zumeist auf Inhalation zurückgehen, sind Atemtraktschädigung, embryonale Effekte (Nickel passiert die Plazenta) und Kontaktallergien. Zu den chronischen Wirkungen zählen Herz-Kreislauf-Störungen und Beeinträchtigungen des Hormon- und Immunsystems.
- Bei oraler Aufnahme wird Nickel schlecht resorbiert.

Einflussfaktoren

- Einflussfaktoren auf die Bioverfügbarkeit und Toxizität von Nickel sind pH-Wert, Salzgehalt, Temperatur, Wasserhärte und Schwebstoffgehalt: durch eine erhöhte Wasserhärte und einen H_3O^+-Ionen-Überschuss wird sie herabgesetzt.

2.3.4 Zink (Zn)

Allgemeine Charakteristika

- Zink, das lediglich in der zweiwertigen Form vorkommt, ist für Pflanzen, Tiere und Mensch ein essentielles Spurenelement. Es spielt beispielsweise eine wichtige Rolle bei enzymatischen Reaktionen, der Proteinsynthese sowie der Zellteilung und dem Zellwachstum. Zu geringe Zinkmengen können Mangelsymptome erzeugen (z. B. Kleinwuchs beim Menschen), zu hohe wirken jedoch toxisch (insbesondere bei Pflanzen).

Bindungsformen im Wasser

- Unter aeroben Bedingungen ist die vorherrschende Zn-Bindungsform stark pH-abhängig: bei pH <7 herrscht das freie Ion, bei pH-Werten zwischen 8 und 11 das $Zn(OH)_2$ und bei pH-Werten über 11 $Zn(OH)_3^-$ und $Zn(OH)_4^{2-}$ vor. Unter anaeroben Bedingungen ist die Hauptbindungsform - pH-unabhängig - Zinksulfid (ZnS).
- Zink hat eine hohe Affinität zu organischen Liganden (besonders in Gegenwart von Stickstoff und Schwefel) und bildet mit diesen mehr oder weniger stabile Verbindungen. Seine Bindung an Schwebstoffpartikel ist, abhängig von pH-Wert und Redoxpotential, sehr variabel.

Bioverfügbarkeit und Toxizität

- In der Nähe von Emittenten enthalten Pflanzen z. T. erhebliche Mengen an Zink. Die Toxizität für Pflanzen variiert jedoch sehr stark, bedingt durch die Physiologie und die Anpassungsfähigkeit mancher Pflanzen an hohe Zn-Konzentrationen im

Umgebungsmilieu. Die toxische Wirkung besteht dabei zumeist in einer Störung des Phosphormetabolismus.

- Für Invertebraten und Fische verringert sich die Bioverfügbarkeit von Zn bei hohen Konzentrationen anorganischer und organischer Liganden im Wasser.

Einflussfaktoren

- Die Tatsache, dass die Zn-Toxizität in Anwesenheit von organischen Liganden durch Bindung an diese abnimmt, hat im Falle von *Scenedesmus cauda* dazu geführt, dass die Pflanze bei erhöhten Zn-Konzentrationen gezielt organische Verbindungen ausscheidet, die das Zink binden.
- Zink wirkt als Antagonist des Cadmiums.

2.3.5 Eisen (Fe)

Allgemeine Charakteristika

- Eisen, das im aquatischen Milieu zumeist in zwei- und dreiwertiger Form vorkommt, ist für Pflanzen, Tiere und Menschen in Spuren essentiell. Es ist kaum direkt toxisch, steuert aber auf vielfältige Art die Verfügbarkeit von vielen anderen, oft sehr toxischen Schwermetallen in Gewässern. Die im Wasser vorhandenen bzw. mit diesem transportierten Eisenmengen sind aufgrund seiner hohen Gehalte in der Erdkruste sehr hoch und werden nur noch von denen des Aluminiums übertroffen. Der Haupteintragspfad ist dabei allerdings die natürliche Erosion von Gestein.

Bindungsformen im Wasser

- In den meisten Oberflächengewässern dominiert das dreiwertige Eisen, das unter aeroben Bedingungen praktisch unlöslich ist. Unter anaeroben hingegen herrscht das zweiwertige, lösliche Eisen vor. Dies bedingt, insbesondere in stehenden Gewässern, wo sich anoxische Zonen ausbilden, einen jahreszeitlichen Redoxkreislauf des Eisens (s. Abb. 4), der im Zusammenhang mit der hohen Affinität von Eisenoxiden und -hydroxiden für andere Metalle von Bedeutung ist.

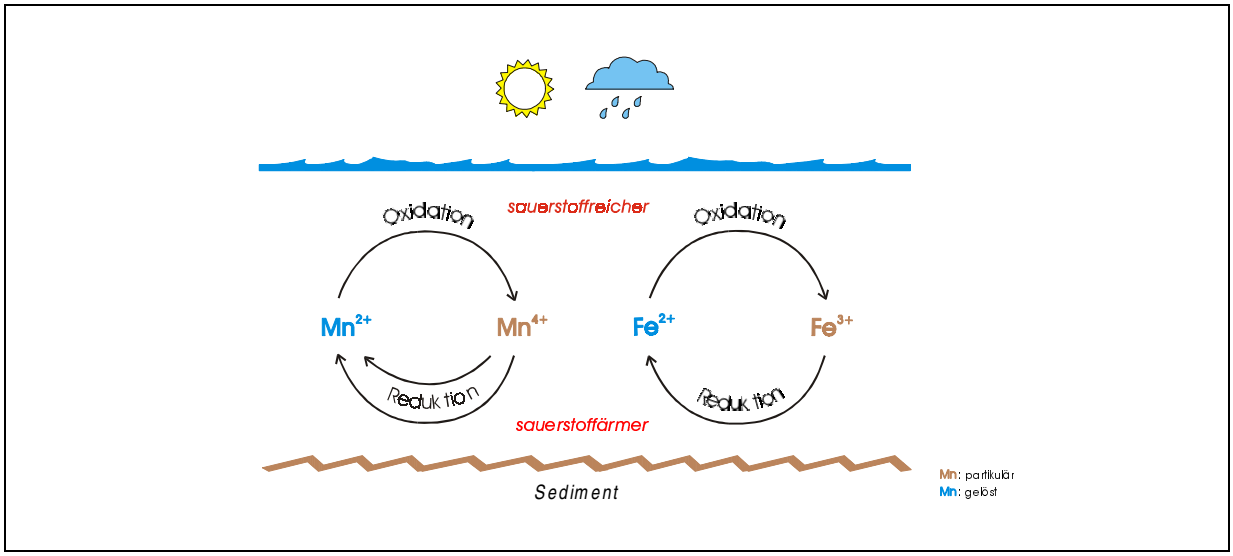


Abb. 4: Redoxkreislauf des Eisens und des Mangans

- Eisen bindet sich außerdem an Sulfate der Sedimente. Viele andere Metalle weisen zu den dabei entstehenden Komplexen hohe Affinitäten auf und können im Laufe der Reduktion dieser Komplexe als Metallsulfide gefällt und damit dem Wasser entzogen werden (z. B. As, Cu, Zn). In diesem Zusammenhang kann eine Störung des Redoxkreislaufs des Eisens, beispielsweise durch Baggerungen, im Zuge derer anoxische, sulfidreiche Sedimente aufgewirbelt werden, zur Freisetzung erheblicher Schadstoffmengen führen.

Bioverfügbarkeit und Toxizität

- Eisen wird in großen Mengen von Pflanzen, Invertebraten und Fischen aufgenommen, weist aber gleichzeitig eine geringe Toxizität auf.
- Für die meisten Invertebraten ist es mindergiftig, durch pH-Wert-Erniedrigungen kann seine Toxizität jedoch zunehmen.
- Eine indirekte, zwar nicht toxische, aber dennoch tödliche Wirkung kann von hohen Eisengehalten des Wassers im Einleitungsbereich schlecht geklärter Industrieabwässer ausgehen: durch massenhafte Ausfällung als $Fe(OH)_3$ und Fe_2O_3 kommt es zu einer Art „Teppichbildung“ auf dem Gewässergrund, was zum Ersticken der benthischen Organismen führen kann.
- Beim Menschen kann eine akute Eisenintoxikation Störungen im Verdauungstrakt bis hin zu inneren Blutungen nach sich ziehen.

2.3.6 Mangan (Mn)

Allgemeine Charakteristika

- Mangan ist essentiell für Pflanzen und Tiere, beispielsweise als wichtiger Bestandteil enzymatischer Systeme bei Tieren. Außerdem bietet Mangan als konkurrierendes Ion und in ähnlicher Weise wie Eisen einen wirksamen Schutz vor anderen, toxischeren Schwermetallen. Wie beim Eisen sind die natürlichen Konzentrationen von Mangan in Gewässern aufgrund seiner hohen Gehalte in der Erdkruste erheblich.
- Von den drei vorkommenden Oxidationsstufen ist Mn^{7+} (Permanganat) die toxischste, da es aber nicht stabil ist und schnell reduziert wird, sind die beiden anderen, Mn^{2+} und Mn^{4+}, im aquatischen Milieu von wesentlich größerer Bedeutung.

Bindungsformen im Wasser

- Mangan bildet mit Nitrat, Chlorid und Sulfat lösliche Salze. Die schlecht löslichen Mn-Hydroxide, -Sulfide, -Carbonate, -Oxide und -Phosphate stellen hingegen die partikuläre Mn-Fraktion im Wasser. Diese ist mit 90-95 % der Mangan-Gehalte sehr bedeutend.
- Mangan unterliegt im Wasser einem ähnlichen Redoxkreislauf wie Eisen (s. Abb. 4), nur dass das unlösliche Mn^{4+} schon bei weniger niedrigen Redoxpotentialen zu Mn^{2+} reduziert wird, d. h. zum Teil schon in der Wassersäule und nicht erst im Bereich des Sediments (MOORE 1991). Somit können die jahreszeitlichen Schwankungen der Mangan-Konzentrationen im Wasser deutlich geringer ausfallen als die des Eisens.
- Für die Sorption von vielen Metallen spielen Mn-Oxide und -Hydroxide eine ähnlich bedeutende Rolle wie die des Eisens.

- Dementgegen ist die Oxidation von Cr^{3+} zu Cr^{6+} auf der Oberfläche von MnO_2 nachgewiesen worden, womit Mn einen erheblichen Einfluss auf die Toxizität von Chrom hat.

Bioverfügbarkeit und Toxizität

- Mangan ist gut pflanzenverfügbar und wird in Pflanzen in großen Mengen angereichert, hohe Huminstoff-Konzentrationen hemmen die Aufnahme jedoch.
- Aquatische Invertebraten weisen im Allgemeinen niedrige Mangan-Gehalte auf, bei Mollusken ist die Anreicherung allerdings erheblich.
- Akut toxisch für den Menschen ist Mangan nur bei Inhalation, nicht bei oraler Aufnahme. Chronisch wirkt es auf das Nervensystem.

2.3.7 Cadmium (Cd)

Allgemeine Charakteristika

- Die Eigenschaften von Cadmium sind denen des Zink vergleichbar, wobei 8 stabile Isotope bekannt sind. Cadmium kommt in der Umwelt ubiquitär vor. Es ist zweiwertig und weist eine erhöhte Tendenz auf, kovalente Bindungen einzugehen (z. B. mit Schwefel).

Bindungsformen im Wasser

- Die Löslichkeit von Cadmium in schwachen Säuren ist hoch. Zu den schwer löslichen Cd-Salzen gehören Cd-Fluorid, -Chlorid, -Bromid, -Iodid, -Nitrat und -Sulfat sowie seine Komplexverbindungen mit Cyaniden.
- Die bevorzugten Bindungspartner des Cadmiums sind Huminsäuren, Carbonate, Chlorid, Sulfat und Hydroxide.
- In Salzwasser liegt Cadmium hauptsächlich an Chlorid gebunden vor, bei ansteigendem Gehalt an organischem Material kommt es jedoch zu Verschiebungen der Bindungspräferenzen. Des weiteren bindet sich Cd an Tonpartikel (Schwebstoffe). Für den Brack- bzw. Salzwasserbereich von Flussmündungen wird jedoch eine starke Desorption von den Partikeln infolge der Konkurrenz der Chlorid-Ionen um Bindungsplätze angenommen.
- Eine Ausfällung mit Fe-, Mn- und Al-Oxiden bzw. Hydroxiden und Carbonaten ist möglich.
- Organische Cd-Verbindungen sind instabil.

Bioverfügbarkeit

- Die Cadmium-Gehalte in Wasserpflanzen sind im Allgemeinen niedrig, außer in direkter Emittentennähe, wobei die Gegenwart von Ca-, Zn-, Pb-, Fe- und Mn-Ionen die Aufnahme von Cadmium in Pflanzen vermindert.
- Marine Muscheln reichern Cadmium an, Fische weisen hingegen, so sie nicht in direkter Emittentennähe leben, nur geringe Cadmium-Gehalte auf.
- Cadmium ist leicht bioverfügbar, die Ausscheidungsraten sind gering.

Toxizität

- Insbesondere das freie Cd-Ion ist hochtoxisch für die meisten Pflanzen und Tiere. Marine Algen sind wesentlich toleranter gegenüber hohen Cd-Konzentrationen im Umgebungsmilieu, da die freien Cd-Ionen an das Chlorid gebunden werden.
- Bei den Invertebraten variiert die Toxizität enorm. Neben physiologischen Unterschieden bedingen erhöhte Wasserhärte, höhere Gehalte an Chelatbildnern sowie höhere Salzgehalte eine geringere Toxizität. Letzteres ist vor allem für Ästuarbewohner von Belang, da die Salzgehalte dort kurzfristig stark variieren können und damit ggf. eine Cadmiumvergiftung auslösen können. Ein weiterer Einflussfaktor ist die Temperatur, deren Erhöhung bei den Organismen zu erhöhten Metabolisierungs- und damit zu höheren Aufnahmeraten und erhöhter Toxizität führen können.
- Auch für Fische ist Cadmium hochgiftig. Die Einflussfaktoren sind dabei im Wesentlichen die gleichen wie bei den Invertebraten. Jungtiere sind im Allgemeinen empfindlicher als adulte Tiere.
- Cd ist für Menschen hochgiftig und potentiell kanzerogen. Die Teratogenität (Beeinträchtigung der Entwicklung des Embryos) ist noch nicht abschließend geklärt (bei Ratten wirkt Cadmium-Chlorid teratogen). Die Aufnahme cadmiumhaltiger Aerosole führt beim Menschen zu Lungenerkrankungen, die orale Aufnahme von Cadmium löst Nierenfehlfunktionen aus.

Einflussfaktoren

- Für das Vorkommen von Cadmium im Wasser bzw. seine Bioverfügbarkeit und Toxizität spielen pH-Wert, Salzgehalt, Ca-Gehalt, Sauerstoffgehalt, Stoffspeziation und die Physiologie der Organismen eine entscheidende Rolle.
- Cd und Zn wirken antagonistisch, während Cd und Pb synergistisch wirken.

Wichtige toxische Verbindungen

- Unter den wichtigen toxischen Verbindungen ist das Cadmiumoxid (CdO) zu nennen (ruft bei Menschen schwere Lungen- und Nierenschädigungen und Knochenmarksveränderungen hervor; praktisch unlöslich in Wasser, aber leicht löslich in Säuren, Ammoniumsalz- und Alkalicyanidlösungen).

2.3.8 Quecksilber (Hg)

Allgemeine Charakteristika

- Quecksilber kommt in einwertiger und zweiwertiger Form vor. In Anwesenheit von Sauerstoff und organischer Substanz wird metallisches Quecksilber zur zweiwertigen Form oxidiert.
- Die Verwendung von Quecksilber in Pflanzenschutzmitteln ist in Deutschland verboten.

Bindungsformen im Wasser

- Quecksilber liegt in der Umwelt elementar sowie in anorganischen und organischen Verbindungen vor. In der elementaren Form neigt es zur Komplexbildung mit schwefelhaltigen Proteinen und Huminstoffen.
- Unter letzteren sind die Alkyl-, Alkoxyalkyl- und Aryl-Hg-Verbindungen unter human- und ökotoxikologischen Gesichtspunkten relevant. Methylquecksilberverbindungen

können sich sowohl durch biologische (Mikroorganismen) als auch durch chemische Methylierung (höchste Raten in den obersten Sedimentschichten) bilden.

- Alle Hg(I)-Halogenide außer den Fluoriden sind schwer löslich und dissoziieren im Wasser nur wenig.
- Im Meer kommt Quecksilber hauptsächlich als $HgCl^{2-}$, in Fließgewässern vorwiegend als $HgCl_2$, CH_3-Hg-OH etc. vor. In aquatischen Systemen findet die Methylierung von Quecksilber, überwiegend zu Monomethylquecksilber, statt. Der Methylierungsgrad ist dabei vom Mikroorganismenbesatz und von der Temperatur abhängig.
- Organoquecksilberverbindungen sind bei niedrigen und neutralen pH-Werten stabil, bei hohen pH-Werten werden sie hydrolytisch gespalten.

Bioverfügbarkeit und Toxizität

- Bei Pflanzen setzen hohe Schwebstoff-Gehalte sowie höhere Konzentrationen an Chelatbildnern, Nickel und z. T. anderen Schwermetallen die Toxizität von Quecksilber herab. Ein H_3O^+-Ionen-Überschuss (niedriger pH-Wert) verstärkt die Toxizität.
- Für Invertebraten hingegen wirken hohe Gehalte an organischen Liganden, an Selen und an Ca^{2+} toxizitätsmindernd.
- Methylierte Hg-Verbindungen sind lipophil und reichern sich über die Nahrungskette in aquatischen Organismen an. Monomethylquecksilber akkumuliert sich am stärksten in Phyto- und Zooplankton. Außerdem haben Hg-Verbindungen eine gewisse Affinität zu Schwebstoff- und Sedimentpartikeln.
- Organoquecksilberverbindungen, insbesondere Mono- und Dimethylquecksilber, sind schon in Spuren toxisch, etwa 10-100 mal toxischer als anorganische Hg-Verbindungen. Eine Besonderheit von Methylquecksilber ist seine Fähigkeit, die Blut-Hirn-Schranke zu passieren und sich im Gehirn anzureichern. Außerdem passiert es die Plazenta und kann damit das Ungeborene und später über die Ausscheidung mit der Muttermilch den Säugling schädigen.
- Die biologische Halbwertszeit von 70 Tagen ist im Hinblick auf die chronische Giftwirkung von Methylquecksilber bei Warmblütern von besonderer Bedeutung. Als Nervengift wirkt es auf das periphere Nervensystem. Außerdem wirkt es beim Menschen mutagen.
- Einschlägige Toxizitätswerte für aquatische Organismen sind Tab. 7 zu entnehmen. Im Allgemeinen sind Meeresfische empfindlicher gegenüber einer Quecksilbervergiftung als Süßwasserfische und Embryonen, Larven und Jungtiere anfälliger als erwachsene Tiere.

Einflussfaktoren

- Für die Verfügbarkeit und Toxizität von Quecksilber-Verbindungen sind die Wasserhärte und der Salzgehalt entscheidend: hoher Salzgehalt und hohe Härtewerte setzen die Toxizität von anorganischen Hg-Verbindungen stark herab. Des Weiteren steuern die Temperatur, der Sauerstoffgehalt und die Schwebstoffmenge Verfügbarkeit und Toxizität.

Wichtige toxische Verbindungen

- An dieser Stelle sind insbesondere das <u>Methylquecksilberion</u> (CH_3Hg^+, wirkt nach KOCH 1995 stark toxisch auf aquatische Organismen, insbesondere jedoch reproduktionstoxisch auf Fische, wobei die Biokonzentrationsfaktoren 1.000-2.500

betragen können) und Methylquecksilberchlorid (CH_3HgCl, extrem hohe Biokonzentrationsfaktoren von bis zu 27.000 in Fischen, wirkt beim Menschen mutagen und neurotoxisch) zu nennen.

2.3.9 Blei (Pb)

Allgemeine Charakteristika

- Blei liegt in den Oxidationsstufen Pb(II) und Pb(IV) vor, wobei bei anorganischen Verbindungen das zweiwertige Blei überwiegt. Die Verbindungen des vierwertigen Bleis sind stabiler als die des zweiwertigen. Wichtige kommerzielle Bleiverbindungen waren früher Bleitetraethyl und Bleitetramethyl (Antiklopfmittel in verbleitem Benzin).

Bindungsformen im Wasser

- Zu den Bleiverbindungen mit der geringsten Löslichkeit gehören Pb(II)-Carbonat, -Sulfid und -Hydroxid, zu den am leichtesten löslichen Pb(II)-Acetat und -Nitrat.
- Im Süßwasser liegt Blei zu etwa 75 % in Supension und zu 25 % gelöst vor, während die Anteile im Salzwasser jeweils 50 % betragen.
- Blei bildet mit Fulvo- und Huminsäuren Chelate. Bei niedrigen pH-Werten liegt ein größerer Anteil partikulär gebunden vor.
- Im Bereich von Ästuaren wird Blei durch konkurrierende Chlorid-Ionen desorbiert (FERRARI & FERRARIO 1989, zit. in MOORE 1991).
- An der Sedimentoberfläche bilden Bleiverbindungen Komplexe mit Carbonaten, in den Sedimenten mit Sulfiden und Fe-/Mn-Hydroxiden.

Bioverfügbarkeit und Toxizität

- Blei und alle seine löslichen Verbindungen sind für aquatische Organismen toxisch. Ihre Toxizität für aquatische Pflanzen und Invertebraten ist aber geringer als die mancher anderer Schwermetalle (Cd, Hg, Cu). Organische Bleiverbindungen werden schneller resorbiert als anorganische und sind, besonders für aquatische Organismen, auch wesentlich toxischer (bei Fischen etwa 10-100mal).
- In Pflanzen ist Blei oft in hohen Konzentrationen zu finden, wobei Organobleiverbindungen dort meist weniger hoch angereichert sind. Hohe Huminsäure- und H_3O^+-Ionen-Konzentrationen im Umgebungsmilieu vermindern die Bleiaufnahme in die Pflanze.
- Die Pflanzentoxizität von Blei ist jedoch im Allgemeinen mäßig und hängt von der Konzentration an organischen und anorganischen Liganden und an anderen Metallen ab.
- Blei kann in Sedimenten mit Hilfe von Bakterien methyliert werden.
- Aquatische Invertebraten und Fische reichern Blei kaum an, in seltenen Fällen sehr hoher Exposition (Bergbaugebiete) traten erhöhte Gehalte in Mollusken auf.
- Blei wirkt bei Säugern als kumulatives Gift. Es kann sich im Knochenmark anreichern und durch Enzymhemmung die Blutbildung beeinträchtigen. Besonders bedeutsam für eine chronische Blei-Exposition ist die Tatsache, dass sich etwa 95 % des resorbierten Bleis in den Knochen ablagern. Außerdem ist Blei ein starkes Nervengift und kann Nierenschäden erzeugen.

Einflussfaktoren

- Die Löslichkeit von Blei im Wasser ist im Wesentlichen abhängig vom pH-Wert, vom Salzgehalt, vom Redoxpotential und von der Härte. Unter anaeroben Bedingungen bildet sich vorwiegend Pb-Sulfid, während bei aeroben Verhältnissen Pb-Sulfat dominiert.
- Eine besondere Bedeutung für die Verfügbarkeit von Blei im Wasser hat der Schwebstoffgehalt, da Blei eine starke Affinität zu organischer Substanz hat und damit stabile Komplexe bildet. Außerdem lagert es sich an Eisenhydroxide an.

Wichtige toxische Verbindungen

- Wichtige toxische Bleiverbindungen sind Pb-Acetat ($Pb(CH_3COO)_2$, mindergiftig, bei bestimmten Organismen jedoch kanzerogen und teratogen und sehr leicht wasserlöslich) sowie Pb-Tetraethyl und -Tetramethyl ($C_8H_{20}Pb$ und $C_4H_{12}Pb$), beide sehr giftig, jedoch in Wasser schlecht löslich bzw. praktisch unlöslich.

2.3.10 Arsen (As)

Allgemeine Charakteristika

- Arsen liegt in mehreren Oxidationsstufen vor, von denen As^{3+} (Arsenit) und As^{5+} (Arsenat) die wichtigsten sind. Selten, unter stark reduzierenden Bedingungen, kommt auch As^{3-} vor (Arsin = Arsenwasserstoff).
- In Deutschland ist die Verwendung arsenhaltiger Pflanzenbehandlungsmittel verboten.

Bindungsformen im Wasser

- Arsen an sich ist unlöslich, As^{3+} bildet Komplexe mit Oxiden und Stickstoff, während As^{5+} zu Verbindungen mit Sulfiden neigt. Bei oxidierenden Verhältnissen dominieren As^{5+}-, bei reduzierenden (z. B. an der Grenzschicht Wasser-Sediment) As^{3+}-Verbindungen.
- Arsenite und Arsenate werden durch Biota zu organischen Arsenverbindungen wie Methylarsensäure und Arsenbetain umgebaut.

Bioverfügbarkeit

- Insgesamt sind in Algen und Fischen nur geringe Arsen-Gehalte zu finden, während Invertebraten Arsen z. T. beträchtlich anreichern, insbesondere in Ästuaren.
- Arsenat wird in Sedimenten relativ schnell an Eisen- und Aluminiumhydroxide adsorbiert, womit sich sowohl die Perkolationsfähigkeit als auch die Bioverfügbarkeit vermindern. Manche aquatische Organismen können dieses Arsen jedoch desorbieren und aufnehmen.

Toxizität

- Arsenite haben ein höheres toxisches Potential als Arsenate.
- Zwischen dem Arsenat-Ion und dem Phosphat-Ion besteht eine strukturchemische Ähnlichkeit, so dass Arsenat anstelle von Phosphat in Organismen eingebaut werden und wichtige Stoffwechselvorgänge blockieren kann.

- Was Toxizitätsuntersuchungen für Wasserorganismen angeht, so ist die Datenlage sehr schlecht. Die in Tabelle 7 in Klammern genannten Werte können daher nur als Anhaltspunkte dienen: Akut toxisch für (niedere) Wasserorganismen sind bereits Konzentrationen von etwa 1 mg/l As. Die chronische Toxizität ist jedoch schlecht einzuschätzen, da in den Organismen eine schnelle Metabolisierung zu organischen Arsen-Verbindungen stattfindet, die wieder ausgeschieden werden.
- Arsen gilt als für den Menschen giftig, wirkt bei einigen Säugetieren vermutlich kanzerogen (Hautkrebs) und teratogen. Akute Arsenvergiftungen wirken beim Menschen auf das Zentrale Nervensystem und führen schließlich zum Koma und Tod. Chronische Wirkungen sind Muskelschwäche, neurologische Störungen, Appetitlosigkeit etc. Das Einatmen von Arsenstaub führt ggf. zu Lungenkrebs.

Einflussfaktoren

- Über die Abhängigkeit der Toxizität der Arsenverbindungen von Parametern wie Redoxpotential, Wasserhärte, pH-Wert etc. gibt es noch (zu) wenige Erkenntnisse.

Wichtige toxische Verbindungen

- Zu den sehr toxischen Arsenverbindungen gehören das Arsenik (As_2O_3, sehr giftig und krebserzeugend, reagiert mit Alkalien zu Arseniten) und das Calcium-Arsenat ($Ca_3(AsO_4)_2$, giftig und krebserregend, Löslichkeit nimmt bei niedrigem pH-Wert stark zu).

2.4 Organische Schadstoffe

Eine grobe Einteilung der organischen Verbindungen und die Zugehörigkeit der untersuchten Stoffe zu den einzelnen Gruppen zeigt Abbildung 5. Neben den Strukturunterschieden kettiger und cyclischer Verbindungen ist die Art der Bindung zwischen den einzelnen Kohlenstoffatomen (einfach, doppelt, dreifach) bzw. die Ausbildung von reaktiven Radikalen bedeutsam für die Reaktivität der Stoffe.

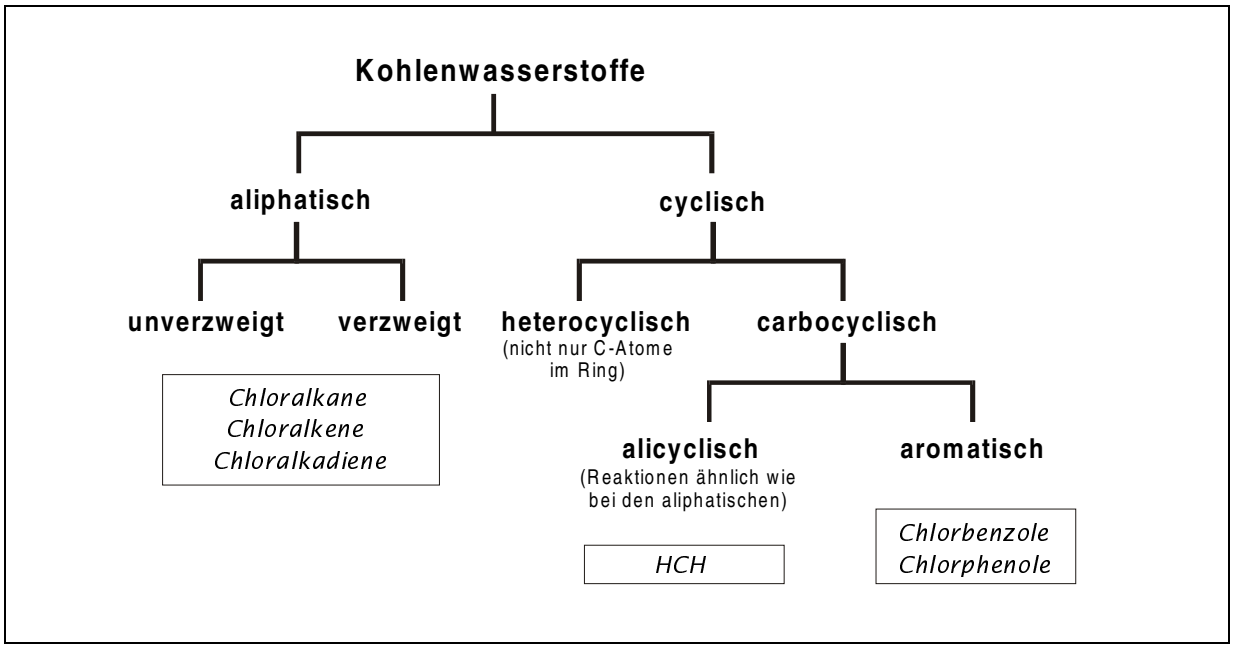


Abb. 5: Strukturelle Unterteilung der Kohlenwasserstoffe

Ungeachtet der o. g. strukturellen Unterschiede sind die untersuchten Stoffe fast ausschließlich chlorierte Verbindungen, d. h. eins bis zahlreiche der normalerweise an den Kohlenstoff gebundenen Wasserstoffatome sind durch Chloratome substituiert worden. Dies macht die Verbindungen wesentlich toxischer, was zum einen der Grund für ihre verstärkte Produktion in den letzten Jahrzehnten war (vielfach als Pflanzenbehandlungsmittel eingesetzt), als Kehrseite der Medaille jedoch auch ihr hohes Umweltgefährdungspotential bedingt. Aus diesem Grund wurden die Produktionsbedingungen vielfach wesentlich verbessert, d. h. emissionsmindernde Technologien eingesetzt, oder die Verwendung der Chemikalien als Pflanzenbehandlungsmittel in Deutschland eingeschränkt bzw. gänzlich untersagt. Infolgedessen sind die Belastungen der Umwelt sichtlich zurückgegangen, wenngleich viele Stoffe aufgrund ihrer Persistenz oder ihrer hohen Toxizität noch immer in bedenklichen Konzentrationen in der Umwelt vorliegen oder sich gar über die Nahrungskette in einigen Organismen hoch angereichert haben.

Eine detaillierte Beschreibung der chemisch-physikalischen und biologischen Eigenschaften der einzelnen untersuchten Stoffe würde den Rahmen dieses Berichtes sprengen. Im Folgenden werden daher nur die wichtigsten Charakteristika der Stoffe dargestellt, um deren Gefährdungspotential für die aquatische Umwelt bzw. den Menschen zu verdeutlichen.

Einige wichtige stoff- und ggf. auch isomerenspezifische Kenngrößen sowie Toxizitätskenndaten für aquatische Organismen (soweit vorhanden) sind den Tabellen 8 und 9 zu entnehmen. Zu den in Tabelle 8 dargestellten Stoffeigenschaften gehören, neben der jeweiligen Summenformel, der CAS-Nummer und dem Aggregatzustand,

- die Löslichkeit des Stoffes in Wasser, die für seine Verteilung im aquatischen Milieu von besonderer Bedeutung ist,
- die Henry-Konstante, die als Maß für die Flüchtigkeit des jeweiligen Stoffes angesehen werden kann ($\log H \geq 2$ → relativ hohe, $\log H < 0$ → relativ geringe Flüchtigkeit),
- der Verteilungskoeffizient n-Octanol/Wasser ($\log P_{ow}$), der eine Abschätzung der Geo- und Bioakkumulationsneigung des Stoffes erlaubt ($\log P_{ow} > 3$ → Geo-/Bioakkumulation ist zu erwarten).

Tabelle 9 hingegen gibt Biokonzentrationsfaktoren (vom $\log P_{ow}$ abgeleitete, d. h. berechnete, und in vivo gemessene), vermutliche Abbauraten und Toxizitätswerte für die jeweils sensibelsten Spezies der aquatischen Mikroorganismen, Algen, Invertebraten und Fische an (vorwiegend aus KOCH 1995).

Im Folgenden sind für die einzelnen untersuchten Stoffe kurz allgemeine Daten zur Produktion, den Verwendungsbereichen, potentiellen Eintragsquellen, möglichen Abbauprodukten, typischen Konzentrationen im Wasser und zum allgemeinen Gefährdungspotential zusammengestellt, die im Wesentlichen KOCH (1995), ALLOWAY & AYRES (1996), STREIT (1994) und RIPPEN (1996) entnommen wurden.

2.4.1 Chlorierte Alkane

Alkane sind gesättigte Kohlenstoff-Verbindungen von aliphatischer (= kettiger oder kettig-verzweigter) Struktur mit der Summenformel C_nH_{n+2}. Ihre Kohlenstoffatome sind durch Einfachbindung aneinander gebunden. Das unterste Glied in der homologene Reihe der Alkane ist mit einem Kohlenstoffatom das Methan, gefolgt von Ethan (2), Propan (3), Butan (4), Pentan (5) etc. Die unteren vier Glieder dieser Reihe sind flüchtig, ab Pentan liegen sie dann im flüssigen Aggregatzustand vor. Allen Alkanen zueigen ist eine hohe Affinität zu Chlor und anderen Halogenen, die je nachdem eines oder mehrere der an das Kohlenstoffatom gebundenen Wasserstoffatome substituieren. Die Anzahl der Chloratome und deren Position an der Kohlenstoffkette haben entscheidenden Einfluss auf chemisch-physikalische Stoffparameter, die wiederum das Umweltverhalten (Mobilität, Abbaubarkeit bzw. Persistenz, Anreicherung) und die Toxizität mitsteuern. So ist bei den untersuchten chlorierten Alkanen mit zunehmendem Chlorierungsgrad eine verstärkte Bio- und Geoakkumulation zu erwarten, wobei diese allerdings, je nach Flüchtigkeit und Wasserlöslichkeit, unterschiedliche Umweltkompartimente betreffen kann.

2.4.1.1 Trichlormethan (Chloroform)

Chloroform kommt in der Umwelt nahezu ubiquitär vor. Es besitzt eine recht hohe Mobilität (wasserlöslich, flüchtig, lipoidlöslich) und ist relativ umweltstabil (hohe Halbwertszeiten).

Produktion

Die Chloroform-Produktion in den Industrieländern wurde von KOCH (1995) auf 70.000-100.000 t/a geschätzt.

Tab. 8: Allgemeine Stoffdaten ausgewählter organischer Verbindungen

Stoffname	Summen-formel	CAS-Nummer	Aggregat-zustand	Siedepunkt bei 1013 hPa [°C]	Löslichkeit Wasser [g/l]	Verteilungs-koeffizient n-Octanol/H_2O	Henry-Koeffizient [Pa*m^3/mol]	log_{10} Henry-Koeffizient
Chloroform	$CHCl_3$	67-66-3	flüssig	61,4	8,3 (10-25 °C)	1,95	440,78	2,64
Tetrachlormethan	CCl_4	56-23-5	flüssig	76,7	0,785 (25 °C)	2,5*	3080,43	3,49
1,2-Dichlorethan	$C_2H_4Cl_2$	107-06-2	flüssig	83,7	8,9-9,8 (0-30 °C)	1,46	92,61	1,97
1,1,1-Trichlorethan	$C_2H_3Cl_3$	71-55-6	flüssig	74,1	0,95-0,3 (20-25 °C)	2,34	810,64	2,91
1,1,2-Trichlorethan	$C_2H_3Cl_3$	79-00-5	flüssig	113,5				
1,1,2,2-Tetrachlorethan	$C_2H_2Cl_4$	79-34-5	flüssig	146,3	3,3 (10-30 °C)	2,72	461,05	2,66
1,1,1,2-Tetrachlorethan	$C_2H_2Cl_4$	630-20-6	flüssig	130,5				
Hexachlorethan	C_2Cl_6	67-72-1	fest	186,8-187,4	0,05	4,62*	171	2,23
Trichlorethen (TRI)	C_2HCl_3	79-01-6	flüssig	86,7	1 (20 °C)[#]	2,4; 2,29; 2,98	920	2,96
Tetrachlorethen (PER)	C_2Cl_4	127-18-4	flüssig	121,1	0,14 (0-30 °C)	2,87	1509,82	3,18
Hexachlorbutadien	C_4Cl_6	87-68-3	flüssig	212	0,000005 (20 °C);	4,1*	1043,7	3,02
α–HCH	$C_6H_6Cl_6$	319-84-6	fest	290	0,00159 (20-25 °C)	3,8	0,87[$]	-0,06
β–HCH	$C_6H_6Cl_6$	319-85-7	fest	sublimiert	0,00032 (20-25 °C)	3,9	0,1[$]	-1,00
γ-HCH	$C_6H_6Cl_6$	58-89-9	fest	323 (Zersetzung)	0,0062-0,0074 (20-25 °C)	3,7	0,15[$]	-0,82
Benzen	C_6H_6	71-43-2	flüssig	80,1	1,76 (20 °C)	1,8; 2,2	550,22	2,74
Toluen	C_7H_8	108-88-3	flüssig	110,6	0,47-0,511 (16-20 °C)	2,69		
o-Xylen	C_8H_{10}	56004-61-6	flüssig	144,4	0,175	2,8; 3,2	516,78	2,71
m-Xylen	C_8H_{10}	108-38-3	flüssig	139,1	0,147	3,2	778,21	2,89
p-Xylen	C_8H_{10}	41051-88-1	flüssig	138,3	0,185	3,3	778,21	2,89
1,2,3-Trichlorbenzen	$C_6H_3Cl_3$	87-61-6	fest	218,5	0,021	4,1		
1,2,4-Trichlorbenzen	$C_6H_3Cl_3$	120-82-1	fest	213,5	0,04	3,9; 4,2	143,89	2,16
1,3,5-Trichlorbenzen	$C_6H_3Cl_3$	108-70-3	fest	208,4	0,0053	4,2; 4,6	195,53	2,29
1,2,3,4-Tetrachlorbenzen	$C_6H_2Cl_4$	634-66-2	fest	254	0,0078	4,46		
1,2,3,5-Tetrachlorbenzen	$C_6H_2Cl_4$	634-90-2	fest	246	0,0036	4,5		
1,2,4,5-Tetrachlorbenzen	$C_6H_2Cl_4$	95-94-3	fest	245	0,00127; 0,0003	4,5	15.200	4,18
Pentachlorbenzen	C_6HCl_5	608-93-5	fest	276	0,0005 (25 °C)[$]	5,2	85[$]	1,93
Hexachlorbenzen	C_6Cl_6	118-74-1	fest	332	0,000008 (15-25 °C)	5,8		

Tab. 8 (Fortsetzung)

Stoffname	Summen-formel	CAS-Nummer	Aggregat-zustand	Siedepunkt bei 1013 hPa [°C]	Löslichkeit Wasser [g/l]	Verteilungs-koeffizient n-Octanol/H_2O	Henry-Koeffizient [Pa*m^3/mol]	log_{10} Henry-Koeffizient
2,3,4-Trichlorphenol	$C_6H_3Cl_3O$	15950-66-0	fest	sublimiert				
2,3,5-Trichlorphenol	$C_6H_3Cl_3O$	933-78-8	fest	248-249				
2,3,6-Trichlorphenol	$C_6H_3Cl_3O$	933-75-5	fest	272				
2,4,5-Trichlorphenol	$C_6H_3Cl_3O$	95-95-4	fest	245-246	1,19 (25 °C)	3,72		
2,4,6-Trichlorphenol	$C_6H_3Cl_3O$	88-06-2	fest	246	0,85 (25 °C)	3,69		
2,3,4,5-Tetrachlorphenol	$C_6H_2Cl_4O$	4901-51-3	fest	sublimiert				
2,3,4,6-Tetrachlorphenol	$C_6H_2Cl_4O$	58-90-2	fest	164 (23 (23 mm Hg)	0,1	4,1		
2,3,5,6-Tetrachlorphenol	$C_6H_2Cl_4O$	935-95-5	fest	sublimiert				
Pentachlorphenol	C_6HCl_5O	87-86-5	fest	310-312	0,019	5,24		
PCB 28	$C_{12}H_7Cl_3$	7012-37-5	fest	206-207	0,0002 (25 °C)	5,6	20$	1,30
PCB 52	$C_{12}H_6Cl_4$	35693-99-3	fest	360	0,00003 (25 °C)	6,1	20$	1,30
PCB 101	$C_{12}H_5Cl_5$	37680-72-3	fest	381	0,00001 (25 °C)	6	10$	1,00
PCB 138	$C_{12}H_4Cl_6$	35065-28-2	fest	400	0,0000015 (25 °C)	6,7	10$	1,00
PCB 153	$C_{12}H_4Cl_6$	35065-27-1	fest	400	0,000001 (25 °C)	7,8	10$	1,00
PCB 180	$C_{12}H_3Cl_7$	35065-29-3	fest	240-280 (20 mm Hg)	0,0000005 (25 °C)	7,2	10$	1,00
Aldrin	$C_{12}H_8Cl_6$	309-00-2	fest	132-150 (1 mm Hg)	0,000022 (20-30 °C)	5,6-5,8	1,42	0,15
Dieldrin	$C_{12}H_8Cl_6$	60-57-1	fest	Zersetzung	0,018 (10-30 °C)	5,09		
2,4,5-Trichlorphenoxy-essig	$C_8H_5Cl_3O_3$	93-76-5	fest	über 200: Zersetzung	0,278 (20 °C)$	3,3$	85$	1,93
Octachlorstyrol	C_8Cl_8	290-82-74-4	fest		0,00006 (20-25 °C)	6,3		
Atrazin	$C_8H_{14}N_5Cl$	1912-24-9	fest	nicht destillierbar	0,045 (20-25 °C)	2,6	0,00029$	-3,54
p,p'-DDT	$C_{14}H_9Cl_5$	50-29-3	fest	185-260 (Zersetzung)	0,0000034	6,2		
p,p'-DDD	$C_{14}H_{10}Cl_4$	72-54-8	fest	193	0,00009 (25 °C)	5,9	9$	-0,52 - 0,95
o,p'-DDD	$C_{14}H_{10}Cl_4$	53-10-0	fest		0,0001 (20 °C)	6,1	0,00083$	-3,08
p,p'-DDE	$C_{14}H_8Cl_4$	72-55-9	fest		0,000024 (20-25 °C)	5,8		
o,p'-DDE	$C_{14}H_8Cl_4$	3424-82-6	fest		0,0001	5,8		

#: azeotropes Gemisch mit Wasser
**: berechnet*
$: aus Gandraß et al. (1998)

Quellen (wenn nicht anders angegeben): RIPPEN (1996), KOCH (1995)

Tab. 9: Toxische Wirkschwellen ausgewählter organischer Verbindungen für sensible aquatische Organismen

Stoffname	Biokonzentrations-faktoren		Biol. Abbau-barkeit	Photochem. ind. Abbaub. HWZ [d]	Toxizität für Aquatische Organismen							
					Mikroorg.		Algen		Invertebraten		Fische	
	berechnet	Fische			Wert, Art	mg/l	Wert, Art	mg/l	Wert, Art	mg/l	Wert, Art	mg/l
Chloroform	0,9	6[§]	--	80	EC_{50} (30 min), *Photobacterium phosphoreum*	670[§]	EC_{10} (48 h), *Scenedesmus subspicatus*	230[§]	LC_{50} (48 h), *Daphnia magna*	7,8[§]	LC_{50} (96 h), *Regenbogenforelle*	9,4[§]
Tetrachlormethan	1,02	<10-30[§]	--	160.400	EC_{50} (5 min), *Photobacterium phosphoreum*	5,6[§]	EC_{10} (4 h), *Haematococcus pluvialis*	>136[§]	EC_{50} (48 h), *Daphnia magna*	7,7[§]	LC_{50} (k. A.), *Edelsteinkärpfling*	2,8[§]
1,2-Dichlorethan	0,85	2[§]	--	246			EC_{50} (4 h), *Haematococcus pluvialis*	130	EC_{50} (48 h), *Daphnia magna*	0,74	LC_{50} (96 h), *Blauer Sonnenbarsch*	5,6
1,1,1-Trichlorethan	1,8	9[§]	--	1.337	EC_{50} (30 min), *Belebtschlamm*	360[§]	EC_{50} (96 h), *Grünalgen*	>670[§]	LC_{50} (48 h), *Daphnia magna*	58	LC_{10} (96 h), *Amerikanische Elritze*	31[§]
1,1,2-Trichlorethan	1,8	<10[§] (geschätzt)	--	1.337	EC_{50} (30 min), *Belebtschlamm*	440[§]	EC_{10} (72 h), *Chlamydomonas reinhardtii*	26[§]	LC_{50} (48 h), *Daphnia magna*	43[§]	LC_{50} (96 h), *Blauer Sonnenbarsch*	40[§]
1,1,2,2-Tetrachlorethan	1,4	7-8[§]					EC_{50} (72 h), *Scenedesmus subspicatus*	47[§]	EC_{50} (48 h), *Daphnia magna*	9,3[§]	LC_{50} (96 h), *Edelsteinkärpfling*	12,3[§]
Hexachlorethan		2,7-3,0	--						LC_{50} (48 h), *Daphnia magna*	2,1	LC_{50} (48 h), *Regenbogenforelle*	0,97
Trichlorethen (TRI)	2,4	0-90[§]	--	7,3	EC_{50} (24 h), *Tetrahymena pyriformis*	410	EC_{10} (96 h), *Scenedesmus subspicatus*	300	LC_{50} (48 h), *Daphnia magna*	7,8[§]	LC_{10} (96 h), *Amerikanische Elritze*	17,4[§]
Tetrachlorethen (PER)	1,54	10-4.800[§]	--	4	EC_{10} (16 h), *Pseudomonas putida*	>45[§]	EC_{13} (k. A.), *div. Brackwasseralgenarten*	2[§]	EC_{50} (48 h), *Daphnia magna*	7,5-8,5[§]	LC_{50} (96 h), *Regenbogenforelle*	5,8
Hexachlorbutadien	3,05		+		EC_{10} (30 min), *Pseudomonas putida*	0,9	EC_{10} (4 h), *Haematococcus pluvialis*	2	LC_{50} (24 h), *Daphnia magna*	0,5	LC_{50} (96 h), *Amerikanische Elritze*	0,1
Benzen	0,7	1-10	++	16	EC_{50} (30 min), *Photobacterium phosphoreum*	75[§]	EC_{50} (72 h), *Selenastrum capricornutum*	29[§]	LC_{50} (96 h), *D. magna, D. pulex*	15[§]	LC_{50} (96 h), *Amerikanische Elritze*	3,2[§]
							EC_{50} (72 h), Meeresalgen	>100	LC_{50} (96 h), Meerwasserart	20	LC_{50} (96 h), *Streifenbarsch*	5,8
Toluen	1,07	10-90[§]	++	2,6	EC_{83} (75 h), *Belebtschlamm*	2,2[§]	EC_{50} (72 h), *Selenastrum capricornutum*	12,5	EC_{50} (1 h), *Daphnia magna*	3,6[§]	LC_{50} (96 h), *Regenbogenforelle*	5,8[§]
o-Xylen	1	1,1-21[§]	++	1,2			EC_{50} (8 d), *Selenastrum capricornutum*	4,2	EC_{50} (24 h), *Daphnia magna*	1[§]	LC_{50} (96 h), *Regenbogenforelle*	7,6
m-Xylen	1	1,1-24[§]	++	0,7	EC_{50} (24 h), *Pseudomonas putida*	115[§]	EC_{50} (8 d), *Selenastrum capricornutum*	3,9	LC_{50} (96 h), *Daphnia magna*	3,2	LC_{50} (96 h), *Regenbogenforelle*	8,4
p-Xylen	1	1,1-24[§]	++	1,2			EC_{50} (72 h), *Selenastrum capricornutum*	3,2[§]	LC_{50} (24 h), *Daphnia magna*	1,7	LC_{50} (96 h), *Wolfsbarsch*	2[§]
α-HCH		140-2.400[§]					EC_{20} (120 h), *Scenedesmus acutus*	0,5[§]	LC_{50} und EC_{50} (akut), *Daphnia magna*	0,8[§]	LC_{50} (96 h), *Guppy*	0,8[§]
β-HCH		290-1.520[§]					EC_{20} (120 h), *Scenedesmus acutus*	5[§]			k. A., *Fisch*	2[§]
γ-HCH		146-2.000[§]			EC_{10} (30 min), *Pseudomonas putida*	>7,7[§]	EC_{10} (96 h), *Scenedesmus quadricauda*	0,5[§]	EC_{50} (24 h), *Daphnia magna*	0,04[§]	LC_{50} (96 h), *Clarius batrachus*	0,00011[#]
1,2,4-Trichlorbenzen	3,1; 3,5	51-24.000[§]	--	32	EC_{50} (30 min), *Photobacterium phosphoreum*	4[§]	EC_{50} (96 h), *Selenastrum capricornutum*	1,4	EC_{50} (48 h), *Daphnia magna*	1,7	LC_{50} (48 h), *Goldorfe*	0,7
1,3,5-Trichlorbenzen	3,3; 3,6	700-4100	--	20							LC_{50} (96 h), *Amerikanische Elritze*	3,3

Tab. 9 (Fortsetzung)

Stoffname	Biokonzentrations-faktoren		Biol. Abbau-barkeit	Photochem. ind. Abbaub. HWZ [d]	Toxizität für Aquatische Organismen							
					Mikroorg.		Algen		Invertebraten		Fische	
	berechnet	Fische			Wert, Art	mg/l	Wert, Art	mg/l	Wert, Art	mg/l	Wert, Art	mg/l
1,2,3,4-Tetrachlorbenzen	3,7; 4,1								LC_{50} (24 h), Süßwasserart	1,2	LC_{50} (k. A.), *Regenbogenforelle*	4,9
1,2,3,5-Tetrachlorbenzen											LC_{50} (k. A.), *Regenbogenforelle*	7,8
1,2,4,5-Tetrachlorbenzen	3,7; 4,1		--						EC_{50} (48 h), *Daphnia magna*	530	LC_{50} (k. A.), *Regenbogenforelle*	23,4
Hexachlorbenzen		375-230.000§					EC_{50} (48 h), *Cyclotella meneghiniana*	0,002§	EC_{50} (14 d), *Daphnia magna*	0,0006§	LC_{50} (k. A.), *Goldorfe*	0,007§
2,3,4-Trichlorphenol					Vermehrungshemmung, *Pseudomonas putida*	40	EC_{50} (k. A.), k. A.	3,2-6,1			LC_{50} (k. A.), *Goldorfe*	1,2
2,3,5-Trichlorphenol					Vermehrungshemmung, *Pseudomonas putida*	20	EC_{50} (k. A.), k. A.	3,2-6,1			LC_{50} (k. A.), *Goldorfe*	0,6
2,3,6-Trichlorphenol					Vermehrungshemmung, *Pseudomonas putida*	>500	EC_{50} (k. A.), k. A.	3,2-6,1			LC_{50} (k. A.), *Goldorfe*	2,9
2,4,5-Trichlorphenol	2,3		--		Vermehrungshemmung, *Pseudomonas putida*	20	EC_{10} (Fluoreszenz), *Scenedesmus subspicatus*	0,49§	LC_{50} (48 h), *Daphnia magna*	1§	LC_{50} (k. A.), *Goldorfe*	0,4
2,4,6-Trichlorphenol	2,3		++		Vermehrungshemmung, *Pseudomonas putida*	170	EC_{10} (Hemmung Zellw.), *Scenedesmus subspicatus*	0,2§	LC_{50} (48 h), *Daphnia magna*	0,69§	LC_{50} (96 h), *Amerikanische Elritze*	0,1§
2,3,4,5-Tetrachlorphenol					Bakterien	4	EC_{50} (k. A.), k. A.	3,2-6,1			LC_{50} (k. A.), *Goldorfe*	0,3
2,3,4,6-Tetrachlorphenol	2,95		--				EC_{50} (k. A.), k. A.	3,2-6,1	LC_{50} (48 h), *Daphnia magna*	0,29	LC_{50} (k. A.), *Goldorfe*	1
2,3,5,6-Tetrachlorphenol							EC_{50} (k. A.), k. A.	3,2-6,1	LC_{50} (48 h), *Daphnia magna*	0,57	NOEC (k. A.), *Schafskopfelritze*	1
Pentachlorphenol		10-1.050§			EC_{50} (5 min), *Photobacterium phosphoreum*	0,08§	EC_{100} (72 h), *Chlorella pyrenoidosa*	0,0075	LC_{50} (96 h), *Dreissena polymorpha*	0,11§	LC_{50} (96 h), *Amerikanische Elritze*	0,001§
PCB		bis 79.950%	--						LC_{50} (96 h), *Invertebraten*	0,012->10	"akute Toxizität", Fische	0,008->100
Aldrin	7,4	2.800§	--		EC_{10} (16 h), *Pseudomonas putida*	>0,15§	EC_{10} (4 h), *Haematococcus pluvialis*	>0,06§	LC_{50} (96 h), *Crustaceen*	0,009	LC_{50} (96 h), *Barsch*	0,002§
Dieldrin		3.000-49.000§			EC_{10} (30 min), *Pseudomonas putida*	>0,5§	EC_{50} (96 h), *diverse Algenarten*	>0,1§	LC_{50} (96 h), *Daphnia pulex*	0,071§	LC_{50} (96 h), *Regenbogenforelle*	0,0012§
2,4,5-Trichlorphenoxy-essigsäure		0-25§					EC_{50} (2 h), *Isochrysis galbano*	50§	LC_{50} (3 h), *Daphnia pulex*	0,73§	LC_{50} (96 h), *Regenbogenforelle*	0,15§
Atrazin	1,8	0-11§	--		EC_{30} (2 h), *Rheinwasserbakterien*	0,2§	EC_{10} (96 h), *Scenedesmus subspicatus*	0,04§	LC_{50} (48 h), *Daphnia magna*	3,6§	LC_{1} (96 h), *Regenbogenforelle*	0,029-0,077
p,p'-DDT		1.900-330.000§					EC_{75} (72 h), *Chlorella fusca*	0,0001§	EC_{50} (24-48 h), *Daphnia magna*	ab 0,00036§	LC_{50} (96 h), *Barsch*	0,00026§
p,p'-DDD		64.000§					EC_{100} (k. A.), *Algen*	>0,01§	LC_{50} (k. A.), *Daphnia magna*	0,0082§	LC_{50} (96 h), *Regenbogenforelle*	0,071§
p,p'-DDE		2.700-81.000§									LC_{50} (96 h), *Regenbogenforelle*	0,032§

%: Organismen allgemein
-- : nicht leicht abbaubar
+ : abbaubar
++: leicht abbaubar
#: aus KUSSATZ et al. (1999)
$: aus GANDRAß et al. (1998)
§: aus RIPPEN (1996)

Tab. 10: Richt- und Grenzwerte sowie Zielvorgaben für organische Verbindungen im Wasser (Bundesrepublik Deutschland)

Verbindung	TW-Grenzwert (BRD)		Zielvorgabe BLAK-QZ[2)]		Zielvorgabe IKSE[2)]		Zielvorgabe IKSR[2)]			Anforderungen Fließgewässer[3)]	
	geltend[1)]	Novelle[4)]	AL	TW	AL	TW, FNK	AL	TW	FNK	TW-Gewinnung (natürlich)	TW-Gewinnung (aufber.)
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Chlorierte Alkane, Alkene und Diene											
Dichlormethan	10 c)		10	1							
Trichlormethan		50 f)	0,8	1	0,8	1	0,6				
Tetrachlormethan	3		7	3	1	1	1	1			
1,2-Dichlorethan		3	2	1	1	1		1			
1,1,1-Trichlorethan	10 c)		100	1				1			
Trichlorethen (TRI)	10 c)	10 e)	20	1	1	1		1			
Tetrachlorethen (PER)	10 c)	10 e)	40	1	1	1		1			
Hexachlorbutadien			0,5	1	1	1	0,5				
Alicyclische Kohlenwasserstoffe											
γ-HCH (Lindan)			0,3	0,1	0,003	0,1	0,002				
α-, β-, δ-HCH									je 0,1		
Chlorbenzene											
1,2-Dichlorbenzen	0,1										
1,4-Dichlorbenzen			10	1							
1,2,3-Trichlorbenzen			8	1	8	1		0,1			
1,2,4-Trichlorbenzen	0,1		4	1	4	1		0,1			
1,3,5-Trichlorbenzen			20	0,1	20	0,1		0,1			
Hexachlorbenzen	0,1		0,01	0,1	0,001	0,001			0,001		
Chlorphenole											
2,4,6-Trichlorphenol	0,5										
2,4,5-Trichlorphenol	0,1										
Pentachlorphenol	0,1							0,1			
Polychlorierte Biphenyle											
PCB-Isomere	je 0,1						je 0,0001				
DDT und Metabolite											
o,p'-DDT									0,001		
p,p'-DDT	0,1								0,001	0,05	0,1
p,p'-DDD	0,1								0,001	0,05	0,1
p,p'-DDE	0,1								0,001		
Triazine											
Atrazin	0,1 a) 0,5 d)			0,1			0,1	0,1			
Drine											
Aldrin	0,1 a) 0,5 d)	0,03 0,5 d)					0,001		0,001		
Dieldrin	0,1 a) 0,5 d)	0,03 0,5 d)							0,001		
Sonstige											
2,4,5-T	0,1										
Octachlorstyrol			0,07						0,001[3)]		
AOX					25	25		50			

a) Pestizide einzeln
b) Summe CKW ohne Pestizide
c) Summe Dichlormethan, 1,1,1-Trichlorethan, Trichlorethen und Tetrachlorethen
d) Summe Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel
e) Summe Tri- und Tetrachlorethen
f) Summe Trihalogenmethane

TW: Trinkwasser
BLAK-QZ: Bund-Länder-Arbeitskreis Qualitätsziele
IKSE: Internationale Kommission zum Schutz der Elbe
IKSR: Internationale Kommission zum Schutz des Rheins
AL: Schutzgut Aquatische Lebensgemeinschaften
FNK: Schutzgut Fischerei und/oder Nahrungskette

1): Verordnung über Trinkwasser und über Wasser für Lebensmittelbetriebe (TrinkwV) vom 22.05.86, Bundesgesetzblatt 1986, Nr. 22 Teil I, Seite 760-773
2): CLAUSSEN et al. (1999)
3): RIPPEN (1996)
4): Entwurf

Tab. 11: Grenz- und Richtwerte und Qualitätsziele für organische Verbindungen im Wasser (EU, WHO)

Verbindung	TW EU[3)]	TW WHO[3)]	Qualitätsziel Ästuare, Küstengewässer (EU)[3)]	Qualitätsziel oberirdische Binnengewässer (EU)[2)]
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Chlorierte Alkane, Alkene und Diene				
Dichlormethan		20		
Trichlormethan (Chloroform)	1	30	12	12
Tetrachlormethan	0,1 a) 1 b)	2		12
Tribrommethan		100		
1,2-Dichlorethan	1 b)	30		10
1,1,1-Trichlorethan	1 b)	2.000		
1,1,2-Trichlorethan	1 b)			
1,1,2,2-Tetrachlorethan	1 b)			
Trichlorethen (TRI)	1 b)	30 70		10
Tetrachlorethen (PER)	1 b)	10 40		10
Hexachlorbutadien				0,1
Alicyclische Kohlenwasserstoffe				
α-HCH	0,1		0,02 d)	0,1 d)
β-HCH	0,1		0,02 d)	0,1 d)
γ-HCH (Lindan)	0,1	3	0,02 d)	0,05
δ-HCH	0,1		0,02 d)	0,1 d)
Benzene				
Benzen		10		
Toluen (Methylbenzen)		700 f)		
m,p-Xylen (1,3-/1,4-Dimethylbenzen)		500 f)		
o-Xylen (1,2-Dimethylbenzen)		500 f)		
Ethylbenzen		300		
Chlorbenzene				
Chlorbenzen (Phenylchlorid)		300		
1,2-Dichlorbenzen (orto-)	1 b)	1.000 f)		
1,4-Dichlorbenzen (para-)	0,1 a) 1 b)	300 f)		
1,2,3-Trichlorbenzen		20 g)		0,4
1,2,4-Trichlorbenzen	0,1 a) 1 b)	20 g)		0,4
1,3,5-Trichlorbenzen		20 g)		0,4
Hexachlorbenzen	0,1	0,01		0,03
Chlorphenole				
2,4,6-Trichlorphenol		200		
Pentachlorphenol		10	2	1
DDT und Metabolite				
o,p'-DDT				0,025
p,p'-DDT		2		0,01
p,p'-DDD				0,025
p,p'-DDE				0,025
Triazine				
Atrazin		2		
Drine				
Aldrin		0,03		0,01
Dieldrin		0,03		0,01
Sonstige				
2,4,5-Trichlorphenoxyessigsäure	0,1 a)			

1): KOCH (1995)
2): CLAUSSEN et al. (1999)
3): RIPPEN (1996)
4): Entwurf

a) Pestizide einzeln
b) Summe CKW ohne Pestizide
d) Summe HCH-Isomere
e) Summe DDT
f) toxikologisch
g) alle Trichlorbenzen-Isomere

Verwendungsbereiche

Die Hauptverwendungsbereiche des Chloroform sind:

- Kühlmittel;
- Aerosolsprays;
- chemische Industrie (Lösung, Extraktion);
- Arzneimittelherstellung;
- chemische Synthesen.

Quellen

Eintragsquellen von Chloroform in die Umwelt sind:

- produktions- und verwendungsbedingte Emissionen;
- Ab- und Trinkwasserchlorung (geschätzte Emission: etwa 10.000 t/a, KOCH 1995);
- Chlorbleiche von Zellulose (erhebliche Mengen, aber rückläufig);
- Abbau von Tetra- und Trichlorethen, Dichloracetylchlorid und pot. Tetrachlorethan;
- Reaktion von Methanol und Chlor (Atmosphäre);
- biogene Bildung (marine Algen, Moose, Gerste, Zitronen und Orangen);
- Vulkaneruptionen.

Umweltkonzentrationen

KOCH (1995) gibt für Chloroform in Oberflächenwasser Konzentrationen im Nano- bis Mikrogrammbereich an.

2.4.1.2 Tetrachlormethan (Tetrachlorkohlenstoff)

Tetrachlormethan ist in der Umwelt fast ubiquitär. Es ist sehr stabil und hat eine hohe Persistenz. Außerdem kann es bis in die Stratosphäre transportiert werden, wo es potentiell ozonzerstörend wirkt.

Produktion

Die Produktion von Tetrachlormethan beläuft sich weltweit schätzungsweise auf 1 Mio. t/a (KOCH 1995), ist jedoch stark rückläufig.

Verwendungsbereiche

Zu den Verwendungsbereichen von Tetrachlormethan gehören:

- Herstellung von Chlorfluormethanen (→ FCKW);
- Lösungs-, Reinigungs- und Desinfektionsmittel;
- Flammschutz;
- Ausgangsstoff für chemische Synthesen.

Quellen

Quellen für den Eintrag von Tetrachlormethan in die Umwelt sind:

- herstellungs- und verwendungsbedingte Emissionen;
- Verunreinigung bei der Herstellung von Chloroform (bis 1.500 ppm);
- Nebenprodukt der Tetrachlorethen-Herstellung (PER);
- Um-/Abbaureaktionen anderer Halogenalkane und -alkene in der Atmosphäre;

- biogene Bildung (marine Algen);
- Vulkaneruptionen.

Zersetzung-/Abbauprodukte

Tetrachlormethan ist bei Raumtemperatur relativ stabil. Licht, Wärme und Wasser führen zur Zersetzung und Entstehung von Phosgen. Im sauren Milieu unter Anwesenheit von Zink entsteht Chloroform. Mit Alkali- und Leichtmetallen reagiert Tetrachlormethan explosionsartig.

Umweltkonzentrationen

Aufgrund der hohen Flüchtigkeit etc. liegt Tetrachlormethan in der Umwelt zu 99 % in der Atmosphäre und nur zu einem halben Prozent im Wasser vor. Konzentrationen im Oberflächenwasser liegen nach KOCH (1995) bei 0,6 µg/l Tetrachlormethan, während ALLOWAY & AYRES (1996) für Trinkwasser 2-3 µg/l angibt.

Toxizität

Tetrachlormethan ist giftig für Wasserorganismen, besitzt aber eine geringe Aufenthaltsdauer im Wasser (flüchtig!). Eine chronische Exposition ist daher unwahrscheinlich.

2.4.1.3 1,1,1-Trichlorethan

1,1,1-Trichlorethan ist weit verbreitet. Es besitzt im Wasser eine relativ hohe Mobilität (relativ flüchtig, wasserlöslich, gering akkumulierend) und ist chemisch-physikalisch und biologisch recht stabil (Halbwertszeit: 25 Wochen).

1,1,1-Trichlorethan ist nicht brennbar und wirkt in der Atmosphäre potentiell ozonzerstörend.

Produktion

Die weltweite Produktion von 1,1,1-Trichlorethan schätzt RIPPEN (1996) auf 900.000 t/a (1990), während die der Industrieländer etwa 230.000 t/a betragen soll (1990, KOCH 1995), jedoch rückläufig ist.

Verunreinigungen

Kommerzielles Trichlorethan kann bis zu 8 % Stabilisatoren enthalten (N-Methyl-Pyrole, 1,4-Dioxan, Nitroethan, Toluen etc.). Als unerwünschtes Nebenprodukt bei der Di- und Trichlorethan-Produktion fällt 1,1,1,2-Tetrachlorethan an.

Verwendungsbereiche

1,1,1-Trichlorethan wird verwendet als:

- Lösungsmittel in Klebstoffen (etwa 10 % der europäischen Verwendungsmenge);
- Reinigungsmittel, z. B. für Metall (75 % der Verwendung in Europa);
- Bestandteil von Aerosolsprays, z. B. für die Elektronikindustrie (15 %);
- Zwischenprodukt bei der Synthese von Vinylidenchlorid.

Quellen

Nach KOCH (1995) sollen verwendungsbedingte Emissionen 50-90 % der Gesamtemissionen ausmachen.

Zersetzungs-/Abbauprodukte

1,1,1-Trichlorethan unterliegt folgenden Abbau- und Zersetzungsprozessen:

- in Gegenwart von Chlor: Photolyse, Bildung von Tetra-, Penta- und Hexachlorethan;
- in wässriger Kaliumhydroxidlösung: Bildung von 1,1-Dichlorethan;
- in der Atmosphäre: Phosgen, Chlor, Chloressigsäure, Chloracetaldehyd.

Umweltkonzentrationen

Oberflächengewässer weisen mittlere 1,1,1-Trichlorethan-Konzentrationen unter 0,1 µg/l auf, industriell belastete Oberflächengewässer hingegen solche über 1 µg/l.

Toxizität

1,1,1-Trichlorethan ist schädlich für Wasserorganismen, aber leicht flüchtig. Daher besitzt es nur ein geringes Gefährdungspotential für aquatische Lebensgemeinschaften, obgleich es sehr persistent ist.

2.4.1.4 1,1,2,2-Tetrachlorethan

1,1,2,2-Tetrachlorethan ist nicht brennbar. Es ist ziemlich mobil (relativ gut wasserlöslich, flüchtig, geringe Akkumulationsneigung) und relativ abbauresistent. Zielkompartimente sind Luft und Wasser.

Produktion

Die Produktion von 1,1,2,2-Tetrachlorethan beläuft sich nach Schätzungen von RIPPEN weltweit auf etwa 200.000 t/a, wovon 20.000 t in der Bundesrepublik Deutschland hergestellt werden (1996).

Verwendungsbereiche

Beschränkungen der Verwendung als Lösungsmittel führten weitestgehend zur alleinigen Nutzung als Zwischenprodukt bei chemischen Synthesen.

Quellen

Haupteintragsquellen für Tetrachlorethan sind:

- herstellungs- und verwendungsbedingte Emissionen;
- potentielle Verunreinigung von Chloroform;
- Zersetzung von Hexachlorethan (>180 °C).

Zersetzungs-/Abbauprodukte

1,1,2,2-Tetrachlorethan ist unter Luftabschluss stabil. Zu seinen Abbau- und Zersetzungsprodukten gehören:

- Phosgen und Tetrachlorethen (in Gegenwart von Luft);
- Trichlorethen und explosives Dichloracetylen (alkalisches Milieu);
- Dichlorethen (im Wasser unter Anwesenheit von Metallen);
- Di- und Trichloressigsäure und weitere Abbauprodukte (aquatische Mikroorganismen).

Umweltkonzentrationen

Die Tetrachlorethan-Konzentrationen im Trinkwasser gibt KOCH (1995) mit <0,1 µg/l an.

Toxizität

Für Wasserorganismen ist Tetrachlorethan giftig, eine lange Verweilzeit im Wasser jedoch durch die Flüchtigkeit nicht zu erwarten. Eine längerfristige Exposition mit hohen Konzentrationen im Wasser ist unwahrscheinlich.

2.4.1.5 Hexachlorethan

Hexachlorethan ist eine chemisch inerte Substanz und wird aus Tetrachlorethen hergestellt. Es ist relativ persistent und neigt aufgrund seiner schlechten Abbaubarkeit zur Akkumulation in der Umwelt.

Produktion

Für die Bundesrepublik Deutschland wurde die Produktion 1985 auf 130.000 t/a geschätzt (KOCH 1995), sie ist jedoch rückläufig.

Verwendungsbereiche

Hexachlorethan wird verwendet für die Herstellung von:

- Mottenmitteln;
- Vernebelungs- und Explosivstoffen;
- Antihelminthika;
- Zelluloid (als Campher-Ersatz);
- Vulkanisationsbeschleunigern.

Zersetzungs-/Abbauprodukte

Hexachlorethan wird bei Temperaturen über 180 °C zersetzt (KOCH 1995).

Quellen

Hexachlorethan gelangt hauptsächlich über diffuse Einträge in die Umwelt, die weltweit auf 1.000 t/a geschätzt werden (KOCH 1995).

Umweltkonzentrationen

In Oberflächenwasser liegen die Konzentrationen im Allgemeinen unter 0,01 µg/l Hexachlorethan (Bestimmungsgrenze).

Toxizität

Hexachlorethan ist für Wasserorganismen sehr giftig. Da es eine hohe Persistenz besitzt und sich in der Umwelt anreichert, ist eine chronische Schädigung der aquatischen Biota möglich.

2.4.2 Chlorierte Alkene und Diene

Im Gegensatz zu den Alkanen gehören die Alkene und Alkadiene (kurz Diene), die beispielsweise beim „Cracking“ von Erdöl (Temperaturen >500 °C) entstehen, zu den ungesättigten Kohlenwasserstoffen: Sie weisen je eine bzw. je zwei Doppelbindungen zwischen den Kohlenstoffatomen auf. Ihre allgemeine Summenformel ist daher C_nH_{2n} bzw. C_nH_{2n-2}. Sie neigen zur Anlagerung von Halogenen, Wasserstoff, Wasser und Säuren. Aufgrund ihrer Doppelbindungen sind sie reaktiver als die Alkane.

Die untersuchten chlorierten Alkene und Diene sind charakterisiert durch mit dem Chlorierungsgrad zunehmende Siedepunkte, abnehmende Löslichkeit, zunehmende Flüchtigkeit und zunehmende Toxizität.

2.4.2.1 Trichlorethen (TRI)

Trichlorethen wird aus Tetra- oder 1,2-Dichlorethen hergestellt. Es ist in der biotischen und abiotischen Umwelt fast übiquitär.

Produktion

Die Produktionsmengen in Westeuropa, Japan und den USA beliefen sich 1987 auf etwa 332.000 t. In der BRD bzw. DDR wurden 1989 15.000 bzw. 43.000 t Trichlorethen hergestellt (KOCH 1995).

Verwendungsbereiche

Verwendungsbereiche des Trichlorethen sind:

- Lösungs- und Reinigungsmittel (unbrennbar) zur Entfettung von Metallteilen vor der Oberflächenveredelung und zum Lösen von Fetten und Harzen;
- Extraktionsmittel;
- pharmazeutische Industrie.

Quellen

Quellen des Trichlorethen-Eintrages in die Umwelt sind:

- herstellungs- und verwendungsbedingte Emissionen (ca. 60 % der hergestellten Menge);
- potentielles Abbauprodukt von 1,1,2,2-Tetrachlorethan;
- potentielle Verunreinigung von Chloroform.

Zersetzungs-/Abbauprodukte

Zu den Zersetzungs- und Um-/Abbauprodukten von Trichlorethen gehören:

- Phosgen, Chlorwasserstoff und Kohlenmonoxid (Licht-, Luft-, Wärmeeinwirkung);
- Di- und Tetrachlorethen, Tri- und Tetrachlormethan, Methylenchlorid (Temperaturen >700 °C);
- Dichloracetaldehyd (hochtoxisch) (in Gegenwart von Alkalimetallen).

Im Wasser findet normalerweise keine hydrolytische Zersetzung statt.

Umweltkonzentrationen

Das Zielkompartiment der Trichlorethen-Anreicherung ist die Luft. Im Trinkwasser wurden Konzentrationen von <1-21 µg/l Trichlorethen gefunden (KOCH 1995).

Toxizität

Trotz seiner Schädlichkeit für Wasserorganismen und seiner Wasserlöslichkeit sowie der schlechten biologischen Abbaubarkeit sind aufgrund der relativ geringen Verweildauer im Wasser zumindest kaum chronische Schädigungen der Wasserflora und -fauna durch Trichlorethen zu erwarten. Eine Akkumulation im Fettgewebe von Tieren ist nachgewiesen.

2.4.2.2 Tetrachlorethen (PER)

Tetrachlorethen wird aus 1,2-Dichlorethan unter gleichzeitiger Entstehung von Trichlorethen hergestellt. Tetrachlorethen ist in allen Umweltbereichen weitverbreitet, da es eine relativ hohe Mobilität in Wasser und Luft besitzt. Die Akkumulationsneigung ist jedoch vergleichsweise gering. Im aquatischen Milieu ist Tetrachlorethan wenig stabil. Die Halbwertszeit beträgt 3-4 Stunden.

Produktion

Die weltweite Produktion von Tetrachlorethen wird auf 600.000 t/a geschätzt (KOCH 1995). In der Bundesrepublik Deutschland wurden 1987 155.000 t hergestellt (RIPPEN 1996).

Verunreinigungen

Tetrachlorethen enthält als Verunreinigung Trichlorethen.

Verwendungsbereiche

Tetrachlorethen wird verwendet als:

- Ausgangssubstanz für die Herstellung von Hexachlorethan und Trichlorethen;
- Zwischenprodukt bei der Herstellung von Fluorkohlenwasserstoffen;
- Lösungs- und Extraktionsmittel (chemische Industrie);
- Reinigungsmittel (Textilindustrie);
- Fettlöser (Metallreinigung).

Quellen

Haupteintragsquellen von Tetrachlorethen in die Umwelt sind:

- herstellungs- und verwendungsbedingte Emissionen (s. o.);
- potentieller Abbau von 1,1,2,2-Tetrachlorethan;
- Zersetzung von Hexachlorethan (>180 °C).

Zersetzungs-/Abbauprodukte

Wichtige Zersetzungs-/Abbauprodukte von Tetrachlorethen sind:

- Trichloressigsäure, Chlorwasserstoff (in wässriger Lösung)
- Hexachlorethan, Hexachlorbenzen (Temperatur >700 °C, Kohlenstoffkontakt)
- Trichloressigsäure und Chlorwasserstoff (biologischer Um-/Abbau)

Umweltkonzentrationen

Die Tetrachlorethen-Konzentrationen lagen für Trinkwasser bei bis zu 5 µg/l, für Oberflächenwasser bei bis zu 10 µg/l und für Meerwasser bei bis zu 3 µg/l (KOCH 1995).

Toxizität

Tetrachlorethen ist für aquatische Organismen giftig. Eine chronische Schädigung von Wasserorganismen ist aufgrund seiner Flüchtigkeit jedoch kaum zu erwarten.

Mikroorganismen besitzen vermutlich eine gewisse Adaptationsfähigkeit an Tetrachlorethen in der Umwelt.

2.4.2.3 Hexachlorbutadien

Hexachlorbutadien wird bei der Perchlorierung von Methanen, Ethanen und Ethenen in größeren Mengen als Nebenprodukt gebildet. Es ist normalerweise chemisch und physikalisch stabil. In der Umwelt ist es weit verbreitet.

Die sehr geringe Wasserlöslichkeit und eine gewisse Akkumulationsneigung bedingen eine relativ niedrige Mobilität in der Hydrosphäre. Allerdings ist Hexachlorbutadien relativ flüchtig und daher von geringer Verweildauer im Wasser.

Produktion

Die EU-weite Produktion belief sich 1978 auf 3.000-4.000 t/a, während die aktuelle weltweite auf 10.000 t/a geschätzt wird (KOCH 1995).

Verwendungsbereiche

Hexachlorbutadien wird verwendet als:

- Hydraulikflüssigkeit;
- Zwischenprodukt bei der Gummiherstellung;
- Lösungsmittel für Polymere;
- Algizid.

Quellen

Die Haupteintragsquellen von Hexachlorbutadien in die Umwelt sind:

- diffuse Einträge durch die Verwendung;
- diffuse Einträge aus der Herstellung von Chlormethanen, -ethanen und -ethenen.

Zersetzung-/Abbau

Ein biologischer Abbau erfolgt (beispielsweise in Kläranlagen), ist aber, genau wie der abiotische, in der Umwelt bislang nicht näher untersucht.

Umweltkonzentrationen

Die Konzentrationen von Hexachlorbutadien im Trinkwasser liegen in Deutschland bei bis zu 0,27 µg/l, im Oberflächenwasser bei bis zu 2 µg/l (KOCH 1995).

Toxizität

Für Wasserorganismen ist Hexachlorbutadien sehr giftig. Trotz seiner Flüchtigkeit ist aufgrund seiner Akkumulationsneigung bei hohen Konzentrationen im aquatischen Milieu mit chronischen Wirkungen auf Wasserorganismen zu rechnen.

2.4.3 Hexachlorcyclohexane (HCH)

Wie bereits zu Anfang des Kapitels über organische Verbindungen dargelegt, gibt es neben den aliphatischen (kettigen) auch cyclische (ringförmige) Kohlenwasserstoffe. Diese werden zunächst in carbocyclische (Ring wird nur aus Kohlenstoffatomen aufgebaut) und heterocyclische Verbindungen (am Ringaufbau sind auch andere Elemente beteiligt) unterteilt. Die hier untersuchten Hexachlorcyclohexane (HCH) sind carbocyclisch, und zwar alicyclisch, d. h. zwischen den C-Atomen bestehen Einfachbindungen. Die alicyclischen

Kohlenwasserstoffe stehen in ihren chemisch-physikalischen Eigenschaften den Aliphaten sehr nahe. Ihre Summenformel ist C_nH_{2n}.

Früher wurden Hexachlorcyclohexane als technisches Gemisch eingesetzt, das durch radikalische Addition von Chlor an Benzen entsteht und aus fünf Isomeren besteht. Der eigentliche Wirkstoff ist dabei das Isomer γ-HCH, dessen Anteil an dem Gemisch nur etwa 15 % ausmachte. Heutzutage darf in Deutschland nur noch γ-HCH eingesetzt werden, und das auch nur eingeschränkt (z. B. für die Bekämpfung von Borkenkäfern).

Die Herstellungsmengen beliefen sich 1983 weltweit auf 150.000 t technisches HCH, wovon etwa 100.000 t α-, 15.000 t β- und 23.000 t γ-HCH waren (RIPPEN 1996).

Lindan hat ähnliche Eigenschaften wie DDT und wird aufgrund der kostengünstigen Synthese in der sog. „Dritten Welt“ weit verbreitet als Schädlingsbekämpfungsmittel eingesetzt.

Zu seinen Abbauprodukten gehören die chlorierten Phenole.

2.4.4 Benzen und methylierte Benzene

Strukturell leitet sich das Benzen (Benzol) vom Cyclohexan ab: Statt 12 weist es jedoch nur sechs Wasserstoffatome auf, so dass seine Summenformel C_6H_6 ist. Benzen ist das „Kernstück“ vieler aromatischer Verbindungen und reagiert typischerweise mit Salpetersäure (Nitrierung) oder Schwefelsäure (Sulfonierung), Chlor oder Sauerstoff zu neuen Verbindungen. Zum Teil werden auch kettige Kohlenstoffverbindungen (Alkylreste) angelagert, wie beispielsweise ein Methylrest bei dem im Folgenden beschriebenen Toluen (Toluol) und Xylen (Xylol).

2.4.4.1 Benzen

Benzen entsteht durch die Weiterverarbeitung der aus der Erdölraffination hervorgehenden Kohlenwasserstoffgemische oder durch die sog. Reppe-Synthese aus Acetylen. Ferner lässt es sich aus Steinkohlenteer gewinnen. Da es der Grundbaustein für zahlreiche aromatische Verbindungen ist, wird der größte Teil der Produktion für die Synthese anderer Chemikalien verwendet (s. u.).

Benzendämpfe sind hochgiftig.

Produktion

Die weltweite Produktion wird für das Jahr 2000 auf etwa 25 Mio. t/a geschätzt (RIPPEN 1996). In Deutschland wurden nach ALLOWAY & AYRES (1996) 1991 ca. 1,65 Mio. t hergestellt.

Verwendungsbereiche

Benzen findet in folgenden Bereichen Verwendung (KOCH 1995, ALLOWAY & AYRES 1996):

- organische Synthese von Anilinfarbstoffen, Alkyl-, Nitro- und Chlorbenzenen, Styrol, Phenol, Nylon und anderen Kunststoffen;
- Synthese von Maleinsäureanhydrid zur Polyesterharzherstellung;
- Herstellung von Pestiziden;
- Produktion von Duft- und Geschmacksstoffen;
- Motorenkraftstoffe;
- Extraktion, Lösung, Reinigung.

Von den o. g. 6,5 Mio. t Benzen, die in den USA jährlich produziert werden, werden prozentual etwa folgende Anteile auf die Synthese verschiedener Chemikalien verwendet:

Ethylbenzen	50 %;
Cumol	18,5 %;
Cyclohexan	15 %;
Nitrobenzen	5 %;
Alkylbenzene	5 %;
Chlorbenzene	2,5 %;
Maleinsäureanhydrid	2 %.

Noch nicht einmal 1 % kommt direkt als Lösungsmittel zum Einsatz.

Quellen

Eintragsquellen für Benzen in die Umwelt sind:

- herstellungs- und verwendungsbedingte Emissionen (aufgrund der Vielfalt der möglichen Synthesen mit jährlich etwa 100.000-200.000 t ganz erheblich, KOCH 1995);
- Verbrennung fossiler Energieträger (Emissionen von ca. 400.000 t/a Benzen);
- Treibstoffe aller Art.

Umweltkonzentrationen

Einträge erfolgen hauptsächlich in die Atmosphäre, die Verweildauer von Benzen im Wasser ist aufgrund seiner Flüchtigkeit relativ gering. Hinzu kommt eine geringe Geo- und Bioakkumulationsneigung.

Toxizität

Benzen ist zwar giftig für Wasserorganismen, seine Konzentrationen in den Oberflächengewässern sowie seine Flüchtigkeit und leichte Abbaubarkeit lassen jedoch eine längerfristige (chronische) Schädigung der Organismen kaum befürchten.

2.4.4.2 Toluen (Methylbenzen)

Toluen wird zum überwiegenden Teil durch „Cracking“ und ein Reformierungsverfahren aus Erdöl gewonnen. Es ist sowohl in der Atmosphäre als auch im Wasser sehr mobil.

Produktion

Die Produktion von Toluen wird weltweit auf 5-10 Mio. t/a geschätzt (KOCH 1995).

Verwendungsbereiche

Toluen hat sehr vielfältige Einsatzbereiche, wie beispielsweise:

- Lösungsmittel für Fette, Gummi, Farben, Lacke, Polituren;
- Synthese von Benzoesäure, Saccharin, Benzen, Phenol;
- Farbstoffe und Anstriche;
- Synthese von Isocyanaten (→ Polyurethane) und Herstellung von Kunstleder;
- Treibstoffzusatz;
- Ersatzstoff für Benzen;
- Grundstoff zur Herstellung des Sprengstoffes Trinitrotoluen (TNT).

Quellen

Mögliche Eintragsquellen von Toluen in die Umwelt sind:

- Verbrennung fossiler Energieträger und Treibstoffe (2-5 Mio. t/a, geschätzt, KOCH 1995);
- potentielle Verunreinigung von 1,1,1-Trichlorethan.

Zersetzungs-/Abbauprodukte

Unter sehr spezifischen Randbedingungen entstehen beim Abbau von Toluen Benzoesäure, Benzaldehyd etc. Wichtige Ab-/Umbau- und Zersetzungsprozesse sind:

- Abspaltung der Methylgruppe (Dealkylierung);
- sukzessive Kernhydrierung (Methylcyclohexan);
- mikrobieller Um-/Abbau (Dicarbonsäuren, Benzoesäure).

Umweltkonzentrationen

Toluen-Konzentrationen im Trinkwasser liegen bei bis zu 11 µg/l, während sie in Oberflächengewässern bis 5 µg/l erreichen (KOCH 1995).

Toxizität

Toluen wirkt auf Wasserorganismen toxisch. Die geringe Wasserlöslichkeit und seine Flüchtigkeit lassen jedoch keine allzu lange Verweildauer im Wasser vermuten. Hinzu kommt ein rascher mikrobieller Abbau.

2.4.4.3 Xylen (Dimethylbenzen)

Genau wie Toluen wird Xylen zum überwiegenden Teil durch „Cracking“ und ein Reformierungsverfahren aus Erdöl gewonnen und weiter aufgereinigt. Kommerzielles Xylen ist eine Mischung der drei Isomere ortho-, meta- und para-Xylen in den Anteilen 20-25, 50-60 und 20-25 %.

Produktion

Die geschätzte weltweite Produktion im Jahre 1996 beläuft sich nach RIPPEN für p-Xylen auf etwa 6 Mio. (davon 600.000 t in der Bundesrepublik Deutschland) und für o-Xylen auf etwa 2 Mio. Tonnen pro Jahr.

Verwendungsbereiche

Xylen wird verwendet als:

- Lösungsmittel;
- Ausgangsstoff für und Zwischenprodukt von chemischen Synthesen (z. B. Terephthalsäure zur Polyesterherstellung);
- Treibstoffzusatz zur Erhöhung der Oktanzahl;
- Wasserbestimmung in Kohle und Erdöl (treibt Wasser aus).

Zersetzungs-/Abbauprodukte

Xylen wird vornehmlich unter Bildung von Methylbenzoesäure an der Methylgruppe oxidiert. Metaboliten sind außerdem Dicarbonsäurederivate, Catechol und Methylbenzenalkohol.

Umweltkonzentrationen

Zielkompartiment des Xylen-Eintrages ist die Luft. Als typische Konzentrationen in Oberflächengewässern gibt KOCH (1995) <0,1-8 µg/l Xylen an.

Toxizität

Xylen ist zwar giftig für Wasserorganismen, aber schlecht wasserlöslich und flüchtig und reichert sich in der Umwelt kaum an. Es ist daher vergleichsweise mobil, und die Verweildauer im Wasser ist gering. Außerdem ist es recht gut abbaubar. All das lässt das Gefahrenpotential der Xylene für aquatische Organismen als recht gering erscheinen.

2.4.5 Chlorierte Benzene

Die Wasserlöslichkeit und die Flüchtigkeit nehmen mit zunehmendem Chlorierungsgrad ab, während die Siedetemperatur, die Lipoidlöslichkeit und damit auch das potentielle Geo- und Bioakkumulationsvermögen deutlich zunehmen. Außerdem sind die höher chlorierten Benzene weniger reaktiv als die niedrig chlorierten, d. h. erstere sind weniger leicht ab- bzw. umzubauen und insgesamt persistenter.

Produktion

Laut KOCH (1995) beläuft sich die weltweite Produktion an Chlorbenzenen derzeit auf etwa 900.000 t/a.

Verwendungsbereiche

Die wichtigsten Anwendungsgebiete chlorierter Benzene sind:

- Zwischenprodukte chemischer Synthesen (z. B. Farbstoff- und Arzneimittelherstellung);
- Lösungsmittel;
- Biozide.

Quellen

Herstellungs- und verwendungsbedingte Emissionen belaufen sich bei der gesamten Stoffgruppe weltweit auf über 400.000 t/a (KOCH 1995).

Zersetzungs-/Abbauprodukte

Mono-, Di- und Trichlorbenzene werden im Säugerorganismus unter Bildung von Epoxiden (sehr reaktiv) zu Mono- und Dichlorphenol metabolisiert. Hexachlorbenzen hingegen muss zusätzlich enzymatisch dechloriert werden.

Umweltkonzentrationen

Die Konzentrationen von Di- und Trichlorbenzenen im Oberflächenwasser liegen zumeist weit unterhalb 1 ng/l.

Toxizität

Die Toxizität nimmt zum Trichlorbenzen hin zu, dann jedoch mit zunehmendem Chlorierungsgrad wieder ab.

2.4.5.1 Trichlorbenzene (1,2,3-, 1,2,4- und 1,3 5-)

Die größte kommerzielle Bedeutung unter den Trichlorbenzenen ist dem 1,2,4-Isomer zuzuschreiben. Es ist in der Umwelt ubiquitär vorhanden.

Produktion

Die weltweite Produktion wird auf 50.-100.000 t/a (BUA-Stoffbericht 1986) geschätzt. In der EU wurden 1978 etwa 16.000 t, in Deutschland derzeit schätzungsweise unter 5.000 t/a (KOCH 1985) hergestellt. Die Produktion von 1,3,5-Trichlorbenzen beläuft sich laut BUA-Stoffbericht auf unter 20 t/a.

Verwendungsbereiche

1,3,5-Trichlorbenzen wird in Deutschland nicht angewendet. Die anderen Isomere werden verwendet als:

- Lösungsmittel für Farbstoffe;
- Zwischenprodukte für chemische Synthesen;
- Kühlmittel (Isolatoren);
- Transformatorenöl;
- Schmiermittelzusatz.

Quellen

Die wichtigsten Quellen für den Eintrag von Trichlorbenzenen in die Umwelt sind:

- herstellungs- und verwendungsbedingte Emissionen;
- Verbrennung chlorhaltiger Produkte;
- Entstehung in gechlortem Trinkwasser;
- diffuse Einträge.

Zersetzung/Abbau

Bekannte Umbaupodukte sind Dichlorbenzen, Hexa- und Pentachlorbiphenylisomere. Außerdem können sich aus Trichlorbenzenen chlorierte Biphenylisomere bilden (s. u.), die z. T. wesentlich toxischer sein können als die Ausgangsprodukte.

Im Säugerorganismus werden Trichlorbenzene über reaktive Epoxide zu Mono- und Dichlorbenzen abgebaut.

Umweltkonzentrationen

Als typische Konzentrationen von Trichlorbenzenen im Oberflächenwasser werden von KOCH (1995) 0,179-0,472 ng/l angegeben.

Toxizität

Trichlorbenzene sind im Wasser schlecht löslich, wenig flüchtig und besitzen eine Tendenz zur Bioakkumulation in aquatischen Organismen. Sie besitzen daher eine deutlich höhere Verweildauer in Gewässern als beispielsweise die nicht chlorierten Benzene, sind außerdem schlechter abbaubar und deutlich toxischer für aquatische Organismen. Eine Dauerexposition, verbunden mit chronischen Wirkungen, ist aufgrund des oben Gesagten nicht auszuschließen. Die aktuellen Konzentrationen in Gewässern liegen jedoch deutlich unter den einschlägigen Wirkschwellen.

2.4.5.2 Tetrachlorbenzene (1,2,3,4-, 1,2,3,5-, 1,2,4,5-)

Von den Tetrachlorbenzenen ist das 1,2,4,5-Isomer das einzige mit wirtschaftlicher Bedeutung.

Produktion

keine Angaben

Verwendungsbereiche

Tetrachlorbenzen wird hauptsächlich als Zwischenprodukt bei der Herstellung von 2,4,5-Trichlorphenol verwendet.

Quellen

Nach KOCH (1995) ist lediglich mit herstellungsbedingten Emissionen zu rechnen, die sich aber aufgrund der nicht quantifizierten, jedoch als gering bezeichneten Produktionsmengen des Stoffes sehr in Grenzen halten dürften.

Zersetzungs-/Umbauprodukte in der Umwelt

Wichtige Ab-/Umbau- bzw. Zersetzungsprozesse von Tetrachlorbenzenen und deren Abbauprodukte sind:

- reduktive Dechlorierung (1,2,4-Trichlorbenzen, 1,3- und 1,4-Dichlorbenzen, 2,4,5-Trichloracetophenon, 2,4,5-Trichlorphenylacetonitril);
- Chlorierung in Anwesenheit von Chlor (Pentachlorphenol);
- Bildung von chlorierten Biphenylen (Isomere des Penta-, Hexa- und Heptachlorbiphenyls, s. u.), wobei chlorierte Phenylradikale als Zwischenprodukte entstehen.

Umweltkonzentrationen

keine Angaben

Umweltverhalten und Toxizität

Tetrachlorbenzene sind weniger mobil als Trichlorbenzene. Sie sind weniger wasserlöslich und flüchtig, neigen jedoch viel stärker sowohl zur Geo- als auch zur Bioakkumulation als die Trichlorbenzene. Sie werden jedoch ebenso schlecht abgebaut wie diese, d. h. sie sind ziemlich persistent. Soweit die Datenlage eine Beurteilung zulässt, sind sie für aquatische Organismen (insbesondere Fische) akut weniger toxisch als die Trichlorbenzene, dagegen ist eine chronische Wirkung aufgrund der höheren Persistenz und Akkumulation bei entsprechend hohen Konzentrationen in der Umwelt wahrscheinlicher.

2.4.5.3 Hexachlorbenzen

Hexachlorbenzen ist in der Umwelt ubiquitär und insofern ökologisch bedeutsam als es in Säugetieren schwerer abbaubar ist als die niedriger chlorierten Benzene. Sein Abbau erfolgt über eine Dechlorierung mittels Enzymen. Die weltweite Produktion wird von RIPPEN (1996) auf 5.000 t/a (1993) geschätzt.

2.4.6 Chlorierte Phenole

Die Chlorphenole sind grundsätzlich genauso aufgebaut wie die Chlorbenzene, nur dass an einem der Kohlenstoffatome der Wasserstoff durch eine Hydroxylgruppe (-OH) substituiert worden ist. Phenole sind somit als Hydroxyverbindungen des Benzens zu bezeichnen. Die funktionelle OH-Gruppe, durch die auch die (aliphatischen) Alkohole charakterisiert sind, lässt die Phenole in vielerlei Hinsicht ähnlich reagieren wie diese.

Von größerer wirtschaftlicher Bedeutung unter den 19 Verbindungen der Chlorphenole sind lediglich das 2,4-Dichlorphenol, das 2,4,5- und 2,4,6-Trichlorphenol, das 2,3,4,6-Tetrachlorphenol und das Pentachlorphenol. Hergestellt werden die Chlorphenole entweder über eine Chlorierung des Phenols oder aber durch alkalische Hydrolyse von Chlorbenzenen.

Die chemisch-physikalischen Eigenschaften sind auch bei den Chlorphenolen weitestgehend abhängig vom Chlorierungsgrad: mit steigender Anzahl von Chloratomen sinken die Wasserlöslichkeit, Flüchtigkeit, Lipoidlöslichkeit und Neigung der Stoffe zur Geo- bzw. Bioakkumulation, während ihre Toxizität zunimmt.

Chlorphenole, die als schwache Säuren wirken, bilden Ester, Ether und Salze mit Aminen, Metallen etc. Die niedrig chlorierten können weiter chloriert, nitriert und alkyliert werden.

Einträge in die und Transport in der Umwelt finden über Atmosphäre und Gewässer statt.

Da sie schwache Säuren sind, wird ihr Umweltverhalten vom pH-Wert des jeweiligen Umgebungsmilieus bestimmt: je höher der pH-Wert, desto geringer die Sorption.

Im Rahmen der Hubschrauberbeprobungen der letzten 20 Jahre wurden fünf verschiedene Trichlorphenol-Isomere, drei Tetrachlor-Isomere und Pentachlorphenol untersucht.

Produktion

Die weltweite Produktion von Chlorphenolen wird derzeit auf über 200.000 t/a geschätzt. Davon entfallen allein 90.000 t auf Pentachlorphenol (KOCH 1995).

Verunreinigungen

Als wichtigste Verunreinigungen von Chlorphenolen treten polychlorierte Phenoxyphenole („Prädioxine“), Dioxine, Dibenzofurane und Diphenylether (im Mittel etwa 8 % Verunreinigung) auf (KOCH 1995).

Verwendungsbereiche

Die Hauptverwendungsbereiche für Chlorphenole sind:

- Biozide (Herbi-, Fungi-, Bakteri-, Molluski- und Insektizide);
- Zwischenprodukte chemischer Synthesen;
- Leder- und Holzschutzmittel;
- Herstellung von MCPA (Herbizid).

Quellen

Als wichtigste Eintragsquellen für Chlorphenole in die Umwelt sind zu nennen (KOCH 1995):

- vor allem verwendungsbedingte Einträge (herstellungsbedingte sind ziemlich gering);
- Bildung von Chlorphenolen bei der Trink-/Abwasserchlorung;
- Ab-/Umbauprodukte verschiedener organischer Substanzen (z. B. Hexachlorcyclohexane, s. o.), sowohl biogen als auch durch chemisch-physikalischen Umbau;

- Bildung von Pentachlorphenol beim Umbau von Tetrachlorbenzen in Anwesenheit von Chlor.

Zersetzungs-/Abbauprodukte

Alle Chlorphenole sind gegenüber jeglichen biotischen und abiotischen Abbauprozessen stabiler als Phenol, wobei die Abbauraten mit zunehmendem Chlorierungsgrad abnehmen. Außerdem sind meta-Isomere stabiler als ortho- und para-Isomere.

Im Wasser werden Chlorphenole hydrolysiert, die Chloratome werden durch Hydroxylgruppen ersetzt; die dabei entstehenden Hydroxyverbindungen können Polymere bilden. Bei oxydativem Umbau der Chlorphenole entstehen Hydro- und Benzochinone.

Produkte des mikrobiellen Umbaus, der vermutlich den größten Anteil am gesamten Abbau der Substanz hat, sind 3- und 4-Chlorbrenzcatechin (ortho- bzw. meta- und para-Isomere) sowie 2-Hydroxy-5-chlormuconsäure-semi-aldehyd (para-Isomer).

Umweltkonzentrationen

Von (KOCH 1995) werden die Konzentrationen in der Umwelt als im Nano- bis Mikrogrammbereich liegend charakterisiert.

RÜBELT et al. (1982) geben für die verschiedenen Phenole folgende Konzentrationen im Trinkwasser an:

2,3,5-Trichlorphenol:	1	ng/l;
2,4,5-Trichlorphenol:	3	ng/l;
2,4,6-Trichlorphenol:	1	ng/l;
2,3,4,5-Tetrachlorphenol:	1	ng/l;
Pentachlorphenol:	10-20	ng/l.

Toxizität

Die Toxizität der Chlorphenole steigt mit zunehmendem Chlorierungsgrad: Trichlorphenole sind für Wasserorganismen sehr giftig und Tetrachlorphenole giftig. Nach KOCH (1995) sind ferner die am dritten und fünften Kohlenstoffatom substituierten Verbindungen toxischer als die übrigen.

In Kombination mit der erhöhten Akkumulationsneigung sind bei entsprechend hohen Konzentrationen der Chlorphenole im aquatischen Milieu chronische Wirkungen auf Biota möglich.

2.4.7 Polychlorierte Biphenyle (PCB)

Die Grundstruktur der polychlorierten Biphenyle (PCB) sind, wie der Name bereits vermuten lässt, zwei aneinander gebundene Phenylringe (Benzenradikale), an die unterschiedlich viele Chloratome gebunden sein können. Im Allgemeinen sind die chemisch-physikalischen Stoffeigenschaften der PCB wiederum abhängig von ihrem Chlorierungsgrad: vom Mono- zu den Heptachlorbiphenyl-Isomeren nehmen die Wasserlöslichkeit und die Flüchtigkeit ab, während die Lipoidlöslichkeit, die Neigung zur Akkumulation und die Stabilität bzw. Persistenz zunehmen. Gerade die höher chlorierten PCB besitzen daher ein großes Gefährdungspotential für Mensch und Umwelt.

Um die Vielzahl (theoretisch 209) der PCB-Isomere nicht immer mit dem chemisch korrekten, bei zunehmendem Chlorierungsgrad sehr komplizierten Namen bezeichnen zu

müssen, haben BALLSCHMITER et al. (1978) eine Nummerierung der einzelnen Isomere vorgenommen.

Zumeist werden heute bei Umweltuntersuchungen sechs Verbindungen dieser Liste analysiert, nämlich

PCB	**28**	**2,4,4'-**	**Trichlorbiphenyl;**
PCB	**52**	**2,2',5,5'-**	**Tetrachlorbiphenyl;**
PCB	**101**	**2,3',4,4',5-**	**Pentachlorbiphenyl;**
PCB	**138**	**2,2',3,4,4',5-**	**Hexachlorbiphenyl;**
PCB	**153**	**2,2',4,4',5,5'-**	**Hexachlorbiphenyl;**
PCB	**180**	**2,2',3,4,4',5,5'-**	**Heptachlorbiphenyl.**

PCB sind thermisch stabil und sehr beständig gegenüber dem Einfluss von Säuren, Alkalien etc. Außerdem weisen sie sehr gute dielektrische Eigenschaften auf.

Produktion

Laut KOCH (1995) beläuft sich die PCB-Produktion weltweit auf etwa 1 Mio. t/a, sie ist jedoch rückläufig.

Aufgrund ihrer Giftigkeit und Persistenz (s. u.) werden PCB in der Bundesrepublik Deutschland seit 1984 nicht mehr produziert und verarbeitet, die Entsorgung von Rückständen ist jedoch weiterhin ein Problem.

Verunreinigungen

Die Herstellung von polychlorierten Biphenylen mündet immer in einem Gemisch von verschiedenen der insgesamt 209 Isomere. Eine Auftrennung nach Einzelisomeren ist unwirtschaftlich bzw. mit sehr hohem Aufwand verbunden, so dass im Handel unter den Namen Arochlor, Phenochlor oder Clophen nur PCB-Gemische angeboten werden bzw. wurden (in Deutschland ist ihre Verwendung mittlerweile verboten).

Verwendungsbereiche

Nach ALLOWAY & AYRES (1996) werden PCB in folgenden Bereichen eingesetzt:

- Isolationsflüssigkeiten für Transformatoren und Kondensatoren;
- Kühlmittel;
- Hydraulikflüssigkeiten;
- Druck- und Anstrichfarben;
- Weichmacher für Kunststoffe.

Quellen

Seit den 80er Jahren sind in vielen Ländern Verwendungsbeschränkungen und -verbote für PCB in Kraft getreten, so dass die Einträge immer weiter zurückgehen.

Dennoch können beispielsweise Sedimente über eine Remobilisierung der dort gebundenen, hochpersistenten PCB zu einer sekundären PCB-Quelle werden.

Bis 1970 sind nach Schätzungen von KOCH (1995) insgesamt etwa 60.000 t PCB in die Oberflächenwässer emittiert worden, von denen bis zum damaligen Zeitpunkt nur etwa die Hälfte abgebaut worden ist.

Zersetzungs-/Abbauprodukte

PCB werden in der Umwelt photolytisch umgewandelt. In Warmblütern müssen sie aufgrund ihrer hohen Lipophilie erst in polare Metaboliten umgewandelt werden, bevor sie ausgeschieden werden können. Als Zwischenstufen der Metabolisierung werden Arenoxide gebildet, die kanzerogen sind und toxisch auf die Leber wirken.

Die Halbwertszeiten in Warmblütern liegen bei über 90 Tagen. Die Metabolisierung geht nur bei denjenigen PCB, deren 3. und 4. Kohlenstoffatom nicht chloriert ist, verhältnismäßig schnell. Diejenigen PCB hingegen, deren 3. und 4. Kohlenstoffatom chloriert ist, reichern sich noch stärker als die anderen in Leber-, Muskel- und Fettgewebe an.

Fische können PCB wesentlich schlechter metabolisieren als Warmblüter und akkumulieren sie daher in höherem Maße.

Bei unvollständiger Verbrennung von PCB können sich Dioxine bilden. ALLOWAY & AYRES (1996) hingegen behaupten, dass die Entstehung von Dioxinen beispielsweise bei Transformatorenbränden auf das zugesetzte 1,2,4,5-Tetrachlorbenzen zurückzuführen ist, das das PCB-Gemisch flüssig halten soll.

Umweltkonzentrationen

KOCH (1995) nennt folgende Werte für PCB in Wasser:

Oberflächenwasser: bis 1.400 µg/l
Meerwasser: bis 0,030 µg/l

Toxizität

Die toxische Wirkung der PCB ist der des DDT ähnlich (s. u.). Durch ihre z. T. hohe Persistenz und Anreicherung in der Nahrungskette sind die polychlorierten Biphenyle von hohem Gefährdungspotential.

Anders als bei den terrestrischen Organismen ist bei den aquatischen die Toxizität der einzelnen PCB nicht vom Chlorierungsgrad abhängig.

2.4.8 DDT und Metaboliten

Dichlordiphenyltrichlorethan (DDT) wird seit 1940 industriell hergestellt und als Insektizid genutzt. Es wurde nach dem Zweiten Weltkrieg erfolgreich in der Seuchenbekämpfung eingesetzt. Durch den drastischen Rückgang bzw. das Aussterben der Wanderfalkenpopulationen in England, Kanada und den USA in den 60er Jahren wurde man erstmals auch auf nicht beabsichtigte toxische Wirkungen von DDT aufmerksam. Das Insektizid reicherte sich über die Nahrungskette in den Falken und, wie man später herausfand, auch in anderen Raubvögeln an. DDT beeinträchtigte die Fortpflanzung der Vögel, indem es zu Störungen im Reproduktionsverhalten und zu einer Verminderung der Eischalenbildung (brüchige Eier) führte. Deshalb wurde es Anfang der 70er Jahre in den USA und anderen westlichen Industrieländern verboten.

Die Persistenz von DDT ist mit über 10 Jahren sehr hoch.

Produktion

Die weltweite Produktion von p,p'-DDT beläuft sich nach Schätzungen von RIPPEN (1996) auf etwa 5.000 t/a und die von p,p'-DDD auf unter 1.000 t/a (1996).

In Deutschland ist DDT seit 1972 verboten. Ausgenommen davon ist seine Verwendung zu Forschungszwecken und zur Bekämpfung bestimmter Insekten. Laut RIPPEN findet in Deutschland auch keine Produktion von p,p'-DDT mehr statt, während die Produktion von p,p'-DDD auf unter 1.000 t/a geschätzt wird (1996).

Verunreinigungen

DDT wird durch Kondensation von Chloral mit Chlorbenzen hergestellt. Das handelsübliche Produkt enthält o-DDT (65-80 %), p-DDT (15-20 %) und bis zu 4 % DDD.

Verwendungsbereiche

DDT wurde als Pestizid und insbesondere zur Seuchenbekämpfung eingesetzt. Dies ist noch heute in malariagefährdeten Gebieten der Fall.

Quellen

In Deutschland ist davon auszugehen, dass DDT fast nur noch über sekundäre Quellen in die Umwelt eingetragen wird, d. h. gegebenenfalls über Remobilisierung aus Sedimenten o. ä.

Zersetzungs-/Abbauprodukte

Abbauprodukte des DDT sind DDD (gleichzeitig Verunreinigung bei der Herstellung, s. o.) und DDE.

Umweltkonzentrationen

Für DDT und DDE ist im aquatischen Milieu Biomagnifikation nachgewiesen. Eine Untersuchung von MORIARTY (1988) im Bereich der Nahrungskette eines kalifornischen Sees weist einen Biokonzentrationsfaktor vom Wasser zum Vogel von 80.000 nach.

Toxizität

Die Toxizität von DDT für den Menschen ist gering, selbst bei Aufnahme von 35 mg täglich ist noch keine Wirkung feststellbar. Die akute Wirkschwelle bei Insekten liegt hingegen bereits bei 5 µg/l DDT (LD_{50} (48 h), und auch auf wechselwarme Tiere wirkt es besonders toxisch.

Mittlerweile haben sich zahlreiche Resistenzen gegen DDT gebildet: 1980 waren es bereits über 400 Arten von Insekten und Milben (ALLOWAY & AYRES 1996).

2.4.9 Sonstige

2.4.9.1 Aldrin/Dieldrin

Aldrin gehört zu den chlorierten Pestiziden und wird aus Hexachlorcyclopentadien und Dicycloheptadien hergestellt.

Seitdem in den 60er Jahren festgestellt wurde, dass Aldrin und Dieldrin die gleiche Wirkung auf die Reproduktionsfähigkeit von vielen Vogelarten haben wie DDT, sind die Produktionszahlen stark rückläufig. Seit 1988 ist die Verwendung von Aldrin und Dieldrin als Pflanzenbehandlungsmittel in Deutschland verboten.

Produktion

Die Produktion von Aldrin und Dieldrin belief sich 1984 weltweit auf 2.500 t/a (KOCH 1995). Sie ist seit den 60er Jahren rückläufig (s. o.).

Verunreinigungen

Von den anderen im Rahmen der Hubschrauber-Beprobungen untersuchten Stoffen enthält Aldrin folgende Verunreinigungen (KOCH 1995):

0,6 % Hexachlorbutadien;
0,1 % Hexachlorethan;
0,3 % Toluen.

Verwendungsbereiche

Aldrin und Dieldrin werden als Insektizide verwendet.

Quellen

Da der Einsatz von Aldrin als Insektizid in Deutschland mittlerweile verboten ist, sind fast keine Einträge mehr zu erwarten, es sei denn, dass es hier weiterhin für den Export produziert wird.

Zersetzungs-/Abbauprodukte

Aldrin reagiert nicht mit schwachen Säuren und Basen (weder mit anorganischen noch mit organischen) und ist thermisch stabil.

Durch Epoxydierung (in Anwesenheit von Oxydationsmitteln) wird Aldrin schnell in Dieldrin umgewandelt. Außerdem kann es photolytisch zersetzt werden.

Umweltkonzentrationen

Aldrin wird aufgrund der schnellen Umsetzung zu Dieldrin im Oberflächenwasser selten nachgewiesen. In Seen wurden bis zu 1 µg/l Aldrin gefunden.

Toxizität

Aldrin ist für aquatische Organismen sehr giftig. Seine eigene Toxizität wird begrenzt durch den schnellen Umbau zu Dieldrin, das jedoch bei Toxizitätstest mit diversen Fischarten eine höhere akute Toxizität zeigte als Aldrin (LC_{50} (96 h): 6-23 µg/l Dieldrin gegenüber 12-100 µg/l Aldrin). Dieldrin ist stabiler als Aldrin und zeichnet sich durch eine Tendenz zur Akkumulation aus (Persistenz im Boden: 3 Jahre).

Da der Einsatz von Aldrin seit 1988 verboten ist, ist mit toxisch wirksamen Konzentrationen im Wasser nicht mehr zu rechnen.

2.4.9.2 2,4,5-Trichlorphenoxyessigsäure

2,4,5-Trichlorphenoxyessigsäure oder kurz 2,4,5-T wird als Pestizid, genauer Herbizid eingesetzt. Sie ist ein Bestandteil des „Agent Orange“, das von den USA während des Vietnamkrieges zur flächenhaften Waldentlaubung eingesetzt wurde. Die wachstumshormonähnliche Wirkung von 2,4,5-T auf Unkräuter bewirkt, dass diese sich buchstäblich zu Tode wachsen. 2,4,5-T wurde früher häufiger eingesetzt, mittlerweile gibt es aber zahlreiche Resistenzen dagegen. Ihre Verwendung ist in Deutschland seit 1988 verboten.

Bei der Synthese von 2,4,5-T entstehen als Nebenprodukte extrem toxische Dioxine.

2.4.9.3 Triazine

Auch die Gruppe der Triazine, zu denen beispielsweise Atrazin und Simazin gehören, umfasst wichtige Unkrautvernichtungsmittel. Atrazin, dessen Verwendung in Deutschland seit 1988 verboten ist, wurde vorher als Herbizid im Maisanbau eingesetzt. In anderen Teilen der Welt dient es der Unkrautbekämpfung im Zuckerrohr- und Ananasanbau. Seine Halbwertszeit im Boden beträgt 30 Tage, da es aber, genau wie die anderen Triazine, durch Bodenorganismen hydroxyliert wird, erlangt es eine hohe Mobilität und wird leicht ausgetragen.

Die Produktion von Atrazin belief sich in den Jahren 1976-1985 weltweit schätzungsweise auf 90.000 t/a, während sie in der Bundesrepublik Deutschland 1985 unter 1.000 t lag (RIPPEN 1996).

2.4.9.4 Octachlorstyren

Octachlorstyren (Octachlorstyrol) ist ein Nebenprodukt bei der Produktion anderer Stoffe und hat keinen eigenen Verwendungsbereich. Es tritt als Bestandteil des Rückstandes der Chloralkali-Elektrolyse mit Graphitelektrode auf (STREIT 1994). Die Biokonzentrations-faktoren in Fischen sind z. T. erheblich (*Amerikanische Elritze*: 33.000), worauf auch der hohe n-Octanol/Wasser-Verteilungskoeffizient von 6,29 hinweist. Im Verhältnis der Umweltkonzentrationen (meist <1 ng/l) zur akuten Toxizität (LC_{50} (96 h) für den Krebs *Nitocra spinipes*: 68 µg/l) zeigt sich ein vermutlich geringes Gefährdungspotential für die aquatische Umwelt.

2.4.9.5 AOX (Adsorbierbare Organische Halogenverbindungen)

AOX ist eine Summenmessgröße zur Erfassung der Konzentrationen von adsorbierbaren organischen Halogenverbindungen (in diesem Falle Chlorverbindungen), die aus (überwiegend) anthropogenen Quellen in die Gewässer eingetragen werden. Mittels AOX kann somit eine Abschätzung der Belastung des Gewässers mit chlorierten Kohlenwasserstoffen erfolgen. Bezüglich Bioverfügbarkeit oder Toxizität sind mittels AOX jedoch keine Aussagen möglich, weil die Zusammensetzung der Stoffmischung unbekannt ist und sich die einzelnen chlorierten Kohlenwasserstoffe in ihrem Umweltverhalten und ihrer Toxizität sehr stark unterscheiden.

3 Untersuchungsgebiet

Die Elbe (vgl. Abb. 6) ist 1091 km lang und besitzt ein Einzugsgebiet von 148.268 km^2 (SIMON 1993). Ein Drittel des Einzugsgebietes liegt in der Tschechischen Republik und etwa zwei Drittel liegen in der Bundesrepublik Deutschland, sehr kleine Teile davon außerdem in Polen und Österreich.

Die Elbe lässt sich hydrologisch in einen Ober-, einen Mittel- und einen Unterlauf unterteilen. Der Oberlauf reicht von der Elbequelle im Riesengebirge bis zum Schloß Hirschstein (Str-km 96 unterstrom der Messstelle Zehren), der Mittellauf von dort bis zum Wehr Geesthacht und der Unterlauf (Tideelbe) vom Wehr Geesthacht bis zur Mündung in die Nordsee (Kugelbake Cuxhaven, Str-km 727).

Der Oberlauf der Elbe liegt weitestgehend auf tschechischem Gebiet. Von der Quelle in 1.383 m Höhe bis unterstrom der ersten größeren Stadt am Lauf der Elbe, Hradec Kralove, beträgt das Gefälle des Flusses fast 7 %, danach geht es auf unter 0,1 % zurück. Bereits 10 km unterstrom der Quelle liegt bei Spindler Mühle das erste von 65 Stauwerken, die den tschechischen Teil der Elbe (Labe) bis etwa 40 Kilometer vor der tschechisch-deutschen Grenze zerschneiden. In diesem Teil der Elbe münden auch die wichtigen Nebenflüsse Jizera, Vltava (Moldau), Ohre und Bilina (Einzugsgebietsgrößen und Abflussmengen s. Tab. 12).

Tab. 12: Einzugsgebietsgröße und mittlerer Abfluss der wichtigsten Elbe-Nebenflüsse

Nebenfluss	Mittlerer Abfluss m^3/s	Einzugsgebiet km^2
Jizera	26	2.193
Vlatava (Moldau)	150	28.090
Ohre	38	5.614
Bilina	5	1.072
Schwarze Elster	28	5.705
Mulde	73	7.400
Saale	115	24.079
Havel	115	24.096

Quelle: SIMON (2000)

Vom letzten Wehr auf tschechischer Seite bis zum ersten und einzigen Wehr im deutschen Teil der Elbe, dem Wehr Geesthacht, fließt die Elbe fast 600 km lang frei, unter anderem durch die Städte Dresden und Magdeburg. In diesem Teil münden als größere Flüsse linkselbisch die Mulde und die Saale, rechtselbisch die Schwarze Elster und die Havel. Der Elbe-Abschnitt unterstrom des Wehres Geesthacht, die Unterelbe, fließt durch Hamburg (Stromspaltung in Norder- und Süderelbe) und wird von den Gezeiten beeinflusst. Daher wird dieser Elbe-Abschnitt auch als Tideelbe bezeichnet. Dort führen der Oberwasserabfluss der Elbe und die Wassermassenverlagerung der Nordsee im Zuge der Tiden zur Sedimentation, Wiederaufwirbelung und Umlagerung von Schwebstoff- bzw. Sedimentpartikeln.

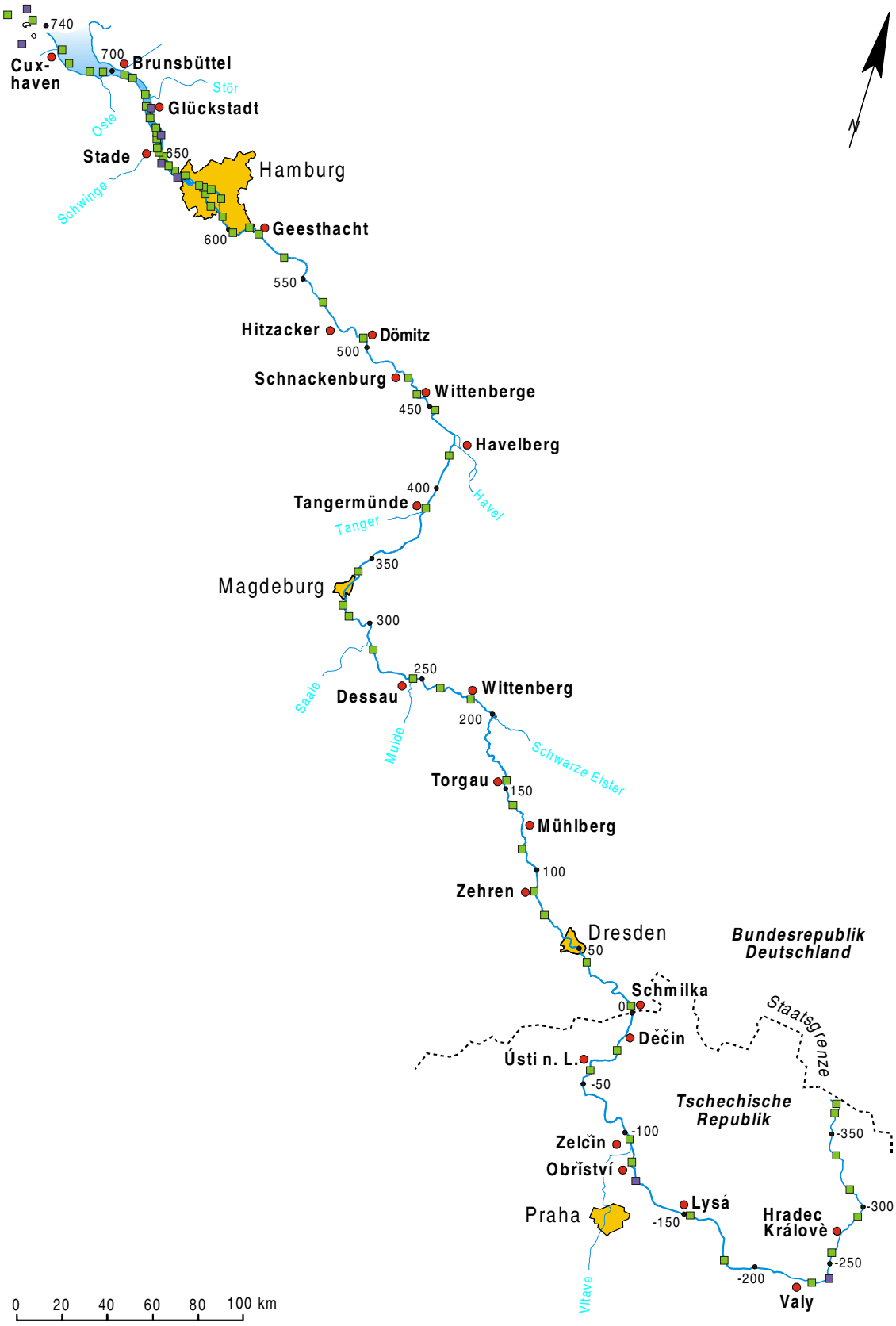


Abb. 6: Die Elbe von der Quelle bis zur Mündung mit den aktuellen Messstellen der Hubschrauber-Längsprofile (Stand: 1998, grün: reguläre Messstellen, violett: Sondermessstellen

Starke Flutströmungen können zum Stromauftransport von Sediment bis nach Hamburg führen. Der Tideelbe-Abschnitt zwischen Glückstadt und Cuxhaven (Str-km 675,5 bis 693), in dem sich die Süßwassermassen der Elbe mit den Salzwassermassen der Nordsee mischen, weist besonders hohe Schwebstoffgehalte auf. Sowohl der häufig wechselnde Salzgehalt als auch die hohen Schwebstoff-Gehalte in dieser so genannten Trübungszone wirken sich in vielerlei Hinsicht auf die Mess- und Kenngrößen der allgemeinen Güte und z. T. auch auf die organischen Schadstoffe und Schwermetalle aus, wie im Folgenden noch darzulegen sein wird. Die Lage der Trübungszone kann sich in Abhängigkeit vom Oberwasserabfluss verschieben.

Das Abflussgeschehen der Elbe ist durch Winter- und Frühjahrshochwässer geprägt. Die Laufzeit von der Quelle bis zur Mündung beträgt im Schnitt fast 40 Tage (vgl. PRANGE et al. 1997), wobei, gemessen an der Fließstrecke, die Passage der Tideelbe aufgrund des Gezeiteneinflusses am längsten dauert. Sie kann bei niedrigem bis mittlerem Oberwasserabfluss 17-50 Tage in Anspruch nehmen (ARGE ELBE 1985).

Insbesondere in Sachsen und Sachsen-Anhalt wird das Wasser der Elbe über Uferfiltration zur Trinkwassergewinnung genutzt. In diesem Zusammenhang ist die Verschmutzung der Elbe mit zahlreichen Schwermetallen und organischen Schadstoffen von besonderer Bedeutung. Neben kommunalen Abwässern, deren Nähr- und Schadstofffrachten sich im Zuge des Baus und Ausbaus von Kläranlagen bis 1995 bereits stark verringert hatten, beeinflussen insbesondere die Abwässer der zahllosen an der Elbe und ihren Nebenflüssen angesiedelten Industriegebiete die Wasserqualität. In Tabelle A 4 im Anhang sind die wichtigsten Emittenten an der Elbe (gelbe Balken) sowie linkselbische und rechtselbische Nebenflüsse (rote und grüne Balken) aufgeführt, die zur potentiellen Belastung der Elbe beitragen können. Auf diese Tabelle wird bei der Auswertung der Ergebnisse der Längsprofilbeprobungen der gesamten Elbe noch einmal zurückzukommen sein.

4 Probenahme

Wie bereits in der Einleitung angedeutet, wurde die Probenahme mittels eines Hubschraubers durchgeführt, und zwar zuerst lediglich im Bereich der Tideelbe und später auch entlang des gesamten Flusslaufes von der Quelle bis zur Mündung.

Die Tideelbe wurde zu Beginn der Befliegungen monatlich beprobt (1979-86), aktuell hat sich die Beprobungsfrequenz aus Kostengründen auf 6-7 Beprobungen pro Jahr eingependelt.

Die Tidelaufzeit von Cuxhaven bis Geesthacht beträgt ca. 5 Stunden. Da die Befliegung für die Tideelbe 3-4 Stunden dauert, ist eine tidephasengleiche Beprobung aller Messstellen möglich, so dass die Beprobung im Hinblick auf die Tidebewegungen an allen Beprobungsstellen unter etwa gleichen Strömungsbedingungen erfolgt. Die Probenahme findet bei vollem Ebbstrom statt. Die Stoffgehalte in dieser Tidephase spiegeln nach PRANGE ET AL. (1997) etwa den mittleren Stoffgehalt über die verschiedenen Tidenphasen wider. Außerdem ist bei vollem Ebbstrom die vertikale Durchmischung der Wassersäule an der Beprobungsstelle sehr gut, so dass eine vergleichsweise „homogenere“ Verteilung der Schwebstoffe im Wasser vorliegt als in anderen Tidephasen (ARGE ELBE 1985). Zudem können in dieser Tidephase die Stoffeinträge über die Nebenflussmündungen in die Elbe am besten erfasst werden.

Die Probenahme wird jeweils in der Außenelbe begonnen und vom Scharhörnriff bis nach Geesthacht elbeaufwärts fortgesetzt. Nach der Beprobung von 10-15 Messstellen findet jeweils eine Zwischenlandung statt: die erste in Wischhafen nach Beprobung der Außenelbe, die zweite in Finkenwerder vor Beprobung des Hamburger Hafens, danach wird bis zum Wehr Geesthacht beprobt und schließlich zurückgeflogen nach Finkenwerder. Bei den Zwischenlandungen werden die bereits genommenen Proben jeweils in ein Fahrzeug verladen und zur Wassergütestelle Elbe gebracht, wo sie für die weitere Analytik vorbereitet werden (s. u.).

Das gesamte Längsprofil der Elbe wird seit 1994 einmal pro Jahr Ende August bzw. im September beprobt. Im Jahr 1998 fand im Mai eine zusätzliche Befliegung statt.

Das Vorgehen bei der Beprobung entspricht dabei dem bei der Beprobung der Tideelbe. Die gesamte Befliegung von der Mündung zur Quelle erstreckt sich jedoch über drei Tage. Am ersten Tag wird über die turnusgemäße Beprobung der Tideelbe hinaus bis nach Cumlosen (Stromkilometer 470) hinauf beprobt (Zwischenlandungen bei Wischhafen, in Finkenwerder und auf dem GKSS-Gelände in Geesthacht). Der zweite Tag der Beprobung umfasst den Elbelauf von Magdeburg bis zur tschechisch-deutschen Grenze (Zwischenlandungen in Magdeburg und zweimal in Neusörnewitz) und am dritten Tag wird schließlich der tschechische Teil der Elbe bis zur Quelle hinauf beflogen (Zwischenlandungen in Prag, zweimal auf dem Gelände der *Povodi Labe* in Hradec Kralove und an der Elbe-Quelle). Die Wasserprobe der Elbe-Quelle wird aus technischen Gründen (Quellwiese) an Land genommen.

Die eigentliche Entnahme der Wasserproben vom Helikopter aus findet mittels eines Spezialwasserschöpfers, einer Art Flaschenkorb aus Plexiglas, in den verschiedene Glas- und Polyethylen-Flaschen eingespannt sind, statt. Dies sind im Einzelnen jeweils eine

- 5 l-Polyethylenflasche — Messgrößen der allgemeinen Gewässergüte und biologische Kenngrößen, Aufteilung der Probe im Labor;
- 2 l-Polyethylenflasche — Schwermetalle und Arsen;

- 2 l-Glasflasche Organische Schadstoffe, v. a. Chlorierte Kohlenwasserstoffe;
- 500 ml-Glasflasche Bakterien.

Der Spezialschöpfer wird vom Hubschrauber aus, der ca. 1 m über der Wasseroberfläche steht, an einem Seil ins Wasser hinunter gelassen, bis die in den Spezialschöpfer eingespannten Flaschen vollgelaufen sind. Die Probenentnahmetiefe liegt hierbei zwischen der Wasseroberfläche und etwa 0,5 m Wassertiefe. Mit dem Spezialschöpfer ist außerdem eine 100 ml-Glasflasche für die Sauerstoffbestimmung verbunden, und zwar so, dass in keinem Fall Oberflächenwasser, sondern immer Wasser aus mindestens 20 cm Tiefe in diese Flasche einströmt: Beim Füllvorgang läuft das Wasser durch ein am Flaschenboden mündendes Rohr in die Flasche, so dass diese sozusagen von unten her befüllt wird. Durch diese Art der Probenahme wird ein zusätzlicher Sauerstoffeintrag durch Blasenbildung minimiert. Die Wasserprobe zur O_2-Bestimmung wird direkt nach der Entnahme fixiert.

Zeitgleich wird vom Hubschrauber aus vor Ort die Wassertemperatur gemessen. Weitere chemisch-physikalische Messgrößen wie der pH-Wert und die Leitfähigkeit werden laut Analysebeschreibung (s. Tab. A 2 und A 3) spätestens 24 Stunden nach Entnahme der Probe im Labor ermittelt.

Die Proben zur Bestimmung der Nährstoffe (außer Gesamt-Stickstoff, Gesamt-Phosphor und TOC) und der Sauerstoffzehrung werden mittels Mebranfilter filtriert (0,45 µm, Druckfiltration), eine weitergehende chemische Fixierung wird nicht vorgenommen. Die Wasserproben zur Schwermetallbestimmung werden angesäuert. Alle Proben werden bis zur Analyse gekühlt aufbewahrt.

5 Analytik

Allgemeingültige Angaben zur Analytik der untersuchten Mess- und Kenngrößen und Stoffe können an dieser Stelle nicht gemacht werden, da Labore und Analytik im Laufe der 20 Jahre Beprobung mehrfach gewechselt haben. Die genauen Angaben zur Probenvorbehandlung und Analytik in den einzelnen Jahren sind den alljährlich erscheinenden „Wassergütedaten der Elbe“ (herausgegeben von der ARGE ELBE) zu entnehmen.

Tab. 13: An der Analyse der Tideelbe-Proben beteiligte Institutionen (Stand 1998)

Mess-/Kenngröße	Analysierende Institution
Sauerstoffkonzentration Leitfähigkeit pH-Wert Zehrung POC SiO_2	*Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft und Küstenschutz (NLWK), Betriebsstelle Stade*
DOC TOC IC Chlorid	*Landesamt für Natur und Umwelt (LANU) Schleswig-Holstein*
Nährstoffe	*Umweltbehörde Hamburg, Amt für Umweltuntersuchungen*
Biologische Kenngrößen	*BIOBAC*
Schwermetalle und Arsen	*Landesamt für Natur und Umwelt (LANU), Schleswig-Holstein*
Organische Schadstoffe	*Labor Wiertz, Eggers und Jörissen*

Die derzeit an der Analytik beteiligten bzw. für deren Durchführung verantwortlichen Institutionen sind den Tabellen 13 und 14 zu entnehmen. Die im Einzelnen angewandten Verfahren zur Analyse der allgemeinen Gewässergütemess- und -kenngrößen (Stand: 1998) sind in den Tabellen A 2 und A 3 im Anhang aufgeführt.

Tab. 14: An der Analyse der Wasserproben des gesamten Elbelängsprofiles (Quelle bis Mündung) beteiligte Institutionen (Stand 1998)

Elbe-Abschnitt		Analysierende Institution
von	**bis**	
Pramen Labe	Dobkovice	*Povodi Labe a. s.*
Schmilka	Dommitzsch	*Staatliche Umweltbetriebsgesellschaft Radebeul, Geschäftsbereich 1, Neusörnewitz*
Pretzsch	Wahrenberg	*Staatliches Amt für Umweltschutz Magdeburg;* *Staatliches Amt für Umweltschutz Dessau/ Wittenberg*
Schnackenburg	Lauenburg	*Landesumweltamt Brandenburg, Außenstelle Wittenberge*

Schwermetalle und Arsen sowie die organischen Schadstoffe in den Wasserproben des gesamten Elbe-Längsprofiles (Quelle bis Mündung) werden von den hausinternen Labors der für die jeweiligen Elbe-Abschnitte zuständigen Institutionen analysiert (s. Tabelle 14).

6 Stoffverteilung in der Tideelbe

Im Folgenden werden die Untersuchungsergebnisse der Hubschrauberbeprobungen der vergangenen 20 Jahre beschrieben. Dies geschieht zumeist anhand von Graphiken, bei denen die analysierten Konzentrationen je nach Höhe einer bestimmten Klasse zugeordnet werden, die jeweils farbig gekennzeichnet ist. Die Klassifikation wurde für jede Stoffgruppe getrennt vorgenommen und basiert auf der statistischen Verteilung der gemessenen Werte. Die Klassen bzw. Farben sind nicht mit einer bestimmten Gewässergüte oder einem Gefährdungspotential des jeweiligen Stoffes für aquatische Organismen gleichzusetzen. Somit sind die Farbwerte Rot bzw. Blau als „im Verhältnis zu den anderen gemessenen Stoffkonzentrationen relativ höher bzw. niedriger“ zu interpretieren.

Da sich im Laufe der beiden letzten Jahrzehnte die Bestimmungsgrenzen für die einzelnen Kenngrößen verändert haben, die unterste Klasse der Farbskala (lila) jedoch immer Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze kennzeichnen sollte, bestimmten jeweils die niedrigsten aufgetretenen Bestimmungsgrenzen die Untergrenze der Farbklassifikation. Etwaige höhere Bestimmungsgrenzen wurden entsprechend ihrer Höhe in die jeweiligen Farbklassen eingestuft, erhielten aber zusätzlich zur farblichen Kennzeichnung eine Gitterschraffur, durch die sie von den wirklichen Messwerten innerhalb der Klasse zu unterscheiden sind.

Die in den folgenden Abbildungen aufgeführten Sondermessstellen, wie beispielsweise die Nebenelben (NE), wurden entsprechend ihrer Stromkilometrierung in das Tideelbeprofil eingegliedert. Ihre Stromkilometerangaben bzw. namentliche Bezeichnungen sind im Tabellenkopf jedoch in roter Schrift dargestellt. Die Abbildungen A 2 bis A 70, auf die in den folgenden Unterkapiteln zum Teil Bezug genommen wird, sind auf der Homepage der ARGE ELBE unter der Internet-Adresse ***http://www.arge-elbe.de/download*** einzusehen bzw. von dort ausdruckbar.

Eine Einschätzung der Konzentrationen anhand vorhandener Richt- und Grenzwerte bzw. Zielvorgaben und Qualitätsziele für das Medium Wasser wird am Ende jedes Unterkapitels im Text vorgenommen.

Die räumliche Verteilung der Stoffkonzentrationen in der Tideelbe ist stark vom Oberwasserabfluss abhängig. Um die Analysenergebnisse vor diesem Hintergrund besser interpretieren zu können bzw. Fehlinterpretationen zu vermeiden, ist in Abbildung A 1 im Anhang der mittlere Abfluss am Pegel Neu Darchau oberstrom des Wehres Geesthacht (Str-km 536,2) von 1979 bis 1998 dargestellt.

6.1 Allgemeine Gewässergüte

6.1.1 Wassertemperatur und pH-Wert

Die beiden Messgrößen Wassertemperatur und pH-Wert werden an dieser Stelle nur ganz kurz und allgemein beschrieben. Da die Wassertemperatur, wie in Kapitel 2.1.1 bereits erläutert, eine Reihe von Gütemess- und -kenngrößen beeinflusst und sich anhand des pH-Wertes Rückschlüsse auf die Sauerstoff- und Nährstoffverhältnisse bzw. den Algenbesatz ziehen lassen, wird in den folgenden Kapiteln 6.1.2 bis 6.1.4 noch auf die beiden Messgrößen

zurückzukommen sein. Eine Darstellung ihrer Besonderheiten vor der Beschreibung der anderen Gütekenngrößen würde das Verständnis der Zusammenhänge jedoch erschweren.

6.1.1.1 Wassertemperatur

Im Hinblick auf die Wassertemperatur sind anhand der Daten der monatlichen Hubschrauberbeprobungen deutlich die erwarteten jahreszeitlichen Schwankungen zu erkennen (s. Abb. A 2). Die Temperaturen liegen im Durchschnitt zwischen unter 0 und 8 °C im Winter bzw. 16 und 24 °C im Sommer. Im unmittelbaren Einflussbereich der Nordsee sind die jahreszeitlich bedingten Temperaturschwankungen durch die Ausgleichswirkung des Meerwasserkörpers deutlich geringer.

Im Vergleich der Medianwerte der Wassertemperaturen in der Tideelbe fallen die Jahre 1988, 1989 und 1995 mit vergleichsweise hohen durchschnittlichen Wassertemperaturen auf und die Jahre 1982 und 1984 mit vergleichsweise niedrigen. Wassertemperaturen unter 0 °C treten zumeist im Januar und Februar auf und dann überwiegend im Bereich unterstrom von Glückstadt (Str-km 675,5), z. T. bis in die Außenelbe hinein (1979, 1980, 1982, 1985, 1986, 1991 und 1996).

Aktuell hält die Wassertemperatur die Mindestanforderungen der DVWG ein, die Normalanforderung wird jedoch im Sommer am Wehr Geesthacht wenig überschritten.

6.1.1.2 pH-Wert

Die pH-Werte im Wasser der Tideelbe lagen in den vergangenen 20 Jahren im Allgemeinen zwischen 6,5 bis maximal 8,0 mit einer leichten Abnahme im Sommer im Bereich unterstrom Hamburgs (s. Abb. 7). Dies kann bis Anfang der 90er Jahre als Indiz für einen regen NH_4^+-Abbau auf diesem Streckenabschnitt gewertet werden (vgl. Kapitel 6.1.4), danach ist der Rückgang der pH-Werte dort eher im Zusammenhang mit verringerten Algenpopulationen zu sehen, die in diesem Bereich aufgrund der größeren Wassertiefen und der höheren Trübung schlechte Lichtbedingungen für die Photosynthese vorfinden (nähere Erläuterungen siehe Kap. 6.1.2 über die Sauerstoffverhältnisse in der Tideelbe).

Seit 1991/92 ist im Bereich des Wehres Geesthacht (Str-km 585,5) bis nach Hamburg hinein ein starker Anstieg der pH-Werte in den Sommermonaten zu verzeichnen. Hier werden teilweise Werte über pH 9 erreicht. Die Gründe hierfür sind im Abschnitt Sauerstoffhaushalt (Kap. 6.1.2) näher beschrieben.

Auffällig ist weiterhin, dass der pH-Wert in der Tideelbe im Median seit 1989 von pH 7,5 stetig auf pH 8 angestiegen ist. Dies ist vor allem auf die Algenblüten zurückzuführen, die seit Anfang der 90er Jahre im Sommer in der Mittelelbe auftreten und sich in der Tideelbe im Bereich des Wehres Geesthacht in pH-Werten bis über 9 niederschlagen (s. folgende Kapitel).

Aktuell (1998) wird die Zielvorgabe der ARGE-ELBE-Klassifikation (Klasse II, vgl. Tab. 1) im allgemeinen eingehalten, am Wehr Geesthacht und unterstrom davon werden im Sommer jedoch z. T. Werte der Klassen II-III bis III-IV erreicht.

Im Bereich der Außenelbe (ab Stromkilometer 710) ist aufgrund des Meereseinflusses ein deutlicher pH-Anstieg zu verzeichnen (vgl. Abb. 7).

6.1.2 Sauerstoff

Auch die Sauerstoffkonzentrationen (siehe Abb. A 3) bzw. die Sauerstoffsättigung (vgl. Abb. 8) des Elbewassers sind jahreszeitlich geprägt, wobei die niedrigen Werte im Sommer nicht nur aus den hohen Wassertemperaturen resultieren, sondern auch von den regen Stoffum- und -abbauprozessen der Vegetationsperiode bestimmt werden.

Zum Sommer hin sinken die Werte im Bereich der Tideelbe ab, so dass schließlich ein ausgeprägtes Sauerstofftal entsteht (vgl. Abb. 8 und BERGEMANN et al. 1996), dessen Lage vom Oberwasserabfluss abhängt: Mit abnehmenden Abflussmengen im Sommer verlagert es sich immer weiter stromauf Richtung Hamburger Stadtgebiet. Ab September/Oktober bzw. November/Dezember schwächt sich dieser Effekt allmählich wieder ab.

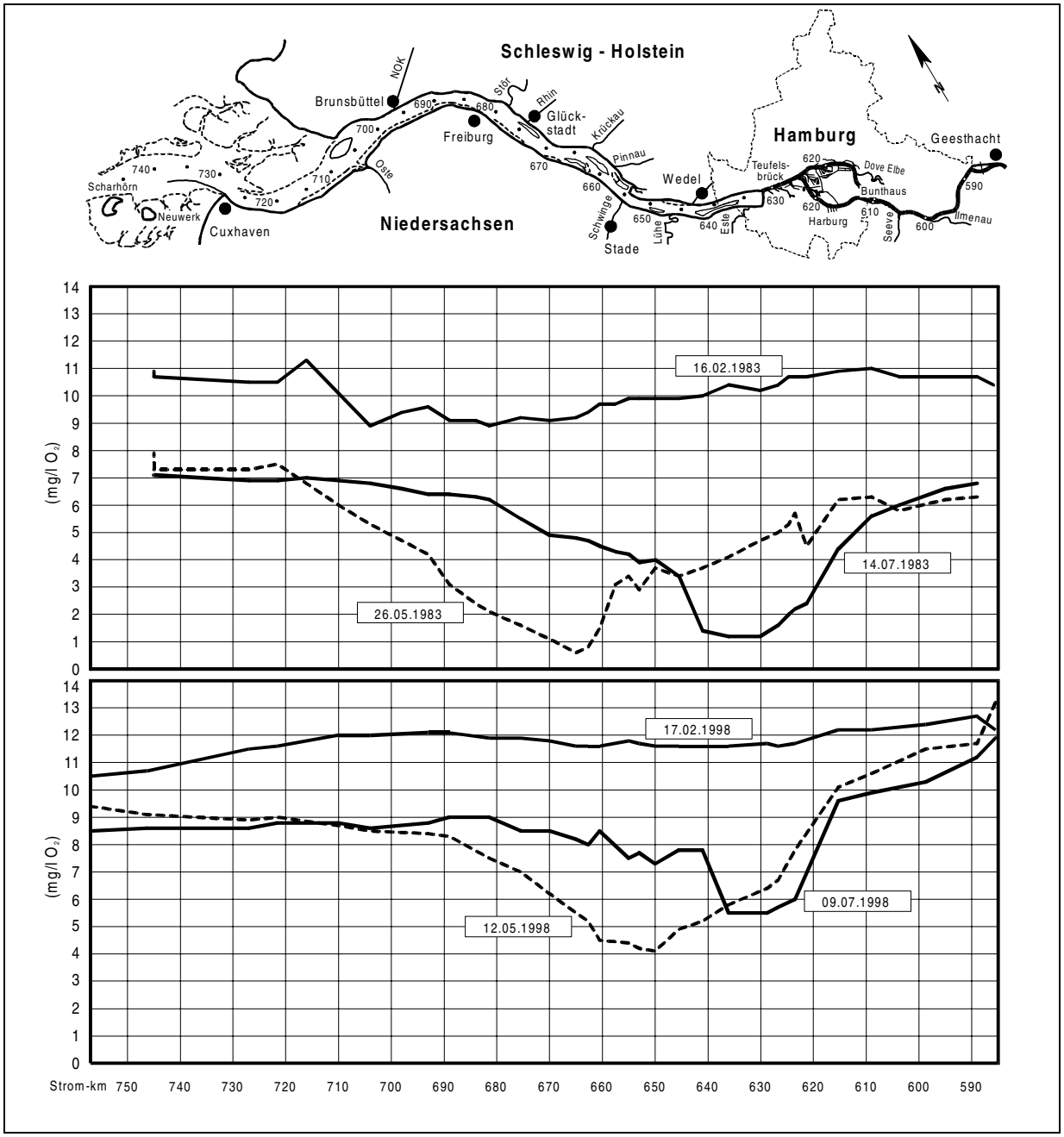
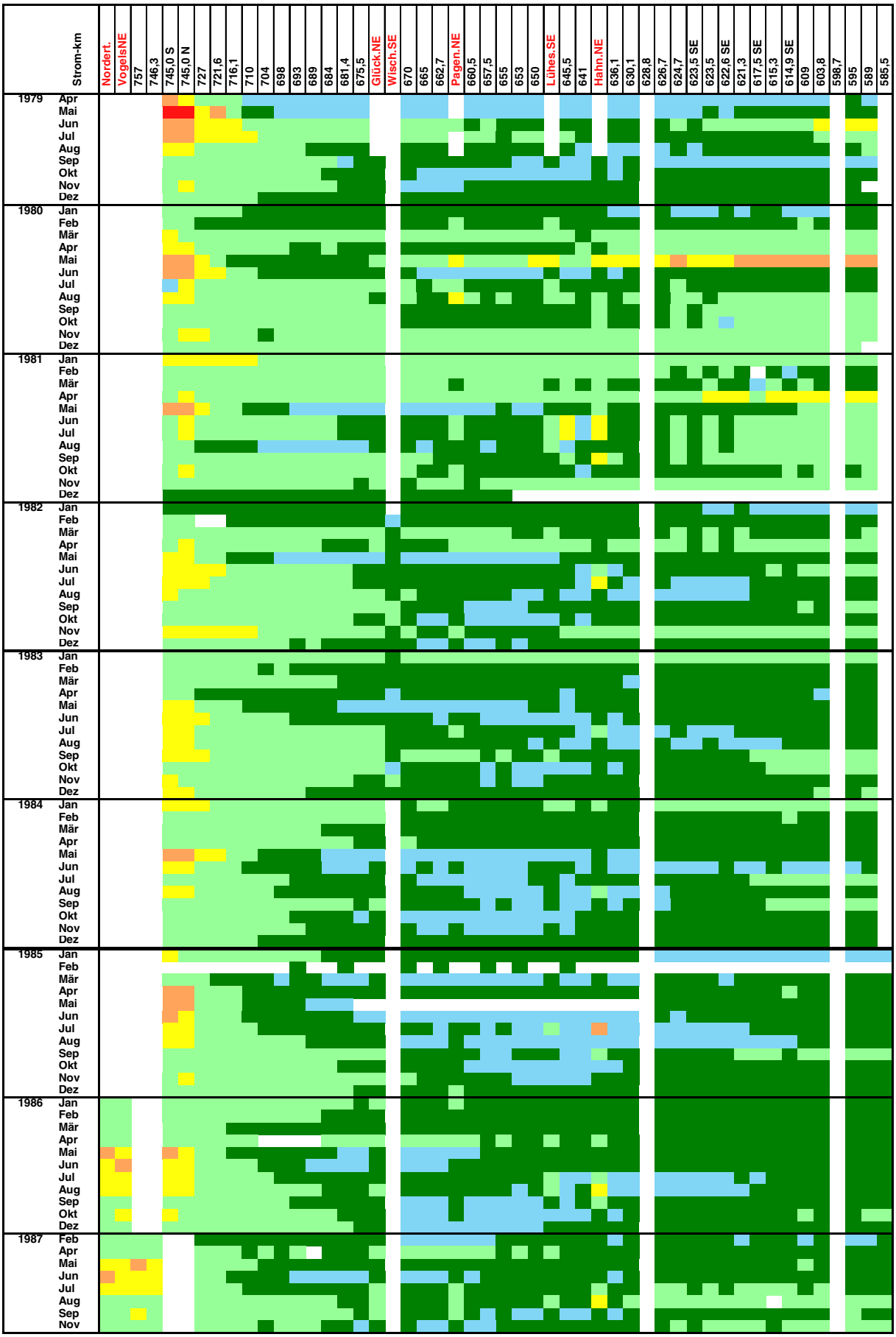


Abb. 7: Sauerstofflängsprofile der Tideelbe 1983 und 1998 (BERGEMANN, Wassergütestelle Elbe)


Strom-km
Nordert.
VogelsNE
757
746,3
745,0 S
745,0 N
727
721,6
716,1
710
704
698
693
689
684
681,4
675,5
Glück.NE
Wisch.SE
670
665
662,7
Pagen.NE
660,5
657,5
655
653
650
Lühes.SE
645,5
641
Hahn.NE
636,1
630,1
628,8
626,7
624,7
623,5 SE
623,5
622,6 SE
621,3
617,5 SE
615,3
614,9 SE
609
603,8
598,7
595
589
585,5
1979
1980
1981
1982
1983
1984
1985
1986
1987
Apr
Mai
Jun
Jul
Aug
Sep
Okt
Nov
Dez
Jan
Feb
Mär

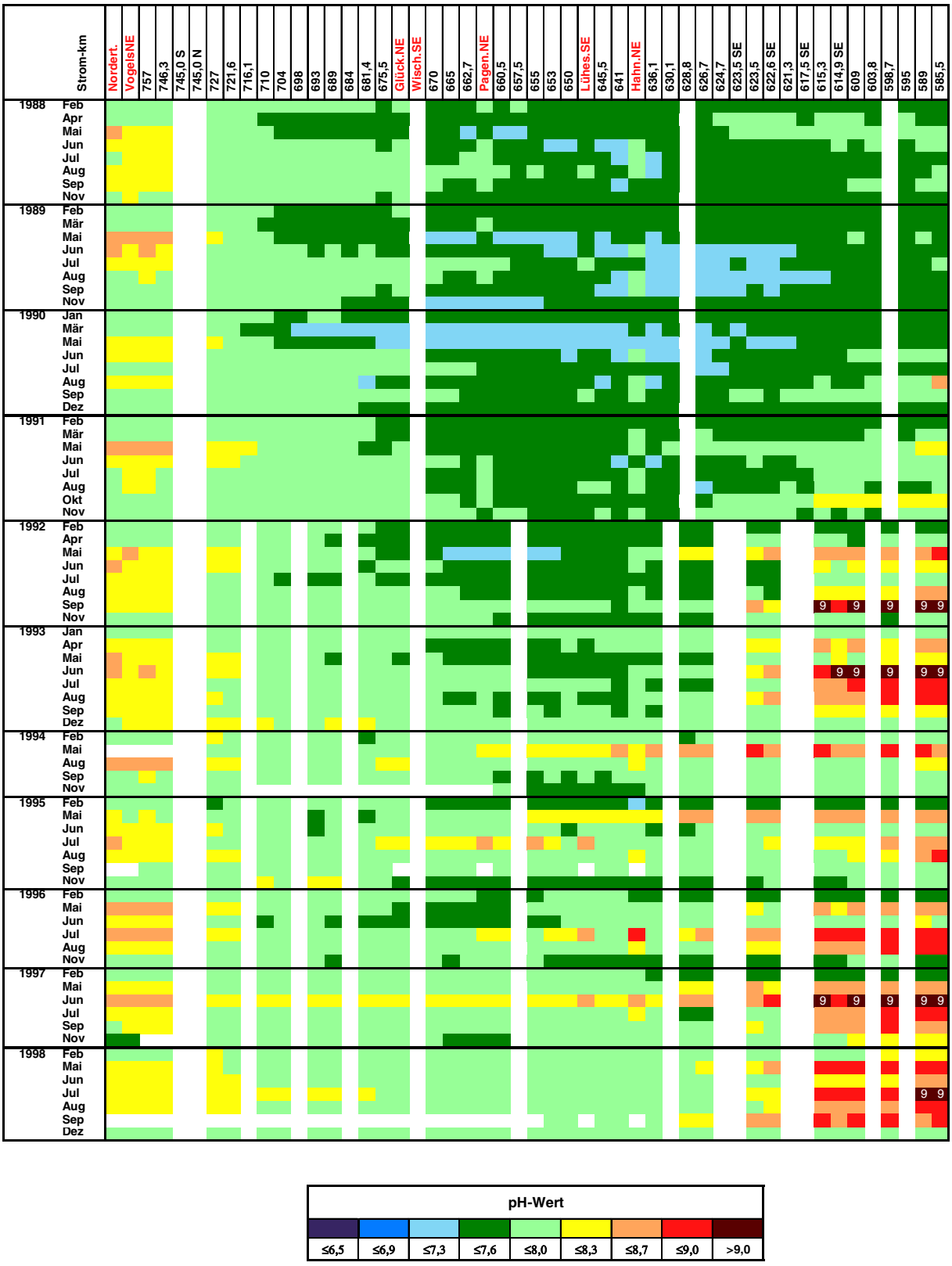
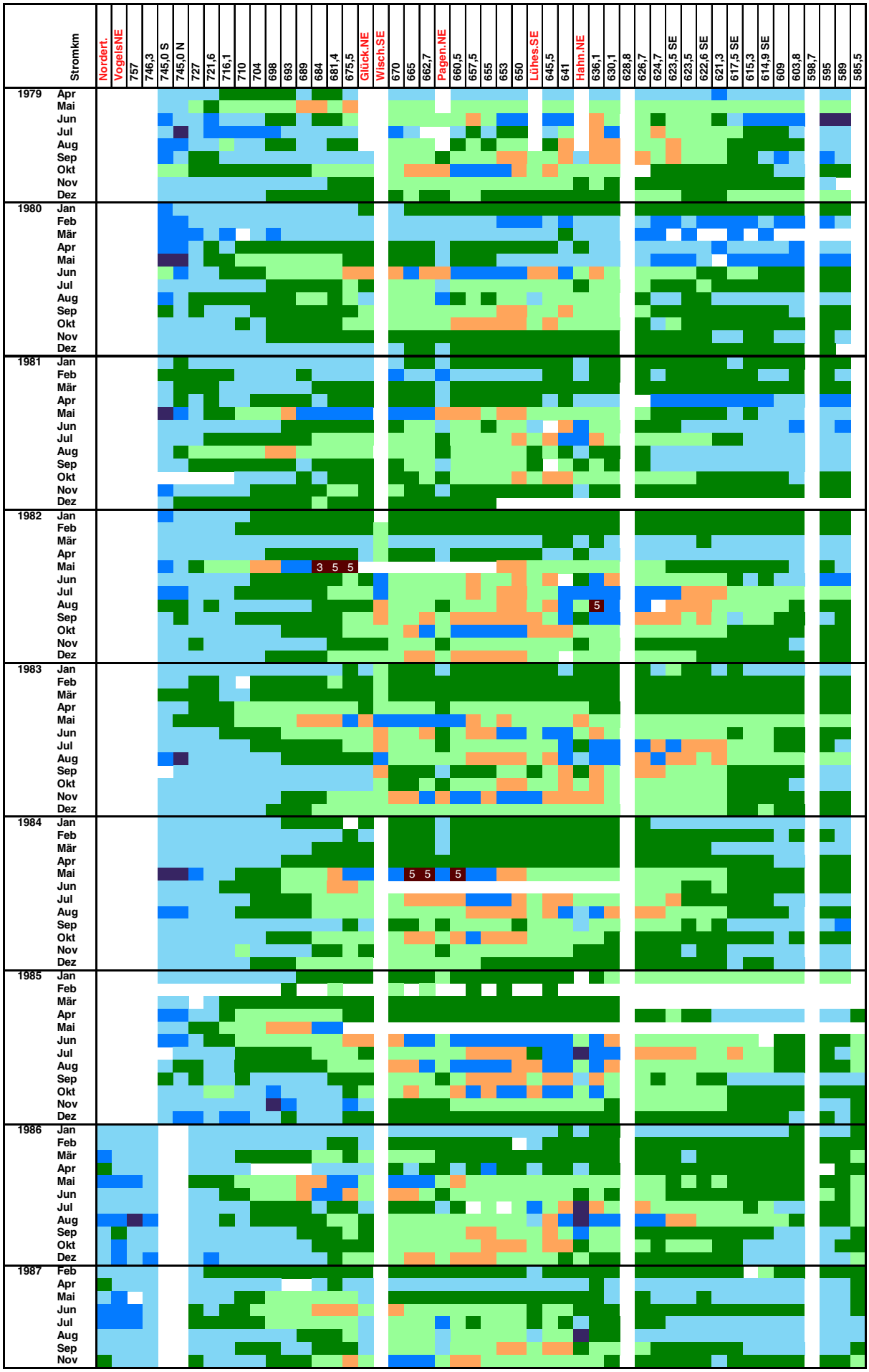


Abb. 8: pH-Werte der Tideelbe (1979-1998)


Stromkm
Nordert.
VogelsNE
757
746,3
745,0 S
745,0 N
727
721,6
716,1
710
704
698
693
689
684
681,4
675,5
Glück.NE
Wisch.SE
670
665
662,7
Pagen.NE
660,5
657,5
655
653
650
Lühes.SE
645,5
641
Hahn.NE
636,1
630,1
628,8
626,7
624,7
623,5 SE
623,5
622,6 SE
621,3
617,5 SE
615,3
614,9 SE
609
603,8
598,7
595
589
585,5
1979
1980
1981
1982
1983
1984
1985
1986
1987
Apr
Mai
Jun
Jul
Aug
Sep
Okt
Nov
Dez
Jan
Feb
Mär
3 5 5
5
5 5 5

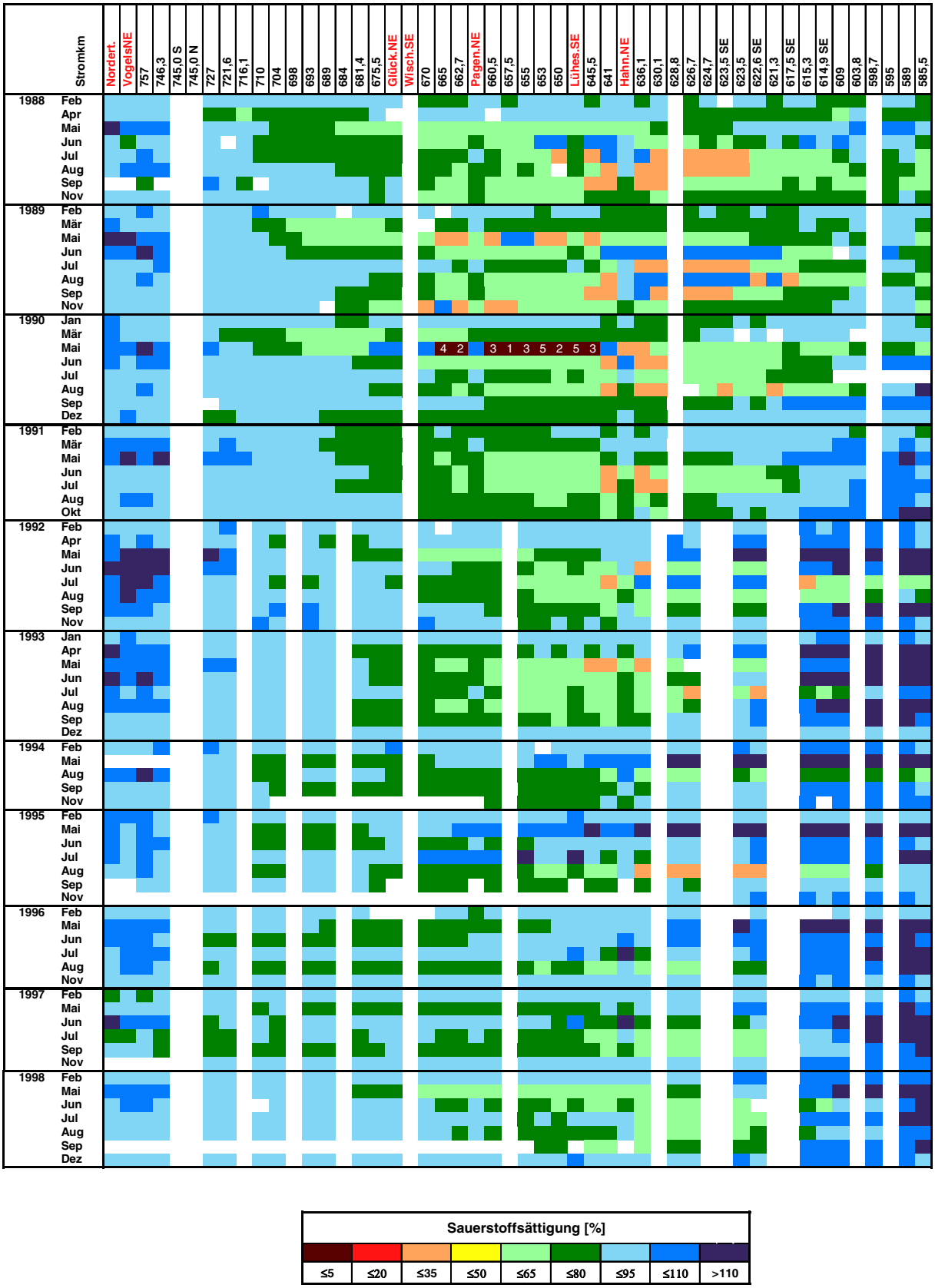


Abb. 9: Sauerstoffsättigung der Tideelbe (1979-1998)

Bis Ende der 80er Jahre waren die sommerlichen Sauerstofftäler in der Tideelbe wesentlich stärker ausgeprägt als heute (vgl. Abb. 8 oben) und gingen auf hohe Ammonium-Einträge, z. T. von oberstrom aus der Mittelelbe und z. T. aus dem Hamburger Stadtgebiet, zurück, deren mikrobielle Oxidation zu Nitrit und Nitrat mit einer starken Sauerstoffzehrung einherging (BERGEMANN et al. 1996). Die Sauerstoffkonzentrationen konnten dann zeit- und streckenweise im fischkritischen Bereich liegen: In manchen Jahren (1978, 1982, 1984, 1985, 1990) traten, zumeist in den Monaten Mai und Juni, extrem niedrige Sauerstoff-Konzentrationen (< 0,5 mg/l O_2) und -Sättigungswerte (<5 %) unterstrom Hamburgs auf.

Seit Anfang der 90er Jahre sind die Sauerstofftäler im Sommer zwar noch deutlich zu erkennen, jedoch weniger stark ausgeprägt: die Werte sind im Allgemeinen für Elbefische nicht mehr kritisch (vgl. Abb. 8 unten). Ursache der Täler sind heute jedoch nicht mehr die hohen Ammonium-Konzentrationen: Durch die Verbesserung der Abwasserklärung in der Mittelelbe und im Hamburger Stadtgebiet haben sich die Ammoniumeinträge in den letzten 10 Jahren verringert. Da auch die Schadstoffemissionen in die Elbe zurückgegangen sind, kommt es bei ausreichendem Nährstoffangebot seit Anfang der 90er Jahre verstärkt zu Algenblüten in der Mittelelbe, so dass heutzutage der sauerstoffzehrende Faktor in der Tideelbe im Sommer der Abbau von Algenbiomasse von oberstrom ist. Heute liegen die Sauerstoff-Konzentrationen in den Sommermonaten praktisch immer über 6 mg/l O_2, und die Sättigungswerte sinken dann nur noch im Bereich Hamburgs unter 65 % (in den 80er Jahren lagen sie dort z. T. unter 35 %).

Positiv auf die Sauerstoffsituation in der Tideelbe wirken sich hierbei auch die höheren Sauerstoff-Konzentrationen des von oberstrom kommenden Wassers aus (vgl. Abb. 8), die auf die Photosyntheseaktivität der Algen und die damit einhergehende relative Sauerstoffanreicherung des Wassers am Tage zurückzuführen sind. Seit 1991 liegen die im Sommer im Bereich des Wehres Geesthacht ermittelten Sauerstoffsättigungswerte weit oberhalb 100 % und gehen mit (tagsüber) erhöhten pH-Werten (bis über pH 9) einher. Diese Werte sind jedoch auch kritisch zu sehen, da sie auf einen übermäßig hohen Besatz an Algen hindeuten und entsprechend nachts bzw. gegen morgen Sauerstoffmangelzustände befürchten lassen, die im Extremfall zu Fischsterben führen könnten (vgl. Kap. 2.1.2).

Mit Ausnahme der Wischhafener Nebenelbe (vergleichsweise niedrige Sauerstoffsättigungswerte) und zum Teil auch der Hahnöfer Nebenelbe (sehr hohe Sättigungswerte in den Sommermonaten mancher Jahre) sind die Sauerstoffverhältnisse eigentlich in allen Nebenelben günstiger als in den Hauptarmen (günstigeres Verhältnis Oberfläche zu Volumen des Wasserkörpers).

Die Tideelbe weist aufgrund ihrer hohen Wassertiefe, großen Wassermassen und dem daraus resultierenden Verhältnis Wasseroberfläche zu -volumen eher ungünstige Bedingungen für atmosphärische Sauerstoffeinträge auf (ARGE ELBE 1985).

6.1.3 Kohlenstoff

6.1.3.1 Total Organic Carbon (TOC)

In der Grundtendenz liegen die TOC-Konzentrationen im Längsprofil der Tideelbe vom Wehr Geesthacht stromab ungefähr auf dem gleichen Niveau (bis 25 mg/l C), eine Abnahme der Gehalte ist erst etwa bei Stromkilometer 710 in der Außenelbe zu verzeichnen (vgl. Abb. 9). Auffällig sind deutlich höhere TOC-Gehalte in der Wischhafener Süderelbe (bis 50 bzw. 100 mg/l C, nur in den Jahren 1982 und 1983 im Messprogramm enthalten).

Jahreszeitliche Schwankungen sind über die Jahre nicht eindeutig ausgeprägt. Eine Abnahme der TOC-Werte ab Mitte der 80er Jahre ist hingegen klar zu erkennen (Ausbau von Kläranlagen). Ab 1995 haben die TOC-Konzentrationen im Wasser der Tideelbe fast durchgängig ein Niveau von <12,5 mg/l C erreicht. Aktuell (1998) wird die Zielvorgabe der IKSE (9 mg/l C) fast überall eingehalten, höhere Werte von bis zu 11 mg/l C sind lediglich im September im Bereich unterstrom des Wehres Geesthacht bis nach Hamburg hinein zu finden.

6.1.3.2 Dissolved Organic Carbon (DOC)

Die Verteilung der DOC-Konzentrationen im Längsprofil der Tideelbe entspricht der der TOC-Gehalte, jedoch erwartungsgemäß auf einem niedrigeren Niveau (vgl. Abb. A 4). Auch hier ist die Abnahme der Konzentrationen ab 1985 deutlich zu sehen, während der für TOC beschriebene Anstieg der Gehalte im Bereich unterhalb der Schwingemündung in den Jahren 1991-93 beim DOC allenfalls schemenhaft zu erkennen ist.

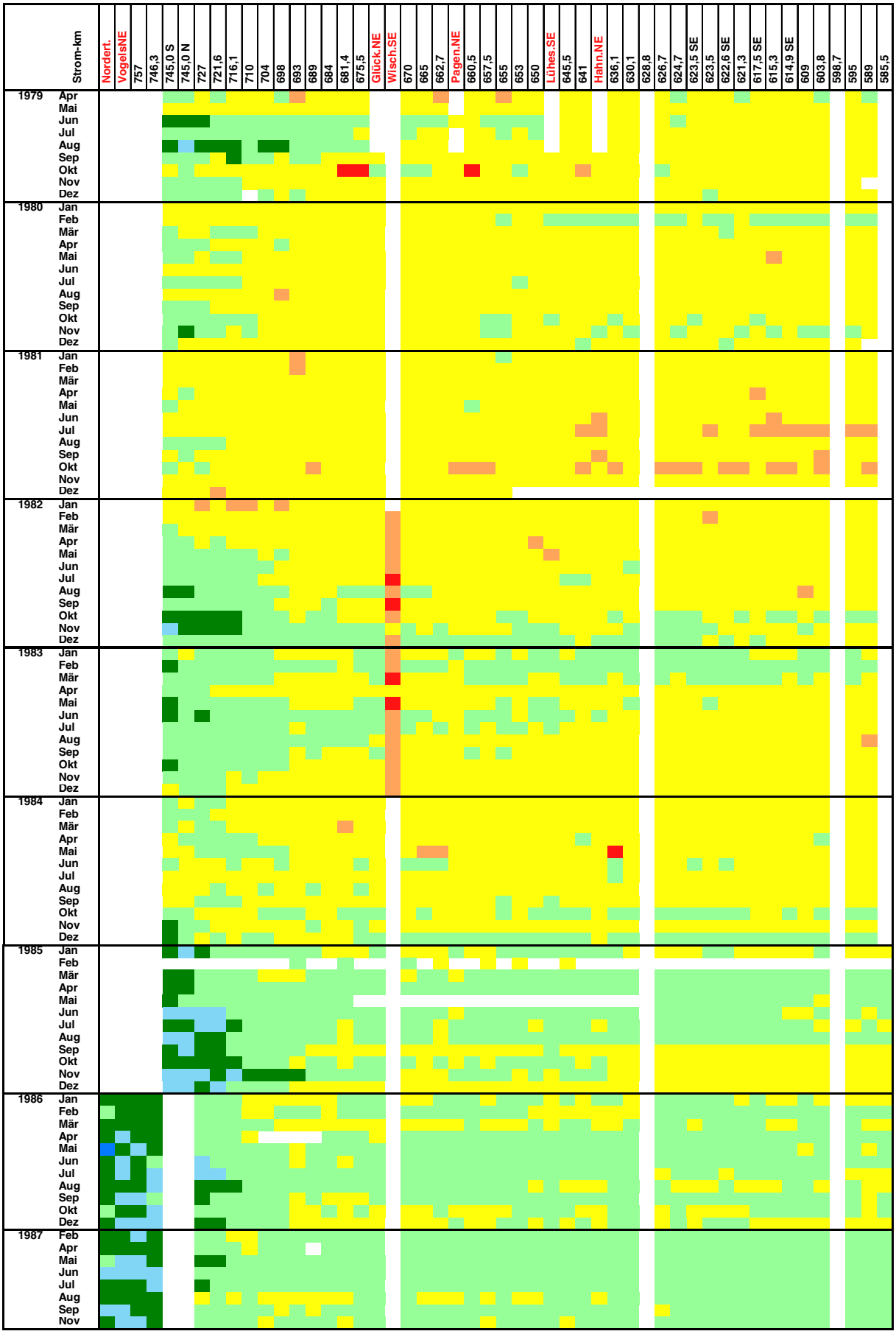
Im Jahre 1998 liegen die DOC-Konzentrationen im Allgemeinen unter 6,3 mg/l C, was den in Kapitel 2.1.3 genannten typischen DOC-Konzentrationen in Flusswasser entspricht. Die Normalanforderungswerte der DVGW (1996) werden 1998 in der gesamten Tideelbe überschritten, die Mindestanforderung wird jedoch in den meisten Fällen eingehalten. Überschreitungen sind mit 9,6 mg/l C im Mai bei Brunsbüttel (Str-km 693) und mit bis zu 17 mg/l C im August zwischen Hollerwettern und Brunsbüttel (Str-km 681,4 bis 693) festzustellen.

6.1.3.3 Particulate Organic Carbon (POC)

Bezüglich des partikulären Kohlenstoffes liegen erst seit 1991 und nur für wenige Messstellen im Bereich der Tideelbe Daten vor (vgl. Abb. A 5). Anhand der Analysenergebnisse ist zu erahnen, dass die POC-Gehalte in den Nebenelben (Hahnöfer, Lühesander und Pagendorfer Nebenelbe) etwas höher liegen (bis max. 18 mg/l C) als an den übrigen Standorten. Ferner fallen höhere Werte an der Messstelle Brunsbüttel auf (Str-km 693). Ein enger Zusammenhang mit den höheren Schwebstoffkonzentrationen (Trübungszone) ist hier zu vermuten. Im Median liegen die POC-Gehalte von 1991 bis 1998 zwischen 2,5 und 4,7 mg/l C.

6.1.3.4 Inorganic Carbon (IC)

Die Gehalte an anorganischem Kohlenstoff in der Elbe sind im Allgemeinen doppelt bis dreimal so hoch wie die TOC-Werte (vgl. Abb. A 6). Sie liegen im gesamten Längsprofil der Tideelbe auf einem gleichbleibenden Niveau zwischen 20 und 30 mg/l C. Eine jahreszeitliche Prägung mit höheren IC-Gehalten im Winter deutet sich schwach an. Eine Abnahme der IC-Gehalte im Laufe der Jahre ist, im Gegensatz zu den Kenngrößen des organischen Kohlenstoffes, nicht zu erkennen.


Strom-km
Nordert.
VogelsNE
757
746,3
745,0 S
745,0 N
727
721,6
716,1
710
704
698
693
689
684
681,4
675,5
Glück.NE
Wisch.SE
670
665
662,7
Pagen.NE
660,5
657,5
655
653
650
Lühes.SE
645,5
641
Hahn.NE
636,1
630,1
628,8
626,7
624,7
623,5 SE
623,5
622,6 SE
621,3
617,5 SE
615,3
614,9 SE
609
603,8
598,7
595
589
585,5
1979
1980
1981
1982
1983
1984
1985
1986
1987
Apr
Mai
Jun
Jul
Aug
Sep
Okt
Nov
Dez
Jan
Feb
Mär

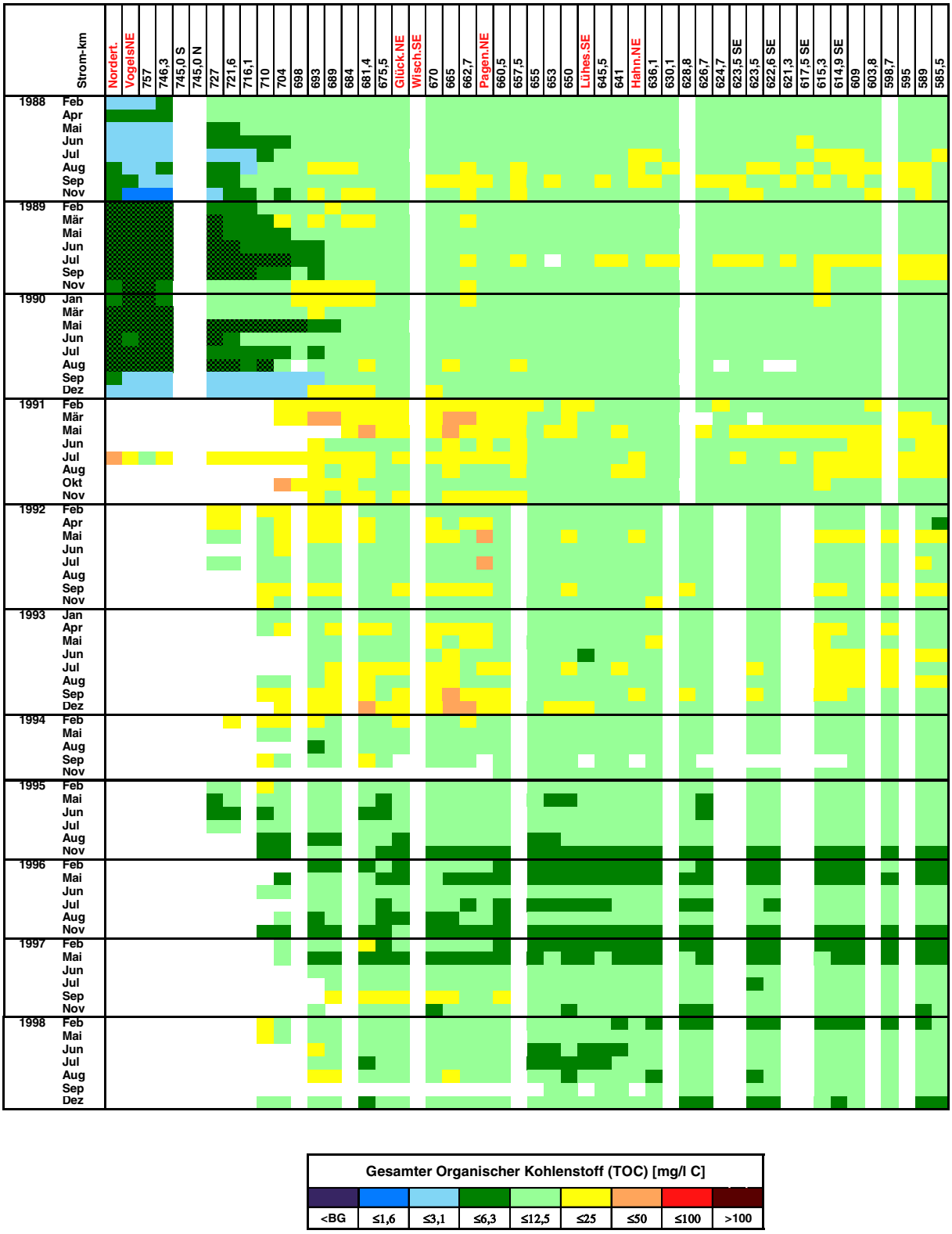


Abb. 10: TOC-Konzentrationen in der Tideelbe (1979-1998)

6.1.4 Stickstoff

Bei der Verteilung der Ammonium-Konzentrationen im Längsschnitt der Tideelbe ist der Bereich Geesthacht bis einschließlich des Hamburger Stadtgebietes (Str-km 585,5 bis 641) bis etwa 1990 eindeutig als Belastungsschwerpunkt zu erkennen (s. Abb. 10). Dass sich diese Belastung im Winter und Frühjahr bis zur Außenelbe hinunterzieht, ist überdeutlich zu sehen und hat zweierlei Ursachen. Zum einen findet im Winter aufgrund der niedrigen Wassertemperaturen kaum eine Nitrifikation statt, das heißt das Ammonium wird auf der Strecke zwischen Hamburg und Cuxhaven kaum abgebaut, so dass die NH_4^+-Konzentrationen nur wenig abnehmen. In der Außenelbe gehen sie aufgrund der starken Verdünnung durch das Nordseewasser schließlich rapide zurück. Extrem hohe Ammonium-Konzentrationen von 4 und 5 mg/l N (die LAWA-Zielvorgabe liegt bei 0,3 mg/l N) treten in kalten Wintern auf und sind deutlich mit Wassertemperaturen um den Gefrierpunkt korreliert (z. B. Januar und Dezember 1985) und entstehen durch die Hemmung der Ammoniumoxidation bei niedrigen Temperaturen. Eine Fischtoxizität durch hohe Ammoniak-Konzentrationen ist allerdings aufgrund der niedrigen Temperaturen nicht zu erwarten (vgl. Tab. 2, Kap. 2.1.4).

Der andere Einflussfaktor auf die Verteilung der Ammoniumgehalte unterstrom Hamburg ist der Oberwasserabfluss. Hohe Oberwasserabflüsse führen dazu, dass die Ammoniumbelastung z. T. bis in die Außenelbe hineinreicht (vgl. das starke Frühjahrshochwasser im Jahre 1987, s. Abb. A 1).

Die rege Bakterienaktivität führt zum Sommer hin (etwa ab Mai) unterstrom Hamburgs zu einem raschen Abbau des Ammoniums zu Nitrat (Nitrifikation, vgl. Abb. 13). Dies verdeutlicht der Anstieg der Nitrat-Konzentrationen zwischen unterstrom Hamburg und Brunsbüttel (Str-km 693) bei gleichzeitiger Abnahme der NH_4^+-Konzentrationen. Durch den hohen Bakterienbesatz und die geringen Oberwasserabflüsse (lange Verweilzeiten) wird das Ammonium im Sommer/Frühherbst praktisch noch im Bereich des Hamburger Stadtgebietes abgebaut, so dass die Konzentrationen unterstrom Hamburgs die Zielvorgabe der LAWA einhalten (0,3 mg/l N).

Die hohen Ammoniumeinträge von oberstrom und im Stadtgebiet Hamburgs und die starke Nitrifikation in den Sommern der 80er Jahre äußern sich auch durch eine Art Nitritstau (erhöhte Nitrit-Konzentrationen bis zu 1 mg/l N, vgl. Abb. 12) genau in diesem Bereich. Seit 1991 ist jedoch eine geringere Nitritbildung zu verzeichnen. Eine akute Fischtoxizität über die Bildung von salpetriger Säure war bei den genannten Nitrit-Konzentrationen noch nicht zu erwarten.

Seit Ende der 80er Jahre ist die Ammoniumbelastung der Elbe stark rückläufig, so dass die Werte heute (1998), außer in den Wintermonaten, im Bereich der Zielvorgabe der LAWA bzw. z. T. noch deutlich darunter liegen. Die Trinkwassergrenzwerte der Bundesrepublik und der EU (0,39 mg/l N, vgl. Tab. 1) werden in der Tideelbe das ganze Jahr über eingehalten, wenn auch z. T. nur knapp. Die Mindestanforderung des DVGW (1996) wird in den Wintermonaten im Bereich Hamburg und unterstrom davon überschritten. Desgleichen gilt für die Zielvorgabe der ARGE-ELBE-Klassifikation (Klasse II, <0,15 mg/l N), allerdings findet hier eine Überschreitung im o. g. Bereich nicht nur in den Wintermonaten, sondern z. T. auch im Mai und Juni statt. Die entsprechenden Werte (bis 0,41 mg/l N) wären dann der Klasse II-III zuzuordnen.

Die Nitratgehalte liegen 1998 überwiegend oberhalb der LAWA- und der ARGE-ELBE-Zielvorgabe von 2,5 mg/l N (maximal bei 5,1 mg/l N, Klasse III). In den Wintermonaten sind die Nitrat-Konzentrationen fast an sämtlichen Messstellen der Tideelbe der Klasse III zuzuordnen (4-5 mg/l N), während im Sommer oberstrom Hamburgs und unterstrom

Brunsbüttel vorwiegend Werte der Klasse II und im Bereich dazwischen fast ausschließlich Werte der Klasse II-III vorkommen.

Die Nitritwerte liegen 1998 im Median bei 0,02 mg/l N, und selbst der Maximalwert von 0,12 mg/l N ist noch der Klasse II (Zielvorgabe) des ARGE-ELBE-Klassifikationssystems zuzuordnen. Im Bereich zwischen Bützfleth und Brunsbüttel sind im Sommer sogar Werte um und unter der Bestimmungsgrenze ermittelt worden.

Die Verminderung der Einträge im Raum Hamburg in den letzten zehn bis fünfzehn Jahren ist auf die Inbetriebnahme der Klärwerke Glüsingen (Seevetal, 1983) und Köhlbrandhöft/Dradenau (1988) zurückzuführen. Für die Einträge von oberstrom in die Tideelbe spielt vor allem der Ausbau der Kläranlagen in den neuen Bundesländern in den 90er Jahren eine entscheidende Rolle.

Die Verteilung der Gesamtstickstoff-Konzentrationen (vgl. Abb. A 7) zeichnet in der Summe die der oben beschriebenen einzelnen Stickstoffmessgrößen nach: auch hier ist wieder eine starke Abnahme der Konzentrationen von Anfang der 80er bis Ende der 90er Jahre zu verzeichnen (im Median von 7,5 mg/l N im Jahre 1981 auf 3,6 mg/l N im Jahre 1998). Aktuell (1998) wird die Zielvorgabe der ARGE-ELBE-Klassifikation nur in den Wintermonaten nicht erreicht; dann sind die Gesamtstickstoff-Werte fast in der gesamten Tideelbe der Klasse II-III (5-8 mg/l N) zuzuordnen.

6.1.5 Gesamtphosphor und Phosphat

6.1.5.1 Orthophosphat (PO_4^{3-})

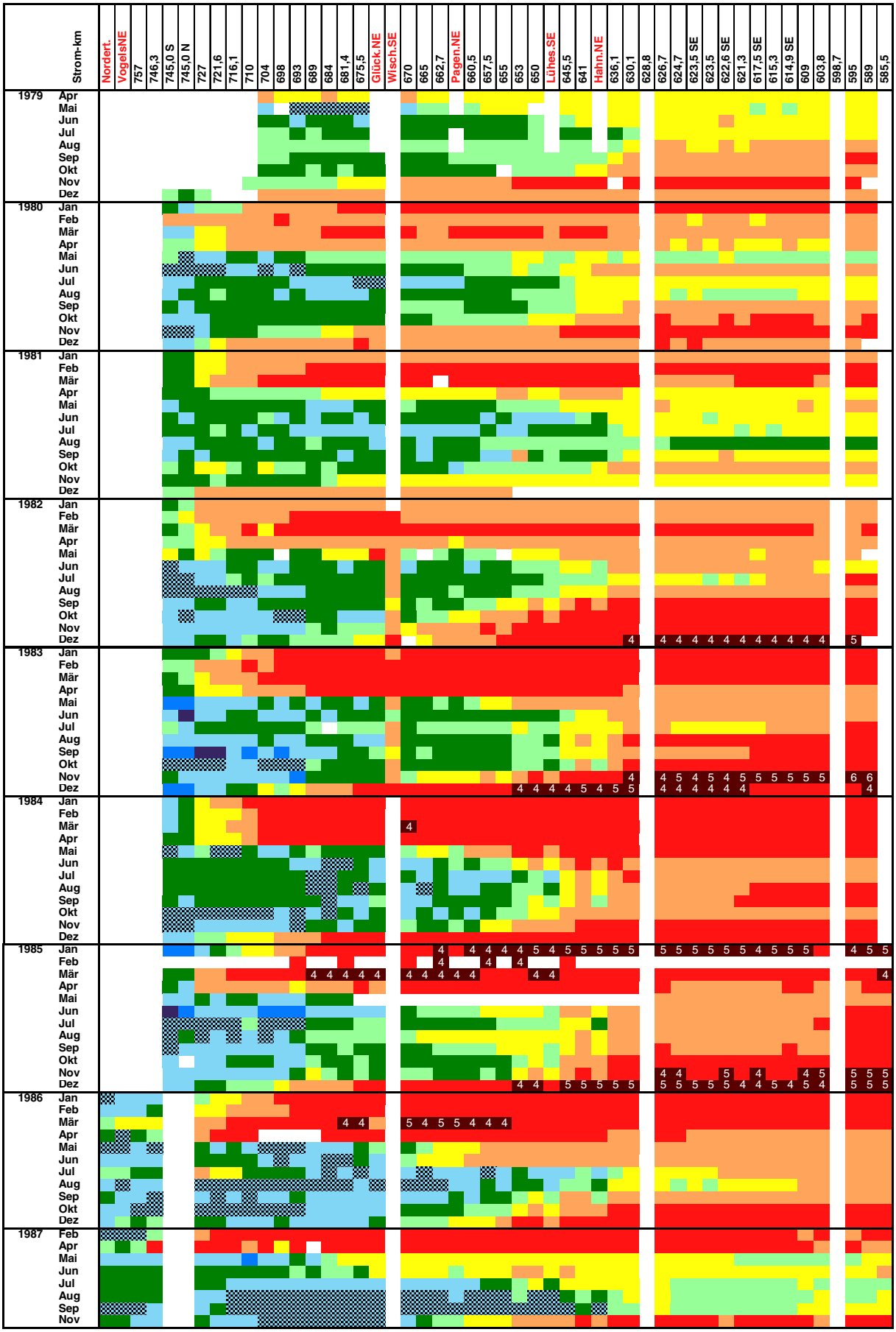
Bei den Phosphat-Konzentrationen im Bereich der Tideelbe ist in den Jahren 1978 bis 1998 keine klare jahreszeitliche Prägung zu erkennen (vgl. Abb. 14). Allenfalls deutet sich im Bereich zwischen Geesthacht und Glückstadt (Str-km 585,5 bis 675,5) eine Zunahme der PO_4^{3-}-Konzentrationen in der zweiten Jahreshälfte an. Seit 1987 sind die PO_4^{3-}-Konzentrationen ein wenig und seit 1992 sehr deutlich zurückgegangen (verbesserte Abwasserklärung und Auswirkungen der zunehmenden Verwendung phosphatfreier Waschmittel). Heute (1998) sind die Phosphat-Konzentrationen der Tideelbe fast durchgängig in die ARGE-ELBE-Klasse II-III (<0,1 mg/l N, vgl. Tab. 1) und niedriger einzustufen. Die Zielvorgabe (0,03 mg/l P) wird allerdings nur äußerst selten erreicht, beispielsweise in der Außenelbe und im Sommer im Bereich des Wehres Geesthacht. Letzteres ist ein weiteres Indiz für den in den Kapiteln 6.1.1 und 6.1.2 bereits vermuteten starken Besatz des Bereiches oberstrom des Wehrs mit Algen: durch deren rege Vermehrung ist der Vorrat an Phosphat im Wasser offenbar aufgebraucht worden.

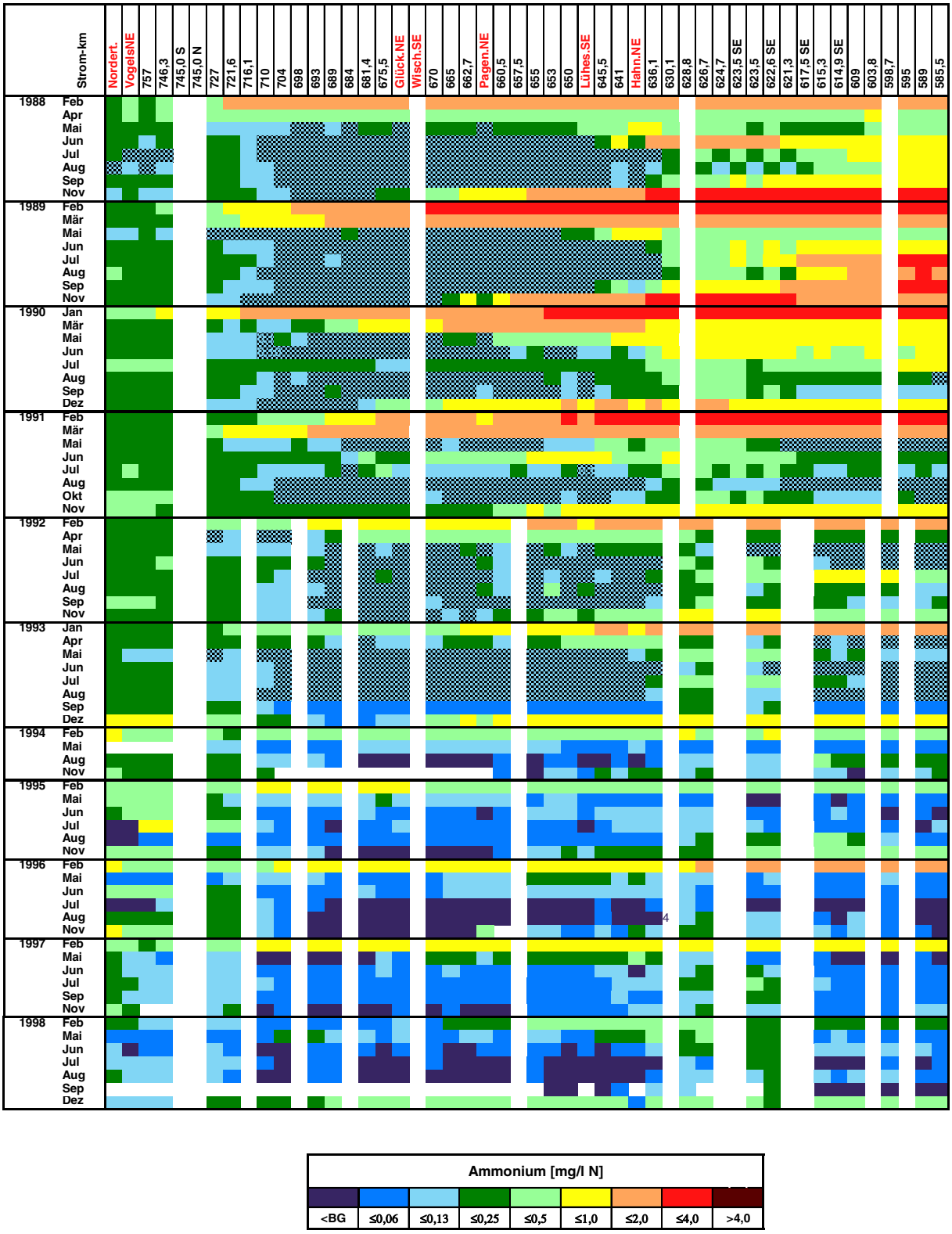
In der Tideelbe selbst treten extreme Algenblüten nicht auf, da hier nicht die Nährstoff-Konzentrationen, sondern das schlechte Lichtklima und die Wassertiefe das Ausmaß des Wachstums und der Vermehrung von Algen/Pflanzen bestimmen (ARGE ELBE 1985).

6.1.5.2 Gesamtphosphor

Auch bei den Gesamtphosphor-Konzentrationen ist über die Jahrzehnte hinweg kein einheitlicher jahreszeitlicher Trend zu erkennen (s. Abb. 15).

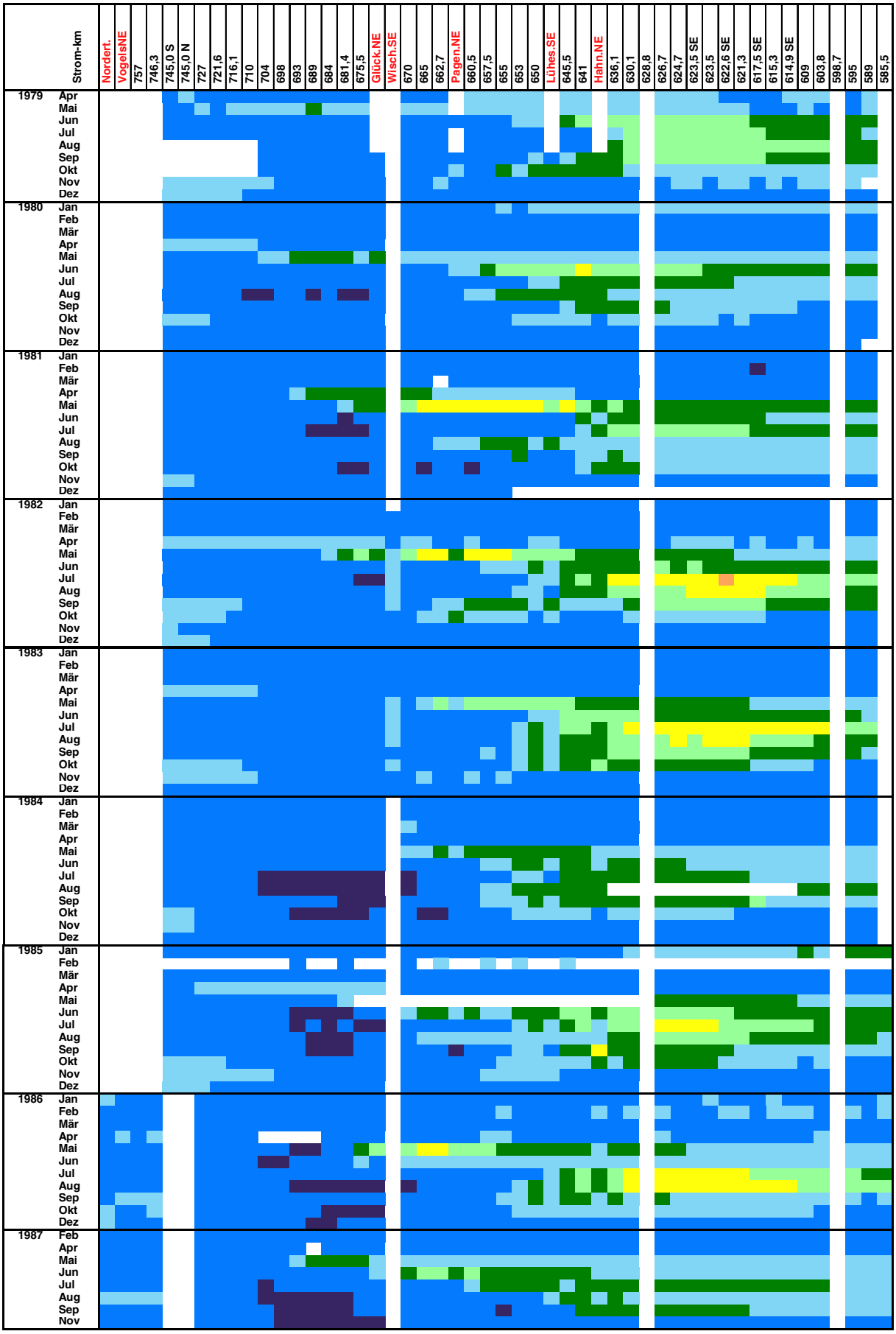
Auffällig hohe Gesamtphosphor-Konzentrationen sind in den Jahren 1982-1985 zu finden, in denen schon die PO_4^{3-}-Konzentrationen deutlich höher waren (s. o.).


Strom-km
Nordert.
VogelsNE
757
746,3
745,0 S
745,0 N
727
721,6
716,1
710
704
698
693
689
684
681,4
675,5
Glück.NE
Wisch.SE
670
665
662,7
Pagen.NE
660,5
657,5
655
653
650
Lühes.SE
645,5
641
Hahn.NE
636,1
630,1
628,8
626,7
624,7
623,5 SE
623,5
622,6 SE
621,3
617,5 SE
615,3
614,9 SE
609
603,8
598,7
595
589
585,5
1979
1980
1981
1982
1983
1984
1985
1986
1987
Apr
Mai
Jun
Jul
Aug
Sep
Okt
Nov
Dez
Jan
Feb
Mär



Gitterschraffur: *Bestimmungsgrenze wechselte im Untersuchungszeitraum und lag in diesem Fall höher als die für die Klassifikation zugrunde gelegte niedrigste Bestimmungsgrenze des Untersuchungszeitraumes*

Abb. 11: Ammonium-Konzentrationen in der Tideelbe (1979-1998)


Strom-km
Nordert.
VogelsNE
757
746,3
745,0 S
745,0 N
727
721,6
716,1
710
704
698
693
689
684
681,4
675,5
Glück.NE
Wisch.SE
670
665
662,7
Pagen.NE
660,5
657,5
655
653
650
Lühes.SE
645,5
641
Hahn.NE
636,1
630,1
628,8
626,7
624,7
623,5 SE
623,5
622,6 SE
621,3
617,5 SE
615,3
614,9 SE
609
603,8
598,7
595
589
585,5
1979
1980
1981
1982
1983
1984
1985
1986
1987
Apr
Mai
Jun
Jul
Aug
Sep
Okt
Nov
Dez
Jan
Feb
Mär

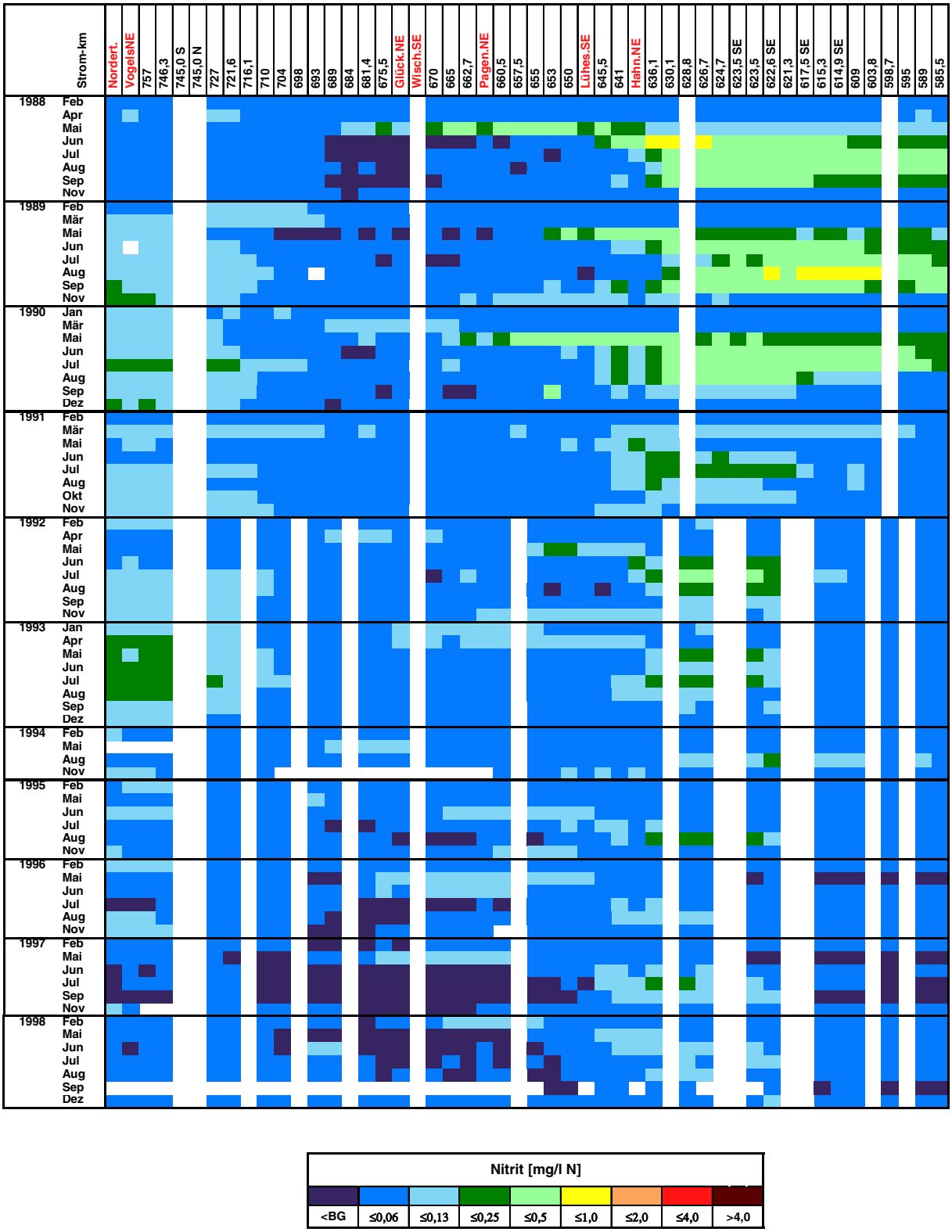
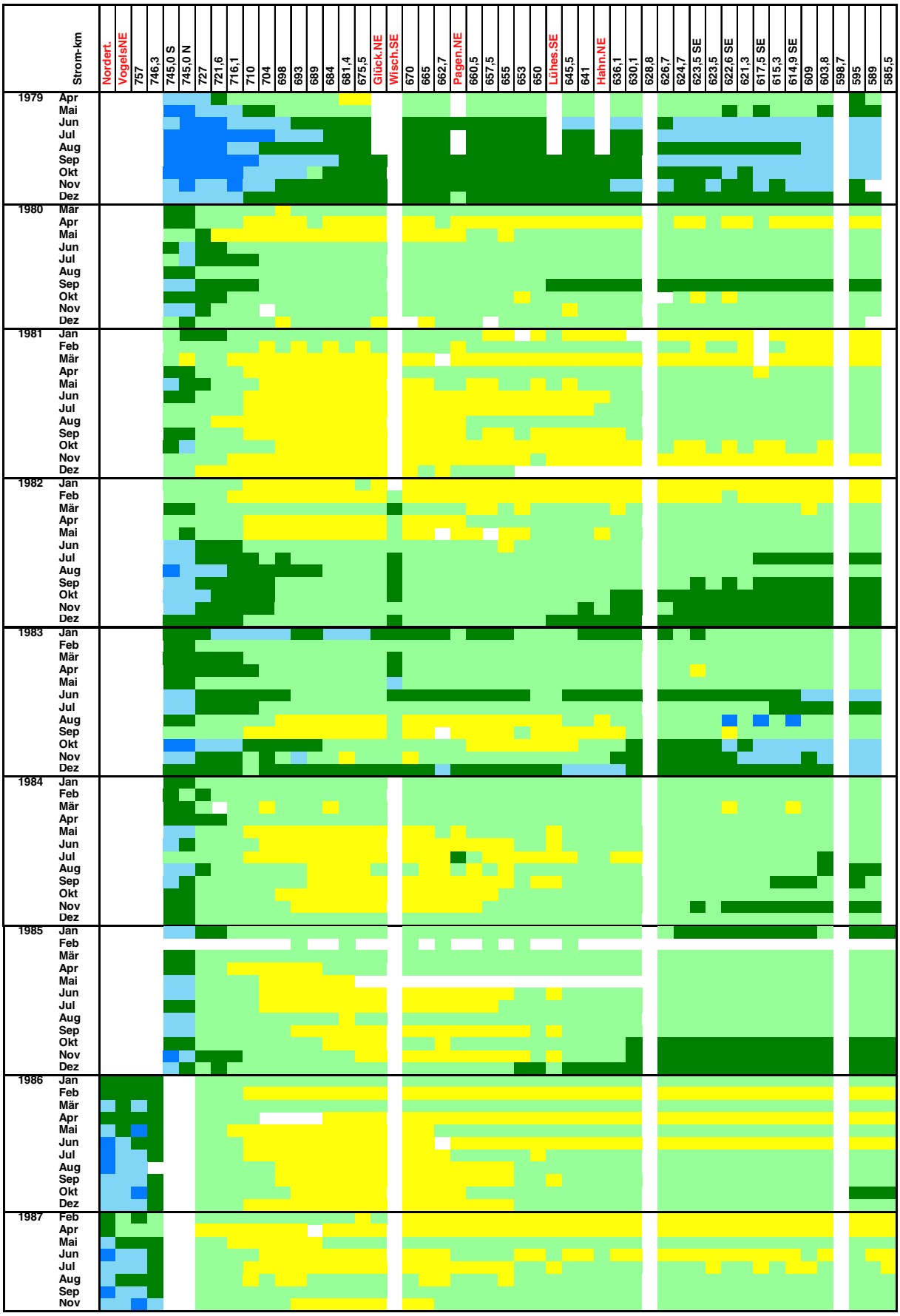


Abb. 12: Nitrit-Konzentrationen in der Tideelbe (1979-1998)


Strom-km
Nordert.
VogelsNE
757
746,3
745,0 S
745,0 N
727
721,6
716,1
710
704
698
693
689
684
681,4
675,5
Glück.NE
Wisch.SE
670
665
662,7
Pagen.NE
660,5
657,5
655
653
650
Lühes.SE
645,5
641
Hahn.NE
636,1
630,1
628,8
626,7
624,7
623,5 SE
623,5
622,6 SE
621,3
617,5 SE
615,3
614,9 SE
609
603,8
598,7
595
589
585,5
1979
1980
1981
1982
1983
1984
1985
1986
1987
Apr
Mai
Jun
Jul
Aug
Sep
Okt
Nov
Dez
Mär
Jan
Feb

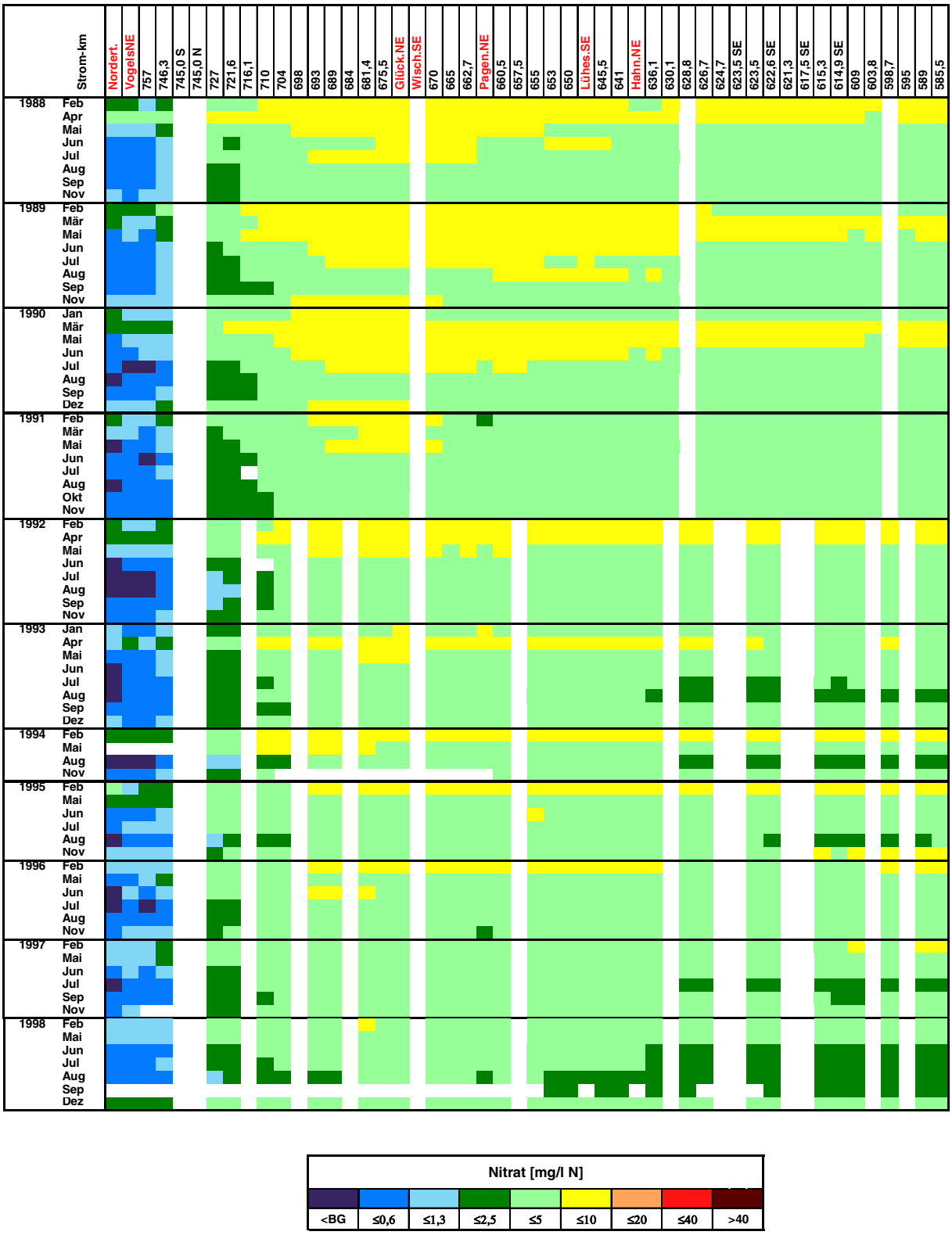
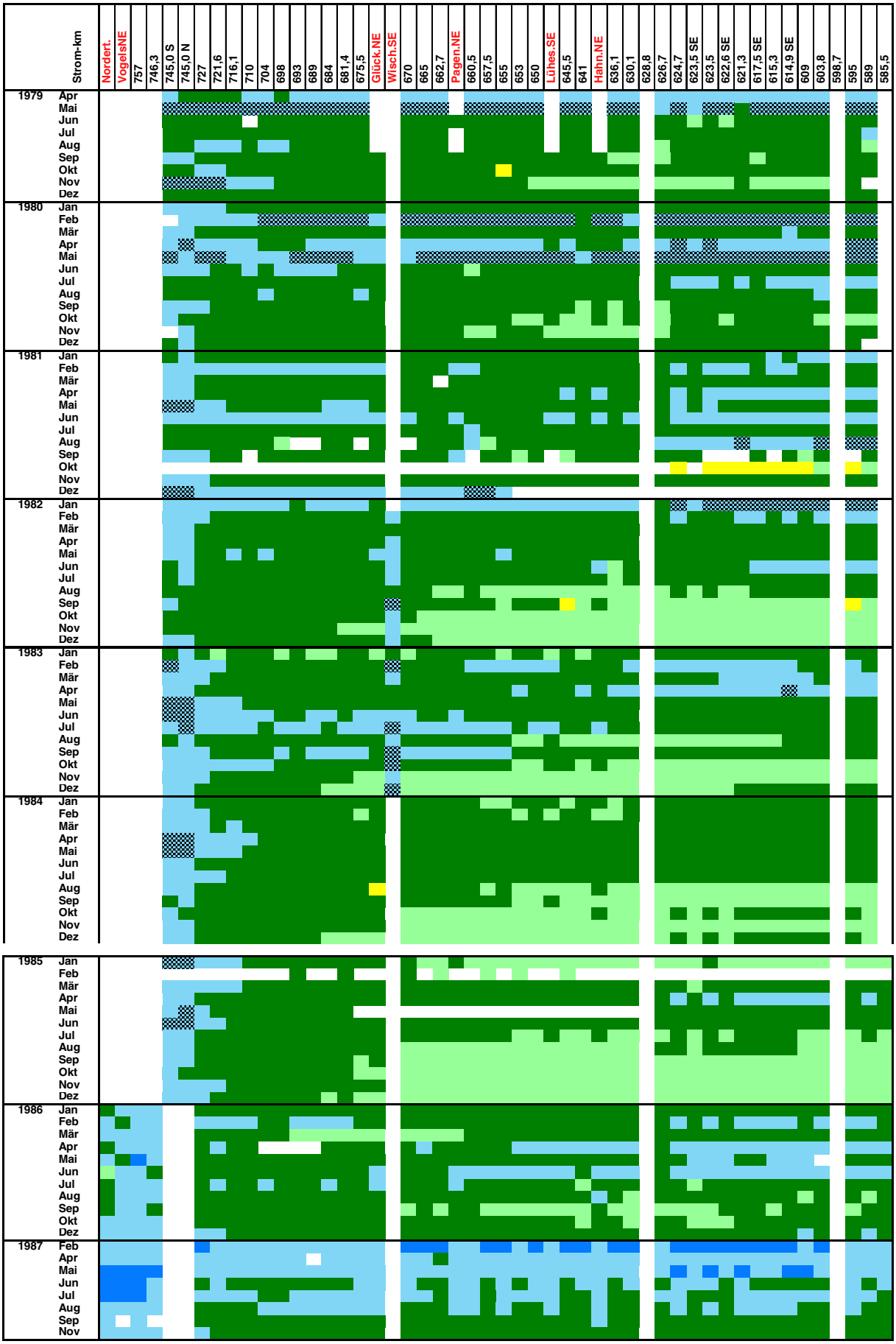
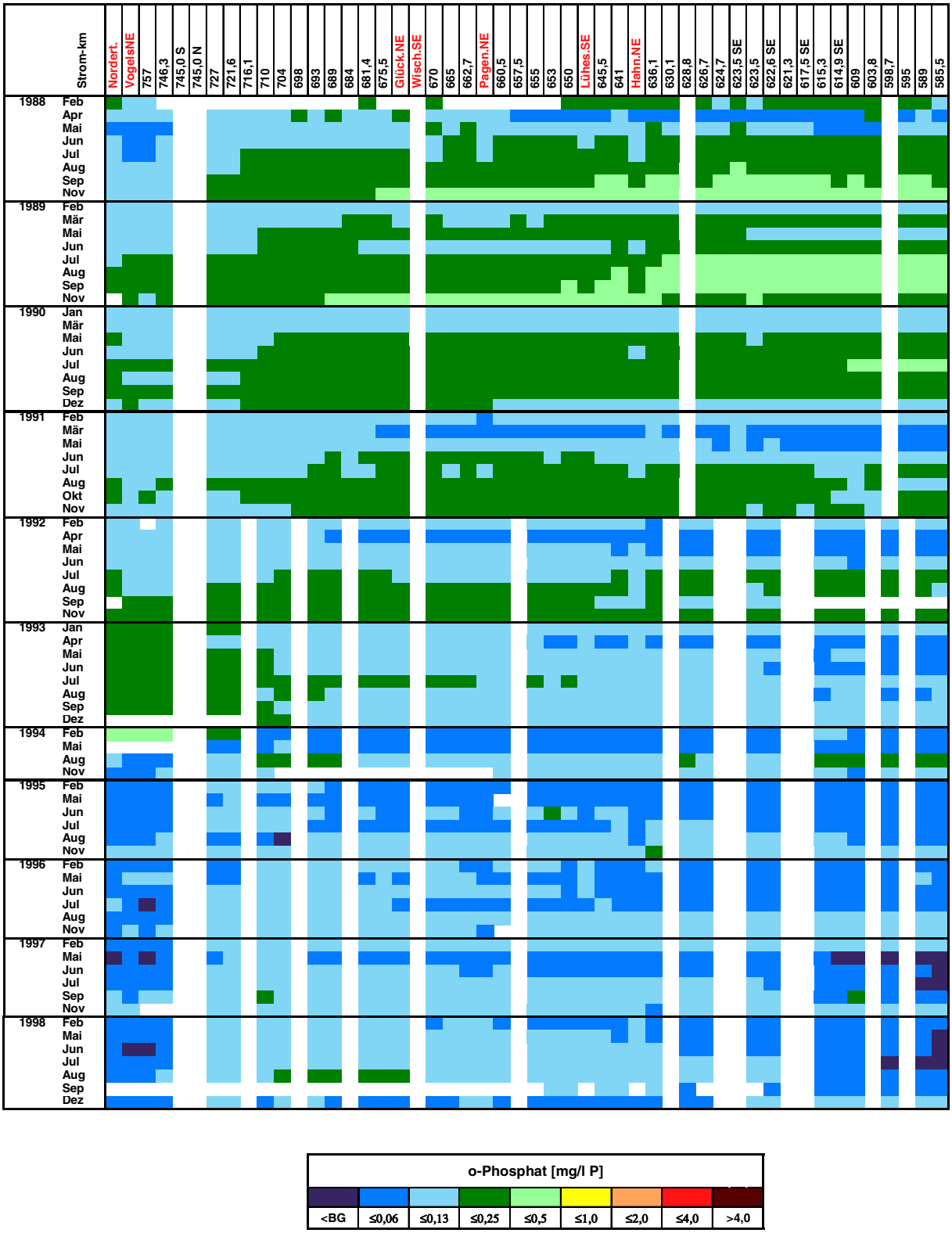


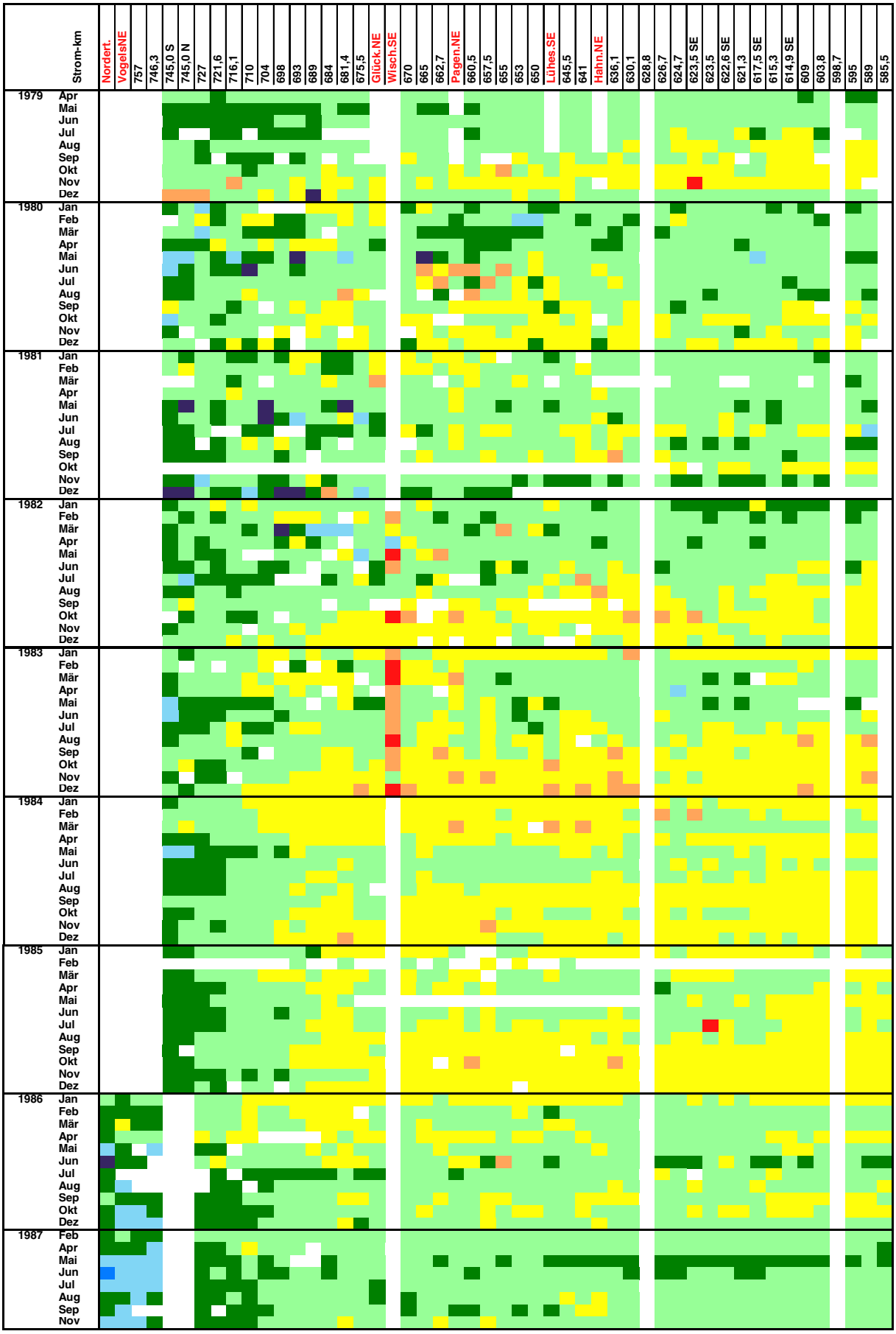
Abb. 13: Nitrat-Konzentrationen in der Tideelbe (1979-1998)


Strom-km
Nordert.
VogelsNE
757
746,3
745,0 S
745,0 N
727
721,6
716,1
710
704
698
693
689
684
681,4
675,5
Glück.NE
Wisch.SE
670
665
662,7
Pagen.NE
660,5
657,5
655
653
650
Lühes.SE
645,5
641
Hahn.NE
636,1
630,1
628,8
626,7
624,7
623,5 SE
623,5
622,6 SE
621,3
617,5 SE
615,3
614,9 SE
609
603,8
598,7
595
589
585,5
1979
1980
1981
1982
1983
1984
1985
1986
1987
Jan
Feb
Mär
Apr
Mai
Jun
Jul
Aug
Sep
Okt
Nov
Dez



Gitterschraffur: *Bestimmungsgrenze wechselte im Untersuchungszeitraum und lag in diesem Fall höher als die für die Klassifikation zugrunde gelegte niedrigste Bestimmungsgrenze des Untersuchungszeitraumes*

Abb. 14: Orthophosphat-Konzentrationen in der Tideelbe (1979-1998)


Strom-km
Nordert.
VogelsNE
757
746,3
745,0 S
745,0 N
727
721,6
716,1
710
704
698
693
689
684
681,4
675,5
Glück.NE
Wisch.SE
670
665
662,7
Pagen.NE
660,5
657,5
655
653
650
Lühes.SE
645,5
641
Hahn.NE
636,1
630,1
628,8
626,7
624,7
623,5 SE
623,5
622,6 SE
621,3
617,5 SE
615,3
614,9 SE
609
603,8
598,7
595
589
585,5
1979
1980
1981
1982
1983
1984
1985
1986
1987
Apr
Mai
Jun
Jul
Aug
Sep
Okt
Nov
Dez
Jan
Feb
Mär

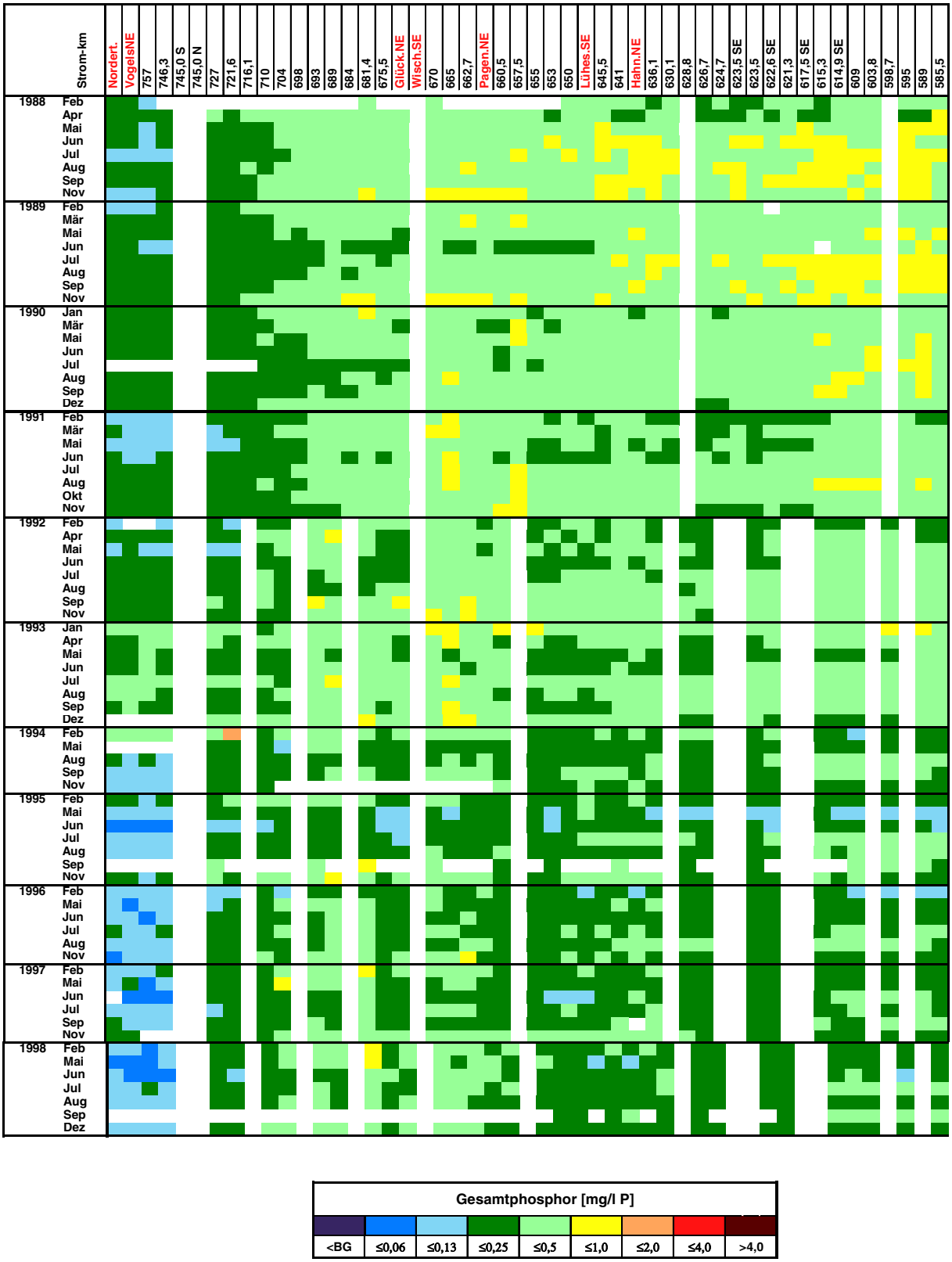


Abb. 15: Gesamtphosphor-Konzentrationen in der Tideelbe (1979-1998)

Besonders ins Auge stechen die hohen Gesamtphosphor-Konzentrationen im Bereich der Wischhafener Süderelbe, die im Einzelnen noch zu klären sein werden. Auffälligerweise sind an dieser Messstelle zwar die Gesamtphosphor-Konzentrationen deutlich höher als an den umgebenden Messstellen, nicht jedoch die PO_4^{3-}-Konzentrationen, was auf einen erhöhten Anteil der partikulären Phosphor-Fraktion hindeutet.

Aktuell (1998) erreichen die Gesamtphosphor-Konzentrationen nur selten die Zielvorgabe der ARGE-ELBE-Klassifikation (0,15 mg/l P). Im Allgemeinen liegen sie in Klasse II-III (0,15-0,5 mg/l P).

6.1.6 Sauerstoffzehrung

6.1.6.1 Zehrung

Zehrung$_2$, Zehrung$_5$, Zehrung$_8$, Zehrung$_{15}$

Die Zehrung$_2$- und Zehrung$_5$-Werte wurden für die Jahre 1979-86 ermittelt, während Zehrung$_8$- und Zehrung$_{15}$-Werte nur für die Jahre 1982-85 vorliegen (vgl. Abb. A 8 - A 11).

Auffällig ist auch hier wieder die jahreszeitliche Verteilung. Im Frühjahr ist die Zehrung bis hinunter zur Außenelbe sehr hoch, während im Sommer die Maximalwerte im Großraum Hamburg liegen und unterstrom Hamburgs schrittweise zurückgehen. Starke Einträge durch den Großraum Hamburg (Anfang der 80er Jahre), lange Laufzeiten durch niedrige Oberwasserabflüsse, erhöhte Temperaturen und eine damit verbundene verstärkte Stoffmineralisation durch Mikroorganismen dürften hier im Sommer die prägenden Einflüsse sein. Im Frühjahr hingegen ist der hohe Oberwasserabfluss mit den damit verbundenen kurzen Laufzeiten für die Verteilung der Zehrungswerte bestimmend. Ein im Bereich der Brackwasserzone einsetzender Verdünnungseffekt durch Nordseewasser ist ganzjährig zu erkennen.

Besonders hohe Zehrung$_{15}$-Werte sind im Dezember 1982, 1983 und 1985 zu verzeichnen. Diese gehen zu einem erheblichen Anteil auf die in diesen Jahren vergleichsweise hohen Ammonium-Konzentrationen in der Elbe zurück (Näheres siehe BERGEMANN et al. 1996).

Im Verhältnis zu den umliegenden Messstellen erhöhte Zehrungswerte weist wiederum die Wischhafener Nebenelbe auf.

Der Biologische Sauerstoffbedarf der Tideelbe ist in den Jahren 1978-86 gleichbleibend hoch, auf eine Verbesserung der Eintragssituation deutet daher bis 1986 nichts hin.

Zehrung$_7$, Zehrung$_{14}$, Zehrung$_{21}$

Ab 1987 ist tendenziell eine Abnahme der Zehrungswerte zu verzeichnen (vgl. Abb. 16 und Abb. A 12 - A 13). Seit Anfang der 90er Jahre sind die hohen Zehrungswerte (Zehrung$_{21}$ zwischen 16 und 30 mg/l O_2) überwiegend auf den Bereich unterhalb des Wehres Geesthacht und den Großraum Hamburg begrenzt. Bereits unterstrom Hamburgs gehen sie auf Werte <8 oder gar <4 mg/l O_2 zurück. Lediglich im Zuge der Frühjahrshochwässer treten selbst bis hinunter zur Ostemündung (Str-km 707) noch Zehrung$_{21}$-Werte von um die 10 mg/l O_2 auf. Die beschriebene Entwicklung spiegelt zum einen eine wesentliche Verminderung der Nährstoffeinträge durch den Bau bzw. Ausbau von Klärwerken wider: Aktuell höhere Zehrungswerte in der Tideelbe sind nicht, wie noch bis Ende der 80er Jahre, durch hohe Ammonium-Einträge in die Ober- und Mittelelbe bestimmt, sondern werden

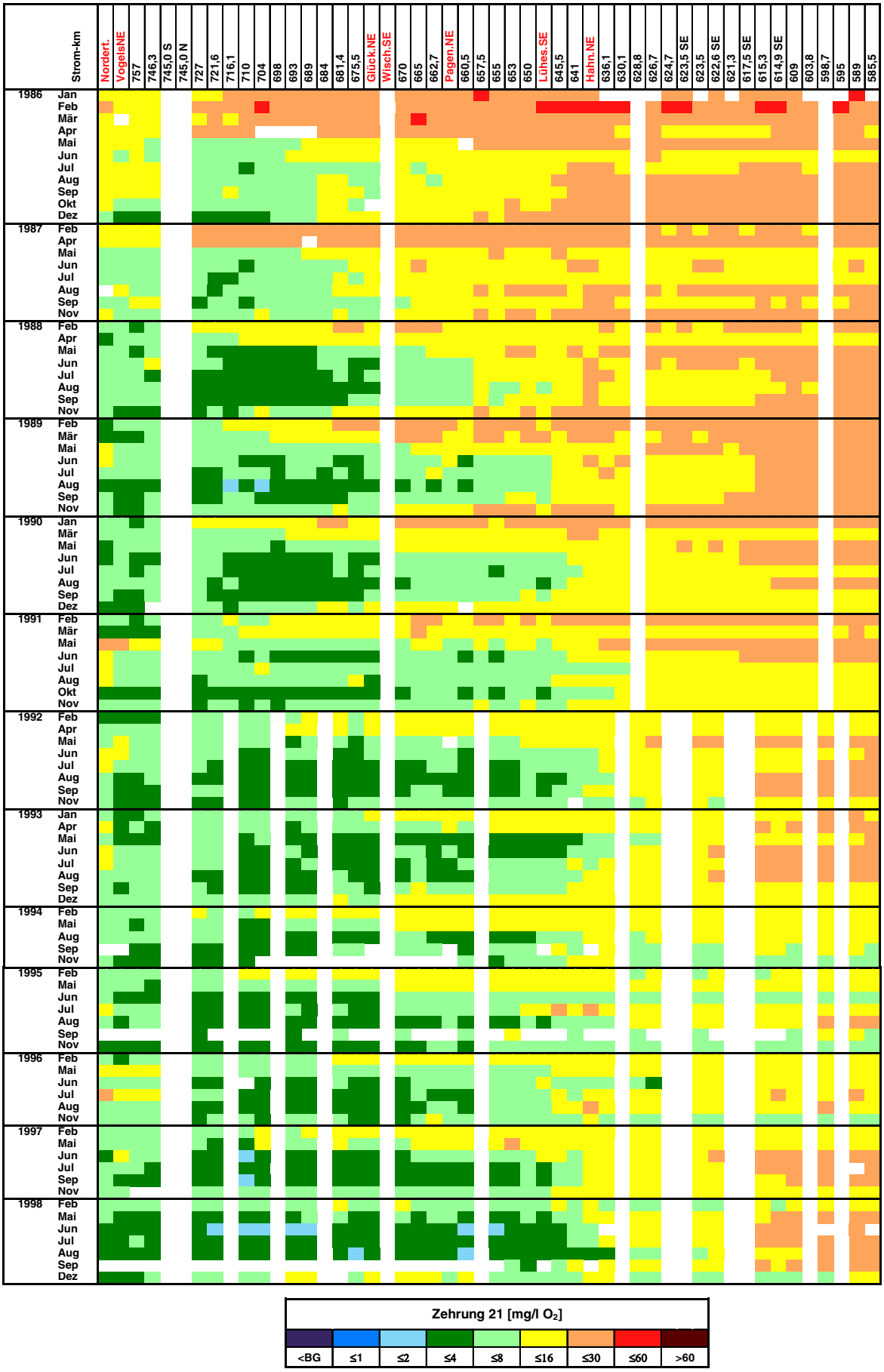
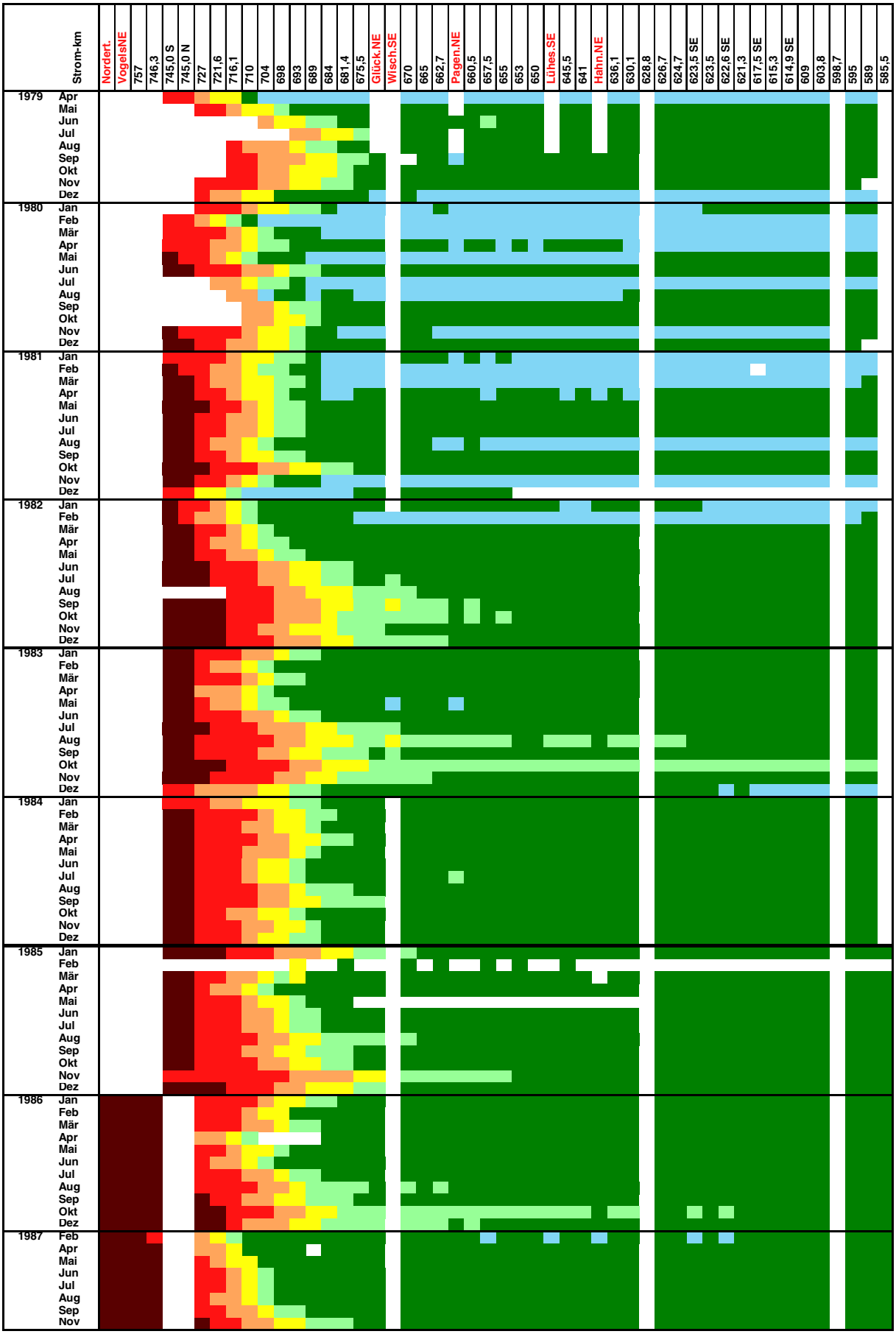


Abb. 16: Zehrung$_{21}$-Werte in der Tideelbe (1986-1998)


Strom-km
Nordert.
VogelsNE
757
746,3
745,0 S
745,0 N
727
721,6
716,1
710
704
698
693
689
684
681,4
675,5
Glück.NE
Wisch.SE
670
665
662,7
Pagen.NE
660,5
657,5
655
653
650
Lühes.SE
645,5
641
Hahn.NE
636,1
630,1
628,8
626,7
624,7
623,5 SE
623,5
622,6 SE
621,3
617,5 SE
615,3
614,9 SE
609
603,8
598,7
595
589
585,5
1979
1980
1981
1982
1983
1984
1985
1986
1987
Apr
Mai
Jun
Jul
Aug
Sep
Okt
Nov
Dez
Jan
Feb
Mär

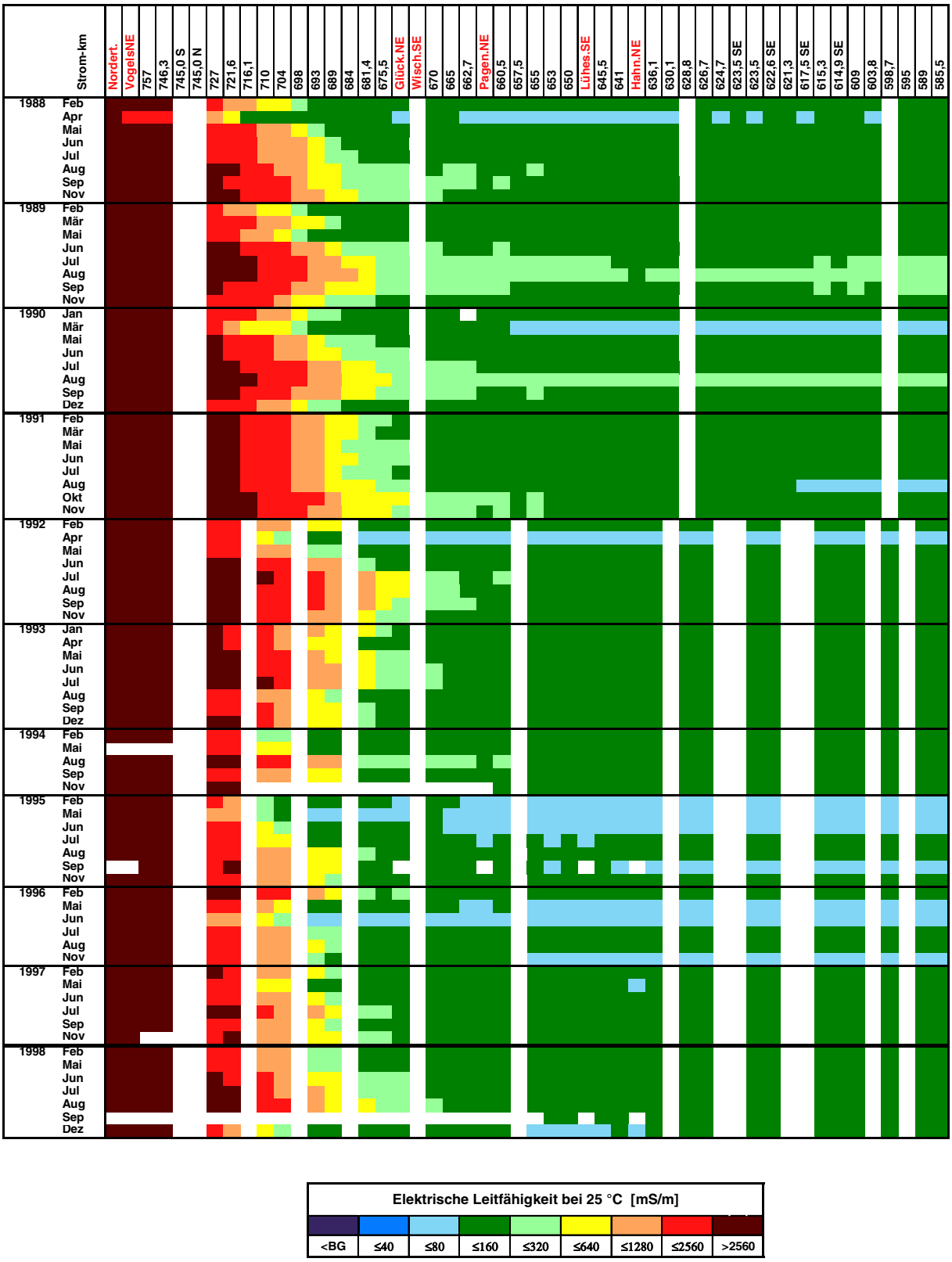


Abb. 17: Elektrische Leitfähigkeit in der Tideelbe (1979-1998)

weitestgehend durch den sauerstoffzehrenden Abbau von (Algen-)Biomasse hervorgerufen (vgl. Kap. 6.1.2): Durch den Rückgang der Einleitung schadstoffhaltiger Industrieabwässer insbesondere im Bereich der neuen Bundesländer hat sich die Wassergüte der Elbe in den letzten Jahren stark verbessert, wodurch es seit Anfang der 90er Jahre in der Mittelelbe zu ausgedehnten Algenblüten kommt.

Aktuell (1998) liegen die $Zehrung_{21}$-Werte in der Tideelbe im Median bei 5,5 mg/l O_2. Im Sommer werden im Bereich vom Wehr Geesthacht bis zum Ende des Hamburger Stromspaltungsgebietes $Zehrung_{21}$-Werte der ARGE-ELBE-Klassen II-III und III (vgl. Tab. 1), vereinzelt sogar der Klasse III-IV erreicht (maximal 22,6 mg/l O_2). Unterstrom dieses Bereiches wird die Zielvorgabe eingehalten oder sogar um eine Klasse unterschritten (Klasse I-II, <5 mg/l O_2).

6.1.6.2 Kaliumpermanganatverbrauch

Die Verteilung der Werte des Kaliumpermanganatverbrauchs zeigt genau das gleiche Bild wie die der CSB-Werte (s. Kap. 6.1.6.3). Die Werte liegen jedoch um einiges niedriger (im Allgemeinen zwischen 12,5 und 25 mg/l O_2, vgl. Abb. A 14), was - wie in Kapitel 2.1.6.2 bereits beschrieben - in der Methode an sich begründet liegt.

6.1.6.3 Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)

Der CSB wurde lediglich für die Jahre 1978 bis 1985 ermittelt (vgl. Abb. A 15 und A 16). In der Tendenz ist jedoch eine Erhöhung der Werte in den Jahren 1982-1985 zu erkennen. Im Längsprofil ist die Belastung von Geesthacht bis unterhalb Brunsbüttel ziemlich gleichförmig hoch zwischen 30 und 70 mg/l O_2. Extrem hoch sind die CSB-Werte der unfiltrierten Probe aus der Wischhafener Süderelbe, wohingegen die Werte der filtrierten Probe kaum von denen der umliegenden Messstellen abweichen. Dies lässt auf eine partikuläre bzw. biologische Bindung (Algen) der sauerstoffzehrenden Verunreinigungen der Wischhafener Süderelbe schließen.

Ein Rückgang der CSB-Werte im Laufe der untersuchten Jahre ist nicht zu verzeichnen, allerdings wurde die Untersuchung dieser Kenngröße gerade im Jahr 1985 eingestellt, von dem an bei vielen anderen Mess- und Kenngrößen ein starker Rückgang der Werte zu verzeichnen ist.

Die räumliche und die zeitliche Verteilung der CSB-Werte der filtrierten Proben ähneln denen der unfiltrierten, wobei der Sauerstoffverbrauch in den filtrierten Proben erwartungsgemäß deutlich niedriger liegt.

Zieht man das Verhältnis des CSB zur $Zehrung_5$ als Indikator für die Herkunft der Belastung heran (s. Kap. 2.1.6.3), so deutet dies mit 4:1 oder mehr eindeutig auf eine industrielle Herkunft der Wasserbelastung in den 80er Jahren hin.

6.1.7 Elektrische Leitfähigkeit und Chlorid-Konzentration

Sowohl die elektrische Leitfähigkeit als auch die Chlorid-Konzentrationen zeigen eindrucksvoll den Übergang vom limnischen (etwa Wehr Geesthacht bis Stadersand, Str-km 585,5 bis 655) zum marinen Bereich an. Je nach Oberwasserabflussbedingungen liegt der „sprunghafte“ Anstieg der Werte im Bereich zwischen Brokdorf/Störmündung und Brunsbüttel (Stromkilometer 681-698). Dort steigen die Leitfähigkeitswerte von unter 320 bis auf Werte von z. T. über 4.000 bzw. 5.000 mS/m an (vgl. Abb. 17). Die Chlorid-

Konzentrationen, die zwischen dem Wehr Geesthacht und der unteren Tideelbe i. a. zwischen 150 und 250 mg/l Cl^- liegen, steigen im selben Bereich durch den Übergang vom Süß- zum Salzwasser auf Werte um 10.000 bzw. 15.000 mg/l Cl^- an (vgl. Abb. A 17).

Bedingt durch den Oberwasserabfluss verschiebt sich der sprunghafte Anstieg bei beiden Messgrößen im zumeist abflussreicheren Winter/Frühjahr weiter stromab in die Außenelbe hinein. Ferner sind eine Zunahme der elektrischen Leitfähigkeit und eine Aufkonzentration der Chlorid-Ionen in den abflussärmeren Monaten zu verzeichnen. Insgesamt kann anhand der beiden Messgrößen eine gewisse Belastung des Elbewassers konstatiert werden, die ihre Ursache nicht zuletzt in den Kalibergbauen an der Saale hat (vgl. Kap. 7.1.7).

Eine Einstufung der elektrischen Leitfähigkeit des Tideelbe-Wassers ist lediglich für die nicht unmittelbar vom Salzwasser beeinflussten Messstellen sinnvoll. Dort ist aktuell (1998) keine Überschreitung der in Tabelle 1 aufgeführten Orientierungs- und Grenzwerte festzustellen. Desgleichen gilt für die Chlorid-Konzentrationen.

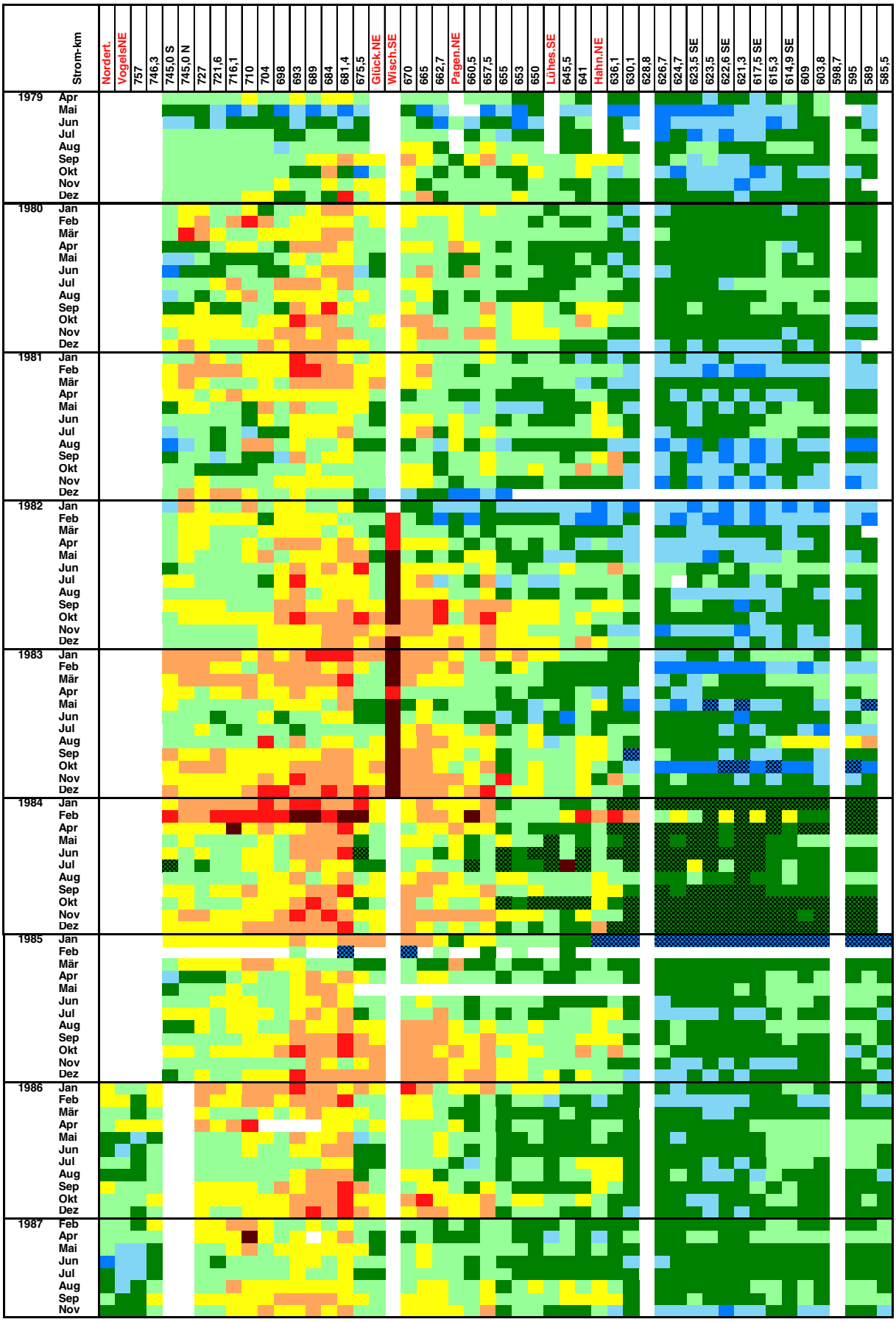
6.1.8 Sonstige

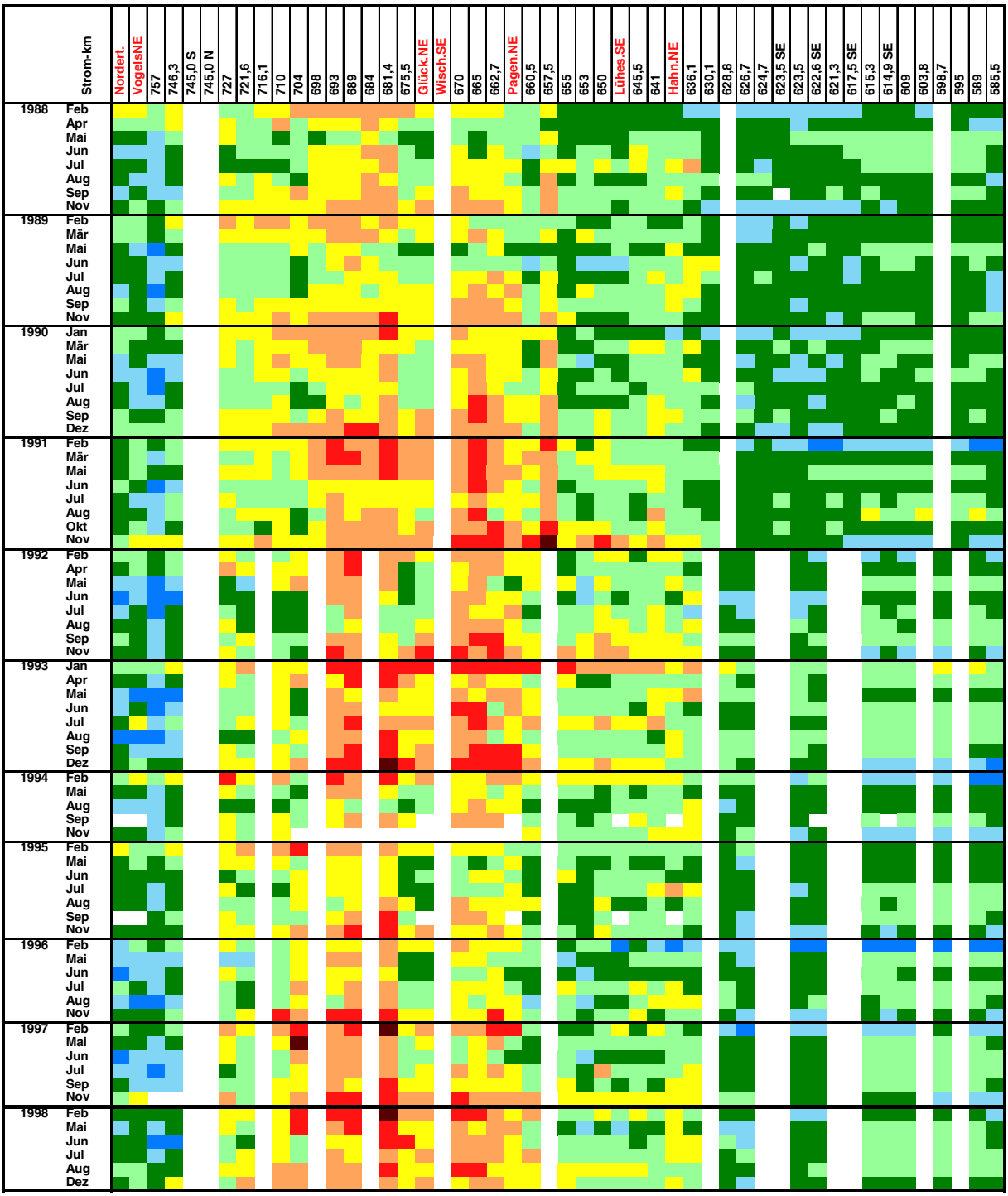
6.1.8.1 Abfiltrierbare Stoffe und Glühverlust der abfiltrierbaren Stoffe

Die Verteilung der Gehalte an abfiltrierbaren Stoffen in der Tideelbe ist aus Abbildung 18 zu ersehen. Die z. T. gegenläufigen Strömungsbedingungen des Oberwasserabflusses und der Tiden, d. h. das durch den Tideneinfluss veränderte Strömungsregime, führen zu einem leichten Anstieg der Schwebstoffgehalte ab Seemannshöft (Str-km 628,8), der sich ab Bützfleth (Str-km 657) verstärkt. Etwa zwischen Glückstadt und Cuxhaven (Str-km 675,5 bis 727) bildet sich aufgrund der sich mischenden Süß- und Salzwassermassen eine Zone besonders hoher Schwebstoff-Gehalte aus, die so genannte Trübungszone. In der Außenelbe selbst gehen die Gehalte dann wieder sichtbar zurück. Das Bild ist in allen Untersuchungsjahren sehr ähnlich.

Als auffällige Messstelle ist wiederum die Wischhafener Süderelbe mit im Vergleich zu den umliegenden Messstellen stark erhöhten Gehalten zu nennen. Dies stimmt mit den in Kapitel 6.1.5 beschriebenen höheren Gehalten an partikulär gebundenem Phosphor überein.

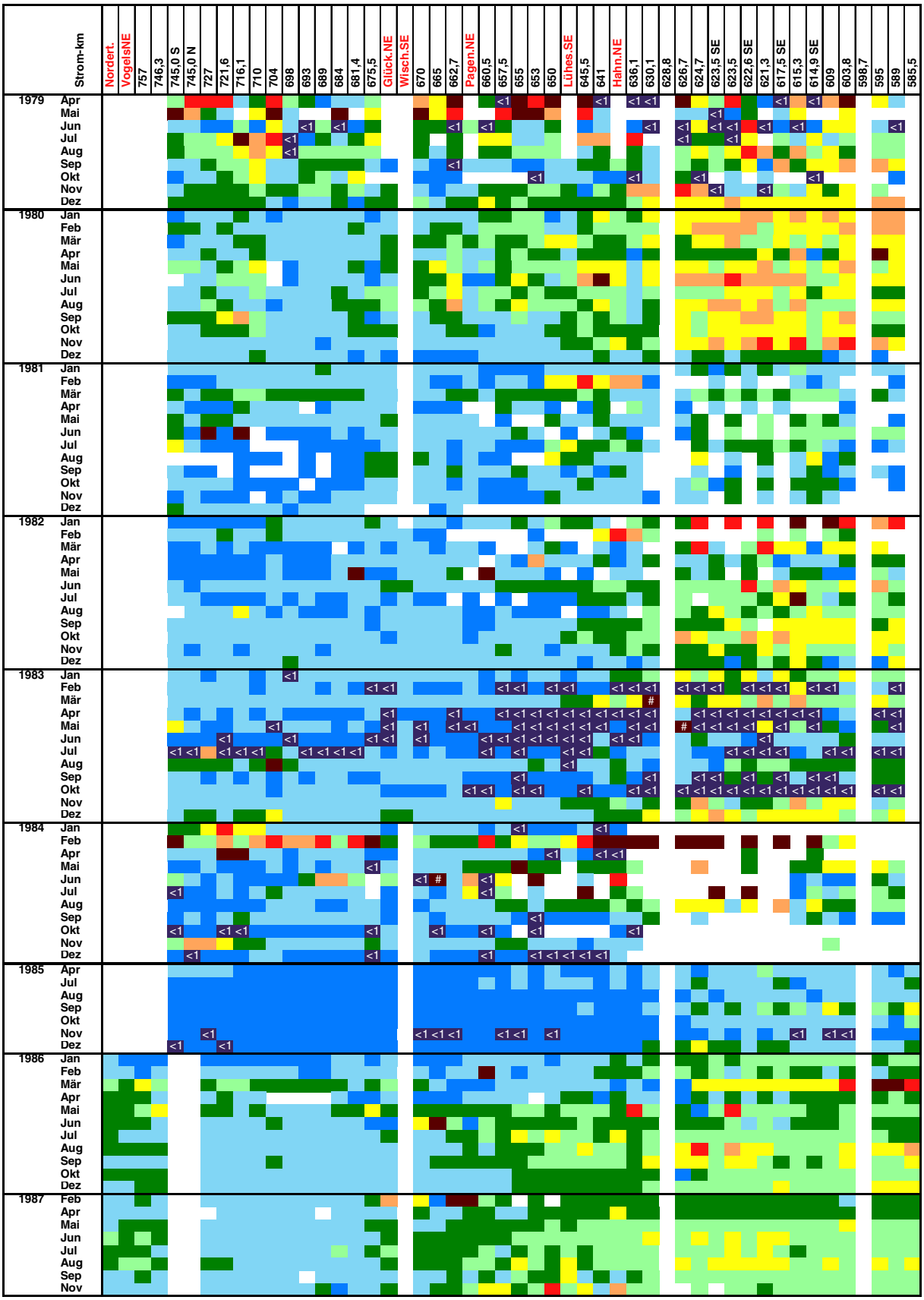
Sehr interessant sind die Ergebnisse der Glühverlustbestimmung an den abfiltrierbaren Stoffen (Abb. 19). Die Verteilung ist hier fast gegenläufig zur Verteilung der Gehalte an abfiltrierbaren Stoffen (s. o.). Besonders hoch sind die Glühverluste vom Wehr Geesthacht bis nach Hamburg hinein, dann geht der Anteil an organischer Substanz offensichtlich stromab bis in die Außenelbe hinein wieder zurück. Dort steigen die Gehalte ab Stromkilometer 746 wieder an. Von Geesthacht bis Hamburg besteht bei vergleichsweise geringeren absoluten Schwebstoffgehalten ein großer Anteil des Schwebstoffes aus organischem Material, wahrscheinlich Bakterien- und Algenschleim bzw. -detritus (vgl. Werte anderer Kenngrößen, die einen hohen Algenbesatz im Bereich des Wehres Geesthacht bzw. oberstrom davon vermuten lassen). Im Bereich unterstrom Hamburgs, insbesondere in der Trübungszone, ist hingegen eine zunehmende Menge an Schwebstoffen, die überwiegend aus mineralischem Material bestehen, im Wasser suspendiert. In der Außenelbe wiederum verursachen vermutlich die Wattensedimente mit ihren hohen Gehalten an organischem Kohlenstoff die neuerlich erhöhten Glühverlust-Werte.


Strom-km
Nordert.
VogelsNE
757
746,3
745,0 S
745,0 N
727
721,6
716,1
710
704
698
693
689
684
681,4
675,5
Glück.NE
Wisch.SE
670
665
662,7
Pagen.NE
660,5
657,5
655
653
650
Lühes.SE
645,5
641
Hahn.NE
636,1
630,1
628,8
626,7
624,7
623,5 SE
623,5
622,6 SE
621,3
617,5 SE
615,3
614,9 SE
609
603,8
598,7
595
589
585,5
1979
1980
1981
1982
1983
1984
1985
1986
1987
Apr
Mai
Jun
Jul
Aug
Sep
Okt
Nov
Dez
Jan
Feb
Mär



Gitterschraffur: *Bestimmungsgrenze wechselte im Untersuchungszeitraum und lag in diesem Fall höher als die für die Klassifikation zugrunde gelegte niedrigste Bestimmungsgrenze des Untersuchungszeitraumes*

Abb. 18: Gehalt an abfiltrierbaren Stoffen in der Tideelbe (1979-1998)


Strom-km
Nordert.
VogelsNE
757
746,3
745,0 S
745,0 N
727
721,6
716,1
710
704
698
693
689
684
681,4
675,5
Glück.NE
Wisch.SE
670
665
662,7
Pagen.NE
660,5
657,5
655
653
650
Lühes.SE
645,5
641
Hahn.NE
636,1
630,1
628,8
626,7
624,7
623,5 SE
623,5
622,6 SE
621,3
617,5 SE
615,3
614,9 SE
609
603,8
598,7
595
589
585,5
1979
1980
1981
1982
1983
1984
1985
1986
1987
Jan
Feb
Mär
Apr
Mai
Jun
Jul
Aug
Sep
Okt
Nov
Dez

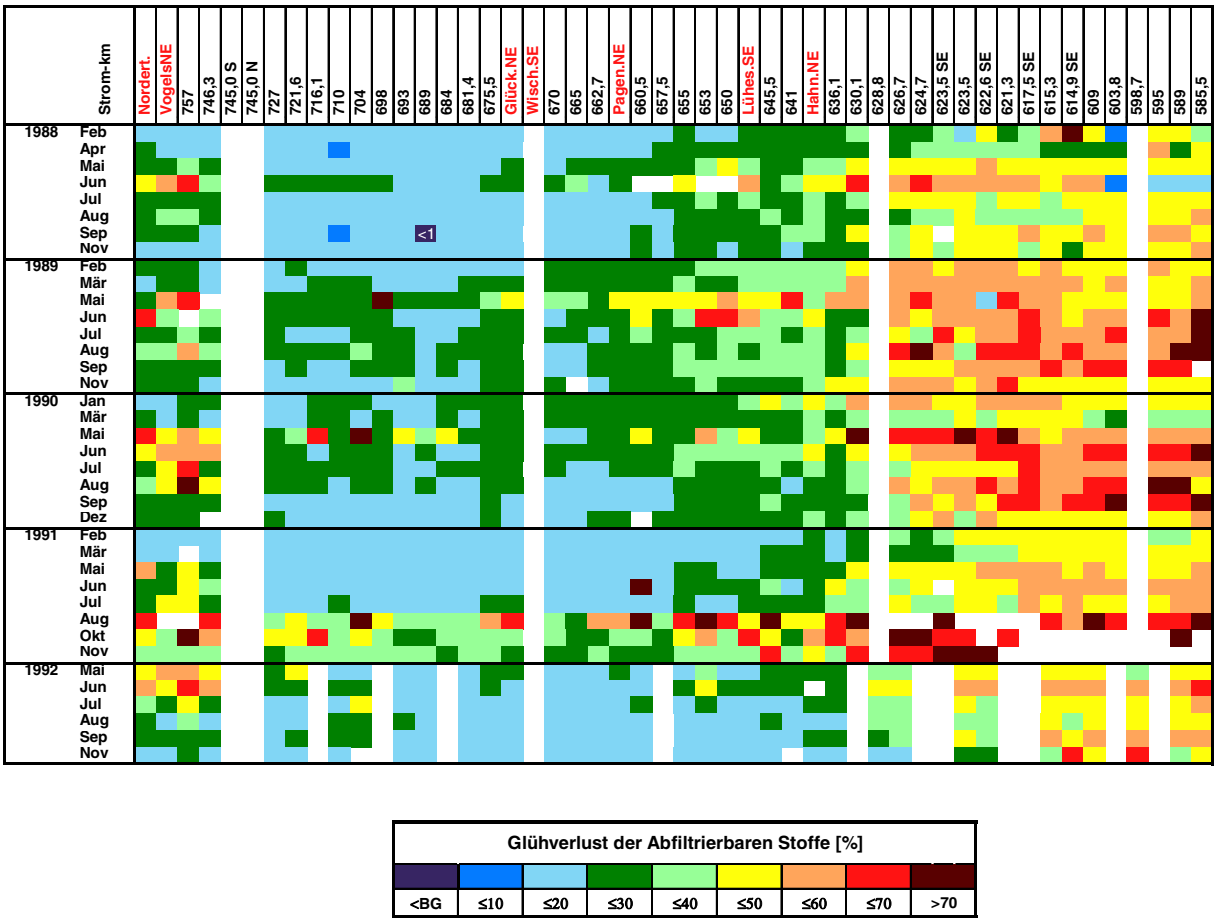


Abb. 19: Glühverlust der abfiltrierbaren Stoffe in der Tideelbe (1979-1982)

6.1.8.2 Silikat

Die Verteilung der Silikat-Konzentrationen im Wasser ist deutlich jahreszeitlich geprägt, mit höheren Gehalten im Winter (vgl. Abb. 20). Darin spiegelt sich die Vegetationsperiode der Kieselalgen wider: Im Sommer entziehen sie dem Wasser das Silikat, das sie in ihre Kieselskelette/-schalen einbauen, im Winter hingegen, nach ihrem Absterben, werden im Zuge des Abbaus bzw. der Mineralisierung wieder große Mengen Kieselsäure frei.

Im Längsprofil der Tideelbe sind die Silikat-Konzentrationen überall ähnlich hoch, und auch im Laufe der Jahre ist keine große Änderung des Konzentrationsniveaus zu erkennen.

Beeindruckend ist das Abfallen der Silikat-Konzentrationen am Wehr Geesthacht in den Sommermonaten insbesondere der Jahre 1993, 1997 und 1998 auf Werte unterhalb der Bestimmungsgrenzen. Dies lässt auf eine rege Vermehrung der Kieselalgen unter Verbrauch der Kieselsäure-Vorräte im Wasser schließen (Algenblüte).

6.1.8.3 Gesamthärte und Carbonathärte

Die Gesamthärte und die Carbonathärte wurden nur für das Jahr 1981 ermittelt (vgl. Abb. A 18 und A 19), Aussagen darüber lassen sich also kaum machen. Auffällig sind lediglich zwei Punkte:

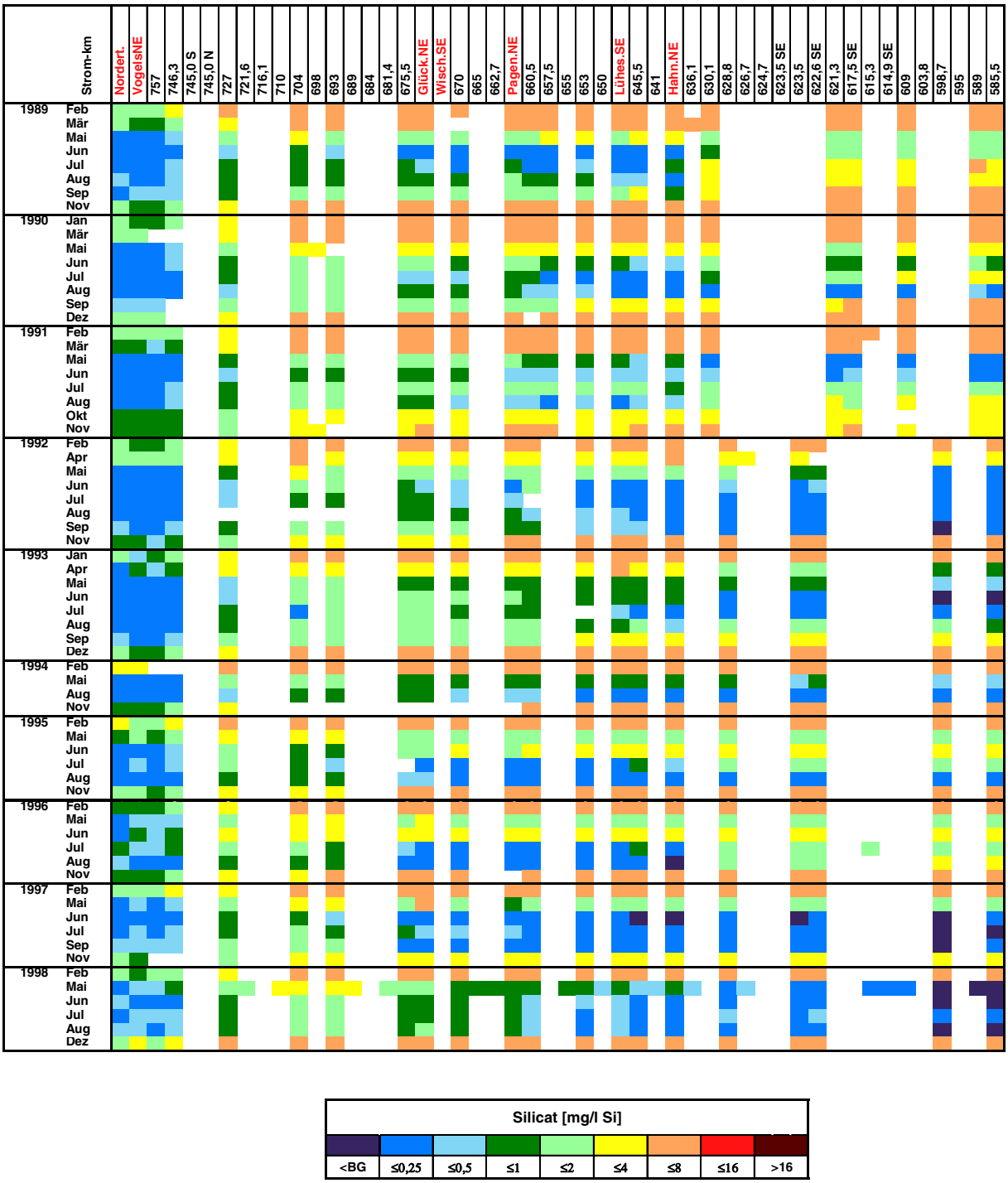


Abb. 20: Silikat-Konzentrationen in der Tideelbe (1989-1998)

Die Carbonathärte ist über das gesamte Tideelbeprofil hinweg etwa gleich, wobei die Werte je nach Monat zwischen knapp über 5 und fast 9 °dH liegen.

Bei der Gesamthärte hingegen pendeln die Werte zwischen Geesthacht und Brunsbüttel um den Wert 20 °dH, ab Brunsbüttel (Str-km 693) bzw. der Mündung des Nord-Ostsee-Kanals steigen sie deutlich bis auf Werte über 40 °dH an, bedingt durch die höheren Ca- und Mg-Chlorid-Konzentrationen im Meerwasser.

6.2 Biologische Kenngrößen

6.2.1 Bakterien

6.2.1.1 Gesamtkolonienzahl und Coliforme Bakterien

Die Gesamtkolonienzahl als Maß für den Gewässerbesatz mit heterotrophen Bakterien, seien es an den natürlichen Stoffkreisläufen des Gewässers beteiligte Bakterien oder von außerhalb eingetragene Fäkalbakterien, zeichnet auf den ersten Blick in den Jahren 1979 bis 1990 ein wenig differenziertes Bild der Situation der Tideelbe (vgl. Abb. A 20). Vergleicht man die Verteilung der Gesamtkolonienzahl allerdings mit der Verteilung der Kolonienzahl der Coliformen Bakterien (s. Abb. 21), so wird das Bild etwas klarer.

Die Schwerpunkte des Gesamtbakterienbesatzes liegen demnach zuerst einmal im Bereich des Großraumes Hamburg. Zu erkennen sind besonders hohe Kolonienzahlen zwischen den Messstellen Neumühlen und Blankenese (Str-km 626,7 bis 636,1). Dort liegen auch die Schwerpunkte der Belastung mit coliformen Bakterien, was den Schluß nahelegt, dass dort verstärkt Abwässer in die Elbe gelangen. Auffällig ist außerdem wieder die Messstelle Wischhafener Süderelbe, die durch einen sehr hohen Besatz mit Bakterien gekennzeichnet ist, welcher sich aber offensichtlich nicht nur durch fäkale Verunreinigungen **(Fährverkehr?)** erklären lässt (s. Kolonienanzahl der Coliformen).

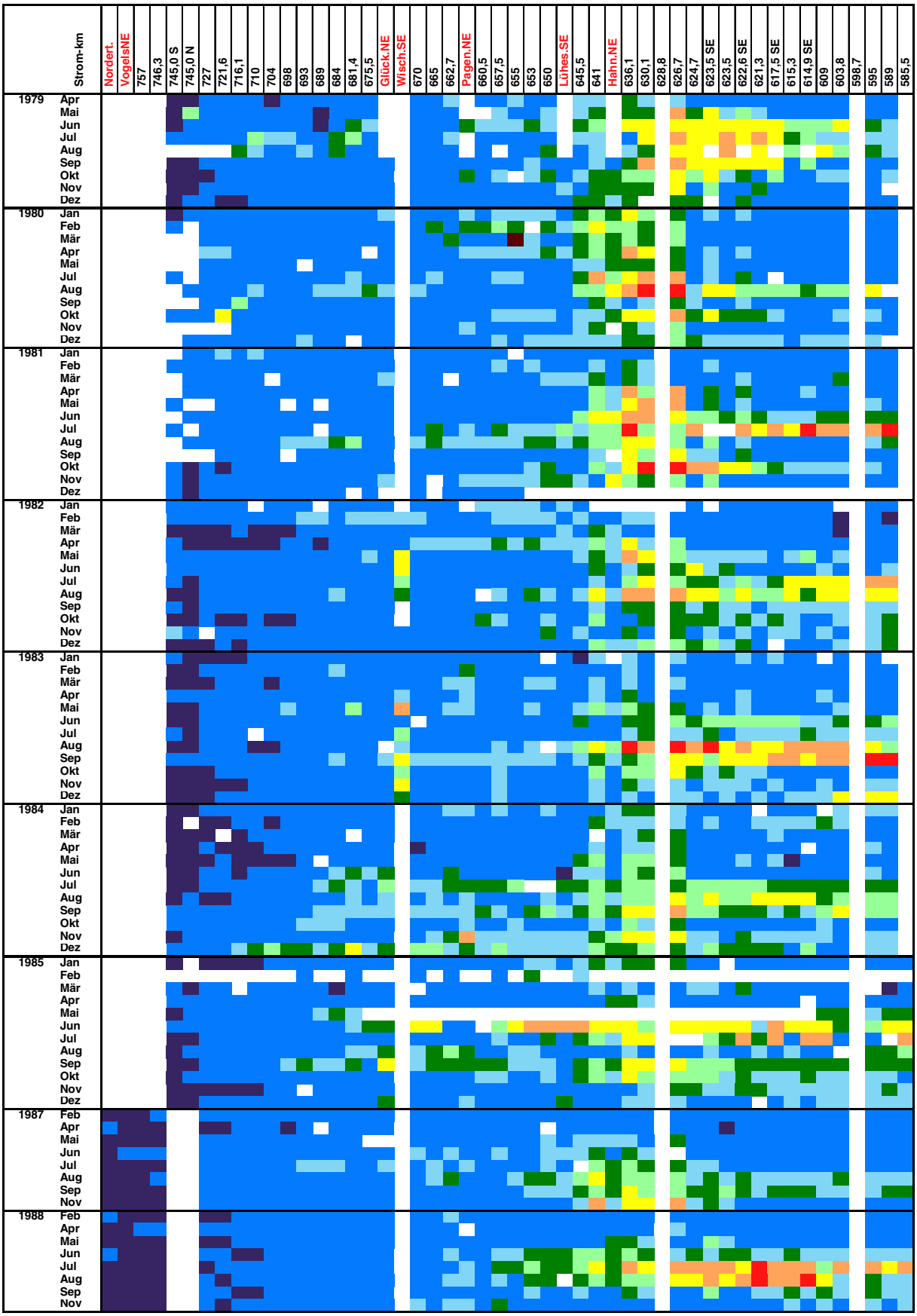
In der jahreszeitlichen Verteilung sind zwei gegensätzlich anmutende Trends zu erkennen. Zum einen treten im Sommer sehr hohe Gesamtkolonienzahlen im Großraum Hamburg auf und gehen dann mit höheren Kolonienzahlen der Coliformen einher. Hohe Gesamtkolonienzahlen sind jedoch auch häufig in den Wintermonaten, insbesondere im Januar und Februar, zu beobachten, wenn die Kolonienzahl der Coliformen laut der Klassifikation der Tabelle 15 im Bereich einer „natürlichen Grundbelastung“ liegt.

Eine „Normalisierung“ des Bakterienbesatzes tritt erst kurz vor bzw. in der Außenelbe ein, wo das Elbewasser stark durch das Wasser der Nordsee verdünnt wird.

Der Einfluss des Oberwasserabflusses auf die Verteilung des Gesamtbakterienbesatzes ist - wenn auch nicht sehr deutlich - zu erkennen (vgl. Abb. A 1).

Tab. 15: Bewertungsschema für die Bakterienbelastung des Elbewassers (ARGE ELBE 1985)

Belastungsstufe	Anzahl Kolonien Coliforme/ml	Gesamtkoloniezahl/ml
nat. Grundbelastung	< 60	<300
gering belastet	60 - 85	300 - 800
mäßig belastet	85 - 300	800 - 30.000
deutlich belastet	300 - 800	30.000 - 80.000
stark belastet	800 - 6.000	80.000 - 400.000
sehr stark belastet	6.000 - 16.000	400.000 - 1.000.000
außerordentlich stark belastet	> 16.000	> 1.000.000


Strom-km
Nordert.
VogelsNE
757
746,3
745,0 S
745,0 N
727
721,6
716,1
710
704
698
693
689
684
681,4
675,5
Glück.NE
Wisch.SE
670
665
662,7
Pagen.NE
660,5
657,5
655
653
650
Lühes.SE
645,5
641
Hahn.NE
636,1
630,1
628,8
626,7
624,7
623,5 SE
623,5
622,6 SE
621,3
617,5 SE
615,3
614,9 SE
609
603,8
598,7
595
589
585,5
1979
1980
1981
1982
1983
1984
1985
1987
1988
Jan
Feb
Mär
Apr
Mai
Jun
Jul
Aug
Sep
Okt
Nov
Dez

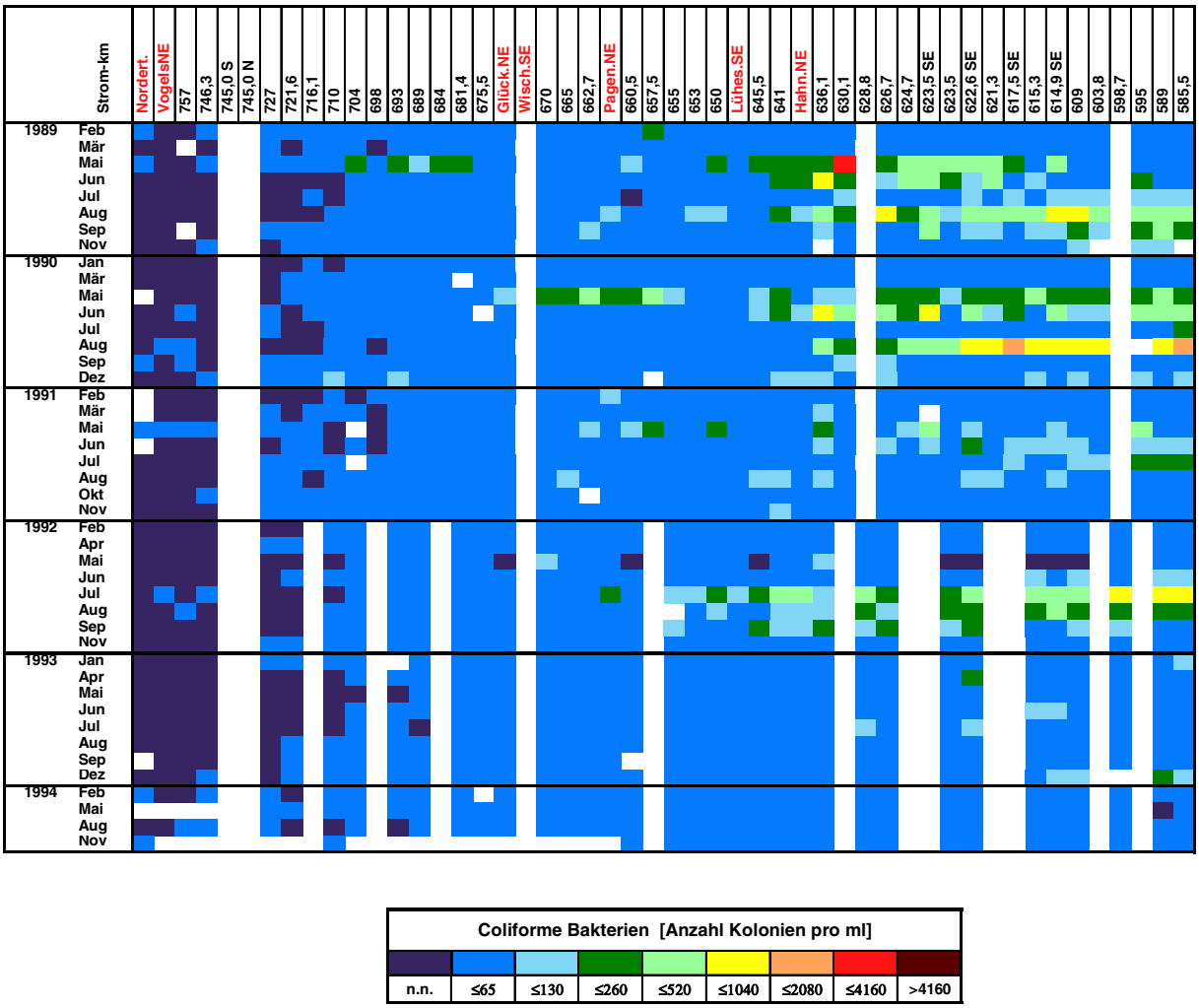


Abb. 21: Kolonienzahl der Coliformen Bakterien (1979-1994)

Von 1979 bis 1990 ist ein deutlicher Rückgang der Gesamtkolonienzahlen im Großraum Hamburg, insbesondere aber im Bereich unterstrom Hamburgs zu verzeichnen. Bei den Coliformen ist dieser Trend ab 1991 besonders stark ausgeprägt, so dass im Jahre 1994 deren Kolonienzahlen in der gesamten Tideelbe im Bereich der natürlichen Grundbelastung lagen (s. Tab. 15).

Dies deutet auf eine Verringerung der Einleitungen durch technische Verbesserungen in der Abwasserklärung bzw. den Ausbau der Klärwerkskapazitäten hin (Köhlbrandhöft/Dradenau).

6.2.1.2 Escherichia coli

In den Untersuchungsjahren (1987-1994) war nur selten ein erhöhter Besatz mit *Escherichia coli* zu verzeichnen, und zwar in den Sommern 1988, 1990 und 1992 im Bereich des Großraums Geesthacht/Hamburg (vgl. Abb. A 21). Insgesamt deutet aber auch hier alles auf einen Rückgang der Belastung hin. Im Jahre 1994 konnte in der Hälfte der Proben kein *E. coli*-Besatz nachgewiesen werden, und alle anderen Proben wiesen Kolonienzahlen unter 65 pro Milliliter auf.

6.2.1.3 Fäkalcoliforme

In den Jahren 1992 und 1995-1998, in denen die Kolonienzahlen der Fäkalcoliformen untersucht wurden, lagen sie ganzjährig sehr niedrig (immer < 65 Kolonien/ml, in etwa der Hälfte der Proben sogar unterhalb der Bestimmungsgrenze, vgl. Abb. A 22). Die einzige Ausnahme bildete der August 1994, wo von einer mäßigen Belastung im Großraum Hamburg die Rede sein kann (vgl. Tab. 15).

6.2.1.4 Streptococcus faecalis

In den Jahren 1993 und 1994, in denen die Kolonienzahlen von *Streptococcus faecalis* untersucht wurden, lagen sie, wie die der Fäkalcoliformen, ganzjährig sehr niedrig (immer < 65 Kolonien/ml, in etwa der Hälfte der Proben sogar unterhalb der Bestimmungsgrenze, vgl. Abb. A 23).

6.2.2 Relative Biologische Güte, Chlorophyll(a) und Phaeophytin

6.2.2.1 Relative Biologische Güte

Die Relative Biologische Güte (Ermittlung s. Kap. 2.2.2.1) ist deutlich jahreszeitlich geprägt (vgl. Abb. A 24). Werte unter 40 % treten zumeist in den Monaten Januar bis April auf und ziehen sich weit die Elbe hinunter (Oberwasserabfluss). Ab Juni/Juli hingegen steigen die Werte meist auf 50 bis 70 % (Großraum Hamburg), unterstrom Hamburgs z. T. auch über 80 %. Diese Verteilung ist weitestgehend konsistent mit der Verteilung der Nähr- und Schadstoffkonzentrationen in der Elbe. Eine Veränderung der Relativen Güte im Laufe der Jahre lässt sich anhand der insbesondere seit 1988 stark reduzierten Anzahl von Messstellen kaum ableiten.

6.2.2.2 Chlorophyll(a)

Die Chlorophyll(a)-Gehalte zeigen, der Vegetationsperiode folgend, erwartungsgemäß eine deutliche jahreszeitliche Prägung mit den Maximalwerten im Hochsommer (vgl. Abb. 21). Räumlich gesehen traten in den 80er Jahren im Bereich Geesthacht bis Glückstadt (Str-km 585,5 bis 675,5) hohe Werte auf, wobei die Maximalwerte jedoch unterstrom des Hamburger Hafens zwischen Schulau und Lühesand (Str-km 641 bis 650) lagen. Dort ist vermutlich ein großer Teil der organischen Stoffe, die der Elbe oberstrom zugeführt worden sind, bereits abgebaut/mineralisiert und somit für die erneute Aufnahme durch Pflanzen besser verfügbar, was zu einem verstärkten Wachstum bzw. einer Vermehrung des Pflanzenbesatzes führt. Im Jahre 1987 zogen sich die Maximalgehalte ungewöhnlich weit die Elbe hinunter, wahrscheinlich bedingt durch hohe Oberwasserabflüsse (s. auch Phaeophytin, Abb. A 25). In der Brackwasserzone, die aufgrund des ständig wechselnden Salzgehaltes sowohl für limnische als auch für marine Arten kein optimaler Lebensraum ist, gehen die Chlorophyll(a)-Gehalte dann stark zurück. Ferner bietet diese Zone aufgrund der hohen Trübung nur schlechte Lichtbedingungen für das Algenwachstum.

Auffällig hohe Chlorophyll(a)-Gehalte, z. T. die höchsten in der gesamten Tideelbe, sind in der Hahnöfer Nebenelbe vom Hochsommer bis in den Herbst hinein zu verzeichnen. Vermutlich ist diese Erhöhung durch Algenblüten bedingt, wie sich auch anhand der anderen Gütekenngrößen

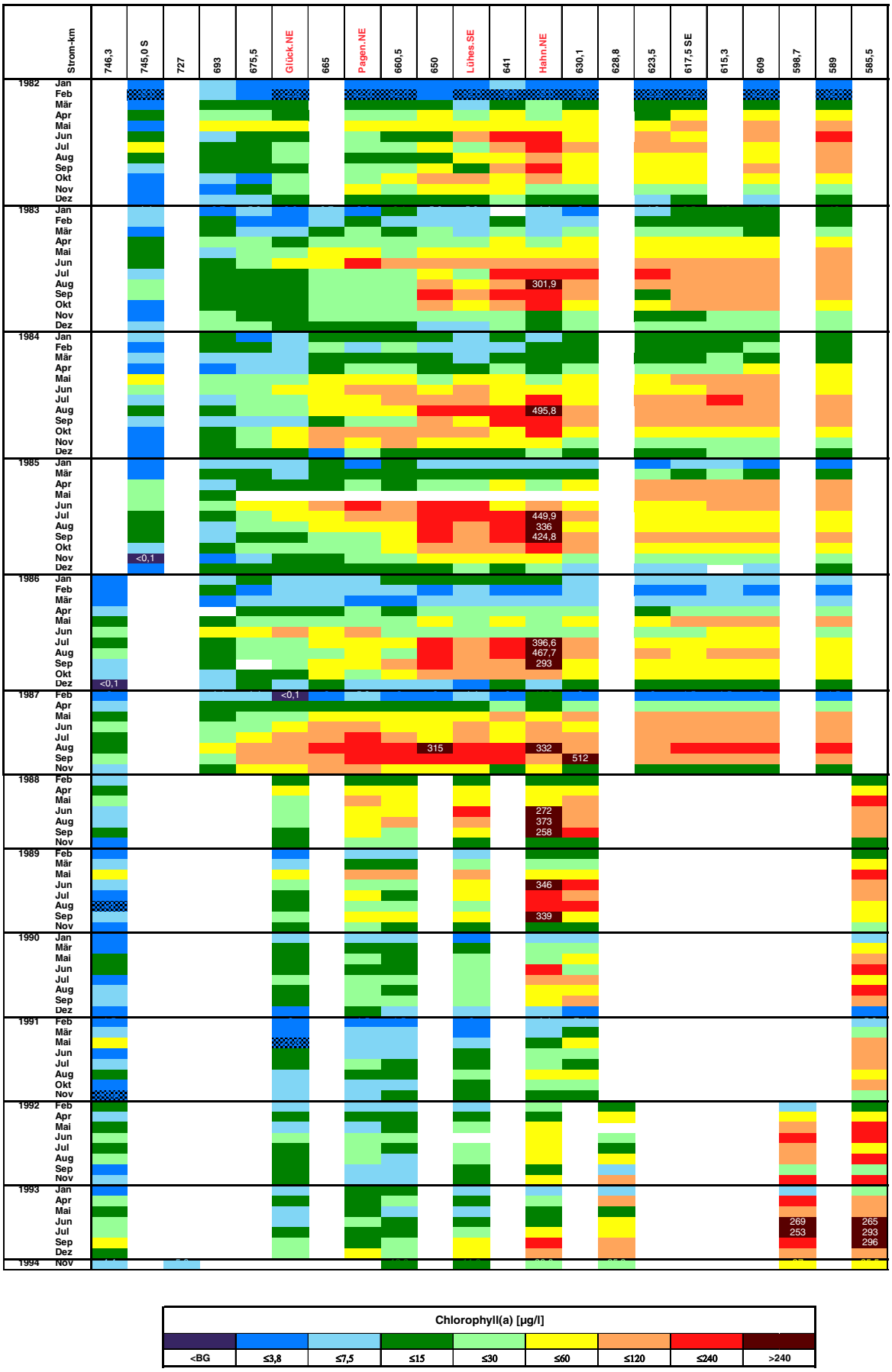


Abb. 22: Chlorophyll(a)-Konzentrationen in der Tideelbe (1982-1994)

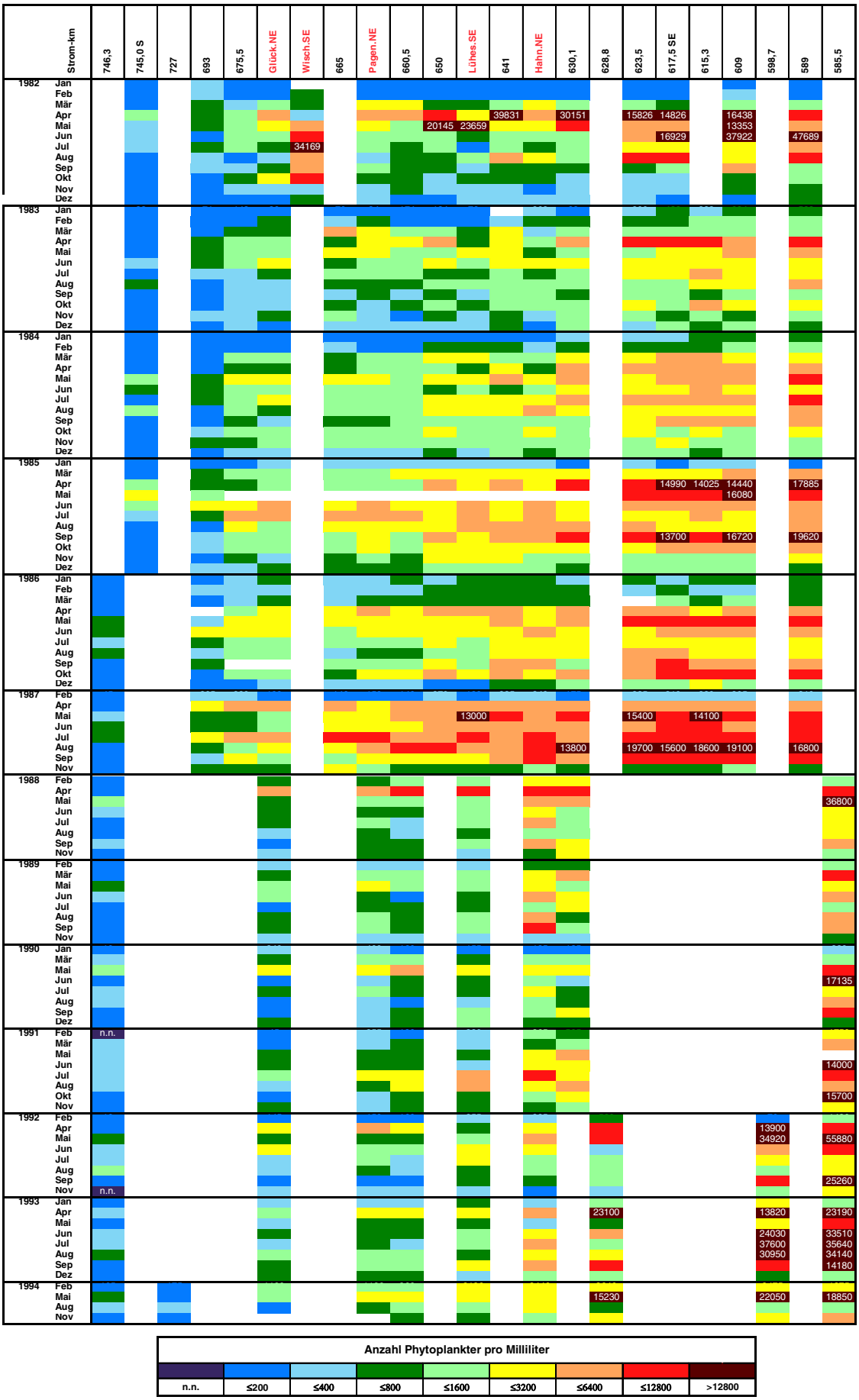


Abb. 23: Anzahl der Phytoplankter in der Tideelbe (1982-1994)

(leicht erhöhte Phosphor-Gesamtgehalte, Ammonium-Konzentrationen, Gehalte an abfiltrierbaren Stoffen und erhöhter Kieselalgenbesatz) nachvollziehen lässt.

Seit 1988 ist unterstrom Hamburgs eine deutliche Abnahme der Chlorophyll(a)-Gehalte zu verzeichnen, im Bereich des Wehres Geesthacht sind 1992 und 1993 aber extrem hohe Chlorophyll(a)-Werte aufgetreten, was wiederum auf einen hohen Algen-/Pflanzenbesatz in diesem Bereich seit Beginn der 90er Jahre hindeutet. Eine Ursache für diese Algenblüten ist in der Verringerung der Schadstoff-Konzentrationen im Elbewasser in den letzten Jahren und dem gleichzeitig guten Nährstoffangebot zu sehen.

6.2.2.3 Phaeophytin

Beim Phaeophytingehalt des Wassers (vgl. Abb. A 25) ist in etwa die gleiche räumliche Verteilung zu erkennen wie beim Chlorophyll(a)-Gehalt, nur auf einem niedrigeren Niveau. Die Maximalwerte liegen allerdings eher im Bereich des Großraumes Hamburg als unterstrom Hamburgs. Außerdem reichen naturgemäß die hohen Phaeophytin-Gehalte, bedingt durch das Absterben der Pflanzen mit dem Ende der Vegetationsperiode, weiter in den Herbst hinein als die Chlorophyll(a)-Gehalte. Auffällig ist auch hier die Verteilung im Jahr 1987, wo die erhöhten Phaeophytinwerte bis hinunter nach Grauerort (Str-km 660,5) auftreten.

Ein Rückgang der Gehalte seit dem Jahr 1988 ist hier - im Gegensatz zum Chlorophyll(a) - nicht eindeutig zu erkennen.

6.2.3 Grünalgen, Kieselalgen und Phytoplankton

Die Anzahl der Kieselalgen, Grünalgen und Phytoplankter (vgl. Abb. 23) wird von der Vegetationszeit bestimmt. Dabei treten die Kieselalgenblüten im Jahresverlauf vor den Grünalgenblüten auf (erstere bereits ab April, letztere eher ab Mai/Juni, vgl. Abb. A 26 und A 27 im Anhang). Die Maximalwerte sind im Bereich zwischen dem Wehr Geesthacht und dem Großraum Hamburg zu finden. Unterstrom des Hamburger Hafens gehen die Anzahlen dann etwas zurück. Im Bereich der Brackwasserzone fallen sie schließlich stark ab.

Die Kieselalgenblüten sind ausgeprägter als die Grünalgenblüten (höhere Algenanzahl). In den Jahren 1982, 1985 und 1987 (!) traten in der Tideelbe besonders starke und ausgedehnte Algenblüten auf, in den Jahren 1985 und 1987 mit einer Erweiterung des Artenspektrums einhergehend. Maximalzahlen waren in den Monaten April/Mai und August/September auf und reichten z. T. bis nach Glückstadt die Elbe hinunter.

Im Bereich des Wehres Geesthacht bis nach Hamburg hinein sind in den Jahren 1992-1994 extrem hohe Phytoplanktonzahlen aufgetreten, die zum größten Teil auf Kieselalgenblüten basieren (s. o.).

Was das Artenspektrum angeht, so findet in der Tideelbe stromab eine langsame Verschiebung desselben von den Grünalgen hin zu den Kieselalgen statt. Erstere weisen im Sommer von Geesthacht bis nach Glückstadt hinunter deutlich höhere Artenzahlen auf, sind jedoch im Salzwasser der Außenelbe überhaupt nicht mehr nachzuweisen, während letztere über die gesamte Tideelbe hinweg ähnliche Artenzahlen aufweisen.

Soweit zu erkennen (geringe Anzahl von Messstellen) ist die Zahl der Phytoplanktonarten im Allgemeinen sowie die der Grünalgenarten im Speziellen im Bereich unterhalb des Wehres Geesthacht in den letzten Jahren rückläufig. Die Zahl der Kieselalgenarten ist hingegen fast unverändert geblieben.

6.3 Schwermetalle und Arsen

Bei den Metallen wurden von 1979-1991 neben den sieben in der Klärschlammverordnung festgeschriebenen (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn) die Schwermetalle Eisen und Mangan sowie das Halbmetall Arsen bestimmt. Bis 1986 wurde dabei die unfiltrierte Gesamtprobe untersucht, ab 1986 wurden die Wasserproben filtriert (0,45 µm) und in der Folge Filtrat und abfiltrierter Filterrückstand getrennt analysiert. Dies erlaubt näherungsweise eine Unterscheidung in gelöste (Filtrat) und partikulär gebundene Fraktion (Filterrückstand).

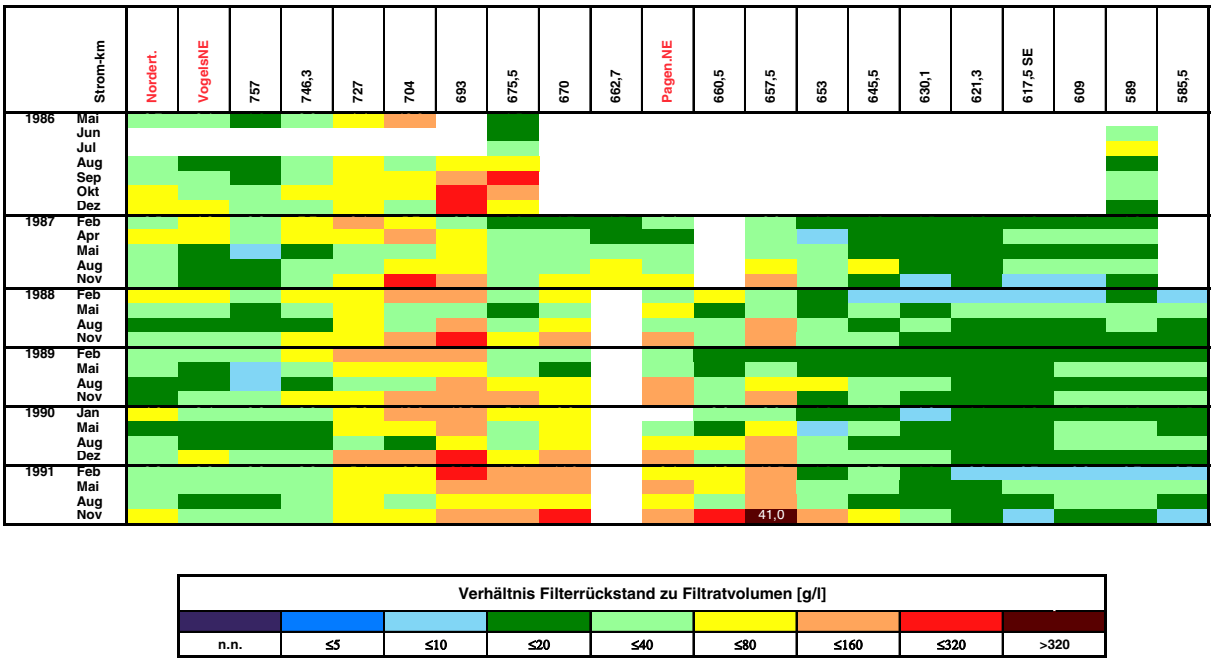


Abb. 24: Verhältnis Filterrückstand zu Filtratvolumen der analysierten Proben

Im Zuge dieser Umstellung wurde auch die Analytik stark verändert und verbessert. Im vorliegenden Bericht werden daher nur die seit 1986 getrennt ermittelten Konzentrationen im Filtrat bzw. Gehalte im Filterrückstand dargestellt und interpretiert.

Eine toxikologische Einschätzung der Metallkonzentrationen erfolgt an späterer Stelle anhand der Proben des gesamten Elbe-Längsprofils (s. Kap. 7.3).

Als Hintergrundinformation für die folgende Interpretation der Metallkonzentrationen sei an dieser Stelle auf Abbildung 24 verwiesen, die verdeutlicht, wie im Bereich zwischen der Schwingemündung und Cuxhaven (Str-km 657 bis 727) die Schwebstoff-Gehalte pro Volumeneinheit gegenüber der Strecke oberstrom der Schwingemündung stark zunehmen. Ab Cuxhaven gehen sie dann wieder etwas zurück.

6.3.1 Chrom (Cr)

Besonders hohe Chrom-Konzentrationen wiesen die Filtratproben des Jahres 1986 auf (bis zu 44 µg/l in der Außenelbe, vgl. Abb. A 28). Der Median über sämtliche Untersuchungsjahre liegt bei 0,6 µg/l Cr, was auf den sprunghaften Rückgang der Konzentrationen im Jahr 1987 zurückzuführen ist. Seitdem haben sich die Chrom-Konzentrationen, abgesehen von einer

möglichen Punktemission im Bereich Brunsbüttel (Str-km 693) im November 1991, in der gesamten Tideelbe gleichmäßig verringert. Augenfällig ist jedoch ein starker Anstieg der Cr-Konzentrationen in der Außenelbe bzw. am Scharhörnriff, der in ähnlicher Form auch bei den Schwermetallen Nickel und Eisen zu verzeichnen ist (s. u.). Solche „Anomalien“ waren Anfang der 90er Jahre ferner in Sedimentproben aus diesem Bereich zu beobachten gewesen und gehen höchstwahrscheinlich nicht auf eine Verklappung von Baggergut, sondern vielmehr auf den Einfluss des aus Hüttenschlacke bestehenden Elbe-Leitdammes zurück (LÜSCHOW 2000, frdl. mündl. Mitteilung).

Ganz anders ist die Verteilung der Chrom-Gehalte im Rückstand (vgl. Abb. A 29). Hier liegen, auch in den letzten Jahren, die höchsten Belastungen am weitesten oberstrom. Von Geesthacht bis in die Außenelbe gehen sie dann mehr oder minder kontinuierlich zurück. Der Maximalwert wurde mit knapp 1.100 mg/kg bei Stromkilometer 617,5 in der Hamburger Süderelbe im Jahre 1987 gemessen. Seitdem sind die Belastungen schrittweise zurückgegangen. Eine Zunahme der Gehalte in der Außenelbe ab 1989 ist nicht zu verzeichnen. Die Chromverunreinigungen stammen offensichtlich aus Einträgen in die Elbe oberhalb Geesthachts (vgl. hierzu auch Kap. 7.3 über die gesamten Längsprofile).

Das Verhältnis der gelösten (Konzentrationen im Filtrat) zur partikulär gebundenen Chromfraktion (Gehalte im Rückstand), normiert auf den jeweiligen Gehalt der Probe an abfiltrierbaren Stoffen, ist fast durchgängig gleich (vgl. Abb. A 30). Eine einheitliche Zunahme des löslichen Anteils im Bereich der Außenelbe ist nicht zu erkennen. Insgesamt weist Chrom eine ausgeprägte Dominanz der partikulären Bindung auf (vgl. auch Ergebnisse von KRÜGER 2000).

6.3.2 Kupfer (Cu)

Die Kupfer-Konzentrationen im Filtrat (vgl. Abb. A 31) zeigen eine weitestgehend gleichmäßige Verteilung zwischen dem Wehr Geesthacht und Cuxhaven (Str-km 727). Sie variieren dort über die Jahre zwischen 1 und 11 µg/l Cu. Im Frühjahr bzw. Winter, zu den Zeiten höherer Oberwasserabflüsse, sind die Konzentrationen an gelöstem Kupfer geringer als im Sommer. Unterstrom der Kugelbake Cuxhaven ist ein Konzentrationssprung klar erkennbar. Hier liegen die Cu-Konzentrationen maximal zwischen 1 und 2 µg/l. Als Ursache hierfür ist wiederum die Verdünnung durch das weniger belastete Meerwasser zu vermuten. Eine Abnahme der Cu-Konzentrationen im Laufe der Jahre ist nicht erkennbar.

Die Cu-Gehalte im Filterrückstand (vgl. Abb. A 32) variieren zwischen 9 und 645 mg/kg (Median: 74 mg/kg) mit den Spitzen bei Geesthacht bzw. im Hamburger Raum. Bei der räumlichen Verteilung der Kupfergehalte ist der gleiche Sprung in den Gehalten unterstrom Cuxhavens zu erkennen wie bei den Konzentrationen im Filtrat. Zwischen Geesthacht und Cuxhaven zeigt sich jedoch ein anderes Bild als bei den Filtraten. So ist eine schrittweise Abnahme der Gehalte unterstrom Hamburgs zu verzeichnen. Typisch auch hier wieder die oberwasserabhängige jahreszeitliche Verteilung mit erhöhten Gehalten bis nach Glückstadt hinunter im Frühjahr. Im Laufe der Jahre ist eine Abnahme der Gehalte zu erkennen.

Die gegenläufige jahreszeitliche Verteilung der löslichen und partikulär gebundenen Fraktion (vgl. Abb. A 33) spiegelt vermutlich die Bindungspräferenzen des Kupfers wider: Im Winter und Frühjahr, wenn das Wasser reich an schlecht zersetztem organischen Material ist (s. o.) und die Elbe zudem durch die Hochwasserwellen von oberstrom stark mit eingeschwemmten Schwebstoffpartikeln befrachtet ist, bildet Kupfer bereitwillig Komplexe mit den organischen Liganden. Im Verhältnis gelöster zu partikulär gebundener Fraktion deutet sich im Bereich des Scharhörnriffs bzw. der Außenelbe (ab Str-km 746) eine Zunahme des Anteils der gelösten

Cu-Fraktion an (vgl. dazu auch ARGE ELBE 2000), die auf die Verdünnung der mit Kupfer belasteten Schwebstoffe durch unbelastete Nordseeschwebstoffe und/oder möglicherweise auch auf eine Konkurrenz der Chlorid-Ionen um Bindungsplätze und eine daraus resultierende Desorption des Kupfers zurückgeht.

6.3.3 Nickel (Ni)

Die Nickel-Konzentrationen in Filtraten (vgl. Abb. 25) sind im gesamten Bereich zwischen Geesthacht und Brunsbüttel (Str-km 693) etwa gleich hoch (zumeist <14 µg/l). Vereinzelt treten jedoch bei Geesthacht (November 1988) und im Bereich der Außenelbe (Dezember 1990) Werte um 30 bzw. 50 µg/l Ni auf. Wie bereits im Falle des Chroms dargelegt, sind am Scharhörnriff bzw. in der Außenelbe auch erhöhte Eisen- und Chrom-Konzentrationen zu verzeichnen. Die vermutliche Ursache hierfür ist in Kapitel 6.3.1 beschrieben. Ein deutlich rückläufiger Trend der Nickel-Konzentrationen ist in den untersuchten Jahren nicht zu verzeichnen gewesen. Allenfalls waren die Konzentrationen in den Jahren 1993 und 1994 etwas niedriger, ab 1995 lagen sie jedoch wieder auf dem Niveau des Jahres 1991.

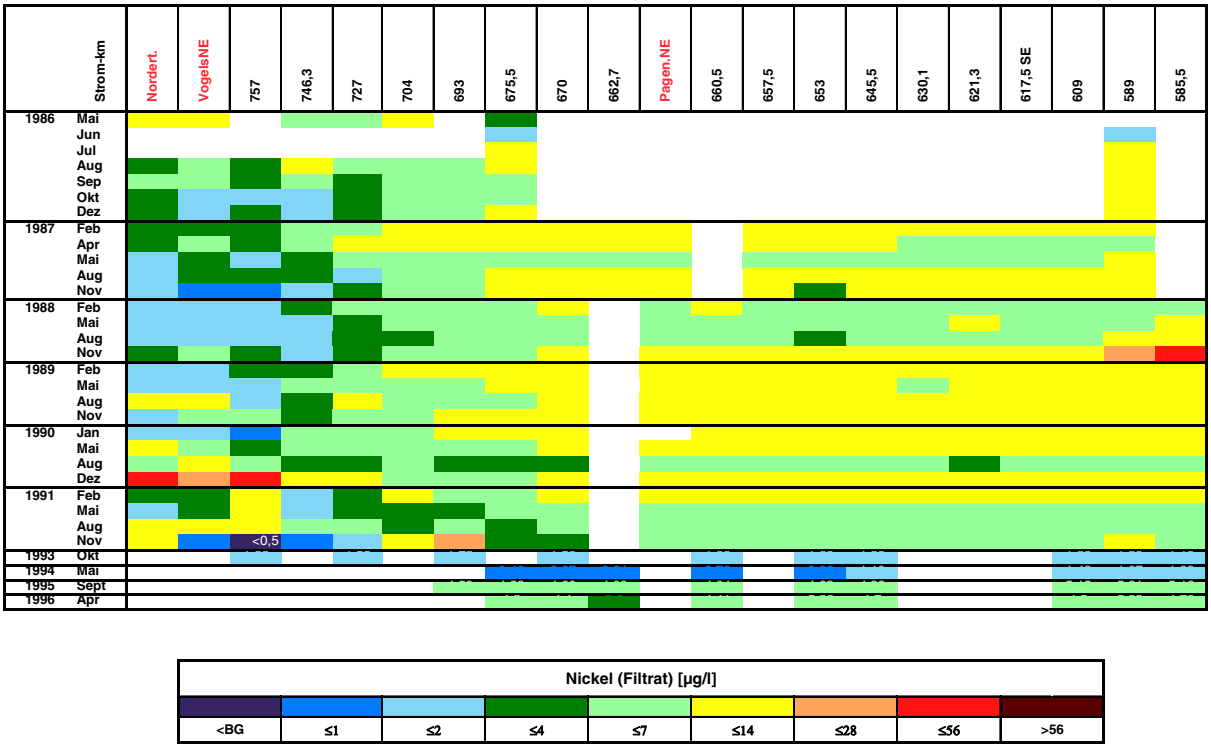


Abb. 25: Nickel-Konzentrationen in der Tideelbe (Filtrate)

Die Verteilung der partikulär gebundenen Nickelfraktion (Median: 77 mg/kg) in der Tideelbe ist im Vergleich zu der vieler anderer Metalle jahreszeitlich nicht so stark vom Oberwasserabfluss geprägt (vgl. Abb. 26 und Abb. A 1). Darin ähnelt sie ein wenig der des Arsens (s. Kap. 6.3.10). Hohe Gehalte sind bis nach Glückstadt hinunter zu finden (Str-km 675,5), die Maxima liegen jedoch zumeist im Großraum Hamburg oder etwas unterstrom davon. In den Jahren 1993-1996 sind die Nickel-Gehalte stark zurückgegangen (Maxima bei etwa 50 mg/kg Ni, geringere Einträge aus der Ober- und Mittelelbe). Auffällig sind wiederum die hohen Gehalte in der Außenelbe bzw. am Scharhörnriff im August und Dezember 1990.

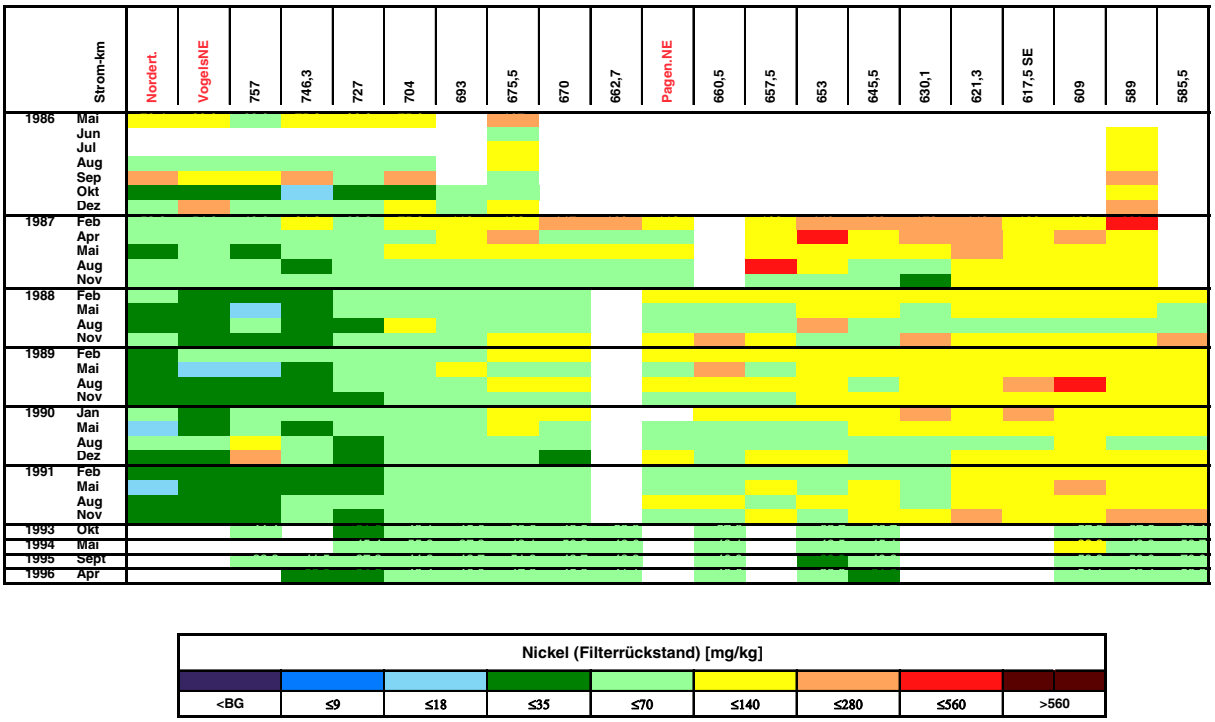


Abb. 26: Nickel-Gehalte in der Tideelbe (Filterrückstände)

Nickel liegt in der Tideelbe zwar immer noch zum größten Teil in der partikulär gebundenen Fraktion vor (vgl. Abb. 27), sein gelöster Anteil ist jedoch höher als bei vielen anderen Schwermetallen. Eine Abnahme des Anteils der gelösten Fraktion im Bereich unterhalb der Schwingemündung bis nach Cuxhaven (Str-km 657,5 bis 727), in dem auch die Schwebstoff-Gehalte der Wasserproben deutlich höher waren (vgl. Abb. 23), ist zu erkennen und vermutlich auf die in der Literatur beschriebene starke Affinität des Nickels zu Schwebstoffen zurückzuführen (vgl. Kap. 2.3.3).

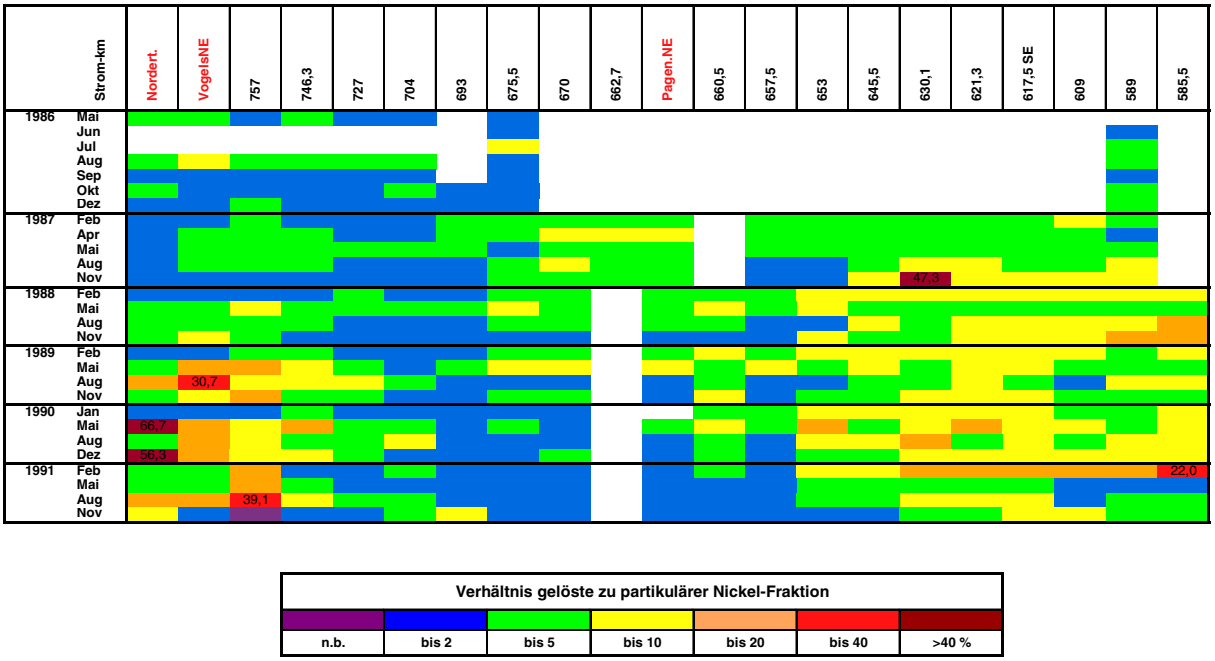


Abb. 27: Verhältnis der gelösten zur partikulären Nickel-Fraktion in der Tideelbe (auf Schwebstoffgehalt normiert)

6.3.4 Zink (Zn)

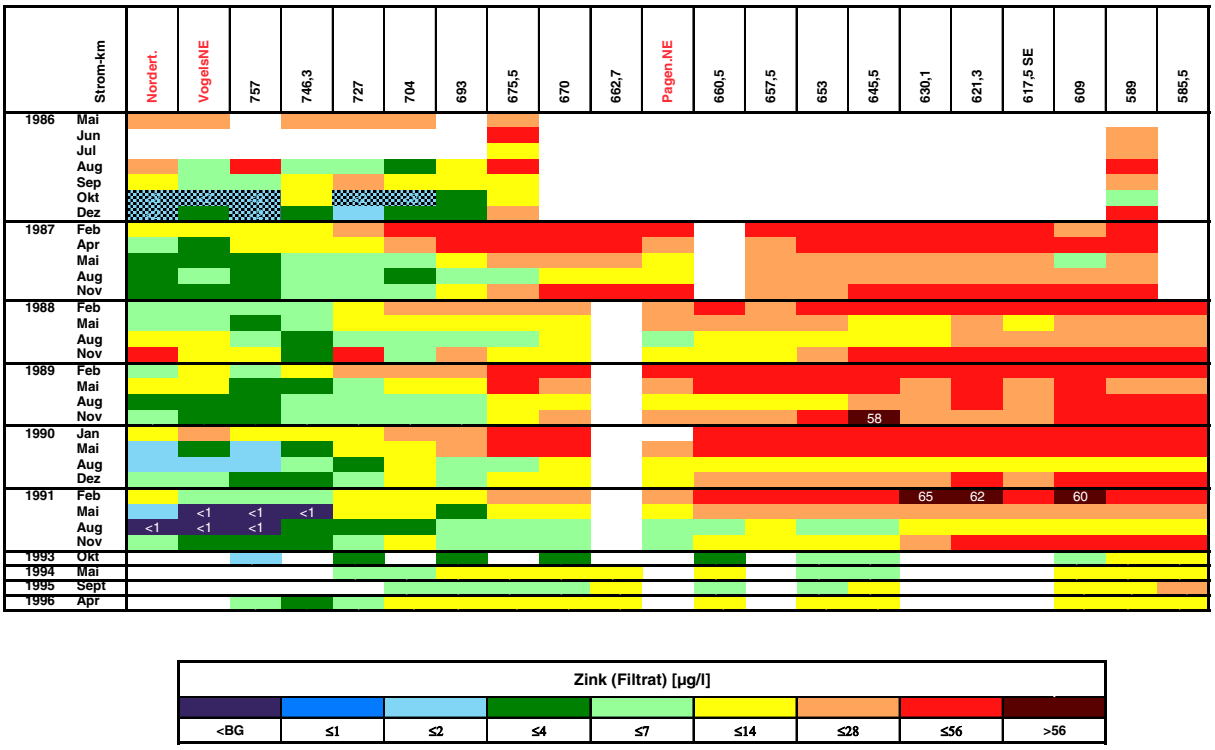


Abb. 28: Zink-Konzentrationen in der Tideelbe (Filtrate)

Die Zink-Konzentrationen in den filtrierten Proben (vgl. Abb. 28) zeigen ein relativ gleichmäßiges Niveau zwischen Geesthacht und Glückstadt (Str-km 585,5 bis 675,5). Die Maxima (in der Größenordnung von 60 µg/l Zn) liegen dabei im Bereich Hamburgs, und zwar im November 1989 und im Februar 1991. Unterstrom Glückstadts sinken die Konzentrationen

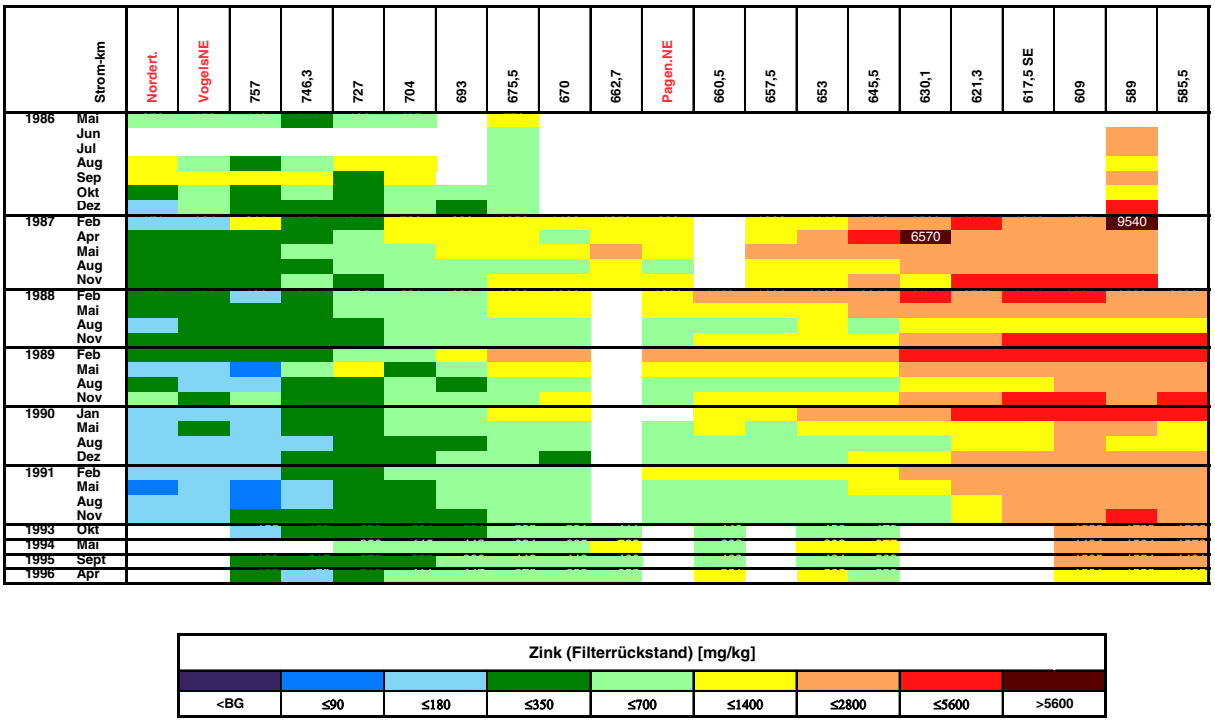


Abb. 29: Zink-Gehalte in der Tideelbe (Filterrückstände)

erstmals geringfügig ab und unterstrom Cuxhavens (Str-km 727) deutlich. Jahreszeitlich gesehen sind tendenziell niedrigere Zink-Konzentrationen im Hoch-/Spätsommer zu verzeichnen, was wahrscheinlich auf eine verstärkte Zink-Aufnahme durch Pflanzen zurückzuführen ist.

In den letzten Jahren sind die Zink-Konzentrationen in der Tideelbe aufgrund verringerter Einträge von oberstrom zurückgegangen. Sie liegen jetzt im Allgemeinen unter, in seltenen Fällen aber auch knapp über 10 µg/l Zn.

Bei den Zink-Gehalten im Rückstand zeigt sich ein ganz ähnliches Bild (vgl. Abb. 29), nur dass die Gehalte im Laufe der Jahre unterstrom Hamburgs noch viel deutlicher zurückgehen. Lag der Median im Jahre 1987 noch bei etwa 1.000 mg/kg Zn, so war er 1991 bereits auf 480 mg/kg Zn zurückgegangen. Die höchsten Werte der Untersuchungsjahre traten überwiegend in den Wintermonaten im Großraum Hamburg auf.

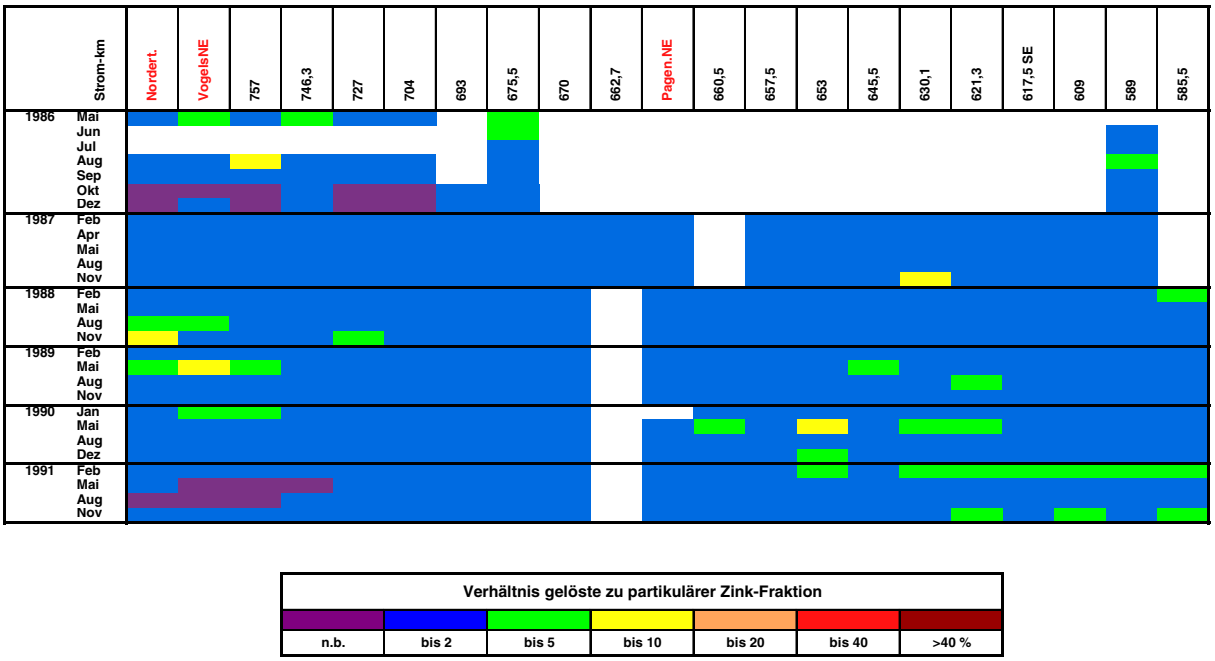


Abb. 30: Verhältnis der gelösten zur partikulären Zink-Fraktion (auf Schwebstoffgehalt normiert)

Das Verhältnis von löslichem zu partikulär gebundenem Zink (vgl. Abb. 30) ist in der gesamten Tideelbe sehr ähnlich. Zink liegt in der Tideelbe fast ausschließlich partikulär gebunden vor.

6.3.5 Eisen (Fe)

Eisen ist dasjenige Metall, das sowohl im Filtrat (s. Abb. A 34) als auch im Filterrückstand (s. Abb. A 35) mit Abstand die höchsten Konzentrationen bzw. Gehalte aufweist. Die Konzentrationen liegen zwischen 0,5 und 470 µg/l (Median: 23 µg/l). Die Maximalwerte sind fast ausschließlich dem Jahr 1986 zuzuordnen, danach sind die Eisen-Konzentrationen sprunghaft zurückgegangen (max. 160 µg/l Fe). Vereinzelt traten in den letzten Jahren noch erhöhte Werte bei Glückstadt (Str-km 675,5) und in der Außenelbe (Scharhörnriff) auf (s. auch Kap. 6.3.1).

Das Verteilungsbild der Eisen-Gehalte im Filterrückstand zeigt im Tideelbeverlauf überall gleichbleibend hohe Gehalte bis unterstrom Cuxhaven (Median: 40.000 mg/kg). Die Maxima (bis etwa 97.000 mg/kg Fe) treten abflussabhängig fast ausnahmslos im Winter/Frühjahr auf, da in dieser Zeit als Folge der Erosion große Mengen von partikulärem Eisen von oberstrom eingetragen werden (s. a. Längsprofile, Kap. 7.3).

Das Verhältnis des gelösten zum partikulären Eisen in der Tideelbe zeigt, dass Eisen in der Tideelbe nahezu ausschließlich in der partikulären Fraktion vorliegt (vgl. Abb. A 36 und Ergebnisse der ARGE ELBE 2000).

6.3.6 Mangan (Mn)

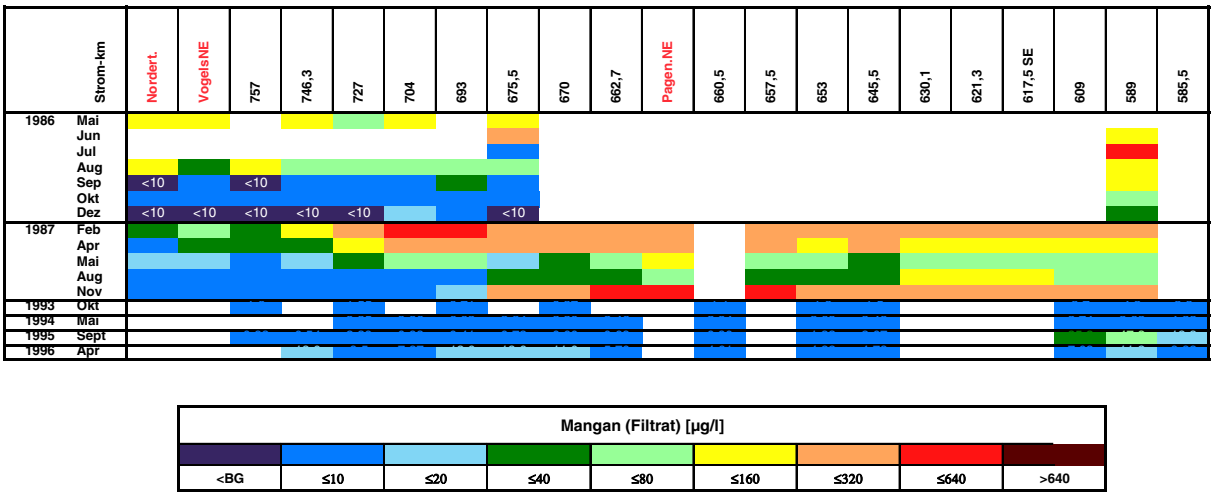


Abb. 31: Mangan-Konzentrationen in der Tideelbe (Filtrate)

Anhand des dürftigen Datenmaterials zum Vorkommen von Mangan in der Tideelbe lassen sich kaum Aussagen treffen. In den Filtraten (vgl. Abb. 31) lagen die Mangan-Konzentrationen in den sechs Untersuchungsjahren zwischen 1 und 370 µg/l (Median: 58 µg/l). Ein Rückgang der Konzentrationen ist erst unterstrom Cuxhavens (Str-km 675,5) zu erkennen. Die höchsten Konzentrationen sind im Frühjahr und im Winter festzustellen, wobei in der Verteilung über

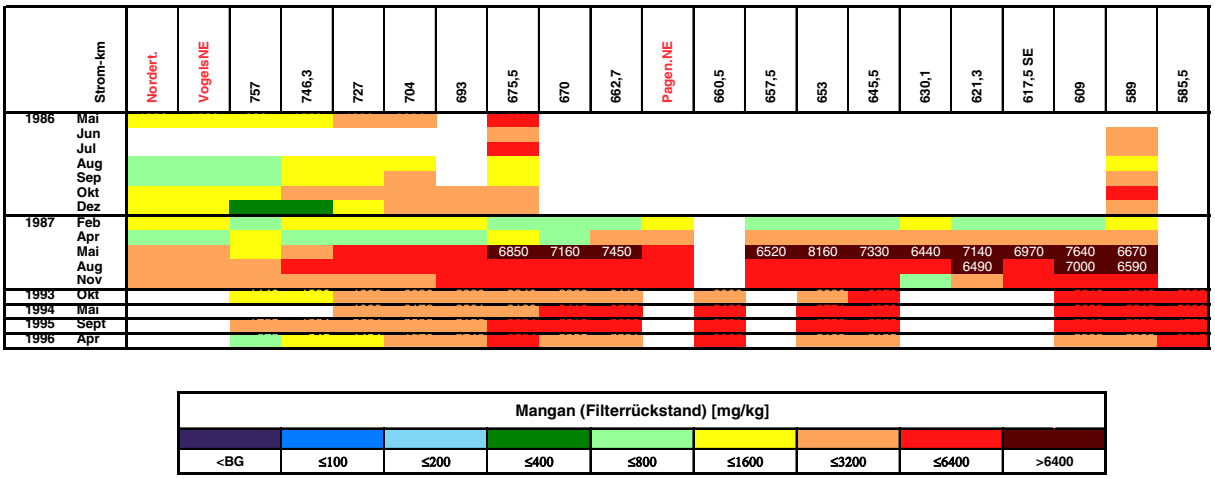


Abb. 32: Mangan-Gehalte in der Tideelbe (Filterrückstände)

den Tideelbe-Längsschnitt der Einfluss der Frühjahrshochwässer sichtbar wird. Im Sommer gehen die Konzentrationen der löslichen Mangan-Fraktion deutlich zurück, was in den Redox- bzw. Sauerstoffverhältnissen begründet liegen kann.

Ein völlig gegensätzliches Bild zeigt die Manganverteilung in den Filterrückständen (vgl. Abb. 32), wobei als Datengrundlage eigentlich nur das Jahr 1987 dienen kann, da in den anderen Jahren entweder räumlich oder zeitlich gesehen keine verlässliche Datenbasis vorhanden ist. Hier ist der Winter die Jahreszeit mit den niedrigsten Gehalten. Im Sommer hingegen sind in den Rückständen im ganzen Tideelbe-Längsprofil bis nach Glückstadt hinunter extrem hohe Gehalte zu finden (bis fast 8.200 mg/kg Mn). Am Ende des Sommers gehen die Gehalte zwar zurück, Anfang November sind sie aber immer noch sehr hoch (bis ca. 4.800 mg/kg Mn).

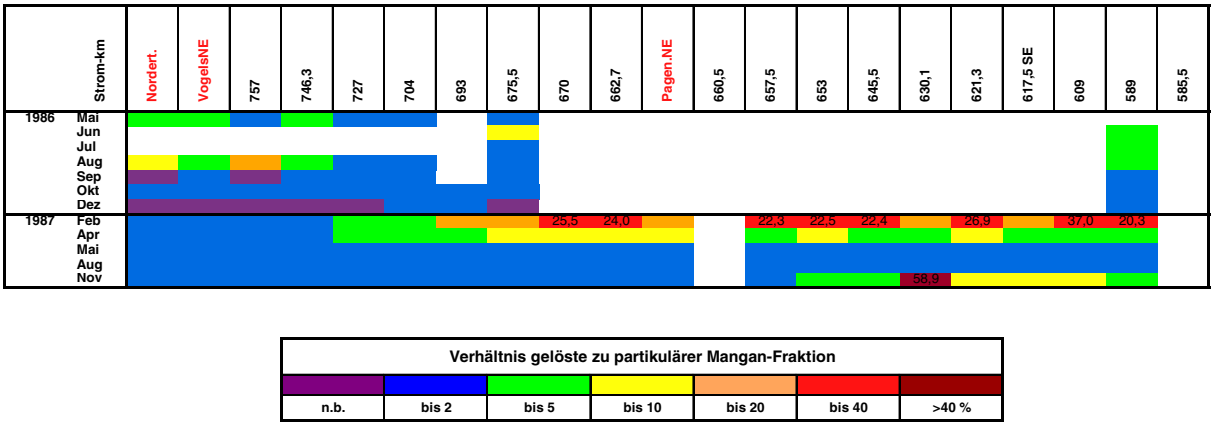


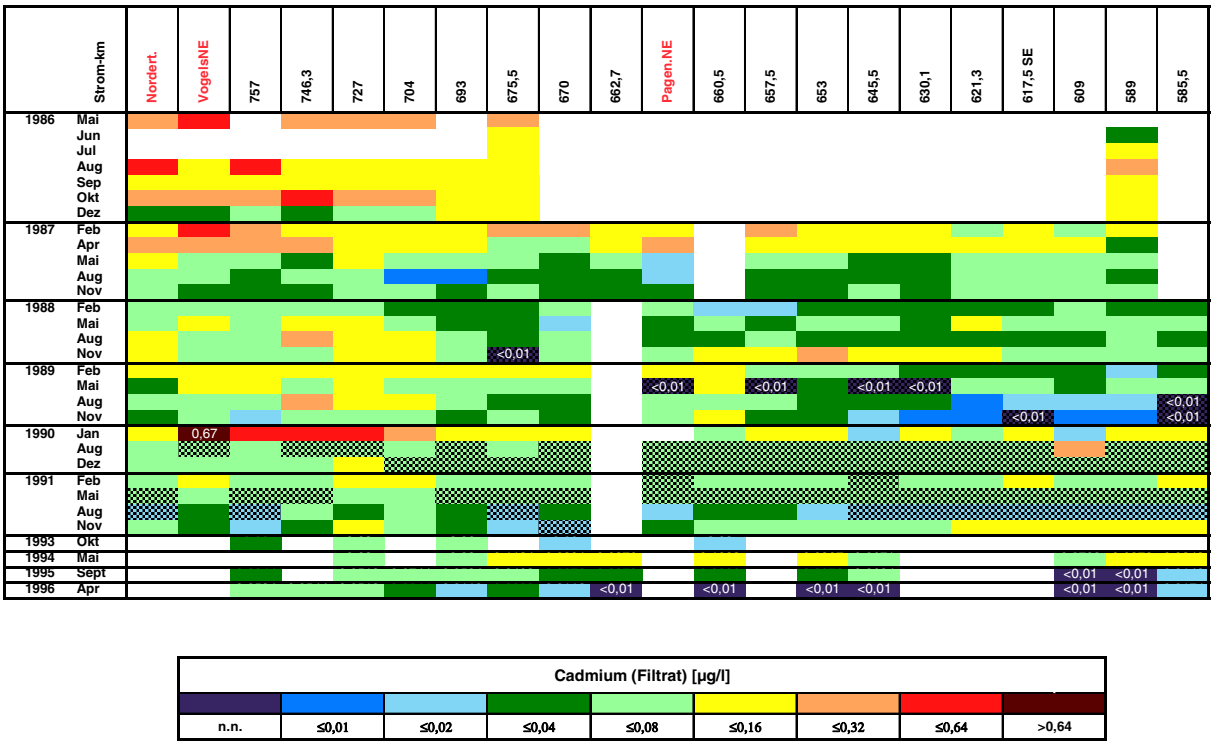
Abb. 33: Verhältnis der gelösten zur partikulären Mangan-Fraktion in der Tideelbe (auf Schwebstoffgehalt normiert)

Das Verhältnis der löslichen zur partikulär gebundenen Fraktion ist 1987 sehr stark saisonal geprägt (vgl. Abb. 33). Möglicherweise sind die hohen sommerlichen Gehalte in den Filterrückständen darauf zurückzuführen, dass die Filterrückstände zu einem großen Teil aus Algen bestehen, die Mangan stark anreichern können (s. Kap. 2.3.6). Tatsächlich war 1987 ein Jahr mit extrem hohem Phytoplanktonbesatz der Tideelbe bis in den September hinein, was auch die hohen Mn-Gehalte bis Anfang November erklären könnte (pflanzlicher Detritus).

6.3.7 Cadmium (Cd)

Die Cadmium-Konzentrationen im Filtrat zeigen in der Tideelbe eine recht diffuse Verteilung (vgl. Abb. 34). Die Werte reichen dabei von <0,01 bis 0,67 µg/l Cd. Tendenziell ist allenfalls eine Erhöhung der Werte im Brack- und Salzwasserbereich festzustellen. Auffällig hohe Werte sind im Januar 1990 im Bereich von Str-km 704 bis zur Vogelsander Norderelbe zu verzeichnen: ungewöhnlich ist dabei eine Zunahme der Konzentrationen Richtung unterstrom.

Die Cadmium-Gehalte im Filterrückstand (zwischen 0,11 und 44 mg/kg Cd) zeigen hingegen ein anderes Bild, das der Verteilung vieler Mess- und Kenngrößen der allgemeinen Güte (s. o.) vergleichbar ist (s. Abb. 35). Zu erkennen ist die Abnahme der Gehalte unterstrom des Großraumes Hamburg, wobei hohe Gehalte im Frühjahr bzw. im Winter weiter stromabwärts vorkommen (Einfluss des Oberwasserabflusses, s. Abb. A 1). Der zweite, von der Verteilung der Nährstoffgehalte her bekannte Effekt ist die Abnahme der Gehalte im Laufe der Jahre.



Gitterschraffur: *Bestimmungsgrenze wechselte im Untersuchungszeitraum und lag in diesem Fall höher als die für die Klassifikation zugrunde gelegte niedrigste Bestimmungsgrenze des Untersuchungszeitraumes*

Abb. 34: Cadmium-Konzentrationen in der Tideelbe (Filtrate)

Erhöhte Gehalte sind derzeit im Bereich der Tideelbe nur noch bis nach Hamburg hinein zu verzeichnen.Betrachtet man das Verhältnis zwischen der gelösten und der partikulären Cadmium-Fraktion (vgl. Abb. 36), so lässt sich beobachten, dass das Cadmium im oberen Teil

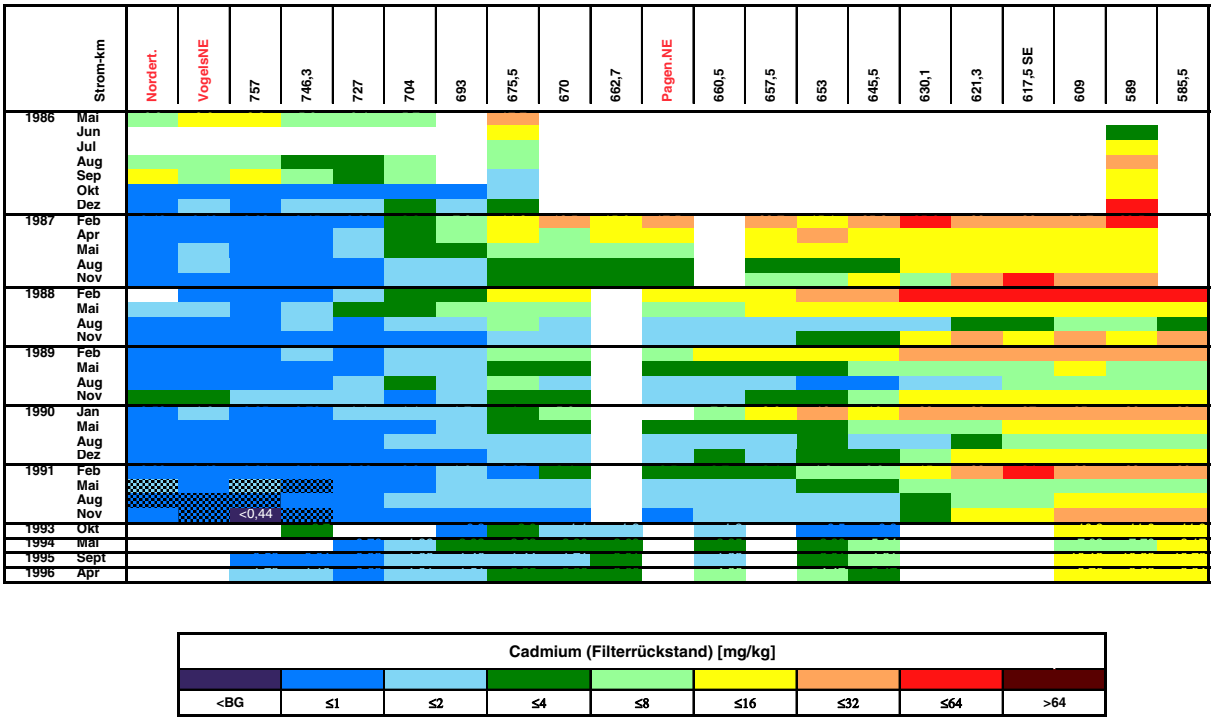


Abb. 35: Cadmium-Gehalte in der Tideelbe (Filterrückstände)

der Tideelbe fast ausschließlich partikulär gebunden vorliegt, während sich das Verhältnis ab Cuxhaven (Str-km 727) sehr deutlich zur gelösten Fraktion hin verschiebt. Diese Verschiebung ist bedingt durch den zunehmenden Salzwassereinfluss und den damit verbundenen Verdünnungseffekt sowie die erhöhten Chlorid-Konzentrationen im Wasser, die zu einer verstärkten Konkurrenz zwischen Cadmium und Chlorid um Bindungsplätze am Feststoff führen, wodurch adsorbiertes Cadmium in Lösung geht. Dieses Phänomen ist trotz der in den letzten Jahren abnehmenden Gehalte noch sehr deutlich zu erkennen.

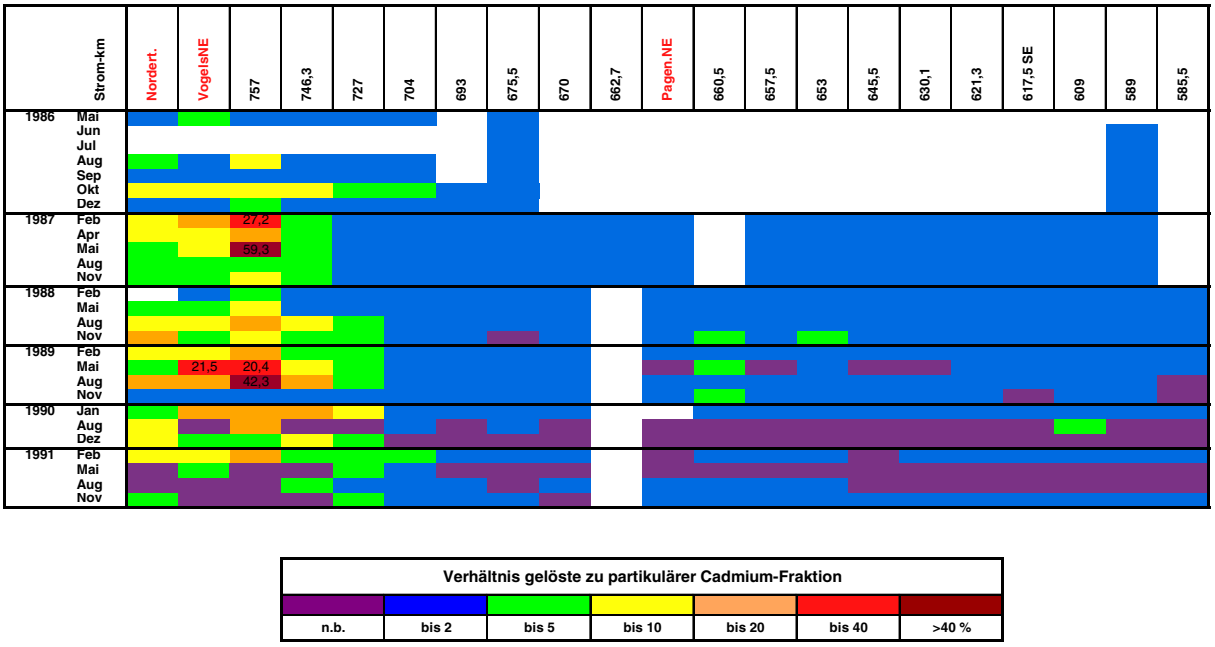


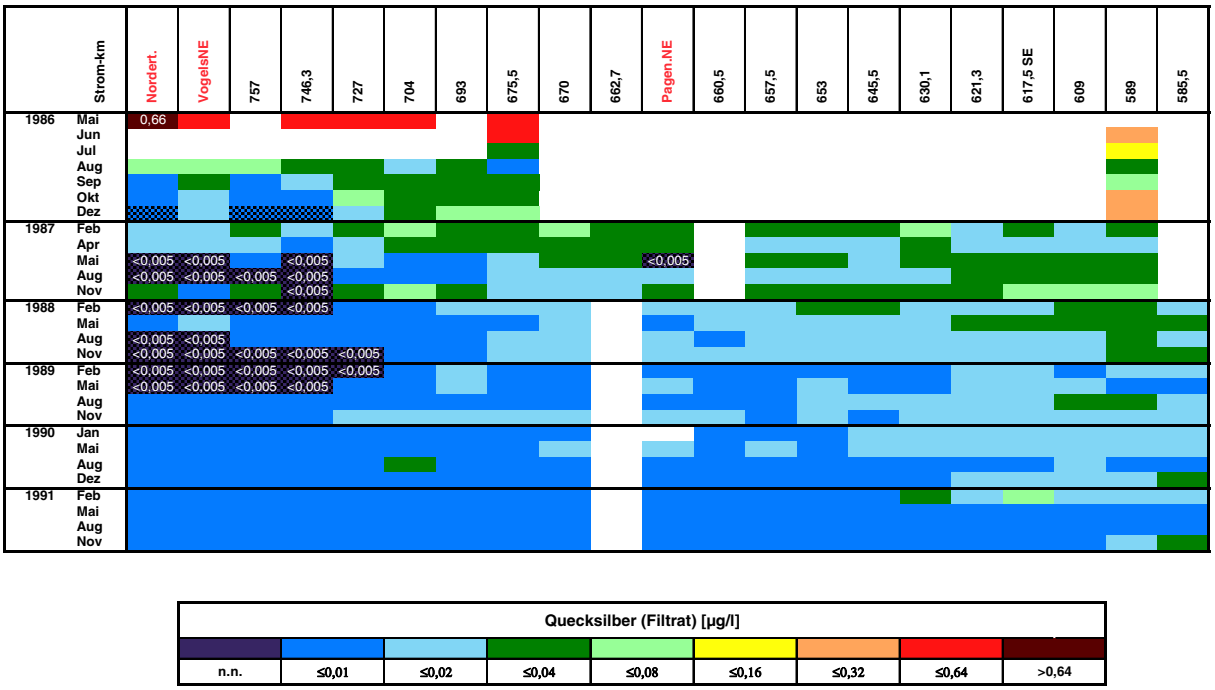
Abb. 36: Verhältnis der gelösten zur partikulären Cadmium-Fraktion in der Tideelbe (auf Schwebstoffgehalt normiert)

6.3.8 Quecksilber (Hg)

Die Quecksilber-Konzentrationen im Filtrat liegen für die Jahre 1986 bis 1996 zwischen <0,005 und 0,66 µg/l (Median: 0,011 µg/l Hg, vgl. Abb. 37). Die Maximalwerte wurden 1986 im Bereich der Außenelbe festgestellt, seitdem sind die Quecksilber-Konzentrationen in der Tideelbe sprunghaft zurückgegangen (max. 0,06 µg/l). Neben der generellen Abnahme der Quecksilber-Konzentrationen in den letzten Jahren ist ihre Abnahme Richtung stromab festzustellen, wobei 1991 das Maximum mit 0,05 µg/l im Februar im Bereich der Süderelbe lag. Fast alle anderen Werte lagen eine Größenordnung niedriger.

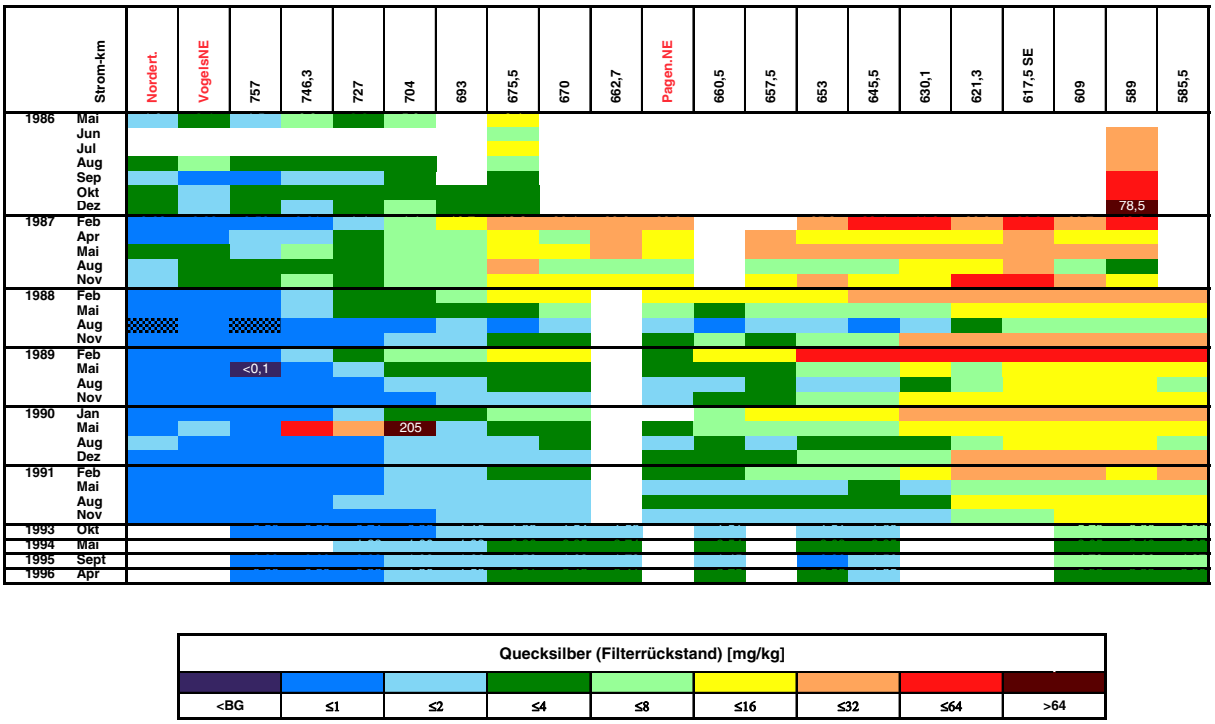
Das gleiche Bild, nur auf einem höheren Niveau, zeigt sich für die Verteilung der Hg-Gehalte im Filterrückstand (vgl. Abb. 38). Die Werte liegen hier im Allgemeinen zwischen 0,01 und 79 mg/kg (Median: 3,8 mg/kg), wobei singulär im Mai 1990 im Bereich unterhalb Brunsbüttel (Str-km 693) extrem hohe Werte bis 205 mg/kg Hg aufgetreten sind.

Das Verhältnis zwischen gelöstem und partikulärem Quecksilber ist, anders als beim Cadmium, über die gesamte Tideelbe fast gleich (vgl. Abb. A 37), wobei die partikulären Bindung eindeutig dominiert (99 % und mehr). Die von der ARGE ELBE (2000) beobachtete Zunahme der löslichen Fraktion in der Außenelbe auf Anteile zwischen 30 und 50 % spiegelt sich somit in den hier vorliegenden Daten nicht wider.



Gitterschraffur: *Bestimmungsgrenze wechselte im Untersuchungszeitraum und lag in diesem Fall höher als die für die Klassifikation zugrunde gelegte niedrigste Bestimmungsgrenze des Untersuchungszeitraumes*

Abb. 37: Quecksilber-Konzentrationen in der Tideelbe (Filtrat)

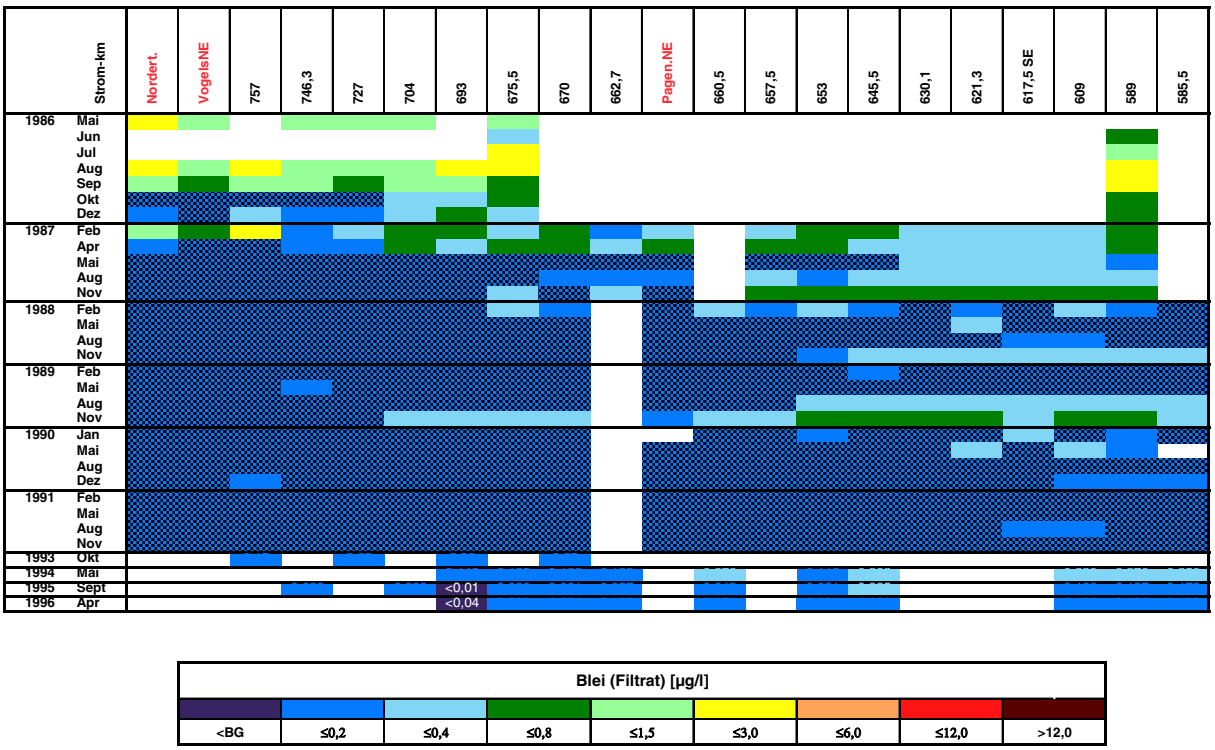


Gitterschraffur: *Bestimmungsgrenze wechselte im Untersuchungszeitraum und lag in diesem Fall höher als die für die Klassifikation zugrunde gelegte niedrigste Bestimmungsgrenze des Untersuchungszeitraumes*

Abb. 38: Quecksilber-Gehalte in der Tideelbe (Filterrückstände)

6.3.9 Blei (Pb)

Auch die Blei-Konzentrationen im Filtrat zeigen eine sprunghafte Abnahme der Werte nach dem Jahr 1986 (vgl. Abb. 39). Seitdem sind die Konzentrationen bis auf wenige Ausnahmen immer mehr zurückgegangen, so dass im Jahr 1991 nur noch an zwei Stellen des Profils im Großraum Hamburg Werte oberhalb der Bestimmungsgrenze (0,2 µg/l Pb) bestimmt werden konnten und der Median über die Jahre bei 0,1 µg/l Pb liegt. Die seit 1991 gemessenen Konzentrationen erreichen maximal 0,3 µg/l Pb.



Gitterschraffur: *Bestimmungsgrenze wechselte im Untersuchungszeitraum und lag in diesem Fall höher als die für die Klassifikation zugrunde gelegte niedrigste Bestimmungsgrenze des Untersuchungszeitraumes*

Abb. 39: Blei-Konzentrationen in der Tideelbe (Filtrate)

Die Blei-Gehalte im Filterrückstand (vgl. Abb. 40) erreichen dagegen Werte bis 519 mg/kg (unterhalb des Wehres Geesthacht bei Elbstorf, Str-km 589, im Februar 1987). Seitdem ist die Belastung schrittweise zurückgegangen, erreichte Mitte der 90er Jahre im Bereich Hamburgs aber immer noch Werte bis 180 mg/kg Pb. Anhand der Werteverteilung im Jahresverlauf ist der Einfluss des Oberwasserabflusses deutlich erkennbar (vgl. Abb. A 1). Die Verteilung zeigt außerdem, dass erhöhte Blei-Gehalte im Bereich Hamburgs im Wesentlichen durch vorbelastetes Wasser von oberstrom Geesthachts bestimmt werden (siehe auch Längsprofile der Elbe in Kap. 7).

Der Vergleich der gelösten mit der partikulär gebundenen Blei-Fraktion lässt erkennen, dass Blei fast ausschließlich in der partikulären Fraktion vorliegt (vgl. Abb. A 38). Eine Zunahme des gelösten Blei-Anteils infolge Kompetition durch Chlorid-Ionen, wie sie in der Literatur für Ästuarbereiche beschrieben wurde (s. Kap. 2.3.9), ist im nordseenahen Bereich der Elbe nicht zu erkennen.

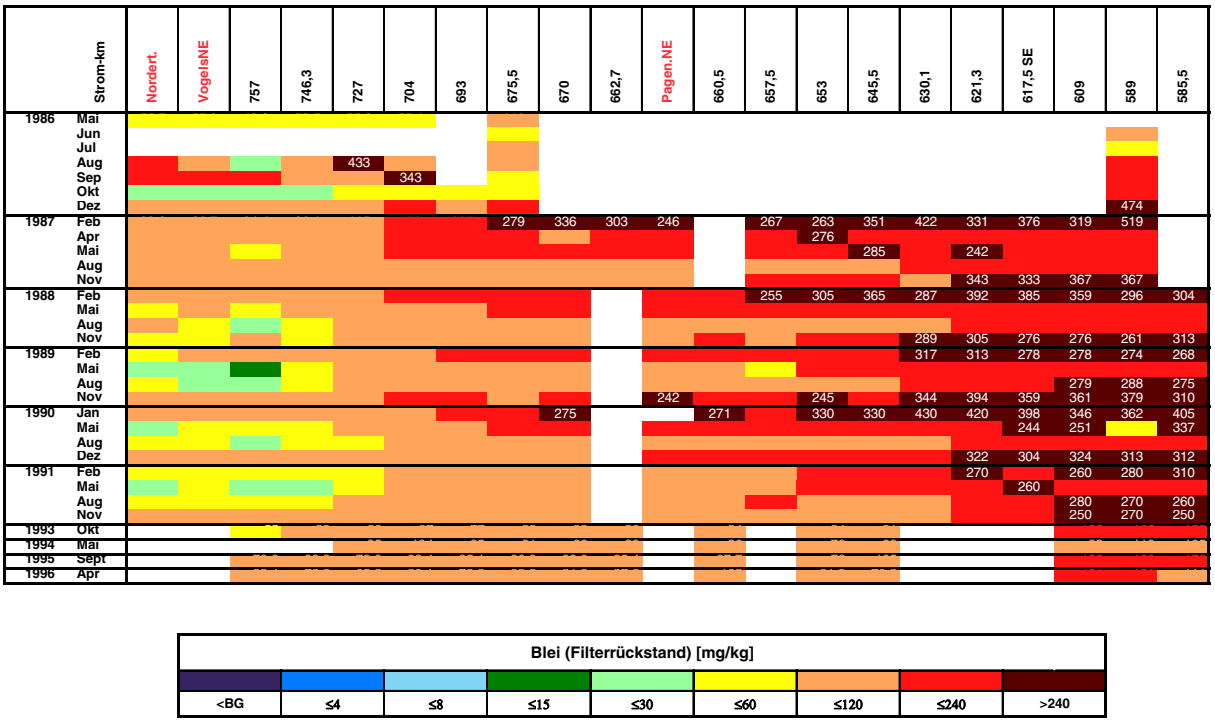


Abb. 40: Blei-Gehalte in der Tideelbe (Filterrückstände)

6.3.10 Arsen (As)

Die Arsen-Konzentrationen im Filtrat erreichen im Bereich zwischen dem Wehr Geesthacht und dem Hamburger Hafen die höchsten Werte (bis zu 7,7 µg/l As, vgl. Abb A 39). Von dort an bleiben die Arsen-Konzentrationen bis in die Außenelbe hinein weitgehend auf dem gleichen Niveau. In der Außenelbe gehen sie aufgrund des Verdünnungseffektes jedoch sprunghaft zurück. Eine besonders geringe Arsenbelastung (lediglich ein Wert lag über 3 µg/l As) des Filtrats ist für das Jahr 1987 zu verzeichnen.

Die Verteilung der Arsen-Gehalte im Filterrückstand (vgl. Abb. A 40) zeigt über die Jahre ein ähnliches Bild wie die der Arsen-Konzentrationen im Filtrat, nur dass die Maxima, die im Bereich Hamburgs liegen und Werte bis zu 240 mg/kg erreichen, überwiegend im Winter und Frühjahr auftreten (was bei einer partikulären Bindung in Hinblick auf die zu dieser Zeit stattfindenden Hochwässer durchaus plausibel ist). Auffällig ist auch hier das gleichbleibende Niveau der Gehalte unterstrom Hamburgs bis nach Cuxhaven (Str-km 727), wo die Gehalte dann sprunghaft abnehmen. Letzteres ist im Wesentlichen auf den Verdünnungseffekt des Nordseewassers zurückzuführen. Besonders hohe Gehalte wurden im Februar 1991 im gesamten Raum Hamburg gemessen.

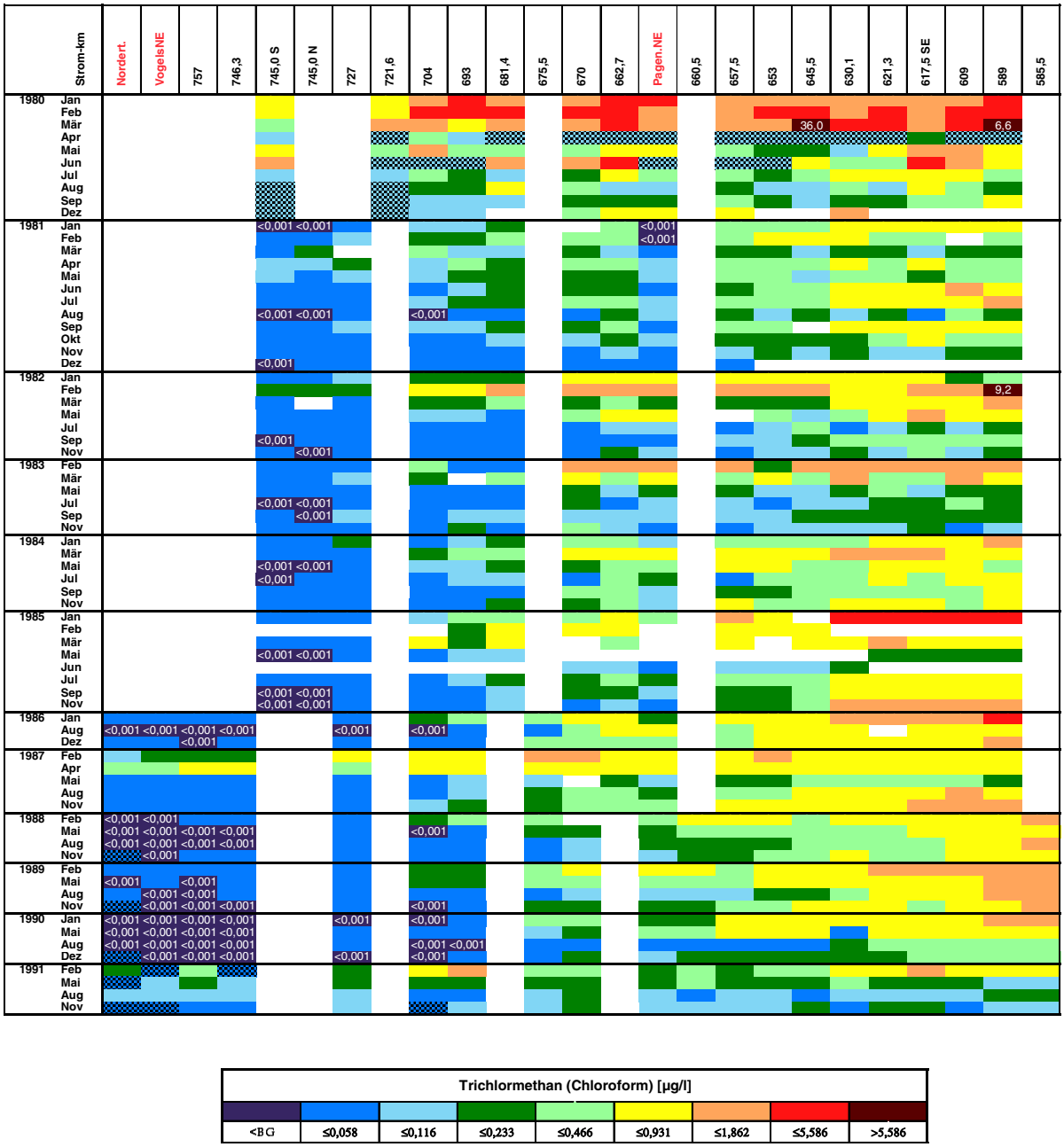
Das Verhältnis zwischen gelöstem und partikulär gebundenem Arsen (vgl. Abb. A 41) ist recht variabel. Im Bereich höherer Schwebstoffanteile (Str-km 657,6 bis 727, vgl. Abb. 23) deutet sich eine tendenzielle Zunahme der partikulär gebundenen Fraktion an. Ferner ist die Zunahme des Anteils der gelösten Fraktion in der Außenelbe zu erahnen. Offensichtlich beeinflussen jedoch noch andere Mess- und Kenngrößen als der Schwebstoffanteil und der Salzgehalt die Bindungsformen des Arsens.

6.4 Organische Schadstoffe

6.4.1 Chlorierte Alkane

6.4.1.1 Trichlormethan (Chloroform) (1980-1991)

Die Chloroform-Konzentrationen lagen in den Jahren 1980 bis 1991 im Median bei 0,2 µg/l. Die Spitzenwerte waren dabei mit 36 µg/l (1980), 9 µg/l (1982) und 3 µg/l (1985) unterstrom Hamburgs und am Wehr Geesthacht zu finden (vgl. Abb. 41).



Gitterschraffur: *Bestimmungsgrenze wechselte im Untersuchungszeitraum und lag in diesem Fall höher als die für die Klassifikation zugrunde gelegte niedrigste Bestimmungsgrenze des Untersuchungszeitraumes*

Abb. 41: Chloroform-Konzentrationen in der Tideelbe (1980-1991)

Relativ deutlich ist eine Art jahreszeitliche Periodik zu erkennen mit höheren Konzentrationen im Winter/Frühjahr. Dies lässt zum einen, wie bei vielen anderen Stoffen, eine Oberwasserabhängigkeit und den vornehmlichen Eintrag des Chloroforms von oberstrom des Wehres Geesthacht vermuten. Die Belastungsschwerpunkte liegen demnach immer im Bereich Wehr Geesthacht bis Hamburger Hafen und ziehen sich je nach Jahr mehr oder weniger weit stromab, im Jahre 1987 gar bis hinunter in die Außenelbe, die aufgrund dessen bis in den April vergleichsweise hohe Chloroform-Konzentrationen aufweist. Zum anderen sind leichtflüchtige Kohlenwasserstoffe im Winter in höheren Konzentrationen im Wasser enthalten, weil sie aufgrund der niedrigeren Temperaturen in einem geringeren Maße oder im Extremfall - bei geschlossener Eisdecke - gar nicht in die Atmosphäre ausgasen.

Besonders hoch waren die Chloroform-Konzentrationen im Jahr 1980, und zwar insbesondere im Winter/Frühjahr (bis 36 µg/l).

Über die gesamte Tideelbe betrachtet traten im Vergleich der Jahresmedianwerte in den Jahren 1980, 1986 und 1987 besonders hohe Chloroform-Konzentrationen auf.

1991 ist ein deutlicher Rückgang der Chloroform-Konzentrationen zu verzeichnen. Hohe Werte oberhalb des vom Bund-Länder-Arbeitskreis Qualitätsziele (kurz BLAK-QZ) für das Schutzgut „Aquatische Lebensgemeinschaften“ festgelegten Richtwertes von 0,8 µg/l (vgl. Tab. 10) sind lediglich im Winter vom Wehr Geesthacht bis Hamburg-Hafen und oberstrom Brunsbüttels (Str-km 693) zu finden.

6.4.1.2 Tetrachlormethan (Tetrachlorkohlenstoff) (1980-1991)

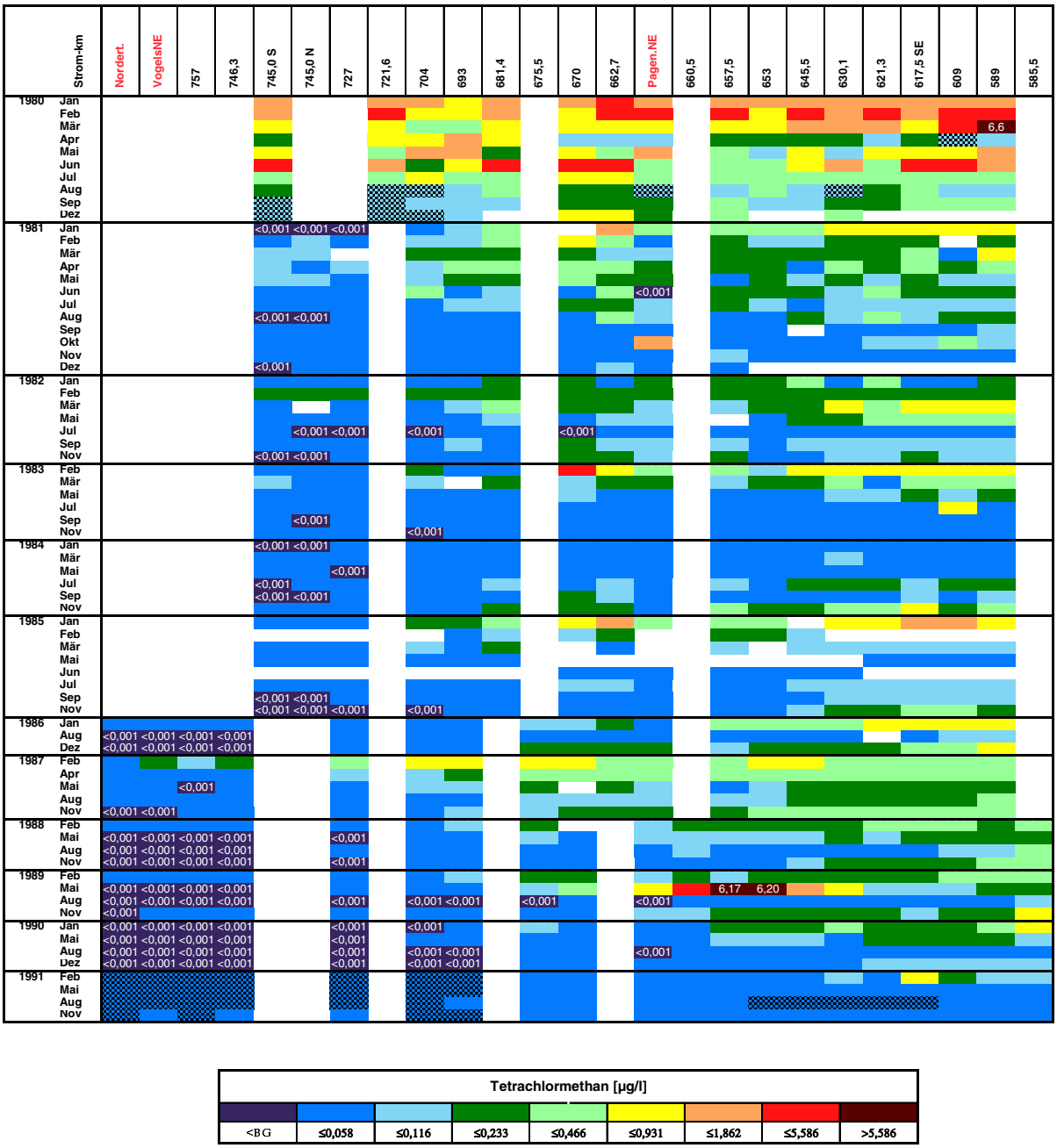
Die Tetrachlormethan-Konzentrationen lagen in den Jahren 1980 bis 1991 im Median bei 0,059 µg/l.

Die räumliche Verteilung der Konzentrationen im Längsprofil der Tideelbe deutet im Allgemeinen auf einen Eintrag von oberstrom des Wehres Geesthacht hin (vgl. Abb. 42). Erhöhte Werte finden sich außer im Bereich Hamburg vereinzelt 1989 um die Schwingemündung/Bützfleth herum (Str-km 653 bis 657,5) und bis 1987 mehrfach im Bereich Pagensand Mitte/Bielenberg Leuchtfeuer (Str-km 662,5 bis 670). Letztere treten allerdings, außer 1980, ausschließlich im Winter (Januar/Februar) auf, womit Punktemissionen als Ursache eher unwahrschleinlich sind.

Wesentlich deutlicher als eine räumliche Differenzierung sind saisonale Unterschiede in der Verteilung zu erkennen: hier resultieren aus den höheren Abflüssen und den geringeren Abbauraten in der kalten Jahreszeit bzw. im Frühjahr höhere Tetrachlormethan-Konzentrationen im unteren Teil der Tideelbe. Im Bereich der Außenelbe sinken die Konzentrationen auf Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze (0,001 µg/l Tetrachlormethan) ab. Singulär sind, auch im Elbe-Abschnitt ab Stromkilometer 662,7, erhöhte Werte zu finden (1983, 1985).

Im Vergleich der Jahresmedianwerte traten in der Tideelbe 1980 stark und 1987 leicht erhöhte Tetrachlormethan-Konzentrationen auf. Die Spitzenwerte in sämtlichen Untersuchungsjahren waren 6,6 µg/l im Jahre 1980 (oberstrom Hamburgs) bzw. 6,2 µg/l Tetrachlormethan im Jahre 1989 (unterstrom Stades, Str-km 657,5).

1991 haben die Werte das niedrigste Niveau aller Untersuchungsjahre erreicht, häufig sogar unterhalb der Bestimmungsgrenze (0,01 µg/l Tetrachlormethan). Sie liegen alle unterhalb der Zielvorgaben des BLAK-QZ (7 µg/l) sowie der IKSE und IKSR für die beiden Schutzgüter „Aquatische Lebensgemeinschaften“ und „Trinkwasser“ (1 µg/l Tetrachlormethan, vgl. Tab. 10).



Gitterschraffur: *Bestimmungsgrenze wechselte im Untersuchungszeitraum und lag in diesem Fall höher als die für die Klassifikation zugrunde gelegte niedrigste Bestimmungsgrenze des Untersuchungszeitraumes*

Abb. 42: Tetrachlormethan-Konzentrationen in der Tideelbe (1980-1991)

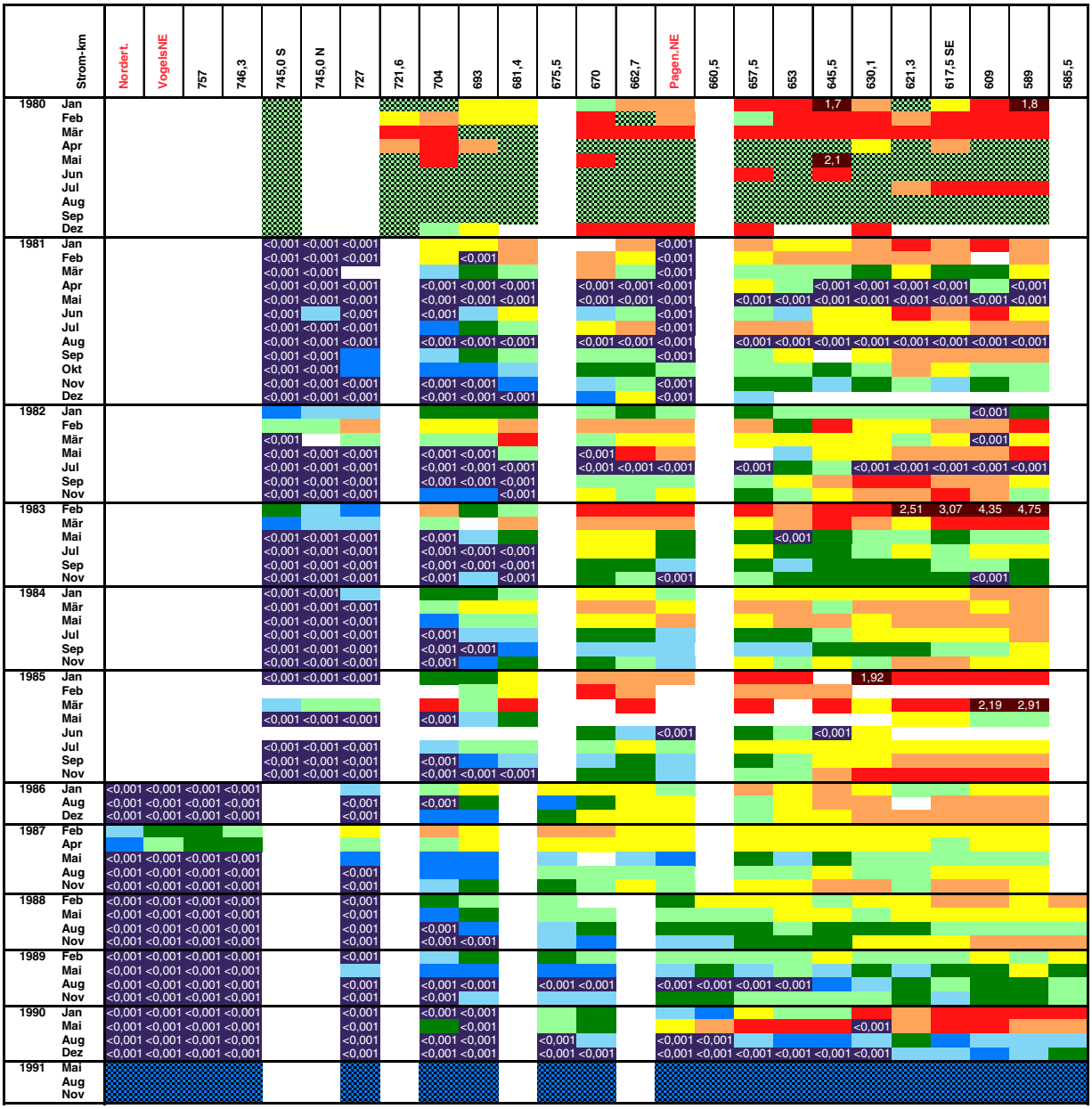
6.4.1.3 1,2-Dichlorethan (1991)

Von 80 im Jahre 1991 untersuchten Proben (vgl. Abb. A 42) lagen in 69 die 1,2-Dichlorethan-Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze (1 µg/l). Werte oberhalb der Bestimmungsgrenze waren im Februar im Bereich des Großraumes Hamburg bis hinunter nach Glückstadt (Str-km 675,5) zu finden, mit Maxima im Bereich des Hamburger Hafens (chemische Industrie). Sämtliche 1,2-Dichlorethan-Werte oberhalb der Bestimmungsgrenze liegen auch oberhalb der Zielvorgaben sowohl des BLAK-QZ (2 bzw. 1 µg/l) als auch der IKSE und IKSR für die Schutzgüter „Aquatische Lebensgemeinschaften“ bzw. „Trinkwasser“ (jeweils 1 µg/l).

6.4.1.4 1,1,1-Trichlorethan (1980-1991)

Die 1,1,1-Trichlorethan-Konzentrationen lagen in den Jahren 1980 bis 1991 mit im Median 0,013 µg/l recht niedrig (vgl. A 43).

Neben den gemessen an den Werten der übrigen Jahre relativ hohen Werten im Jahr 1980 (bis 0,5 µg/l 1,1,1-Trichlorethan, allerdings auch viele Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,1 µg/l) sind 1985 im Bereich unterhalb der Schwingemündung (Str-km 655) einzelne



Gitterschraffur: *Bestimmungsgrenze wechselte im Untersuchungszeitraum und lag in diesem Fall höher als die für die Klassifikation zugrunde gelegte niedrigste Bestimmungsgrenze des Untersuchungszeitraumes*

Abb. 43: 1,1,2-Trichlorethan-Konzentrationen in der Tideelbe (1980-1991)

erhöhte Werte im sonst sehr niedrigen Wertepool zu verzeichnen (bis 0,97 µg/l 1,1,1-Trichlorethan). Abgesehen von diesen Maxima sind die Konzentrationen seit 1980 nach und nach zurückgegangen, bis 1991 schließlich ein Großteil der Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze (0,01 µg/l 1,1,1-Trichlorethan) lag. Die einschlägigen Qualitätsziele und Zielvorgaben für aquatische Lebensgemeinschaften (zwischen 1 und 100 µg/l 1,1,1-Trichlorethan, vgl. Tab. 10 und 11) werden 1991 an allen Messstellen eingehalten.

6.4.1.5 1,1,2-Trichlorethan (1980-1991)

Die Konzentrationen des 1,1,2-Trichlorethan lagen höher als die des 1,1,1-Trichlorethan (Median der Jahre 1980 bis 1991 0,05 µg/l gegenüber 0,01 µg/l für das 1,1,1-Isomer).

Die Konzentrationsspitzen lagen auch für diese Verbindung wieder im Bereich Wehr Geesthacht bis Hamburg, wobei die höchsten Werte bereits am Wehr Geesthacht auftraten (vgl. Abb. 43). Dies lässt wiederum auf einen Eintrag von oberstrom schließen. Eine Jahreszeitenabhängigkeit mit höheren Werten im Frühjahr ist ansatzweise zu erkennen, wobei sich im Sommer Monate hoher Konzentrationen mit solchen abwechseln, in denen sämtliche Werte im Tideelbe-Längsschnitt unterhalb der Bestimmungsgrenzen (je nach Jahr 0,001 bis 0,1 µg/l 1,1,2-Trichlorethan) liegen. Dies könnte möglicherweise mit den höheren Wassertemperaturen und der relativ hohen Flüchtigkeit der Verbindung zusammenhängen.

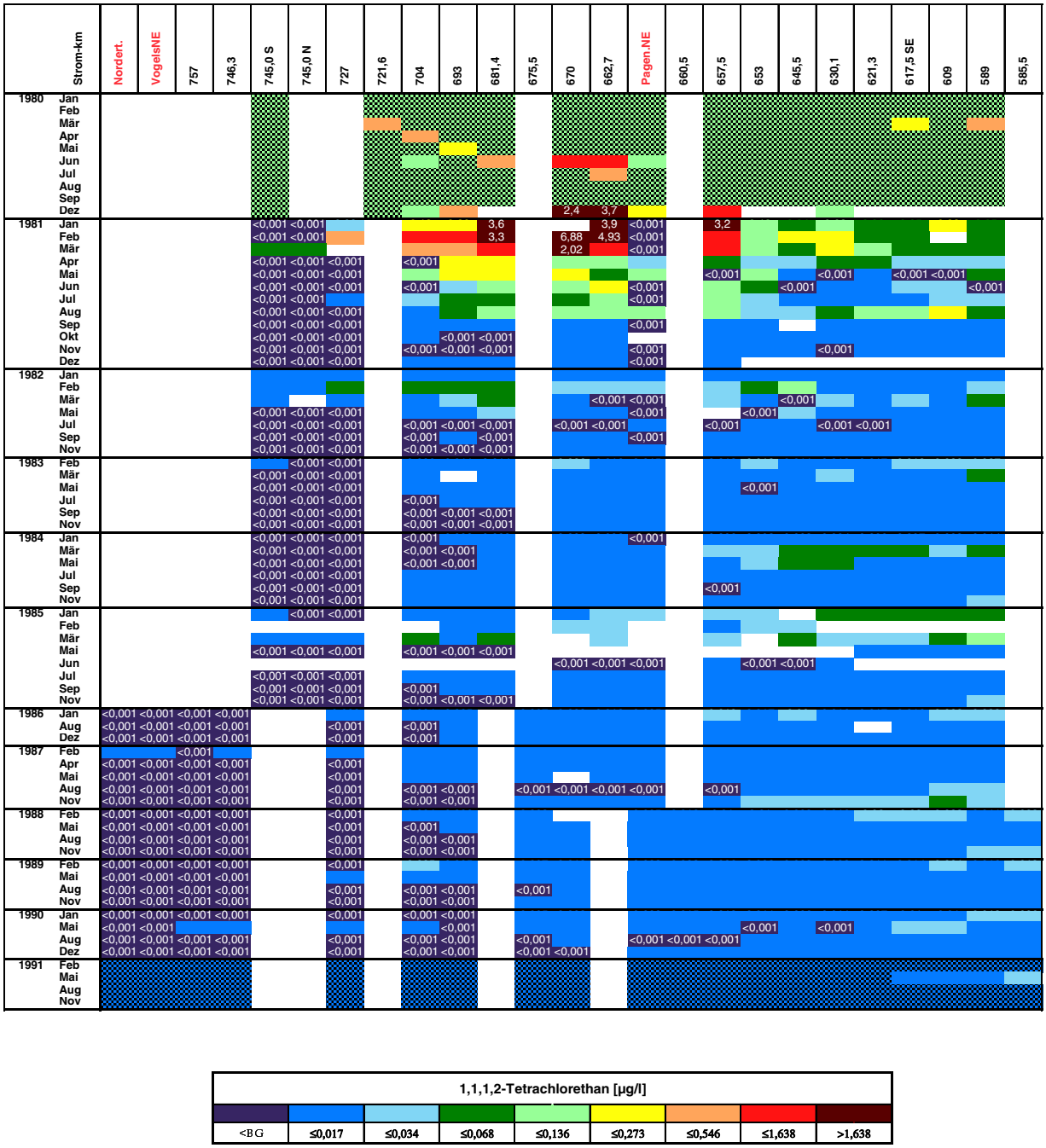
Spitzenwerte über die Jahre waren 4,8 µg/l im Jahre 1983 bzw. 2,9 und 2,1 µg/l in den Jahren 1985 und 1980 (in letzterem Jahr lagen, abgesehen von dem Maximalwert, fast zwei Drittel der Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,1 µg/l, was allerdings auch durch deren Höhe bedingt sein kann).

Im Vergleich der Jahresmedianwerte traten in der Tideelbe in den Jahren 1984 bis 1987 besonders hohe Konzentrationen des Stoffes auf. Seitdem sind sie zwar in der Tendenz deutlich zurückgegangen, 1990 waren jedoch im Winter bzw. Frühjahr erhöhte Konzentrationen im Großraum Hamburg bis nach Stade (Str-km 657) hinunter zu verzeichnen. Im darauf folgenden Jahr 1991 hingegen lagen die Konzentrationen durchgängig unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,01 µg/l 1,1,2-Trichlorethan und hielten damit auch den EU-Trinkwassergrenzwert von 1 µg/l ein (einziger explizit für das 1,1,2-Isomer angegebener Wert, vgl. Tab. 11).

6.4.1.6 1,1,1,2-Tetrachlorethan (1980-1991)

Die 1,1,1,2-Tetrachlorethan-Konzentrationen lagen in den Jahren 1980 bis 1991 im Median bei 0,005 µg/l (vgl. Abb. 44). Die Spitzenwerte waren dabei 6,9 µg/l im Jahre 1981 bzw. 3,7 µg/l im Jahre 1980, wobei 1980 über drei Viertel der Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze lagen, da diese vergleichsweise hoch lag (0,1 µg/l 1,1,1,2-Tetrachlorethan, in der Zwischenzeit herabgesetzt).

Die höchsten Konzentrationen lagen eindeutig im Bereich unterhalb der Schwingemündung bei Bützfleth (Str-km 657) und treten von Dezember 1980 bis April 1981 auf. Möglicherweise gingen sie damals auf Emissionen der DOW Chemicals bei Stade/Bützfleth zurück, seit September 1981 sind an dieser Stelle jedoch keine erhöhten Werte mehr analysiert worden.



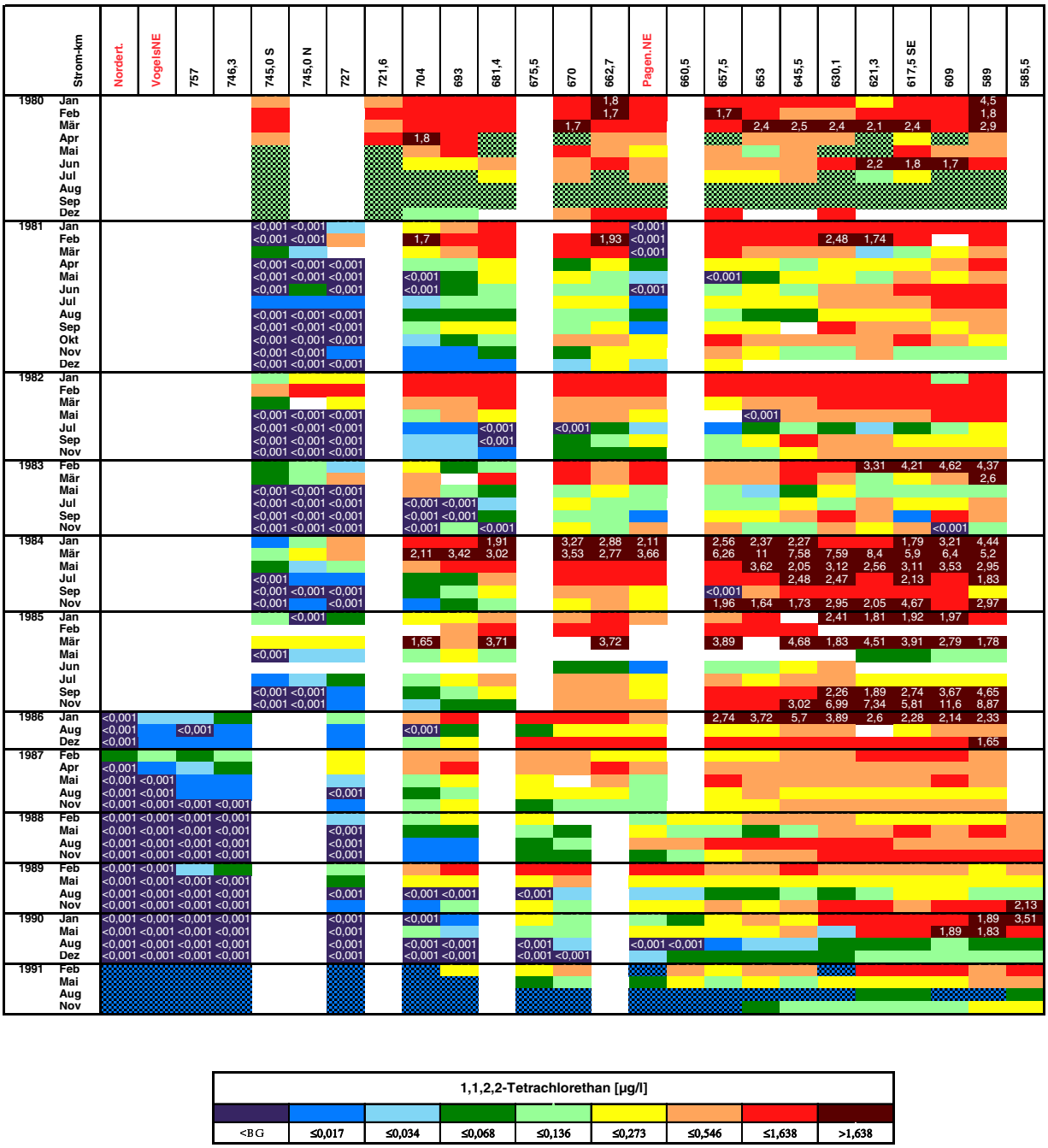
Gitterschraffur: *Bestimmungsgrenze wechselte im Untersuchungszeitraum und lag in diesem Fall höher als die für die Klassifikation zugrunde gelegte niedrigste Bestimmungsgrenze des Untersuchungszeitraumes*

Abb. 44: 1,1,1,2-Tetrachlorethan-Konzentrationen in der Tideelbe (1980-1991)

Nach dem Jahr 1980, in dem die 1,1,1,2-Tetrachlorethan-Konzentrationen insgesamt höher als in den nachfolgenden Untersuchungsjahren waren, sind keine nennenswert erhöhten Konzentrationen mehr festzustellen gewesen. Zielvorgaben des BLAK-QZ und der IKSE bzw. IKSR existieren für diesen Stoff nicht, ein vorgeschlagener Wert der US-EPA zur Begrenzung des Krebsrisikos (1,8 µg/l 1,1,1,2-Tetrachlorethan, vgl. Tab. 11) wurde in den letzten Untersuchungsjahren jedoch in der gesamten Tideelbe weit unterschritten.

6.4.1.7 1,1,2,2-Tetrachlorethan (1980-1991)

Die 1,1,2,2-Tetrachlorethan-Konzentrationen lagen in den Jahren 1980 bis 1991 mit einem Medianwert von 0,19 µg/l höher als die des 1,1,1,2-Isomers (vgl. Abb. 45).



Gitterschraffur: *Bestimmungsgrenze wechselte im Untersuchungszeitraum und lag in diesem Fall höher als die für die Klassifikation zugrunde gelegte niedrigste Bestimmungsgrenze des Untersuchungszeitraumes*

Abb. 45: 1,1,2,2-Tetrachlorethan-Konzentrationen in der Tideelbe (1980-1991)

Hohe Konzentrationen sind im Allgemeinen bis nach Cuxhaven hinunter (Str-km 727) zu finden. Auffällig sind in den Jahren 1984-1986 die extrem hohen Konzentrationen von bis zu 11,6 µg/l im Jahre 1985 bzw. 11 µg/l im Jahre 1984 vom Wehr Geesthacht bis nach Schulau, wenn nicht gar bis Brunsbüttel (Str-km 641 bzw. 693). Eine gewisse Jahreszeitenperiodik mit höheren Werten in den Winter- und Frühjahrsmonaten deutet sich an, die Abhängigkeit der

Konzentrationsverteilung von der Oberwasserführung wird im Frühjahr 1987 wieder besonders deutlich.

Unterbrochen von erhöhten Konzentrationen im Jahre 1989/90 im Bereich Wehr Geesthacht bis Hamburg sind seit 1986 die 1,1,2,2-Tetrachlorethan-Konzentrationen zurückgegangen und haben 1991 den niedrigsten Stand aller Untersuchungsjahre erreicht (allein über die Hälfte der Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,01 µg/l). Der Trinkwasser-Grenzwert der EU (1 µg/l 1,1,2,2-Tetrachlorethan, s. Tab. 11) wird in diesem Jahr an allen Messstellen der Tideelbe eingehalten.

6.4.1.8 Penta- und Hexachlorethan (1991)

Penta- und Hexachlorethan wurden lediglich 1991 analysiert. Dabei lagen über drei Viertel der Werte unterhalb der Bestimmungsgrenzen (0,001 µg/l Penta- bzw. Hexachlorethan). Nur im Frühjahr finden sich im Bereich des Hamburger Hafens Konzentrationen von maximal 0,05 µg/l Penta- und 0,01 µg/l Hexachlorethan.

6.4.2 Chlorierte Alkene und Diene

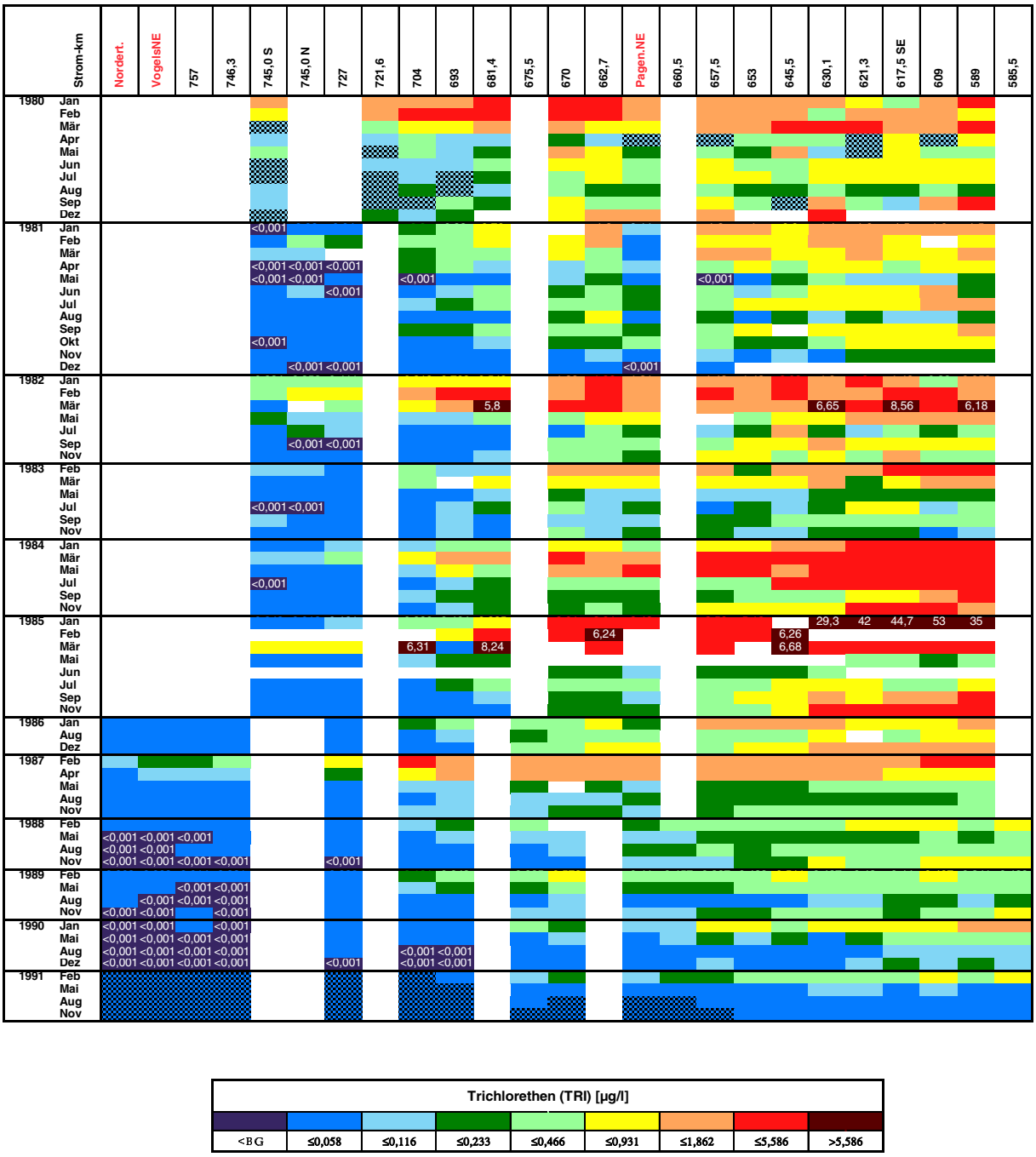
6.4.2.1 Trichlorethen (TRI) (1980-1991)

Die Trichlorethen-Konzentrationen lagen in den Jahren 1980 bis 1991 im Median bei 0,21 µg/l. Jahre mit extrem hohen Werten waren 1985 (bis 53 µg/l) und 1982 (bis 8,6 µg/l, vgl. Abb. 46). Die Maximalwerte traten jeweils im Bereich des Hamburger Hafens auf, hohe Werte waren jedoch sogar bis unterstrom Brunsbüttels (Str-km 693) zu verzeichnen. Anhand der Verteilung der Werte über die Tideelbe ist anzunehmen, dass die Emissionen überwiegend von oberstrom des Wehres Geesthacht stammen, z. T. aber auch im Bereich des Hamburger Hafens Einträge zu vermuten sind. Auffällig ist eine starke Saisonalität mit den Maxima im Winter und Frühjahr und den Minima im Sommer.

Eine Ausnahmeerscheinung ist das Jahr 1984 mit fast ganzjährig hohen Trichlorethen-Konzentrationen im Großraum Hamburg. Die Jahresmedianwerte für die gesamte Tideelbe lagen gerade in diesem Jahr und im Jahre 1982 relativ hoch (0,59 bzw. 0,58 µg/l Trichlorethen). Seitdem sind sie jedoch stark zurückgegangen und haben 1991 mit einem Median von 0,01 µg/l Trichlorethen den niedrigsten Stand aller Untersuchungsjahre erreicht (fast die Hälfte der Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,01 µg/l). Leicht erhöhte Werte waren 1991 lediglich im Winter zu verzeichnen. Die einschlägigen Zielvorgaben der IKSE bzw. IKSR (1 µg/l) und des BLAK-QZ (20 µg/l für aquatische Lebensgemeinschaften, vgl. Tab. 10) wurden 1991 in der gesamten Tideelbe unterschritten.

6.4.2.2 Tetrachlorethen (PER) (1980-1991)

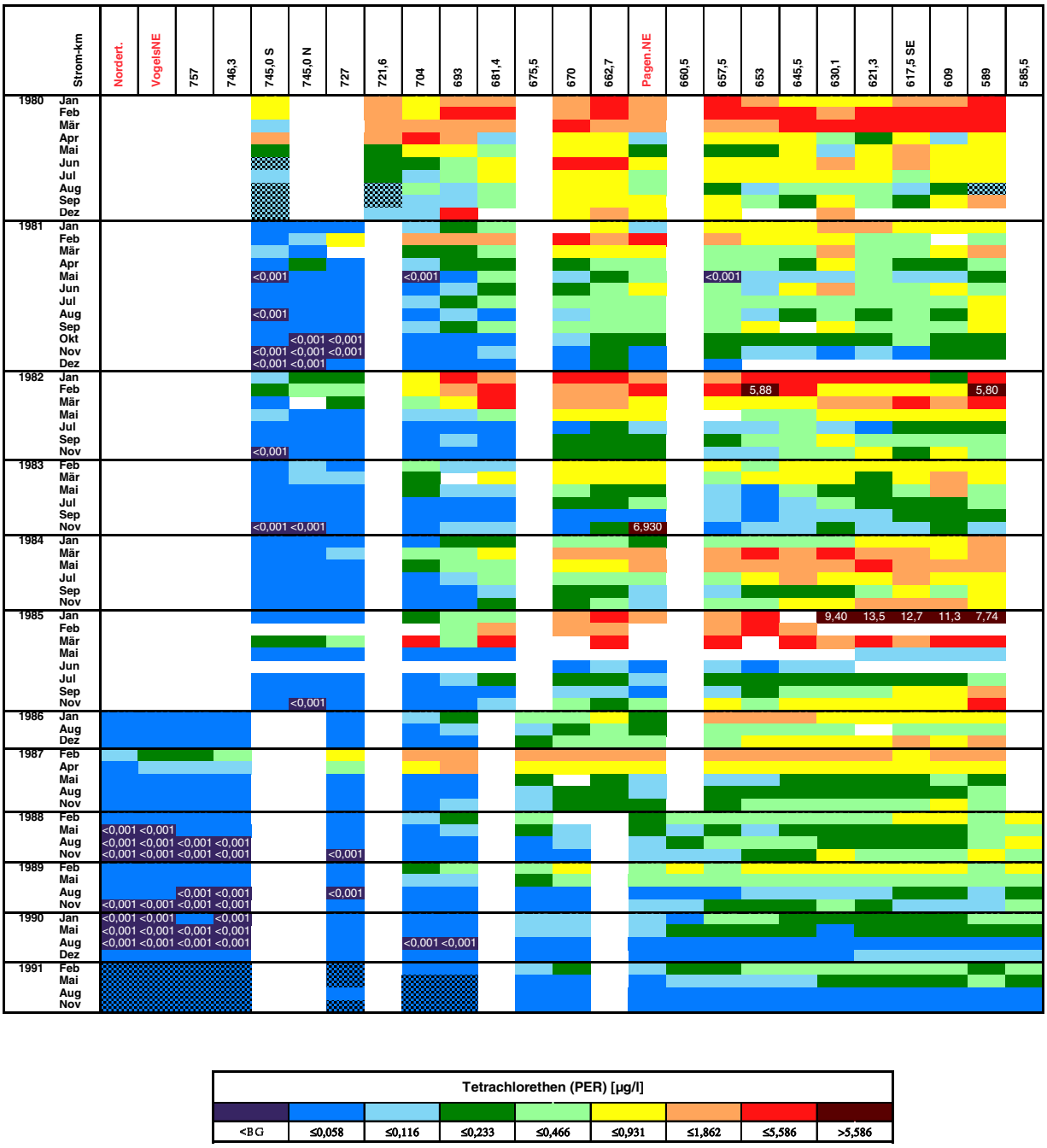
Der Median der Tetrachlorethen-Konzentrationen der Jahre 1980 bis 1991 liegt bei 0,19 µg/l. Die Verteilung in der Tideelbe (vgl. Abb. 47) ähnelt sehr stark derjenigen des Trichlorethen, allerdings auf einem niedrigeren Niveau. Der mit Abstand höchste Wert (13,5 µg/l Tetrachlorethen) wurde im Jahre 1985 im Bereich des Hamburger Hafens gemessen, wo auch in den anderen Jahren die höchsten Konzentrationen ermittelt wurden. Auffällig ist ein singulär hoher Wert (6,9 µg/l Tetrachlorethen) im Bereich der Pagensander Nebenelbe im November 1983, der bislang nicht zu erklären ist.



Gitterschraffur: *Bestimmungsgrenze wechselte im Untersuchungszeitraum und lag in diesem Fall höher als die für die Klassifikation zugrunde gelegte niedrigste Bestimmungsgrenze des Untersuchungszeitraumes*

Abb. 46: Trichlorethen-Konzentrationen in der Tideelbe (1980-1991)

Wie beim Trichlorethen sind beim Vergleich der Jahresmedianwerte 1982 und 1984 besonders hohe Tetrachlorethen-Konzentrationen zu erkennen. Seitdem sind sie deutlich zurückgegangen und haben 1991 den niedrigsten Stand aller Untersuchungsjahre erreicht (etwa ein Drittel der Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze, im Median 0,25 µg/l Tetrachlorethen). Alle in diesem Jahr gemessenen Werte lagen unterhalb der in den Tabellen 10 und 11 aufgeführten Richt- und Grenzwerte (zwischen 1 und 40 µg/l Tetrachlorethen).



Gitterschraffur: *Bestimmungsgrenze wechselte im Untersuchungszeitraum und lag in diesem Fall höher als die für die Klassifikation zugrunde gelegte niedrigste Bestimmungsgrenze des Untersuchungszeitraumes*

Abb. 47: Tetrachlorethen-Konzentrationen in der Tideelbe (1980-1991)

6.4.2.3 Hexachlorbutadien (1983-1991)

Die Hexachlorbutadien-Konzentrationen waren in allen Jahren sehr niedrig (Median sämtlicher Untersuchungsjahre: 0,002 µg/l), wobei je nach Jahr zwischen einem und über vier Fünftel der Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,001 µg/l lagen (vgl. Abb. A 44). Maximal wurden Konzentrationen von 0,03 µg/l Hexachlorbutadien erreicht (1983 unterhalb des Wehres Geesthacht).

Soweit man unter den gegebenen Umständen überhaupt von Jahren mit „besonders hohen“ Konzentrationen des Stoffes in der Tideelbe sprechen kann, so sind dies die Jahre 1983 und

1987. Im Jahre 1991 lagen die Hexachlorbutadien-Konzentrationen in 69 von 80 analysierten Proben unterhalb der Bestimmungsgrenze.

Im Laufe der Jahre sind die höchsten Werte in Geesthacht zu finden, was auf einen Eintrag von oberstrom hindeutet. Des weiteren wurden vergleichsweise hohe Werte im Raum Hamburg, Stade (Str-km 657) und Brunsbüttel (Str-km 693) ermittelt. Die einschlägigen Zielvorgaben des BLAK-QZ, der IKSE und der IKSR (zwischen 0,5 und 1 µg/l Hexachlorbutadien) werden 1991 in der gesamten Tideelbe eingehalten.

6.4.3 Hexachlorcyclohexane (HCH)

Die Verteilung der unterschiedlichen HCH-Isomere in der Tideelbe erscheint auf Basis der in Kapitel 2.4 gemachten Ausführungen über das „Pflanzenbehandlungsmittel-Gemisch" Lindan, das normalerweise zum überwiegenden Teil aus α-HCH besteht und nur zu etwa 15 % den Wirkstoff γ-HCH enthalten soll, als paradox. In Deutschland ist seit den 70er Jahren der Einsatz von technischem HCH (Isomeren-Gemisch, s. Kap. 2.4.3) verboten. Der eigentliche Wirkstoff γ-HCH darf nur noch isoliert als Pflanzenbehandlungsmittel eingesetzt werden. Hierdurch lassen sich die relativ zu den α-HCH-Werten recht hohen γ-HCH-Konzentrationen erklären.

6.4.3.1 α-HCH

Die α-HCH-Konzentrationen lagen in den Jahren 1981 bis 1991 im Median bei 5 ng/l. Als Spitzenwerte traten im Jahre 1981 bis zu 150 ng/l im Großraum Hamburg auf. 1983 hingegen lagen die Extremwerte mit 150 bzw. 164 ng/l α-HCH bei Bützfleth (Umschlag/Anwendung?) bzw. bei Cuxhaven (vgl. Abb. A 45).

In diesen beiden Jahren waren die α-HCH-Konzentrationen auch im Median am höchsten (jeweils 13 ng/l). Mit dem Jahr 1984 sind sie auf ein niedrigeres Niveau abgesunken, das sie bis 1991 gehalten haben (Mediane zwischen 3 und 6 ng/l). Die Verteilung im Längsschnitt der Tideelbe zeigt keinen ausgeprägten Gradienten vom Wehr Geesthacht bis nach Brunsbüttel (Str-km 693) hinunter, wie das bei vielen anderen Stoffen der Fall ist, sondern ist eher etwas diffus. Auffällig sind die vornehmlich in den Jahren 1981 bis 1983 erhöhten Werte im Bereich Bützfleth (Str-km 657,5), die einen Lindan produzierenden Punktemittenten vermuten lassen.

1991 waren die α-HCH-Konzentrationen im Längsschnitt der Tideelbe etwa bis nach Glückstadt (Str-km 675,5) hinunter leicht erhöht (bis zu 11 ng/l), unterstrom Glückstadts erreichten sie dann noch maximal 3 ng/l. Die Zielvorgaben der IKSR und die Qualitätsziele der EU (zwischen 2 und 100 ng/l α-HCH, vgl. Tab. 10 und 11) werden an allen Messstellen der Tideelbe eingehalten.

6.4.3.2 β-HCH

Die Konzentrationen des β-HCH lagen in den Jahren 1981 bis 1991 im Median niedriger als die des α-HCH, und zwar bei 2 ng/l. Ein singulärer Spitzenwert war mit 170 ng/l im Jahre 1981 im Bereich Bützfleth zu verzeichnen (Str-km 657,5, Emissionen aus der Lindan-Produktion?), ansonsten pendeln die Konzentrationen über die Jahre im Median zwischen 1 und 4 ng/l β-HCH (vgl. Abb. A 46). Jahre ausgeprägt hoher Konzentrationen sind somit nicht zu erkennen, vielmehr liegt in den meisten Jahren ein größerer Teil der Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze von 1 ng/l. Konzentrationen über 10 ng/l β-HCH sind nur sehr selten zu finden, zumeist im Großraum Hamburg.

Die Zielvorgaben der IKSR und die EU-Qualitätsziele (20-100 ng/l β-HCH) werden 1991 an allen Messstellen der Tideelbe eingehalten.

6.4.3.3 γ-HCH (Lindan)

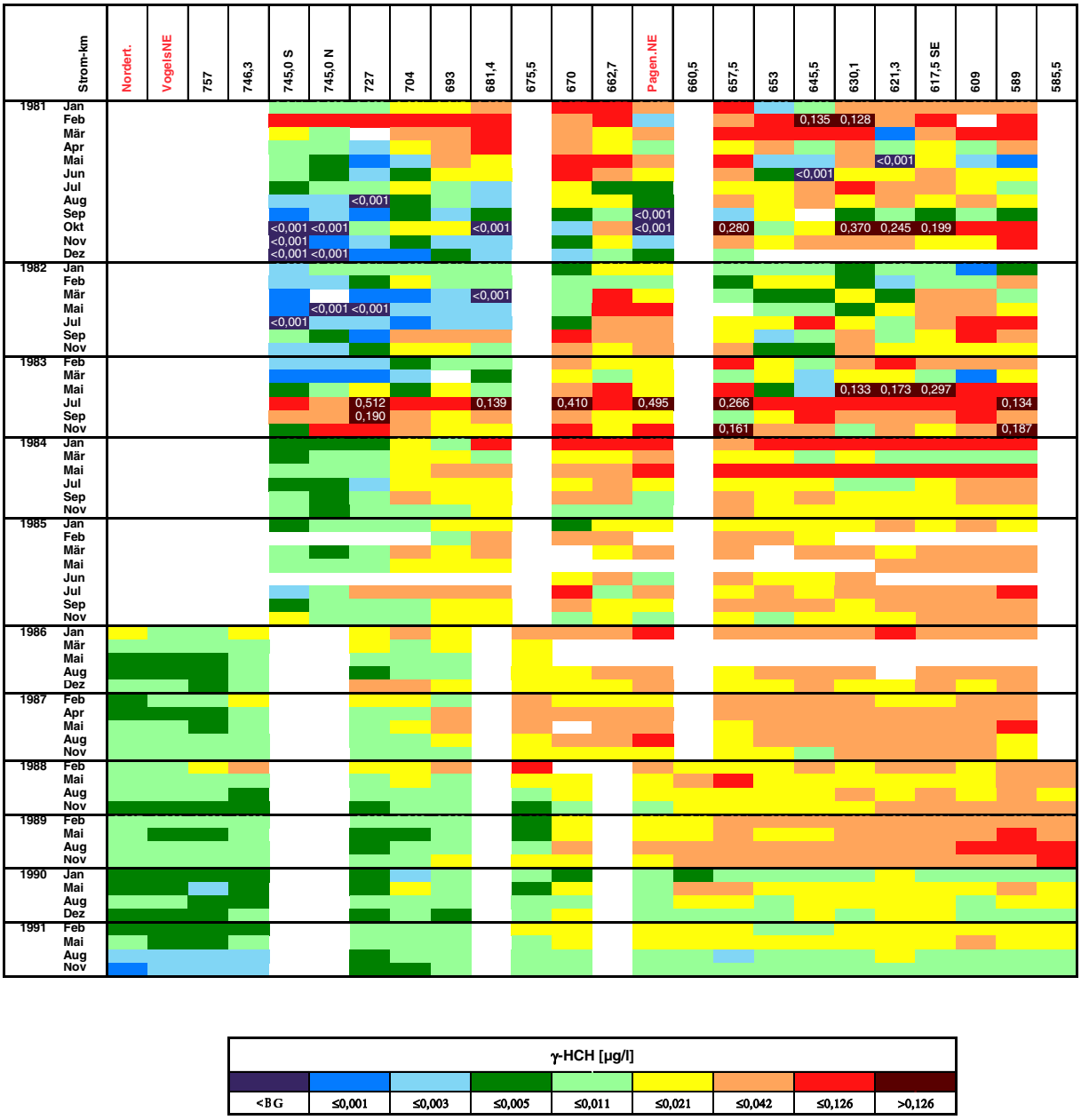


Abb. 48: γ-HCH-Konzentrationen in der Tideelbe (1981-1991)

Die Konzentrationen des γ-HCH im Elbewasser sind über die Jahre 1981 bis 1991 mit 15 ng/l im Median die höchsten der untersuchten HCH-Isomere. Spitzenwerte von 370 und 510 ng/l sind in den Jahren 1981 bzw. 1983 analysiert worden (vgl. Abb. 48). In den Jahren 1983, 1985 und 1987 liegen die γ-HCH-Konzentrationen im Median höher (28, 20 und 21 ng/l γ-HCH). Seit 1987 sind die Konzentrationen langsam zurückgegangen, sind jedoch immer noch bedenklich hoch (s. u.).

Im Tideelbeverlauf sind die höchsten Werte in den Jahren 1981 bis 1984 im Bereich der größeren Städte (Hamburg, Stade, Cuxhaven) zu finden. Nach 1985 treten trotz des Rückganges der Konzentrationen z. T. stromab bis nach Glückstadt (Str-km 675,5) noch Werte bis 42 bzw. 126 ng/l γ-HCH auf.

Im Jahre 1991 werden die Zielvorgaben der IKSE und der IKSR für das Schutzgut „Aquatische Lebensgemeinschaften“ (3 bzw. 2 ng/l γ-HCH, vgl. Tab. 10) nur an wenigen Messstellen in der Außenelbe eingehalten, die Qualitätsziele der EU und die Zielvorgaben des BLAK-QZ werden jedoch im Allgemeinen erreicht (Ausnahme: einige Messstellen im Bereich Wehr Geesthacht bis Hamburger Hafen im Monat Mai, vgl. Abb. 48).

6.4.4 Chlorierte Benzene

Auffälligerweise treten bei den chlorierten Benzenen die höchsten Konzentrationen generell im Frühjahr auf.

6.4.4.1 1,2,3-, 1,2,4- und 1,3,5-Trichlorbenzen (1984-1991)

Im Median weist das 1,2,4-Isomer mit 11 ng/l die höchsten Konzentrationen unter den drei untersuchten Trichlorbenzen-Isomeren auf (vgl. Abb. A 47 bis A 49).

Über die Jahre hinweg zeigen alle drei Isomere eine ähnliche Verteilung. Besonders hohe Werte von 135, 1.390 und 654 ng/l 1,2,3-, 1,2,4- und 1,3,5-Trichlorbenzen treten 1985 im Bereich zwischen dem Wehr Geesthacht und Brunsbüttel (Str-km 693) auf. Auch im Median finden sich für dieses Jahr bei allen drei Isomeren erhöhte Konzentrationen, für 1,2,4-Trichlorbenzen sind zusätzlich 1987 hohe Konzentrationen zu erkennen (vom Wehr Geesthacht bis nach Cuxhaven, Vorbelastung aus der Ober- und Mittelelbe).

In den Jahren 1990 und 1991 sind die Konzentrationen der Trichlorbenzene stark zurückgegangen, 1991 lagen bei allen drei Isomeren weit über die Hälfte der Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,001 µg/l. Werte oberhalb der Bestimmungsgrenze treten vor allem zwischen dem Wehr Geesthacht und Hamburg auf, liegen jedoch unterhalb sämtlicher Zielvorgaben, Richt- und Grenzwerte (Spanne zwischen 0,1 und 20 µg/l), die in den Tabellen 10 und 11 aufgeführt sind.

6.4.4.2 Tetrachlorbenzene (1984-1991)

Die Konzentrationen der analysierten Tetrachlorbenzen-Isomere (1,2,3,4-, 1,2,3,5- und 1,2,4,5-Tetrachlorbenzen, vgl. Abb. A 50 bis A 52) sind in der Tideelbe sehr niedrig. In allen Jahren und bei allen Isomeren liegen ein Viertel bis weit über die Hälfte der Messwerte unterhalb der Bestimmungsgrenzen. Auffällig sind für alle drei Isomere Maxima in den Jahren 1984 und 1985, die in den Bereichen Wehr Geesthacht, Hamburger Hafen und unterstrom Stade/Bützfleth (Str-km 657,5) zu finden sind (bis zu 131 ng/l für das 1,2,3,4-Isomer). In den Folgejahren sind die Tetrachlorbenzen-Konzentrationen rückläufig. 1991 liegen sie, abgesehen von den Frühjahrsspitzen im Bereich des Hamburger Hafens und des Wehres Geesthacht, insbesondere unterstrom Hamburgs überwiegend unterhalb der Bestimmungsgrenzen (0,001 µg/l). Für die Tetrachlorbenzen-Isomere gibt es keine Zielvorgaben, Richt- oder Grenzwerte.

6.4.4.3 Pentachlorbenzen (1984-1991)

Die Pentachlorbenzen-Konzentrationen erreichten in den Jahren 1984 bis 1991 in der gesamten Tideelbe maximal Werte bis 13 ng/l (vgl. Abb. A 53). Je nach Jahr lag mindestens ein Viertel der Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze (1 ng/l). Nach 1984 haben die Pentachlorbenzen-Konzentrationen immer weiter abgenommen, so dass 1991 nur noch in zwei Proben (bei Elbstorf, Str-km 589) je 1 ng/l zu finden war, alle anderen Messwerte lagen unterhalb der Bestimmungsgrenze.

6.4.4.4 Hexachlorbenzen (HCB) (1981-1991)

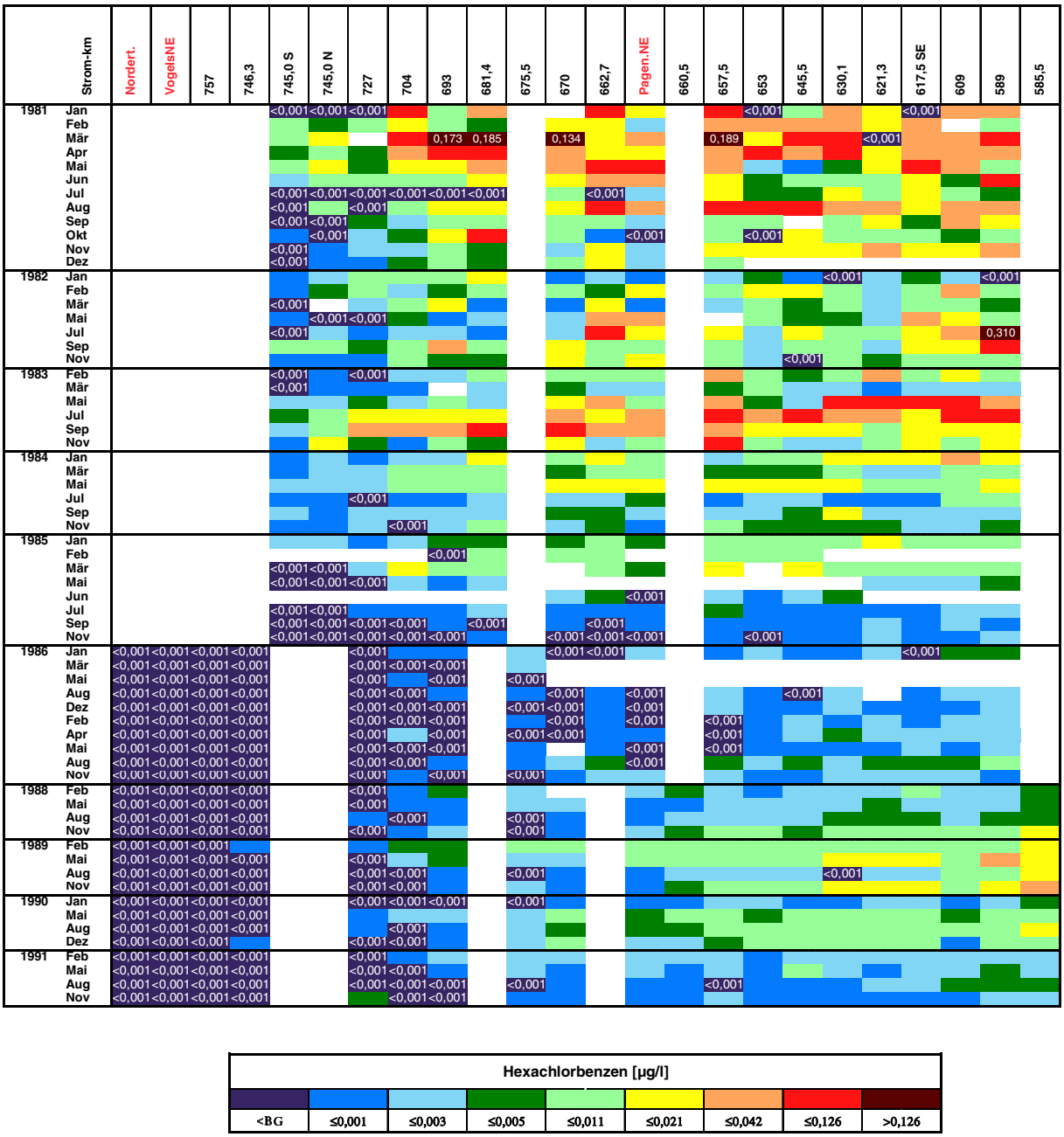


Abb. 49: Hexachlorbenzen-Konzentrationen in der Tideelbe (1981-1991)

In den Jahren 1981 bis 1983 waren im gesamten Elbe-Abschnitt zwischen dem Wehr Geesthacht und Cuxhaven (Str-km 727) hohe HCB-Werte zu finden (maximal 120-310 ng/l). Eine charakteristische räumliche oder zeitliche Verteilung ist in diesen Jahren jedoch nicht zu erkennen (vgl. Abb. 49). Danach ist bis 1986 fast über den gesamten Längsschnitt der Tideelbe eine Abnahme der Konzentrationen auf Werte unter 3 oder gar 1 ng/l HCB (Bestimmungsgrenze) zu verzeichnen. 1989 und 1990 sind erneut leicht erhöhte Werte im Bereich Wehr Geesthacht und Hamburger Hafen zu finden.

Mit Ausnahme der Zielvorgaben der IKSE und der IKSR (1 ng/l HCB), die an fast allen Messstellen oberstrom Cuxhavens (Str-km 727) überschritten werden, werden 1991 in der Tideelbe alle in den Tabellen 10 und 11 für HCB aufgeführten Richtwerte und Zielvorgaben eingehalten.

6.4.5 Chlorierte Phenole

Die Verteilung der Isomere 2,3,4-, 2,3,5- und 2,3,6-**Trichlorphenol**, die in den Jahren 1982 bis 1985 analysiert wurden, über die Tideelbe ist ohne große Auffälligkeiten (Median über sämtliche Untersuchungsjahre: jeweils 10 ng/l, vgl. Abb. A 54 - A 56). Von 1982 an ist ein steter Rückgang der Konzentrationen zu verzeichnen, bis sie 1985 fast überall unterhalb der Bestimmungsgrenzen von 10 ng/l liegen.

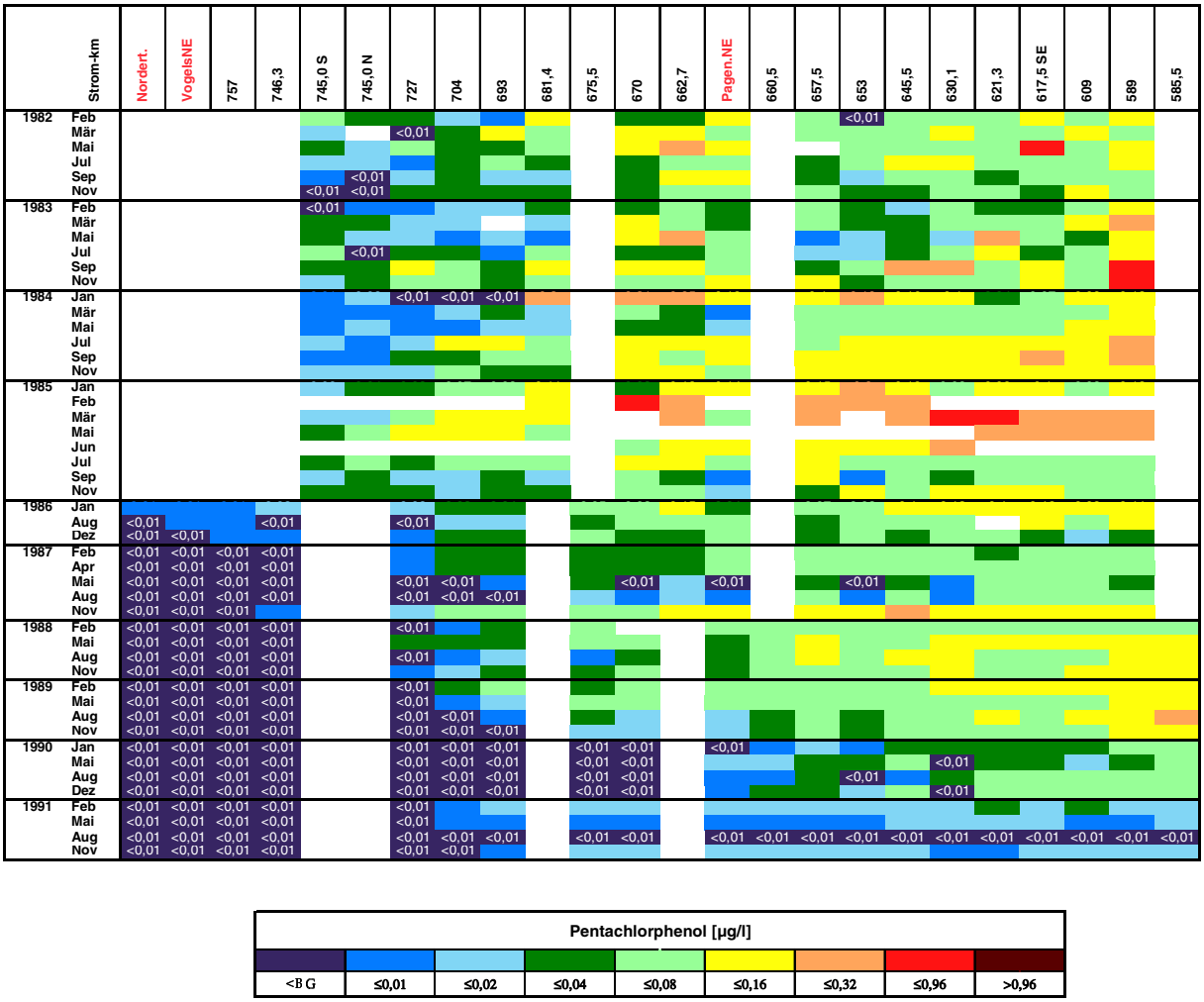


Abb. 50: Pentachlorphenol-Konzentrationen in der Tideelbe (1982-1991)

Die Konzentrationen der Isomere 2,4,5- und 2,4,6-Trichlorphenol (Daten von 1982 bis 1988) liegen 1982 zwar im Median um 10-20 ng/l höher als die der anderen Isomere, die Tendenz über die Jahre ist jedoch die gleiche (vgl. Abb. A 57 und A 58): seit 1985 liegen auch sie fast überall unterhalb der Bestimmungsgrenzen (10 ng/l).

Dies gilt in ähnlicher Form auch für 2,3,4,6- und 2,3,5,6-**Tetrachlorphenol**, für die jeweils Daten aus den Jahren 1982 bis 1988 vorliegen (vgl. Abb. A 59 und A 60): ihre Konzentrationen gehen nach 1982 (maximal 60 ng/l) bis zum Jahre 1988, in dem sie in fast allen Proben unterhalb der Bestimmungsgrenzen (10 ng/l) liegen stetig zurück.

Pentachlorphenol, das von 1982 bis 1991 zu den untersuchten organischen Stoffen gehörte, lag bis Mitte der 80er Jahre im Bereich des Hamburger Hafens und Bützfleths (Str-km 657,5) in Konzentrationen bis über 300 bzw. fast 500 ng/l vor (vgl. Abb. 50). Seit 1986 sind die Konzentrationen dann leicht und ab 1990 deutlich zurückgegangen, so dass in den letzten beiden Untersuchungsjahren etwa die Hälfte der Messwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze (10 ng/l PCP) liegen; von den restlichen Werten lagen nur zwei oberhalb 20 ng/l.

Im November 1983 fallen für alle chlorierten Phenole erhöhte Konzentrationen unterhalb des Wehres Geesthacht auf (höhere Einträge von oberstrom).

Grenz- und Richtwerte bzw. Qualitätsziele für chlorierte Phenole gibt es lediglich für das 2,4,5- und das 2,4,6-Isomer des Trichlorphenols sowie für Pentachlorphenol. Sie beziehen sich auf das Schutzgut Trinkwasser (IKSR, TVO, WHO) oder auf den Schutz oberirdischer Binnen- bzw. Küstengewässer und Ästuare (EU). Alle Werte, die im Einzelnen den Tabellen 10 und 11 zu entnehmen sind, werden 1991 im Bereich der Tideelbe weit unterschritten.

6.4.6 Polychlorierte Biphenyle (PCB)

Die PCB-Konzentrationen der Tideelbe (vgl. Abb. 51) wurden von 1981 bis 1986 als Summenmessgröße erfasst, d. h. als Konzentration des handelsüblichen PCB-Mischproduktes Clophen A60. Seit 1985 bzw. 1986 wurden bis 1991 die sechs PCB-Kongenere Nr. 28, 52, 101, 138, 153 und 180 (nach Ballschmiter-Liste) getrennt analysiert.

Die **Clophen A60**-Konzentrationen lagen über die Jahre 1981 bis 1986 im Median bei 9 ng/l. Die Maxima waren mit 164 bzw. 149 ng/l Clophen A60 in den Jahren 1981 und 1985 zu finden, und zwar im Hamburger Hafen (Raffinerien?) bzw. unterstrom Hamburgs bis Bützfleth (Str-km 645,5 bis 657,5). In diesen Jahren war das Wasser der Tideelbe im Vergleich der Mediane der Einzeljahre auch höher mit PCB belastet, wobei sich die erhöhten Konzentrationen bis nach Glückstadt bzw. Brunsbüttel (Str-km 675,5 bzw. 693) die Elbe hinunterzogen. In den Jahren dazwischen (1982-1984) erreichen die Clophen A60-Konzentrationen im Median höchstens noch ein Viertel der Konzentrationen der Jahre 1981 und 1985 (3-8 ng/l Clophen A60).

Die Konzentrationen der **PCB 28, 52, 101 und 180** (vgl. Abb. A 61 - A 64) sind unspektakulär (im Median je 0,4 bzw. 0,5 ng/l). In den Untersuchungsjahren wurden lediglich 1985, 1989 und 1991 für einzelne Kongenere hohe Werte gefunden, und zwar 7 bzw. 11 ng/l für PCB Nr. 101 bzw. 180 (1985) und jeweils 7 ng/l für PCB Nr. 101 (1989) und Nr. 52 (1991). Letzerer Wert trat im Januar 1991 in Geesthacht auf, fast alle anderen Werte der drei Kongenere lagen im gleichen Jahr unterhalb der Bestimmungsgrenze.

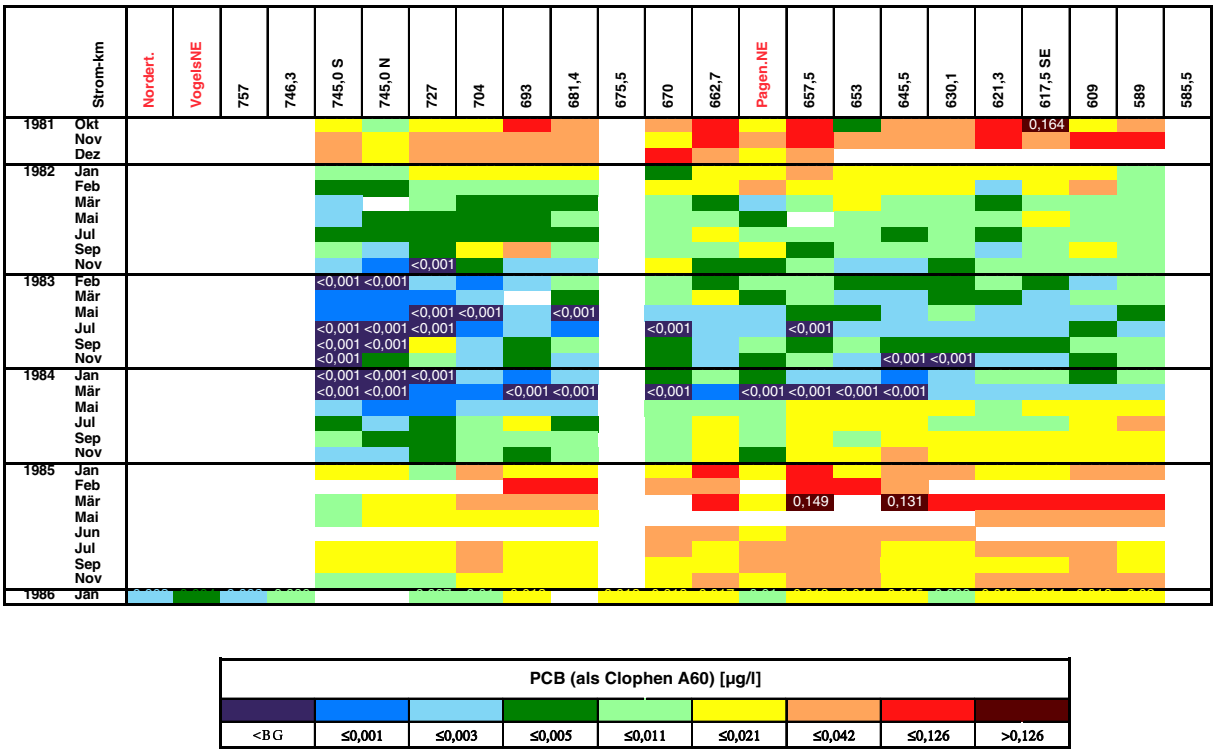


Abb. 51: PCB-Konzentrationen (als Clophen A60) in der Tideelbe (1981-1986)

Anders stellt sich die Situation bei **PCB Nr. 138** und **153** (vgl. Abb. 52 und 53) dar. Im Median liegen die Konzentrationen der beiden Kongenere über die Jahre hinweg bei 1 ng/l.

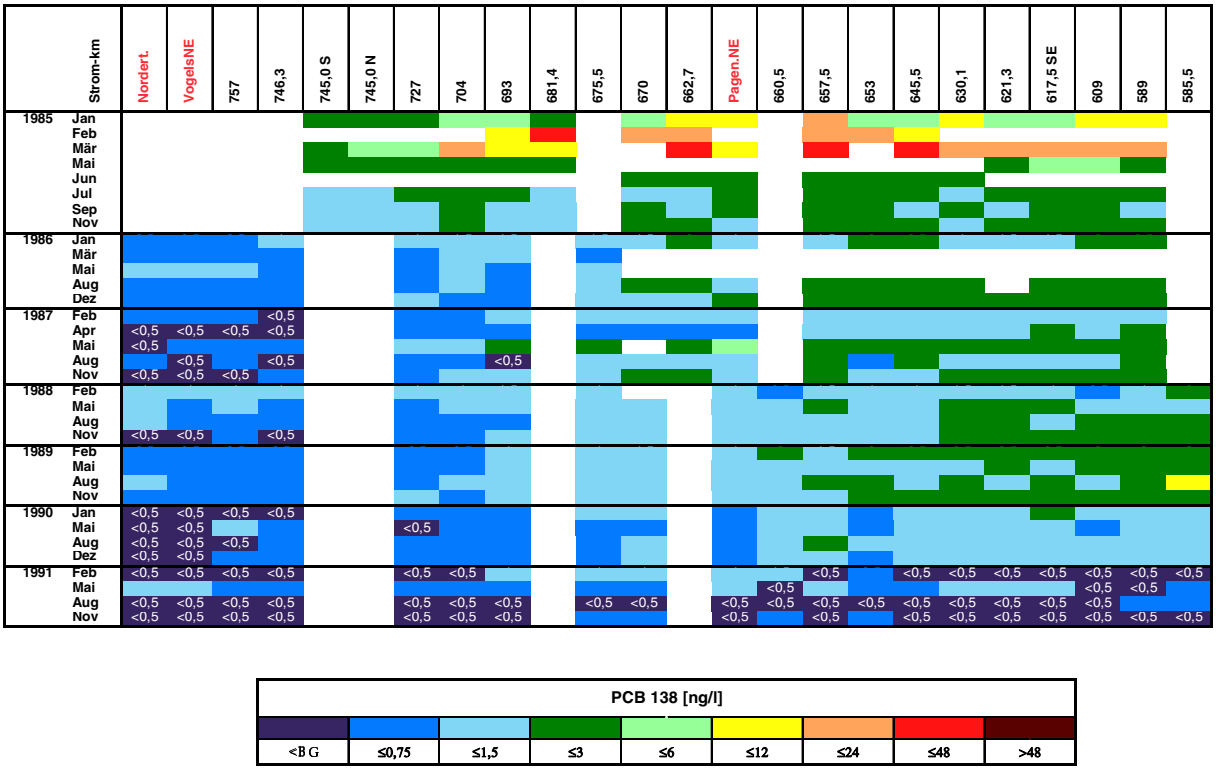


Abb. 52: Konzentrationen des PCB 138 in der Tideelbe (1985-1991)

Die maximalen Konzentrationen finden sich bei beiden in den Jahren 1985 und 1989 (40 ng/l PCB Nr. 138 bzw. 16 ng/l PCB Nr. 153 und 8,5 ng/l PCB Nr. 138 bzw. 10 ng/l PCB Nr. 153).

1985 sind im Frühjahr besonders hohe Werte von unterstrom Hamburgs bis nach Glückstadt (Str-km 645 bis 675,5) zu erkennen (zusätzliche Einträge zur Vorbelastung aus der Mittelelbe). In den Folgejahren finden sich lediglich vom Wehr Geesthacht bis Hamburg vereinzelt höhere Werte, die zum einen auf Einträge von oberstrom, zum anderen möglicherweise auf eine Remobilisierung der hochpersistenten PCB zurückgehen.

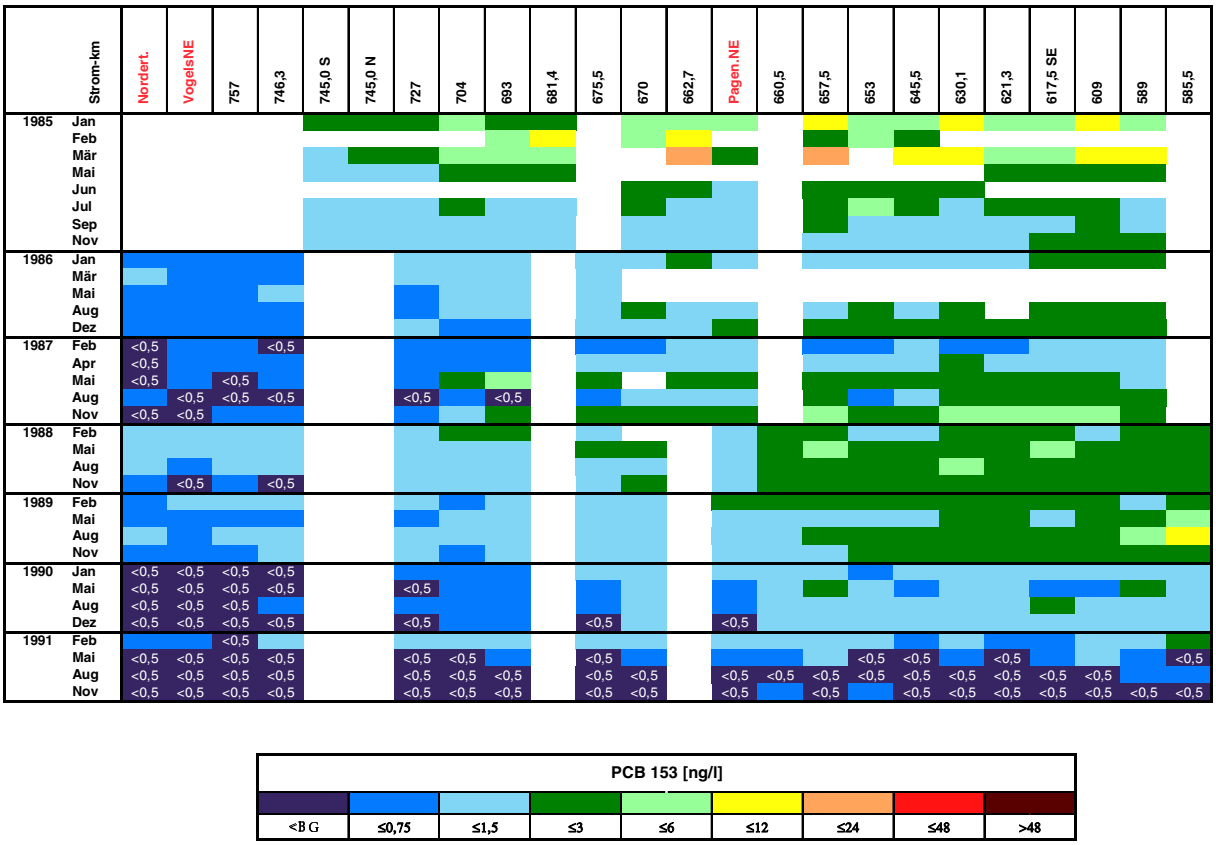


Abb. 53: Konzentrationen des PCB 153 in der Tideelbe (1985-1991)

1991 liegen außer im Frühjahr im gesamten Tideelbe-Längsschnitt die PCB-Konzentrationen der Kongenere 138 und 153 unterhalb der Bestimmungsgrenze (0,5 ng/l).

Für die PCB-Kongenere 101, 138, 153 und 180 ist im August 1989 am Wehr Geesthacht eine singulär hohe Konzentration zu verzeichnen (möglicherweise Remobilisierung).

Eine Einordnung der PCB-Konzentrationen des Jahres 1991 anhand der Zielvorgaben der IKSR für aquatische Lebensgemeinschaften (0,1 ng/l je Kongener, vgl. Tab. 10) ist aufgrund der zu hohen Bestimmungsgrenzen von 0,5 ng/l nicht möglich. Toxikologisch sind die Konzentrationen bezogen auf die in Tabelle 9 aufgeführten Wirkschwellen für sensible aquatische Organismen unter Berücksichtigung eines Sicherheitsfaktors von 100 (80 ng/l) im Jahr 1991 in der gesamten Tideelbe als unbedenklich einzustufen.

6.4.7 DDT und Metaboliten (1989-1991)

Auf den ersten Blick sind die Konzentrationen des DDT und seiner Metaboliten (analysiert wurden jeweils die p,p'-Isomeren in den Jahren 1989 bis 1991) recht unspektakulär (vgl. Abb. A 65 bis A 67). Bis 1990 liegen alle DDT-Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenzen. 1991 hingegen treten, insbesondere im Raum Hamburg und im Mai auch von der Schwingemündung bis unterstrom Brunsbüttels (Str-km 653 bis 693), Konzentrationen auf, die die Zielvorgaben der IKSR für das Schutzgut „Fischerei/Nahrungskette" (1 ng/l p,p'-DDT) sämtlichst überschreiten. Die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung und die Qualitätsziele der EU für oberirdische Fließgewässer (100 bzw. 10 ng/l) werden hingegen in der gesamten Tideelbe eingehalten.

Auch für p,p'-DDE ist im Jahre 1991 bis in die Außenelbe hinunter eine zunehmende Zahl von Werten oberhalb der Bestimmungsgrenze (1 ng/l) und somit der Zielvorgaben der IKSR für das Schutzgut „Fischerei/Nahrungskette" zu verzeichnen, die aber sämtlichst unterhalb des Grenzwertes der Trinkwasserverordnung liegen (100 ng/l p,p'-DDE).

Für p,p'-DDD hingegen ist von 1989 bis 1991 eine deutliche Abnahme der Konzentrationen festzustellen. Konzentrationen knapp oberhalb der Bestimmungsgrenze von 1 ng/l und damit auch der Zielvorgabe der IKSR treten 1991 lediglich im Raum Hamburg auf, liegen jedoch unterhalb der Grenzwerte der Trinkwasserverordnung (100 ng/l p,p'DDD).

6.4.8 Sonstige

6.4.8.1 Octachlorstyren (1989-1991)

Bei den Octachlorstyren-Konzentrationen ist die gleiche abnehmende Tendenz von 1989 bis 1991 festzustellen wie bei p,p'-DDT und seinen Metaboliten (vgl. Abb. A 68). Die Zielvorgabe der IKSR für das Schutzgut „Fischerei/Nahrungskette" (1 ng/l) wird 1991 weitestgehend eingehalten und nur im Februar von einzelnen Werten im Bereich Hamburg bzw. unterstrom Bützfleths bis Brunsbüttel (Str-km 657,5 bis 693) wenig überschritten.

6.4.8.2 2,4,5-Trichlorphenoxyessigsäure (1982-1985)

Die 2,4,5-Trichlorphenoxyessigsäure-Konzentrationen in der Tideelbe haben von 1982 bis 1985 stetig abgenommen (von im Median 10 ng/l auf Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze vgl. Abb. A 69).

Bis auf einen Wert im Bereich Glückstadt (Str-km 675,5) liegen 1985 alle Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenzen, die Trinkwassergrenzwerte Deutschlands und der EU (100 ng/l 2,4,5-T) werden in sämtlichen Untersuchungsjahren in der gesamten Tideelbe eingehalten.

6.4.8.3 AOX (1984-1995)

Analog zur Verteilung der oben beschriebenen einzelnen chlorierten Verbindungen zeigt die Summenmessgröße AOX (Adsorbierbare Organische Halogenverbindungen, angegeben als organisch gebundenes Chlor) seit 1985 im Wesentlichen eine Abnahme (vgl. Abb. A 70). Auch die bei den meisten Einzelverbindungen beobachtete jahreszeitliche Prägung mit Spitzen im Winter/Frühjahr und die typische räumliche Verteilung (Dominanz des Eintrages von oberstrom) sind beim AOX zu erkennen.

Die Maxima über den gesamten Untersuchungszeitraum lagen im Frühjahr 1985 mit bis zu 200 µg/l Cl im Raum Wehr Geesthacht/Hamburg. Noch 1995 wird in der gesamten Tideelbe die Zielvorgabe der IKSE (25 µg/l Cl) überschritten, der maximale AOX erreicht allerdings nur einen Wert von 43 µg/l Cl (Messstelle Bielenberg Leuchtfeuer, Str-km 670).

7 Stoffverteilung in den gesamten Elbelängsprofilen (Pramen Labe bis Cuxhaven, 1994-1998)

Neben der Tideelbe wurde in den Jahren seit 1994 per Hubschrauber auch einmal im Jahr das gesamte Elbe-Längsprofil von der Mündung bis zur Quelle beprobt, und zwar in der Zeit August/September. Für das Jahr 1998 liegt ein zusätzliches Längsprofil für den Monat Mai vor, das sich aufgrund der unterschiedlichen Jahreszeit von den September-Profilen meist deutlich unterscheidet.

Das Spektrum der analysierten Gütemess- und -kenngrößen war in den Grundzügen dasselbe wie in der Tideelbe, bei den Schadstoffparametern wurden jedoch oftmals in den verschiedenen Jahren unterschiedliche Schwerpunkte gelegt. Hierdurch liegen insbesondere die Daten zum Vorkommen organischer Schadstoffe für einzelne Stoffgruppen nicht flächendeckend über den gesamten Längsschnitt der Elbe vor, was ihre Interpretierbarkeit stark einschränkt.

Die Beschreibung der Daten und ihre Interpretation werden im Folgenden anhand von Kurvendiagrammen vorgenommen. Die Verbindung der Messwerte mittels einer Linie ist hierbei nur als optisches Hilfsmittel zu verstehen, das die Erfassung der Verteilung der Konzentrationen über den Längsschnitt der Elbe erleichtern soll, und nicht etwa als Interpolation zwischen den einzelnen Messstellen. Eine solche wäre anhand der Einleitersituation an der Elbe und der geringen Messstellendichte nicht zulässig.

In Bezug auf die Stromkilometer-Bezeichnung der Beprobungsstellen auf tschechischem Gebiet ist noch auf eine Besonderheit hinzuweisen. Die Tschechische Republik und die Bundesrepublik Deutschland haben kein einheitliches System der Elbe-Kilometrierung. So fängt die deutsche Zählung traditionell mit Stromkilometer 0 an der tschechisch-deutschen Grenze an und nicht an der Quelle der Elbe auf tschechischem Staatsgebiet. Um jede Beprobungsstelle im Lauf der Elbe mit einer eindeutigen Stromkilometer-Angabe zu versehen und das traditionelle Zählungssystem trotzdem beibehalten zu können, wird daher im bundesrepublikanischen System die Kilometrierung des tschechischen Elbe-Abschnittes mit negativen Stromkilometerzahlen vorgenommen.

Zur Interpretation der Kenngrößen im Hinblick auf die Einleitersituation wird im Folgenden auf Tabelle A 4 im Anhang zurückgegriffen.

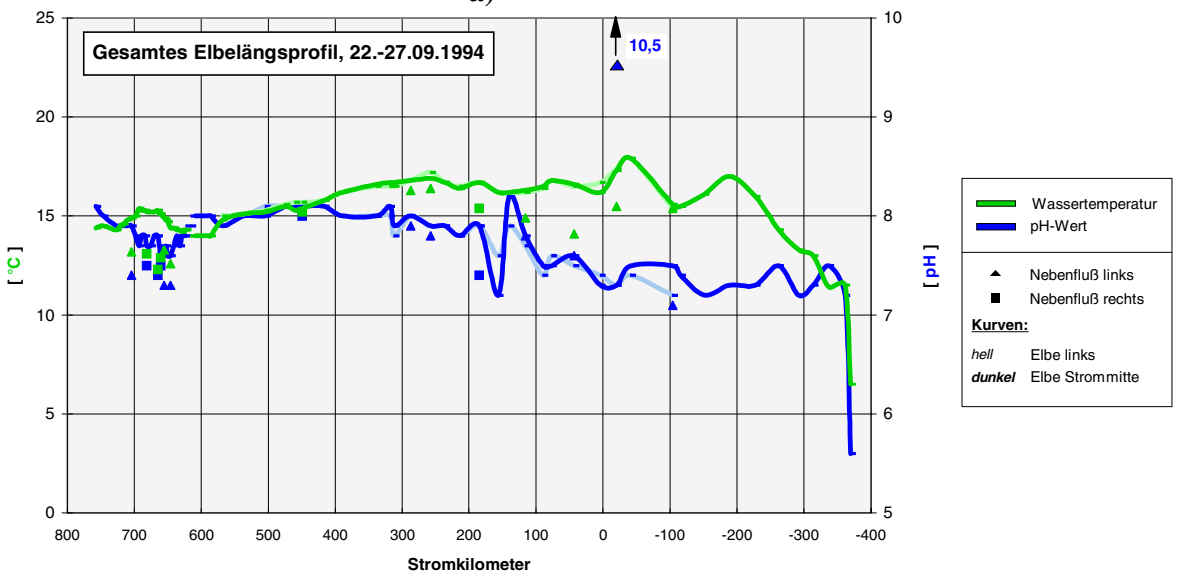
7.1 Allgemeine Gewässergüte

7.1.1 Wassertemperatur und pH-Wert

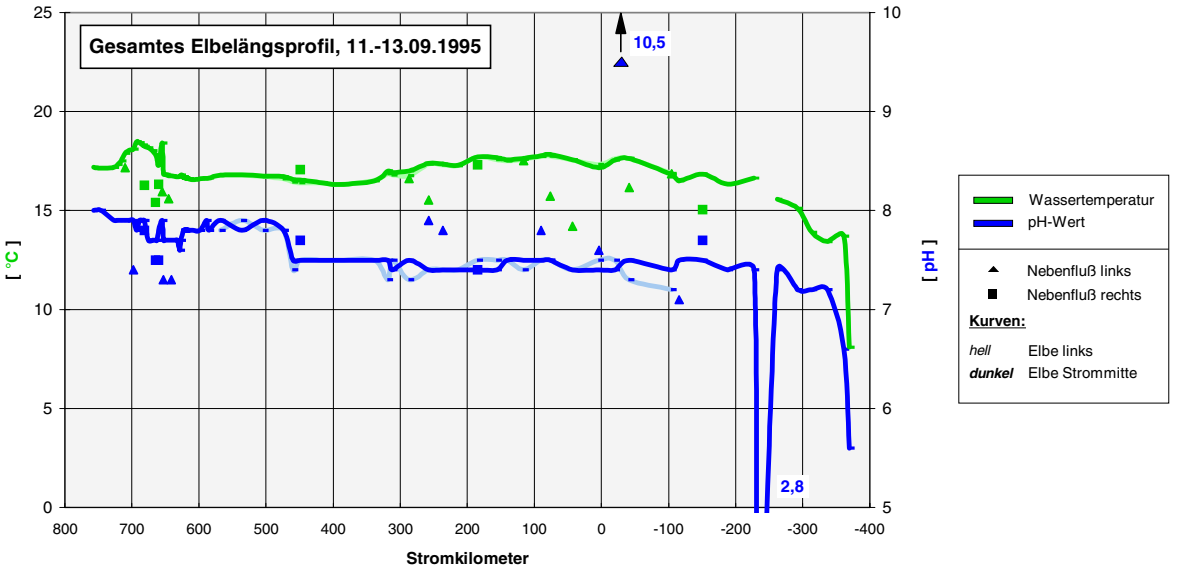
7.1.1.1 Wassertemperatur

Die Wassertemperatur (vgl. Abb. 54), die naturgemäß in der Nähe der Elbe-Quelle im Bereich der Grundwassertemperatur liegt, steigt im weiteren Flussverlauf rasch an, und zwar erstmals im Bereich des Elbestausees an der Messstelle Spindler Mühle (Str-km -361,4). Von dort aus ist ein recht steiler Temperaturanstieg zu verzeichnen, etwa ab Stromkilometer -250 bis zum

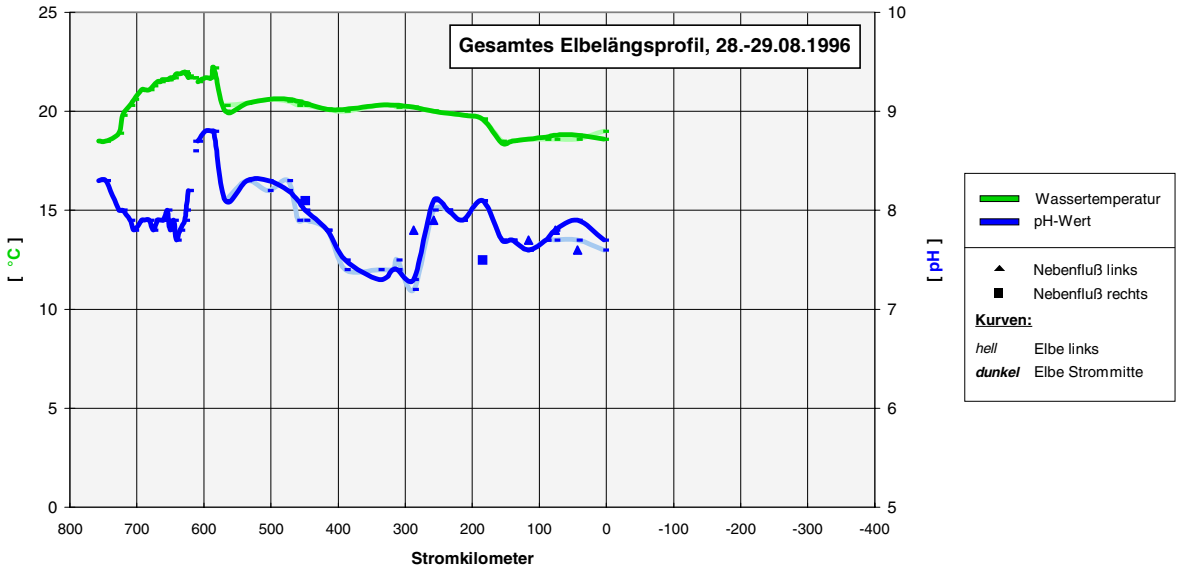
a)


Gesamtes Elbelängsprofil, 22.-27.09.1994
10,5
[°C]
[pH]
Stromkilometer
Wassertemperatur
pH-Wert
Nebenfluß links
Nebenfluß rechts
Kurven:
hell Elbe links
dunkel Elbe Strommitte

b)


Gesamtes Elbelängsprofil, 11.-13.09.1995
10,5
2,8
[°C]
[pH]
Stromkilometer
Wassertemperatur
pH-Wert
Nebenfluß links
Nebenfluß rechts
Kurven:
hell Elbe links
dunkel Elbe Strommitte

c)


Gesamtes Elbelängsprofil, 28.-29.08.1996
[°C]
[pH]
Stromkilometer
Wassertemperatur
pH-Wert
Nebenfluß links
Nebenfluß rechts
Kurven:
hell Elbe links
dunkel Elbe Strommitte

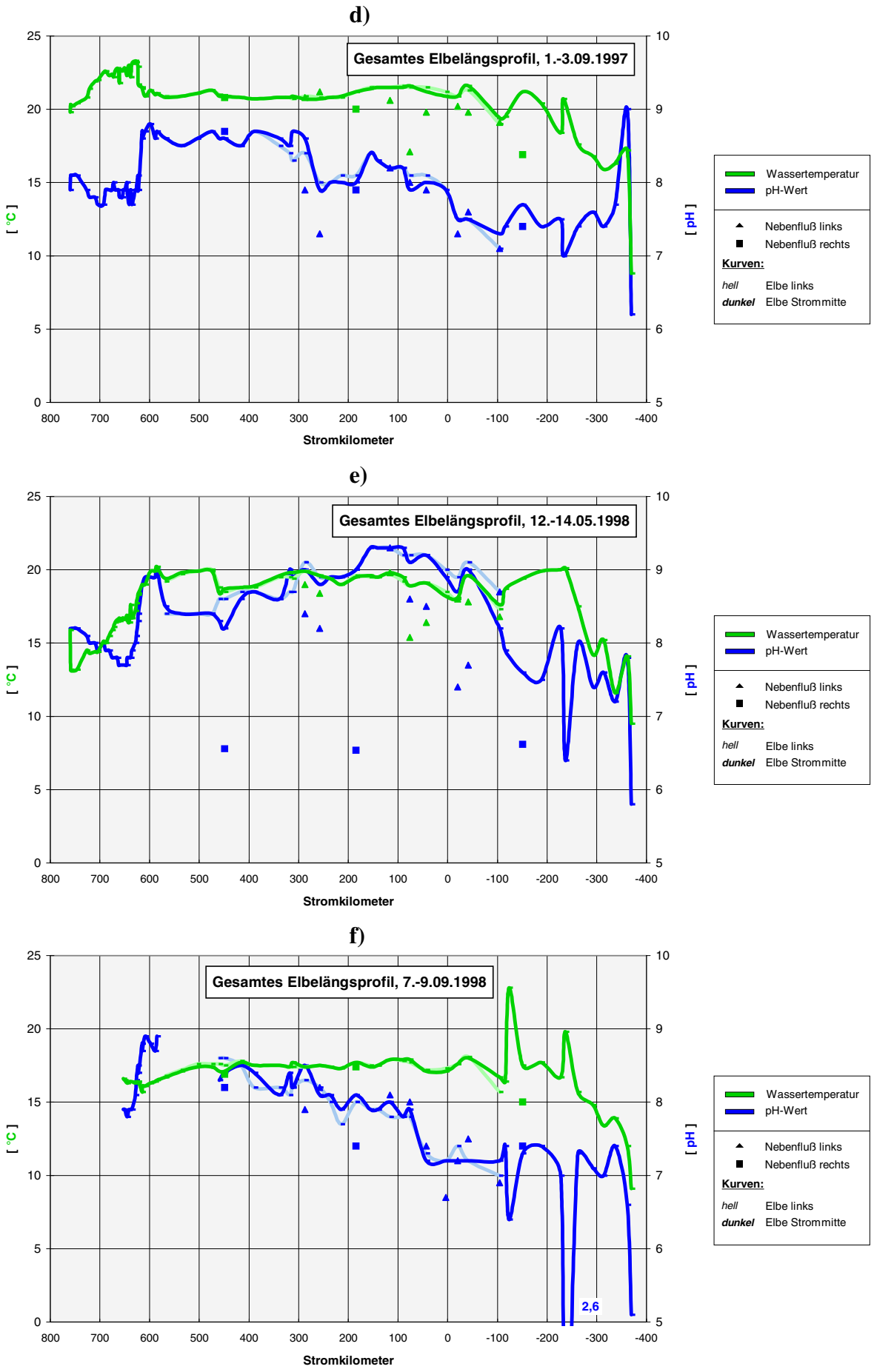
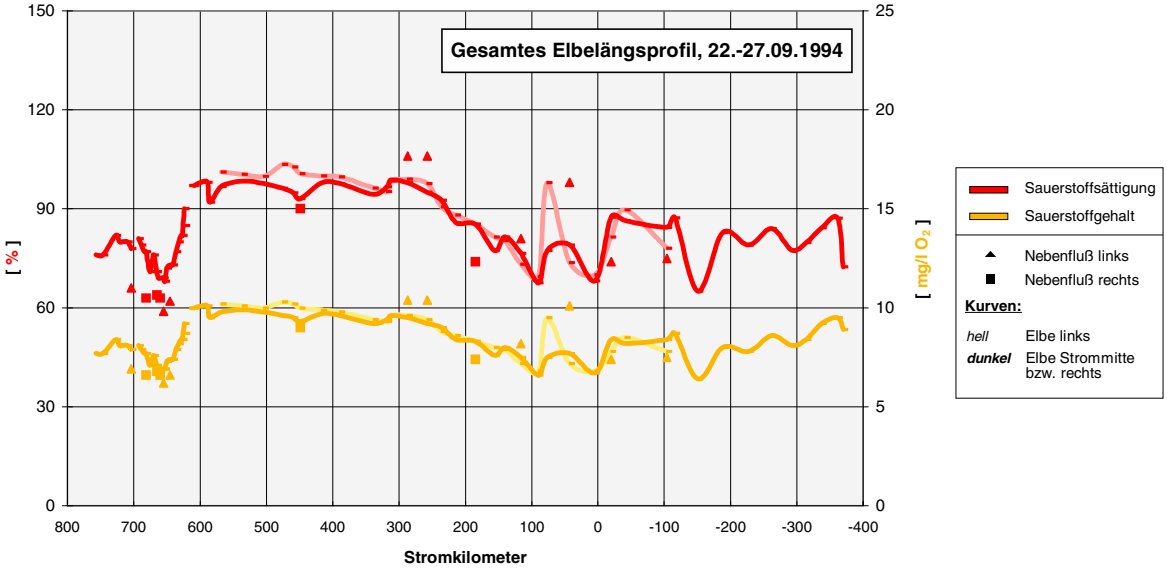
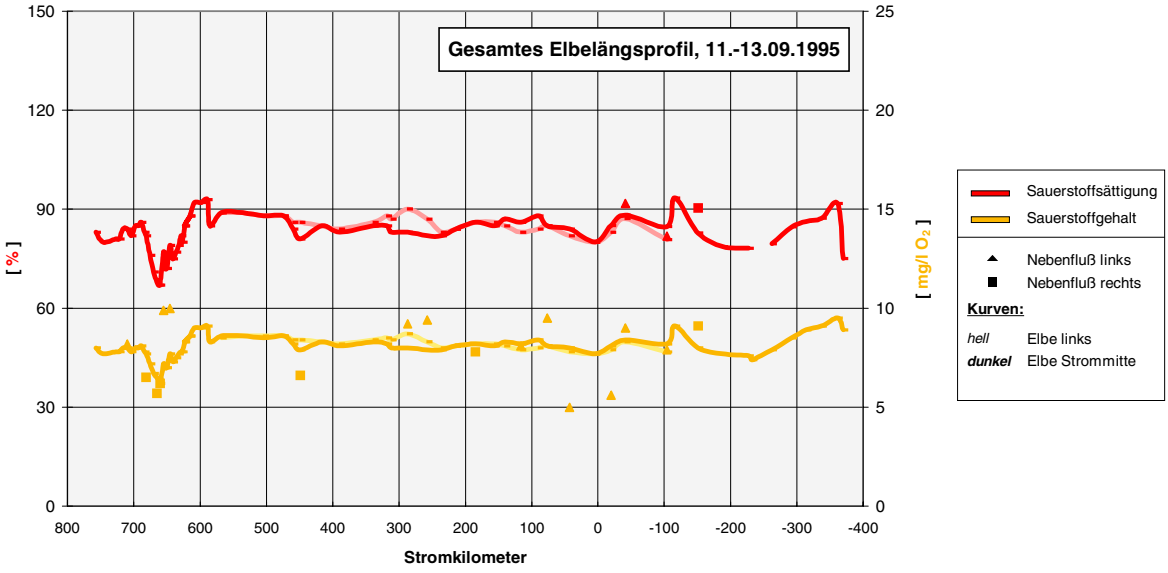


Abb. 54: Wassertemperaturen und pH-Werte (gesamtes Elbelängsprofil)

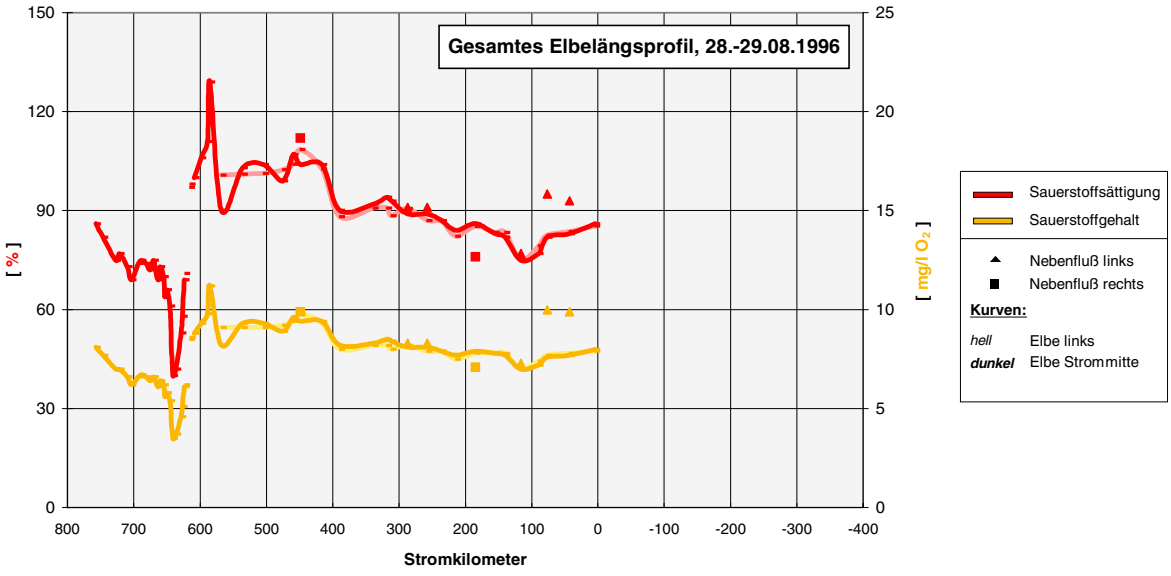
a)


Gesamtes Elbelängsprofil, 22.-27.09.1994
[%]
[mg/l O2]
Stromkilometer
Sauerstoffsättigung
Sauerstoffgehalt
Nebenfluß links
Nebenfluß rechts
Kurven:
hell Elbe links
dunkel Elbe Strommitte bzw. rechts

b)


Gesamtes Elbelängsprofil, 11.-13.09.1995
[%]
[mg/l O2]
Stromkilometer
Sauerstoffsättigung
Sauerstoffgehalt
Nebenfluß links
Nebenfluß rechts
Kurven:
hell Elbe links
dunkel Elbe Strommitte

c)


Gesamtes Elbelängsprofil, 28.-29.08.1996
[%]
[mg/l O2]
Stromkilometer
Sauerstoffsättigung
Sauerstoffgehalt
Nebenfluß links
Nebenfluß rechts
Kurven:
hell Elbe links
dunkel Elbe Strommitte

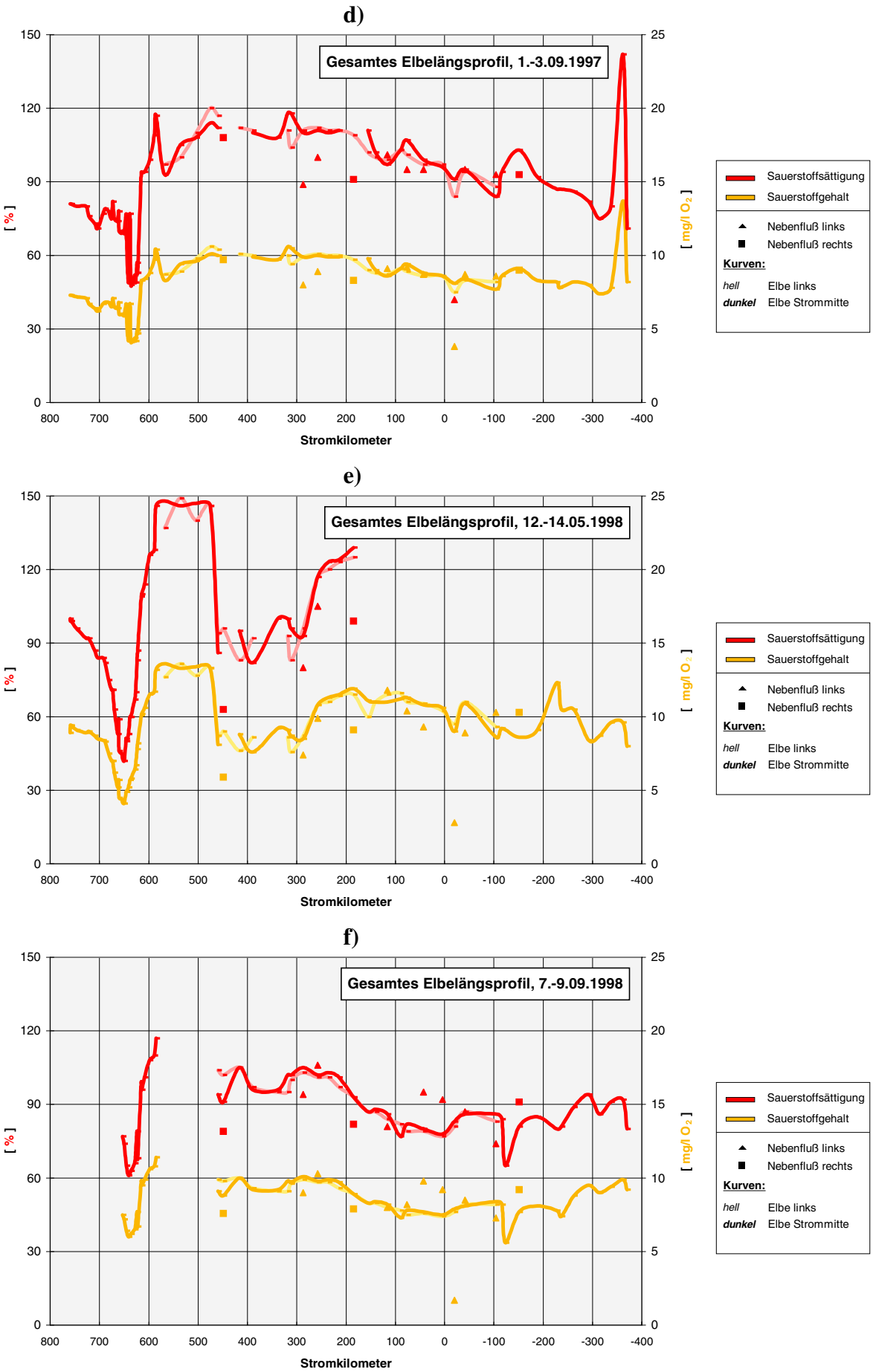


Abb. 55: Sauerstoff-Konzentrationen und -Sättigungswerte (gesamtes Elbelängsprofil)

Wehr Geesthacht ist dann ein mehr oder minder gleichbleibendes Niveau erreicht, das im Wesentlichen nur von Spitzenwerten in Emissionen der chemischen Industrie durchbrochen wird, vor allem von den Chemie-Werken *Synthesia* (Str-km -233) und *Spolana* (Str-km -123) und der Industrie im Bereich der Bilina-Mündung (Str-km -38,3). Sowohl kurz oberstrom des Wehres Geesthacht als auch in der Tideelbe sind leichte Temperaturerhöhungen zu konstatieren, die möglicherweise auf Kühlwassereinleitungen von Kraftwerken (AKW Krümel, AKW Stade, AKW Brunsbüttel) und Industrieanlagen zurückgehen.

7.1.1.2 pH-Wert

Grundsätzlich zeigt das Längsprofil der pH-Werte einen ersten stärkeren pH-Anstieg (von ca. 5,5 um 1-2 pH-Einheiten) im Bereich zwischen den beiden quellnächsten Messstellen Pramen Labe und Spindler Mühle (vgl. Abb. 54). Danach steigt der pH-Wert bis zum Wehr Geesthacht hin im Allgemeinen kontinuierlich auf Werte über pH 8 bzw. 9 an, um dann unterstrom des Wehres wieder zurückzugehen. Unterstrom Hamburgs oszilliert er zumeist zwischen pH 7,8 und 8, was vermutlich mit den unterschiedlichen pH-Werten der zahlreichen dort einmündenden Nebenflüsse (Schwinge, Rhin, Stör, Oste etc.) zusammenhängt. Zur Außenelbe hin steigt er dann wieder auf Werte über pH 8 an.

Markant sind im Laufe der Jahre vor allem folgende Befunde:

- stark erhöhte pH-Werte von über pH 9 an der Messstelle Spindler Mühle (Stausee, Str-km -361,4) im Jahre 1997, die im Einklang mit den Konzentrationen anderer Messgrößen (TOC, O_2 etc., siehe unten) auf eine Algenblüte bzw. einen hohen Wasserpflanzenbesatz in diesem Bereich schließen lassen;
- sehr niedrige pH-Werte von pH 2,6 im Bereich der Einleitungen des Chemiewerkes *Synthesia* (vgl. Abb. 54 b) und f)), besonders deutlich zu sehen in den Jahren 1995 und 1998;
- um etwa eine pH-Einheit niedrigere pH-Werte (pH 6,4) in den eingeleiteten Abwässern der *Spolana*-Chemie (Neratovice) im Jahre 1998;
- pH-Werte über pH 10 im Wasser der Bilina in den Jahren 1994 und 1995;
- erhöhte Werte bis pH 8,8 im Bereich zwischen der Mittelelbe und insbesondere um das Wehr Geesthacht herum in den Jahren 1996 bis 1998 (vgl. Abb. 54 c) bis f)), vermutlich bedingt durch ausgeprägte Algenblüten (vgl. Kap. 6.1 Tideelbe);
- leicht absinkende pH-Werte unterstrom des Hamburger Hafens, vornehmlich bedingt durch die schlechten Lichtklima-Bedingungen in der Tideelbe für Algenwachstum und -photosynthese.

7.1.2 Sauerstoff

Zumeist zeigen die Sauerstoffkonzentrationen und -sättigungswerte im Längsprofil der Elbe eine ganz ähnliche Verteilung wie der pH-Wert (vgl. Abb. 55). Auch sie werden im tschechischen Abschnitt durch erstmals höhere Werte ab Spindler Mühle (Str-km -361,4) und je nach Jahr mehr oder weniger ausgeprägte „Einbrüche“ im Bereich der Einleitungen der chemischen Industrie (Chemiewerke *Synthesia* (Str-km -233) und *Spolana* (Str-km -123), chemische Industrie in der Grenzregion unterstrom der Bilina-Mündung) geprägt. Im deutschen Abschnitt steigen die Sauerstoffwerte im Allgemeinen zwischen Schmilka (Str-km 4) und dem Wehr Geesthacht langsam an. In den September-Längsprofilen treten ab 1996 oberstrom des Wehres z. T. Sättigungswerte von über 120 %, im Mai-Profil 1998 sogar Werte bis 150 % auf (vgl. Abb. 55 e)), ein Hinweis auf den Besatz mit Algen und deren rege

Photosynthese-Aktivität. In der Tideelbe findet sich dann das in Kapitel 6.1.2 und 6.1.6 bereits erläuterte charakteristische Sauerstofftal (vgl. dazu auch BERGEMANN et al. 1996 und PETERSEN et al. 1999), das im Zuge des Zusammenbruchs der Algenpopulation und der mit dem Algenbiomasseabbau verbundenen Sauerstoffzehrung entsteht (im Extremfall, im September 1996, sinken die Werte auf bis zu 3,5 mg/l O_2, was etwa 40 % Sättigung entspricht; vgl. auch Kap. 7.1.6). Diese Annahme wird auch durch die im Bereich des Sauerstofftales der Tideelbe auftretenden erhöhten Ammonium- und Nitrit-Konzentrationen (Biomasseabbau und anschließende Nitrifikation, s. Kap. 7.1.4) gestützt.

Unterstrom des Sauerstofftales steigen im weiteren Verlauf der Elbe die Sauerstoff-Konzentrationen in Richtung Außenelbe wieder an, wobei sie kleinräumig stark oszillieren.

Einen Einfluss, je nachdem erhöhend oder erniedrigend, auf die Sauerstoff-Konzentrationen in der Elbe üben außerdem die Nebenflüsse aus, wie an den unterschiedlich hohen Sauerstoff-Konzentrationen der vom linken und rechten Ufer entnommenen Proben im Bereich der Flussmündungen deutlich zu sehen ist.

„Lehrbuchmäßig“ sind die Abwassereinleitungen der Chemiewerke *Synthesia* (Str-km -233) und *Spolana* (Str-km -123,4) im Jahre 1998 zu erkennen (vgl. Abb. 55 f)): Sie sind geprägt von deutlich erhöhten Wassertemperaturen, erniedrigten pH-Werten und absinkenden Sauerstoffgehalten.

Besonders schwierig zu interpretieren sind im Hinblick auf das Zusammenspiel zwischen den Sauerstoffwerten und anderen untersuchten Kenngrößen die Längsprofile des September 1997 und des Mai 1998 (vgl. auch folgende Kapitel).

Im **September 1997** (vgl. Abb. 55 d)) sind als erste Besonderheit im Längsprofil der Elbe sehr hohe Sauerstoff-Konzentrationen und -Sättigungswerte an der Messstelle Spindler Mühle (Str-km -361,4) festzustellen (fast 15 mg/l O_2 bzw. über 140 %). Unterstrom dieser Messstelle gehen die Sättigungswerte auf etwa 75 % zurück, um dann im Verlauf der Ober- und Mittelelbe bis zur Station Schnackenburg mehr oder minder kontinuierlich auf Werte bis 120 % anzusteigen. Zum Wehr Geesthacht hin ist ein Einbruch der Sauerstoffsättigung auf Werte um 90 % zu verzeichnen, während am Wehr direkt wieder 120 % Sättigung erreicht sind. Der Einbruch zwischen Schnackenburg und dem Wehr Geesthacht steht im Widerspruch zu den dort ermittelten hohen Chlorophyll-Konzentrationen. Als Erklärungsmöglichkeit wäre der zum Zeitpunkt der Beprobung gerade erfolgte Zusammenbruch einer Algenblüte in diesem Bereich zu nennen, wodurch neben erhöhten Phaeophytin- auch noch hohe Chlorophyll(a)-Konzentrationen zu finden sind. Die Chlorophyll(a)-Verteilung spiegelt sich allerdings nicht in den TOC- oder DOC-Profilen wider.

Im Längsprofil des **Mai 1998** (vgl. Abb. 55 e)) liegt die Sauerstoffsättigung in der Mittelelbe bis etwa Stromkilometer 250 deutlich über 120 %, pendelt dann zwischen Stromkilometer 300 und 460 um 90 % und steigt etwa 100 km oberstrom des Wehres Geesthacht auf fast 150 % (14 mg/l O_2) an. Dies würde an sich auf eine massive Algenblüte in der unteren Mittelelbe, in der gleichzeitig die Stickstoff- und Phosphor-Konzentrationen stark zurückgegangenen sind, und in der oberen Mittelelbe hindeuten. Die damit normalerweise einhergehenden erhöhten pH-Werte sind in der oberen Mittelelbe mit über pH 9 auch deutlich zu erkennen, im Bereich 100 km oberhalb des Wehres Geesthacht ist jedoch ein Rückgang der pH-Werte zu verzeichnen. Die TOC-Werte, die im Zuge einer Algenblüte in diesem Bereich erhöht sein müssten, sind jedoch vergleichsweise niedrig. Sie weisen vorwiegend in der Oberelbe und in der oberen Mittelelbe etwa zwischen Stromkilometer 190 und 280 Peaks auf. Auch die Chlorophyll(a)-, die Phaeophytin- und die Phytoplanktonverteilung im Mai 1998 stützen die Annahme einer Algenblüte in der unteren Oberelbe bis oberen Mittelelbe, im Bereich ab Stromkilometer 450 sind die Chlorophyll(a)-Konzentrationen jedoch stark abgesunken (s. u.).

Ein Vergleich mit den Dauermessungen am Wehr Geesthacht führt letztendlich zu folgenden Vermutungen:

Im Beprobungsmonat herrschten sehr instabile Witterungsbedingungen mit einer Schlechtwetterperiode im ersten Monatsviertel, an die sich im zweiten Monatsviertel strahlungsreiche Tage anschlossen, in denen es zu einer ausgeprägten Algenblüte kam. Im Beprobungszeitraum des Längsprofils (12.-14. Mai) könnte gerade der Zusammenbruch dieser Algenblüte erfasst worden sein: durch die Beprobungsrichtung stromauf wäre am 12. Mai im Bereich oberstrom des Wehres Geesthacht bis nach Schnackenburg (Str-km 474) vermutlich gerade noch die Algenblüte erfasst worden, während beim Weiterflug am 13. Mai oberstrom davon bereits der Zusammenbruch der Algenblüte beprobt wurde. Ein Sprung der Wassertemperatur bei Schnackenburg deutet darauf hin, dass hier tatsächlich unterschiedliche Wasserkörper beprobt wurden. Die pH-Werte-Verteilung steht mit dem o. g. jedoch nicht in Einklang. Erste Eindrücke von den Daten der Mai-Beprobungen der Jahre 1999 und 2000 stützen diese Ergebnisse aus dem Frühjahr 1998: Auch in den folgenden Jahren sind Inkonsistenzen zwischen der Sauerstoffsättigung und dem pH-Wert augenfällig, während die Chlorophyll(a)-Konzentrationen mit den übrigen Kenngrößen zum Teil besser im Einklang stehen.

Insgesamt wären auch beprobungstechnische bzw. analytische Ursachen für die nicht zueinander passenden Verläufe der Sauerstoffsättigungs- und der pH-Werte-Verteilung im Bereich zwischen Schnackenburg (Str-km 474) und dem Wehr Geesthacht (Str-km 585,5) denkbar: So liegen beispielsweise die Sauerstoffkonzentrationen des Längsprofils sehr hoch im Vergleich zu den Vergleichswerten aus Dauermessungen am Wehr Geesthacht (pers. Mitteilung Dr. W. PETERSEN, GKSS). Als erster Schritt zur Klärung dieses Sachverhaltes sollte bei künftigen Probenahmen die Analytik jeder einzelnen Kenngröße für alle Proben des Längsprofiles in einem einzigen Labor durchgeführt werden. Falls sich die Interpretierbarkeit der Daten dadurch nicht bessert, ist die Durchführung dieses Längsprofiles in einem anderen, von den physikalischen und biologischen Bedingungen her weniger variablen Zeitraum zu überlegen (s. a. Kapitel 9.1.4).

7.1.3 Kohlenstoff

Die Mess- und Kenngrößen zur Erfassung der Kohlenstoff-Konzentrationen waren bei den gesamten Längsprofilen der Elbe der TOC (gesamter organischer Kohlenstoff) und der DOC (gelöster organischer Kohlenstoff). Der POC (partikulärer organischer Kohlenstoff) wurde lediglich im Jahre 1994 an wenigen Beprobungsstellen in der Unterelbe ermittelt (vgl. Abb. 56).

Die Verteilung der Kohlenstoff-Konzentrationen der Elbe war für alle Jahre recht unterschiedlich und oszillierte sehr stark, was z. T. auch durch Abbauprozesse unterstrom von Einleitungen oder zusammengebrochenen Algenblüten zu erklären ist. Zum anderen sind erhebliche, unsystematische Konzentrationsunterschiede zwischen den links- und rechtsufrigen Proben festzustellen, die sich nicht ausreichend durch die Einmündung von Nebenflüssen erklären lassen und daher auf eine hohe räumliche Variabilität der Messgrößen hindeutet.

In den Jahren **1994** (vgl. Abb. 56 a) und **1995** (ohne Abbildung) lagen der TOC und der DOC recht dicht beieinander, der DOC machte den größten Teil des TOC aus. Die TOC-Konzentrationen pendelten dabei im Bereich der Mittelelbe um 6-9 mg/l C, während die DOC-Konzentrationen etwas niedriger bei 5-7 mg/l C lagen. Die Konzentrationen der

Nebenflüsse an organischem Kohlenstoff bestimmten die Konzentrationen in der Elbe maßgeblich, was beim Zufluss der Havel besonders gut zu sehen ist.

Im Jahr **1996** differieren die beiden Kurven hingegen erheblich (vgl. Abb. 56 b)). Während sich die DOC-Konzentrationen von Schmilka (Str-km 4) bis in die Unterelbe hinein auf einem ganz ähnlichen Niveau (um 6 mg/l C herum) bewegen, steigen die TOC-Konzentrationen bis zum Wehr Geesthacht von etwa 9 auf fast 14 mg/l C an, um dann unterhalb des Wehres deutlich abzusinken. Dies deutet auf einen regen Besatz mit Algen im Bereich oberhalb des Wehres hin (s. Kap. 7.1.2.), die im Zuge der Photosynthese Biomasse aufbauen.

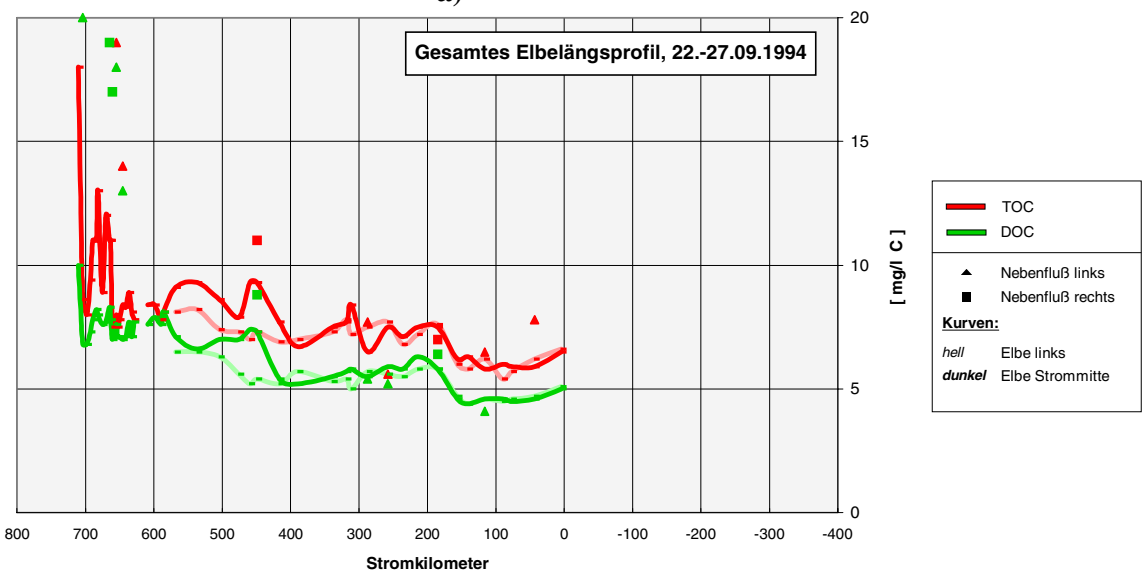
1997 war das erste Jahr, in dem die TOC- und DOC-Konzentrationen von der Quelle bis zur Mündung ermittelt wurden (vgl. Abb. 56 c)). In der Tschechischen Republik sind erstmals an der Messstelle Spindler Mühle (Str-km -361,4) hohe TOC-Werte zu verzeichnen.

Dies spricht, wie bereits der hohe pH-Wert und die extrem hohen Sauerstoffsättigungswerte, für einen hohen Algen-/Pflanzenbesatz. Weiter stromab prägen die Einleitungen der Chemiewerke *Synthesia* (Str-km -233) und *Spolana* (Str-km - 123,4) sowie die Einmündungen der Nebenflüsse, insbesondere der Bilina, die TOC- und DOC-Verteilungen. Eine wachsende Diskrepanz zwischen TOC- und DOC-Konzentrationen deutet sich ab Stromkilometer 150 an. Die steigenden TOC-Konzentrationen könnten in diesem Abschnitt möglicherweise durch Einleitungen der Keramik-, Stickstoff- und chemischen Industrie bedingt sein, ein gleichzeitiger Anstieg der Sauerstoffsättigungswerte deutet jedoch eher auf einen hohen Algenbesatz hin (vgl. Abb. 55 d)). Im Abschnitt zwischen der Bilina- und der Havelmündung weisen die TOC-konzentrationen im Längsprofil einen weitestgehenden Parallelverlauf mit den Zehrungswerten auf (vgl. Abb. 59 a) und Kap. 7.1.6). Unterstrom der Haveleinmündung gehen die TOC- und DOC-Werte jedoch rapide zurück, während die Zehrungswerte bei gleichzeitig niedrigen Werten der Stickstoff- und Phosphor-Messgrößen ansteigen. In diesem Bereich nehmen auch die Chlorophyll(a)- und Phytoplankton-Konzentrationen deutlich zu (Letzteres zum Teil durch die Einmündung der extrem phytoplanktonreichen Havel bedingt). Die genannten Messgrößen deuten auf einen hohen Algenbesatz hin, die TOC-Werte stehen damit jedoch nicht im Einklang. Ob es sich dabei um ein analytisches Artefakt handelt oder ob es dafür eine wissenschaftliche Erklärung gibt, gilt es noch zu klären.

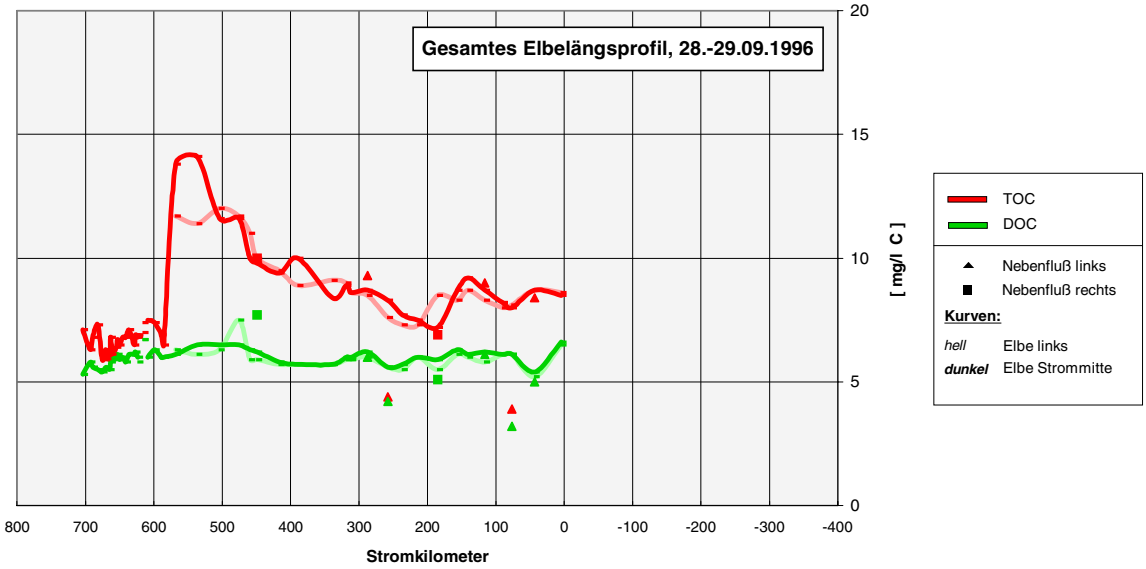
Im Längsprofil des **Mai 1998** (vgl. Abb. 56 d)) pendeln die TOC-Konzentrationen zwischen Schmilka (Str-km 4) und Wehr Geesthacht (Str-km 585,5) grundsätzlich um 10 mg/l C, zwischen Preetzsch und Roßlau (Str-km 184,7 bis 257,7) sind jedoch hohe Werte zwischen 15 und 17 mg/l C zu verzeichnen. In dem Bereich zwischen Schmilka und Roßlau sind in der gleichen Zeit hohe Chlorophyll(a)- und Phytoplankton-Konzentrationen und hohe Sauerstoffsättigungswerte (bis etwa 130 %) als Zeichen für einen regen Besatz mit Algen bzw. Wasserpflanzen zu verzeichnen. Im weiteren Flussverlauf verringern sich die Konzentrationen durch den Zufluss der Mulde und der Saale deutlich (Str-km 259,6 bzw. 290,7). Weiter stromab wirkt sich die Einmündung der Havel (Str-km 438) auf den TOC leicht erniedrigend und auf den DOC deutlich erhöhend aus. Die hier ermittelten TOC-Werte stehen, wie bereits im Kapitel 7.1.2 ausführlich dargelegt, im Widerspruch zu den Werten einiger anderer Kenngrößen. Vermutlich spiegelt die Messgröße TOC das biologische Geschehen nur unzureichend wider, da sie nicht nur von natürlichen Prozessen, sondern auch von der Einleitersituation bestimmt wird. Unterhalb des Wehres Geesthacht sinken die TOC-Werte stark ab und nähern sich den DOC-Konzentrationen an. Mit zunehmender Nähe zur Außenelbe/Nordsee steigen beide wieder an (vgl. auch 1994 und 1997).

Im **September 1998** zeigt sich der Verlauf der TOC- und DOC-Kurve viel ausgeglichener

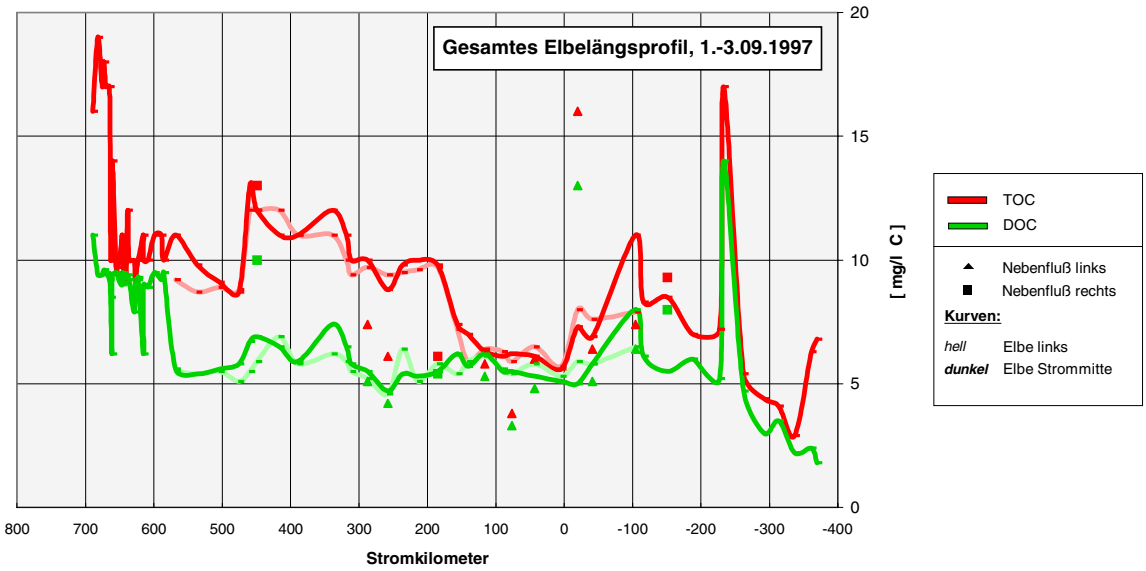
a)


Gesamtes Elbelängsprofil, 22.-27.09.1994
20
15
10
5
0
[mg/l C]
800
700
600
500
400
300
200
100
0
-100
-200
-300
-400
Stromkilometer
TOC
DOC
Nebenfluß links
Nebenfluß rechts
Kurven:
hell Elbe links
dunkel Elbe Strommitte

b)


Gesamtes Elbelängsprofil, 28.-29.09.1996
20
15
10
5
0
[mg/l C]
800
700
600
500
400
300
200
100
0
-100
-200
-300
-400
Stromkilometer
TOC
DOC
Nebenfluß links
Nebenfluß rechts
Kurven:
hell Elbe links
dunkel Elbe Strommitte

c)


Gesamtes Elbelängsprofil, 1.-3.09.1997
20
15
10
5
0
[mg/l C]
800
700
600
500
400
300
200
100
0
-100
-200
-300
-400
Stromkilometer
TOC
DOC
Nebenfluß links
Nebenfluß rechts
Kurven:
hell Elbe links
dunkel Elbe Strommitte

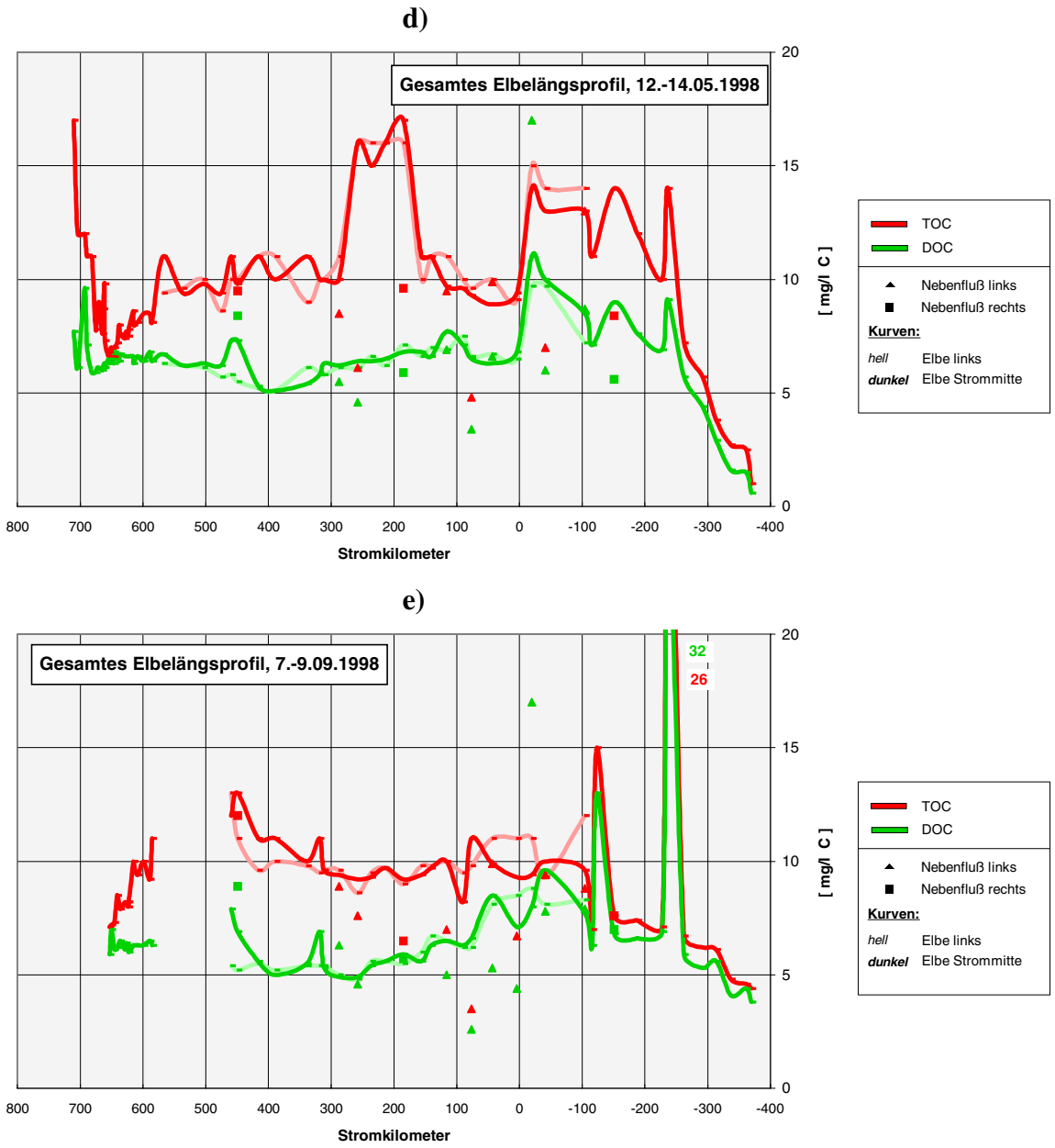
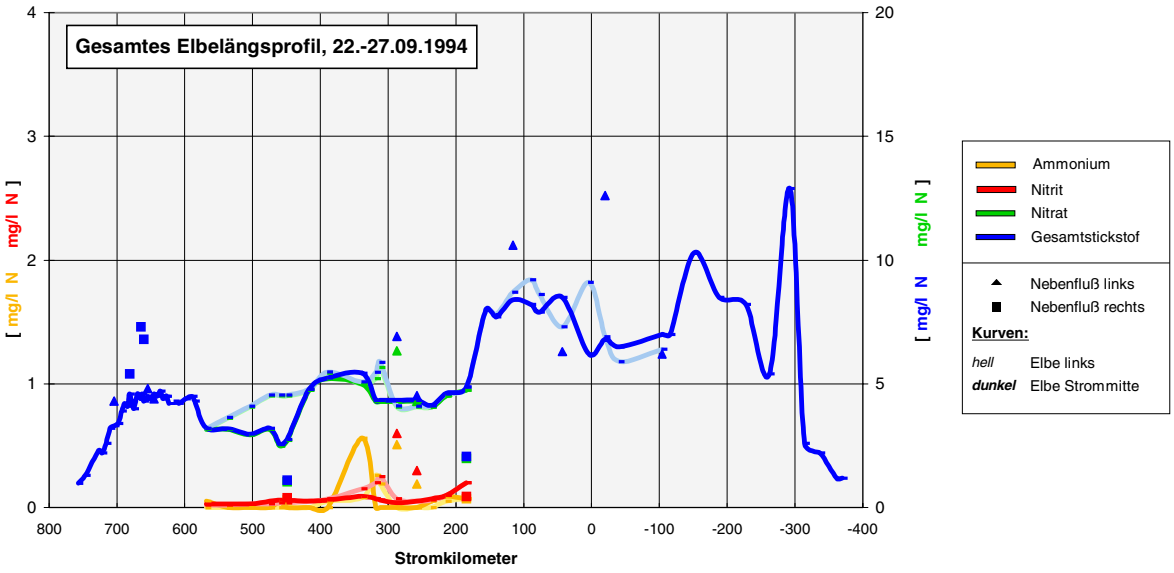


Abb. 56: TOC- und DOC-Konzentrationen (gesamtes Elbelängsprofil)

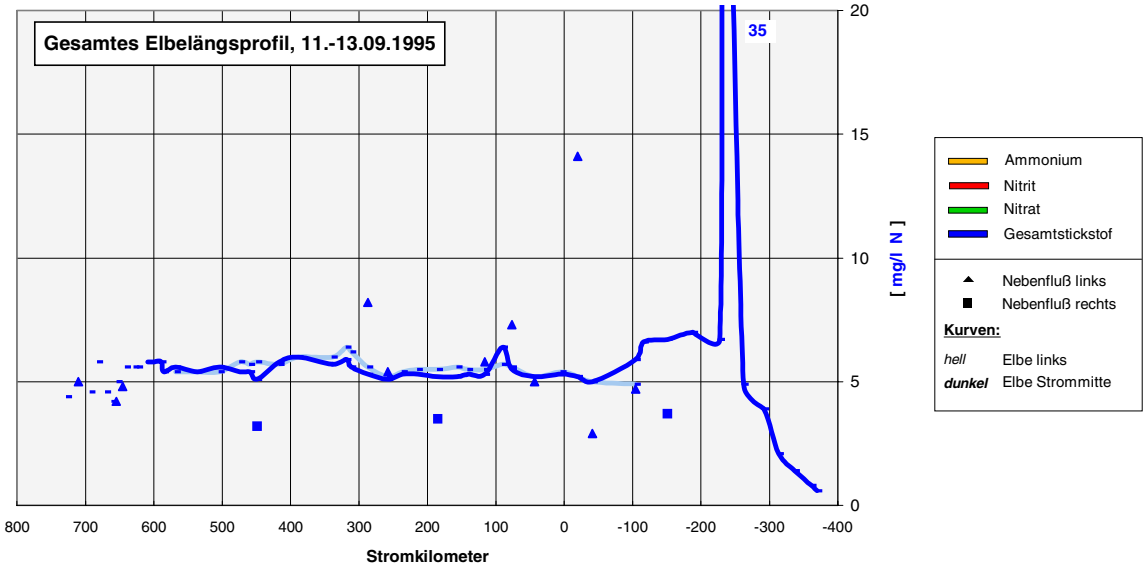
(vgl. Abb. 56 e)), prägend sind zum einen die großen Einleiter: Dies sind im tschechischen Abschnitt die *Synthesia*-Werke (Str-km -233, TOC >32 mg/l C und DOC >25 mg/l C) und die *Spolana*-Chemie (Str-km -123,4), unterstrom gefolgt von einem Zellstoff- und Papierwerk (Str-km -90). Außerdem spielt die Einmündung der Bilina (etwa Str-km -38,3 TOC bei 26 mg/l C und DOC > 16 mg/l C) eine erhebliche Rolle, wie an den linkseitig unterhalb ihrer Mündung entnommenen Elbeproben deutlich wird.

Unterstrom Schmilkas (Str-km 4) sinkt der DOC bis Magdeburg (Str-km 318,1) auf etwa 5 mg/l C ab, während der TOC weiterhin um 10 mg/l C pendelt. Ab Magdeburg steigen beide Messgrößen mit einem kleinen Zwischenpeak im Bereich der Stadt (Abwässer?) an. Für den Abschnitt bis 100 km oberstrom des Wehres Geesthacht gibt es keine Daten, tendenziell deutet der langsame TOC-Anstieg in der Mittelelbe, der mit einer Zunahme der Sauerstoffsättigung auf Werte um und über 100 % einhergeht (vgl. Abb. 55 f)), wiederum auf eine Algenblüte hin. Unterstrom des Wehres Geesthacht und der Stadt Hamburg sinken die

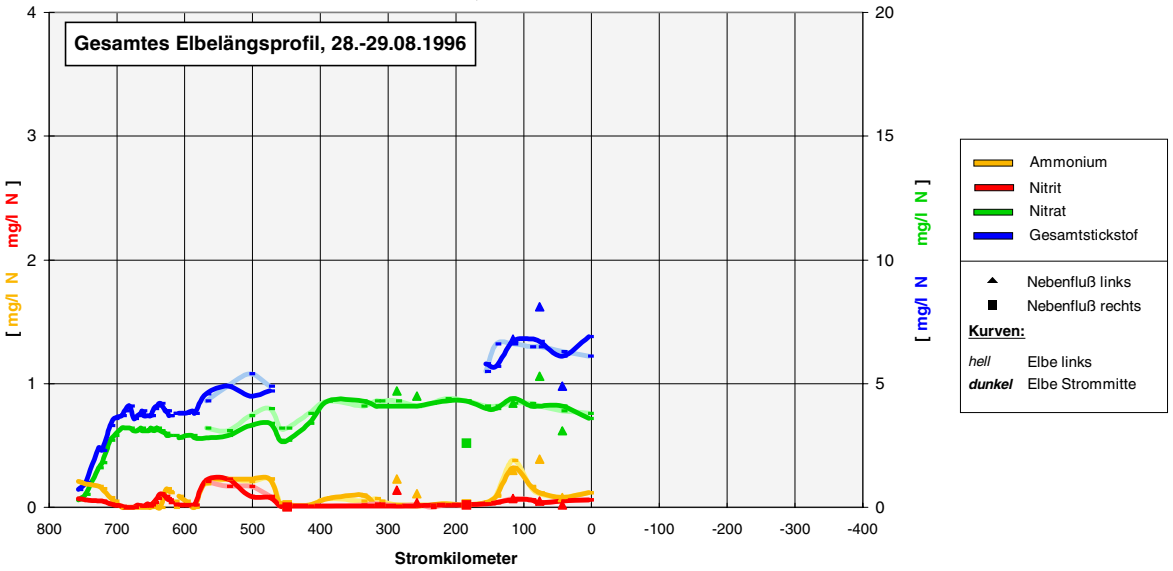
a)


Gesamtes Elbelängsprofil, 22.-27.09.1994
[mg/l N]
[mg/l N]
Stromkilometer
Ammonium
Nitrit
Nitrat
Gesamtstickstof
Nebenfluß links
Nebenfluß rechts
Kurven:
hell Elbe links
dunkel Elbe Strommitte

b)


Gesamtes Elbelängsprofil, 11.-13.09.1995
35
[mg/l N]
Stromkilometer
Ammonium
Nitrit
Nitrat
Gesamtstickstof
Nebenfluß links
Nebenfluß rechts
Kurven:
hell Elbe links
dunkel Elbe Strommitte

c)


Gesamtes Elbelängsprofil, 28.-29.08.1996
[mg/l N]
[mg/l N]
Stromkilometer
Ammonium
Nitrit
Nitrat
Gesamtstickstof
Nebenfluß links
Nebenfluß rechts
Kurven:
hell Elbe links
dunkel Elbe Strommitte

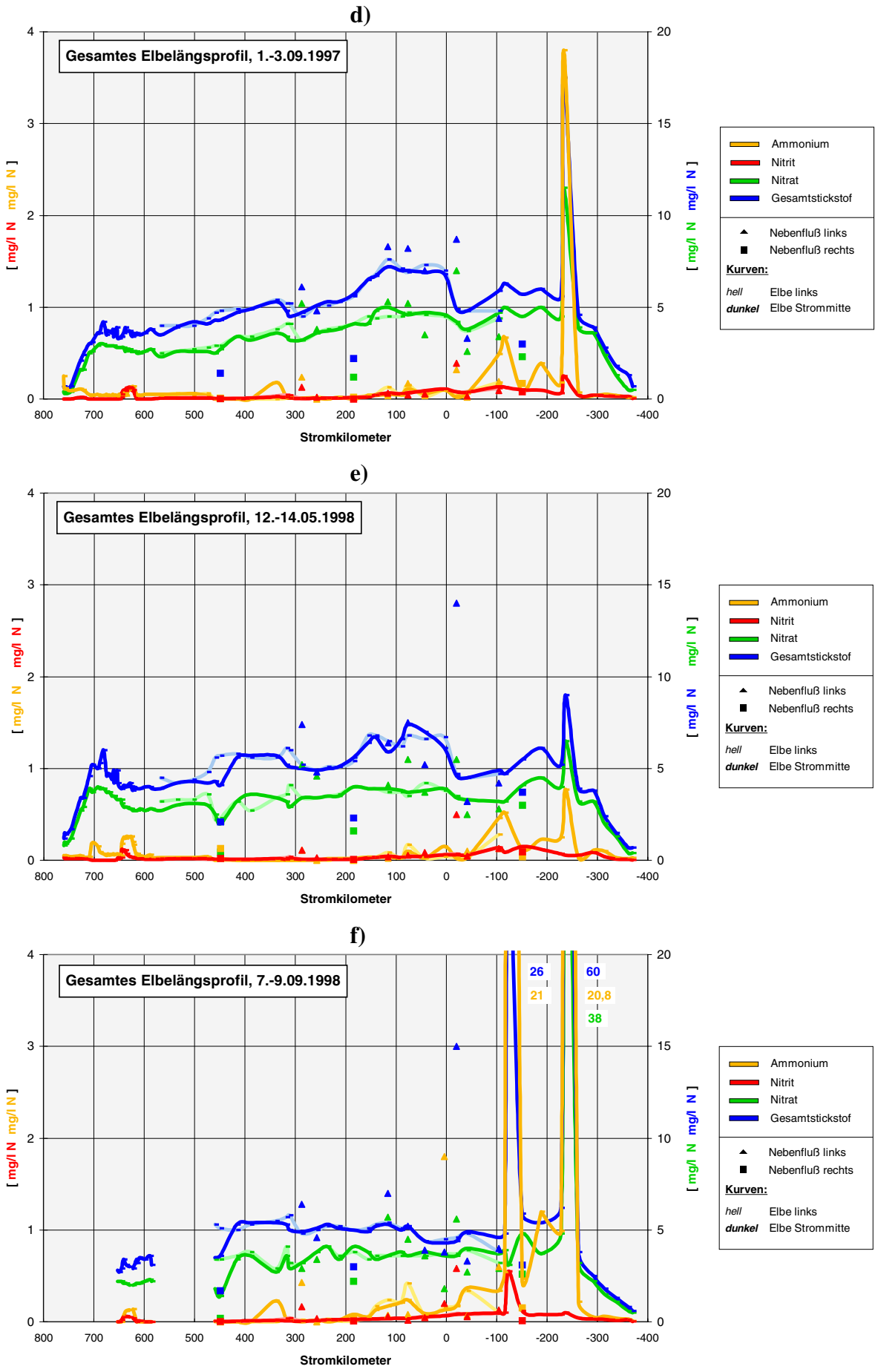


Abb. 57: Stickstoff-Messgrößen (gesamtes Elbelängsprofil)

TOC-Werte auf ein Niveau von ca. 6 mg/l C und nähern sich damit sehr den DOC-Konzentrationen an. Für den Bereich der zahlreichen Flussmündungen unterstrom Hamburgs liegen keine Daten vor.

Die im Elbewasser vorgefundenen DOC-Konzentrationen bewegen sich, abgesehen von einigen punktuellen Verunreinigungen, wie beipielsweise den Abwässern der Chemiewerke *Synthesia* und *Spolansa* sowie dem Abschnitt unterstrom der Einmündung der Bilina, im Bereich typischer Konzentrationen in Flusswasser (1-10 mg/l, SIGG & STUMM 1996).

7.1.4 Stickstoff

Die Konzentrationen der Stickstoffverbindungen Ammonium, Nitrit und Nitrat werden über alle Jahre hinweg von zwei Arten von Emissionen geprägt (vgl. Abb. 57). Dies sind die Einleitungen von Chemiewerken wie *Synthesia* (Str-km -233) und *Spolana* (Str-km -123,4) in Tschechien und möglicherweise auch kommunale und industrielle Abwässer im Bereich der größeren Städte Dresden (ab Str-km 48), Magdeburg (Str-km 318,1) und Hamburg. Als dritter Faktor kommen die Nebenflüsse hinzu. Am deutlichsten wird dies am Verlauf der Gesamtstickstoff-Verteilung des Jahres **1994**, die den oben beschriebenen Einflüssen folgend von *Synthesia* stromabwärts mit treppenartigen Unterbrechungen leicht absinkt (vgl. Abb. 57 a). In diesem Jahr ist ferner ein starker Anstieg der Stickstoffkonzentrationen im Einflussbereich der Stadt Hradec Kralove festzustellen (in den Folgejahren nicht mehr, was auf einen Ausbau der Kläranlage hindeutet).

1995 bis 1998 (vgl. Abb. 57 b) bis f)) pendeln die Gesamt-Stickstoff-Konzentrationen etwas oberhalb von 5 mg/l N, die Nitrat-Konzentrationen liegen etwas niedriger (Nitrat macht den größten Anteil am Gesamt-Stickstoff aus). Gut zu erkennen ist, genau wie im Bereich der Tideelbe, die leichte Verschiebung der Nitrat- und Ammoniumpeaks gegeneinander: die Nitratspitzen liegen fast immer etwas stromab der Ammoniumspitzen, was den Abbau des Ammoniums zu Nitrat (Nitrifikation) während des Transports stromab veranschaulicht. Besonders hohe Gesamt-Stickstoff-Konzentrationen sind mit etwa 35 mg/l N im Jahre 1995 und ca. 60 mg/l N im Jahre 1998 im Abwasser der *Synthesia*-Chemiewerke zu verzeichnen. Außerdem liegen im **September 1998** die Konzentrationen im Abwasser der *Spolana*-Chemie mit >25 mg/l Gesamt-N sehr hoch, wobei allein 21 mg/l N in Form von Ammonium vorliegen (vgl. Abb. 57 f)). Hier ist zwar in der Abwasserfahne direkt aufgrund des niedrigen pH-Wertes von 6,4 noch nicht von einer Fischtoxizität auszugehen, im unmittelbaren Umfeld der Einleitung könnte dies aber aufgrund eines Anstiegs des pH-Wertes der Fall sein (bei pH 7 sind bereits bei Ammonium-Konzentrationen von 14,3 mg/l NH_4^+-N fischtoxische Ammoniak-Konzentrationen zu erwarten, vgl. Tab. 2). Hoch sind auch wieder die Konzentrationen in der Bilina (Str-km -38,3).

Aufgrund des oben bereits mehrfach erwähnten Algenbiomasse-Abbaus in der Tideelbe treten dort im Bereich des Sauerstofftales erhöhte Ammonium- und Nitrit-Werte auf und unterstrom dieser Peaks erhöhte Nitrat-Konzentrationen (Nitrifizierung).

Unterstrom Stromkilometer 700 ist ein starker Rückgang der Gesamt-Stickstoff- und Nitrat-Konzentrationen zu verzeichnen, der auf die Verdünnung des Elbewassers durch das Nordseewasser zurückzuführen ist.

Erwähnenswert ist ferner eine weitere Gemeinsamkeit fast aller Profile, nämlich die Abnahme der Gesamt-Stickstoff-Konzentrationen um teilweise über 50 % auf der Strecke zwischen Schmilka und dem Wehr Geesthacht. Vermutlich ist diese auf eine Denitrifikation im Sediment der Buhnenfelder und anderer strömungsberuhigter Zonen zurückzuführen.

7.1.5 Gesamtphosphor und Phosphat

Die Verteilung der Gesamt-Phosphor- und der Phosphat-Konzentrationen (Letztere erst ab 1997 ermittelt) ähnelt der der Stickstoffverbindungen sehr (vgl. Abb. 58). Abgesehen von punktuell erhöhten Konzentrationen pendeln die Phosphat-Konzentrationen im Elbe-Längsprofil um 0,1-0,2 mg/l P, während die Gesamt-Phosphor-Konzentrationen um 0,3 mg/l P variieren. Im Bereich der *Synthesia*-Werke (Str-km -233) lagen die Konzentrationen für Gesamt-Phosphor insbesondere 1995 und 1998 sehr hoch (>14 bzw. etwa 11 mg/l P).

Die Peaks im darauf folgenden Abschnitt der Elbe sind nicht immer eindeutig bestimmten Emittenten zuzuordnen. Recht deutlich sichtbar sind jedoch die Einflüsse der kommunalen Abwässer im Bereich größerer Städte wie Hradec Kralove (Str-km -270), Dresden (ab Str-km 48), Magdeburg (um Str-km 318,1) und Hamburg: An der Messstelle Opatovice (Str-km -262,3) unterstrom der tschechischen Stadt Hradec Kralove erhöhen sich die P- und PO_4^{3-}-Konzentrationen erstmals. Ferner ist festzustellen, dass die Nebenflüsse die Belastungssituation stark mitprägen. So wirken sich die Jizera, Müglitz, Triebisch, Schwarze Elster und Mulde (Str-km -141,1, 39,2, 82,2, 198,5 und 259,6) eher verdünnend aus, während die Bilina und z. T. auch die Saale und Havel (Str-km -38,3, 290,7 und 438) eher die Konzentrationen in der Elbe erhöhen.

Die Abhängigkeit der ermittelten Gesamt-Phosphor-Konzentrationen von der Schwebstoffführung wird in zwei Bereichen besonders deutlich: Auffällig sind der Rückgang der Gesamt-Phosphor-Konzentrationen im Bereich oberhalb des Wehres Geesthacht, vermutlich bedingt durch die Strömungsberuhigung und das Absinken des partikulär gebundenen Phosphors, und das starke „Oszillieren“ der Gesamt-Phosphor-Konzentrationen in den Proben der Tideelbe, was z. T. auch durch die unterschiedlichen Konzentrationen der zahlreichen dort mündenden Nebenflüsse bedingt ist. Ungeachtet der starken Schwankungen ist, vermutlich bedingt durch kommunale Abwassereinleitungen oder Einträge über die Nebenflüsse sowie die Freisetzung von Phosphor aus den Sedimenten, im Bereich unterstrom Hamburgs ein deutlicher Anstieg der Gesamt-Phosphor- und Phosphat-Konzentrationenen festzustellen.

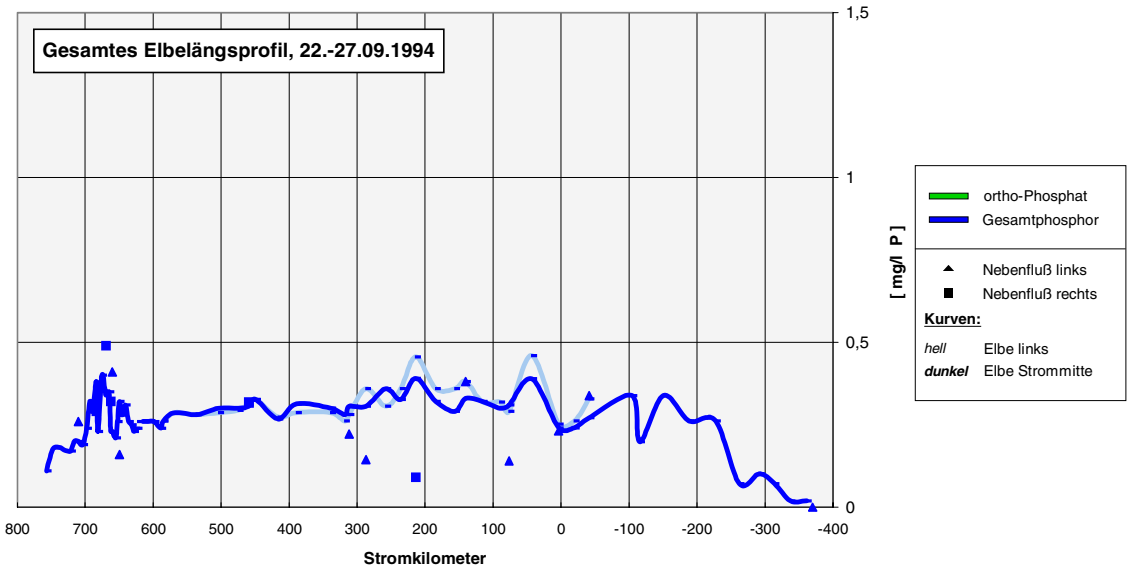
7.1.6 Sauerstoffzehrung

Die Sauerstoffzehrung wurde erst seit 1997 für das gesamte Längsprofil der Elbe ermittelt, und zwar über die Zeiträume 7, 14 und 21 Tage. Die Verteilung aller drei Kenngrößen im Elbeverlauf ist fast gleich (vgl. Parallelverlauf der Kurven, Abb. 59), wobei sich naturgemäß die $Zehrung_{14}$- und die $Zehrung_{21}$-Kurve einander noch deutlicher annähern (siehe theoretische Vorbemerkungen zu BSB und Zehrung, Kap. 2.1.6).

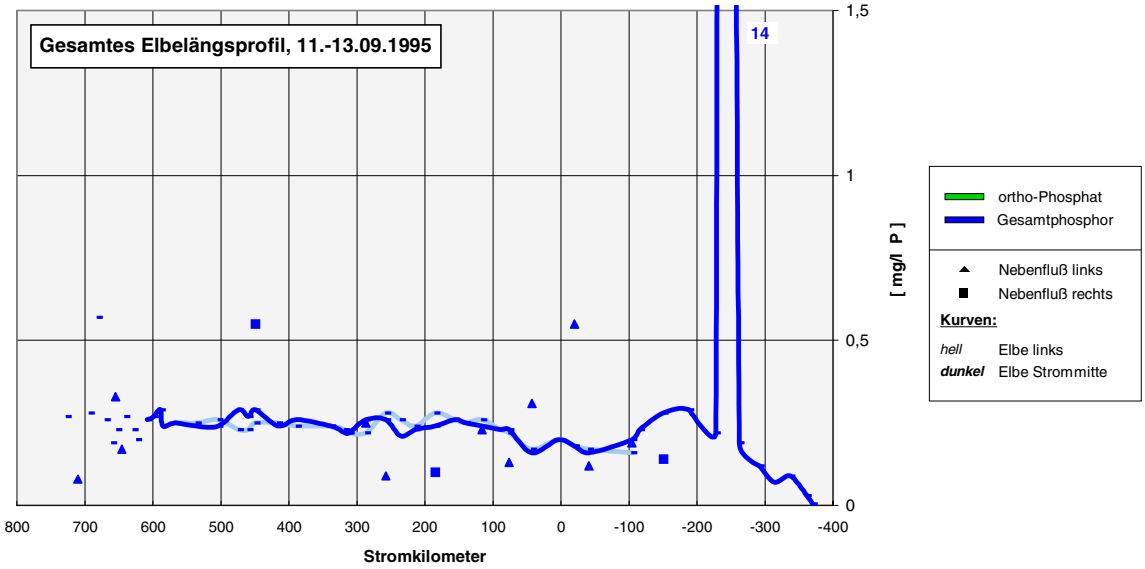
Als erste, auffällige Messstelle im Elbe-Längsprofil ist Spindler Mühle (Str-km -361,4) zu nennen, an der im Jahre 1997 erhöhte Zehrungswerte zu verzeichnen sind, die im Einklang mit den bereits bei anderen Gütemess- und -kenngrößen gemachten Beobachtungen stehen und die Vermutung einer starken Algenblüte in diesem Jahr unterstreichen.

Unabhängig von der jeweiligen Höhe ist den Kurven aller Jahre ein Peak im Bereich der Einleitungen des Chemiebetriebes *Synthesia* gemeinsam ($Zehrung_{21}$-Werte bis über 55 mg/l O_2). Offensichtlich wirken sich diese punktuellen Einleitungen jedoch nicht sehr auf die Zehrung der nachfolgenden Messstellen aus. Als weiterer Punktemittent lässt sich im September 1998 die *Spolana*-Chemie identifizieren.

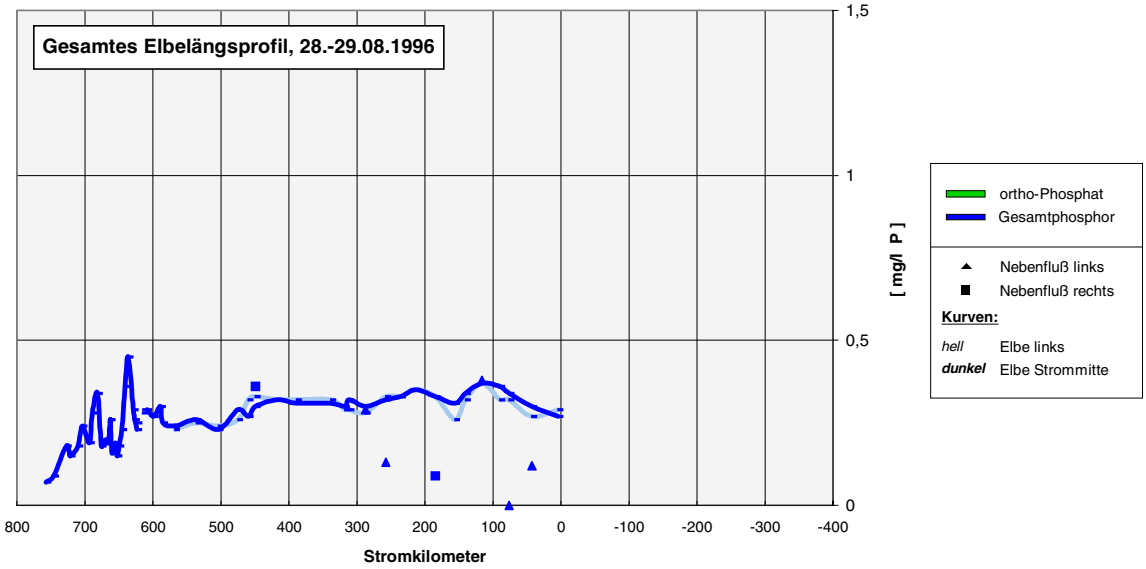
a)


Gesamtes Elbelängsprofil, 22.-27.09.1994
1,5
1
0,5
0
[mg/l P]
800
700
600
500
400
300
200
100
0
-100
-200
-300
-400
Stromkilometer
ortho-Phosphat
Gesamtphosphor
Nebenfluß links
Nebenfluß rechts
Kurven:
hell Elbe links
dunkel Elbe Strommitte

b)


Gesamtes Elbelängsprofil, 11.-13.09.1995
14
1,5
1
0,5
0
[mg/l P]
800
700
600
500
400
300
200
100
0
-100
-200
-300
-400
Stromkilometer
ortho-Phosphat
Gesamtphosphor
Nebenfluß links
Nebenfluß rechts
Kurven:
hell Elbe links
dunkel Elbe Strommitte

c)


Gesamtes Elbelängsprofil, 28.-29.08.1996
1,5
1
0,5
0
[mg/l P]
800
700
600
500
400
300
200
100
0
-100
-200
-300
-400
Stromkilometer
ortho-Phosphat
Gesamtphosphor
Nebenfluß links
Nebenfluß rechts
Kurven:
hell Elbe links
dunkel Elbe Strommitte

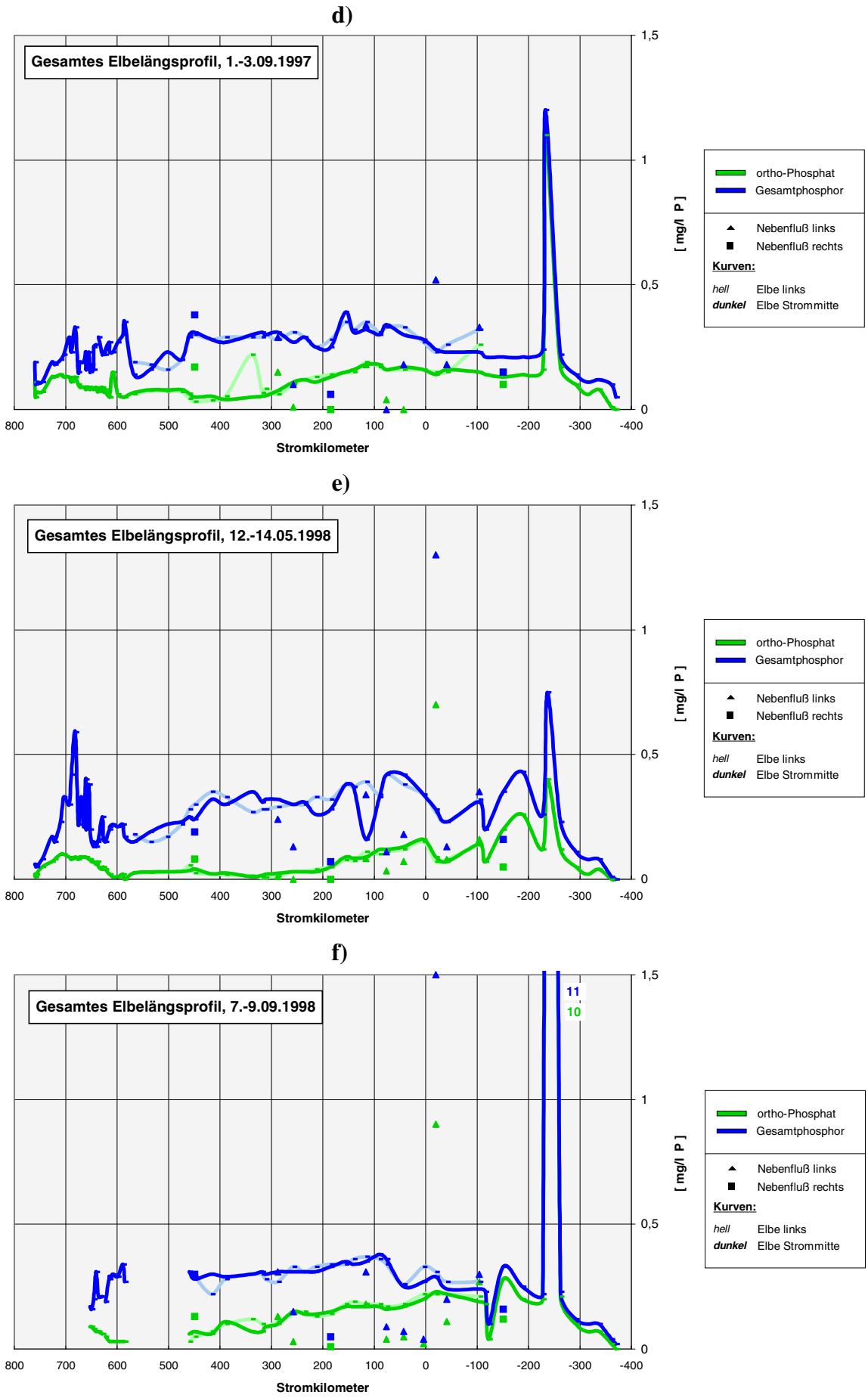


Abb. 58: Phosphor- und Gesamt-Phosphat-Konzentrationen (gesamtes Elbelängsprofil)

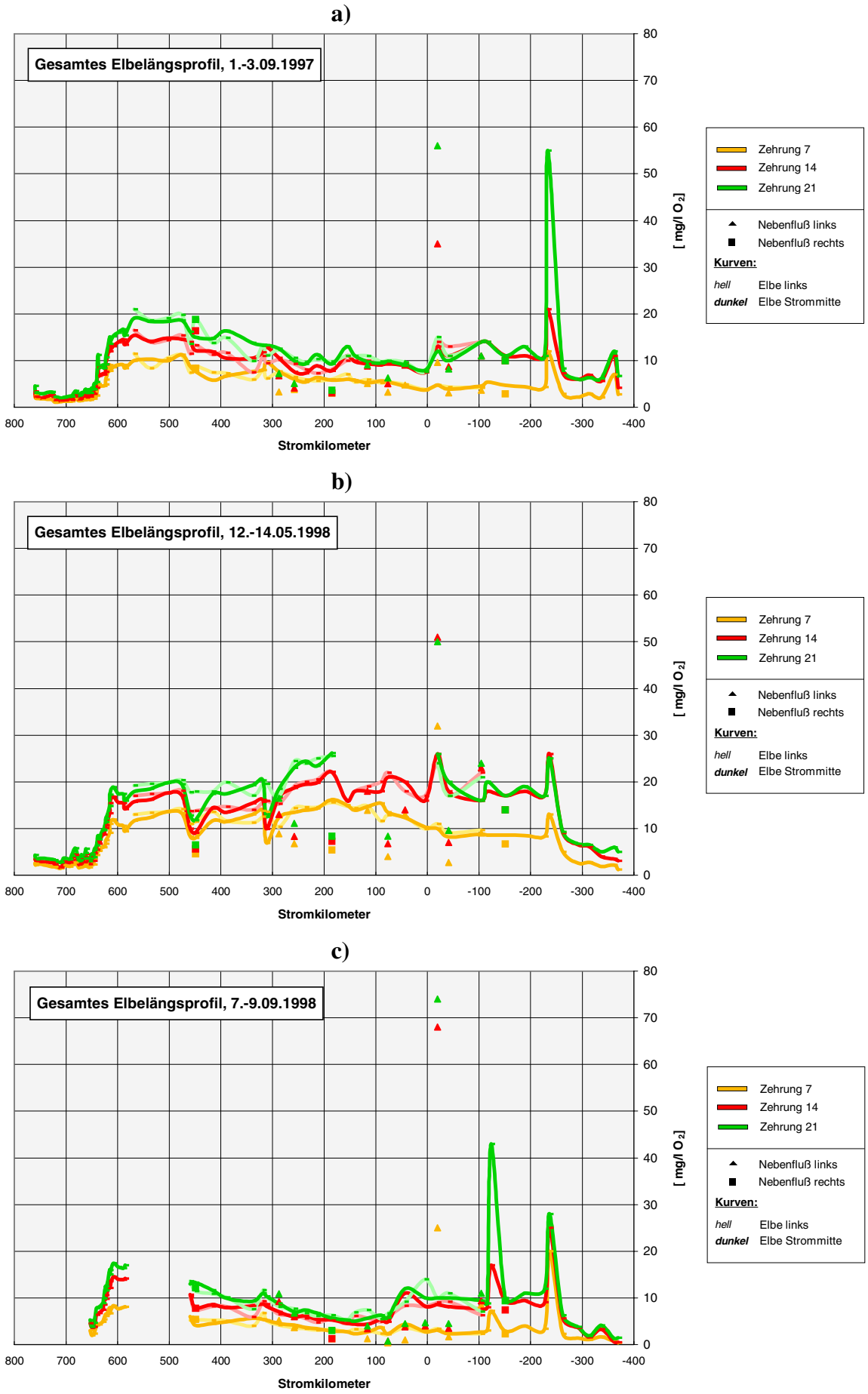


Abb. 59: Zehrungswerte (gesamtes Elbelängsprofil)

Von der tschechisch-deutschen Grenze bis zum Wehr Geesthacht steigen die Zehrungswerte oszillierend von unter 10 auf etwa 20 mg/l O_2 an, wobei sie durch Einleitungen chemischer Industriebetriebe (*Synthesia*, *Spolana* etc.) und die Einmündung höher belasteter Nebenflüsse (vor allem die Bilina mit Zehrung$_{21}$-Werte zwischen 50 und 74 mg/l O_2) kurzfristig ansteigen. Durch den Zufluss geringer belasteter Nebenflüsse (Verdünnungseffekte) gehen die Zehrungswerte auch stellenweise kurzfristig zurück. Des Weiteren können sich hier etwaige Algenblüten bzw. deren Zusammenbruch auf die Zehrungswerte auswirken (vgl. Kap. 7.1.2).

Die Einflüsse der Nebenflüsse sind insbesondere auch im Längsprofil des Mai 1998 zu erkennen. Besonders stark erhöhend wirken sich hier offensichtlich die Zuflüsse von Vltava (Moldau, Str-km -109,3) und Bilina (Str-km -38,3) aus, während auf deutscher Seite die Mulde und Saale sowie die Havel (Str-km 259,6, 290,7 und 438) eine deutlich verdünnende Wirkung haben.

Im Bereich der Mittel- und Tideelbe werden die Zehrungswerte, wie bereits oben angedeutet, zu einem großen Teil vom mikrobiellen Abbau der Algenbiomasse bestimmt, die im Zuge der seit Anfang der 90er Jahre auftretenden Algenblüten in der Mittelelbe entsteht. Ferner können auch kommunal-industrielle Abwassereinleitungen eine Rolle spielen.

Sämtlichen Profilen gemeinsam ist der charakteristische Abfall der Zehrungswerte unterstrom des Wehres Geesthacht bis Hamburg, wo die Lebensbedingungen für Algen durch die Verschlechterung des Lichtklimas (größere Wassertiefen, höhere Trübung) weniger gut sind. Dadurch nehmen die Algenpopulationen und damit auch die Algenrespiration als Zehrungsfaktor stark ab.

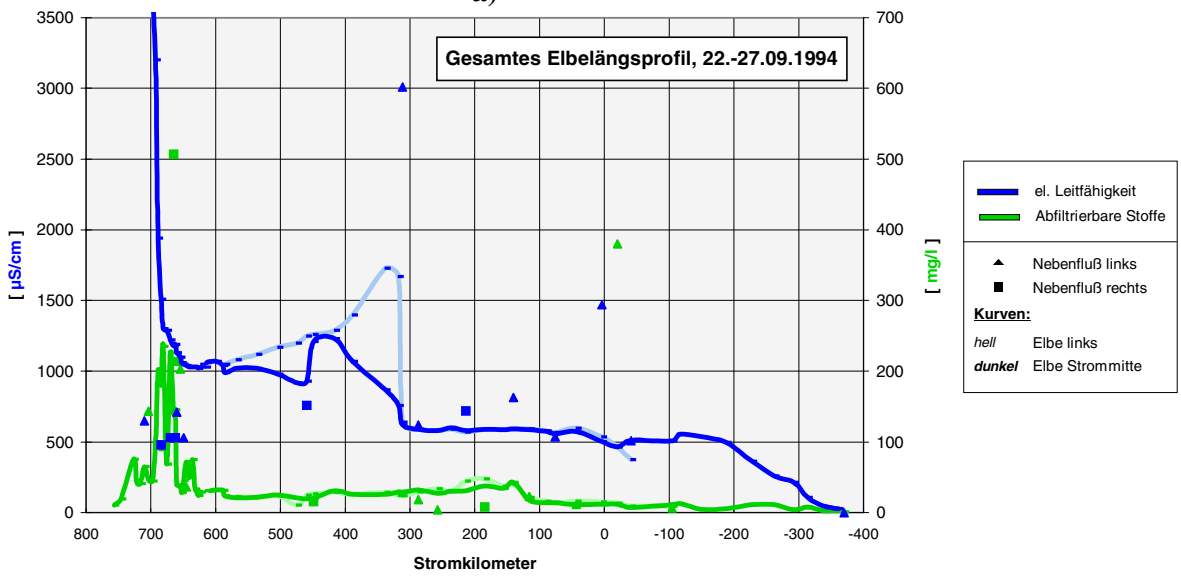
Im Bereich oberhalb des Wehres Geesthacht scheinen die Zehrungswerte seit 1996 deutlich angestiegen zu sein, was jedoch auch mit der Vorverlegung der Beprobungszeit um 2-4 Wochen zusammenhängen kann und daher in den kommenden Jahren weiter genau beobachtet werden muss.

7.1.7 Elektrische Leitfähigkeit und Chlorid-Konzentration

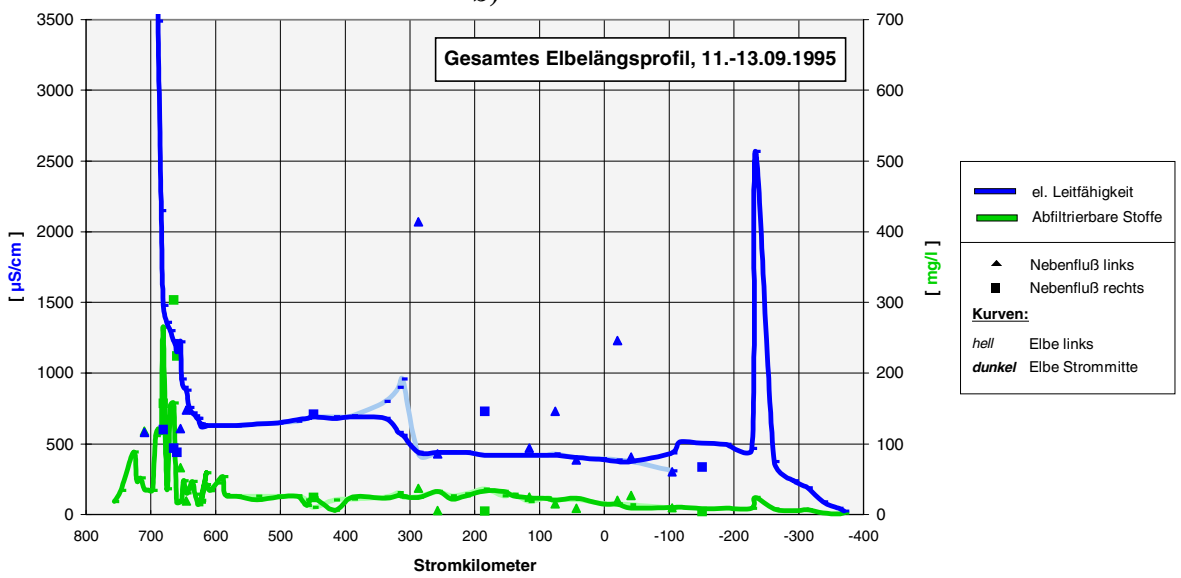
Die elektrische Leitfähigkeit und die Chlorid-Konzentrationen verlaufen im Längsprofil der Elbe parallel (vgl. Abb. 60). Sie werden von drei Komponenten geprägt:

- Im tschechischen Teil sind wiederum die Einleitungen der Chemiebetriebe *Synthesia* und *Spolana* prägend. Bei *Synthesia* erreicht die elektrische Leitfähigkeit kurzfristig Spitzenwerte von 250 mS/m (1995 und 1998), die aus einem Umfeld von etwa 50 mS/m herausragen. Allerdings steigen schon eine Messstelle oberstrom dieser Einleitungen die Leitfähigkeitswerte leicht an, was vermutlich auf Abwassereinleitungen der Stadt Hradec Kralove (etwa Str-km - 270) zurückzuführen ist.
- Mit der Einmündung der Saale (Str-km 290,7, Leitfähigkeitswerte zwischen 200 und 350 mS/m) steigen die Konzentrationen wieder an, und zwar eindeutig zuerst in den Wasserproben des linken Ufers. Erst etwa 100 km weiter flussabwärts nähern sich die Konzentrationen der Proben beider Ufer wieder an. Dass dies so lange dauert, ist gerade auch im Hinblick auf die Erfassung von Schadstoffeinleitungen industrieller Emittenten von größtem Interesse und bei der Interpretation zu berücksichtigen. Der Anstieg der elektrischen Leitfähigkeit und auch des Chloridgehaltes mit Einmündung der Saale ist vor allem auf deren hohe Kalisalzfrachten aus dem Bergbau bei Bernburg zurückzuführen.

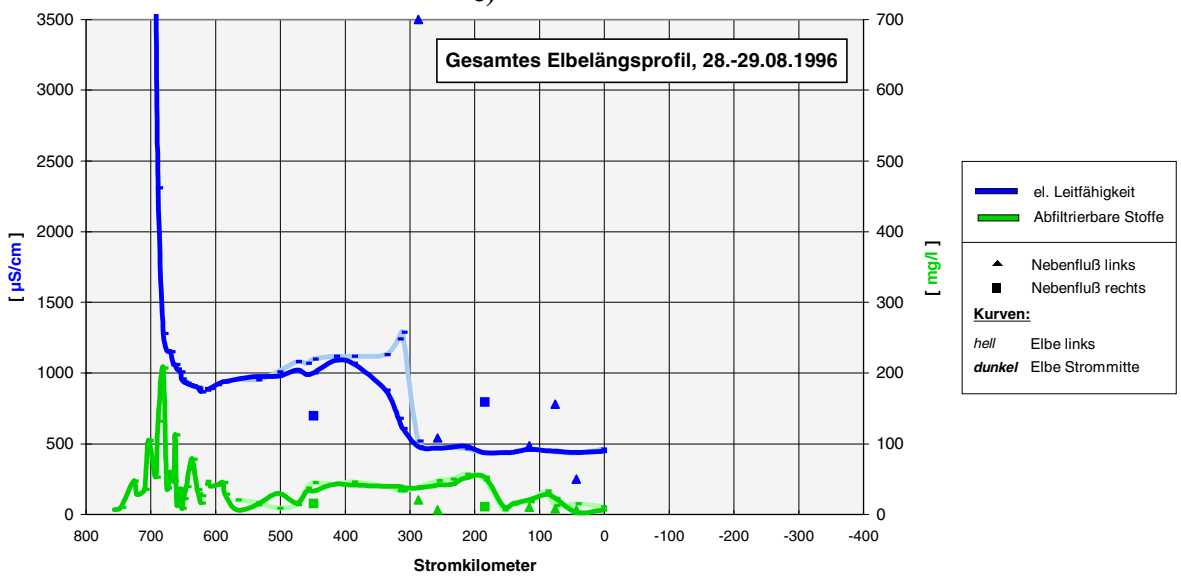
a)


Gesamtes Elbelängsprofil, 22.-27.09.1994
[µS/cm]
[mg/l]
Stromkilometer
el. Leitfähigkeit
Abfiltrierbare Stoffe
Nebenfluß links
Nebenfluß rechts
Kurven:
hell Elbe links
dunkel Elbe Strommitte

b)


Gesamtes Elbelängsprofil, 11.-13.09.1995
[µS/cm]
[mg/l]
Stromkilometer
el. Leitfähigkeit
Abfiltrierbare Stoffe
Nebenfluß links
Nebenfluß rechts
Kurven:
hell Elbe links
dunkel Elbe Strommitte

c)


Gesamtes Elbelängsprofil, 28.-29.08.1996
[µS/cm]
[mg/l]
Stromkilometer
el. Leitfähigkeit
Abfiltrierbare Stoffe
Nebenfluß links
Nebenfluß rechts
Kurven:
hell Elbe links
dunkel Elbe Strommitte

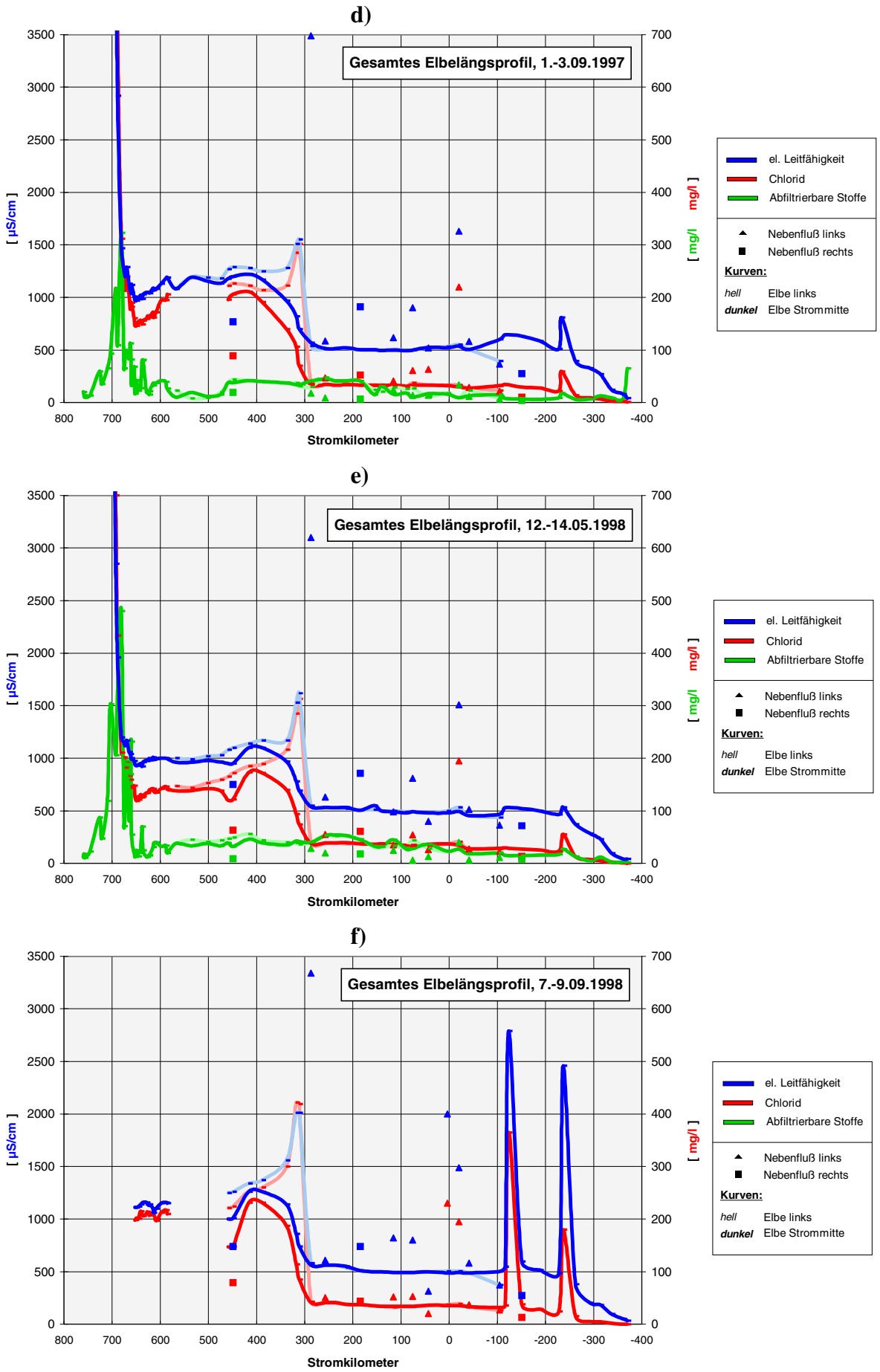


Abb. 60: Elektrische Leitfähigkeit, Chlorid und abfiltrierbare Stoffe (gesamtes Elbelängsprofil)

- Der dritte charakteristische Anstieg von Leitfähigkeit und Chloridgehalt vollzieht sich sprunghaft im Bereich um Str-km 681-698 (oberhalb Brokdorf/Störmündung bis Brunsbüttel), wo in der Brackwasserzone der Unterelbe immer stärker Salzwasser der Nordsee eingemischt wird.

Hohe Leitfähigkeits- und Chloridwerte weist auch die Bilina (Str-km -38,3) auf.

7.1.8 Abfiltrierbare Stoffe

Die Verteilung der abfiltrierbaren Stoffe (vgl. Abb. 60) als Annäherung an den Schwebstoffgehalt des Wassers ist geprägt von einem starken, oszillierenden Anstieg der Gehalte im Bereich der unteren Tideelbe, wo durch hydrodynamische Prozesse im Übergangsbereich zwischen Salz- und Süßwasser die Schwebstoff-Gehalte stark ansteigen (Trübungszone).

Eine weitere Besonderheit im Profil ist der Anstieg der Gehalte im Bereich der Mittelelbe und ein in manchen Jahren deutlicher Rückgang der Schwebstoff-Gehalte im oberflächennahen Wasserkörper oberstrom des Wehres Geesthacht, der wahrscheinlich entweder auf ein leichtes Absinken der Schwebstoffe (mineralisches Material, abgestorbene Algen) in dem „aufgestauten“ Elbe-Abschnitt zurückzuführen ist.

7.2 Biologische Kenngrößen

Unter den biologischen Kenngrößen wurden der Chlorophyll(a)- und Phaeophytingehalt sowie die Gesamtzellzahl der Phytoplankter pro Milliliter ermittelt, und zwar nur für die Beprobungen im September 1997 und im Mai 1998 (vgl. Abb. 61).

Die beiden Längsprofile ergeben ein sehr uneinheitliches Bild, vermutlich unter anderem auch deswegen, weil es beprobungstechnisch sehr schwierig ist, diese kleinräumig sehr variablen Kenngrößen zu erfassen. Dies zeigen die, besonders bei der Bestimmung des Phytoplanktons, z. T. extremen Unterschiede zwischen den am linken und den am rechten Ufer entnommenen Wasserproben, die in diesem Falle nicht auf den Einfluss der Nebenflüsse zurückzuführen sind.

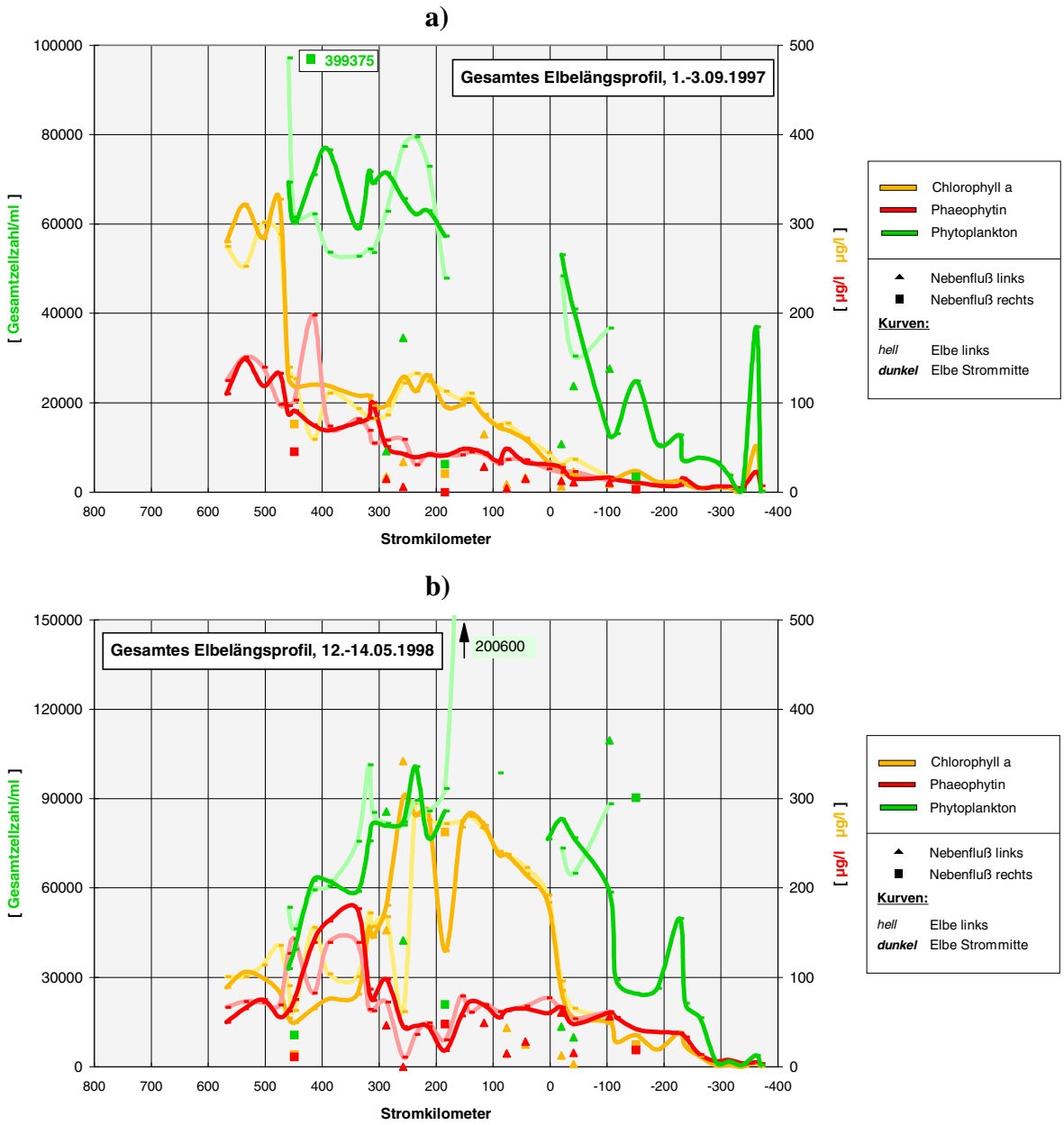


Abb. 61: Chlorophyll(a), Phaeophytin und Phytoplankton (gesamtes Elbelängsprofil)

Das Längsprofil **1997** (Abb. 61 a)) stimmt in wichtigen Details mit dem Verlauf anderer, oben bereits beschriebener Mess- und Kenngrößen überein. So zeigen alle drei Kenngrößen einen Peak im Bereich des Stausees bei Spindler Mühle (Str-km -361,4), für den bereits bei der Diskussion der Sauerstoff- und pH-Verhältnisse eine Algenblüte bzw. ein hoher Pflanzenbesatz vermutet wurde. Ins Bild passt auch der starke Anstieg der Chlorophyll(a)-Konzentrationen im Bereich oberstrom des Wehres Geesthacht. Die Phytoplankton-Werte wurden in diesem Elbeabschnitt leider nicht ermittelt, die unmittelbar am Wehr ermittelten Werte deuten jedoch auch bei dieser Kenngröße auf einen starken Anstieg Richtung Wehr Geesthacht hin.

Weiterhin ist zu beobachten, dass die Verteilung der Phaeophytin-Konzentrationen die der Chlorophyll(a)-Konzentrationen nachzeichnet, und zwar erwartungsgemäß (Phaeophytin ist ein Abbauprodukt des Chlorophyll(a)) jeweils etwas weiter stromab.

Ziemlich unerklärlich bleibt hingegen die Verteilung der drei Kenngrößen im **Mai 1998** (vgl. Abb. 61 b)). Ihr Verlauf deutet auf eine großflächige Algenblüte zwischen Schmilka und Wahrenberg hin, im Bereich oberhalb des Wehres Geesthacht hingegen liegen die Kenngrößen, insbesondere Chlorophyll(a), entgegen den Erwartungen niedrig (vgl. Ausführungen zu Sauerstoff und pH-Wert in Kapitel 7.1.2). Da der rapide Rückgang der Chlorophyll(a)-Konzentrationen bei etwa Stromkilometer 320 mit Phosphatkonzentrationen von fast Null einhergeht, ist zu vermuten, dass hier der Phosphatmangel das Algen-/Pflanzenwachstum schlagartig begrenzt hat.

7.3 Schwermetalle und Arsen

Die Schwermetall- und Arsendaten der gesamten Längsprofile der Elbe decken den Abschnitt von Verdek (Str-km -313,9) in Tschechien bis nach Schnackenburg (Str-km 474) in Niedersachsen ab, und zwar für die Jahre 1996 bis 1998. Die Beschreibung und Interpretation wird anhand der Tabellen 16-18 vorgenommen, in denen zur besseren Übersicht die linkselbischen Nebenflüsse rot und die rechtselbischen grün gekennzeichnet sind. Ferner sind, wie auch später bei den tabellarischen Zusammenstellungen der Organika-Konzentrationen, Werte oberhalb der Bestimmungsgrenzen (Positivbefunde) grau hinterlegt.

An dieser Stelle sei auch darauf hingewiesen, dass im vorliegenden Bericht lediglich die von der Wassergütestelle Elbe erhobenen Schwermetall- und Arsen-Daten der gesamten Längsprofile dargestellt und interpretiert werden. Eine ausführliche Darstellung und Diskussion der Verteilung dieser Elemente in der Elbe ist anhand einer wesentlich breiteren Datenbasis in PRANGE et al. (1997) bereits vorgenommen worden.

Zur Interpretation der im Folgenden dargestellten Daten sei auch an dieser Stelle noch einmal auf die Tabellen A 4 bis A 7 im Anhang verwiesen, in denen die potentiellen Emittenten im Bereich der Elbe und z. T. auch ihrer Nebenflüsse aufgeführt sind. Die Datenbasis ist allerdings dermaßen schmal, dass jeglicher Interpretationsversuch in diese Richtung als Aufzeigen von Möglichkeiten verstanden werden muss und keinesfalls als Faktum. Lediglich eine Verdichtung des Messnetzes bzw. die Analyse von Schwermetallen in einer wesentlich höheren Zahl der entnommenen Wasserproben kann hier zu einem räumlich differenzierteren Bild führen.

7.3.1 Chrom (Cr)

Hohe Chrom-Werte von etwa 20 bis 40 µg/l Cr sind im Oberlauf der Elbe unterstrom des Chemiewerkes *Synthesia* (Str-km -233) zu finden, können jedoch nur z. T. durch Einleitungen des Betriebes erklärt werden: die Konzentrationen in den Abwässern der *Synthesia* liegen zwar höher als diejenigen oberstrom der Einleitung, dennoch aber deutlich niedriger als die an der Messstelle Valy (Str-km -227,5) unterstrom der Einleitung. Hier ist ein weiterer Emittent zu vermuten. Eine offensichtlich einmalig hohe Chrom-Konzentration (Ausreißer?) war auch 1998 im Mittellauf der Elbe an der Messstelle Dommitzsch (Str-km 156) analysiert worden. Rückschlüsse auf etwaige Emittenten können aufgrund der geringen Messstellendichte allerdings kaum gezogen werden.

Abgesehen von diesen Maximalwerten liegen die Chrom-Konzentrationen in Längsprofil der Elbe im Allgemeinen zwischen 1 und 5 µg/l Cr (Ausnahmen lediglich bei Schmilka und Zehren im Jahre 1996, die aufgrund der fehlenden Daten für den Bereich oberstrom jedoch nicht eingeordnet werden können).

Bei den Nebenflüssen weist lediglich die Bilina sehr hohe Cr-Konzentrationen (14-35 µg/l) auf, alle anderen liegen entweder auf dem gleichen Niveau wie die Elbe oder auf einem niedrigeren.

Weite Teile der Elbe, insbesondere der Mittellauf, sind aktuell als mit Chrom beinahe unbelastet zu bezeichnen („unbelastet“ nach MOORE & RAMAMOORTHY (1984): <1-2 µg/l Cr). An den oben genannten Stellen maximaler Belastung werden jedoch Chrom-Konzentrationen erreicht, die den LC_{50}-Wert von *Daphnia magna* (15 µg/l Cr(VI), vgl. Tab. 7) bereits deutlich überschreiten. Alle analysierten Konzentrationen der Jahre 1996-1998 lagen unterhalb der

Grenz- bzw. Richtwerte der deutschen, EU- und WHO-Trinkwasserverordnung (50 µg/l Cr, vgl. Tabelle 6). Die Werte der EU-Richtlinie zum Schutz von Wasserorganismen (5-250 µg/l Cr, je nach Carbonathärte) und der IKSE zum Schutz von Aquatischen Lebensgemeinschaften (10 µg/l Cr) werden ggf. an den Messstellen *Synthesia* (Str-km -233) und Valy (Str-km -227,5) sowie in der Bilina-Mündung (Str-km -38,3) überschritten.

Tab. 16: Chrom-, Kupfer-, Nickel- und Zink-Konzentrationen in der Elbe (gesamtes Längsprofil)

		Messstelle		Verdek	Synthesia Semptin	Valy	Lysá	Jizera	Obříství	Moldau	Ohre	Bilina	Dobkovice	Schmilka	Zehren	Dommitzsch	Schwarze Elster	Wittenberg	Mulde	Saale	Magdeburg	Tangermünde	Havel	Schnackenburg
		Str-km		-313,9	-233,0	-227,5	-150,9	-141,1	-115,9	-109,3	-64,8	-38,3	-20	4	89,7	156	198,5	214	259,6	290,7	318,1	389	438,0	475
Cr	µg/l	1996	*NF links*																<1	2,2				
			links											7,8	6,1	3,1		1,5			1,4	1,7		
			rechts											7,1	5,9	2,9		1,6			1,2	1,6		
			NF rechts														1						<1,0	
		1997	*NF links*							<1	<1	14							<1,0	2,1				
			links		8								1	3,2	3,3	4,6		1,9			1,9	2,1		4,2
			Mitte	1		20	1		2															
			rechts										1	<3,0	3,2	5,1		1,9			2,2	2		4
			NF rechts					1									<1,0						<1,0	
		1998	*NF links*							1	3	25							<1	1,1				
			links		27								4	<2,0	<2,0	15,8		2,6			1,4	3		2,1
			Mitte	2		40	1		5															
			rechts										2	<2,0	<2,0	<2,0		2,6			1,6	1,2		1,9
			NF rechts					<1									1						<1,0	
Cu	µg/l	1996	*NF links*																7,6	7,2				
			links											5,9	8	5,3		6,3			5,5	5,8		
			rechts											5,9	6,5	16		6,1			4,8	5,3		
			NF rechts														1,7						3	
		1997	*NF links*							5	5	9							3,1	5,9				
			links		10								5	6,8	6,3	8,1		7			6	5,7		7
			Mitte	5		4	8		7															
			rechts										6	5,8	5,9	8		6,6			6,1	5,8		7
			NF rechts					7									1,2						3,5	
		1998	*NF links*							4	24	13							3,6	5,9				
			links		11								7	8	7,5	10,1		6,7			5,1	5		6,8
			Mitte	9		23	6		55															
			rechts										6	9,6	8,4	8,3		6,9			5,9	4,4		5,6
			NF rechts					10									1,3						2,7	
Ni	µg/l	1996	*NF links*																6,1	5,8				
			links											4,2	6,8	4,5		4			4,5	4,4		
			rechts											4,1	5,8	4,4		4,4			3,8	4,3		
			NF rechts														6,6						2	
		1997	*NF links*							1	3	6							5,4	4,7				
			links		2								2	4	4,3	4,7		3,5			3,8	3,8		4,5
			Mitte	2		2	3		1															
			rechts										2	3,8	4,4	5,3		3,8			3,3	3,8		3,7
			NF rechts					2									5,1						2,5	
		1998	*NF links*							2	3	12							6,7	3,7				
			links		2								4	3,3	3,6	3,8		3,6			3,4	3,3		3,9
			Mitte	1		5	2		6															
			rechts										4	3,3	3,5	4,3		3,9			3,3	4		4,2
			NF rechts					1									6,3						<2,0	
Zn	µg/l	1996	*NF links*																26	87				
			links											17	39	22		37			49	50		
			rechts											16	24	22		34			34	46		
			NF rechts														26						23	
		1997	*NF links*							12	9	25							<20	130				
			links		31								20	19	42	35		30			67	51		48
			Mitte	5		10	9		26															
			rechts										25	17	24	38		29			41	45		48
			NF rechts					6									<20						21	
		1998	*NF links*							14	11	42							46	64				
			links		49								44	28	55	47		40			44	60		40
			Mitte	10		15	14		20															
			rechts										43	29	29	48		41			35	39		<25
			NF rechts					8,8									14						32	

< ... : Bestimmungsgrenze
< ...^: Nachweisgrenze
n. n.: *nicht nachweisbar*

: linker Nebenfluss
: rechter Nebenfluss
: Werte oberhalb der Nachweis- bzw. Bestimmungsgrenzen

7.3.2 Kupfer (Cu)

In ihren Belastungsschwerpunkten ähnelt die Kupferverteilung im Längsprofil der Elbe ein wenig der des Chroms. Die Kupfer-Konzentrationen der Elbe liegen im Allgemeinen zwischen 5 und 10 µg/l. Die Einleitungen der *Synthesia* (Str-km -233) weisen nur wenig erhöhte Werte auf. An der Messstelle Valy unterhalb des Chemiewerkes wurden 1998 jedoch

die dritthöchsten Kupfer-Konzentrationen gemessen (23 µg/l). Die höchsten sind mit 55 µg/l Cu im gleichen Jahr bei Obriství (Str-km -115,9) analysiert worden, was möglicherweise auf die Lage der Beprobungsstelle unterstrom der *Spolana*-Chemie in Neratovice zurückzuführen ist. Die Einträge über die Jizera, an der die Skoda-VW-Werke ansässig sind, erklären das Geschehen jedenfalls nicht ausreichend.

Im deutschen Elbe-Abschnitt sind an der Beprobungsstelle Dommitzsch (Str-km 156) tendenziell leicht erhöhte Konzentrationen zu verzeichnen (1996 bis 16 µg/l Cu).

Im Abschnitt zwischen Tangermünde und Schnackenburg (Str-km 389 bis 474) deutet sich, trotz der verdünnenden Wirkung der Havel (Str-km 438), ein leichter Anstieg der Kupfer-Konzentrationen an (Kupfer-Aufnahme durch bzw. -Adsorption an Algen?).

Die Nebenflüsse des tschechischen Elbe-Abschnittes weisen bis auf die Ohre und Bilina (24 bzw. 13 µg/l Cu im Jahre 1998) ähnliche Kupfer-Konzentrationen auf wie die Elbe. In den deutschen Nebenflüssen wurden im Allgemeinen niedrigere Konzentrationen als in der Elbe ermittelt (besonders in der Schwarzen Elster).

Über die Untersuchungsjahre hin betrachtet verändern sich die Kupfer-Konzentrationen kaum.

Die Elbe ist im gesamten Längsprofil als mit Kupfer belastet zu bezeichnen (unbelastete Binnengewässer nach MOORE & RAMAMOORTHY (1984): 0,5 - 1 µg/l Cu). Dies gilt auch für die untersuchten Nebenflüsse, besonders die Ohre und die Bilina.

An fast allen Messstellen des Elbe-Längsprofiles lagen die Kupfer-Konzentrationen bereits im Bereich der akuten Toxizitätsschwelle LC_{50} für empfindliche Invertebraten, an manchen Stellen (Valy, Obriství und in der Ohre) sind sogar sensible Fischarten als gefährdet anzusehen (LC_{50} von 20 µg/l Cu, vgl. Tab. 6). Die Richtwerte der EU zum Schutz von Süßwasserorganismen (1-28 µg/l Cu, je nach Carbonathärte des Wassers) werden an der Messstelle Obriství (Str-km -115,9) in keinem Fall eingehalten, an den anderen Messstellen je nach Carbonathärte, die leider nicht ermittelt wurde, ggf. auch nicht. Die IKSE-Zielvorgabe zum Schutz Aquatischer Lebensgemeinschaften (4 µg/l Cu) wird 1998 lediglich im Bereich der Elbe-Nebenflüsse Schwarze Elster und Havel eingehalten.

7.3.3 Nickel (Ni)

1997 waren die Nickel-Konzentrationen im Oberlauf recht niedrig, ab Schmilka nahmen sie etwas zu. 1998 hingegen waren die höchsten Konzentrationen gerade im Oberlauf zu messen.

Im Mittellauf der Elbe scheinen die Nickel-Konzentrationen über die Jahre hin etwa gleich zu bleiben, während im Oberlauf in Tschechien 1998 stellenweise höhere Werte als im Vorjahr auftreten.

Die Nebenflüsse der Elbe wirken im Allgemeinen weder verdünnend noch kontaminierend, d. h. die Konzentrationen in der Elbe scheinen weitestgehend nebenflussunabhängig zu sein. Auffällig sind wiederum die höheren Konzentrationen im Wasser der Bilina (bis 12 µg/l Ni). Etwas erhöht sind außerdem die Konzentrationen in der Schwarzen Elster, Mulde und Saale.

Die Nickel-Konzentrationen sämtlicher im Längsprofil der Elbe untersuchter Wasserproben der Jahre 1996-1998 lagen unterhalb der Grenz- und Richtwerte der deutschen, EU- und WHO-Trinkwasserverordnung (vgl. Tabelle 6) und der akuten Toxizitätsschwelle für den sensibelsten Wasserorganismus (s. Tab. 7, unter Verwendung eines Sicherheitsfaktors von 100, vgl. FENT 1998, S. 270). Sie werden außerdem der EU-Richtlinie zum Schutz von Wasserorganismen gerecht (50-200 µg/l Ni). Die IKSE-Zielvorgabe zum Schutz Aquatischer Lebensgemeinschaften (4,5 µg/l Ni) wird 1998 hingegen an den Messstellen Valy (Str-km

-227,5) und Obriství (Str-km -115,9) sowie im Bereich der Mündungen der Nebenflüsse Schwarze Elster (Str-km 198,5) und Mulde (Str-km 259,6) knapp überschritten.

7.3.4 Zink (Zn)

Im Oberlauf der Elbe fallen zwei Beprobungsstellen durch erhöhte Zink-Konzentrationen auf, und zwar Obriství (Str-km -115,9, nicht zu erklären anhand der Einmündung der Jizera; möglicherweise durch Einleitungen der *Spolana- bzw. Synthesia*-Chemiewerke) und Dobkovice (Str-km -20, vermutlich stark abhängig von der metallverarbeitenden Industrie an der Bilina-Mündung oder der Zink-Verschmutzung der Bilina). Im Mittellauf liegen die Werte alle auf einem ähnlichen Niveau, nämlich zwischen 20 und 40 µg/l Zn, wobei kleine Variationen möglicherweise auf Anrainerindustrien im metallverarbeitenden Bereich zurückzuführen sein könnten (z. B. Dresden, Mannesmann Röhrenwerke Zeithain, Riesa, Magdeburg, vgl. Tab. A 4).

Unter den Nebenflüssen fällt die Saale durch ihre hohen Zink-Konzentrationen auf, die die Zink-Belastung der Elbe erhöhen. Die erhöhten Werte an der Messstelle Zehren (Str-km 89,7) könnten auf die Einmündung des Nebenflusses Triebisch (Str-km 82,2) zurückzuführen sein, der den Ergebnissen von PRANGE et al. (1997) zufolge sehr stark mit Zink belastet ist.

Im Verhältnis zu den Konzentrationsbereichen, die MOORE & RAMAMOORTHY (1984) für unbelastete Binnengewässer angeben (0,5 - 15 µg/l Zn), ist die Elbe als mit Zink belastet einzustufen. Bis auf vier Proben liegen die Zink-Konzentrationen im gesamten Längsprofil bereits ohne Berücksichtigung eines Sicherheitsfaktors oberhalb des niedrigsten EC_{50} (k. A.) für Algen. Der LC_{50} für die sensibelste Fischart (100 µg/l Zn) wird jedoch nur einmal überschritten, und zwar 1997 in der Saale. Die Werte der EU-Richtlinie zum Schutz von Wasserorganismen (10-125 µg/l Zn, je nach Carbonathärte) werden ggf. an manchen Beprobungsstellen der Mittelelbe und der Nebenflüsse überschritten. Die IKSE-Zielvorgabe zum Schutz Aquatischer Lebensgemeinschaften (14 µg/l Zn) wird 1998 außer an der allerersten Messstelle des Elbelaufes (Str-km -313) und zwei Nebenflussmessstellen (Jizera, Ohre) an allen Messstellen leicht bis sehr deutlich überschritten.

7.3.5 Eisen (Fe)

In den Jahren 1997 und 1998 pendelten die Eisen-Konzentrationen in der Elbe im Allgemeinen zwischen 200 und 500 µg/l. Einen Einfluss auf die Eisenkonzentrationen haben im tschechischen Teil vermutlich die Einleitungen des Chemiewerkes *Synthesia* (Str-km -233, bis 2.300 µg/l Fe an der Messstelle) und die Metallindustrie oberstrom Obriství (Str-km -115,9).

Im deutschen Elbe-Abschnitt sind insbesondere die Konzentrationen an den Messstellen Schmilka bis Wittenberg interessant: dort erreichten sie 1996 Werte bis 1.700 µg/l Fe. Der starke Rückgang der Fe-Konzentrationen im Laufe der letzten drei Jahre kann entweder auf unterschiedliche Abflussbedingungen (Eisen ist zu mehreren Prozent im Schwebstoff vorhanden, und der Schwebstoffanteil des Wassers schwankt von Jahr zu Jahr aufgrund der Abflussverhältnisse zum Teil beträchtlich) oder auf einen Rückgang der Eiseneinträge durch die Industrie hinweisen.

Sehr hoch sind die Fe-Konzentrationen in der Schwarzen Elster (1996 und 1998 bei ≥2.000 µg/l Fe), deutlich erhöht außerdem in der Bilina (bis >700 µg/l Fe), wobei Letztere das Konzentrationsniveau in der Elbe nicht oder kaum zu beeinflussen scheint. Einträge in die

beiden Flüsse könnten hier aus der metallverarbeitenden Industrie oder aus Grubenwässern (Kohlebergbau, Schwarze Elster) stammen.

Die Werte der EU-Richtlinie zum Schutz von Wasserorganismen (5-250 µg/l Fe, je nach Carbonathärte) werden ggf. an den o. g. Belastungspunkten überschritten. Im gesamten Elbe-Längsprofil werden Eisen-Werte erreicht, die bei Invertebraten und Fischen bereits deutliche toxische Effekte haben können (vgl. Tab. 7). Hierbei ist allerdings darauf hinzuweisen, dass die Schwermetall-Konzentrationen bei den Längsprofilen der gesamten Elbe an unfiltrierten Wasserproben ermittelt werden und daher gerade im Falle von Eisen, das im Allgemeinen zu über 90 % an Schwebstoffe gebunden ist, eine weitere Bewertung der vorliegenden Daten im Hinblick auf Qualitätsziele und Zielvorgaben nicht vorgenommen werden soll.

7.3.6 Mangan (Mn)

Die Mangan-Konzentrationen im Wasser der Elbe liegen im Schnitt zwischen 100 und 200 µg/l. An den obersten Messstellen sind sie noch vergleichsweise niedrig (zwischen 60 und

Tab. 17: Eisen- und Mangan-Konzentrationen in der Elbe (gesamtes Längsprofil)

	Messstelle		Verdek	Synthesia Semptin	Valy	Lysá	Jizera	Obriství	Moldau	Ohre	Bilina	Dobkovice	Schmilka	Zehren	Dommitzsch	Schwarze Elster	Wittenberg	Mulde	Saale	Magdeburg	Tangermünde	Havel	Schnackenburg
	Str-km		-313,9	-233,0	-227,5	-150,9	-141,1	-115,9	-109,3	-64,8	-38,3	-20	4	89,7	156	198,5	214	259,6	290,7	318,1	389	438,0	475
Fe µg/l	1996	NF links																340	230				
		links											1100	1700	970		770			400	570		
		rechts											1100	1700	870		770			400	520		
		NF rechts														1990						290	
	1997	NF links							180	190	620							610	260				
		links		540								180	400	600	800		420			470	540		-
		Mitte	240		210	200		280															
		rechts										150	400	600	840		420			480	490		-
		NF rechts					220									650						300	
	1998	NF links							300	270	730							390	230				
		links		2300								390	140	190	300		530			400	490		
		Mitte	260		410	260		450															
		rechts										480	180	180	310		680			320	290		
		NF rechts					210									2130						190	
Mn µg/l	1996	NF links																80	100				
		links											113	129	110		180			140	170		
		rechts											106	121	104		170			150	160		
		NF rechts														270						170	
	1997	NF links							90	90	300							89	93				
		links		100								90	143	154	178		188			160	180		200
		Mitte	90		100	300		250															
		rechts										90	123	147	183		184			180	170		216
		NF rechts					-									141						380	
	1998	NF links							160	120	190							140	75				
		links		120								190	179	198	232		270			120	140		159
		Mitte	60		80	590		250															
		rechts										190	174	186	241		270			140	120		102
		NF rechts					30									340						190	

< ... : *Bestimmungsgrenze*
< ...^: *Nachweisgrenze*
n. n.: *nicht nachweisbar*

: linker Nebenfluss
: rechter Nebenfluss
: Werte oberhalb der Nachweis- bzw. Bestimmungsgrenzen

100 µg/l), erreichen bei Lysá und Obriství Konzentrationen von bis zu 590 µg/l Mn und überschreiten ab Dobkovice nur noch selten die 200 µg/l-Grenze (bei Dommitzsch und Wittenberg im Jahr 1998). Die erhöhten Mn-Werte bei Lysá könnten gegebenenfalls auf Einleitungen eines Chemiebetriebes bei Kolín hindeuten, die hohen Werte bei Obriství möglicherweise durch Emissionen des *Spolana*-Chemiewerkes in Neratovice bedingt sein. Solche Vermutungen sind jedoch anhand der derzeit zur Verfügung stehenden Daten-Menge mit ihrer geringen räumlichen Auflösung sehr spekulativ.

Neben der Schwarzen Elster fällt bei den Nebenflüssen noch die Bilina durch vergleichsweise hohe Mangan-Konzentrationen auf. Vergleichsweise niedrige Mangan-Konzentrationen wurden hingegen für die Nebenflüsse Jizera, Mulde und Saale ermittelt.

Im Abschnitt von Schmilka bis zur Mulde-Mündung (Str-km 4 bis 259,6) ist im Laufe der Jahre eine Zunahme der Mangan-Konzentrationen zu verzeichnen, unterstrom der Mulde-Mündung hingegen bleiben die Konzentrationen über die Jahre gleich oder gehen zurück (Schnackenburg, Str-km 474).

Insgesamt ist die Elbe auf den meisten Streckenabschnitten noch deutlich als mit Mangan belastet anzusehen (ALLOWAY & AYRES 1996 gibt für unbelastete Flüsse Werte zwischen 0,02 und 130 µg/l Mn an), wobei die Belastung in den letzten Jahren z. T. noch zugenommen hat (s. o.). Alle gemessenen Werte lagen jedoch weit unterhalb des abgeleiteten Toxizitätswertes für die empfindlichsten Wasserorganismen (3.000 µg/l Mn, Sicherheitsfaktor 100 bereits einbezogen). Für die Einstufung der in unfiltrierten Wasserproben gemessenen Mangan-Werte gilt die gleiche Einschränkung wie bei Eisen, da auch Mangan zu einem erheblichen Anteil am Schwebstoff gebunden vorliegt.

7.3.7 Cadmium (Cd)

Nach den Daten des Jahres 1997 und 1998 zu urteilen, sind die Cadmium-Konzentrationen im Oberlauf der Elbe gering: 1997 lagen lediglich die Cadmium-Konzentration einer Wasserprobe des Chemiewerkes *Synthesia* und der Messstelle Zehren (Str-km 89,7) knapp oberhalb der Bestimmungsgrenze von 0,1 µg/l. Im Jahre 1998 war es umgekehrt: der überwiegende Teil der Wasserproben aus dem Oberlauf wies Cadmium-Konzentrationen knapp oberhalb der Bestimmungsgrenze auf, die allerdings maximal Werte bis 0,3 µg/l erreichten.

An der Messstelle Zehren (Str-km 89,7) sind 1997 und 1998 am linken Ufer erstmals unterstrom der tschechisch-deutschen Grenze Cadmium-Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenzen zu verzeichnen gewesen. Diese können nach den Ergebnissen von PRANGE et al. (1997) vermutlich durch den Zufluss des linksseitigen Elbenebenflusses Triebisch erklärt werden, dessen Wasser hoch mit Cadmium belastet ist (1995 und 1996: 6-7 µg/l Cd). Im Mittellauf waren ansonsten keine großen Unterschiede zwischen den einzelnen Messstellen zu erkennen. In allen drei Untersuchungsjahren bewegten sich die Konzentrationen hier überwiegend im Bereich zwischen 0,2 und 0,3 µg/l Cd.

In der Mulde sind tendenziell etwas höhere Konzentrationen zu finden (bis 0,48 µg/l Cd).

Legt man einen Sicherheitsfaktor von 100 zugrunde (vgl. FENT 1998, S. 270), so lägen die Cadmium-Konzentrationen sämtlicher Wasserproben der Jahre 1996 bis 1998, deren Werte oberhalb der Bestimmungsgrenze lagen, auch oberhalb der Toxizitätsschwelle für den sensibelsten Wasserorganismus (s. Tab. 7). Für diejenigen Wasserproben, deren Cadmium-Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze lagen, kann keine Aussage getroffen werden, da die Bestimmungsgrenze mit 0,1 µg/l Cd eine Größenordnung über dem abgeleiteten Toxizitätswert (0,01 µg/l Cd, Sicherheitsfaktor 100 bereits berücksichtigt) liegt. Einschränkend zu dem genannten Toxizitätswert ist jedoch zu bemerken, dass bei dessen Anwendung auf natürliche Fließgewässer selbst ein großer Teil der von MOORE & RAMAMOORTHY (1984) als „unbelastet“ bezeichneten Flüsse bereits toxische Cadmium-Konzentrationen aufweisen müssten.

Die Grenzwerte der deutschen, EU- und WHO-Trinkwasserverordnung (vgl. Tabelle 6) werden 1996-1998 an allen Beprobungsstellen eingehalten. Die IKSE-Zielvorgabe zum

Schutz Aquatischer Lebensgemeinschaften (0,07 µg/l Cd, unterhalb der derzeitigen Bestimmungsgrenzen) wird 1998 mindestens an allen Stellen mit Messwerten oberhalb der Bestimmungsgrenzen (fast gesamte Elbe), zum Teil jedoch auch an den restlichen Messstellen überschritten.

Tab. 18: Cadmium-, Quecksilber-, Blei- und Arsen-Konzentrationen in der Elbe (gesamtes Längsprofil)

	Messstelle		Verdek	Synthesia Semptin	Valy	Lysá	Jizera	Obriství	Moldau	Ohre	Bilina	Dobkovice	Schmilka	Zehren	Dommitzsch	Schwarze Elster	Wittenberg	Mulde	Saale	Magdeburg	Tangermünde	Havel	Schnackenburg
	Str-km		-313,9	-233,0	-227,5	-150,9	-141,1	-115,9	-109,3	-64,8	-38,3	-20	4	89,7	156	198,5	214	259,6	290,7	318,1	389	438,0	475
Cd µg/l	1996	*NF links*																0,36	0,26				
		links											<0,2	<0,2	0,2		0,23			0,24	0,32		
		rechts											<0,2	<0,2	<0,2		0,28			0,24	0,29		
		NF rechts														0,21						<0,20	
	1997	*NF links*							<0,1	<0,1	<0,1							0,2	0,21				
		links		0,1								<0,1	<0,10	0,20	0,21		0,17			0,25	0,48		0,36
		Mitte	<0,1		<0,1	<0,1		<0,1															
		rechts										<0,1	<0,10	<0,10	0,27		0,15			0,24	0,23		0,31
		NF rechts					<0,1									<0,10						<0,10	
	1998	*NF links*							0,3	<0,1	0,1							0,48	0,23				
		links		0,2								0,1	<0,20	0,30	0,28		0,28			0,27	0,33		0,44
		Mitte	0,2		0,3	0,1		0,1															
		rechts										0,1	<0,20	<0,20	0,24		0,25			0,3	0,26		<0,18
		NF rechts					0,1									0,1						<0,10	
Hg µg/l	1996	*NF links*																<0,05	0,14				
		links											0,10	0,42	0,33		0,38			0,22	0,19		
		rechts											0,38	0,72	0,39		0,37			0,21	0,17		
		NF rechts														<0,05						0,067	
	1997	*NF links*							<0,1	<0,1	<0,1							0,03	0,09				
		links		0,6								<0,1	-	-	-		0,07			0,08	0,08		0,15
		Mitte	<0,1		<0,1	<0,1		<0,1															
		rechts										<0,1	-	-	-		0,07			0,06	0,08		0,13
		NF rechts					<0,1									<0,01						<0,05	
	1998	*NF links*							<0,1	<0,1	0,6							0,02	0,11				
		links		<0,1								<0,1	-	-	-		0,07			0,09	0,11		0,18
		Mitte	<0,1		<0,1	<0,1		<0,1															
		rechts										<0,1	-	-	-		0,06			0,07	0,1		0,13
		NF rechts					<0,1									0,01						<0,05	
Pb µg/l	1996	*NF links*																1,7	6				
		links											2,9	3,6	3,1		4,4			4,6	5		
		rechts											2,9	3,7	3		4,1			4	4,7		
		NF rechts														<1						3,4	
	1997	*NF links*							<1	<1	1							1,2	5				
		links		1								<1	4,4	3,3	4,1		3,3			4,3	3,9		5,4
		Mitte	<1		<1	<1		1															
		rechts										<1	2	2,9	4,5		3,2			3,3	3,5		5,4
		NF rechts					<1									<1,0						2,2	
	1998	*NF links*							<1	<1	4							1,1	4,5				
		links		4								1	1,9	2	3,2		3,3			4,1	4,1		4,9
		Mitte	<1		1	<1		3															
		rechts										1	2	1,9	3,3		3,7			2,8	2,6		2,9
		NF rechts					1									<1						1,7	
As µg/l	1996	*NF links*																7,9					
		links											3,8	4,9	3,9		3,9						
		rechts											3,4	3,6	3,4		3,9						
		NF rechts														0,6							
	1997	*NF links*							3	4	15							7,4	1,4				
		links		8								4	4	4,1	4,5		4,3			3,6	3,6		4,4
		Mitte	5		8	3		4															
		rechts										3	3,7	4,1	4,7		4,2			4,2	3,6		4,4
		NF rechts					4									<0,5						2,4	
	1998	*NF links*							3	8	25							4,5	0,84				
		links		20								10	4,3	4,6	5,1		3,9			2,4	2,8		3,5
		Mitte	9		11	11		5															
		rechts										13	4,5	4,6	5		3,8			3,1	2,6		2,2
		NF rechts					5									<0,5						0,7	

< ... : Bestimmungsgrenze
< ...^: Nachweisgrenze
n. n.: *nicht nachweisbar*

: linker Nebenfluss
: rechter Nebenfluss
: Werte oberhalb der Nachweis- bzw. Bestimmungsgrenzen

7.3.8 Quecksilber (Hg)

In Tschechien liegen die Quecksilber-Konzentrationen sämtlicher Elbewasserproben unterhalb der Bestimmungsgrenze (0,1 µg/l Hg). Lediglich die Abwassereinleitung des Chemiewerkes *Synthesia* (Str-km -233) und das Wasser des linksseitigen Nebenflusses Bilina weisen Quecksilber-Konzentrationen von 0,6 µg/l auf.

Im deutschen Teil ist im Allgemeinen eine Abhängigkeit der Elbewasserkonzentrationen von den Konzentrationen der einmündenden Nebenflüsse festzustellen, so dass 1996 die Hg-Konzentrationen von 0,4 bzw. 0,7 µg/l in der Nähe von Zehren nach dem Einmünden etlicher wenig bis unbelaster Nebenflüsse bis Tangermünde bereits auf 0,17 bzw. 0,19 µg/l gesunken sind (Verdünnungseffekt). Im Bereich zwischen Wittenberg und Magdeburg (Str-km 214 bis 318,1) sind die Konzentrationen 1997 und 1998 wesentlich zurückgegangen.

Der leichte Anstieg der Konzentrationen zwischen Schmilka (Str-km 4) und Zehren (von 0,1 auf 0,42 bzw. von 0,38 auf 0,72 µg/l Hg) ist aufgrund fehlender Daten für diese Messstellen in den Jahren 1997 und 1998 nicht erklärbar. Hierbei kann es sich auch um eine singuläre Erscheinung handeln.

Die Quecksilber-Konzentrationen sämtlicher im Mittellauf der Elbe untersuchter Wasserproben lagen oberhalb der abgeleiteten Toxizitätsschwelle für den sensibelsten Wasserorganismus (0,01 µg/l unter Berücksichtigung eines Sicherheitsfaktors von 100, vgl. Tab. 7 und FENT 1998, S. 270). Für die Proben des Oberlaufes lassen sich dazu keine Aussagen treffen, da die derzeitige Bestimmungsgrenze eine Größenordnung über dem abgeleiteten Toxizitätswert liegt.

Die aktuellen (1998er) Werte werden der EU-Richtlinie zum Schutz von Wasserorganismen gerecht (0,2 µg/l Hg). Die Einhaltung der IKSE-Zielvorgabe zum Schutz Aquatischer Lebensgemeinschaften (0,04 µg/l Hg, z. T. unterhalb der derzeitigen Bestimmungsgrenzen) lässt sich im größten Teil des tschechischen Elbe-Abschnittes aufgrund der zu hohen Bestimmungsgrenzen nicht überprüfen, im deutschen Abschnitt wird sie mit Ausnahme der Nebenflüsse Schwarze Elster und Mulde überall überschritten. Nach MOORE & RAMAMOORTHY (1984) würde die Elbe bis nach Tangermünde hinunter (Str-km 389) sogar noch im Konzentrationsbereich eines „unbelasteten Binnengewässers“ liegen (0,02-0,10 µg/l Hg). Nach dem abgeleiteten Toxizitätswert müssten allerdings sämtliche natürlichen Binnengewässer bereits toxische Quecksilber-Konzentrationen enthalten. Hierin zeigt sich auch die Diskrepanz zwischen einem im Labor abgeleiteten, mit einem theoretischen Sicherheitsfaktor versehenen Toxizitätswert und den realen Bedingungen.

7.3.9 Blei (Pb)

Die Blei-Konzentrationen im Oberlauf der Elbe sind als sehr gering und weitestgehend im Bereich natürlicher, unbelasteter Binnengewässer einzustufen (<3 µg/l Pb, MOORE & RAMAMOORTHY 1984). Ab Schmilka liegen sie zum Teil über 3 bis zu maximal 5,4 µg/l Pb (1997 bei Schnackenburg, Str-km 474).

Von den Nebenflüssen könnte lediglich die Saale zu Konzentrationserhöhungen in der Elbe beitragen. Alle anderen Nebenflüsse weisen geringere Blei-Konzentrationen als die Elbe auf.

Die Blei-Konzentrationen sämtlicher im Längsprofil der Elbe untersuchter Wasserproben der Jahre 1996-1998 lagen unterhalb der Grenzwerte der deutschen, EU- und WHO-Trinkwasserverordnung (vgl. Tabelle 6). Die Werte der EU-Richtlinie zum Schutz von Wasserorganismen (4-20 µg/l Pb, je nach Carbonathärte) werden ggf. an manchen Beprobungsstellen in der Mittelelbe (Magdeburg, Tangermünde und Schnackenburg) und in der Saale knapp überschritten. Die IKSE-Zielvorgabe zum Schutz Aquatischer Lebensgemeinschaften (3,5 µg/l Pb) wird im tschechischen Elbe-Abschnitt 1998 lediglich in den Abwässern des Chemiewerkes *Synthesia* und in der Bilina, im deutschen Elbe-Abschnitt bei Wittenberg und unterhalb der Saale-Mündung, Letzteres ausschließlich in den linksufrigen Elbewasserproben, überschritten. Unter Anwendung des Sicherheitsfaktors 100 liegen die Blei-Konzentrationen vor allem in der Mittelelbe oberhalb des abgeleiteten Toxizitätswertes,

was bedeutet, dass hier Wirkungen auf sensible Wasserorganismen nicht auszuschließen sind (vgl. Tab. 7).

7.3.10 Arsen (As)

Die ohnehin schon erhöhten Arsen-Konzentrationen in der Oberelbe werden durch Abwassereinleitungen der *Synthesia*-Werke (8-20 µg/l As) noch deutlich erhöht. Des weiteren wirken sich dort vermutlich die Einmündung der hochbelasteten Bilina oder Einleitungen der an der Bilinamündung ansässigen chemischen und metallverarbeitenden Industrie in erhöhten Arsen-Konzentrationen aus. Abgesehen von diesen stark prägenden Emittenten gewährleisten vermutlich eine Reihe von Elbeanrainern der metallverarbeitenden, chemischen und Keramikindustrie die „Grundbelastung" der Elbe mit Arsen (etwa 2-5 µg/l As).

Neben der Bilina fällt unter den Nebenflüssen auch die Ohre durch ihre erhöhte Arsen-Konzentrationen auf (vermutlich aus Kohlebergbau und -verarbeitung). Dies gilt im Bereich der Mittelelbe ebenso für die Mulde (vermutlich metallverarbeitende Industrie, vgl. Tab. A 4 - A 6 im Anhang). Vergleichsweise gering belastet sind hingegen die Schwarze Elster und die Havel.

Eine Abnahme der Arsen-Konzentrationen über die Jahre hin ist höchstens für den Abschnitt zwischen Magdeburg und Schnackenburg (Str-km 318,1 bis 474) zu erkennen, im Oberlauf der Elbe scheinen die Einträge hingegen wieder zugenommen zu haben.

Nach den Angaben von MOORE & RAMAMOORTHY (1984) zu Arsen-Konzentrationen unbelasteter Binnengewässer kann die Elbe als deutlich mit Arsen belastet angesehen werden. Dies gilt insbesondere für viele Messstellen im tschechischen Abschnitt. Die Arsen-Konzentrationen sämtlicher im Längsprofil der Elbe analysierter Wasserproben der Jahre 1996-1998 lagen unterhalb der Grenzwerte der deutschen und der EU-Trinkwasserverordnung (vgl. Tabelle 6). Die Richtwerte der WHO wurden jedoch vereinzelt überschritten (an den Messstellen Valy, Lysá und Dobkovice sowie in der Bilina). Dies gilt auch für die abgeleiteten Toxizitätswerte für die empfindlichsten Wasserorganismen unter Berücksichtigung eines Sicherheitsfaktors von 100. Die Werte der EU-Richtlinie zum Schutz von Wasserorganismen (50-150 µg/l As) werden deutlich unterschritten. Die IKSE-Zielvorgabe zum Schutz Aquatischer Lebensgemeinschaften (1 µg/l As) wird bis auf einige Nebenflüsse (Schwarze Elster, Saale, Havel) überall z. T. sehr deutlich überschritten.

7.4 Organische Schadstoffe

Der Interpretation der Analysenergebnisse für die organischen Schadstoffe sind einige grundsätzliche Bemerkungen voranzustellen.

Generell ist die Anzahl der Proben, die über das gesamte Längsprofil der Elbe verteilt, analysiert worden sind, sehr gering. Bei manchen Stoffgruppen waren es lediglich drei Messstellen im Ober- bzw. Mittellauf der Elbe. An den hier analysierten Werten irgendwelche Tendenzen abzulesen, ist aus mehreren Gründen sehr gewagt:

Ein Anstieg der Konzentrationen Richtung unterstrom kann auf einen tatsächlichen Einleiter zwischen den Messstellen hinweisen, aufgrund der komplexen Fließ- und Mischungsdynamik, bei der die völlige Vermischung kontaminierten Wassers ggf. erst weit unterhalb der Einleitungsstelle stattfindet (vgl. Kap. 7.1.7), können die genaue Entnahmestelle im Querschnitt und die Entnahmetiefe einen erheblichen Einfluss auf die in der Wasserprobe analysierten Schadstoff-Konzentrationen haben - je nachdem, ob die Abwasserfahne „erwischt“ wurde oder nicht.

Ein anderer Punkt, der insbesondere die Beprobung von Abwässern potentieller Emittenten betrifft, ist die Variabilität der Abwasserzusammensetzung. Aus produktionstechnischen Gründen können Proben von unterschiedlichen Tageszeiten schon unterschiedliche Ergebnisse liefern. Problematisch ist es auch, anhand einer einmal im Jahr durchgeführten Beprobung allgemeingültige Rückschlüsse zu ziehen, wie etwa: „von 1996 bis 1997 sind die Emissionen deutlich zurückgegangen“. Daher wurden im Folgenden nur Konzentrationsänderungen von mindestens einer Größenordnung bei der Interpretation berücksichtigt. Sämtliche Schlüsse die gezogen wurden, sind vor dem Hintergrund der o. g. Tatsachen als Vermutungen zu betrachten.

Zur Beurteilung der Stoffkonzentrationen wurden die in Tab. 10 und 11 zusammengestellten nationalen und internationalen Grenz- und Richtwerte sowie Zielvorgaben herangezogen.

7.4.1 Chlorierte Alkane

Die chlorierten Alkane wurden in den Hubschrauberbeprobungen 1996 bis 1997 lediglich für die Messstellen Schmilka, Zehren und Dommitzsch analysiert.

Dichlormethan und 1,2-Dichlorethan (Nachweisgrenze jeweils 1 µg/l), 1,1,1- und 1,1,2-Trichlorethan (Nachweisgrenze 0,02 bzw. 0,2 µg/l) sowie Chlordibrom- und Tribrommethan (Nachweisgrenze 0,01 bzw. 0,03 µg/l) waren in keiner der Proben nachzuweisen. An Bromdichlormethan waren lediglich im Jahre 1997 an der Messstelle Schmilka geringe Konzentrationen zu finden (0,03 µg/l, vgl. Tab. A 7).

7.4.1.1 Trichlormethan (Chloroform)

Chloroform war an allen drei Messstellen zu finden (vgl. Tab. A 7), wobei die Konzentrationen nach unterstrom abnehmen. 1997 lagen die Konzentrationen höher als im Vorjahr (zwischen 0,3 und 0,7 µg/l gegenüber 0,1 und 0,15 µg/l Trichlormethan 1996). Damit liegen sie noch unterhalb der Zielvorgabe-Werte der IKSE und des Bund-Länder-Arbeitskreises Qualitätsziele (BLAK-QZ) für das Schutzgut „Aquatische Lebensgemeinschaften“ (0,8 µg/l Trichlormethan), die entsprechende Zielvorgabe der IKSR

(0,6 µg/l) würde jedoch von den 1997er Werten an der Messstelle Schmilka (Str-km 4) knapp überschritten.

7.4.1.2 Tetrachlormethan (Tetrachlorkohlenstoff)

Im Gegensatz zu den Chloroform-Konzentrationen waren die Tetrachlormethan-Konzentrationen im Jahr 1996 insbesondere zwischen Zehren und Dommitzsch höher (vgl. Tab. A 7), was möglicherweise auf Emissionen der chemischen Industrie in Riesa zurückzuführen sein könnte. Im Jahre 1997 lagen die Konzentrationen aller entnommenen Proben unterhalb der Nachweisgrenze (0,01 µg/l Tetrachlormethan).

7.4.2 Chlorierte Alkene und Diene

Auf die im Folgenden beschriebenen chlorierten Alkene und Diene wurden 1996 und 1997 wiederum Proben der Stationen Schmilka, Zehren und Dommitzsch untersucht (vgl. Tab. A 7).

7.4.2.1 Trichlorethen (TRI)

Die Trichlorethen-Konzentrationen der analysierten Proben nehmen von Schmilka nach Dommitzsch hin ab (vgl. Tab. A 7). Sie liegen in beiden Jahren auf einem ähnlichen Niveau, nämlich im Bereich zwischen 0,06 und 0,13 µg/l Trichlorethen. Damit werden an allen Beprobungsstellen sämtliche in den Tabellen 10 und 11 aufgeführten Grenz- und Richtwerte bzw. Zielvorgaben weit unterschritten.

7.4.2.2 Tetrachlorethen (PER)

Während die Tetrachlorethen-Konzentrationen im Jahre 1996 von Schmilka nach Dommitzsch zugenommen hatten (von 0,6 auf 1,7 µg/l), lagen sie im Folgejahr auf der gleichen Strecke immer auf einem ähnlichen Niveau (0,3 bis 0,17 µg/l). Mögliche Verursacher für den Konzentrationsanstieg 1996 wären beispielsweise die Chemiebetriebe in Pirna, Dresden und Riesa und mehrere an diesem Elbe-Abschnitt lokalisierte metallverarbeitende Betriebe, bei denen Tetrachlorethen möglicherweise als Fettlöser in der Metallreinigung eingesetzt wird bzw. wurde. Vor dem Hintergrund der dem Kapitel vorangestellten Feststellungen ist dies allerdings sehr spekulativ.

Die einschlägigen Richtwerte und Zielvorgaben werden im Allgemeinen in beiden Jahren eingehalten. Lediglich die Zielvorgaben des BLAK-QZ, der IKSE und der IKSR für Trinkwasser (1 µg/l Tetrachlorethen) werden 1996 an den Messstellen Zehren und Dommitzsch überschritten.

7.4.2.3 Hexachlorbutadien

Die Hexachlorbutadien-Konzentrationen sind von 1996 bis 1997 bis unterhalb der Bestimmungsgrenze (0,02 µg/l) zurückgegangen. Die spärliche Anzahl von Werten im Jahre 1996 erlaubt keine Einschätzung der Verteilung im Längsprofil.

7.4.3 Hexachlorcyclohexane (HCH)

Im tschechischen Teil der Elbe wurden fünf Elbe- und fünf Nebenflussproben, im deutschen sieben Elbe- und vier Nebenflussproben auf HCH-Isomere analysiert (s. Tab. 19). Die Ergebnisse unterstreichen die Vorbemerkungen zur Auswertung der Organika-Konzentrationen.

Generell liegen die HCH-Konzentrationen aller drei Längsprofile auf einem ähnlichen Niveau, eine Entwicklungstendenz im Laufe der Jahre ist nicht zu erkennen. Sehr hoch sind sie im Abwasser des Chemiebetriebes *Synthesia* in Tschechien (1997: 410 ng/l α-, 1998: 270 ng/l β- und 160 ng/l γ-HCH). Die Konzentrationen unterstrom des Einleiters werden jedoch nicht so stark wie erwartet von diesem bestimmt (nur 32 ng/l α-HCH) und nehmen auch nicht nach unterstrom ab, sondern bis nach Obriství (Str-km -115,9) zu. Dies kann entweder beprobungstechnische oder hydrodynamische Gründe bei der Verteilung der Abwasserfahne haben oder aber auf weitere potentielle Einleiter unterstrom des *Synthesia*-Werkes hinweisen.

Tab. 19: HCH-Konzentrationen in der Elbe (gesamtes Längsprofil)

	Messstelle		Verdek	Synthesia Semptin	Valy	Lysá	Jizera	Obriství	Moldau	Ohre	Bilina	Dobkovice	Schmilka	Zehren	Dommitzsch	Schwarze Elster	Wittenberg	Mulde	Saale	Magdeburg	Tangermünde	Havel	Schnackenburg
	Str-km		-313,9	-233	-227,5	-150,9	-141,1	-115,9	-109,3	-64,8	-38,3	-20	4	89,7	156	198,5	214	259,6	290,7	318,1	389	438,0	475
α-HCH µg/l	1996	NF links																	0,002				
		links											n.n.	n.n.	n.n.					0,007	0,011		0,011
		Mitte																					
		rechts											n.n.	n.n.	n.n.					0,006	0,010		0,01
		NF rechts																				0,002	
	1997	NF links							0,004	0,006	0,013							0,018	<0,002				
		links		0,410								0,038	0,028	0,016	0,016		0,019			0,008	0,016		0,006
		Mitte	0,010		0,032	0,087		0,150															
		rechts										0,038	0,023	0,016	0,015		0,015			0,011	0,015		0,006
		NF rechts					0,005									0,001						<0,002	
	1998	NF links							<0,001	<0,001	<0,001							0,020	<0,002				
		links		0,014								0,016	0,008	0,008	0,009		0,014			0,010	0,017		0,011
		Mitte	<0,001		0,002	0,028		0,034															
		rechts										0,014	0,008	0,007	0,006		0,013			0,016	0,015		0,008
		NF rechts					<0,001									0,001						<0,002	
β-HCH µg/l	1996	NF links																					
		links											n.n.	n.n.	n.n.								
		Mitte																					
		rechts											0,009	n.n.	n.n.								
		NF rechts																					
	1997	NF links							0,003	0,004	<0,001							0,020	<0,002				
		links		0,056								0,014	<0,005	<0,005	<0,005		0,005			0,004	0,005		<0,005
		Mitte	0,003		0,006	0,007		0,011															
		rechts										0,006	<0,005	<0,005	<0,005		0,003			0,003	0,006		<0,005
		NF rechts					0,002									0,002						<0,002	
	1998	NF links							0,004	0,004	0,016							0,050	<0,002				
		links		0,270								0,009	<0,005	<0,002	<0,005		0,003			0,005	0,005		0,007
		Mitte	0,005		0,038	0,019		0,015															
		rechts										0,007	<0,005	<0,005	<0,005		0,003			0,005	0,005		0,005
		NF rechts					0,005									0,001						<0,002	
γ-HCH µg/l	1996	NF links																	0,006				
		links											-	-	-					0,007	0,006		0,009
		Mitte																					
		rechts											-	-	-					0,007	0,006		0,007
		NF rechts																				0,002	
	1997	NF links							0,006	0,008	0,026							0,011	0,006				
		links		0,043								0,011	0,005	<0,005	0,005		0,015			0,006	0,007		-
		Mitte	0,002		0,006	0,008		0,014															
		rechts										0,005	<0,005	<0,005	0,005		0,003			0,003	0,007		-
		NF rechts					0,002									0,007						<0,002	
	1998	NF links							0,003	0,002	0,011							0,010	0,005				
		links		0,160								0,006	<0,005	<0,005	<0,005		0,004			0,005	0,006		0,004
		Mitte	0,001		0,001	0,003		0,010															
		rechts										0,006	<0,005	<0,005	<0,005		0,003			0,005	0,006		0,003
		NF rechts					0,001									0,003						0,004	
δ-HCH µg/l	1996	NF links																	<0,002				
		links																		0,004	0,007		0,008
		Mitte																					
		rechts																		0,005	0,006		0,007
		NF rechts																				0,002	
	1997	NF links																0,009	<0,002				
		links															0,003			<0,002	0,004		<0,005
		Mitte																					
		rechts															0,002			0,002	0,003		<0,005
		NF rechts														0,003						<0,002	
	1998	NF links																0,020	<0,002				
		links															0,002			<0,002	0,004		0,002
		Mitte																					
		rechts															0,002			<0,002	<0,002		0,002
		NF rechts														0,002						<0,002	

< ... : *Bestimmungsgrenze*
< ...^: *Nachweisgrenze*
n. n.: *nicht nachweisbar*

: *linker Nebenfluss*
: *rechter Nebenfluss*
: *Werte oberhalb der Nachweis- bzw. Bestimmungsgrenzen*

Die produktions- und beprobungstechnisch bedingten Schwankungen spiegeln die extrem „abnehmenden“ α-HCH-Konzentrationen im Abwasser des *Synthesia*-Werkes (von 410 auf 14 ng/l) gegenüber den „ansteigenden“ β- und γ-HCH-Konzentrationen (von 56 auf 270 ng/l β-HCH bzw. von 43 auf 160 ng/l γ-HCH) wider. Da HCH im Gemisch synthetisiert werden, dessen Hauptanteil α-HCH ist, in Deutschland jedoch nur der Einsatz von γ-HCH als Pflanzenbehandlungsmittel erlaubt ist, wäre bei soviel γ-HCH im Abwasser eigentlich mit wesentlich höheren α-HCH-Konzentrationen zu rechnen.

Im Bereich der Mittelelbe fallen die relativ höheren Konzentrationen in der Mulde, vornehmlich für β- und δ-HCH, auf (0,02 und 0,05 µg/l β- bzw. bis 0,02 µg/l δ-HCH). Diese Beobachtung steht im Einklang mit den Ergebnissen von GANDRAß et al. (1998), bei deren Untersuchung von Elbe-Sedimenten der Jahre 1994 und 1995 sich die Mulde unterstrom Bitterfeld (HCH-Produktion) als einer der Belastungsschwerpunkte für HCH-Isomere herausgestellt hatte.

Mit wenigen Ausnahmen liegen die analysierten Werte für γ-HCH in allen Jahren deutlich über den IKSE- und IKSR-Zielvorgaben für das Schutzgut „Aquatische Lebensgemeinschaften“. Diese liegen mit ihren 0,003 bzw. 0,002 µg/l γ-HCH jedoch z. T. unter den Bestimmungsgrenzen (0,005 µg/l HCH) mancher Labors im Bereich der Mittelelbe.

7.4.4 Benzen, Toluol, Xylen

Die Befunde bei den einkernigen Aromaten, die 1996 und 1997 an den Messstellen Schmilka, Zehren und Dommitzsch analysiert wurden, sind im Wesentlichen unauffällig (vgl. Tab. A 8 im Anhang). Benzen konnte nicht nachgewiesen werden (Nachweisgrenze 0,1 µg/l), während die drei Xylen-Isomere und Ethylbenzen vereinzelt bestimmt werden konnten. Ihre Konzentrationen lagen jedoch immer weit unterhalb der einschlägigen Grenz- und Richtwerte (vgl. Tab. 11). Dies gilt auch für Toluen, das 1996 in allen Proben bestimmt werden konnte, 1997 aber durchgängig nicht nachweisbar war (Nachweisgrenze 0,08 µg/l, vgl. Tab. A 8 im Anhang).

7.4.5 Chlorierte Benzene

Ebenso unspektakulär sind die Analysenergebnisse der chlorierten Benzene (vgl. Tab. A 9 im Anhang), die an maximal sieben Messstellen der Elbe und an vier der Nebenflüsse durchgeführt wurden (alle im deutschen Abschnitt), und zwar in den Jahren 1996 bis 1998. An allen Messstellen lagen die Konzentrationen an Chlorbenzen (Bestimmungsgrenzen 0,04 bzw. 0,1 µg/l), den Dichlorbenzen-Isomeren (Bestimmungsgrenzen 0,01 bzw. 0,05 und 0,06 µg/l) und an Pentachlorbenzen (Bestimmungsgrenze 0,002 µg/l) unterhalb der Bestimmungsgrenzen. Für Trichlorbenzen-Isomere konnten nur vereinzelt im Bereich zwischen Wittenberg und Tangermünde Positivbefunde ermittelt werden, die jedoch niedrig lagen (zwischen 0,001 und 0,015 µg/l, d. h. weit unterhalb der einschlägigen Grenz- und Richtwerte bzw. Zielvorgaben, vgl. Tab. 10 und 11). Möglicherweise könnten diese Werte auf einen Emittenten oberstrom Wittenbergs hinweisen.

Fast durchgängig Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenzen (0,001 µg/l) weist **Hexachlorbenzen** auf. Abgesehen von einigen etwas höheren Konzentrationen an den Messstellen Zehren und Dommitzsch im Jahre 1996 liegen aber alle Werte um oder unter 0,01 µg/l HCB. Eine tendenzielle Abnahme der Konzentrationen von der tschechisch-deutschen Grenze bis nach Tangermünde ist zu erkennen und deutet auf den Eintrag des Stoffes aus Tschechien hin. Diese Vermutung stützen auch die Sedimentuntersuchungen von

GANDRAß et al. (1998), die die untere Bilina, die etwa 38 km vor der tschechisch-deutschen Grenze in die Elbe mündet, als Belastungsschwerpunkt für Penta- und Hexachlorbenzen identifiziert.

Im Hinblick auf manche Schutzgüter, und zwar „Fischerei/Nahrungskette“ bzw. „Trinkwasser/Berufsfischerei“ (0,001 µg/l HCB, IKSE bzw. IKSR) und „Aquatische Lebensgemeinschaften“ (0,001 bzw. 0,010 µg/l, IKSE bzw. BLAK-QZ), sind die Richtwerte in allen Abschnitten bzw. im Ober- und oberen Mittellauf der Elbe überschritten.

7.4.6 Polychlorierte Biphenyle (PCB)

Die polychlorierten Biphenyle Nr. 28, 52, 101, 138, 153 und 180 wurden an sieben Elbe- und vier Nebenfluss-Messstellen zwischen Schmilka und Schnackenburg analysiert.

Werte oberhalb der Bestimmungsgrenzen (0,2 bis 10 ng/l, je nach Elbe-Abschnitt verschieden) wurden nur für den Bereich von Schmilka bis Wittenberg gefunden (s. Tab. A 10). Bis nach Dommitzsch hinunter liegen diese fast immer deutlich unter 1 ng/l; einzige Ausnahme ist 1996 die Messstelle Dommitzsch, an der für die Kongenere 101, 138/163, 153 und 180 Konzentrationen zwischen 2 und 5,3 ng/l bestimmt wurden. In Wittenberg hingegen werden dann Werte zwischen 1 und 7 ng/l ermittelt. Diese etwas erhöhten Werte lassen sich nicht allein durch Einträge über die Schwarze Elster erklären. Unterstrom Wittenberg sind lediglich im Bereich der Mulde Konzentrationen von einigen Nanogramm gemessen worden, alle anderen Messstellen weisen Werte unterhalb der Bestimmungsgrenzen auf, was allerdings auch mit der stromab laborbedingt zunehmenden Höhe der Bestimmungsgrenzen zusammenhängen kann. Legte man beispielsweise die für Schnackenburg angeführte Bestimmungsgrenze von 10 ng/l für das gesamte Elbe-Längsprofil zugrunde, lägen sämtliche Analysenergebnisse unterhalb der Bestimmungsgrenze. Auf dieser Basis von einer Abnahme der PCB-Konzentration Richtung stromab zu sprechen, ist nicht vertretbar.

Alle ermittelten Konzentrationen liegen deutlich unterhalb des Trinkwassergrenzwertes für PCB (je 100 ng/l). Die Zielvorgabe der IKSR für das Schutzgut „Aquatische Lebensgemeinschaften“ wird vermutlich an einigen Messstellen der oberen Mittelelbe überschritten werden. Aufgrund der zu hohen Bestimmungsgrenzen ist hier jedoch keine umfassende Einschätzung möglich.

7.4.7 DDT und Metaboliten

Die Datenmenge für o,p’- und p,p’-DDT und seine Metaboliten o,p’- und p,p’-DDD und -DDE ist im Vergleich zu anderen organischen Schadstoffen relativ hoch. So gibt es Daten von 1996 bis 1998, die auf tschechischem Gebiet fünf Elbe- und fünf Nebenfluss-, auf deutschem wiederum sieben Elbe- und vier Nebenfluss-Messtellen umfassen (s. Tab. A 11 im Anhang).

Die Interpretation der Ergebnisse wird dadurch erschwert, dass die Bestimmungsgrenzen im Flusslängsprofil sehr unterschiedlich hoch sind: wenn DDT und seine Metaboliten nachgewiesen werden konnten, dann zumeist in Konzentrationen um und unter 5 ng/l. Für den Bereich zwischen Schmilka und Dommitzsch liegen die Bestimmungsgrenzen jedoch zum Teil erst bei 5 ng/l, bei Schnackenburg in den Jahren 1997 und 1998 gar bei 10 ng/l. Somit lassen sich nur ein paar generelle Aussagen machen. Im tschechischen Abschnitt wurden die meisten Werte oberhalb der Bestimmungsgrenzen für die p,p’-Isomere analysiert. Mit den höchsten Werten um die 10 bzw. 20 ng/l treten das Chemiewerk *Synthesia* und der linksseitige Nebenfluss Bilina in Erscheinung (siehe auch Sedimentanalysen von GANDRAß et al., die die untere Bilina als Belastungsschwerpunkt für DDT auswiesen). Auffällig sind

außerdem die geringfügig höheren Werte für o,p'-DDT und die p,p'-Isomeren des DDT; DDD und DDE bei Dobkovice unterhalb der Bilina-Mündung, die sich nicht ausschließlich durch den Zufluss des z. T. höher belasteten Wassers der Bilina erklären lassen, sondern einen Emittenten (möglicherweise die *Spolchemie* in Ústí nad Labem) vermuten lassen.

Aus den o. g. Gründen lassen sich auch zur Einhaltung der Zielvorgabe der IKSR für das Schutzgut „Fischerei/Nahrungskette" (je 1 ng/l für o,p'- und p,p'-DDT bzw. die p,p'-Metaboliten) nur für den tschechischen Abschnitt Aussagen machen. In der Tschechischen Republik ist bei o,p'-DDT nur für die Bilina eine geringfügige Überschreitung der IKSR-Zielvorgabe zu konstatieren. Die p,p'-DDT-Konzentrationen hingegen liegen fast an allen Messstellen oberhalb der Zielvorgabe, insbesondere auch in den Nebenflüssen.

7.4.8 Sonstige

7.4.8.1 Drine

Die Konzentrationen der Pflanzenbehandlungsmittel Aldrin, Dieldrin, Endrin und Isodrin wurden an fünf Messstellen der Elbe zwischen Wittenberg und Schnackenburg ermittelt. Nachweisbar waren sie lediglich in den meisten Proben der Messstelle Wittenberg, zumeist allerdings nur wenig oberhalb der Bestimmungsgrenzen, welche je nach analysierendem Labor zwischen 0,001 und 0,010 µg/l lagen. Etwas höhere Konzentrationen als die anderen o. g. Drine wies dabei das Aldrin auf, das offensichtlich auch über die Schwarze Elster eingetragen wird (soweit bei Konzentrationen zwischen 6 und 11 ng/l Aldrin von nennenswerten Einträgen gesprochen werden kann). Messbare Aldrin, Dieldrin und Endrin-Konzentrationen traten auch in Proben der Mulde auf, allerdings in der gleichen niedrigen Größenordnung wie in der Schwarzen Elster (s. Tab. A 12 im Anhang).

Legt man jedoch die Zielvorgaben der IKSR für das Schutzgut „Fischerei/Nahrungskette" zugrunde (1 ng/l je Stoff), so wird diese im Bereich der Schwarzen Elster, Wittenbergs und z. T. auch der Mulde mehr oder weniger deutlich überschritten. Auch für den Elbeabschnitt unterhalb der Saalemündung bis nach Schnackenburg sind solche Überschreitungen nicht auszuschließen: die Werte aller Drine liegen hier zwar unterhalb der Bestimmungsgrenzen, die Bestimmungsgrenzen selbst sind mit 0,005 bzw. 0,01 µg/l jedoch bis zu eine Größenordnung höher als die Zielvorgabe der IKSR.

7.4.8.2 Stickstoffhaltige Pflanzenbehandlungsmittel

In der Gruppe der stickstoffhaltigen Pflanzenbehandlungsmittel (z. B. Triazine), deren Konzentrationen im Elbewasser an den Messstellen Schmilka, Zehren und Dommitzsch für die Jahre 1996 und 1997 analysiert wurden, waren zwei Drittel der zwölf untersuchten Stoffe in keiner Probe nachweisbar. Einzelbefunde zeigen sich für Simazin (9 ng/l) und Hexazinon (20 und 26 ng/l), bei beiden jedoch nur im Jahre 1996 und 26 ng/l): 1997 lagen die Konzentrationen in allen Proben unterhalb der Bestimmungs- bzw. Nachweisgrenzen (vgl. Tab. A 13 im Anhang).

Desethylatrazin und Atrazin ließen sich hingegen in fast allen Proben nachweisen (s. Tab. A 13). Für beide Stoffe ist 1997 eine leichte Abnahme gegenüber 1996 festzustellen. Im Bereich von Zehren und Dommitzsch liegen die Desethylatrazin-Konzentrationen 1997 sogar im Bereich bzw. unterhalb der Bestimmungsgrenze (0,012 µg/l). Für beide Stoffe deutet sich 1996 von Schmilka bis Zehren ein leichter Konzentrationsrückgang und von Zehren bis Dommitzsch ein geringer Anstieg der Konzentrationen an. Auf Basis der dürftigen Datenlage

sind daraus jedoch kaum Rückschlüsse auf Eintragsquellen zwischen den beiden letztgenannten Beprobungsstellen zu ziehen.

Der deutsche Grenzwert und die Zielvorgaben des BLAK-QZ bzw. der IKSR für Atrazin im Trinkwasser (0,1 µg/l) wurden 1996 an allen drei Messstellen erreicht bzw. überschritten (Maximalwert: 0,19 µg/l bei Schmilka). Gleiches gilt für die IKSR-Zielvorgabe für aquatische Lebensgemeinschaften (0,1 µg/l Atrazin, vgl. Tab. 10 und 11).

7.4.8.3 AOX

Die Summenmessgröße AOX wurde für die gesamten Längsprofile der Elbe in den Jahren 1994, 1995 und 1998 analysiert (vgl. Abb. 62). Sie zeichnet sehr eindrücklich die Belastungsschwerpunkte im tschechischen Teil der Elbe nach (*Synthesia*- und *Spolana*-Chemiewerke, mehrere Chemiebetriebe insbesondere unterstrom der Bilina-Mündung bei Str-km -38,3).

Außerdem wird der Einfluss hochbelasteter Flüsse wie der Bilina anhand der linksufrig ansteigenden AOX-Werte unterstrom ihrer Mündung sehr deutlich. Dabei liegt die Belastung der Bilina nach einem Rückgang von 1994 auf 1995 im Jahre 1998 wieder sehr viel höher und übersteigt sogar die Belastung des Jahres 1994. Auch im Verlauf der Elbe sind, wie bereits bei den Einzelstoffen dargelegt, 1998 zum Teil wieder etwas höhere Konzentrationen zu erkennen gewesen.

Die Zielvorgabe der IKSE (25 µg/l AOX) wird im Jahre 1994 ab Horenice (Str-km -292), 1995 ab Klavary (Str-km -188) und 1998 ab Valy (Str-km -227) stromab an (fast) allen Messstellen überschritten. Lediglich einzelne Nebenflussproben unterschreiten die Zielvorgabe.

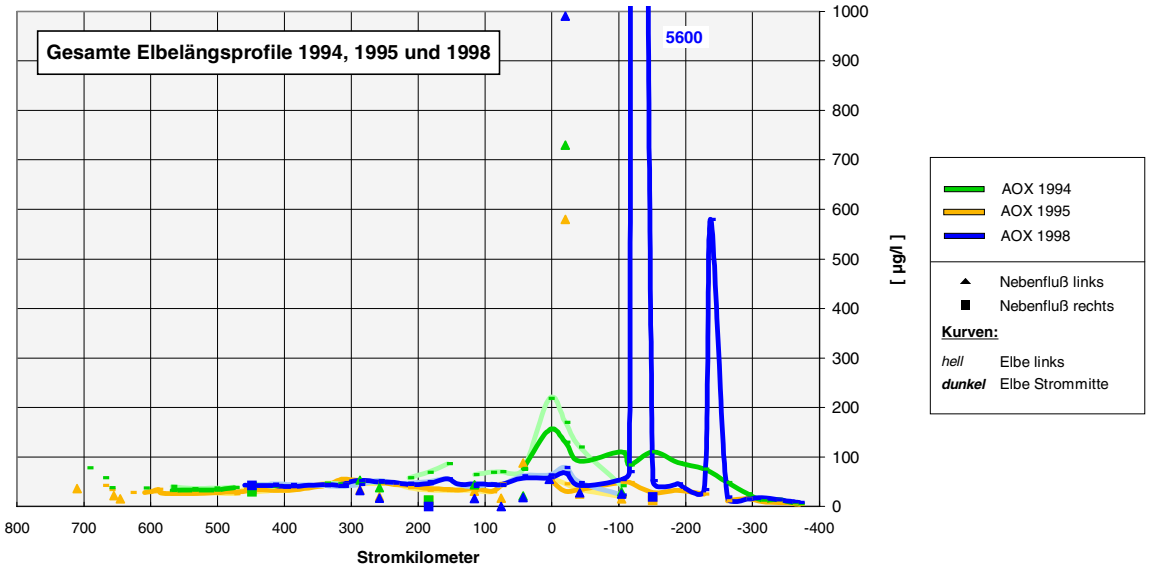


Abb. 62: AOX-Werte (gesamtes Elbelängsprofil)

8 Eignung der Hubschrauberbeprobungstechnik

Wie die vorliegende Auswertung der Daten von 20 Jahren gezeigt hat, ist die Entnahme von Wasserproben mit einem Hubschrauber ein wichtiges Hilfsmittel, um in regelmäßigen Abständen räumlich hoch aufgelöst den Status Quo der Stoffbelastung und die Verteilung der Stoffkonzentrationen im Längsprofil der Elbe zu erfassen. Dass dies im Rahmen von Routinemessprogrammen an zum Teil recht weit voneinander entfernten Messstellen nicht möglich ist, sondern eine zeitlich und räumlich genau abgestimmte Probenahme erfordert, liegt auf der Hand. Dies gilt insbesondere für den hydro- und damit auch stoffdynamisch sehr variablen Wasserkörper der Tideelbe, der tidenbedingt zeitweise einen Stofftransport flussaufwärts zu verzeichnen hat. Hier kann die Art der Probenahme die Ergebnisse extrem beeinflussen: Eine Beprobung bei unterschiedlichem Gezeiteneinfluss würde zu völlig inkonsistenten, d. h. nicht vergleichbaren Daten führen.

Um die Vergleichbarkeit zu gewährleisten und somit verwertbare Ergebnisse zu erhalten, muss die Beprobung daher tidenphasengleich stattfinden. An allen Messstellen müssen bei der Probenahme im Hinblick auf die Tideströmungen vergleichbare Verhältnisse herrschen.

Wie bereits im Kapitel zur Probenahme erwähnt, haben von PRANGE et al. (1997) durchgeführte Vergleichsuntersuchungen mit vom Schiff aus entnommenen Proben außerdem gezeigt, dass die beschriebene Probenahmestrategie in der Tideelbe zu „repräsentativen“ Ergebnissen führt.

Zur Durchführung einer solchen Beprobung hat sich der Einsatz eines Hubschraubers über die Jahre bewährt. Die Vorteile dieser Probenahmetechnik gegenüber dem Einsatz mehrerer Schiffe sind:

- die bessere Koordinierbarkeit: Der Einsatz eines Hubschraubers, der sämtliche Probenahmestellen anfliegt, ist wesentlich leichter zu bewerkstelligen als der mehrerer Schiffe (für die Tideelbe allein fünf), deren Einsatz zeitlich sehr stark aufeinander abgestimmt werden muss, um tidenphasengleiche Bedingungen an allen Beprobungsstellen zu haben und damit die Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu sichern.
- die schnelle Probenahme: Bei Beprobung des gleichen Elbeabschnittes durch Schiffe ist mit einem viel höheren Zeitaufwand und einer ggf. nicht tidephasengleichen Beprobung zu rechnen. Außerdem erreichen die Proben bei der Hubschrauberbeprobung schneller das Labor, was beispielsweise bei der Untersuchung von Nährstoffen, die einem schnellen Um- bzw. Abbau unterliegen, besonders wichtig ist.
- die größere Unabhängigkeit vom Wetter: Eine Beprobung bei starkem Seegang ist vom Hubschrauber aus besser durchzuführen. Außerdem ist die Probenahme weitestgehend auch bei Eisgang möglich. Unmöglich ist die Beprobung allerdings bei Nebel.
- die größere Flexibilität: Vom Hubschrauber aus können auch die Mündungen kleiner Flüsse oder Einleitungen von Emittenten beprobt werden, was vom Schiff aus - je nach Größe - ggf. schwierig wäre. Von besonderem Vorteil ist die Beprobung aus der Luft im tschechischen Teil der Elbe, wo durch die zahlreichen Stauwerke im Elbelauf eine Beprobung von Booten aus extrem aufwändig wäre.

Hinzu kommt, dass bei einer Beprobung per Schiff wesentlich mehr Probenehmer beteiligt sind und allein bei der Probenahme eine höhere Variabilität auftritt. Dadurch würde der Fehler, der beim gesamten Längsprofil durch die Beteiligung verschiedener Labors an der

Analyse jeder einzelnen Mess- und Kenngröße auftritt, noch vergrößert. Dieses Szenario wurde im Jahre 1979 (vor dem erstmaligen Einsatz eines Hubschraubers bei der Probenahme) im Bereich der Unterelbe durchgespielt und hat damals zu sehr unbefriedigenden Ergebnissen geführt: Parallelproben, die jeweils im Überlappungsbereich zwischen den Beprobungsabschnitten zweier Schiffe lagen, stimmten in den gemessenen Stoffkonzentrationen z. T. sehr schlecht überein.

Die Beprobung mit dem Hubschrauber erfordert hingegen wenig Fachpersonal. Neben dem Piloten sind insgesamt drei Personen an der gesamten Probenahme beteiligt: ein Protokollführer, der gleichzeitig die Wassertemperatur an jeder Beprobungsstelle misst, ein Probenehmer und ein „Zureicher".

Ferner werden bei der Beprobung mit einem Hubschrauber im Bereich der Tideelbe die einzelnen Mess- und Kenngrößen für alle Proben von jeweils einem Labor analysiert.

Neben den oben bereits genannten Vorteilen ist der Hubschraubereinsatz für die tidephasengleiche Beprobung der Tideelbe zudem kostengünstiger als ein entsprechend koordinierter Schiffseinsatz. Um eine tidenphasengleiche Beprobung des Elbeabschnittes zwischen Scharhörnriff und Wehr Geesthacht (171 km) zu gewährleisten, müssten nach Auskunft von BERGEMANN (Wassergütestelle Elbe) mindestens fünf Schiffe eingesetzt werden. Somit stünden einem Hubschraubereinsatz in der Tideelbe, der ca. 7.000 DM kostet, Kosten von 12.-15.000 DM (ca. 400-500 DM pro Schiff und Stunde) für den koordinierten Schiffseinsatz gegenüber. Bei sechs Einsätzen pro Jahr bedeutet dies eine Ersparnis von 30.-48.000 DM pro Jahr.

Die Beprobung des gesamten Elbelängsprofiles von der Mündung bis zur Quelle (einmal jährlich) kostet per Hubschrauber etwa 50.000 DM. Über die 1091 Stromkilometer der gesamten Elbe eine solche, in etwa zeitgleiche Beprobung per Schiff durchzuführen, würde insbesondere im tschechischen Teil der Elbe aufgrund der 65 Stauwerke mit einem ungeheuren logistischen und finanziellen Aufwand verbunden sein, der die 50.000 DM bei weitem überschreiten würde.

9 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

9.1 Gesamtes Längsprofil der Elbe

9.1.1 Räumliche Besonderheiten

- Die Gewässerbelastungen der Elbe werden im oberen Teil des tschechischen Elbe-Abschnittes von den beiden Chemiewerken *Synthesia* und *Spolana* (Stromkilometer -233 bzw. -123) geprägt.
- Das Vorkommen von Schadstoffen in der Moldau ist, trotz zahlreicher dort ansässiger Industriebetriebe und der Abwässer der tschechischen Hauptstadt Prag, erstaunlich gering (Staustufeneffekt, Moldau-Kaskaden). Sie trägt kaum zu einer Erhöhung der Schadstoff-Konzentrationen in der Elbe bei.
- Bei der hochbelasteten Bilina müssen hingegen in vielerlei Hinsicht Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässergüte ergriffen werden. Sie prägt, zusammen mit den unterstrom ihrer Mündung an der Elbe angesiedelten Chemiebetrieben, die Belastung der oberen Elbe in erheblichem Maße.
- Unterstrom der tschechisch-deutschen Grenze werden die Stoffkonzentrationen der Elbe hauptsächlich von den Ballungsräumen (Dresden, Magdeburg, Hamburg), chemischer und metallverarbeitender Industrie im weitesten Sinne sowie diffusen Einleitungen aus der Landwirtschaft geprägt. Stoffspezifisch sind zum Teil auch hohe Einträge über die Nebenflüsse zu erkennen (Saale, Mulde, Schwarze Elster, Havel).
- In der mittleren Elbe sind die ausgeprägten Algenblüten ein Problem, die gerade in den letzten Jahren verstärkt aufgetreten sind (vgl. Tideelbe) und als Sekundärverschmutzung auch den Sauerstoffhaushalt der Tideelbe deutlich beeinflussen.

9.1.2 Zeitliche Besonderheiten

- Im Jahre 1997 fand im Bereich des Stausees bei Spindler Mühle offensichtlich eine außergewöhnlich starke Algenblüte statt mit klassisch hohen Sauerstoffsättigungswerten, pH-Werten, Phaeophytin-, Chlorophyll(a)- und Phytoplankton-Gehalten, Zehrungswerten und TOC-Gehalten bei gleichzeitig niedrigen Stickstoff- und Phosphatwerten.
- Die Einleitersituation im tschechischen Teil der Elbe hat sich auch im Jahre 1998 nicht entspannt. In den Abwassereinleitungen der Chemiewerke *Synthesia* und *Spolana* waren zum Teil außergewöhnlich hohe Nähr- und Schadstoffkonzentrationen zu finden.
- Aktuell gibt es im Bereich der Ober- und Mittelelbe noch Belastungprobleme mit Arsen, den Schwermetallen Blei, Kupfer, Zink und Eisen und den organischen Stoffen Chloroform, Tetrachlorethen (Per), HCB, p,p'-DDT, Aldrin sowie α-, β-, δ- und γ-HCH.

9.1.3 Empfehlungen zum Mess- und Kenngrößenspektrum

- Bei Stoffen mit sehr hoher Toxizität und geringen Zielvorgabe-Werten müssen die analytischen Verfahren den Anforderungen angepasst werden. Die geforderten Zielvorgaben und Richtwerte müssen eindeutig die Analytik bestimmen: Die Einhaltung von Richtwerten bzw. Zielvorgaben, die unterhalb der Bestimmungsgrenzen eines Stoffes liegen, kann nicht kontrolliert werden. In diesem Sinne müssen bei einer weiteren Untersuchung der Stoffgruppe der Drine und des o,p'- und p,p'-DDT und ihrer Metaboliten mindestens die Bestimmungsgrenzen an die vorhandenen Richtwerte und Zielvorgaben angepasst werden (Mindestanforderung an das Bestimmungsverfahren).
- Es erscheint sinnvoll, diejenigen Stoffe, deren Konzentrationen in den letzten Jahren durchweg unterhalb der Bestimmungsgrenzen lagen und die aufgrund stark zurückgegangener Emissionen (z. B. durch Verwendungseinschränkungen oder -verbote, Kläranlagenanschluss der Emittenten etc.) nur noch ein geringes Umweltgefährdungspotential besitzen, nur noch in großräumigen Abständen zu untersuchen bzw. ganz aus dem Messprogramm zu nehmen. Stattdessen könnten andere, aktuell relevante Stoffe bzw. Messgrößen an einer größeren Zahl von Messstellen analysiert werden.
- Eine Herausnahme bestimmter Stoffe aus dem Untersuchungsprogramm ist jedoch nur dann sinnvoll, wenn diese im Einzugsbereich der Elbe nicht mehr produziert, angewandt und emittiert werden. Ein Anwendungsverbot allein ist noch kein hinreichendes Kriterium für die Streichung eines Stoffes aus der Analysenliste.
- Zur Klärung der Nährstoffsituation wäre die regelmäßige Erhebung der biologischen Kenngrößen Chlorophyll(a)-Konzentration, Phytoplankterzahl und Phaeophytin-Konzentration sehr hilfreich, und zwar über das gesamte Längsprofil. Sinnvoll wäre des weiteren die Ermittlung der Bakterienkoloniezahlen.
- Zur besseren Beurteilung der Schwermetall-Konzentrationen in der Elbe wäre die Aufnahme der Carbonathärte bzw. des Säurebindungsvermögens in die Liste der untersuchten Messgrößen wünschenswert, da die Toxizität vieler Schwermetalle wie z. B. Cu, Pb, Zn, Cr und Fe, die gerade auch in der Ober- und Mittelelbe in erhöhten Konzentrationen vorkommen, maßgeblich vom Carbonatgehalt des Gewässers mitbestimmt wird.

9.1.4 Empfehlungen zur Beprobungsstrategie

- Um bei den Nährstoffen und biologischen Kenngrößen Unstimmigkeiten zwischen den untersuchten Mess- und Kenngrößen bzw. nicht interpretierbare Sprünge in deren Längsprofilen zu vermeiden, die auf die Art der Beprobung oder die Analytik zurückgehen können, wären folgende Punkte überdenkenswert:
  - Generell sollte die Analytik einer Messgröße jeweils für das gesamte Elbelängsprofil von einem Labor durchgeführt werden. Dies gilt insbesondere für die Längsprofile im Mai, die gewisse Unstimmigkeiten zwischen den einzelnen Gewässergütekenngrößen aufweisen: als erster Schritt zu deren Klärung sollten unbedingt analytische Ursachen ausgeschlossen werden;
  - Sollte sich die Interpretierbarkeit der Mai-Längsprofile durch diesen Schritt nicht verbessern, so wäre ggf. die Verlegung der Beprobung in einen anderen Monat mit weniger variablen Verhältnissen sinnvoll.

– eine zeitlich hoch aufgelöste Erfassung der kurzzeitig besonders variablen Mess- und Kenngrößen wie z. B. Chlorophyll(a) an den festen Messstationen für einen gewissen Zeitraum vor und nach der Beprobung, damit eine Einschätzung der Gesamtsituation zum Zeitpunkt der Probenahme vorgenommen werden kann;

In diesem Zusammenhang ist ferner eine kritische Prüfung der Methodik zur Bestimmung der Chlorophyll(a)-Konzentration ratsam, da die Ausprägung dieser Kenngröße im Längsprofil der Elbe z. T. im Widerspruch zu anderen Messgrößen stand (vgl. Kap. 7.1.2 und 7.2).

- Die Verdichtung der Messstellen in der oberen und mittleren Elbe bzw. die Analyse einer größeren Anzahl der dort entnommenen Wasserproben ist insbesondere bei den organischen Schadstoffen anzustreben, da man sich mit zum Teil nur drei Messstellen, die noch dazu dicht beeinander liegen, kein Bild über die Verteilung der Stoffe machen kann, besonders nicht in Abschnitten mit recht komplexen hydrodynamischen Verhältnissen.
- Eine Verdichtung des Messnetzes in Tschechien wäre auch im Hinblick auf die Nährstoffdynamik und die biologischen Kenngrößen vor dem Hintergrund der zahlreichen Stauwerke in der Oberelbe sehr interessant (vgl. auch PRANGE et al. 1997).
- Auch bei den Schwermetallen und Arsen wäre eine Ausweitung des Messnetzes bzw. die Analyse einer größeren Zahl der entnommenen Proben von Vorteil, da anhand der wenigen Daten kein differenziertes Bild ihrer räumlichen Verteilung und deren Ursachen entsteht.
- Wenn die Zielsetzung besteht, die Verteilung der organischen Schadstoffe im Längsprofil der Elbe befriedigend zu erfassen, so ist zum einen eine höhere Messnetzdichte erforderlich, zum anderen aber auch eine höhere Beprobungsfrequenz wünschenswert. Besonders interessant wäre vor dem Hintergrund der Auswertung gerade auch eine Beprobung im Januar/Februar, weil die Konzentrationen vieler Stoffe in dieser Zeit erhöht sind und sie sich somit besser analysieren lassen (geringere Probleme mit den Bestimmungsgrenzen), d. h. die Ergebnisse wären zuverlässiger. Ferner stellten solche Längsprofile eine Art „worst case“-Betrachtung dar.
- Wie die Auswertung der Ergebnisse außerdem gezeigt hat, ist es sinnvoll, in dem Bereich der Elbe, in dem die maßgeblichen Nebenflüsse einmünden, sowohl eine Probe in Nähe des linken als auch eine in Nähe des rechten Ufers zu entnehmen, d. h. eine in der jeweiligen Nebenfluss-Fahne und eine am gegenüberliegenden Ufer. Über diese Art der Beprobung lassen sich beispielsweise die Stärke des Einflusses belasteter Nebenflüsse auf die Schadstoffkonzentrationen in der Elbe oder auch Durchmischungseffekte bzw. Laufstrecken, nach denen eine Durchmischung stattfindet, bestimmen.

9.2 Tideelbe

9.2.1 Räumliche Besonderheiten

- Die räumliche Verteilung der Stoffkonzentrationen folgt im Allgemeinen einem Gradienten stromab, d. h. die Konzentrationen der meisten Stoffe gehen vom Wehr Geesthacht bis zur Außenelbe zurück.
- Für die meisten Stoffe sind Einträge von oberstrom dominant, punktuell treten besonders im Raum Hamburg die für eine industrie- und hafengeprägte Großstadt typischen Abwasserbelastungen auf.
- Außerdem ist für die räumliche Verteilung der Schadstoffe der Oberwasserabfluss ein stark prägender Faktor, insbesondere bei den partikulär gebundenen Stofffraktionen (s. Schwermetalle). Daher reichen in den Monaten hoher Oberwasserabflüsse (Winter/Frühjahr) die Stoffeinträge von oberstrom weiter in die Tideelbe hinunter, d. h. hohe Konzentrationen sind weiter stromab zu finden als sonst. Außerdem verschiebt sich bei der elektrischen Leitfähigkeit und bei den Chlorid-Konzentrationen der sprunghafte Anstieg der Werte weiter stromabwärts.
- In der Brackwasserzone und der Außenelbe findet aufgrund der Durchmischung mit Nordseewasser eine Verdünnung statt. In den Wattbereichen ist aufgrund der nachlassenden Strömungseinflüsse außerdem mit dem Absetzen suspendierten Materials (Schwebstoffe) zu rechnen. Daher ist dort bei fast allen Stoffen eine Konzentrationsabnahme zu verzeichnen.
- Die Schwermetall- und Arsen-Konzentrationen in der Tideelbe werden offensichtlich nur sehr wenig durch Einträge im Großraum Hamburg beeinflusst. Sie gehen weitestgehend auf erhöhte Konzentrationen von oberstrom zurück. Bei den organischen Schadstoffen sind jedoch, trotz der hohen Stoffeinträge von oberstrom, deutliche punktuelle Emissionen im Bereich des Hamburger Hafens und z. T. auch im Bereich Bützfleths zu erkennen.
- Bei manchen Schwermetallen, insbesondere Cadmium, ist im Bereich der Außenelbe aufgrund des zunehmenden Salzgehalts durch eingemischtes Nordseewasser eine Erhöhung des in der löslichen Fraktion vorliegenden Anteils festzustellen (Chlorid-Ionen konkurrieren mit den Schwermetall-Ionen um Bindungsplätze).
- Wenn aktuell (Nährstoffe: Stand 1998, Schadstoffe: Stand zumeist 1991) Probleme mit hohen Nähr- und Schadstoffkonzentrationen auftreten, dann ist dies zumeist im Raum Geesthacht/Hamburg und z. T. auch bei Stade/Bützfleth der Fall. Dies betrifft beispielsweise die organischen Schadstoffe Chloroform, 1,2-Dichlorethan, γ-HCH, p,p'-DDT und die PCB.
- In der Hahnöfer Nebenelbe sind hingegen immer wieder hohe Sauerstoffübersättigungswerte im Sommer, gepaart mit hohen Chlorophyll(a)-Konzentrationen zu verzeichnen. Eine gewisse Eutrophierungstendenz ist hier zu erwarten. Interessant stellten sich auch die z. T. hohen Nährstoff-Konzentrationen in der Wischhafener Nebenelbe in den Jahren 1982 und 1983 dar (hohe Werte für TOC, abfiltrierbare Stoffe, coliforme Bakterien, Gesamtzahl Bakterienkolonien, $Zehrung_2$, $Zehrung_5$, $Zehrung_8$, $Zehrung_{15}$, CSB, Kaliumpermanganatverbrauch, Gesamtphosphor und

Ammonium), die jedoch auf die hydrologischen Bedingungen zum Zeit der Beprobung zurückgehen und zu einer Herausnahme der Messstelle aus dem Programm geführt haben.

9.2.2 Zeitliche Besonderheiten

- Bei vielen Nähr- und organischen Schadstoffen ist eine ausgeprägte Saisonalität mit hohen Konzentrationen im Winter und niedrigeren im Sommer zu konstatieren. Die Ursache für diese zeitliche Verteilung ist die geringe Abbauaktivität der Mikroorganismen bei niedrigen Temperaturen.
- Saisonale Schwankungen können z. T. jedoch auch durch die Aufnahme der essentiellen und nicht-essentiellen Spurenstoffe durch Pflanzen während der Vegetationsperiode bedingt sein.
- Als Spitzenjahre vieler Schadstoff-Konzentrationen in der Tideelbe im Beprobungszeitraum sind die Jahre 1980, 1982, 1985 und 1987 zu nennen. In diesen Jahren sind im Allgemeinen auch hohe Zehrungswerte und ein starker Algen-/Pflanzenbesatz zu verzeichnen.
- Ein Jahr mit hohen Oberwasserabflüssen im Winter/Frühjahr war das Jahr 1987. Bei vielen organischen Schadstoffen ziehen sich in diesem die hohen Konzentrationen bis in die Außenelbe hinunter (sehr auffällig für Chloroform, Tetrachlormethan, bestimmte Tri- und Tetrachlorethan-Isomere, Tri- und Tetrachlorethen, Hexachlorbutadien, Benzen und die methylierten Benzene).
- Für die meisten Mess- und Kenngrößen ist seit Anfang bzw. etwa Mitte der 80er Jahre eine deutliche Verbesserung der Belastungssituation eingetreten. Soweit dies den Raum Hamburg betrifft, so ist in diesem Zusammenhang auf die Inbetriebnahme der Klärwerke Glüsingen (Seevetal, 1983) und Köhlbrandhöft/Dradenau (1988) zu verweisen.

9.2.3 Empfehlungen zum Mess- und Kenngrößenspektrum

- Gegebenenfalls wäre es sinnvoll, die im Ober- und Mittellauf der Elbe z. T. in kritischen Konzentrationen vorhandenen Schwermetalle Blei, Kupfer, Zink und Eisen sowie das Halbmetall Arsen wieder in die Stoffliste der Hubschrauberbeprobungen der Tideelbe aufzunehmen (Einträge von oberstrom).
- Unter den Schwermetallen ist auch aus einem anderen Grund die Wiederaufnahme von Kupfer ins Untersuchungsprogramm unbedingt notwendig: Im Zuge der Umstellung der Unterwasserschiffsanstriche auf TBT-freie Farben könnten Alternativanstriche auf Kupfer-Acrylat-Basis verwendet werden. Hier gilt es, die Einträge über regelmäßige und im Bereich der Tideelbe räumlich hochaufgelöste Beprobungen von vornherein zu überwachen. Um Vergleichszahlen aus der Zeit vor der Umstellung, insbesondere auch im Bereich großer Werften, zu haben, ist die Anzahl der Messstellen für Kupfer im Bereich der Tideelbe möglichst schnell wieder zu erhöhen. Desgleichen gilt für andere Biozide aus „alternativen“ Schiffsanstrich-Formulierungen, die als TBT-Antifouling-Ersatz dienen sollen.

9.2.4 Empfehlungen zur Beprobungsstrategie

- Die Messgröße POC ist aufgrund der geringen Anzahl der Messstellen, an denen sie ermittelt wird, wenig aussagekräftig. Um dem Sinn einer Hubschrauberbeprobung, nämlich einer räumlich hochauflösenden Stoffbetrachtung in der Tideelbe, gerecht zu werden, müsste das derzeitige Messnetz dieser Messgröße deutlich verdichtet werden. Die (schlechte) Alternative wäre, sie aus der Liste der Untersuchungsparameter zu streichen. Auf der gegenwärtigen Datenbasis sind jedenfalls keine sinnvollen Aussagen möglich!
- Des weiteren wird hier, im Hinblick auf die Einschätzung der Schwermetalltoxizität, die „Wiederaufnahme“ der Carbonathärte ins Messprogramm angeregt.
- Anzustreben wäre auch eine aktuelle, räumlich hochauflösende Untersuchung der Organika- und Schwermetall- bzw. Arsen-Konzentrationen: die meisten „flächendeckenden“ Werte aus dem Bereich der Tideelbe gehen auf das Jahr 1991 zurück. Seitdem wurden nur noch vereinzelte Messstellen beprobt, die für eine Einschätzung der Belastungssituation nicht unbedingt ausreichen.

9.3 Statistische Auswertungen

Eine Ergänzung der vorliegenden, weitestgehend qualitativen Auswertung der Untersuchungsergebnisse der Hubschrauberbeprobungen der letzten 20 Jahre durch statistische Untersuchungen ist in Anbetracht der umfangreichen und interessanten Ergebnisse unabdingbar. Dabei wären insbesondere folgende Fragen zu untersuchen:

1) Lassen sich die qualitativ gefundenen und beschriebenen Zusammenhänge zwischen verschiedenen Stoffen auch statistisch erhärten?
2) Welche Haupteinflussgrößen bestimmen die Verteilung der Stoffe (multivariate Verfahren)? Dabei sollten „Scheinkorrelationen“ herausgefiltert werden: Beispielsweise sind die Wassertemperatur mit sehr vielen Mess- und Kenngrößen, die eine ebensolche Saisonalität aufweisen, positiv scheinkorreliert oder die elektrische Leitfähigkeit mit den Konzentrationen vieler Messgrößen stark negativ, weil sie dort ansteigt, wo der Nordsee-Einfluss und die damit verbundenen Verdünnungseffekte beginnen.
3) Welche Rolle spielt der Oberwasserabfluss für die Stoffverteilung in der Tideelbe (die Ergebnisse des vorliegenden Berichtes lassen vermuten, dass er eine der prägenden Größen ist)? In welchem Umfang lässt sich damit die Stoffverteilung erklären?
4) Lässt sich die qualitativ ermittelte Abnahme der Stoffkonzentrationen auch statistisch erhärten? Ist ein räumlicher bzw. zeitlicher Trend zu erkennen?
5) Welche saisonale Komponente weist die Verteilung der einzelnen Mess- und Kenngrößen bzw. Stoffe auf?
6) Kristallisieren sich mittels Clusteranalyse oder ähnlicher Verfahren charakteristische Stoffmuster bestimmter Elbeabschnitte heraus? Lässt sich eine Beziehung zu bestimmten Emittenten herstellen?
7) Sind durch Analyse der Datensätze Aussagen zu der künftigen Gestaltung des Messnetzes möglich? Kann auf bestimmte Beprobungsstellen verzichtet werden?
8) Desgleichen für die Stoffpalette: Gibt es eventuell für bestimmte Stoffgruppen (insbesondere organische Stoffe, deren Analytik sehr aufwendig ist) „Repräsentanten“ oder „Indikatoren“, von deren Konzentrationen man auf die Konzentrationen der restlichen Stoffgruppe schließen kann? Hierbei muss jedoch beachtet werden, dass eine „Repräsentanz“ des Stoffes möglicherweise nur bei der aktuellen Eintrags-/ Einleitersituation besteht und man durch „Abspecken“ der Stoffpalette eine Veränderung des Eintragsspektrums gar nicht wahrnehmen würde.
9) Für die Tideelbe wäre eine Differenzierung zwischen Schadstoffeinträgen von oberstrom und lokalen Immissionen höchst interessant. Zwar deutet sich bei manchen Stoffen, bei denen der Eintrag von oberstrom in den letzten Jahren zurückgeht, die lokale Prägung stärker an, bei anderen aber ist die Stofffracht aus der Ober- und Mittelelbe so hoch, dass sie alles andere überprägt.

10 Zusammenfassung

Im vorliegenden Bericht wurden Nähr- und Schadstoff-Konzentrationen in Elbe-Wasserproben dargestellt und ausgewertet, die im Laufe der letzten 19 Jahre regelmäßig durch Hubschrauber- Längsprofile aus der Elbe entnommen wurden. Im Bereich der Tideelbe umfassten die Daten die Jahre 1979 bis 1998 und wurden anfangs monatlich, später 6 bis 7 Mal jährlich ermittelt. Seit dem Jahr 1994 wird außerdem einmal pro Jahr im Herbst und seit 1998 ein weiteres Mal im Frühjahr das gesamte Elbe-Längsprofil von der Mündung bis zur Quelle beprobt. Das Spektrum der in den Wasserproben analysierten Mess- und Kenngrößen umfasst chemisch-physikalische Kenngrößen der Gewässergüte (Wassertemperatur, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, Nährstoffkonzentrationen etc.), biologische Kenngrößen (Chlorophyll(a)-Konzentration, Phytoplankton- und Algenbesatz etc.) sowie Konzentrationen von Schwermetallen und Arsen und zahlreichen organischen Schadstoffen (vornehmlich chlororganische Verbindungen wie Chlorbenzole, Chlorphenole etc.).

Zusammenfassend lassen sich anhand der erhobenen Daten folgende Aussagen machen:

- Die Belastung der Elbe mit Nähr- und Schadstoffen ist für die meisten Stoffe Anfang oder spätestens Mitte der 80er Jahre stark zurückgegangen. Dies ist zum größten Teil auf den Neubau und Ausbau kommunaler und industrieller Kläranlagen bzw. den Anschluss vieler Industriebetriebe an diese zurückzuführen, insbesondere in der Tschechischen Republik und in den neuen Bundesländern.
- In den Abwässern vereinzelter Betriebe der chemischen Industrie am tschechischen Elbe-Abschnitt und im Bereich mancher Nebenflüsse (insbesondere der Bilina, jedoch stoffspezifisch auch der Schwarzen Elster, der Mulde, der Saale und der Havel) sind jedoch weiterhin z. T. hohe Schadstoffkonzentrationen zu verzeichnen. Hier besteht noch Handlungsbedarf. Aktuell gibt es im Bereich der Ober- und Mittelelbe noch Belastungprobleme mit Arsen, den Schwermetallen Blei, Kupfer, Zink und Eisen und den organischen Stoffen Chloroform, Tetrachlorethen (Per), HCB, p,p'-DDT, Aldrin sowie α-, β-, δ- und γ-HCH.
- Der Rückgang der Schadstoffbelastung führte seit Beginn der 90er Jahre zum Auftreten ausgeprägter Algenblüten in der Mittelelbe.
- Die Belastung der Tideelbe und die Stoffverteilung in ihrem Längsprofil ist in hohem Maße von den Nähr- und Schadstoffeinträgen aus der Ober- und Mittelelbe und von der jeweiligen Abflusssituation abhängig. Charakteristisch dafür ist das ausgeprägte sommerliche Sauerstofftal im Bereich Hamburgs und unterstrom davon, das früher auf den Abbau von oberstrom eingetragenem Ammonium bedingt war und heute auf den Abbau der Biomasse aus den Algenblüten der Mittelelbe zurückzuführen ist.
- Insgesamt haben sich in der Tideelbe sowohl die Eintragssituation von oberstrom als auch die lokale Eintragssituation im Großraum Hamburg (Kläranlagenbau in den 80er Jahren) stark verbessert.
- Eine Verdichtung des Messnetzes ist jedoch insbesondere für die Erhebung von Schadstoffdaten im tschechischen Abschnitt der Elbe wünschenswert (viele Emittenten). Aufgrund der zahllosen Stauwerke im Bereich der tschechischen Elbe sollte ferner die Zahl der Messstellen für biologische Kenngrößen und Nährstoffe erweitert werden.
- Die Erstellung von Nähr- und Schadstoff-Längsprofilen der Elbe mittels einer Beprobung vom Hubschrauber aus hat sich für die gesamte Elbe von der Mündung bis zur Quelle als sinnvolle Ergänzung des zeitlich höher, aber räumlich wesentlich geringer

auflösenden Routinemessprogrammes mittels weniger, fest eingerichteter Messstationen erwiesen und ist für die Beurteilung der Nähr- und Schadstoffsituation der Tideelbe sogar als essentiell anzusehen.

- Die Beprobungsstrategie hat sich aufgrund der langjährigen Erfahrungen und der damit einhergehenden Optimierung bei der Ermittlung der Gewässergüte der Elbe bewährt. Sie ist als erprobte Strategie zur großräumigen Überwachung eines Flusssystems sicherlich auf andere große Flusssysteme übertragbar und sollte bei künftigen Konzeptionen als Methode der Wahl in die Diskussion miteinbezogen werden.

11 Literatur

ALLOWAY, B. J.; AYRES, D. C. (1996): Schadstoffe in der Umwelt: Chemische Grundlagen zur Beurteilung von Luft-, Wasser- und Bodenverschmutzungen. - Heidelberg, Berlin, Oxford: Spektrum Akademischer Verlag

ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE (ARGE ELBE) (Hrsg.): Wassergütedaten der Elbe von Schnackenburg bis zur See. Abflussjahre 1979 ff. - Hamburg: Wassergütestelle Elbe

ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE (ARGE ELBE) (Hrsg.): Gewässergütebericht Elbe von Schnackenburg bis zur See. Abflussjahre 1984 ff. - Hamburg: Wassergütestelle Elbe

ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE (ARGE ELBE) (Hrsg.): Wassergütedaten der Elbe von Schmilka bis zur See. Zahlentafel 1998. - Hamburg: Wassergütestelle Elbe

ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE (ARGE ELBE) (Hrsg., 1997): 20 Jahre Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe - Rückblick und Ausblick. - Hamburg: Wassergütestelle Elbe

ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE (ARGE ELBE) (Hrsg., 1990): Nährstoffstudie der Elbe. - Hamburg: Wassergütestelle Elbe

ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE (ARGE ELBE) (Hrsg., 2000): Multielementanalysen von Wasserproben der Elbe und ausgewählter Nebenflüsse - Längsprofilbeprobung vom September 1997. - Hamburg: Wassergütestelle Elbe

BALLSCHMITER, K.; SCHÄFER, W.; BUCHERT, H. (1978) - Fresenius Z. Anal. Chem. 326, S. 253

BARNDT, G.; BOHN, B.; KÖHLER, E. (1992[4]):Biologische und chemische Gütebestimmung von Fließgewässern. - Bonn: Vereinigung Deutscher Gewässerschutz (VDG) (Schriftenreihe der VDG, Band 53)

BECKER, H.; DÖPKE, F.; DORN, E.; HEITEFUSS, R.; HOLTSCHULTE, B.; KÖPP, H. (1992): Beurteilung von Pflanzenschutzmitteln in aquatischen Ökosystemen. - Weinheim: VCH-Verlagsgesellschaft (Deutsche Forschungsgemeinschaft)

BERGEMANN, M.; BLÖCKER, G.; HARMS, H.; KERNER, M.; MEYER-NEHLS, R.; PETERSEN, W.; SCHROEDER, F. (1996): Der Sauerstoffhaushalt der Tideelbe. - Sonderdruck aus Die Küste, Heft 58/96 (Hrsg.: Kuratorium für Forschung im Küsteningenieurwesen)

BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE (Hrsg.) (1996): Optimizing Freshwater Data Monitoring Networks including Links with Modelling: Proceedings, Paris, La Defense, October 18-20, 1995. - Koblenz: European Network of Fresh Water Research Organisations (EurAqua)

CLARKE, R. (1986) (ed.): The Handbook of Ecological Monitoring - A GEMS/UNEP publication. - Oxford: Clarendon Press

CLAUSSEN, U.; COHORS-FRESENBORG, D.; IRMER, U.; LEONHARDT, H.; MARKARD, C.; MEHLHORN, B.; MÖLLER, H.-W.; MOHAUPT, V.; RECHENBERG, J.; SCHMITZ, E.; WOLTER, R. (1999): Umweltqualitäts- und Umwelthandlungsziele im Gewässerschutz - Sachstand und Ausblick. - Berlin: Umweltbundesamt (UBA-Texte 91/99)

EL-SHAARAWI, A. H.; KWIATKOWSKI, R. E. (ed.) (1986): Statistical Aspects of Water Quality Monitoring: Proceedings of the Workshop held at the Canada Centre for Inland Waters, October 7-10, 1985. - Amsterdam, Oxford, New York, Tokyo: Elsevier (Developments in Water Science, Vol. 27)

FENT, K. (1998): Ökotoxikologie: Umweltchemie - Toxikologie - Ökologie. - Stuttgart, New York: Georg Thieme Verlag

FÖRSTNER, U. (19934): Umweltschutztechnik. - Berlin, Heidelberg, New York: Springer-Verlag

GANDRAß, J.; BORMANN, G.; WUNSCH, H.-D.; ZOLL, M. (1998): Erfassung und Beurteilung der Belastung der Elbe mit ökosystemrelevanten Organika, Teil I: Schwerflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe in Sedimenten und Pestizide in der Wasserphase. - Geesthacht: GKSS

GERTZ, S. M.; LONDON, M. D. (eds., 1984): Statistics in the Environmental Sciences: a Symposium sponsored by ASTM Committee D-19 on Water, Philadelphia, PA, 7-8 October, 1982. - Philadelphia: American Society for Testing and Materials (Special Technical Publication 845)

GILBERT, R. O. (1987): Statistical Methods for Environmental Pollution Monitoring - New York: Van Nostrand Reinhold Company

Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE) (1995): Aktionsprogramm Elbe. - Magdeburg: IKSE

INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DER ELBE (IKSE) (1997): Verzeichnis der potentiell gefährlichen Anlagen im Einzugsgebiet der Elbe. - Magdeburg: IKSE

INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DER ELBE (IKSE) (2000): Die Elbe von 1990 bis 2000 - 10 Jahre erfolgreiche Zusammenarbeit in der IKSE. - Broschüre

KOCH, R. (1995[3]): Umweltchemikalien: Physikalisch-chemische Daten, Toxizitäten, Grenz- und Richtwerte, Umweltverhalten. - Weinheim: VCH-Verlagsgesellschaft)

KUSSATZ, C.; SCHUDOMA, D.; THROL, C.; KIRCHHOFF, N.; RAUERT, C. (1999): Zielvorgaben für Pflanzenschutzmittelwirkstoffe zum Schutz oberirdischer Binnengewässer. - Berlin: Umweltbundesamt (UBA-Texte 76/99)

MOORE, J. M. (1991): Inorganic Contaminants of Surface Water: Research and Monitoring Priorities. - New York, Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag (Springer Series on Environmental Management)

MOORE, J. W.; RAMAMOORTHY, S. (1984): Heavy Metals in Natural Waters: Applied Monitoring and Impact Assessment. - New York, Berlin, Heidelberg, Tokyo: Springer-Verlag (Springer Series on Environmental Management)

NEILSON, A. H. (1994): Organic Chemicals in the Aquatic Environment: Distribution, Persistence and Toxicity. - Boca Raton, Ann Arbor, London, Tokyo: Lewis Publishers

PRANGE, A.; AULINGER, A.; BÖDDEKER, H.; BÖSSOW, E.; ERBSLÖH, B.; JABLONSKI, R.; JANTZEN, E.; KRAUSE, P.; LEONHARDT, P.; NIEDERGESÄß, R.; PEPELNIK, R.; SCHÄFER, A.; SCHIRMACHER, M.; V. TÜMPLING jr., W. (1997): Erfassung und Beurteilung der Belastung der Elbe mit Schadstoffen, Teilprojekt 2: Schwermetalle - Schwermetallspezies, Bd. 1/3: Zusammenfassende Aus- und Bewertung der Längsprofiluntersuchungen in der Elbe. - Geesthacht: GKSS.

PRANGE, A.; BÖDDEKER, H.; BÖSSOW, E.; ERBSLÖH, B.; JABLONSKI, R.; JANTZEN, E.; KRAUSE, P.; LEONHARDT, P.; NIEDERGESÄß, R.; PEPELNIK, R.; SCHÄFER, A.; SCHIRMACHER, M.; V. TÜMPLING JR., W. (1997): Erfassung und Beurteilung der Belastung der Elbe mit Schadstoffen, Teilprojekt 2: Schwermetalle - Schwermetallspezies, Bd. 2/3: Graphische Darstellung der Längsprofile - Filtrate, Schwebstoffe, Sedimente. - Geesthacht: GKSS

PETERSEN, W.; BLÖCKER, G.; MEHLHORN, N.; SCHRÖDER F. (1999): Einfluß der veränderten Schadstoffbelastung in der Elbe auf den Sauerstoffhaushalt. - Vom Wasser, Bd. 92, S. 37-50

RIPPEN, G. (1996): Handbuch Umweltchemikalien: Stoffdaten, Prüfverfahren, Vorschriften. - Landsberg/Lech: Ecomed (Loseblattsammlung)

RÜBELT, C.; DIETZ, F.; KICKUTH, R.; KOPPE, P.; KUNTE, H.; PESCHEL, G.; SONNEBORN, M. (1982): Schadstoffe im Wasser. Band II: Phenole. - Boppart: Harald Boldt Verlag (Hrsg.: Deutsche Forschungsgemeinschaft)

SIGG, L.; STUMM, W. (1996[4]): Aquatische Chemie: eine Einführung in die Chemie wässriger Lösungen und natürlicher Gewässer. - Zürich und Stuttgart: VDF Hochschulverlag an der ETH Zürich und Teubner

SIMON, M. (1993): Die Elbe und ihr Einzugsgebiet. - Wasserwirtschaft-Wassertechnik Bd. 7, S. 16-23

SIMON, M. (1997): Belastungsschwerpunkte im Einzugsgebiet der Elbe im Überblick und Empfehlungen für Sanierungsprioritäten auf deutscher und tschechischer Seite - IKSE-Workshop „Bewertung der Ergebnisse aus der Elbeschadstofforschung“ vom 28. Bis 30.4.1997 im GKSS-Forschungszentrum

SMITH, W. (1984): Design of Efficient Environmental Surveys over Time. - In: GERTZ, S. M.; LONDON, M. D. (eds., 1984): Statistics in the Environmental Sciences, pp. 90-97

STREIT, B. (1994[2]): Lexikon Ökotoxikologie. - Weinheim: VCH-Verlag

THURMAN, E. M. (1985): Organic geochemistry of natural waters. - Dordrecht, Boston, Lancaster: Martinus Nijhoff / Dr. W. Junk Publishers (Developments in Biogeochemistry)

TÖLGYESSY, J. (1993): Chemistry and Biology of Water, Air and Soil. - Amsterdam, London, New York, Tokyo: Elsevier.

TUREKIAN, K. K.; WEDEPOHL, K. H. (1961): Distribution of the elements in some major units of the earth’s crust. - Bull. Geol. Soc. Am. 72, p. 175-192

UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.) (1997): Daten zur Umwelt: Der Zustand der Umwelt in Deutschland. - Berlin: Erich Schmidt Verlag

WAITE, T. D. (1984): Principles of Water Quality. - Orlando: Academic Press (Water Resources and Water Quality Management - An International Series of Books)

Danksagung

Für die Durchsicht des Berichtsentwurfes, ihre konstruktive Kritik und ihre Anregungen danken wir Herrn Dr. Harms vom Institut für Allgemeine Botanik, Abteilung für Mikrobiologie der Universität Hamburg; Herrn Dr. Wilhelm Petersen, Herrn Gandraß, Herrn Dr. Niedergesäß und Herrn Dr. Prange vom GKSS-Forschungszentrum Geesthacht; Herrn Lüschow, Hittbergen, sowie Frau Martens, Herrn Bergemann und Herrn Burghardt von der Wassergütestelle Elbe. Danke auch Herrn Pepelnik (GKSS) für die Bereitstellung ergänzender Daten zu bestimmten Längsprofilbeprobungen. Für ihre Unterstützung bei der Erstellung von Abbildungen und bei technischen Fragen gilt unser Dank ferner insbesondere Frau Ehrhorn, Herrn Bergemann und Herrn Wolf (alle Wassergütestelle Elbe).

ANHANG

Tabellenverzeichnis Anhang

Tab. A 1: Natürliches Vorkommen, weltweite Produktion und Einträge von Schwermetallen und Arsen ins aquatische Milieu 1
Tab. A 2: Analytik der allgemeinen Gewässergüteparameter im Bereich der Tideelbe (Stand: 1998) 2
Tab. A 3: Analytik der allgemeinen Gewässergüteparameter im Bereich des gesamten Elbe-Längsprofiles (Stand: 1998) 3
Tab. A 4: Beprobungsstellen, Nebenflussmündungen, Klärwerke und potentielle Direkteinleiter der Elbe 6
Tab. A 5: Potentielle Verunreiniger der Elbe mit Nährstoffen und Metallen (IKSE 1995 und 1997) 9
Tab. A 6: Potentielle Verunreiniger der Elbe mit organischen Schadstoffen (IKSE 1995 und 1997) 10
Tab. A 7: Chlorierte Alkane, Alkene und Diene in der Elbe (gesamtes Längsprofil) 11
Tab. A 8: Benzen-, Toluen- und Xylen-Konzentrationen in der Elbe (gesamtes Längsprofil) 12
Tab. A 9: Chlorbenzen-Konzentrationen in der Elbe (gesamtes Längsprofil) 13
Tab. A 10: PCB-Konzentrationen in der Elbe (gesamtes Längsprofil) 14
Tab. A 11: Konzentrationen des DDT und seiner Metabolite in der Elbe (gesamtes Längsprofil) 15
Tab. A 12: Aldrin-, Dieldrin-, Endrin- und Isodrin-Konzentrationen in der Elbe (gesamtes Längsprofil) 16
Tab. A 13: Konzentrationen stickstoffhaltiger PBSM in der Elbe (gesamtes Längsprofil) 17

Abbildungsverzeichnis Anhang

Abb. A 1: Abfluss der Elbe am Pegel Neu Darchau (Str-km 536,4) (1979-1998) 18

Abbildungsverzeichnis Homepage der ARGE ELBE
http://www.arge-elbe.de/download

Abb. A 2: Wassertemperatur der Tideelbe (1979-1998)
Abb. A 3: Sauerstoffgehalt der Tideelbe (1979-1998)
Abb. A 4: Gelöster Organischer Kohlenstoff (DOC) in der Tideelbe (1982-1998)
Abb. A 5: Partikulärer Organischer Kohlenstoff (POC) in der Tideelbe (1991-1998)
Abb. A 6: Anorganischer Kohlenstoff (IC) in der Tideelbe (1984-1998)
Abb. A 7: Gesamtstickstoff in der Tideelbe (1979-1998)
Abb. A 8: Zehrung$_2$-Werte der Tideelbe (1979-1986)
Abb. A 9: Zehrung$_5$-Werte der Tideelbe (1979-1986)
Abb. A 10: Zehrung$_8$-Werte der Tideelbe (1982-1985)
Abb. A 11: Zehrung$_{15}$-Werte der Tideelbe (1982-1985)
Abb. A 12: Zehrung$_7$-Werte der Tideelbe (1986-1998)
Abb. A 13: Zehrung$_{14}$-Werte der Tideelbe (1986-1998)
Abb. A 14: Kaliumpermanganat-Verbrauch der Tideelbe (1979-1985)
Abb. A 15: Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) der Tideelbe (1979-1985), unfiltrierte Proben
Abb. A 16: Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) der Tideelbe (1982-1985), filtrierte Proben
Abb. A 17: Chlorid-Konzentrationen in der Tideelbe (1979-1998)
Abb. A 18: Gesamthärte in der Tideelbe (1981)
Abb. A 19: Carbonathärte in der Tideelbe (1981)
Abb. A 20: Bakterienbesatz der Tideelbe (1979-1990)
Abb. A 21: Besatz der Tideelbe mit *Escherichia coli* (1987-1994)
Abb. A 22: Besatz der Tideelbe mit Fäkalcoliformen Bakterien (1992-1998)
Abb. A 23: Besatz der Tideelbe mit *Streptococcus faecalis* (1993-1994)
Abb. A 24: Relative Biologische Güte der Tideelbe (1980-1993)
Abb. A 25: Phaeophytin-Gehalte in der Tideelbe (1982-1998)
Abb. A 26: Besatz der Tideelbe mit Kieselalgen (1982-1994)
Abb. A 27: Besatz der Tideelbe mit Grünalgen (1982-1994)
Abb. A 28: Chrom-Konzentrationen in der Tideelbe (Filtrate) (1986-1996)
Abb. A 29: Chrom-Gehalte in der Tideelbe (Filterrückstände) (1986-1996)

Abb. A 30: Verhältnis der gelösten zur partikulären Chrom-Fraktion in der Tideelbe (1986-1991)
Abb. A 31: Kupfer-Konzentrationen in der Tideelbe (Filtrate) (1986-1996)
Abb. A 32: Kupfer-Gehalte in der Tideelbe (Filterrückstände) (1986-1996)
Abb. A 33: Verhältnis der gelösten zur partikulären Chrom-Fraktion in der Tideelbe (1986-1991)
Abb. A 34: Eisen-Konzentrationen in der Tideelbe (Filtrate) (1986-1996)
Abb. A 35: Eisen-Gehalte in der Tideelbe (Filterrückstände) (1986-1996)
Abb. A 36: Verhältnis der gelösten zur partikulären Eisen-Fraktion in der Tideelbe (1986-1991)
Abb. A 37: Verhältnis der gelösten zur partikulären Quecksilber-Fraktion in der Tideelbe (1986-1991)
Abb. A 38: Verhältnis der gelösten zur partikulären Blei-Fraktion in der Tideelbe (1986-1991)
Abb. A 39: Arsen-Konzentrationen in der Tideelbe (Filtrate) (1986-1996)
Abb. A 40: Arsen-Gehalte in der Tideelbe (Filterrückstände) (1986-1996)
Abb. A 41: Verhältnis der gelösten zur partikulären Arsen-Fraktion in der Tideelbe (1986-1991)
Abb. A 42: 1,2-Dichlorethan-Konzentrationen in der Tideelbe (1991)
Abb. A 43: 1,1,1-Trichlorethan-Konzentrationen in der Tideelbe (1980-1991)
Abb. A 44: Hexachlorbutadien-Konzentrationen in der Tideelbe (1983-1991)
Abb. A 45: α-HCH-Konzentrationen in der Tideelbe (1981-1991)
Abb. A 46: β-HCH-Konzentrationen in der Tideelbe (1981-1991)
Abb. A 47: 1,2,3-Trichlorbenzen-Konzentrationen in der Tideelbe (1984-1991)
Abb. A 48: 1,2,4-Trichlorbenzen-Konzentrationen in der Tideelbe (1984-1991)
Abb. A 49: 1,3,5-Trichlorbenzen-Konzentrationen in der Tideelbe (1984-1991)
Abb. A 50: 1,2,3,4-Tetrachlorbenzen-Konzentrationen in der Tideelbe (1984-1991)
Abb. A 51: 1,2,3,5- und 1,2,4,5-Tetrachlorbenzen-Konzentrationen in der Tideelbe (1984-1990)
Abb. A 52: 1,2,4,5-Tetrachlorbenzen-Konzentrationen in der Tideelbe (1991)
Abb. A 53: Pentachlorbenzen-Konzentrationen in der Tideelbe (1984-1991)
Abb. A 54: 2,3,4-Trichlorphenol-Konzentrationen in der Tideelbe (1982-1985)
Abb. A 55: 2,3,5-Trichlorphenol-Konzentrationen in der Tideelbe (1982-1985)
Abb. A 56: 2,3,6-Trichlorphenol-Konzentrationen in der Tideelbe (1982-1985)
Abb. A 57: 2,4,5-Trichlorphenol-Konzentrationen in der Tideelbe (1982-1985)
Abb. A 58: 2,4,6-Trichlorphenol-Konzentrationen in der Tideelbe (1982-1991)
Abb. A 59: 2,3,4,6-Tetrachlorphenol-Konzentrationen in der Tideelbe (1982-1988)
Abb. A 60: 2,3,5,6-Tetrachlorphenol-Konzentrationen in der Tideelbe (1982-1988)
Abb. A 61: Konzentrationen des PCB 28 in der Tideelbe (1986-1991)
Abb. A 62: Konzentrationen des PCB 52 in der Tideelbe (1986-1991)
Abb. A 63: Konzentrationen des PCB 101 in der Tideelbe (1985-1991)
Abb. A 64: Konzentrationen des PCB 180 in der Tideelbe (1985-1991)
Abb. A 65: p,p'-DDT-Konzentrationen in der Tideelbe (1989-1991)
Abb. A 66: p,p'-DDD-Konzentrationen in der Tideelbe (1989-1991)
Abb. A 67: p,p'-DDE-Konzentrationen in der Tideelbe (1989-1991)
Abb. A 68: Octachlorstyren-Konzentrationen in der Tideelbe (1989-1991)
Abb. A 69: 2,4,5-T-Konzentrationen in der Tideelbe (1982-1985)
Abb. A 70: Adsorbierbare organische Halogenverbindungen in der Tideelbe (1984-1995)

Tab. A 1: Natürliches Vorkommen, weltweite Produktion und Einträge von Schwermetallen und Arsen ins aquatische Milieu

	Mittlere Gehalte der Erdkruste*) [mg/kg]	Tongesteins-standard$) [mg/kg]	Weltweite Produktion#) [t/a]	Anthropogene Einträge ins aquatische Milieu#) [t/a]
As	2-5	13	45.000 *(1990)*	12.000-70.000 *1988*
Cd	0,1-0,2	0,3	19.000 *1989*	2.100-17.000 *1988*
Cr	100	90	>11.200.000 *1980*	45.000-239.000 *1988*
Cu	50	45	>8.500.000 *(1990)*	35.000-90.000 *1988*
Fe	50.000	47.200	715.000.000 *(1990)*	(nicht quantifiziert) (990 Mio. Gesamtfracht Flüsse)
Hg	0,005-0,08		6.000 *(1990)*	300-8.800 *1988*
Mn	950	850	30.000.000 *(1990)*	109.000-414.000 *1988*
Ni	75-80	68	~800.000 *(1990)*	33.000-194.000 *1988*
Pb	14-15	20	3.100.000 *1988*	97.000-180.000 *1988*
Zn	70-75	95	7.000.000 *1988*	77.000-373.000 *1988*

*): aus ALLOWAY & AYRES (1996) und MOORE (1991)

$): nach TUREKIAN & WEDEPOHL (1961)

#): aus MOORE 1991

( ): Publikationsjahr, da keine Jahresangabe für die Schätzung

Tab. A 2: Analytik der allgemeinen Gewässergüteparameter im Bereich der Tideelbe (Stand: 1998)

Mess-/Kenngröße	Einheit	BG	Probenvorbehandlung	Methode	Institution
pH-Wert			keine	DIN 38404-C5, Bestimmung vor Ort	NLWK, Betriebsstelle Stade
Elektrische Leitfähigkeit	mS/m	0,3	keine	DIN EN 27888-C8, Bestimmung vor Ort	NLWK, Betriebsstelle Stade
Chlorid	mg/l Cl	10	keine	DIN 38405-D1-3 (Titroprozessor)	LANU, Schleswig-Holstein
Gelöster Sauerstoff	mg/l O_2	0,03-0,1	keine	DIN EN 25813-G21 oder DIN EN 25814-G22	NLWK, Betriebsstelle Stade
Zehrung	mg/l O_2	1	Homogenisieren	DIN EN 1899-2-H52, ohne Impfung, ohne Nitrifikationshemmung, begasen mit O2; baldmöglichste Untersuchung nach der Probenahme	NLWK, Betriebsstelle Stade
NH_4-N	mg/l N	0,04	Filtration 0,45 µm Membranfilter	DIN 38406-E5-1 (CFA), Analyse baldmöglichst nach der Probenahme	Umweltbehörde Hamburg, Amt für Umweltuntersuchung
NO_2-N	mg/l N	0,01	Filtration 0,45 µm Membranfilter	DIN EN 26777-D10 (CFA), Analyse baldmöglichst nach der Probenahme	Umweltbehörde Hamburg, Amt für Umweltuntersuchung
NO_3-N	mg/l N	0,1	Filtration 0,45 µm Membranfilter	DIN EN 26777-D10 (CFA, nach Reduktion zu Nitrit)	Umweltbehörde Hamburg, Amt für Umweltuntersuchung
Gesamt-N	mg/l N	0,2	Druckaufschluß mit $K_2S_2O_8$ (Koroleff), EN ISO 11905-1	DIN EN 26777-D10 (CFA, nach Reduktion zu Nitrit)	Umweltbehörde Hamburg, Amt für Umweltuntersuchung
o-PO_4-P	mg/l P	0,01	Filtration 0,45 µm Membranfilter	DIN EN 1189-3-D11 (CFA), Analyse baldmöglichst nach der Probenahme	Umweltbehörde Hamburg, Amt für Umweltuntersuchung
Gesamt-P	mg/l P	0,02	Homogenisieren, Druckaufschluß mit $K_2S_2O_8$	DIN EN 1189-6-D11 (CFA)	Umweltbehörde Hamburg, Amt für Umweltuntersuchung
TOC	mg/l C	0,2	Homogenisieren mit Ultraturrax	DIN EN 1484-H3, katalytische Hochtemperaturoxidation (ab Oktober)	LANU S-H
DOC	mg/l C	0,2	Filtration 0,45 µm Membranfilter	DIN EN 1484-H3, katalytische Hochtemperaturoxidation (ab Oktober)	LANU S-H
POC	mg/l C	0,2	Standardarbeitsanweisung POC des NLWK, Betriebsstelle Stade		NLWK, Betriebsstelle Stade
IC	mg/l C	0,1	s. TOC, Austreiben mit HCl	DIN EN 1484-H3, katalytische Hochtemperaturoxidation (ab Oktober)	LANU S-H
Abfiltrierbare Stoffe	mg/l	0,1	Homogenisieren	Filtration (Glasfaserfilter)	Wassergütestelle Elbe, Hamburg
Silikat	mg/l SiO_2	0,01	Filtration 0,45 µm Membranfilter	DIN 38405-D21 (CFA)	NLWK, Betriebsstelle Stade
AOX	µg/l Cl	6	Ansäuern mit HNO_3 auf pH 2	DIN EN 1485-H14 (Schüttelmethode)	NLWK, Betriebsstelle Stade

LANU: Landesamt für Natur und Umwelt

NLWK: Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft und Küstenschutz

Tab. A 3: Analytik der allgemeinen Gewässergüteparameter im Bereich des gesamten Elbe-Längsprofiles (Stand: 1998)

Mess-/Kenngröße	Einheit	BG	Probenvorbehandlung	Methode	Institution	Abschnitt
pH-Wert	-	-	keine	DIN 38404-C5, Bestimmung vor Ort	Staatl. Umweltbetriebsges., Radebeul	Schmilka bis Dommitzsch
		-	"	DIN 38404-C5, Bestimmung vor Ort oder innerhalb von 24 h im Labor	Staatl. Amt f. Umweltschutz, Dessau/Wittenberg	Pretzsch bis Wahrenberg
		-	"	"	Staatl. Amt f. Umweltschutz, Magdeburg	Pretzsch bis Wahrenberg
		-	"	"	Landesumweltamt Brandenburg, Potsdam	Schnackenburg bis Lauenburg
Elektrische Leitfähigkeit	mS/m	-	keine	DIN EN 27888-C8, Bestimmung vor Ort	Staatl. Umweltbetriebsges., Radebeul	Schmilka bis Dommitzsch
		-	"	DIN EN 27888-C8, Bestimmung vor Ort oder innerhalb von 24 h im Labor	Staatl. Amt f. Umweltschutz, Dessau/Wittenberg	Pretzsch bis Wahrenberg
		-	"	"	Staatl. Amt f. Umweltschutz, Magdeburg	Pretzsch bis Wahrenberg
		-	"	"	Landesumweltamt Brandenburg, Potsdam	Schnackenburg bis Lauenburg
Chlorid	mg/l Cl	2,5	Filtration 0,45 µm Membranfilter	DIN EN ISO 10304-1-D19	Staatl. Umweltbetriebsges., Radebeul	Schmilka bis Dommitzsch
		1	"	"	Staatl. Amt f. Umweltschutz, Dessau/Wittenberg	Pretzsch bis Wahrenberg
		1	"	"	Staatl. Amt f. Umweltschutz, Magdeburg	Pretzsch bis Wahrenberg
		10	Filtration durch Papierfilter (mittelhart)	"	Landesumweltamt Brandenburg, Potsdam	Schnackenburg bis Lauenburg
Gelöster Sauerstoff	mg/l O_2	0,1	keine	DIN EN 25814-G22 oder DIN EN 25813-G21, Bestimmung vor Ort oder nach Fixierung im Labor	Staatl. Amt f. Umweltschutz, Magdeburg	alle
Zehrung	mg/l O_2	0,5	Homogenisieren	DIN EN 1899-2-H52	Staatl. Umweltbetriebsges., Radebeul	Schmilka bis Dommitzsch
		0,5	"	DIN EN 1899-2-H52, ohne Impfung, ohne Nitrifikationshemmung, begasen mit O_2; baldmöglichste Untersuchung nach der Probenahme	Staatl. Amt f. Umweltschutz, Dessau/Wittenberg	Pretzsch bis Wahrenberg
		0,5	"	"	Staatl. Amt f. Umweltschutz, Magdeburg	Pretzsch bis Wahrenberg
		-	"	DIN EN 1899-2-H52	Landesumweltamt Brandenburg, Potsdam	Schnackenburg bis Lauenburg
NH_4-N	mg/l N	0,03	Filtration 0,45 µm Membranfilter	DIN 38406-E5-1 (CFA), Analyse spätestens 24 h nach der Probenahme	Staatl. Umweltbetriebsges., Radebeul	Schmilka bis Dommitzsch
		0,02	"	"	Staatl. Amt f. Umweltschutz, Dessau/Wittenberg	Pretzsch bis Wahrenberg
		0,01	"	"	Staatl. Amt f. Umweltschutz, Magdeburg	Pretzsch bis Wahrenberg
		0,01	Filtration durch Papierfilter (mittelhart)	DIN 38406-E23 (CFA), Analyse spätestens 24 h nach der Probenahme	Landesumweltamt Brandenburg, Potsdam	Schnackenburg bis Lauenburg
NO_2-N	mg/l N	0,01	Filtration 0,45 µm Membranfilter	DIN EN 26777-D10 (CFA), Analyse spätestens 24 h nach der Probenahme	Staatl. Umweltbetriebsges., Radebeul	Schmilka bis Dommitzsch
		0,006	"	DIN EN ISO 10304-1-D19, Analyse spätestens 24 h nach der Probenahme	Staatl. Amt f. Umweltschutz, Dessau/Wittenberg	Pretzsch bis Wahrenberg
		0,001	"	DIN EN 26777-D10 (CFA), Analyse spätestens 24 h nach der Probenahme	Staatl. Amt f. Umweltschutz, Magdeburg	Pretzsch bis Wahrenberg
		0,01	Filtration durch Papierfilter (mittelhart)	DIN EN ISO 13395 (CFA), Analyse spätestens 24 h nach der Probenahme	Landesumweltamt Brandenburg, Potsdam	Schnackenburg bis Lauenburg

Tab. A 3 (Fortsetzung)

Mess-/Kenngröße	Einheit	BG	Probenvorbehandlung	Methode	Institution	Abschnitt
NO_3-N	mg/l N	0,5	Filtration 0,45 µm Membranfilter	DIN EN ISO 10304-1-D19	Staatl. Umweltbetriebsges., Radebeul	Schmilka bis Dommitzsch
		0,045	"	"	Staatl. Amt f. Umweltschutz, Dessau/Wittenberg	Pretzsch bis Wahrenberg
		0,15	"	"	Staatl. Amt f. Umweltschutz, Magdeburg	Pretzsch bis Wahrenberg
		0,01	Filtration durch Papierfilter (mittelhart)	DIN EN ISO 13395, Reduktion des Nitrats zu Nitrit an metallischem Cd; Analyse baldmöglichst nach der Probenahme	Landesumweltamt Brandenburg, Potsdam	Schnackenburg bis Lauenburg
Gesamt-N	mg/l N	2,4	OXISOLV-Aufschluß	DIN 38405-D9-2	Staatl. Umweltbetriebsges., Radebeul	Schmilka bis Dommitzsch
		0,5	Homogenisieren, ansäuern auf pH 2	DIN EN V 12260, Oxidation, Chemolumineszenz	Staatl. Amt f. Umweltschutz, Dessau/Wittenberg	Pretzsch bis Wahrenberg
		0,5	Homogenisieren	DIN 38409-H27	Staatl. Amt f. Umweltschutz, Magdeburg	Pretzsch bis Wahrenberg
		0,1	Stabilisierung der Probe mit HCl (pH<2), Aufschluß nach DIN 38409-H27 (katalytisch oxidativ bei 800 °C)	DIN 38409-H27, Chemolumineszenz	Landesumweltamt Brandenburg, Potsdam	Schnackenburg bis Lauenburg
o-PO_4-P	mg/l P	0,02	Filtration 0,45 µm Membranfilter	DIN EN 1189-3-D11 (CFA), Analyse spätestens 24 h nach der Probenahme	Staatl. Umweltbetriebsges., Radebeul	Schmilka bis Dommitzsch
		0,01	"	DIN EN 1189-D11 (CFA), Analyse spätestens 24 h nach der Probenahme	Staatl. Amt f. Umweltschutz, Dessau/Wittenberg	Pretzsch bis Wahrenberg
		0,005	"	DIN EN 1189-3-D11 (teilw. automatisiert), Analyse spätestens 24 h nach der Probenahme	Staatl. Amt f. Umweltschutz, Magdeburg	Pretzsch bis Wahrenberg
		0,005	Filtration durch Papierfilter (mittelhart)	DIN EN 1189-3-D11	Landesumweltamt Brandenburg, Potsdam	Schnackenburg bis Lauenburg
Gesamt-P	mg/l P	0,1	OXISOLV-Aufschluß	DIN EN 1189-6-D11, Analyse spätestens 24 h nach der Probenahme	Staatl. Umweltbetriebsges., Radebeul	Schmilka bis Dommitzsch
		0,01	Stabilisieren mit H_2SO_4, Aufschluß mit $K_2S_2O_8$ nach DIN 38405-D11-4	DIN EN 1189-6-D11	Staatl. Amt f. Umweltschutz, Dessau/Wittenberg	Pretzsch bis Wahrenberg
		0,01	Stabilisieren mit H_2SO_4, Aufschluß mit $K_2S_2O_8$	DIN EN 1189-6, teilw. automatisiert	Staatl. Amt f. Umweltschutz, Magdeburg	Pretzsch bis Wahrenberg
		0,01	Homogenisieren	DIN EN 1189-6-D11 (CFA)	Landesumweltamt Brandenburg, Potsdam	Schnackenburg bis Lauenburg
TOC	mg/l C	2	Homogenisieren nach DIN 38402-A30	DIN EN 1484-H3, katalytische Hochtemperaturoxidation und Bestimmung des CO_2 mittels IR-Spektroskopie	Staatl. Umweltbetriebsges., Radebeul	Schmilka bis Dommitzsch
		0,5	Homogenisieren	"	Staatl. Amt f. Umweltschutz, Dessau/Wittenberg	Pretzsch bis Wahrenberg
		0,5	"	"	Staatl. Amt f. Umweltschutz, Magdeburg	Pretzsch bis Wahrenberg
		0,5	"	"	Landesumweltamt Brandenburg, Potsdam	Schnackenburg bis Lauenburg

Tab. A 3 (Fortsetzung)

Mess-/Kenngröße	Einheit	BG	Probenvorbehandlung	Methode	Institution	Abschnitt
DOC	mg/l C	2	Filtration 0,45 µm Membranfilter	DIN EN 1484-H3, katalytische Hochtemperaturoxidation und Bestimmung des CO_2 mittels IR-Spektroskopie	Staatl. Umweltbetriebsges., Radebeul	Schmilka bis Dommitzsch
		0,5	"	"	Staatl. Amt f. Umweltschutz, Dessau/Wittenberg	Pretzsch bis Wahrenberg
		0,5	"	"	Staatl. Amt f. Umweltschutz, Magdeburg	Pretzsch bis Wahrenberg
		0,5	"	"	Landesumweltamt Brandenburg, Potsdam	Schnackenburg bis Lauenburg
Abfiltrierbare Stoffe	mg/l	1	Homogenisieren	DIN 38409-H2-2	Staatl. Umweltbetriebsges., Radebeul	Schmilka bis Dommitzsch
		1	"	DIN 38409-H2-3, nach der Probenahme möglichst baldige Filtration im Labor (Glasfaserfilter)	Staatl. Amt f. Umweltschutz, Dessau/Wittenberg	Pretzsch bis Wahrenberg
		1	keine	DIN 38409-H2-2, nach der Probenahme möglichst baldige Filtration im Labor	Staatl. Amt f. Umweltschutz, Magdeburg	Pretzsch bis Wahrenberg
		1	Homogenisieren	DIN 38409-H2-3, nach der Probenahme möglichst baldige Filtration im Labor (Glasfaserfilter)	Landesumweltamt Brandenburg, Potsdam	Schnackenburg bis Lauenburg
Silikat	mg/l SiO_2	1,4	Filtration 0,45 µm Membranfilter	DIN 38405-D21 (CFA)	Staatl. Umweltbetriebsges., Radebeul	Schmilka bis Dommitzsch
		0,25	"	DIN 38405-D21 (CFA), photometrische Bestimmung als Silicomolybdänblau	Staatl. Amt f. Umweltschutz, Dessau/Wittenberg	Pretzsch bis Wahrenberg
		0,01	Filtration durch Papierfilter (mittelhart)	in Anlehnung an DIN 38405-D21	Staatl. Amt f. Umweltschutz, Magdeburg	Pretzsch bis Wahrenberg
		0,1	Filtration durch Papierfilter (mittelhart)	DIN 38405-D21 (CFA)	Landesumweltamt Brandenburg, Potsdam	Schnackenburg bis Lauenburg
AOX	µg/l Cl	10	Ansäuern mit HNO_3 auf pH 1-2	DIN EN 1485-H14 (Schüttelmethode)	Staatl. Umweltbetriebsges., Radebeul	Schmilka bis Dommitzsch
		10	"	DIN EN 1485-H14 (Säulenmethode)	Staatl. Amt f. Umweltschutz, Dessau/Wittenberg	Pretzsch bis Wahrenberg
		10	"	DIN EN 1485-H14 (Schüttelmethode)	Staatl. Amt f. Umweltschutz, Magdeburg	Pretzsch bis Wahrenberg
		5	"	DIN EN 1485-H14 (Schüttelmethode)	Landesumweltamt Brandenburg, Potsdam	Schnackenburg bis Lauenburg

Tab. A 4: Beprobungsstellen, Nebenflussmündungen, Klärwerke und potentielle Direkteinleiter der Elbe

Str-km	Messstelle	Besonderheiten
-369,9	Pramen Labe	
-361,4	Spindler Mühle	(Staustufen)
-337,2	Klasterska Lhota	(Staustufen)
-313,9	Verdek	(Staustufen)
-292,3	Horenice	(Staustufen)
	Hradec Kralove	
-262,3	Opatovice	(Staustufen)
-233	*VCHZ Synthesia, Semtín (CH)*	
-233	*Paramo a. s., Pardubice (ÖR)*	
	Pardubice (Stadt und Chemische Industrie)	
-227,5	Valy	(Staustufen)
~195	*Lucební závody Draslovka, Kolín (CH)*	
-188,4	Klavary	(Staustufen)
-150,9	Lysá	(Staustufen)
-141,1	Jizera (ME)	
-123,4	*Spolana, Neratovice (CH)*	
-115,9	Obrístiví	(Staustufen)
-109,3	Moldau (Vltava)	
	CSPL a. s., Hnevice (ST)	
-104,3	Berkovice	(Staustufen)
~-90	*Sepap, Stetí (Z/P)*	
~-65	*Tanex Litomerice (Zeletice) (LT)*	
-64,8	Ohre	
	Litomerice und Lovosice	
~-58	*Lovochemie, Lovosice (CH)*	
-41,3	Vanov	(Staustufen)
-38,3	Bilina	
~-38	*Spolchemie, Ústi n. L. (CH)*	
	Setuza a. s., Ústi n. L. (CH)	
	Ústí nad Labem	
~-30	*Kovohute Povrly (ME)*	
-20	Dobkovice	
~-10	*Chemotex, Decín (CH)*	
~-10	*CSPL a. s., Loubí (ST)*	
4	Schmilka	
~33	Pirna: CH, MB	
39,2	Müglitz	
43	Pillnitz	
~48-60	Dresden: CH, ET, EL, MB	
	Dresden-Kaditz	
76,2	Scharfenberg	
~82	Meißen: GP	
	Meißen/Coswig	
82,2	Triebisch	
89,7	Zehren	
~100	*Mannesmann Röhrenwerke Sachsen, Zeithain (ME)*	
107,1	Jahna	
~108	Riesa: CH, ME	
116	Strehla	
140,3	Belgern	
~155	Torgau: GP	
156	Torgau/Dommitzsch	
184,7	Pretzsch	

Tab. A 4 (Fortsetzung)

Str-km	Messstelle	Besonderheiten
198,5	Schwarze Elster	
~214	Wittenberg: CH	
	Gemeinschaftskläranlage Wittenberg (Stadt und Chemiebetrieb)	
214	Wittenberg	
216	*SKW Stickstoffwerke Piesteritz GmbH (CH)*	
~236	Coswig: CH	
236	Coswig	
257,7	Roßlau	
	Dessau/Roßlau	
259,6	Mulde	
287	Breitenhagen	
290,7	Saale	
~310	Schönebeck: CH, MB	
311,5	Schönebeck	
318,1	Magdeburg	
~322-335	Magdeburg: CH, ET, MB	
	Magdeburg-Gerwisch	
338,5	Hohenwarthe	
389	Tangermünde	
416,2	Sandau	
438,0	Havel	
449	Hinzdorf	
~457	Wittenberge: CH, MB	
459,7	Wahrenberg	
474	Schnackenburg	
503,8	Dömitz	
536,2	Neu Darchau	
568	Lauenburg	
	AKW Krümmel	
585,5	Geesthacht	HH
589	Elbstorf	HH
598,7	Zollenspieker	HH
609	Bunthausspitze	HH, Hafen
615,3	Billwerder Inseln (Norderelbe)	HH, Hafen
621,3	Altenwerder	HH, Hafen
623,5	Hafenstraße (Norderelbe)	HH, Hafen
614,9	Alte Harburger Elbbrücken (Süderelbe)	HH, Hafen
	Raffinerien (CH)	HH, Hafen
622,6	Köhlbrandbrücke (Süderelbe)	HH, Hafen
	Klärwerksverbund Köhlbrandhöft/Dradenau	
626,7	Neumühlen	HH, Hafen
628,8	Seemannshöft	HH, Hafen
630,1	Teufelsbrück	HH, Hafen
632,1	Nienstedten	HH, Hafen
636,1	Blankenese	HH, Hafen
641	Schulau	HH
645,5	Lühe	
645,5	Lühemündung	
650	Lühesand	
	Hetlingen	
653	oberhalb Dwarsloch	
655	Schwinge	Stade
	AKW Stade	

Tab. A 4 (Fortsetzung)

Str-km	Messstelle	Besonderheiten
655	Schwingemündung	
657	*DOW Deutschland, Stade (CH)*	
657,5	Bützflether Anleger	
660,3	Pinnau	
660,5	Grauerort	
662,7	Pagensand Mitte	
664,7	Krückau	
665	Tonne 91 grün	
670	Bielenberg Leuchtfeuer	
675,5	Glückstadt	
~676	*P. Temming AG, Glückstadt (ZP)*	
	Wischhafener Süderelbe	
678,3	Stör	
681,4	Hollerwettern	
684	Pegel Brokdorf	
	AKW Brokdorf	
689	St. Magarethen	
693	Brunsbüttel Elbehafen	
	NOK-Mündung	
	AKW Brunsbüttel	
	Bayer (CH)	
698	Tonne 57	
704	oberhalb Ostemündung	
707	Oste	
710	Otterndorf	
716,1	Glameyer	
721,6	Neufeld	
	Cuxhaven Hafen	
	Baumrönne-Cuxhaven	
727	Cuxhaven Kugelbake	
746,3	Lt. Vogelsand	
757	Scharhörnriff	
	Vogelsander Norderelbe	
	Nordertill	

Legende:

	potentielle Verunreiniger, Direkteinleiter
	kommunales Klärwerk mit Kapazität >100.000 EGW (nur Hauptstrom)
	rechter Nebenfluss
	linker Nebenfluss

BB	Bergbau
CH	Chemisch-pharmazeutische Industrie
EL	Elektronik-Industrie
ET	Elektrotechnik
GP	Glas- und Porzellanherstellung
LT	Leder-, Textil-, Pelzindustrie
MB	Maschinenbau
ME	Metallverarbeitende Industrie
ÖR	Ölraffinerie (Mineral-, Erdöl)
ST	Schiffstankstelle (Diesel)
ZP	Zellstoff- und Papierindustrie

Tab. A 5: Potentielle Verunreiniger der Elbe mit Nährstoffen und Metallen (IKSE 1995 und 1997)

Strom-km	Fluss	Industriezweig	Name Betrieb	Potentiell beinflusste Kenngrößen und Elemente												
				Allg. Gewässergüte					Schwermetalle und Arsen							
				CSB	N	P	Kali	TOC	Hg	Cd	Cu	Cr	Pb	Ni	Zn	As
-233	Elbe	chemisch-pharmazeutisch	VCHZ Synthesia, Pardubice-Semtín	x	x	x			x		x	x	x		x	
		chemisch-pharmazeutisch	Lucební závody Draslovka Kolín		x				x		x					
-141	Jizera	Metall	Skoda-VW, Mladá Boleslav						x					x		
-123	Elbe	chemisch-pharmazeutisch	Spolana, Neratovice	x	x				x		x				x	
-109	Moldau	chemisch-pharmazeutisch	Kaucuk Kralupy n. Vlt.	x	x							x	x			x
	Moldau	Zellstoff/Papier	JTP Vetrní	x												
	Moldau/Kaznejov. potok	chemisch-pharmazeutisch	AKTIVA GmbH, Kaznejov		x						x			x		
	Moldau/Klabava	Metall	Kovohute Rokycany							x	x			x	x	
	Moldau/Litavka	Metall	Kovohute Príbram							x			x			
	Moldau/Sázava	Glas, Keramik	Sklo BOHEMIA, Svetlá n. S.								x		x			
~-90	Elbe	Zellstoff/Papier	Sepap Stetí	x											x	
-65	Elbe/Ohre	Leder, Pelz	Tanex Litomerice (Zeletice)									x				
-65	Ohre	chemisch-pharmazeutisch	CHZ Solokov							x		x	x			
	Ohre/Chodovský Potok	Bergbau, Kohleverarbeitung	Sokolovská úhelná a. s. (PK), Vresová		x					x						x
-58	Elbe	chemisch-pharmazeutisch	Lovochemie, Lovosice		x	x									x	
-38	Bílina	chemisch-pharmazeutisch	Chemopetrol Litvínov	x	x				x	x	x	x	x	x	x	x
	Bílina/Zdírnický Potok	Bergbau, Kohleverarbeitung	Tlaková plynárna, Ústí n. L.		x											
-38	Elbe/Bílina	chemisch-pharmazeutisch	Spolchemie, Usti n. L.	x	x				x		x	x	x		x	
	Elbe	Metall	Kovohute Povrly								x			x	x	
~100	Elbe	Metall	Mannesmann Röhrenwerke Sachsen, Zeithain									x		x		
216	Elbe	chemisch-pharmazeutisch	SKW Stickstoffwerke Piesteritz GmbH		x											
260	Mulde	Zellstoff/Papier	Papierfabrik Trebsen GmbH, Trebsen	x												
	Mulde/Spittelwasser	chemisch-pharmazeutisch	Chemiepark Bitterfeld-Wolfen GmbH	x	x				x	x						
	Mulde/Freiberger Mulde	Leder, Pelz	Sämischleder, Nossen									x				
	Mulde/Freiberger Mulde	Metall	Saxonia AG Edelmetalle GmbH, Halsbrücke							x	x		x	x		x
	Mulde/Freiberger Mulde	Metall	Saxonia AG, Freiberg							x	x	x	x	x		
	Mulde/Freiberger Mulde	Metall	FORON, Niederschmiedeberg								x	x	x	x		
	Mulde/Zwickauer Mulde	Metall	VW-Werk, Mosel								x	x	x	x		
	Mulde/Zwickauer Mulde	chemisch-pharmazeutisch	Baufeld Raffinerie GmbH, Klaffenbach	x						x						
	Mulde/Zwickauer Mulde	chemisch-pharmazeutisch	Wismut Pöhla													x
	Mulde/Zwickauer Mulde	Textil	Schiesser Sachsen AG, Niederfrohna									x		x		
300	Saale	chemisch-pharmazeutisch	Solvay Alkali Bernburg GmbH		x		x			x						
	Saale	chemisch-pharmazeutisch	Buna GmbH	x					x							
	Saale	chemisch-pharmazeutisch	Leunawerke GmbH, Leuna	x	x			x								
	Saale	chemisch-pharmazeutisch	Schwarza Faser GmbH	x											x	
	Saale	Zellstoff/Papier	Zellstoff- und Papierfabrik Blankenstein GmbH	x												
	Saale/Wipper/Stockbach	Metall	Mansfeld Kupfer- und Messing-GmbH							x	x	x			x	
	Saale/Weiße Elster	Zellstoff/Papier	Dresdner Papierfabrik, Greiz	x												
	Saale/Weiße Elster	chemisch-pharmazeutisch	AKCROS Chemicals Greiz-Döhlau GmbH	x						x			x		x	
	Saale/Weiße Elster	chemisch-pharmazeutisch	Akzo Nobel Elsterberg												x	
438	Havel/Spree	Bergbau, Kohleverarbeitung	LAUBAG Schwarze Pumpe	x	x				x		x	x	x	x		
~620	Elbe	chemisch-pharmazeutisch	Deutsche Shell, Hamburg		x											
657	Elbe	chemisch-pharmazeutisch	DOW Deutschland, Werk Stade	x				x								
~676	Elbe	Zellstoff/Papier	P. Temming AG, Glückstadt	x												

Str-km	*Elbe*
Str-km	*Nebenfluss der Elbe*

Tab. A 6: Potentielle Verunreiniger der Elbe mit organischen Schadstoffen (IKSE 1995 und 1997)

Strom-km	Fluss	Industriezweig	Name Betrieb	Potentiell eingeleitete Stoffe Organische Schadstoffe											
				AOX	$CHCl_3$	CCl_4	EDC	Tri	Per	HCH	TCB	HCB	OZV	PM	DM
-233	Elbe	chemisch-pharmazeutisch	VCHZ Synthesia, Pardubice-Semtín	x			x	x	x		x				
		chemisch-pharmazeutisch	Lucební závody Draslovka Kolín				x								
-123	Elbe	chemisch-pharmazeutisch	Spolana, Neratovice	x		x	x								
-109	Moldau	chemisch-pharmazeutisch	Kaucuk Kralupy n. Vlt.	x											
~-90	Elbe	Zellstoff/Papier	Sepap Stetí	x	x										
-38	Elbe/Bílina	chemisch-pharmazeutisch	Spolchemie, Ústi n. L.	x	x		x		x			x			
260	Mulde/Spittelwasser	chemisch-pharmazeutisch	Chemiepark Bitterfeld-Wolfen GmbH	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x
300	Saale	chemisch-pharmazeutisch	Buna GmbH	x											
	Saale	chemisch-pharmazeutisch	Leunawerke GmbH, Leuna	x	x			x							
	Saale	Zellstoff/Papier	Zellstoff- und Papierfabrik Blankenstein GmbH	x											
	Saale/Weiße Elster	chemisch-pharmazeutisch	AKCROS Chemicals Greiz-Döhlau GmbH	x									x		
657	Elbe	chemisch-pharmazeutisch	DOW Deutschland, Werk Stade	x	x		x								
~676	Elbe	Zellstoff/Papier	P. Temming AG, Glückstadt	x											

Str-km	*Elbe*
Str-km	*Nebenfluss der Elbe*

AOX	*Adsorbierbare organische Halogenverbindungen*
CCl_4	*Tetrachlormethan*
$CHCl_3$	*Trichlormethan*
DM	*Dimethoat*
EDC	*1,2-Dichlorethan*
HCB	*Hexachlorbenzen*

HCH	*γ-HCH*
OZV	*Organozinnverbindungen*
Per	*1,1,2,2-Tetrachlorethen*
PM	*Parathionmethyl*
TCB	*Trichlorbenzene*
Tri	*1,1,2-Trichlorethen*

Tab. A 7: Chlorierte Alkane, Alkene und Diene in der Elbe (gesamtes Längsprofil)

		Messstelle		Schmilka	Zehren	Dommitzsch
		Str-km		4	89,7	156
Dichlormethan	µg/l	**1996**	***links***	n.n.	n.n.	n.n.
			rechts	n.n.	n.n.	n.n.
		1997	***links***	<1^	<1^	<1^
			rechts	<1^	<1^	<1^
Trichlormethan	µg/l	**1996**	***links***	0,15	0,15	0,11
			rechts	0,14	0,13	0,1
		1997	***links***	0,7	0,6	0,3
			rechts	0,7	0,6	0,3
Tetrachlormethan	µg/l	**1996**	***links***	0,16	0,2	1,1
			rechts	0,14	0,2	1,1
		1997	***links***	<0,01^	<0,01^	<0,01^
			rechts	<0,01^	<0,01^	<0,01^
1,2-Dichlorethan	µg/l	**1996**	***links***	n.n.	n.n.	n.n.
			rechts	n.n.	n.n.	n.n.
		1997	***links***	<1^	<1^	<1^
			rechts	<1^	<1^	<1^
1,1,1-Trichlorethan	µg/l	**1996**	***links***	n.n.	n.n.	n.n.
			rechts	n.n.	n.n.	n.n.
		1997	***links***	<0,02^	<0,02^	<0,02^
			rechts	<0,02^	<0,02^	<0,02^
1,1,2-Trichlorethan	µg/l	**1996**	***links***	n.n.	n.n.	n.n.
			rechts	n.n.	n.n.	n.n.
		1997	***links***	<0,2^	<0,2^	<0,2^
			rechts	<0,2^	<0,2^	<0,2^
Trichlorethen	µg/l	**1996**	***links***	0,09	0,09	0,06
			rechts	0,08	0,1	0,06
		1997	***links***	0,13	0,1	0,06
			rechts	0,12	0,12	0,06
Tetrachlorethen	µg/l	**1996**	***links***	0,6	1,3	1,7
			rechts	0,5	1,3	1,7
		1997	***links***	0,3	0,3	0,18
			rechts	0,2	0,3	0,17
Hexachlorbutadien	µg/l	**1996**	***links***	n.n.	-	0,09
			rechts	n.n.	0,04	0,05
		1997	***links***	<0,02	<0,02	<0,02
			rechts	<0,02	<0,02	<0,02
Bromdichlormethan	µg/l	**1996**	***links***	-	-	n.n.
			rechts	-	-	n.n.
		1997	***links***	0,03	<0,02	<0,01^
			rechts	0,03	<0,02	<0,01^
Chlordibrommethan	µg/l	**1996**	***links***	n.n.	n.n.	n.n.
			rechts	n.n.	n.n.	n.n.
		1997	***links***	<0,01^	<0,01^	<0,01^
			rechts	<0,01^	<0,01^	<0,01^
Tribrommethan	µg/l	**1996**	***links***	n.n.	n.n.	n.n.
			rechts	n.n.	n.n.	n.n.
		1997	***links***	<0,03^	<0,03^	<0,03^
			rechts	<0,03^	<0,03^	<0,03^

Tab. A 8: Benzen-, Toluen- und Xylen-Konzentrationen in der Elbe (gesamtes Längsprofil)

		Messstelle		Schmilka	Zehren	Dommitzsch
		Str-km		4	89,7	156
Benzen	µg/l	**1996**	***links***	n.n.	n.n.	n.n.
			Mitte			
			rechts	n.n.	n.n.	n.n.
		1997	***links***	<0,10^	<0,10^	<0,10^
			Mitte			
			rechts	<0,10^	<0,16	<0,10^
Toluen	µg/l	**1996**	***links***	0,51	0,78	0,69
			Mitte			
			rechts	0,18	0,81	1,09
		1997	***links***	<0,08^	<0,08^	<0,08^
			Mitte			
			rechts	<0,08^	<0,08^	<0,08^
o-Xylen	µg/l	**1996**	***links***	n.n.	n.n.	n.n.
			Mitte			
			rechts	n.n.	n.n.	n.n.
		1997	***links***	0,13	<0,07^	<0,07^
			Mitte			
			rechts	<0,07^	<0,07^	<0,07^
m,p-Xylen	µg/l	**1996**	***links***	-	-	0,23
			Mitte			
			rechts	-	0,2	0,21
		1997	***links***	0,30	<0,10^	<0,10^
			Mitte			
			rechts	<0,10^	<0,10^	<0,10^
Ethylbenzen	µg/l	**1996**	***links***	n.n.	n.n.	n.n.
			Mitte			
			rechts	n.n.	n.n.	n.n.
		1997	***links***	0,11	<0,06^	<0,06^
			Mitte			
			rechts	<0,06^	<0,06^	<0,06^

Tab. A 9: Chlorbenzen-Konzentrationen in der Elbe (gesamtes Längsprofil)

		Messstelle		Schmilka	Zehren	Dommitzsch	Schwarze Elster	Wittenberg	Mulde	Saale	Magdeburg	Tangermünde	Havel	Schnackenburg
		Str-km		4	89,7	156	198,5	214	259,6	290,7	318,1	389	438,0	475
Chlorbenzen	µg/l	**1996**	***links***	n.n.	n.n.	n.n.								
			rechts	n.n.	n.n.	n.n.								
		1997	*NF links*							<0,1				
			links	<0,04	<0,04	<0,04					<0,1	<0,1		
			rechts	<0,04	<0,04	<0,04					<0,1	<0,1		
			NF rechts										<0,1	
		1998	*NF links*							<0,1				
			links								<0,1	<0,1		
			rechts								<0,1	<0,1		
			NF rechts										<0,1	
1,2-Dichlorbenzen	µg/l	**1996**	***links***	n.n.	n.n.	n.n.								
			rechts	n.n.	n.n.	n.n.								
		1997	*NF links*							<0,01				
			links	<0,05	<0,05	<0,05					<0,01	<0,01		
			rechts	<0,05	<0,05	<0,05					<0,01	<0,01		
			NF rechts										<0,01	
		1998	*NF links*							<0,01				
			links								<0,01	<0,01		
			rechts								<0,01	<0,01		
			NF rechts										<0,01	
1,3-Dichlorbenzen	µg/l	**1996**	***links***	n.n.	n.n.	n.n.								
			rechts	n.n.	n.n.	n.n.								
		1997	*NF links*							<0,01				
			links	<0,05	<0,05	<0,05					<0,01	<0,01		
			rechts	<0,05	<0,05	<0,05					<0,01	<0,01		
			NF rechts										<0,01	
		1998	*NF links*							<0,01				
			links								<0,01	<0,01		
			rechts								<0,01	<0,01		
			NF rechts										<0,01	
1,4-Dichlorbenzen	µg/l	**1996**	***links***	n.n.	n.n.	n.n.								
			rechts	n.n.	n.n.	n.n.								
		1997	*NF links*							<0,01				
			links	<0,06	<0,06	<0,06					<0,01	<0,01		
			rechts	<0,06	<0,06	<0,06					<0,01	<0,01		
			NF rechts										<0,01	
		1998	*NF links*							<0,01				
			links								<0,01	<0,01		
			rechts								<0,01	<0,01		
			NF rechts										<0,01	
1,2,3-Trichlorbenzen	µg/l	**1996**	***links***	n.n.	n.n.	n.n.								
			rechts	n.n.	n.n.	n.n.								
		1997	*NF links*						<0,001	<0,005				
			links	<0,02	<0,02	<0,02		0,003			<0,005	<0,005		<0,01
			rechts	<0,02	<0,02	<0,02		0,002			<0,005	<0,005		<0,01
			NF rechts				<0,001						<0,005	
		1998	*NF links*						<0,001	<0,005				
			links					<0,001			<0,005	<0,005		
			rechts					<0,001			<0,005	<0,005		
			NF rechts				<0,001						<0,005	
1,2,4-Trichlorbenzen	µg/l	**1996**	***links***	n.n.	n.n.	n.n.								
			rechts	n.n.	n.n.	n.n.								
		1997	*NF links*						0,004	<0,005				
			links	<0,04	<0,04	<0,04		0,004			0,006	0,006		<0,01
			rechts	<0,04	<0,04	<0,04		0,006			0,015	0,006		<0,01
			NF rechts				<0,001						<0,005	
		1998	*NF links*						0,008	<0,005				
			links					0,007			<0,005	0,009		
			rechts					0,006			<0,005	0,01		
			NF rechts				<0,001						<0,005	
1,3,5-Trichlorbenzen	µg/l	**1996**	***links***	n.n.	n.n.	n.n.								
			rechts	n.n.	n.n.	n.n.								
		1997	*NF links*						0,001	<0,005				
			links	<0,03	<0,03	<0,03		0,002			<0,005	<0,005		<0,01
			rechts	<0,03	<0,03	<0,03		<0,001			<0,005	<0,005		<0,01
			NF rechts				<0,001						<0,005	
		1998	*NF links*						0,004	<0,005				
			links					0,002			<0,005	<0,005		
			rechts					0,001			<0,005	<0,005		
			NF rechts				<0,001						<0,005	
Pentachlorbenzen	µg/l	**1997**	*NF links*							<0,002				
			links								<0,002	<0,002		
			rechts								<0,002	<0,002		
			NF rechts										<0,002	
		1998	*NF links*							<0,002				
			links								<0,002	<0,002		
			rechts								<0,002	<0,002		
			NF rechts										<0,002	
Hexachlorbenzen	µg/l	**1996**	***links***	0,013	0,029	0,025								
			rechts	0,019	0,026	0,023								
		1997	*NF links*						0,014	<0,001				
			links	0,009	0,01	0,011		0,008			0,002	0,003		0,005
			rechts	0,006	0,018	0,009		0,005			0,003	0,003		<0,005
			NF rechts				0,002						<0,001	
		1998	*NF links*						0,003	<0,001				
			links	0,013	0,008	0,01		0,003			0,004	0,003		0,003
			rechts	0,012	0,007	0,005		0,005			0,003	0,005		0,001
			NF rechts				<0,001						<0,001	

Tab. A 10: PCB-Konzentrationen in der Elbe (gesamtes Längsprofil)

		Messstelle		Schmilka	Zehren	Dommitzsch	Schwarze Elster	Wittenberg	Mulde	Saale	Magdeburg	Tangermünde	Havel	Schnackenburg
		Str-km		4	89,7	156	198,5	214	259,6	290,7	318,1	389	438,0	475
PCB 28	ng/l	**1996**	*NF links*											
			links	n.n.	n.n.	n.n.								
			rechts	n.n.	n.n.	n.n.								
			NF rechts											
		1997	*NF links*						5	<2				
			links	0,5	0,2	0,2		1			<2	<2		<10
			rechts	0,3	0,2	<0,2		2			<2	<2		<10
			NF rechts				2						<2	
		1998	*NF links*						5	<2				
			links	<0,2	<0,2	<0,2		7			<2	<2		<10
			rechts	<0,2	<0,2	<0,2		7			<2	<2		<10
			NF rechts				8						<2	
PCB 52	ng/l	**1996**	*NF links*											
			links	-	-	n.n.								
			rechts	-	n.n.	n.n.								
			NF rechts											
		1997	*NF links*						2	<2				
			links	1,3	0,6	0,6		<1			<2	<2		<10
			rechts	1,6	0,7	0,6		<1			<2	<2		<10
			NF rechts				1						<2	
		1998	*NF links*						<1	<2				
			links	0,3	0,3	0,3		5			<2	<2		<10
			rechts	0,3	0,2	0,3		6			<2	<2		<10
			NF rechts				<1						<2	
PCB 101	ng/l	**1996**	*NF links*											
			links	n.n.	n.n.	2								
			rechts	n.n.	n.n.	n.n.								
			NF rechts											
		1997	*NF links*						2	<2				
			links	0,5	0,5	0,4		<1			<2	<2		<10
			rechts	0,4	0,4	0,2		<1			<2	<2		<10
			NF rechts				<1						<2	
		1998	*NF links*						<1	<2				
			links	<0,2	<0,2	<0,2		<1			<2	<2		<10
			rechts	<0,2	<0,2	<0,2		<1			<2	<2		<10
			NF rechts				<1						<2	
PCB 138/163	ng/l	**1996**	*NF links*											
			links	-	-	4,9								
			rechts	-	-	-								
			NF rechts											
		1997	*NF links*						8	<2				
			links	0,5	0,5	0,7		2			<2	<2		<10
			rechts	0,5	0,5	0,2		3			<2	<2		<10
			NF rechts				3						<2	
		1998	*NF links*						<1	<2				
			links	0,2	0,2	0,2		<1			<2	<2		<10
			rechts	0,2	0,2	0,2		<1			<2	<2		<10
			NF rechts				<1						<2	
PCB 153	ng/l	**1996**	*NF links*											
			links	-	-	5,3								
			rechts	-	-	-								
			NF rechts											
		1997	*NF links*						3	<2				
			links	0,5	0,5	0,5		2			<2	<2		<10
			rechts	0,5	0,4	0,2		1			<2	<2		<10
			NF rechts				1						<2	
		1998	*NF links*						<1	<2				
			links	0,2	<0,2	0,2		<1			<2	<2		<10
			rechts	0,2	<0,2	0,2		<1			<2	<2		<10
			NF rechts				<1						<2	
PCB 180	ng/l	**1996**	*NF links*											
			links	n.n.	n.n.	3,8								
			rechts	n.n.	n.n.	n.n.								
			NF rechts											
		1997	*NF links*						5	<2				
			links	0,3	0,3	0,4		3			<2	<2		<10
			rechts	0,3	0,3	0,2		2			<2	<2		<10
			NF rechts				1						<2	
		1998	*NF links*						<1	<2				
			links	<0,2	<0,2	<0,2		<1			<2	<2		<10
			rechts	<0,2	<0,2	<0,2		<1			<2	<2		<10
			NF rechts				<1						<2	

Tab. A 11: Konzentrationen des DDT und seiner Metabolite in der Elbe (gesamtes Längsprofil)

		Messstelle	Verdek	Synthesia Semptín	Valy	Lysá	Jizera	Obriství	Moldau	Ohre	Bílina	Dobkovice	Schmilka	Zehren	Dommitzsch	Schwarze Elster	Wittenberg	Mulde	Saale	Magdeburg	Tangermünde	Havel	Schnackenburg
		Str-km	-313,9	-233,0	-227,5	-150,9	-141,1	-115,9	-109,3	-64,8	-38,3	-20	4	89,7	156	198,5	214	259,6	290,7	318,1	389	438,0	475
o,p`-DDT	µg/l	1996 NF links																	0,004				
		1996 links											n.n.	n.n.	n.n.					<0,003	0,003		<0,003
		1996 Mitte																					
		1996 rechts											n.n.	n.n.	n.n.					<0,003	<0,003		<0,003
		1996 NF rechts																				<0,003	
		1997 NF links							<0,001	0,004	0,003							0,002	<0,002				
		1997 links		<0,001								0,010	<0,005	<0,005	<0,005		0,001			<0,002	<0,002		-
		1997 Mitte	<0,001		<0,001	<0,001		<0,001															
		1997 rechts										<0,001	<0,005	<0,005	<0,005		0,002			<0,002	<0,002		-
		1997 NF rechts					<0,001									0,001						<0,002	
		1998 NF links							<0,001	<0,001	0,002							0,002	<0,002				
		1998 links	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001		<0,001				<0,001	<0,005^	<0,005^	<0,005^		0,001			<0,002	<0,002		
		1998 Mitte																					
		1998 rechts										<0,001	<0,005^	<0,005^	<0,005^		0,001			<0,002	<0,002		
		1998 NF rechts					<0,001									<0,001						<0,002	
p,p`-DDT	µg/l	1996 NF links																	0,003				
		1996 links											n.n.	n.n.	n.b.					0,005	0,008		<0,003
		1996 Mitte																					
		1996 rechts											n.n.	n.n.	n.n.					0,005	0,009		0,005
		1996 NF rechts																				0,004	
		1997 NF links							<0,001	0,004	0,008							0,001	<0,002				
		1997 links		0,010								0,010	<0,005	<0,005	<0,005		0,001			0,002	<0,002		<0,010
		1997 Mitte	<0,001		<0,001	<0,001		<0,001															
		1997 rechts										<0,001	<0,005	<0,005	<0,005		<0,001			<0,002	<0,002		<0,010
		1997 NF rechts					<0,001									0,002						<0,002	
		1998 NF links							0,004	0,003	<0,001							0,001	<0,002				
		1998 links		0,003								<0,001	<0,005^	<0,005^	<0,005^		0,002			<0,002	<0,002		<0,010
		1998 Mitte	0,005		<0,001	0,003		0,003															
		1998 rechts										0,002	<0,005^	<0,005^	<0,005^		0,001			<0,002	<0,002		<0,010
		1998 NF rechts					0,003									0,002						<0,002	
o,p`-DDD	µg/l	1996 NF links																	<0,002				
		1996 links											n.n.	n.n.	n.n.					<0,002	<0,002		<0,002
		1996 Mitte																					
		1996 rechts											n.n.	n.n.	n.n.					<0,002	<0,002		<0,002
		1996 NF rechts																				<0,002	
		1997 NF links							<0,001	<0,001	<0,001							0,004	<0,002				
		1997 links		<0,001								<0,001	<0,003	<0,003	<0,003		0,001			<0,002	<0,002		-
		1997 Mitte	<0,001		<0,001	<0,001		<0,001															
		1997 rechts										<0,001	<0,003	<0,003	<0,003		0,002			<0,002	<0,002		-
		1997 NF rechts					<0,001									0,002						<0,002	
		1998 NF links							<0,001	<0,001	<0,001							<0,001	<0,002				
		1998 links		<0,001								<0,001	<0,003^	<0,003^	<0,003^		<0,001			<0,002	<0,002		
		1998 Mitte	<0,001		<0,001	<0,001		<0,001															
		1998 rechts										<0,001	<0,003^	<0,003^	<0,003^		<0,001			<0,002	<0,002		
		1998 NF rechts					<0,001									<0,001						<0,002	
p,p`-DDD	µg/l	1996 NF links																	<0,002				
		1996 links											n.n.	n.n.	n.n.					<0,002	<0,002		0,002
		1996 Mitte																					
		1996 rechts											n.n.	n.n.	n.n.					<0,002	<0,002		0,003
		1996 NF rechts																				<0,002	
		1997 NF links							<0,001	0,004	0,018							0,004	<0,002				
		1997 links		<0,001								0,011	<0,005	<0,005	<0,005		<0,001			<0,002	<0,002		<0,010
		1997 Mitte	<0,001		<0,001	<0,001		<0,001															
		1997 rechts										<0,001	<0,005	<0,005	<0,009		0,002			<0,002	<0,002		<0,010
		1997 NF rechts					<0,001									0,001						<0,002	
		1998 NF links							<0,001	<0,001	<0,001							<0,001	<0,002				
		1998 links		<0,001								<0,001	<0,005^	<0,005^	<0,005^		<0,001			<0,002	<0,002		<0,010
		1998 Mitte	<0,001		<0,001	<0,001		<0,001															
		1998 rechts										<0,001	<0,005^	<0,005^	<0,005^		<0,001			<0,002	0,002		<0,010
		1998 NF rechts					<0,001									<0,001						<0,002	
o,p`-DDE	µg/l	1996 NF links																	<0,002				
		1996 links											n.n.	n.n.	n.n.					<0,002	<0,002		<0,002
		1996 Mitte																					
		1996 rechts											n.n.	n.n.	n.n.					<0,002	<0,002		<0,002
		1996 NF rechts																				<0,002	
		1997 NF links																0,003	<0,002				
		1997 links											<0,005	<0,005	<0,005		<0,001			<0,002	<0,002		
		1997 Mitte																					
		1997 rechts											<0,003	<0,005	<0,005		0,001			<0,002	<0,002		
		1997 NF rechts														0,001						<0,002	
		1998 NF links																0,001	<0,002				
		1998 links											<0,003^	<0,003^	<0,003^		0,002			<0,002	<0,002		
		1998 Mitte																					
		1998 rechts											<0,003^	<0,003^	<0,003^		0,002			<0,002	<0,002		
		1998 NF rechts														0,001						<0,002	
p,p`-DDE	µg/l	1996 NF links																	<0,002				
		1996 links											n.n.	n.n.	n.n.					<0,002	<0,002		<0,002
		1996 Mitte																					
		1996 rechts											n.n.	n.n.	n.n.					<0,002	<0,002		<0,002
		1996 NF rechts																				<0,002	
		1997 NF links							<0,001	0,003	0,005							0,003	0,002				
		1997 links		0,004								0,010	<0,003	<0,003	<0,003		<0,001			<0,002	<0,002		<0,010
		1997 Mitte	<0,001		<0,001	<0,001		<0,001															
		1997 rechts										<0,001	<0,003	<0,003	<0,003		0,001			<0,002	<0,002		<0,010
		1997 NF rechts					<0,001									0,001						<0,002	
		1998 NF links							<0,001	<0,001	0,008							<0,001	<0,002				
		1998 links		0,001								<0,001	<0,003^	<0,003^	<0,003^		<0,001			<0,002	<0,002		<0,010
		1998 Mitte	<0,001		<0,001	<0,001		<0,001															
		1998 rechts										<0,001	<0,003^	<0,003^	<0,003^		<0,001			<0,002	<0,002		<0,010
		1998 NF rechts					<0,001									<0,001						<0,002	

Tab. A 12: Aldrin-, Dieldrin-, Endrin- und Isodrin-Konzentrationen in der Elbe (gesamtes Längsprofil)

		Messstelle		Schwarze Elster	Wittenberg	Mulde	Saale	Magdeburg	Tangermünde	Havel	Schnackenburg
		Str-km		198,5	214	259,6	290,7	318,1	389	438	475,0
Aldrin	µg/l	**1997**	*NF links*			0,006	<0,002				
			links		0,01			<0,002	<0,002		<0,005
			Mitte								
			rechts		0,006			<0,002	<0,002		<0,005
			NF rechts	0,006						<0,002	
		1998	*NF links*			0,009	<0,002				
			links		0,009			<0,002	<0,002		<0,005
			Mitte								
			rechts		0,009			<0,002	<0,002		<0,005
			NF rechts	0,011						<0,002	
Endrin	µg/l	**1997**	*NF links*			0,002	<0,002				
			links		<0,001			<0,002	<0,002		<0,010
			Mitte								
			rechts		<0,001			<0,002	<0,002		<0,010
			NF rechts	0,001						<0,002	
		1998	*NF links*			0,001	<0,002				
			links		0,001			<0,002	<0,002		<0,010
			Mitte								
			rechts		0,001			<0,002	<0,002		<0,010
			NF rechts	<0,001						<0,002	
Dieldrin	µg/l	**1997**	*NF links*			0,004	<0,002				
			links		0,002			<0,002	<0,002		<0,010
			Mitte								
			rechts		0,002			<0,002	<0,002		<0,010
			NF rechts	0,002						<0,002	
		1998	*NF links*			<0,001	<0,002				
			links		<0,001			<0,002	<0,002		<0,010
			Mitte								
			rechts		<0,001			<0,002	<0,002		<0,010
			NF rechts	<0,001						<0,002	
Isodrin	µg/l	**1997**	*NF links*			<0,001	<0,002				
			links		0,002			<0,002	<0,002		
			Mitte								
			rechts		0,002			<0,002	<0,002		
			NF rechts	<0,001						<0,002	
		1998	*NF links*			<0,001	<0,002				
			links		0,005			<0,002	<0,002		
			Mitte								
			rechts		0,005			<0,002	<0,002		
			NF rechts	<0,001						<0,002	

Tab. A 13: Konzentrationen stickstoffhaltiger PBSM in der Elbe (gesamtes Längsprofil)

		Messstelle		Schmilka	Zehren	Dommitzsch
		Str-km		4	89,7	156
Desethylatrazin	µg/l	**1996**	***links***	0,051	0,035	0,043
			rechts	0,027	0,039	0,045
		1997	***links***	0,023	0,012	<0,012
			rechts	0,020	0,012	<0,012
Simazin	µg/l	**1996**	***links***	-	-	0,009
			rechts	-	-	0,009
		1997	***links***	<0,008	<0,008	<0,004^
			rechts	<0,008	<0,008	<0,004^
Atrazin	µg/l	**1996**	***links***	0,190	0,110	0,135
			rechts	0,100	0,095	0,135
		1997	***links***	0,055	0,031	0,020
			rechts	0,053	0,028	0,020
Propazin	µg/l	**1996**	***links***	n.n.	n.n.	n.n.
			rechts	n.n.	n.n.	n.n.
		1997	***links***	<0,003^	<0,003^	<0,003^
			rechts	<0,003^	<0,003^	<0,003^
Terbuthylazin	µg/l	**1996**	***links***	n.n.	n.n.	-
			rechts	n.n.	n.n.	-
		1997	***links***	<0,007^	<0,007^	<0,007^
			rechts	<0,007^	<0,007^	<0,007^
Sebuthylazin	µg/l	**1996**	***links***	n.n.	n.n.	n.n.
			rechts	n.n.	n.n.	n.n.
		1997	***links***	<0,008^	<0,008^	<0,008^
			rechts	<0,008^	<0,008^	<0,008^
Ametryn	µg/l	**1996**	***links***	n.n.	n.n.	n.n.
			rechts	n.n.	n.n.	n.n.
		1997	***links***	<0,011^	<0,011^	<0,011^
			rechts	<0,011^	<0,011^	<0,011^
Prometryn	µg/l	**1996**	***links***	-	-	-
			rechts	n.n.	-	n.n.
		1997	***links***	<0,007^	<0,007^	<0,007^
			rechts	<0,007^	<0,007^	<0,007^
Terbutryn	µg/l	**1996**	***links***	n.n.	n.n.	n.n.
			rechts	n.n.	n.n.	n.n.
		1997	***links***	<0,01^	<0,01^	<0,01^
			rechts	<0,01^	<0,01^	<0,01^
Hexazinon	µg/l	**1996**	***links***	0,026	-	-
			rechts	-	-	0,020
		1997	***links***	<0,02	<0,02	<0,02
			rechts	<0,02	<0,02	<0,02
Metolachlor	µg/l	**1996**	***links***	n.n.	n.n.	n.n.
			rechts	n.n.	n.n.	n.n.
		1997	***links***	<0,01^	<0,01^	<0,01^
			rechts	<0,01^	<0,01^	<0,01^
Metazachlor	µg/l	**1996**	***links***	n.n.	n.n.	n.n.
			rechts	n.n.	n.n.	n.n.
		1997	***links***	<0,01^	<0,01^	<0,01^
			rechts	<0,01^	<0,01^	<0,01^

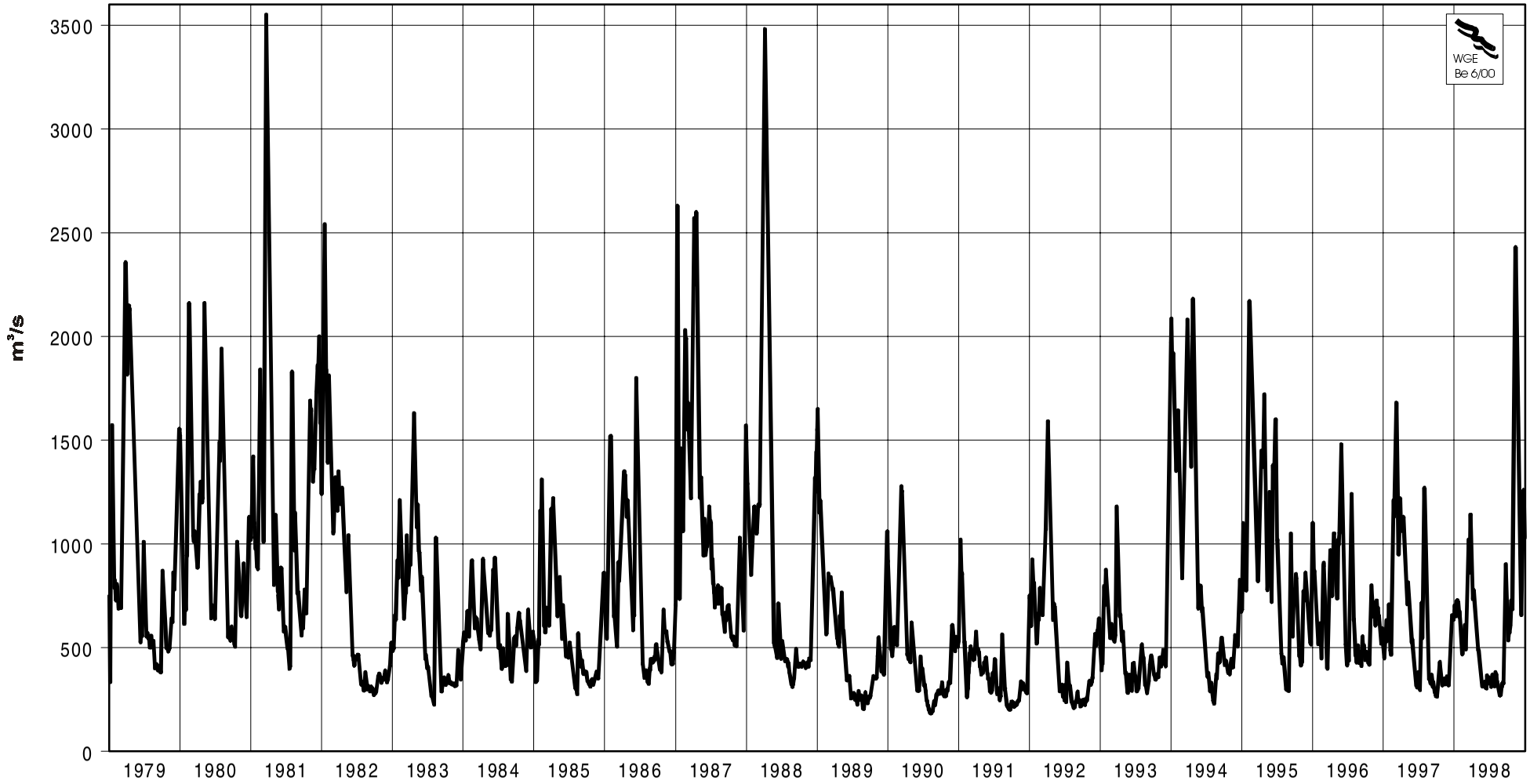


Abb. A 1: Abfluss der Elbe am Pegel Neu Darchau (Str-km 536,4) (1979-1998)

ANHANG ZUM ARGE-ELBE-BERICHT

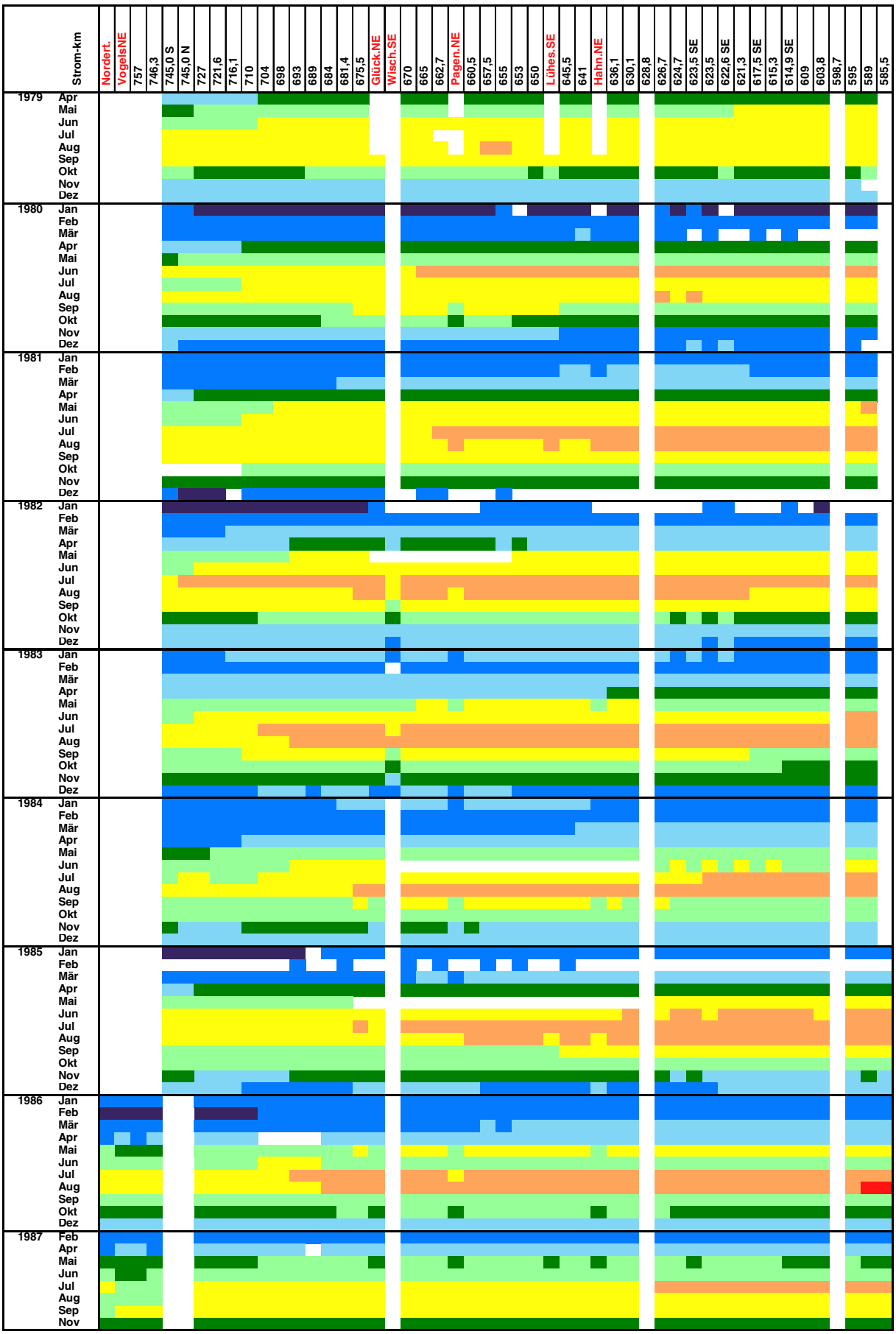
„Stoffkonzentrationen in mittels Hubschrauber entnommenen Elbewasserproben“ (1979 bis 1998)

Allgemeine Gewässergüte
Biologische Kenngrößen
Schwermetalle und Arsen
Organische Schadstoffe

Abbildungsverzeichnis Anhang Homepage

Abb. A 2: Wassertemperatur der Tideelbe (1979-1998) 2
Abb. A 3: Sauerstoffgehalt der Tideelbe (1979-1998) 4
Abb. A 4: Gelöster Organischer Kohlenstoff (DOC) in der Tideelbe (1982-1998) 6
Abb. A 5: Partikulärer Organischer Kohlenstoff (POC) in der Tideelbe (1991-1998) 7
Abb. A 6: Anorganischer Kohlenstoff (IC) in der Tideelbe (1984-1998) 9
Abb. A 7: Gesamtstickstoff in der Tideelbe (1979-1998) 11
Abb. A 8: Zehrung$_2$-Werte der Tideelbe (1979-1986) 12
Abb. A 9: Zehrung$_5$-Werte der Tideelbe (1979-1986) 13
Abb. A 10: Zehrung$_8$-Werte der Tideelbe (1982-1985) 14
Abb. A 11: Zehrung$_{15}$-Werte der Tideelbe (1982-1985) 15
Abb. A 12: Zehrung$_7$-Werte der Tideelbe (1986-1998) 16
Abb. A 13: Zehrung$_{14}$-Werte der Tideelbe (1986-1998) 17
Abb. A 14: Kaliumpermanganat-Verbrauch der Tideelbe (1979-1985) 18
Abb. A 15: Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) der Tideelbe (1979-1985), unfiltrierte Proben 19
Abb. A 16: Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) der Tideelbe (1982-1985), filtrierte Proben 20
Abb. A 17: Chlorid-Konzentrationen in der Tideelbe (1979-1998) 22
Abb. A 18: Gesamthärte in der Tideelbe (1981) 23
Abb. A 19: Carbonathärte in der Tideelbe (1981) 23
Abb. A 20: Bakterienbesatz der Tideelbe (1979-1990) 25
Abb. A 21: Besatz der Tideelbe mit *Escherichia coli* (1987-1994) 25
Abb. A 22: Besatz der Tideelbe mit Fäkalcoliformen Bakterien (1992-1998) 26
Abb. A 23: Besatz der Tideelbe mit *Streptococcus faecalis* (1993-1994) 26
Abb. A 24: Relative Biologische Güte der Tideelbe (1980-1993) 28
Abb. A 25: Phaeophytin-Gehalte in der Tideelbe (1982-1998) 30
Abb. A 26: Besatz der Tideelbe mit Kieselalgen (1982-1994) 32
Abb. A 27: Besatz der Tideelbe mit Grünalgen (1982-1994) 34
Abb. A 28: Chrom-Konzentrationen in der Tideelbe (Filtrate) (1986-1996) 35
Abb. A 29: Chrom-Gehalte in der Tideelbe (Filterrückstände) (1986-1996) 35
Abb. A 30: Verhältnis der gelösten zur partikulären Chrom-Fraktion in der Tideelbe (1986-1991) 36
Abb. A 31: Kupfer-Konzentrationen in der Tideelbe (Filtrate) (1986-1996) 36
Abb. A 32: Kupfer-Gehalte in der Tideelbe (Filterrückstände) (1986-1996) 37
Abb. A 33: Verhältnis der gelösten zur partikulären Chrom-Fraktion in der Tideelbe (1986-1991) 37
Abb. A 34: Eisen-Konzentrationen in der Tideelbe (Filtrate) (1986-1996) 38
Abb. A 35: Eisen-Gehalte in der Tideelbe (Filterrückstände) (1986-1996) 38
Abb. A 36: Verhältnis der gelösten zur partikulären Eisen-Fraktion in der Tideelbe (1986-1991) 39
Abb. A 37: Verhältnis der gelösten zur partikulären Quecksilber-Fraktion in der Tideelbe (1986-1991) 39
Abb. A 38: Verhältnis der gelösten zur partikulären Blei-Fraktion in der Tideelbe (1986-1991) 40
Abb. A 39: Arsen-Konzentrationen in der Tideelbe (Filtrate) (1986-1996) 40
Abb. A 40: Arsen-Gehalte in der Tideelbe (Filterrückstände) (1986-1996) 41
Abb. A 41: Verhältnis der gelösten zur partikulären Arsen-Fraktion in der Tideelbe (1986-1991) 41
Abb. A 42: 1,2-Dichlorethan-Konzentrationen in der Tideelbe (1991) 42
Abb. A 43: 1,1,1-Trichlorethan-Konzentrationen in der Tideelbe (1980-1991) 43
Abb. A 44: Hexachlorbutadien-Konzentrationen in der Tideelbe (1983-1991) 43
Abb. A 45: α-HCH-Konzentrationen in der Tideelbe (1981-1991) 44
Abb. A 46: β-HCH-Konzentrationen in der Tideelbe (1981-1991) 45
Abb. A 47: 1,2,3-Trichlorbenzen-Konzentrationen in der Tideelbe (1984-1991) 46
Abb. A 48: 1,2,4-Trichlorbenzen-Konzentrationen in der Tideelbe (1984-1991) 46
Abb. A 49: 1,3,5-Trichlorbenzen-Konzentrationen in der Tideelbe (1984-1991) 47
Abb. A 50: 1,2,3,4-Tetrachlorbenzen-Konzentrationen in der Tideelbe (1984-1991) 47
Abb. A 51: 1,2,3,5- und 1,2,4,5-Tetrachlorbenzen-Konzentrationen in der Tideelbe (1984-1990) 48
Abb. A 52: 1,2,4,5-Tetrachlorbenzen-Konzentrationen in der Tideelbe (1991) 48
Abb. A 53: Pentachlorbenzen-Konzentrationen in der Tideelbe (1984-1991) 49
Abb. A 54: 2,3,4-Trichlorphenol-Konzentrationen in der Tideelbe (1982-1985) 49
Abb. A 55: 2,3,5-Trichlorphenol-Konzentrationen in der Tideelbe (1982-1985) 50
Abb. A 56: 2,3,6-Trichlorphenol-Konzentrationen in der Tideelbe (1982-1985) 50
Abb. A 57: 2,4,5-Trichlorphenol-Konzentrationen in der Tideelbe (1982-1985) 51
Abb. A 58: 2,4,6-Trichlorphenol-Konzentrationen in der Tideelbe (1982-1991) 51

Abb. A 59: 2,3,4,6-Tetrachlorphenol-Konzentrationen in der Tideelbe (1982-1988) 52
Abb. A 60: 2,3,5,6-Tetrachlorphenol-Konzentrationen in der Tideelbe (1982-1988) 52
Abb. A 61: Konzentrationen des PCB 28 in der Tideelbe (1986-1991) 53
Abb. A 62: Konzentrationen des PCB 52 in der Tideelbe (1986-1991) 53
Abb. A 63: Konzentrationen des PCB 101 in der Tideelbe (1985-1991) 54
Abb. A 64: Konzentrationen des PCB 180 in der Tideelbe (1985-1991) 54
Abb. A 65: p,p'-DDT-Konzentrationen in der Tideelbe (1989-1991) 55
Abb. A 66: p,p'-DDD-Konzentrationen in der Tideelbe (1989-1991).....55
Abb. A 67: p,p'-DDE-Konzentrationen in der Tideelbe (1989-1991) 55
Abb. A 68: Octachlorstyren-Konzentrationen in der Tideelbe (1989-1991).....56
Abb. A 69: 2,4,5-T-Konzentrationen in der Tideelbe (1982-1985) 56
Abb. A 70: Adsorbierbare organische Halogenverbindungen in der Tideelbe (1984-1995).....57


Strom-km
Nordert.
VogelsNE
757
746,3
745,0 S
745,0 N
727
721,6
716,1
710
704
698
693
689
684
681,4
675,5
Glück.NE
Wisch.SE
670
665
662,7
Pagen.NE
660,5
657,5
655
653
650
Lühes.SE
645,5
641
Hahn.NE
636,1
630,1
628,8
626,7
624,7
623,5 SE
623,5
622,6 SE
621,3
617,5 SE
615,3
614,9 SE
609
603,8
598,7
595
589
585,5
1979
1980
1981
1982
1983
1984
1985
1986
1987
Jan
Feb
Mär
Apr
Mai
Jun
Jul
Aug
Sep
Okt
Nov
Dez

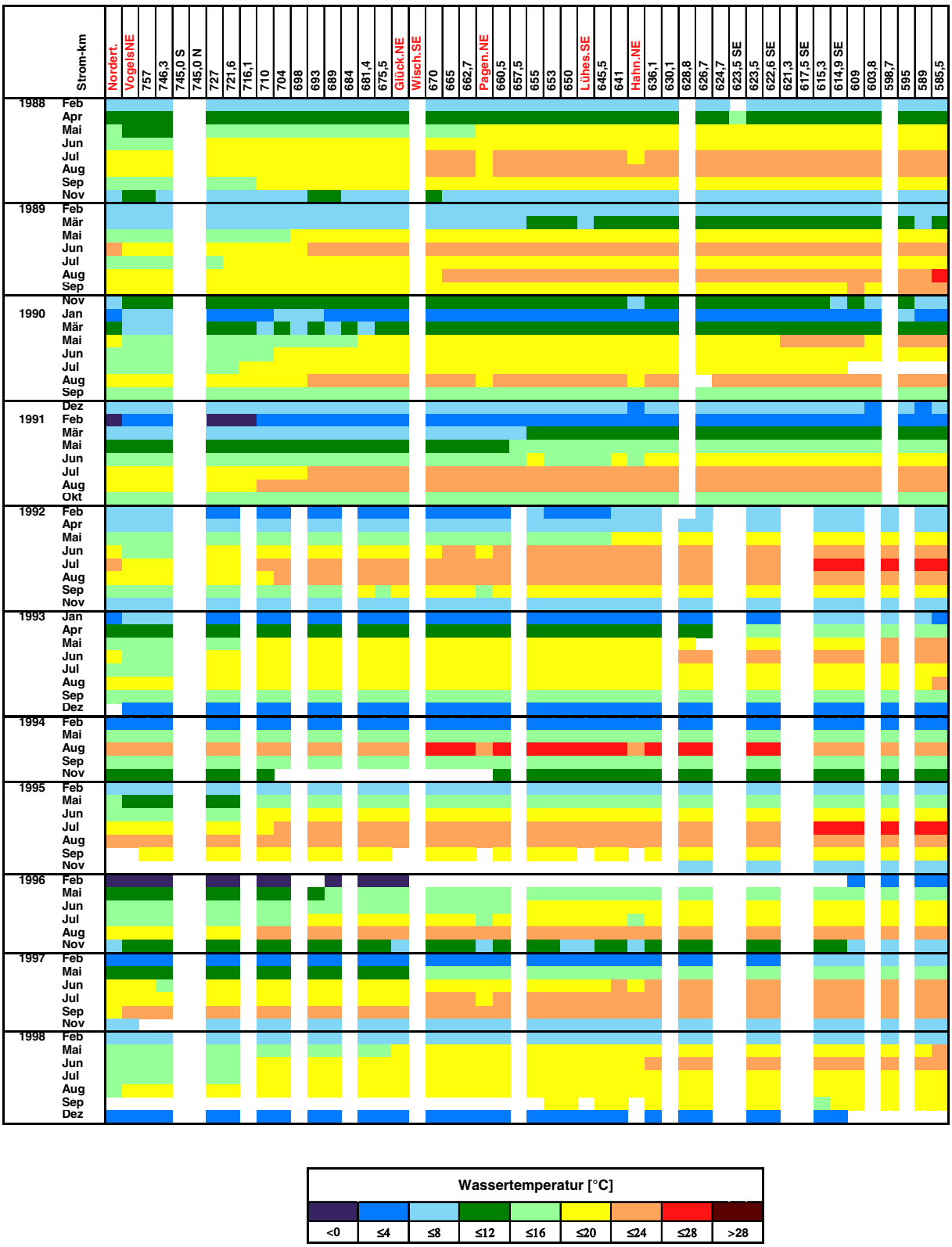
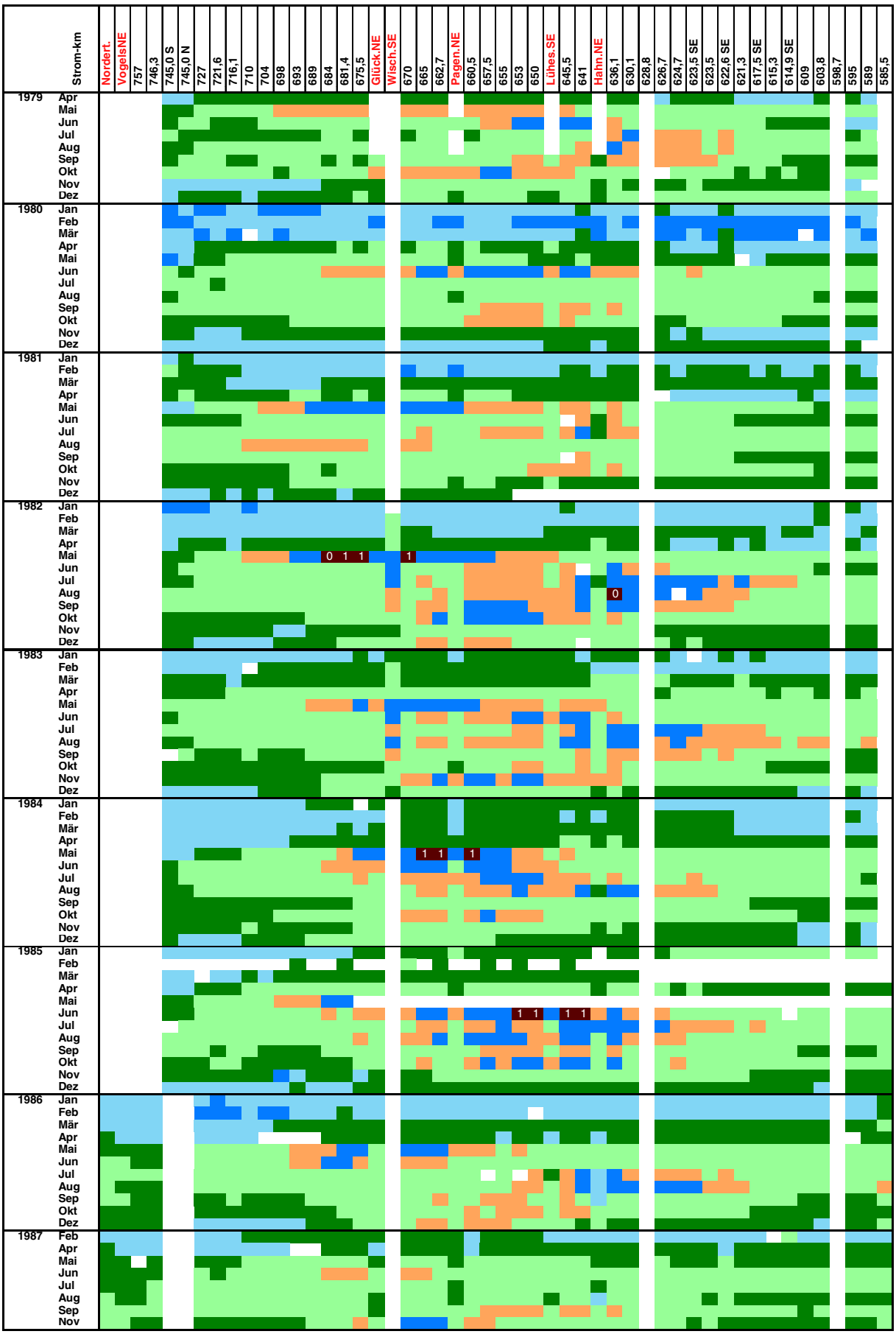


Abb. A 2: Wassertemperatur der Tideelbe (1979-1998)


Strom-km
Nordert.
VogelsNE
757
746,3
745,0 S
745,0 N
727
721,6
716,1
710
704
698
693
689
684
681,4
675,5
Glück.NE
Wisch.SE
670
665
662,7
Pagen.NE
660,5
657,5
655
653
650
Lühes.SE
645,5
641
Hahn.NE
636,1
630,1
628,8
626,7
624,7
623,5 SE
623,5
622,6 SE
621,3
617,5 SE
615,3
614,9 SE
609
603,8
598,7
595
589
585,5
1979
1980
1981
1982
1983
1984
1985
1986
1987
Apr
Mai
Jun
Jul
Aug
Sep
Okt
Nov
Dez
Jan
Feb
Mär
0 1 1
1
0
1 1
1
1 1
1 1
1 1

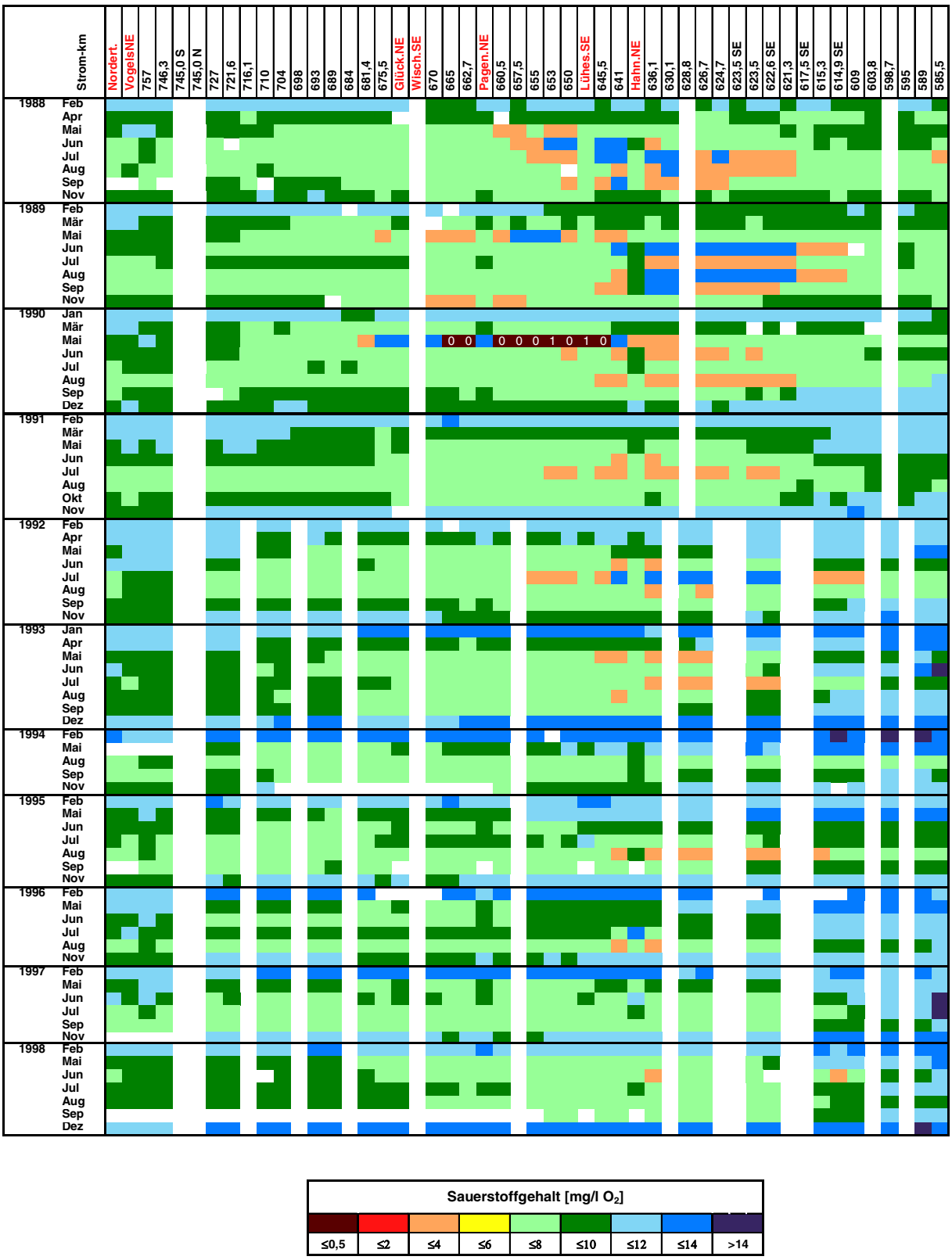
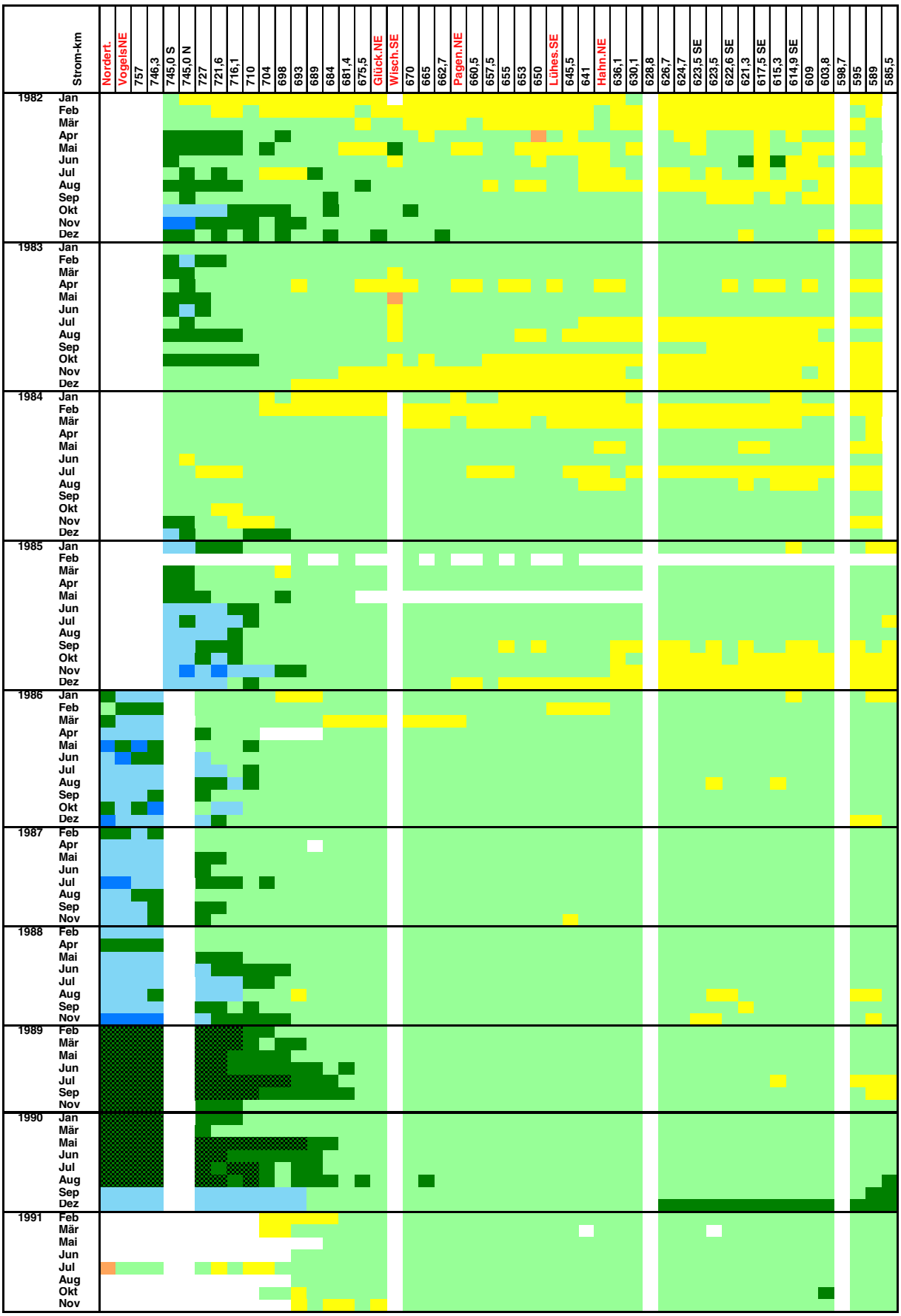
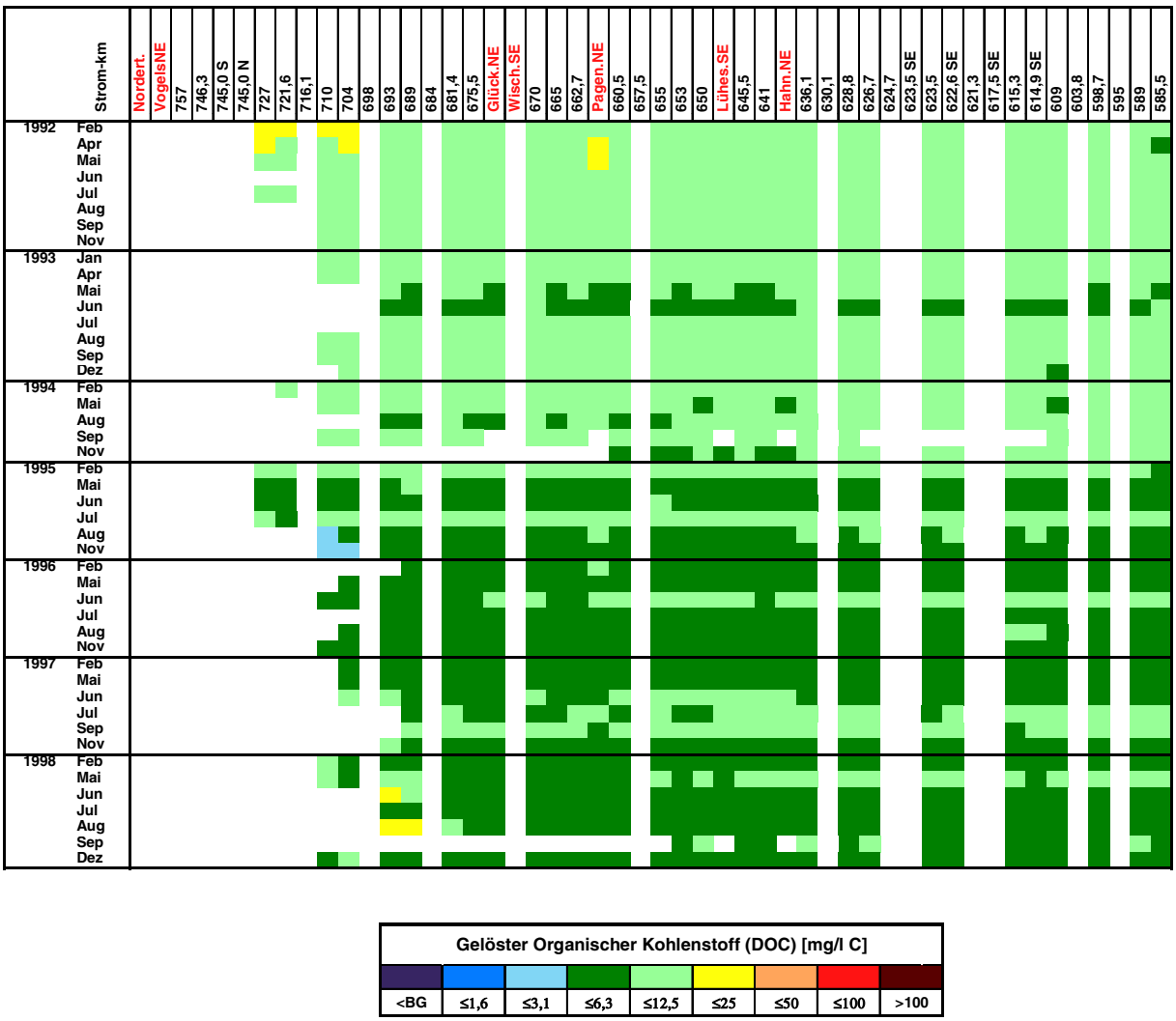


Abb. A 3: Sauerstoffgehalt der Tideelbe (1979-1998)


Strom-km
Nordert.
VogelsNE
757
746,3
745,0 S
745,0 N
727
721,6
716,1
710
704
698
693
689
684
681,4
675,5
Glück.NE
Wisch.SE
670
665
662,7
Pagen.NE
660,5
657,5
655
653
650
Lühes.SE
645,5
641
Hahn.NE
636,1
630,1
628,8
626,7
624,7
623,5 SE
623,5
622,6 SE
621,3
617,5 SE
615,3
614,9 SE
609
603,8
598,7
595
589
585,5
1982
1983
1984
1985
1986
1987
1988
1989
1990
1991
Jan
Feb
Mär
Apr
Mai
Jun
Jul
Aug
Sep
Okt
Nov
Dez



Gelöster Organischer Kohlenstoff (DOC) [mg/l C]								
<BG	≤1,6	≤3,1	≤6,3	≤12,5	≤25	≤50	≤100	>100

Gitterschraffur: *Bestimmungsgrenze wechselte im Untersuchungszeitraum und lag in diesem Fall höher als die für die Klassifikation zugrunde gelegte niedrigste Bestimmungsgrenze des Untersuchungszeitraumes*

Abb. A 4: Gelöster Organischer Kohlenstoff (DOC) in der Tideelbe (1982-1998)

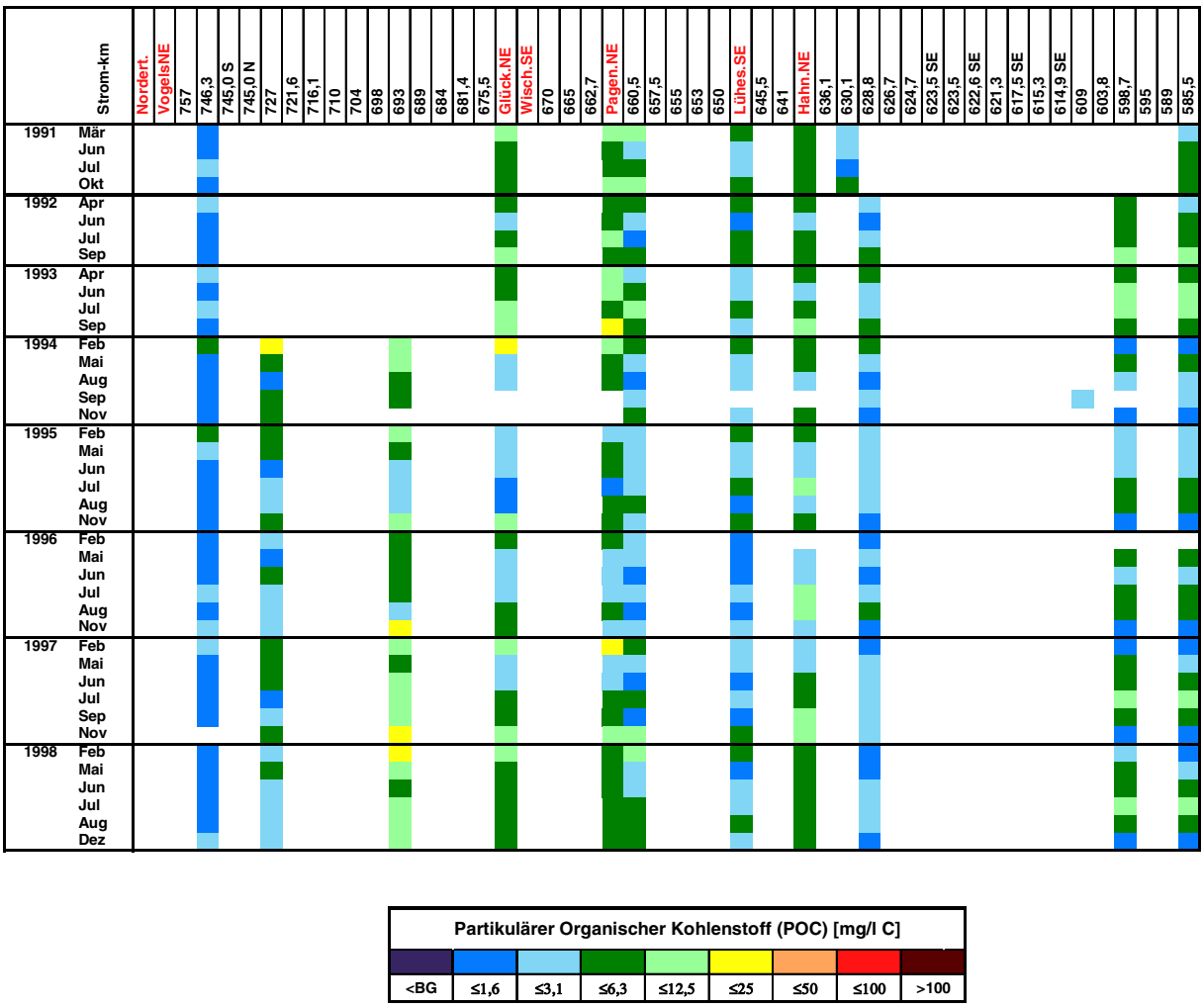
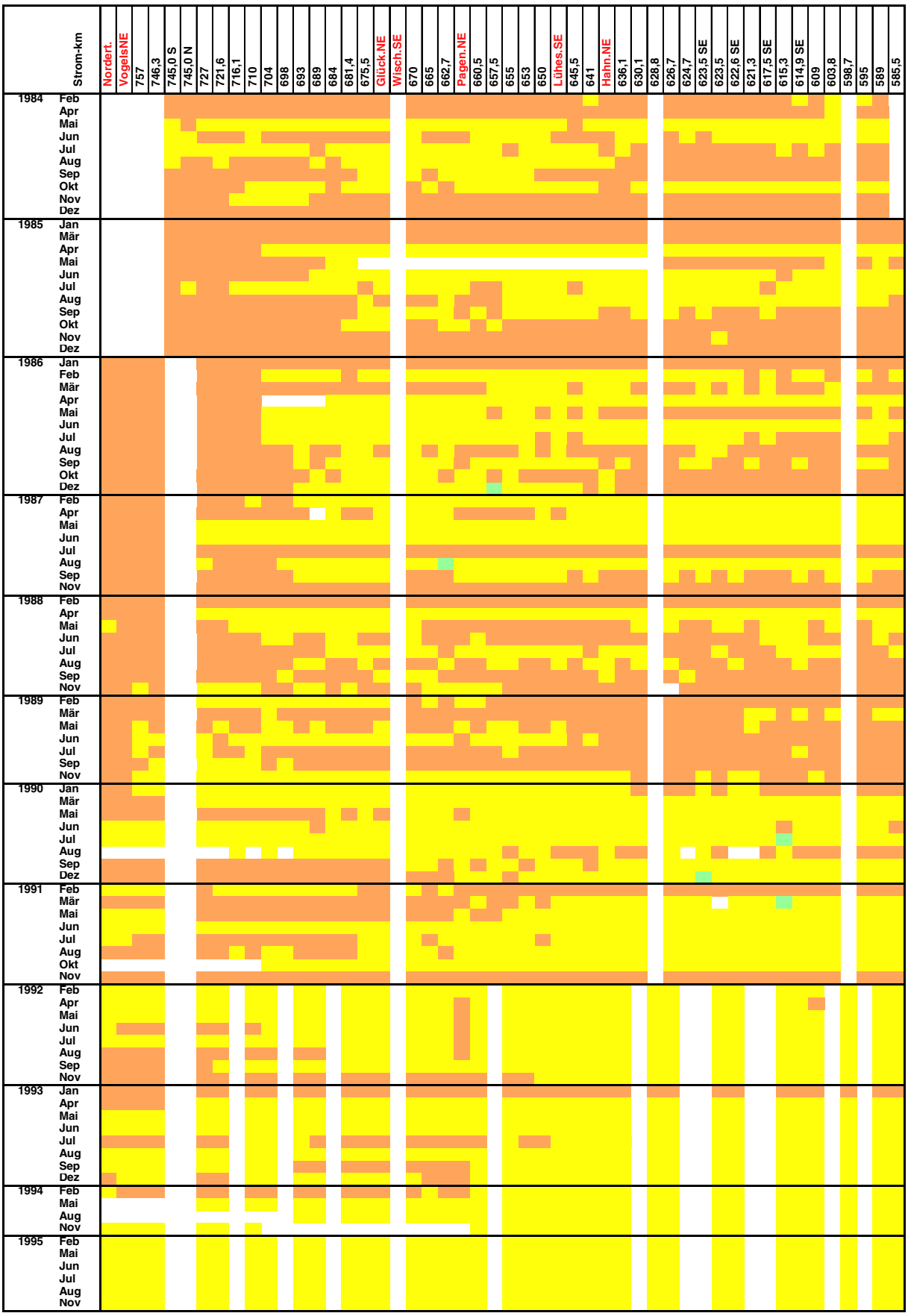
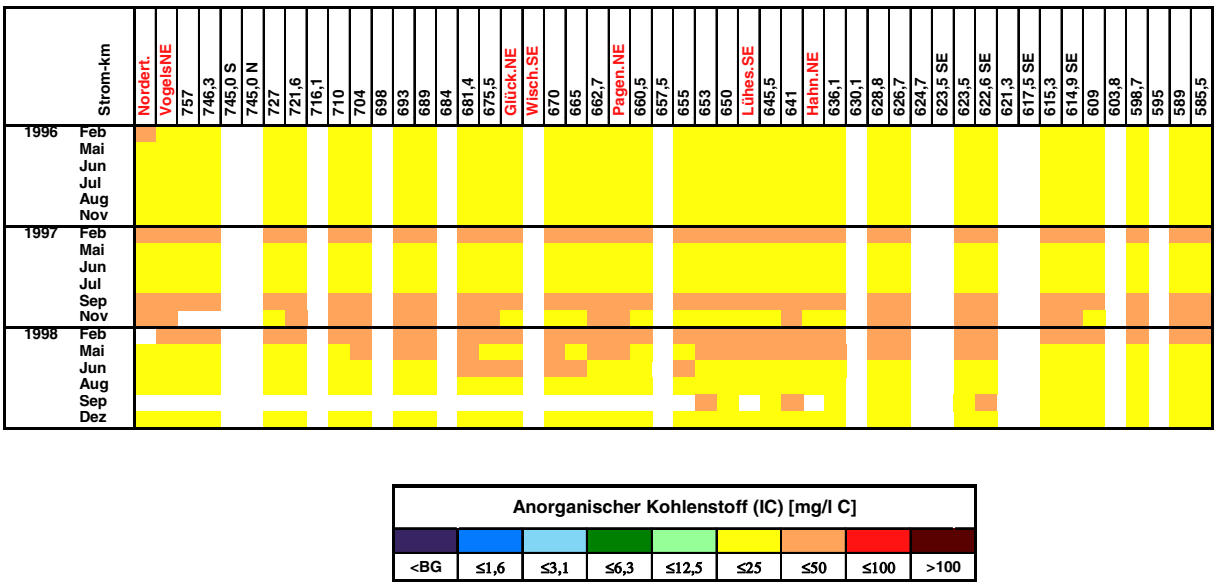


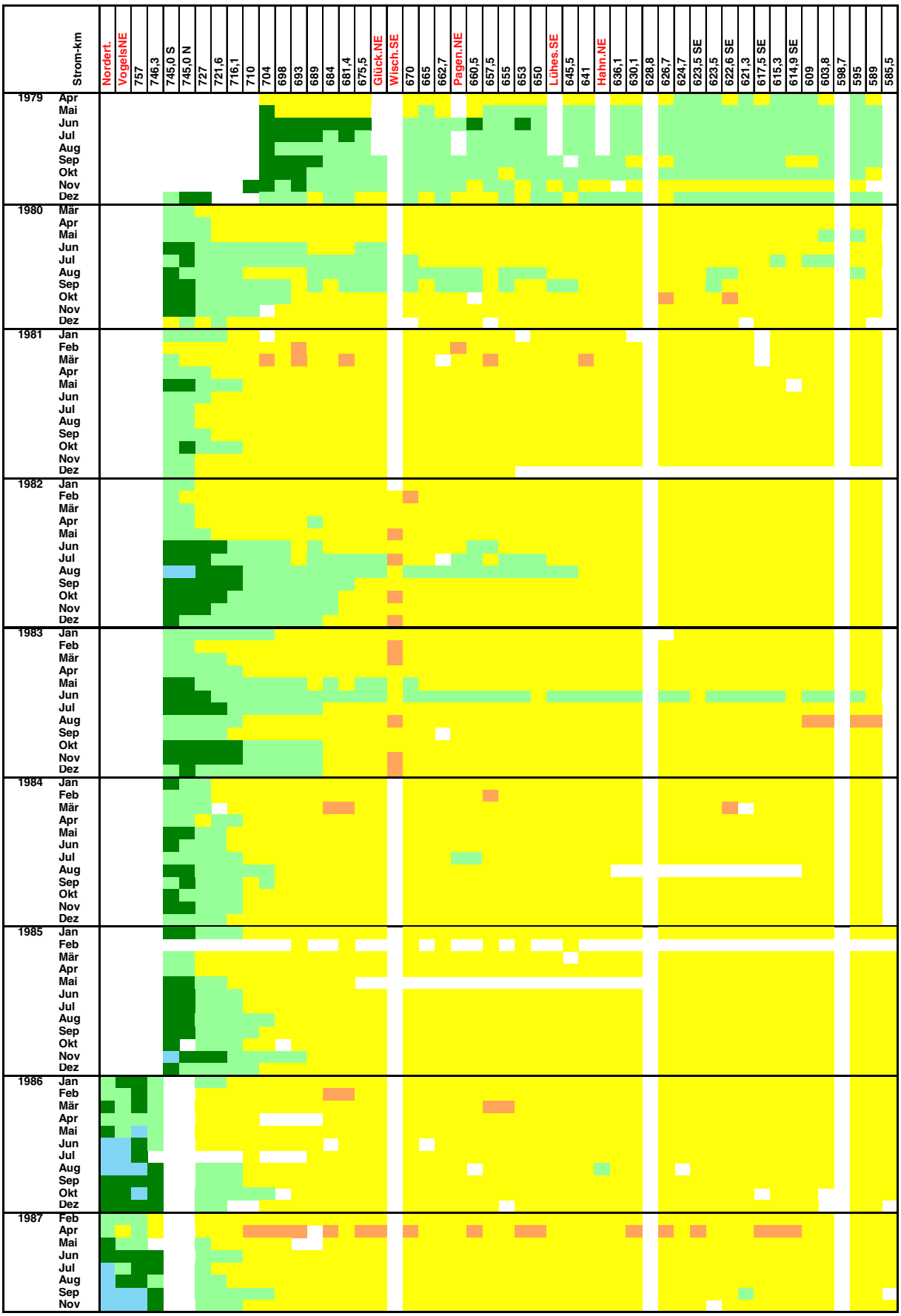
Abb. A 5: Partikulärer Organischer Kohlenstoff (POC) in der Tideelbe (1991-1998)


Strom-km
Nordert.
VogelsNE
757
746,3
745,0 S
745,0 N
727
721,6
716,1
710
704
698
693
689
684
681,4
675,5
Glück.NE
Wisch.SE
670
665
662,7
Pagen.NE
660,5
657,5
655
653
650
Lühes.SE
645,5
641
Hahn.NE
636,1
630,1
628,8
626,7
624,7
623,5 SE
623,5
622,6 SE
621,3
617,5 SE
615,3
614,9 SE
609
603,8
598,7
595
589
585,5
1984
Feb
Apr
Mai
Jun
Jul
Aug
Sep
Okt
Nov
Dez
1985
Jan
Mär
Apr
Mai
Jun
Jul
Aug
Sep
Okt
Nov
Dez
1986
Jan
Feb
Mär
Apr
Mai
Jun
Jul
Aug
Sep
Okt
Dez
1987
Feb
Apr
Mai
Jun
Jul
Aug
Sep
Nov
1988
Feb
Apr
Mai
Jun
Jul
Aug
Sep
Nov
1989
Feb
Mär
Mai
Jun
Jul
Sep
Nov
1990
Jan
Mär
Mai
Jun
Jul
Aug
Sep
Dez
1991
Feb
Mär
Mai
Jun
Jul
Aug
Okt
Nov
1992
Feb
Apr
Mai
Jun
Jul
Aug
Sep
Nov
1993
Jan
Apr
Mai
Jun
Jul
Aug
Sep
Dez
1994
Feb
Mai
Aug
Nov
1995
Feb
Mai
Jun
Jul
Aug
Nov



Anorganischer Kohlenstoff (IC) [mg/l C]								
<BG	≤1,6	≤3,1	≤6,3	≤12,5	≤25	≤50	≤100	>100

Abb. A 6: Anorganischer Kohlenstoff (IC) in der Tideelbe (1984-1998)


Strom-km
Nordert.
VogelsNE
757
746,3
745,0 S
745,0 N
727
721,6
716,1
710
704
698
693
689
684
681,4
675,5
Glück.NE
Wisch.SE
670
665
662,7
Pagen.NE
660,5
657,5
655
653
650
Lühes.SE
645,5
641
Hahn.NE
636,1
630,1
628,8
626,7
624,7
623,5 SE
623,5
622,6 SE
621,3
617,5 SE
615,3
614,9 SE
609
603,8
598,7
595
589
585,5
1979
1980
1981
1982
1983
1984
1985
1986
1987
Apr
Mai
Jun
Jul
Aug
Sep
Okt
Nov
Dez
Mär
Jan
Feb

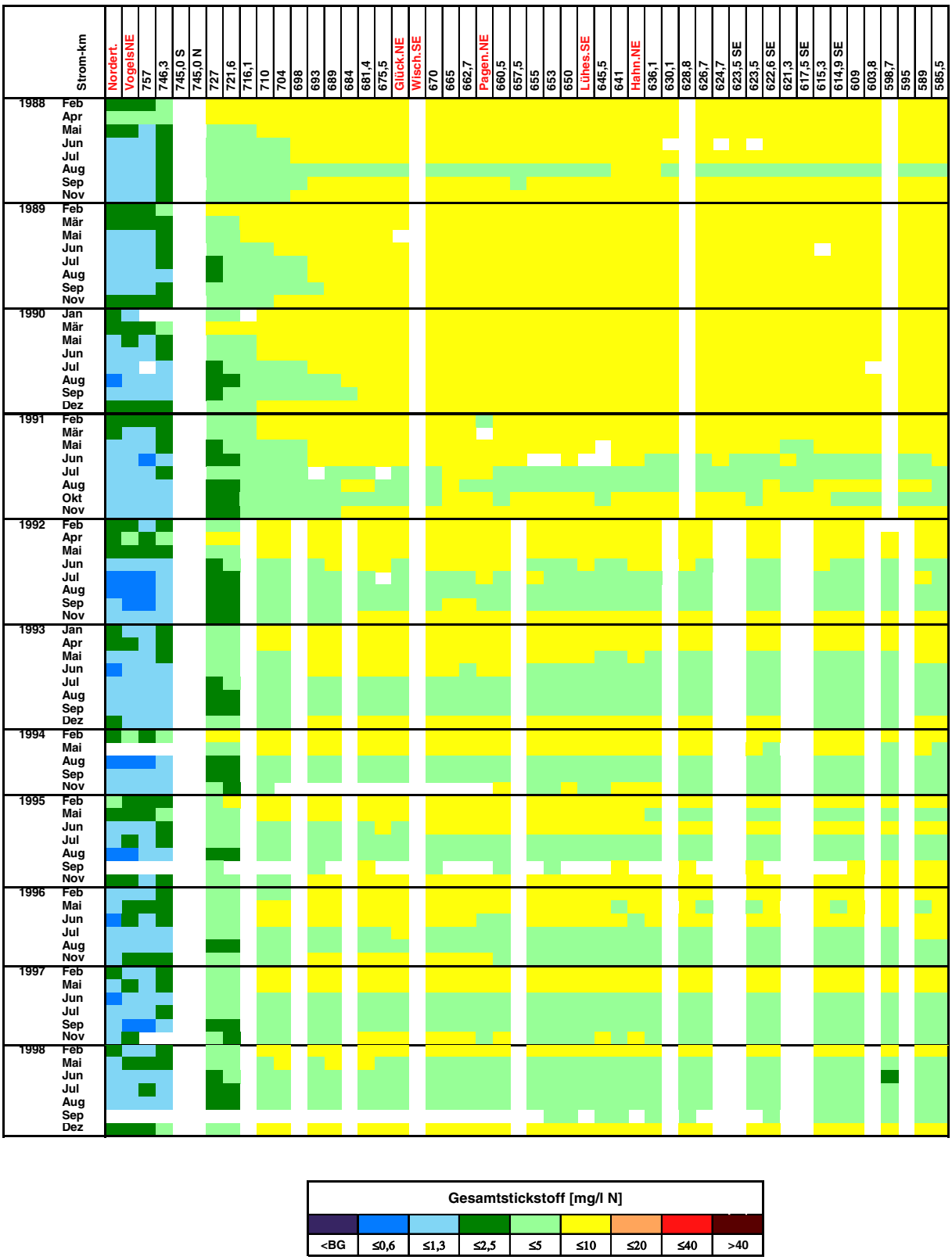


Abb. A 7: Gesamtstickstoff in der Tideelbe (1979-1998)

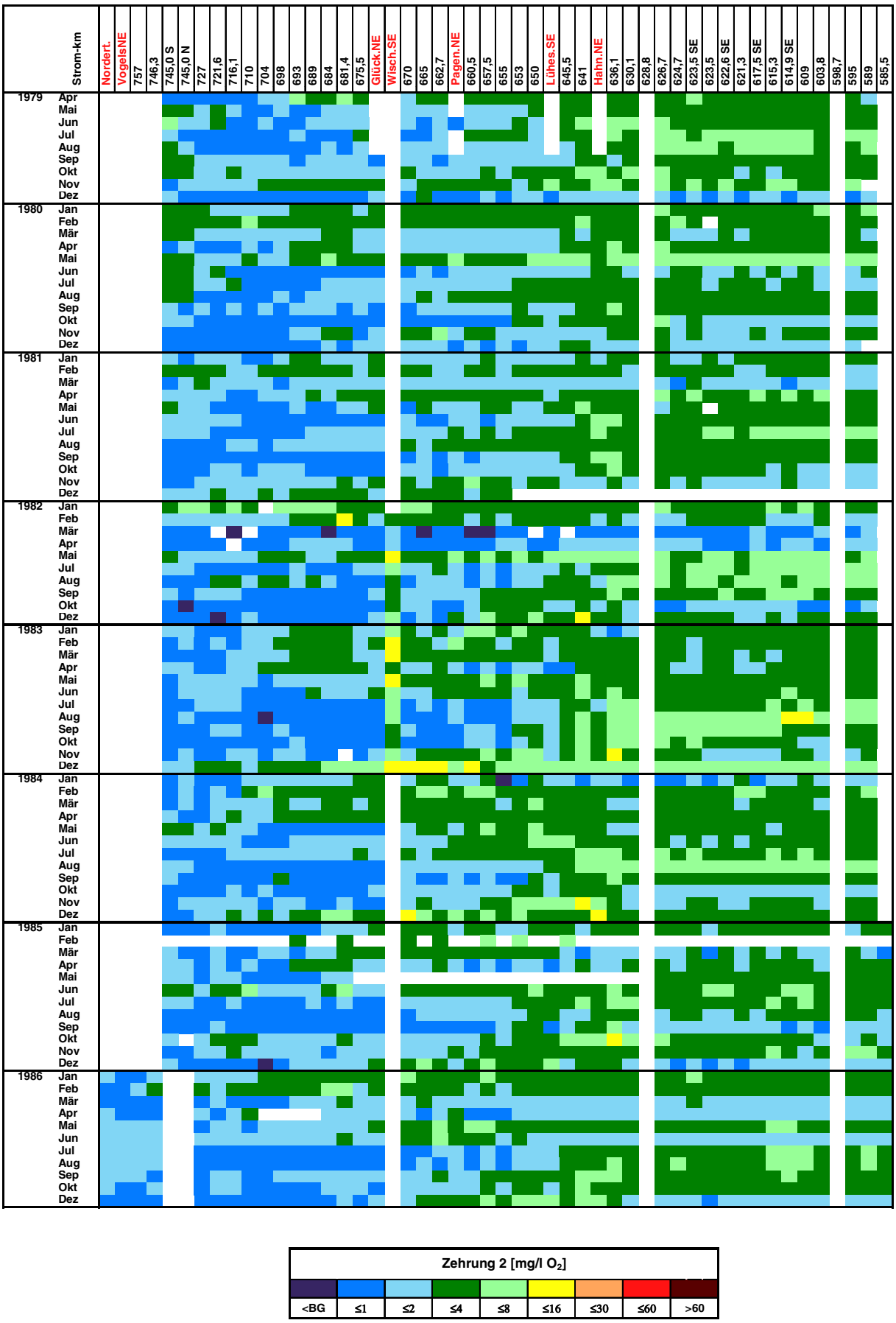


Abb. A 8: Zehrung$_2$-Werte der Tideelbe (1979-1986)

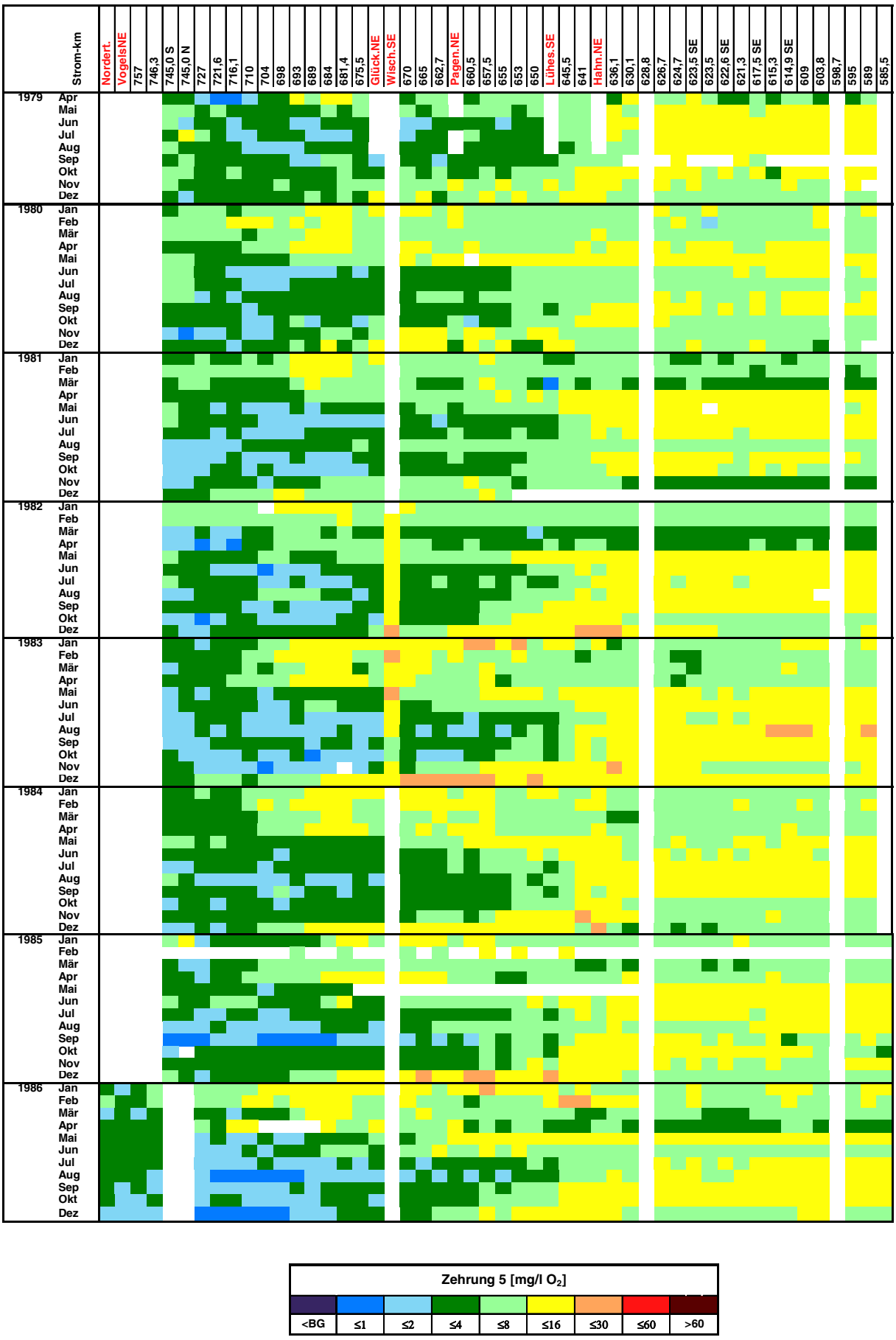


Abb. A 9: Zehrung$_5$-Werte der Tideelbe (1979-1986)

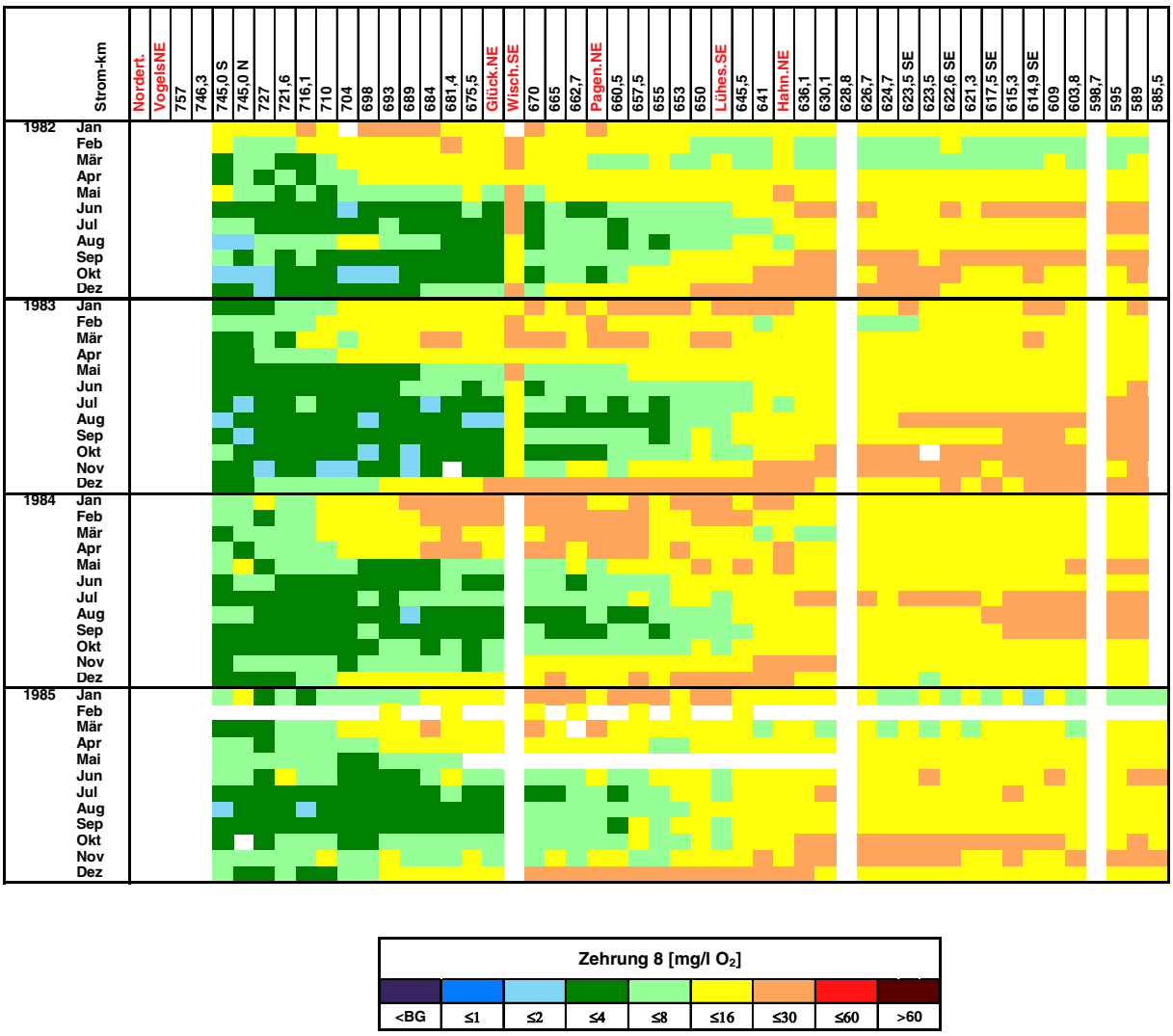


Abb. A 10: Zehrung$_8$-Werte der Tideelbe (1982-1985)

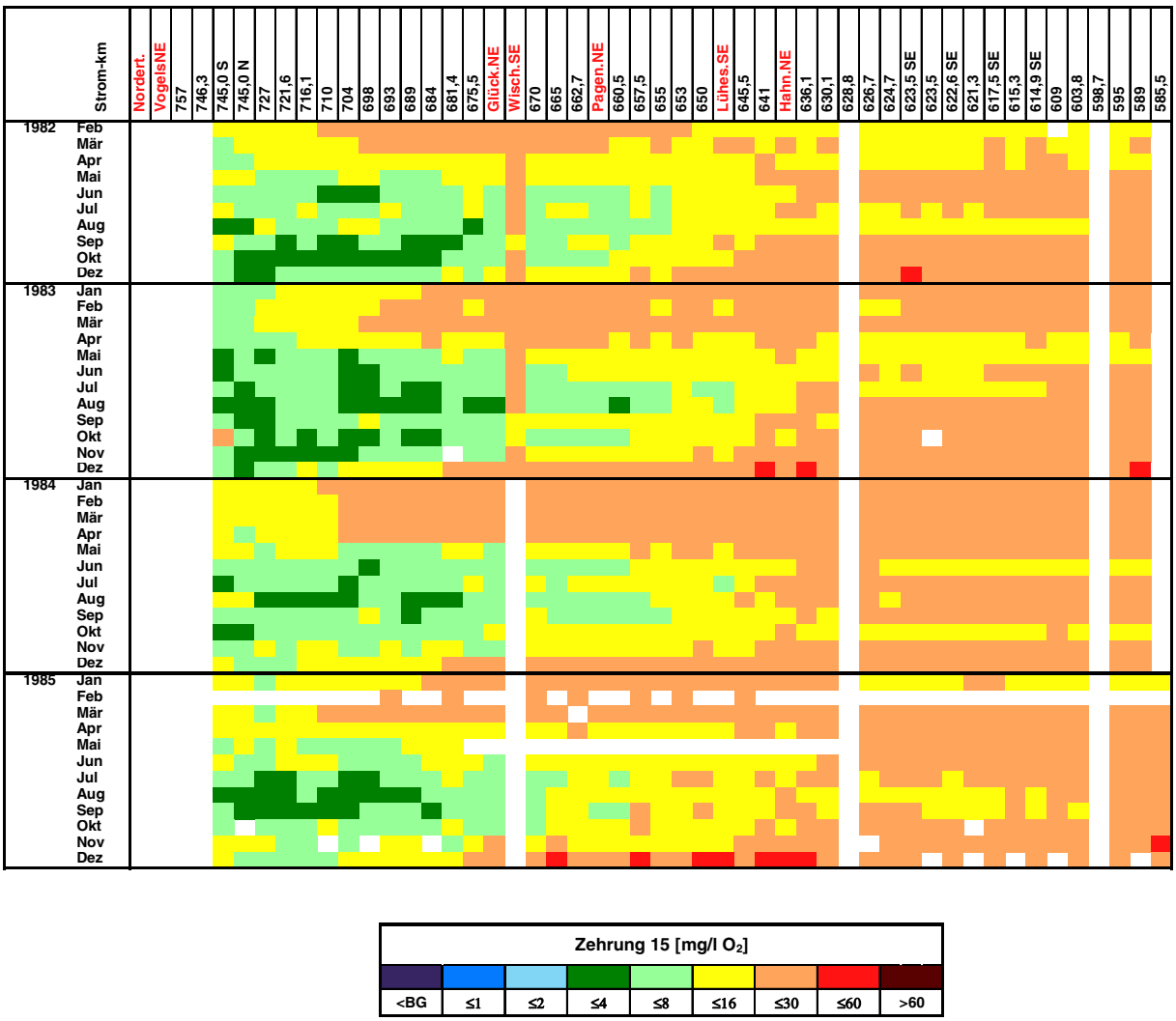


Abb. A 11: Zehrung$_{15}$-Werte der Tideelbe (1982-1985)

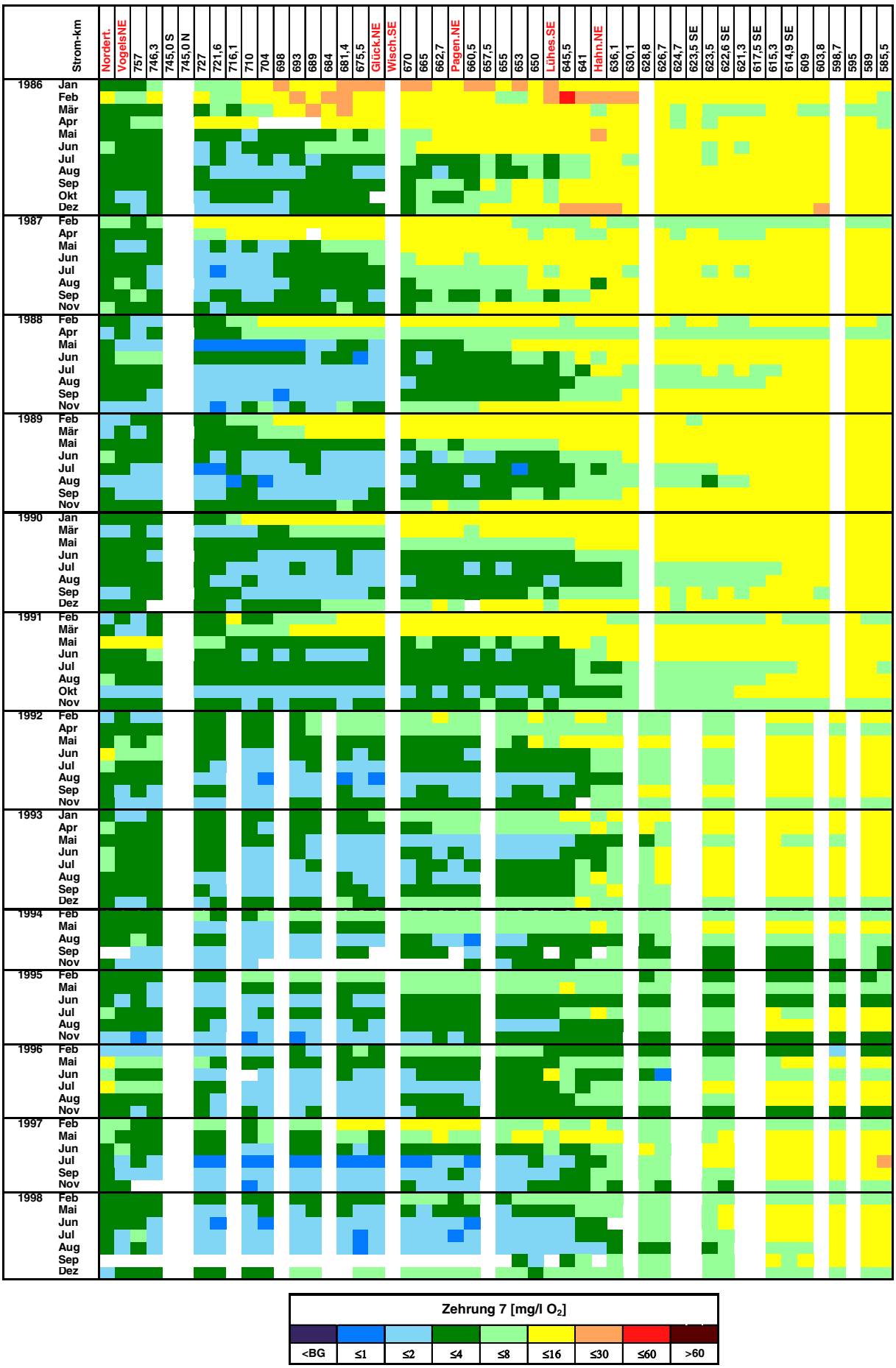


Abb. A 12: Zehrung$_7$-Werte der Tideelbe (1986-1998)

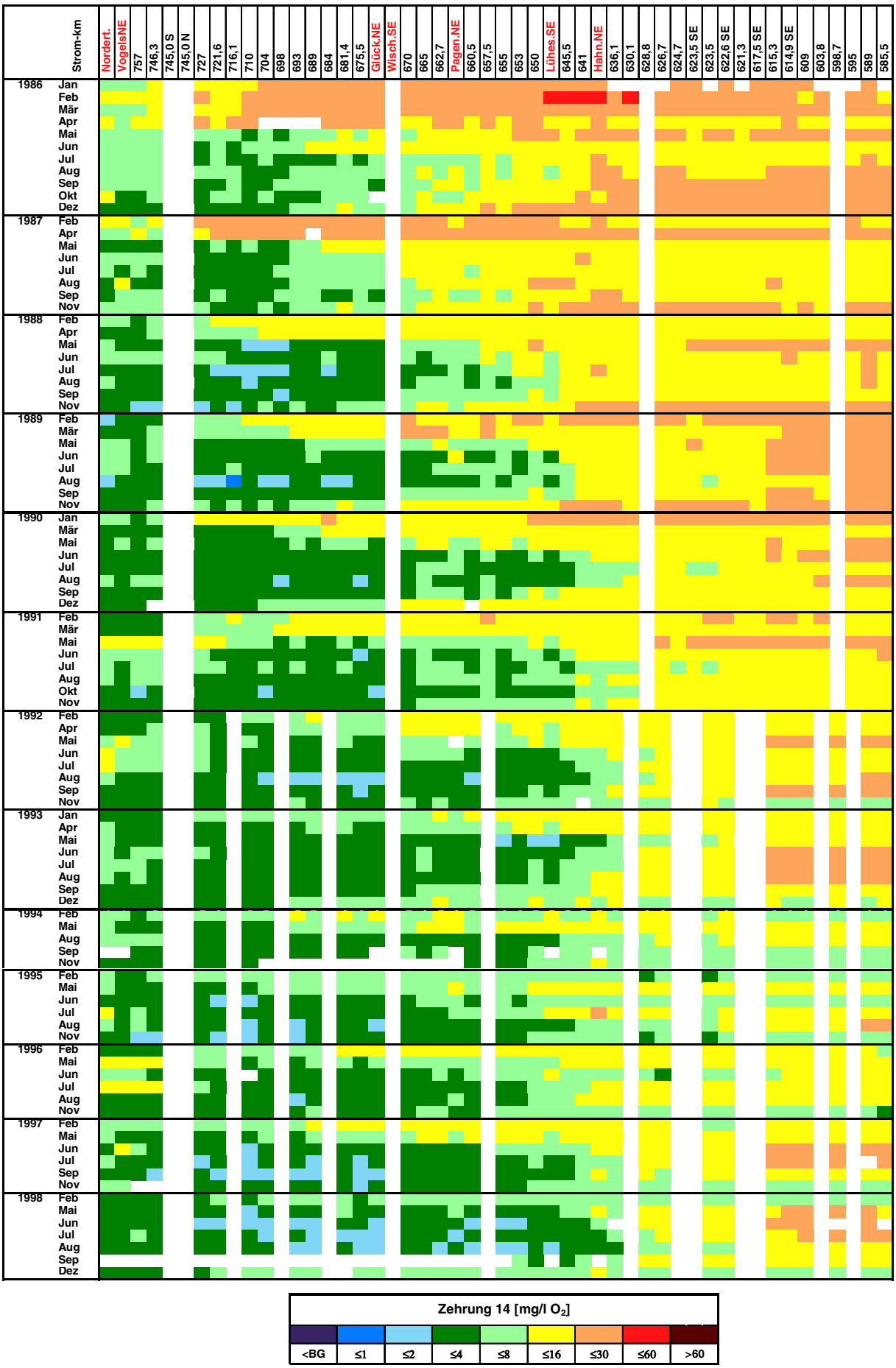


Abb. A 13: Zehrung$_{14}$-Werte der Tideelbe (1986-1998)

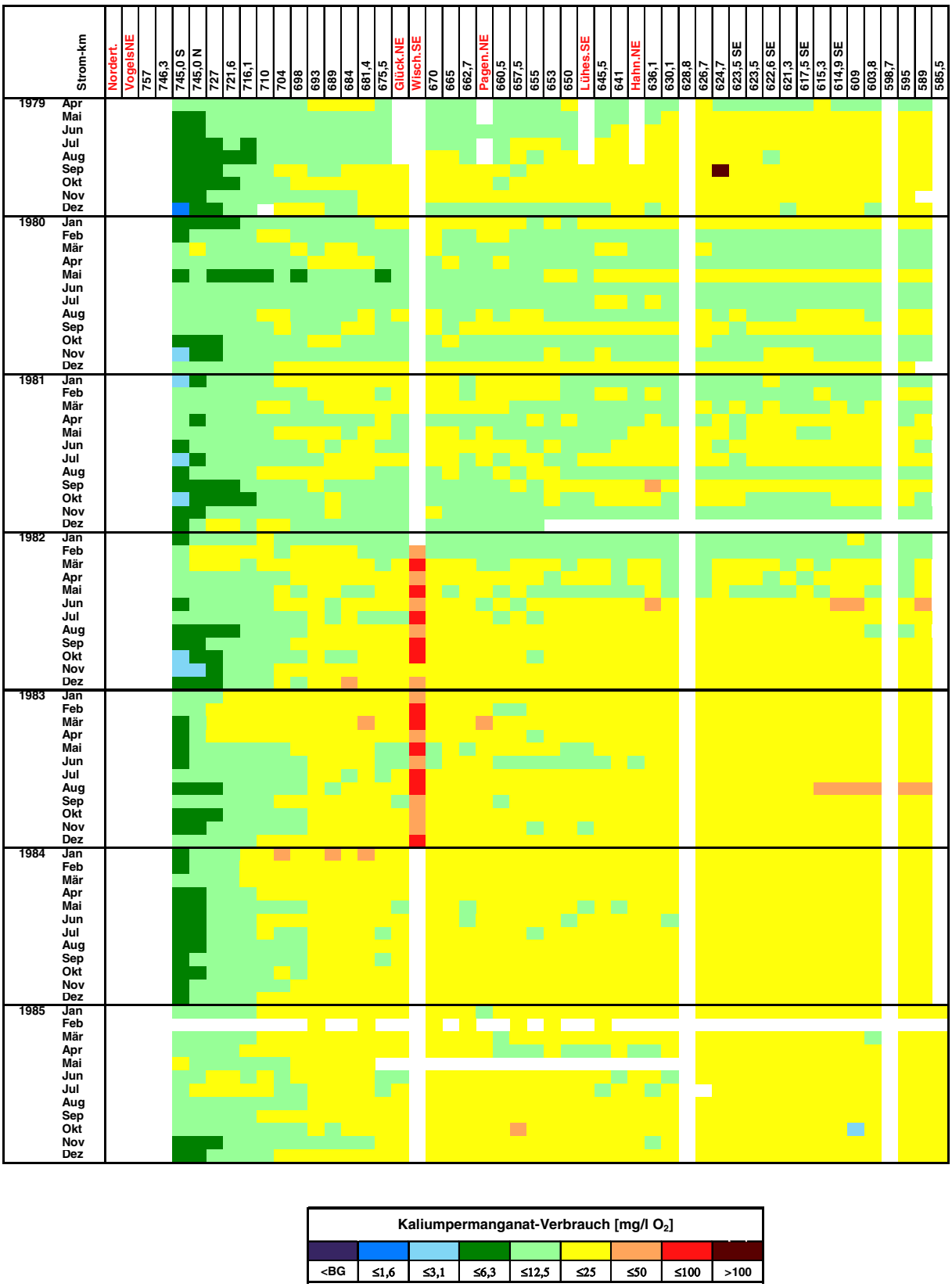


Abb. A 14: Kaliumpermanganat-Verbrauch der Tideelbe (1979-1985)

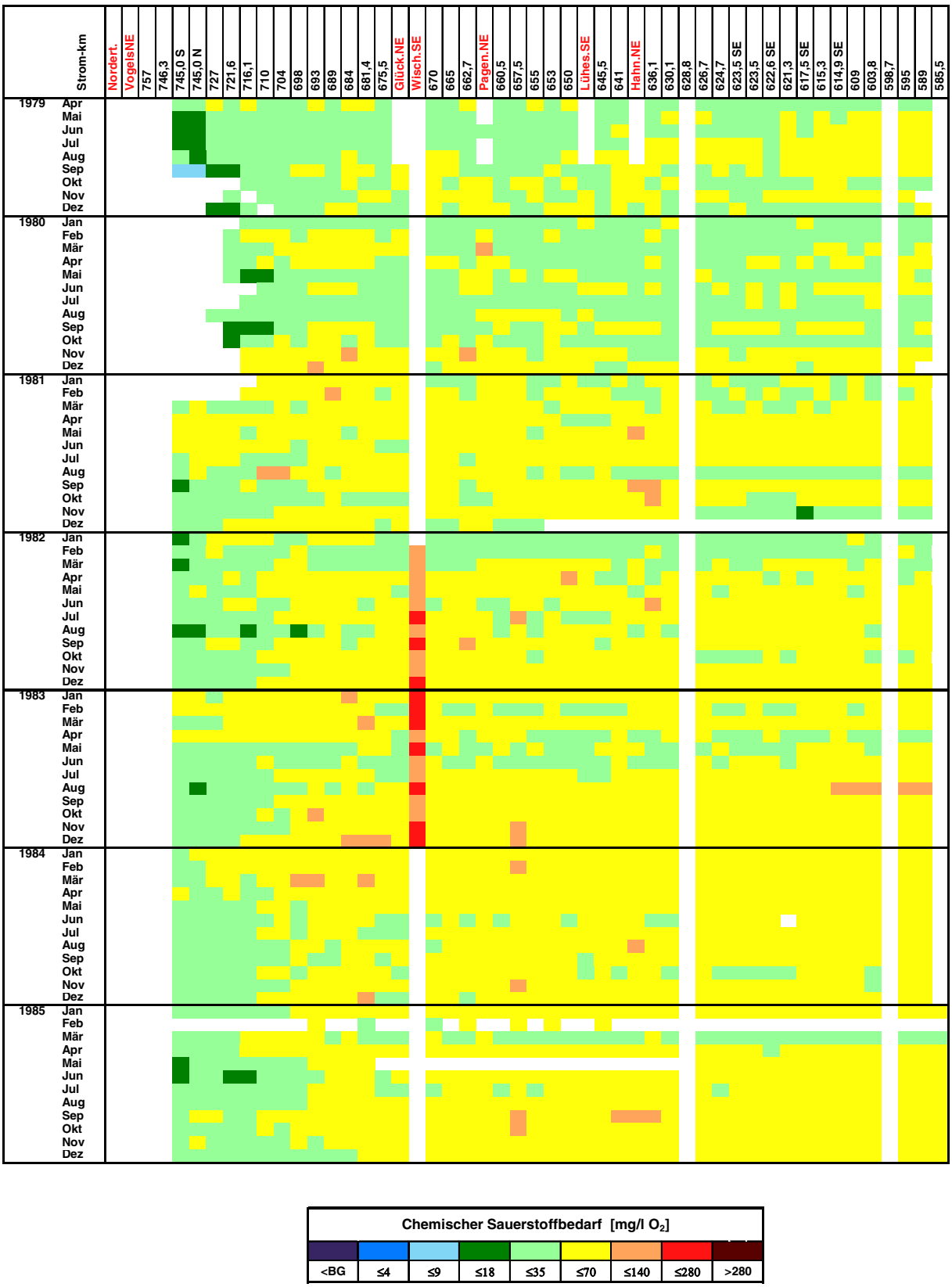


Abb. A 15: Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) der Tideelbe (1979-1985), unfiltrierte Proben

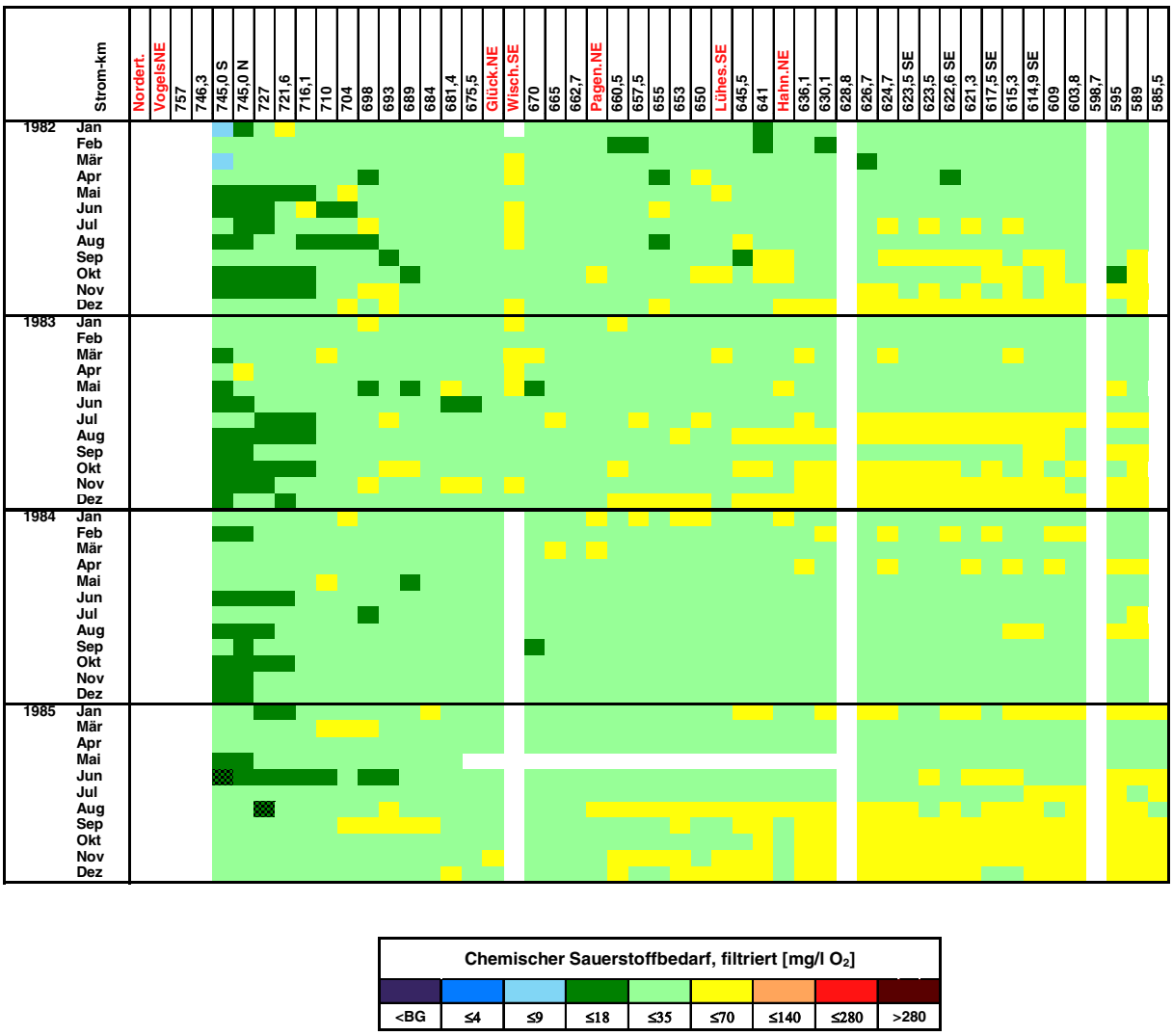
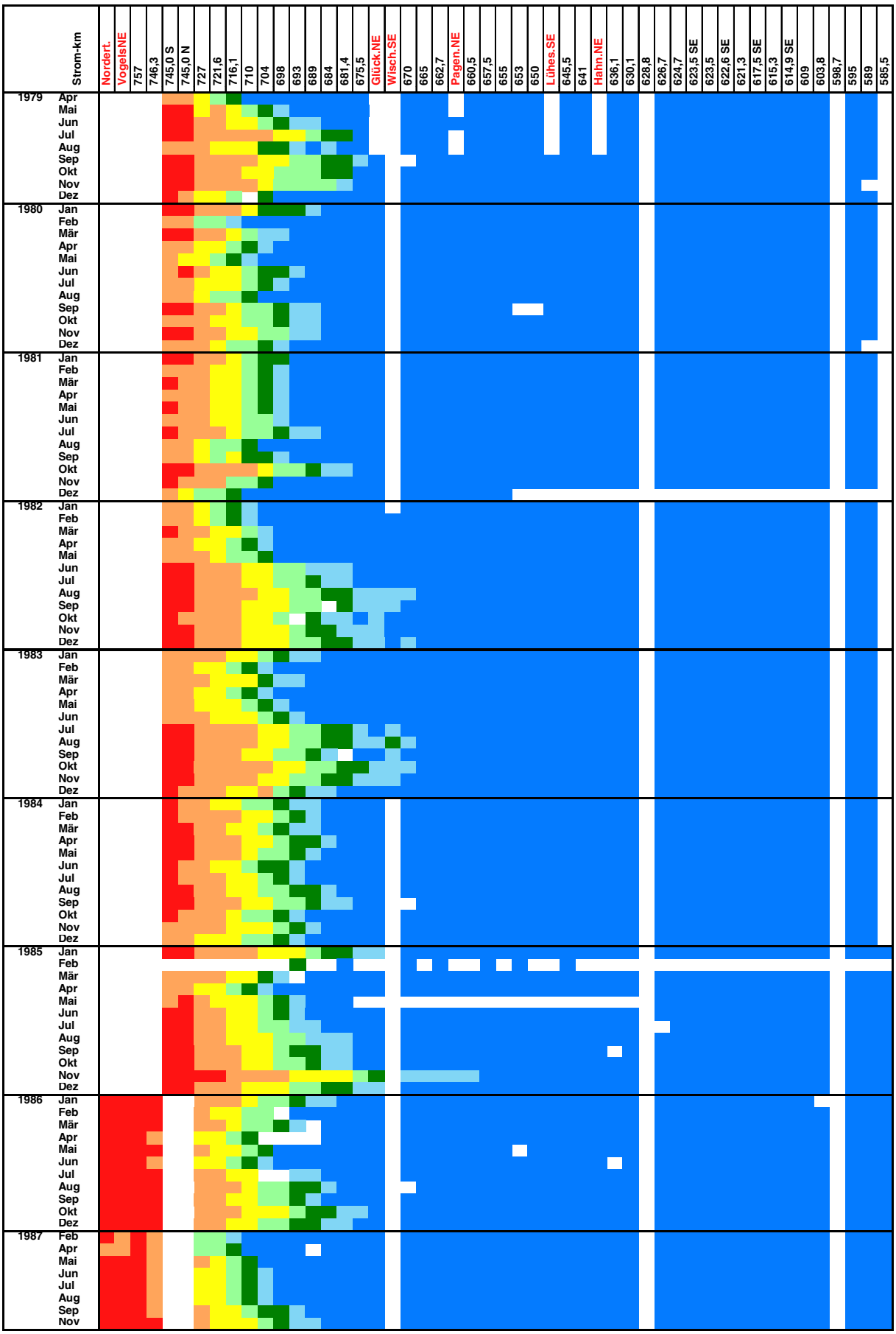


Abb. A 16: Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) der Tideelbe (1982-1985), filtrierte Proben


Strom-km
Nordert.
VogelsNE
757
746,3
745,0 S
745,0 N
727
721,6
716,1
710
704
698
693
689
684
681,4
675,5
Glück.NE
Wisch.SE
670
665
662,7
Pagen.NE
660,5
657,5
655
653
650
Lühes.SE
645,5
641
Hahn.NE
636,1
630,1
628,8
626,7
624,7
623,5 SE
623,5
622,6 SE
621,3
617,5 SE
615,3
614,9 SE
609
603,8
598,7
595
589
585,5
1979
1980
1981
1982
1983
1984
1985
1986
1987
Jan
Feb
Mär
Apr
Mai
Jun
Jul
Aug
Sep
Okt
Nov
Dez

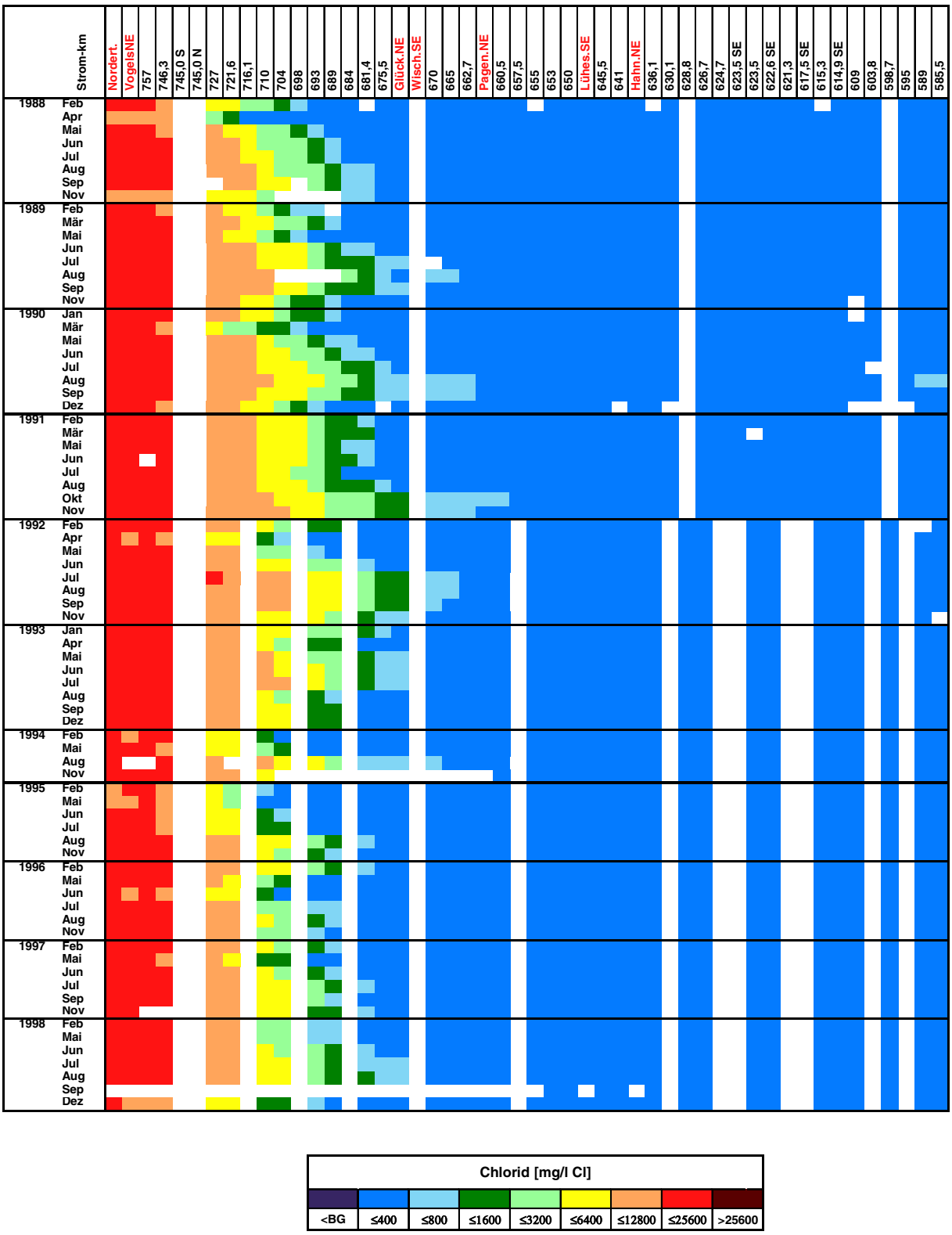


Abb. A 17: Chlorid-Konzentrationen in der Tideelbe (1979-1998)

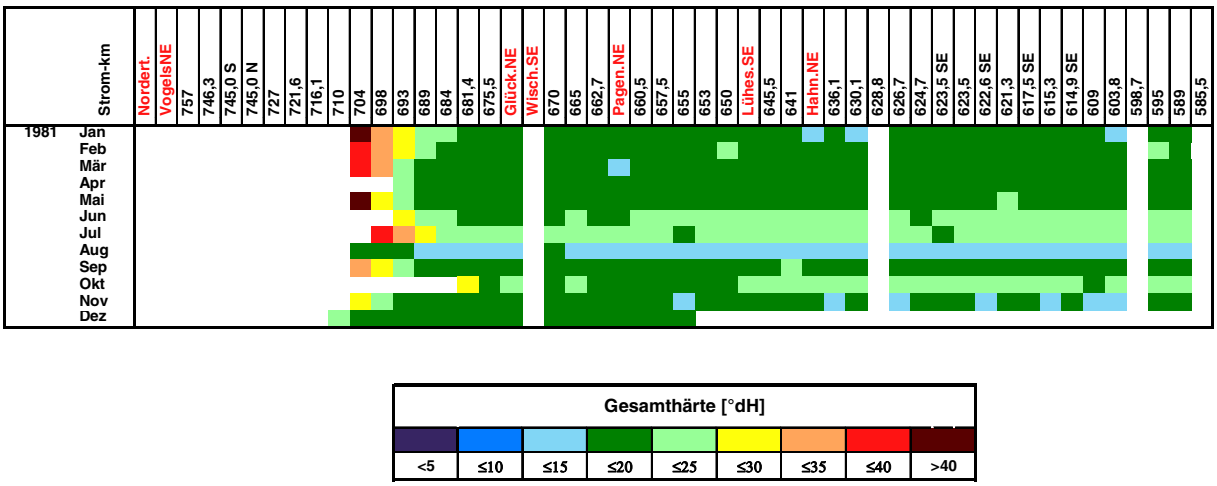
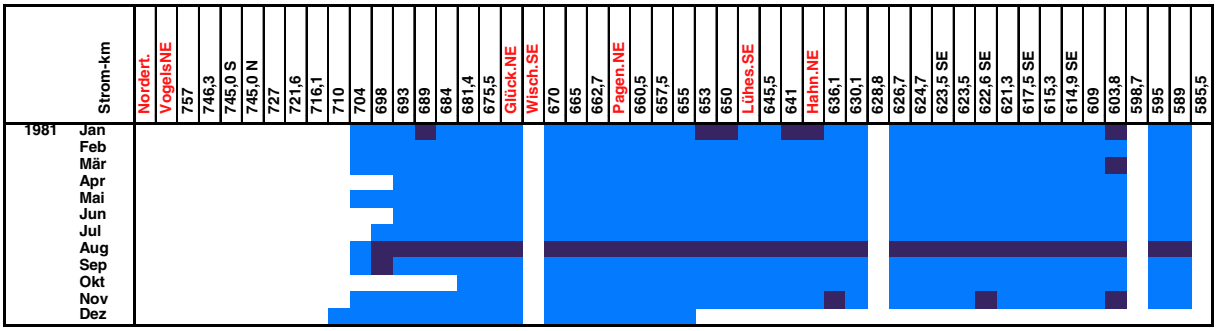


Abb. A 18: Gesamthärte in der Tideelbe (1981)



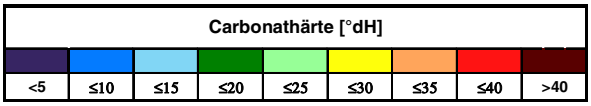
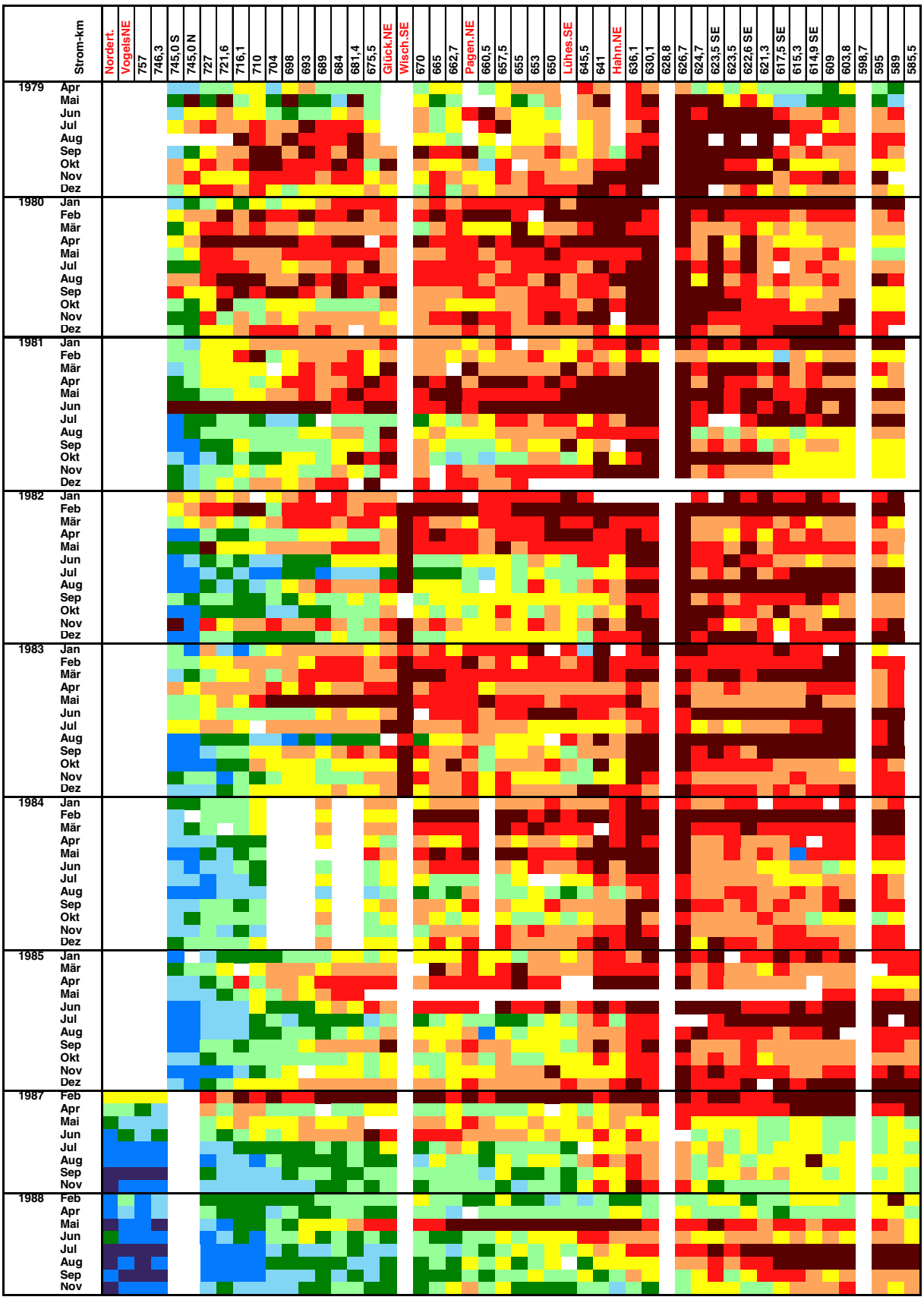


Abb. A 19: Carbonathärte in der Tideelbe (1981)


Strom-km
Nordert.
VogelsNE
757
746,3
745,0 S
745,0 N
727
721,6
716,1
710
704
698
693
689
684
681,4
675,5
Glück.NE
Wisch.SE
670
665
662,7
Pagen.NE
660,5
657,5
655
653
650
Lühes.SE
645,5
641
Hahn.NE
636,1
630,1
628,8
626,7
624,7
623,5 SE
623,5
622,6 SE
621,3
617,5 SE
615,3
614,9 SE
609
603,8
598,7
595
589
585,5
1979
1980
1981
1982
1983
1984
1985
1987
1988
Apr
Mai
Jun
Jul
Aug
Sep
Okt
Nov
Dez
Jan
Feb
Mär

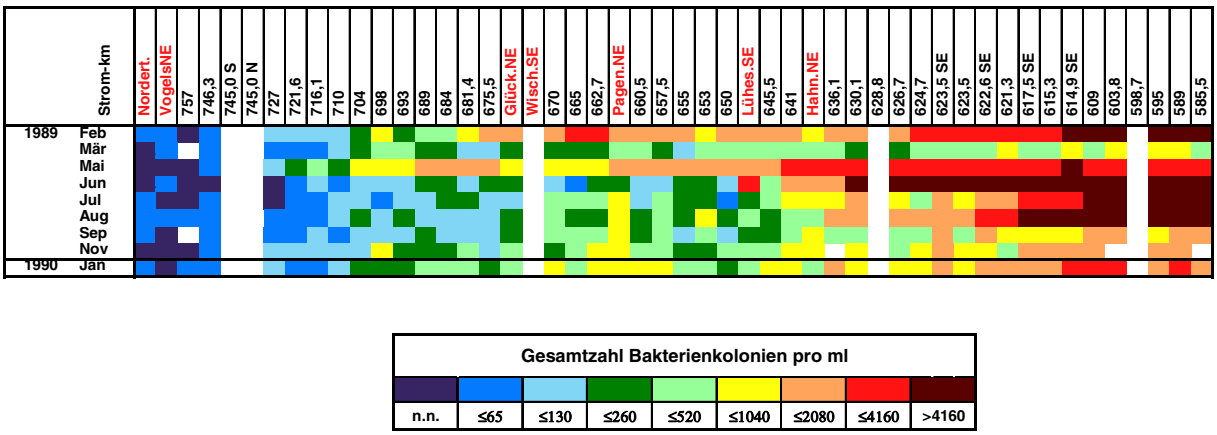


Abb. A 20: Bakterienbesatz der Tideelbe (1979-1990)

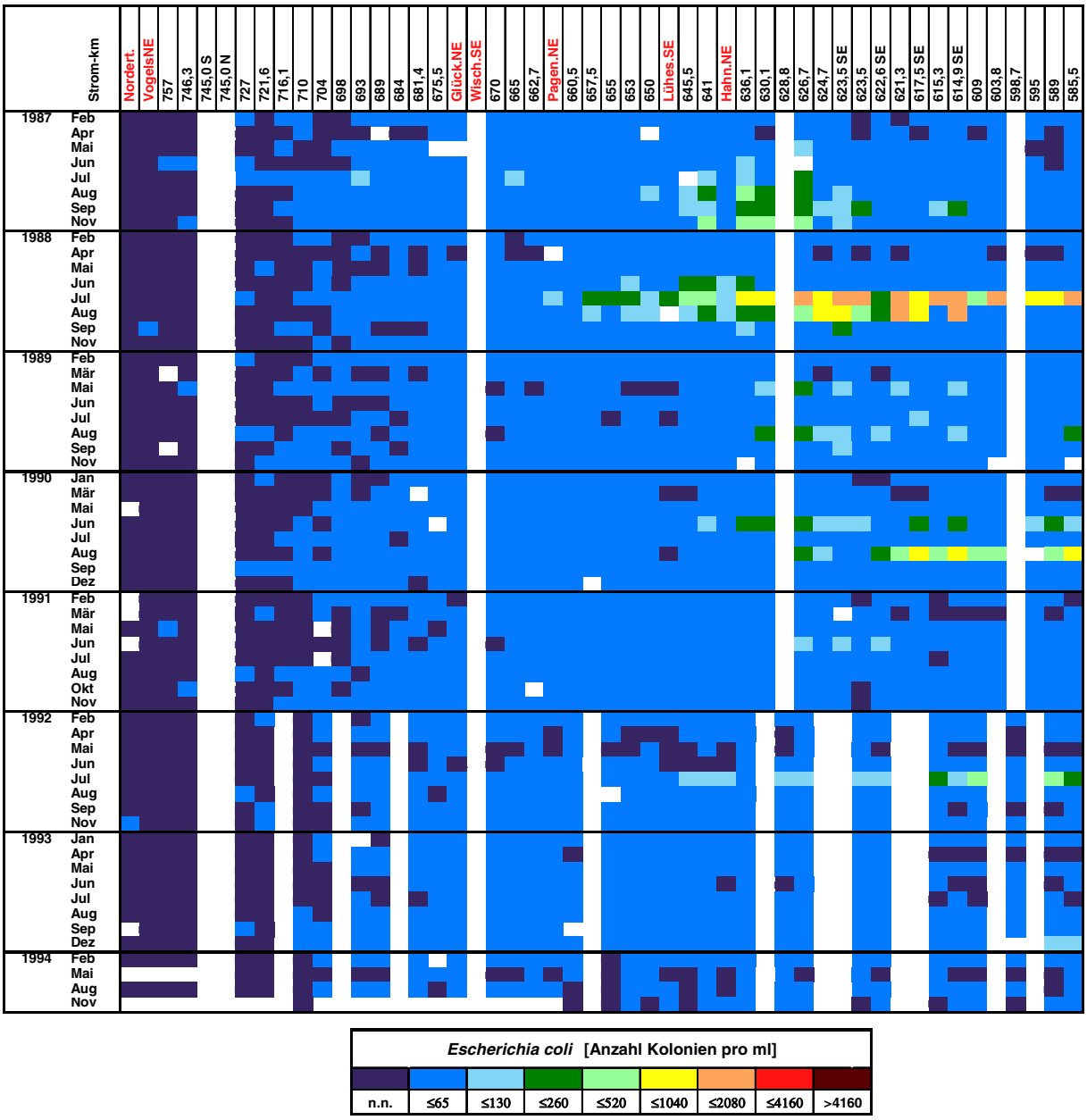


Abb. A 21: Besatz der Tideelbe mit *Escherichia coli* (1987-1994)

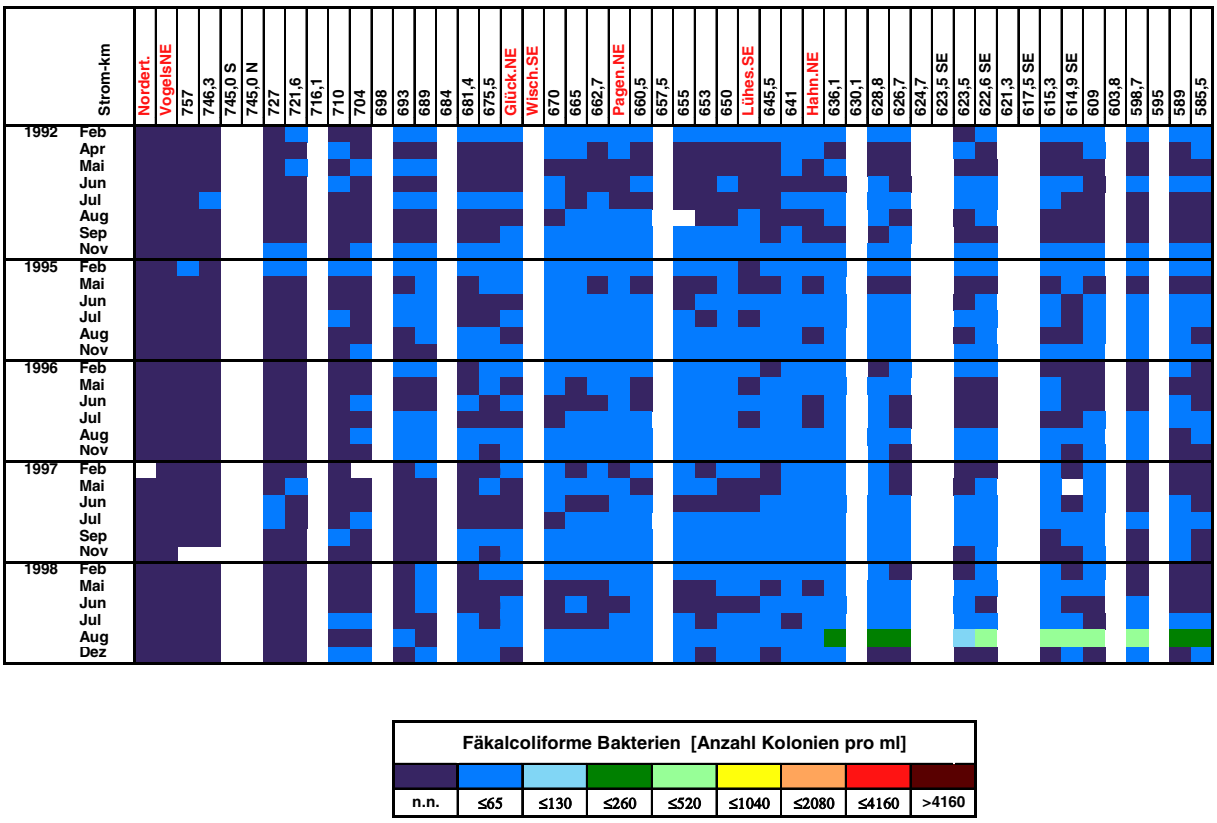


Abb. A 22: Besatz der Tideelbe mit Fäkalcoliformen Bakterien (1992-1998)

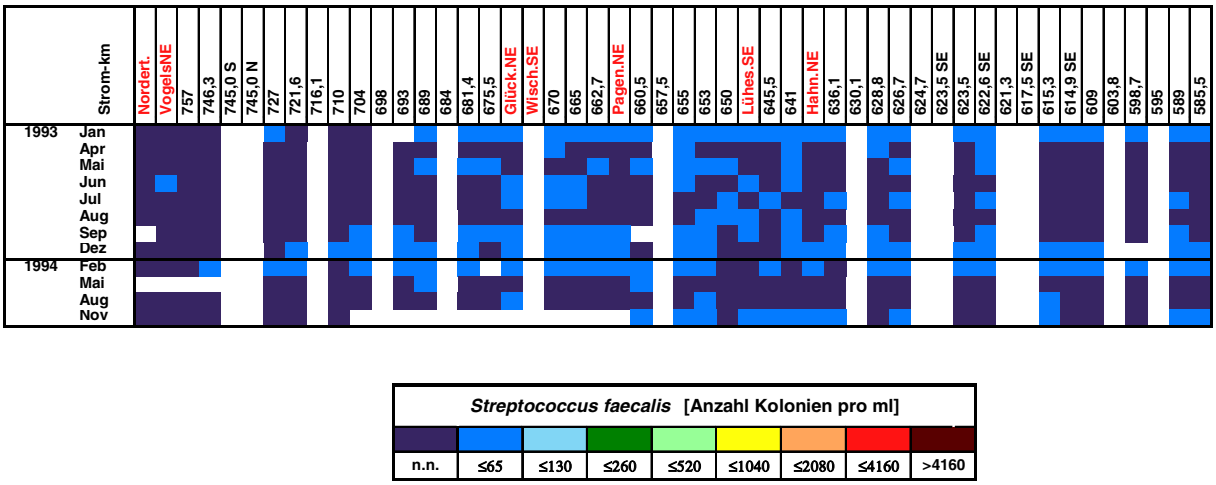
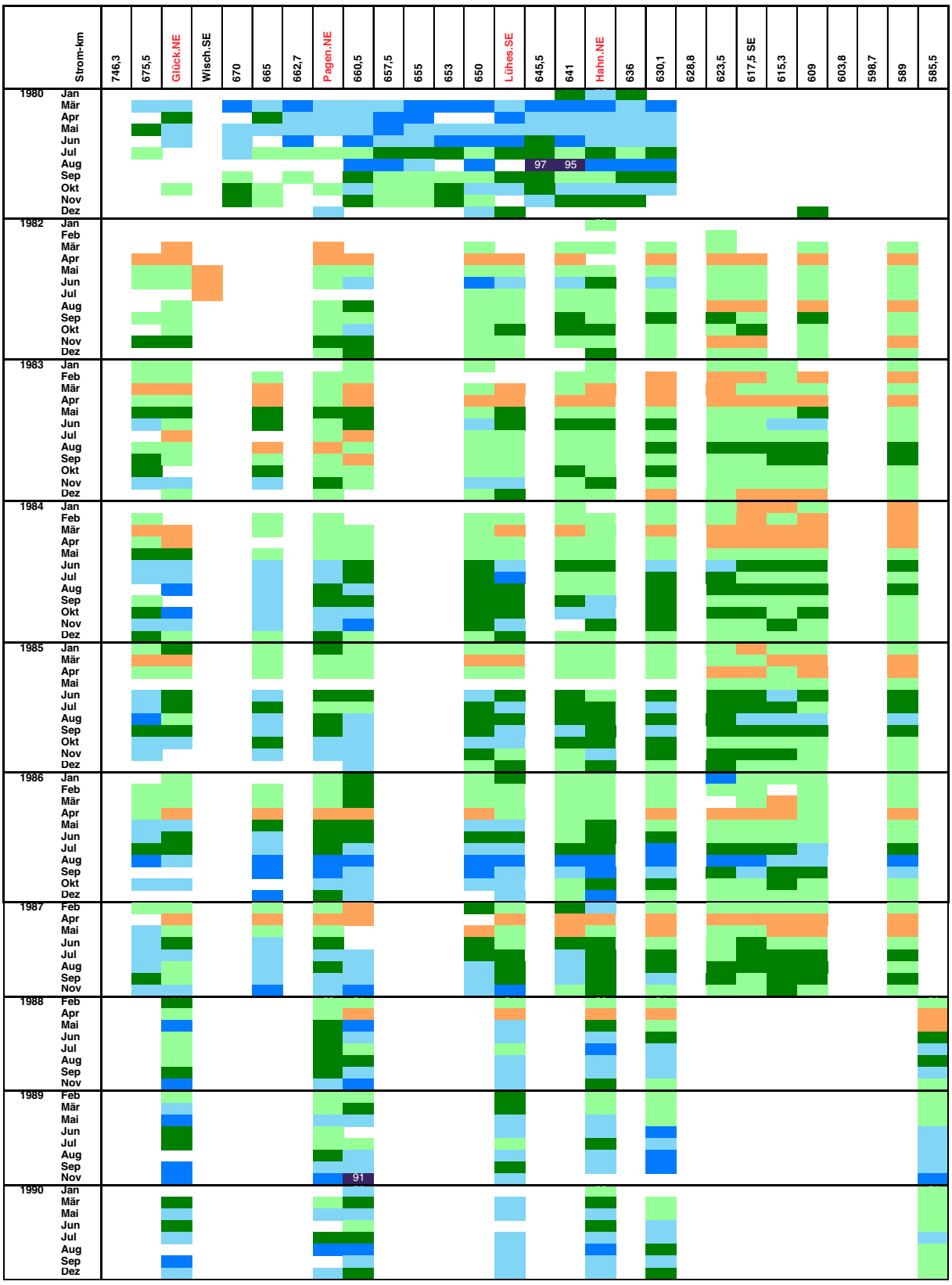
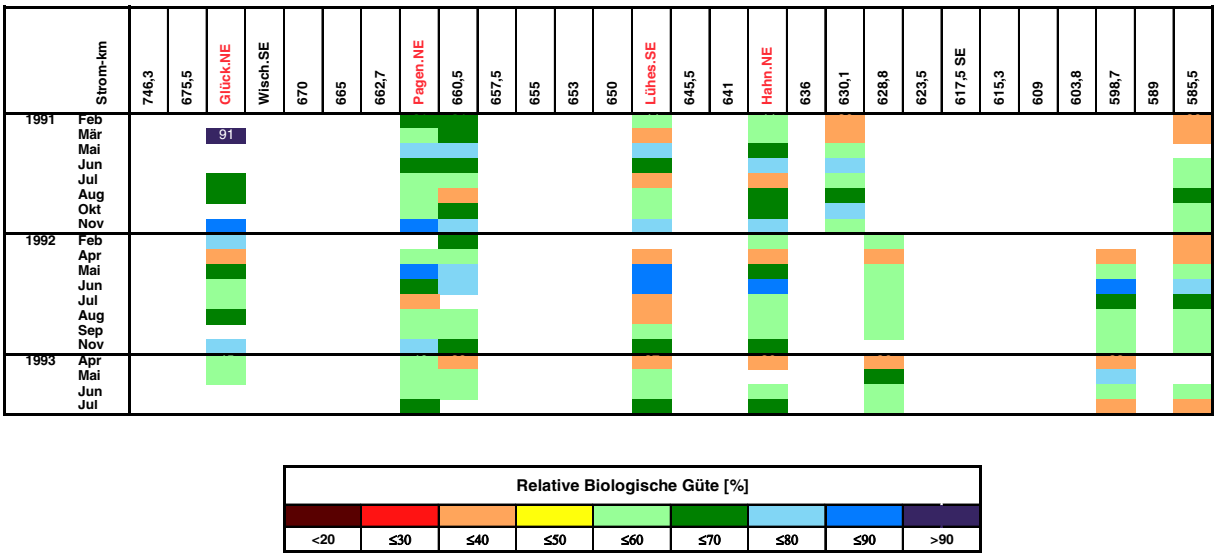


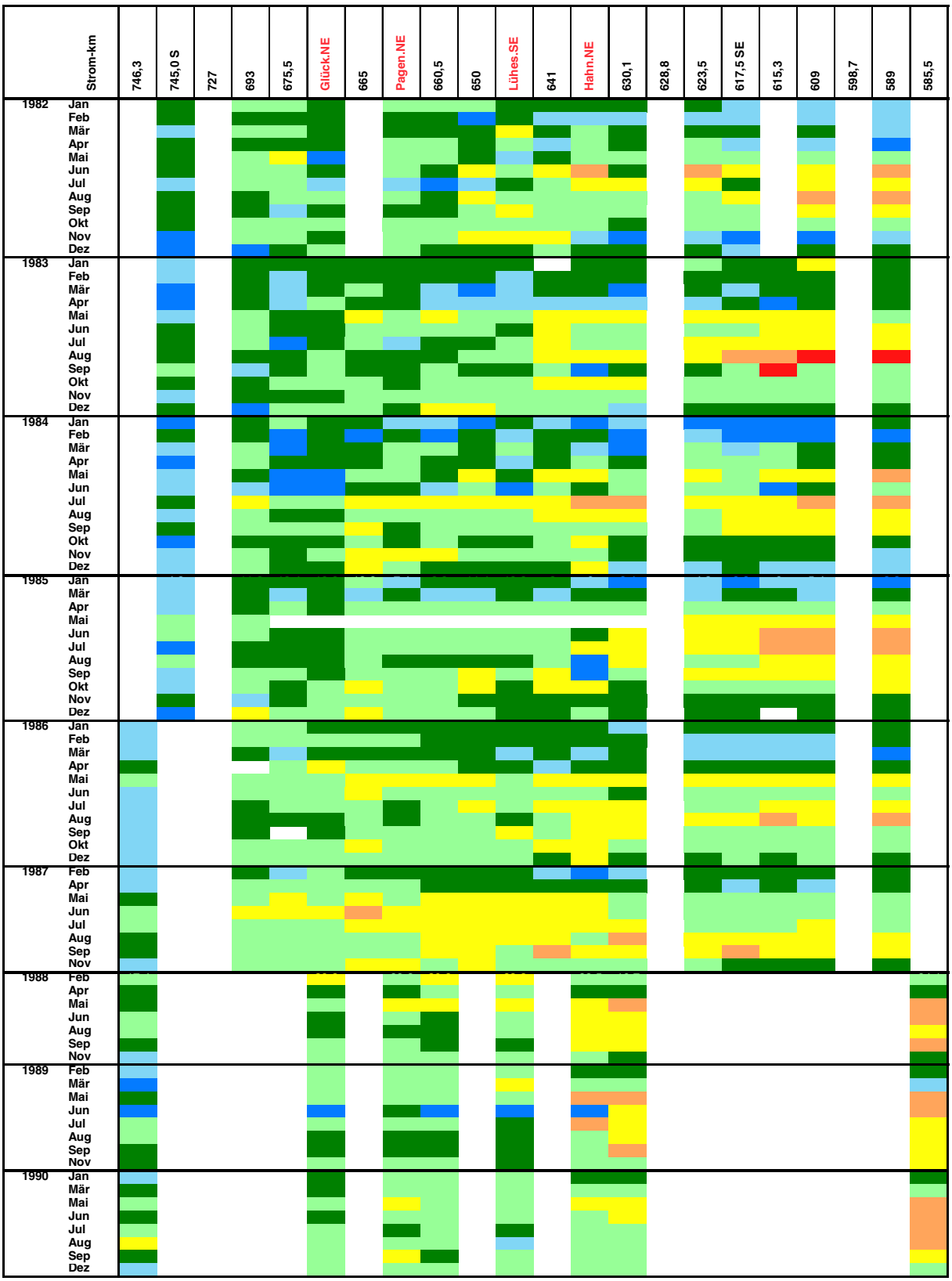
Abb. A 23: Besatz der Tideelbe mit *Streptococcus faecalis* (1993-1994)

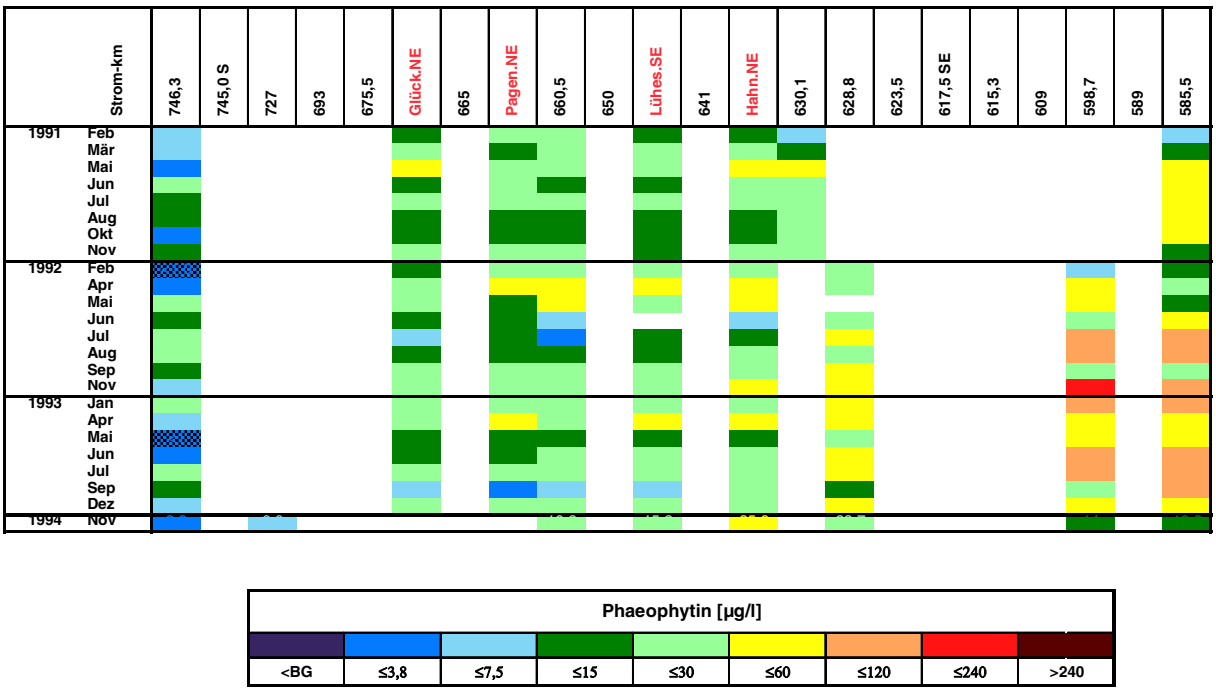

Strom-km
746,3
675,5
Glück.NE
Wisch.SE
670
665
662,7
Pagen.NE
660,5
657,5
655
653
650
Lühes.SE
645,5
641
Hahn.NE
636
630,1
628,8
623,5
617,5 SE
615,3
609
603,8
598,7
589
585,5
1980
1982
1983
1984
1985
1986
1987
1988
1989
1990
Jan
Feb
Mär
Apr
Mai
Jun
Jul
Aug
Sep
Okt
Nov
Dez
97
95
91



Relative Biologische Güte [%]								
<20	≤30	≤40	≤50	≤60	≤70	≤80	≤90	>90

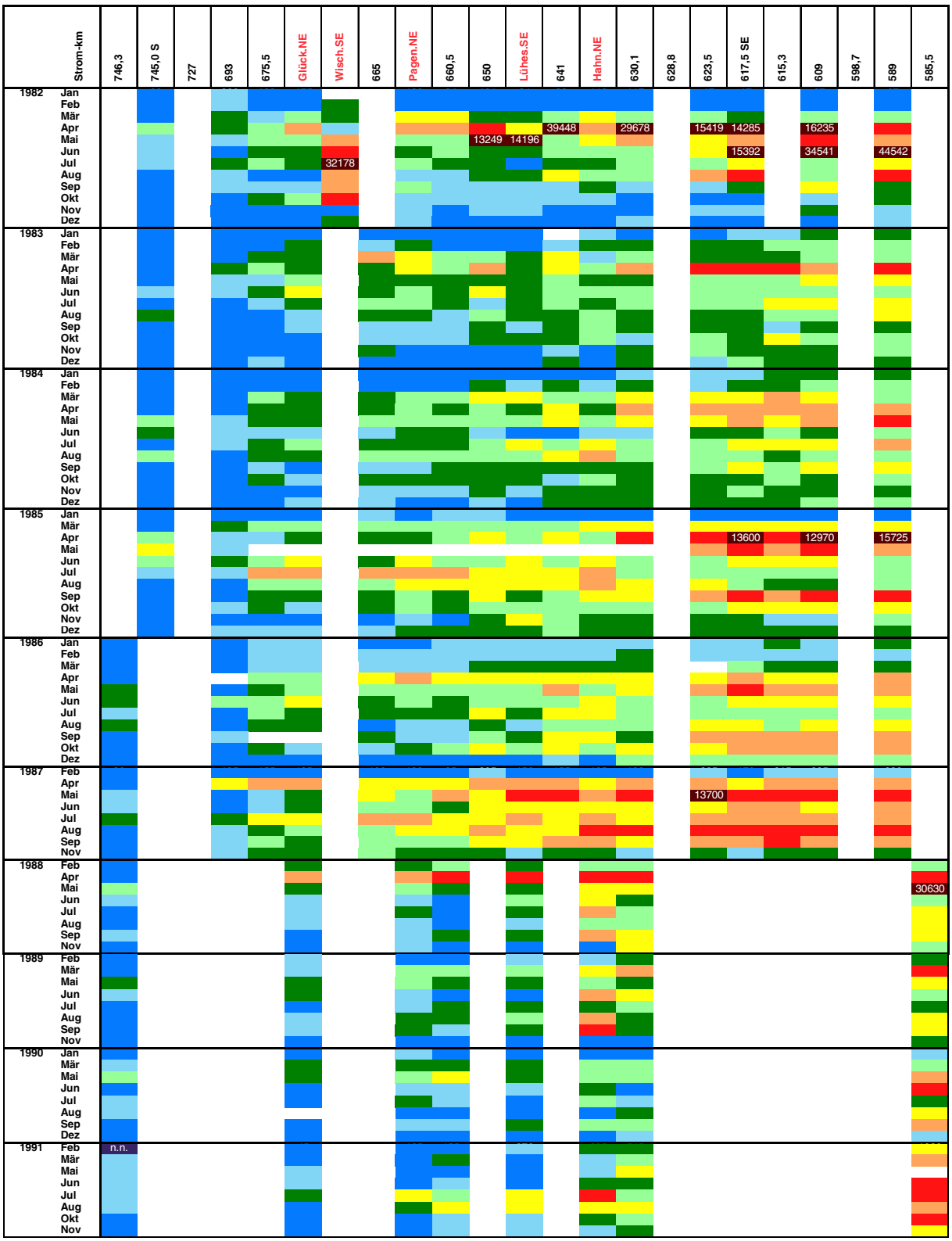
Abb. A 24: Relative Biologische Güte der Tideelbe (1980-1993)

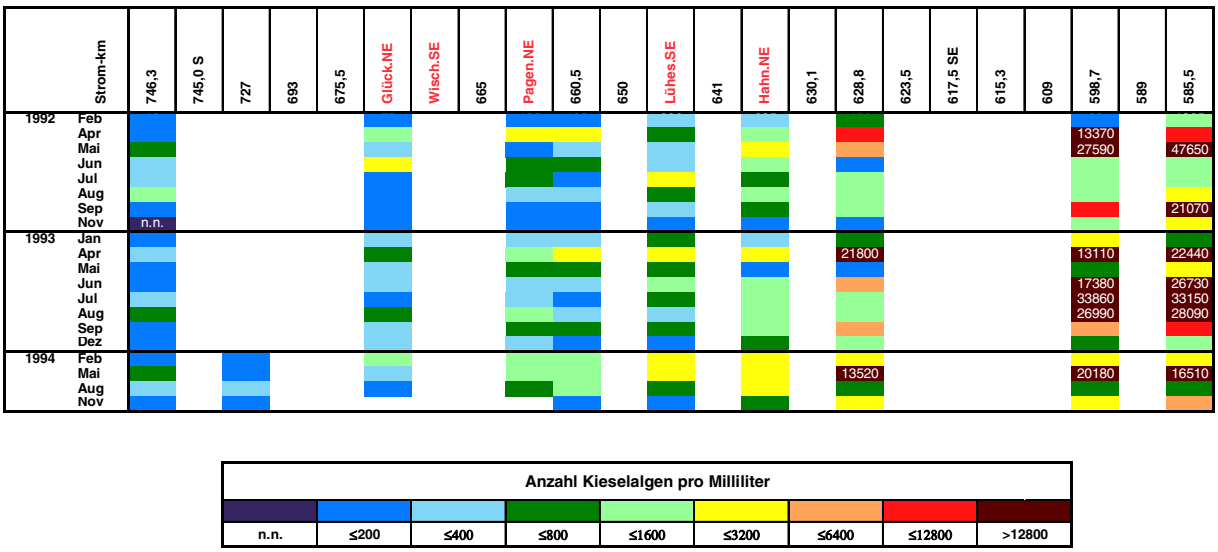

Strom-km
746,3
745,0 S
727
693
675,5
Glück.NE
665
Pagen.NE
660,5
650
Lühes.SE
641
Hahn.NE
630,1
628,8
623,5
617,5 SE
615,3
609
598,7
589
585,5
1982
1983
1984
1985
1986
1987
1988
1989
1990
Jan
Feb
Mär
Apr
Mai
Jun
Jul
Aug
Sep
Okt
Nov
Dez



Gitterschraffur: *Bestimmungsgrenze wechselte im Untersuchungszeitraum und lag in diesem Fall höher als die für die Klassifikation zugrunde gelegte niedrigste Bestimmungsgrenze des Untersuchungszeitraumes*

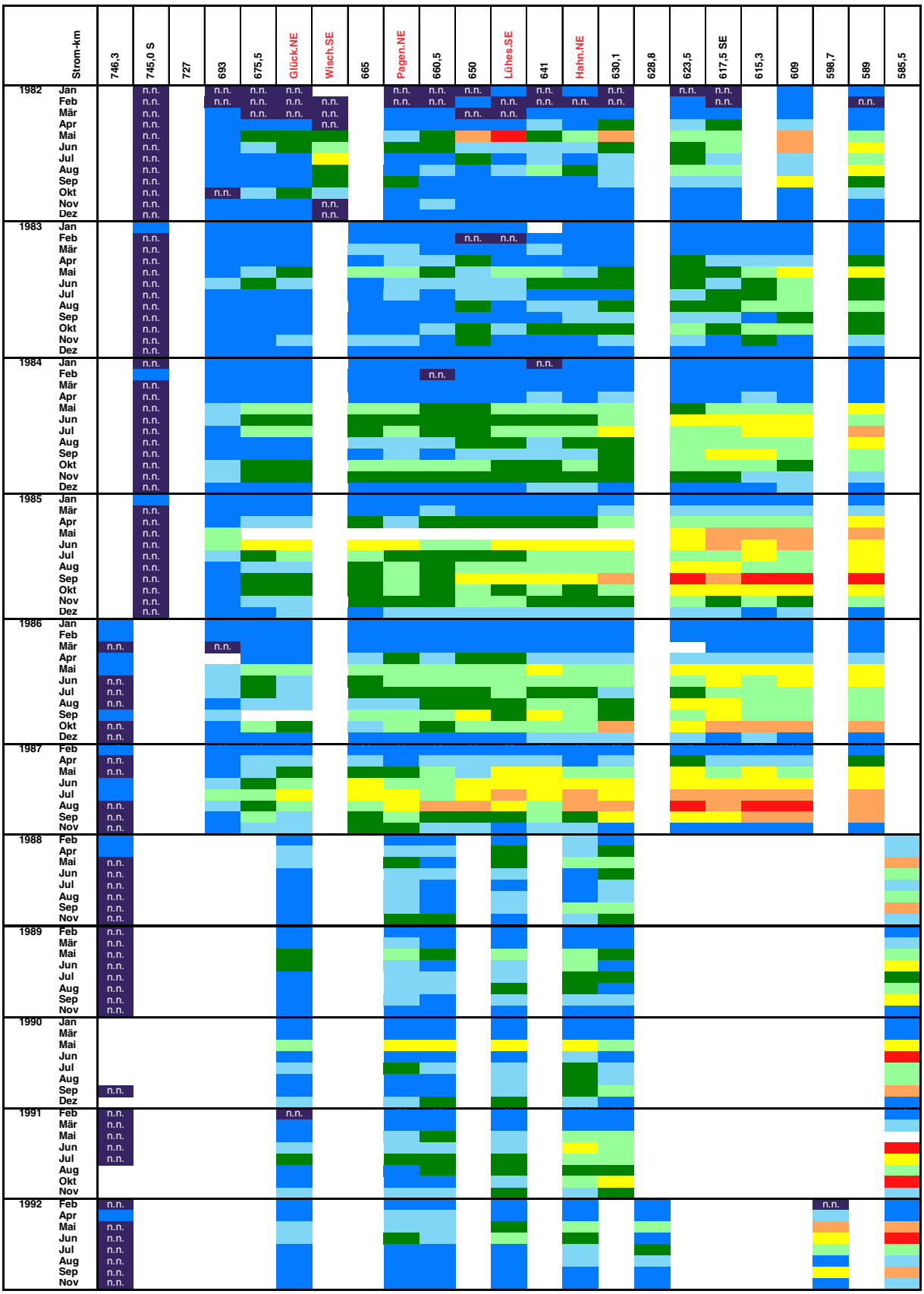
Abb. A 25: Phaeophytin-Gehalte in der Tideelbe (1982-1998)


Strom-km
746,3
745,0 S
727
693
675,5
Glück.NE
Wisch.SE
665
Pagen.NE
660,5
650
Lühes.SE
641
Hahn.NE
630,1
628,8
623,5
617,5 SE
615,3
609
598,7
589
585,5
1982
1983
1984
1985
1986
1987
1988
1989
1990
1991
Jan
Feb
Mär
Apr
Mai
Jun
Jul
Aug
Sep
Okt
Nov
Dez
32178
39448
29678
15419
14285
16235
13249
14196
15392
34541
44542
13600
12970
15725
13700
30630
n.n.



Anzahl Kieselalgen pro Milliliter								
n.n.	≤200	≤400	≤800	≤1600	≤3200	≤6400	≤12800	>12800

Abb. A 26: Besatz der Tideelbe mit Kieselalgen (1982-1994)


Strom-km
746,3
745,0 S
727
693
675,5
Glück.NE
Wisch.SE
665
Pagen.NE
660,5
650
Lühes.SE
641
Hahn.NE
630,1
628,8
623,5
617,5 SE
615,3
609
598,7
589
585,5
1982
1983
1984
1985
1986
1987
1988
1989
1990
1991
1992
Jan
Feb
Mär
Apr
Mai
Jun
Jul
Aug
Sep
Okt
Nov
Dez
n.n.

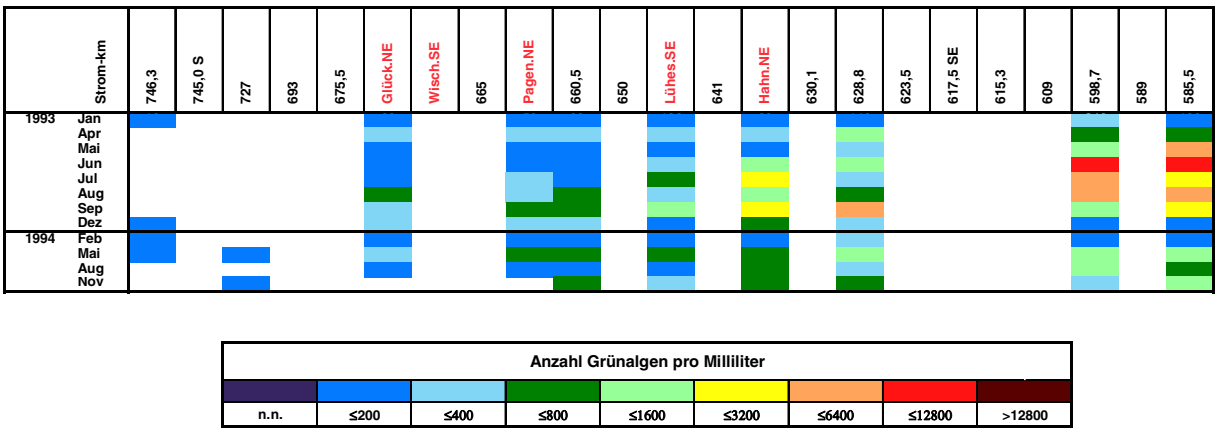
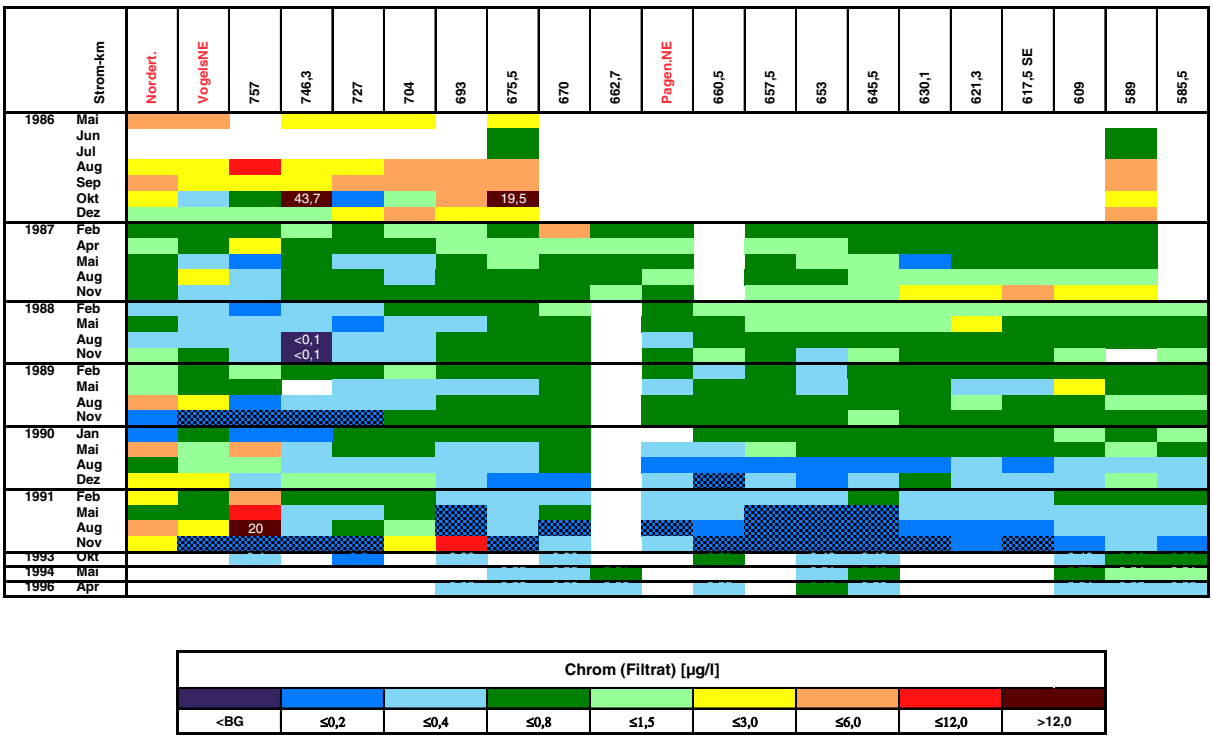


Abb. A 27: Besatz der Tideelbe mit Grünalgen (1982-1994)



Gitterschraffur: *Bestimmungsgrenze wechselte im Untersuchungszeitraum und lag in diesem Fall höher als die für die Klassifikation zugrunde gelegte niedrigste Bestimmungsgrenze des Untersuchungszeitraumes*

Abb. A 28: Chrom-Konzentrationen in der Tideelbe (Filtrate) (1986-1996)

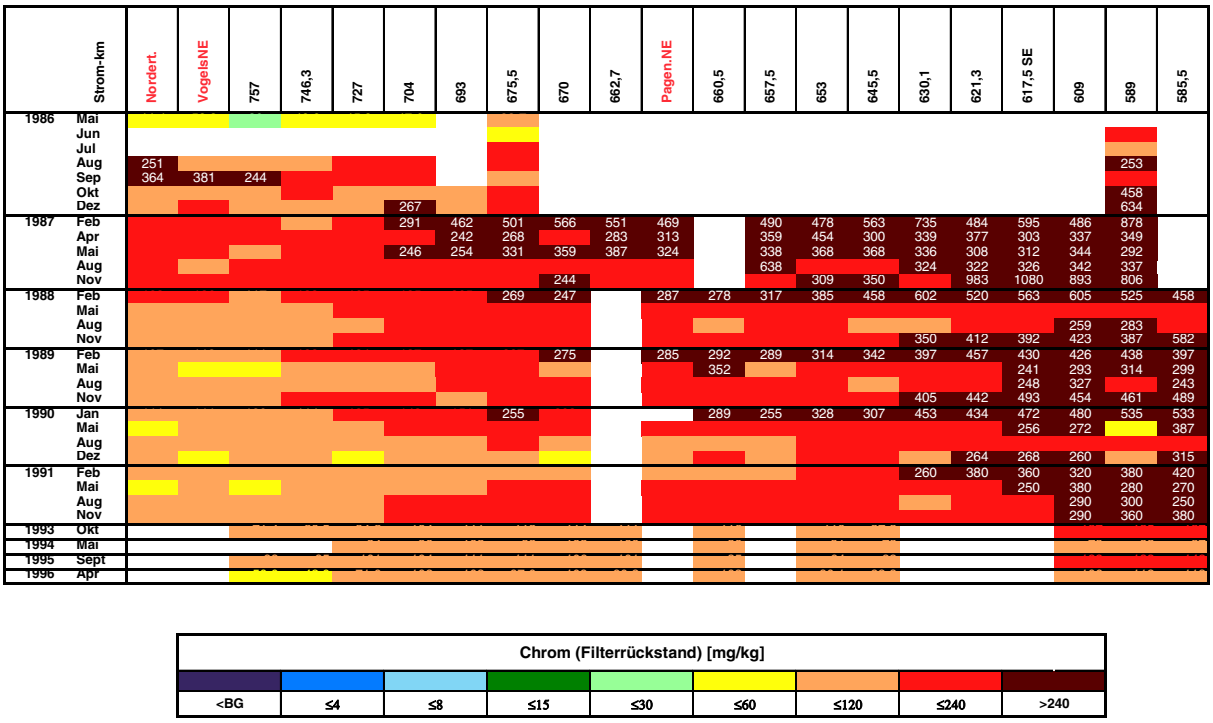


Abb. A 29: Chrom-Gehalte in der Tideelbe (Filterrückstände) (1986-1996)

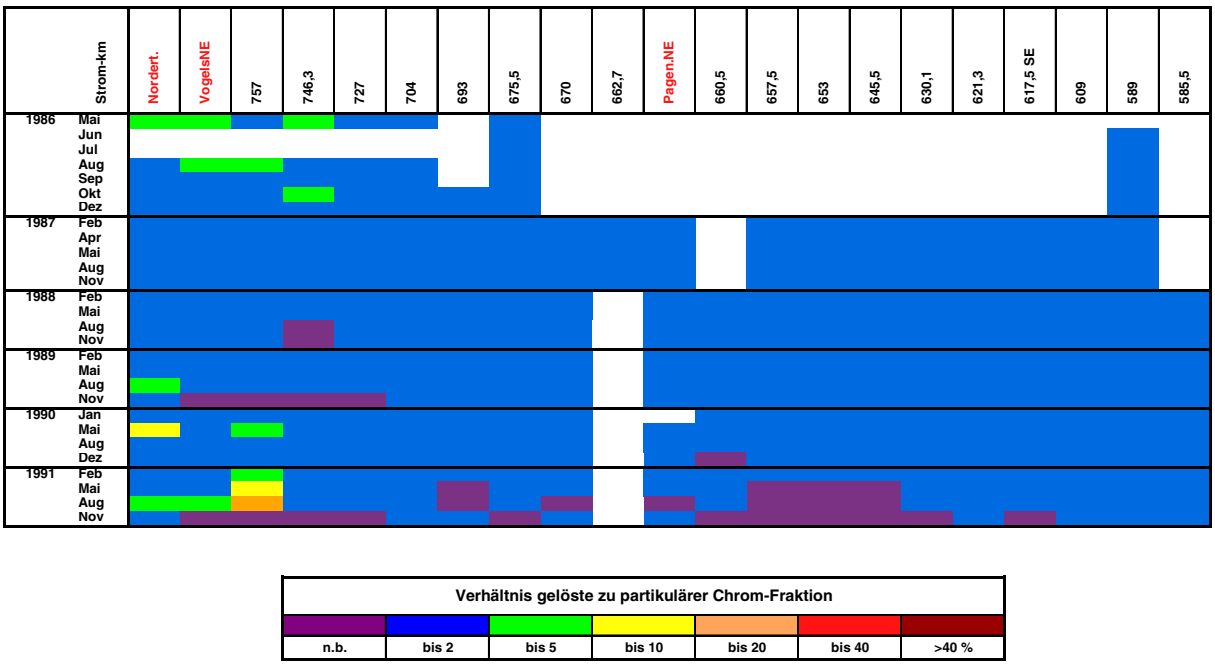


Abb. A 30: Verhältnis der gelösten zur partikulären Chrom-Fraktion in der Tideelbe (auf Schwebstoffgehalt normiert) (1986-1991)

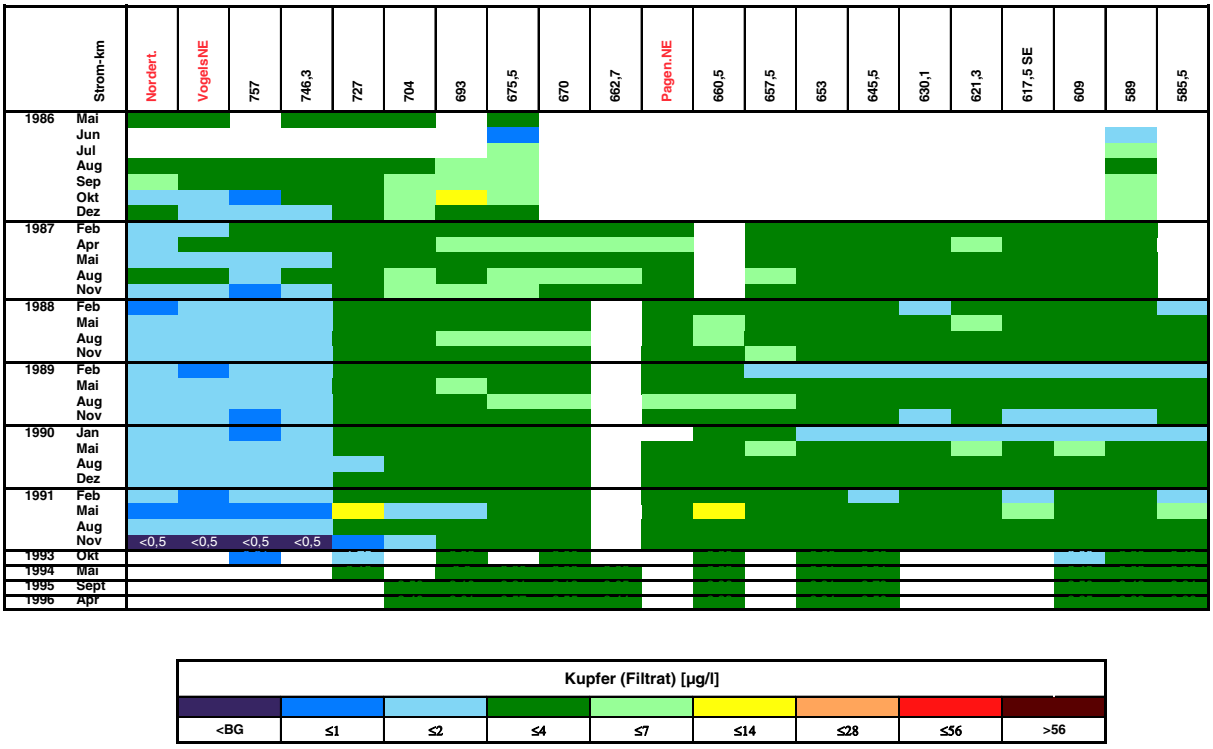


Abb. A 31: Kupfer-Konzentrationen in der Tideelbe (Filtrate) (1986-1996)

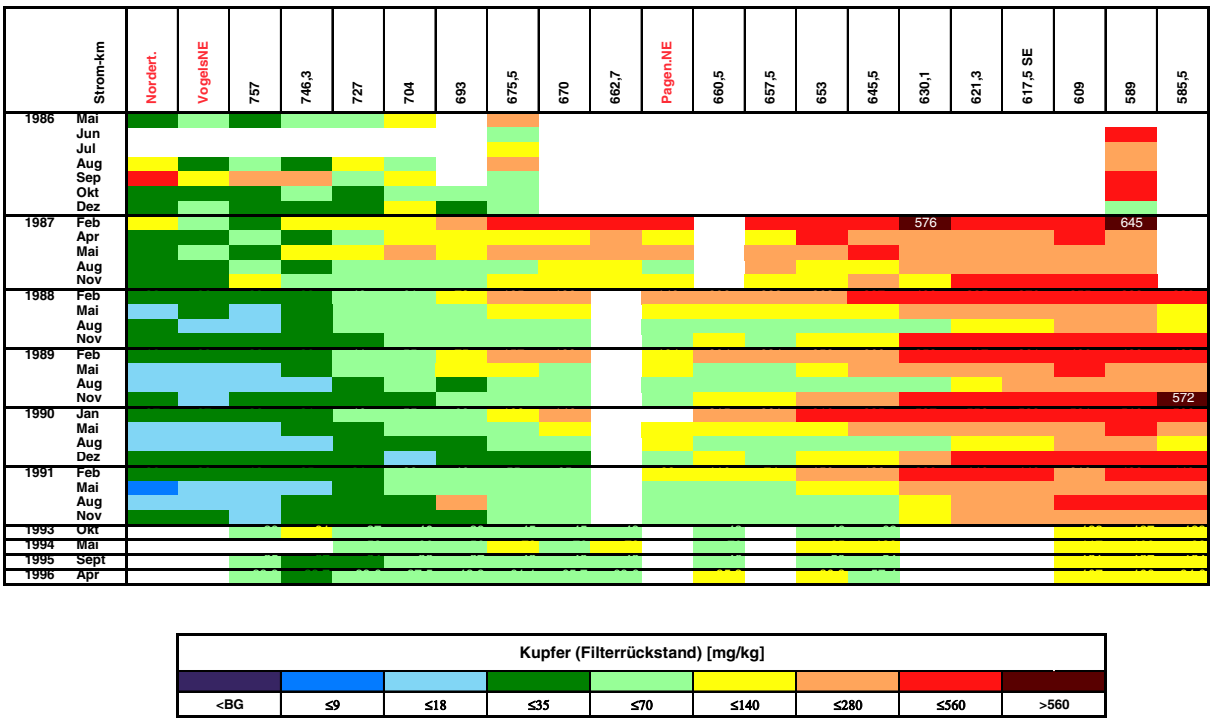


Abb. A 32: Kupfer-Gehalte in der Tideelbe (Filterrückstände) (1986-1996)

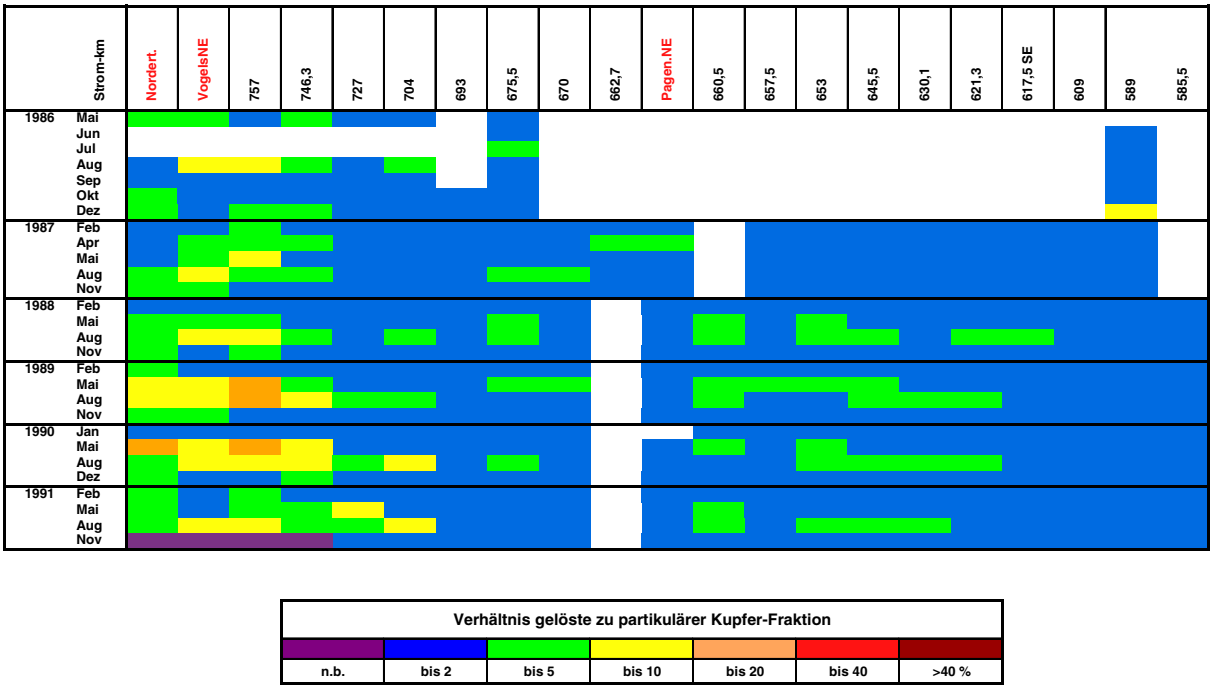
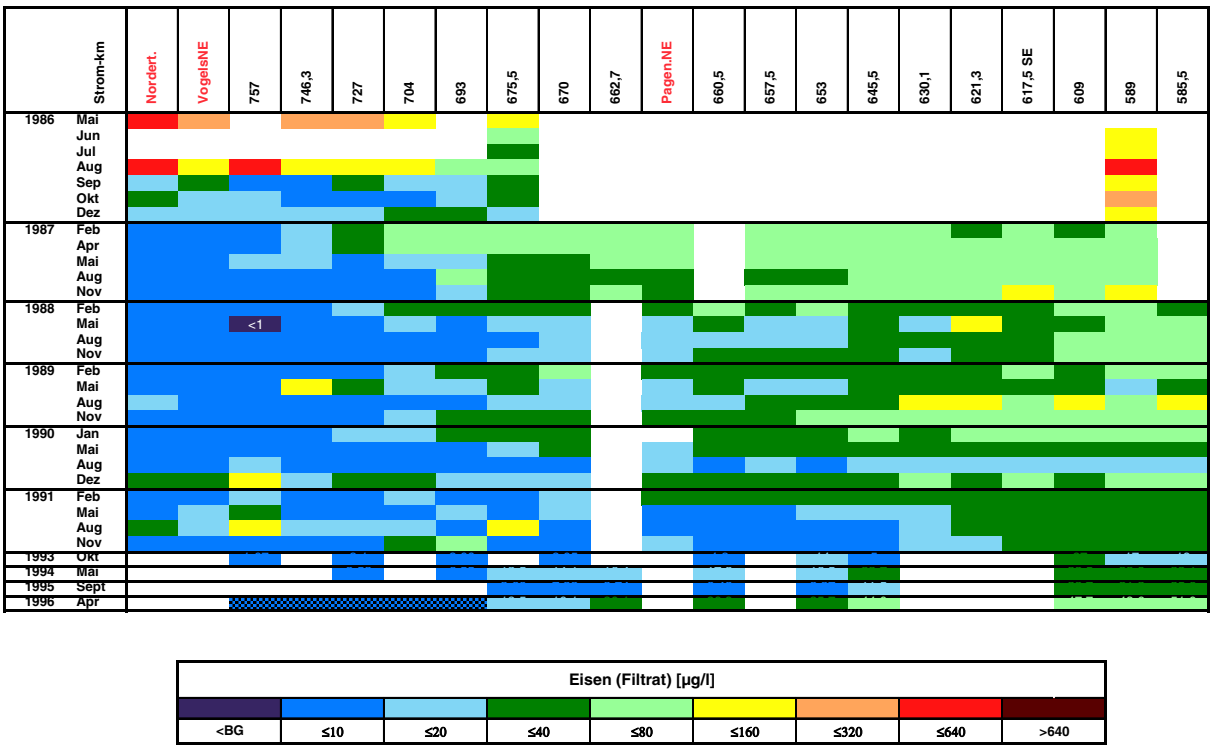
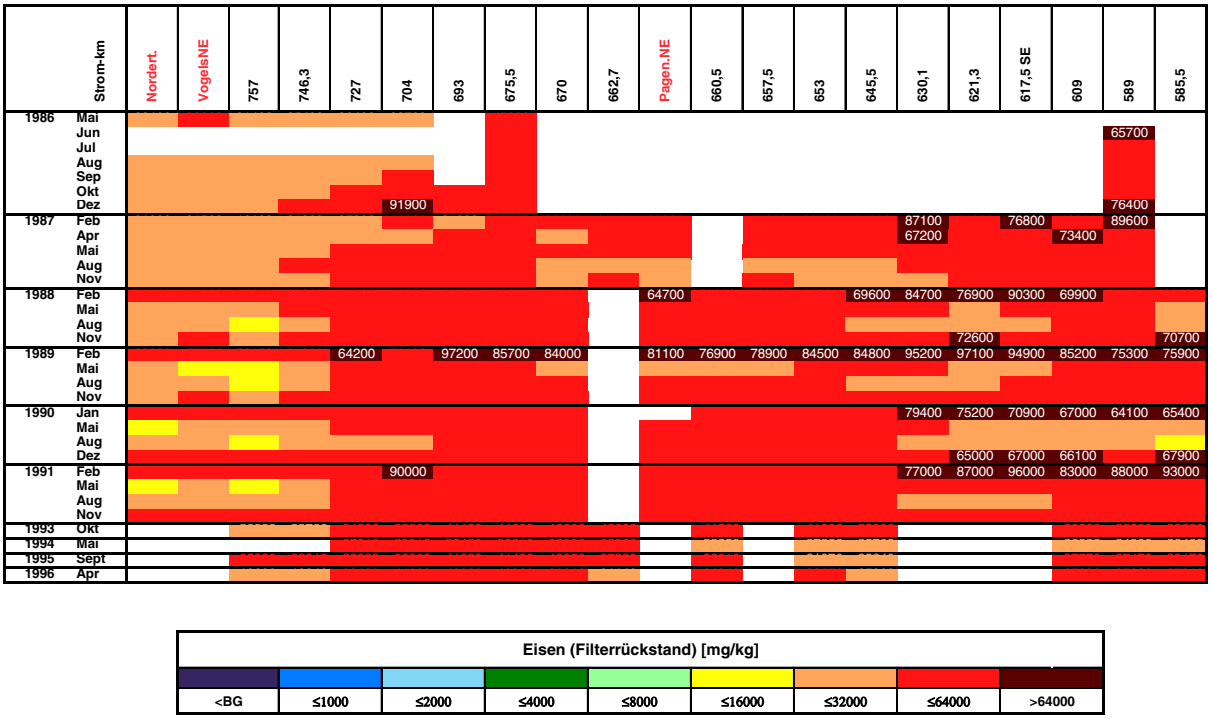


Abb. A 33: Verhältnis der gelösten zur partikulären Chrom-Fraktion in der Tideelbe (auf Schwebstoffgehalt normiert) (1986-1991)



Gitterschraffur: *Bestimmungsgrenze wechselte im Untersuchungszeitraum und lag in diesem Fall höher als die für die Klassifikation zugrunde gelegte niedrigste Bestimmungsgrenze des Untersuchungszeitraumes*

Abb. A 34: Eisen-Konzentrationen in der Tideelbe (Filtrate) (1986-1996)



Gitterschraffur: *Bestimmungsgrenze wechselte im Untersuchungszeitraum und lag in diesem Fall höher als die für die Klassifikation zugrunde gelegte niedrigste Bestimmungsgrenze des Untersuchungszeitraumes*

Abb. A 35: Eisen-Gehalte in der Tideelbe (Filterrückstände) (1986-1996)

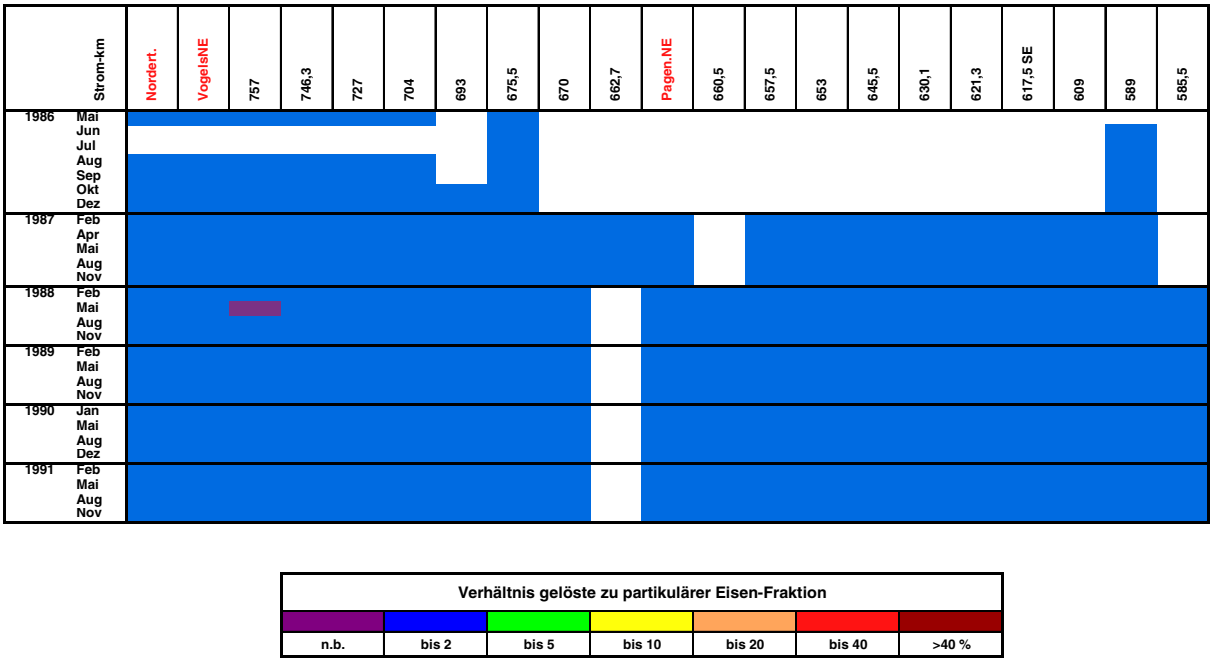


Abb. A 36: Verhältnis der gelösten zur partikulären Eisen-Fraktion in der Tideelbe (auf Schwebstoffgehalt normiert) (1986-1991)

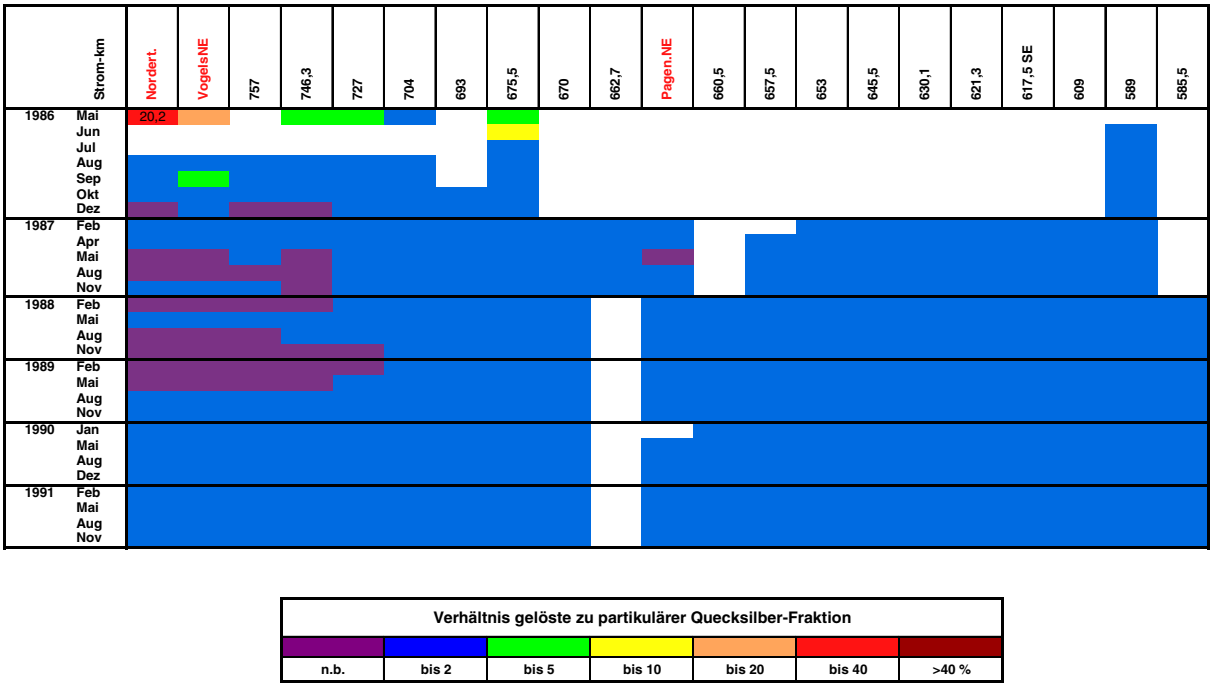


Abb. A 37: Verhältnis der gelösten zur partikulären Quecksilber-Fraktion in der Tideelbe (auf Schwebstoffgehalt normiert) (1986-1991)

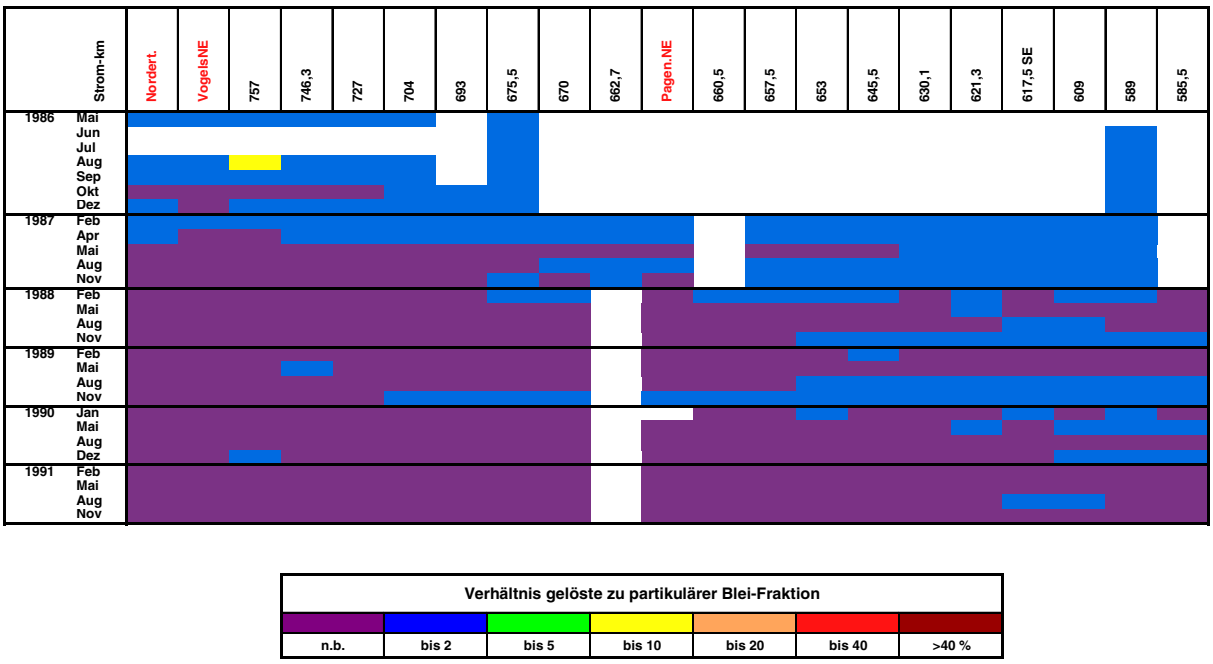
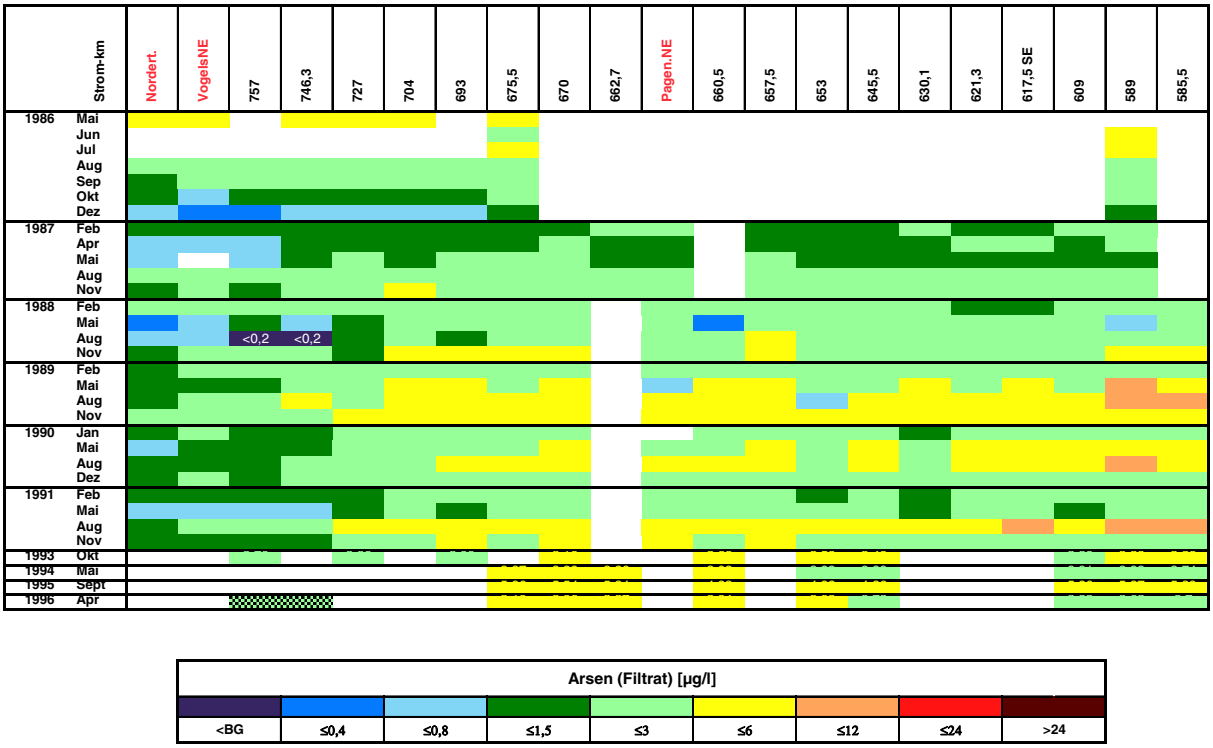


Abb. A 38: Verhältnis der gelösten zur partikulären Blei-Fraktion in der Tideelbe (auf Schwebstoffgehalt normiert) (1986-1991)



Gitterschraffur: *Bestimmungsgrenze wechselte im Untersuchungszeitraum und lag in diesem Fall höher als die für die Klassifikation zugrunde gelegte niedrigste Bestimmungsgrenze des Untersuchungszeitraumes*

Abb. A 39: Arsen-Konzentrationen in der Tideelbe (Filtrate) (1986-1996)

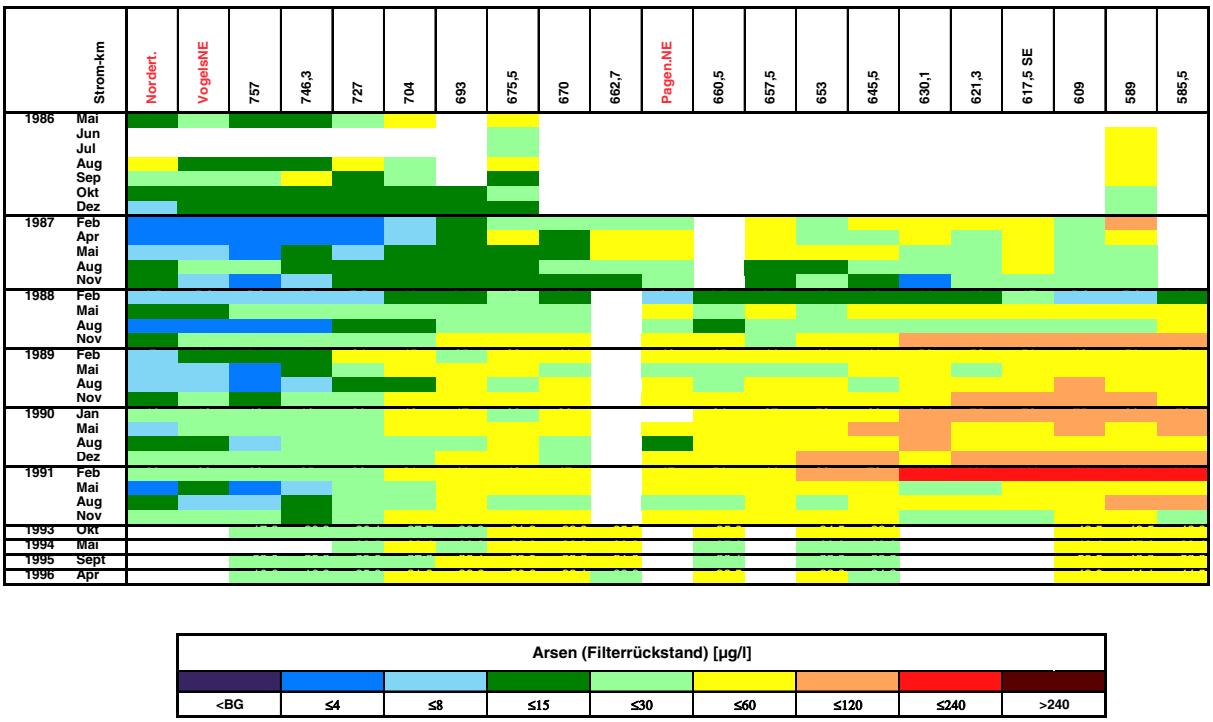


Abb. A 40: Arsen-Gehalte in der Tideelbe (Filterrückstände) (1986-1996)

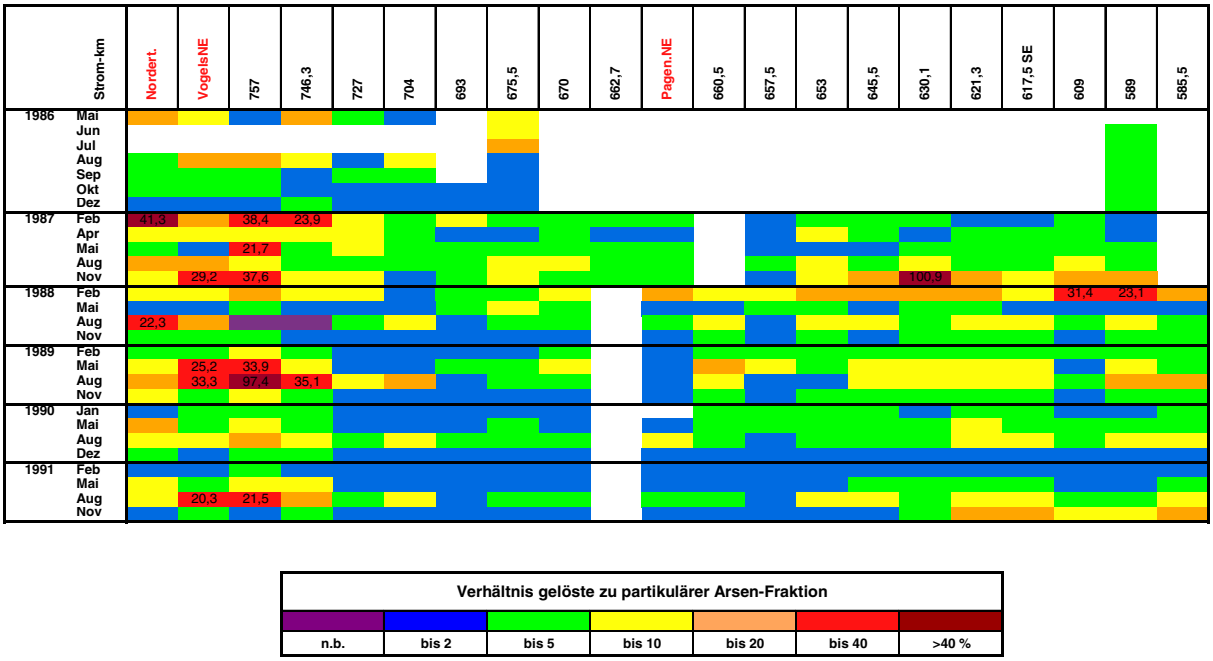


Abb. A 41: Verhältnis der gelösten zur partikulären Arsen-Fraktion in der Tideelbe (auf Schwebstoffgehalt normiert) (1986-1991)

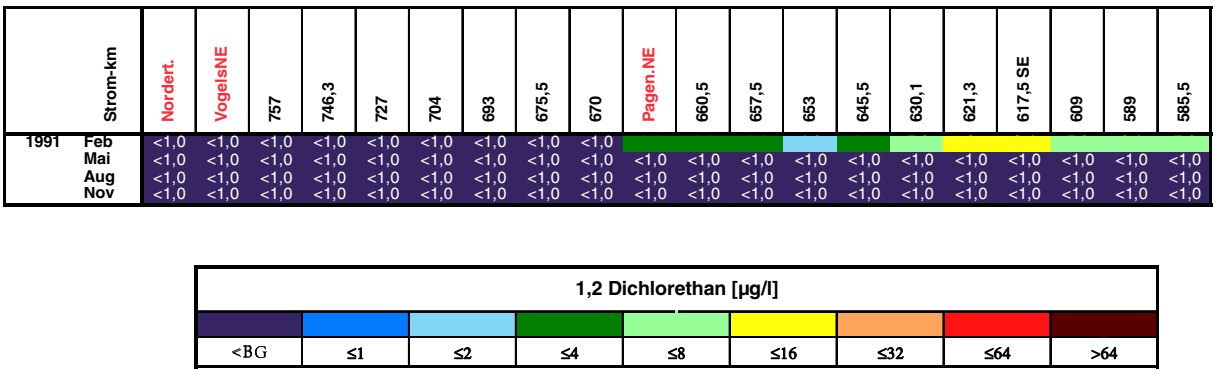
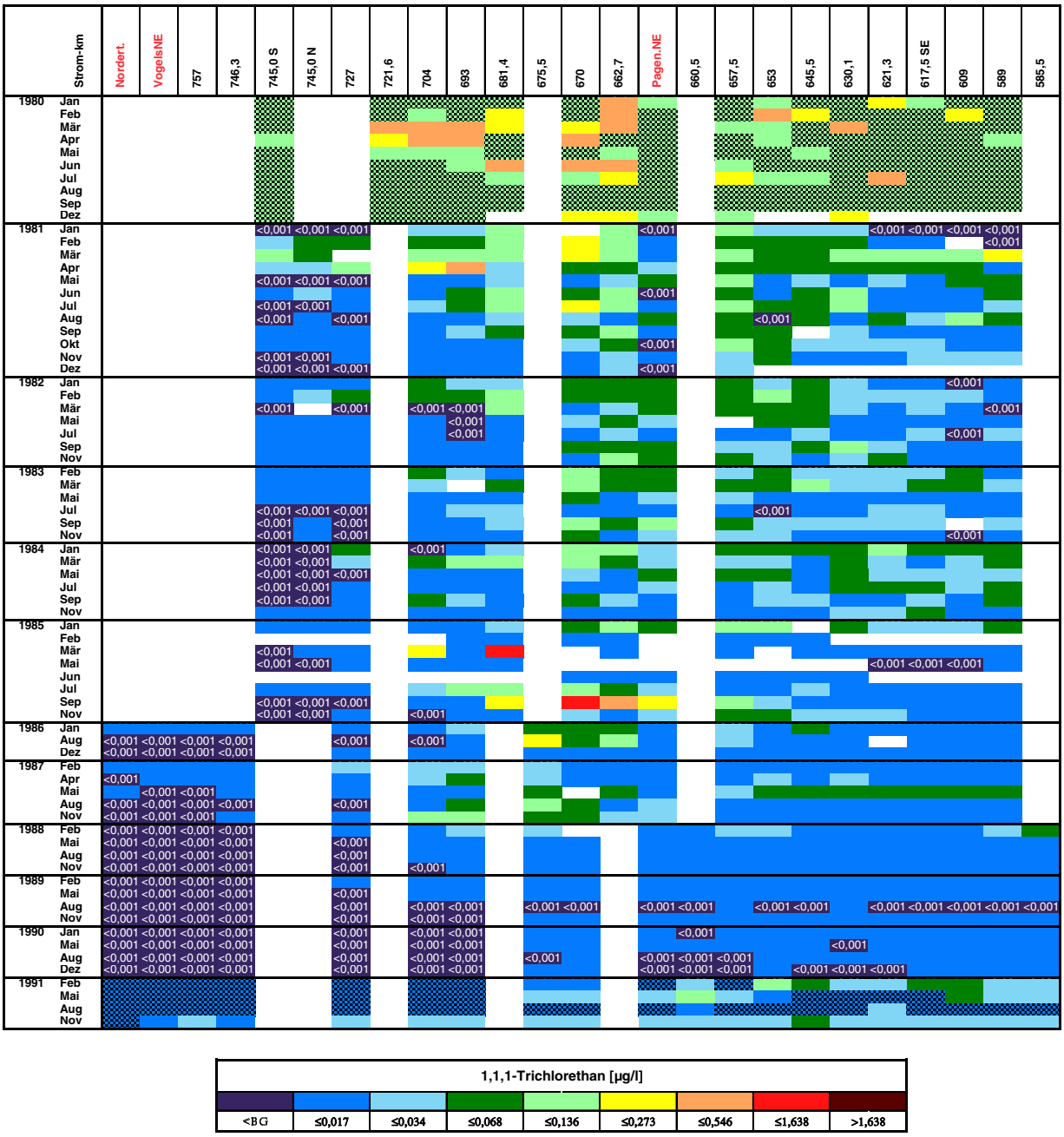


Abb. A 42: 1,2-Dichlorethan-Konzentrationen in der Tideelbe (1991)



Gitterschraffur: *Bestimmungsgrenze wechselte im Untersuchungszeitraum und lag in diesem Fall höher als die für die Klassifikation zugrunde gelegte niedrigste Bestimmungsgrenze des Untersuchungszeitraumes*

Abb. A 43: 1,1,1-Trichlorethan-Konzentrationen in der Tideelbe (1980-1991)

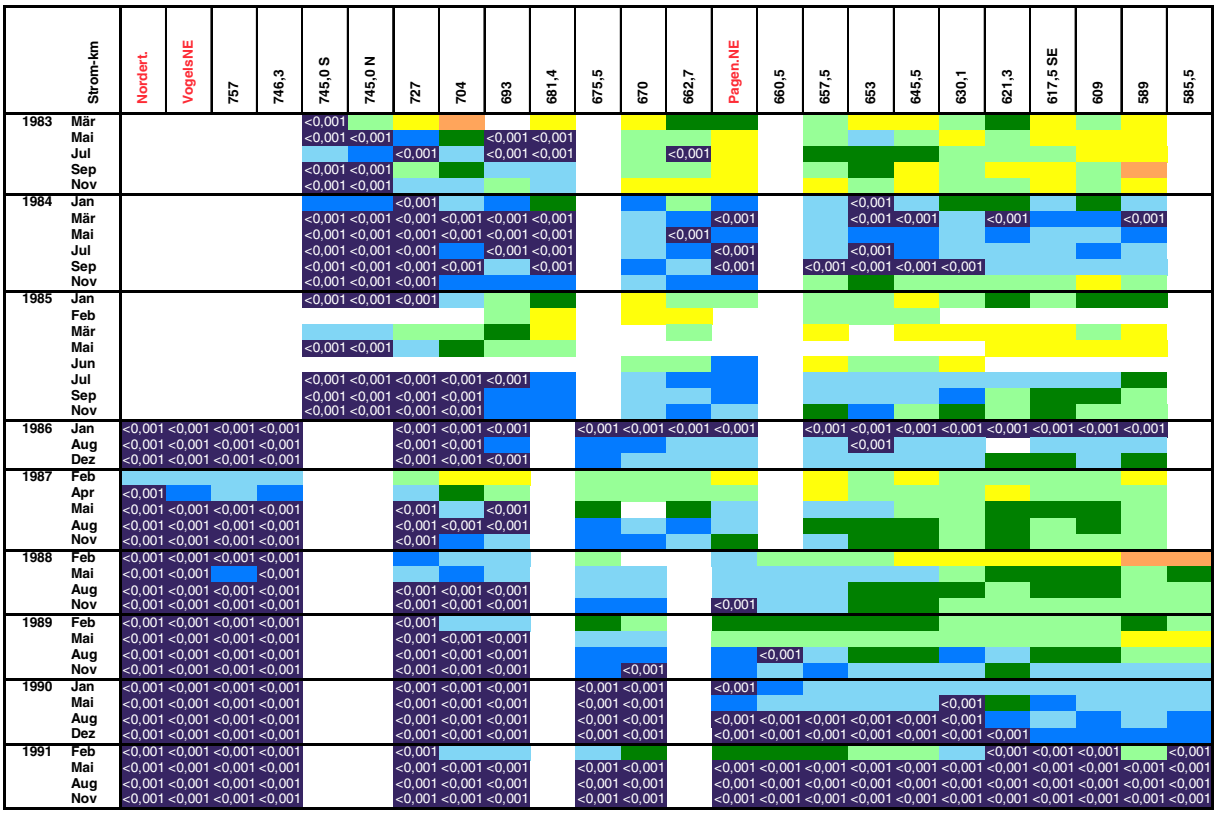


Abb. A 44: Hexachlorbutadien-Konzentrationen in der Tideelbe (1983-1991)

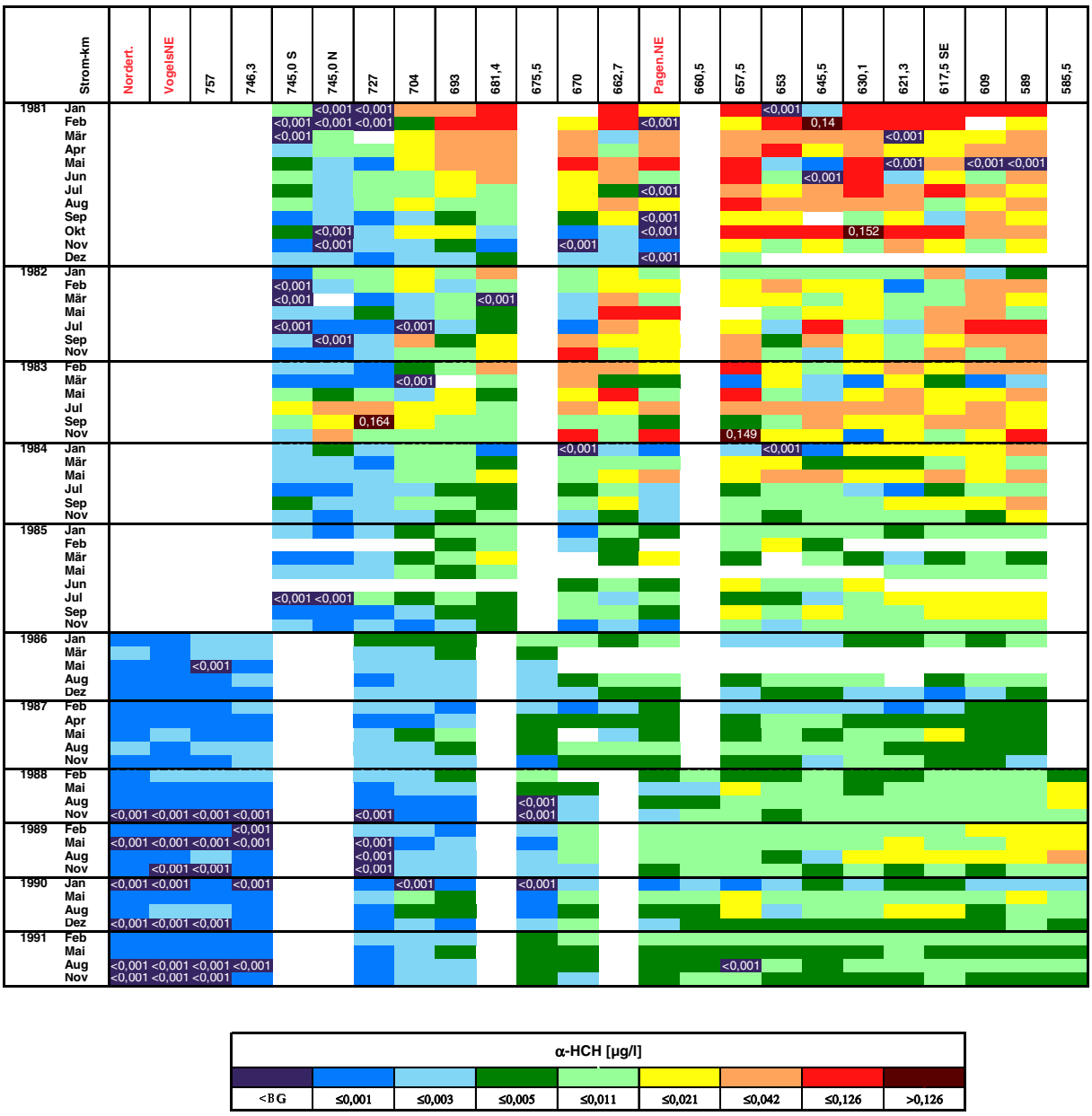


Abb. A 45: α-HCH-Konzentrationen in der Tideelbe (1981-1991)

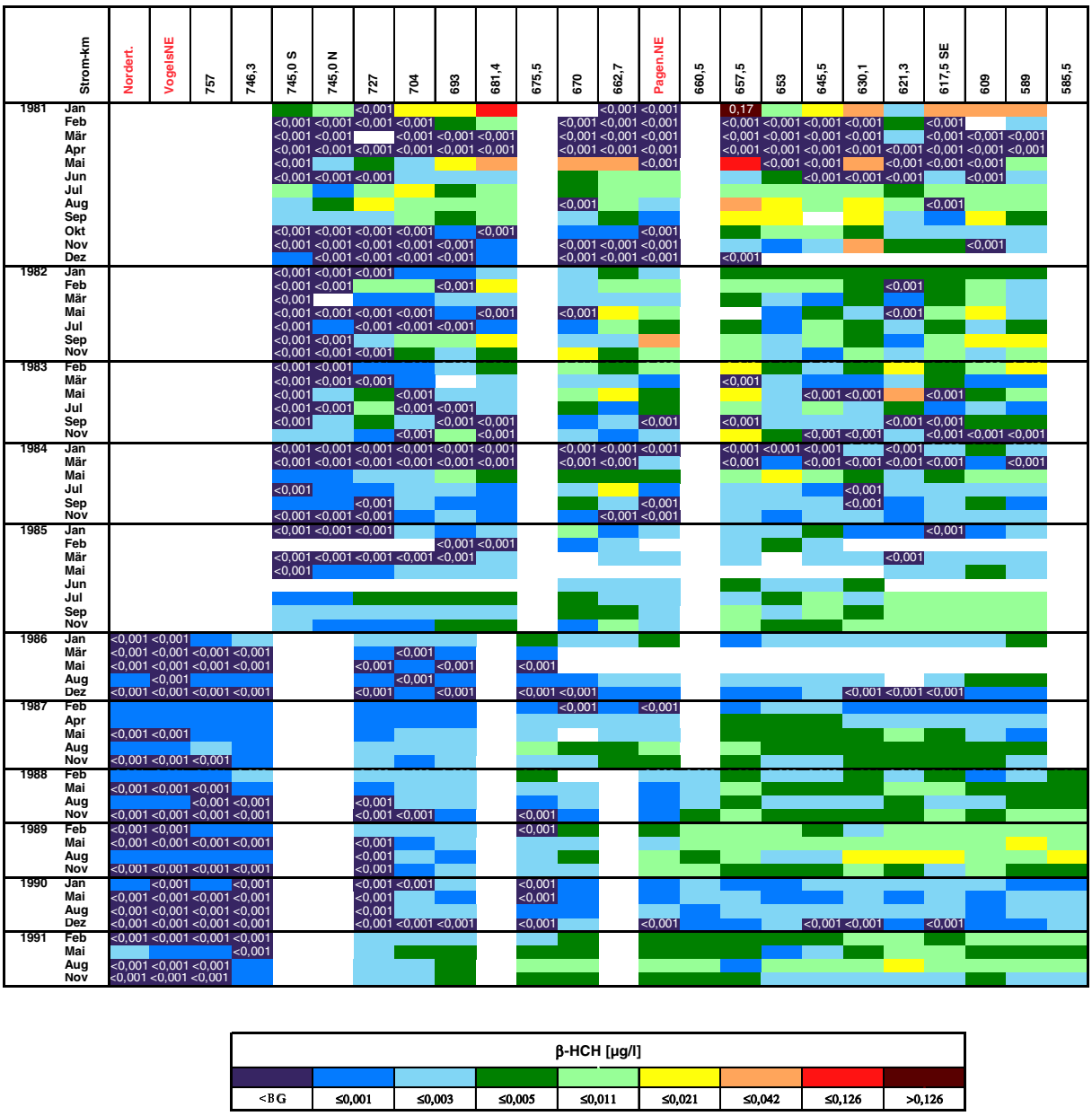


Abb. A 46: β-HCH-Konzentrationen in der Tideelbe (1981-1991)

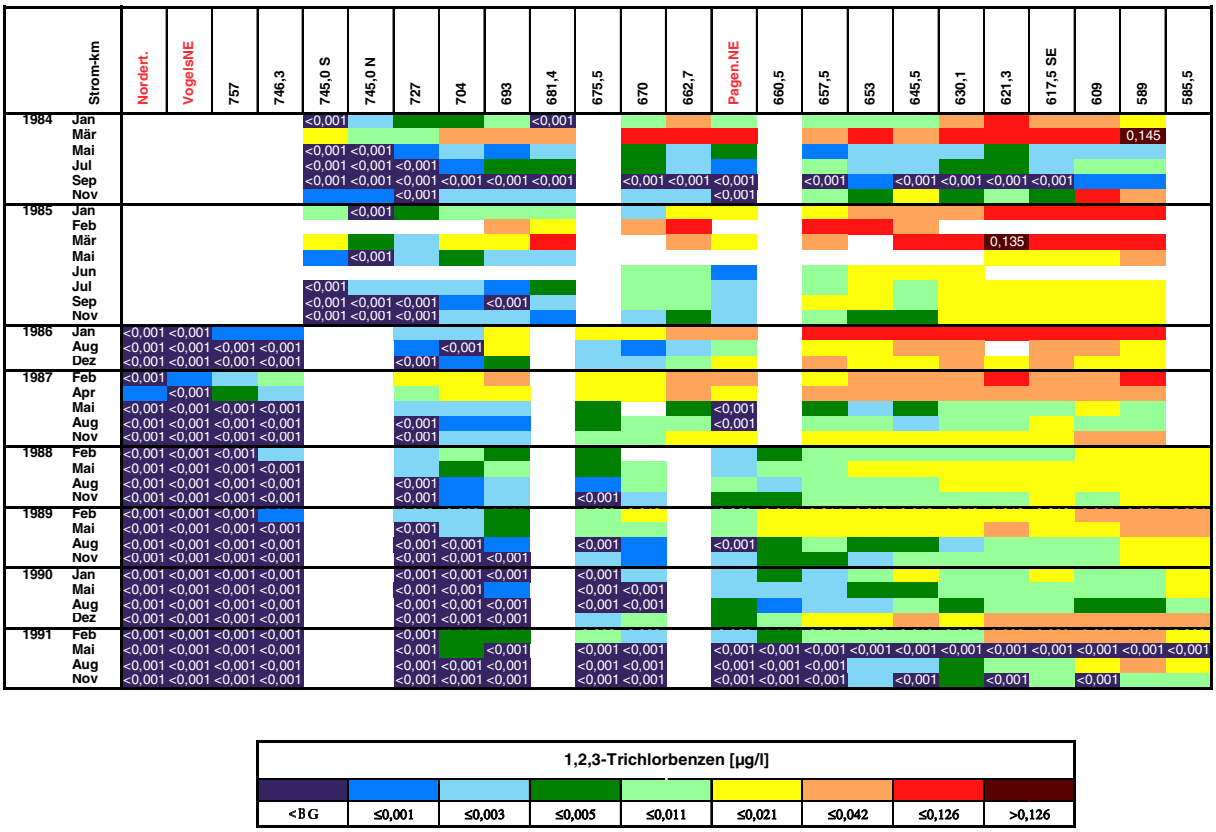


Abb. A 47: 1,2,3-Trichlorbenzen-Konzentrationen in der Tideelbe (1984-1991)

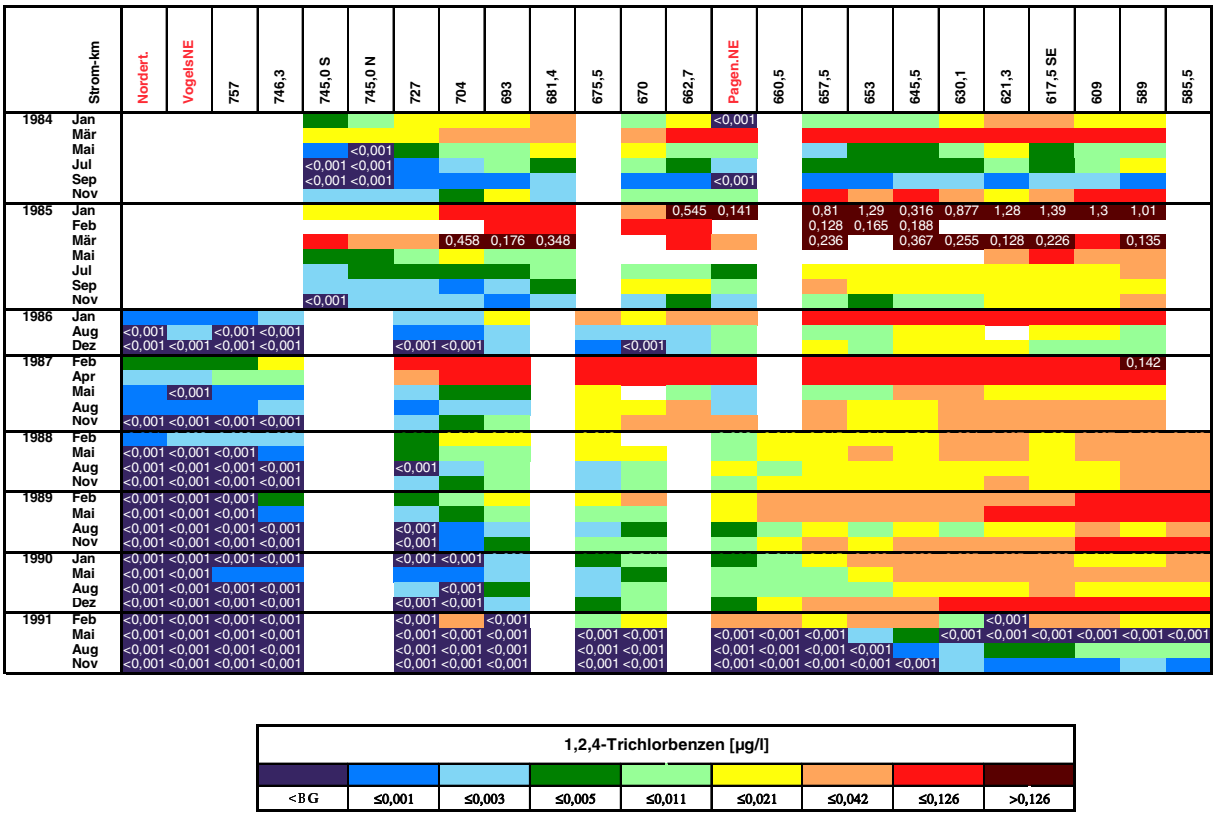


Abb. A 48: 1,2,4-Trichlorbenzen-Konzentrationen in der Tideelbe (1984-1991)

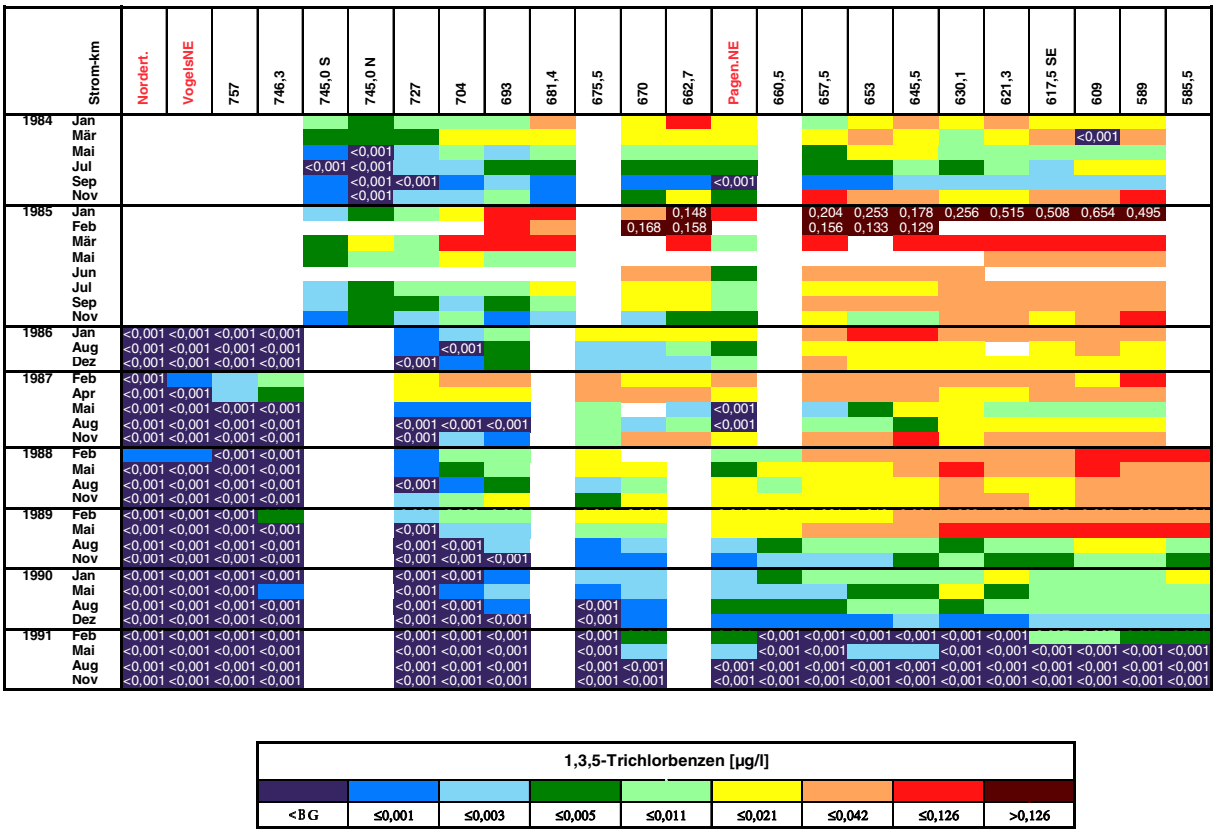


Abb. A 49: 1,3,5-Trichlorbenzen-Konzentrationen in der Tideelbe (1984-1991)

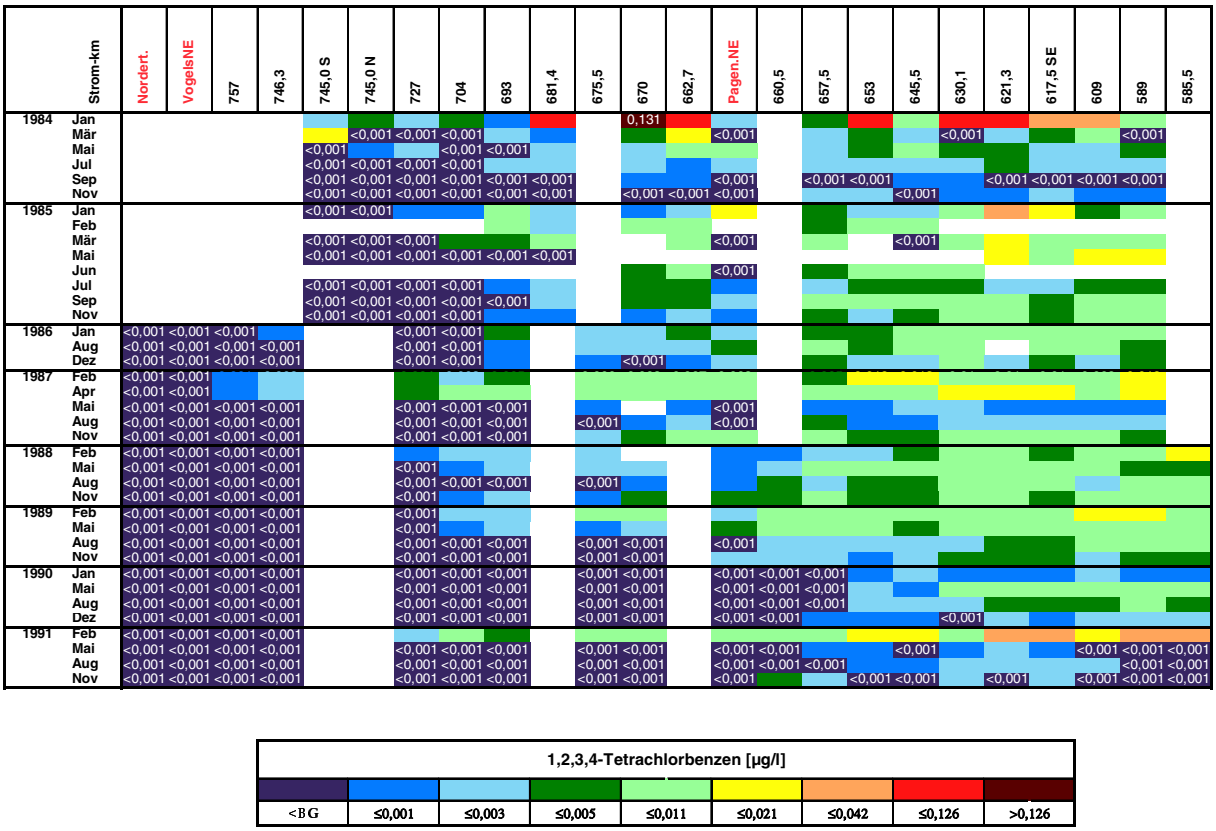


Abb. A 50: 1,2,3,4-Tetrachlorbenzen-Konzentrationen in der Tideelbe (1984-1991)

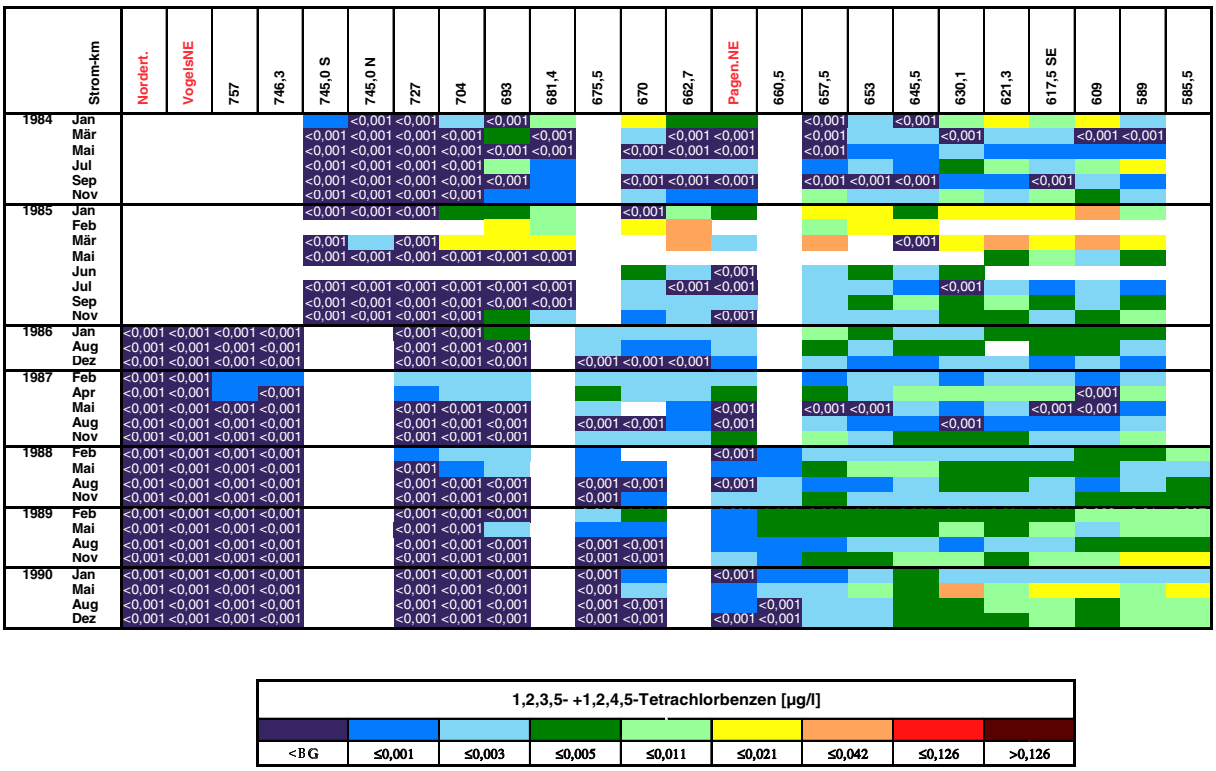


Abb. A 51: 1,2,3,5- und 1,2,4,5-Tetrachlorbenzen-Konzentrationen in der Tideelbe (1984-1990)

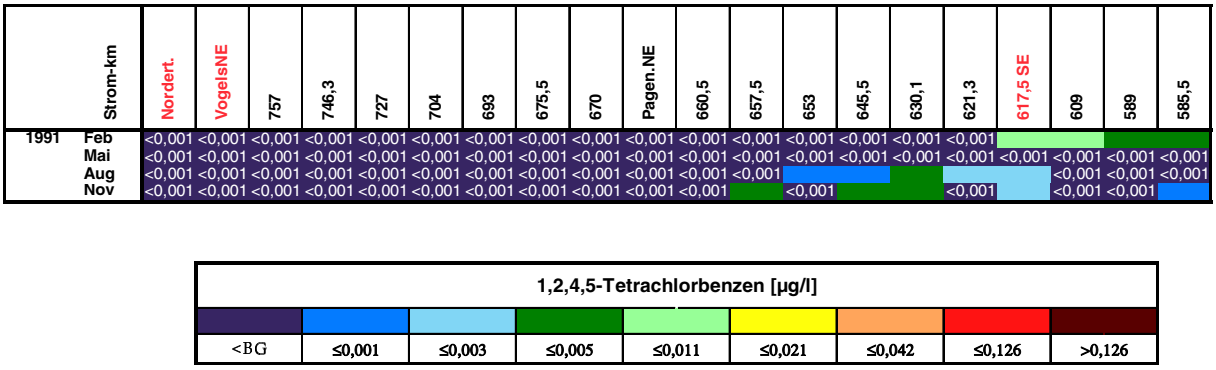


Abb. A 52: 1,2,4,5-Tetrachlorbenzen-Konzentrationen in der Tideelbe (1991)

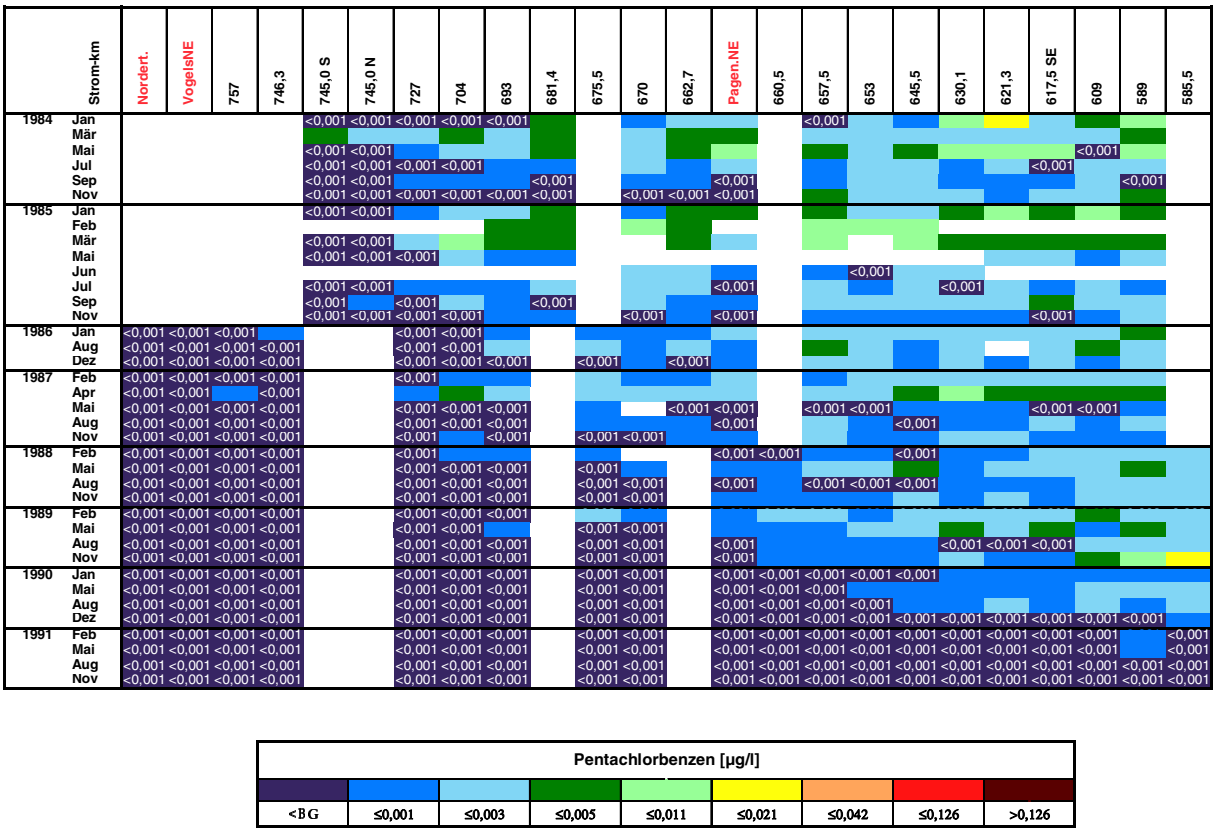


Abb. A 53: Pentachlorbenzen-Konzentrationen in der Tideelbe (1984-1991)

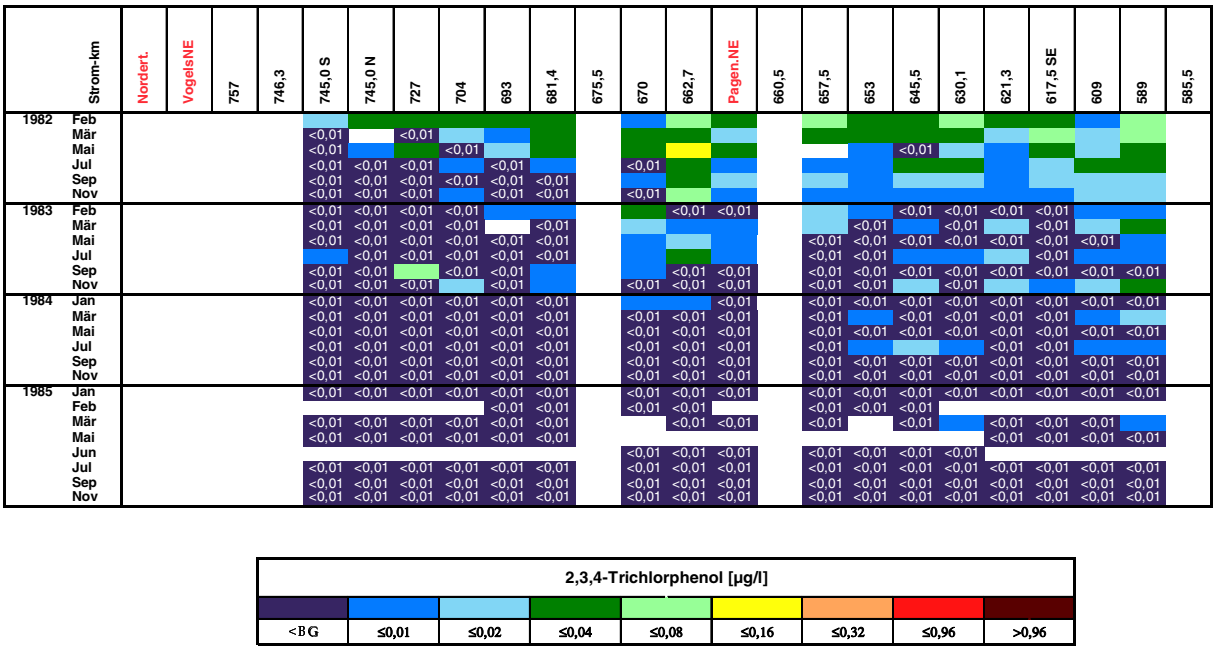


Abb. A 54: 2,3,4-Trichlorphenol-Konzentrationen in der Tideelbe (1982-1985)

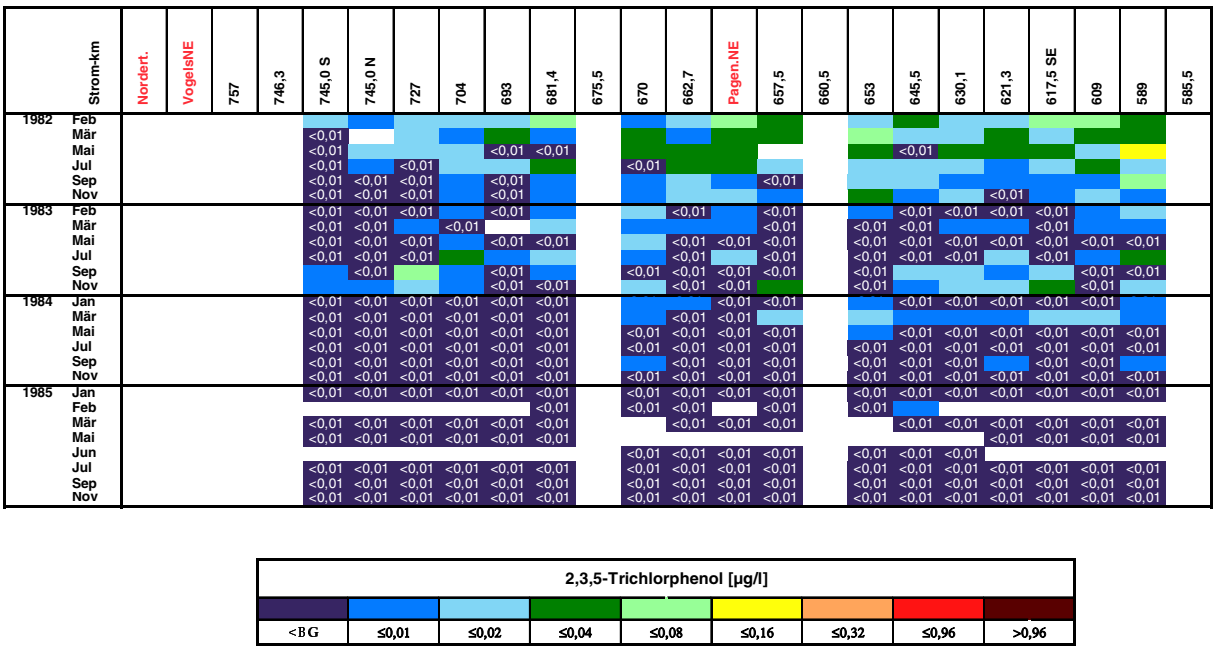


Abb. A 55: 2,3,5-Trichlorphenol-Konzentrationen in der Tideelbe (1982-1985)

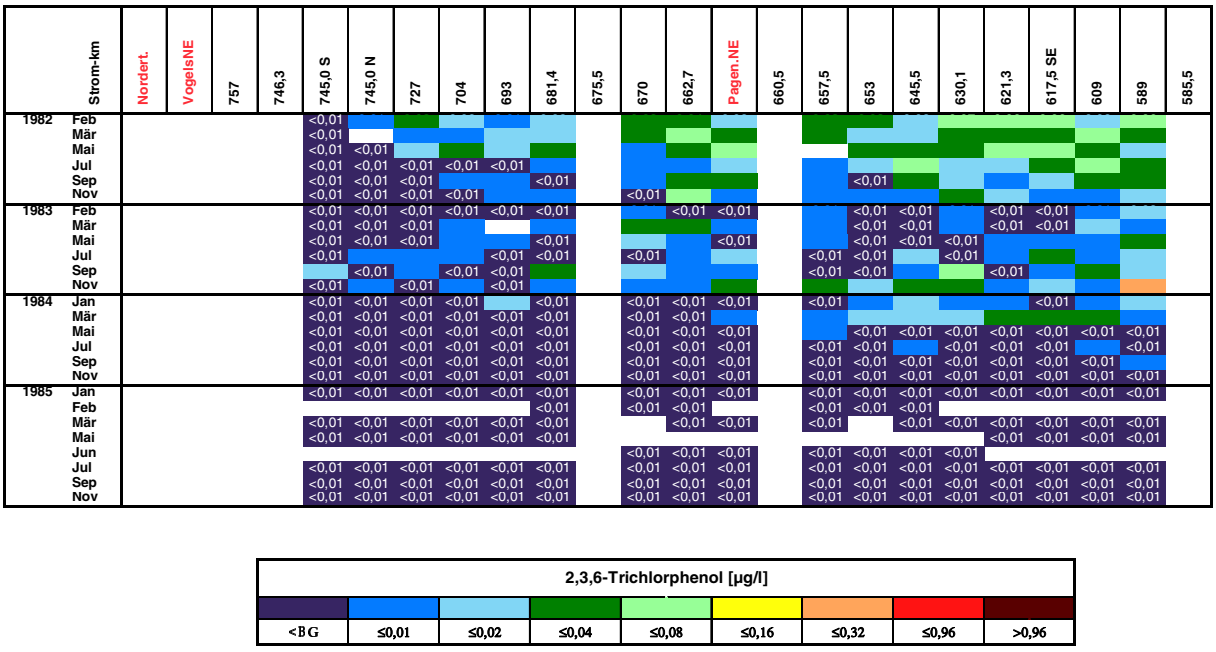


Abb. A 56: 2,3,6-Trichlorphenol-Konzentrationen in der Tideelbe (1982-1985)

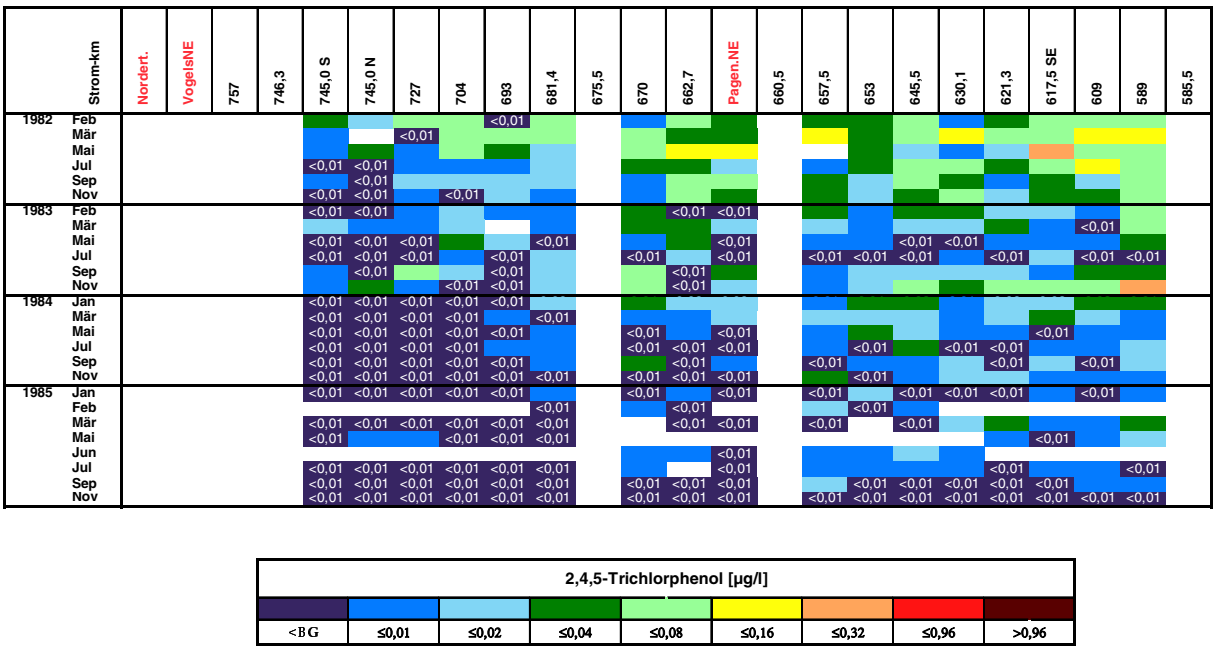


Abb. A 57: 2,4,5-Trichlorphenol-Konzentrationen in der Tideelbe (1982-1985)

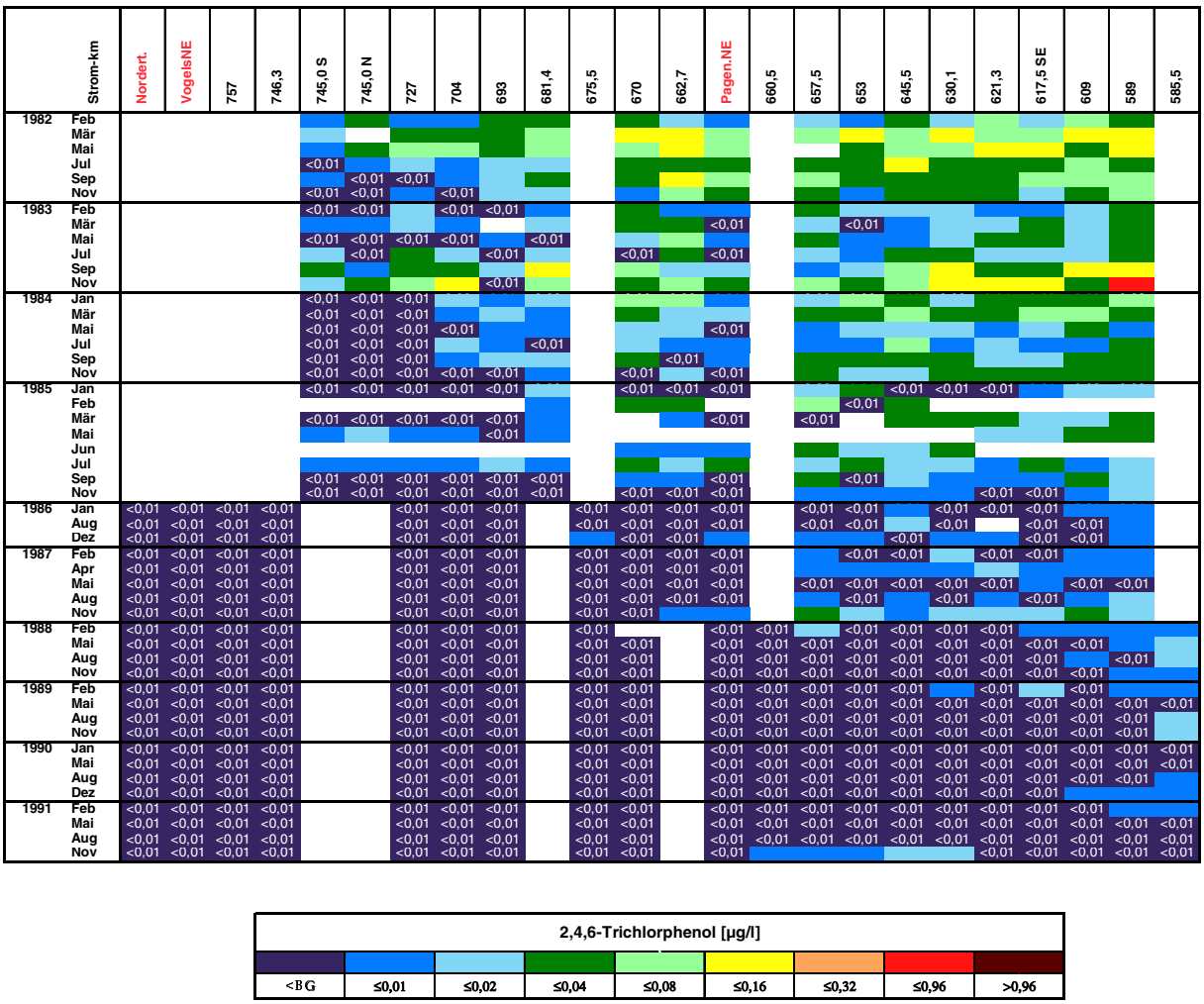


Abb. A 58: 2,4,6-Trichlorphenol-Konzentrationen in der Tideelbe (1982-1991)

	Strom-km	Nordert.	VogelsNE	757	746,3	745,0 S	745,0 N	727	704	693	681,4	675,5	670	662,7	Pagen.NE	660,5	657,5	653	645,5	630,1	621,3	617,5 SE	609	589	585,5
1982	Feb							<0,01	<0,01								<0,01								
	Mär					<0,01																			
	Mai					<0,01		<0,01																	
	Jul					<0,01	<0,01	<0,01	<0,01									<0,01							
	Sep					<0,01	<0,01	<0,01	<0,01				<0,01												
	Nov					<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01															
1983	Feb					<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01				<0,01					<0,01		<0,01				
	Mär					<0,01	<0,01	<0,01	<0,01										<0,01			<0,01			
	Mai					<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01				<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
	Jul					<0,01	<0,01	<0,01		<0,01					<0,01				<0,01		<0,01				
	Sep						<0,01	<0,01							<0,01			<0,01	<0,01		<0,01				
	Nov									<0,01	<0,01														
1984	Jan						<0,01		<0,01																
	Mär					<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01														
	Mai					<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01						<0,01	<0,01			
	Jul					<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01			<0,01			<0,01	<0,01	<0,01		
	Sep					<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01		<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	
	Nov					<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	
1985	Jan					<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01		<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	
	Feb										<0,01		<0,01	<0,01			<0,01	<0,01	<0,01						
	Mär					<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			<0,01	<0,01		<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	
	Mai					<0,01	<0,01		<0,01		<0,01											<0,01			
	Jun																		<0,01						
	Jul																			<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	
	Sep					<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01			<0,01		<0,01					
	Nov					<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01		<0,01										
1986	Jan	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01		<0,01		<0,01	<0,01			<0,01	<0,01			
	Aug	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01		<0,01			<0,01		
	Dez	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			<0,01	<0,01	<0,01			<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01		
1987	Feb	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	
	Apr	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	
	Mai	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	
	Aug	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	
	Nov	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			<0,01	<0,01		<0,01	<0,01			
1988	Feb	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			<0,01	<0,01	<0,01		<0,01			<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		
	Mai	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
	Aug	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
	Nov	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01

2,3,4,6-Tetrachlorphenol [µg/l]								
<BG	≤0,01	≤0,02	≤0,04	≤0,08	≤0,16	≤0,32	≤0,96	>0,96

Abb. A 59: 2,3,4,6-Tetrachlorphenol-Konzentrationen in der Tideelbe (1982-1988)

	Strom-km	Nordert.	VogelsNE	757	746,3	745,0 S	745,0 N	727	704	693	681,4	675,5	670	662,7	Pagen.NE	660,5	657,5	653	645,5	630,1	621,3	617,5 SE	609	589	585,5
1982	Feb					<0,01							<0,01					<0,01							
	Mär					<0,01		<0,01	<0,01																
	Mai					<0,01	<0,01												<0,01						
	Jul					<0,01	<0,01	<0,01					<0,01		<0,01			<0,01							
	Sep					<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01				<0,01	<0,01			<0,01				
	Nov					<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01									<0,01			
1983	Feb					<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01				<0,01	<0,01		<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		
	Mär					<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01			<0,01			<0,01		<0,01			<0,01			
	Mai					<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01				<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		
	Jul						<0,01	<0,01	<0,01	<0,01				<0,01				<0,01	<0,01	<0,01					
	Sep						<0,01		<0,01	<0,01			<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	
	Nov					<0,01	<0,01	<0,01		<0,01							<0,01				<0,01				
1984	Jan					<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01				<0,01					<0,01					
	Mär					<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01														
	Mai					<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01										
	Jul					<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01		<0,01			<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	
	Sep					<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	
	Nov					<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		
1985	Jan					<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			<0,01	<0,01	<0,01				<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	
	Feb										<0,01		<0,01	<0,01			<0,01	<0,01	<0,01						
	Mär					<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			<0,01	<0,01		<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	
	Mai					<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01										<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	
	Jun														<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01					
	Jul					<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01			<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	
	Sep					<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01			<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			
	Nov					<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01			<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	
1986	Jan	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01		<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		
	Aug	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	
	Dez	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	
1987	Feb	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	
	Apr	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	
	Mai	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	
	Aug	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	
	Nov	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01		
1988	Feb	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			<0,01	<0,01	<0,01		<0,01			<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01
	Mai	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
	Aug	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
	Nov	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01

2,3,5,6-Tetrachlorphenol [µg/l]								
<BG	≤0,01	≤0,02	≤0,04	≤0,08	≤0,16	≤0,32	≤0,96	>0,96

Abb. A 60: 2,3,5,6-Tetrachlorphenol-Konzentrationen in der Tideelbe (1982-1988)

	Strom-km	Nordert.	VogelsNE	757	746,3	745,0 S	745,0 N	727	704	693	681,4	675,5	670	662,7	Pagen.NE	660,5	657,5	653	645,5	630,1	621,3	617,5 SE	609	589	585,5
1986	Mär	<0,5		<0,5																					
	Mai			<0,5																					
	Aug	<0,5		<0,5																					
	Dez	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5				<0,5	<0,5		<0,5													
1987	Feb	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5			<0,5	<0,5	<0,5		<0,5	<0,5		<0,5		<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5				
	Apr	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5			<0,5	<0,5	<0,5		<0,5	<0,5	<0,5	<0,5		<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5		<0,5		
	Mai	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5			<0,5	<0,5			<0,5		<0,5				<0,5				<0,5		<0,5	
	Aug	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5			<0,5	<0,5	<0,5								<0,5							
	Nov	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5			<0,5				<0,5													
1988	Feb																								
	Mai				<0,5			<0,5							<0,5										
	Aug		<0,5	<0,5	<0,5			<0,5				<0,5													
	Nov	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5				<0,5																
1989	Feb	<0,5	<0,5	<0,5					<0,5																
	Mai	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5			<0,5	<0,5													<0,5			
	Aug	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5			<0,5	<0,5	<0,5															
	Nov	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5			<0,5	<0,5	<0,5						<0,5									
1990	Jan	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5			<0,5	<0,5	<0,5		<0,5						<0,5							
	Mai	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5			<0,5		<0,5						<0,5						<0,5	<0,5		<0,5
	Aug	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5			<0,5	<0,5	<0,5		<0,5			<0,5			<0,5		<0,5				<0,5	<0,5
	Dez	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5			<0,5	<0,5	<0,5		<0,5	<0,5			<0,5				<0,5					
1991	Feb	<0,5	<0,5		<0,5			<0,5	<0,5	<0,5					<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5		<0,5	<0,5			
	Mai	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5			<0,5	<0,5	<0,5		<0,5	<0,5		<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
	Aug	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5			<0,5	<0,5	<0,5		<0,5	<0,5		<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
	Nov	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5			<0,5	<0,5	<0,5		<0,5	<0,5		<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5

PCB 28 [ng/l]								
<BG	≤0,75	≤1,5	≤3	≤6	≤12	≤24	≤48	>48

Abb. A 61: Konzentrationen des PCB 28 in der Tideelbe (1986-1991)

	Strom-km	Nordert.	VogelsNE	757	746,3	745,0 S	745,0 N	727	704	693	681,4	675,5	670	662,7	Pagen.NE	660,5	657,5	653	645,5	630,1	621,3	617,5 SE	609	589	585,5
1986	Mär			<0,5																					
	Mai																								
	Aug																								
	Dez	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5				<0,5																
1987	Feb	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5			<0,5	<0,5	<0,5		<0,5	<0,5				<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5				
	Apr	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5			<0,5	<0,5	<0,5		<0,5	<0,5	<0,5	<0,5		<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5				
	Mai	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5			<0,5				<0,5		<0,5				<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5			
	Aug	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5			<0,5	<0,5	<0,5		<0,5						<0,5							
	Nov	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5			<0,5	<0,5	<0,5					<0,5										
1988	Feb		<0,5																						
	Mai																								
	Aug	<0,5	<0,5					<0,5	<0,5	<0,5															
	Nov	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5			<0,5																	
1989	Feb	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5			<0,5	<0,5	<0,5		<0,5			<0,5										
	Mai	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5			<0,5				<0,5	<0,5												
	Aug	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5			<0,5		<0,5		<0,5													
	Nov	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5								<0,5												
1990	Jan	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5			<0,5	<0,5	<0,5						<0,5		<0,5							
	Mai	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5			<0,5	<0,5	<0,5		<0,5	<0,5		<0,5			<0,5	<0,5				<0,5		
	Aug	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5			<0,5	<0,5	<0,5		<0,5			<0,5			<0,5		<0,5		<0,5			
	Dez	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5			<0,5	<0,5	<0,5		<0,5	<0,5		<0,5	<0,5		<0,5	<0,5	<0,5		<0,5	<0,5		
1991	Feb	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5			<0,5	<0,5	<0,5		<0,5			<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5		
	Mai	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5			<0,5	<0,5	<0,5		<0,5	<0,5		<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
	Aug	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5			<0,5	<0,5	<0,5		<0,5	<0,5		<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
	Nov	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5			<0,5	<0,5	<0,5		<0,5	<0,5		<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5

PCB 52 [ng/l]								
<BG	≤0,75	≤1,5	≤3	≤6	≤12	≤24	≤48	>48

Abb. A 62: Konzentrationen des PCB 52 in der Tideelbe (1986-1991)

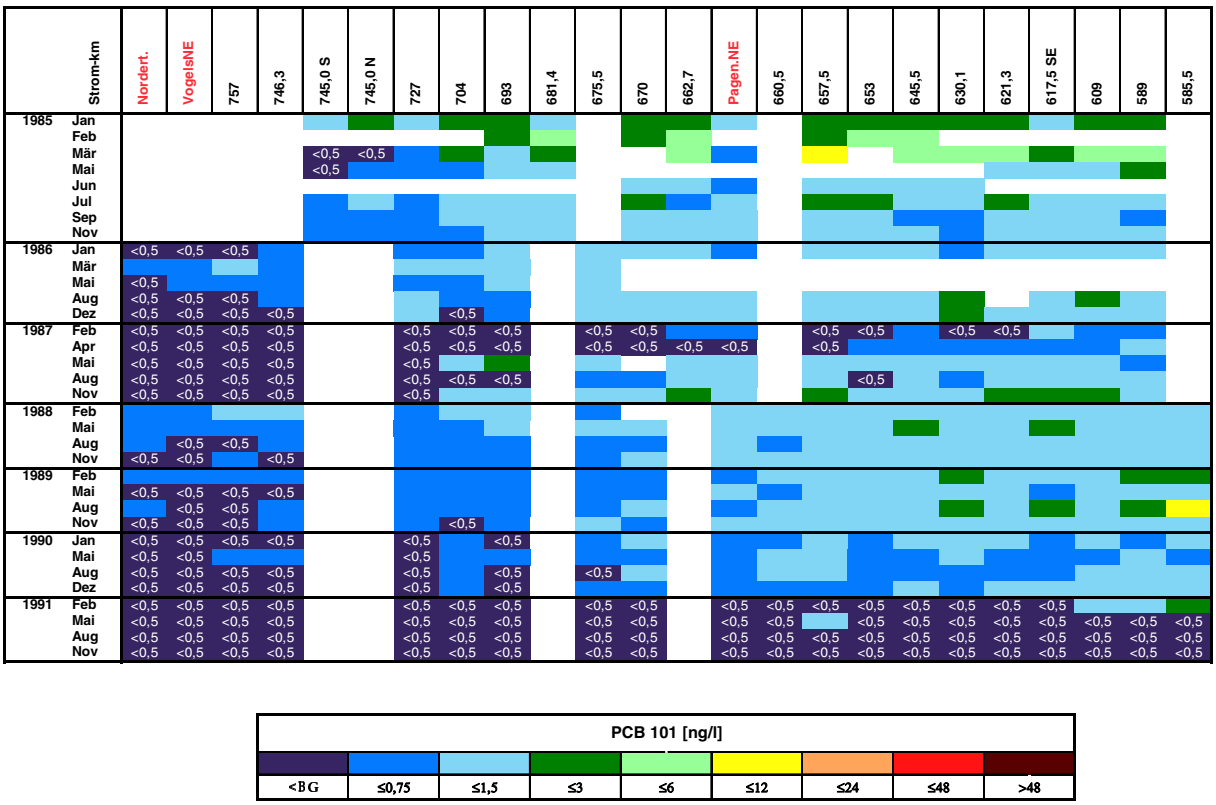


Abb. A 63: Konzentrationen des PCB 101 in der Tideelbe (1985-1991)

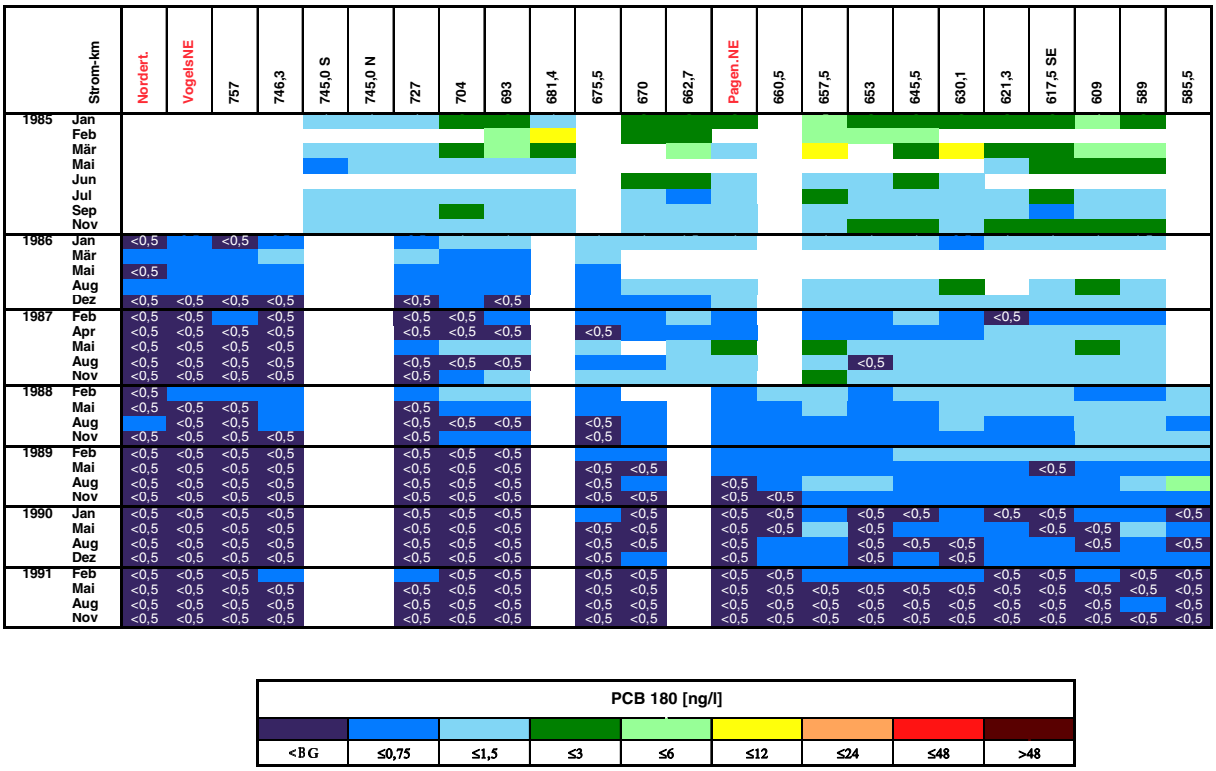


Abb. A 64: Konzentrationen des PCB 180 in der Tideelbe (1985-1991)

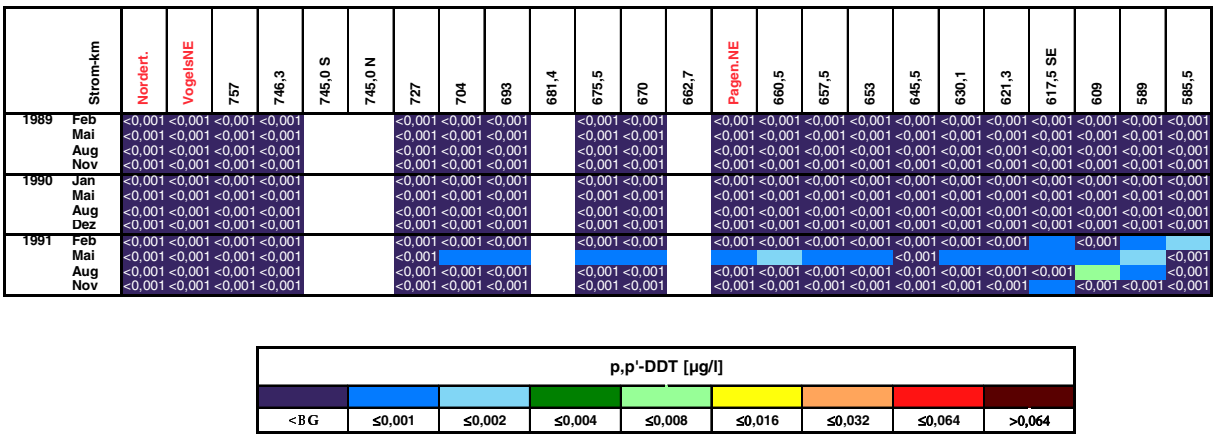


Abb. A 65: p,p'-DDT-Konzentrationen in der Tideelbe (1989-1991)

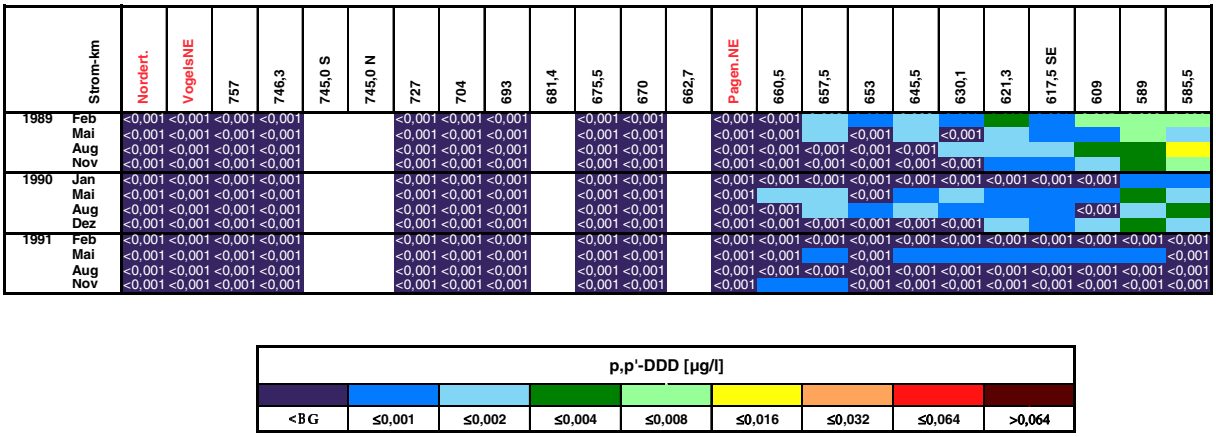


Abb. A 66: p,p'-DDD-Konzentrationen in der Tideelbe (1989-1991)

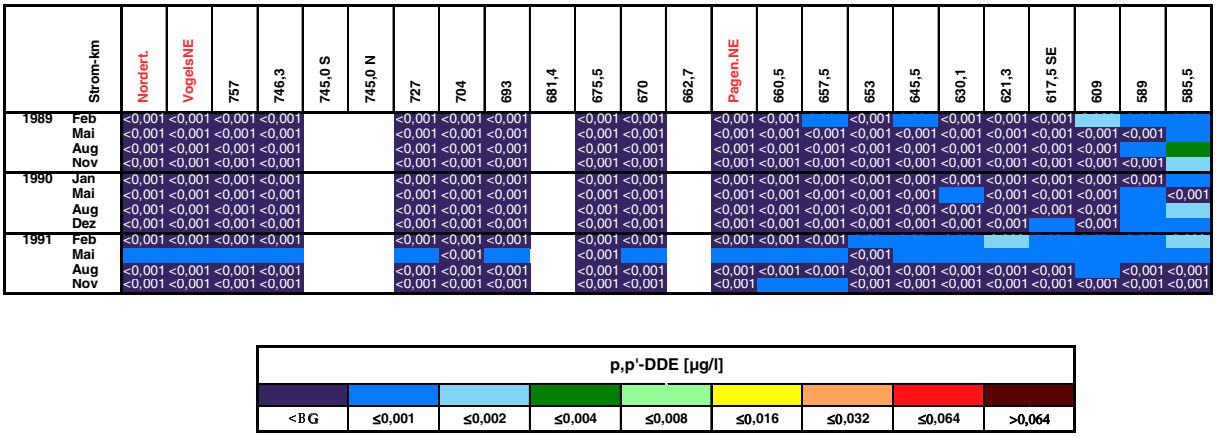


Abb. A 67: p,p'-DDE-Konzentrationen in der Tideelbe (1989-1991)

	Strom-km	Nordert.	VogelsNE	757	746,3	745,0 S	745,0 N	727	704	693	681,4	675,5	670	662,7	Pagen.NE	660,5	657,5	653	645,5	630,1	621,3	617,5 SE	609	589	585,5
1989	Mai	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001			<0,001	<0,001	<0,001		<0,001			<0,001										
	Aug	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001			<0,001	<0,001	<0,001		<0,001													
	Nov	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001			<0,001	<0,001	<0,001		<0,001	<0,001		<0,001										
1990	Jan	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001			<0,001	<0,001	<0,001		<0,001	<0,001		<0,001			<0,001							
	Mai	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001			<0,001	<0,001	<0,001		<0,001	<0,001		<0,001	<0,001		<0,001					<0,001		
	Aug	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001			<0,001	<0,001	<0,001		<0,001	<0,001		<0,001	<0,001		<0,001					<0,001		
	Dez	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001			<0,001	<0,001	<0,001		<0,001	<0,001		<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
1991	Feb	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001			<0,001	<0,001				<0,001				<0,001	<0,001	<0,001		<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
	Mai	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001			<0,001	<0,001	<0,001		<0,001	<0,001		<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
	Aug	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001			<0,001	<0,001	<0,001		<0,001	<0,001		<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
	Nov	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001			<0,001	<0,001	<0,001		<0,001	<0,001		<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001

Octachlorstyren [µg/l]								
<BG	≤0,001	≤0,002	≤0,004	≤0,008	≤0,016	≤0,032	≤0,064	>0,064

Abb. A 68: Octachlorstyren-Konzentrationen in der Tideelbe (1989-1991)

	Strom-km	Nordert.	VogelsNE	757	746,3	745,0 S	745,0 N	727	704	693	681,4	675,5	670	662,7	Pagen.NE	660,5	657,5	653	645,5	630,1	621,3	617,5 SE	609	589	585,5
1982	Feb					<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01															
	Mär					<0,01		<0,01	<0,01																
	Mai					<0,01	<0,01	<0,01	<0,01				<0,01						<0,01		<0,01				
	Jul					<0,01	<0,01	<0,01	<0,01				<0,01				<0,01	<0,01						<0,01	
	Sep					<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01						<0,01	<0,01		<0,01	<0,01				
	Nov					<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01		<0,01		<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01			
1983	Feb					<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01				<0,01				<0,01	<0,01	<0,01				
	Mär					<0,01	<0,01	<0,01	<0,01									<0,01		<0,01		<0,01			
	Mai					<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01				<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01			
	Jul					<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01				<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01				
	Sep					<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01					<0,01		
	Nov					<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			<0,01				<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		
1984	Jan					<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01		<0,01			<0,01	<0,01				
	Mär					<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	
	Mai					<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01					<0,01	<0,01				
	Jul					<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			
	Sep					<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01			<0,01							<0,01		<0,01		
	Nov					<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01			<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		
1985	Jan					<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	
	Feb									<0,01	<0,01			<0,01			<0,01	<0,01	<0,01						
	Mär					<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			<0,01	<0,01		<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	
	Mai					<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01										<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	
	Jun												<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01					
	Jul					<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	
	Sep					<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	
	Nov					<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	

2,4,5-Trichlorphenoxyessigsäure [µg/l]								
<BG	≤0,01	≤0,02	≤0,04	≤0,08	≤0,16	≤0,32	≤0,96	>0,96

Abb. A 69: 2,4,5-T-Konzentrationen in der Tideelbe (1982-1985)

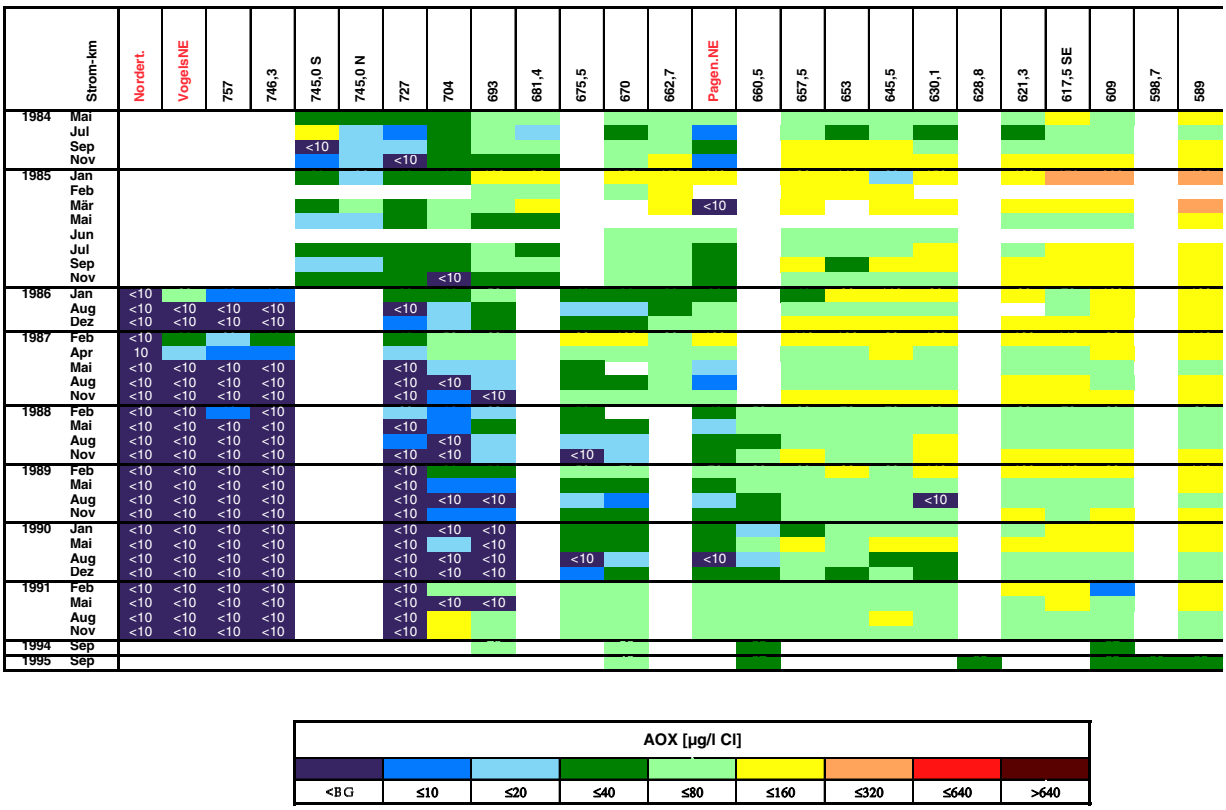


Abb. A 70: Adsorbierbare organische Halogenverbindungen in der Tideelbe (1984-1995)