



ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE

CHLORIERTE KOHLENWASSERSTOFFE

DATEN DER ELBE

Bericht

über die Ergebnisse des Schwerpunktmeßprogramms
Chlorierte Kohlenwasserstoffe im Elbabschnitt
von Schnackenburg bis zur Nordsee
1980 - 1982

ARGE ELBE:

Freie und Hansestadt Hamburg
Behörde für Bezirksangelegenheiten,
Naturschutz und Umweltgestaltung
Steindamm 14 a - 22
2000 Hamburg 1

Der Niedersächsische Minister für Ernährung
Landwirtschaft und Forsten
Calenbergerstr. 2
3000 Hannover

Der Minister für Ernährung, Landwirtschaft
und Forsten des Landes Schleswig-Holstein
Düsternbrooker Weg 104 - 108
2300 Kiel

bearbeitet von der
Wassergütestelle Elbe
Focksweg 32 A
2103 Hamburg 95

V o r w o r t

Die Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe der Länder Hamburg, Niedersachsen und Schleswig-Holstein (ARGE ELBE) legt mit den Jahresberichten „Wassergütedaten der Elbe“ regelmäßig die Ergebnisse der gemeinsam im Elbabschnitt von Schnackenburg bis zur See im Rahmen des Standard-Meßprogramms durchgeführten Wassergüteuntersuchungen vor. Ergänzend zu den Standard-Meßprogrammen werden von der ARGE ELBE zu bestimmten Fragestellungen gezielt ausgerichtete Schwerpunkt-Meßprogramme durchgeführt. So wurde in den Jahren 1979/80 im Rahmen eines Schwerpunkt-Meßprogramms die Schwermetallbelastung des Elbwassers, der Elbsedimente und als Bio-Indikator der Elbbrassen untersucht. In den Jahren 1980 bis Ende 1982 erfolgte im Rahmen des Schwerpunkt-Meßprogramms „Belastung der Elbe mit chlorierten Kohlenwasserstoffen“ eine entsprechende Untersuchung des Elbwassers, der Elbsedimente und als Bio-Indikator der Fischart Brassen. Die Ergebnisse dieser sehr umfangreichen Untersuchung werden im vorliegenden Bericht vorgestellt und erläutert.

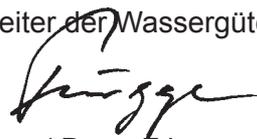
Es ist das erklärte Ziel der ARGE ELBE, nicht nur die zuständigen Fachverwaltungen über die Ergebnisse der systematisch durchgeführten Wassergüteuntersuchungen zu unterrichten, sondern gleichzeitig allen an den Umweltproblemen der Elbe interessierten Bürgern die Möglichkeit zu eröffnen, sich umfassend über die Gewässergütesituation der Elbe zu informieren. Die Ergebnis-Berichte werden deshalb regelmäßig veröffentlicht und insbesondere den öffentlichen Bibliotheken zur Verfügung gestellt.

Im vorliegenden Bericht sind im ersten Abschnitt die Fachbegriffe und die chemischen, physikalischen und biologischen Grundlagen in allgemeiner Form erläutert, um das Verständnis der teilweise naturwissenschaftlich recht komplexen Zusammenhänge zu erleichtern. Die Untersuchungsprogramme und die angewendeten Analysemethoden sind detailliert beschrieben. Im Abschnitt „Untersuchungsergebnisse“ sind die für das Elbwasser, die Elbsedimente und den Bio-Indikator Elbbrassen festgestellten Befunde erläutert und soweit möglich bewertet. Im Anhang sind die für das Elbwasser und die Elbsedimente ermittelten Einzelergebnisse graphisch dargestellt.

Der Vorsitzende der ARGE ELBE


(Schell)

Der Leiter der Wassergütestelle Elbe


(Dr. Flügge)

Die Untersuchungen wurden von folgenden Dienststellen und Institutionen ausgeführt:

Wasserprobenentnahme und Bestimmung des Gehaltes an abfiltrierbaren Stoffen:

Wassergütestelle Elbe

Wasserwirtschaftsamt Stade

Sedimentprobenentnahme:

Wassergütestelle Elbe

Strom- und Hafenanbau, Meßschiff „Nige Wark“ und

Meßschiff „R. Woltmann“

Wasserwirtschaftsamt Stade, Meßschiff „Tümmeler“

CKW-Untersuchung der Wasser- und Sedimentproben:

Laboratorium für Wasser-, Abwasser- und Ölanalytik

Dr. Harald Schumacher, Diplom-Chemiker

Fischprobenentnahme:

Wassergütestelle Elbe in Zusammenarbeit mit Elbfischern

CKW-Untersuchung der Fischproben:

Institut für Angewandte Botanik der Universität Hamburg - Dr. Buchholz

Altersbestimmung der Fische:

Wassergütestelle Elbe

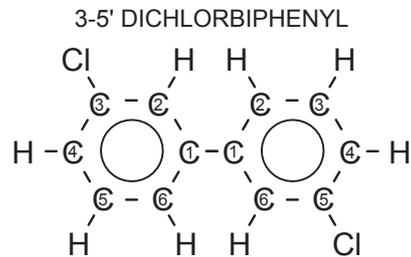
Die Abflußwerte am Pegel Neu Darchau wurden von der Wasser- und Schifffahrtsdirektion Nord zur Verfügung gestellt.

INHALTSVERZEICHNIS

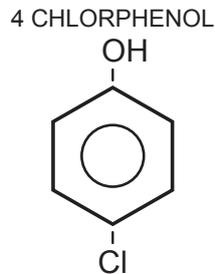
(Die im Textteil mit Abb. A ... bezeichneten Abbildungen beziehen sich auf den Anhang)

	Seite		Seite
1. Allgemeine Grundlagen	1	3.3.2 Anreicherungsmechanismen	80
1.1 Begriffserklärung einiger im Text verwendeter Fachausdrücke	1	3.3.3 Untersuchungsergebnisse	83
1.2 Naturwissenschaftliche Grundlagen	4	3.3.3.1 Belastung der Elbbrassen mit Hexachlorbenzol	83
1.3 Allgemeine Beschreibung der im Rahmen des Untersuchungsprogramms erfaßten chlorierten Kohlenwasserstoffe	18	3.3.3.2 Belastung der Elbbrassen mit Hexachlorcyclohexan	87
		3.3.3.3 Belastung der Elbbrassen mit DDT, DDE und DDD	95
		3.3.3.4 Belastung der Elbbrassen mit Aldrin, Dieldrin, Endrin, Heptachlor und Heptachlorepoxyd	100
2. Untersuchungsprogramm und Analysemethoden	22	4. Zusammenfassung	102
2.1 Analysemethoden	22		
2.1.1 Analysemethoden Wasser	22		
2.1.2 Analysemethoden Sediment	24		
2.1.3 Analysemethode Bio-Indikator Elbbrassen	29		
2.2 Hydrologische Verhältnisse	30		
2.3 Untersuchungsprogramm Elbwasser	31		
2.3.1 Längsprofiluntersuchungen	31		
2.3.2 Vorbelastung des Elbwassers	35		
2.4 Untersuchungsprogramm Elbsedimente	35		
2.5 Untersuchungsprogramm Elbbrassen	36		
3. Untersuchungsergebnisse	37		
3.1 Chlorkohlenwasserstoffgehalte des Elbwassers	37		
3.1.1 Ergebnisse der Längsprofiluntersuchungen	37		
3.1.1.1 Niedermolekulare Chlorkohlenwasserstoffe	37		
3.1.1.2 Chlorierte Pestizide	49		
3.1.1.3 Polychlorierte Biphenyle	54		
3.1.1.4 Chlorierte Phenole und Phenoxyessigsäuren	57		
3.1.2 Vorbelastung des Elbwassers	63		
3.2 Chlorkohlenwasserstoffgehalte des Elbsediments	66		
3.2.1 Niedermolekulare Chlorkohlenwasserstoffe	66		
3.2.2 Chlorierte Pestizide	67		
3.2.3 Polychlorierte Biphenyle	71		
3.2.4 Anreicherung in den Sedimenten	72		
3.3 Belastung der Elbbrassen mit chlorierten Pestiziden	78		
3.3.1 Beschreibung der Fischproben	78		
		A N H A N G	
			Abbildung
		I. Chlorkohlenwasserstoff-Gehalte des Elbwassers	
		1. Längsprofile von Schnackenburg bis Geesthacht	
		1.1 Niedermolekulare Chlorkohlenwasserstoffe	A 1 - A 16
		1.2 Chlorierte Pestizide	A 17 - A 24
		1.3 Polychlorierte Biphenyle	A 25 - A 26
		1.4 Chlorierte Phenole	A 27 - A 35
		2. Längsprofile von Geesthacht bis Scharhörn	
		2.1 Niedermolekulare Chlorkohlenwasserstoffe	A 36 - A 91
		2.2 Chlorierte Pestizide	A 92 - A 119
		2.3 Polychlorierte Biphenyle	A 120-A 127
		2.4 Chlorierte Phenole	A 128 - A 145
		II. Chlorkohlenwasserstoff-Gehalte des Elbsediments	
		1. Längsprofile von Schnackenburg bis Scharhörn	
		1.1 Niedermolekulare Chlorkohlenwasserstoffe	A 146 - A 148
		1.2 Chlorierte Pestizide	A 149 - A 155
		1.3 Polychlorierte Biphenyle	A 155

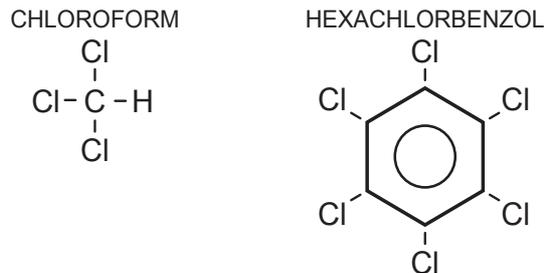
c) Biphenyle: Verbindungen, die zwei miteinander verbundene Phenylgruppen aufweisen. Die Phenylgruppe ist die einwertige Gruppe $-C_6H_5$, die sich vom Benzol ableitet; ein Benzolring, dem ein Wasserstoffatom fehlt. Bei Biphenylen erfolgt die Numerierung der C-Atome in der ersten Phenylgruppe entgegen dem Uhrzeigersinn, in der zweiten Phenylgruppe im Uhrzeigersinn; zusätzlich werden die C-Atome in der zweiten Phenylgruppe mit einem ' versehen, z.B. 3-5' Dichlorbiphenyl



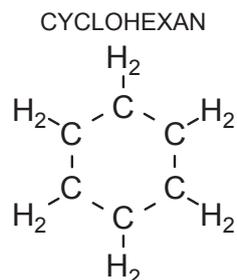
d) chlorierte Phenole: aromatische Kohlenwasserstoffe, in denen ein oder mehrere Wasserstoffatome durch die Hydroxylgruppe und durch Chloratome ersetzt sind, z.B. 4 Chlorphenol



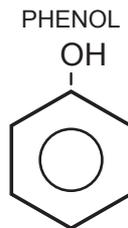
e) Chlorkohlenwasserstoffe: Kohlenwasserstoffe, bei denen ein oder mehrere Wasserstoffatome durch Chloratome ersetzt sind (übliche Abkürzung: CKW), z.B. Chloroform und Hexachlorbenzol



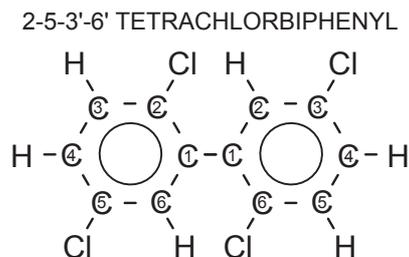
f) Cycloalkane: gesättigte ringförmige Kohlenwasserstoffe, bei denen die beiden endständigen Kohlenstoffatome unter Fortfall von je einem Wasserstoffatom miteinander verbunden sind, z.B. Cyclohexan



- g) gesättigte Verbindungen: Kohlenwasserstoffe, die nur Einfachbindungen zwischen den Kohlenstoffatomen aufweisen
- h) höhermolekulare Kohlenwasserstoffe: Kohlenwasserstoffe mit vier und mehr Kohlenstoffatomen in ihrem Gerüst
- i) Kohlenwasserstoffe: organische Verbindungen, die aus Kohlenstoff und Wasserstoff bestehen
- k) niedermolekulare Kohlenwasserstoffe: Kohlenwasserstoffe mit ein bis drei Kohlenstoffatomen in ihrem Gerüst
- l) Phenole: aromatische Kohlenwasserstoffe, bei denen ein oder mehrere Wasserstoffatome durch die Hydroxylgruppe ersetzt sind; = Benzolabkömmlinge



- m) polychlorierte Biphenyle: Verbindungen, die aus zwei miteinander verbundenen Phenylgruppen bestehen und in denen ein oder mehrere Wasserstoffatome durch Chloratome ersetzt sind (übliche Abkürzung PCB s), z.B. 2-5-3'-6' Tetrachlorbiphenyl



- n) ungesättigte Verbindungen: Kohlenwasserstoffe, die zwischen den Kohlenstoffatomen Doppel- und Dreifachbindungen aufweisen

Elektrolyse: Trennung von Säuren, Basen und Salzen in ihre Kationen und Anionen durch elektrische Potentiale

elektrolytische Dissoziation: Trennung der Moleküle von Säuren, Basen und Salzen (= Elektrolyte) in wässriger Lösung in Ionen; sie erfolgt durch die Molekularkräfte der Wasserstoffmoleküle ohne elektrischen Strom

Fungizid: Pilzbekämpfungsmittel

Glührückstand: die nach dem Glühen der abfiltrierbaren Stoffe unter bestimmten Bedingungen zurückbleibende Masse; Einheit: mg/l; abfiltrierbare Stoffe im Sinne dieser Norm sind im Wasser ungelöste Stoffe, die unter bestimmten Bedingungen abfiltriert und nach einem festgelegten Trocknungsprozeß ausgewogen werden; Einheit: mg/l. Abfiltrierbare Stoffe können Sink-, Schweb- und Schwimmstoffe organischer oder anorganischer Zusammensetzung sein

Glühverlust: Bezeichnung für die Differenz zwischen den abfiltrierbaren Stoffen und ihrem Glührückstand; Einheit: mg/l

Halbwertszeit: diejenige Zeit, nach der die Hälfte der ursprünglich vorhandenen Menge eines Stoffes abgebaut oder umgewandelt ist

Herbizid: Pflanzenbekämpfungsmittel gegen "Unkräuter"

Insektizid: Insektenbekämpfungsmittel

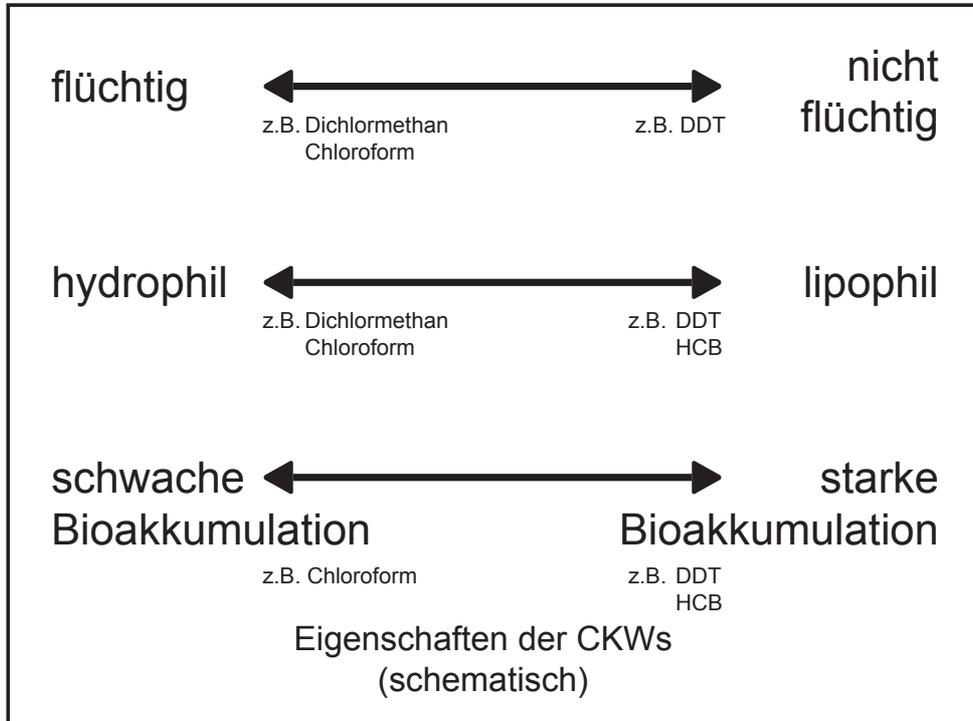
Kanzerogene = Karzinogene; summarische Bezeichnung für verschiedene Substanzen, die im Tierversuch und / oder beim Menschen Krebs oder Leukämie hervorrufen können

- Metabolit: Als Metaboliten werden Verbindungen bezeichnet, die durch Einwirkung des Stoffwechsels, der eine Veränderung der chemischen Struktur des Ausgangsstoffes bewirkt hat, entstanden sind, z.B. Ausgangsstoff DDT → Metaboliten DDD, DDE
- Mutagene: Stoffe, die Gen- und Chromosomenmutationen auslösen und die spontane Mutationsrate steigern können (Erbschäden)
- organische Chemie: Chemie der Kohlenstoffverbindungen, ausgenommen Kohlensäure, Karbonate, Carbide sowie die Oxide des Kohlenstoffs
- Otolithen: "Kalksteinchen" im Gehörsinnesorgan von Fischen, die mit dem Wachstum des Tieres Anlagerungen ausbilden, die als "Jahresringe" zur Altersbestimmung herangezogen werden können
- Persistenz: Eigenschaft bestimmter Stoffe, in der Umwelt über lange Zeiträume zu verbleiben, da sie durch physikalische, chemische und biologische Prozesse schwer abgebaut werden können
- Pestizide: Sammelbegriff für Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmittel
- Plankton: im Wasser vorkommende pflanzliche und tierische Schweborganismen mit nur sehr geringer Eigenbewegung
- Teratogene: Stoffe, die Mißbildungen bei Pflanzen, Tieren oder Menschen hervorrufen, z.B. an Organteilen, Organen oder Organsystemen
- Trockensubstanz (TS): eine bei hoher Temperatur über einen längeren Zeitraum getrocknete Probenmenge; die Konzentration der verschiedenen chlorierten Kohlenwasserstoffe in den Sedimentproben werden üblicherweise auf eine getrocknete wasserfreie Probenmenge bezogen

1.2 Naturwissenschaftliche Grundlagen

Unter dem Begriff organische Verbindungen sind alle chemischen Verbindungen zusammengefaßt, bei denen Kohlenstoffatome das Grundgerüst bilden. Verbindungen, die sowohl Kohlenstoffatome als auch Wasserstoffatome beinhalten, werden als Kohlenwasserstoffe bezeichnet. Aufgrund der Molekülstruktur wird dabei unterschieden zwischen aliphatischen Kohlenwasserstoffen (kettenförmige) und aromatischen Kohlenwasserstoffen (vom Benzolring abgeleitete Verbindungen). Wenn ein oder mehrere Wasserstoffatome durch Halogen-Atome, z.B. Chlor, Brom, Jod, Fluor, ersetzt werden, entstehen Halogen-Kohlenwasserstoffe (gebräuchlich ist auch der Begriff „halogenierte Kohlenwasserstoffe“). Bei der Produktion überwiegt anteilmäßig bei weitem die Herstellung von Chlorkohlenwasserstoffen. Der Rohstoff Chlor wird u.a. durch Elektrolyse aus den Chloriden, z.B. Kochsalz, gewonnen. Die zahlreichen Salzlagerstätten im norddeutschen Bereich stellen somit Rohstoffquellen für die Chlorproduktion dar.

Entsprechend ihrer unterschiedlichen physikalischen und chemischen Eigenschaften finden die chlorierten Kohlenwasserstoffe in weiten Bereichen eine Anwendung.



Beispielsweise werden bestimmte chlorierte Kohlenwasserstoffe mit guten fettlösenden Eigenschaften, z.B. Perchlorethylen und Trichlorethylen, zur Metallentfettung, für die chemische Reinigung, als Extraktionsmittel und als Verdüner in der Farben- und Lackindustrie verwendet. Ferner sind chlorierte Kohlenwasserstoffe Ausgangsprodukt für die Herstellung von Kunststoffen, z.B. PVC. Entsprechend ihrer unterschiedlichen Giftigkeit werden bestimmte chlorierte Kohlenwasserstoffe als Schädlingsbekämpfungsmittel gegen Insekten (Insektizid), gegen Pilze (Fungizid), gegen Bakterien (Bakterizid) und gegen bestimmte Pflanzen (Herbizid) eingesetzt. Die Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmittel werden allgemein mit dem Sammelbegriff Pestizide bezeichnet. Chlorierte Kohlenwasserstoffe mit einem breiten Wirkungsspektrum, z.B. mit fungizider, bakterizider und insektizider Wirkung werden als Holzschutzmittel eingesetzt. Auch in zahlreichen im Haushalt üblicherweise verwendeten Mitteln (z.B. Fleckwasser, Pinselreiniger u.ä.) können chlorierte Kohlenwasserstoffe enthalten sein.

Chlorierte Kohlenwasserstoffe weisen zum Teil recht unterschiedliche physikalische Eigenschaften auf. Im Hinblick auf die Belastung der Gewässer stellt der jeweils tempe-

raturabhängige Dampfdruck der verschiedenen Verbindungen ein wichtiges Kriterium dar. Beispielsweise sind Stoffe, die bei Zimmertemperatur bereits einen hohen Dampfdruck aufweisen, als leicht flüchtige Stoffe, die relativ schnell aus dem Wasser ausgasen, einzustufen. In der folgenden Tabelle sind für die verschiedenen Verbindungen jeweils die Temperaturen angegeben, bei denen sich ein konstanter Dampfdruck von 133 mbar (= 100 mm Quecksilbersäule) einstellt.

	°C		°C
Dichlormethan	-6,3	1-1-1-2 Tetrachlorethan	68,0
1-1 Dichlorethan	7,2	1-1-2-2 Tetrachlorethan	83,2
Chloroform	10,4	Pentachlorethan	93,5
1-1-1 Trichlorethan	20,0	Hexachlorethan	124,2
Tetrachlorkohlenstoff	23,0	2-4-6 Trichlorphenol	177,8
1-2 Dichlorethan	29,4	2-4-5 Trichlorphenol	178,0
Trichlorethylen	31,4	2 Monochlorbiphenyl	197,0
1-2 Dichlorpropan	39,4	2-3-4-6 Tetrachlorphenol	205,2
(Wasser	51,6)	Hexachlorbenzol	235,5
1-1-2 Trichlorethan	55,7	Pentachlorphenol	239,6
Perchlorethylen	61,3	(Quecksilber	261,7)

Tab. 1 Temperaturen (°C), bei denen sich ein Dampfdruck von 133 mbar einstellt
aus: Handbook of Chemistry and Physics
59 th Edition CRC PRESS

Allgemein gilt, daß für einen bestimmten Stoff der Dampfdruck mit zunehmender Temperatur zunimmt. In der vorstehenden Tabelle sind die Temperaturen jeweils für einen konstanten Dampfdruck angegeben. Dies bedeutet, daß beispielsweise Chloroform bereits bei einer Temperatur von 10,4°C einen Dampfdruck von 133 mbar aufweist, wo hingegen Hexachlorbenzol den gleichen Dampfdruck erst bei 235,5°C erreicht. Da der temperaturabhängige Dampfdruck ein Maß für die Flüchtigkeit einer Verbindung ist, ist Chloroform als leichtflüchtig und Hexachlorbenzol als schwerflüchtig einzustufen. In Abb. 1 ist für ausgewählte chlorierte Kohlenwasserstoffe der Dampfdruckverlauf in Abhängigkeit der Temperatur dargestellt. Diese Angaben gelten jeweils für den Verdampfungsprozeß der reinen chemischen Substanzen in einem geschlossenen System. Die Partialdruckverhältnisse in Flüssigkeitsgemischen werden durch das Henry'sche Gesetz beschrieben. Streng genommen wird die in der Natur aus dem Elbwasser stattfindende Ausgasung jeweils neben den physikalischen Randbedingungen Temperatur und Luft-

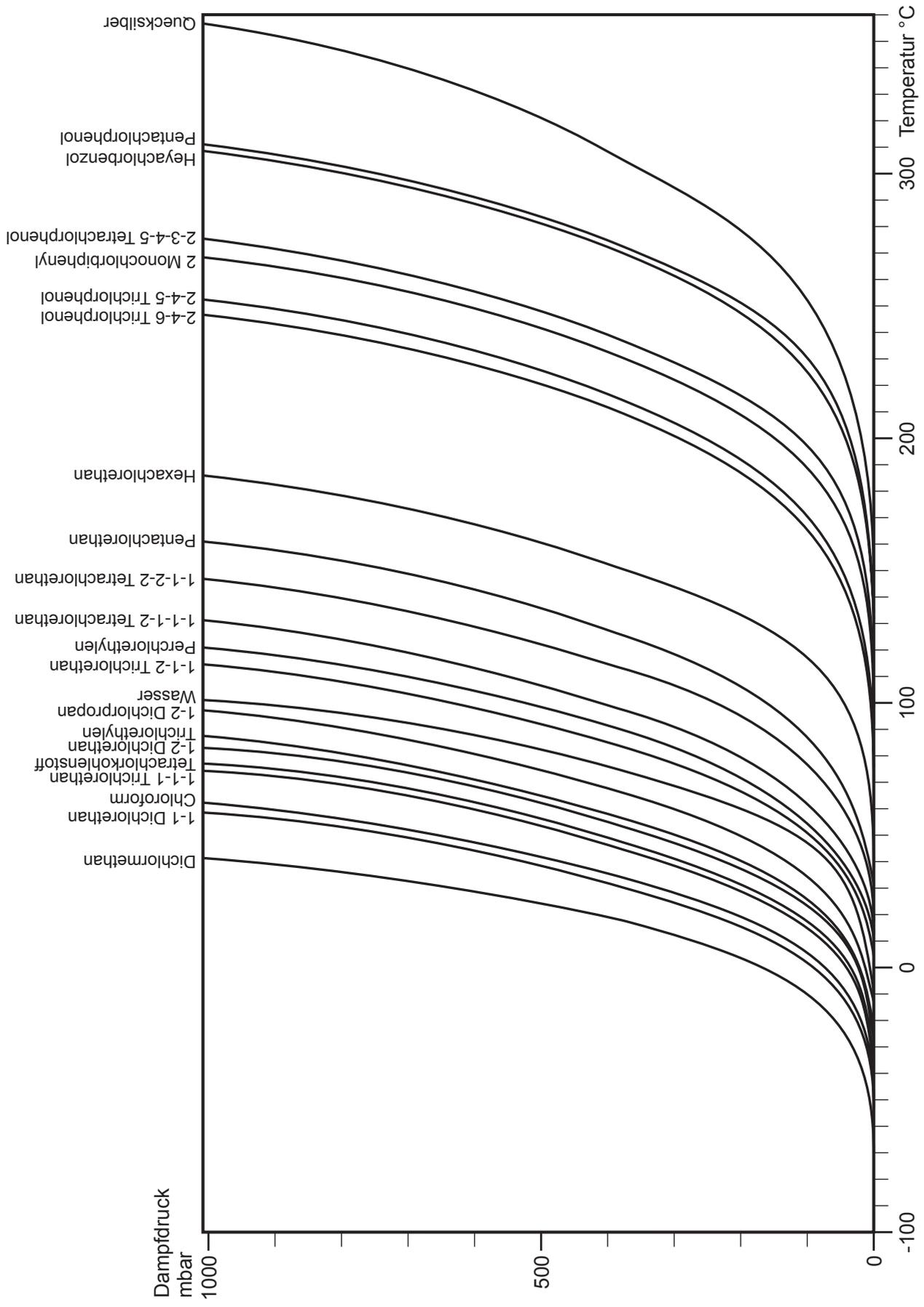


Abb. 1 Dampfdruck verschiedener Stoffe in Abhängigkeit von der Temperatur

druck durch die verschiedenen im Elbwasser vorhandenen Substanzen mit beeinflusst. Die vorstehend für die Reinstoffe angegebenen Dampfdruckverläufe ermöglichen somit nur eine grobe Abschätzung der zu erwartenden Ausgasungsintensität.

Chlorierte Kohlenwasserstoffe sind in recht unterschiedlichem Maße wasserlöslich. In Tabelle 3 sind die physikalischen und biologischen Kenndaten für die untersuchten Chlorkohlenwasserstoffverbindungen angegeben. In der Regel weisen die niedermolekularen Chlorkohlenwasserstoffe eine deutlich höhere Wasserlöslichkeit auf als die höher chlorierten Verbindungen. Beispielsweise ist Dichlormethan mit 19 600 mg/l in destilliertem Wasser gut wasserlöslich. Auch die vielfach als Lösungsmittel eingesetzten Verbindungen Trichlorethylen mit 270 mg/l und Perchlorethylen mit 160 mg/l sind noch als verhältnismäßig gut wasserlöslich einzustufen. Chlorierte Pestizide, wie beispielsweise γ -HCH, weisen mit 6 mg/l und Hexachlorbenzol mit 0,005 mg/l eine deutlich niedrigere Wasserlöslichkeit auf. Der Grad der Wasserlöslichkeit einer chemischen Verbindung spielt für die Ausbreitung, den Transport und das Verhalten des Stoffes eine entscheidende Rolle. Allgemein ist davon auszugehen, daß Stoffe mit einer guten Wasserlöslichkeit sich nur in geringem Maße an Schwebstoffe anlagern und somit in den Sedimenten kaum anreichern. Mit abnehmender Wasserlöslichkeit nimmt die Affinität der Stoffe zu den Schwebstoffen zu. Beispielsweise wird DDT, das nur eine sehr geringe Wasserlöslichkeit von 0,0012 mg/l aufweist, zu 75 bis 100 % an Schwebstoffe adsorbiert. Im Hinblick auf das Verhalten und die Wirkung im aquatischen Ökosystem sind die Eigenschaften

hydrophil (wasserlöslich) und
lipophil (fettlöslich)

von entscheidender Bedeutung. Vereinfacht gilt die Grundregel, daß polare Substanzen in polaren Flüssigkeiten löslich sind und andererseits unpolare Substanzen in unpolaren Flüssigkeiten löslich sind. Fett beispielsweise hat überwiegend einen unpolaren Charakter. Aus diesem Grunde sind in der Regel unpolare Verbindungen lipophil (fettlöslich). Wasser hingegen hat einen ausgeprägt polaren Charakter; dementsprechend sind polare Verbindungen hydrophil (wasserlöslich). Die hochgradige Anreicherung persistenter chlorierter Pestizide im Fettgewebe von Meeresorganismen (z.B. Seehunden, Fischen u.ä.) ist in erheblichem Maße auf die lipophilen Eigenschaften dieser Substanzen zurückzuführen. Im Oberflächenfilm ist eine Anreicherung lipophiler CKWs zu erwarten, insbesondere wenn die Wasseroberfläche mit fettartigen (unpolaren) Substanzen, z.B. Öl, verschmutzt ist.

Im aquatischen ökosystem finden erhebliche Anreicherungs Vorgänge der Chlorkohlenwasserstoffe, vornehmlich der Pestizide und polychlorierten Biphenyle, z.B. in Algen und somit in der Nahrungskette statt. Für einige ausgewählte tierische und pflanzliche Organismen sind Biokonzentrationsfaktoren bei ERNST ⁺⁾ angegeben. Der Biokonzentrationsfaktor gibt jeweils das Verhältnis des Gehaltes der Organismen (Feuchtgewicht) bezogen auf den Gehalt im Wasser für bestimmte Stoffe an.

Chlorkohlenwasserstoff	Biokonzentrationsfaktor in Algen			
DDT (Kieselalgen, begeißelte Algen)	4300	bis	37000	(Trockengewicht)
Lindan		ca.	650	(Feuchtgewicht)
Biokonzentrationsfaktor in tierischen Organismen				
DDT (Muschel, Borstenwurm, Brackwasserfisch, Garnele, Krebs)	200	bis	10000	(Feuchtgewicht)
Lindan (Muschel, Borstenwurm)	10	bis	300	(Feuchtgewicht)
Heptachlor (Muschel)	220	bis	2600	(Feuchtgewicht)
Dieldrin (Muschel)	760	bis	1740	(Feuchtgewicht)
Endrin (Muschel)	480	bis	1240	(Feuchtgewicht)
PCB (Arochlor 1254) (Auster)	85000	bis	100000	(Feuchtgewicht)

Tab. 2 Biokonzentrationsfaktoren einiger Chlorkohlenwasserstoffe in marinen Organismen

Diese Werte gelten für das marine Milieu. Da das Artenspektrum als auch die Umweltbedingungen im limnischen Bereich der Elbe und in der Brackwasserzone im Vergleich zur Nordsee sehr verschieden sind, können diese Biokonzentrationsfaktoren nicht unmittelbar auf das Ökosystem der Elbe übertragen werden. Die Bio-Akkumulation in einem Gewässer ist beispielhaft in der folgenden Graphik dargestellt. Sie zeigt auf, daß sich die chlorierten Kohlenwasserstoffe im Plankton anreichern können und somit über den Nahrungspfad in den Fisch gelangen.

+) ERNST, W.: Pestizide im Meerwasser - Aspekte der Speicherung, Ausscheidung und Umwandlung in marinen Organismen. Schr. R. Ver. WasserBoden-Lufthyg. Berlin-Dahlem 46, 81-92 (1975a)
 ERNST, W.: Organochlorverbindungen in Meerestieren. In: European Colloquium, Luxembourg 14-16 May 1974: Problems raised by the contamination of man and his environment by persistent pesticide and organohalogenated compounds (Commission of the European Communities), p. 67-80 (1975b).

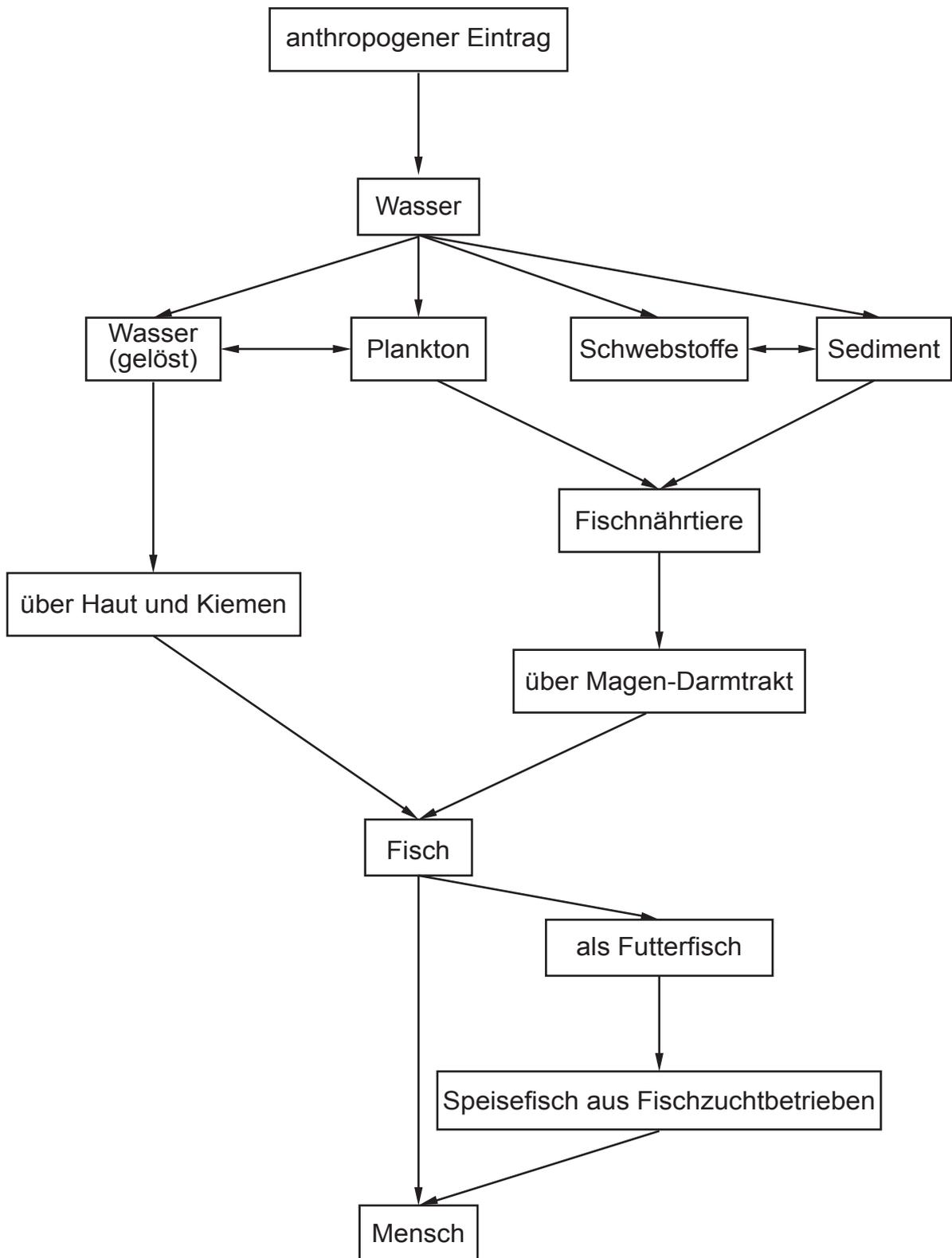


Abb. 2 Beispiel einer Bioakkumulation

Die Anreicherung eines Stoffes in Organismen ist in starkem Maße von seiner Wasserlöslichkeit abhängig. In Abb.3 ist dieser Zusammenhang graphisch dargestellt.

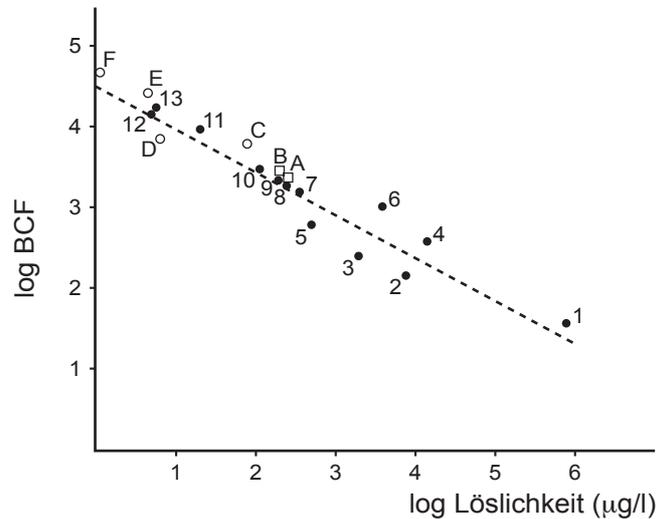


Abb. 3 Korrelation zwischen der Wasserlöslichkeit organischer Substanzen und dem Biokonzentrationsfaktor in Bivalvia ⁺⁾

Meßwerte für Miesmuscheln •

1: 2-4-6 Trichlorphenol, 2: γ -HCH, 3: α -HCH, 4: PCP, 5: α -Endosulfan,
6: 2 Chlorbiphenyl, 7: Heptachlorepoxyd, 8: Endrin, 9: Dieldrin,
10: 2-5-4' Trichlorbiphenyl, 11: DDD, 12: Hexachlorbenzol, 13: DDT

Meßwerte für Austern o, □

A: Endrin, B: Dieldrin, C: 3-4-2' Trichlorbiphenyl, D: 2-5-2'-5' Tetrachlorbiphenyl,
E: 2-3-4-2'-5' Pentachlorbiphenyl, F: 2-4-5-2'-4'-5' Hexachlorbiphenyl

Wie vorstehend beschrieben, haben verschiedene Pestizide die Eigenschaft, sich adsorbtiv an Schwebstoffe anzulagern. In trömungsarmen Bereichen, wie Bühnenfeldern und Hafenbecken, sedimentieren die Schwebstoffe verstärkt ab. Mit den Schwebstoffen gelangen die Schadstoffe in diesen Bereichen in die Sedimente. Diese in der Regel feinkörnigen Sedimentzonen wiederum haben eine besonders hohe biologische Produktivität. Die auf diesem Sediment lebenden Benthos-Organismen sind eine wichtige Nahrungsgrundlage für Fische, z.B. Brassen. Als Bio-Indikator für die Untersuchungen

⁺⁾ Ernst, W.: Meeresverschmutzung und Meeresschutz, Campus Verlag 1982

wurde - wie bereits bei der Ermittlung der Schwermetallbelastung der Elbe - die Fischart Brassen (*Abramis brama*, L.) gewählt. Im Gegensatz zu Fischarten, die große Wanderungen durchführen (Lachs, Stint, Aal), sind Brassen verhältnismäßig ortstreu. Ihr Aktionsradius beträgt nur rd. 10 km. Das Verbreitungsgebiet der Brassen erstreckt sich auf den gesamten limnischen Bereich der Elbe. Die Aufnahme von Chlorkohlenwasserstoffen durch den Bio-Indikator Brassen kann einerseits direkt aus dem Wasser und andererseits über den Nahrungspfad erfolgen.

Brassen: (*Abramis brama*, L.) Die mittlere Länge der Brassen beträgt 30 - 40 cm. Bei optimalen Lebensbedingungen werden Größen bis zu 60 cm Länge und 3 kg Gewicht erreicht. Die Brassen kommen in nährstoffreichen Seen, in langsam fließenden Gewässern mit Schlammgrund (man spricht von der sogenannten Brassenregion) und in Brackwassergebieten vor. Ihre Nahrung bilden hauptsächlich Organismen, die im oder auf dem Sediment leben, wie Schlammröhrenwürmer (Tubificiden), Zuckmückenlarven (Chironomiden), Flöhkrebse (Amphipoden), Wasserasseln (Isopoden), Schnecken (Gastropoden) und Muscheln (Bivalvia). Bei der Nahrungsaufnahme wird mit dem rüsselartig vorstreckbaren Maul das Sediment durchwühlt (Fraßlöcher bleiben im Schlick sichtbar) und die Nahrung von nicht verwertbarem Material abgetrennt. Jungen Brassen, die oft in Gruppen in der Uferregion, in Hafenbecken und kleinen Buchten leben, dienen überwiegend Planktonorganismen als Nahrungsgrundlage. Bei einer Länge von ca. 30 mm gehen sie dann auch zur Bodennahrung über. Laichreife Tiere bilden im Mai - Juni in flachen pflanzenbestandenen Uferregionen Laichgemeinschaften aus. Die Eier kleben an Wasserpflanzen fest und entwickeln sich je nach Wassertemperatur in drei bis 12 Tagen.

Für eine Reihe von Stoffen liegen Angaben über die Toxizität auf bestimmte Gewässerorganismen vor. In Tabelle 3 sind Angaben über die Toxizität für die verschiedenen Stoffe auf bestimmte Organismen angegeben. Beispielsweise ist die letale Konzentration LC 50 für Goldorfen angegeben. Die Übertragung dieser unter standardisierten Laborbedingungen ermittelten Werte auf ein Gewässer ist mit einer gewissen Unsicherheit verbunden, weil Einflußgrößen wie Wassertemperatur, Sauerstoffgehalt, pH-Wert die Giftwirkung eines Stoffes beeinflussen können.

Das Zusammentreffen von verschiedenen Stoffen kann zu einer Wirkungsverstärkung (Synergismus) oder einer Wirkungshemmung (Antagonismus) führen. Beispielsweise

wird angenommen, daß PCBs die krebserzeugende Wirkung von α -HCH, aber auch die Schädigung von Cadmium (Lungen- und Nierenschäden, Knochenveränderungen) bei Säugetieren verstärken. Derartige Schäden treten jedoch nur bei sehr hohen Schadstoffbelastungen auf. Die Problematik bei einer Bewertung der Belastungssituation eines Gewässers, wie im vorliegenden Beispiel der Elbe, liegt jedoch darin, daß für vergleichsweise sehr niedrige Konzentrationen Schädigungen weder angenommen noch ausgeschlossen werden können. Insbesondere ist bei der vorliegenden Vielzahl der unterschiedlichen im Elbwasser enthaltenen Substanzen eine Aussage über synergistische Effekte praktisch nicht möglich.

Häufig wird die Meinung vertreten, chlorierte Kohlenwasserstoffe könnten nur durch chemotechnische Verfahren künstlich vom Menschen hergestellt werden. Dies ist streng genommen nicht zutreffend. Bestimmte Organismen sind in der Lage, auf natürlichem Wege halogenierte Kohlenwasserstoffverbindungen herzustellen. Im Rahmen von Forschungsarbeiten wurden von marinen Organismen auf natürliche Weise gebildete Chlorkohlenwasserstoffe, wie Hexachloraceton, Monochlormethan oder Tetrachlorkohlenstoff nachgewiesen. +)

+) ERNST, W.; Meeresverschmutzung und Meeresschutz
Campus Verlag 1982

Wassergütestelle Elbe

S T O F F	Strukturformel	Dichte (b. 20°C) g/ml	Schmelz- punkt °C	Siede- punkt °C	Wasser- löslichkeit mg/l	MAK- Wert mg/m ³	oral letale Dosis LD ₅₀ mg/kg	letale Konzentration LC ₅₀ mg/l	Wasserge- fährdungs- zahl
DICHLORMETHAN	$\begin{array}{c} \text{Cl} \\ \\ \text{H}-\text{C}-\text{Cl} \\ \\ \text{H} \end{array}$	1,3266	-95,1	40,0	19600	360	-	-	2,5
CHLOROFORM	$\begin{array}{c} \text{Cl} \\ \\ \text{H}-\text{C}-\text{Cl} \\ \\ \text{Cl} \end{array}$	1,4832	-63,5	61,7	7950	50	Mensch (16) 600 Ratte (15) 800	Goldorfen (7) 170 (nach 96 Std.)	2,9
TETRACHLORKOHLENSTOFF	$\begin{array}{c} \text{Cl} \\ \\ \text{Cl}-\text{C}-\text{Cl} \\ \\ \text{Cl} \end{array}$	1,5940	-23,0	76,5	800	65	Mensch (14) 3200-10000 Ratte (14) 2800	Goldorfen (7) 45-472 (nach 96 Std.)	3,2
1-1 DICHLORETHAN	$\begin{array}{c} \text{Cl} \text{ H} \\ \quad \\ \text{Cl}-\text{C}-\text{C}-\text{H} \\ \quad \\ \text{H} \quad \text{H} \end{array}$	1,1757	-97,0	57,3	5500	400	-	-	-
1-2 DICHLORETHAN	$\begin{array}{c} \text{Cl} \text{ Cl} \\ \quad \\ \text{H}-\text{C}-\text{C}-\text{H} \\ \quad \\ \text{H} \quad \text{H} \end{array}$	1,2351	-35,4	83,5	8600	80	Ratte (14) 680	Goldorfen (7) 356-406 (nach 48 Std.) Daphnia magna 1350 (1)	3,5
1-1-1 TRICHLORETHAN	$\begin{array}{c} \text{Cl} \text{ H} \\ \quad \\ \text{Cl}-\text{C}-\text{C}-\text{H} \\ \quad \\ \text{Cl} \text{ H} \end{array}$	1,3390	-33,4	74,1	1300	1080	-	-	3,0
1-1-2 TRICHLORETHAN	$\begin{array}{c} \text{Cl} \text{ Cl} \\ \quad \\ \text{Cl}-\text{C}-\text{C}-\text{H} \\ \quad \\ \text{H} \quad \text{H} \end{array}$	1,4397	-36,5	113,8	4300	55	-	-	-
1-1-1-2 TETRACHLORETHAN	$\begin{array}{c} \text{Cl} \text{ Cl} \\ \quad \\ \text{Cl}-\text{C}-\text{C}-\text{H} \\ \quad \\ \text{Cl} \text{ H} \end{array}$	1,54064	-70,2	130,5	-	-	-	-	-
1-1-2-2 TETRACHLORETHAN	$\begin{array}{c} \text{Cl} \text{ Cl} \\ \quad \\ \text{Cl}-\text{C}-\text{C}-\text{Cl} \\ \quad \\ \text{H} \quad \text{H} \end{array}$	1,5953	-36,0	146,0	2900	7	-	-	-
TRICHLORETHYLEN	$\begin{array}{c} \text{Cl} \quad \quad \text{Cl} \\ \diagdown \quad / \\ \text{C}=\text{C} \\ / \quad \diagdown \\ \text{H} \quad \quad \text{Cl} \end{array}$	1,4642	-73,0	87,0	270	260	-	-	3,0
PERCHLORETHYLEN	$\begin{array}{c} \text{Cl} \quad \quad \text{Cl} \\ \diagdown \quad / \\ \text{C}=\text{C} \\ / \quad \diagdown \\ \text{Cl} \quad \quad \text{Cl} \end{array}$	1,6227	-19,0	121,0	160	345	Mensch (4) > 15000	Goldorfen (2) 200 Plattfische 5 Muscheln 3,5	-
1-2 DICHLORPROPAN	$\begin{array}{c} \text{Cl} \text{ Cl} \text{ H} \\ \quad \quad \\ \text{H}-\text{C}-\text{C}-\text{C}-\text{H} \\ \quad \quad \\ \text{H} \quad \text{H} \quad \text{H} \end{array}$	1,1560	-100,4	96,4	2600	350	-	-	-
1-3 DICHLORPROPAN	$\begin{array}{c} \text{Cl} \text{ H} \text{ Cl} \\ \quad \quad \\ \text{H}-\text{C}-\text{C}-\text{C}-\text{H} \\ \quad \quad \\ \text{H} \quad \text{H} \quad \text{H} \end{array}$	1,1878	-99,5	120,4	-	-	-	-	-
2-2 DICHLORPROPAN	$\begin{array}{c} \text{H} \text{ Cl} \text{ H} \\ \quad \quad \\ \text{H}-\text{C}-\text{C}-\text{C}-\text{H} \\ \quad \quad \\ \text{H} \quad \text{Cl} \quad \text{H} \end{array}$	1,1120	-33,8	69,3	-	-	-	-	-

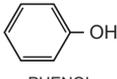
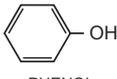
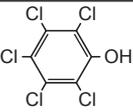
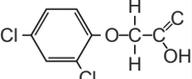
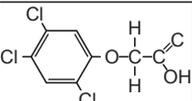
Tab. 3.1 Physikalische und biologische Kenndaten der chlorierten Kohlenwasserstoffe des Meßprogramms

Wassergütestelle Elbe

STOFF	Strukturformel	Dichte (b. 20°C) g/ml	Schmelz- punkt °C	Siede- punkt °C	Wasser- löslichkeit mg/l	MAK- Wert mg/m ³	oral letale Dosis LD ₅₀ mg/kg	letale Konzentration LC ₅₀ mg/l	Wasserge- fährdungs- zahl
PENTACHLORETHAN		1,6796	-29,0	162,0	470	40	-	-	-
HEXACHLORETHAN		2,091	186,8 bis 187,4	186,0	50	10	-	-	-
α-HEXACHLORCYCLOHEXAN		(1,87)	159,5 bis 160,0	288,0	1,5	-	Ratte 500 (17)	Fische (6) 790-2300 (Isomeren- misch)	-
β-HEXACHLORCYCLOHEXAN		1,89 b.19°C	314,0 bis 315,0	-	0,2	-	Ratte 6000 (17)	Fische (6) 790-2300 (Isomeren- misch)	-
γ-HEXACHLORCYCLOHEXAN		-	112,5 bis 113,0	323,4	6	0,5	Ratte 88-125 (10)	Golddorfen 0,069 Aal 0,560 (18) Steinbarsch 0,400-0,540	5,8
δ-HEXACHLORCYCLOHEXAN		-	141,5 bis 142,0	-	9	-	Ratte 1000 (17)	-	-
HEXACHLORBENZOL		1,5691 b.23,6°C	230,0	322,0	0,005	-	Ratte 2600 - 10000 (19)	-	-
HEPTACHLOR		1,57 b. 9°C	95,0 bis 96,0	-	-	0,5	Ratte 130 (10)	Fische allg. 0,056 (20) (nach 96 h)	-
ALDRIN		-	104,0	-	0,027	0,25	Ratte 38-60 (18)	Regenbogenfo- relle 0,0177 (nach 96 h) Daphnien 0,028 (nach 48 h) (18)	-
DIELDRIN		(1,75)	175,0 bis 176,0	-	0,190	0,25	Ratte 38-63 (18)	Regenbogenfo- relle 0,010 (nach 96 h) Daphnien 0,25 (nach 48 h) (18)	-
ENDRIN		-	245,0	-	0,3	0,1	Ratte 5-45 (20)	Fische allg. 0,0013 (20) (nach 96 h)	-
ENDOSULFAN		-	106,0	-	-	-	-	-	-
DDT		-	108,5 bis 109,0	260,0	p-p' DDT 0,0012	1	Mensch(LD ₁₀₀) 10000 bis 30000 (8) Ratte 250-300 (10)	für p-p' DDT: Ukelei 0,08 u. Kleinkrebs 0,03 (11) (nach 96 h)	5,0 für p-p' DDT
DDD		-	109,0 bis 110,0	-	-	-	-	-	-
DDE		-	85,0	-	-	-	-	-	-

Tab. 3.2 Physikalische und biologische Kenndaten der chlorierten Kohlenwasserstoffe des Meßprogramms

Wassergütestelle Elbe

S T O F F	Strukturformel	Dichte (b. 20°C) g/ml	Schmelz- punkt °C	Siede- punkt °C	Wasser- löslichkeit mg/l	MAK- Wert mg/m ³	oral letale Dosis LD ₅₀ mg/kg	letale Konzentration LC ₅₀ mg/l	Wasserge- fährdungs- zahl
POLYCHLORIERTE BIPHENYLE 209 Kongenere	 BIPHENYL	-	-	>300	0,64 bis 0,000016	0,5 bis 1,0	Ratte 1295-4250 (12)	-	-
2-3-4 TRICHLORPHENOL 2-3-5 " 2-3-6 " 2-4-5 " 2-4-6 "	 PHENOL	- - (1,4901 b.75°C)	- - 69,5	- - 246	- - -	- - -	- - -	Goldorfe 1,2 Goldorfe 0,62 Goldorfe 2,9 Goldorfe 0,4 Goldorfe 1,9(3)	- - - - -
2-3-4-5 TETRACHLORPHENOL 2-3-4-6 " 2-3-5-6 "	 PHENOL	- - -	116-117 70 115	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -
PENTACHLORPHENOL		1,978 b.22°C	174	309 bis 310	~20	0,5	Ratte 50-105 (13)	Goldorfe (3) 0,11 Kleinkrebs 0,27	-
2-4 DICHLORPHENOXY- ESSIGSÄURE		-	140 bis 141	-	-	10	Ratte 375	Kleinkrebs (11) 23 (n. 96 h) Sonnenbarsch 1000 (n. 7 d)	-
2-4-5 TRICHLORPHENOXY- ESSIGSÄURE		-	157 bis 158	-	278	10	Ratte 500	Ukelei 9300 (n. 96 h) Kleinkrebs (11) 4800 (n. 96 h)	3,0

Tab. 3.3 Physikalische und biologische Kenndaten der chlorierten Kohlenwasserstoffe des Meßprogramms

LC50: Konzentration eines Stoffes im Wasser, die bei 50 % der eingesetzten Testorganismen innerhalb eines definierten Zeitraumes (meist 48 Stunden) zum Tode führt

LD50: Menge eines Stoffes bezogen auf das Körpergewicht, bei der 50 % der Testtiere bei Aufnahme über die Nahrung (oral) innerhalb eines bestimmten Zeitraumes sterben

MAK-Wert: Maximale Arbeitsplatzkonzentration; höchstzulässige Konzentration eines Arbeitsstoffes als Gas, Dampf oder Schwebstoff in der Luft am Arbeitsplatz bei täglich achtstündiger Exposition (40 Stunden wöchentlich), die im allgemeinen die Gesundheit der Beschäftigten nicht beeinträchtigt und diese nicht unangemessen belästigt

Wassergefährdungszahl: Arithmetisches Mittel der Bewertungszahlen für akute orale Säugetier-, akute Bakterien- und akute Fischtoxizität

LITERATURANGABE (Dichte, Schmelzpunkt, Siedepunkt)

WEAST, R.C. Handbook of Chemistry and Physics, 59th Edition, CRC Press, Inc. Boca Florida 33431 (1978-1979)

LITERATURANGABE (Wasserlöslichkeit)

STEPHEN, H. & T. Solubility of Inorganic and Organic Compounds, Pergamon Press, London (1963)

LITERATURANGABE (MAK-Wert)

DFG Maximale Arbeitsplatzkonzentrations- und biologische Arbeitsstofftoleranzwerte, Bonn 1982

LITERATURANGABEN (LD-, LC-Werte)

- (1) Bringmann, G., Klühn, R.: Zeitschr. für Wasser- und Abwasserforschung, 10 (1977) Nr. 5, S. 161-165
- (2) Connell Mc, G.,
Ferguson, D.M.
Pearson, C.R. Chlorierte Kohlenwasserstoffe in der Umwelt; Endeavour XXXIV, 121 (1975), 13-19
- (3) Deutsche Forschungs-
gemeinschaft (DFG) Forschungsbericht Schadstoffe im Wasser; Bd. II - Phenole (1982)
- (4) Essing, H.G. Feldstudie zur Frage der Hepato- und Nephrotoxizität des Perchloräthylens nach lang-
jähriger beruflicher Exposition, Habilitationsschrift, Universität Erlangen, Nürnberg, 1975
- (5) Goodnight, G.J. Toxicity of Sodium Pentachlorophenate and Pentachlorophenol to Fish; Ind. and Eng.
Chem. 34:868 (1942)
- (6) Henderson, C.,
Pickering, C.H., und
Tarzwell, C.M. Transact. 1959, Semin. Biol. Probl. Water Pollut, Robert A. Taft Sanit. Engn. Ctr.,
Techn. Rept. No. W 60-3, 76 (1960)
- (7) Juhnke, I., Lüdemann, W. Ergebnisse der Untersuchungen von 200 chemischen Verbindungen auf akute Fischtoxi-
zität mit dem Goldorfentest; Zeitsch. für Wasser- und Abwasserforschung, 11, Nr. 5
(1978), 161-164
- (8) Klimmer Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmittel Abriß einer Toxikologie und
Therapie von Vergiftungen, Hatlingen: Hundt 1971 (hier S. 100)
- (9) Knudsen, H.G.,
Verschuuren, Engelina, M.,
Den Tonkelaar, Kroes, R.
and Helleman, P.F.W. Laboratory of Toxicology, National Institute of Public Health, Bilthoven (The Netherlands)
-Short-Term Toxicity of Pentachlorophenol in Rats-Toxicology, 2 (1974) 141-152
- (10) Koch, Vahrenholdt Seveso ist überall; (1978) Verlag Kiepenbeuer & Witsch; Köln
- (11) Lindén, E.,
Bengtsson, B.-E.,
Svanberg, O.,
Sundström, G. The acute toxicity of 78 chemicals and pesticide formulations against two brackish
water organisms the bleak (*Alburnus alburnus*) and the harpacticoid *Nitiraca spinipes*;
Sweden 1979
- (12) National Institute of
Occupational Safety and
Health (NIOSH), USA Registry of Toxic Effects of Chemical Substances 1975 CF 59 500, 61 250, 62 000
- (13) dito Registry of Toxic Effects of Chemical Substances 1976
- (14) dito Registry of Toxic Effects of Chemical Substances 1978; p. 328, Ed. 1979
- (15) dito Registry of Toxic Effects of Chemical Substances, Vol. 1, p. 411
- (16) The National Research
Council Chloroform, Carbon Tetrachloride, and Other Halomethanes An Anviromental Assessment,
National Academy of Sciences, Washington D.C. 1978
- (17) Ulmann, E,
(Ed.) - Lindan. Monographie eines insektiziden Wirkstoffs. Verlag K. Schillinger,
Freiburg/Br. 1973
- (18) US Environmental
Protection Agency Water Quality Criteria 1972, No. R 3.73.033
- (19) dito 20.07.1973: Environmental Contamination from Hexachlorbenzene
- (20) Webb, H.J. J. AWWA 54, 83-87 (1962)

LITERATURANGABE (Wassergefährdungszahl)

Umweltbundesamt : Katalog wassergefährdender Stoffe, Stand Juni 1980; August 1980, LTWS-Nr. 12

1.3 ALLGEMEINE BESCHREIBUNG DER IM RAHMEN DES UNTERSUCHUNGSPROGRAMMS ERFASSTEN CHLORIERTEN KOHLENWASSERSTOFFE

<p><u>DICHLORMETHAN (METHYLENCHLORID)</u> CH₂Cl₂</p> <ul style="list-style-type: none"> - wird als Lösungs- und Extraktionsmittel verwendet - gehört zu den besonders leichtflüchtigen CKWs - ist in die Klasse der mindertoxischen Stoffe einzuordnen - ist verhältnismäßig schnell abbaubar 	<p><u>1-2 DICHLORETHAN</u> ClH₂C-CH₂Cl</p> <ul style="list-style-type: none"> - Zwischenprodukt für die Herstellung von Polyvinylchlorid (PVC) - flüchtiger Stoff. Der Übertritt von der Hydro- in die Atmosphäre erfolgt innerhalb weniger Stunden - gilt als mindertoxisch. Für eine Bio-Akkumulation gibt es keine Anhaltspunkte. In Tierversuchen wurden keine teratogenen, aber teilweise mutagene Eigenschaften festgestellt. Ein kanzerogenes Potential wird vermutet. - Der Abbau findet überwiegend in der Atmosphäre statt (Halbwertszeit ca. 25 Monate)
<p><u>CHLOROFORM (TRICHLORMETHAN)</u> CHCl₃</p> <ul style="list-style-type: none"> - dient als Lösungsmittel und als Zwischenprodukt für die Herstellung von Fluorkohlenwasserstoffen (z.B. Treibgase und Kältemittel) - leichtflüchtig - wird als mindertoxisch angesehen. In Nahrungsmitteln ist eine Bio-Akkumulation nicht nachgewiesen. In Tierversuchen mit Mäusen und Ratten zeigte CHLOROFORM weder teratogene noch mutagene Eigenschaften, es wurden jedoch fötotoxische und kanzerogene Wirkungen festgestellt. In der Literatur wird darauf hingewiesen, daß eine Beeinträchtigung der biologischen Abwasserreinigung ab 1 bis 20 mg CHLOROFORM/l eintritt. Bei Algen tritt erst bei wesentlich höheren Konzentrationen, z.B. bei <i>Scenedesmus quadricauda</i> bei 1100 mg/l eine feststellbare Schädigung ein. - Der physikalisch-chemische Abbau in der Hydrosphäre (Halbwertszeit rd. 15 Monate) läuft sehr langsam ab. Der Übergang aus der Hydro- in die Atmosphäre hingegen läuft relativ schnell ab. In der Atmosphäre wird CHLOROFORM photochemisch abgebaut (Halbwertszeit rd. 5 Monate). 	<p><u>1-1-1 TRICHLORETHAN</u> Cl₃C-CH₃</p> <ul style="list-style-type: none"> - dient als Lösemittel und Kaltreinigerzusatz - flüchtig - mindertoxisch bis toxisch - abbaubar <p>(1-1-2 TRICHLORETHAN ist beträchtlich toxischer als 1-1-1 TRICHLORETHAN)</p>
<p><u>TETRACHLORKOHLLENSTOFF (TETRACHLORMETHAN) CCl₄</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - wird als Lösungsmittel und als Zwischenprodukt für die Herstellung von Chlorkohlenwasserstoffen verwendet - gehört zu den flüchtigen CKWs - ist ein starkes Zell- und Nervengift; darf in der Bundesrepublik Deutschland nur noch als Lösungsmittel eingesetzt werden, wenn kein geeigneteres, weniger giftiges Mittel vorhanden ist. In Tierversuchen zeigte TETRACHLORKOHLLENSTOFF weder teratogene noch mutagene Wirkungen. Bei Fütterungsversuchen mit Mäusen, Ratten und Hamstern wurden bei hohen Dosen kanzerogene Eigenschaften festgestellt. Toxische Wirkungen sind auf Grünalgen bei Konzentrationen > 600 mg/l und auf Protozoen bei Konzentrationen > 770 mg/l festgestellt worden. - eine Bio-Akkumulation in Nahrungsketten ist nicht festgestellt worden - wird im Wasser fast überhaupt nicht abgebaut. Auch in der Atmosphäre findet nur ein allmählicher Abbau (in der Literatur ist ein Zeitbereich von 18 bis 100 Jahren angegeben) statt. TETRACHLORKOHLLENSTOFF geht relativ schnell aus der Hydrosphäre in die Atmosphäre über (Halbwertszeit wenige Stunden) 	<p><u>1-1-1-2 TETRACHLORETHAN</u> Cl₃C-CH₂Cl</p> <ul style="list-style-type: none"> - entsteht bei der Herstellung von Lösungsmitteln - flüchtig - stark toxisch - abbaubar
<p><u>1-1-2-2 TETRACHLORETHAN</u> Cl₂HC-CHCl₂</p> <ul style="list-style-type: none"> - Zwischenprodukt bei der Herstellung von Tri- und Perchlorethylen - flüchtig - toxisch, wird deshalb auch vereinzelt als insektizides Räuchermittel eingesetzt - ist als abbaubar bis schwer abbaubar einzustufen <p><u>TRICHLORETHYLEN</u> ClHC=CCl₂</p> <ul style="list-style-type: none"> - wird hauptsächlich bei der Metallenfettung und in der chemischen Reinigung als Lösungsmittel eingesetzt - flüchtig - mindertoxisch bis toxisch. Die Abbauprodukte des TRICHLORETHYLENS haben vermutlich eine krebserzeugende Wirkung - in der Hydrosphäre sehr stabil, in der Atmosphäre allmählich abbaubar 	<p><u>1-1-2-2 TETRACHLORETHAN</u> Cl₂HC-CHCl₂</p> <ul style="list-style-type: none"> - Zwischenprodukt bei der Herstellung von Tri- und Perchlorethylen - flüchtig - toxisch, wird deshalb auch vereinzelt als insektizides Räuchermittel eingesetzt - ist als abbaubar bis schwer abbaubar einzustufen <p><u>TRICHLORETHYLEN</u> ClHC=CCl₂</p> <ul style="list-style-type: none"> - wird hauptsächlich bei der Metallenfettung und in der chemischen Reinigung als Lösungsmittel eingesetzt - flüchtig - mindertoxisch bis toxisch. Die Abbauprodukte des TRICHLORETHYLENS haben vermutlich eine krebserzeugende Wirkung - in der Hydrosphäre sehr stabil, in der Atmosphäre allmählich abbaubar

<p>PERCHLORETHYLEN $\text{Cl}_2\text{C}=\text{CCl}_2$</p> <ul style="list-style-type: none"> - wird als Lösungsmittel zur Metallentfettung, chemischen Reinigung, Extraktion usw. häufig eingesetzt - flüchtig (aber weniger flüchtig als TRICHLORETHYLEN) - mindertoxisch bis toxisch. Eine Bio-Akkumulation in Nahrungsketten ist nicht nachgewiesen. Kanzerogene und mutagene Effekte sind bisher nicht festgestellt worden. Die Einatmung hoher Konzentrationen kann beim Menschen zu Leber- und Nierenschäden führen - in der Hydrosphäre sehr stabil (Halbwertszeit rd. 6 Jahre) in der Atmosphäre hingegen findet ein photooxidativer Abbau statt (Halbwertszeit geschätzt 12 Wochen) 	<p>α-HEXACHLORCYCLOHEXAN $\text{C}_6\text{Cl}_6\text{H}_6$</p> <ul style="list-style-type: none"> - entsteht bei der Herstellung von Lindan (γ-HCH) - bei Temperaturen zwischen 0 und 30°C nicht flüchtig - geringe akute, aber hohe chronische Toxizität für Warmblüter. Im Gemisch mit β-HCH bei höheren Konzentrationen toxisch für Fische. In Tierversuchen mit hohen Dosen wurden kanzerogene Eigenschaften nachgewiesen. Eine Akkumulation findet im Fettgewebe statt. Aus Versuchen ist bekannt, daß nach Verringerung der α-HCH-Belastung eine verhältnismäßig schnelle Elimination aus dem Organismus erfolgt - in der Hydrosphäre wird α-HCH physikalisch-chemisch und biologisch verhältnismäßig schnell abgebaut
<p>1-2 DICHLORPROPAN $\text{ClH}_2\text{C-CHCl-CH}_3$</p> <ul style="list-style-type: none"> - entsteht als Nebenprodukt bei der Propylenoxid-Herstellung und wird als Zwischenprodukt für Perchlorethylen eingesetzt - noch flüchtig, aber schwerer flüchtig als die vorgenannten Lösungsmittel - mindertoxisch bis toxisch, kanzerogene Wirkung wird vermutet; Über eine Bio-Akkumulation liegen keine Angaben vor - in der Hydrosphäre vermutlich über längere Zeit stabil, in der Atmosphäre abbaubar - über 1-3 DICHLORPROPAN und 2-2 DICHLORPROPAN liegen keine entsprechenden Angaben vor 	<p>β-HEXACHLORCYCLOHEXAN $\text{C}_6\text{Cl}_6\text{H}_6$</p> <ul style="list-style-type: none"> - fällt als Nebenprodukt bei der Lindanherstellung an - bei Temperaturen zwischen 0 und 30°C nicht flüchtig - für Warmblüter geringe akute, aber äußerst starke chronische Toxizität. Mutagene Eigenschaften sind noch nicht nachgewiesen. Kanzerogene Eigenschaften werden vermutet. β-HCH hat von allen HCH-Isomeren die höchste Akkumulationsrate. β-HCH wird nur allmählich aus dem Körpergewebe eliminiert (hohe Verweildauer) - in der Hydrosphäre schwer abbaubar
<p>PENTACHLORETHAN $\text{Cl}_3\text{C-CHCl}_2$</p> <ul style="list-style-type: none"> - wird als Lösungs-, Entfettungs- und Flotationsmittel eingesetzt; entsteht bei der Herstellung von Perchlorethylen als Zwischenprodukt - bei normalen Temperaturen zwischen 0 und 30°C kaum noch flüchtig - stark toxisch. Über eine Bio-Akkumulation liegen keine Angaben vor. - in der Hydrosphäre sehr stabil, in der Atmosphäre abbaubar bis schwer abbaubar 	<p>γ-HEXACHLORCYCLOHEXAN (LINDAN) $\text{C}_6\text{Cl}_6\text{H}_6$</p> <ul style="list-style-type: none"> - hochwirksames Insektizid - bei Temperaturen zwischen 0 und 30°C nicht flüchtig - im Vergleich zu den übrigen HCH-Isomeren geringe chronische Toxizität, aber akut toxisch. Hohe Belastungen können zu Leber- und Nierenschäden führen. Hohe Giftigkeit für Fische - wird von Fischen in verhältnismäßig kurzer Zeit wieder ausgeschieden, wenig persistent
<p>HEXACHLORETHAN $\text{Cl}_3\text{C-CCl}_3$</p> <ul style="list-style-type: none"> - Anwendung in verschiedenen technischen Bereichen (z.B. als Vulkanisationsbeschleuniger, Entgasungsmittel in Aluminiumgießereien). Wird auch als Insektizid vornehmlich gegen die Reblaus eingesetzt - bei Temperaturen zwischen 0 und 30°C kaum noch flüchtig - stark toxisch; über eine Bio-Akkumulation liegen keine Angaben vor - in der Hydrosphäre weitgehend stabil, in der Atmosphäre abbaubar bis schwer abbaubar 	<p>δ-HEXACHLORCYCLOHEXAN $\text{C}_6\text{Cl}_6\text{H}_6$</p> <ul style="list-style-type: none"> - δ-HCH fällt als Nebenprodukt bei der Lindanherstellung an - bei Temperaturen zwischen 0 und 30°C nicht flüchtig - mäßige akute und chronische Toxizität für Warmblüter. Angaben über die Giftigkeit für Fische liegen nicht vor. Im Vergleich zu den übrigen HCH-Isomeren geringe Bio-Akkumulation, da δ-HCH verhältnismäßig schnell aus dem Organismus wieder ausgeschieden werden kann - δ-HCH ist schwerer abbaubar als die übrigen HCH-Isomere

<p><u>HEXACHLORBENZOL (HCB)</u> C₆Cl₆</p> <ul style="list-style-type: none"> - Ausgangsprodukt für die Herstellung verschiedener Pestizide; wird als Fungizid, Beizmittel und als Weichmacher eingesetzt, fällt bei der Herstellung von Lösemitteln in geringen Mengen an - bei Temperaturen zwischen 0 und 30°C praktisch nicht mehr flüchtig - HCB weist eine geringe akute Toxizität auf; aufgrund seiner äußerst hohen Persistenz findet im Fettgewebe, z.B. Fischen, eine starke Bio-Akkumulation statt. Hohe Belastungen können zu Stoffwechsellstörungen und Organschäden führen. In Tierversuchen wurden fototoxische, schwach teratogene und kanzerogene Eigenschaften nachgewiesen. Mutagene Eigenschaften wurden nicht festgestellt - HCB zählt zu den nur sehr schwer abbaubaren chlorierten Kohlenwasserstoffen 	<ul style="list-style-type: none"> - DIELDRIN ist biologisch nur schwer abbaubar und wird nur teilweise photochemisch zersetzt. Im Boden ist DIELDRIN sehr beständig. <p><u>ENDRIN</u> C₁₂Cl₆H₈O</p> <ul style="list-style-type: none"> - aufgrund der ähnlichen Molekülstruktur wirkt ENDRIN ähnlich wie Dieldrin. Über die Bio-Akkumulation liegen keine Angaben vor. - in der Hydrosphäre sehr stabil, in der Atmosphäre abbaubar bis schwer abbaubar.
<p><u>HEPTACHLOR</u> C₁₀Cl₇H₅</p> <ul style="list-style-type: none"> - wird als Insektizid hergestellt - bei Temperaturen zwischen 0 und 30°C nicht flüchtig - akut toxisch bei Warmblütern. Stark toxisch für Fische. Hohe biologische Wirksamkeit gegen Insekten, d.h. hohe Toxizität. Eine krebserzeugende Wirkung wird vermutet - nur schwer abbaubar; Abbau erfolgt zu Heptachlorepoxid, das ebenfalls toxisch ist 	<p><u>ENDOSULFAN</u> C₉Cl₆H₆O₃S</p> <ul style="list-style-type: none"> - ENDOSULFAN kann in zwei Isomerenformen (α- und β-ENDOSULFAN) vorliegen. Es ist ein Kontakt- und Fraßgift, das gegen saugende und beißende Insekten im Obst-, Gemüse- und Ackerbau eingesetzt wird. Ein weiteres Anwendungsgebiet ist die Forstwirtschaft (gegen Käfer und Raupen). - bei Temperaturen zwischen 0 und 30°C nicht flüchtig - hohe Toxizität gegen saugende und beißende Insekten. ENDOSULFAN wirkt jedoch im allgemeinen nicht giftig auf Pflanzen, Haustiere, Bienen und Vögel. Es ist jedoch hochgradig giftig für Fische. - ENDOSULFAN wird in lebenden Organen verhältnismäßig rasch abgebaut und ausgeschieden und unterscheidet sich insofern von anderen chlorierten Pestiziden.
<p><u>ALDRIN</u> C₁₂Cl₆H₈</p> <ul style="list-style-type: none"> - wird als hochwirksames Insektizid hergestellt (Anwendungsbeschränkung: darf nur noch im Weinbau eingesetzt werden) - bei Temperaturen zwischen 0 und 30°C nicht flüchtig - hochgradig toxisch gegen Nutzinsekten, Vögel und Fische. Im Boden kann ALDRIN zu Dieldrin umgewandelt werden. ALDRIN weist eine hohe Persistenz und damit eine hohe Bio-Akkumulation im Fettgewebe auf - der Abbau von ALDRIN erfolgt nur recht langsam, ALDRIN zählt deshalb zu den schwer abbaubaren Pestiziden 	<p><u>DDT (1-1-DICHLORDIPHENYL-2-2-TRICHLORETHAN)</u> C₁₄Cl₁₀H₉</p> <ul style="list-style-type: none"> - DDT wurde bereits 1874 im Laboratorium erstmals synthetisiert. Nachdem 1939 die insektenfötende Wirkung des DDTs entdeckt wurde (1948 bekam der Chemiker P. Müller hierfür den Nobelpreis für Medizin), erfolgte während des zweiten Weltkrieges und unmittelbar in der Nachkriegszeit eine weltweite Anwendung dieses Insektizids. Ein besonderer Einsatzschwerpunkt bestand im Kampf gegen die Anopheles-Mücke (Überträger der Malaria). Aufgrund seiner hohen Persistenz und seiner lipophilen Eigenschaften hat die weit verbreitete Anwendung von DDT zu einer Belastung der gesamten Umwelt geführt. Inzwischen ist die Anwendung von DDT in zahlreichen Ländern gesetzlich verboten worden. In der Bundesrepublik Deutschland ist durch das DDT-Gesetz die Herstellung, Einfuhr, Ausfuhr, das Inverkehrbringen und der Erwerb von DDT verboten. - bei Temperaturen zwischen 0 bis 30°C nicht flüchtig - DDT wirkt als Kontakt-, Fraß- und Atemgift stark toxisch gegen Insekten. Hohe Dosen führen bei Warmblütern, z.B. beim Menschen, zu schweren Gesundheitsschäden. DDT weist eine sehr hohe Persistenz, d.h. Beständigkeit, auf (rd. 10 Jahre). Aufgrund seiner hohen Persistenz und seiner lipophilen Eigenschaften
<p><u>DIELDRIN</u> C₁₂Cl₆H₈O</p> <ul style="list-style-type: none"> - wurde früher als Pestizid hergestellt. Rückstandsprobleme führten in der Bundesrepublik bereits 1966 und in Schweden 1970 zu Anwendungsverböten - bei Temperaturen 0 bis 30°C nicht flüchtig - hochwirksames Kontakt- und Fraßgift gegen Insekten. Hohe Dosen führen beim Menschen zu gravierenden Schäden und Störungen des vegetativen Nervensystems. An Mäusen wurden kanzerogene Eigenschaften des DIELDRINS festgestellt. Hohe Giftigkeit für Fische 	<ul style="list-style-type: none"> - bei Temperaturen zwischen 0 bis 30°C nicht flüchtig - DDT wirkt als Kontakt-, Fraß- und Atemgift stark toxisch gegen Insekten. Hohe Dosen führen bei Warmblütern, z.B. beim Menschen, zu schweren Gesundheitsschäden. DDT weist eine sehr hohe Persistenz, d.h. Beständigkeit, auf (rd. 10 Jahre). Aufgrund seiner hohen Persistenz und seiner lipophilen Eigenschaften

<p>ten wird DDT vornehmlich in den Körperfetten nahezu aller Organismen gespeichert. Aufgrund der weit verbreiteten Anwendung ist DDT heute weltweit in den Fetten der Meeresorganismen, aber auch in der Frauenmilch nachweisbar. In einigen Ländern der Dritten Welt wird auch heute noch DDT aus seuchenhygienischen Gründen eingesetzt.</p> <ul style="list-style-type: none"> - DDT ist nur sehr schwer abbaubar, (in der Hydrosphäre weitgehend stabil, in der Atmosphäre abbaubar bis schwer abbaubar) 	<ul style="list-style-type: none"> - hohe Toxizität gegen Pilze, Bakterien und Fische - über die Abbaubarkeit von chlorierten Phenolen liegen keine konkreten Angaben vor
<p><u>DDD (1-1 DICHLORDIPHENYL-2-2 DICHOETHAN)</u> $C_{14}Cl_4H_{10}$</p> <ul style="list-style-type: none"> - DDD entsteht bei der Herstellung von DDT und ist ein Abbauprodukt des DDT. DDD besitzt nahezu die gleichen Eigenschaften wie DDT. 	<p><u>PENTACHLORPHENOL</u> C_6Cl_5OH</p> <ul style="list-style-type: none"> - PENTACHLORPHENOL wird als Schädlingsbekämpfungsmittel- und Holzschutzmittel eingesetzt - bei Temperaturen zwischen 0 und 30°C praktisch nicht flüchtig - hohe Toxizität gegen Fische, kann bei hoher Belastung zu irreparablen Gesundheitsschäden beim Menschen führen (Leber- und Nierenschäden) - PENTACHLORPHENOL zählt zu den schwer abbaubaren Verbindungen
<p><u>DDE (1-1 DICHLORPHENYL-2-2 DICHLORETHYLEN)</u> $C_{14}Cl_4H_8$</p> <ul style="list-style-type: none"> - DDE ist ein Abbauprodukt des DDT. Die Toxizität ist geringer als beim DDT, die übrigen Eigenschaften sind ähnlich. 	<p><u>2-4 DICHLORPHENOXYESSIGSÄURE (2-4 D)</u> $C_6H_3Cl_2OCH_2COOH$</p> <ul style="list-style-type: none"> - wird häufig in Verbindung mit anderen Pestiziden als Herbizid eingesetzt - bei Temperaturen zwischen 0 und 30°C praktisch nicht flüchtig - stört das Wachstum dikotiler Pflanzen (zweikeimblättrige). Es wird deshalb insbesondere zur Unkrautbekämpfung in Getreidekulturen eingesetzt. Ist im Vergleich zu Pentachlorphenol und anderen chlorierten Phenolen weniger giftig für Fische - ist durch adaptierte Mikroorganismen auch im Wasser verhältnismäßig gut abbaubar
<p><u>POLYCHLORIERTE BIPHENYLE (PCB)</u> $C_{12}Cl_nH_{10-n}$ $n <= 10$</p> <ul style="list-style-type: none"> - PCBs werden aufgrund ihrer niedrigen Dampfdrücke, hohen Viskosität, thermischen Stabilität, Chemikalienresistenz, minimalen Wasserlöslichkeit und hohen Dielektrizitätskonstanten als Transformatoröle und Hydraulikflüssigkeit eingesetzt. Außerdem wurden PCBs als Imprägniermittel für Holz und Papier und als Weichmacher für Kunststoff eingesetzt. In der Bundesrepublik dürfen PCBs nur noch in geschlossenen Systemen eingesetzt werden. - praktisch nicht flüchtig - PCBs sind toxisch für Fische und Bakterien. Bei hohen Belastungen können bei Warmblütern Leber-, Milz- und Nierenschäden auftreten. Eine krebserzeugende Wirkung wird vermutet. Höher chlorierte PCBs neigen zu stärkerer Bio-Akkumulation als niedriger chlorierte PCBs. Dies ist auf die schwerere Abbaubarkeit der höher chlorierten PCBs und die bessere Fettlöslichkeit zurückzuführen. PCBs zeigen mit anderen Schadstoffen, z.B. Cadmium und DDT synergistische Wirkungen - PCBs gehören zu den sehr schwer bis nicht abbaubaren Verbindungen 	<p><u>2-4-5 TRICHLORPHENOXYESSIGSÄURE (2-4-5 T)</u> $C_6Cl_3H_2OCH_2COOH$</p> <ul style="list-style-type: none"> - 2-4-5 T wird in hohen Konzentrationen als Total-Herbizid (d.h. Entlaubungsmittel) eingesetzt - ist bei Temperaturen zwischen 0 bis 30°C praktisch nicht flüchtig - in reiner Form ist 2-4-5 T nur mittelmäßig toxisch. Aufgrund der Herstellungsweise ist 2-4-5 T jeweils mit Spuren von TCDD (2-3-7-8 Tetrachlorodibenzo-p-Dioxin) verunreinigt. TCDD ist äußerst giftig (Seveso-Gift) und hat teratogene und kanzerogene Wirkungen - schwer abbaubar; Anreicherung in Nahrungsketten ist möglich
<p><u>TRI- und TETRACHORPHENOLE</u> $C_6Cl_3H_2OH$, C_6Cl_4HOH</p> <ul style="list-style-type: none"> - werden als Desinfektionsmittel und aufgrund ihrer fungiziden, bakteriziden Eigenschaften als Konservierungsmittel in der Holz-, Leder- und Textilindustrie eingesetzt. Wird auch im Krankenhausbereich als Desinfektionsmittel angewendet. Chlorierte Phenole kommen in den Abwässern von Gerbereien, Brauereien und Papierfabriken vor. - bei Temperaturen zwischen 0 und 30°C praktisch nicht flüchtig 	

2. Analysenmethoden und Untersuchungsprogramm

2.1 Analysenmethoden

2.1.1 Analysenmethoden Wasser

Die insbesondere in den letzten Jahren erfolgte Weiterentwicklung der Analysetechnik ermöglicht es heute, für bestimmte chlorierte Kohlenwasserstoffe Nachweisgrenzen von 1 ng/l (= 0,001 µg/l) zu erreichen. Die Konzentration von 1 ng/l entspricht einem Milliardstel Gramm/Liter oder als Verhältnis ausgedrückt 1 pg/g. Früher war für derartige Konzentrationen auch die Bezeichnung ppt (= 1/10-12) gebräuchlich. Im folgenden Bericht wird in Analogie zu den Angaben für die Spurenbelastung mit Schwermetallen die Einheit µg/l zugrunde gelegt.

Derart geringe Konzentrationen können jedoch nur zuverlässig bestimmt werden, wenn von der Probenahme an bis zur fertigen Analyse mit allergrößter Sorgfalt gearbeitet wird. Es liegt in der Natur der Sache, daß insbesondere Fehler bei der Probenentnahme, auch durch eine noch so sorgfältige Analytik im Labor, nicht aufgehoben werden können. Für die Untersuchung der Belastung des Elbwassers mit chlorierten Kohlenwasserstoffen wurde die Probenentnahme nicht mit handelsüblichen Wasserschöpfern durchgeführt, weil beispielsweise durch die Kontamination der Wandung des Wasserschöpfers eine Beeinflussung der nachfolgenden Proben nicht ausgeschlossen werden kann. Streng genommen muß ein derartiger Wasserschöpfer nach jeder einzelnen Probe sorgfältigst mit einem hochreinen Lösungsmittel (z.B. destilliertem n-Hexan) gereinigt werden. Ein derartiger Aufwand ist beispielsweise bei einer Längsprofilbeprobung der Tideelbe, die innerhalb von vier Stunden erfolgen muß, praktisch nicht durchführbar. Um einen derartigen Aufwand bzw. derartige Fehler zu vermeiden, wurde für die Untersuchung des Elbwassers eine besondere Probeentnahmevorrichtung entwickelt und eingesetzt. Dabei wird das Elbwasser direkt in eine in einen Rahmen eingespannte Originalprobenflasche eingefüllt. Ein Umfüllen des Probenwassers entfällt somit. Auch beim Umfüllen können z.B. Ausgasungsverluste bei leichtflüchtigen Substanzen entstehen. Für die Probenentnahme wurden Glasflaschen mit Glasstopfen verwendet, die im Labor vorher mit destilliertem n-Hexan gereinigt und bei 170°C im Trockenschrank getrocknet wurden. Nach der Probenentnahme wurden die Wasserproben bis zur Analyse bei 4°C im Kühlschrank zwischengelagert. Für die Analyse der verschiedenen Chlorkohlenwasserstoffe wurden folgende Verfahren angewendet:

a) Leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe

Zur Anreicherung werden 100 ml Probenwasser in einen 100 ml-Meßkolben mit 1 ml n-Pentan (Uvasol zweimal über Natrium destilliert) zwei Minuten geschüttelt. Nach einer Absetzzeit von fünf Minuten kann das Eluat direkt in den Gaschromatographen injiziert werden.

Gerätedaten:	Injektortemperatur	180°C
	Ofentemperatur	70°C
	Detektor	250°C
	Säule	10 ft, 1/8-, OV 101
	Trägergas	Stickstoff

b) Chlorierte Pestizide und polychlorierte Biphenyle

800 ml Probenwasser werden dreimal nacheinander mit je 50 ml n-Hexan ausgeschüttelt. Die Extrakte werden eingeeengt und wenn nötig, über eine Kieselgel-Säule vorgereinigt. Es erfolgt eine weitere Einengung am Rotationsverdampfer auf ca. 4 ml. In einer Mikro-Destillationsapparatur wird bei Raumtemperatur und Vakuum bis zur Trockene eingedampft und anschließend mit 0,05 bis 0,1 ml n-Hexan aufgenommen und in den Gaschromatographen injiziert.

Gerätedaten:	Injektortemperatur	250°C
	Temperaturprogramm	150 - 230°C; 2°C/min.
	Detektor	350°C
	Säule	30 m Glaskapillare, SP 2100
	Trägergas	Argon-Methan

c) Chlorierte Phenole und Phenoxyessigsäuren

800 ml Probenwasser werden mit konzentrierter Schwefelsäure auf einen pH-Wert von 2 angesäuert. Anschließend wird das Probenwasser dreimal mit je 50 ml Chloroform extrahiert. Zu den vereinigten Extrakten wird während des Rührens 0,1 n NaOH zugegeben. Die organische Phase mit störenden Substanzen wird abgetrennt. Die wässrige Phase wird wieder auf einen pH-Wert von 2 gebracht und wie zu Beginn dreimal mit Chloroform extrahiert. Die vereinigten Extrakte werden mit Natriumsulfat getrocknet und auf ca. 1 ml eingeeengt und in einen Rundkolben überführt. Zur gaschromatographischen Analyse müssen die Chlor-Phenoxyessigsäuren in ihren Methylester überführt werden. Dazu wird der eingeeengte Extrakt mit methanolischer BF₃-Lösung unter Rückfluß gekocht. Nach dem Abkühlen wird der Extrakt mit gesät-

tigter Kochsalzlösung behandelt und in Pentan überführt. Danach erfolgt die gaschromatographische Bestimmung.

Gerätedaten:	Injektortemperatur	250°C
	Ofentemperatur	2000°C
	Detektor	350°C
	Säule	30 m Kapillarsäule, Sp 1000
	Trägergas	Argon-Methan mit ca. 5 % Ameisensäure beladen

Die Analysen wurden im Laboratorium für Wasser-, Abwasser- und ölanalytik von Dr. Harald Schumacher durchgeführt.

2.1.2 Analysenmethoden Sediment

Die Bestimmung der chlorierten Kohlenwasserstoffe im Gaschromatographen erfolgte für leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe und für chlorierte Pestizide und chlorierte Biphenyle nach dem gleichen Verfahren wie es unter 2.1.1 Analysenmethoden Wasser beschrieben ist. Die Gerätedaten sind entsprechend. Bei der Sedimentprobenuntersuchung ist lediglich eine gesonderte Probenaufbereitung durchzuführen, die im folgenden beschrieben ist.

a) Leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe

Eine definierte Sedimentprobenmenge, die ca. 150 g bezogen auf die Trockensubstanz entspricht, wird in einem 250 ml-Schüttelkolben gewogen. Zu der definierten Probenmenge werden 20 ml zweifach destilliertes n-Pentan zugegeben. Der Schüttelkolben wird mit kontaminationsfreiem Wasser (mit Stickstoff begastes Wasser) aufgefüllt und mit einem Glasstopfen verschlossen. Nach rd. einstündigem intensiven Schütteln in einer Schüttelapparatur wird der Kolben eine weitere Stunde lang zur Phasentrennung stehen gelassen. Mit einer Mikro-Literspritze wird der Extrakt aus der Pentan-Phase abgenommen und direkt in den Gaschromatographen injiziert. Die Weitere Bestimmung erfolgt wie bei den Wasserproben.

b) Chlorierte Pestizide und polychlorierte Biphenyle

Ca. 10 g Probenvolumen (bezogen auf die Trockensubstanz) wird in eine Soxhlet-Hülse eingewogen und mit 250 ml Azeton zur Rückstandsanalyse rd. 2 Stunden in der Soxhlet-Apparatur extrahiert. Der Extrakt wird in einem Schütteltrichter mit 300 ml kontaminationsfreiem Wasser vermischt. Danach wird dreimal mit je 100 ml n-Hexan zur Rückstandsanalyse rückextrahiert und am Rotationsverdampfer auf ca. 1 ml eingedampft. Zur Reinigung wird der Extrakt über eine Säule mit Natriumsulfat, Kupfer und anschließend Kieselgel gegeben. Mit 200 ml Hexan wird eluiert. Das Eluat wird am Rotationsverdampfer eingeengt und anschließend auf eine definierte Menge von 10 ml mit Hexan aufgefüllt. Die Bestimmung im Gaschromatographen erfolgt dann wie bei den Wasserproben.

Die Analysen der Sedimentproben wurden, wie auch die Wasserproben, vom Laboratorium für Wasser-, Abwasser- und Ölanalytik - Dr. Harald Schumacher durchgeführt.

Als Beispiel ist in der folgenden Abbildung ein Chromatogramm der Pestizid- Standardlösung dargestellt. Die Auswertung der Chromatogramme erfolgte jeweils über einen Rechnerintegrator.

Die mit den vorstehend erläuterten Analysemethoden erzielten Nachweisgrenzen sind in Tab. 4 angegeben.

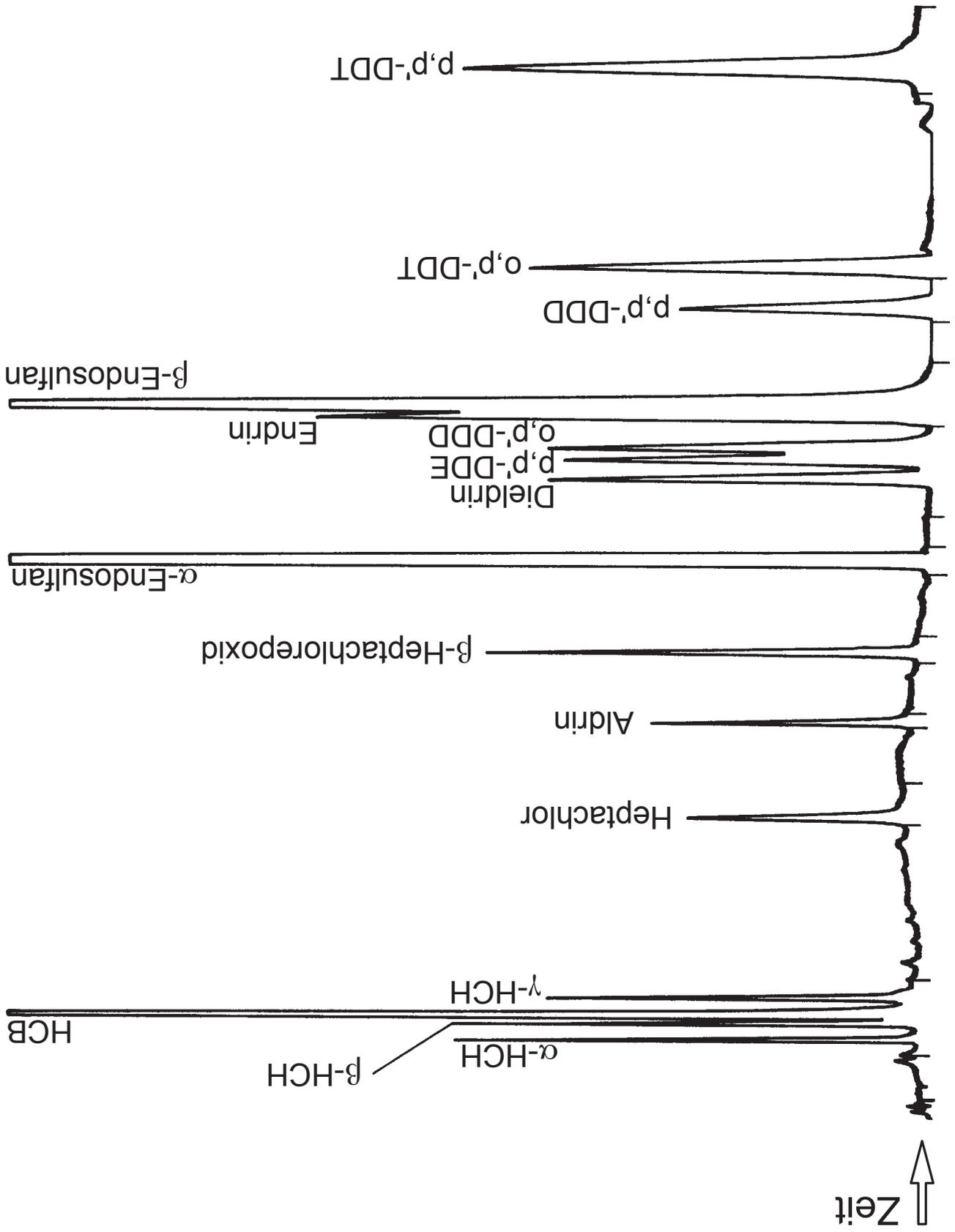


Abb. 4 Chromatogramm der Pestizid-Standardlösung

NACHWEISGRENZEN FÜR CHLORIERTE KOHLENWASSERSTOFFE IM WASSER (µg/l)

Gruppe 1: Niedermolekulare chlorierte Kohlenwasserstoffe

	µg/l		µg/l
Dichlormethan	0,15	1-1-1-2 Tetrachlorethan	0,001
Chloroform	0,001	1-1-2-2 Tetrachlorethan	0,001
Tetrachlorkohlenstoff	0,001	Trichlorethylen	0,001
1-1 Dichlorethan	0,15	Perchlorethylen	0,001
1-2 Dichlorethan	0,15	1-2 Dichlorpropan	0,15
1-1-1 Trichlorethan	0,001	1-3 Dichlorpropan	0,15
1-1-2 Trichlorethan	0,001	2-2 Dichlorpropan	0,15

Gruppe 2:

a) Hochchlorierte aliphatische Kohlenwasserstoffe

Pentachlorethan	0,001	Hexachlorethan	0,001
-----------------	-------	----------------	-------

b) Chlorierte Pestizide

a-Hexachlorcyclohexan	0,001	Endrin	0,001
b-Hexachlorcyclohexan	0,001	a-Endosulfan	0,001
g-Hexachlorcyclohexan	0,001	b-Endosulfan	0,001
Hexachlorbenzol	0,001	p-p' DDT	0,001
Heptachlor	0,001	o-p' DDT	0,001
Aldrin	0,001	p-p' DDD	0,001
Dieldrin	0,001	o-p' DDD	0,001
Endrin	0,001	p-p' DDE	0,001

Gruppe 3: Polychlorierte Biphenyle

Clophen A 60	0,001
--------------	-------

Gruppe 4: Chlorierte Phenole

2-3-4 Trichlorphenol	0,010	2-3-4-6 Tetrachlorphenol	0,010
2-3-5 Trichlorphenol	0,010	2-3-5-6 Tetrachlorphenol	0,010
2-3-6 Trichlorphenol	0,010	Pentachlorphenol	0,010
2-4-5 Trichlorphenol	0,010	2-4 Dichlorphenoxyessigsäure	0,10
2-4-6 Trichlorphenol	0,010	2-4-5 Trichlorphenoxyessigsäure	0,010

Tab. 4.1

NACHWEISGRENZEN FOR CHLORIERTE KOHLENWASSERSTOFFE
IM SEDIMENT ($\mu\text{g}/\text{kg TS}$)

Gruppe 1: Niedermolekulare chlorierte Kohlenwasserstoffe

	$\mu\text{g}/\text{kg TS}$		$\mu\text{g}/\text{kg TS}$
Dichlormethan	10	1-1-1-2 Tetrachlorethan	0,1
Chloroform	0,1	1-1-2-2 Tetrachlorethan	0,1
Tetrachlorkohlenstoff	0,1	Trichlorethylen	0,1
1-1 Dichlorethan	10	Perchlorethylen	0,1
1-2 Dichlorethan	10	1-2 Dichlorpropan	10
1-1-1 Trichlorethan	0,1	1-3 Dichlorpropan	10
1-1-2 Trichlorethan	0,1	2-2 Dichlorpropan	10

Gruppe 2:

a) Hochchlorierte aliphatische Kohlenwasserstoffe

Pentachlorethan	0,1	Hexachlorethan	0,1
-----------------	-----	----------------	-----

b) Chlorierte Pestizide

α -Hexachlorcyclohexan	0,1		
β -Hexachlorcyclohexan	0,1	α -Endosulfan	0,5
γ -Hexachlorcyclohexan	0,1	β -Endosulfan	0,5
Hexachlorbenzol	0,1	p-p'DDT	0,5
Heptachlor	0,5	o-p'DDT	0,5
Aldrin	0,5	p-p'DDD	0,5
Dieldrin	0,5	o-p'DDD	0,5
Endrin	0,5	p-p DDE	0,5

Gruppe 3: Polychlorierte Biphenyle

Clophen A 60	0,2
--------------	-----

Tab. 4.2

2.1.3 Analysenmethode Bio-Indikator Elbbrassen

Die mit unterschiedlichen Fangmethoden gewonnenen Fischproben wurden unmittelbar nach dem Schlachten einzeln in Aluminiumfolie verpackt und tiefgefroren. Zur Altersbestimmung wurden jeweils die Fischköpfe abgetrennt. Die Altersbestimmung erfolgte an Otolithenschnitten; Zur Bestimmung der chlorierten Pestizide wurden folgende Arbeitsschritte ausgeführt:

a) Probenaufbereitung

Die Fische werden zunächst von Haut und Gräten befreit. Das so gewonnene Filet wird mit einem Ultra-Turrax homogenisiert. 10 g des Homogenisats werden in einer Reibschale mit 40 g Natriumsulfat und 12,5 g reinem Quarzsand zu einem rieselfähigen Gemisch verrieben, das quantitativ in eine Chromatographiesäule überführt wird. Auf die trockene Säule werden 180 ml Petroläther/Aceton (2 : 1) gegeben. Der Extrakt wird in einem 200 ml-Meßkolben aufgefangen und mit dem Elutionsmittel aufgefüllt.

b) Fettbestimmung

Zur Fettbestimmung werden 100 ml der Extraktionslösung in einem gewogenen Rundkolben am Rotationsverdampfer eingeeengt, 30 Minuten bei 100°C im Trockenschrank getrocknet und der Rückstand gewogen.

c) Clean up

Die restlichen 100 ml des Extrakts werden am Rotationsverdampfer eingeeengt und mit Petroläther auf eine Chromatographiesäule, die mit 40 g Al_2O_3 (Wassergehalt ca. 4 %) gefüllt ist, überspült. Es wird mit 250 ml Petroläther eluiert, das Eluat am Rotationsverdampfer eingeeengt und mit Isooctan - je nach Fettgehalt der Probe - in 5 bis 25 ml aufgenommen. 2 µl dieser Lösung werden in den Gaschromatographen injiziert.

d) Gaschromatographie, Gerätebeschreibung

Gerät:	HP 5713 A mit Elektroneneinfangdetektor
Temperaturprogramm	120 - 220°C, 2°C/min.
Säule	25 m Glaskapillare, Innen ø 0,3 mm
Trennphase	OV 17, Trennstufenzahl n (Aldrin 92.000)
Trägergas	Stickstoff
Auswertung	Rechnerintegrator Spektraphysics SP 4000

Wiederfindung und Nachweisgrenzen

Die Wiederfindungsraten bei dem angegebenen Verfahren betragen 95 bis 102 %. Die Nachweisgrenzen liegen in Abhängigkeit vom betreffenden Wirkstoff bei 0,0005 bis 0,001 mg/kg.

Die Pestizidbestimmungen in den Elbbrassen wurden im Institut für Angewandte Botanik der Universität Hamburg unter Leitung von Herrn Dr. H. Buchholz durchgeführt.

2.2 Hydrologische Verhältnisse

Der zur Bundesrepublik Deutschland gehörende Elbabschnitt von Schnackenburg bis zur See besteht aus hydrologisch recht unterschiedlichen Teilsystemen. In dem tidefreien Elbabschnitt von Schnackenburg bis Geesthacht hängen die Strömungsgeschwindigkeit und der Wasserstand von der Höhe des Oberwasserabflusses ab. Bei niedrigen Abflüssen von $Q_0 = 600 \text{ m}^3/\text{s}$ werden die Buhnen nicht überströmt. In den Buhnenfeldern finden dann aufgrund der schwachen Walzenströmungen Auflandungen statt. Im Bereich Lauenburg bis Geesthacht tritt durch die Stauhaltung eine Verringerung der Strömungsgeschwindigkeiten ein. Bei einem Anstieg des Abflusses auf Werte über rd. $700 \text{ m}^3/\text{s}$ setzt zunächst eine Überströmung der Buhnen und bei Abflüssen über $800 - 1000 \text{ m}^3/\text{s}$ eine Überflutung der niedrig gelegenen Deichvorländer ein. Durch die bei hohen Abflüssen auftretende Überströmung der Buhnen wird ein großer Teil der in den Buhnenfeldern sedimentierten Schwebstoffe, die noch nicht konsolidiert sind, wieder aufgewirbelt und weiter stromab transportiert.

In der Tideelbe von Geesthacht bis zur Nordsee sind die instationären Strömungsverhältnisse durch die Überlagerung des Oberwasserabflusses mit der Gezeitenbewegung geprägt. Der Einfluß des Oberwasserabflusses ist im oberen Tidebereich Geesthacht bis Hamburg am stärksten. In der Unterelbe unterhalb Hamburgs überwiegt der Gezeiteneinfluß auf die Strömungsgeschwindigkeiten. Die Wasserkörper pendeln mit dem Flut- und Ebbstrom sägeartig mehrfach in dem gleichen Flußabschnitt stromauf und stromab und werden dabei allmählich durch das von oberstrom zufließende Oberwasser seewärts verdriftet. Aus diesem Grunde ergeben sich für die Wasserkörper in der Unterelbe bei niedrigen Abflüssen lange Verweilzeiten (bis rd. 1 Monat). Bei hohen Oberwasserabflüssen von $2000 \text{ m}^3/\text{s}$ hingegen wird ein Wasserkörper bereits in rd. 6 bis 8 Tagen von Geesthacht bis in den Bereich unterhalb von Brunsbüttel verdriftet, da durch die großen Oberwassermengen die Ebbströmungen verstärkt und die Flutströmungen vermindert werden. Der Schwebstoff- und Sedimenttransport in der Tideelbe wird dementsprechend ebenfalls durch die Höhe des Oberwasserabflusses beeinflusst.

Der Abfluß der Elbe am Pegel Neu Darchau (Strom-km 536,4) ist für den Untersuchungszeitraum 1981/82 in Abb. 5 angegeben. In der Abbildung ist ferner der jahreszeitliche Verlauf der Wassertemperaturen an der Meßstation Seemannshöft im Hamburger Bereich dargestellt. Gerade im Hinblick auf die Ausgasung von leichtflüchtigen chlorierten Kohlenwasserstoffen ist die jeweils während der Untersuchung herrschende Wassertemperatur von Bedeutung. Die während der Elbwasser-Probenentnahmen herrschenden Oberwasserabflüsse sind zusammen mit den Ergebnissen in den jeweiligen Abbildungen im Anhang angegeben. Die Sediment-Probenentnahme erfolgte im Streckenabschnitt zwischen Schnackenburg und Brunsbüttel im September/Oktober 1981 bei Abflüssen von rd. 600 m³/s. Im Streckenabschnitt Brunsbüttel bis Scharhörn erfolgte die Beprobung im Dezember 1981. Die Sedimentationsvorgänge im Streckenabschnitt Schnackenburg bis Geesthacht und im oberen Bereich der Tideelbe werden in starkem Maße durch die herrschenden Oberwasserabflüsse beeinflusst. Nachdem Ende Juli Anfang August eine ausgeprägte Oberwasserwelle abgeflossen war, konnte eine Sedimentbeprobung erst nach einer Stabilisierung der Verhältnisse ab Ende September durchgeführt werden. Aufgrund ungünstiger hydrologischer und meteorologischer Bedingungen mußte im Oktober die Beprobung des unteren Elbabschnittes zwischen Brunsbüttel und Scharhörn zunächst verschoben werden. Da die Strömungsverhältnisse im Streckenabschnitt zwischen Brunsbüttel und Scharhörn nur noch in äußerst geringem Maße durch den Oberwasserabfluß beeinflusst werden, ist davon auszugehen, daß die in diesem Bereich bei anderen hydrologischen Randbedingungen gewonnenen Proben mit den aus den oberen Elbabschnitten gewonnenen Befunden vergleichbar sind.

2.3 Untersuchungsprogramm Elbwasser

2.3.1 Längsprofiluntersuchungen

Im Rahmen des ARGE ELBE-Meßprogramms sind im Jahre 1981 in der Tideelbe monatlich 28 Meßstellen beprobt worden und im Bereich der tidefreien Elbe zwischen Schnackenburg und Geesthacht in zweimonatigem Abstand sechs Meßstellen beprobt worden. Nachdem im Jahre 1981 durch die monatliche Beprobung ein guter Überblick über die Belastungssituation gewonnen werden konnte, erfolgte im Jahre 1982 - auch im Hinblick auf die sehr erheblichen Analysenkosten - die Beprobung des Elbwassers von Schnackenburg bis Scharhörn in zweimonatigem Abstand.

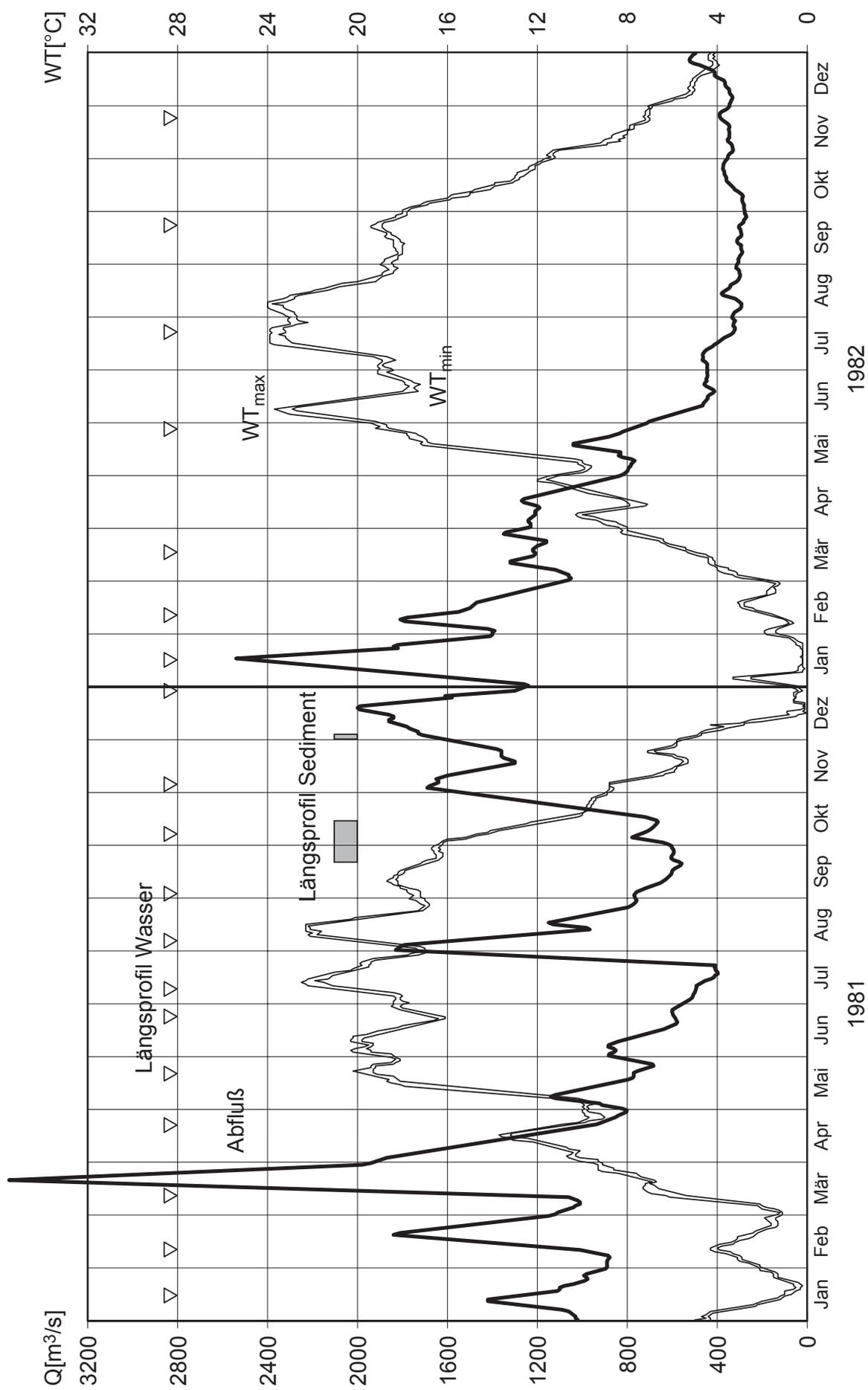


Abb. 5 Abfluß der Elbe am Pegel Neu Darchau (Strom-km 536,4); Wassertemperatur (Tagesminimum und -maximum) an der Meßstation Seemannshöft (Strom-km 628,9)

Im Bereich der Tideelbe wurde die Wasserprobenentnahme im Rahmen der monatlichen Längsprofiluntersuchungen vom Hubschrauber aus vorgenommen. Die Probenentnahme (rd. 0,5 m unter der Wasseroberfläche) erfolgte direkt in die Probengefäße (2 l-Spezial-Glasflaschen mit Kegelschliffstopfen). Die Beprobung im gesamten Längsprofil der Tideelbe einschließlich der Elbnebenflüsse fand tidephasengleich statt bei voll ausgeprägtem Ebbstrom. Infolge der unterschiedlichen Strömungsgeschwindigkeiten und Strömungsrichtungen treten in der Tideelbe auch recht unterschiedliche Schwebstoffkonzentrationen auf. In der Regel sind die Schwebstoffkonzentrationen in einem Wasserkörper zur Zeit der Strömungskenterungen aufgrund der dann herrschenden geringen Strömungsturbulenz niedriger als bei voll ausgeprägter Tideströmung, weil sich im nahezu ruhenden Wasser ein Teil der Schwebstoffe absetzt bzw. in tiefere Schichten absinkt. Durch die nach der Kenterung mit der einsetzenden Tideströmung zunehmende Strömungsturbulenz werden die Schwebstoffe wieder aufgewirbelt und über die Wassertiefe vermischt. Da ein erheblicher Anteil einiger chlorierter Kohlenwasserstoffe (z.B. DDT) an Schwebstoffe angelagert vorliegt, ist die im unfiltrierten Elbwasser vorhandene Konzentration auch vom Schwebstoffgehalt und damit vom Zeitpunkt der Probenentnahme bezogen auf den Tideablauf abhängig. Um eventuelle Belastungsschwerpunkte innerhalb des Längsprofils erkennen zu können, ist es erforderlich, die Probenentnahme im gesamten Längsprofil zur gleichen Tidezeit durchzuführen. Für die Beprobung des rd. 160 km langen Elbabschnittes von Scharhörn bis Geesthacht einschließlich der Nebenelben und der Unterläufe der Nebenflüsse (insgesamt 28 Probenentnahmestellen) stehen daher unter Berücksichtigung der Fortschrittsgeschwindigkeit der Tide nur rd. 5 Stunden zur Verfügung. Um diese Zeitspanne einzuhalten, wird für die Wasserprobenentnahme im Längsprofil der Tideelbe bereits seit einigen Jahren regelmäßig ein Hubschrauber eingesetzt. Die Entnahme der Wasserproben zur Bestimmung des Gehaltes an chlorierten Kohlenwasserstoffen erfolgte jeweils zusammen mit der Probenentnahme im Rahmen des Standard-Untersuchungsprogrammes. Die gesamte Beprobung der Tideelbe einschließlich der Nebenflüsse dauert stets nur rd. 3,5 Stunden.

Die Längsprofiluntersuchungen im Bereich der Tideelbe wurden an folgenden Tagen durchgeführt:

1981:	15.1.	11.2.	12.3.	23.4.	21.5.	24.6.	9.7.	6.8.	3.9.	7.10.	5.11.	29.12.
1982:	15.1.	11.2.	17.3	27.5.	22.7.	23.9.	24.11.					

Die Probenentnahmestellen sind jeweils zusammen mit den Ergebnissen im Anhang in Abbildung A 36 bis A 145 angegeben.

Im tidefreien Elbabschnitt von Schnackenburg bis Geesthacht wurde die Beprobung in den Sommermonaten Mai bis September vom Meßschiff aus und in den übrigen Monaten von Land aus durchgeführt. Um für die Auswertung einen möglichst zeitgleichen Gesamt-Längsschnitt über die Elbe von Schnackenburg bis Scharhörn zu erhalten, erfolgte die Probenentnahme im tidefreien Elbabschnitt am gleichen Tag wie im Bereich der Tideelbe oder aber am Vortag. Im Streckenabschnitt zwischen Schnackenburg und Geesthacht wurde die Wasserprobenentnahme an folgenden Tagen vorgenommen:

1981:	11.3.	20.5.	8.7.	5.8.	3.9	4.11.	
1982:	14.1.	10.2.	17.3.	26.5	21.7.	22.9.	24.11.

Im Januar 1981 ist im oberen Streckenabschnitt zwischen Schnackenburg und Geesthacht die Beprobung ausgefallen. Aufgrund eines Kälteeinbruches im Dezember 1981 und Januar 1982 herrschte in den Wintermonaten auf der gesamten Elbe ein starker Eisgang. Da bei niedrigen Wassertemperaturen und Eisgang die Ausgasungsverluste, insbesondere bei den flüchtigen Chlorkohlenwasserstoffen, vergleichsweise gering sind, wurde während dieser besonderen Situation eine zusätzliche Beprobung im Februar 1982 durchgeführt. Die Befunde zeigen für diesen Zeitbereich deutlich erhöhte Konzentrationen für leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe an. Die Ergebnisse sind im Anhang in Abbildung A 1 bis A 35 dargestellt.

2.3.2 Vorbelastung des Elbwassers

Um eine genaue Abschätzung der Vorbelastung des Elbwassers bei Schnackenburg vornehmen zu können, wurden zusätzlich zum Längsprofiluntersuchungsprogramm weitere Einzelproben oberhalb der Alandmündung in Strommitte genommen. Die Beprobung erfolgte zeitlich versetzt zu den Längsprofilen an folgenden Tagen:

1981:	7.7.	16.10.	9.11.	10.12.	30.12.				
1982:	25.1.	23.2.	20.4.	22.6.	26.7.	20.8.	13.10.	10.11.	17.12.

2.4 Untersuchungsprogramm Elbsedimente

Die Beprobung der Elbsedimente erfolgte im Jahre 1981 in den vier Streckenabschnitten an folgenden Tagen:

Schnackenburg bis Bunthaus	21.9. bis 23.9.1981
Bunthaus bis Wedel	30.9. bis 1.10.1981
Wedel bis Brunsbüttel	14.10.1981
Brunsbüttel bis Scharhörn	3.12.1981

Es wurden bevorzugt Bereiche beprobt, in denen eine Auflandung mit feinkörnigem Material stattfindet. Als Grundlage für die Auswahl der Probenentnahmestellen dienten Peil- und Stromkarten. Die Probenentnahmestellen sind zusammen mit den Ergebnissen im Anhang in den Abbildungen A 146 bis A 155 angegeben. Die Entnahme der Sedimentproben erfolgte von Meßschiffen aus mit einem van Veen-Greifer. Mit einem Metallspatel wurde aus der Mitte der Greiferprobe die obere rd. 5 bis 10 cm starke Schicht abgetragen und in eine Glasflasche mit Schliffstopfen abgefüllt. Bis zur Untersuchung wurden die Proben kühl gelagert (+4°C), um Ausgasungen so gering wie möglich zu halten.

Die Bestimmung der Chlorkohlenwasserstoffgehalte wurde jeweils an der Gesamt-Probe durchgeführt. Da bestimmte chlorierte Kohlenwasserstoffe bei einer Korngrößenfraktionierung, z.B. durch eine Siebung, entweichen können, ist eine Untersuchung einer bestimmten Fraktion - wie beispielsweise bei den Schwermetalluntersuchungen - in diesem Falle nicht sinnvoll. Da jedoch das Anlagerungsvermögen von Chlorkohlenwasserstoffen an die Schwebstoffe bzw. Sedimente in starkem Maße auch von der Sedimentbeschaffenheit abhängt, wurde für jede Probe an einem abgetrennten Teil eine Korngrößenbestimmung durchgeführt. Zusätzlich wurde jeweils der Glühverlust, als Maß

für den organischen Anteil am Sediment, bestimmt. Die charakteristischen Korngrößen-
daten wurden z.B. bei der statistischen Auswertung der Sedimentbefunde berücksichtigt.
In dem Anhang ist jeweils zusammen mit den Sedimentergebnissen der Korngrößenan-
teil der Fraktion < 63 µm von der Gesamt-Probe in Prozent angegeben. Durch diese
Angabe wird der Charakter der Sedimentprobe erfaßt. Beispielsweise hat der typische
Elbschlick einen Korngrößenanteil < 63 µm von über 80 %. Überwiegend sandige Pro-
ben haben nur einen Korngrößenanteil < 10 %. Bei einer Bewertung der Sediment-
befunde ist stets der Charakter der Sedimentprobe, ausgedrückt durch den Feinkornan-
teil, mit zu beachten.

2.5 Untersuchungsprogramm Elbbrassen

Im Jahr 1980 wurden (zusammen mit der Durchführung des Schwerpunktmeßpro-
gramms Schwermetalle) im gesamten limnischen Bereich der Elbe von Schnackenburg
bis Glückstadt Brassen zur Bestimmung des Schadstoffgehalts an Bio-Indikatoren gefan-
gen. In der folgenden Aufstellung sind die Fangplätze und die Fangdaten angegeben:

Gorleben	24.6.1980	Altona	13.4. und 26.5.1980
Hitzacker	7.7.1980	Fährmannssand	30.4.1980
Lauenburg	10.4.1980	Schwarztonnensand	7.5.1980
Warwisch	10.7.1980		und 30.6.1980

Die Probengewinnung erfolgte in Zusammenarbeit mit Elbfischern und einem Angler. Es
wurden den örtlichen Gegebenheiten entsprechend unterschiedliche Fangmethoden
(Treibnetz, Schleppnetz, Zugnetz, Angel, Korb) eingesetzt. In Tabelle 14 sind für jeden
Fangplatz die entsprechenden Fanggeräte angegeben. Die Probenaufbereitung und
Analyseverfahren sind in Abschnitt 2.1.3 beschrieben.

Die Altersbestimmung der untersuchten Brassen erfolgte durch die Wassergütestelle
Elbe nach einer von Rauck (1975) entwickelten Methode. Dabei werden die Otolithen
(Steinchen aus den Gleichgewichts-Gehörorganen von rd. 1 bis 5 mm Länge) in Poly-
ester eingegossen und nach dem Aushärten in dünne Scheibchen von rd 0,1 mm Dicke
aufgesägt. Die Otolithen zeigen mit dem Wachstum des Fisches gleichlaufende Anlage-
rungen, die als "Jahresringe" zur Altersbestimmung unter einem Mikroskop ausgewertet
wurden. Ferner wurden von den Probenfischen in der Wassergütestelle jeweils die
Grunddaten Länge, Frischgewicht und Geschlecht bestimmt. Die entsprechenden Daten
sind bei der Auswertung der Untersuchungsbefunde in Abschnitt 3.3 angegeben.

3. Untersuchungsergebnisse

3.1 Chlorkohlenwasserstoffgehalte des Elbwassers

3.1.1 Ergebnisse der Längsprofiluntersuchungen

3.1.1.1 Niedermolekulare Chlorkohlenwasserstoffe

Die Ergebnisse der monatlich durchgeführten Längsprofiluntersuchungen sind für den Streckenabschnitt Schnackenburg bis Geesthacht im Anhang in Abb. A 1 bis A 16, für den Bereich der Tideelbe in Abb. A 36 bis A 91 graphisch dargestellt. Um einen Überblick über die Belastungssituation zu vermitteln, sind zusätzlich in Abb. 6 bis 9 die aus den monatlichen Messungen errechneten Mittelwerte, Extremwerte und die Standardabweichung dargestellt.

Die Chloroformgehalte betragen im Mittel bei Schnackenburg $0,77 \mu\text{g/l}$, bei Glückstadt $0,26 \mu\text{g/l}$ und bei Scharhörn $0,04 \mu\text{g/l}$. Die Konzentrationsabnahme im Streckenabschnitt zwischen Schnackenburg und Glückstadt wird in erheblichem Maße auf die Ausgasung zurückzuführen sein. Im unteren Tidebereich zwischen Glückstadt und Scharhörn wird zusätzlich durch die Verdünnung mit geringer belastetem Nordseewasser eine Konzentrationsabnahme bewirkt. Aus den monatlichen Längsprofilen, die in Abb. A 36 bis A 42 dargestellt sind, ist zeitweilig eine leichte Aufstockung im Hamburger Bereich zu erkennen. Die in der Süderelbe gemessenen Werte lagen im Mittel ($0,57 \mu\text{g/l}$) höher als die vergleichbaren Werte in der Norderelbe ($0,47 \mu\text{g/l}$).

Die in den Nebenflüssen gemessenen Chloroformkonzentrationen lagen überwiegend um den Faktor 10 unter dem Elbniveau; lediglich die Wedeler Aue, die während des Untersuchungszeitraumes noch durch Abläufe aus dem Klärwerk West stark belastet war, wies mit rd. $0,23 \mu\text{g/l}$ die höchsten Werte auf. In den anderen Elbnebenflüssen wurden nur bei einzelnen Messungen etwas erhöhte Werte festgestellt. Bei einer Bewertung dieser Befunde ist zu berücksichtigen, daß bereits geringe Mengen dieser gebräuchlichen Lösungsmittel (z.B. 1 Liter) ausreichen, um in diesen Nebenflüssen mit ihrer geringen Wasserführung deutliche Konzentrationenaufstockungen zu bewirken.

Die Tetrachlorkohlenstoffgehalte bewegten sich in etwa in derselben Größenordnung wie die Chloroformgehalte. So lagen die Tetrachlorkohlenstoffkonzentrationen im Mittel bei Schnackenburg in der Größenordnung von $0,61 \mu\text{g/l}$, bei Glückstadt von $0,13 \mu\text{g/l}$ und bei Scharhörn von $0,03 \mu\text{g/l}$. Aus dem Verlauf der Mittelwerte (Abb. 6) als auch aus den

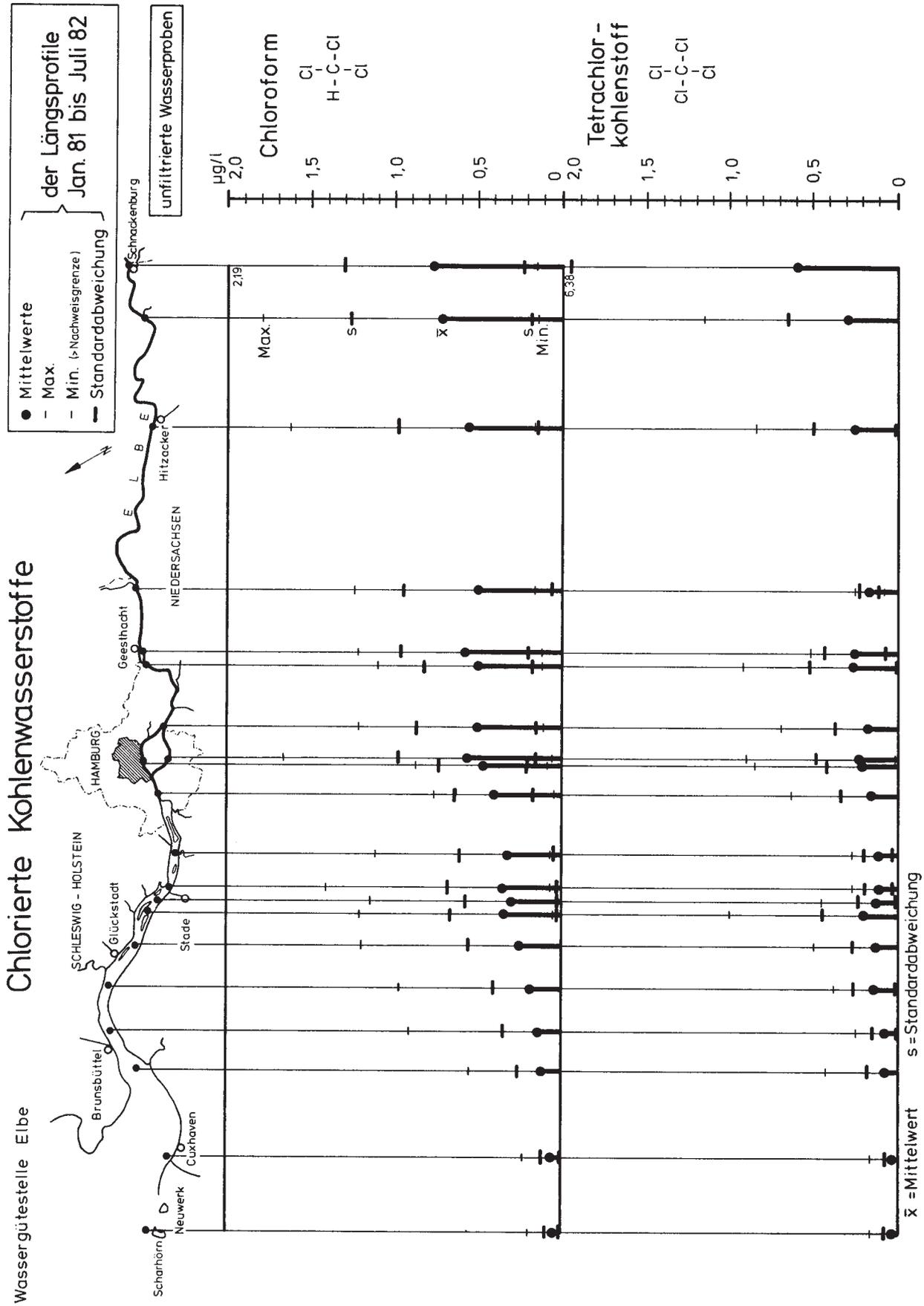


Abb. 6 Längsprofil der Chloroform- und Tetrachlorkohlenstoff-Mittelwerte (Januar 81-Juli 82)

einzelnen Monatslängsprofilen (Abb. A 43 bis A 49) ist zeitweilig eine geringfügige Aufstockung des Elbwassers mit Tetrachlorkohlenstoff im Bereich unterhalb Stadersand zu erkennen. In den Nebenflüssen Dove Elbe und Krückau sind vereinzelt gegenüber dem sonst geringen Belastungsniveau deutlich erhöhte Tetrachlorkohlenstoffkonzentrationen gemessen worden. So wurden z.B. im Oktober 1981 in der Dove Elbe 1,54 µg/l gemessen. Diese Verunreinigung, in der Nähe von Bootsliegendeplätzen gemessen, rührt wahrscheinlich von Reinigungs- und Renovierungsarbeiten an Sportbooten her. Tetrachlorkohlenstoff wird beispielsweise als Lackverdünner bzw. Pinselreiniger bei Bastelarbeiten häufig angewendet. In den anderen Elbnebenflüssen wurden jeweils Tetrachlorkohlenstoffkonzentrationen gemessen, die deutlich unter dem Elbniveau lagen.

Für 1-1-1 Trichlorethan zeigen die Längsprofile der mittleren Konzentrationen bei Schnackenburg einen Wert von 0,03 µg/l, bei Glückstadt von 0,06 µg/l und bei Scharhörn von 0,01 µg/l an. Vereinzelt sind im Bereich Lauenburg erhöhte Konzentrationen im Jahre 1981 aufgetreten. Im Bereich Stade wurde eine systematische geringfügige Konzentrationsaufstockung in der Größenordnung von 0,03 µg/l festgestellt. Auch beim 1-1-1 Trichlorethan lagen die Konzentrationen in den Elbnebenflüssen deutlich unter dem Elbniveau. Eine Ausnahme bildet hier wiederum die Dove Elbe. Dort wurde am 17.3.1982 eine Konzentration von rd. 0,6 µg/l gemessen.

Die Konzentrationen des 1-1-2 Trichlorethans lagen im Mittel bei Schnackenburg in der Größenordnung von 0,37 µg/l, bei Glückstadt 0,1 µg/l und bei Scharhörn bei 0,01 µg/l. In den Nebenflüssen lagen die gemessenen Trichlorethanzkonzentrationen wiederum deutlich unter dem Elbniveau.

Eine Besonderheit zeigt der Längsprofilverlauf der mittleren Konzentrationen des 1-1-1-2 Tetrachlorethans über den gesamten Streckenabschnitt von Schnackenburg bis Scharhörn. Aufgrund der geringen Vorbelastung mit diesem Stoff bewegten sich die Konzentrationen im Streckenabschnitt Schnackenburg bis Stade in der Größenordnung von 0,04 µg/l. In Höhe von Bützfleth ist ein deutlicher Anstieg der mittleren Konzentrationen auf 0,64 µg/l zu verzeichnen. Eine Auswertung der einzelnen Längsprofilmessungen zeigt, daß diese Aufstockung in erster Linie auf Konzentrationserhöhungen, die in den Monaten Januar, Februar und März des Jahres 1981 aufgetreten sind, zurückzuführen ist. Diese Aufstockungen weisen auf Einleitungen in diesem Zeitbereich hin. Im Jahre 1982 sind bei den Längsprofiluntersuchungen keine derartigen Konzentrations-

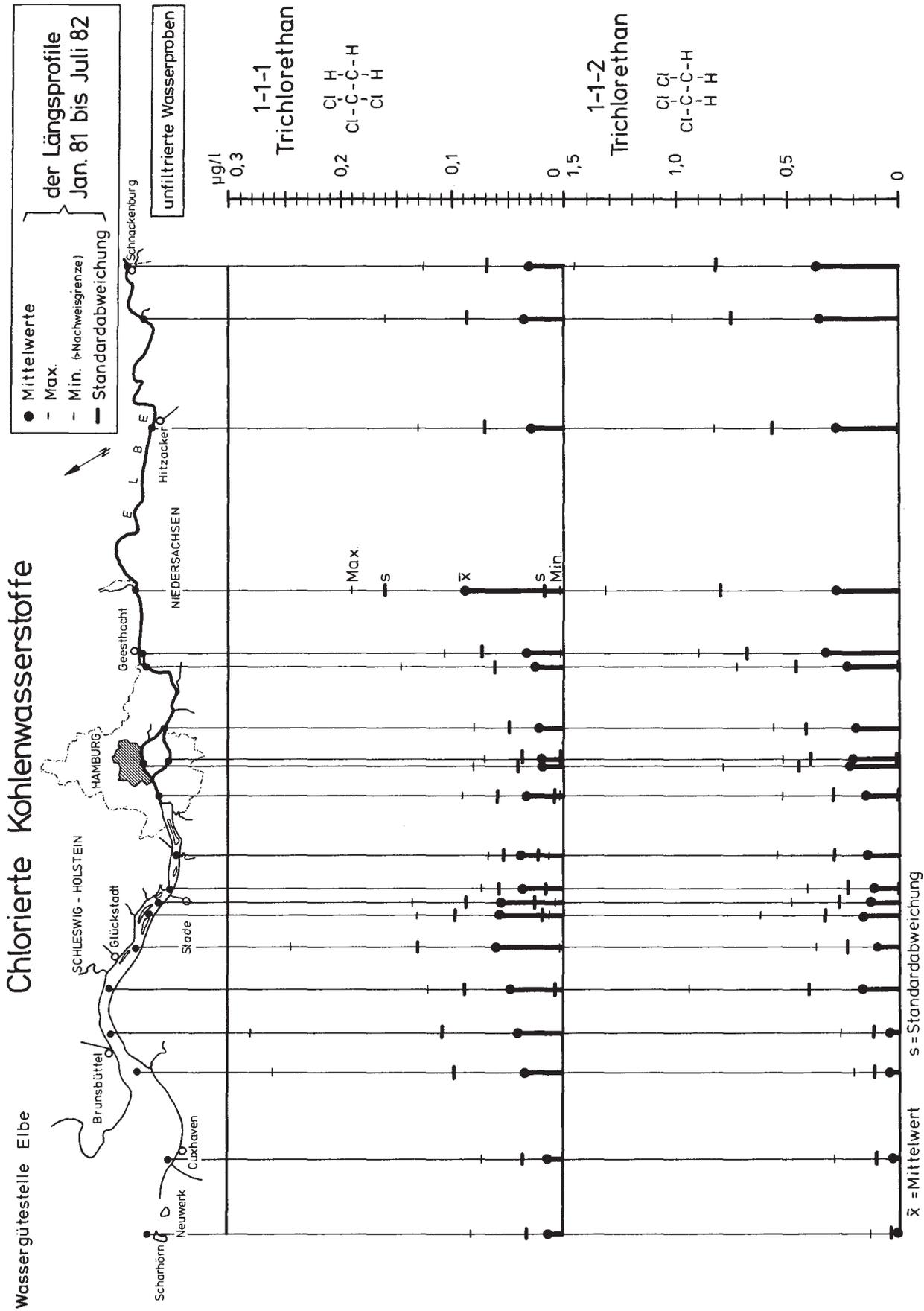


Abb. 7 Längsprofil der 1-1-1- und 1-1-2 Trichlorethan-Mittelwerte (Januar 81-Juli 82)

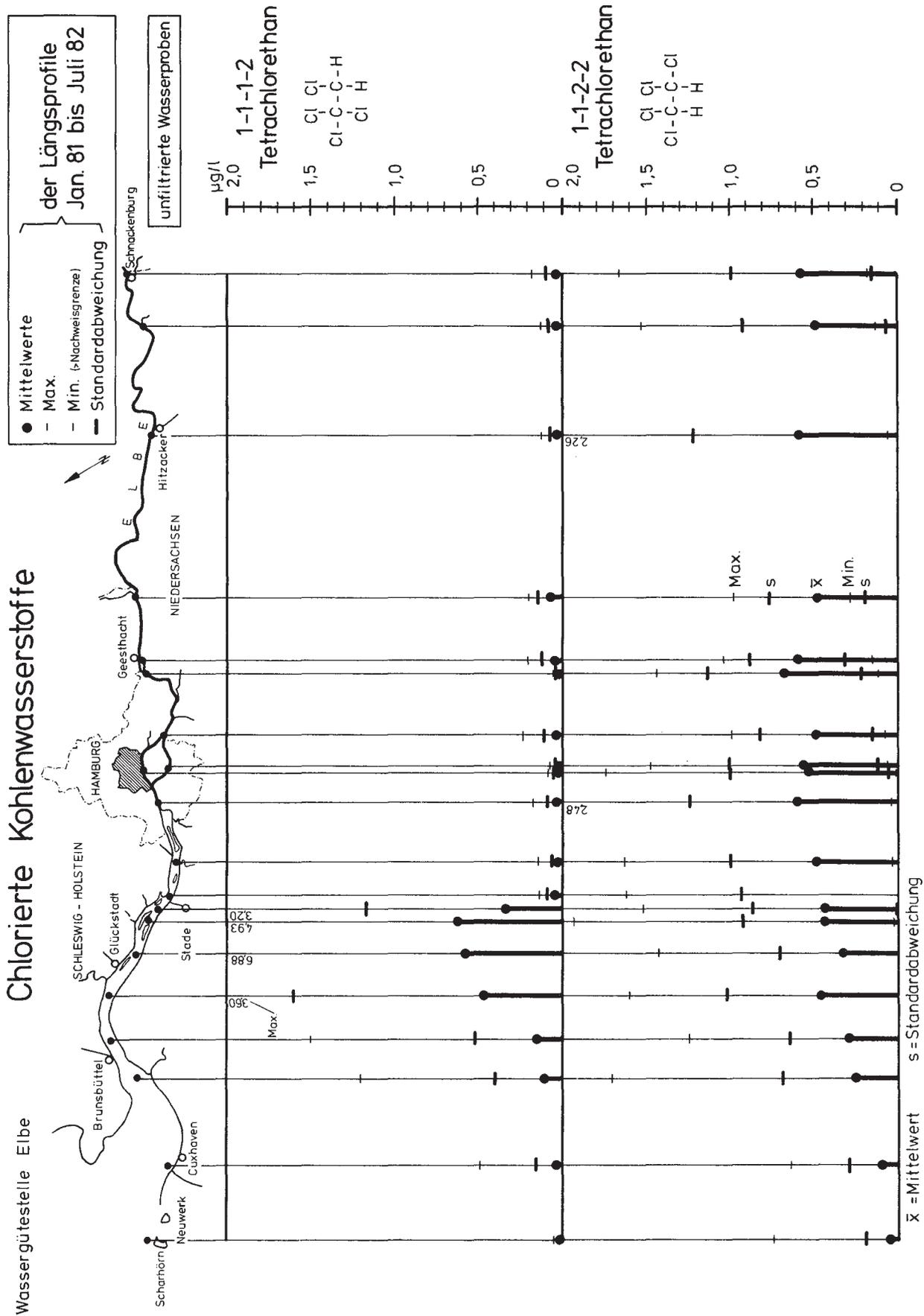


Abb. 8 Längsprofil der 1-1-1-2- und 1-1-2-2 Tetrachlorethan-Mittelwerte (Januar 81-Juli 82)

aufstockungen mehr aufgetreten. Bei den Elbnebenflüssen wurden jeweils nur geringe Konzentrationen von 1-1-1-2 Tetrachlorethan, die noch unter dem Elbniveau lagen, festgestellt.

Die Untersuchungsbefunde zeigen für 1-1-2-2 Tetrachlorethan mittlere Konzentrationen bei Schnackenburg in Höhe von 0,58 µg/l, bei Glückstadt 0,33 µg/l und Scharhörn 0,05 µg/l. Die deutliche Abnahme im Streckenabschnitt zwischen Glückstadt und Scharhörn ist wiederum in erster Linie auf die Vermischung mit dem geringer belasteten Nordseewasser zurückzuführen. Die Nebenflüsse wiesen wiederum nur geringe Konzentrationen auf, die deutlich unter dem Elbniveau lagen.

Die mittleren Konzentrationen des Trichlorethylens betragen bei Schnackenburg 1,34 µg/l, bei Glückstadt 0,54 µg/l und bei Scharhörn 0,09 µg/l. In einzelnen Monaten wurden im Hamburger Bereich Konzentrationsaufstockungen festgestellt (Abb. A 78 bis A 84). Ein extremer Einzelwert in Höhe von 13,3 µg/l wurde am 15.1.1982 in der Schwinge gemessen. Um kurzfristig eine derartige Konzentration zu erzeugen, reicht bereits aufgrund der geringen Wassermenge in der Schwinge eine einmalige Einleitung von 1 Liter Trichlorethylen aus. Trichlorethylen ist ein gebräuchliches weit verbreitetes Lösungs- und Reinigungsmittel (z.B. chemische Reinigung).

Perchlorethylen ist ebenfalls ein weit verbreitet angewendetes Lösungs- und Reinigungsmittel. Im unfiltrierten Elbwasser wurden bei Schnackenburg Konzentrationen in Höhe von 1,07 µg/l, bei Glückstadt 0,74 µg/l und bei Scharhörn 0,05 µg/l gemessen. Aus den monatlichen Längsprofilen sind vereinzelt Aufstockungen im Hamburger Bereich erkennbar. Am 11.2.1981 wurden in der Krückau und entsprechend in der Pagensander Nebenelbe deutlich erhöhte Perchlorethylenkonzentrationen gemessen. Vereinzelt wurden auch in der Schwinge und der Rhin erhöhte Konzentrationen festgestellt. In den übrigen Nebenflüssen lagen die Konzentrationen überwiegend deutlich unter dem Elbniveau.

Eine Konzentrationsaufstockung beim Elbwasser in Höhe von 1 µg/l als Tagesmittelwert ergibt sich bei einem mittleren Oberwasserabfluß der Elbe von 712 m³/s, wenn über den Tag verteilt 61,5 kg Perchlorethylen eingeleitet werden. Perchlorethylen hat eine Dichte von rd. 1,62 kg/l; das bedeutet, bei einer Einleitung von 37,9 l Perchlorethylen verteilt über den Tag, ergibt sich in der Elbe bei mittlerem Oberwasserabfluß eine entsprechende Konzentration von rd. 1 µg/l. Diese Zahlen verdeutlichen, durch welche geringen

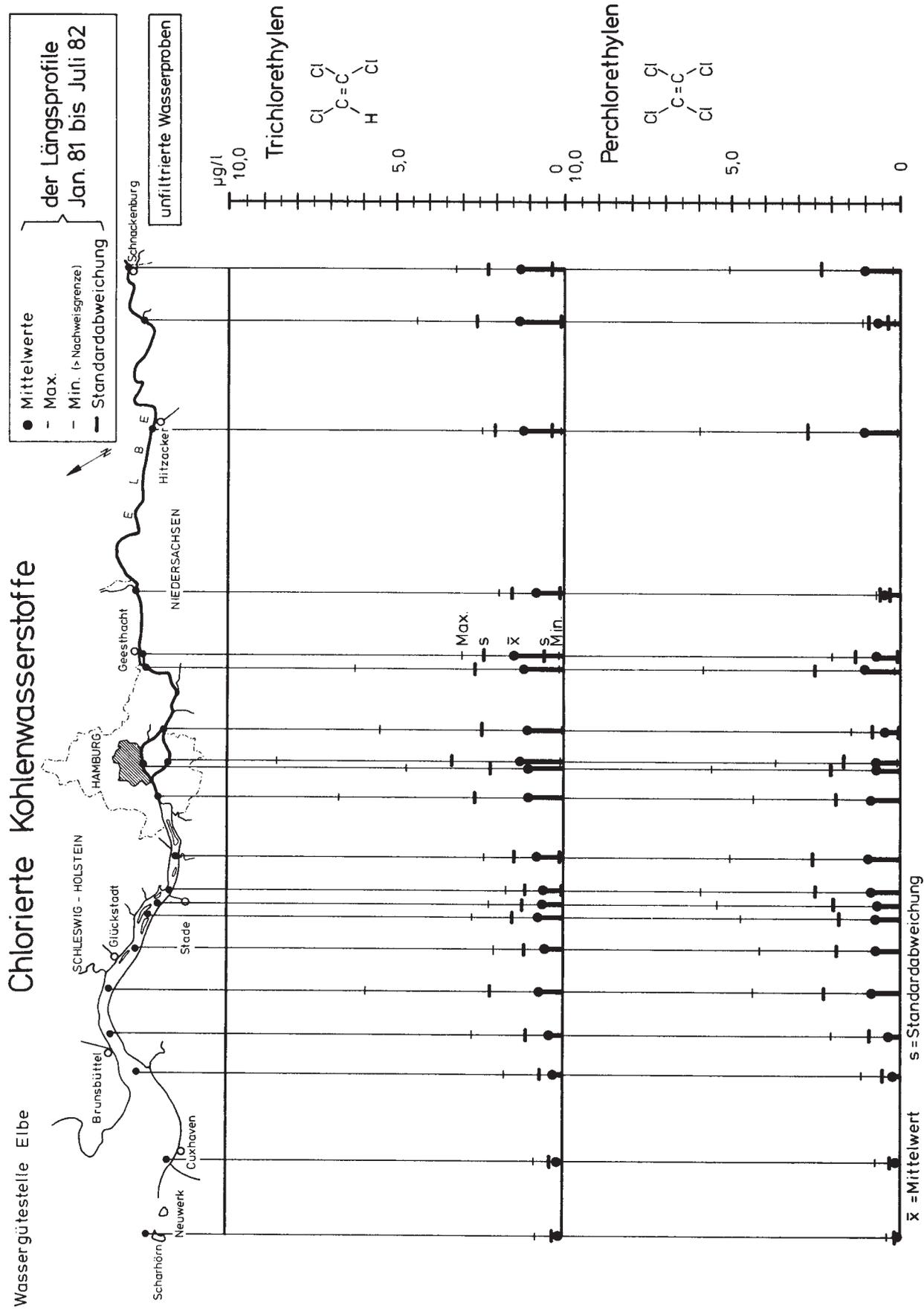


Abb. 9 Längsprofil der Tri- und Perchlorethylen-Mittelwerte (Januar 81-Juli 82)

Einträge oder Ausgasungen Konzentrationsänderungen in der Größenordnung von 0,1 bis 1 µg/l bewirkt werden. Niedermolekulare Chlorkohlenwasserstoffe, z.B. Lösungsmittel, haben aufgrund ihres verhältnismäßig hohen Dampfdruckes die Eigenschaft, daß sie insbesondere bei höheren Wassertemperaturen in verhältnismäßig kurzer Zeit aus dem Wasser ausgasen. Diese Ausgasungseffekte sind vermutlich auch die Erklärung dafür, daß entlang des Längsprofils, insbesondere in den Sommermonaten bei höheren Wassertemperaturen, Konzentrationsabnahmen feststellbar sind, sofern nicht Aufstockungen durch zusätzliche Einleitungen dem entgegenwirken. Eine besondere Situation wurde bei den Messungen im Januar und Februar 1982 erfaßt. Aufgrund des strengen Winters herrschten anhaltend sehr niedrige Temperaturen um den Gefrierpunkt mit starker Eisbildung auf der Elbe. In dieser Zeit dürften nur sehr geringe Ausgasungsverluste aufgetreten sein. Die Ergebnisse zeigen jeweils für die niedermolekularen Lösungsmittel im Vergleich zu den Sommermonaten deutlich erhöhte Konzentrationen an. Diese bei extrem niedrigen Temperaturen gemessenen Konzentrationen können somit als Anhalt für eine Abschätzung des Gesamt-Eintrages zugrunde gelegt werden.

Um evtl. statistische Zusammenhänge bei der Belastung mit den unterschiedlichen niedermolekularen Chlorkohlenwasserstoffen aufzufinden, wurde eine Korrelationsanalyse durchgeführt. In der folgenden Tabelle sind auf der Basis aller in den Längsprofilen zwischen Schnackenburg und Scharhörn gemessenen Konzentrationen die Korrelationskoeffizienten ermittelt. Bei der Berechnung wurden Meßwerte, die unterhalb der Nachweisgrenze lagen, nicht mit berücksichtigt.

Durch eine signifikante Korrelation sind jedoch noch nicht gleichzeitig kausale Zusammenhänge bewiesen. Zwischen den Lösungsmitteln 1-1-2-2 Tetrachlorethan, Trichlorethylen und Perchlorethylen ergeben sich zwar signifikante Korrelationen mit Koeffizienten zwischen 0,5 und 0,6 auf der Basis von 318 bis 342 Meßdaten, die als Beispiel dargestellten Korrelationsdiagramme zeigen jedoch, in welchen weiten Bereichen Streuungen auftreten. Zusammenfassend ist somit festzustellen, daß die Belastungen mit den verschiedenen niedermolekularen Chlorkohlenwasserstoffen verhältnismäßig unabhängig voneinander sind, d.h. wenn hohe Konzentrationen beispielsweise bei Perchlorethylen vorliegen, so treten nicht unbedingt gleichzeitig auch erhöhte Konzentrationen bei den übrigen Lösungsmitteln auf.

	1	2	3	4	5	6	7	8
1 Chloroform		(348) 0,24 ⁺	(328) -0,05	(243) 0,57 ⁺	(285) -0,05	(318) 0,40 ⁺	(342) 0,62 ⁺	(346) 0,47 ⁺
2 Tetrachlorkohlenstoff			(323) 0,03	(242) 0,29 ⁺	(285) 0,09	(315) 0,19 ⁺	(337) 0,40 ⁺	(341) 0,13
3 1-1-1 Trichlorethan				(233) -0,07	(269) 0,43 ⁺	(299) 0,09	(323) 0,03	(326) 0,10
4 1-1-2 Trichlorethan					(224) 0,02	(241) 0,42 ⁺	(244) 0,40 ⁺	(243) 0,15
5 1-1-1-2 Tetrachlorethan			(n) r			(285) 0,28 ⁺	(285) 0,00	(285) 0,09
6 1-1-2-2 Tetrachlorethan							(319) 0,57 ⁺	(318) 0,59 ⁺
7 Trichlorethylen								(342) 0,52 ⁺
8 Perchlorethylen								
9 Abfiltrierbare Stoffe	(263) -0,20	(259) -0,17	(239) 0,14	(167) -0,10	(208) 0,23 ⁺	(231) -0,10	(257) -0,19	(258) -0,16
10 Glühverlust der Abfiltrierbaren Stoffe	(224) 0,25 ⁺	(220) 0,11	(201) -0,02	(139) 0,23	(175) -0,09	(193) 0,16	(216) 0,28 ⁺	(218) 0,14

+ signifikant mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit $\alpha \leq 0,1$

Tab. 6 lineare Korrelationskoeffizienten (r) und Anzahl (n) der Wertepaare der niedermolekularen Chlorkohlenwasserstoff-Konzentrationen im Elbwasser

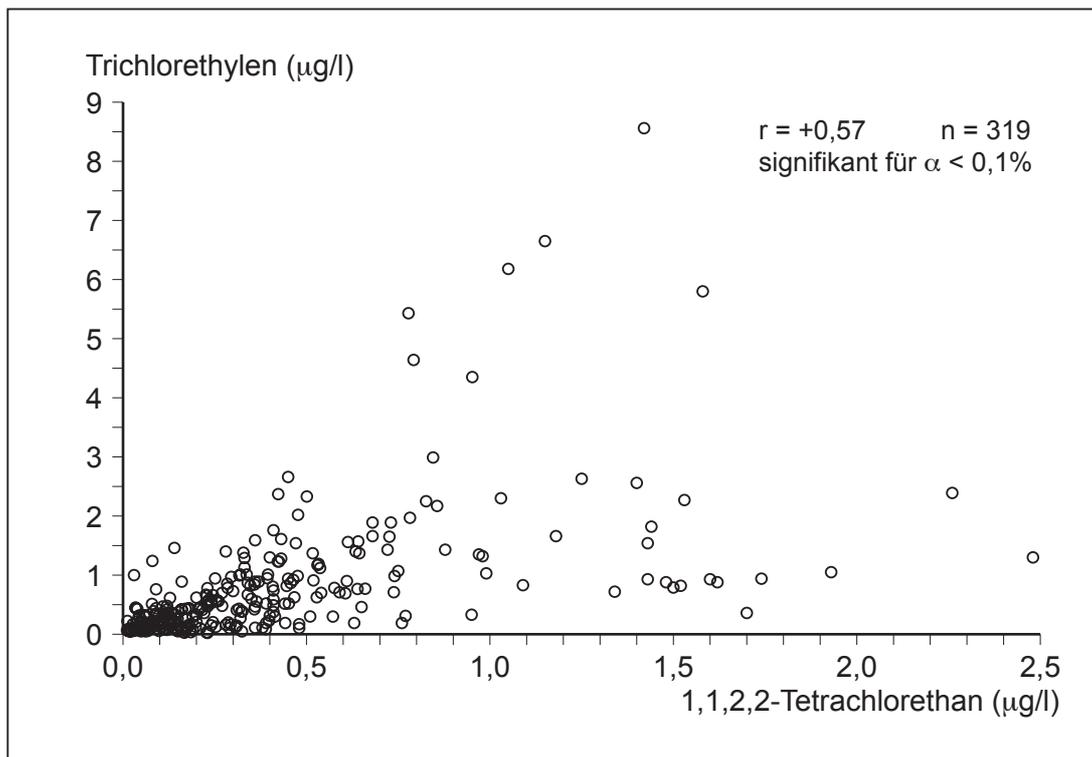


Abb. 10 Vergleich der 1-1-2-2 Tetrachlorethan- und Trichlorethylen-Konzentrationen im Elbwasser (1981-1982)

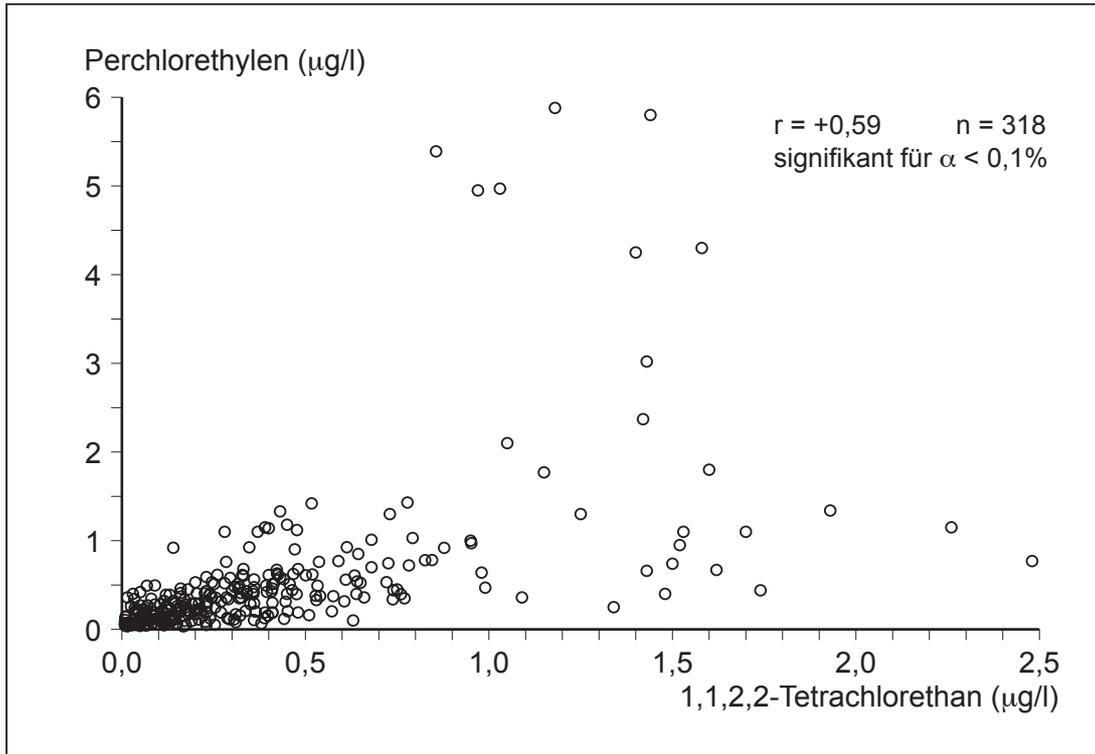


Abb. 11 Vergleich der 1-1-2-2 Tetrachlorethan- und Perchlorethylen-Konzentrationen im Elbwasser (1981-1982)

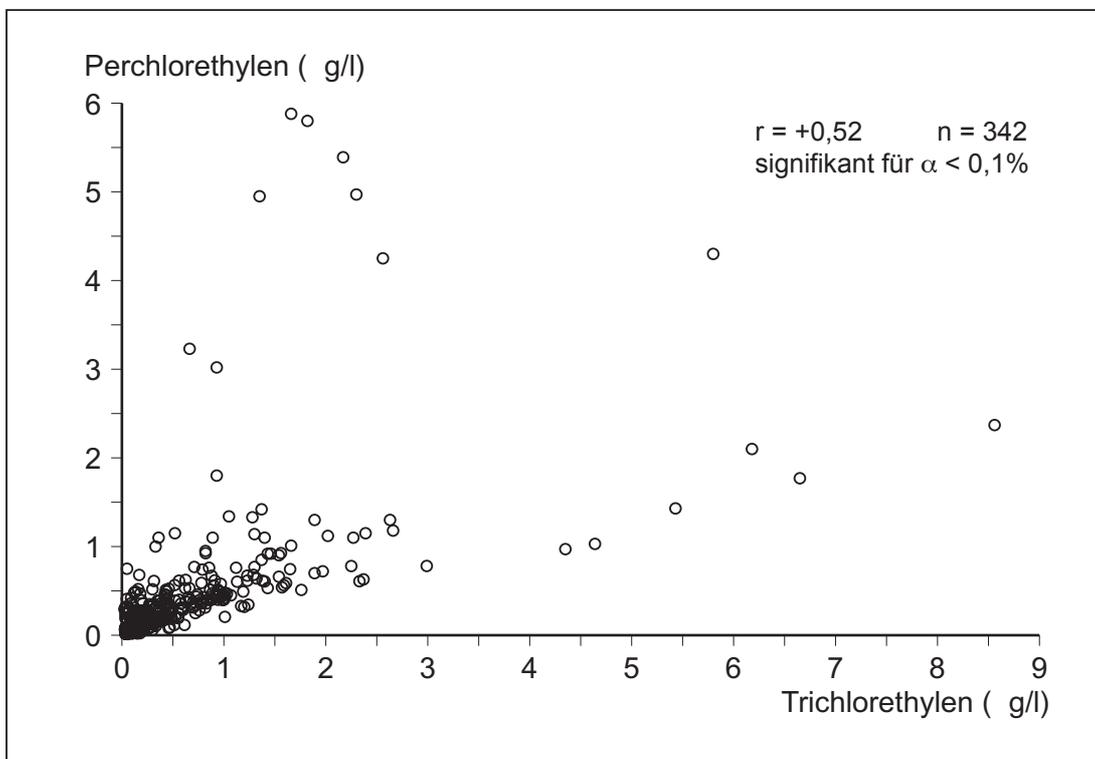


Abb. 12 Vergleich der Trichlorethylen- und Perchlorethylen-Konzentrationen im Elbwasser (1981-1982)

Die Auswertung der gemessenen Chlorkohlenwasserstoff-Konzentrationen im unfiltrierten Elbwasser im Verhältnis zu dem Schwebstoffgehalt der Wasserprobe (abfiltrierbare Stoffe) und dem Gehalt an organischem Material (ausgedrückt als Glühverlust) zeigt keine signifikante Kffrelation an (siehe Tab. 5). Lediglich für 1-1-1-2 Tetrachloräthan und dem Gehalt an abfiltrierbaren Stoffen als auch für Chloroform und Trichloräthylen im Verhältnis zum Glühverlust ergeben sich Koeffizienten, die eine schwache Korrelation andeuten. Das bedeutet, daß sich die untersuchten niedermolekularen Chlorkohlenwasserstoffe nicht in starkem Maße an Schwebstoffe anlagern. Dieses Ergebnis wird auch durch die Sedimentuntersuchungen bestätigt, die ergeben haben, daß diese Stoffe in den Sedimenten nur in geringen Konzentrationen vorliegen. Da die Bestimmung der niedermolekularen Chlorkohlenwasserstoffe in den Sedimenten jeweils an den feuchten Proben vorgenommen wurden, sind die dort gemessenen Konzentrationen vermutlich überwiegend auf die Belastung des Porenwassers zurückzuführen.

Von vielen dieser niedermolekularen Chlorkohlenwasserstoffe sind bereits seit langem (die toxischen Wirkungen, z.B. auf die Organe Leber, Niere und auf das zentrale Nervensystem bekannt. Einzelne Stoffe aus dieser Gruppe haben kanzerogene, mutagene und teratogene Eigenschaften. So sind insbesondere Gesundheitsschäden bei Personen, die mit diesen Stoffen hochgradig belastet wurden, aufgetreten. Über die Auswirkungen dieser Stoffe im niedrigen Konzentrationsbereich liegen jedoch keine gesicherten Kenntnisse vor. Über das Verhalten dieser Stoffe und ihre Auswirkungen im aquatischen Ökosystem sind die Kenntnisse noch derart lückenhaft, daß eine Bewertung an Hand von Richtwerten bisher nicht möglich ist. Zum Vergleich sind in der folgenden Tabelle Grenz- bzw. Richtwerte für Trihalogenmethane im Trinkwasser angegeben.

Bundesrepublik Deutschland	25 µg/l
U S A	100 µg/l
Kanada	350 µg/l
Italien	1000 µg/l

Tab. 6 Grenz- bzw. Richtwerte für Trihalogenmethane im Trinkwasser

KÜHN, W.: Chlorierte organische Verbindungen - Vorkommen und Wertung Arbeitsgemeinschaft Wasserwerke Bodensee - Rhein, Jahresbericht 1980

Im Zusammenhang mit zahlreichen Grundwasserverschmutzungen durch leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe und deren Eintrag in Trinkwasser wurde von der Trinkwasserkommission in Deutschland ein Richtwert für einige dieser Substanzen angegeben. Dieser Wert beträgt ebenfalls 25 µg/l für Trichlorethylen, Perchlorethylen, 1-1-1 Trichloroethan und Methylenchlorid, wobei der Richtwert sowohl für die Einzelsubstanzen als auch deren Summe gilt.

In dem Bericht über die Ergebnisse der Arbeitstagung der Weltgesundheitsorganisation (WHO) aus dem Jahre 1980 (Ottawa) sind für die niedermolekularen Chlorkohlenwasserstoffe folgende Richtwerte vorgeschlagen worden:

CHLOROFORM	30 µg/l
TETRACHLORKOHLENSTOFF	3 µg/l (vorläufig)
1-2 DICHLORETHAN	10 µg/l
TRICHLORETHYLEN	30 µg/l (vorläufig, nur bedingt)
PERCHLORETHYLEN	10 µg/l (vorläufig, nur bedingt)

Tab. 7 WHO-Trinkwasserrichtwerte für niedermolekulare Kohlenwasserstoffe (Stand November 1980)

An dieser Stelle muß jedoch ausdrücklich betont werden, daß diese bisherigen Richtwerte im Hinblick auf den Schutz des Menschen festgelegt wurden. Diese Richtwerte können somit nicht für eine Beurteilung der Auswirkungen in einem aquatischen Ökosystem herangezogen werden. Ein Vergleich der im unfiltrierten Elbwasser gemessenen Konzentrationen mit diesen Richtwerten zeigt jedoch, daß von dem Elbwasser keine direkte Gefahr für die Menschen ausgeht z.B. bei einer Freizeitnutzung.

Bei den Dichlorverbindungen lag die Nachweisgrenze bei 0,15 µg/l. für die Stoffe Dichlormethan, 1-1 Dichlorethan, 1-2 Dichlorethan, 1-2 Dichlorpropan, 1-3 Dichlorpropan, 2-2 Dichlorpropan wurden über den gesamten Meßzeitraum im Elbwasser keine Konzentrationen >0,15 µg/l (= Nachweisgrenze) festgestellt.

3.1.1.2 Chlorierte Pestizide

Die Ergebnisse der monatlich durchgeführten Längsprofiluntersuchungen sind für den Streckenabschnitt Schnackenburg bis Geesthacht im Anhang in Abb. A 17 bis A 24, für den Bereich der Tideelbe in Abb. A 92 bis A 119 graphisch dargestellt. Für die regelmäßig im Elbwasser nachgewiesenen Pestizide sind die aus den Einzelmessungen berechneten Mittelwerte, Extremwerte und die Standardabweichung in Abb. 13 und 14 aufgetragen.

Das Untersuchungsprogramm umfaßte die Bestimmung von 16 chlorierten Pestiziden. Die meisten Stoffe dieser Gruppe wurden im Elbwasser nur vereinzelt nachgewiesen. In diesen Fällen lagen jeweils die nachgewiesenen Stoffe in der Regel nur sehr knapp über der Nachweisgrenze, die für alle Pestizide 0,001 µg/l beträgt. Hexachlorbenzol sowie α- und γ-Hexachlorcyclohexan sind dagegen regelmäßig im Elbwasser nachgewiesen worden. Die gemessenen Konzentrationen wiesen erhebliche Schwankungen im Bereich zwischen 0,001 bis 0,3711g/l γ-HCH und 0,001 bis 0,15 µg/l α-HCH auf. Ein Vergleich der Mittelwerte zeigt, daß gegenüber der Meßstelle Bunthaus jeweils für γ-HCH und α-HCH in Höhe von Teufelsbrück erhöhte Konzentrationen aufgetreten sind. Die Aufstockung betrug für α-HCH rd. 0,02 µg/l und für γ-HCH rd. 0,03 µg/l. Am 26.5.1982 sind für die Stoffe α- und γ-HCH im Elbwasser in Höhe Gorleben Aufstockungen von rd. 0,01 auf rd. 0,1 µg/l festgestellt worden. Im Nachhinein war nicht mehr aufzuklären, ob es sich in diesem Fall um den Durchzug einer Schadstoffwolke in der Elbe aus dem Gebiet oberhalb von Schnackenburg gehandelt hat oder örtlich, z..B. im Zusammenhang mit der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln, in diesem Bereich ein Eintrag vorlag. Bei den herrschenden Oberwasserabflüssen ergibt sich aus der Konzentrationsaufstockung eine emittierte Fracht von mindestens 7 kg HCH. Aus den Mittelwerten ist auch eine Aufstockung der γ-HCH-Konzentrationen in Höhe der Schwingemündung insbesondere beim γ-HCH ersichtlich. In den Elbnebenflüssen Ilmenau, Seeve, Stör und Oste wurden jeweils nur sehr geringe Spuren von α- und γ-HCH, die nur geringfügig über der Nachweisgrenze lagen, nachgewiesen. Etwas höhere Werte wurden in der Pinnau, Krückau, Este und Lühe gemessen. Erhöhte Werte zeigen die Befunde für die Dove Elbe für α- und γ-HCH und die Schwinge für γ-HCH an.

Die im Längsprofil der Elbe gemessenen HCB-Konzentrationen schwankten zwischen 0,001 und 0,31 µg/l während des Untersuchungszeitraumes. Im Mittel lagen die Konzentrationen überwiegend in der Größenordnung zwischen 0,02 und 0,05 µg/l.

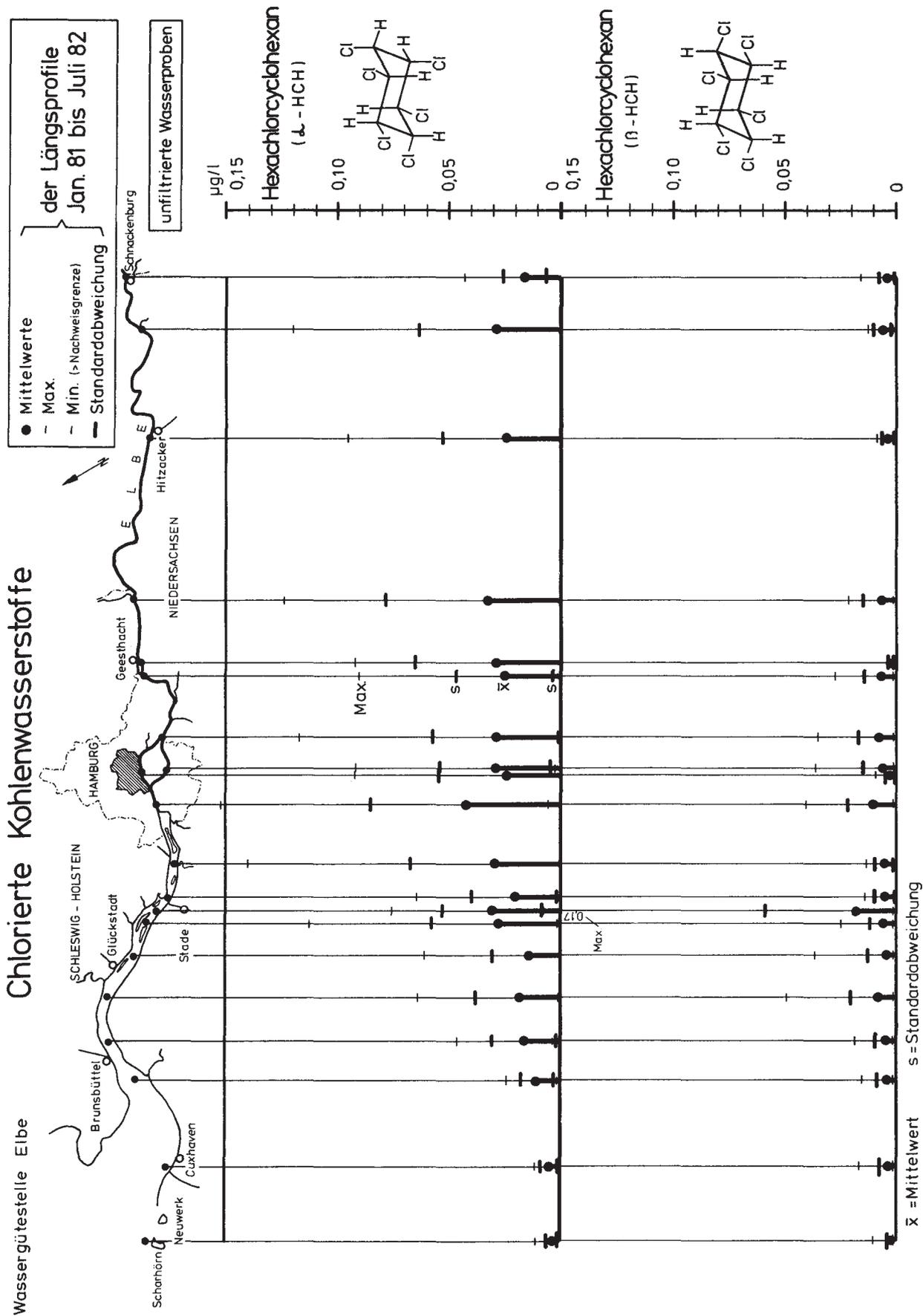


Abb. 13 Längsprofil der α - und β -Hexachlorcyclohexan-Mittelwerte (Januar 81-Juli 82)

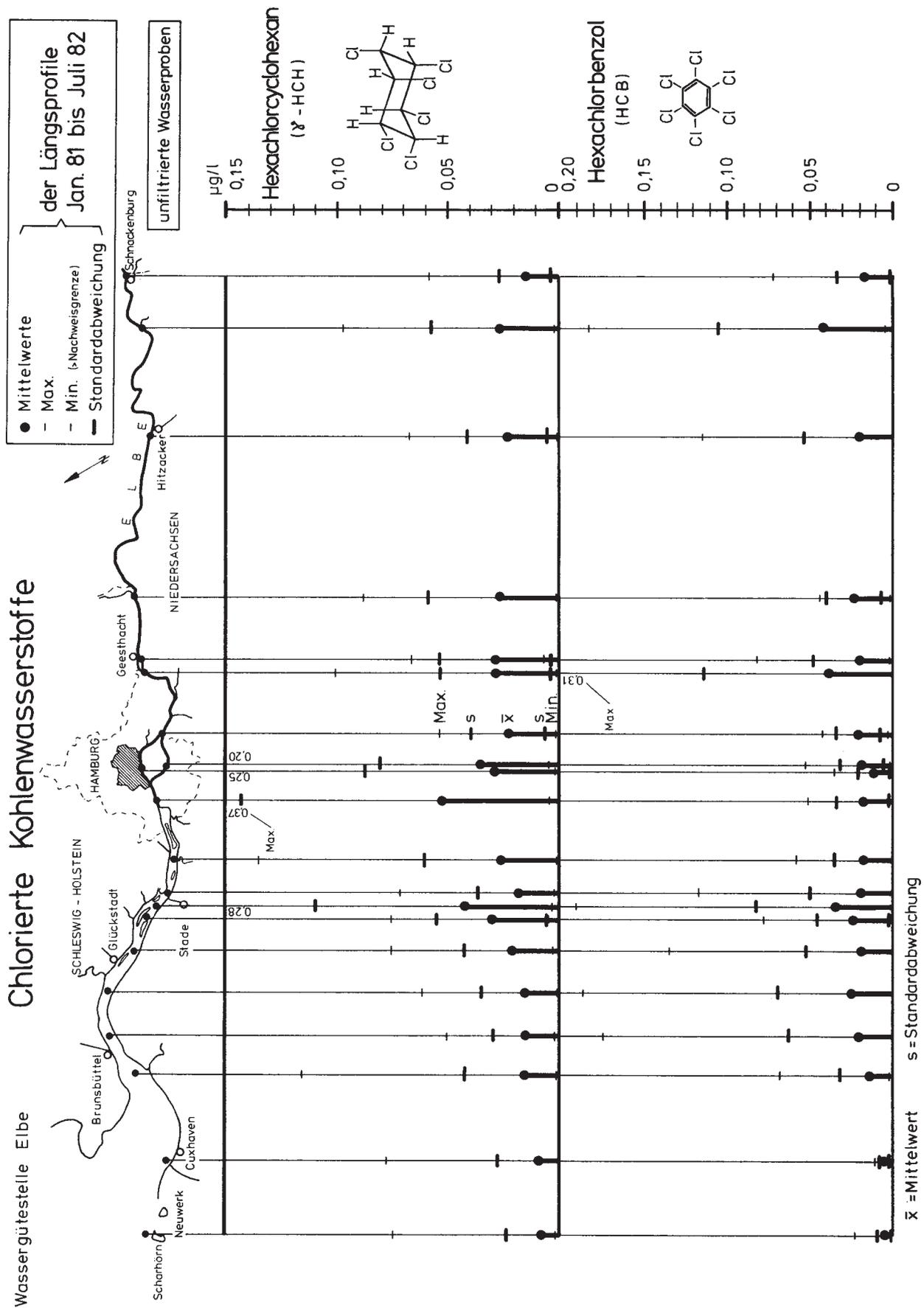


Abb. 14 Längsprofil der γ-Hexachlorocyclohexan- und Hexachlorobenzol-Mittelwerte (Januar 81-Juli 82)

Aus dem Längsprofil der Mittelwerte (Abb.14) zwischen den Meßstellen oberhalb des Wehres Geesthacht und unterhalb des Wehres Geesthacht ist jeweils eine Zunahme der Konzentrationen zu erkennen. Ob diese Zunahme auf eine verstärkte Aufwirbelung von HCBhaltigen Schwebstoffen zurückzuführen ist, kann im Nachhinein nicht mehr festgestellt werden. Ein leichter Anstieg der HCB-Konzentrationen ist auch im Bereich Bützfleth feststellbar. In den Nebenflüssen Ilmenau, Seeve, Dove Elbe, Este, Lühe, Rhin, Oste und Stör lagen die HCB-Konzentrationen im unfiltrierten Wasser im Mittel unter 0,01 µg/l. Geringfügig erhöhte Werte wurden in der Krückau und vor allem in der Schwinge festgestellt. Die deutliche Abnahme sowohl der mittleren als auch der maximalen HCB-Konzentrationen unterhalb von Glückstadt ist auf die Verdünnung mit dem Nordseewasser zurückzuführen.

Die chlorierten Pestizide Aldrin, Endrin, a-Endosulfan, b-Endosulfan, Heptachlorepoxid, o-p'DDT, p-p'DDT, o-p'DDD, p-p'DDD und p-p'DDE wurden im Elbwasser nur vereinzelt in der Größenordnung der Nachweisgrenze von 0,001 µg/l nachgewiesen.

Für einige Pestizide hat die Weltgesundheitsorganisation (WHO) folgende Trinkwasser-Richtwerte vorgeschlagen:

γ-HCH (LINDAN)	3 µg/l
HCB	0,01 µg/l
ALDRIN / DIELDRIN	0,03 µg/l
HEPTACHLOR / HEPTACHLOREPOXID	0,1 µg/l
DDT	1 µg/l

Tab. 8 WHO Trinkwasser-Richtwerte für chlorierte Pestizide (Stand November 1980)

Die statistische Untersuchung der im Elbwasser festgestellten Befunde ergibt für die Beziehung zwischen a-HCH und g-HCH eine signifikante Korrelation (Korrelationskoeffizient $r=0,69$) mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit $<0,1\%$ bei Zugrundelegung von 330 Wertepaaren. Die graphische Darstellung der Wertepaare verdeutlicht die große Streubreite.

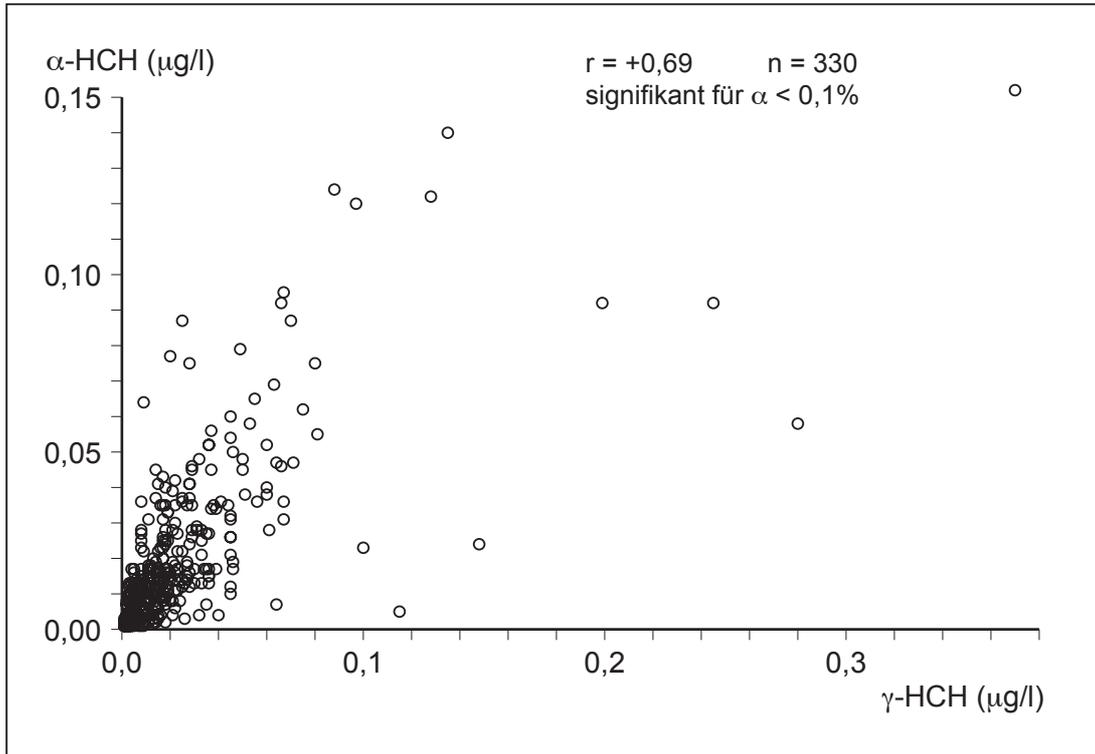


Abb. 15 Vergleich der α - und γ -HCH-Konzentrationen im Elbwasser (1981-1982)

	1	2	3	4
1 α -Hexachlorcyclohexan		(238) 0,32 ⁺	(330) 0,69 ⁺	(316) 0,39 ⁺
2 β -Hexachlorcyclohexan			(242) 0,11	(226) 0,23 ⁺
3 γ -Hexachlorcyclohexan		(n) r		(326) 0,24 ⁺
4 Hexachlorbenzol				
5 Abfiltrierbare Stoffe	(245) -0,10	(171) 0,06	(254) -0,03	(241) 0,01
6 Glühverlust der Abfiltrierbaren Stoffe	(205) 0,09	(143) -0,11	(215) 0,01	(203) 0,03

signifikant mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit $\alpha \leq 0,1 \%$

Tab. 9 lineare Korrelationskoeffizienten (r) und Anzahl (n) der Wertepaare der Konzentrationen der chlorierten Pestizide im Elbwasser (1981 - 1982)

Zwischen β -HCH und γ -HCH besteht keine signifikante Korrelation. Die Korrelation zwischen β -HCH und Hexachlorbenzol ist ebenfalls sehr schwach. Zusammenfassend ist festzustellen, daß die Ergebnisse der Korrelationsuntersuchungen keinen eindeutigen Aufschluß über mögliche Quellen ergeben. Die statistische Auswertung der Untersuchungsbefunde für die Isomere des HCH und Hexachlorbenzol im Verhältnis zum Schwebstoffgehalt der Wasserproben (abfiltrierbare Stoffe) sowie in Bezug auf den organischen Anteil der Schwebstoffe (ausgedrückt als Glühverlust) ergibt keine signifikante Abhängigkeit. Dieses Ergebnis bedeutet jedoch nicht, daß sich beispielsweise Hexachlorbenzol nicht an Schwebstoffe anlagert. Die nicht signifikante Korrelation zeigt lediglich an, daß die jeweilige Belastung des unfiltrierten Elbwassers mit Hexachlorbenzol nicht unmittelbar von dem Gehalt an Schwebstoffen abhängt, sondern daß in dem komplexen hydrologischen System der Elbe z.B. durch Einleitungen Belastungsunterschiede unabhängig vom Schwebstoffgehalt aufgetreten sind. Die bei den Sedimentuntersuchungen festgestellten Befunde deuten darauf hin, daß sich Hexachlorbenzol sehr wohl an Schwebstoffe und insbesondere an organisches Material anlagert. Für die übrigen Pestizide konnte eine derartige statistische Untersuchung nicht durchgeführt werden, da die im unfiltrierten Elbwasser gemessenen Konzentrationen überwiegend unterhalb der Nachweisgrenze lagen.

3.1.1.3 Polychlorierte Biphenyle

Obwohl polychlorierte Biphenyle (PCBs) in der Bundesrepublik seit einigen Jahren nur noch in geschlossenen Systemen (Hydraulikflüssigkeit im Bergbau, Transformatorenöl) verwendet werden dürfen, läßt sich diese Stoffgruppe immer noch in den Gewässern nachweisen. Die im unfiltrierten Elbwasser nachgewiesenen PCB-Konzentrationen sind in Abb. A 23 bis A 24 (Abschnitt Schnackenburg Geesthacht) und Abb. A 101 - A 118 (Bereich Tideelbe) graphisch dargestellt. Zu Beginn des Untersuchungsprogrammes erfolgte die PCB-Bestimmung nach einer Perchlorierung bezogen auf Deca-PCB. Diese Bestimmungsmethode war ursprünglich weit verbreitet. In der Zwischenzeit hat sich aber herausgestellt, daß bei der Perchlorierung Stoffe mit ähnlicher Struktur (z.B. polycyclische aromatische KW) entstehen, die das Ergebnis verfälschen. Bevor mit Wirkung ab 1.1.1982 eine endgültige Umstellung der Bestimmungsmethode erfolgte, wurde für die Monate Oktober, November, Dezember 1981 parallel eine Bestimmung bezogen auf Deca-PCB und eine Bestimmung bezogen auf Clophen A 60 vorgenommen. Ein Vergleich der mit den unterschiedlichen Bestimmungsmethoden gewonnenen Meßwerte zeigt, daß jeweils bezogen auf Deca-PCB sich höhere Werte ergeben haben. Die

Vergleichsuntersuchungen haben gezeigt, daß es keinen statistischen Zusammenhang zwischen den Meßwerten bezogen auf Deca-PCB und den Meßwerten bezogen auf Clophen A 60 gibt. Zur Zeit tendiert die wissenschaftliche Diskussion im Zusammenhang mit der PCB-Bestimmung dahin, künftig ausgewählte umweltrelevante Einzelverbindungen der zur Gruppe der PCBs gehörenden Stoffe zu bestimmen.

Eine Zusammenfassung der auf Clophen A 60 bezogenen PCB-Befunde (Extremwerte, Mittelwerte, Standardabweichung) ist in Abb.16 dargestellt. Die Meßwerte zeigen, daß bereits bei Schnackenburg eine Vorbelastung mit PCBs besteht. Die mittlere Konzentration liegt hier in der Größenordnung von rd. 0,02 µg/l. Im Längsprofil wurde für die Süderelbe ein erhöhter Mittelwert festgestellt. Diese Erhöhung ist auf einen einzeln aufgetretenen Extremwert von 0,16 µg/l zurückzuführen. In der übrigen Zeit lag das Belastungsniveau der Süderelbe in der gleichen Größenordnung wie das Niveau der Norderelbe. Im Bereich Stade - Bützflöth sind leicht erhöhte PCB-Konzentrationen mehrfach gemessen worden. Die festgestellten Konzentrationserhöhungen in der Größenordnung von 0,02 µg/l ergeben sich bereits bei einer Einleitung von rd. 1 kg PCB verteilt über 24 Stunden. Diese Zahlen zeigen, daß bereits bei einer Leckage, beispielsweise aus einem Transformator, derartige Aufstockungen auftreten können. Der leicht erhöhte Mittelwert in Höhe Brunsbüttel ist auf einen einzeln aufgetretenen Spitzenwert von 0,12 µg/l (am 7.10.1981) zurückzuführen. Zusammenfassend ist festzustellen, daß die im Bereich der Tideelbe vereinzelt gemessenen erhöhten Konzentrationen nur einen singulären Charakter haben. Diese punktuellen Verschmutzungen haben nicht zu großräumigen Konzentrationserhöhungen geführt. Es ist daher zu vermuten, daß die eingetragenen PCB-Mengen sehr gering waren und somit nach einer weitgehenden Vermischung mit dem Elbwasser die Konzentrationsaufstockungen nur noch im Vergleich zur Grundbelastung sehr gering waren.

Aus der im Mittel in Höhe von Schnackenburg festgestellten PCB-Konzentration (bezogen auf Clophen A 60) von 0,02 µg/l ergibt sich eine Vorbelastung in Höhe von 1 bis 2 kg PCB/Tag.

Für die Nebenflüsse Ilmenau, Seeve, Wedeler Aue, Lühe, Rhin, Stör und Oste wurden jeweils nur geringe PCB-Konzentrationen <0,01 µg/l PCB bezogen auf Clophen A 60 festgestellt. In der Dove Elbe wurde am 7.10.1981 eine vergleichsweise hohe Konzentration von 0,138 µg/l PCB (bezogen auf Clophen A 60) gemessen. Während des übrigen Untersuchungszeitraumes wurden - wie auch in der Pinnau, Krückau und Este - PCB-

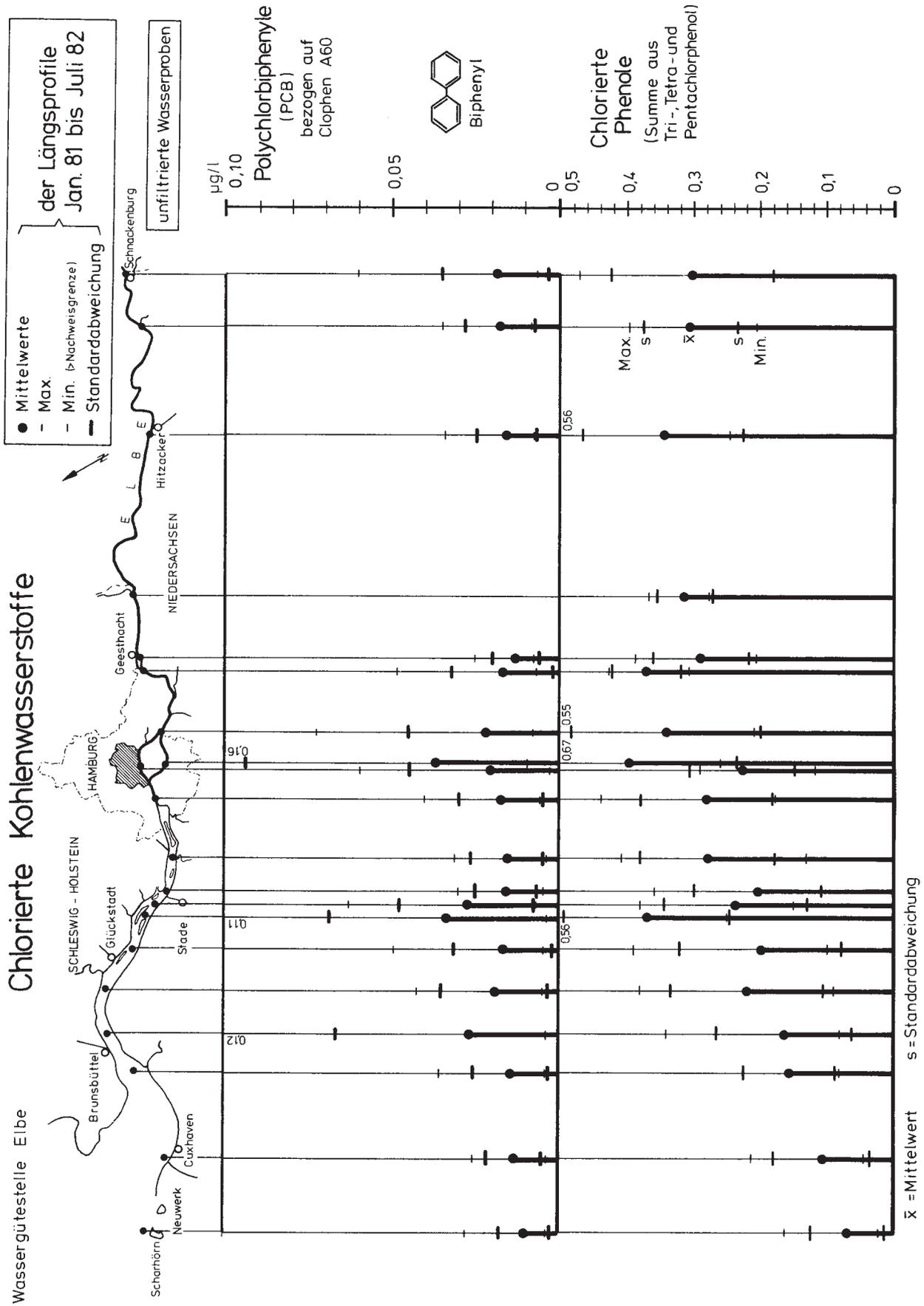


Abb. 16 Längsprofil der Polychlorbiphenyl- und Chlorphenol-Mittelwerte (Januar 81-Juli 82)

Konzentrationen zwischen 0,005 und 0,04 µg/l nachgewiesen. Diese Konzentrationen zeigen Verschmutzungen an, wie sie in fast allen Oberflächengewässern überlicherweise vorkommen. Bei einer Bewertung der Befunde ist zu berücksichtigen, daß PCBs seit etwa 1935 hergestellt und verwendet werden. So wurden PCBs beispielsweise als Weichmacher für Kunststoffe und als Imprägniermittel für Holz und Papier auch bis in die 70er Jahre hinein offen angewendet.

Für die polychlorierten Biphenyle (bezogen auf Clophen A 60) ergab sich keine signifikante Korrelation in Bezug auf den Schwebstoffgehalt und den Gehalt an organischer Substanz. Dies bedeutet wiederum nicht, daß sich polychlorierte Biphenyle nicht an Schwebstoffe anlagern. Es ist lediglich ein Hinweis dafür, daß die Belastung des Elbwassers mit polychlorierten Biphenylen nicht direkt von dem Schwebstoffgehalt abhängig ist, sondern Belastungsschwankungen durch andere Ursachen auftreten.

3.1.1.4 Chlorierte Phenole und Phenoxyessigsäuren

Seit Februar 1982 wurden im Rahmen des Untersuchungsprogrammes auch die Konzentrationen der chlorierten Phenole (5 Isomere des Trichlorphenols, 2 Isomere des Tetrachlorphenols und Pentachlorphenol) regelmäßig bestimmt. Die Ergebnisse der monatlichen Längsprofiluntersuchungen sind in Abb. A 27 bis A 34 (Abschnitt Schnackenburg - Geesthacht) und Abb. A 128 bis A 143 (Bereich Tideelbe) dargestellt.

In Höhe von Schnackenburg wurden für 2-3-4 Trichlorphenol Konzentrationen im unfiltrierten Elbwasser in der Größenordnung zwischen 0,02 und 0,07 µg/l gemessen. Auch im Bereich der Tideelbe lagen die Konzentrationen in dieser Größenordnung. Vereinzelt wurden erhöhte Konzentrationen im Raume Stade, in der Krückau und in der Pinnau festgestellt. In den übrigen Nebenflüssen wurden deutlich niedrigere Konzentrationen, die häufig unterhalb der Nachweisgrenze von 0,01 µg/l lagen, erfaßt. Für 2-3-4 Trichlorphenol sind, bezogen auf Fische (Goldorfen), folgende Grenzwerte angegeben (DFG 1982 ³⁾)

LC ₀	=	500 µg/l
LC ₅₀	=	1200 µg/l
LC ₁₀₀	=	1500 µg/l

Für Bakterien (Pseudomonas) wurde eine Vermehrungshemmung bei Konzentrationen > 40.000 µg/l festgestellt. Ein Vergleich mit den im Elbwasser gemessenen Konzen-

trationswerten zeigt, daß diese kritischen Grenzwerte um mehr als den Faktor 1000 in der Elbe unterschritten sind.

Für 2-3-5 Trichlorphenol wurden im unfiltrierten Elbwasser Konzentrationen im Bereich zwischen 0,01 und 0,09 µg/l gemessen. Die Belastung des tidefreien Elbabschnitts zwischen Schnackenburg und Geesthacht lag in der gleichen Größenordnung wie die im Bereich der Tideelbe gemessenen Konzentrationen. Im Mittel betragen die Konzentrationen rd. 0,03 µg/l. In den Nebenflüssen wurden überwiegend niedrigere Konzentrationen festgestellt. Ein außergewöhnlicher Befund wurde am 11.2.1982 mit 0,09 µg/l in der Dove Elbe gemessen. Als Grenzwerte für die akute Giftwirkung auf Fische und Bakterien sind für 2-3-5 Trichlorphenol folgende Werte angegeben:

LC ₀	=	500 µg/l
LC ₅₀	=	620 µg/l
LC ₁₀₀	=	750 µg/l

(bezogen auf Goldorfen)

Für Bakterien (*Pseudomonas*) wurde eine Vermehrungshemmung ab 20 000 µg/l festgestellt. Ein Vergleich mit dem LC₀-Wert zeigt, daß die im unfiltrierten Elbwasser gemessenen Maximalkonzentrationen diesen Wert noch um den Faktor 5000 unterschreiten.

Auch die für 2-3-6 Trichlorphenol im unfiltrierten Elbwasser gemessenen Konzentrationen von 0,01 bis rd 0,1 µg/l liegen deutlich (Faktor 10 000) unterhalb den für die akute Giftwirkung auf Fische (Goldorfen) und Bakterien angegebenen Grenzwerten. Es gelten für

LC ₀	=	1000 µg/l
LC ₅₀	=	2900 µg/l
LC ₁₀₀	=	4700 µg/l

Für Bakterien (*Pseudomonas*) wurde bei 2-3-6 Trichlorphenol eine Vermehrungshemmung ab 500 000 µg/l festgestellt.

Die LC-Werte für Fische und Angaben über die Vermehrungshemmung für Bakterien sind in dem Bericht der Deutschen Forschungsgemeinschaft ³ veröffentlicht.

Für 2-4-5 Trichlorphenol lag die im unfiltrierten Elbwasser bestimmte Konzentration überwiegend ebenfalls in der Größenordnung zwischen 0,01 und 0,1 µg/l. Am 27.5.1982 ist in der Süderelbe ein Maximalwert mit 0,26 µg/l und in Höhe Pagensand von 0,16 µg/l aufgetreten. In den Elbnebenflüssen wurden in der Regel im Vergleich zum Elbniveau niedrigere Konzentrationen gemessen. Eine Ausnahme ergab sich - wie bereits für 2-3-5 Trichlorphenol - am 11.2.1982 für die Dove Elbe. Hier wurde ein Wert von 0,13 µg/l festgestellt. Für die akute Giftwirkung auf Fische (Goldorfen) gelten folgende Richtwerte:

LC ₀	=	300 µg/l
LC ₅₀	=	400 µg/l
LC ₁₀₀	=	600 µg/l

Für Bakterien (Pseudomonas) wurde eine Vermehrungshemmung ab 20 000 µg/l festgestellt. Die im unfiltrierten Elbwasser gemessenen Konzentrationen liegen wiederum um mehr als den Faktor 1000 unter dem LC₀-Wert.

Für 2-4-6 Trichlorphenol wurden im unfiltrierten Elbwasser überwiegend Konzentrationen in der Größenordnung zwischen 0,02 und 0,15 µg/l festgestellt. Die im Streckenabschnitt zwischen Schnackenburg und Geesthacht gemessenen Werte lagen in der gleichen Größenordnung wie die im Bereich der Tideelbe festgestellten Konzentrationen. Vereinzelt sind im Bereich Hamburg und im Bereich Stade im Vergleich zur großräumigen Grundbelastung etwas erhöhte Konzentrationen ermittelt worden. In der Pinnau ist am 11.2.1982 mit 0,16 µg/l ein für Nebenflüsse außergewöhnlich hoher Wert aufgetreten. In den übrigen Nebenflüssen lagen die Konzentrationen in der Regel etwas unterhalb des Elbniveaus. Für 2-4-6 Trichlorphenol sind für die akute Giftwirkung auf Fische (Goldorfen) folgende Werte angegeben:

LC ₀	=	1000 µg/l
LC ₅₀	=	1900 µg/l
LC ₁₀₀	=	2500 µg/l

Für Bakterien (Pseudomonas) ist eine Vermehrungshemmung ab 170 000 µg/l angegeben. Ein Vergleich mit den im unfiltrierten Elbwasser gemessenen Konzentrationen zeigt, daß diese Werte um mehr als den Faktor 5000 unterschritten werden.

Für die Isomere des Tetrachlorphenols (2-3-4-6 Tetrachlorphenol und 2-3-5-6 Tetrachlorphenol) wurden jeweils im unfiltrierten Elbwasser Konzentrationen zwischen 0,01 und

0,07 µg/l gemessen. Im Mittel lagen die Konzentrationen bei 0,03 µg/l. Geringfügige Erhöhungen gegenüber dem großräumigen Elbniveau wurden im Bereich Hamburg und im Bereich Stade vereinzelt festgestellt. Die Belastung des Elbabschnitts zwischen Schnackenburg und Geesthacht lag wiederum in der gleichen Größenordnung wie die Belastung der Tideelbe. Werte für die akute Giftwirkung auf Fische (Goldorfen) und Bakterien sind in dem DFG-Bericht nicht angegeben.

Für Pentachlorphenol wurden im unfiltrierten Elbwasser Konzentrationen zwischen 0,02 und 0,38 µg/l gemessen. Im Mittel lag die Konzentration zwischen 0,05 und 0,1 µg/l. Die Belastungen im tidefreien Elbabschnitt zwischen Schnackenburg und Geesthacht lagen in der gleichen Größenordnung wie im Bereich der Tideelbe. Die Nebenflüsse wiesen in der Regel etwas geringere Konzentrationen auf. Pentachlorphenol hat im Vergleich zu den übrigen chlorierten Phenolen eine deutlich höhere Fischgiftigkeit. In dem Bericht der DFG sind folgende Werte angegeben:

LC0	=	50 µg/l
LC50	=	110 µg/l
LC100	=	150 µg/l

(bezogen auf Goldorfen)

Eine Vermehrungshemmung bei Bakterien (*Pseudomonas*) wurde ab Konzentrationen von 60 000 µg/l festgestellt. Die im Elbwasser ermittelten Maximalkonzentrationen bis zu rd. 0,4 µg/l liegen somit noch um rd. den Faktor 100 unter dem LC₀-Wert.

Einen Überblick über die Belastung der Elbe mit chlorierten Phenolen zeigt Abb. 16. Aufgetragen ist die Summe der untersuchten Isomere für Tri- und Tetrachlorphenol zusammen mit den für Pentachlorphenol bestimmten Konzentrationen. Der Verlauf der Werte über das Längsprofil zeigt, daß die Belastung in erheblichem Maße durch die Höhe der Vorbelastung geprägt wird. Regional sind an einzelnen Meßstellen signifikante Erhöhungen feststellbar. So ist beispielsweise die Süderelbe deutlich stärker belastet als die Norderelbe. Auch im Bereich Stade ist eine örtliche Konzentrationserhöhung aufgetreten. Die Abnahme unterhalb von Glückstadt ist wiederum auf die Verdünnungswirkung des Nordseewassers zurückzuführen.

Während des gesamten Untersuchungszeitraumes wurde im unfiltrierten Elbwasser in keinem Fall für 2-4 Dichlorphenoxyessigsäure ein Wert über der Nachweisgrenze von 0,1 µg/l festgestellt. Für 2-4-5 Trichlorphenoxyessigsäure hingegen lag die Nachweis-

grenze bei 0,01 µg/l. 2-4-5 Trichlorphenoxyessigsäure wurde häufig im Elbwasser in Konzentrationen zwischen 0,01 und 0,05 µg/l ermittelt. Das Belastungsniveau des Elbabschnitts zwischen Schnackenburg und Geesthacht lag wiederum in der gleichen Größenordnung wie der Bereich der Tideelbe. Signifikante Belastungsschwerpunkte sind aus den Meßdaten nicht zu erkennen. Für die akute Toxizität ist für die Fischart Ukelei ein LC_{50} -Wert von $9,3 \cdot 10^6$ µg/l angegeben. Da die im Elbwasser festgestellten Konzentrationen noch deutlich unter 1 µg/l liegen, ist eine akute Giftwirkung auf die Elbfischfauna mit großer Wahrscheinlichkeit auszuschließen.

Die WHO-Vorschläge für Trinkwasser-Richtwerte sind in der folgenden Tabelle aufgeführt:

2-4-6 Trichlorphenol	10 µg/l
Pentachlorphenol	10 µg/l
2-4 D	100 µg/l

Tab. 10 WHO-Trinkwasser-Richtwerte für chlorierte Phenole und Phenoxyessigsäure (Stand 11/1980)

Die statistische Auswertung für die chlorierten Phenole und Phenoxyessigsäuren (im unfiltrierten Elbwasser bestimmte Konzentrationen) ergibt zwar zwischen einzelnen Verbindungen (z.B. zwischen 2-4-5 Trichlorphenol und Pentachlorphenol) eine signifikante Korrelation; dennoch lassen sich auch aus diesen Auswertungen keine weiteren Schlüsse ableiten.

Auch in Bezug auf den Schwebstoffgehalt der untersuchten Proben und den Gehalt an organischer Substanz (Glühverlust) ergeben sich für die chlorierten Phenole keine eindeutigen Abhängigkeiten.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9
1 2-3-4 Trichlorphenol		(101) 0,29	(101) 0,37 ⁺	(106) 0,46 ⁺	(107) 0,31 ⁺	(98) 0,18	(91) 0,25	(107) 0,30	(77) 0,32
2 2-3-5 Trichlorphenol			(98) 0,29	(105) 0,24	(108) 0,28	(98) 0,37 ⁺	(89) 0,23	(107) 0,20	(75) 0,46 ⁺
3 2-3-6 Trichlorphenol				(107) 0,42	(109) 0,40 ⁺	(99) 0,30	(90) 0,44 ⁺	(107) 0,36 ⁺	(76) 0,25
4 2-4-5 Trichlorphenol					(121) 0,62 ⁺	(105) 0,20	(92) 0,43 ⁺	(121) 0,78 ⁺	(78) 0,18
5 2-4-6 Trichlorphenol						(107) 0,19	(93) 0,35 ⁺	(122) 0,62 ⁺	(78) 0,23
6 2-3-4-6 Tetrachlorphenol		(n) r					(87) 0,26	(105) 0,19	(76) 0,24
7 2-3-5-6 Tetrachlorphenol								(93) 0,39 ⁺	(71) 0,17
8 Pentachlorphenol									(77) 0,00
9 2-4-5 Trichlorphenoxy- essigsäure									
10 Abfiltrierbare Stoffe	(51) -0,20	(53) -0,25	(52) -0,44 ⁺	(57) -0,24	(60) -0,22	(50) -0,10	(47) -0,30	(59) -0,24	(38) -0,22
11 Glühverlust der Abfiltrier- baren Stoffe	(40) 0,15	(42) 0,25	(41) 0,24	(46) 0,10	(49) 0,17	(40) 0,03	(36) 0,09	(48) 0,08	(28) 0,14

signifikant mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit $\alpha \leq 0,1 \%$

Tab. 9 lineare Korrelationskoeffizienten (r) und Anzahl (n) der Wertepaare der Konzentrationen der chlorierten Phenole und Trichloressigsäure im Elbwasser (1981 - 1982)

3.1.2 Vorbelastung des Elbwassers

In der folgenden Tabelle 12 sind die charakteristischen Werte für die Konzentration der chlorierten Kohlenwasserstoffe im Bereich Schnackenburg angegeben. Für die Ermittlung der Extremwerte und Mittelwerte wurden jeweils die Ergebnisse der Probenentnahmestellen Schnackenburg Nord, Schnackenburg Süd und Gorleben zu einem repräsentativen Wert für die Vorbelastung zusammengefaßt. Zeitlich versetzt zu den monatlichen Beprobungen wurden zusätzlich Einzelproben aus Strommitte in Höhe der Meßstation Schnackenburg entnommen und untersucht. Diese Werte wurden in die Berechnung miteinbezogen. In der Anzahl $n = 28$ sind die Ergebnisse von 14 Längsprofilbeprobungen (Mittelwert aus den Meßstellen Schnackenburg Nord, Schnackenburg Süd und Gorleben) und zusätzlich 14 Einzelproben aus Strommitte enthalten. In der Tabelle sind die Verbindungen in folgende Gruppen zusammengefaßt:

- CKWs, die regelmäßig im Elbwasser nachgewiesen wurden
- CKWs, die vereinzelt im Elbwasser nachgewiesen wurden
- CKWs, die regelmäßig unter der Nachweisgrenze lagen

Um einen Überblick über die von oberstrom einströmenden Mengen an chlorierten Kohlenwasserstoffen zu erhalten, wurden die jeweiligen Frachten an Hand der gemessenen Konzentrationen durch Multiplikation mit den für Schnackenburg maßgebenden Abflüssen berechnet. Es wurde dabei der Abfluß am Pegel Neu Darchau multipliziert mit dem Faktor 0,942, der sich aus dem Verhältnis der Einzugsgebiete ergibt, zugrunde gelegt. Eine derartige Frachtermittlung ist sicherlich mit Fehlern verbunden. Für eine exakte Frachtermittlung hätten jeweils gleichzeitig im gesamten Querprofil Proben entnommen werden müssen. Dies war unter anderem vom Aufwand her praktisch nicht durchführbar. Die in der folgenden Tabelle angegebenen Frachten sind deshalb nicht als exakte Mengenangaben, sondern als Abschätzungen für die Größenordnungen der Frachten anzusehen.

Die Auswertung der gemessenen Konzentrationen zeigt, daß bei den niedermolekularen chlorierten Kohlenwasserstoffen in den Wintermonaten der Jahre 1981 und 1982 bei sehr niedrigen Wassertemperaturen um 0°C die höchsten Konzentrationswerte auftraten. So wurden beispielsweise am 25.1.1982 bei besonders starkem Eisgang auf der Elbe im Elbwasser für 1-1-2 Tetrachlorethan eine maximale Konzentration von $37,6 \mu\text{g/l}$ und gleichzeitig für Chloroform eine maximale Konzentration von $12,2 \mu\text{g/l}$ gemessen. Durch die niedrigen Wassertemperaturen einerseits und die Eisbedeckung andererseits wird

Tab. 12 CHLORIERTE KOHLENWASSERSTOFFE
KONZENTRATIONEN UND FRACHTEN BEI SCHNACKENBURG
(1981 - 1982)

1. Regelmäßig im Elbwasser nachgewiesen									
	NG µg/l	n	Konzentration			Fracht			
			Min	Mit µg/l	Max	Min	Mit kg/d	Max	JFr t/a
Chloroform	0,001	28	0,17	1,4	12,2	9,4	120	1900	45
Tetrachlorkohlenstoff	0,001	28	0,003	0,38	2,9	0,1	34	410	10
1-1-1 Trichlorethan	0,001	28	<0,001	0,022	0,13	<0,03	1,8	11	0,7
1-1-2 Trichlorethan	0,001	28	<0,001	0,50	3,7	<0,07	31	210	10
1-1-1-2 Tetrachlorethan	0,001	28	<0,001	0,029	0,12	<0,04	2,6	15	0,9
1-1-2-2 Tetrachlorethan	0,001	28	0,12	2,1	37,6	12	250	5800	90
Trichlorethylen	0,001	28	0,080	2,0	8,8	11	160	910	60
Perchlorethylen	0,001	28	0,21	1,2	7,7	8,1	120	1200	45
α - HCH	0,001	28	<0,001	0,023	0,15	<0,06	1,4	5,5	0,5
β - HCH	0,001	28	<0,001	0,009	0,072	0,03	0,6	2,5	0,2
γ - HCH	0,001	28	0,001	0,021	0,051	0,1	1,3	4,5	0,5
HCB	0,001	28	<0,001	0,020	0,10	0,2	1,2	8,9	0,4
PCB (als Clophen A 60)	0,001	23	0,006	0,015	0,048	0,2	1,3	6,6	0,5
2-3-4 Trichlorphenol	0,010	13	0,010	0,026	0,050	0,3	1,4	7,2	0,5
2-3-5 Trichlorphenol	0,010	13	0,010	0,026	0,053	0,4	1,4	7,6	0,5
2-3-6 Trichlorphenol	0,010	13	<0,010	0,022	0,047	<0,03	1,1	6,2	0,4
2-4-5 Trichlorphenol	0,010	13	0,030	0,054	0,090	0,8	2,3	6,2	0,8
2-4-6 Trichlorphenol	0,010	13	0,027	0,067	0,15	0,6	2,9	10	1,1
2-3-4-6 Tetrachlorphenol	0,010	13	0,010	0,024	0,047	0,3	1,2	6,7	0,4
2-3-5-6 Tetrachlorphenol	0,010	13	<0,010	0,013	0,020	<0,03	0,7	2,4	0,3
Pentachlorphenol	0,010	13	0,053	0,11	0,19	1,6	4,1	10	1,5
2-4-5 T	0,010	13	<0,010	0,017	0,030	0,3	0,8	3,9	0,3
2. Vereinzelt im Elbwasser nachgewiesen									
1-2 Dichlorethan	0,150	2	<0,150		2,1	<3,7		150	<4,5
Endrin	0,001	1	<0,001		0,002	<0,02		0,18	<0,03
Aldrin	0,001	1	<0,001		0,021	<0,02		1,3	<0,03
o-p' DDT	0,001	6	<0,001		0,004	<0,02		0,31	<0,03
p-p' DDT	0,001	5	<0,001		0,004	<0,02		0,25	<0,03
o-p' DDD	0,001	6	<0,001		0,004	<0,02		0,54	<0,03
p-p' DDD	0,001	3	<0,001		0,005	<0,02		0,31	<0,03
p-p' DDE	0,001	2	<0,001		0,002	<0,02		0,25	<0,03
Heptachlorepoxyd	0,001	5	<0,001		0,004	<0,02		0,25	<0,03
α - Endosulfan	0,001	1	<0,001		0,002	<0,02		0,13	<0,03
β - Endosulfan	0,001	1	<0,001		0,001	<0,02		0,06	<0,03
3. Unter der Nachweisgrenze									
Dichlormethan	0,150								
1-1 Dichlorethan	0,150								
1-2 Dichlorpropan	0,150								
1-3 Dichlorpropan	0,150								
2-2 Dichlorpropan	0,150								
Pentachlorethan	0,001								
Hexachlorethan	0,001								
Dieldrin	0,001								
Heptachlor	0,001								
2-4 D	0,100								

NG = Nachweisgrenze

JFr = Jahresfracht

n = Anzahl der Meßwerte (Unter 28 n = Anzahl der Meßwerte >Nachweisgrenze)

vermutlich in erheblichem Maße eine Ausgasung verhindert. Die während dieses Zeitraumes gemessenen Maximalkonzentrationen können somit als Maß für die Abschätzung der Größenordnung des Gesamt-Eintrages im oberen Einzugsgebiet betrachtet werden. Die niedrigsten Konzentrationen für die niedermolekularen chlorierten Kohlenwasserstoffe wurden überwiegend in den Sommermonaten bei Wassertemperaturen über 20°C gemessen. Während dieser Zeit sind auch bei den Längsprofilen deutliche Ausgasungsverluste festzustellen.

Die für die chlorierten Pestizide festgestellten Konzentrationsschwankungen haben einen zufälligen Charakter. Abhängigkeiten z.B. von der Wassertemperatur oder dem Oberwasserabfluß sind nicht signifikant nachweisbar. Für α -HCH, γ -HCH und HCB lagen die mittleren Konzentrationen in der Größenordnung von 0,02 $\mu\text{g/l}$. Diese Konzentrationen erscheinen zwar sehr niedrig, es muß jedoch bei einer Bewertung dieser Belastung berücksichtigt werden, daß sich diese Stoffe in starkem Maße z.B. in Fischen anreichern. Die Vorbelastung mit polychlorierten Biphenylen (bezogen auf Clophen A 60) betrug im Mittel 0,015 $\mu\text{g/l}$. Die maximale Konzentration betrug 0,048 $\mu\text{g/l}$. Da sich polychlorierte Biphenyle wie auch HCB in sehr starkem Maße in den Sedimenten und insbesondere in Fischen anreichern, stellen selbst diese geringen Konzentrationen bereits eine erhebliche Belastung dar. Die Untersuchung der chlorierten Phenole hat ergeben, daß insbesondere Pentachlorphenol die höchsten Konzentrationen aufweist. Die maximale Konzentration von 0,19 $\mu\text{g/l}$ Pentachlorphenol liegt jedoch noch deutlich unter dem LC_{50} -Wert von 50 $\mu\text{g/l}$ (DFG-Bericht 1982³⁾).

Für 2-4-5 Trichlorphenoxyessigsäure wurden im Elbwasser Konzentrationen zwischen <0,01 und 0,027 $\mu\text{g/l}$ nachgewiesen. 2-4-5 T wird beispielsweise als Totalherbizid eingesetzt.

Zu den nur vereinzelt im Elbwasser nachgewiesenen chlorierten Pestiziden zählen Endrin, Aldrin, Endosulfan, Heptachlorepoxid, DDT und seine Metaboliten. Nur für Aldrin wurde ein einzelner Maximalwert von 0,021 $\mu\text{g/l}$ festgestellt. Für alle übrigen Stoffe dieser Gruppe lagen die Werte nur vereinzelt geringfügig über der Nachweisgrenze von 0,001 $\mu\text{g/l}$.

Für die Dichlor-Verbindungen lag die Nachweisgrenze bei 0,15 $\mu\text{g/l}$. Mit Ausnahme des 1-2 Dichlorethans bewegten sich die Konzentrationen der übrigen Dichlor-Verbindungen im Elbwasser stets unterhalb dieser Nachweisgrenze. Pentachlorethan, Hexachlorethan, Dieldrin und Heptachlor (Nachweisgrenze 0,001 $\mu\text{g/l}$) waren in allen Fällen nicht nachweisbar.

3.2 Chlorkohlenwasserstoffe des Elbsediments

Die Ergebnisse der Sediment-Längsprofiluntersuchungen sind in den Anlagen A 146 bis A 155 dargestellt. Die Bestimmung der Chlorkohlenwasserstoffkonzentrationen erfolgte jeweils an der Gesamtprobe. Um den Charakter des Sedimentes aufzuzeigen, wurden jeweils in den Diagrammen die prozentualen Anteile der Feinkornfraktion <63 µm mitgegeben.

3.2.1 Niedermolekulare Chlorkohlenwasserstoffe

Von den niedermolekularen Chlorkohlenwasserstoffen wurden nur die Verbindungen Chloroform, Tetrachlorkohlenstoff, 1-1-1 Trichlorethan, 1-1-1-2 Tetrachlorethan, Trichlorethylen und Perchlorethylen nachgewiesen. Für die übrigen im Meßprogramm enthaltenen Verbindungen lagen die Werte überwiegend unterhalb der Nachweisgrenze von 0,1 µg/kg Trockengewicht. Für die Dichlor-Verbindungen lag die Nachweisgrenze bei 10 µg/kg Trockengewicht. Großräumig lagen die mittleren Konzentrationen an Chloroform und Tetrachlorkohlenstoff in der Größenordnung von rd. 3 µg/kg Trockengewicht. An einzelnen Probenentnahmestellen wurden deutlich höhere Konzentrationen gemessen, die vermutlich auf örtliche Einleitungen hindeuten. In unmittelbarer Nähe von Einleitungen, z.B. vom Bützflether Anleger und in der Glückstädter Nebenelbe, wurden Chloroformkonzentrationen, die um das Hundertfache über dem mittleren Niveau lagen, festgestellt. Bemerkenswert ist, daß diese örtlichen Verschmutzungen nur räumlich sehr eng begrenzt vorliegen und nicht auf größere Gebiete ausstrahlen. Insgesamt deutet der Längsprofilverlauf darauf hin, daß im Bereich unterhalb Bleckede und in Höhe Zollenspieker Verschmutzungen, die zu einer höheren Belastung des Sediments geführt haben, stattgefunden haben müssen. Ob es sich dabei um einzelne Ereignisse oder um eine systematische Belastung handelt, kann erst aufgrund weiterer Sedimentuntersuchungen zu einem späteren Zeitpunkt ermittelt werden.

Für 1-1-1 Trichlorethan und 1-1-1-2 Tetrachlorethan sind derartige Belastungsschwerpunkte nicht so deutlich erkennbar. 1-1-1 Trichlorethan lag im großräumigen Mittel in der Größenordnung bei 0,2 µg/kg Trockensubstanz. 1-1-1-2 Tetrachlorethan lag häufig unter 0,1 µg/kg Trockensubstanz. Etwas höhere Werte bis zu rd. 1 µg/kg Trockensubstanz wurden im Hamburger Bereich festgestellt. Auffallend ist, daß im Vergleich zu den in den Monaten Januar, Februar und März 1981 in Höhe Bützfleth festgestellten deutlichen Konzentrationserhöhungen für 1-1-1-2 Tetrachlorethan im Elbwasser keine entsprechenden Belastungen im Sediment vorgefunden wurden. Die Sedimentbeprobung erfolgte im Oktober 1981. Diese Erscheinung deutet darauf hin, daß entweder die zeitlich begrenzte

erhöhte Belastung des Wassers, sich nicht bis in die Sedimente hinein ausgewirkt hat oder aber 1-1-1-2 Tetrachlorethan in der Zwischenzeit von sechs Monaten wieder aus dem Sediment ausgetragen worden ist.

Für Trichlorethylen wurde im großräumigen Mittel eine Belastung des Sediments in der Größenordnung von rd. 2 µg/kg Trockensubstanz nachgewiesen. Bemerkenswert ist, daß z.B. bei Zollenspieker an derselben Probenentnahmestelle, an der erhöhte Chloroform- und Tetrachlorkohlenstoffwerte angetroffen wurden, ebenfalls deutlich erhöhte Trichlorethylenkonzentrationen im Sediment vorlagen. Die Perchlorethylenkonzentrationen im Sediment lagen überwiegend in der Größenordnung von 1 µg/kg Trockensubstanz. An einzelnen Probenentnahmestellen im Hamburger Bereich wurden leichte Erhöhungen festgestellt.

3.2.2 Chlorierte Pestizide

Pestizide werden in unterschiedlichem Maße an Schwebstoffe adsorbiert und lagern sich somit auch in den Sedimenten ab. Untersuchungen von HERZEL 1969 ⁺⁾ zeigen auf, daß ein umgekehrt proportionaler Zusammenhang zwischen der Wasserlöslichkeit einerseits und der Adsorption verschiedener Pestizide an die Schwebstoffe andererseits besteht. In der folgenden Tabelle sind für ausgewählte Pestizide neben der Wasserlöslichkeit die von HERZEL für verschiedene Konzentrationen im Wasser ermittelten an Schwebstoffe adsorbierten Anteile angegeben.

Untersuchte Pestizide	Löslichkeit in H ₂ O mg/l	Konzentrationsbereich im Versuch µg/l	adsorbiert an Schwebstoffe %
Lindan	6	0,85 - 8,5	0,1 - 8,8
Dieldrin	0,190	1,3 - 13	0,4 - 61,4
Aldrin	0,027	0,85 - 8,5	65,0 - 91,1
DDT	0,0012	1,3 - 10	76,6 - 100

Tab.13 Adsorption von Pestiziden an Schwebstoffe (HERZEL 1969)

⁺⁾ HERZEL, F.: Städtehygiene 12, 301-309 (1969)

Die Untersuchungsergebnisse zeigen, daß insbesondere Dieldrin, Aldrin und DDT in erheblichem Maße an Schwebstoffe adsorbiert werden. Da die Schwebstoffe bevorzugt in strömungsarmen Zonen sedimentieren, treten in diesen Bereichen auch erhöhte Pestizidkonzentrationen auf.

Die in den Elbsedimenten festgestellten Konzentrationen für die Pestizide Dieldrin und Endrin sind in Abb. A 149 dargestellt. Im Mittel lagen die Dieldrinwerte bei 1,8 µg/kg Trockensubstanz und die Endrinwerte bei 1,3 µg/kg Trockensubstanz. Bei Gorleben, in der Haseldorfer Nebeneibe und insbesondere im Hamburger Hafen (Kuhwerder Vorhafen) sind in Einzelproben deutlich erhöhte Konzentrationen festgestellt worden. Eine statistische Auswertung der Untersuchungsbefunde zeigt für die chemisch recht ähnlichen Verbindungen Endrin und Dieldrin eine signifikante Korrelation mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit < 0,1 % mit einem Korrelationskoeffizienten von 0,72. Die in der folgenden Abbildung dargestellten Wertepaare zeigen jedoch, daß kein enger funktionaler Zusammenhang besteht.

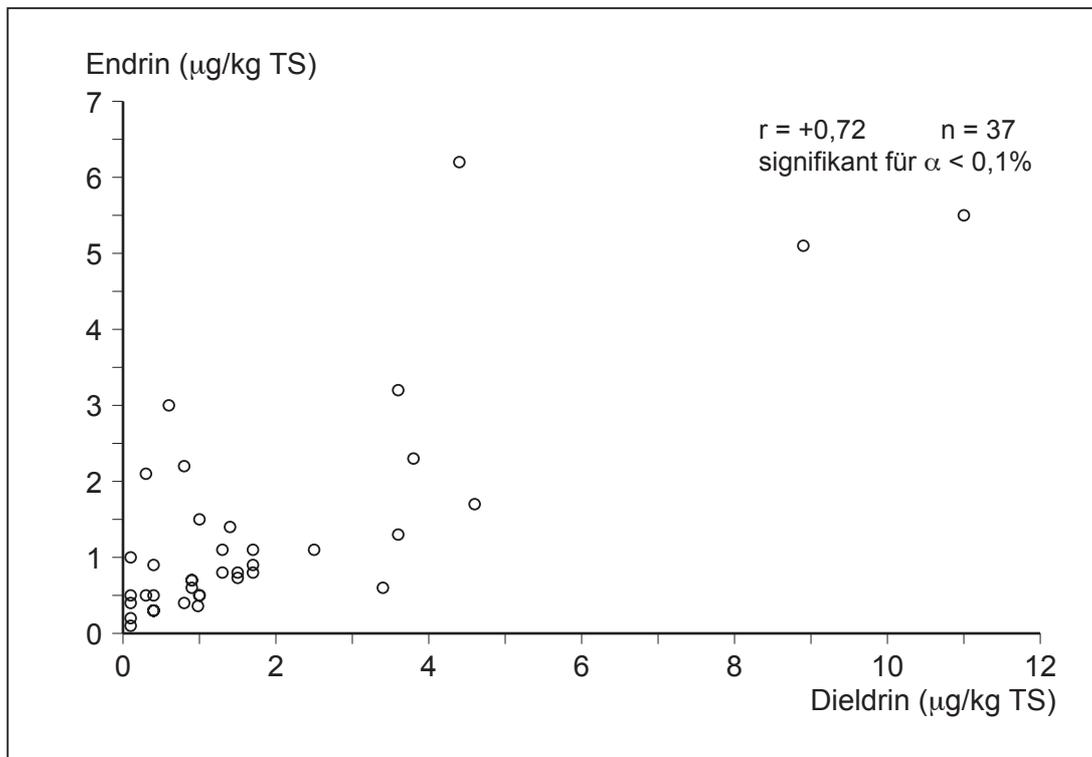


Abb. 15 Vergleich der Dieldrin- und Endrin-Konzentrationen der Elbsedimente (1981)

Unterhalb von Stade lagen die Konzentrationen für beide Verbindungen fast ausschließlich unterhalb der Nachweisgrenze von 0,5 µg/kg Trockensubstanz. Das Pestizid Aldrin konnte in den Elbsedimenten nicht nachgewiesen werden (Nachweisgrenze = 0,5 µg/kg Trockensubstanz). Aldrin kann unter bestimmten Bedingungen zu Dieldrin umgewandelt werden. Für Heptachlor und α-Endosulfan wurden in den Elbsedimenten im Streckenabschnitt zwischen Schnackenburg und Hamburg Konzentrationen im Bereich zwischen 1 bis 10 µg/kg Trockensubstanz festgestellt. Die mittleren Konzentrationen lagen jeweils zwischen 2 und 3 µg/kg Trockensubstanz. In der Unterelbe unterhalb Hamburg wurden mit Ausnahme des Stader Bereiches überwiegend nur Werte unterhalb der Nachweisgrenze von 0,5 µg/kg Trockensubstanz erfaßt. Im Hamburger Bereich wurden bei diesen Stoffen keine signifikanten Erhöhungen festgestellt.

Bemerkenswert sind die für das Pestizid DDT festgestellten Befunde. Während sich bei den Untersuchungen des Elbwassers herausstellte, daß die DDT-Konzentrationen überwiegend unterhalb der Nachweisgrenze von 0,001 µg/l lagen, zeigen die Elbsedimente, insbesondere für p,p'-DDT, eine deutliche Belastung an. Die o,p'-DDT-Konzentrationen lagen im Mittel in der Größenordnung bei 2 µg/kg Trockensubstanz im Streckenabschnitt zwischen Schnackenburg und Hamburg. Für p,p'-DDT wurden mehrfach Konzentrationen bis in die Größenordnung von 25 µg/kg Trockensubstanz gemessen. Besonders hohe Werte mit 60 µg/kg Trockensubstanz unterhalb von Hitzacker, 25 µg/kg Trockensubstanz bei Bunthaus und 584 µg/kg Trockensubstanz in der Haseldorfer Nebelbe wurden in Einzelproben festgestellt. Die Ursachen für diese örtlichen Verschmutzungen sind nicht eindeutig erklärbar. Aufgrund des extrem hohen Befundes in der Haseldorfer Nebelbe wurde in diesem Bereich eine zusätzliche Nachuntersuchung durchgeführt. Bei diesen rd. sechs Monate später durchgeführten Beprobungen konnten derartig hohe Belastungswerte nicht mehr festgestellt werden. Zwischen der in Abb. A 151 dargestellten Belastung mit DDT und den für die Metaboliten DDD und DDE gemessenen Belastungen im Sediment besteht hinsichtlich der Verteilung im Längsprofil eine gewisse Ähnlichkeit. In beiden Fällen ist der Streckenabschnitt zwischen Schnackenburg und Hamburg deutlich stärker belastet. In der Unterelbe zwischen Hamburg und Scharhörn lagen die Werte signifikant niedriger. Für o,p'-DDD und p,p'-DDE ist im Stader Bereich ein geringfügiger Anstieg erkennbar. Im Mittel lagen die o,p'-DDD-Konzentrationen zwischen Schnackenburg und Hamburg bei 13 µg/kg Trockensubstanz. Im Unterelbabschnitt zwischen Hamburg und Cuxhaven lag der Mittelwert bei 2,7 µg/kg Trockensubstanz. Für p,p'-DDD ergab sich für den Streckenabschnitt Schnackenburg bis Hamburg ein Mittelwert von 8,7 µg/kg Trockensubstanz und für die Unterelbe von 1,1 µg/kg Trockensubstanz. Die höchsten Konzentrationen wurden für p,p'-DDE festgestellt.

Im Streckenabschnitt von Schnackenburg bis Hamburg lag der Mittelwert bei 23,1 µg/kg Trockensubstanz. Der entsprechende Wert für den Untereelbabschnitt zwischen Hamburg und Cuxhaven betrug 2,9 µg/kg Trockensubstanz. DDD und DDE sind Metaboliten des DDT. Die niedrigen DDT-Konzentrationen im Elbwasser deuten darauf hin, daß die gegenwärtige Belastung gegenüber der früheren Situation abgenommen hat. In den Elbsedimenten sind jedoch DDT und die Abbauprodukte des DDTs in deutlichen Konzentrationen noch enthalten. In den feinkörnigen Elbsedimenten wurden vom Hexachlorcyclohexan nur die α - und γ -Isomere insbesondere im Elbabschnitt zwischen Schnackenburg und Hamburg nachgewiesen. Die gemessenen Konzentrationen für α - und γ -HCH sind in Abb. A 154 dargestellt. Das großräumige Belastungsniveau liegt für α -HCH in der Größenordnung von 2 µg/kg Trockensubstanz und für γ -HCH in der Größenordnung von 2 bis 10 µg/kg Trockengewicht. An einzelnen Probeentnahmeorten wurden Werte bis in die Größenordnung über 100 µg/kg Trockengewicht festgestellt. Im Vergleich zum Streckenabschnitt Schnackenburg - Hamburg liegen die Belastungen des Untereelbabschnittes auf einem deutlich niedrigeren Niveau. Hier wurden häufig Werte unterhalb der Nachweisgrenze von 0,1 µg/kg gemessen. Die stark erhöhten Werte für α -HCH im Bereich der Haseldorfer Nebeneibe als auch für γ -HCH im Bereich des Neufelder Wattes sind kennzeichnend für eine örtlich eng begrenzte Verschmutzung. An den benachbarten Probestellen sind keine Erhöhungen mehr feststellbar. Die Ursachen für die angetroffenen Verschmutzungen sind im Nachhinein nicht mehr aufklärbar. Ein besonders hoher Wert für α -HCH wurde im Kuhwerder Vorhafen gemessen. Diese Probe wies ebenfalls eine erhebliche Belastung mit γ -HCH auf, die jedoch aufgrund der sehr hohen HCB-Belastung aus dem Chromatogramm nicht bestimmt werden konnte (Überlagerung der Peaks). Die im Bereich des Hamburger Hafens festgestellten erhöhten HCH-Konzentrationen sind vermutlich zum Teil durch örtliche Einleitungen in diesem Raum bedingt. Im Streckenabschnitt zwischen Schnackenburg und Hamburg wurden in den Altarmen unterhalb von Bleckede und im Hafen unterhalb von Hitzacker in den Sedimenten stark erhöhte Konzentrationen gemessen. Hexachlorbenzol zählt zu den sehr persistenten chlorierten Kohlenwasserstoffen. Wie das Längsprofil der Elbsedimente (Abb. A 155) zeigt, wurde diese Verbindung im Vergleich zu den HCH-Belastungen in deutlich höheren Konzentrationen festgestellt. Das Belastungsniveau lag im Mittel in der Größenordnung bei 50 µg/kg Trockengewicht. Vereinzelt wurden in den Proben Werte bis zu rd. 500 µg/kg Trockengewicht nachgewiesen. Das Belastungsniveau insgesamt wird bereits durch die Vorbelastung geprägt. In dem Hafenbecken unterhalb von Hitzacker, in den Altarmen unterhalb von Bleckede, in dem unteren Abschnitt des Elbe-Seitenkanals wurden deutlich erhöhte Werte an Einzelproben gemessen. Im Vorhafen (Kuhwerder), im Parkhafen als auch an der Ausmündung des Steendiekkkanals wurden im Hafenschlick stark erhöhte HCB-Konzentrationen festgestellt. Diese Belastungen sind vermutlich auf HCB-Einträge mit

dem hamburgischen Abwasser zurückzuführen. Stark erhöhte HCB-Konzentrationen wurden am südlichen Elbufer in Höhe von Bützfleth festgestellt. Diese Belastung ist eindeutig auf eine Einleitung in diesem Bereich zurückzuführen. Zwischenzeitlich wurde durch behördliche Auflagen eine drastische Reduzierung der HCB-Emissionen erreicht. Bei einer künftigen Sedimentuntersuchung wird gerade für diesen Bereich die Abnahme der Belastung des Sediments mit HCB besonders aufmerksam verfolgt werden.

3.2.3 Polychlorierte Biphenyle

Die Elbsedimente sind in erheblichem Maße mit Polychlorbiphenylen belastet. Die höchste Belastung liegt im Streckenabschnitt zwischen Schnackenburg und Hamburg vor. Hier schwanken die Werte zwischen rd. 100 bis 1000 $\mu\text{g}/\text{kg}$ Trockengewicht. Im Streckenabschnitt zwischen Hamburg und Scharhörn liegen die Werte überwiegend in der Größenordnung zwischen 50 und 250 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Da die gegenüber dem mittleren Belastungsniveau deutlich erhöhten Werte im Hamburger Bereich an Probeentnahmestellen aufgetreten sind, die im Einflußbereich von Abwassereinleitungen liegen, ist zu vermuten, daß hier ein PCB-Eintrag stattgefunden hat. Eine statistische Auswertung der Befunde für den Zusammenhang zwischen dem Silt- und Tongehalt des Sedimentes und dem PCB-Gehalt hat eine positive Korrelation mit einem Korrelationskoeffizienten von 0,46 ergeben. Zwischen dem Glühverlust des Sedimentes und dem PCB-Gehalt besteht ebenfalls eine positive Korrelation mit einem Korrelationskoeffizienten von 0,66. Durch den Glühverlust wird der organische Anteil an der Sedimentprobe ausgedrückt. In der folgenden Abbildung sind die Wertepaare dargestellt. Die breite Streuung zeigt, daß kein enger funktionaler Zusammenhang zwischen dem Glühverlust und dem PCB-Gehalt besteht. Die Darstellung zeigt jedoch, daß PCB-Gehalte $> 500 \mu\text{g}/\text{kg}$ Trockensubstanz nur in Proben aufgetreten sind mit einem organischen Anteil $> 10 \%$.

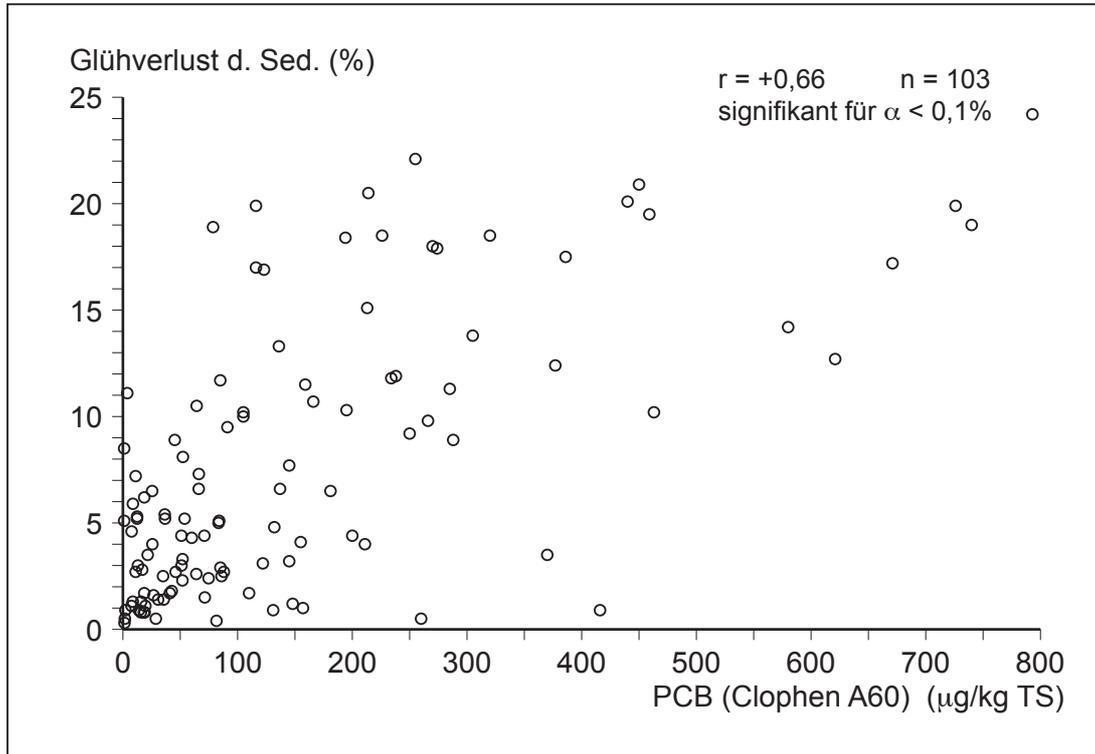


Abb.18 PCB-Konzentrationen im Verhältnis zum Glühverlust der Elbsedimentproben (1981)

3.2.4 Anreicherungen.in den Sedimenten

Zusammenfassend ergibt die statistische Auswertung der in den Elbsedimenten bestimmten Pestizidkonzentrationen im Verhältnis zur Feinkornfraktion keine eindeutige Abhängigkeit. Im Verhältnis zum organischen Anteil in den Sedimenten, ausgedrückt durch den Glühverlust, ist häufig eine schwach signifikante Korrelation feststellbar. Aus der Tatsache, daß sich jeweils nur schwache Abhängigkeiten bei dieser statistischen Auswertung ergeben haben, kann jedoch nicht geschlossen werden, daß sich diese Stoffe nicht an Schwebstoffe anreichern. Die Ursachen für die nur schwache Korrelation sind vielmehr darin zu sehen, daß regional starke Belastungsunterschiede unabhängig von der Beschaffenheit der Sedimente auftreten, die die Statistik entsprechend beeinflussen. In der folgenden Auswertung wurden die Anreicherungsfaktoren für ausgewählte Chlorkohlenwasserstoffe für die hydrographisch unterschiedlichen Teilabschnitte der Elbe

Schnackenburg bis Geesthacht (ohne Tideeinfluß)

Geesthacht.bis Wedel

Wedel bis Scharhörn

Chloroform		Mittelwerte					
Abschnitt	Wasser	Sediment (Silt- und Ton-Anteil %)		Sediment (Silt- und Ton-Anteil %)		>50%	
	n (µg/l)	<25%	>25%	n (µg/kg)	n (µg/kg)	n (µg/kg)	
bis Geesthacht	28 0,594	13 1,9	8 4,3	9 3,1	9 3,2	3,2	
bis Wedel	52 0,450	13 2,3	9 6,3	6 4,1	6 4,1	4,1	
bis Scharhörn	83 0,168	24 2,1	15 1,5	8 3,7	8 3,7	3,7	
Anreicherungsfaktoren							
Abschnitt		Sediment (Silt- und Ton-Anteil %)		Sediment (Silt- und Ton-Anteil %)		>50%	
		<25%	>25%	n (µg/kg)	n (µg/kg)	n (µg/kg)	
bis Geesthacht		tr. 3,1	f. 2,3	tr. 7,3	f. 3,1	tr. 5,4	
bis Wedel		5,2	3,7	14,1	6,6	9,0	
bis Scharhörn		12,6	10,2	9,0	5,7	22,0	

Wasser-Längsprofile Jan.-Sep. 81 und Sediment-Längsprofil 81
tr. =trocken
f. =feucht

Tab. 14 Anreicherungsfaktoren von CHLOROFORM und TETRACHLORKOHLENSTOFF im Sediment bezogen auf das Trocken- bzw. Feuchtgewicht in Abhängigkeit von dem SILT- und TON-Anteil der Proben

Trichlorethylen		Mittelwerte					
Abschnitt	Wasser	Sediment (Silt- und Ton-Anteil %)		Sediment (Silt- und Ton-Anteil %)		>50%	
	n (µg/l)	<25%	>25%	n (µg/kg)	n (µg/kg)	n (µg/kg)	
bis Geesthacht	28 0,967	13 2,2	8 4,8	9 1,7	9 1,7	1,7	
bis Wedel	52 0,700	11 1,6	9 6,9	6 5,2	6 5,2	5,2	
bis Scharhörn	79 0,306	23 0,6	15 1,3	8 3,0	8 3,0	3,0	
Anreicherungsfaktoren							
Abschnitt		Sediment (Silt- und Ton-Anteil %)		Sediment (Silt- und Ton-Anteil %)		>50%	
		<25%	>25%	n (µg/kg)	n (µg/kg)	n (µg/kg)	
bis Geesthacht		tr. 2,3	f. 1,6	tr. 4,9	f. 2,1	tr. 1,8	
bis Wedel		2,4	1,7	9,9	4,6	7,5	
bis Scharhörn		2,0	1,6	4,2	2,6	9,8	

Wasser-Längsprofile Jan.-Sep. 81 und Sediment-Längsprofil 81
tr. =trocken
f. =feucht

Tab. 15 Anreicherungsfaktoren von TRICHLORETHYLEN und PERCHLORETHYLEN im Sediment bezogen auf das Trocken- bzw. Feuchtgewicht in Abhängigkeit von dem SILT- und TON-Anteil der Proben

Tetrachlorkohlenstoff		Mittelwerte					
Abschnitt	Wasser	Sediment (Silt- und Ton-Anteil %)		Sediment (Silt- und Ton-Anteil %)		>50%	
	n (µg/l)	<25%	>25%	n (µg/kg)	n (µg/kg)	n (µg/kg)	
bis Geesthacht	28 0,166	13 1,8	8 12,7	9 4,7	9 4,7	4,7	
bis Wedel	52 0,213	13 1,3	9 8,7	6 4,3	6 4,3	4,3	
bis Scharhörn	83 0,135	24 1,0	15 3,3	8 4,7	8 4,7	4,7	
Anreicherungsfaktoren							
Abschnitt		Sediment (Silt- und Ton-Anteil %)		Sediment (Silt- und Ton-Anteil %)		>50%	
		<25%	>25%	n (µg/kg)	n (µg/kg)	n (µg/kg)	
bis Geesthacht		tr. 11,0	f. 7,9	tr. 76,8	f. 33,0	tr. 28,1	
bis Wedel		5,9	4,3	40,8	19,2	20,3	
bis Scharhörn		7,0	5,7	24,5	15,4	34,5	

Wasser-Längsprofile Jan.-Sep. 81 und Sediment-Längsprofil 81
tr. =trocken
f. =feucht

Tab. 14 Anreicherungsfaktoren von CHLOROFORM und TETRACHLORKOHLENSTOFF im Sediment bezogen auf das Trocken- bzw. Feuchtgewicht in Abhängigkeit von dem SILT- und TON-Anteil der Proben

γ-HCH		Mittelwerte						
Abschnitt	Wasser n (µg/l)	Sediment (Silt- und Ton-Anteil %)			Sediment (Silt- und Ton-Anteil %)			
		<25%	>25%	>50%	<25%	>25%	>50%	
bis Geesthacht	25	0,021	13	5,0	5	16,4	8	26,4
bis Wedel	50	0,028	7	6,2	6	19,4	4	17,9
bis Scharhörn	88	0,024	6	0,5	6	0,4	3	19,0
Anreicherungsfaktoren								
Abschnitt		Sediment (Silt- und Ton-Anteil %)			Sediment (Silt- und Ton-Anteil %)			
		<25%	>25%	>50%	<25%	>25%	>50%	
bis Geesthacht		tr.	f.	tr.	f.	tr.	f.	f.
bis Wedel		241	174	789	339	1267	418	
bis Scharhörn		224	161	699	328	645	226	
		20	16	17	11	793	460	

Wasser-Längsprofile Jan.-Sep. 81 und Sediment-Längsprofil 81
tr. =trocken
f. =feucht

Tab. 16 Anreicherungsfaktoren von γ-HEXCHLORCYCLOHEXAN und HEXACHLORBENZOL im Sediment bezogen auf das Trocken- bzw. Feuchtgewicht in Abhängigkeit von dem SILT- und TON-Anteil der Proben

Chloroform		Mittelwerte						
Abschnitt	Wasser n (µg/l)	Sediment (Glühverlust-Anteil %)			Sediment (Glühverlust-Anteil %)			
		<25%	>25%	>50%	<25%	>25%	>50%	
bis Geesthacht	28	0,594	11	1,3	4	2,8	15	4,2
bis Wedel	52	0,450	13	2,5	17	2,5	15	5,2
bis Scharhörn	83	0,168	27	2,1	17	2,5	3	1,3
Anreicherungsfaktoren								
Abschnitt		Sediment (Glühverlust-Anteil %)			Sediment (Glühverlust-Anteil %)			
		<25%	>25%	>50%	<25%	>25%	>50%	
bis Geesthacht		tr.	f.	tr.	f.	tr.	f.	f.
bis Wedel		2,2	1,6	4,7	2,0	7,1	2,3	
bis Scharhörn		5,6	4,1	12,7	10,3	14,6	9,2	8,0
		12,7	10,3	14,6	9,2	8,0	4,6	

Wasser-Längsprofile Jan.-Sep. 81 und Sediment-Längsprofil 81
tr. =trocken
f. =feucht

Tab. 17 Anreicherungsfaktoren von CHLOROFORM und TETRACHLORKOHLENSTOFF im Sediment bezogen auf das Trocken- bzw. Feuchtgewicht in Abhängigkeit von dem ORGANISCHEN Anteil der Proben

HCB		Mittelwerte						
Abschnitt	Wasser n (µg/l)	Sediment (Silt- und Ton-Anteil %)			Sediment (Silt- und Ton-Anteil %)			
		<25%	>25%	>50%	<25%	>25%	>50%	
bis Geesthacht	26	0,027	14	28,3	8	56,7	9	149,6
bis Wedel	50	0,024	13	19,7	9	104,3	6	162,8
bis Scharhörn	73	0,031	21	12,6	15	93,6	8	15,7
Anreicherungsfaktoren								
Abschnitt		Sediment (Silt- und Ton-Anteil %)			Sediment (Silt- und Ton-Anteil %)			
		<25%	>25%	>50%	<25%	>25%	>50%	
bis Geesthacht		tr.	f.	tr.	f.	tr.	f.	f.
bis Wedel		1048	754	2098	902	5533	1826	
bis Scharhörn		836	602	4428	2081	6909	2418	
		412	334	3066	1931	514	298	

Wasser-Längsprofile Jan.-Sep. 81 und Sediment-Längsprofil 81
tr. =trocken
f. =feucht

Tab. 16 Anreicherungsfaktoren von γ-HEXCHLORCYCLOHEXAN und HEXACHLORBENZOL im Sediment bezogen auf das Trocken- bzw. Feuchtgewicht in Abhängigkeit von dem SILT- und TON-Anteil der Proben

Trichlorethylen		Mittelwerte					
Abschnitt	Wasser n (µg/l)	Sediment (Silt- und Ton-Anteil %)			Sediment (Glühverlust-Anteil %)		
		<25%	>25%	>50%	<25%	>25%	>50%
bis Geesthacht	28 0,967	n (µg/kg)	n (µg/kg)	n (µg/kg)	n (µg/kg)	n (µg/kg)	n (µg/kg)
bis Wedel	52 0,700	11 2,3	4 2,6	15 3,1	11 8,2	3 9,9	12 19,9
bis Scharhörn	79 0,306	11 1,3	17 2,1	3 0,7	6 6,6	8 0,5	11 17,5
		26 0,7	17 2,1	3 0,7	6 0,5	8 0,5	1 56,2
Anreicherungs-faktoren							
Abschnitt		Sediment (Glühverlust-Anteil %)			Sediment (Glühverlust-Anteil %)		
		<25%	>25%	>50%	<25%	>25%	>50%
bis Geesthacht		tr. f.	tr. f.	tr. f.	tr. f.	tr. f.	tr. f.
bis Wedel		2,4 1,7	2,7 1,2	3,2 1,1	393 283	477 205	954 315
bis Scharhörn		1,9 1,3	6,9 4,3	9,3 3,2	236 170	205 630	630 220
		2,4 2,0	2,0 4,3	2,3 1,3	22 18	20 13	2309 1339

γ-HCH		Mittelwerte					
Abschnitt	Wasser n (µg/l)	Sediment (Glühverlust-Anteil %)			Sediment (Glühverlust-Anteil %)		
		<25%	>25%	>50%	<25%	>25%	>50%
bis Geesthacht	25 0,021	n (µg/kg)	n (µg/kg)	n (µg/kg)	n (µg/kg)	n (µg/kg)	n (µg/kg)
bis Wedel	50 0,028	11 8,2	3 9,9	12 19,9	6 6,6	11 17,5	11 17,5
bis Scharhörn	88 0,024	6 0,5	8 0,5	1 56,2	6 0,5	8 0,5	1 56,2
		6 0,5	8 0,5	1 56,2	6 0,5	8 0,5	1 56,2
Anreicherungs-faktoren							
Abschnitt		Sediment (Glühverlust-Anteil %)			Sediment (Glühverlust-Anteil %)		
		<25%	>25%	>50%	<25%	>25%	>50%
bis Geesthacht		tr. f.	tr. f.	tr. f.	tr. f.	tr. f.	tr. f.
bis Wedel		393 283	477 205	954 315	393 283	477 205	954 315
bis Scharhörn		236 170	205 630	630 220	236 170	205 630	630 220
		22 18	20 13	2309 1339	22 18	20 13	2309 1339

Perchloroethylen		Mittelwerte					
Abschnitt	Wasser n (µg/l)	Sediment (Glühverlust-Anteil %)			Sediment (Glühverlust-Anteil %)		
		<25%	>25%	>50%	<25%	>25%	>50%
bis Geesthacht	28 0,567	n (µg/kg)	n (µg/kg)	n (µg/kg)	n (µg/kg)	n (µg/kg)	n (µg/kg)
bis Wedel	52 0,469	11 0,3	4 0,6	15 0,5	12 24,9	4 52,1	15 112,7
bis Scharhörn	84 0,295	12 0,4	16 0,4	3 0,4	60 0,024	13 19,1	16 128,3
		26 0,3	16 0,4	3 0,4	73 0,031	25 16,2	3 396,8
Anreicherungs-faktoren							
Abschnitt		Sediment (Silt- und Ton-Anteil %)			Sediment (Glühverlust-Anteil %)		
		<25%	>25%	>50%	<25%	>25%	>50%
bis Geesthacht		tr. f.	tr. f.	tr. f.	tr. f.	tr. f.	tr. f.
bis Wedel		0,5 0,4	1,0 0,4	0,9 0,3	917 660	1927 829	4169 1376
bis Scharhörn		0,8 0,6	1,2 0,8	3,0 1,1	809 582	409 257	5444 1905
		0,9 0,7	1,2 0,8	1,2 0,7	529 428	409 257	12996 7538

Wasser-Längsprofile Jan.-Sep. 81 und Sediment-Längsprofil 81
tr. =trocken
f. =feucht

Wasser-Längsprofile Jan.-Sep. 81 und Sediment-Längsprofil 81
tr. =trocken
f. =feucht

Tab. 18 Anreicherungs-faktoren von CHLOROFORM und TETRACHLORKOH-LENSTOFF im Sediment bezogen auf das Trocken- bzw. Feuchtgewicht in Abhängigkeit von dem ORGANISCHEN Anteil der Proben

Tab. 19 Anreicherungs-faktoren von γ-HEXCHLORCYCLOHEXAN und HEXACHLORBENZOL im Sediment bezogen auf das Trocken- bzw. Feuchtgewicht in Abhängigkeit von dem ORGANISCHEN Anteil der Proben

ermittelt. Dabei wurden die in den Monaten Januar bis September 81 im Elbwasser bestimmten Konzentrationen den im Herbst 1981 in den Sedimenten gemessenen Werten gegenübergestellt. Die Sedimentproben wurden jeweils entsprechend ihrer Korngrößenzusammensetzung in Gruppen mit einem unterschiedlichen Feinkornanteil (<63 µm) aufgeteilt. Beispielsweise ist eine Sedimentprobe mit einem Anteil <25 % der Korngrößenfraktion <63 µm als überwiegend sandige Probe einzustufen. Eine Sedimentprobe mit einem Feinkornanteil >50 % hingegen ist charakteristisch für Schllick. In Tabelle 14 bis 16 sind für die ausgewählten Chlorkohlenwasserstoffe Chloroform, Tetrachlorkohlenstoff, Trichlorethylen, Perchlorethylen, γ -HCH und Hexachlorbenzol für die verschiedenen Elbabschnitte die aus den Naturmessungen berechneten Anreicherungsfaktoren für die Sedimente dargestellt. Es muß an dieser Stelle ausdrücklich darauf hingewiesen werden, daß die Berechnung von Anreicherungsfaktoren aus Naturmeßdaten aufgrund der zahlreichen heterogenen Einflußfaktoren stets mit einer großen Unsicherheit verbunden ist. Durch eine derartige Berechnung kann lediglich die Größenordnung der Anreicherungsfaktoren abgeschätzt werden. Für die Anreicherungsfaktoren sind jeweils Werte bezogen auf das getrocknete Sediment und auf das feuchte Sediment angegeben. Es ergibt sich auch kein signifikanter Unterschied zwischen Sedimenten mit einem geringen Feinkornanteil und Sedimenten mit einem hohen Feinkornanteil. Diese Befunde deuten darauf hin, daß sich die niedermolekularen Chlorkohlenwasserstoffe (z.B. Lösungsmittel) nicht direkt an Schwebstoffe in den Sedimenten anlagern, sondern vermutlich überwiegend im Poren-Wasser vorkommen. Auch für die weit verbreitet angewendeten Lösungsmittel Trichlorethylen und Perchlorethylen ergeben sich keine gravierenden Anreicherungen in den Sedimenten. Für γ -HCH (Lindan) und HCB (Hexachlorbenzol) ergibt die Auswertung jedoch eine erhebliche Anreicherung in den Sedimenten, wobei jeweils für die feinkörnigen Sedimente mit einem Feinkornanteil >50 % die höchsten Anreicherungsfaktoren festgestellt wurden. Beispielsweise wurde für Hexachlorbenzol, bezogen auf das Trockengewicht der feinkörnigen Sedimentprobe (> 50 % Feinkornanteil), ein gegenüber der Konzentration im Wasser um den Faktor von rd. 5000 höherer Konzentrationswert ermittelt. Die für den Elbabschnitt zwischen Wedel und Scharhörn jeweils ermittelten sehr niedrigen Anreicherungsfaktoren entstehen dadurch, daß im Elbmündungsbereich die Konzentrationen in den Sedimenten nur äußerst geringe Werte aufwiesen. Aus der Tatsache, daß in den Sedimenten für DDT und PCBs teilweise sehr hohe Konzentrationen festgestellt wurden, ist abzuleiten, daß sich diese Stoffe in starkem Maße an Schwebstoffe anlagern und in Sedimenten anreichern. Aufgrund der lipophilen Eigenschaften verschiedener chlorierter Pestizide ist zu erwarten, daß in ölverschmutzten Sedimenten sich erhöhte Anreicherungen aufbauen können.

Durch eine entsprechende Auswertung der Wasser- und Sedimentbefunde wurde der Einfluß des Gehaltes an organischem Material in den Sedimenten auf das Anlagerungsvermögen untersucht. Dabei wurden jeweils für die verschiedenen Elbabschnitte wiederum die Sedimentproben in Gruppen mit <5 %, 5 bis 10 % und > 10 % Glühverlustanteil aufgegliedert. In Tabelle 17, 18 und 19 sind jeweils die berechneten Anreicherungsfaktoren angegeben. Die Ergebnisse zeigen, daß insbesondere für γ -HCH und HCB in den Proben mit einem hohen organischen Anteil, ausgedrückt durch den Glühverlust, auch deutlich höhere Anreicherungsfaktoren festgestellt wurden. Auch für DDT und PCBs ist zu erwarten, daß sich diese Stoffe insbesondere in feinkörnigen Sedimentenproben mit einem hohen organischen Anteil in starkem Maße anreichern. Die Anreicherungsfaktoren werden vermutlich in der Größenordnung zwischen 1.000 bis 50.000 bezogen auf die Trockensubstanz des Sedimentes liegen. Eine Berechnung konnte nicht durchgeführt werden, da z.B. DDT nur vereinzelt in den Wasserproben über der Nachweisgrenze von 1 ng/l festgestellt wurde.

3.3 Belastung der Elbbrassen mit chlorierten Pestiziden

3.3.1 Beschreibung der Fischproben

Von den chlorierten Kohlenwasserstoffen haben insbesondere die chlorierte Pestizide die Eigenschaft, sich im Fettgewebe der Fische anzureichern. Um die Belastungssituation der Elbe zu ermitteln, wurden deshalb ergänzend zu den Untersuchungen des Elbwassers und der Elbsedimente Pestizidbestimmungen am "Bioindikator" Elbbrassen durchgeführt. Brassen sind verhältnismäßig standorttreue Fische. Die in den Brassen festgestellten Pestizidkonzentrationen können somit als Maß für die Belastung im Bereich des Fangplatzes angesehen werden. Die Probengewinnung erfolgte 1980 (zusammen mit der Durchführung des Schwerpunktmeßprogramms "Schwermetalle") jeweils in Zusammenarbeit mit den Elbfischern. Entsprechend den örtlichen Gegebenheiten mußten an den verschiedenen Fangplätzen unterschiedliche Fangmethoden angewendet werden. Beispielsweise stammen die Proben für den Bereich Gorleben aus einem Hamen. Im Bereich der Tideelbe wurden die Fänge mit einem Schleppnetz bzw. Treibnetz gewonnen. Im Hamburger Hafenbereich konnten keine Schleppnetzfänge durchgeführt werden; hier erfolgte die Probengewinnung mit der Angel (am Altonaer Fischereihafen). Die Probenfische wurden jeweils so ausgewählt, daß nach Möglichkeit ein breites Altersspektrum erfaßt wurde. Der größte Teil der gefangenen Brassen (rd. 63 %) war 5 bis 10 Sommer alt. Die Altersbestimmung erfolgte durch eine Auswertung der Otolithenschnitte (s. Abschnitt 2.5). Dabei werden jeweils die Jahresringe, die durch die Zyklen Vegetationsperiode - Winterperiode entstehen, ausgezählt. An der Fangstelle Warwisch wurden nur ein- bis viersömmerige Brassen gefangen. Von den untersuchten Fischen wurden die charakteristischen Grunddaten

Länge, Gewicht, Fettgehalt der Muskulatur, Alter und Geschlecht

bestimmt. In den folgenden Abbildungen sind die charakteristischen Fischdaten aufgetragen. Die Auftragungen verdeutlichen, in welchem Maße das jährliche Längenwachstum mit zunehmendem Alter abnimmt. Bei der Gewichtszunahme ist diese Altersabhängigkeit nicht erkennbar. Zwischen dem Gewicht und der Länge eines Fisches besteht eine eindeutige Beziehung. Zunächst ist das Längenwachstum bei den Fischen ausgeprägt. In einer, späteren Lebensphase überwiegt dann bei den Fischen die Gewichtszunahme.

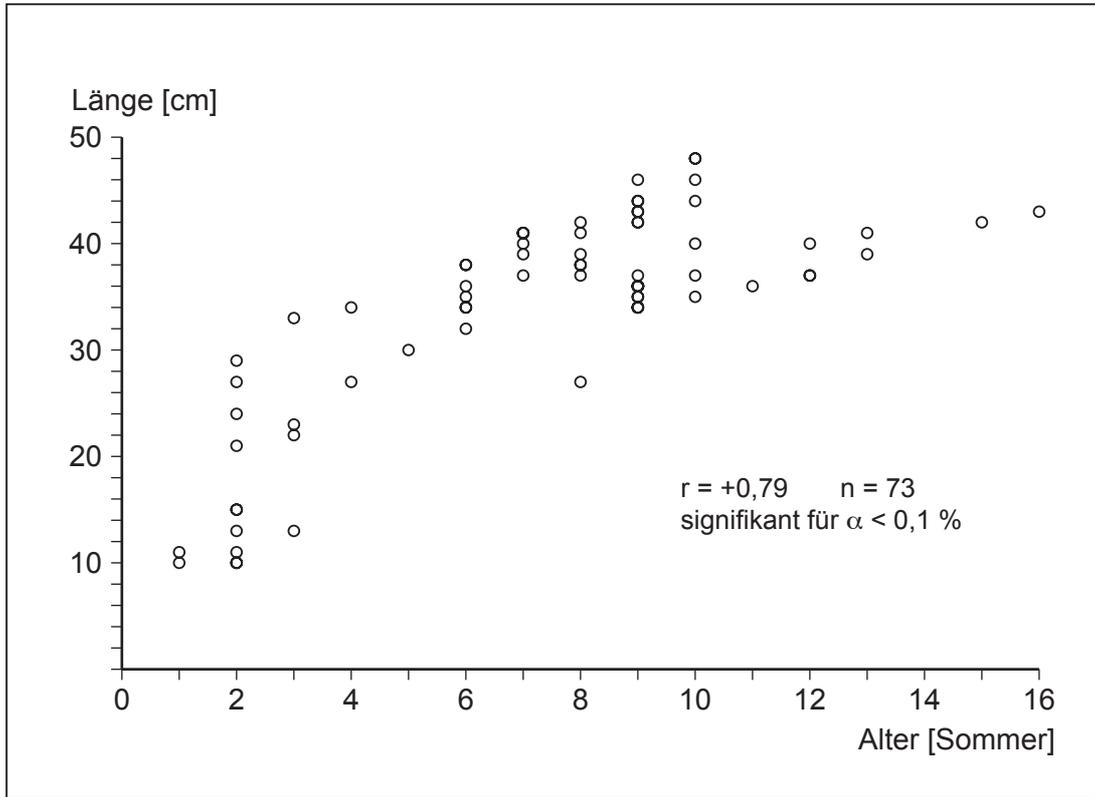


Abb. 19 Grunddaten der untersuchten Elbrassen
Verhältnis Länge zu Alter

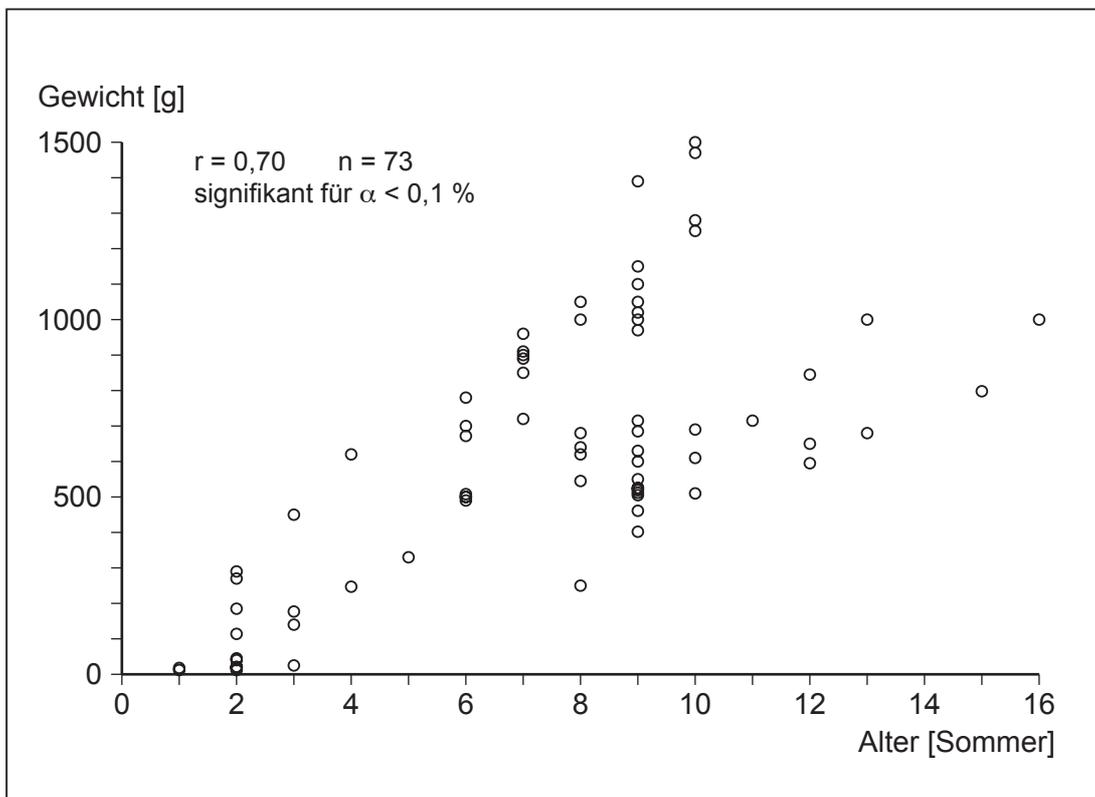


Abb. 21 Grunddaten der untersuchten Elbrassen
Verhältnis Gewicht zu Alter

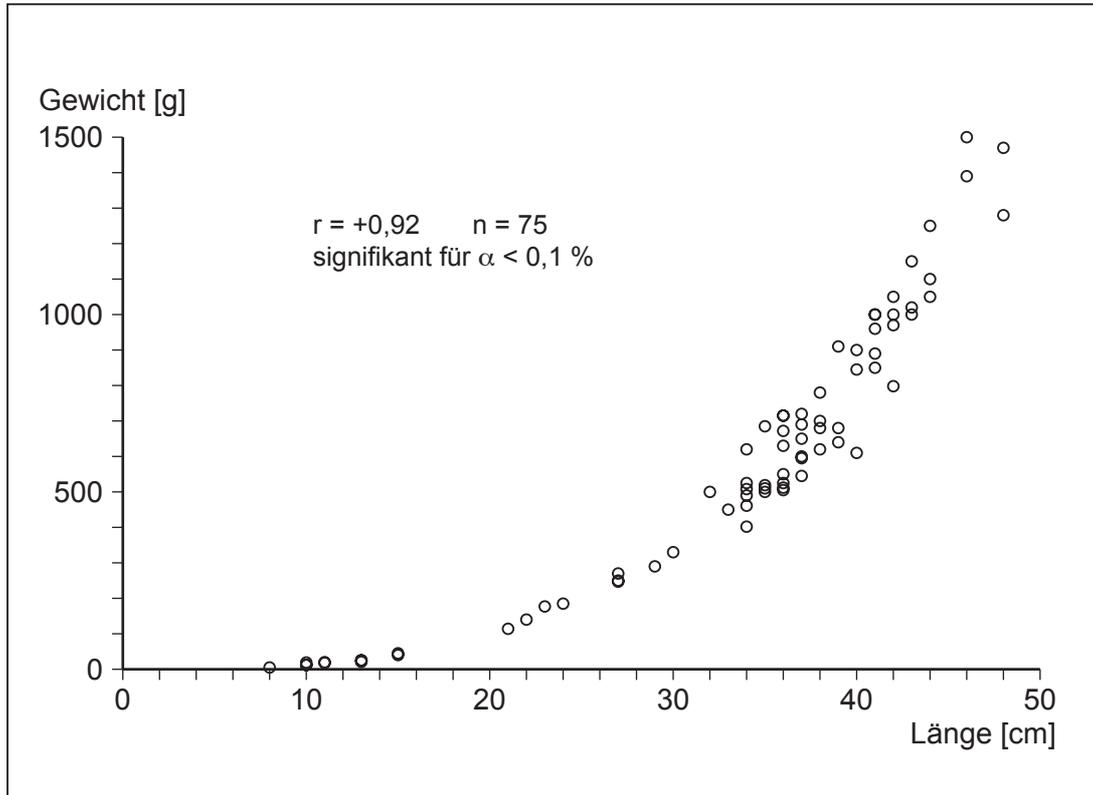


Abb. 21 Grunddaten der untersuchten Elbbrassen Verhältnis Gewicht zu Länge

3.3.2 Anreicherungsmechanismen

Die Aufnahme von chlorierten Kohlenwasserstoffen im Körperfett eines Fisches ist auf zwei Wegen denkbar:

a) Weg über die Körperoberfläche

Die Chlorkohlenwasserstoffe dringen über die Haut ins Gewebe ein. Zum an deren gelangen sie über das Kiemenepithel in die Blutbahn und von dort in das Gewebe. Chlorierte Pestizide weisen in der Regel eine sehr hohe Fettlöslichkeit - im Vergleich zur Wasserlöslichkeit - auf. Unter stationären Bedingungen stellt sich dementsprechend ein Lösungsgleichgewicht zwischen dem Wasser und dem Fettgewebe in der Art ein, daß - entsprechend der höheren Fettlöslichkeit - im Fetteine im Vergleich zum Wasser deutlich erhöhte Konzentration aufgebaut wird. Wenn, ausgehend von einem Gleichgewichtszustand, anschließend im Wasser die Konzentration abnimmt, führt ein entsprechend in entgegengesetzter Richtung ablaufender Prozeß dazu, daß aus dem Fett chlorierte Pestizide ins Wasser wieder abgegeben werden. Aufgrund dieser Aufnahme- und Abgabemechanismen findet in den Gewässern bei Belastungsschwankungen jeweils eine entsprechende Aufnahme bzw. Abgabe von chlorierten Pestiziden statt.

b) Weg über den Nahrungspfad

Bei diesem Aufnahmemodell wird davon ausgegangen, daß sich die chlorierten Pestizide zunächst in den Nahrungsorganismen (Plankton, kleinere Fische, Benthos) anreichern und somit bei der Nahrungsaufnahme vom Fisch aufgenommen werden. Vom Darm aus dringen dann diese Stoffe in die Blutbahn ein und werden schließlich vom Fettgewebe aufgenommen. Da Brassen überwiegend im und auf dem Sediment lebende Organismen fressen, ist bei dieser Modellannahme die Belastung der im und auf dem Sediment lebenden Organismen maßgebend. Die Belastung der verschiedenen Organismen wiederum ist abhängig von den physikalischen und biochemischen Eigenschaften (z.B. Fett- und Wasserlöslichkeit, Umwandelbarkeit in Stoffwechselprozessen) der verschiedenen chlorierten Pestizide.

In natürlichen Gewässern werden vermutlich beide Aufnahmemechanismen zusammenwirken. Bei einem plötzlichen Konzentrationsanstieg im Wasser ist damit zu rechnen, daß zunächst die Aufnahme über die Körperoberfläche überwiegt. Im Gegensatz dazu ist bei anhaltenden niedrigen Konzentrationen im Wasser anzunehmen, daß die Aufnahme über die Nahrungskette bedeutsamer wird.

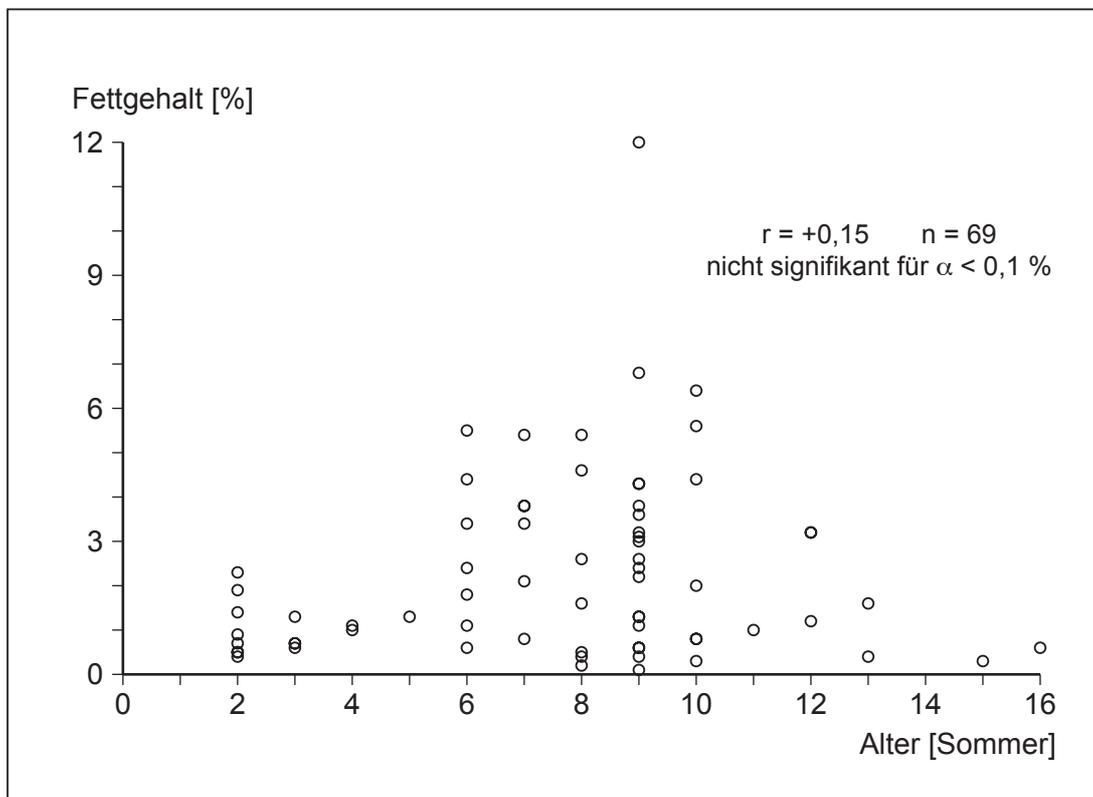


Abb. 22 Grunddaten der untersuchten Elbbrassen
Verhältnis Alter zu Fettgehalt der Muskulatur

Der Fettgehalt in der Brassenmuskulatur ist vom Alter unabhängig (Abb. 22). Vielmehr sind für den Fettgehalt das jeweilige Nahrungsangebot und die Jahreszeit entscheidend. So lag beispielsweise der Fettgehalt der Brassen, die kurz vor dem Ablachen in Höhe des Fährmannssandes gefangen wurden, deutlich über dem Fettgehalt der kurz nach der Laichzeit bei Schwarztonnensand gefangenen Brassen. Innerhalb einer Altersgruppe sind erhebliche Gewichtsschwankungen feststellbar. Beispielsweise können acht- bis zehnsömmrige Brassen zwischen 250 und 1500 g Gewicht aufweisen. Diese Gewichtsschwankungen innerhalb einer Altersklasse sind auf die regionalen Bedingungen, z.B. Nahrungsangebot, Streßfaktoren u.ä., zurückzuführen. Die Auswertung für die acht- bis zehnsömmrigen Brassen (Abb. 23) zeigt zwar im statistischen Sinne einen signifikanten Zusammenhang zwischen dem Gewicht und dem Fettgehalt in der Muskulatur an, die Werte weisen jedoch eine erhebliche Streuung auf.

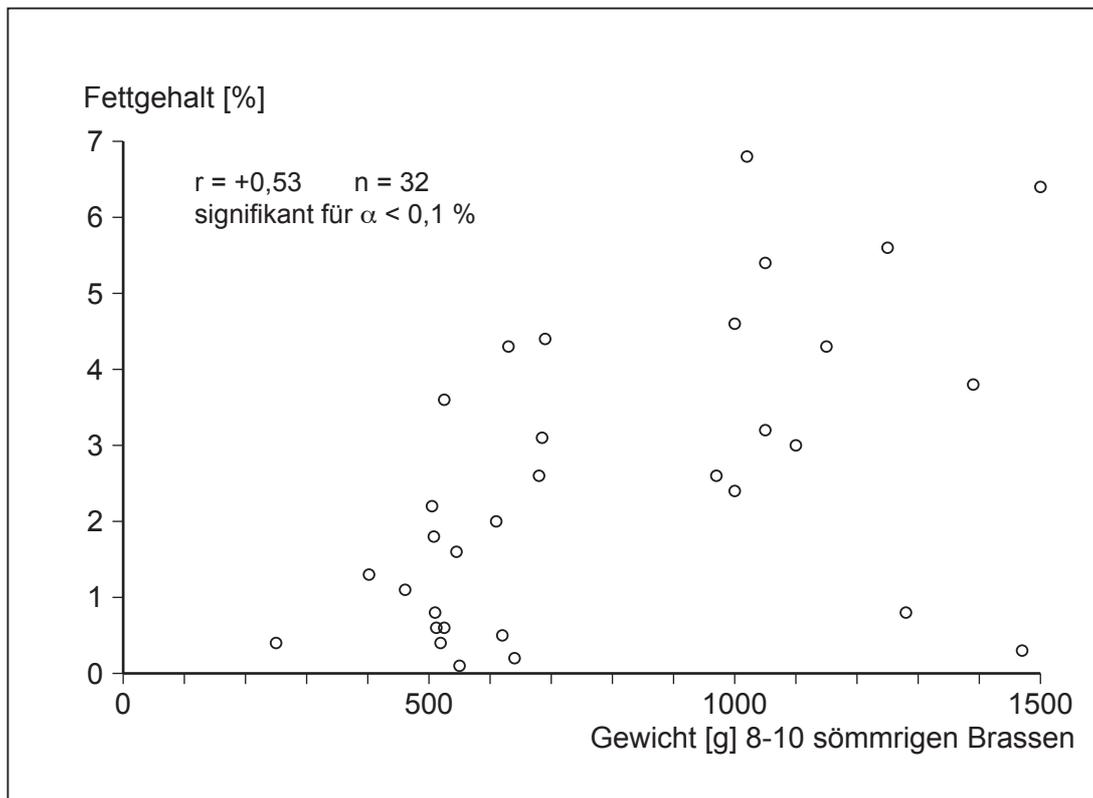


Abb. 23 Grunddaten der untersuchten Elbrassen
Verhältnis Gewicht zu Fettgehalt der Muskulatur

Die statistische Untersuchung (t-Test) für die Parameter Länge, Gewicht, Fettgehalt und Alter ergab, daß keine geschlechtsspezifischen Unterschiede bestehen.

Zusammenfassend ist festzustellen, daß für die Beurteilung der Gewässerbelastung mit chlorierten Pestiziden jeweils die Konzentration dieser Stoffe im Fett entscheidend ist.

3.3.3 Untersuchungsergebnisse

In Tabelle 20 sind die Grunddaten der Fischproben für die verschiedenen Fangplätze und die gemessenen Pestizidkonzentrationen bezogen auf die Muskulatur und bezogen auf das Fett angegeben. Die Minima, Maxima, Mittelwerte und Standardabweichungen wurden jeweils für die verschiedenen Fangplätze getrennt ermittelt. Die Untersuchung erfolgte auf die chlorierten Pestizide Hexachlorbenzol, α -HCH, β -HCH, γ -HCH, Aldrin, Dieldrin, Endrin, Heptachlor, Heptachlorepoxid, sowie DDT und die Metaboliten des DDT.

3.3.3.1 Belastung der Elbbrassen mit Hexachlorbenzol

Die Konzentrationswerte sind für die verschiedenen Fangplätze in Tab. 20 angegeben. In der folgenden Abbildung sind die charakteristischen Meßwerte über das Längsprofil der Elbe aufgetragen.

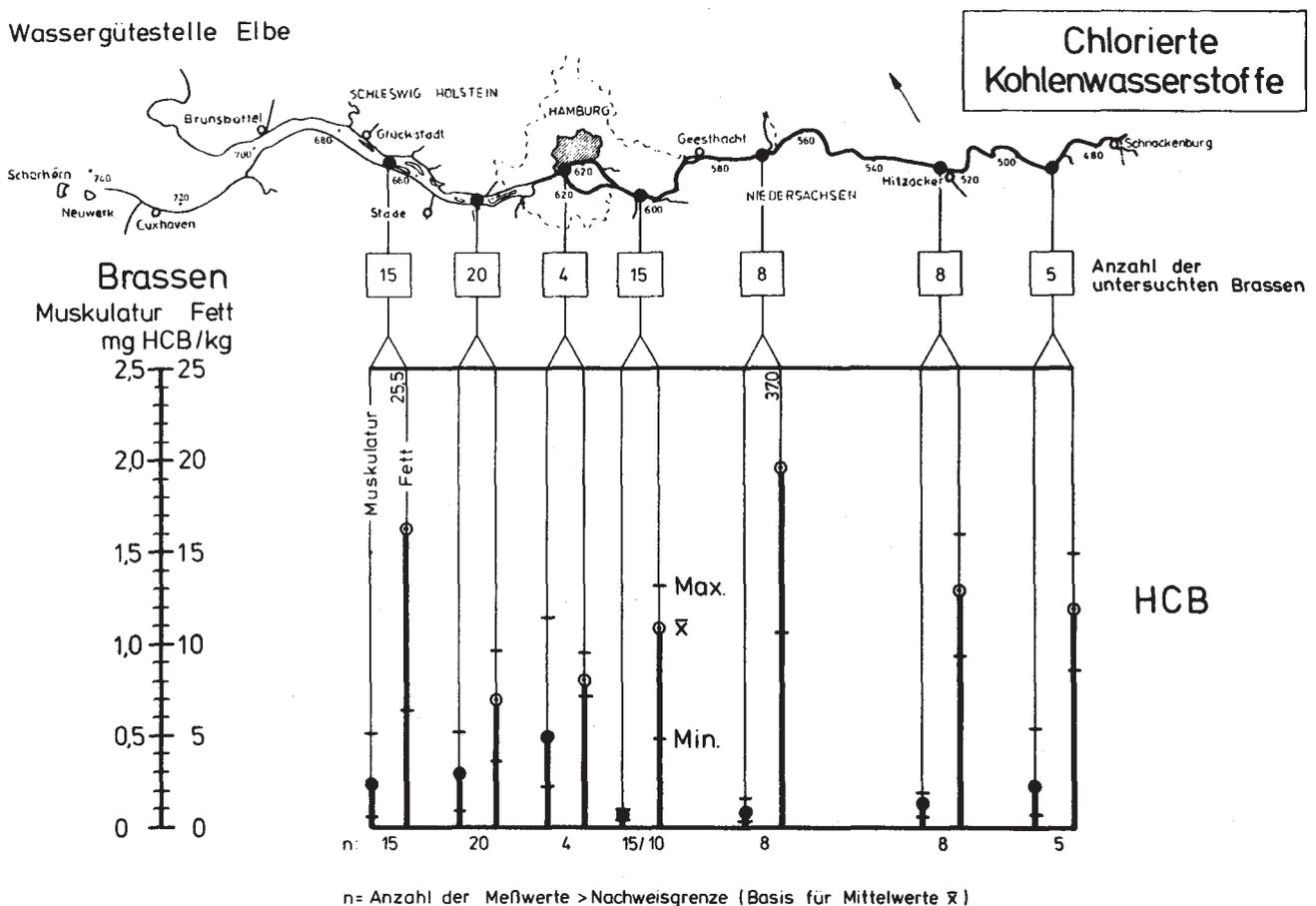


Abb. 24 Mittelwerte der HCB-Gehalte der Brassen, bezogen auf das Frischgewicht und das Fett der Muskulatur

Chlorierte Kohlenwasserstoffgehalte der Brassen

[mg/kg] bezogen auf die Muskulatur und das Fett

Wassergüteklasse I/IIe

Tab. 20

	Grunddaten			HCB		α-HCH		β-HCH		γ-HCH		pp'-DDT		pp'-DDE		pp'-DDD		Aldrin		Dieldrin		Endrin		Heptachlor-epoxid		
	Länge [cm]	Gew [g]	Fett [%][Sommer]	Musk.	Fett	Musk.	Fett	Musk.	Fett	Musk.	Fett	Musk.	Fett	Musk.	Fett	Musk.	Fett	Musk.	Fett	Musk.	Fett	Musk.	Fett	Musk.	Fett	
Schwarzsand Strom-km 665 Treibnetz n = 15	Min	24	185	0,3	2	7 ♂	0,06	6,4	n.n. n=14	n.n. n=12	n.n. n=11	n.n. n=2	0,01	0,5	0,01	1,6	n.n. n=2	n.n. n=2	-	-	n.n. n.n.	-	-	n.n. n.n.	-	
	Mitt	36	689	1,6	6	7 ♀	0,24	16,3	0,020	1,2	0,015	0,8	0,03	2,8	0,07	4,9	0,004	0,17	-	-	n.n. n.n.	n.n. n.n.	-	-	-	
	Max	48	1470	3,2	12	1 -	0,52	25,5	0,038	1,7	0,032	2,0	0,027	1,2	0,17	11,0	0,004	0,17	-	-	-	-	-	-	0,009	
	SD	7	363	0,8	3		0,15	6,2	0,010	0,3	0,007	0,4	0,006	0,3	0,02	2,4	0,04	2,7	-	-	-	-	-	-	-	-
Fährmanns-sand Strom-km 645 Schleppnetz n = 20	Min	32	490	1,6	6	11 ♂	0,09	3,6	0,014	0,6	n.n. n=18	-	-	0,05	1,6	0,05	2,0	-	-	n.n. n=4	-	-	-	-	-	
	Mitt	41	953	4,2	8	9 ♀	0,29	7,0	0,040	0,9	0,034	0,7	0,12	3,1	0,24	5,9	n.n. n.n.	n.n. n.n.	n.n. n.n.	0,024	0,7	n.n. n.n.	n.n. n.n.	-	-	n.n. n.n.
	Max	46	1500	6,8	13		0,52	9,6	0,070	1,3	0,066	1,2	0,035	0,6	0,19	7,4	0,43	10,1	-	-	-	-	-	-	-	-
	SD	4	267	1,3	2		0,11	1,4	0,016	0,2	0,013	0,3	0,006	0,1	0,04	1,6	0,10	2,0	-	-	-	-	-	-	-	-
Altona Strom-km 624 Angel n = 4	Min	35	685	3,1	9		0,22	7,1	0,015	0,5	0,016	0,5	0,008	0,3	0,10	1,9	0,20	6,3	n.n. n=3	n.n. n.n.	n.n. n.n.	-	-	-	-	n.n. n=2
	Mitt	37	734	5,7	10	4 ♀	0,49	8,0	0,066	0,9	0,063	0,9	0,031	0,5	0,14	3,0	0,48	8,0	0,004	0,11	n.n. n.n.	n.n. n.n.	n.n. n.n.	-	-	0,014
	Max	40	845	12,0	12		1,14	9,5	0,179	1,5	0,163	1,4	0,081	0,7	0,23	4,0	1,12	9,3	0,005	0,13	-	-	-	-	-	0,024
	SD	2	75	4,3	1		0,44	1,1	0,077	0,5	0,069	0,4	0,034	0,2	0,06	0,9	0,43	1,3	0,001	0,02	-	-	-	-	-	-
Warwisch Strom-km 604 Schleppnetz n = 15	Min	8	5	0,4	1	2 ♂	0,04	4,9	0,005	1,1	0,001	0,1	0,004	0,7	0,01	0,3	0,02	4,2	n.n. n=4	n.n. n=4	n.n. n=6	n.n. n=4	n.n. n=2	n.n. n=7	n.n. n=4	
	Mitt	15	61	0,7	2	5 ♀	0,07	10,9	0,012	2,0	0,008	1,3	0,008	1,3	0,04	5,1	0,04	6,7	-	-	0,002	0,26	-	-	0,002	
	Max	27	247	1,0	4	8 -	0,09	13,2	0,016	3,0	0,017	2,6	0,011	2,2	0,10	13,0	0,08	9,3	0,003	0,43	0,003	0,38	0,007	0,9	-	
	SD	6	73	0,2	1		0,02	2,5	0,004	0,5	0,005	0,8	0,002	0,4	0,03	3,9	0,01	1,8	-	-	0,001	0,09	-	-	-	
Lauenburg Strom-km 570 Zugnetz, Korb n = 8	Min	34	512	0,1	8	6 ♂	0,03	10,7	n.n. n=5	n.n. n=4	n.n. n.n.	n.n. n=4	0,01	3,0	0,01	3,7	-	-	-	-	n.n. n=2	n.n. n=2	n.n. n=2	n.n. n=2	n.n. n=2	
	Mitt	37	602	0,5	11	2 ♀	0,08	19,6	0,007	1,3	0,010	2,8	0,023	6,2	0,04	11,2	0,07	15,6	n.n. n.n.	n.n. n.n.	0,007	1,8	-	-	0,005	
	Max	42	798	1,2	15		0,16	37,0	0,011	2,0	0,016	8,0	0,004	0,7	0,06	23,0	0,19	27,0	-	-	0,007	3,0	0,009	2,3	-	
	SD	3	100	0,3	3		0,04	10,4	0,003	0,5	0,004	3,5	-	-	0,003	3,3	0,02	7,7	-	-	-	-	-	-	-	
Hitzacker Strom-km 525 Hamen n = 8	Min	27	250	0,4	8	3 ♂	0,06	9,4	0,010	1,7	0,002	0,1	0,006	0,6	0,02	4,7	0,03	6,5	n.n. n=2	n.n. n=2	n.n. n=2	n.n. n=2	n.n. n=2	n.n. n=2		
	Mitt	36	569	1,1	10	5 ♀	0,13	13,0	0,023	2,2	0,013	1,4	0,010	2,6	0,10	8,4	0,16	11,6	0,004	0,22	0,008	0,79	0,009	1,3	n.n. n.n.	
	Max	43	1000	2,0	16		0,19	16,0	0,033	2,5	0,021	2,0	0,014	13,3	0,34	16,8	0,65	32,6	0,004	0,23	0,008	1,2	0,010	1,7	-	
	SD	5	225	0,5	2		0,05	2,2	0,008	0,3	0,006	0,6	0,003	4,4	0,10	4,2	0,21	8,7	-	-	-	-	-	-	-	
Gorleben Strom-km 492 Hamen n = 5	Min	30	330	0,5	5	1 ♂	0,07	8,6	0,008	1,1	n.n. n=3	0,006	0,6	-	0,05	5,1	0,04	6,4	n.n. n.n.	n.n. n.n.	-	-	-	-	-	
	Mitt	35	505	1,8	8	2 ♀	0,23	11,9	0,032	1,7	0,054	2,4	0,021	1,2	0,12	6,7	0,16	8,2	-	-	n.n. n.n.	n.n. n.n.	n.n. n.n.	n.n. n.n.	n.n. n.n.	
	Max	38	620	3,6	9	2 -	0,54	14,9	0,061	2,2	0,074	3,4	0,036	1,6	0,20	9,2	0,31	10,0	0,011	0,31	-	-	-	-	-	
	SD	3	107	1,2	2		0,18	2,4	0,021	0,4	0,023	0,9	0,013	0,4	0,07	1,7	0,11	1,3	-	-	-	-	-	-	-	

n = Anzahl der untersuchten Fische
n' = Anzahl der Meßwerte > Nachweisgrenze (nur bei Abweichung von n angegeben)

Das Hauptverbreitungsgebiet der Brassen erstreckt sich nur auf den limnischen Bereich der Elbe. Aufgrund der erhöhten Salzgehalte durch die Einmischung von Nordseewasser zählt der Elbmündungsbereich unterhalb der Störmündung nicht mehr zur Brassenregion. Die Untersuchungen wurden deshalb auf den limnischen Bereich der Elbe beschränkt. In der Abbildung sind jeweils die HCB-Konzentrationen in unterschiedlichem Maßstab für die Muskulatur und das Fett angegeben. Hexachlorbenzol zählt zu den schwer abbaubaren chlorierten Verbindungen. HCB reichert sich in starkem Maße im Fettgewebe der Fische an. Eine Abschätzung der Biokonzentrationsfaktoren ergibt einen Wert in der Größenordnung von 10^5 bis 10^6 für das Verhältnis Konzentration im Fett zu Konzentration im Wasser. Eine Altersabhängigkeit der gemessenen HCB-Konzentrationen in den Elbbrassen war statistisch nicht nachweisbar. Bei einer Aufnahme über die Körperoberfläche (s. Abschnitt 3.3.2 a)) ist eine Altersakkumulation auch nicht zu erwarten. Die gemessenen HCB-Konzentrationen bezogen auf das Fett bzw. die Muskulatur im Verhältnis zum Alter der Fische sind in den folgenden Abbildungen dargestellt.

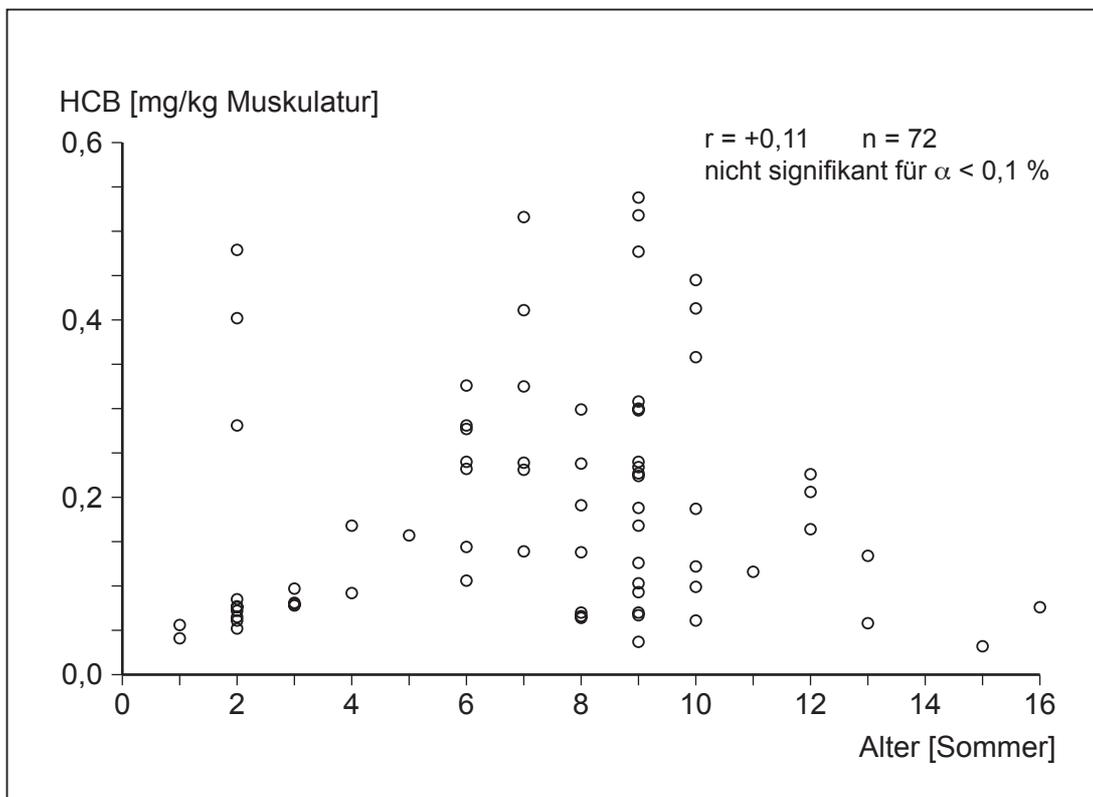


Abb. 25 HCB-Gehalte der Brassenmuskulatur, bezogen auf das Alter

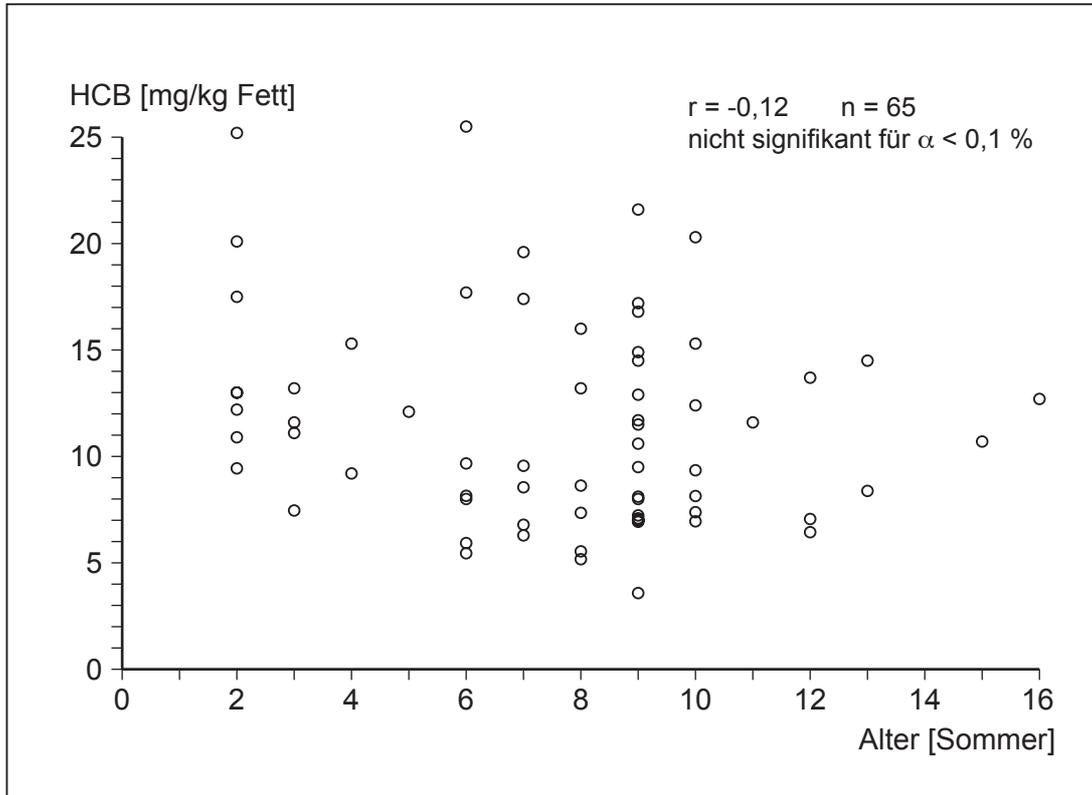


Abb. 26 HCB-Gehalte des Muskulaturfettes der Brassen, bezogen auf das Alter

Die im Fett der Elbbrassen festgestellten HCB-Gehalte zeigen eine hochgradige Belastung der Elbe an. Im Bereich der tidefreien Elbe von Schnackenburg bis Geesthacht schwanken die Werte zwischen 8,6 und 37 mg/kg Fett (Mittelwert: 15 mg/kg Fett). In der Tideelbe nahmen die HCB-Konzentrationen im Längsprofil stromabwärts bis Fährmannssand auf im Mittel 7 mg/kg Fett ab. Für den Fangplatz Schwarztonnensand wurden gegenüber Fährmannssand nahezu doppelt so hohe HCB-Konzentrationen im Fett nachgewiesen. Dieser signifikante Anstieg (t-Test mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit $< 0,1 \%$) ist mit großer Wahrscheinlichkeit auf eine erhöhte Belastung dieses Bereiches zurückzuführen. Auch in den Elbsedimenten in Höhe Bützfleth wurden erhöhte HCB-Konzentrationen festgestellt (s. Abschnitt 3.2). Bezogen auf die Muskulatur lagen die für den Bereich Schwarztonnensand festgestellten HCB-Werte niedriger als am Fangplatz Fährmannssand oder Hamburg-Altona. Die Ursache für diesen Befund ist darauf zurückzuführen, daß die am Fangplatz Schwarztonnensand gefangenen Brassen im Mittel nur einen verhältnismäßig niedrigen Fettgehalt von 1,6 % aufwiesen. Für den Fangplatz Fährmannssand wurde ein mittlerer Fettgehalt von 4,2 % und für Altona von 5,7 % festgestellt. Da sich HCB überwiegend im Fettgewebe anreichert, ist für die Beurteilung der Gewässerbelastung der im Fett festgestellte Befund maßgebend.

Brassen sind keine hochwertigen Speisefische und dienen deshalb in der Regel auch nicht dem menschlichen Verzehr. Durch die Lebensmittelverordnung sind allgemein für Fische Grenzwerte für HCB von 0,5 mg/kg Fett und 0,05 mg/kg Muskulatur in dem für den Verzehr bestimmten Teil des Fisches festgelegt. Eine Überschreitung der Grenzwerte ist nur gegeben, wenn sowohl die Konzentration bezogen auf das Fett der Muskulatur als auch die Konzentration bezogen auf das Frischgewicht der Muskulatur den jeweiligen Grenzwert überschreitet. Unter Zugrundelegung dieser Verordnung ergibt sich bei 89 % aller untersuchten Elbbrassen (alle Fangplätze zusammengefaßt) eine Überschreitung. Im Durchschnitt wird der Grenzwert für die Muskulatur um rd. das Vierfache überschritten. Die statistische Auswertung belegt, daß HCB überwiegend im Fett angelagert wird. Bei einem hohen Fettgehalt in der Muskulatur liegt in der Regel auch ein hoher HCB-Gehalt vor. In der folgenden Abbildung sind die Wertepaare graphisch dargestellt.

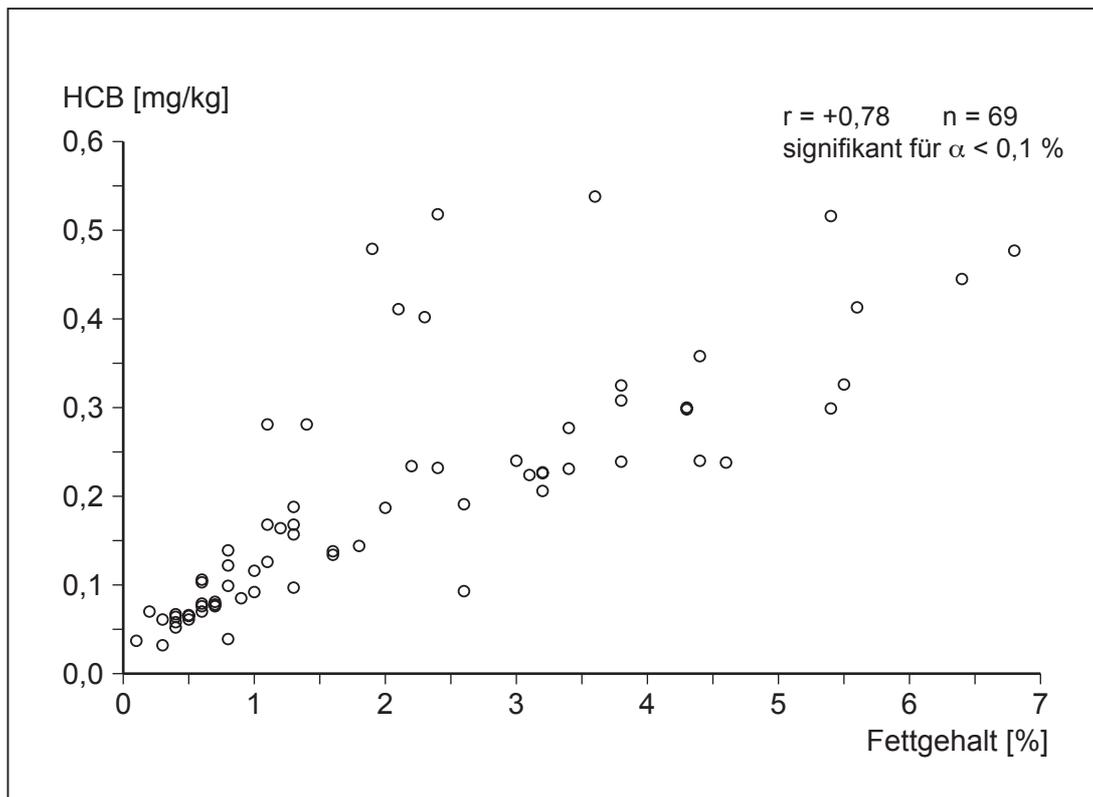


Abb. 27 Fettgehalt der Muskulatur im Verhältnis zum HCB-Gehalt der Brassenmuskulatur

3.3.3.2 Belastung der Elbbrassen mit Hexachlorcyclohexan

In Tabelle 20 sind für die verschiedenen Fangplätze die gemessenen HCH-Konzentrationen angegeben. In der folgenden Abbildung sind die Werte über das Längsprofil der Elbe dargestellt.

Wassergütestelle Elbe

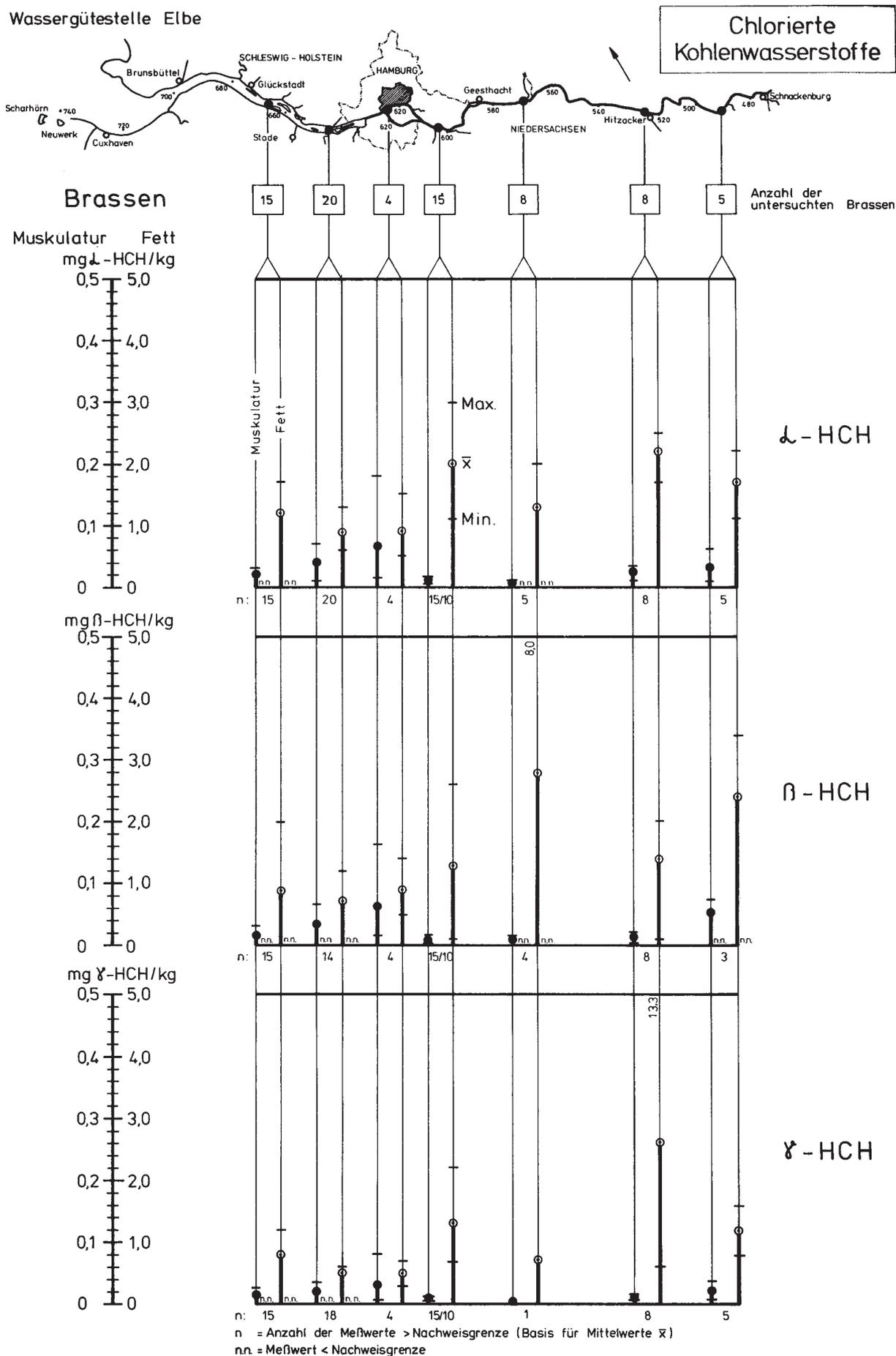


Abb. 28

Mittelwerte der α -, β - und γ -HCH-Gehalte der Brassen, bezogen auf das Frischgewicht der Muskulatur und Muskulaturfett

Da die untersuchten HCH-Isomere (α -, β - und γ -HCH) im Hinblick auf die Fettlöslichkeit ähnliche Eigenschaften aufweisen wie das HCB, ist anzunehmen, daß die Anreicherung der HCH-Isomere in den Elbbrassen ähnlich verläuft. Die statistische Auswertung der HCB-Befunde im Verhältnis zu den γ -HCH-Befunden zeigt eine signifikante Korrelation mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit $<0,1\%$. Die Streuung ist allerdings erheblich.

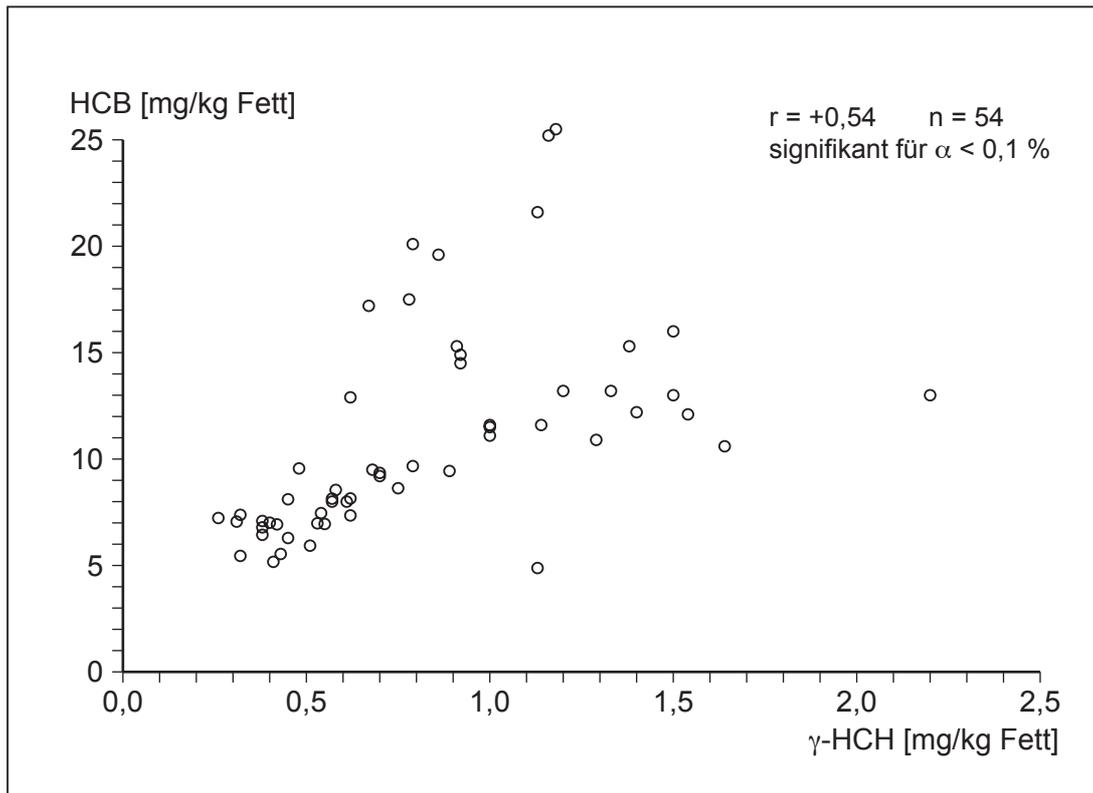


Abb. 29 γ -HCH-Gehalte im Verhältnis zu den HCB-Gehalten (bezogen auf das Fett der Brassenmuskulatur)

Aus den im Rahmen dieses Meßprogrammes gewonnenen Meßdaten ergeben sich für die HCH-Isomere folgende Bioakkumulationsfaktoren (Konzentration im Fett im Verhältnis zu Konzentration Wasser):

Bio-Akkumulationsfaktoren:

α -HCH: 10.000 - 50.000

β -HCH: 100.000 - 500.000

γ -HCH: 10.000.- 50.000

Die Berechnung von Bio-Akkumulationsfaktoren auf der Basis von Naturmeßdaten ist zwangsläufig mit erheblichen Unsicherheiten verbunden, da die an den Fischen festgestellten Befunde die augenblickliche Belastungssituation repräsentieren und nicht ohne weiteres auf den gesamten Meßzeitraum übertragen werden können. Die vorstehend angegebenen Zahlen sind somit nicht als exakte Faktoren anzusehen, sondern stellen eine Abschätzung für die Größenordnung dar. Forschungsarbeiten im Institut für Hydrobiologie und Fischereiwissenschaften der Universität Hamburg ⁺⁾ haben für die Bio-Akkumulation von γ -HCH bei Goldorfen einen Faktor von 15 000 ergeben. Bei diesen Laborversuchen konnte für γ -HCH nach dem Umsetzen der Testfische in unkontaminiertes Wasser eine verhältnismäßig schnelle Konzentrationsabnahme beobachtet werden. Die Halbwertszeit für die Abnahme betrug nur ein bis zwei Wochen. β -HCH ist im Vergleich zu α - und γ -HCH schwerer abbaubar und weist eine längere Verweildauer in Organismen auf. Der Anreicherungsfaktor für β -HCH ist aus diesem Grunde erhöht. Das unterschiedliche Verhalten des β -HCH im Vergleich zum α - und γ -HCH zeigt auch die statistische Auswertung der an den Elbbrassen ermittelten Befunde. In den folgenden Abbildungen sind die entsprechenden Konzentrationswerte gegenübergestellt.

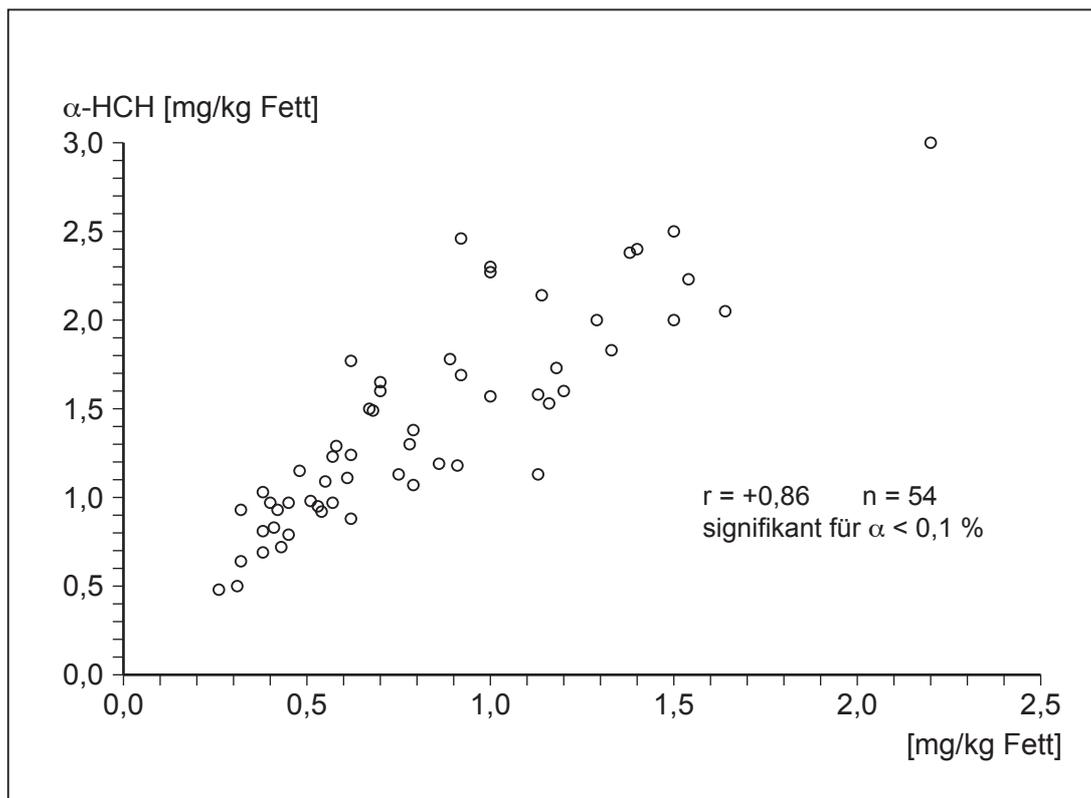


Abb. 30 γ -HCH-Gehalte im Verhältnis zu den α -HCH-Gehalten (bezogen auf das Fett der Brassenmuskulatur)

⁺⁾ Forschungsbericht (Prof. Dr. K. Lillelund) z.Zt. noch nicht veröffentlicht
Langer, D.: Die Bedeutung der Randbedingungen in einem Fischtest zur Beurteilung der Bio-Akkumulation von Schadstoffen, untersucht am Beispiel der Aufnahmekinetik von Lindan (Dissertation) Hamburg 1983

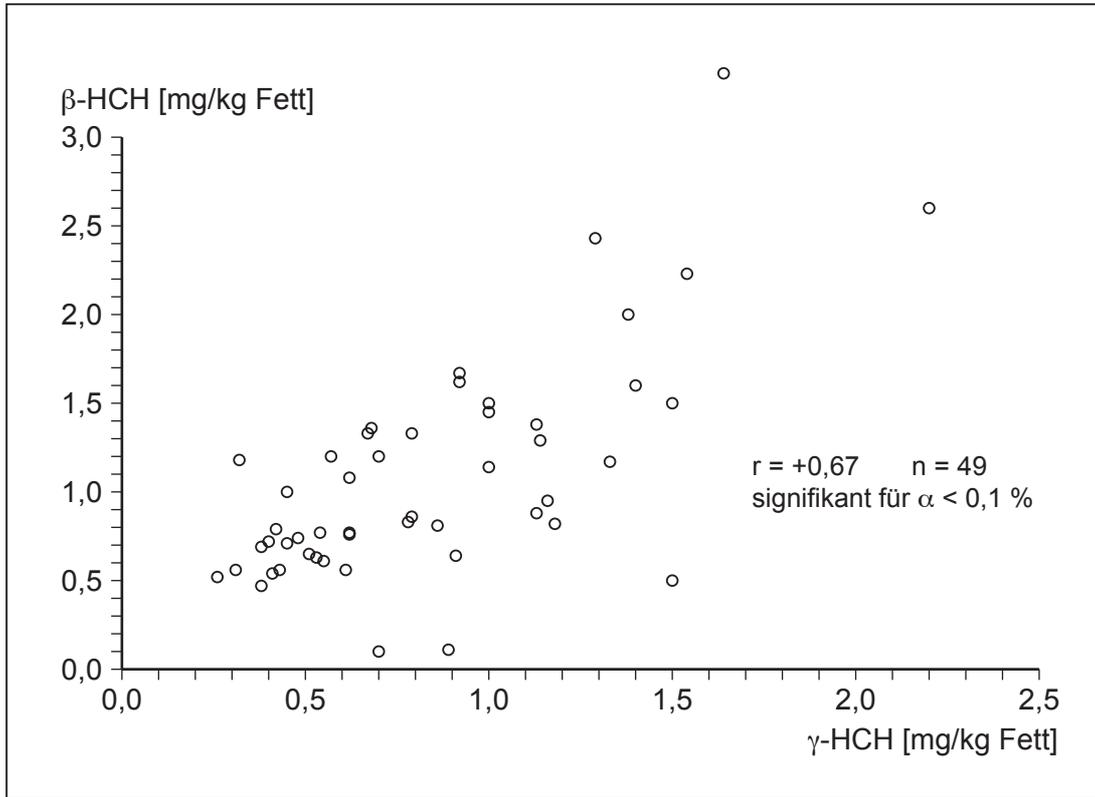


Abb. 31 γ -HCH-Gehalte im Verhältnis zu den β -HCH-Gehalten (bezogen auf das Fett der Brassenmuskulatur)

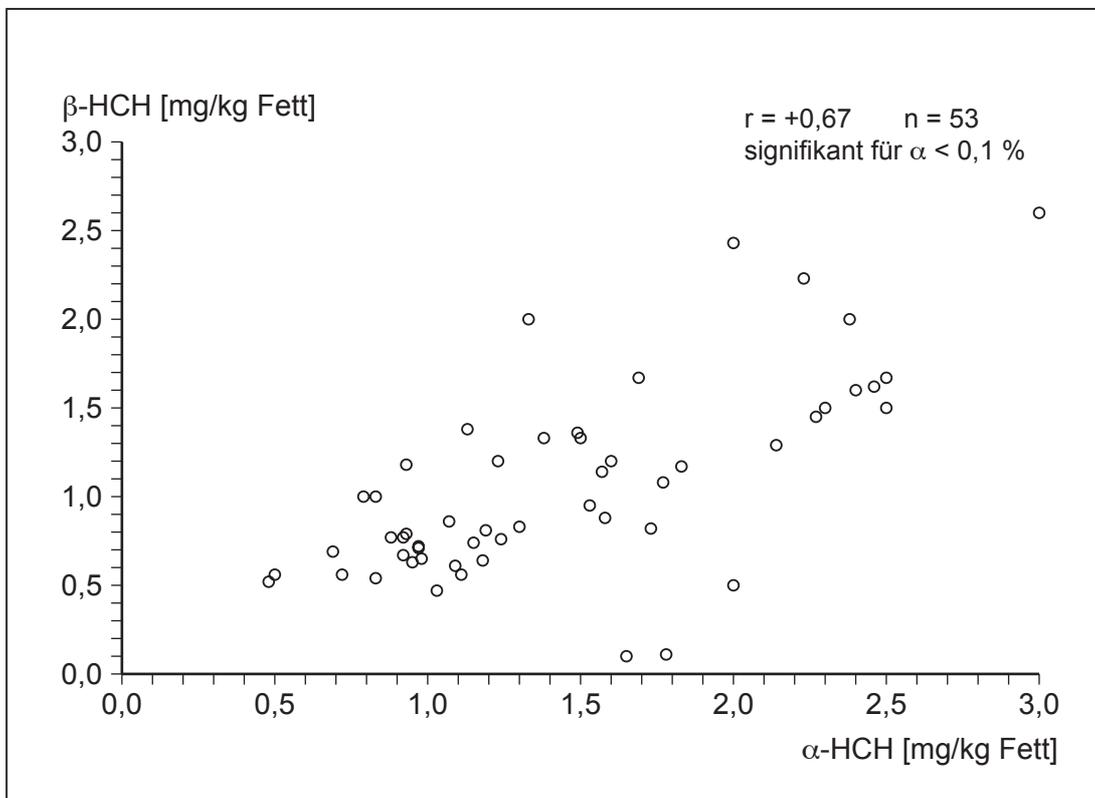


Abb. 32 α -HCH-Gehalte im Verhältnis zu den β -HCH-Gehalten (bezogen auf das Fett der Brassenmuskulatur)

Zwischen den in den Elbbrassen festgestellten α -HCH- und γ -HCH-Konzentrationen besteht eine straffe Korrelation. Demgegenüber besteht zwischen β -HCH und γ -HCH sowie β -HCH und α -HCH jeweils eine deutlich schwächere Korrelation. Eine Gegenüberstellung der α -, β - und γ -HCH -Konzentrationen im Verhältnis zum Alter der Fische zeigt, daß keine signifikante Altersabhängigkeit der Belastung besteht. Für γ -HCH deutet sich im Verhältnis zum Alter der Fische eine negative Korrelation an, d.h. von den untersuchten Fischen wiesen die älteren Fische im Mittel eine etwas geringere Belastung als jüngere Fische auf. Für eine sichere Beurteilung dieses Phänomens sind jedoch umfangreichere Untersuchungen erforderlich.

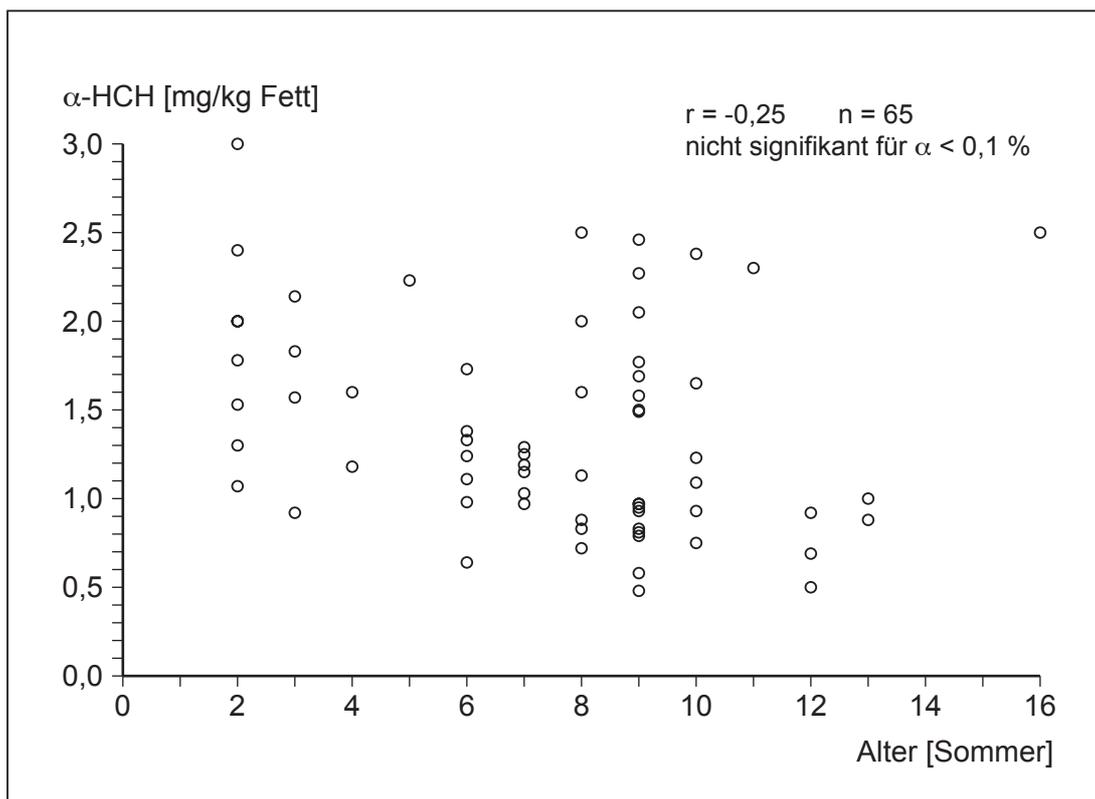


Abb. 33 α -HCH-Gehalte im Fett der Brassenmuskulatur bezogen auf das Alter

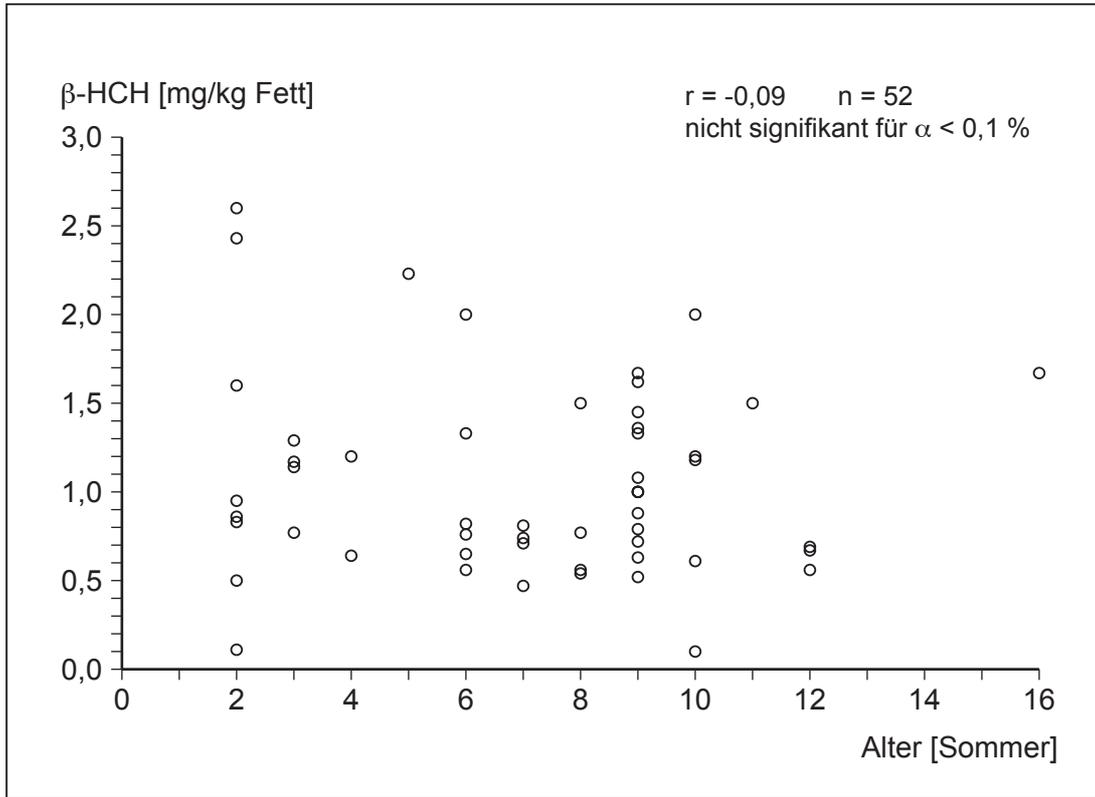


Abb. 34 β -HCH-Gehalte im Fett der Brassenmuskulatur bezogen auf das Alter

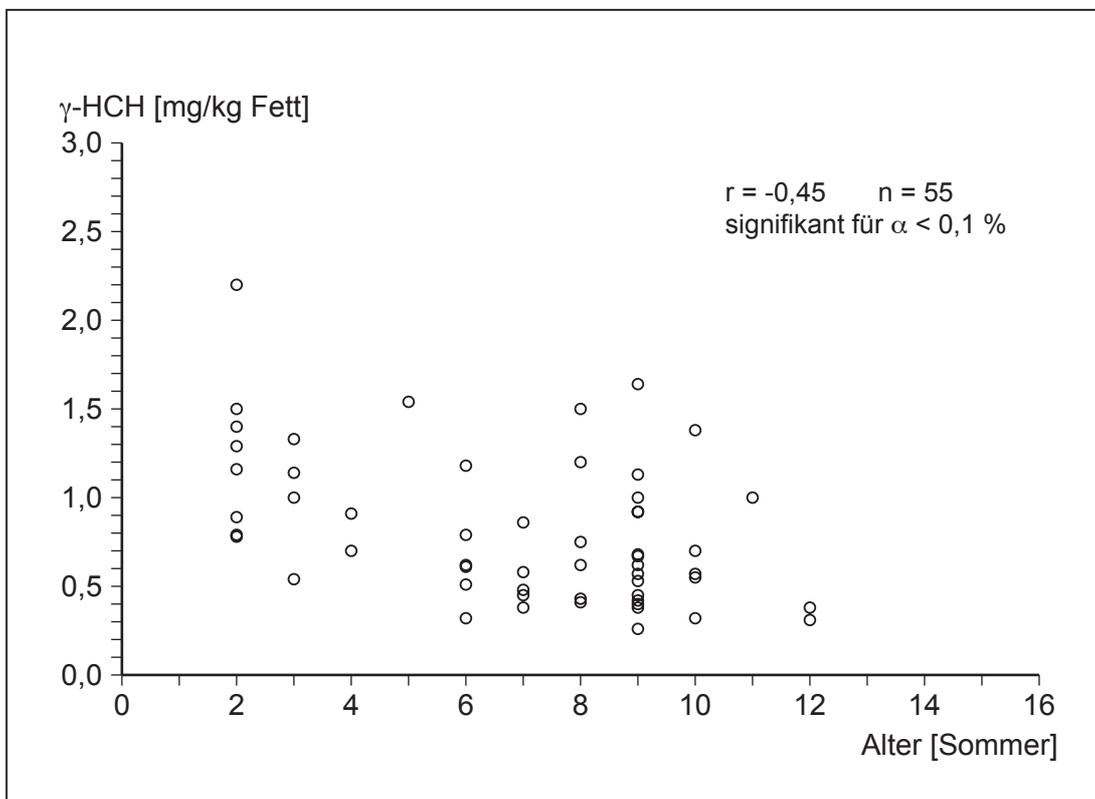


Abb. 35 γ -HCH-Gehalte im Fett der Brassenmuskulatur bezogen auf das Alter

Die am Bio-Indikator Elbbrassen festgestellten HCH-Konzentrationen (bezogen auf Fett) zeigen, daß die Elbe mit den verschiedenen HCH-Isomeren (α , β und γ) in erheblichem Maße belastet ist. Eine Auswertung der Befunde ergibt, daß im Mittel die Elbbrassen aus dem Streckenabschnitt Schnackenburg bis Geesthacht höher belastet sind, als die in der Tideelbe gefangenen Brassen.

	Schnackenburg - Geesthacht	Geesthacht - Glückstadt
α -HCH	1,8	1,2
β -HCH	2,0	0,9
γ -HCH	1,8	0,7

Tab. 21 Mittelwerte der HCH-Gehalte ($\mu\text{g}/\text{kg}$ Fett) in Elbbrassen

Die δ - und ε -HCH-Konzentrationen wurden nicht bestimmt.

Aus der Höchstmengenverordnung für Lebensmittel ergeben sich für die Summe der HCH-Isomere außer Lindan Grenzwerte in Höhe von 0,5 mg/kg Fett und 0,05 mg/kg Muskulatur für Fische. Die entsprechenden Grenzwerte für Lindan betragen 2,0 mg/kg Fett bzw. 0,2 mg/kg Muskulatur. Eine Überschreitung der Höchstmenge ist bei einem Lebensmittel nur dann gegeben, wenn sowohl der auf den Fettgehalt bezogene Höchstwert als auch der auf die Muskulatur bezogene Grenzwert überschritten wird.

Hinsichtlich der Belastung mit Lindan wurde bei den untersuchten Elbbrassen in keinem Fall eine Überschreitung der zulässigen Höchstwerte festgestellt. Da δ -HCH und ε -HCH im Rahmen des Untersuchungsprogramms nicht mit erfaßt wurden (aus analytischen Gründen), ist eine Bewertung der überschreitungen für die HCH-Isomere außer γ -HCH nicht exakt möglich. Die Belastung mit den Isomeren α - und β -HCH ergibt bereits bei 28 % der untersuchten Brassen eine Überschreitung der Grenzwerte.

3.3.3.3 Belastung der Elbbrassen mit DDT, DDE und DDD

Bestimmt wurden jeweils p,p'-DDT und die p,p'-DDT-Metaboliten. In Tabelle 20 sind die charakteristischen Meßwerte angegeben. Abb. 36 zeigt die Verteilung der Belastung über das Längsprofil der Elbe von Schnackenburg bis Glückstadt.

DDT und seine Abbauprodukte (Metaboliten) gehören zu den sehr schwer abbaubaren chlorierten Pestiziden. Für DDT und Metaboliten ergeben sich deshalb sehr hohe Anreicherungsfaktoren. Da die DDT-Gehalte des Elbwassers überwiegend unterhalb der Nachweisgrenze von 1ng/l lagen, kann nur eine grobe Abschätzung des Biokonzentrationsfaktors vorgenommen werden. Unter der Annahme, daß die Konzentrationen für DDT, DDE und DDD jeweils in etwa der Nachweisgrenze von 0,001 pg/l im Elbwasser entsprechen, ergeben sich aus den in den Elbbrassen festgestellten Konzentrationen (bezogen auf Fett) Biokonzentrationsfaktoren für DDT, DDE und DDD jeweils in der Größenordnung von 10^6 bis 10^7 . Eine derartige Größenordnung wird auch in der Literatur angegeben.

Eine Auswertung der DDE- und DDD-Befunde ergibt, daß im statistischen Sinne keine signifikante Altersabhängigkeit für die Belastung der untersuchten Elbbrassen besteht. Allerdings ergab die statistische Auswertung, daß bei den untersuchten Fischen jeweils zwischen dem DDE- und dem DDD-Gehalt, bezogen auf Fett, eine signifikante Abhängigkeit besteht. Jedoch wäre zur Absicherung dieser Aussage ein größerer Probenumfang wünschenswert. Da die DDT-Konzentrationen in den meisten Elbbrassen unterhalb der Nachweisgrenze lagen, konnte eine entsprechende Auswertung für DDT nicht vorgenommen werden. In den folgenden Abbildungen sind die Meßwerte dargestellt.

Chlorierte Kohlenwasserstoffe

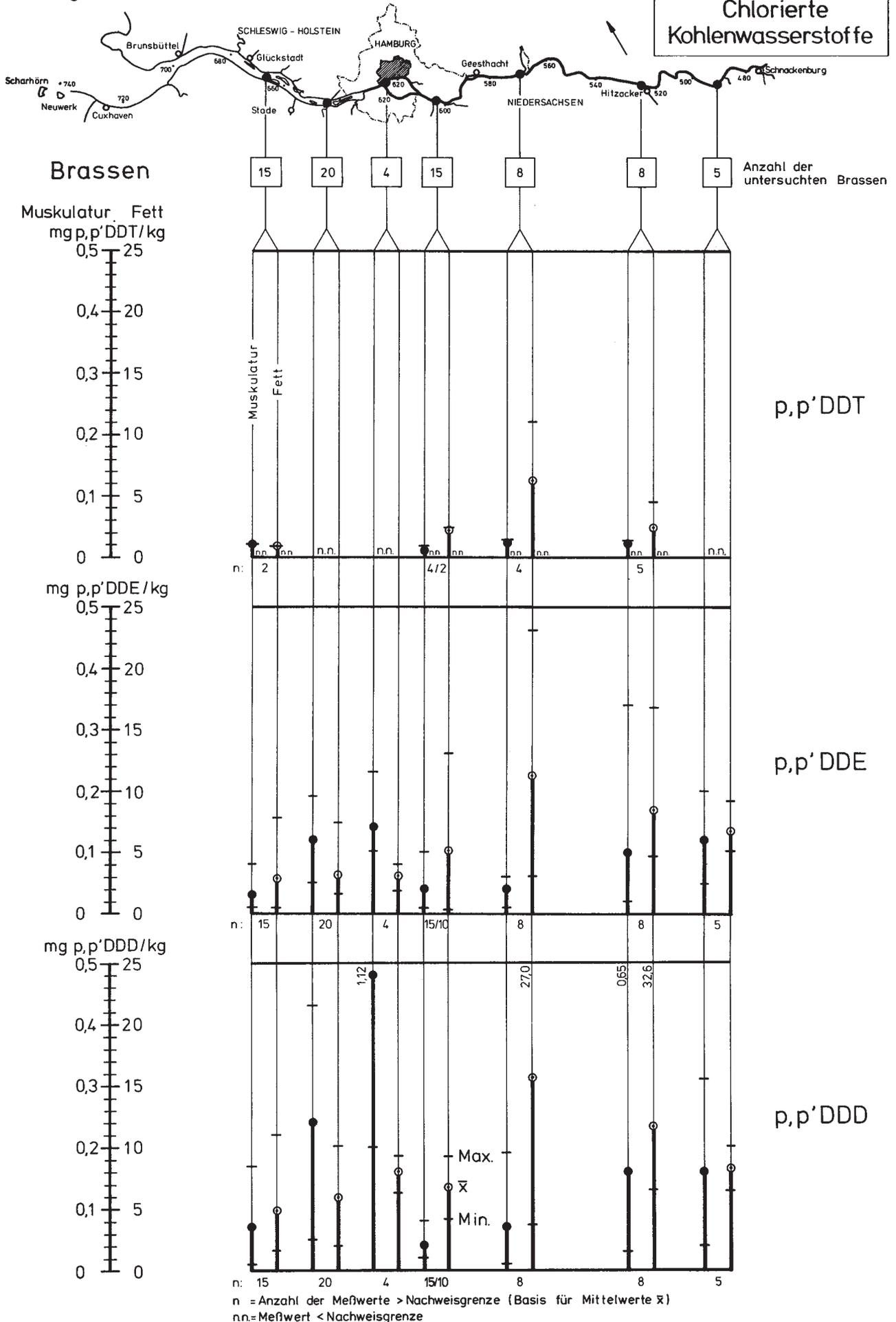


Abb. 36

Mittelwerte der p,p'-DDT-, p,p'-DDE- und p,p'-DDD-Gehalte der Brassen, bezogen auf das Frsichgewicht der Muskulatur und das Muskulaturfett

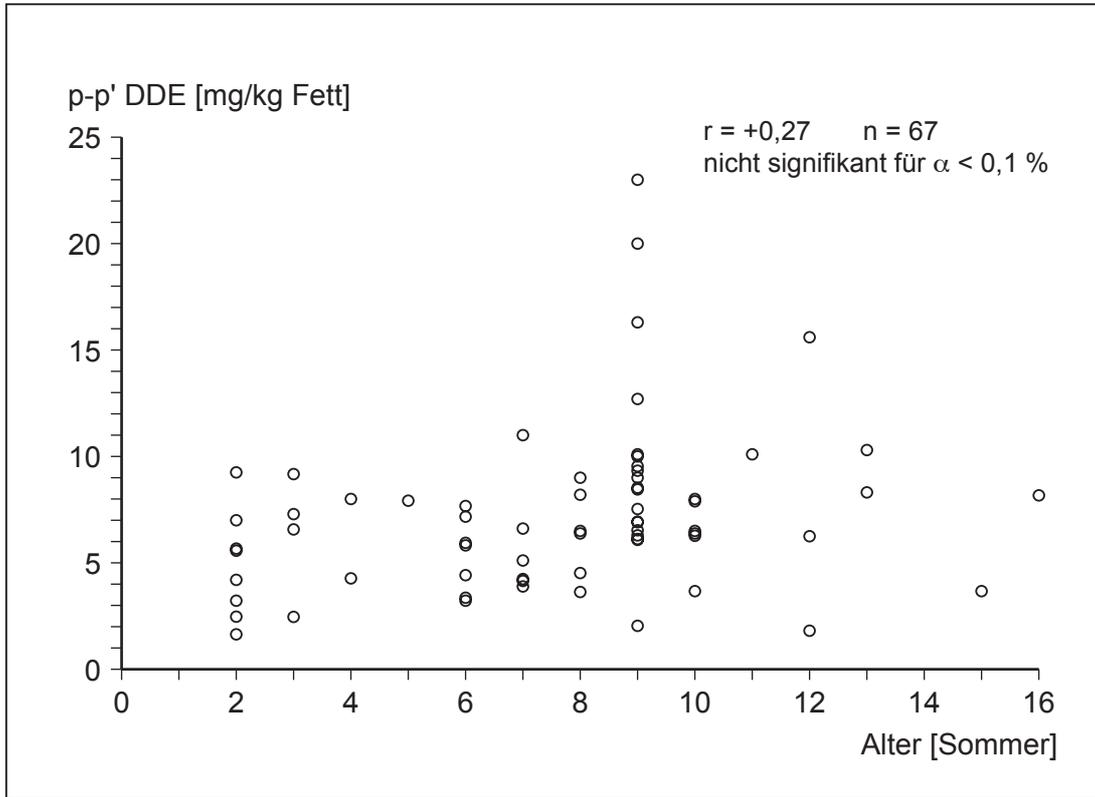


Abb. 37 p-p'DDE-Gehalte im Fett der Brassenmuskulatur bezogen auf das Alter

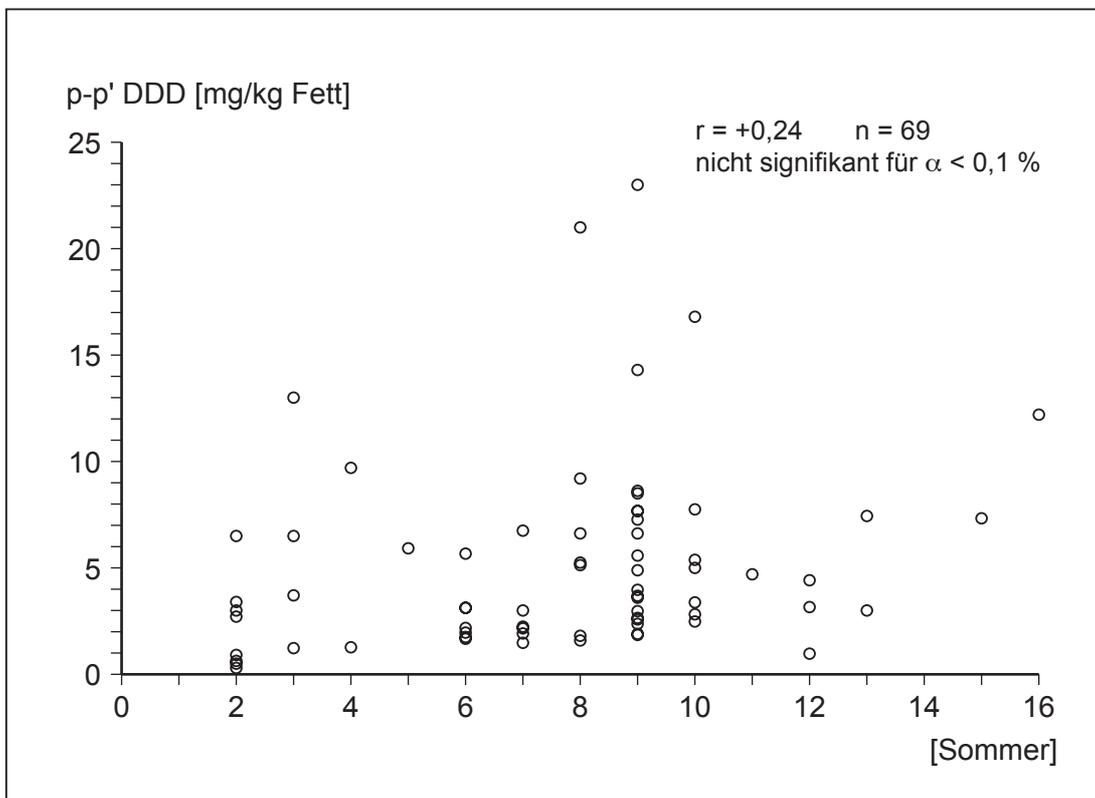


Abb. 38 p-p'DDD-Gehalte im Fett der Brassenmuskulatur bezogen auf das Alter

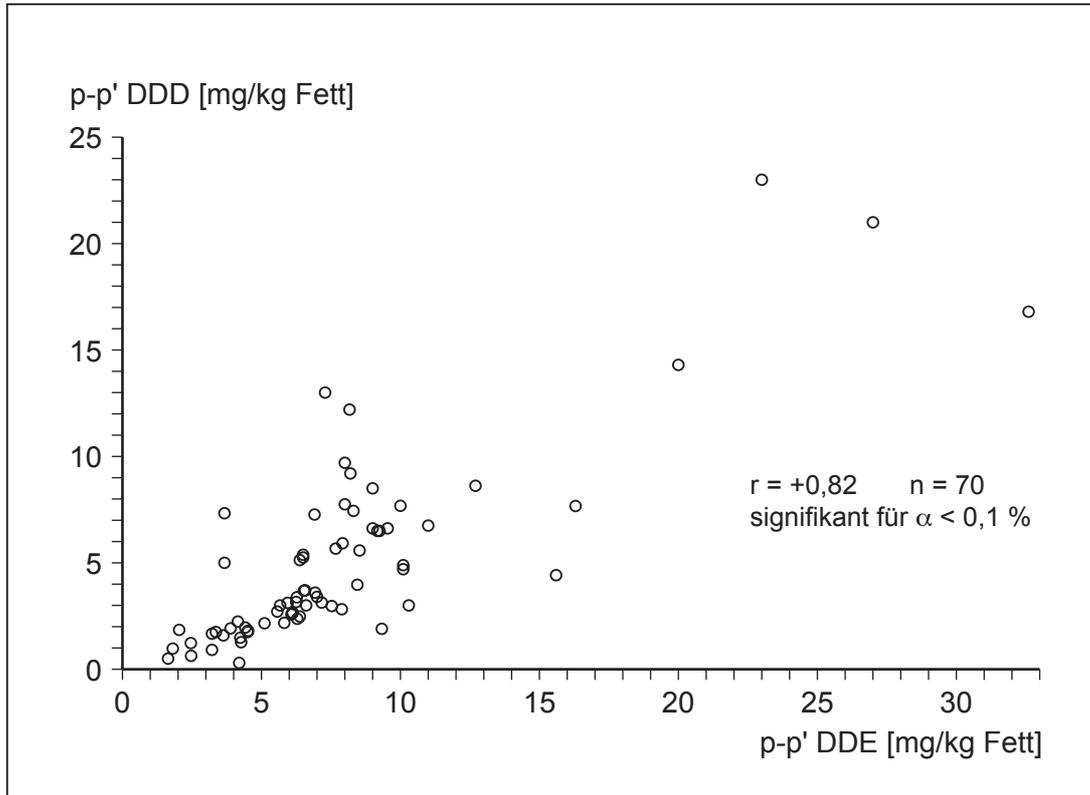


Abb.39 p-p' DDE-Gehalte im Verhältnis zu den p-p' DDD-Gehalten bezogen auf das Fett der Brassenmuskulatur

Von der Bundesforschungsanstalt für Fischerei wurden 1973 elf Brassen aus der Elbe auf ihren DDT-Gehalt untersucht ⁺⁾ . Die für die elf Brassen gemittelten auf das Fett bezogenen Konzentrationen haben eine deutlich höhere Belastung im Jahr 1973 angezeigt.

p-p'DDE	19
p-p'DDD	26

Tab. 22 Mittelwerte der p-p'DDE- und p-p'DDD-Gehalte (mg/kg Fett) in Elbbrassen (1973) (Huschenbeth, 1977)

⁺⁾ HUSCHENBETH, E.: überwachung der Speicherung von chlorierten Kohlenwasserstoffen im Fisch. Archiv FischWiss. Heft 2/3 Berlin 1977

	Schnackenburg - Geesthacht	Geesthacht - Glückstadt
p-p'DDE	9,0	3,4
P-P'DDD	12,3	5,9

Tab.23 Mittelwerte der p-p'DDE- und p-p'DDD-Gehalte (mg/kg Fett) in Elbbrassen (1980)

Ein Vergleich der Untersuchungsergebnisse aus dem Jahre 1973 mit den Befunden aus dem Jahre 1980 ergibt eine starke Abnahme der DDE- und DDD-Belastungen der Elbbrassen.

Aus der Höchstmengenverordnung ergibt sich ein Grenzwert für Gesamt-DDT (alle Metaboliten und Isomere) von 2 mg/kg bezogen auf das Frischgewicht (z.B. Muskulatur). Maßgebend für die Bewertung des Belastungsgrades eines Gewässers mit chlorierten Pestiziden ist jedoch der Befund bezogen auf Fett.

Zusammenfassend ergeben die an dem Bio-Indikator Elbbrassen festgestellten Befunde, daß die Elbe zwar noch mit den Abbauprodukten (Metaboliten) des DDTs hochgradig belastet ist, die Belastung mit dem Ausgangs-Pestizid p,p'DDT jedoch bereits deutlich niedriger liegt. So wurde beispielsweise nur in 17 % der untersuchten Elbbrassen p,p'-DDT noch in einer Konzentration >Nachweisgrenze festgestellt. Dabei muß allerdings berücksichtigt werden, daß das Ausgangsprodukt DDT in der Regel auch mit den Metaboliten DDE und DDD verschmutzt ist. Durch das Anwendungs- und Herstellungsverbot von DDT in der Bundesrepublik Deutschland vom 7.8.1972 und die vermuteten Anwendungseinschränkungen in den Oberliegerländern DDR und CSSR ist ein weiterer Rückgang der Belastung zu erwarten. Zusammenfassend ergibt sich für den Elbabschnitt zwischen Schnackenburg und Geesthacht eine deutlich höhere Belastung als für den Bereich der Tideelbe.

3.3.3.4 Belastung der Elbbrassen mit Aldrin, Dieldrin, Endrin, Heptachlor und Heptachlorepoxid

Bei den als Bio-Indikator untersuchten Elbbrassen wurden diese chlorierten Pestizide nur vereinzelt nachgewiesen. Die Nachweishäufigkeit betrug für die Gesamtheit der untersuchten 75 Elbbrassen

Aldrin	12 %
Dieldrin	13 %
Endrin	11 %
Heptachlor	1 %
Heptachlorepoxid	16 %

In den Elbbrassen, in denen Aldrin und Dieldrin nachgewiesen worden ist, lagen die Konzentrationen überwiegend in der Größenordnung zwischen 0,001 und 0,01 mg/kg bezogen auf die Muskulatur. Bezogen auf Fett lagen die Werte für Aldrin und Dieldrin überwiegend in der Größenordnung zwischen 0,1 und 1 mg/kg. Da die Konzentrationen für Dieldrin und Aldrin im unfiltrierten Elbwasser überwiegend unterhalb der Nachweisgrenze lagen, ist eine exakte Berechnung der Anreicherungsfaktoren nicht möglich. Eine Abschätzung für den Biokonzentrationsfaktor Wasser / Fett ergibt einen Wert in der Größenordnung von 10^6 . Aldrin kann in Dieldrin umgewandelt werden. Für Endrin wird der Anreicherungsfaktor in einer ähnlichen Größenordnung liegen. Endrin wird als Schädlingsbekämpfungsmittel, z.B. gegen Blattläuse, Raupen, Milben, Feld- und Wühlmäuse u.a. eingesetzt. Seit 1966 besteht ein Anwendungsverbot mit bestimmten Ausnahmen. Im Mai 1982 wurde die geltende Zulassung von endrinhaltigen Pflanzenschutzmitteln von der Biologischen Bundesanstalt widerrufen. Für Aldrin und Dieldrin bestehen ebenfalls Anwendungseinschränkungen bzw. -verbote.

Durch die Höchstmengenverordnung vom 7.9.1978 ist für Aldrin und Dieldrin zusammen, berechnet als Dieldrin, ein Grenzwert von 1,0 mg/kg bezogen auf Fett für Aal, Lachs und Stör und 0,5 mg/kg bezogen auf Fett für sonstige Fische festgelegt. Der Grenzwert gilt nur als überschritten, wenn, bezogen auf die Muskulatur, 1/10 dieser Grenzwerte ebenfalls überschritten ist.

Heptachlor kann unter bestimmten Bedingungen zu Heptachlorepoxyd umgebaut werden. Sowohl Heptachlor als auch Heptachlorepoxyd wurden im unfiltrierten Elbwasser nur vereinzelt nachgewiesen (Nachweisgrenze 0,001 µg/l). In den Elbbrassen konnte Heptachlor nur in einem einzigen Fisch nachgewiesen werden. Heptachlorepoxyd hingegen wurde bei 16 % der untersuchten Brassenproben festgestellt. Die Befunde zeigten Konzentrationswerte von 0,1 bis 1 mg/kg bezogen auf Fett.

Durch die Höchstmengenverordnung ist für Fleisch und Fleischerzeugnisse ein Grenzwert von 0,2 mg/kg Fett für Heptachlor und Heptachlorepoxyd, als Summe berechnet, festgelegt. Der Grenzwert gilt als überschritten, wenn gleichzeitig, bezogen auf die Muskulatur, der Wert von 0,02 mg/kg auch überschritten ist.

Die Untersuchung der Elbbrassen auf den Gehalt an chlorierten Pestiziden erfolgte nicht im Hinblick auf die Überwachung des Lebensmittels Fisch. Im Rahmen dieses Untersuchungsprogrammes wurden die Elbbrassen als Bio-Indikator für die Belastungssituation der Elbe mit chlorierten Kohlenwasserstoffen ausgewählt. Parallel zu diesem ARGE ELBE-Untersuchungsprogramm erfolgte in enger Kooperation durch die für die Lebensmittelüberwachung zuständigen Veterinärbehörden der Länder Hamburg, Niedersachsen und Schleswig-Holstein eine Untersuchung der Hauptnutzfisharten der Elbe aus lebensmittelrechtlicher Sicht. Die dabei bisher gewonnenen Untersuchungsbefunde zeigen eine gute Übereinstimmung mit den im Rahmen dieses Untersuchungsprogrammes gewonnenen Erkenntnissen über die Belastung der Elbe. Die von den Veterinärbehörden ermittelten Daten werden in einem gesonderten Bericht veröffentlicht.

4. Zusammenfassung

Chlorierte Kohlenwasserstoffe werden entsprechend ihrer spezifischen Eigenschaften in den verschiedensten Bereichen eingesetzt. Niedermolekulare Chlorkohlenwasserstoffe mit gut fettlösenden Eigenschaften werden als Lösemittel, z.B. zur Metallentfettung, chemischen Reinigung, Extraktion und als Verdünnungsflüssigkeit in der Lack- und Farbenindustrie eingesetzt. Auch in den im Haushalt verwendeten Chemikalien sind häufig Chlorkohlenwasserstoffverbindungen enthalten (z.B. Pinselreiniger, Fleckwasser u.ä.). Entsprechend ihrer weit verbreiteten Anwendung werden diese Stoffe nicht nur aus chemischen Betrieben, sondern auch aus einer Vielzahl von kleinen Quellen (z.B. Haushalten) in die Umwelt emittiert. Aufgrund der sehr hohen Nachweisgenauigkeit, die mit der modernen Spurenanalytik erreicht wird, ist es heute möglich, diese Stoffe in nahezu allen Oberflächengewässern nachzuweisen und damit zu überwachen.

Höher chlorierte Kohlenwasserstoffverbindungen werden entsprechend ihrer insektiziden, bakteriziden, fungiziden und herbiziden Wirkung als Pestizide im Bereich Pflanzenschutz, Holzschutz und zur Insektenvernichtung eingesetzt. Die Pestizide sind zum Teil schwer abbaubar und reichern sich in hohem Maße, z.B. in Meeresorganismen, an. Derartige Eigenschaften haben bereits für einige dieser Stoffe zu völligen Anwendungsverböten (z.B. für DDT) und Anwendungsbeschränkungen geführt. Wegen der gravierenden Umweltbelastungen, die sich aus den persistenten Pestiziden ergeben, ist man heute bestrebt, nur noch Pflanzenschutzmittel einzusetzen, die zwar biologisch wirksam sind, aber innerhalb kurzer Zeit sich zersetzen. Im technischen Bereich werden seit ca. 1935 polychlorierte Biphenyle eingesetzt. Nachdem sich gezeigt hat, daß polychlorierte Biphenyle sich kaum abbauen und inzwischen in nahezu allen Meeresorganismen diese Verbindungen angereichert sind, wurden Anwendungsbeschränkungen erlassen. Polychlorierte Biphenyle dürfen in der Bundesrepublik nur noch in geschlossenen Systemen (Transformatorenöl, Hydraulikflüssigkeit im Bergbau) eingesetzt werden. Chlorierte Phenole werden als Schädlingsbekämpfungsmittel, Holzschutzmittel und Desinfektionsmittel eingesetzt. Zahlreiche dieser chlorierten Pestizide stehen im Verdacht, bei Warmblütern, also auch beim Menschen, schwere gesundheitliche Schäden hervorzurufen. In Tierversuchen konnte bei hohen Schadstoffbelastungen häufig eine organschädigende, z.T. krebsfördernde Wirkung nachgewiesen werden. In das Licht der Öffentlichkeit sind diese Chemikalien, insbesondere durch spektakuläre Vergiftungsfälle, gerückt.

Die Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe (ARGE ELBE) hat 1980 bis 1982 eine systematische Untersuchung über die Belastung der Elbe mit chlorierten Kohlenwasserstoffen durchgeführt. Aus der Vielzahl der möglichen Chlorkohlenwasserstoffverbindungen wurden für die vorliegende Untersuchung die typischen, umweltrelevanten Chlorkohlenwasserstoffe zugrunde gelegt. Das Untersuchungsprogramm umfaßte

niedermolekulare Chlorkohlenwasserstoffe (hierzu gehören Lösemittel)
chlorierte Pestizide und polychlorierte Biphenyle
chlorierte Phenole

Untersucht wurde jeweils die Belastung des unfiltrierten Elbwassers im gesamten Streckenabschnitt von Schnackenburg bis Scharhörn, die Belastung der Elbsedimente im gesamten Streckenabschnitt von Schnackenburg bis Scharhörn und als "Bio-Indikator" die Belastung der Elbbrassen im Streckenabschnitt zwischen Schnackenburg und Glückstadt. Die entsprechenden Untersuchungsergebnisse sind im vorstehenden Bericht erläutert und dargestellt. Zusammenfassend ergibt sich aus den Befunden folgende Beurteilung:

a) Belastung des Elbwassers

Die Untersuchungsergebnisse zeigen, daß bereits im oberen Elbabschnitt zwischen Schnackenburg und Geesthacht eine deutliche Belastung des Elbwassers insbesondere mit den niedermolekularen Chlorkohlenwasserstoffen CHLOROFORM, 1-1-2-2 TETRACHLORETHAN, TRICHLORETHYLEN, PERCHLORETHYLEN und TETRACHLORKOHLENSTOFF vorliegt. Die im Elbwasser festgestellten Konzentrationen für diese einzelnen Stoffe liegen überwiegend in der Größenordnung zwischen 0,1 und 5 µg/l. Bei extremen Bedingungen (0°C Wassertemperatur, starker Eisgang) wurden für die leicht flüchtigen Chlorkohlenwasserstoffe deutlich erhöhte Konzentrationen von z.B. 12 µg/l für CHLOROFORM und 37,6 µg/l für 1-1-2-2 TETRACHLORETHAN gemessen. Das durch die Vorbelastung geprägte Niveau wirkt sich bis in die Tideelbe aus. Bei Lauenburg, Geesthacht, Hamburg und Stade-Bützfleth wurden für die verschiedenen niedermolekularen Chlorkohlenwasserstoffe unterschiedlich ausgeprägte Konzentrationserhöhungen, die auf Einleitungen zurückzuführen sind, festgestellt.

Die chlorierten Pestizide α -HEXACHLORCYCLOHEXAN, β -HEXACHLORCYCLOHEXAN, γ -HEXACHLORCYCLOHEXAN und HEXACHLORBENZOL sowie die polychlorierten Biphenyle wurden regelmäßig im unfiltrierten Elbwasser festgestellt. Die Konzentrationen schwankten überwiegend zwischen 0,001 und 0,05 µg/l. Vereinzelt

wurden Konzentrationen bis zu 0,1 µg/l gemessen. Auch bei diesen Stoffen wird das großräumige Belastungsniveau der Elbe durch die Höhe der Vorbelastung geprägt. Vereinzelt wurden Konzentrationserhöhungen im Bereich Gorleben, im Bereich Hamburg und im Bereich Stade gemessen. Die zu den chlorierten Pestiziden zählenden Stoffe HEPTACHLOR, ALDRIN, ENDRIN, DDT, DDD, DDE und ENDOSULFAN wurden nur vereinzelt in Konzentrationen > 0,001 µg/l im unfiltrierten Elbwasser nachgewiesen.

Bei einer Bewertung der Befunde ist zu beachten, daß die Nachweisgrenze für diese Stoffe mit 0,001 µg/l sehr niedrig liegt und somit bereits geringste Spuren erfaßt werden. Eine Konzentration von 1 Nanogramm pro Liter (=0,001 µg/l) im Elbwasser ergibt sich bereits bei einem mittleren Oberwasserabfluß der Elbe von rd. 700 m³/s, wenn über 24 Stunden verteilt insgesamt eine Menge von nur 60 Gramm eines derartigen Stoffes eingeleitet wird.

b) Belastung des Elbsedimentes

Die Bestimmung der Chlorkohlenwasserstoffkonzentrationen erfolgte an den Gesamtproben, d.h. ohne Abtrennung der Feinkornfraktion. Um den Charakter des Sediments aufzuzeigen, wurden jeweils die Korngrößenverteilungen und der Glühverlust bestimmt.

Die Belastung der Elbsedimente mit chlorierten Kohlenwasserstoffen ist einerseits von der Höhe der Belastung, z.B. des Elbwassers, und andererseits von den chemisch-physikalischen Eigenschaften der Verbindungen abhängig. So weisen beispielsweise die niedermolekularen Chlorkohlenwasserstoffe (z.B. Lösungsmittel), die in der Regel im Verhältnis zu den chlorierten Pestiziden eine vergleichsweise hohe Wasserlöslichkeit aufweisen, nur ein geringes Bestreben auf, sich an Schwebstoffe anzulagern. Chlorierte Pestizide hingegen mit einer sehr geringen Wasserlöslichkeit (z.B. DDT) werden in starkem Maße an Schwebstoffe adsorbiert. Die Belastung der Elbsedimente wird also jeweils bestimmt durch die Höhe der Belastung im Wasser und durch die unterschiedlichen Adsorptions-Eigenschaften der Chlorkohlenwasserstoffe.

Von den niedermolekularen Chlorkohlenwasserstoffen wurden die vielfach als Lösungsmittel eingesetzten Verbindungen CHLOROFORM, TETRACHLORKOHLNSTOFF, TRICHLORETHYLEN und PERCHLORURETHYLEN großräumig in Konzentrationen von bis zu 3 µg/kg TS nachgewiesen. An einzelnen Probeentnahmestellen wurden auch deutlich höhere Konzentrationen festgestellt, die vermutlich auf örtliche Einleitungen hindeuten. Bemerkenswert ist, daß diese örtlichen Verschmutzungen nur räumlich sehr eng begrenzt vorliegen und nicht auf größere Gebiete ausstrahlen. Die Belastung der

Elbsedimente mit 1-1-1 TRICHLORETHAN lag im großräumigen Mittel etwa bei 0,2 µg/kg TS. Im Bereich unmittelbar unterhalb Schnackenburg und im Hamburger Bereich wurden Werte bis in die Größenordnung von rd. 1 µg/kg TS gemessen. Für 1-1-1-2 TETRACHLORETHAN lagen die Werte im gesamten Längsprofil überwiegend unter der Nachweisgrenze von 0,1 µg/kg TS. Nur im Hamburger Bereich wurden an drei Probeentnahmestellen Werte zwischen 0,5 und 1 µg/kg TS gemessen. Für alle übrigen im Rahmen des ARGE ELBE-Meßprogramms mituntersuchten niedermolekularen Chlorkohlenwasserstoffe ergaben sich überwiegend Befunde unterhalb der Nachweisgrenze. Bemerkenswert ist, daß chlorierte Pestizide, wie DIELDRIN, ENDRIN, HEPTACHLOR und ENDOSULFAN, die im unfiltrierten Elbwasser nur vereinzelt und dann in äußerst geringen Konzentrationen (<0,005 µg/l) nachgewiesen werden konnten, in den Elbsedimenten häufig in Konzentrationen über der Nachweisgrenze von 0,5 µg/kg TS festgestellt wurden. Die Belastung der Elbsedimente mit DIELDRIN und ENDRIN lag im Streckenabschnitt zwischen Schnackenburg und Hamburg in der Größenordnung von 1 bis 3 µg/kg TS. Unterhalb Hamburgs wurden überwiegend Werte unterhalb der Nachweisgrenze von 0,5 µg/kg TS gemessen. An einzelnen Probeentnahmestellen wurden auch deutlich erhöhte Werte festgestellt. HEPTACHLOR und ENDOSULFAN lagen in den Elbsedimenten im Streckenabschnitt zwischen Schnackenburg und Hamburg überwiegend zwischen 1 und 10 µg/kg TS vor. Unterhalb von Hamburg lagen die Werte überwiegend unter der Nachweisgrenze von 0,5 µg/kg TS.

Auch DDT und seine Metaboliten DDD und DDE, die im unfiltrierten Elbwasser nur noch vereinzelt in Spuren in der Größenordnung der Nachweisgrenze festgestellt wurden, sind in den Elbsedimenten deutlich angereichert. Während o,p'-DDT nur in Konzentrationen zwischen 1 und 3 µg/kg TS gemessen wurde, lag die Belastung mit p,p'-DDT häufig in der Größenordnung zwischen 5 und 20 µg/kg TS. Vereinzelt wurden auch deutlich höhere Konzentrationen gemessen. Eine vergleichbare Größenordnung der Belastung (5 bis 20 µg/kg TS) ergab sich für die Metaboliten o,p'-DDD und p,p'-DDD. Sehr viel höher ist die festgestellte Belastung für p,p'-DDE. Hier wurden Konzentrationen zwischen 10 und 70 µg/kg TS gemessen. Insgesamt haben die Untersuchungen gezeigt, daß DDT und seine Metaboliten in den Elbsedimenten im Streckenabschnitt zwischen Schnackenburg und Hamburg in höheren Konzentrationen vorliegt, als im Streckenabschnitt zwischen Hamburg und Scharhörn.

Von den Isomeren des HEXACHLORCYCLOHEXANS wurde α -HCH und insbesondere γ -HCH häufig in den Sedimentproben nachgewiesen. Die großräumige Belastung für α -HCH lag überwiegend zwischen 1 und 3 µg/kg TS. Vereinzelt wurden Werte bis zu 100 µg/kg TS festgestellt. γ -HCH lag häufig in Konzentrationen zwischen 1 und 20 µg/kg TS vor. Vereinzelt wurden auch deutlich höhere Konzentrationen festgestellt. Im Bereich

Hamburgs ist in den Sedimenten ein Belastungsschwerpunkt zu erkennen. Zusammenfassend haben die Untersuchungen ergeben, daß die Belastung der Elbsedimente im Streckenabschnitt zwischen Schnackenburg und Hamburg mit α -HCH und γ -HCH deutlich höher ist, als im Streckenabschnitt zwischen Hamburg und Scharhörn. Die Belastung der Elbsedimente mit β -HCH liegt unter der Nachweisgrenze von $0,1 \mu\text{g}/\text{kg TS}$. Der Gehalt an δ - und ε -HCH in den Elbsedimenten wurde nicht bestimmt.

HEXACHLORBENZOL zählt zu den sehr persistenten Chlorkohlenwasserstoffen, die die Eigenschaft haben, sich an Schwebstoffe anzulagern. Das Belastungsniveau der Elbsedimente liegt großräumig in der Größenordnung von 10 bis $100 \mu\text{g}/\text{kg TS}$. In einzelnen Proben wurden Konzentrationen bis zu rd. $600 \mu\text{g}/\text{kg TS}$ gemessen. Neben vereinzelt erhöhten Werten im Streckenabschnitt zwischen Schnackenburg und Geesthacht sind Belastungsschwerpunkte im Bereich Hamburg und im Bereich Bützfleth erkennbar. Diese erhöhten Belastungen liegen jedoch in einem nur eng begrenzten Raum vor und haben offensichtlich nicht zu einer großräumigen Anhebung des Belastungsniveaus geführt.

Besonders hochgradig sind die Elbsedimente mit Polychlorbiphenylen belastet. Die im Streckenabschnitt zwischen Schnackenburg und Hamburg gemessenen Konzentrationen lagen überwiegend in der Größenordnung zwischen 100 und $1000 \mu\text{g}/\text{kg TS}$. Im Streckenabschnitt zwischen Hamburg und Scharhörn hingegen wurden deutlich niedrigere Belastungen zwischen 50 und $250 \mu\text{g}/\text{kg TS}$ gemessen. Die hochgradige Anreicherung von polychlorierten Biphenylen in den Elbsedimenten zeigt ein Vergleich zu den im unfiltrierten Elbwasser gemessenen Werten, die im Mittel in der Größenordnung bei $0,02 \mu\text{g}/\text{l}$ lagen.

c) Belastung des Bio-Indikators Elbbrassen

Von den chlorierten Kohlenwasserstoffen haben insbesondere die chlorierten Pestizide die Eigenschaft, sich im Fettgewebe der Fische anzureichern. Um die Belastungssituation der Elbe zu ermitteln, wurden deshalb ergänzend zu den Untersuchungen des Elbwassers und der Elbsedimente Pestizidbestimmungen am Bio-Indikator "Elbbrassen" durchgeführt. Brassen sind verhältnismäßig standorttreue Fische. Die in den Brassen festgestellten Pestizidkonzentrationen können somit als Maß für die Belastung im Bereich des Fangplatzes angesehen werden. Elbbrassen sind keine hochwertigen Speisefische und dienen deshalb in der Regel nicht dem menschlichen Verzehr. Die Untersuchung der Haupt-Nutzfischarten der Elbe aus lebensmittelrechtlicher Sicht erfolgt durch die zuständigen Veterinärbehörden.

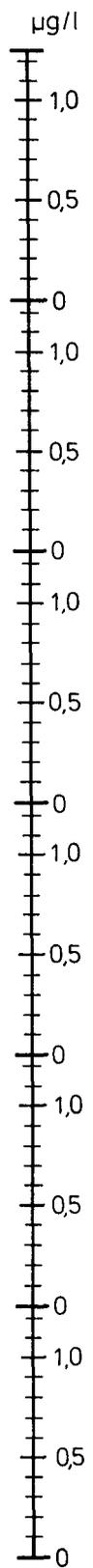
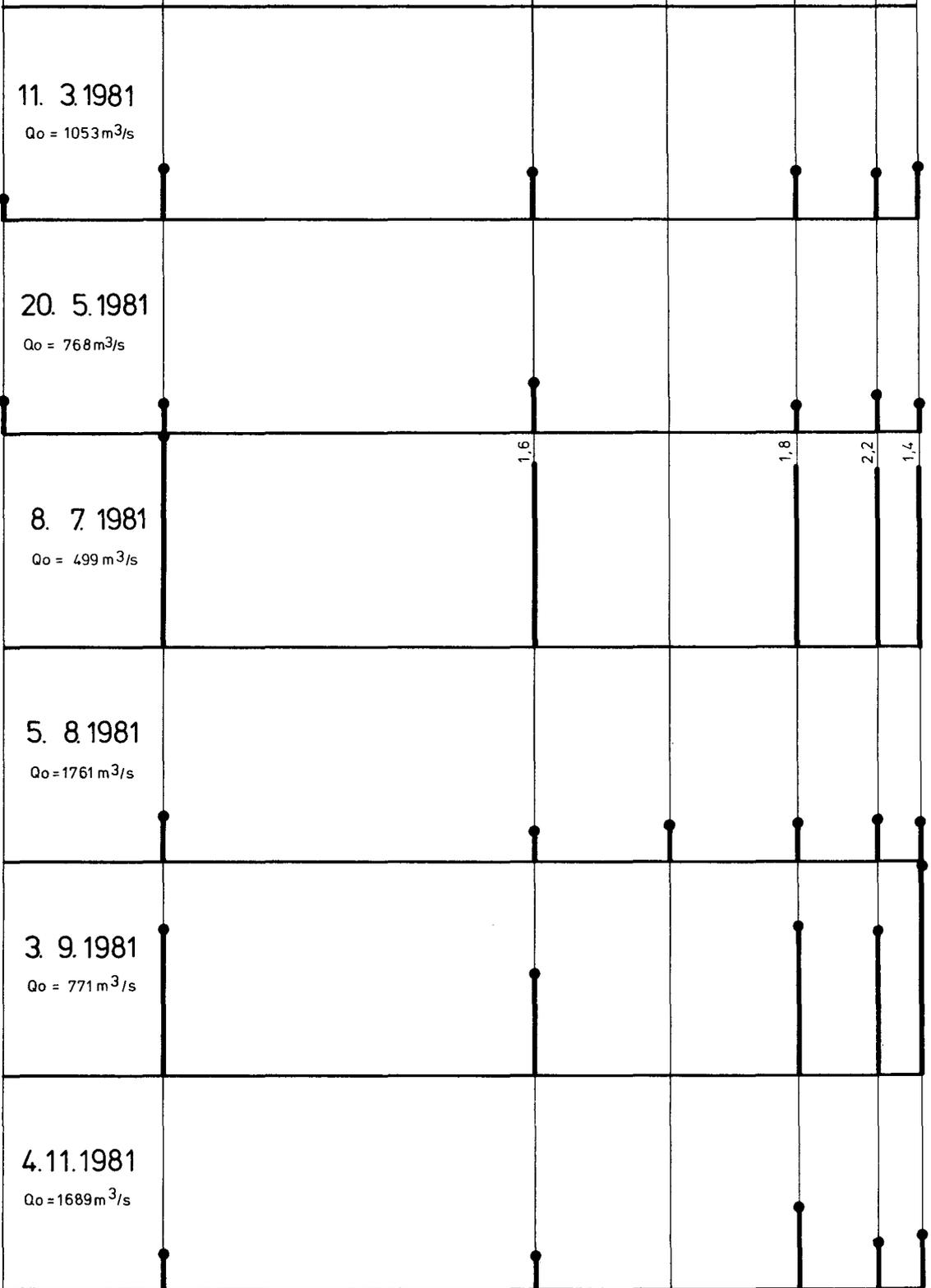
Die festgestellten Befunde zeigen, daß die Stoffe α -HCH, β -HCH, γ -HCH, HEXACHLORBENZOL, DDE und DDD in nahezu allen untersuchten Fischen nachgewiesen werden konnten. Demgegenüber wurden die Pestizide ALDRIN, DDT, DIELDRIN, ENDRIN, HEPTACHLOR und HEPTACHLOREPOXID nur vereinzelt in Spuren im Fettgewebe der Elbbrassen festgestellt. Besonders gravierend ist die Belastung der Elbbrassen mit HEXACHLORBENZOL, DDD und DDE. Ein etwas niedrigeres Belastungsniveau wurde für die Isomere des HCH festgestellt. Insgesamt wiesen die aus dem Streckenabschnitt Schnackenburg bis Geesthacht stammenden Elbbrassen in der Regel eine deutlich höhere Belastung auf, als die in der Unterelbe gefangenen Brassen. Lediglich für HEXACHLORBENZOL ist ein Belastungsschwerpunkt in Höhe des Schwarztonnensandes feststellbar. Vergleichbare Befunde wurden auch durch die Veterinäruntersuchungsbehörden bei Elbaalen festgestellt. Überschreitungen der zulässigen Grenzwerte für tierische Lebensmittel wurden insbesondere im Hinblick auf die Belastung mit HEXACHLORBENZOL festgestellt.

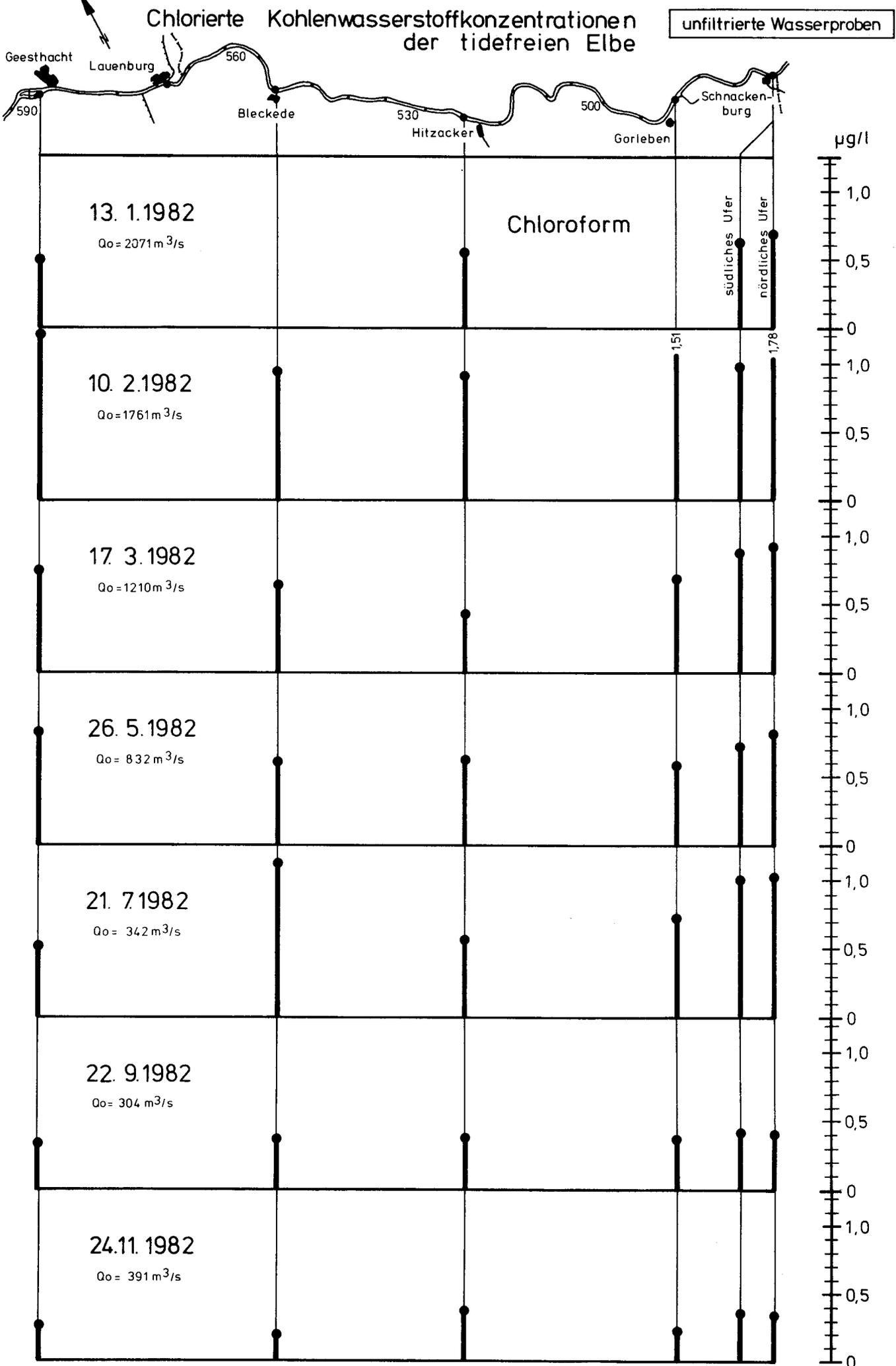
Zusammenfassend ist aufgrund der vorliegenden Untersuchungsbefunde festzustellen, daß das Elbwasser in erster Linie mit den niedermolekularen Chlorkohlenwasserstoffen CHLOROFORM, TETRACHLORETHAN, TRICHLORETHYLEN und PERCHLOR-ETHYLEN erheblich belastet ist. Die für die einzelnen Verbindungen im unfiltrierten Elbwasser gemessenen Konzentrationen lagen überwiegend unter den für Trinkwasser geltenden Richtwerten, so daß eine akute Gefahr für Menschen, die z.B. bei einer Freizeitnutzung mit Elbwasser in Berührung kommen, demnach nicht besteht. In den Sedimenten sind diese niedermolekularen Verbindungen nur in geringen Konzentrationen anzutreffen. Die chlorierten Pestizide hingegen liegen in der Regel im Wasser nur in äußerst geringen Konzentrationen vor, sind jedoch in den Sedimenten deutlich angereichert und stellen aufgrund der starken Bio-Akkumulationsfähigkeit eine gravierende Belastung für die Elbfische dar. Eine umfassende naturwissenschaftliche Bewertung der Belastungssituation der Elbe ist streng genommen nicht eindeutig möglich, da einerseits für die vergleichsweise niedrigen Konzentrationen für bestimmte Stoffe Schädwirkungen weder angenommen noch ausgeschlossen werden können und andererseits, insbesondere bei der vorliegenden Vielzahl der unterschiedlichen im Elbwasser enthaltenen Substanzen, eine Aussage über synergistische Effekte praktisch nicht möglich ist. Ziel des Gewässerschutzes muß es deshalb sein, die Belastung des Wassers, der Sedimente und der Fischfauna mit diesen ökosystemfremden Schadstoffen so gering wie möglich zu halten.

unfiltrierte Wasserproben



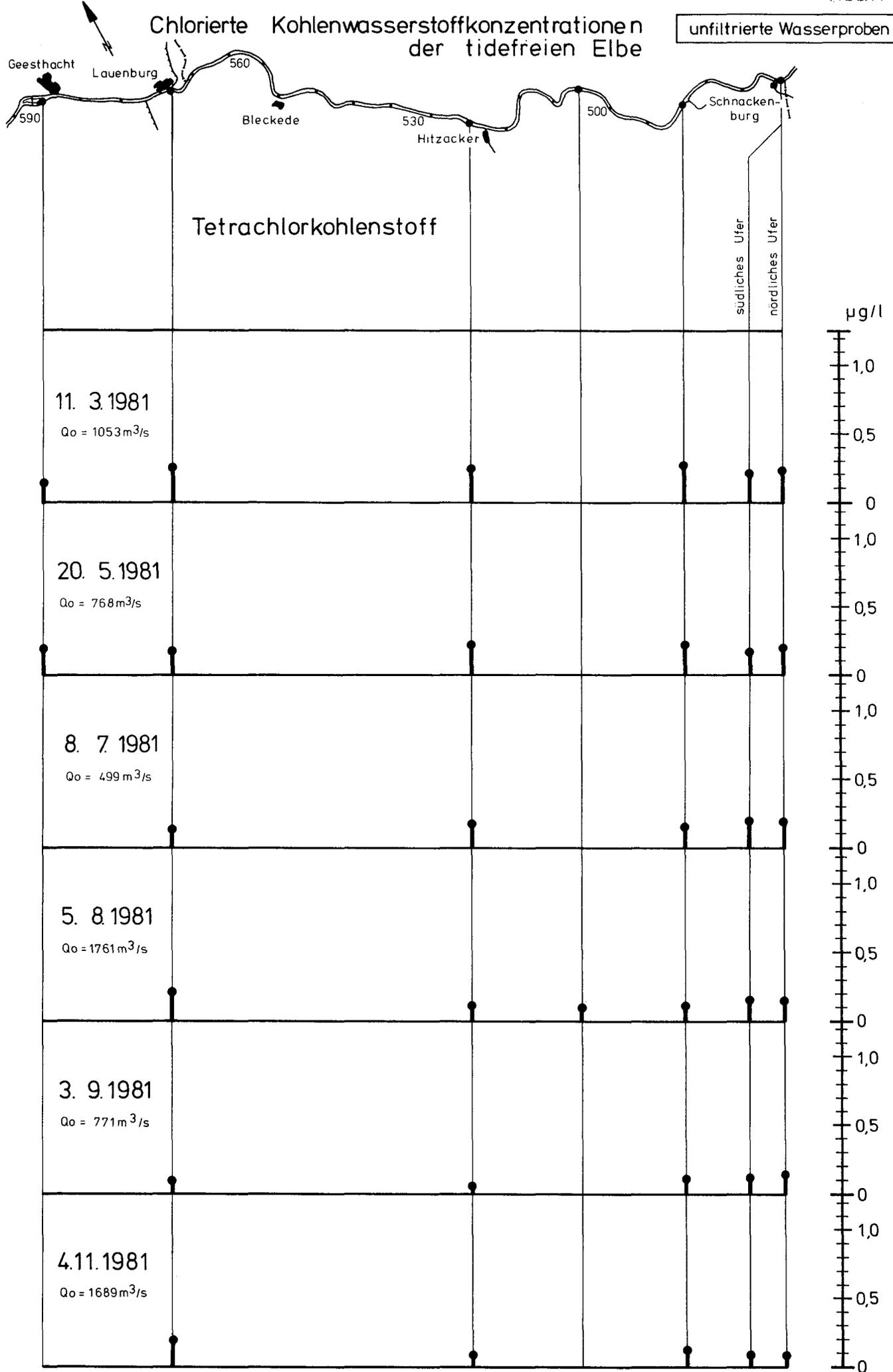
Chloroform

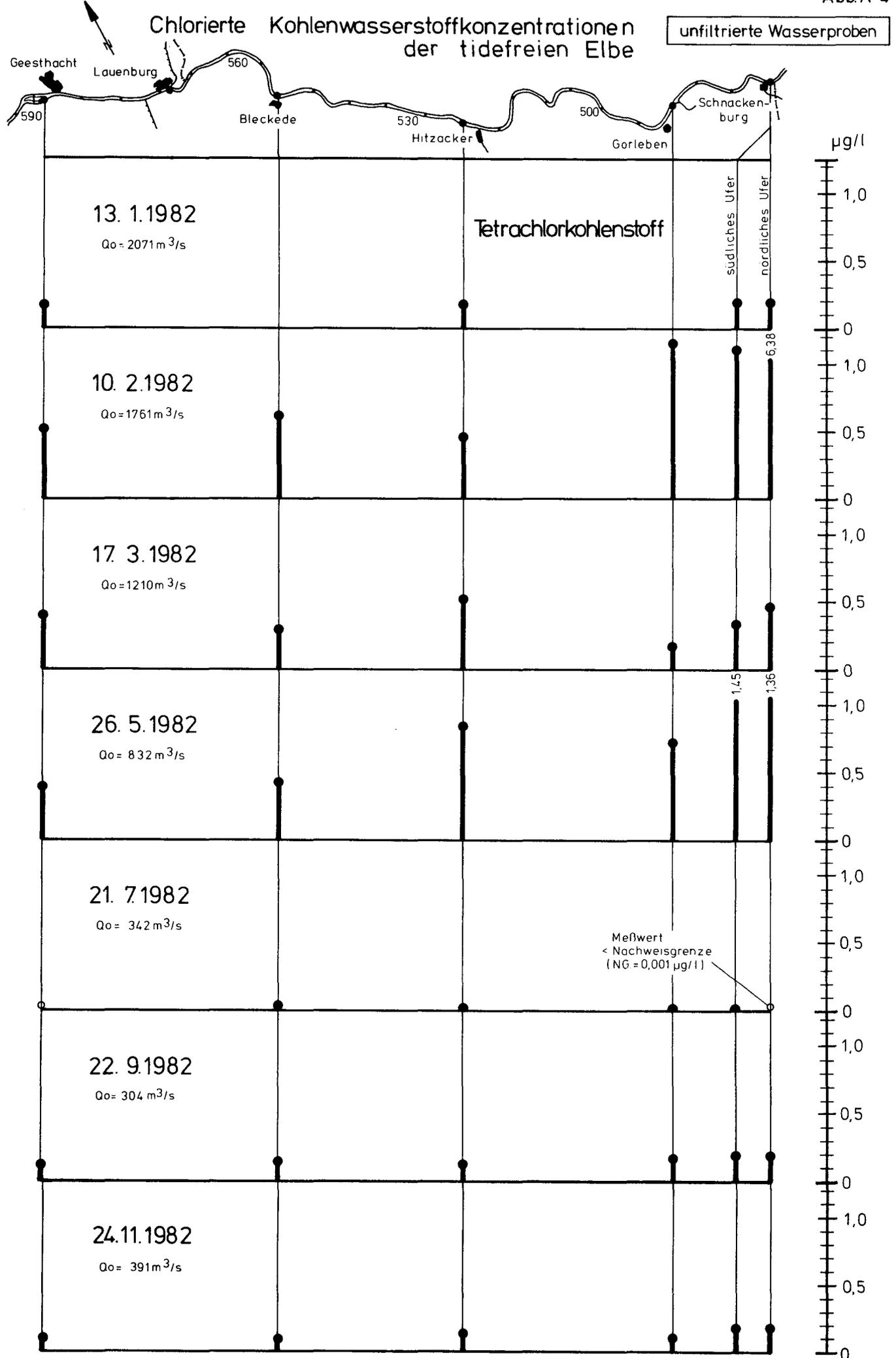


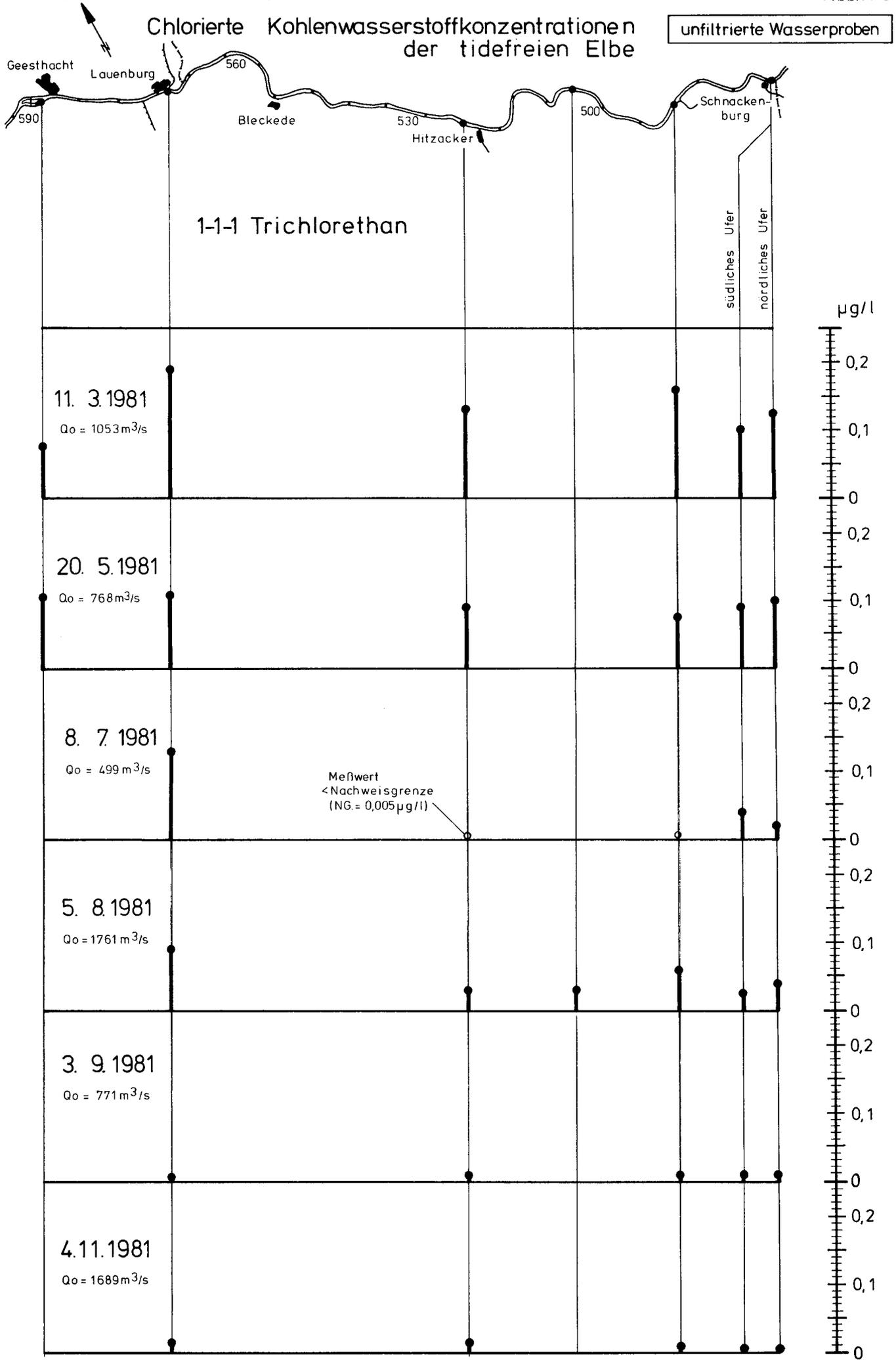


Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der tidefreien Elbe

unfiltrierte Wasserproben

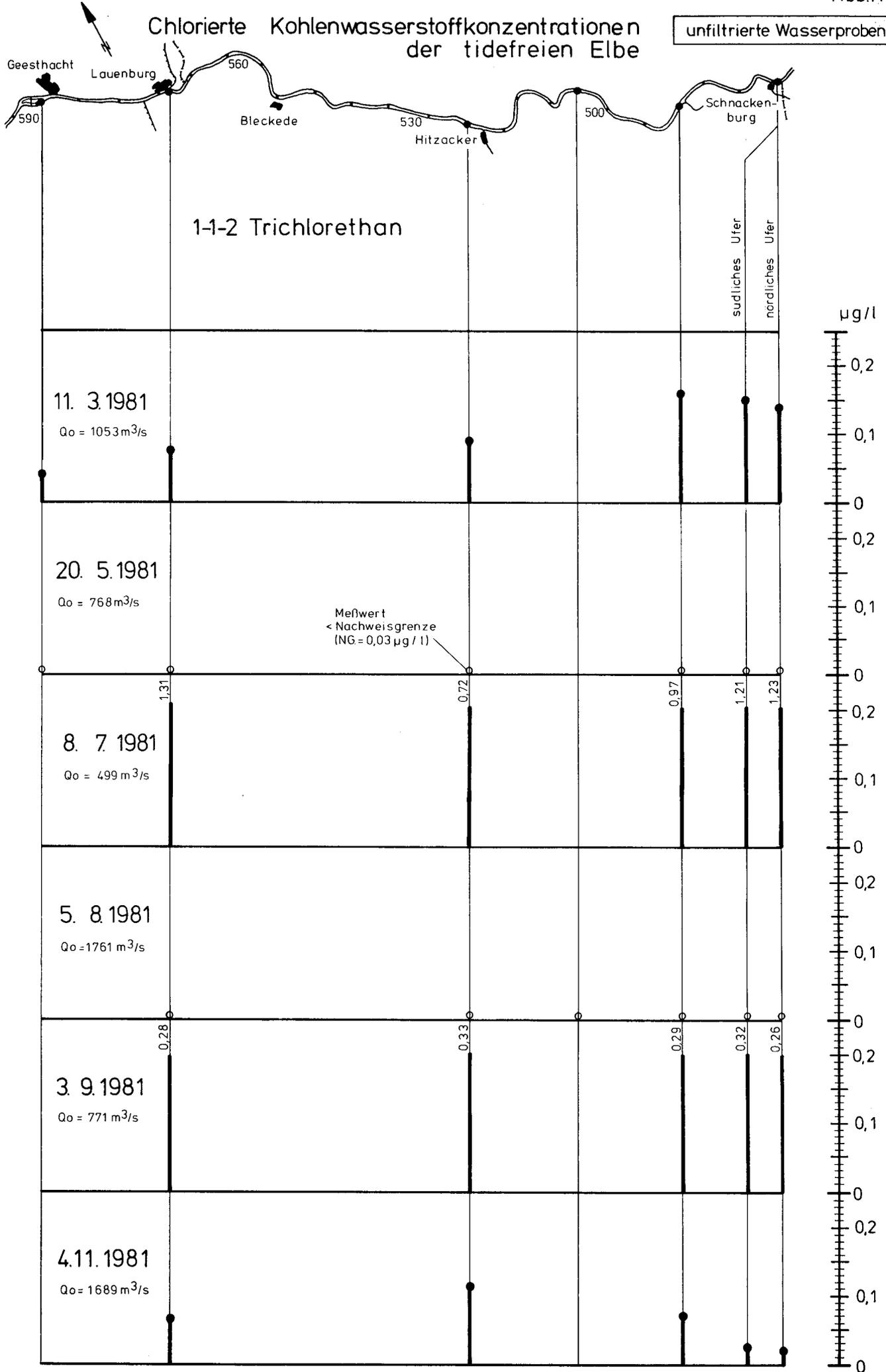






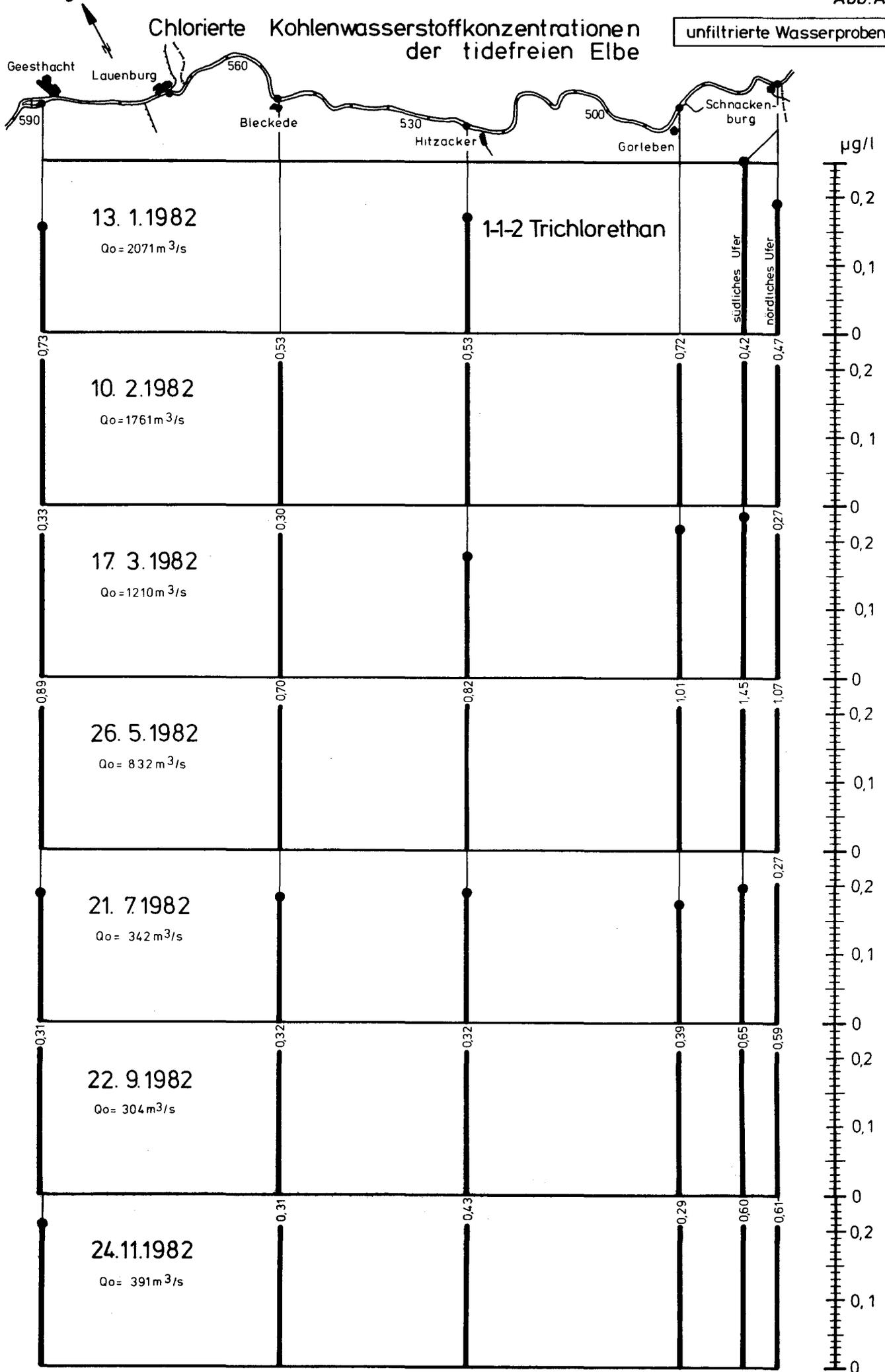
Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der tidefreien Elbe

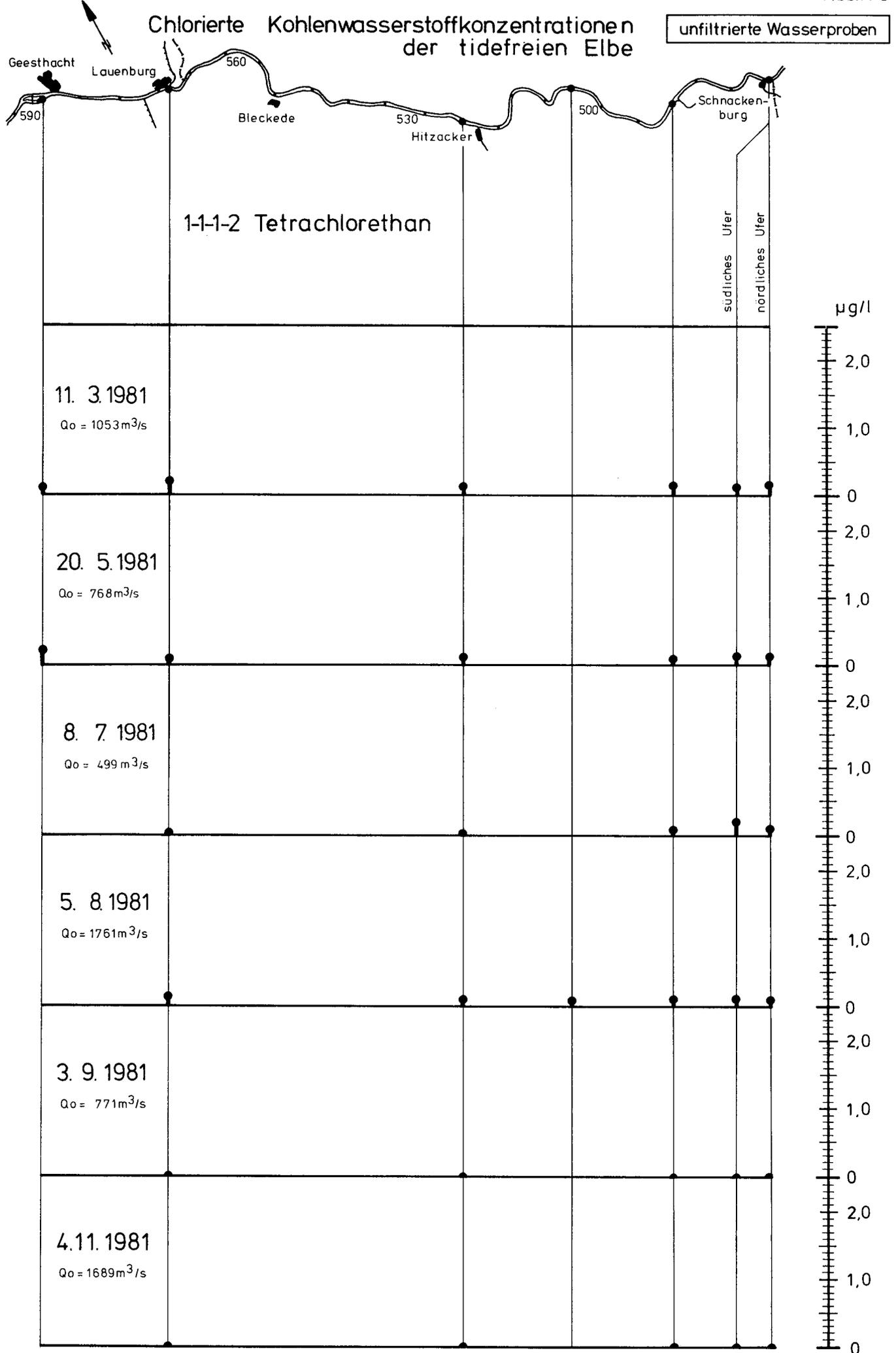
unfiltrierte Wasserproben

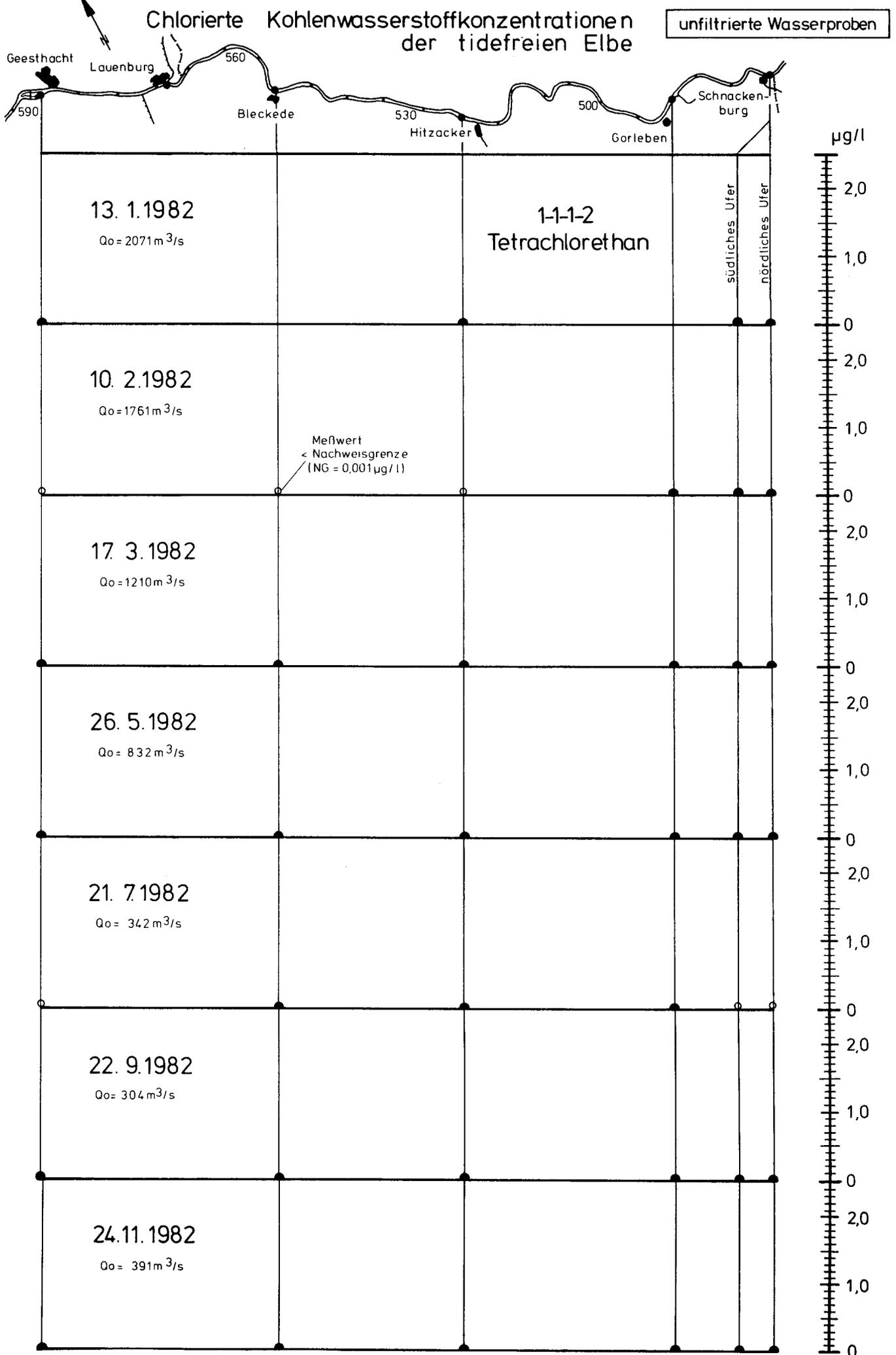


Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der tidefreien Elbe

unfiltrierte Wasserproben

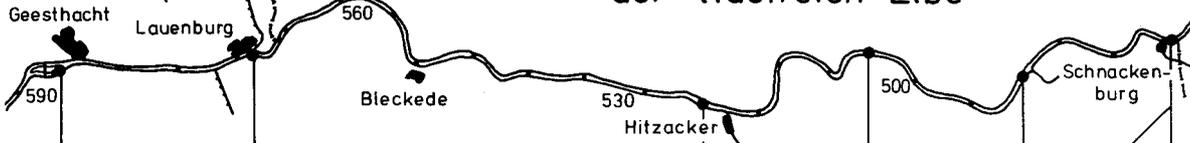




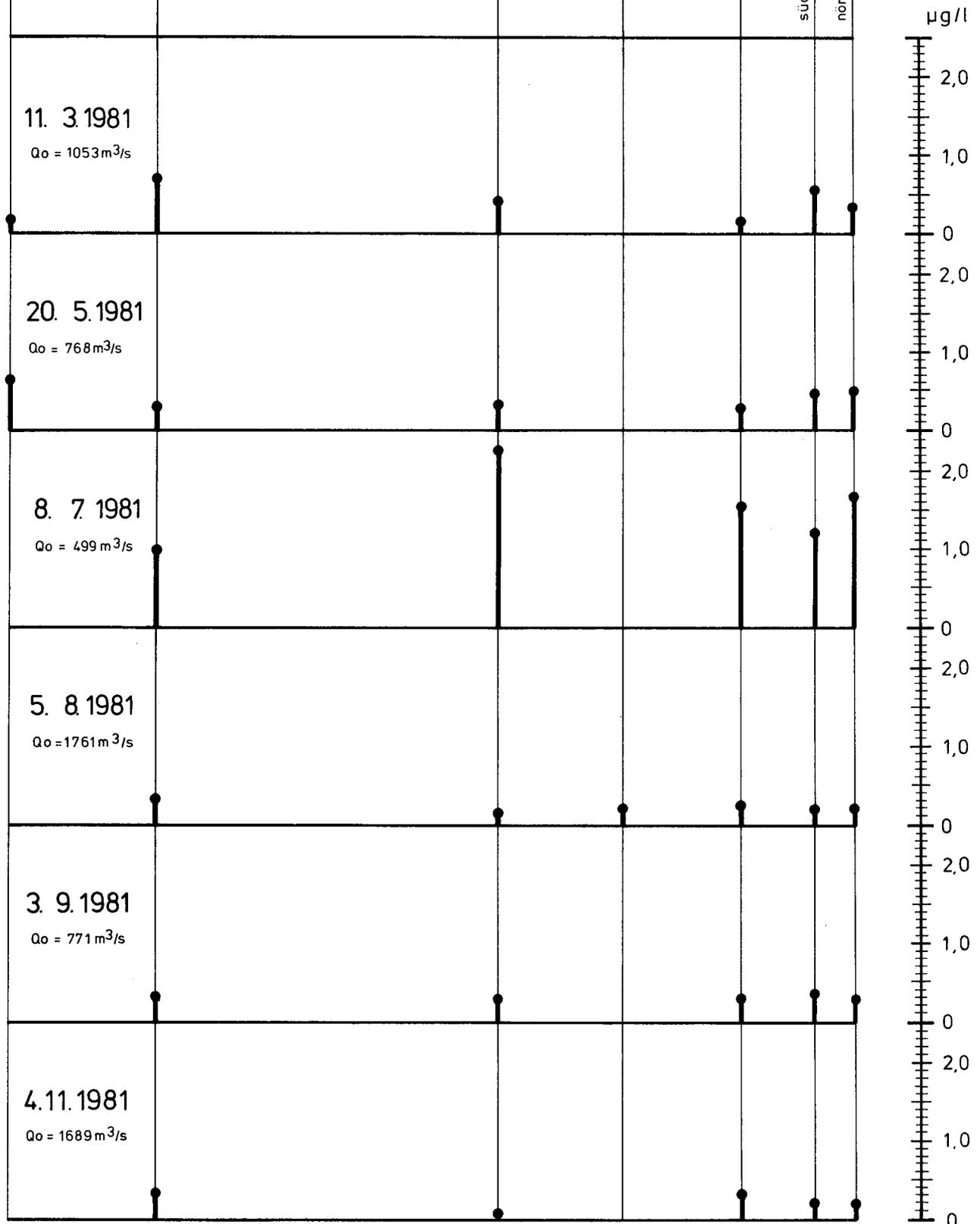


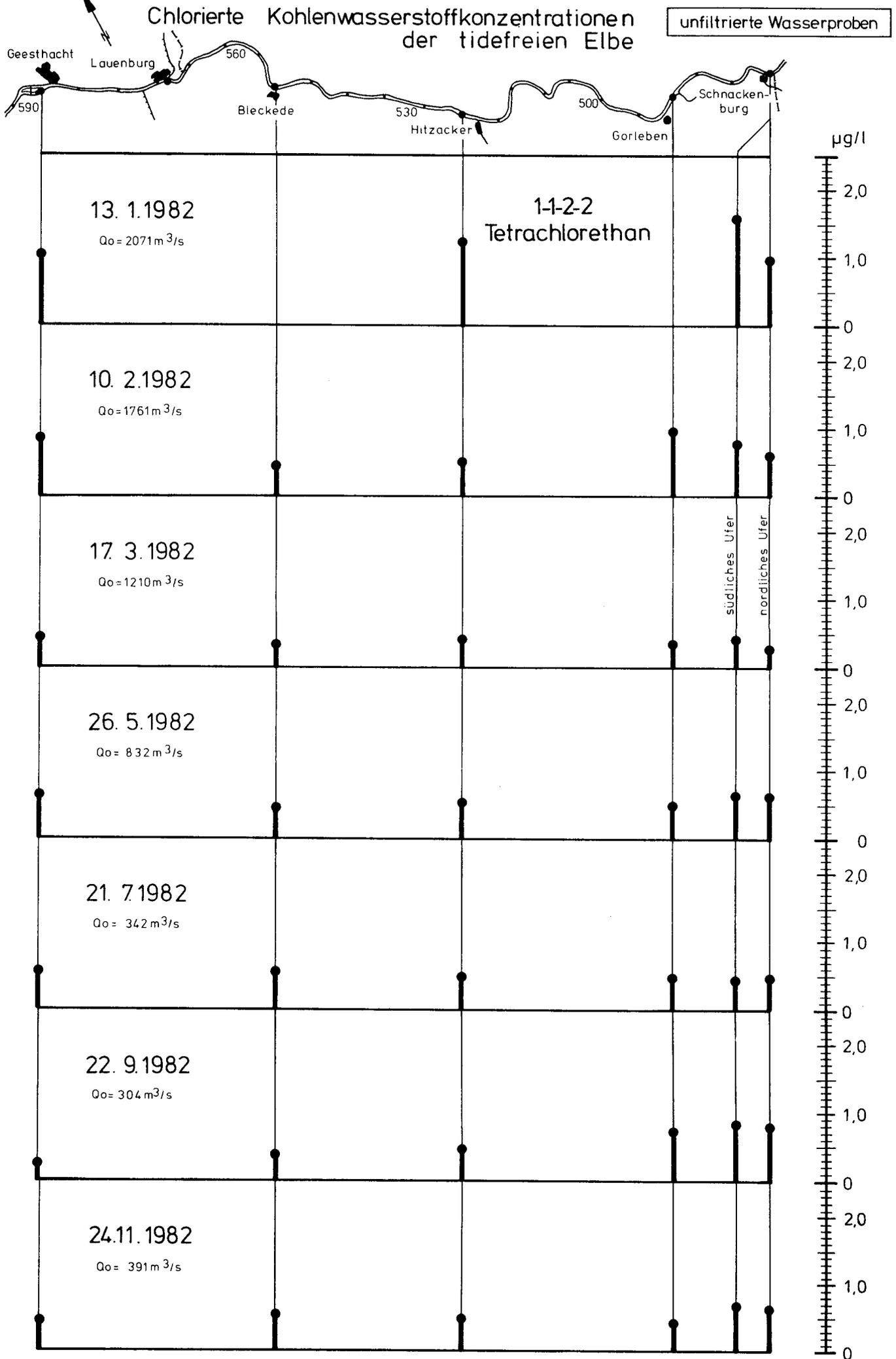
Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen
der tidefreien Elbe

unfiltrierte Wasserproben



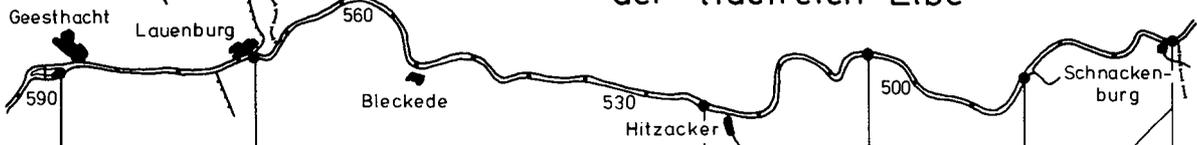
1-1-2-2 Tetrachlorethan



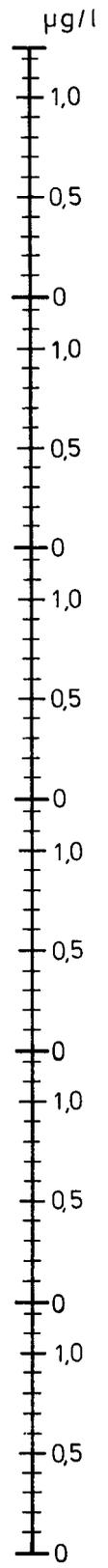
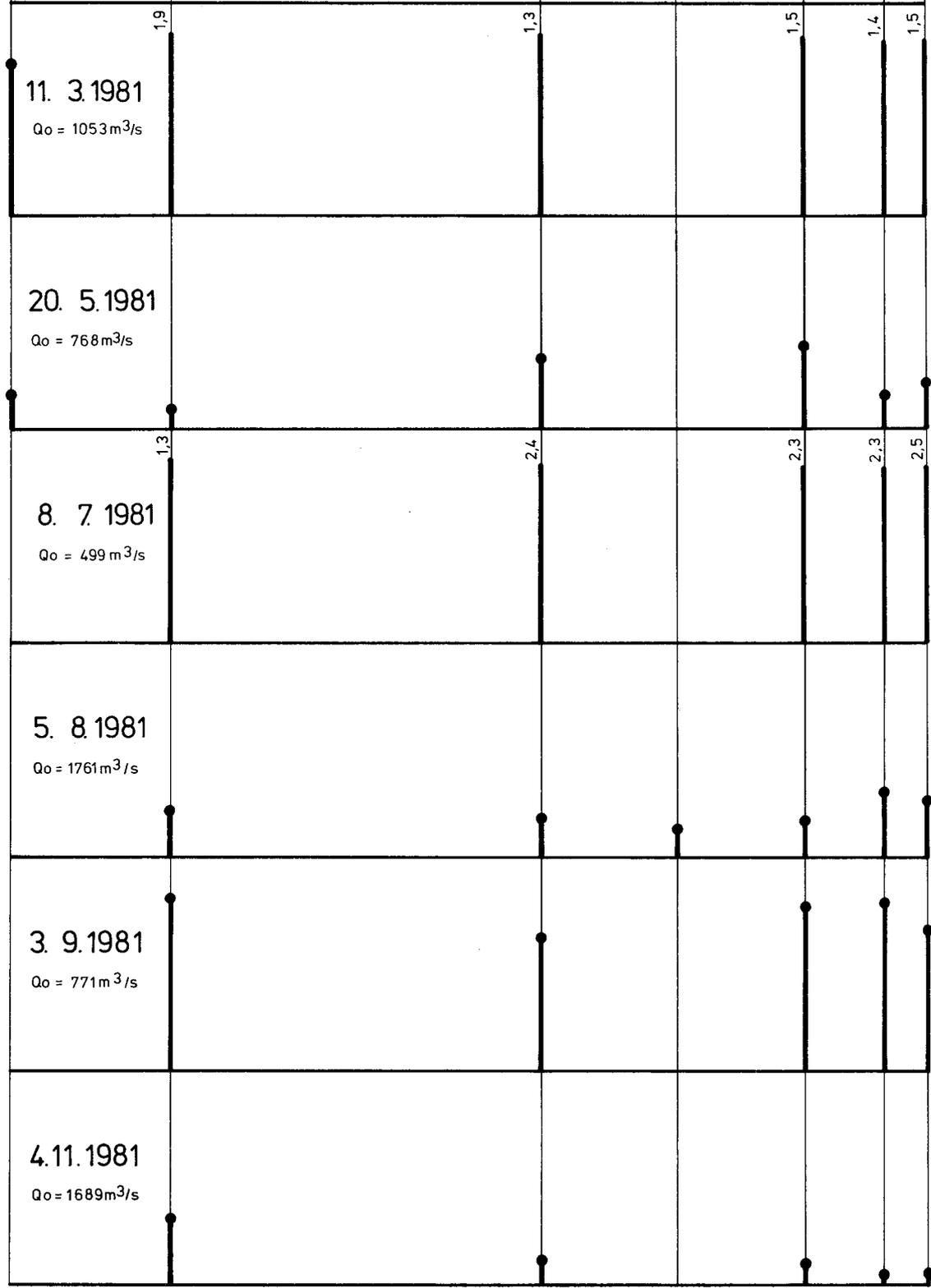


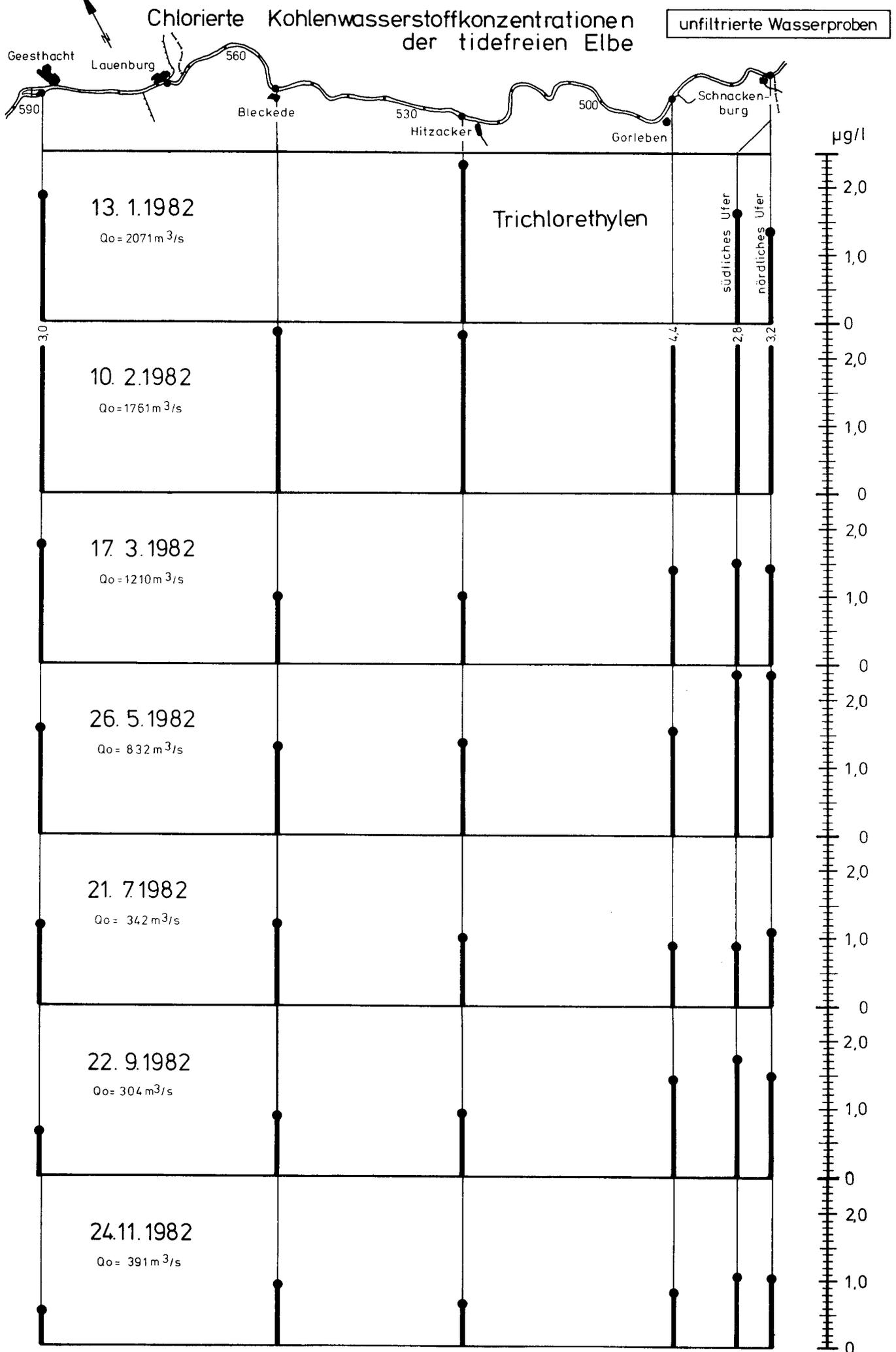
Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der tidefreien Elbe

unfiltrierte Wasserproben



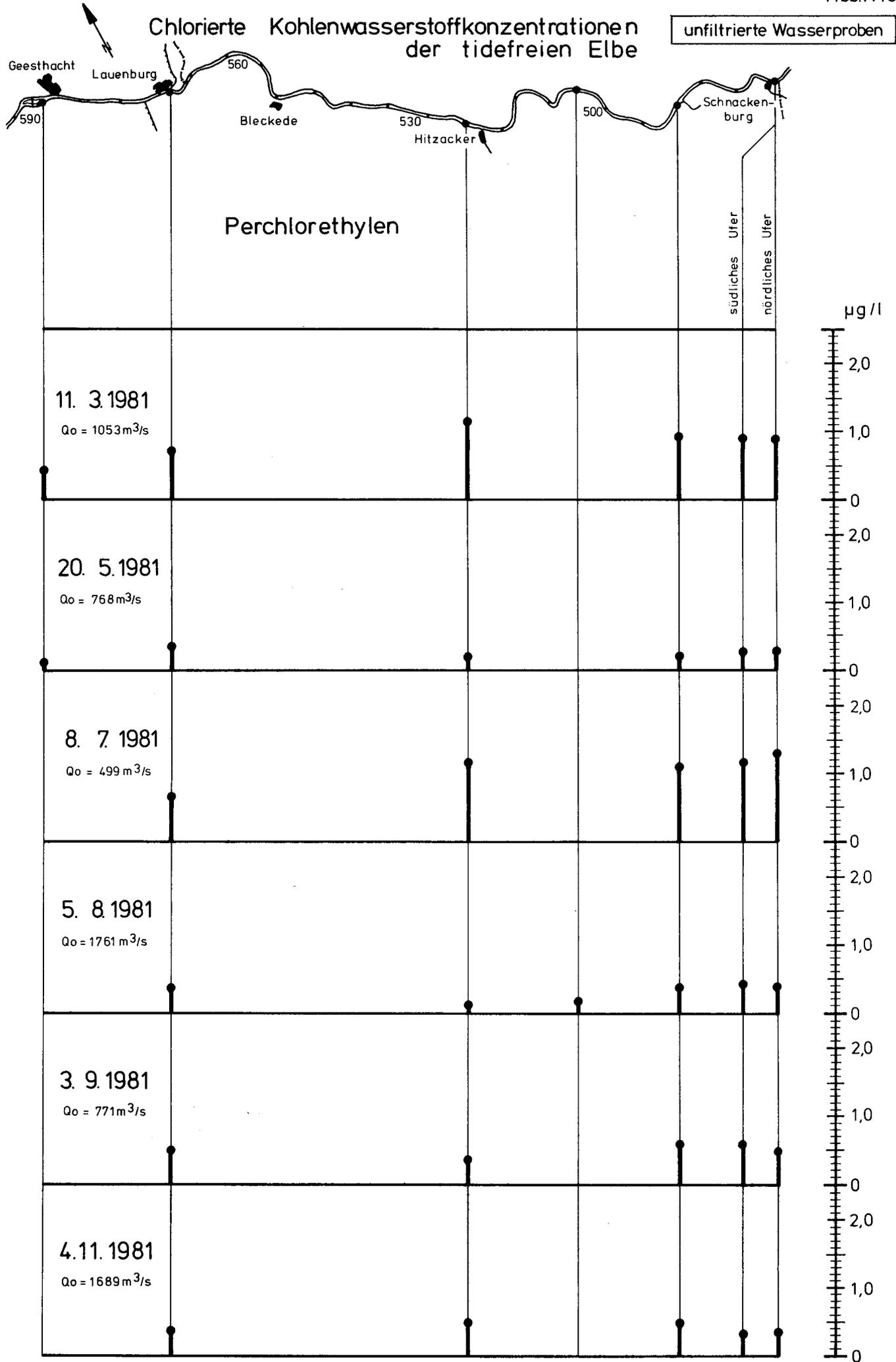
Trichlorethylen





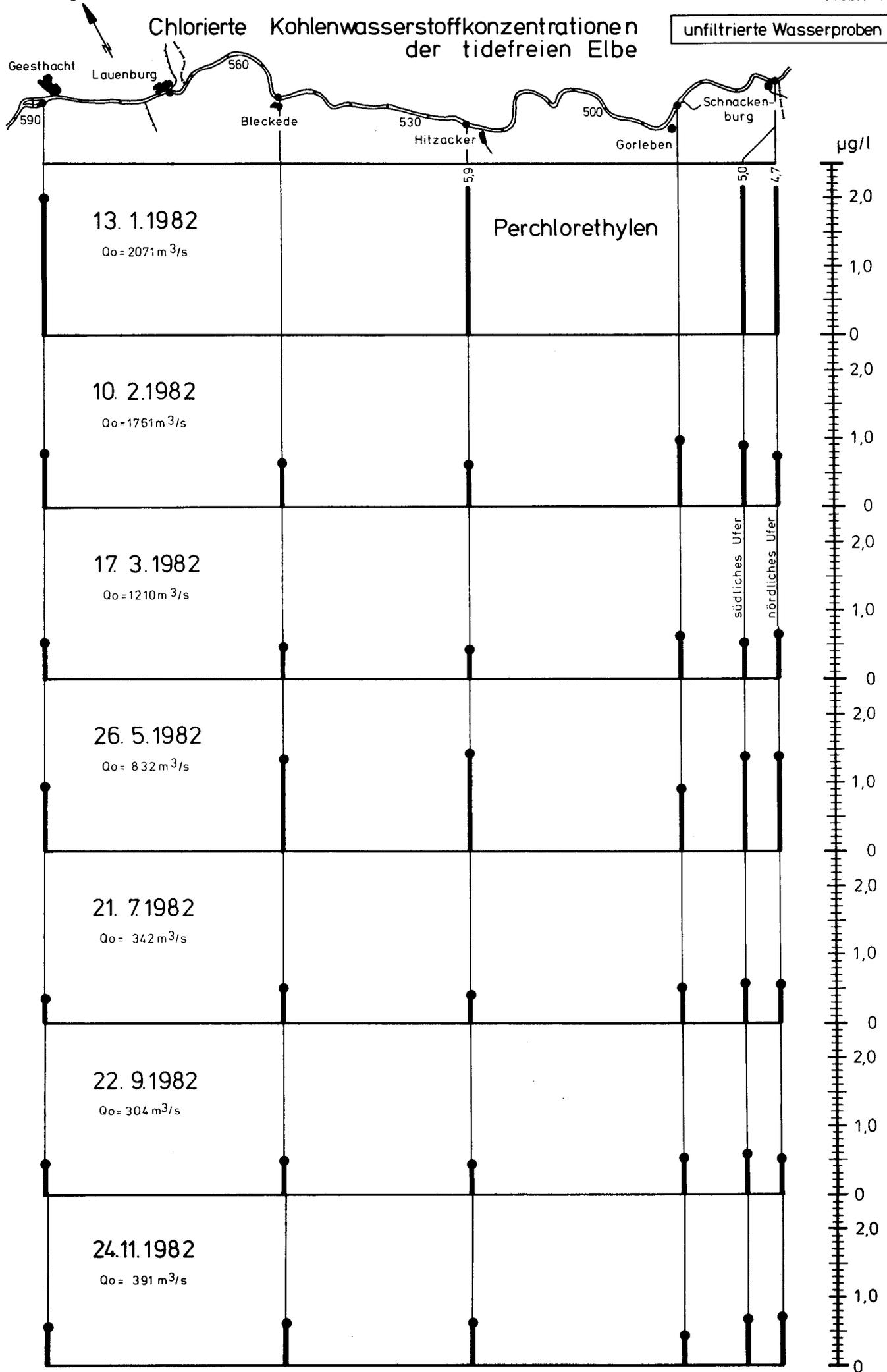
Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der tidefreien Elbe

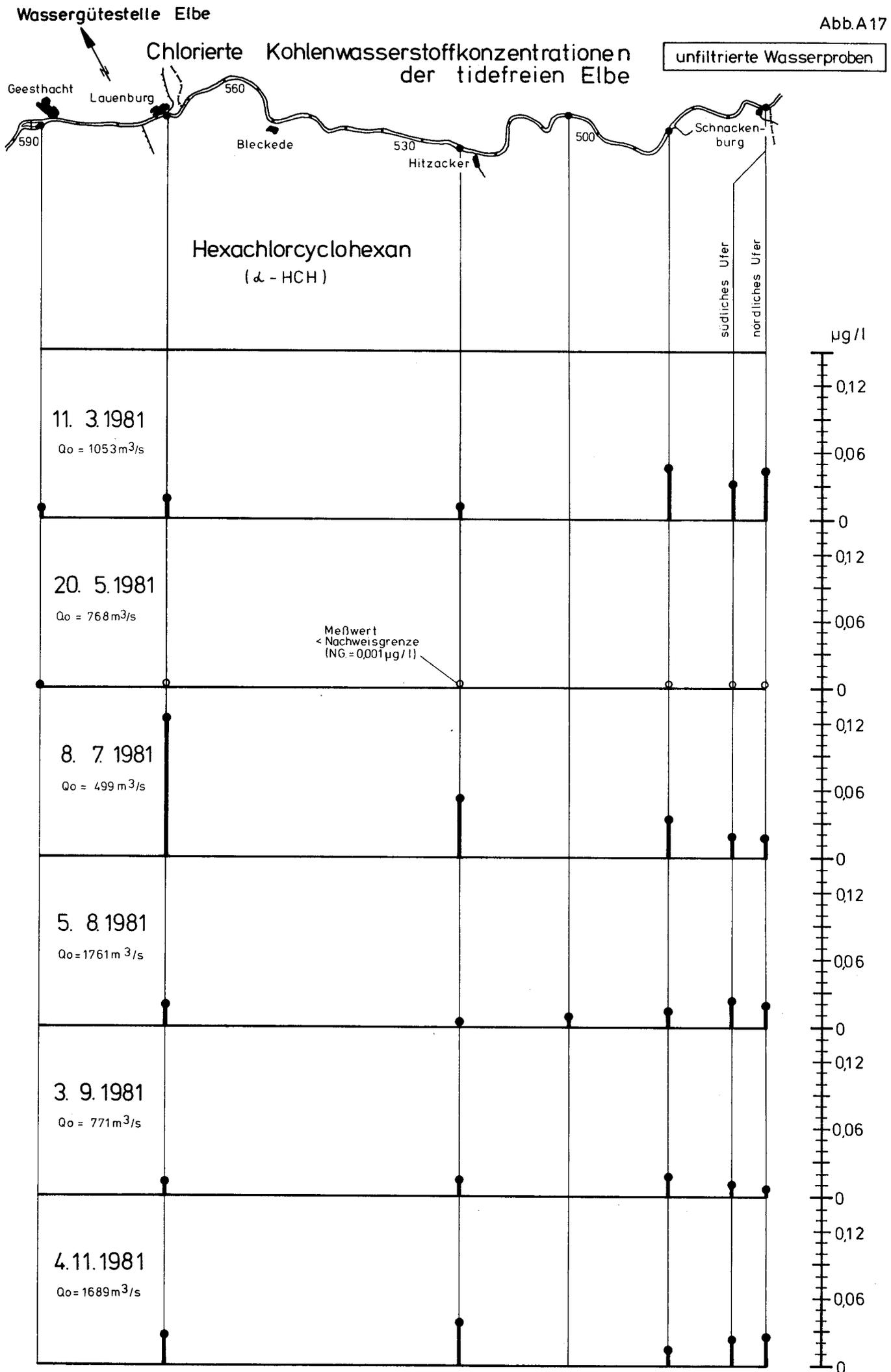
unfiltrierte Wasserproben

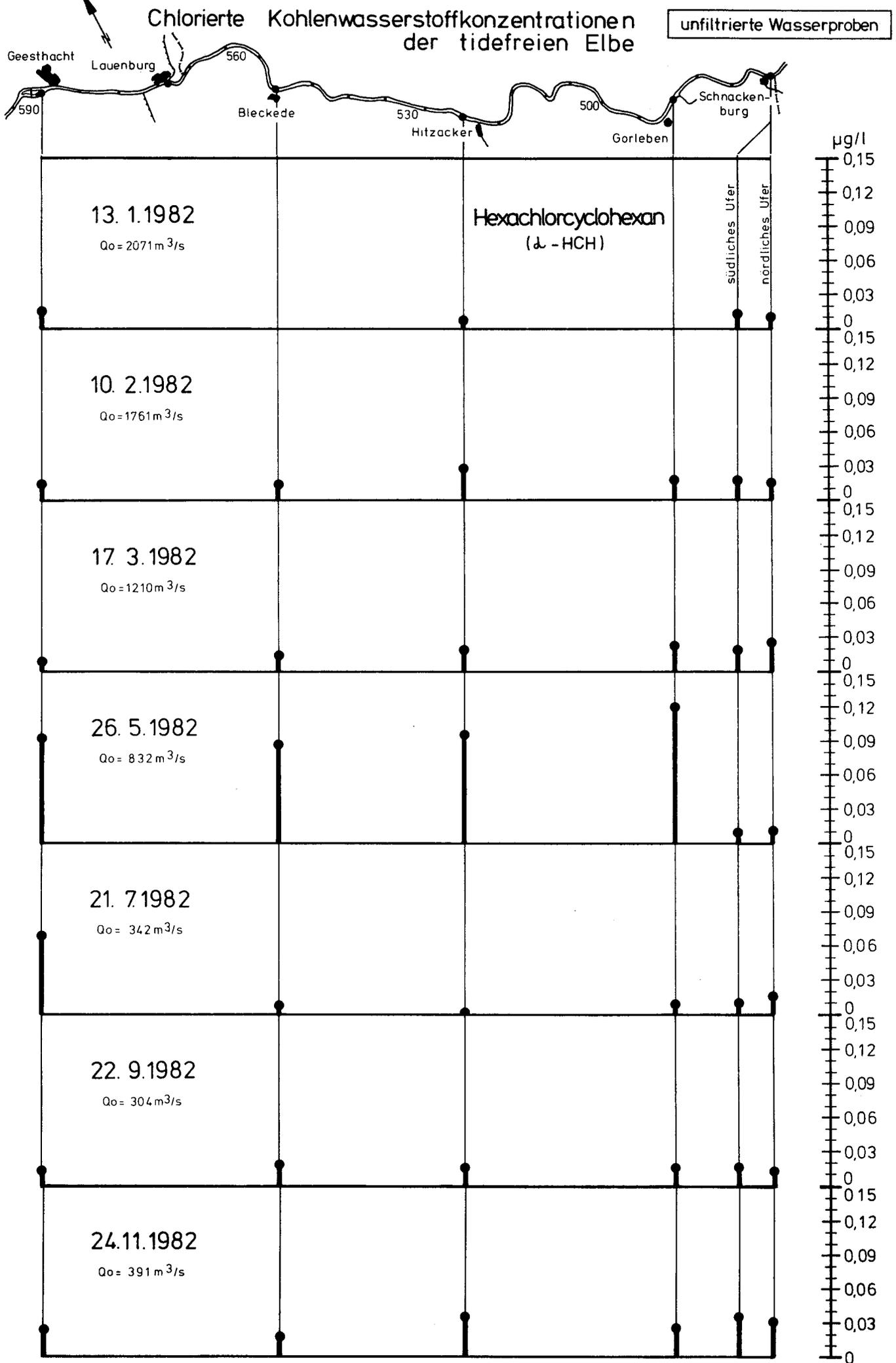


Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der tidefreien Elbe

unfiltrierte Wasserproben

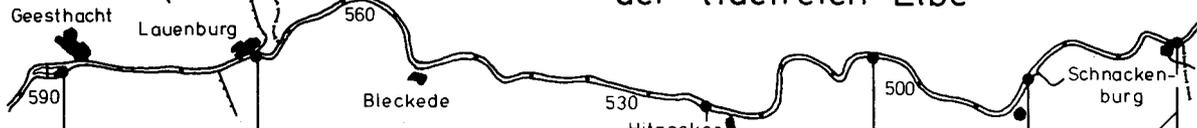




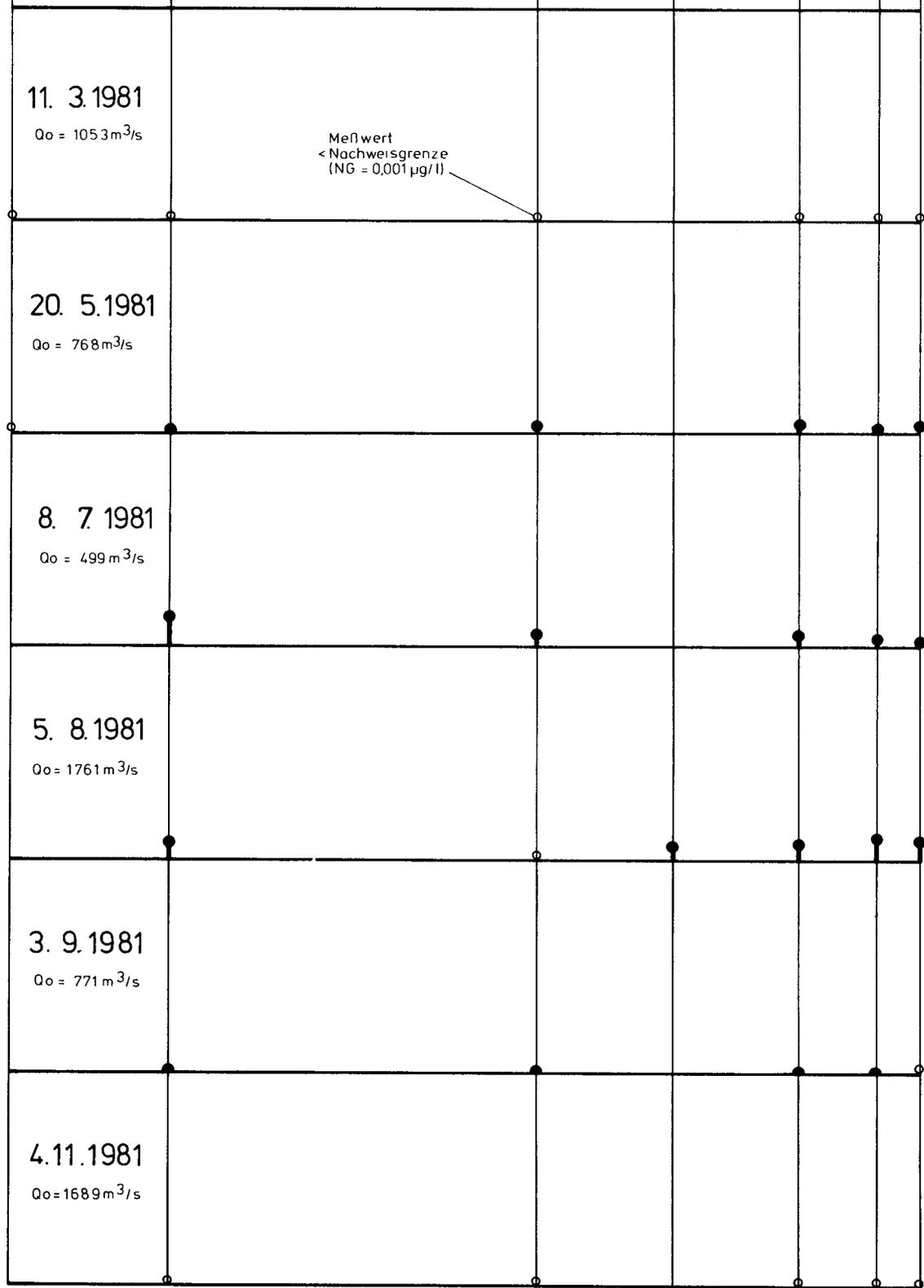


Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen
der tidefreien Elbe

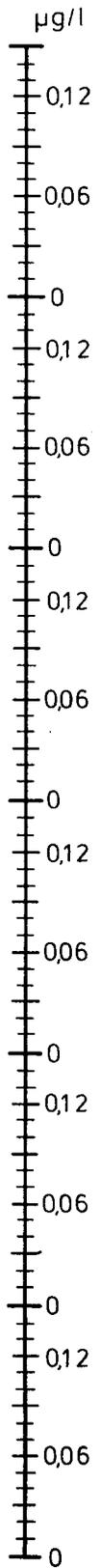
unfiltrierte Wasserproben

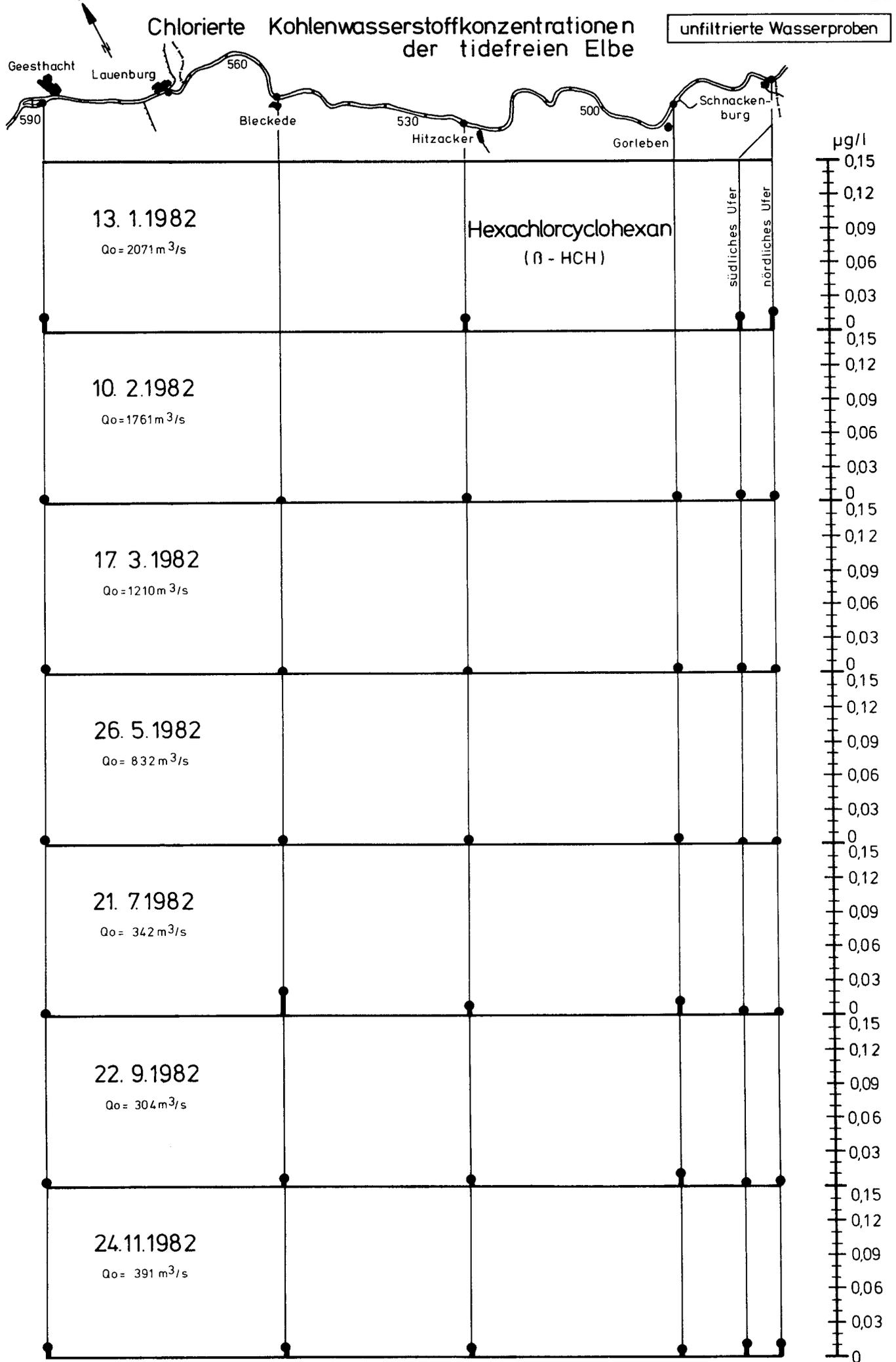


Hexachlorcyclohexan
(β -HCH)



Meßwert
< Nachweisgrenze
(NG = 0,001 $\mu g/l$)

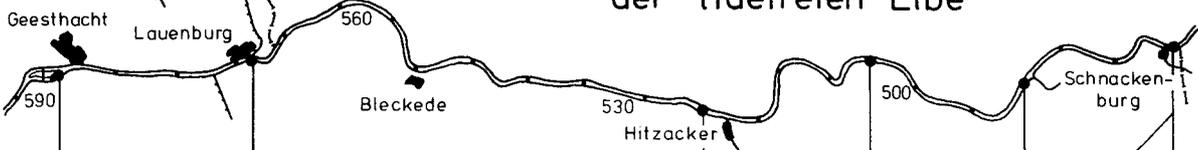




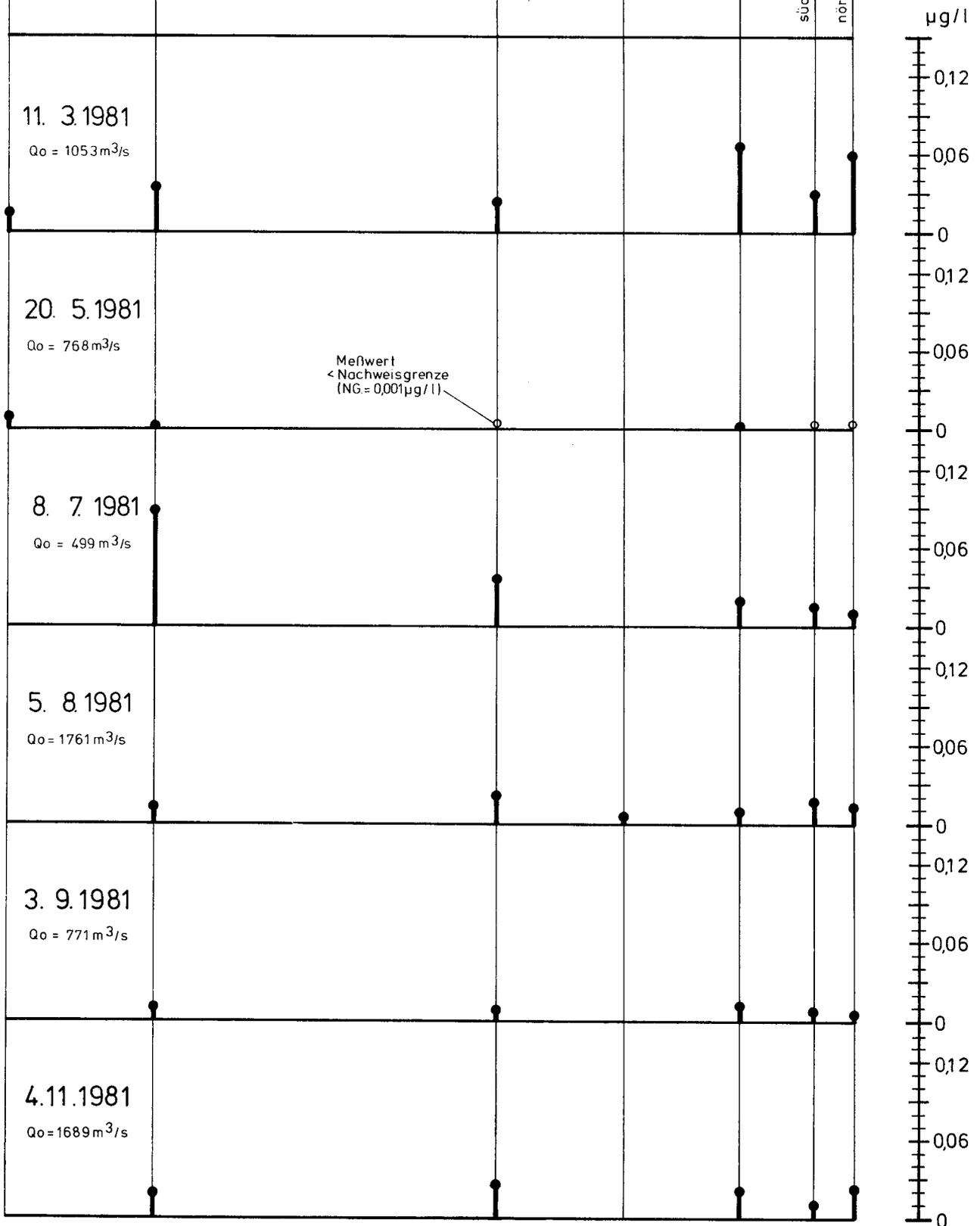
Wassergütestelle Elbe

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen
der tidefreien Elbe

unfiltrierte Wasserproben



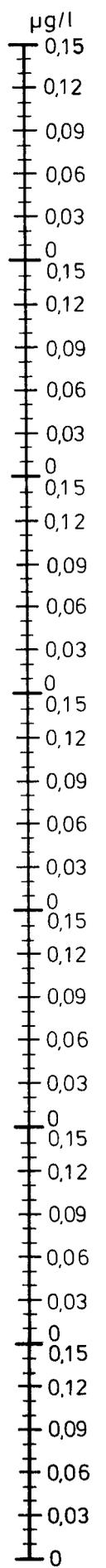
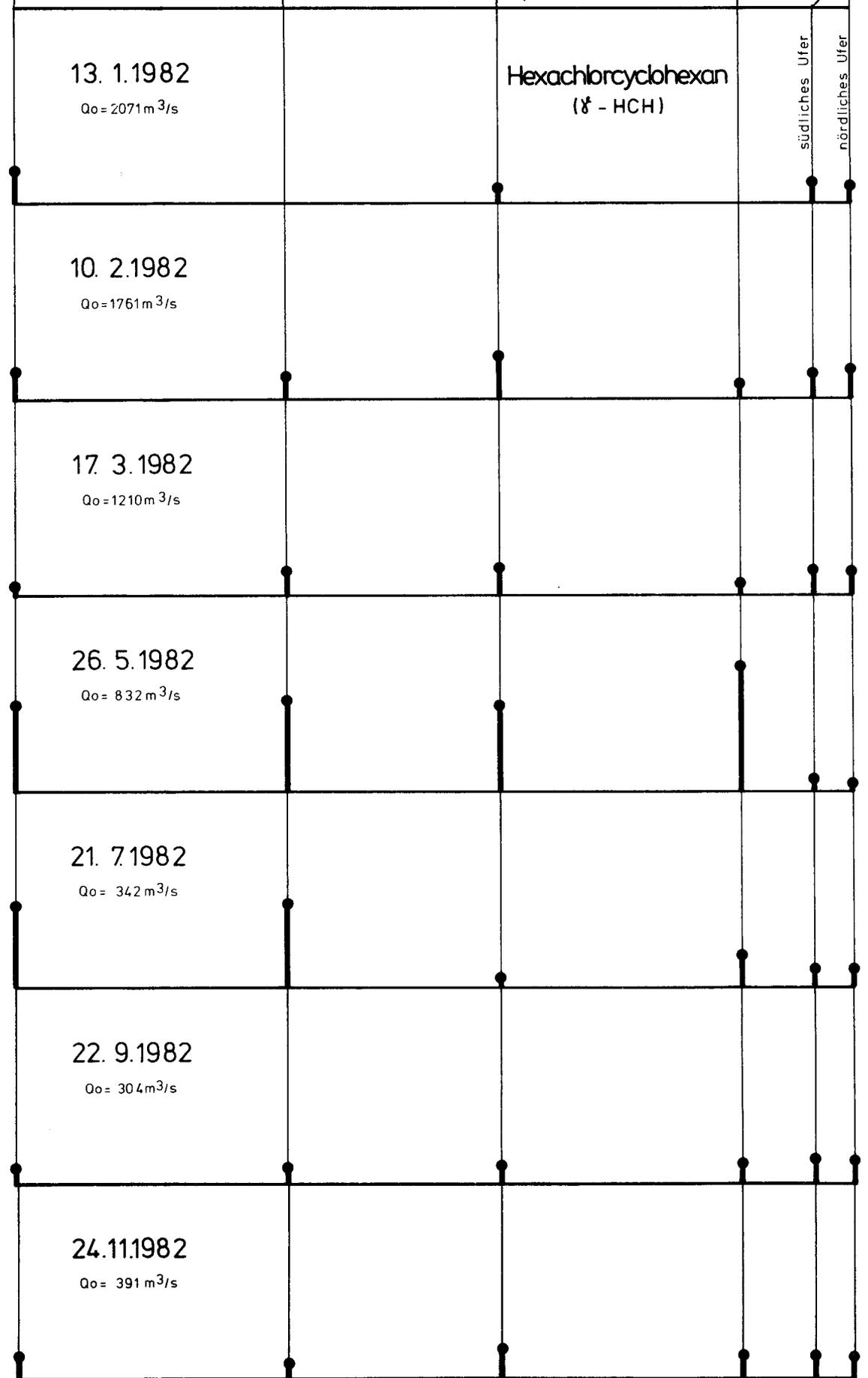
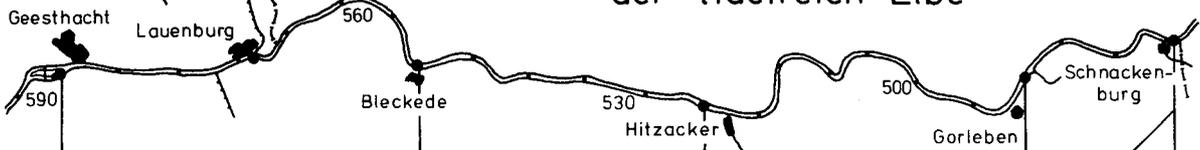
Hexachlorcyclohexan
(γ -HCH)



Wassergütestelle Elbe

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen
der tidefreien Elbe

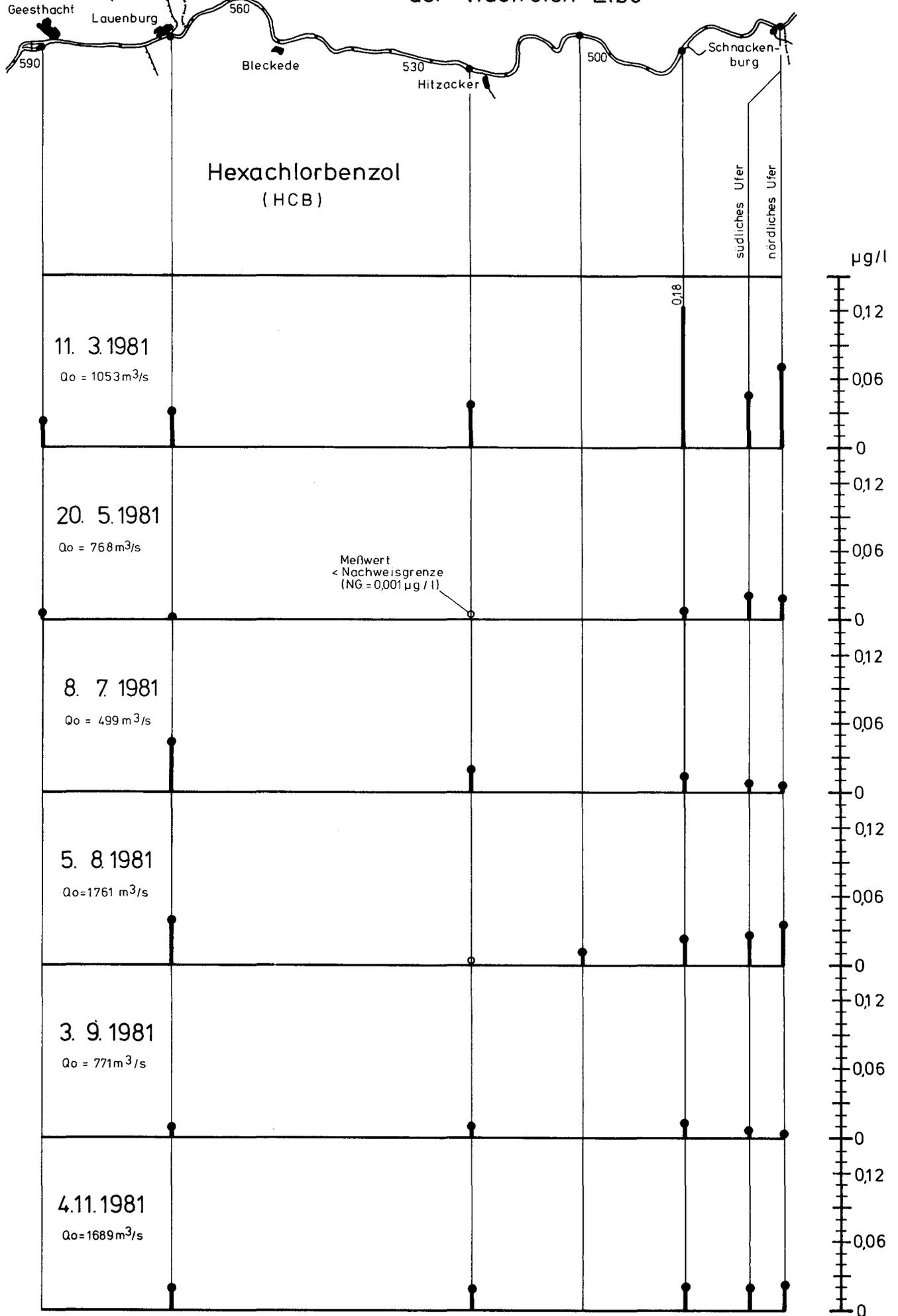
unfiltrierte Wasserproben

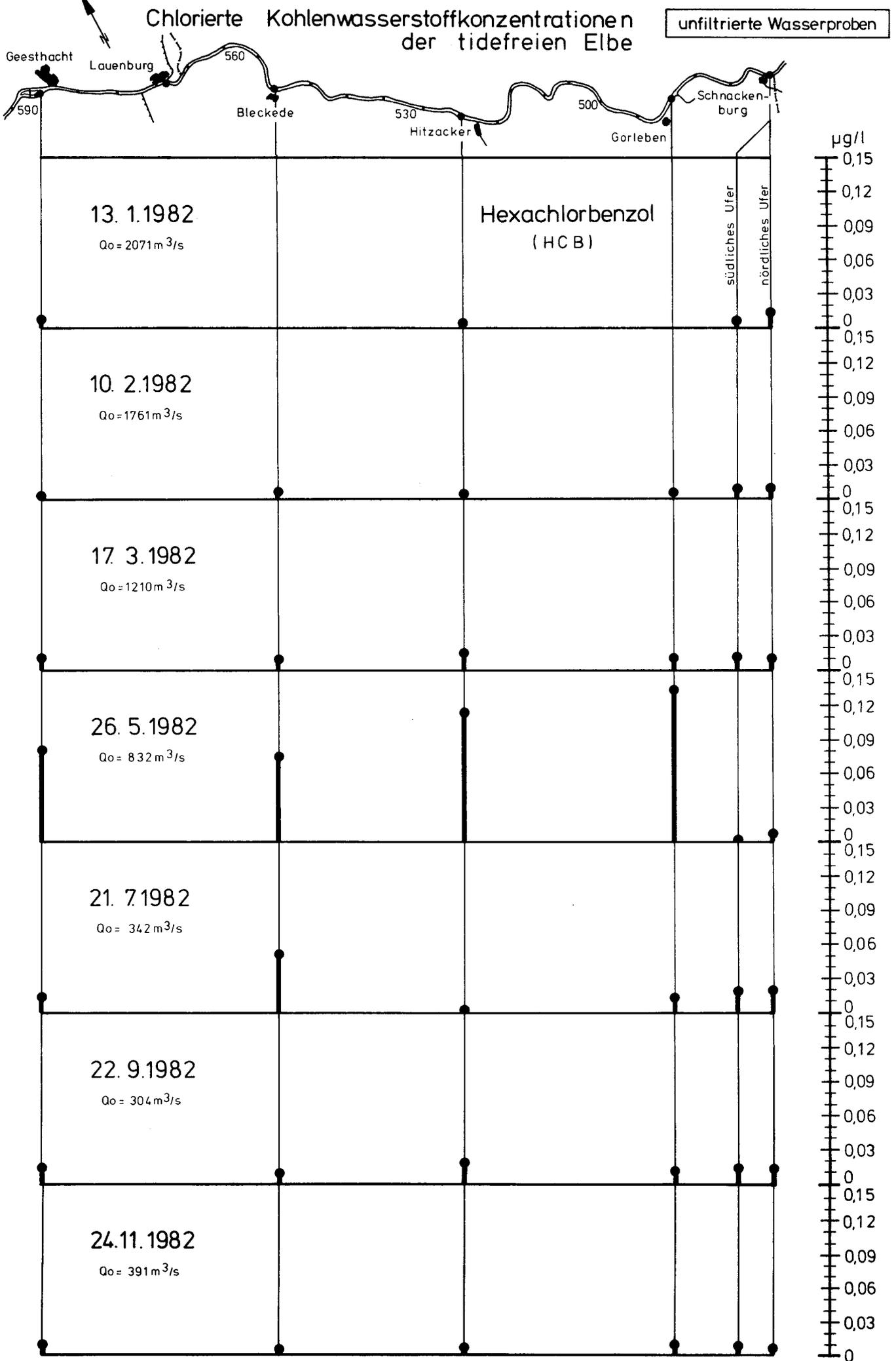


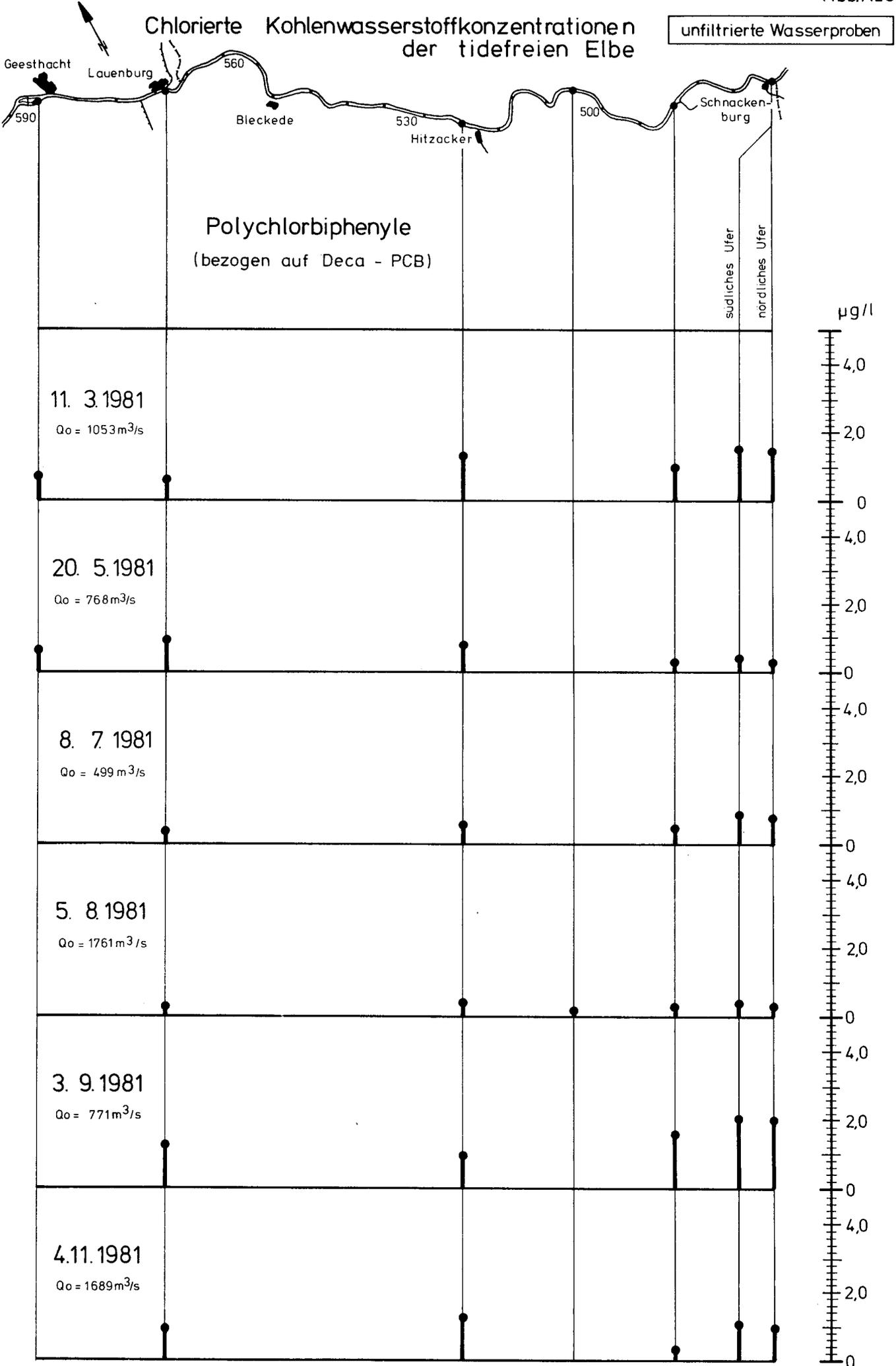
südliches Ufer
nördliches Ufer

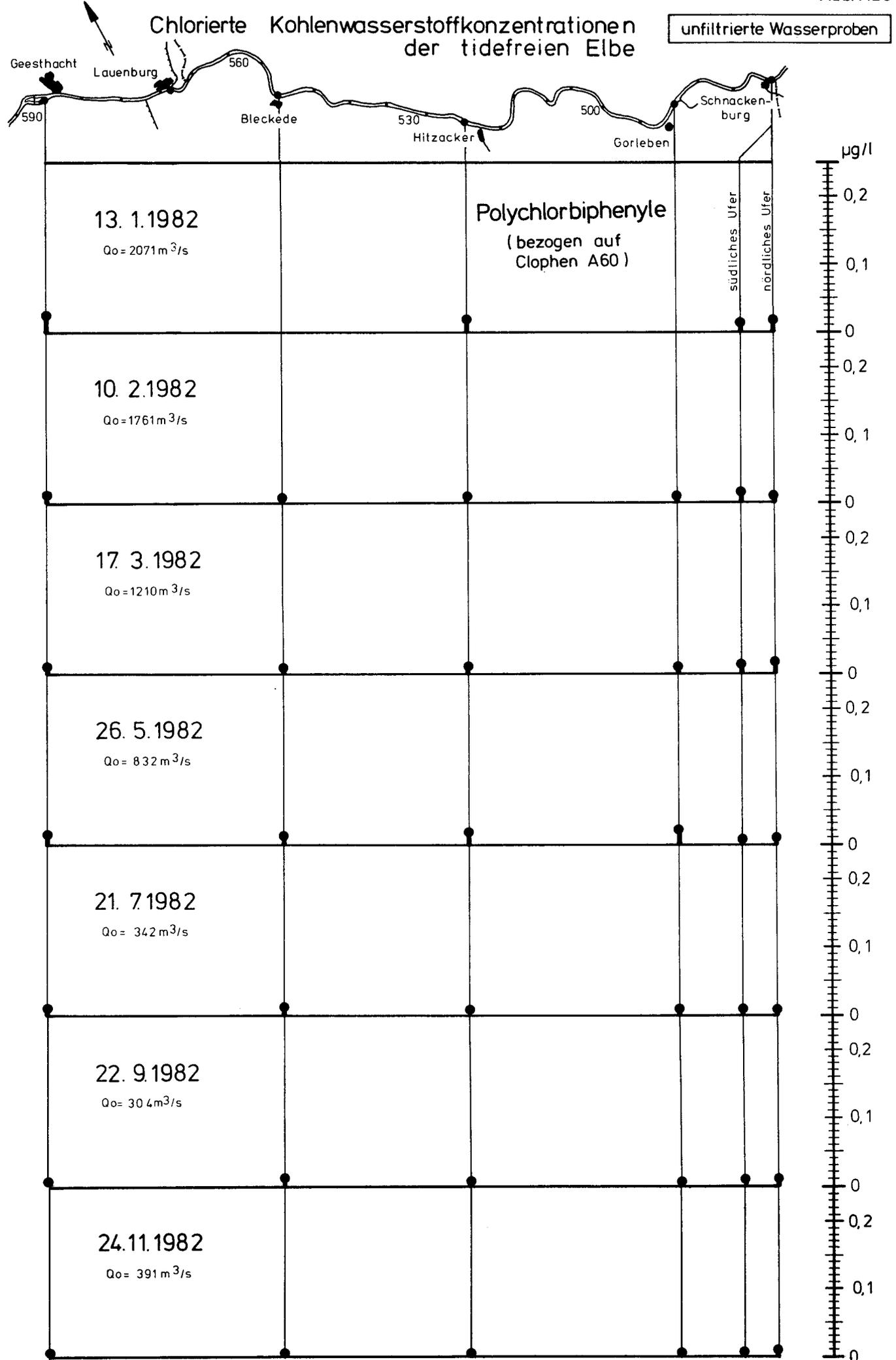
Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der tidefreien Elbe

unfiltrierte Wasserproben



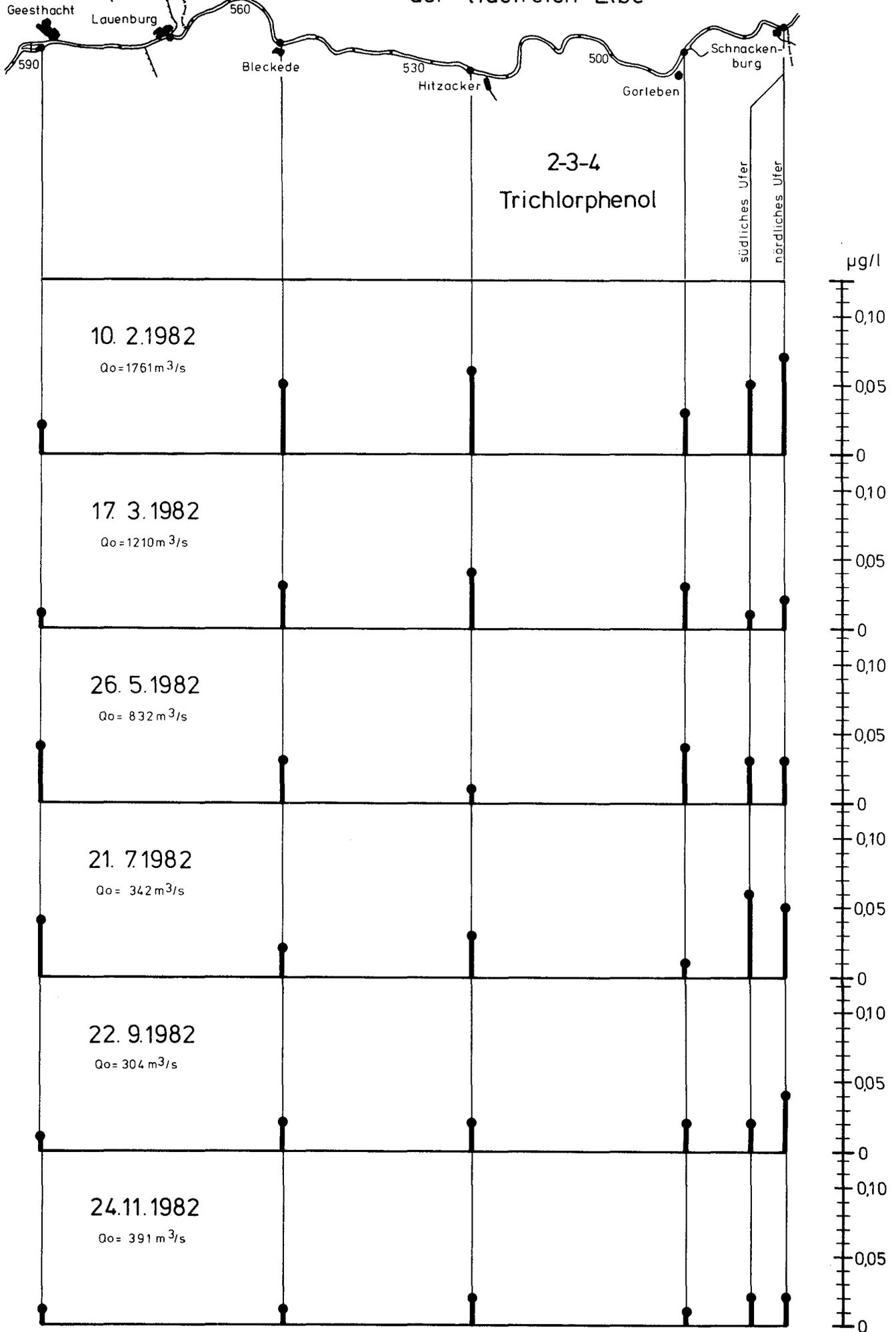






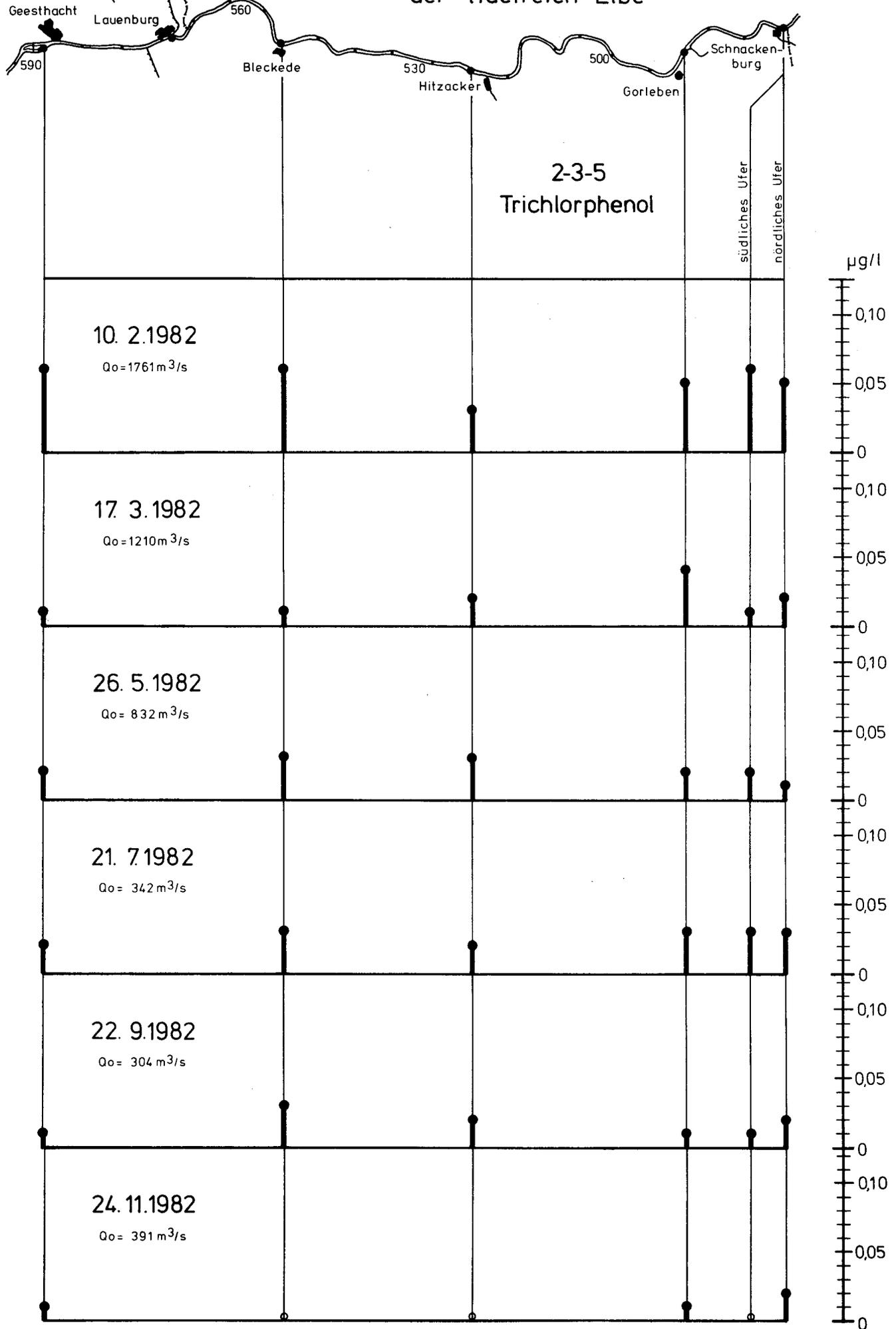
Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der tidefreien Elbe

unfiltrierte Wasserproben



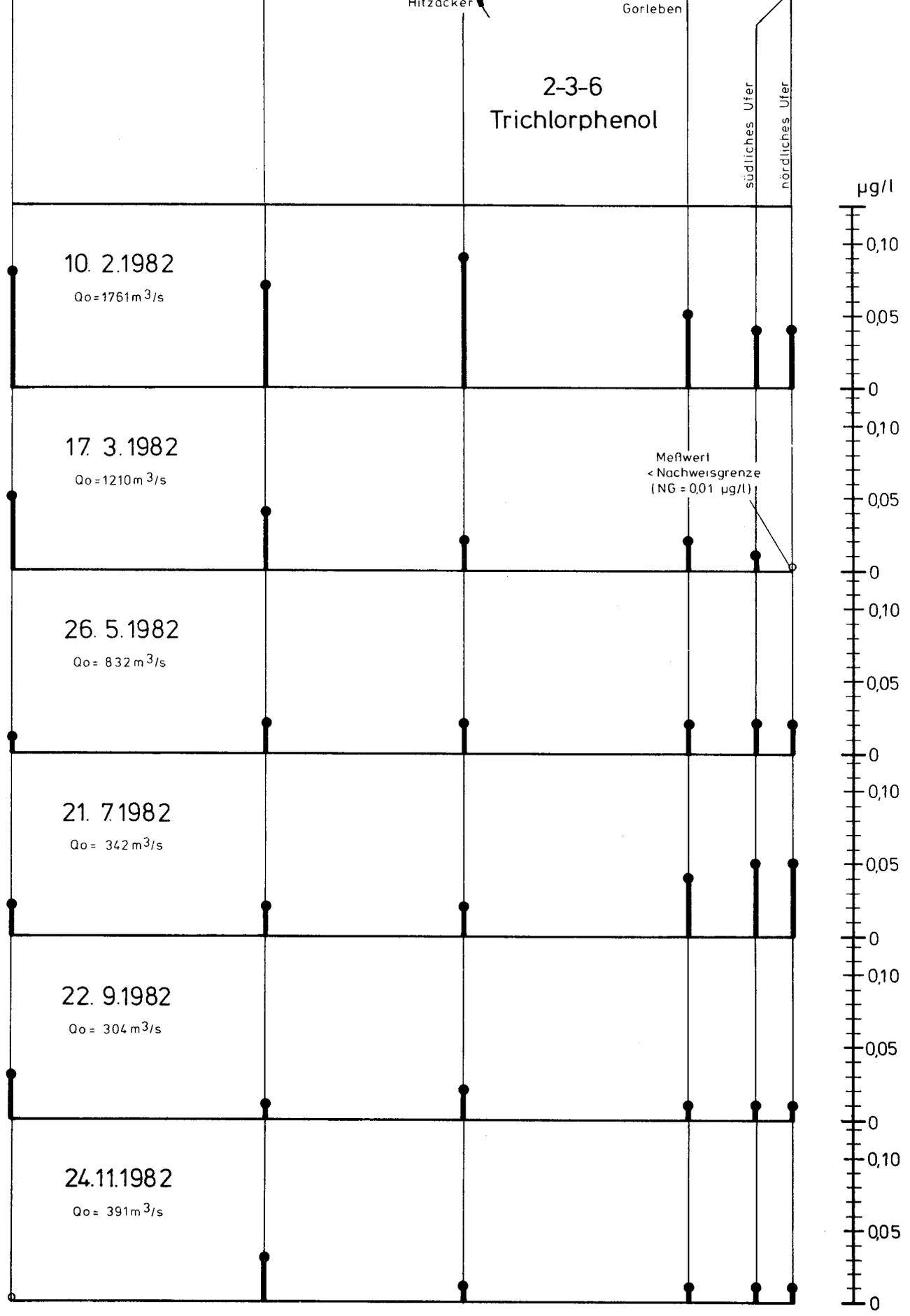
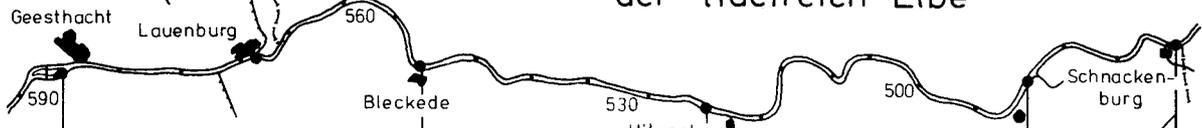
Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der tidefreien Elbe

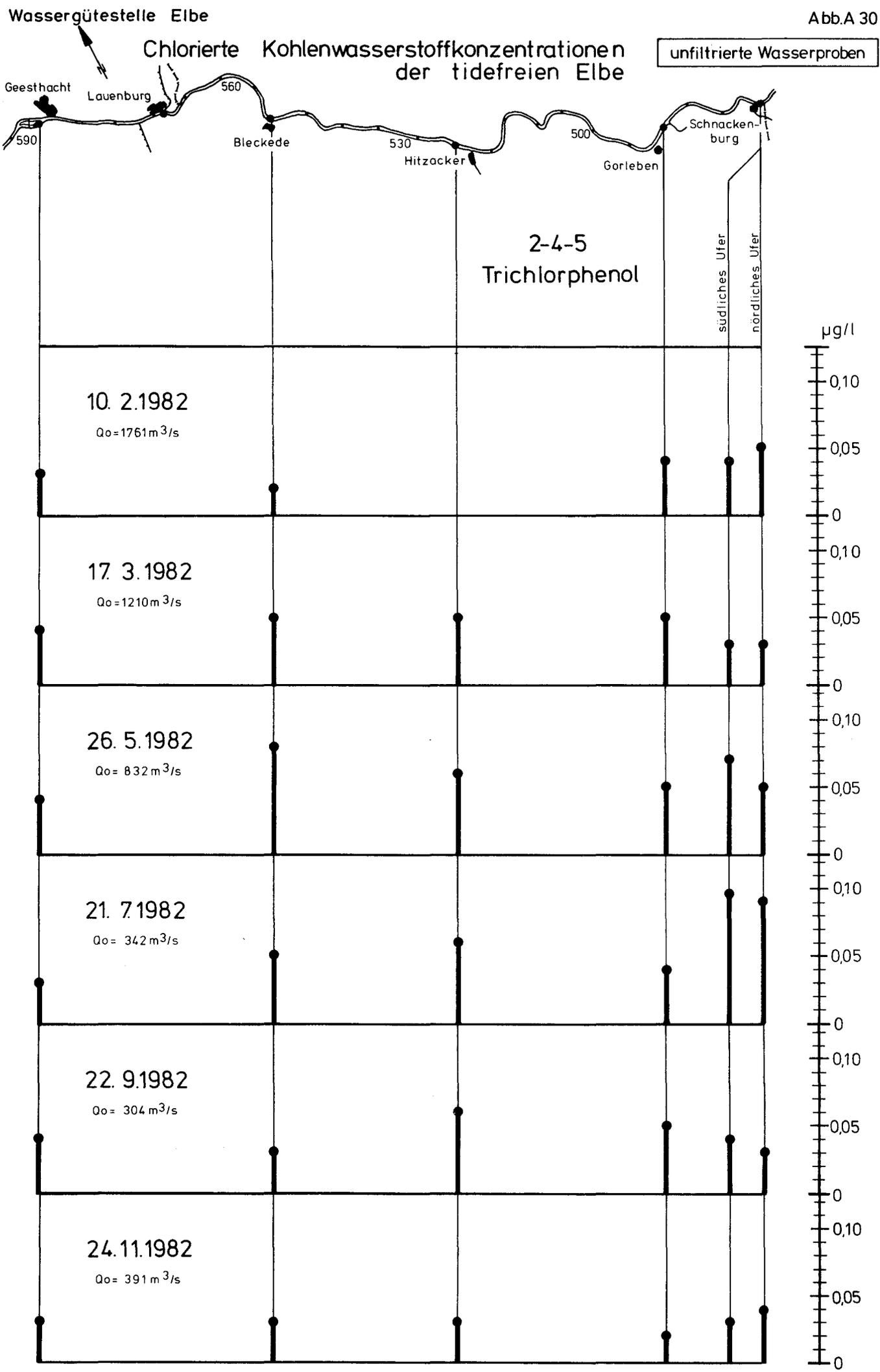
unfiltrierte Wasserproben



Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen
der tidefreien Elbe

unfiltrierte Wasserproben

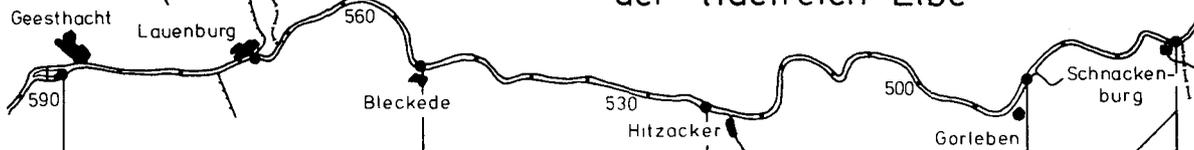




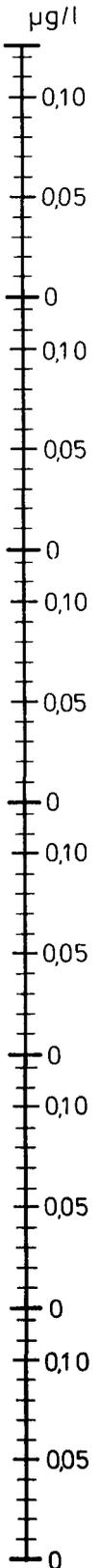
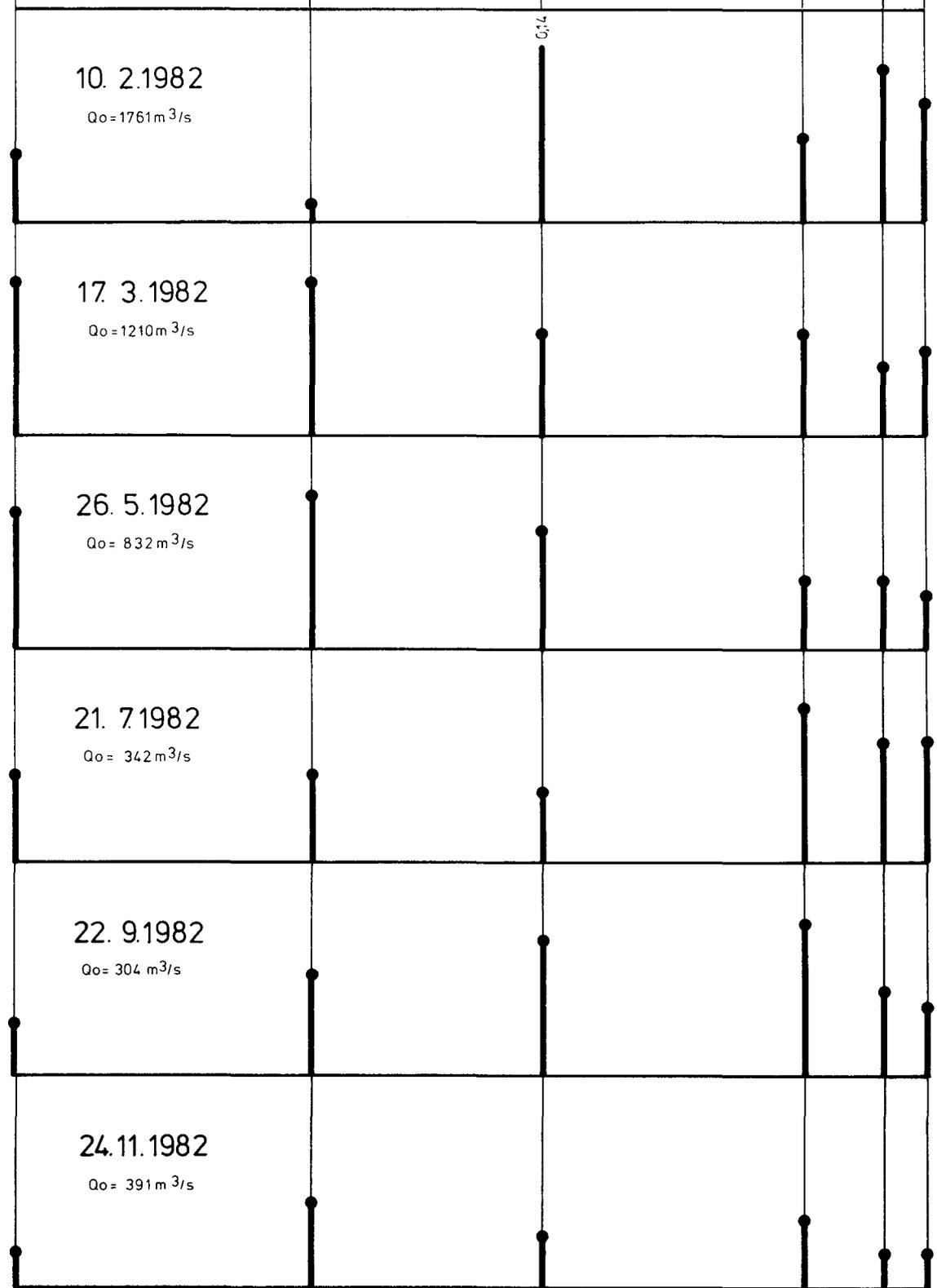
Wassergütestelle Elbe

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen
der tidefreien Elbe

unfiltrierte Wasserproben



2-4-6
Trichlorphenol

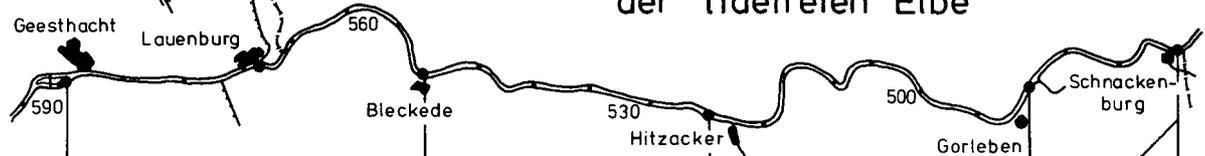


südliches Ufer
nördliches Ufer

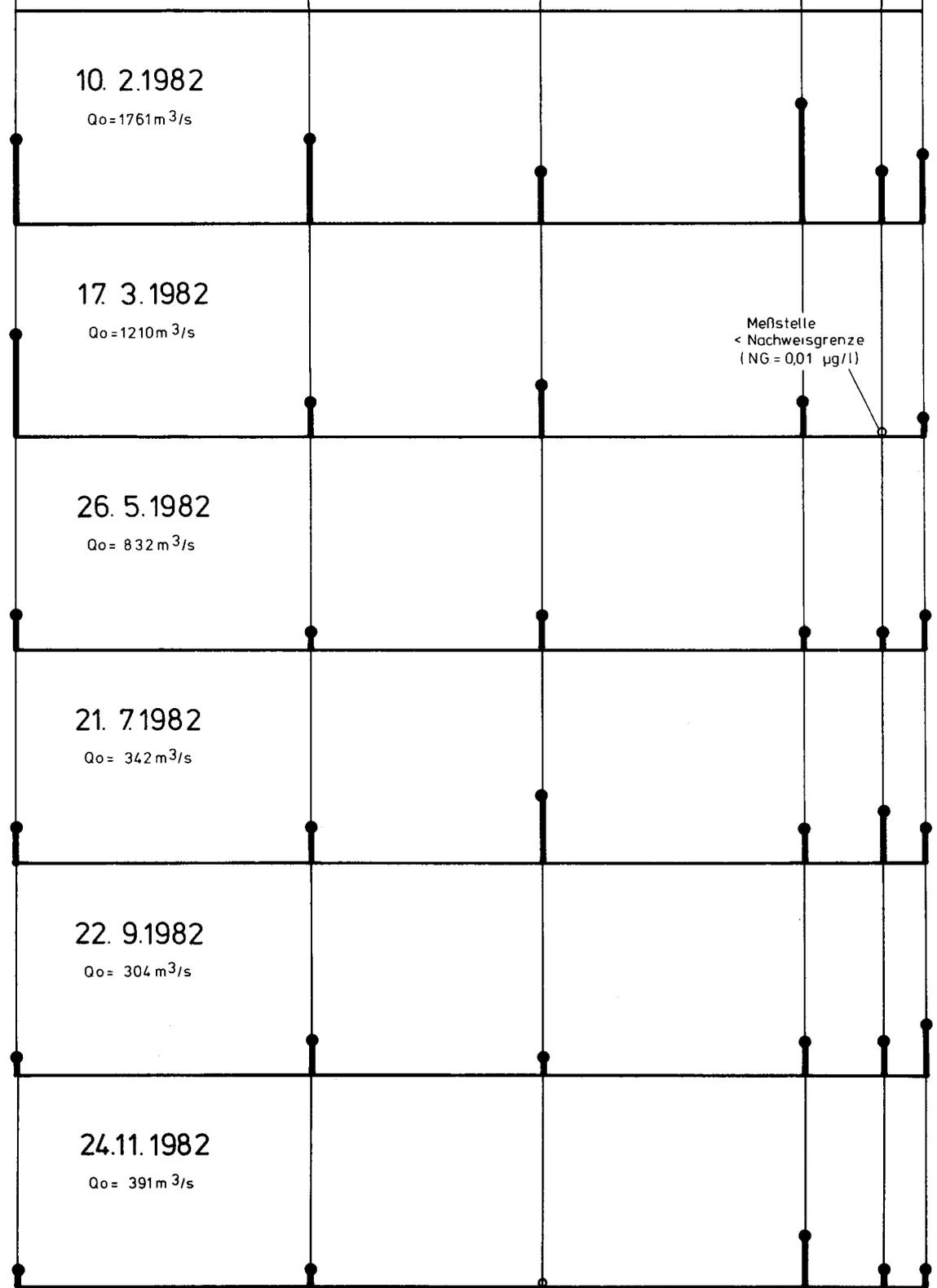
Wassergütestelle Elbe

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der tidefreien Elbe

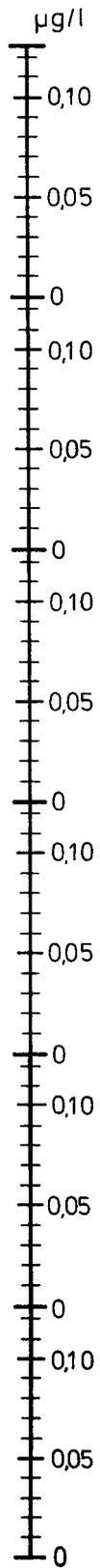
unfiltrierte Wasserproben

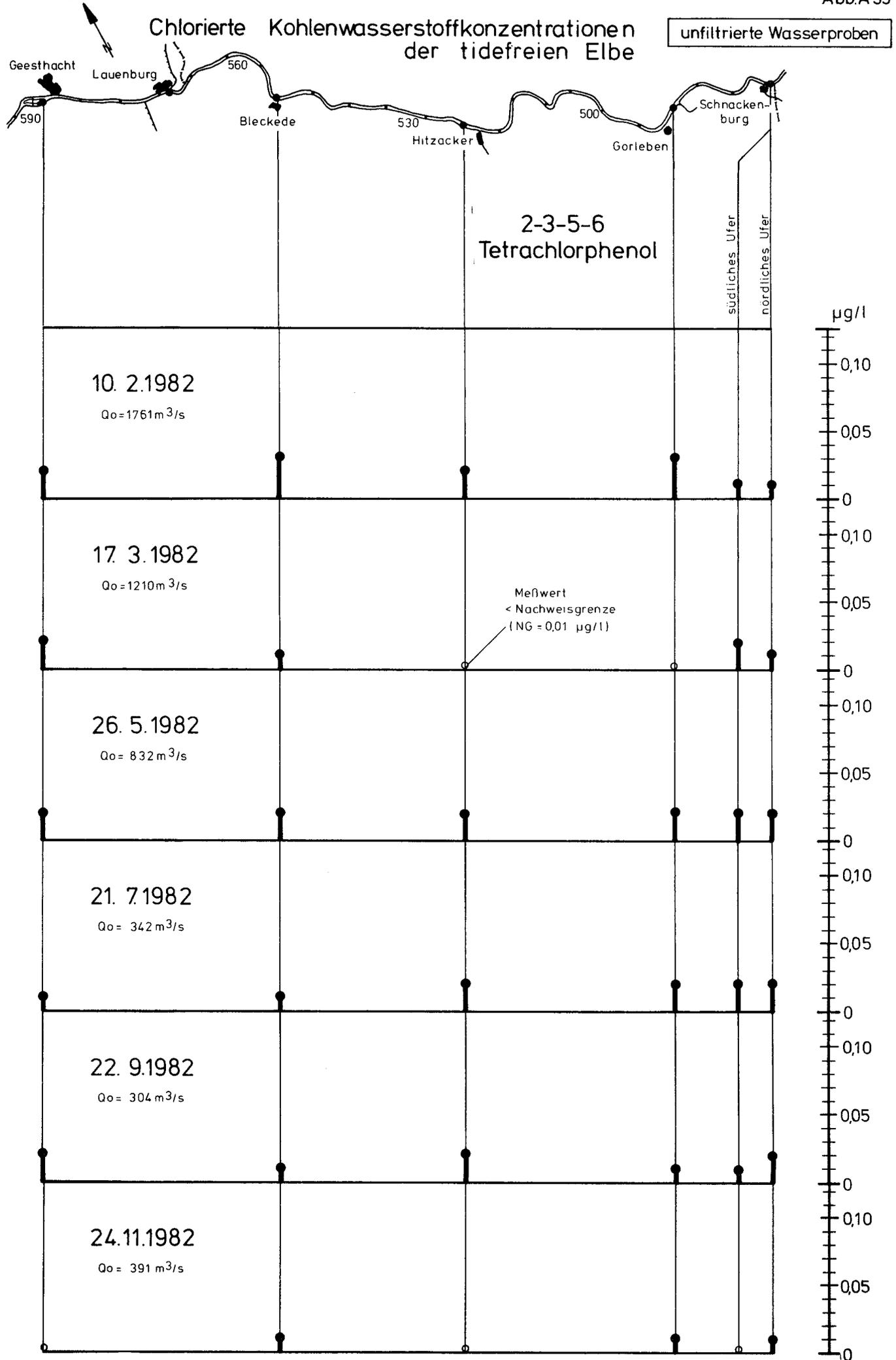


2-3-4-6 Tetrachlorphenol



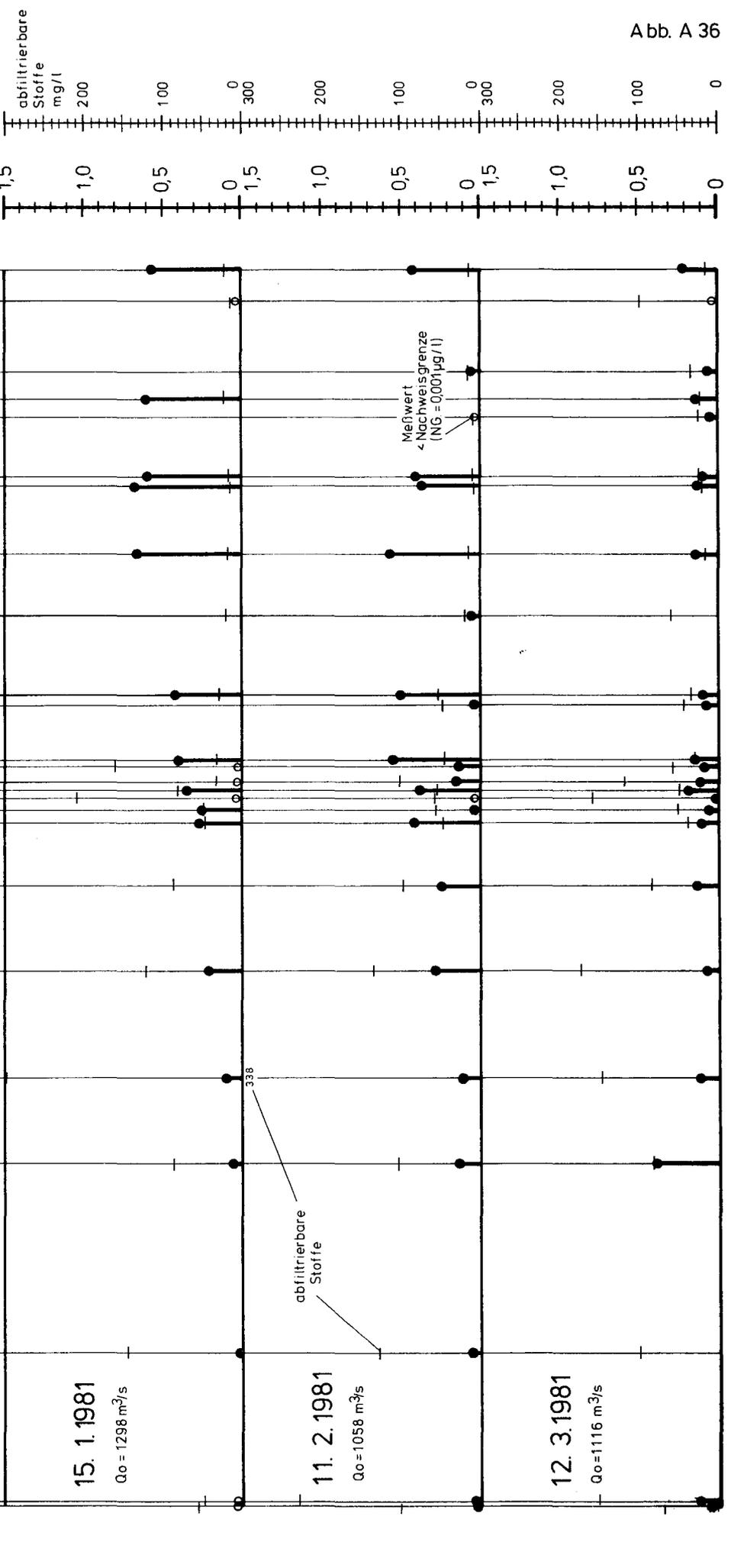
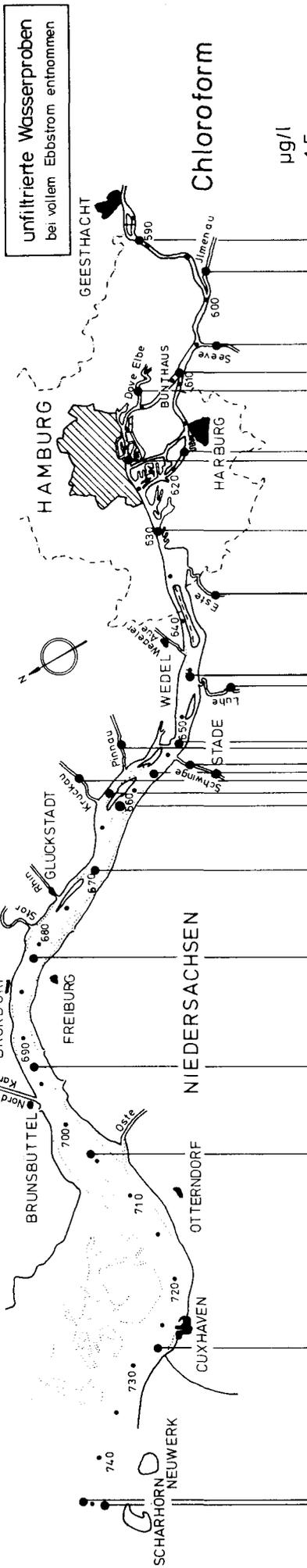
Meßstelle < Nachweisgrenze (NG = 0,01 µg/l)





Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

Wassergütestelle Elbe



Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

Wassergütestelle Elbe

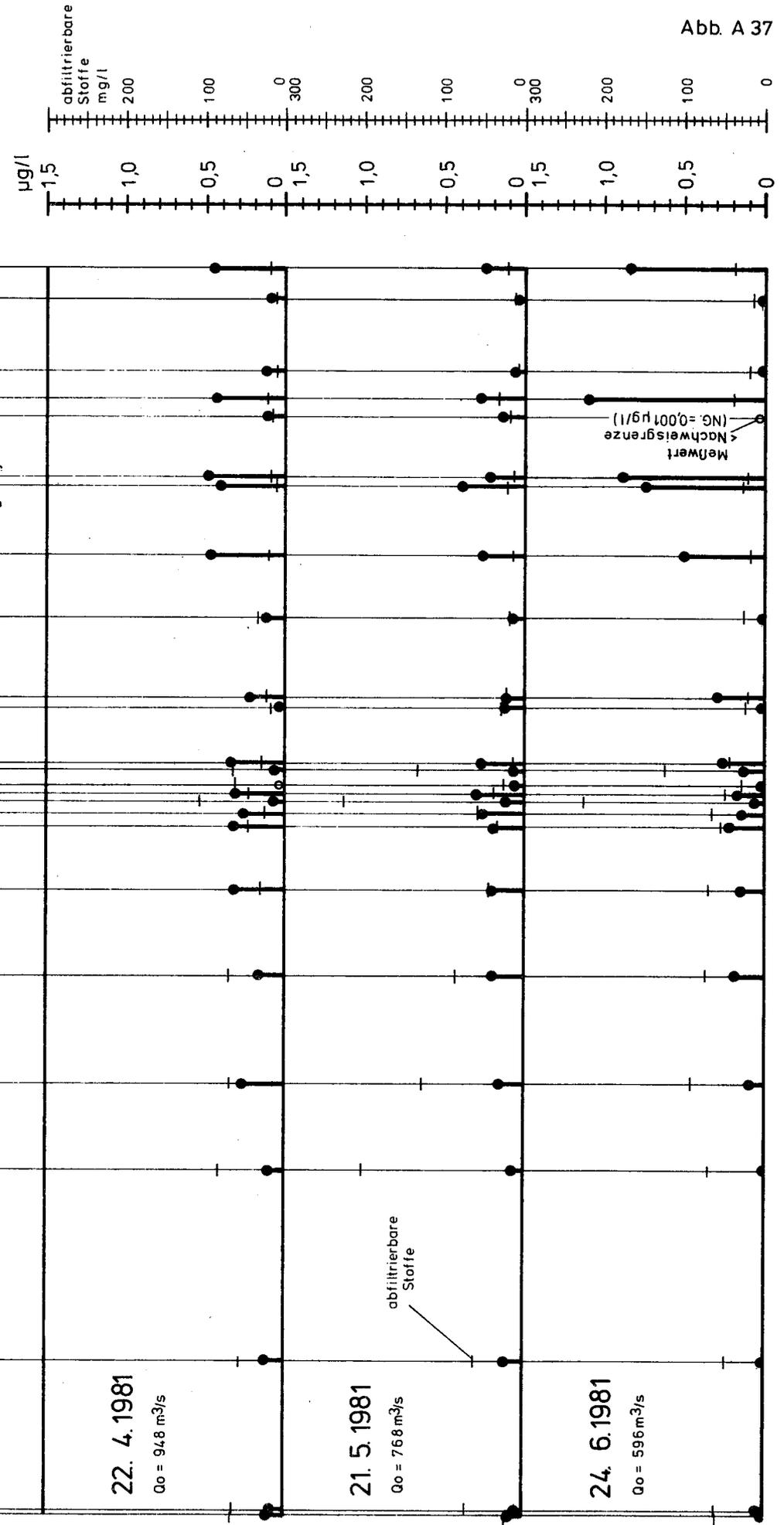
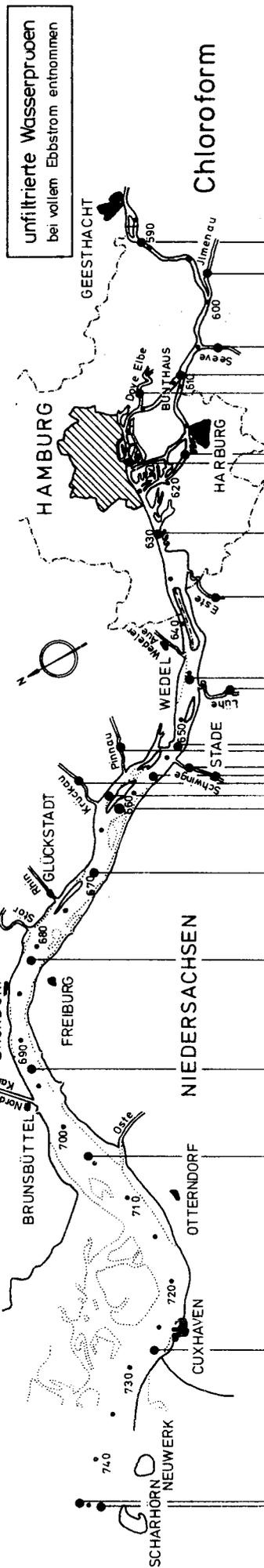


Abb. A 37

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

Wassergütestelle Elbe SCHLESWIG - HOLSTEIN NIEDERSACHSEN

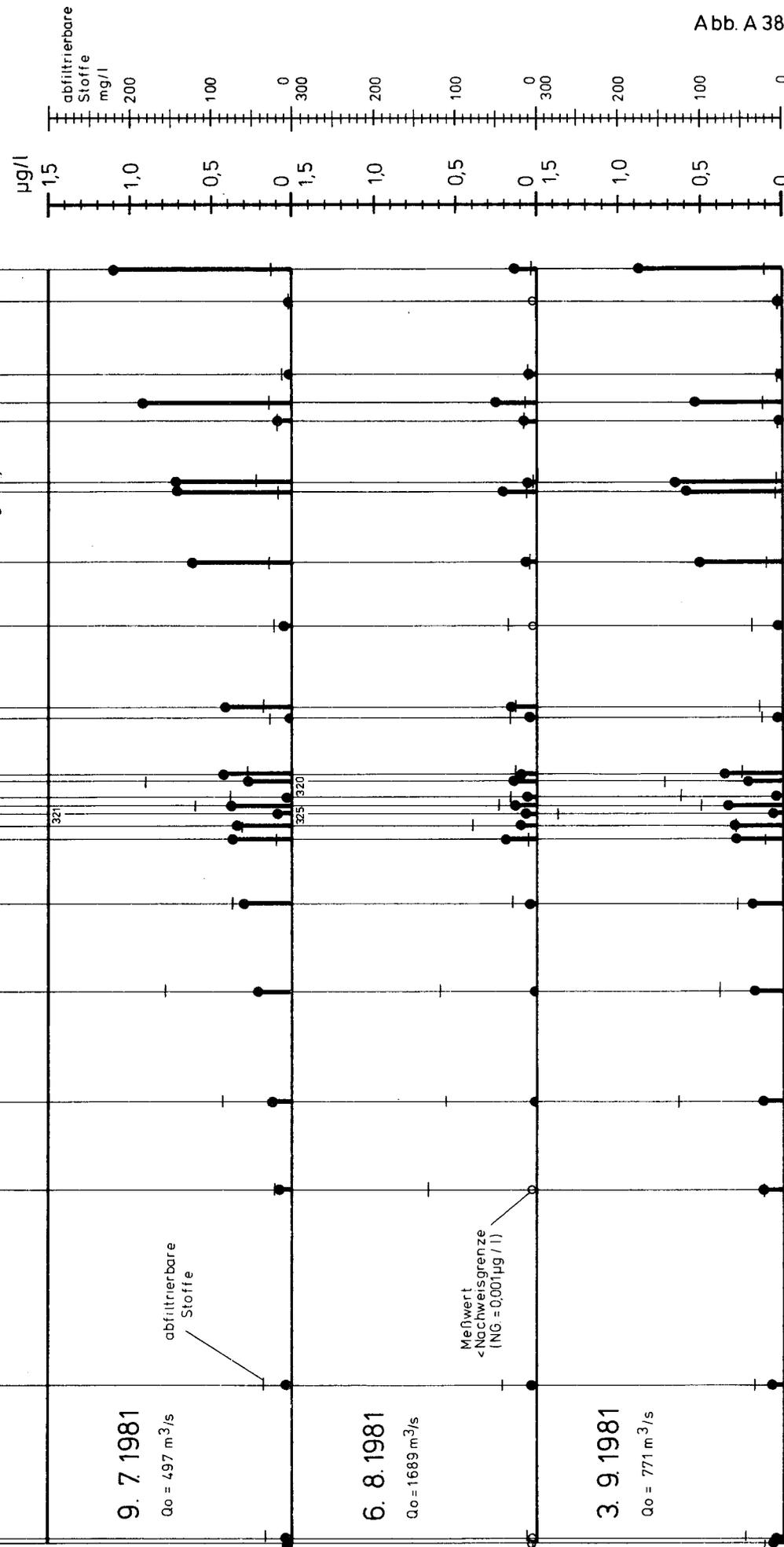
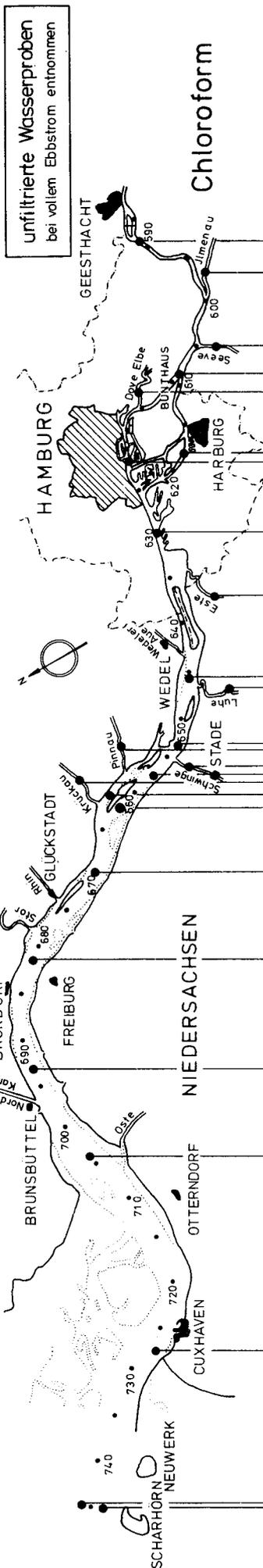
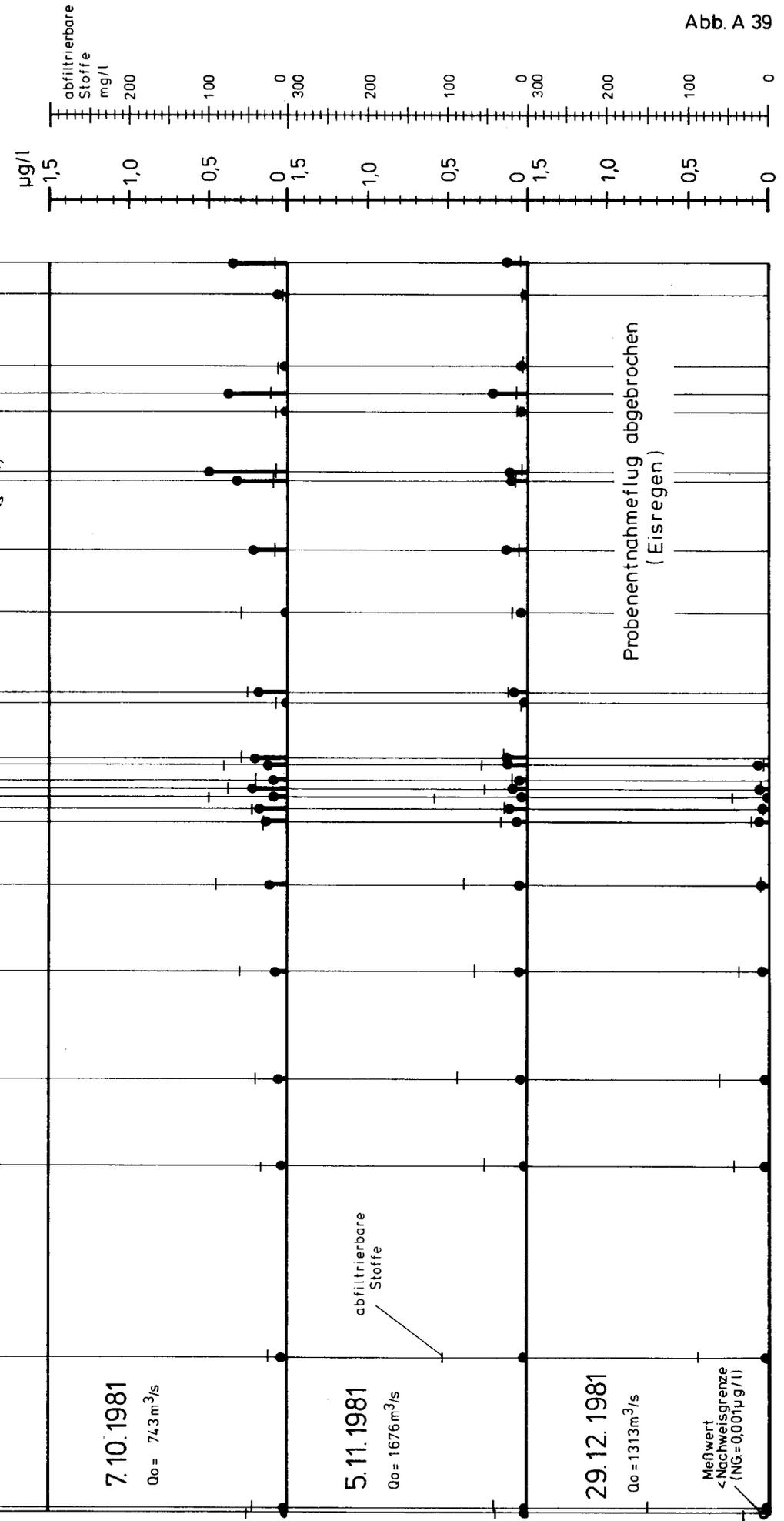
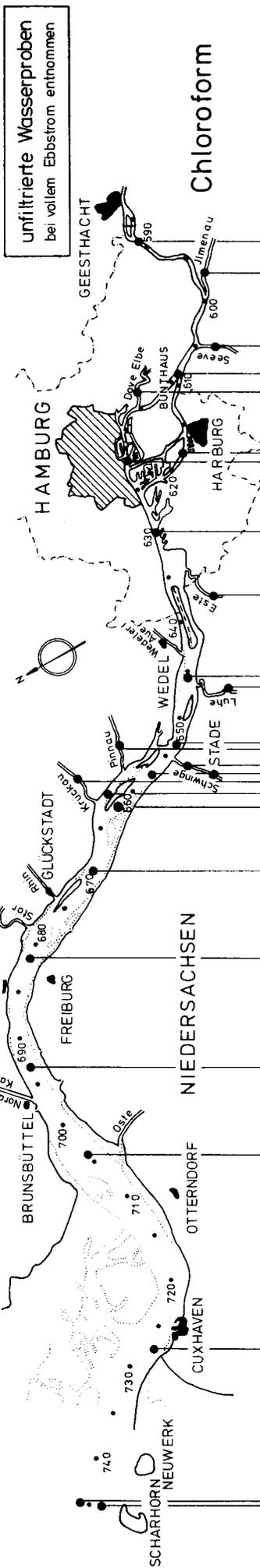


Abb. A 38

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

Wassergütestelle Elbe



Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

Wassergütestelle Elbe

SCHLESWIG - HOLSTEIN

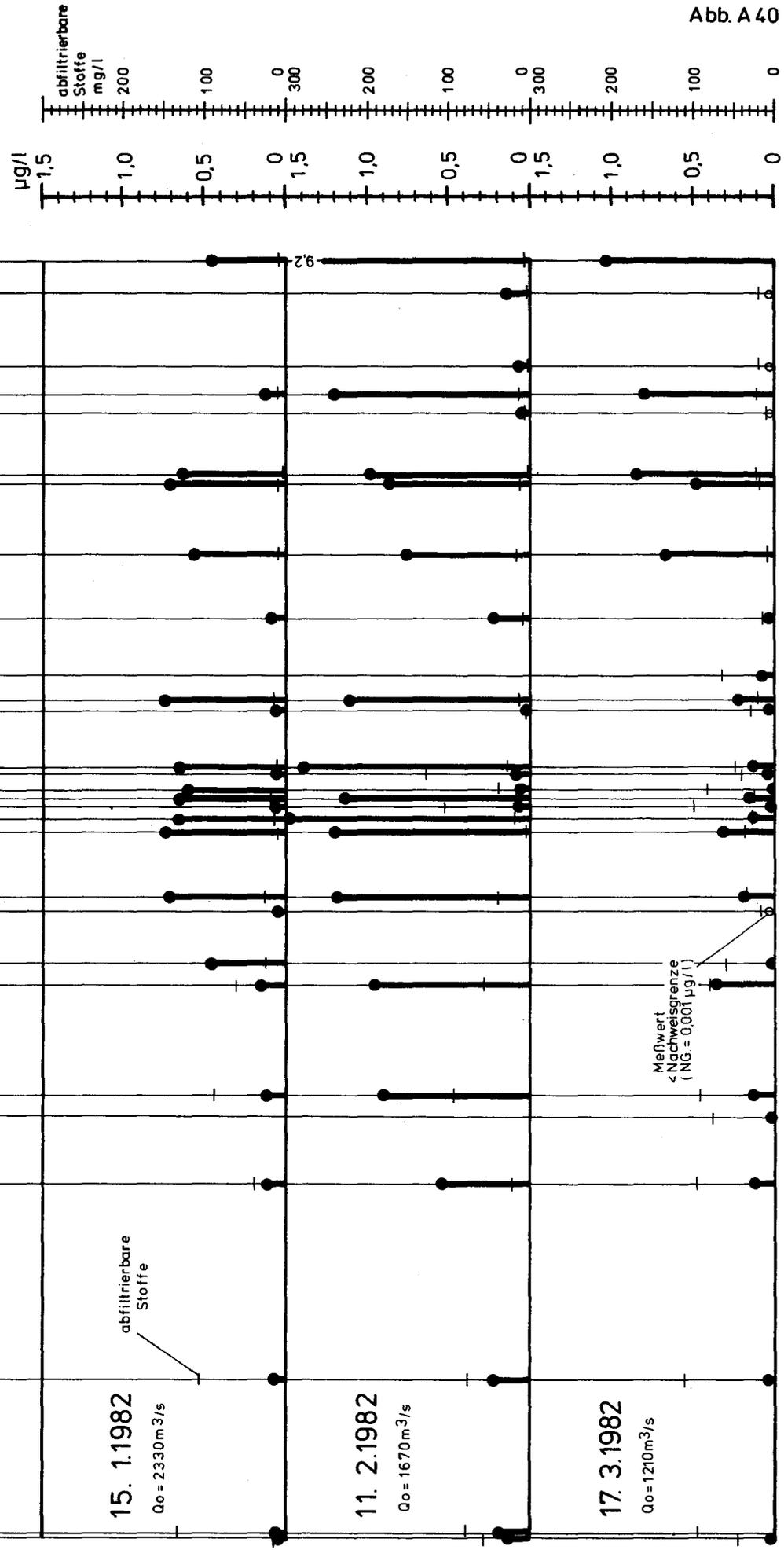
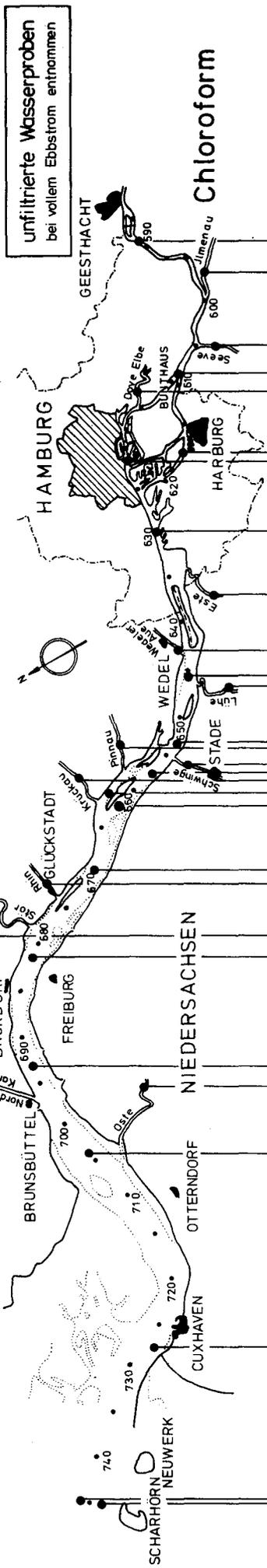
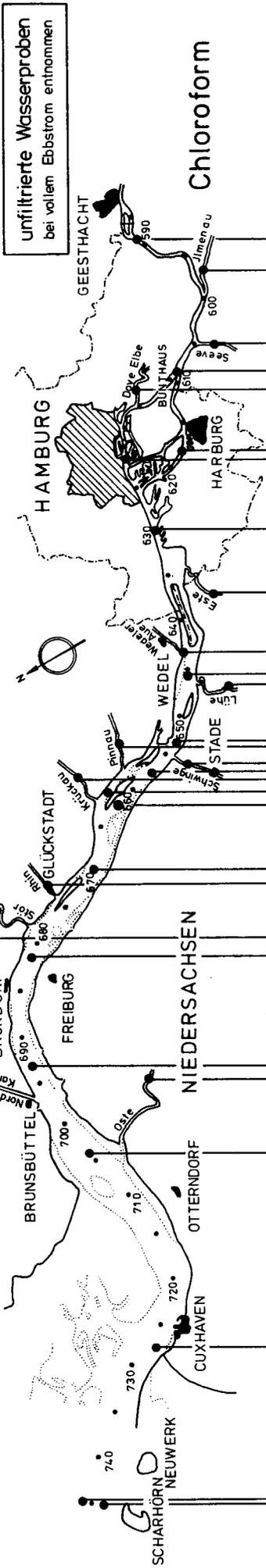


Abb. A 40

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

Wassergütestelle Elbe



Chloroform

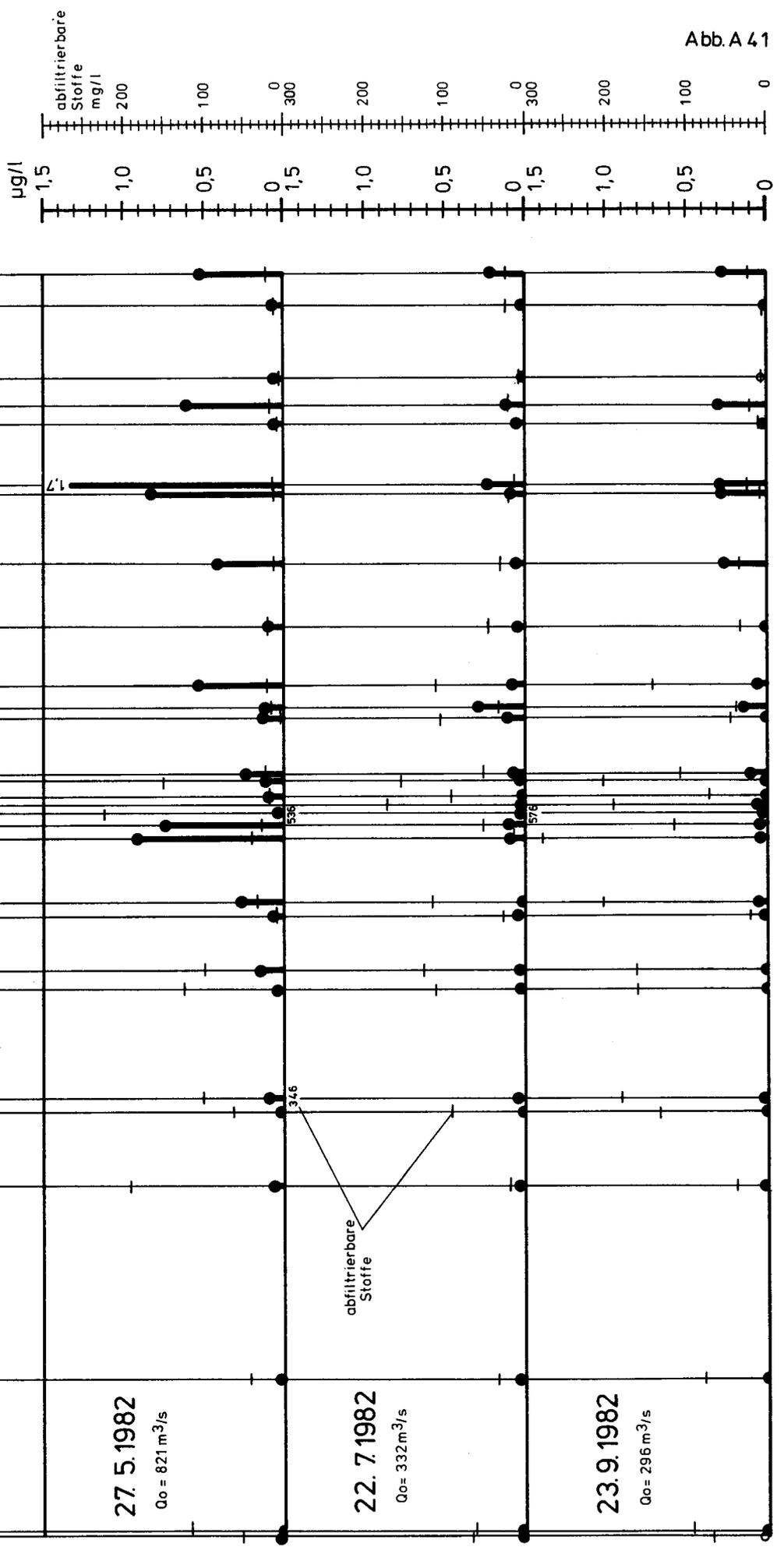
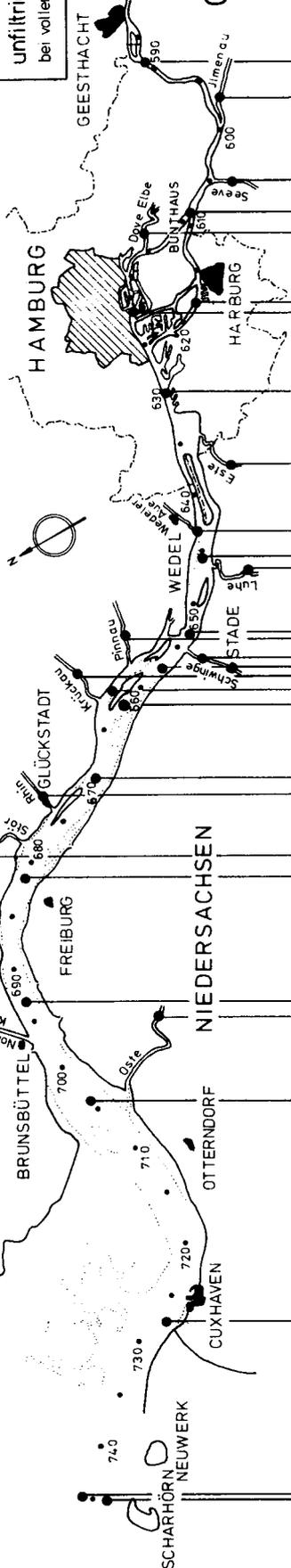


Abb. A 41

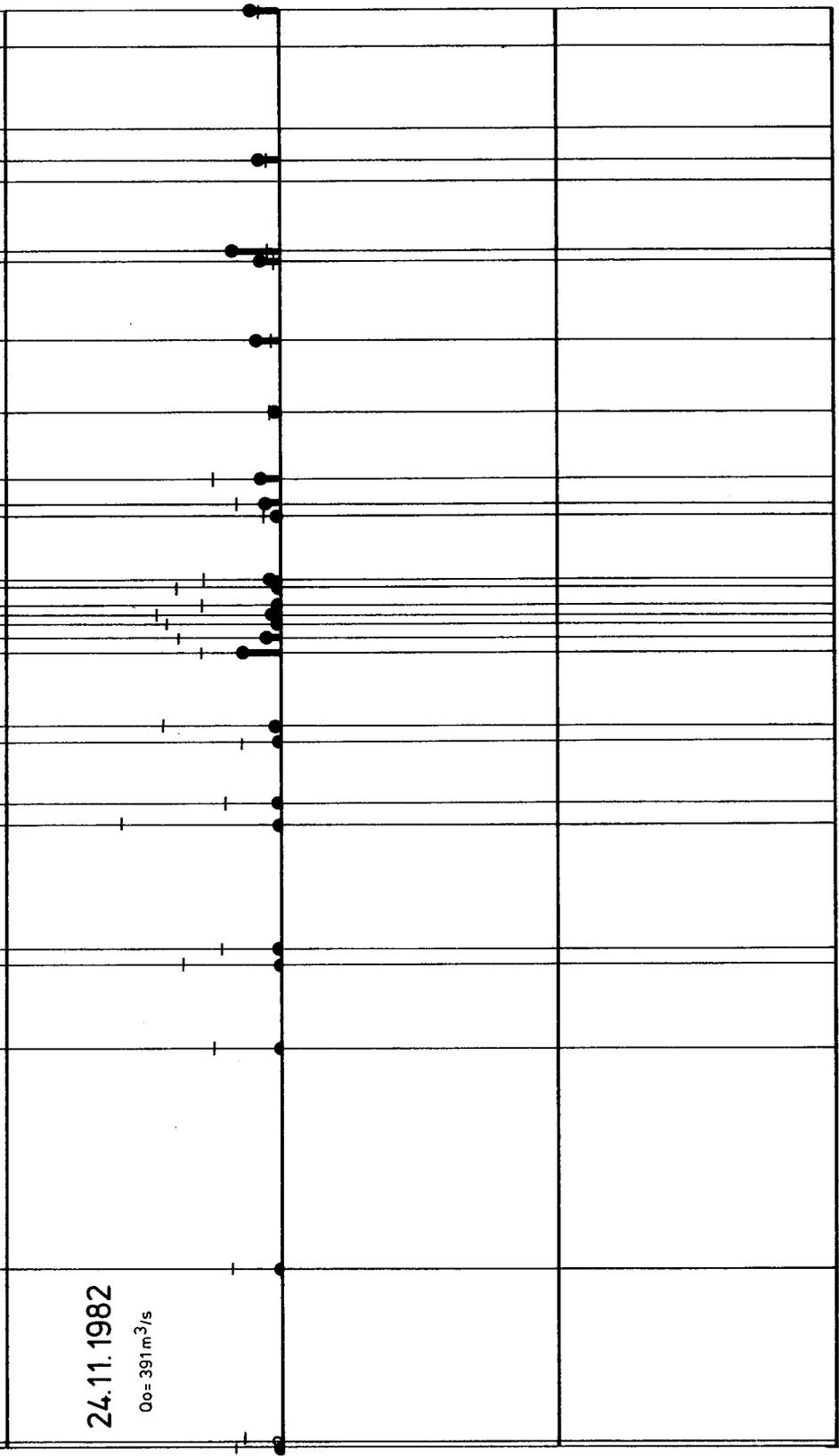
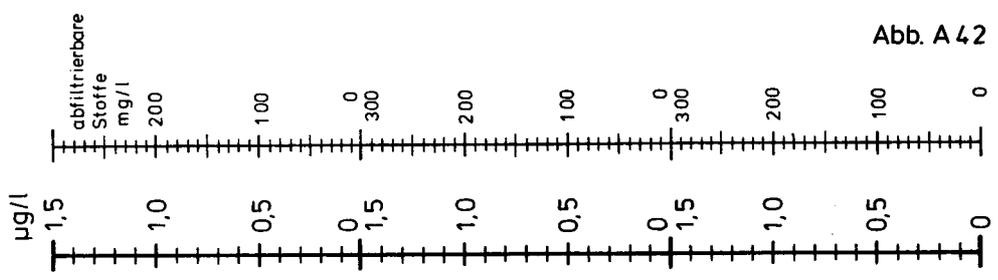
Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

Wassergüteklasse Elbe

unfiltrierte Wasserproben
bei vollem Ebbstrom entnommen



Chloroform



24.11.1982

$Q_0 = 391 \text{ m}^3/\text{s}$

Abb. A 42

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

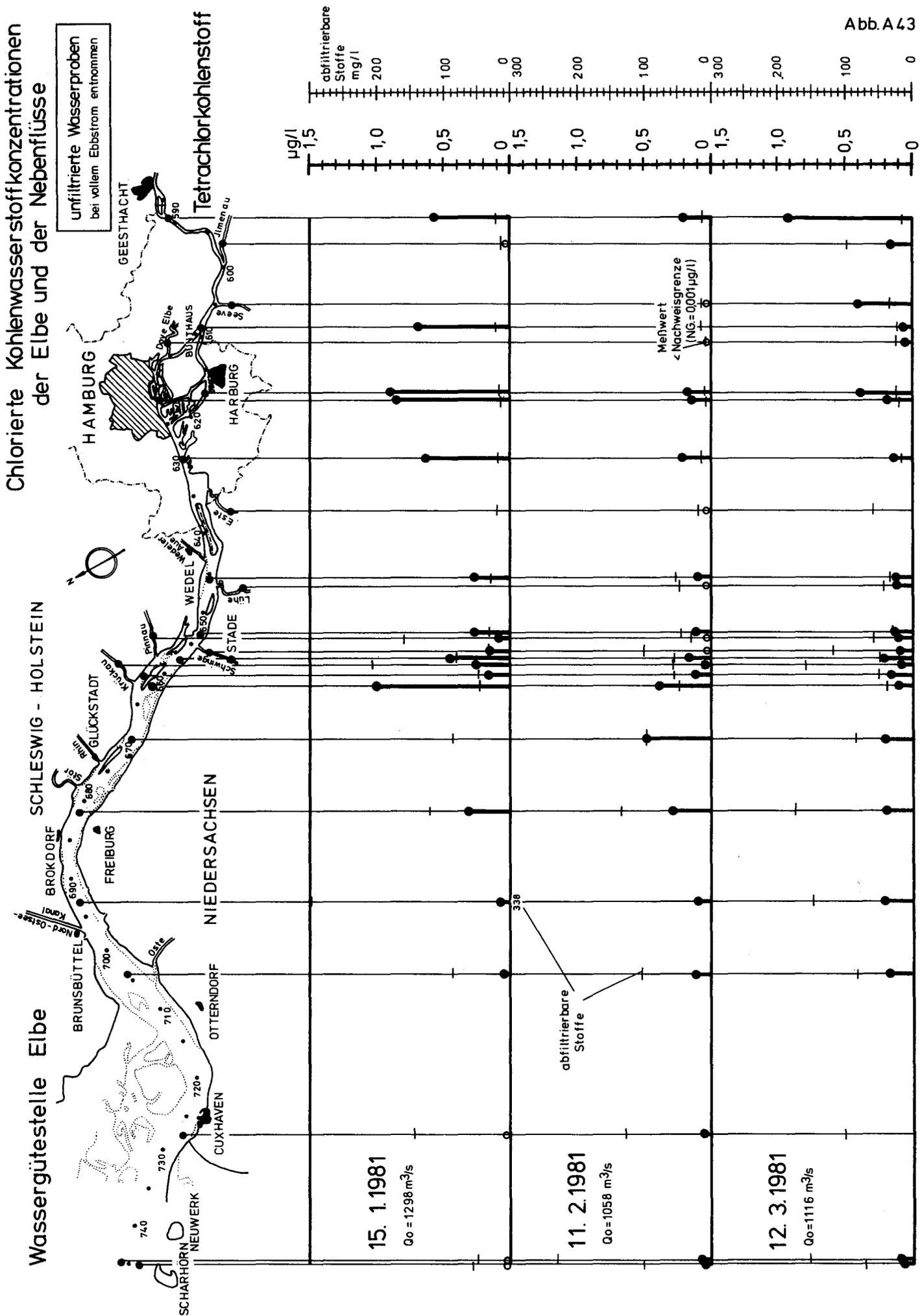


Abb. A43

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

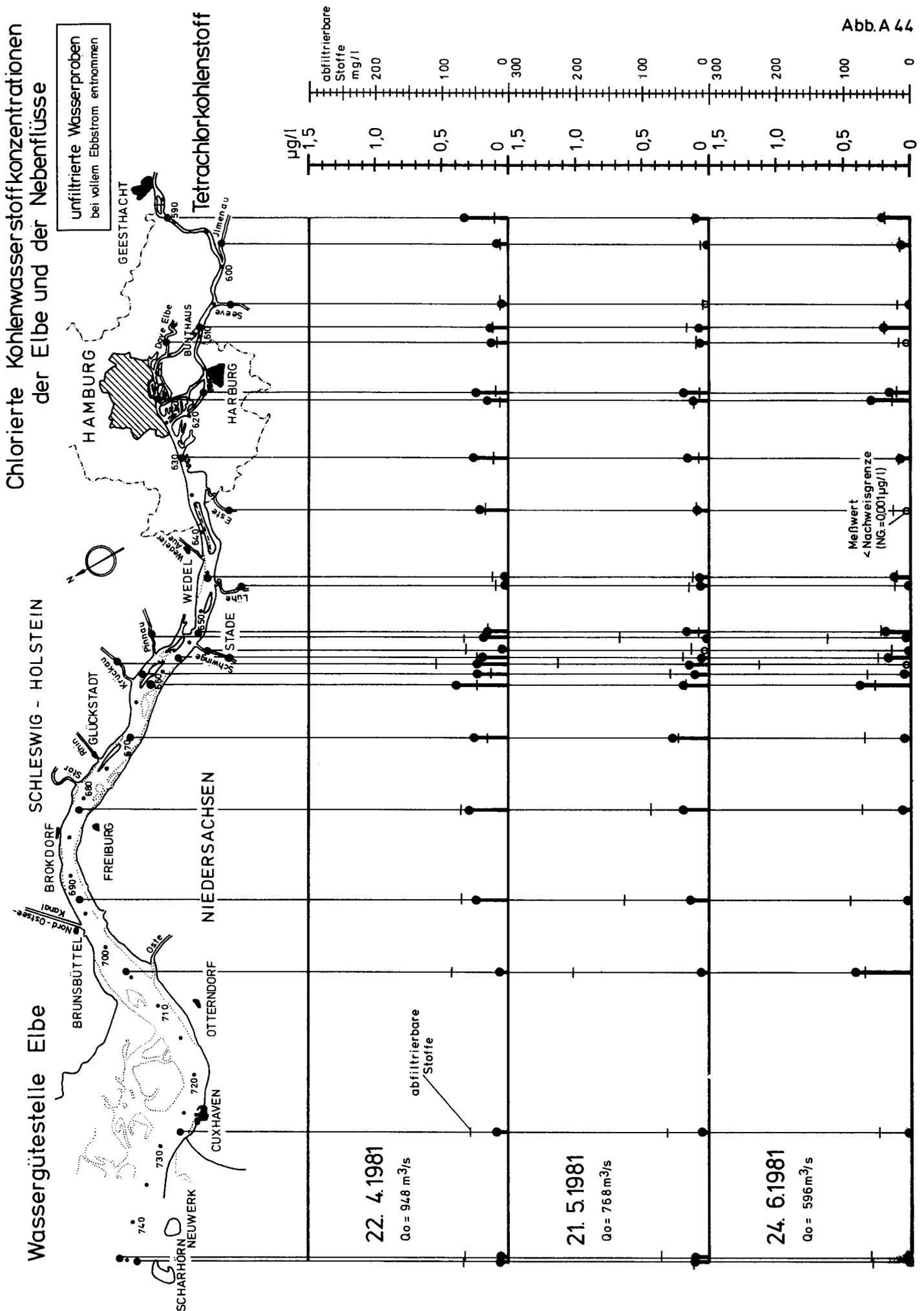


Abb. A 44

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

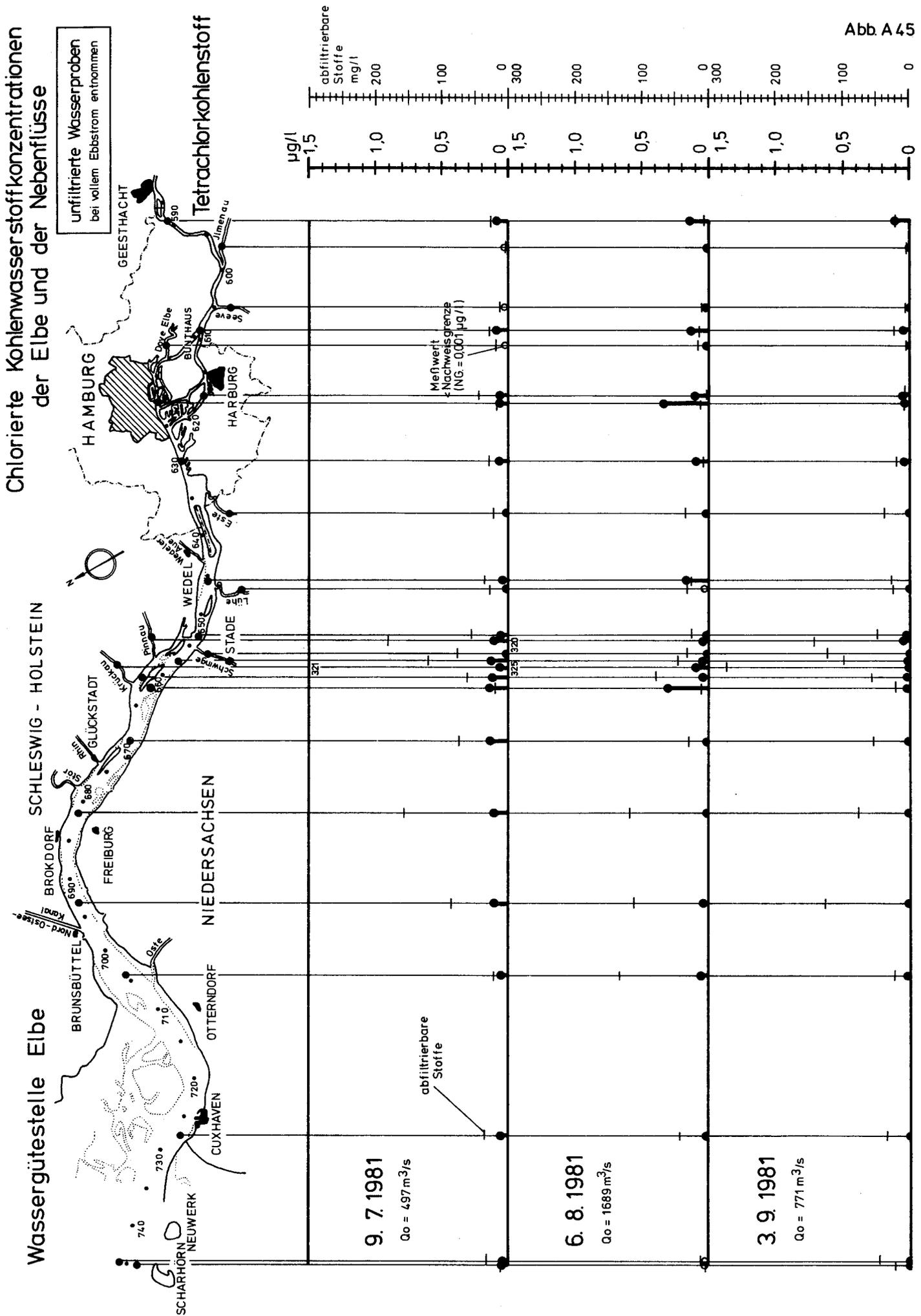


Abb. A 45

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

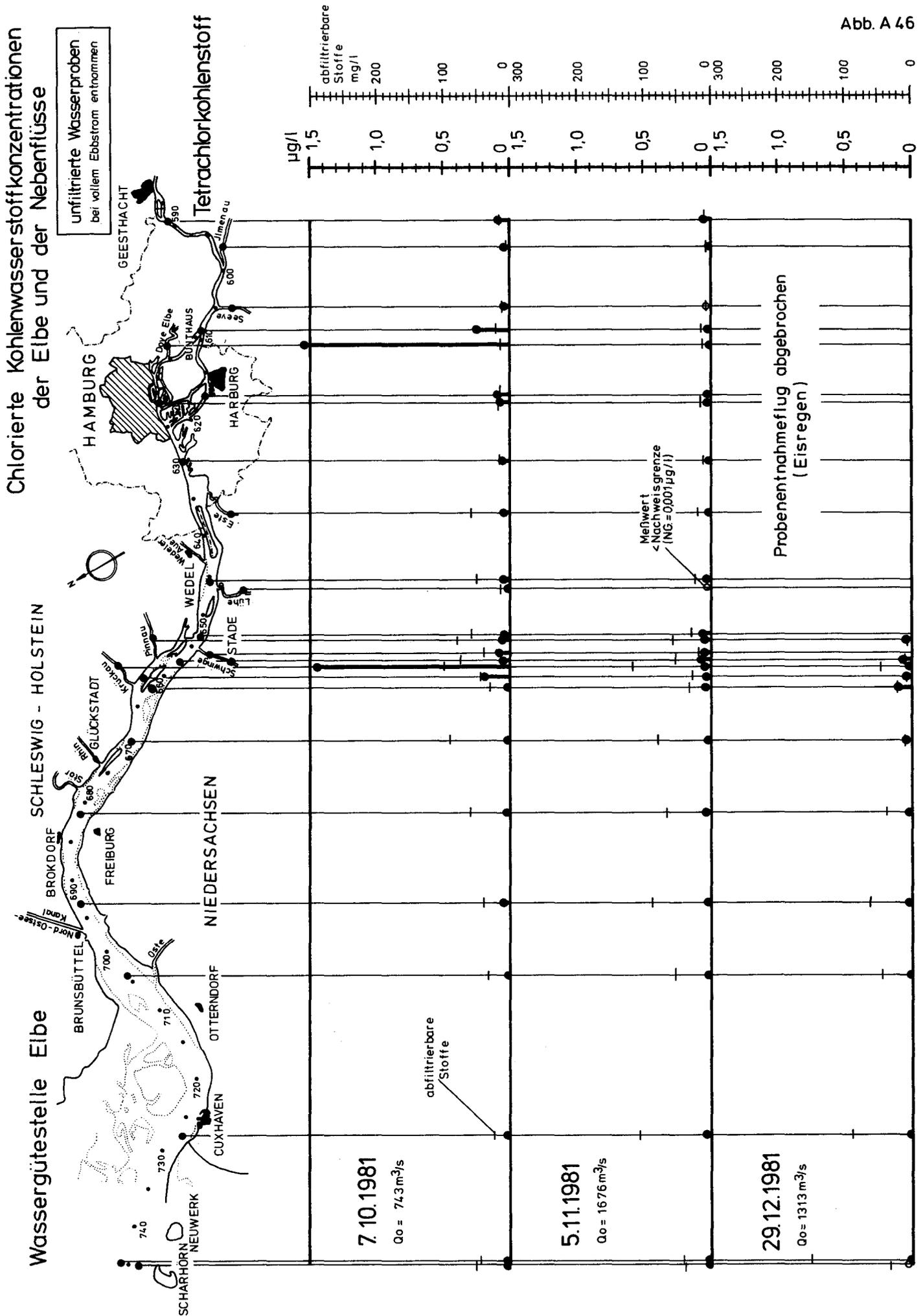


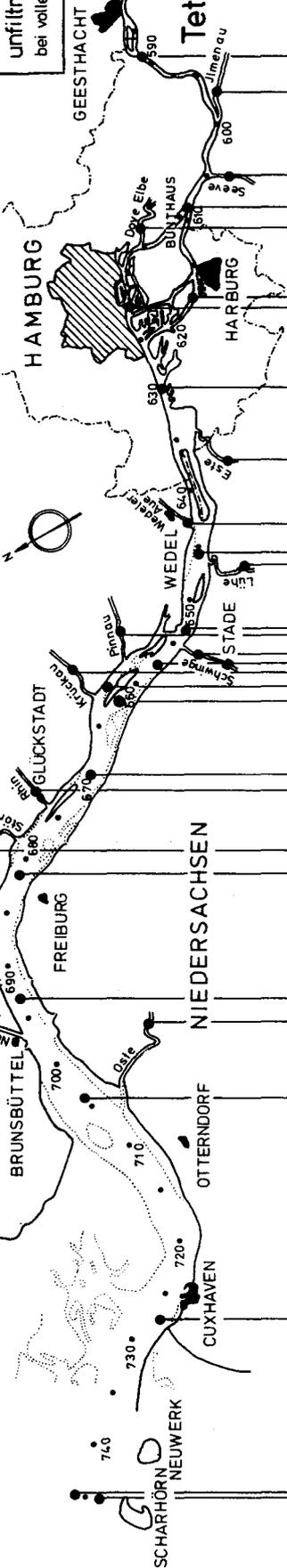
Abb. A 46

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

SCHLESWIG - HOLSTEIN

Wassergütestelle Elbe

unfiltrierte Wasserproben
bei vollem Ebbstrom entnommen



Tetrachlorkohlenstoff

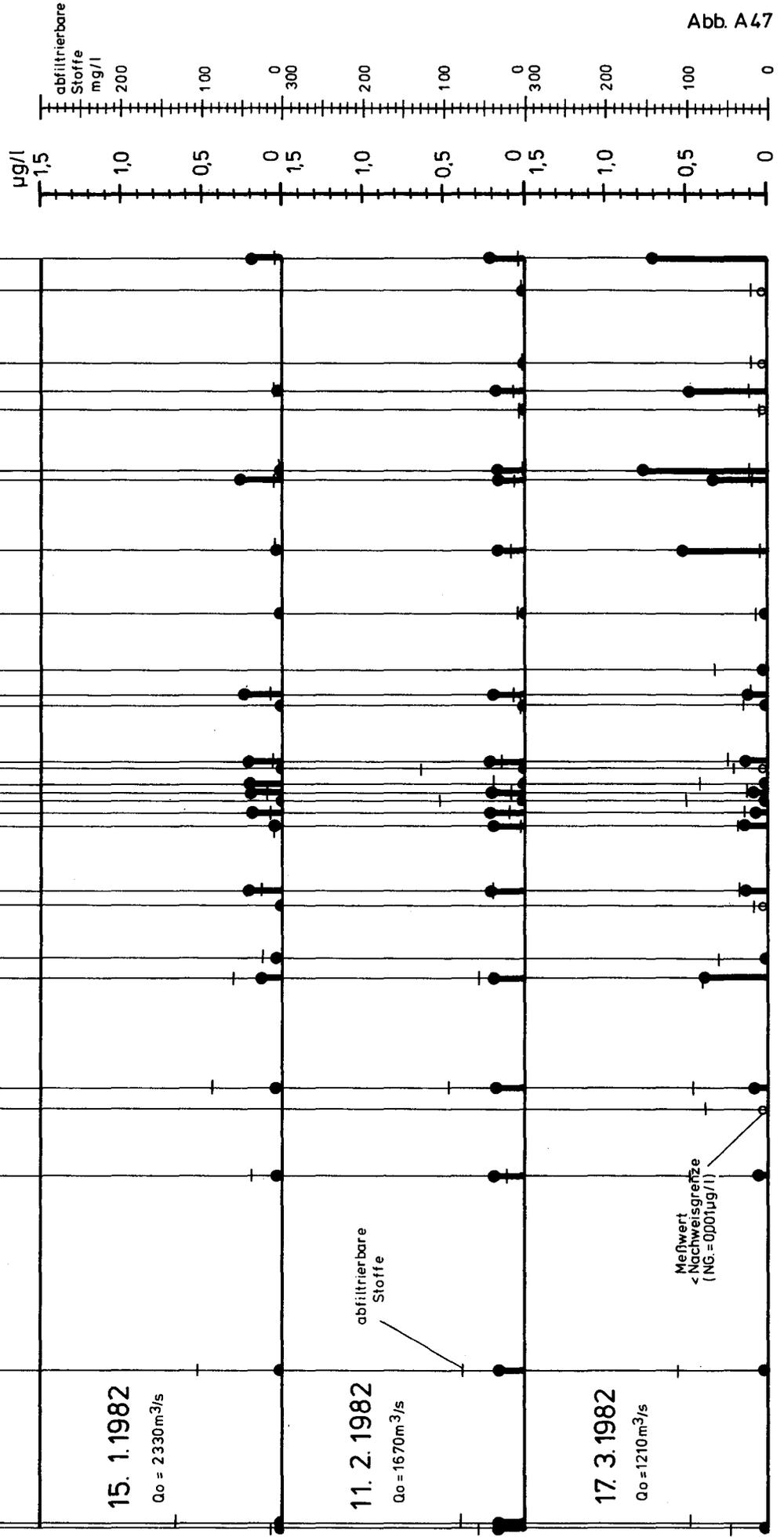
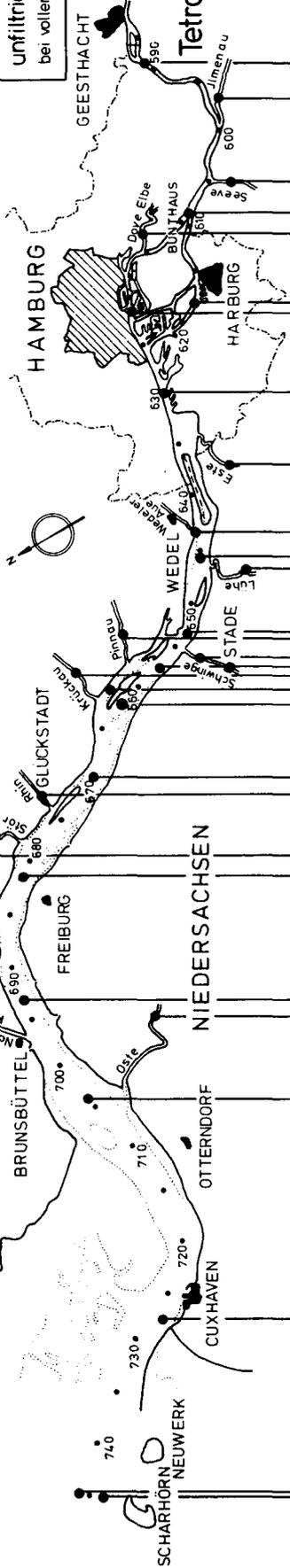


Abb. A47

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

Wassergütestelle Elbe SCHLESWIG - HOLSTEIN NIEDERSACHSEN

unfiltrierte Wasserproben
bei vollem Ebbstrom entnommen



Tetrachlorkohlenstoff

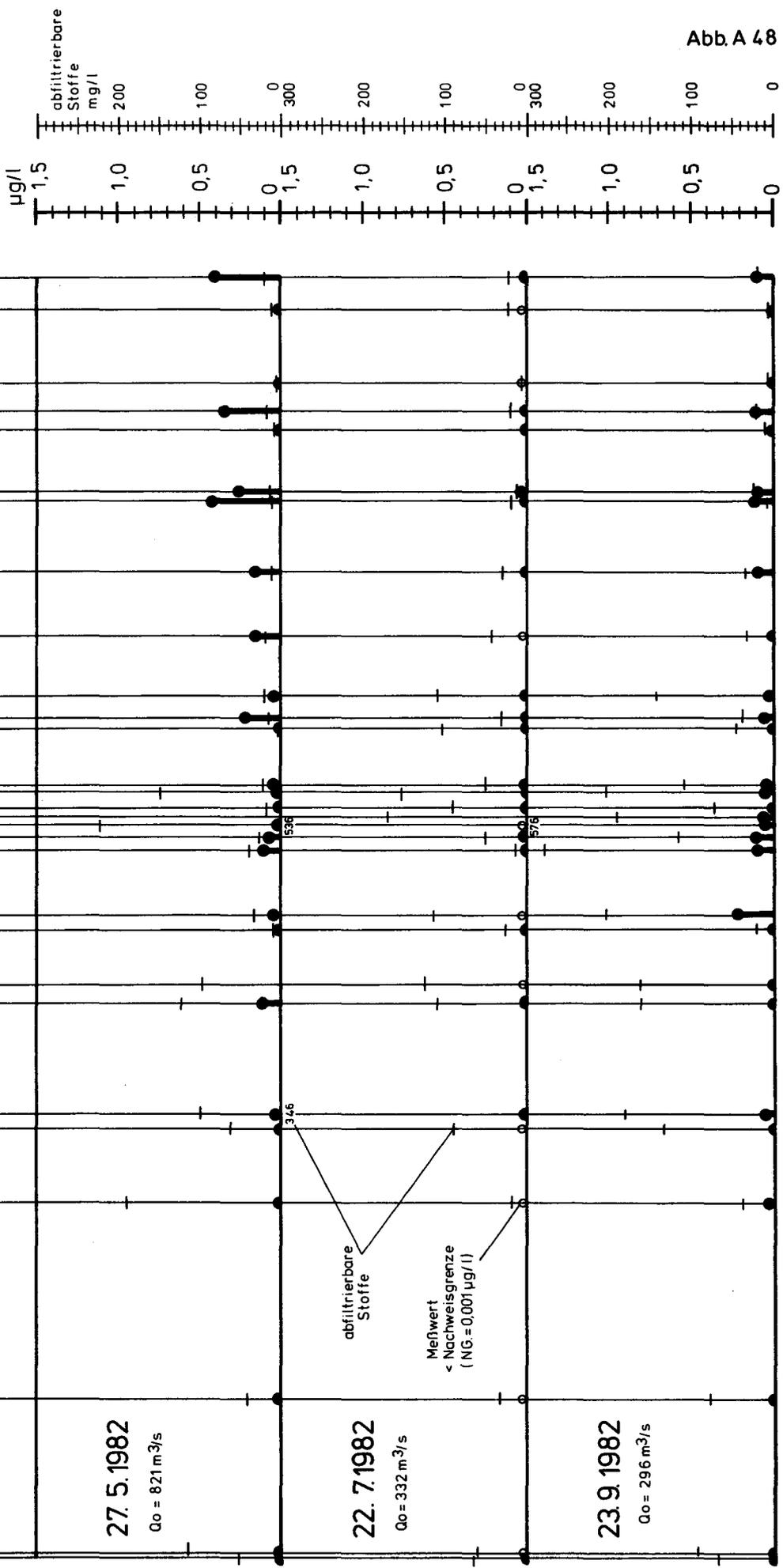
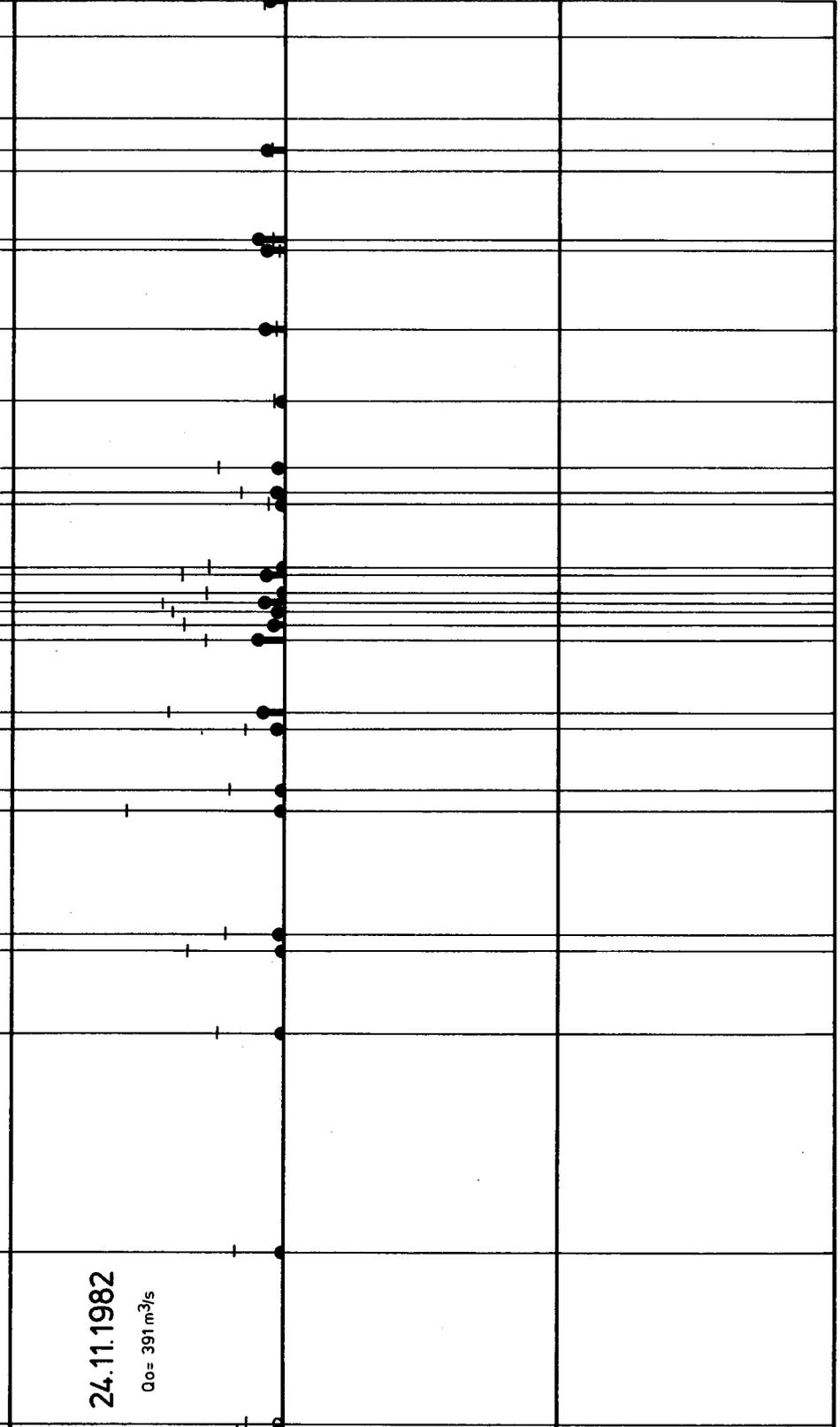
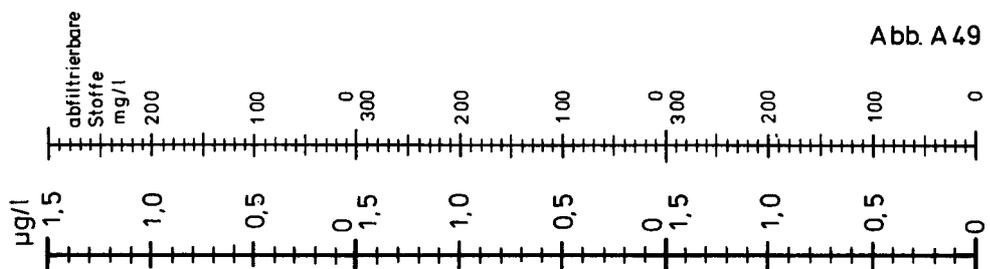
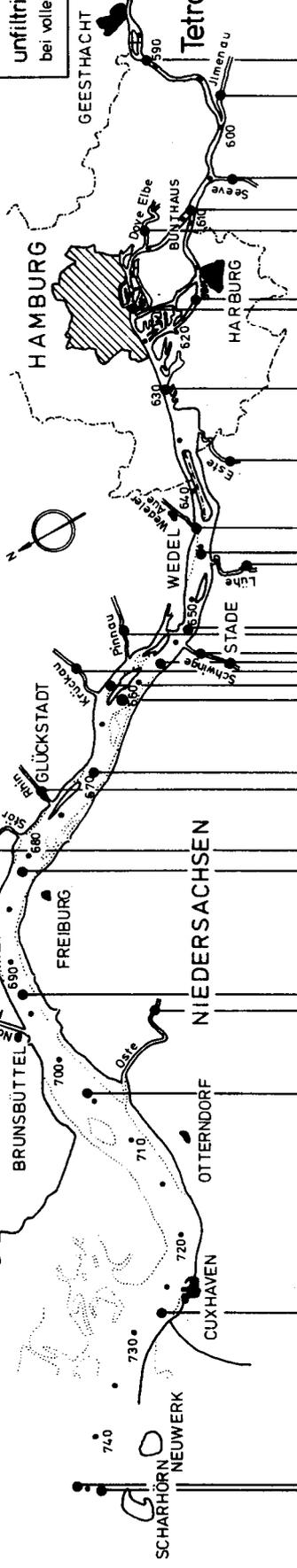


Abb. A 48

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

Wassergütestelle Elbe

unfiltrierte Wasserproben
bei vollem Ebbsstrom entnommen



24.11.1982
Q₀ = 391 m³/s

Abb. A 49

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

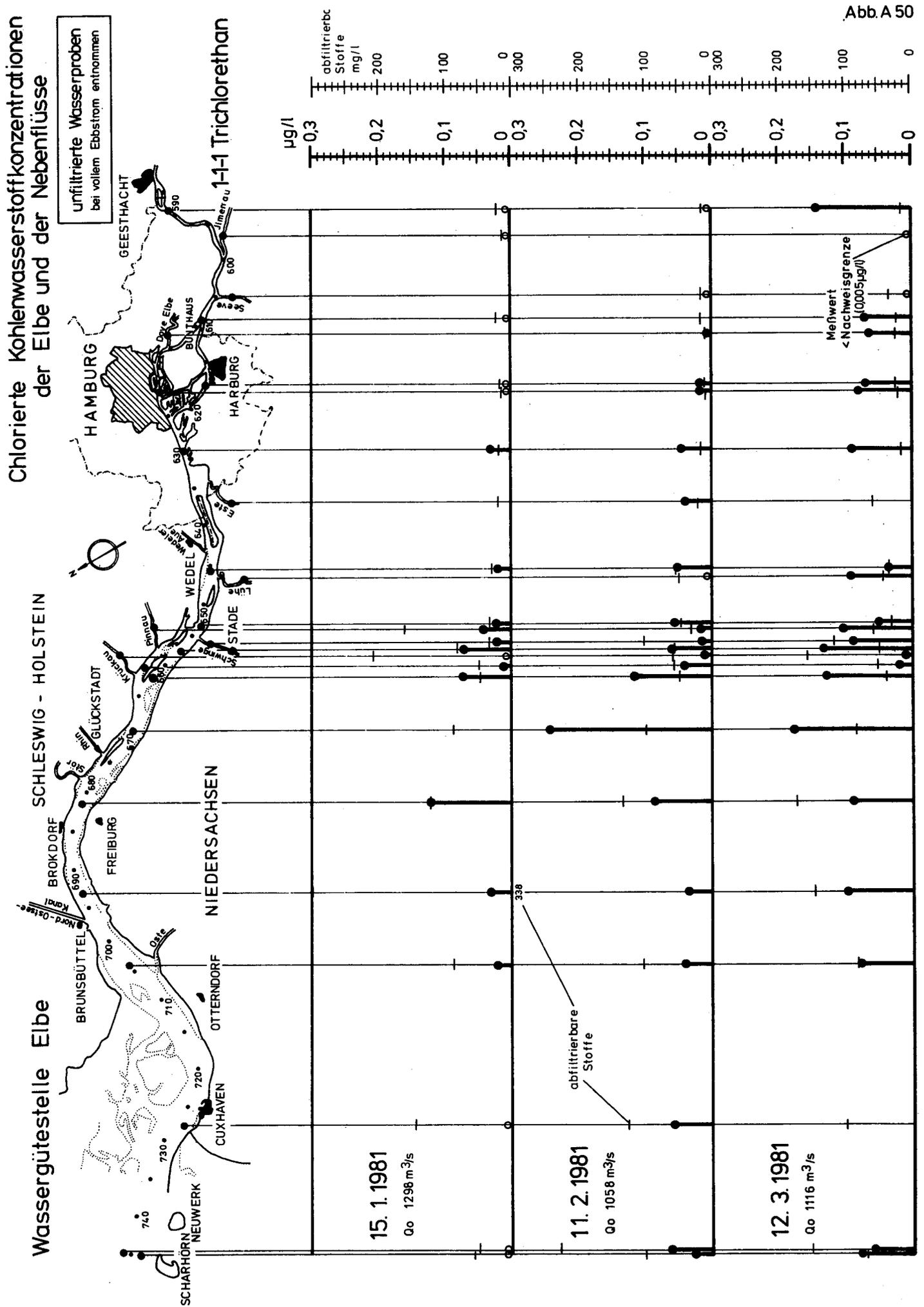


Abb. A 50

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

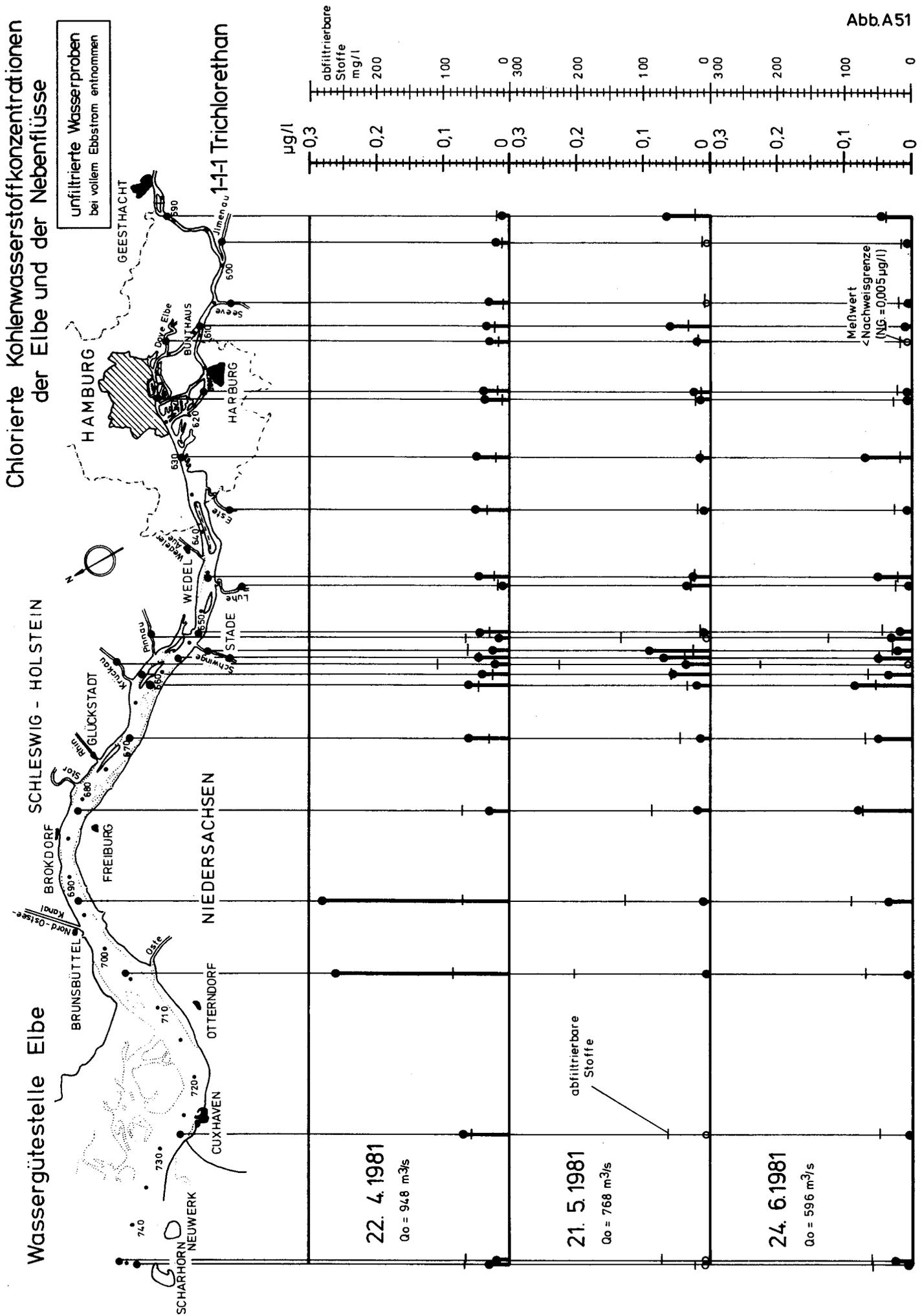


Abb.A51

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

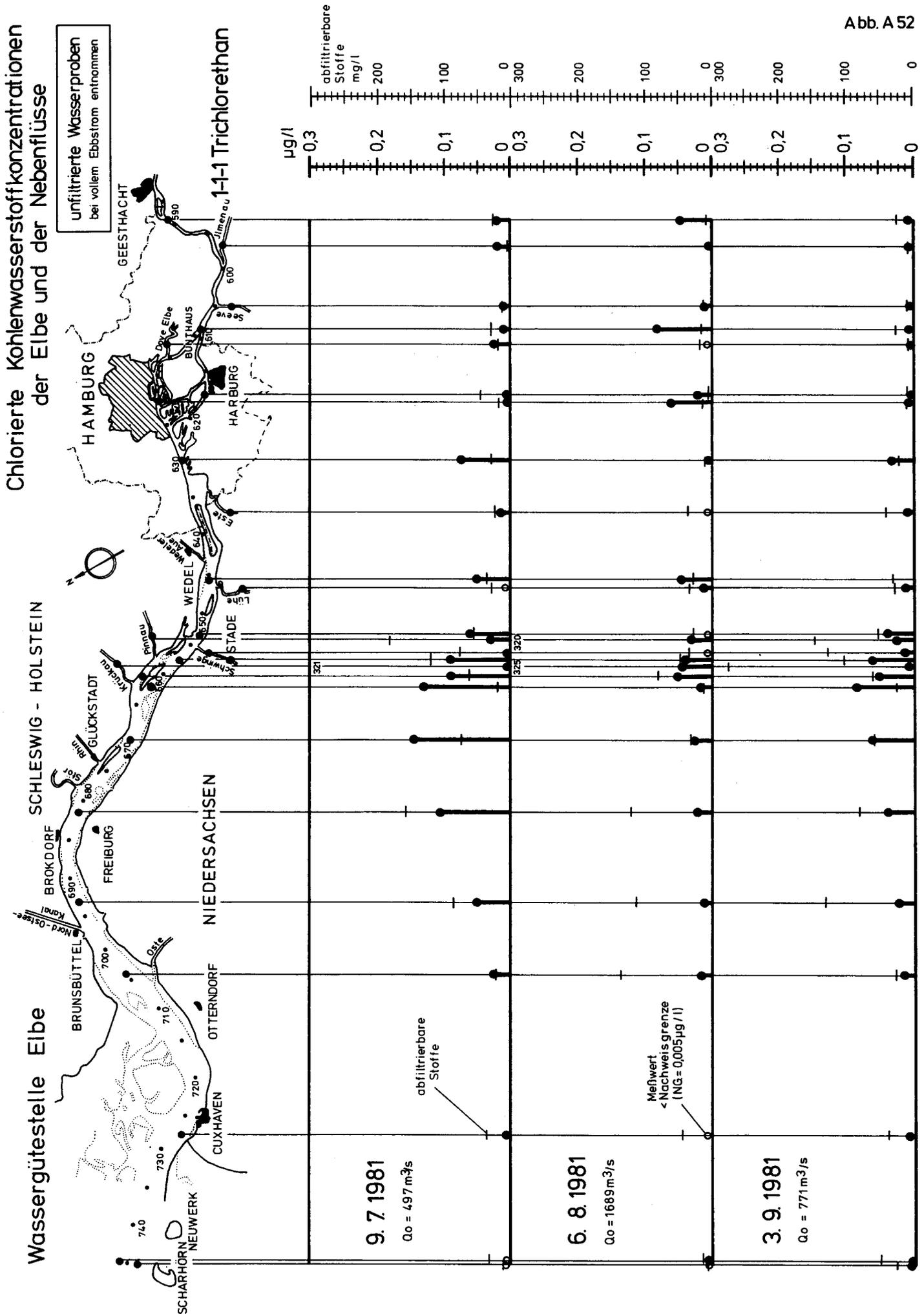
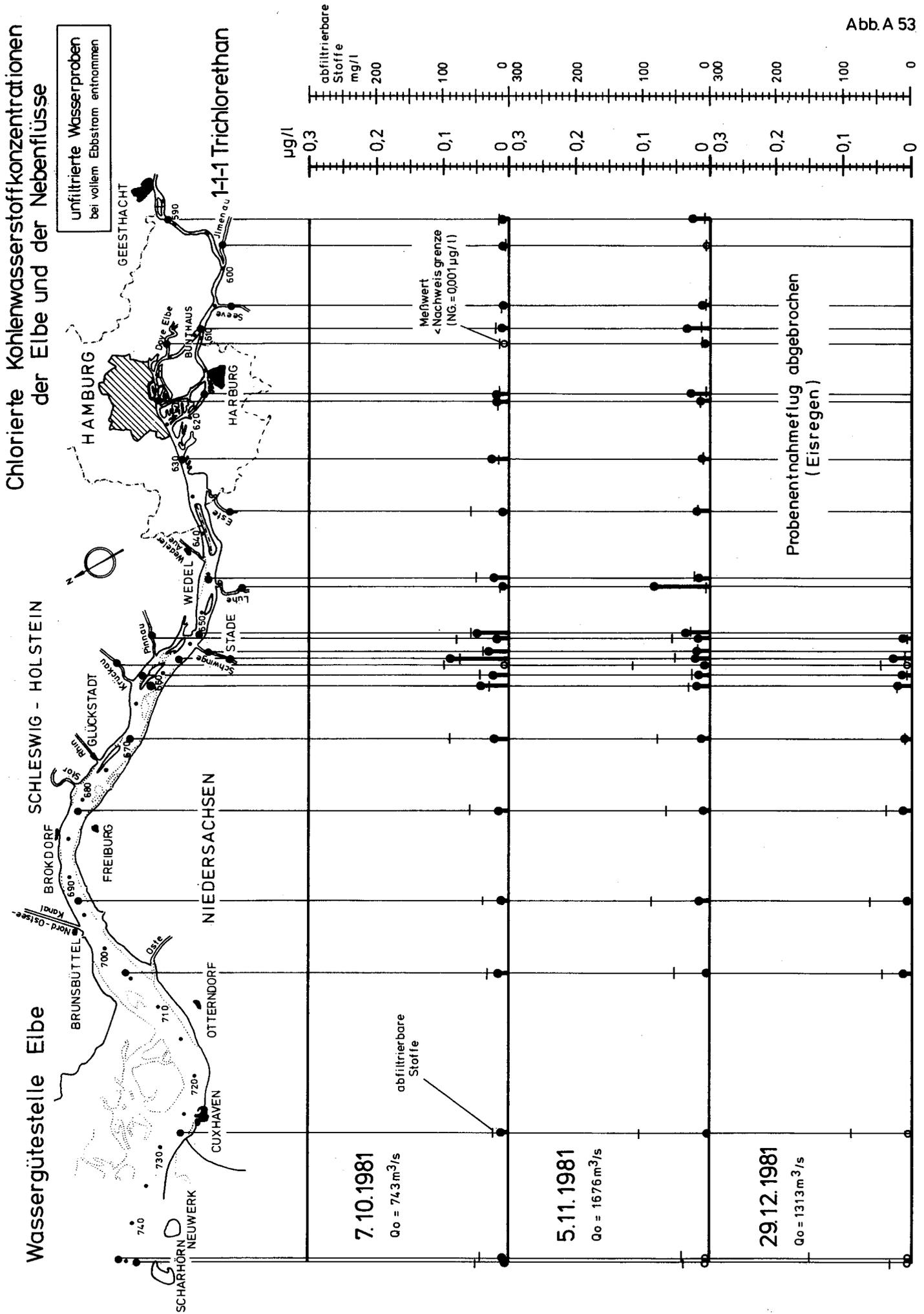


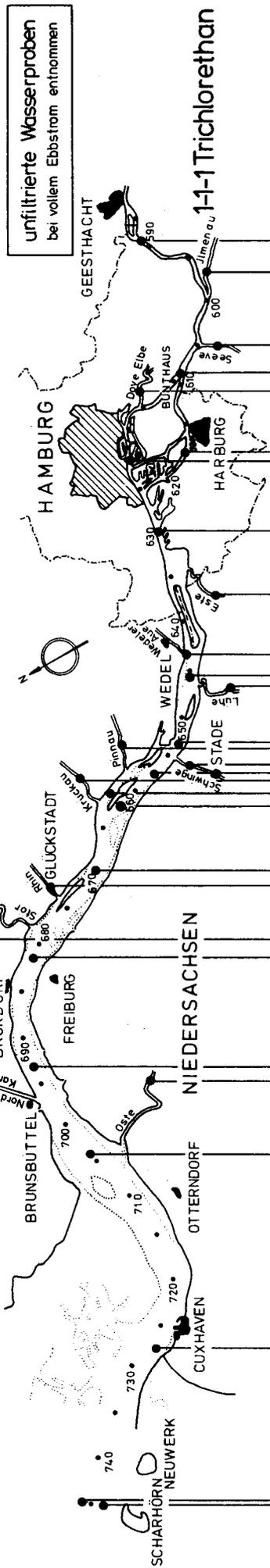
Abb. A 52

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse



Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

Wassergütestelle Elbe



unfiltrierte Wasserproben
bei vollem Ebbsstrom entnommen

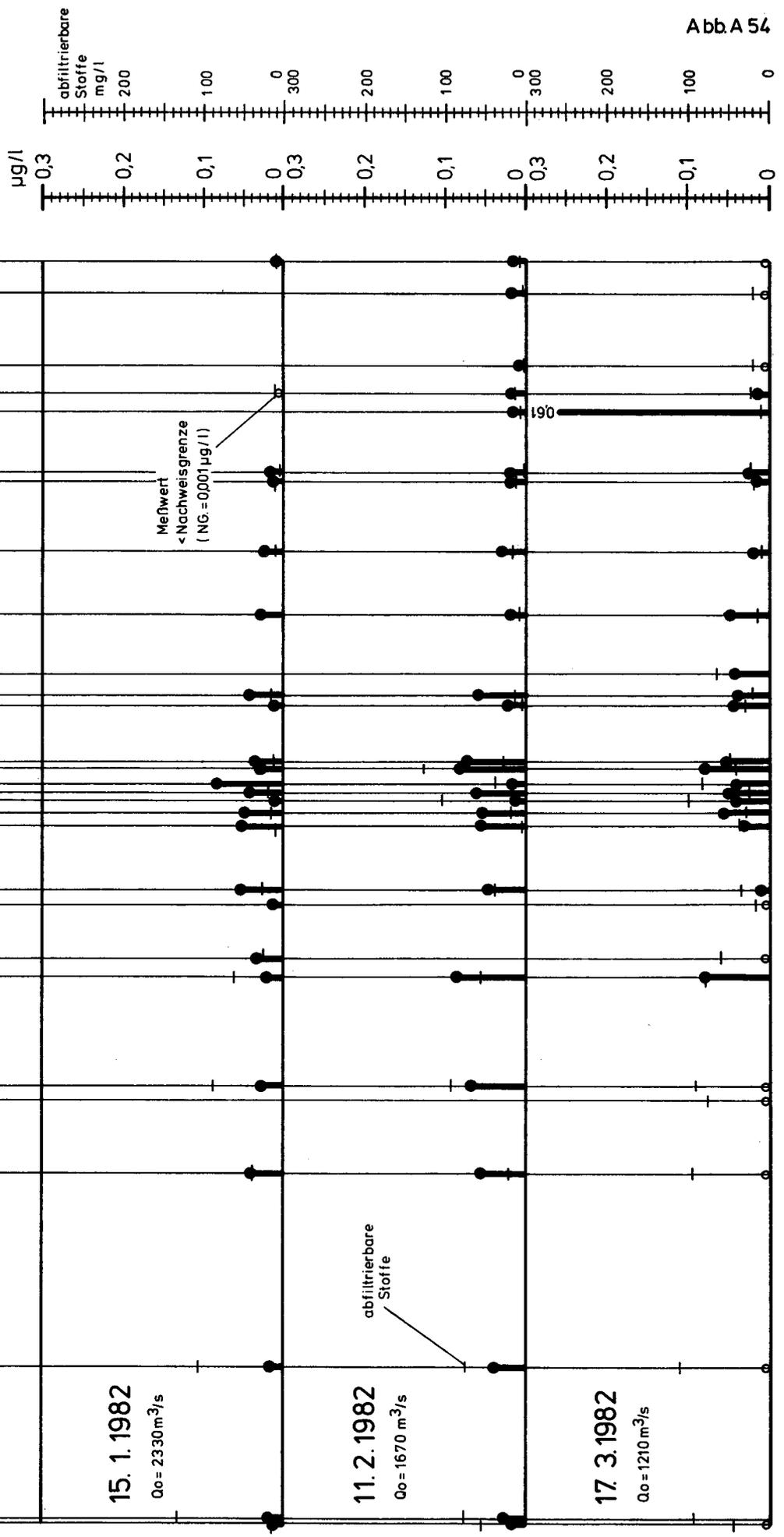
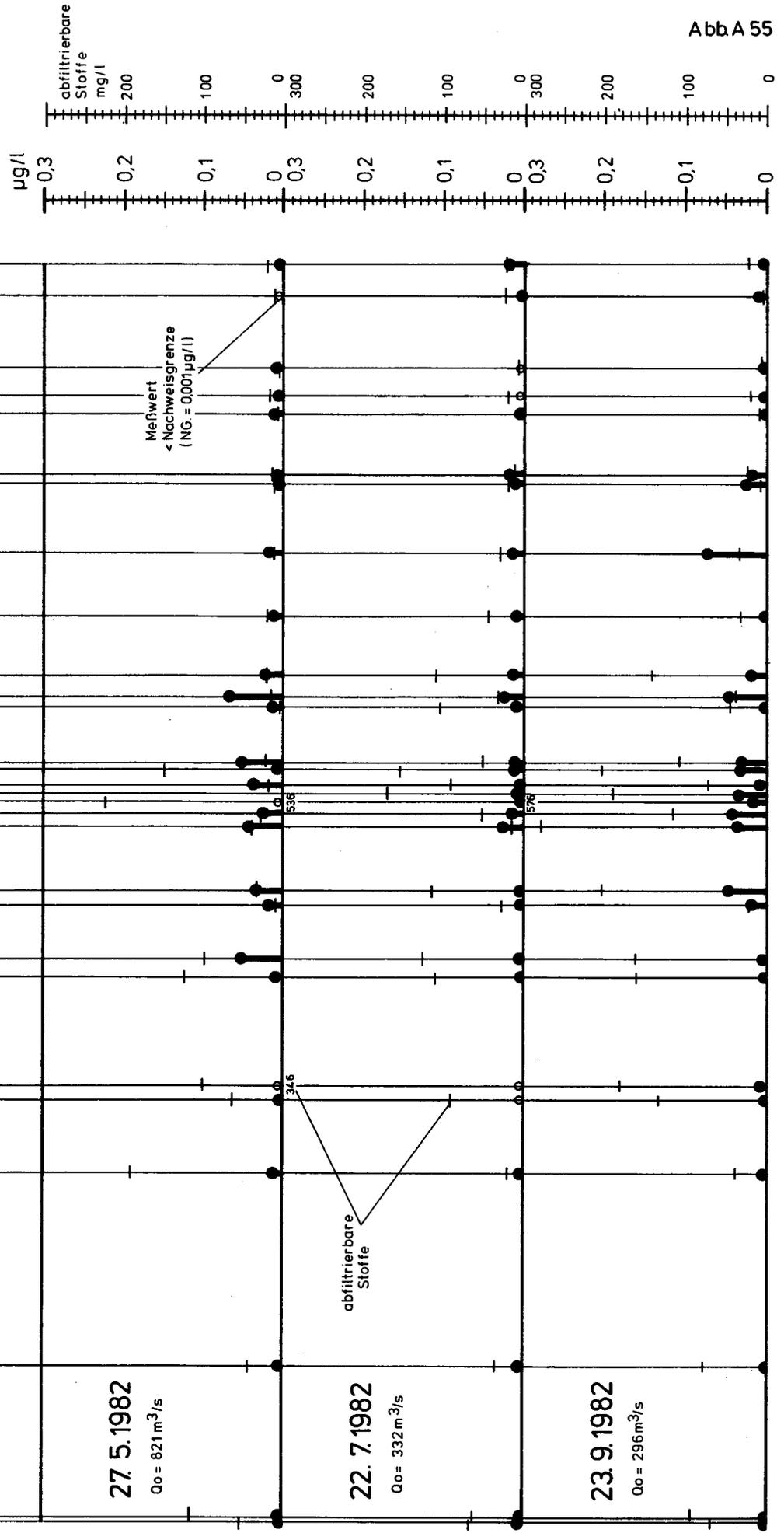
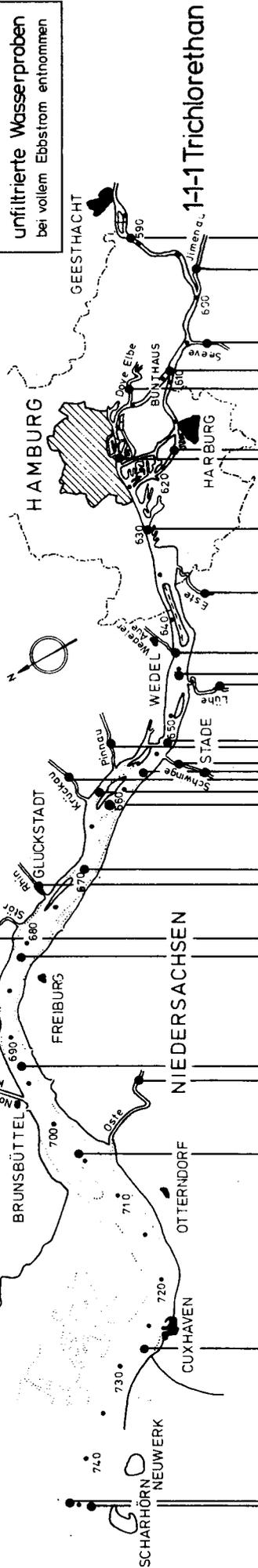


Abb.A 54

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

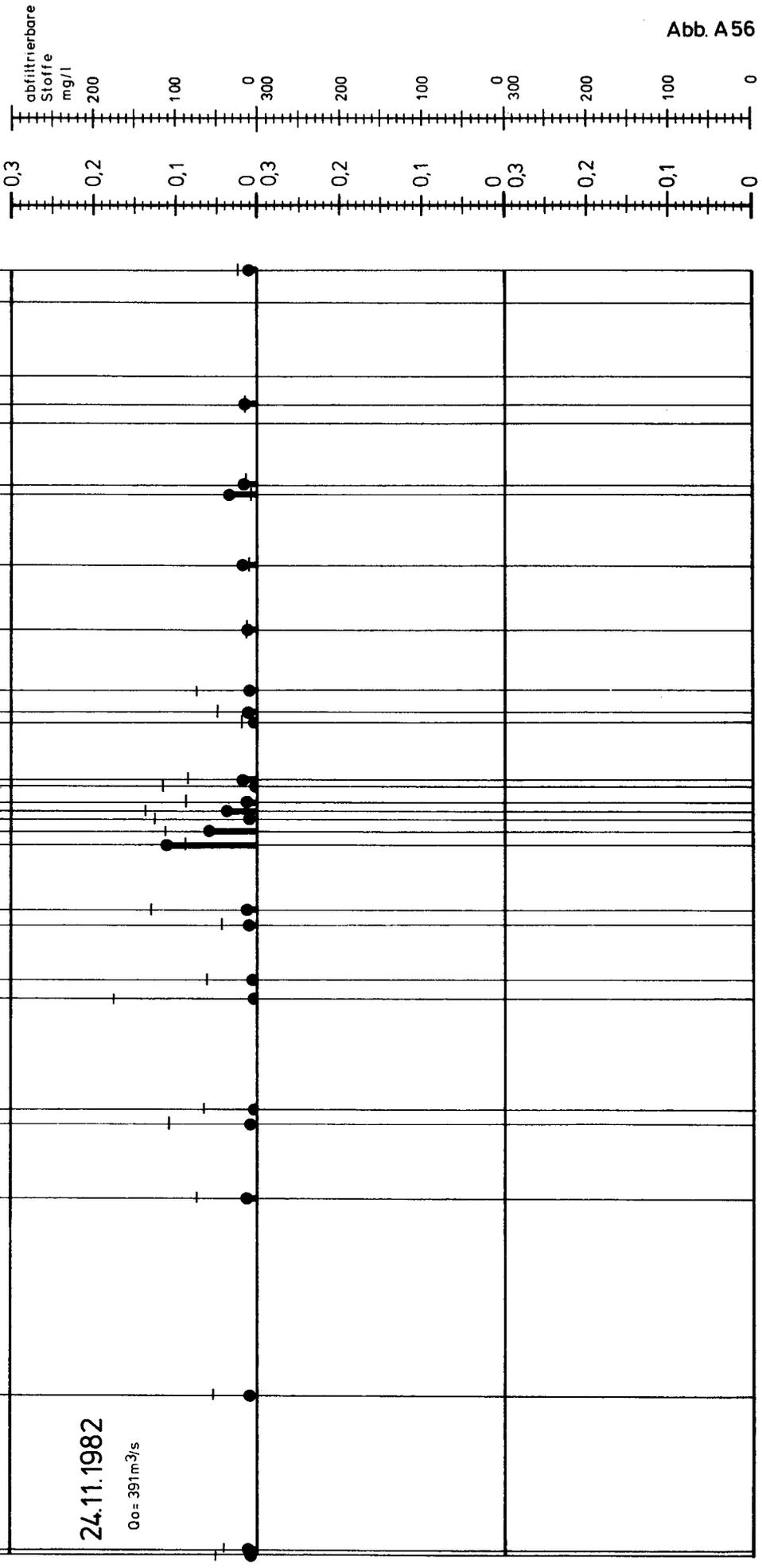
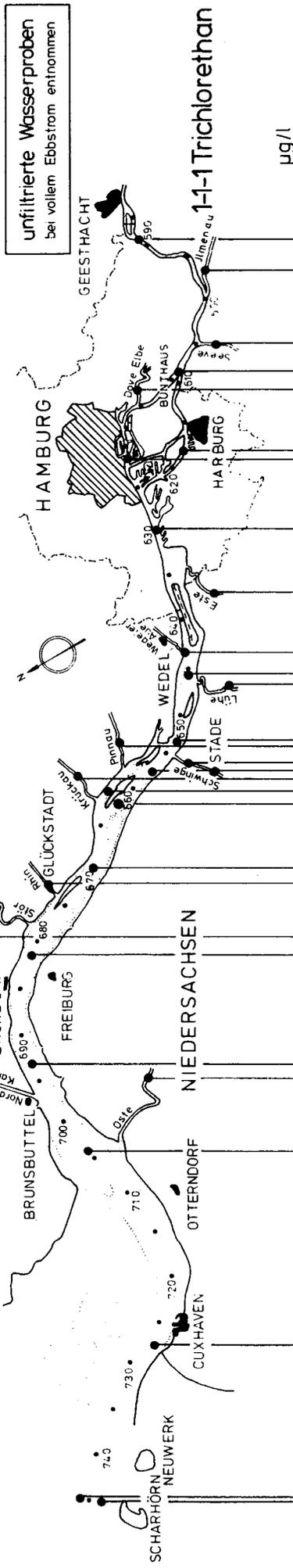
Wassergütestelle Elbe

unfiltrierte Wasserproben
bei vollem Ebstrom entnommen



Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

Wassergütestelle Elbe



24.11.1982
Q₀ = 391 m³/s

Abb. A56

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

Wassergütestelle Elbe

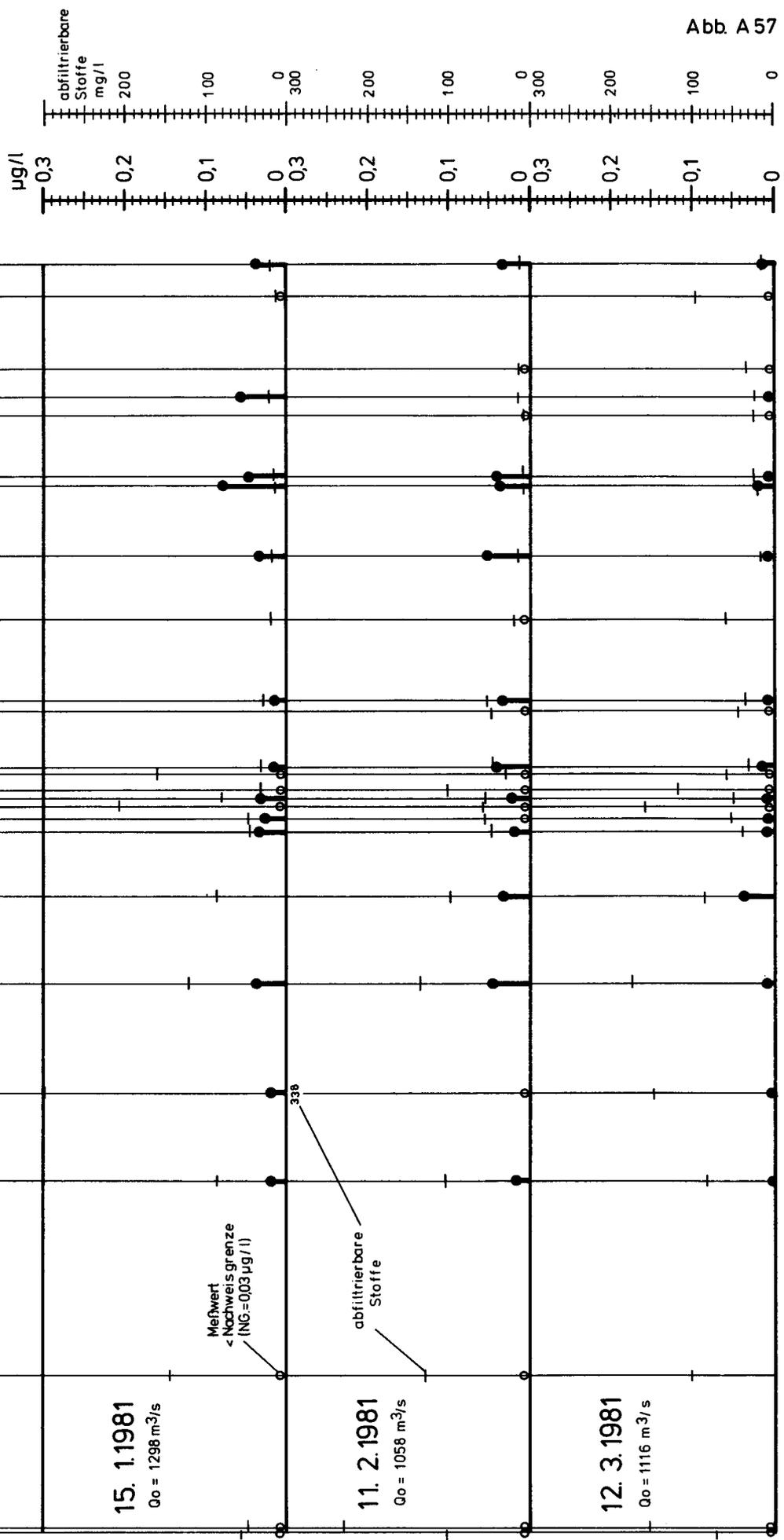
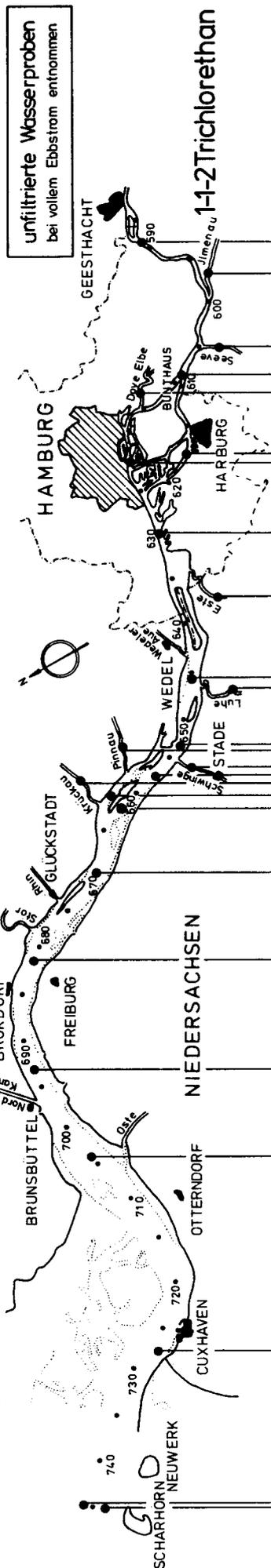
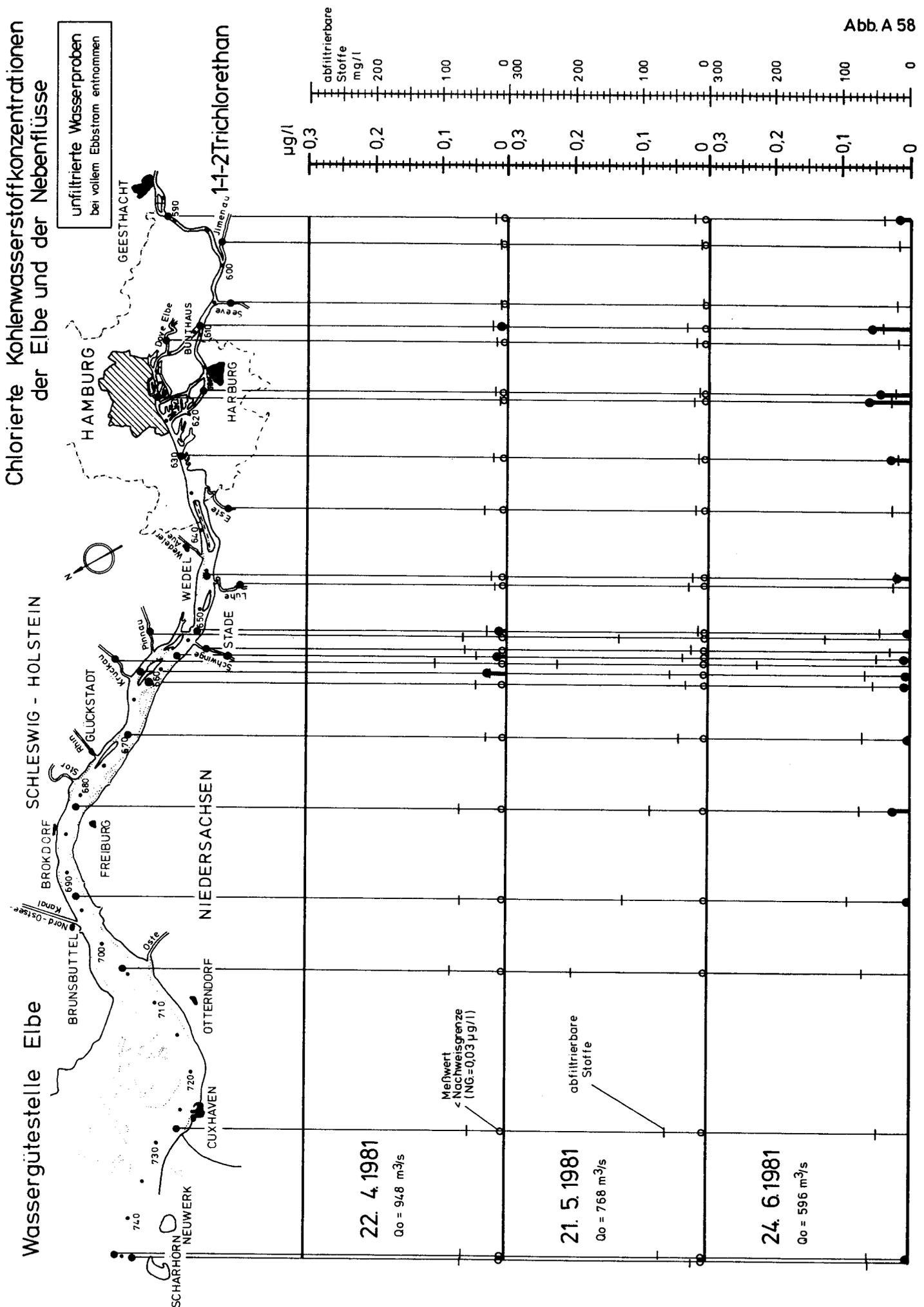


Abb. A57

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse



Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

Wassergütestelle Elbe

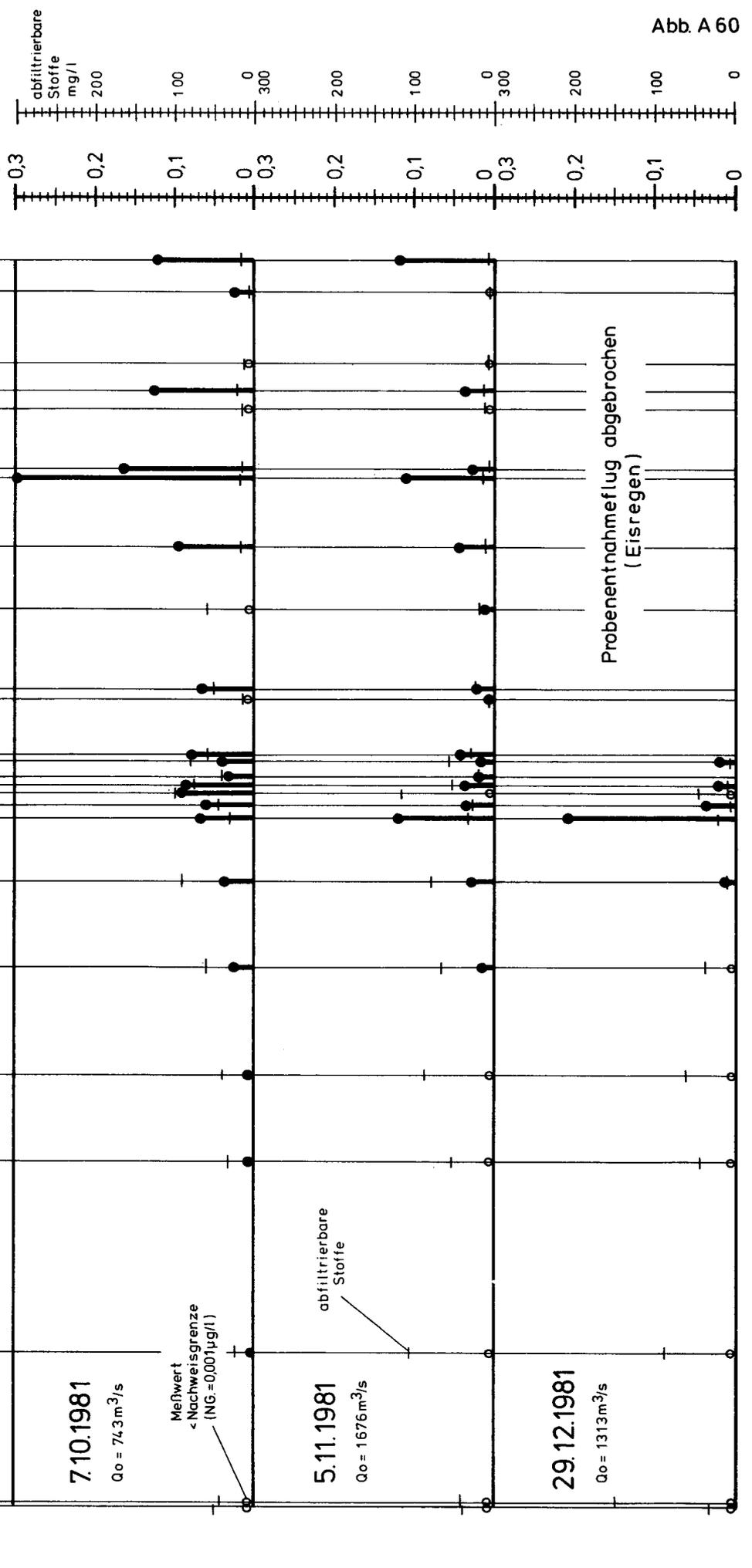
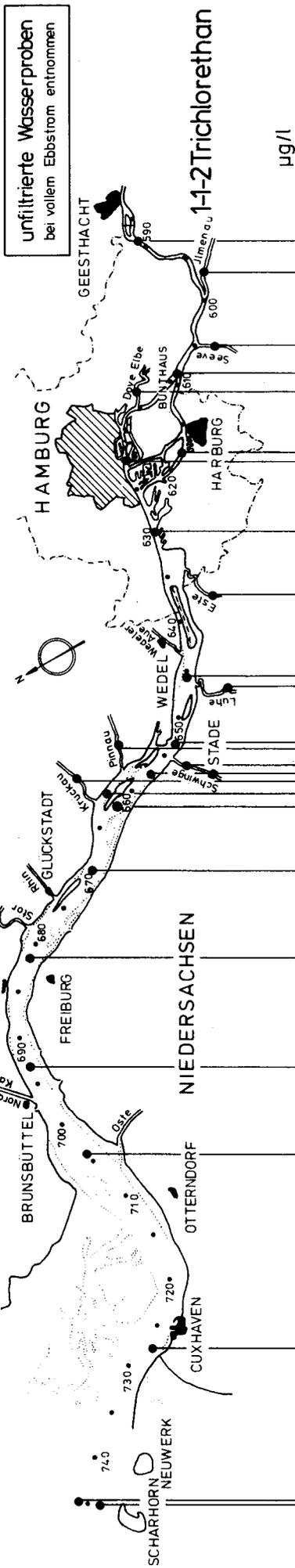


Abb. A 60

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

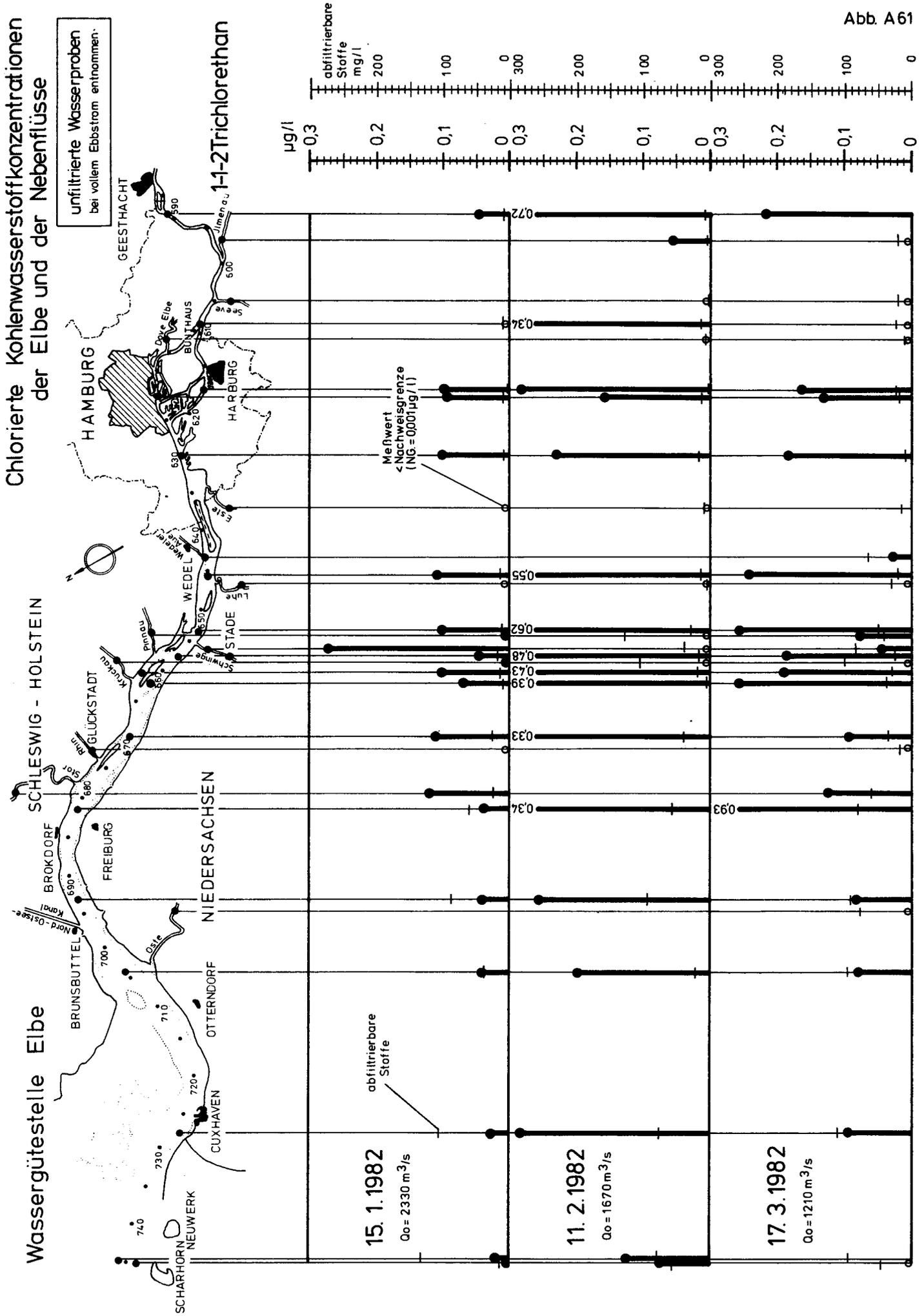


Abb. A61

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

Wassergütestelle Elbe

SCHLESWIG - HOLSTEIN

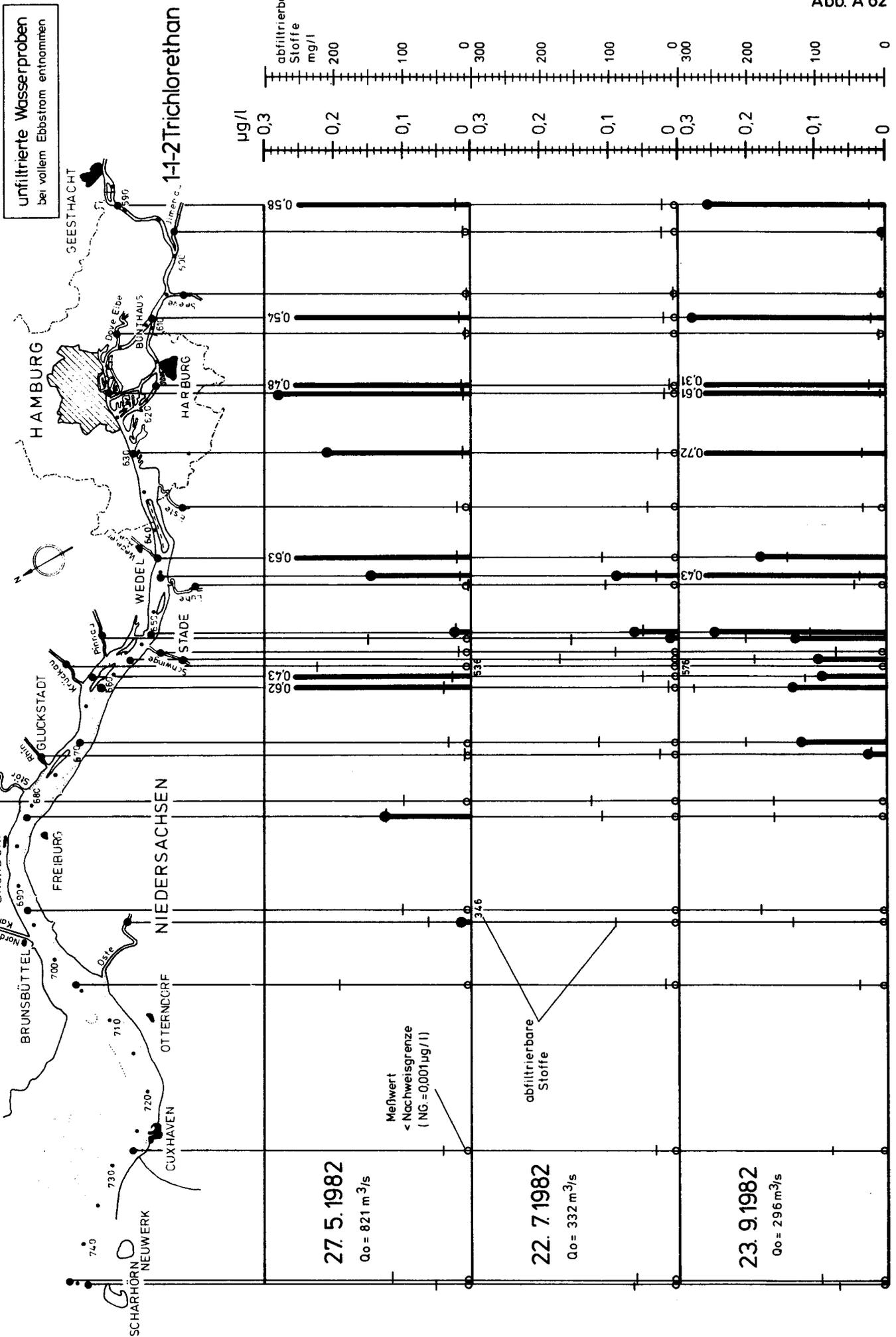


Abb. A 62

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

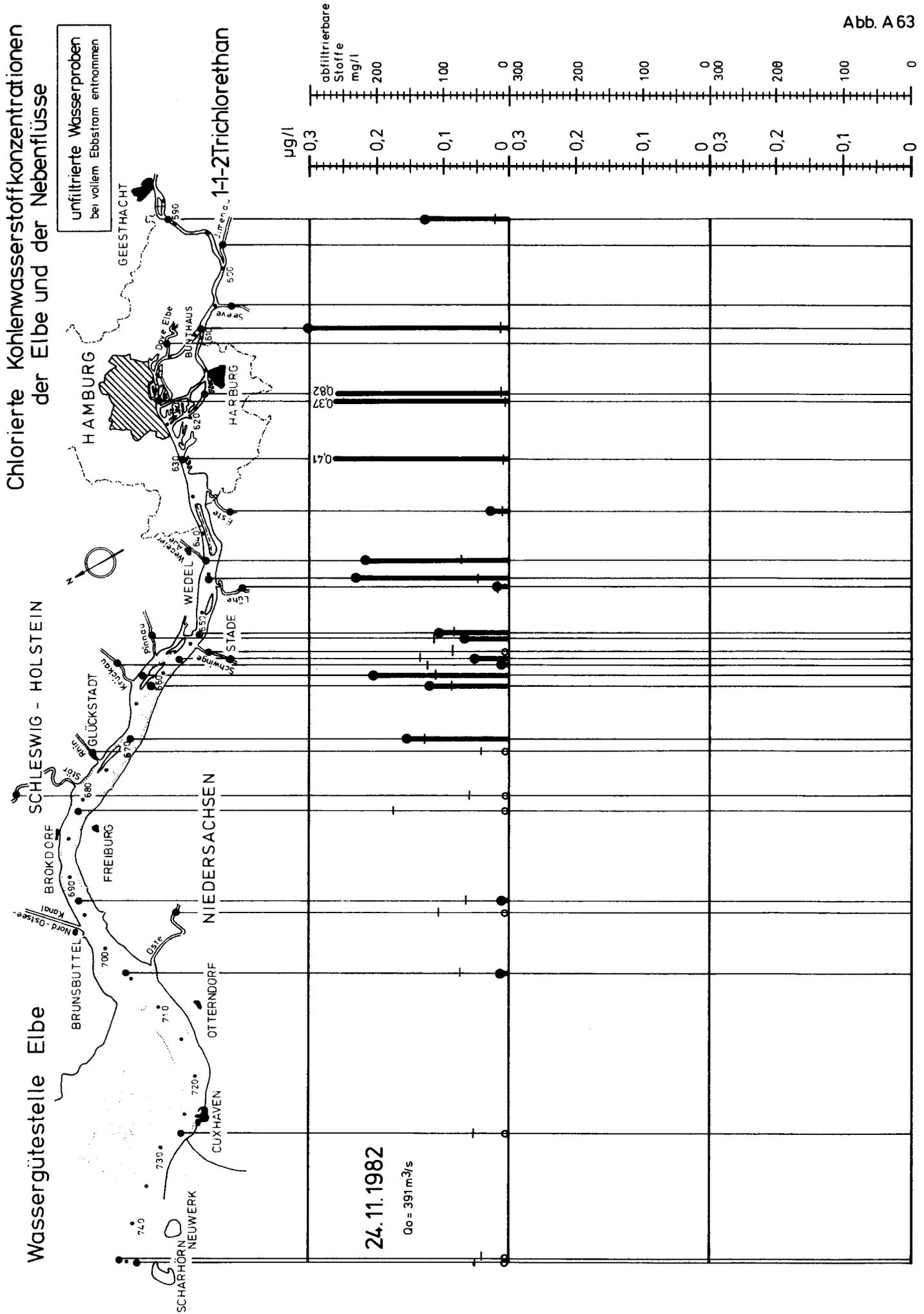


Abb. A 63

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

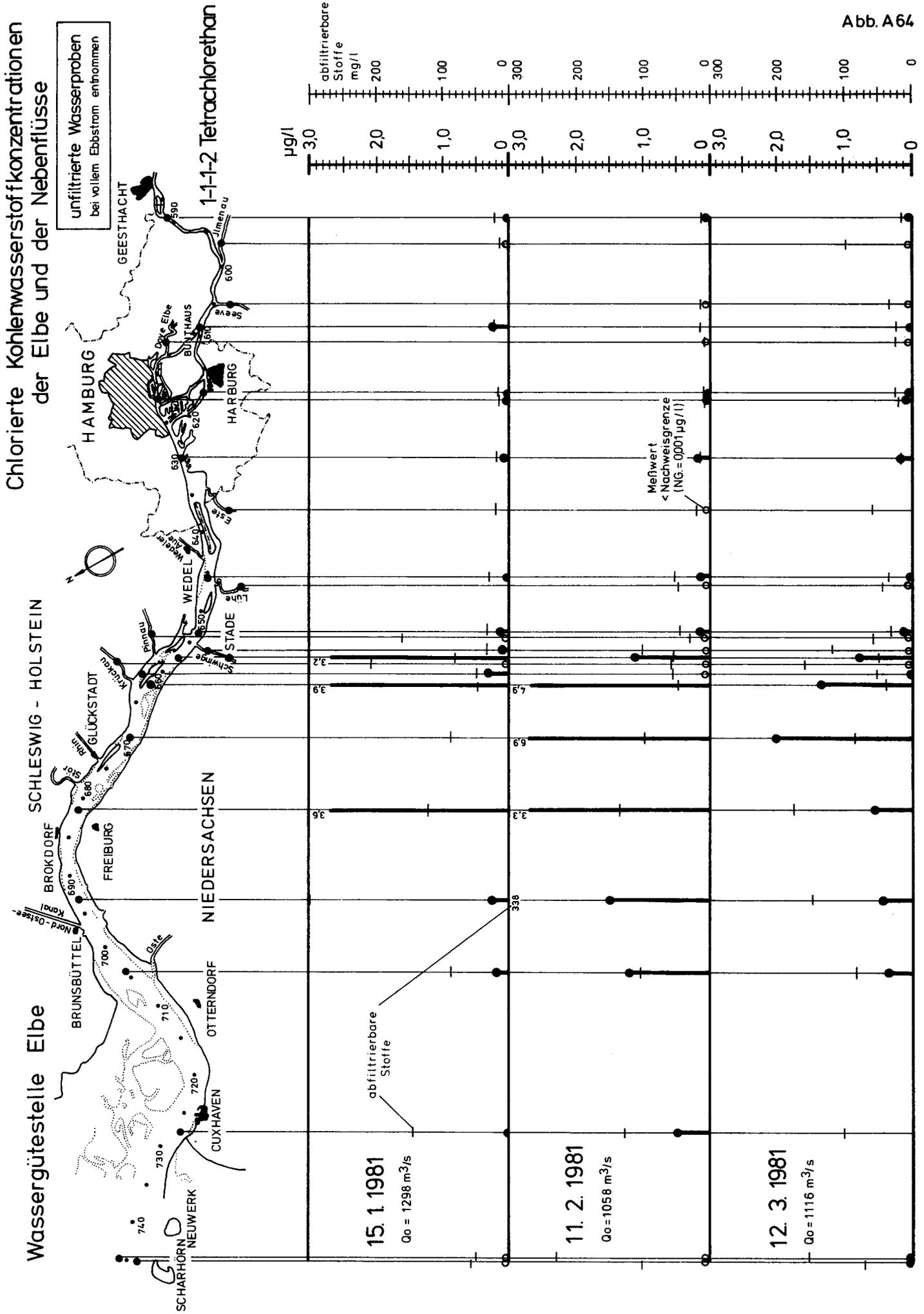
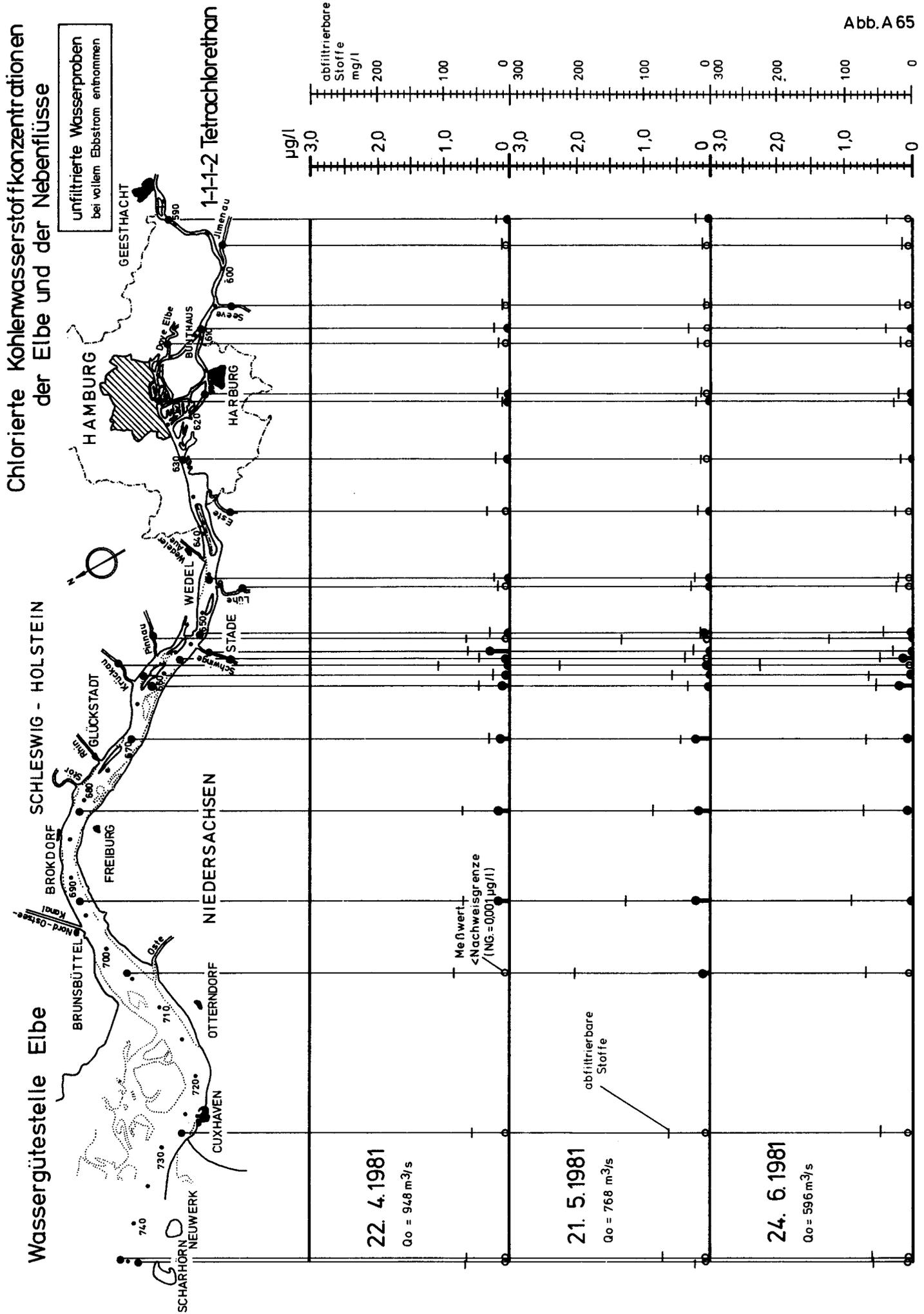


Abb. A64

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse



Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

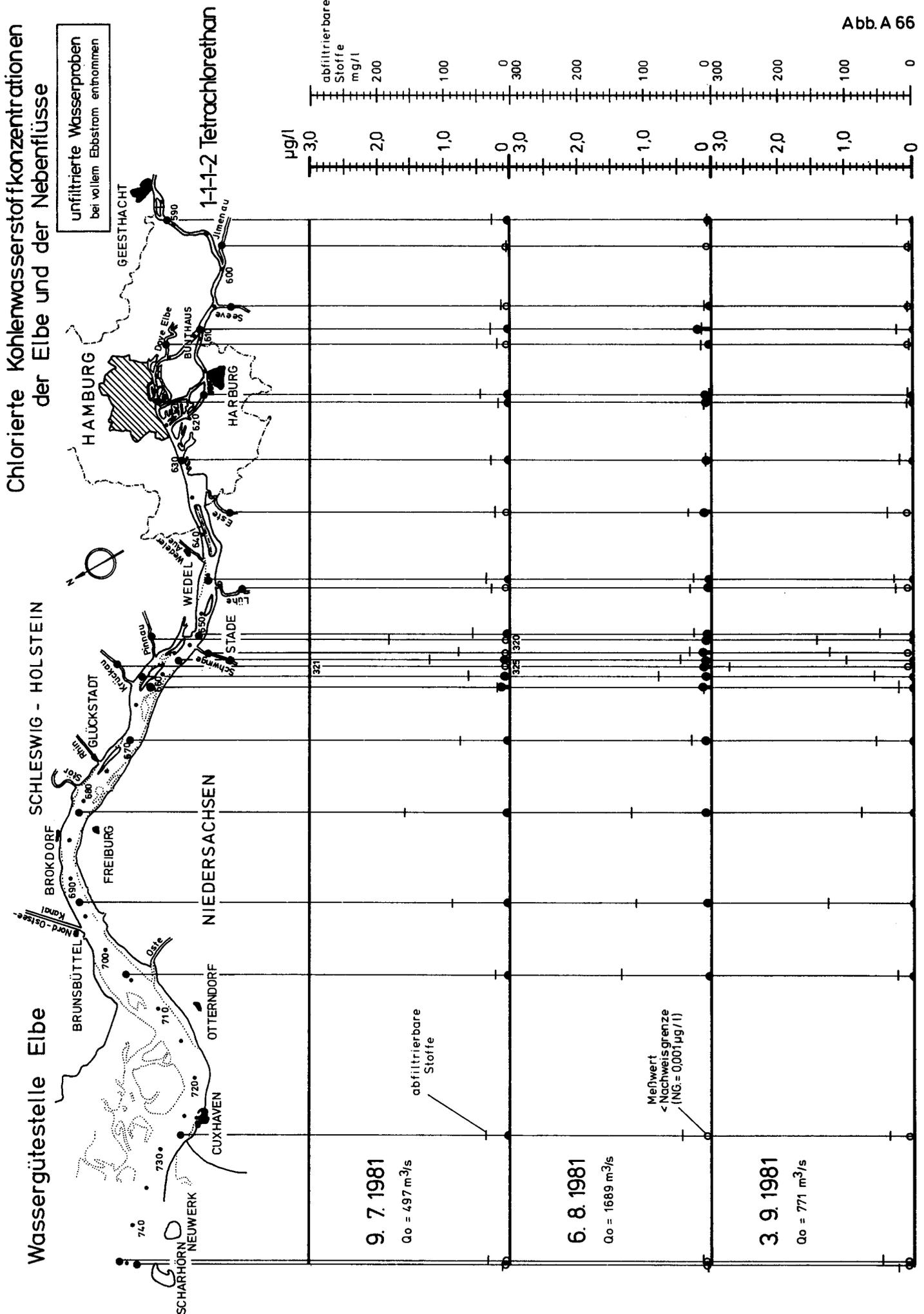


Abb. A 66

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

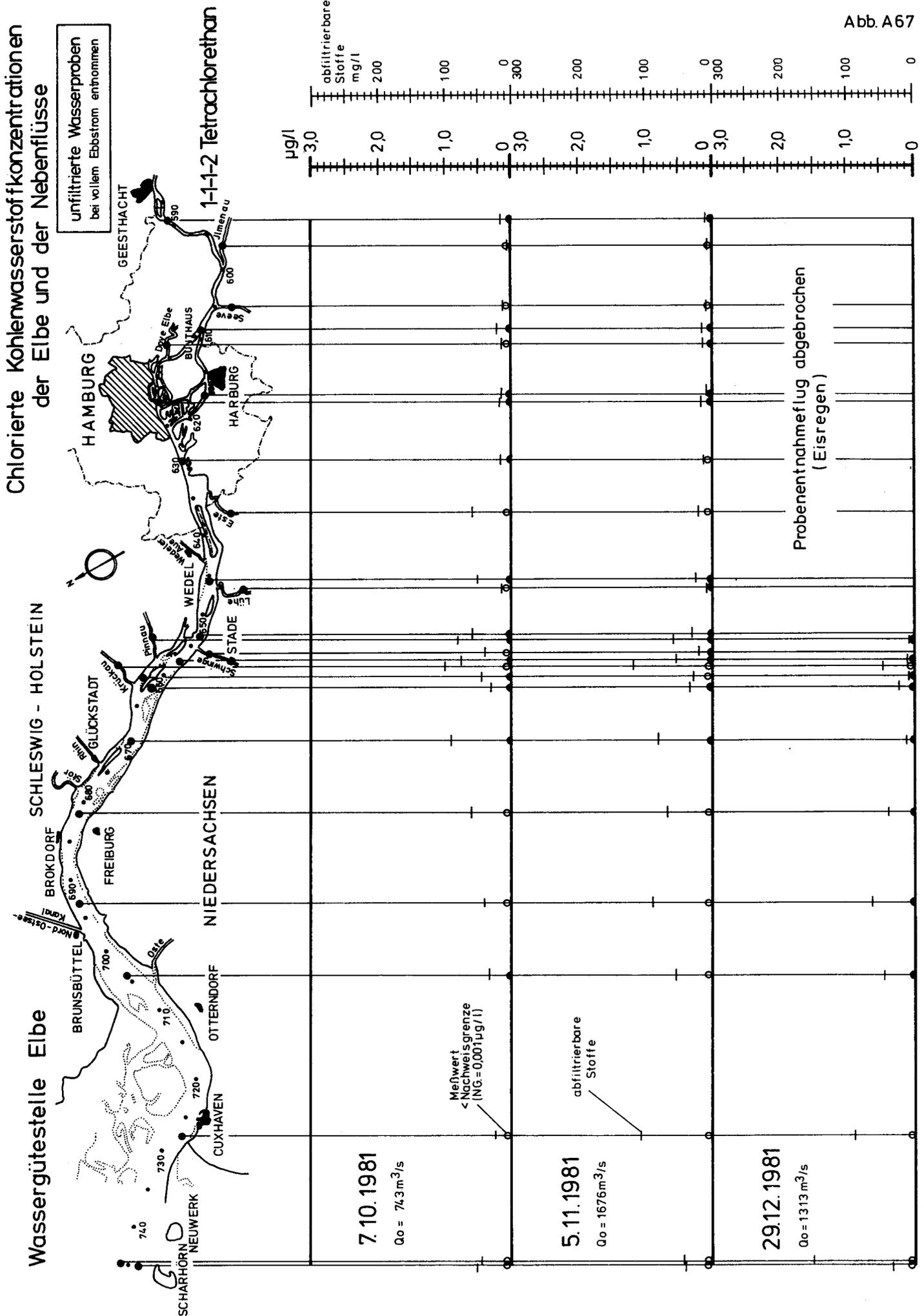


Abb. A67

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

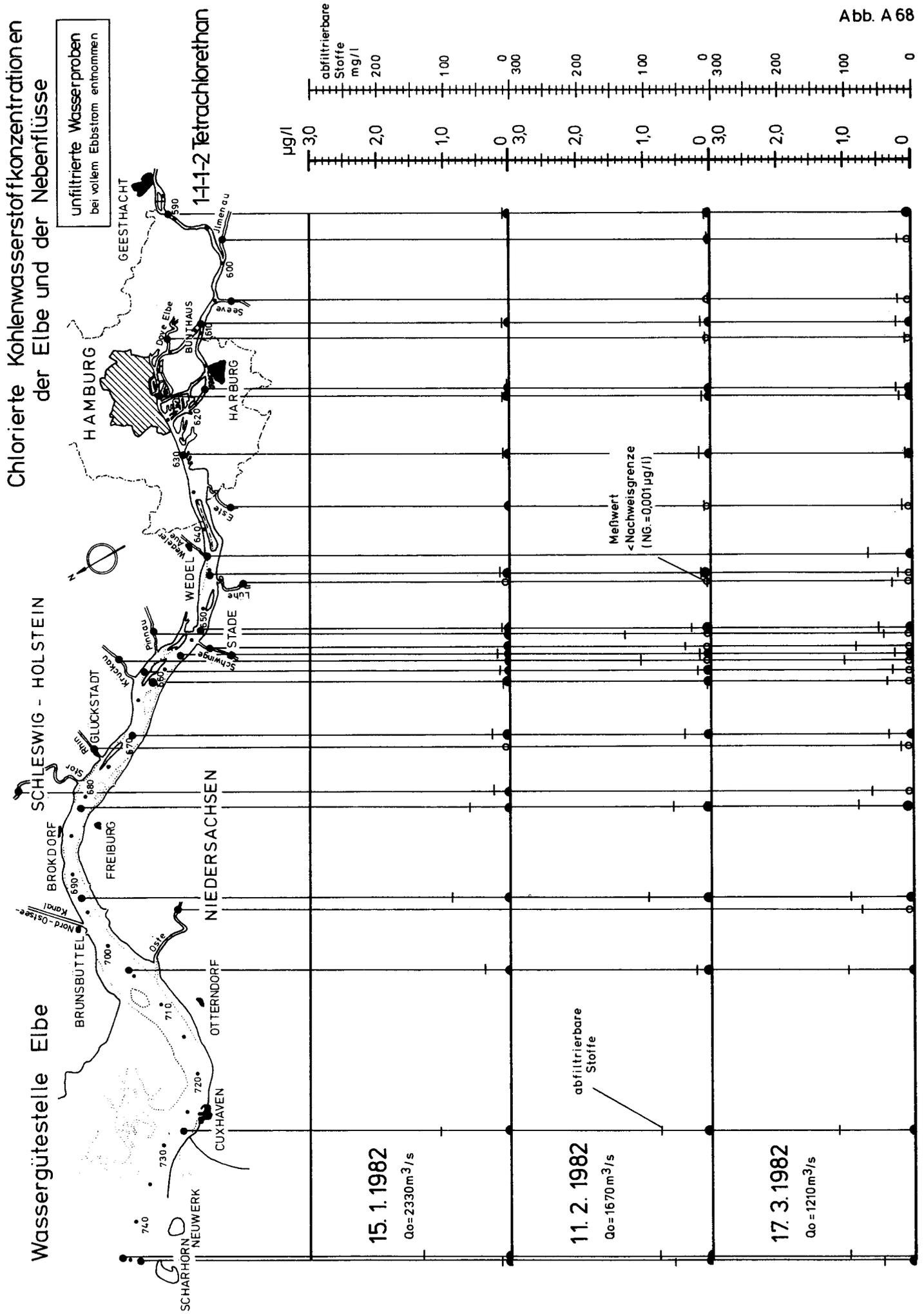


Abb. A 68

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

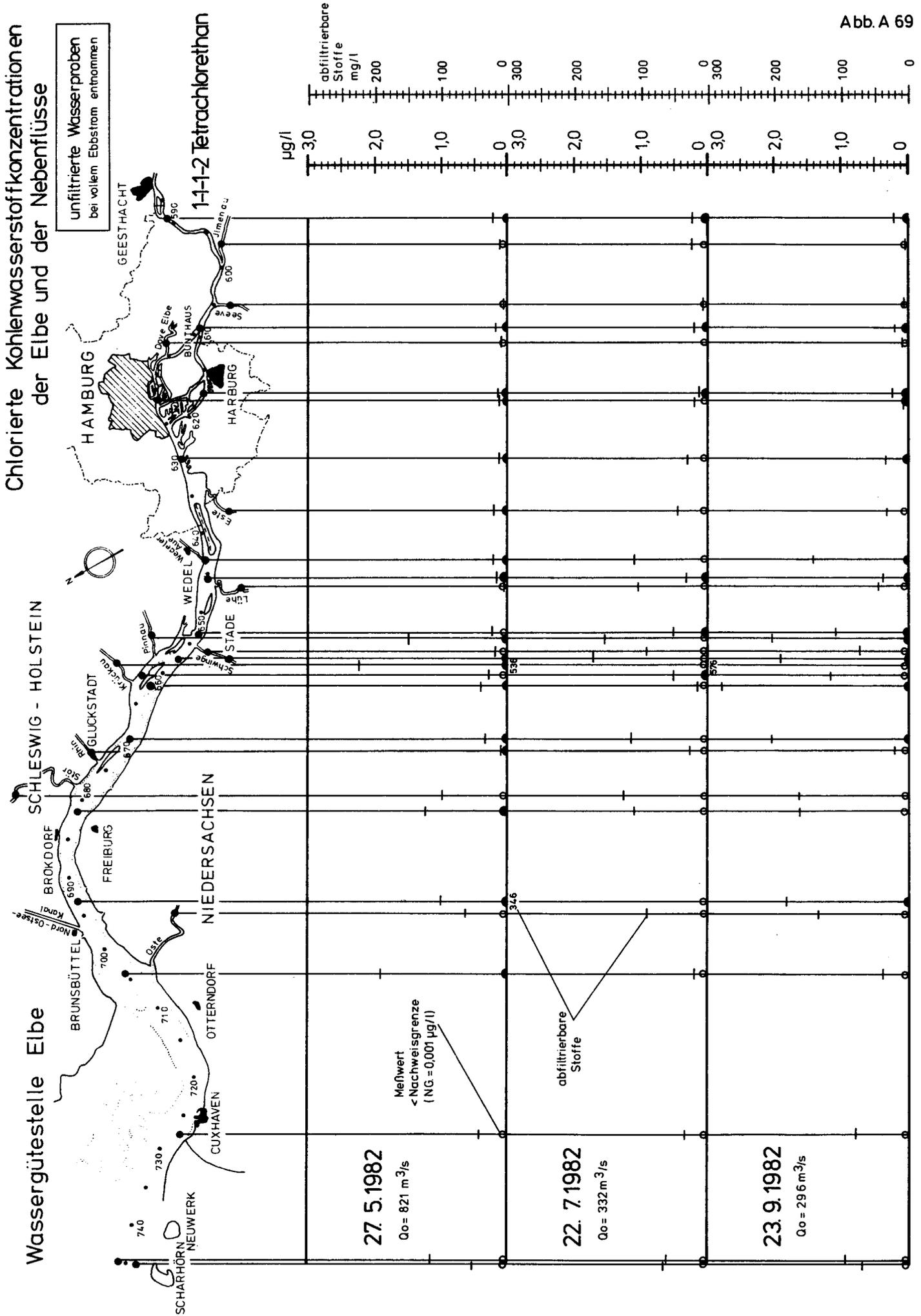


Abb. A 69

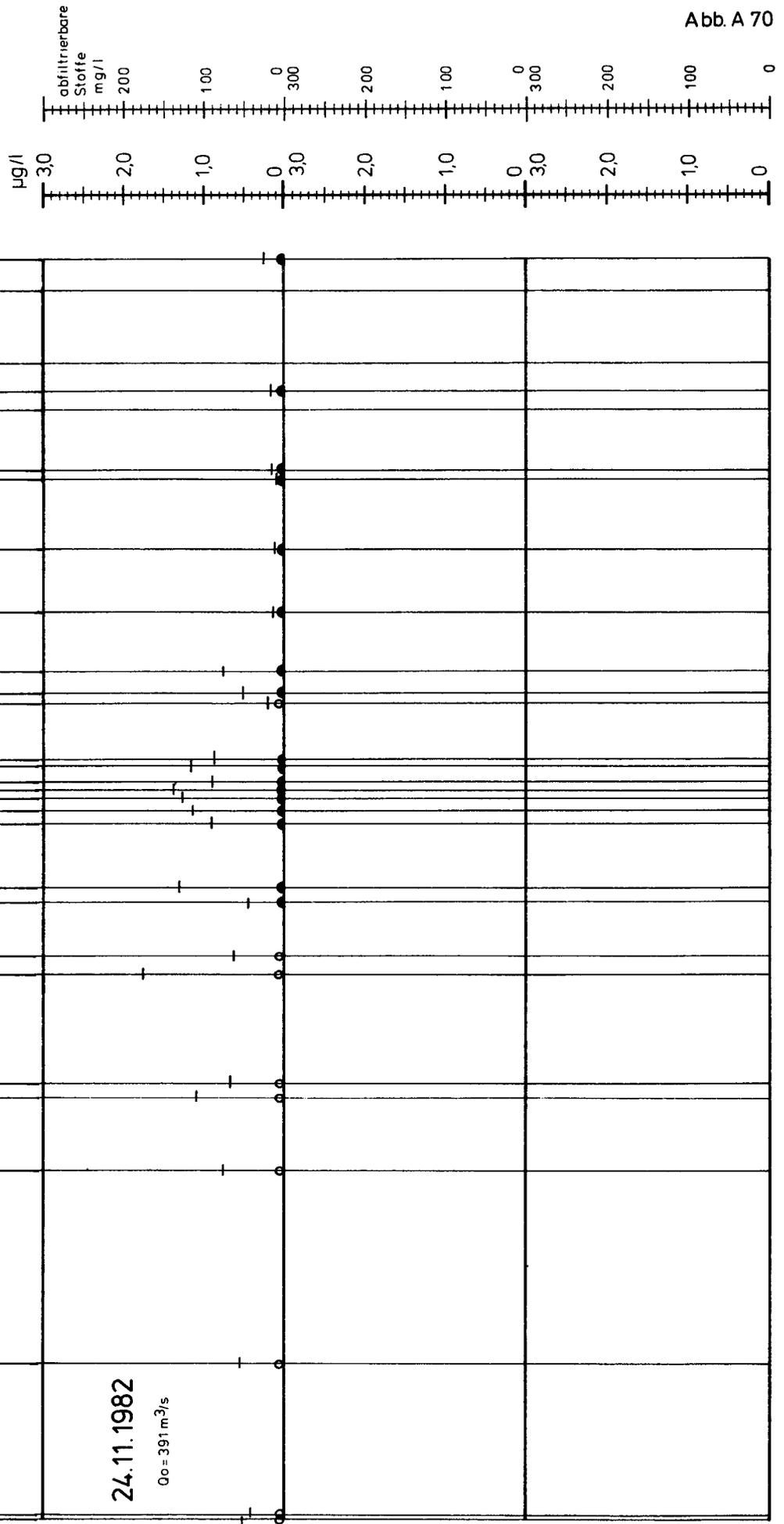
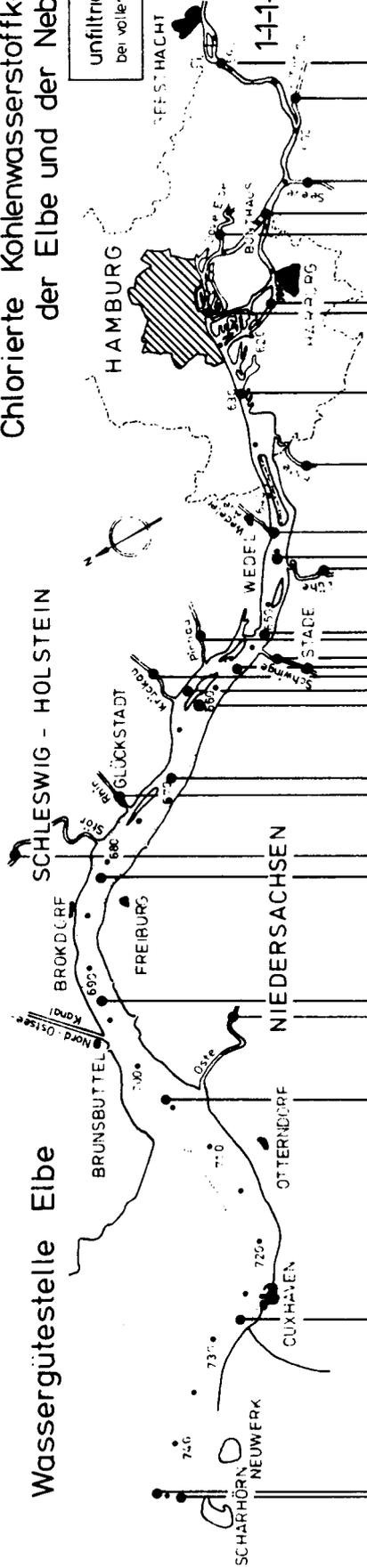
Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

SCHLESWIG - HOLSTEIN

Wassergütestelle Elbe

unfiltrierte Wasserproben
bei vollem Ebbsstrom entnehmen

1-1-2 Tetrachlorethan



24.11.1982

Q₀ = 391 m³/s

Abb. A 70

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

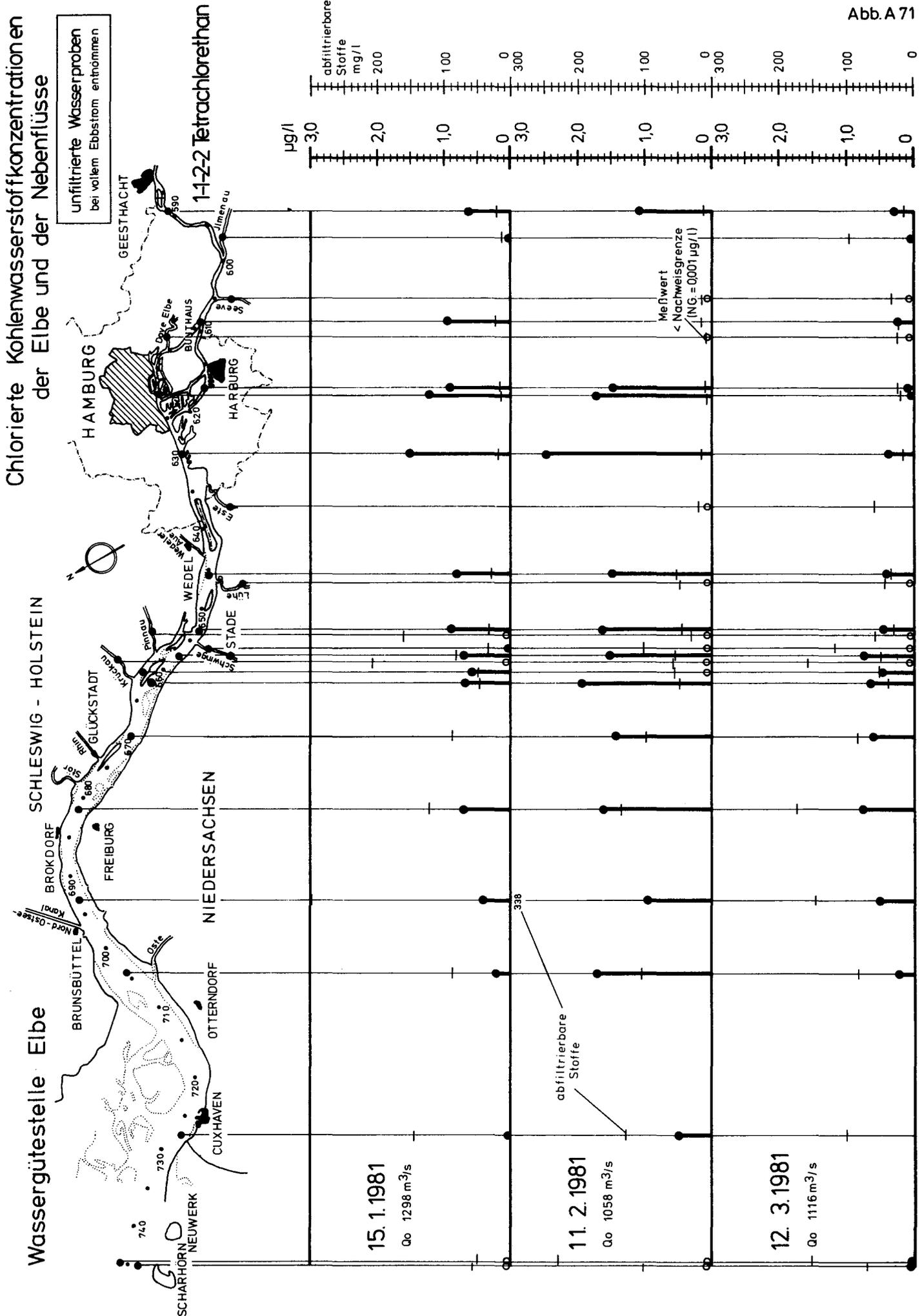
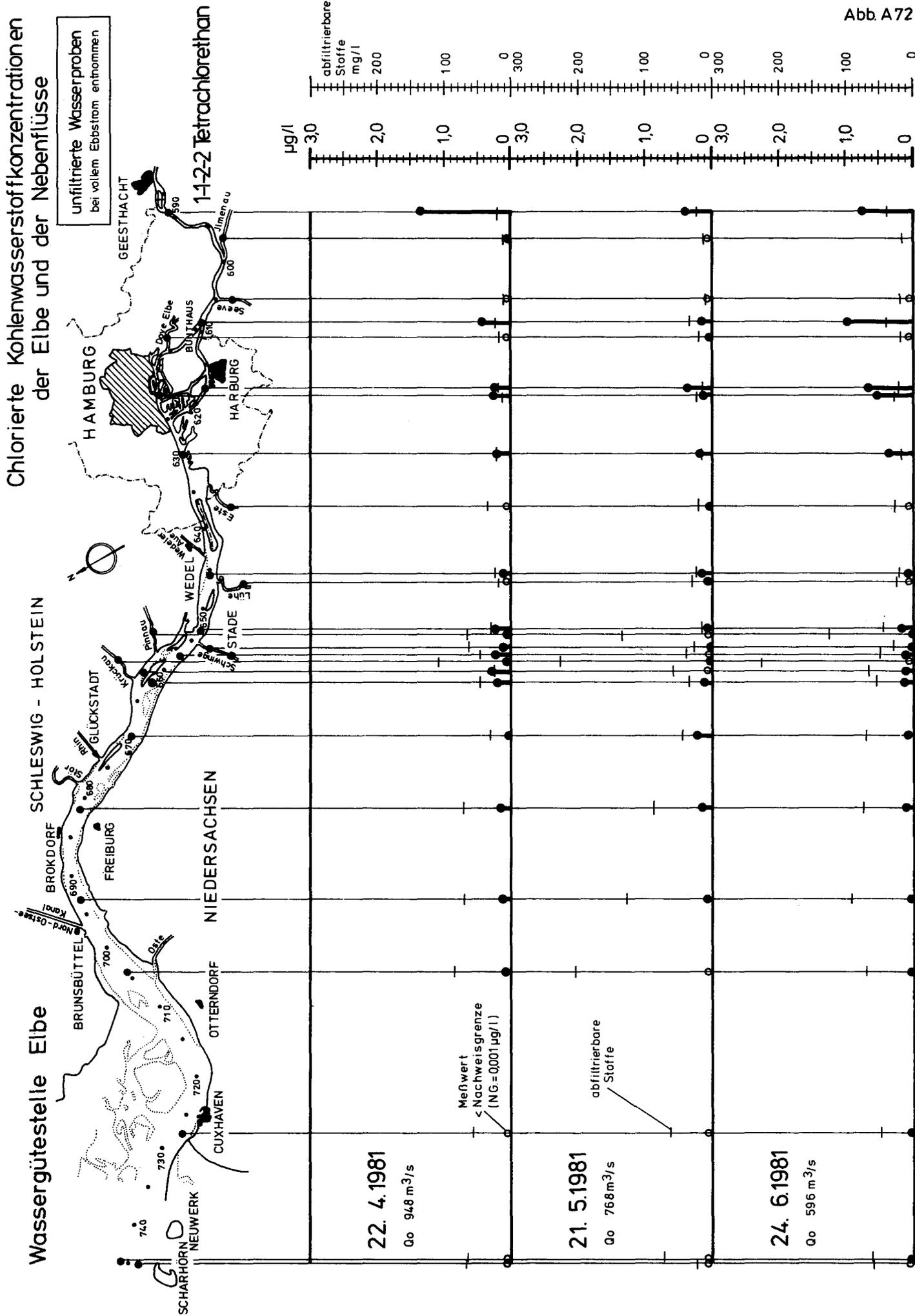


Abb. A 71

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse



Wassergütestelle Elbe

unfiltrierte Wasserproben
bei vollem Ebbestrom entnommen

1,1-2,2-Tetrachlorethan

abfiltrierbare
Stoffe
mg/l

µg/l

Meßwert
< Nachweisgrenze
(NG=0,0001 µg/l)

abfiltrierbare
Stoffe

22. 4. 1981
Qo 948 m³/s

21. 5. 1981
Qo 768 m³/s

24. 6. 1981
Qo 596 m³/s

Abb. A72

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

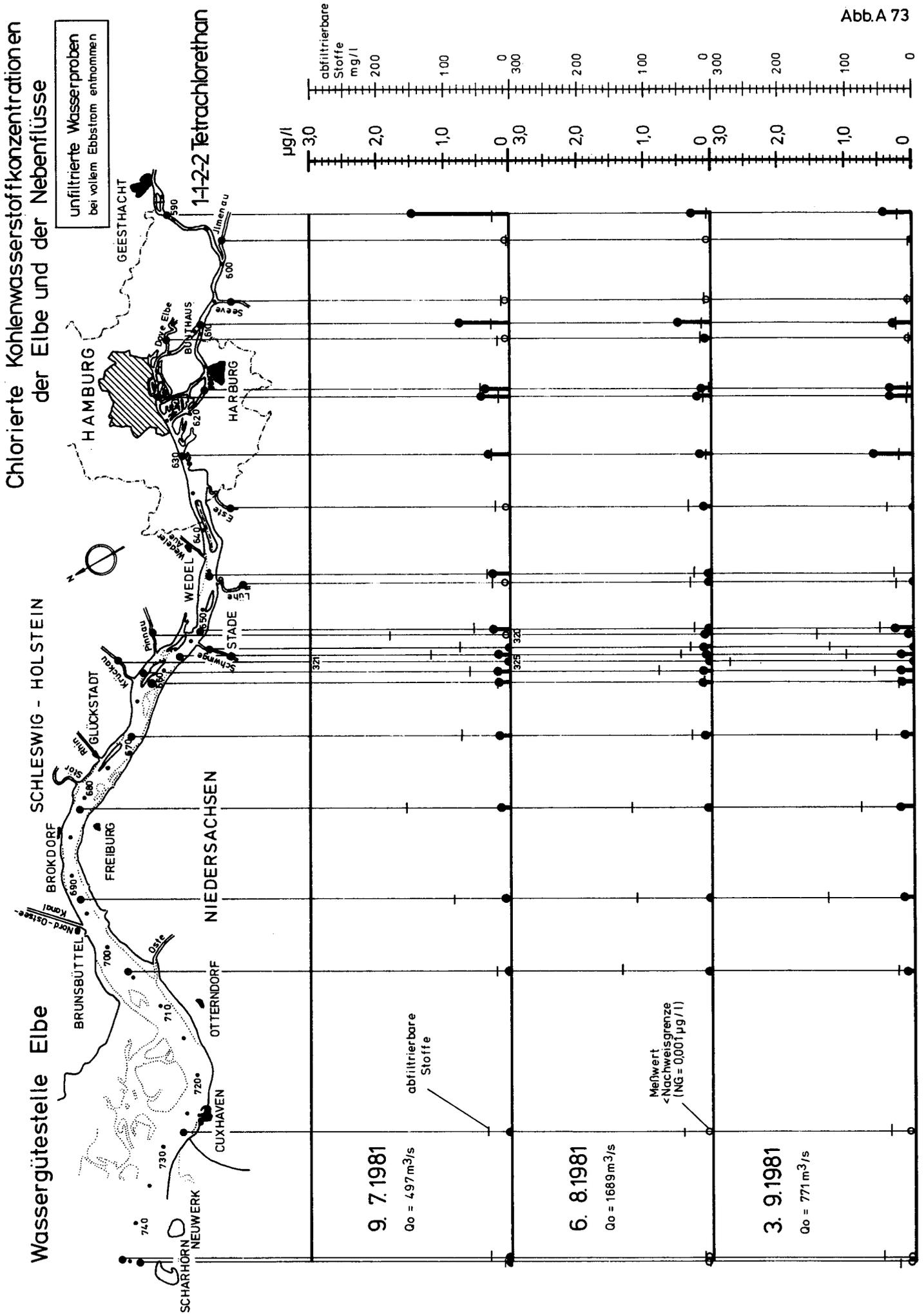


Abb.A 73

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

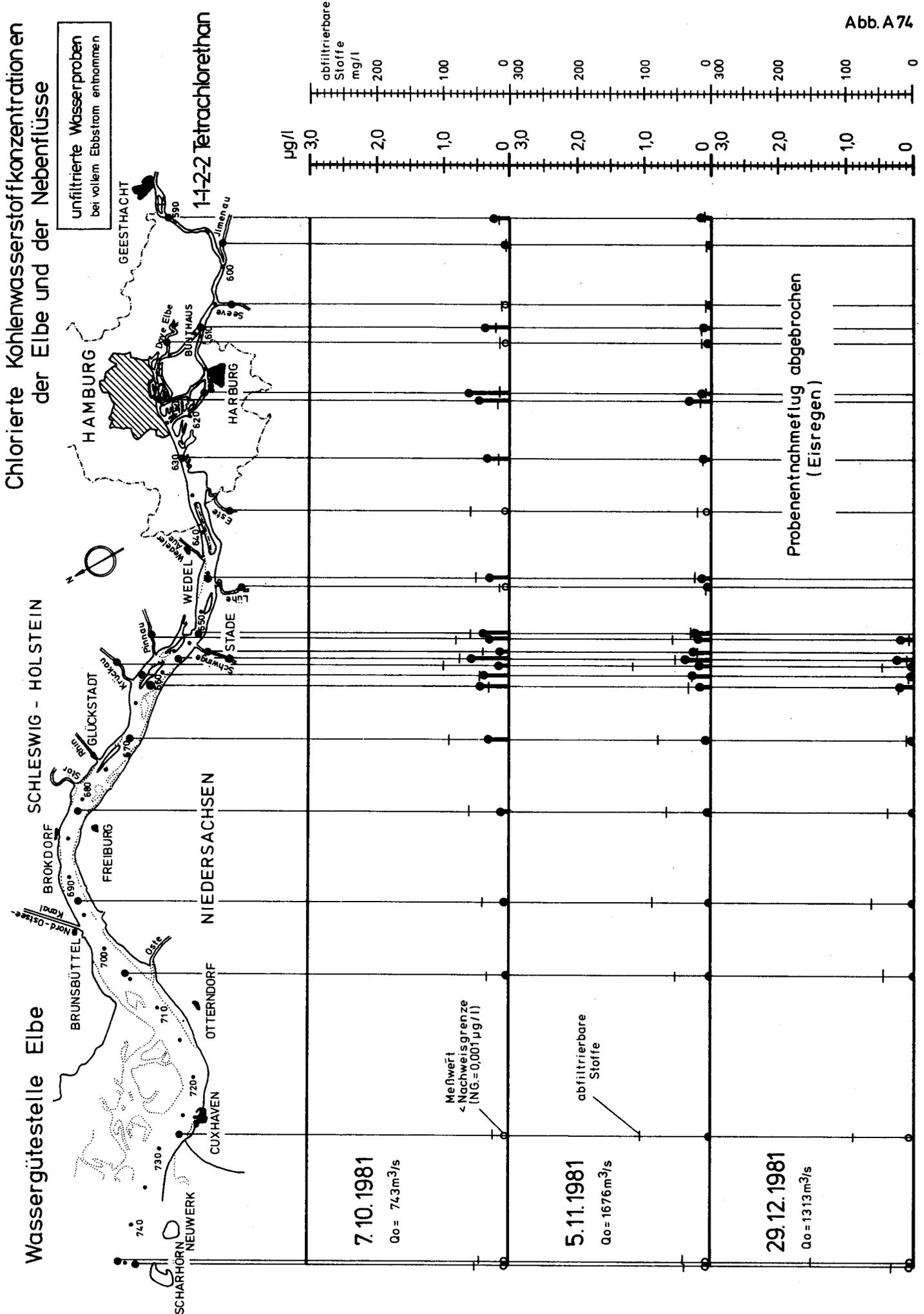
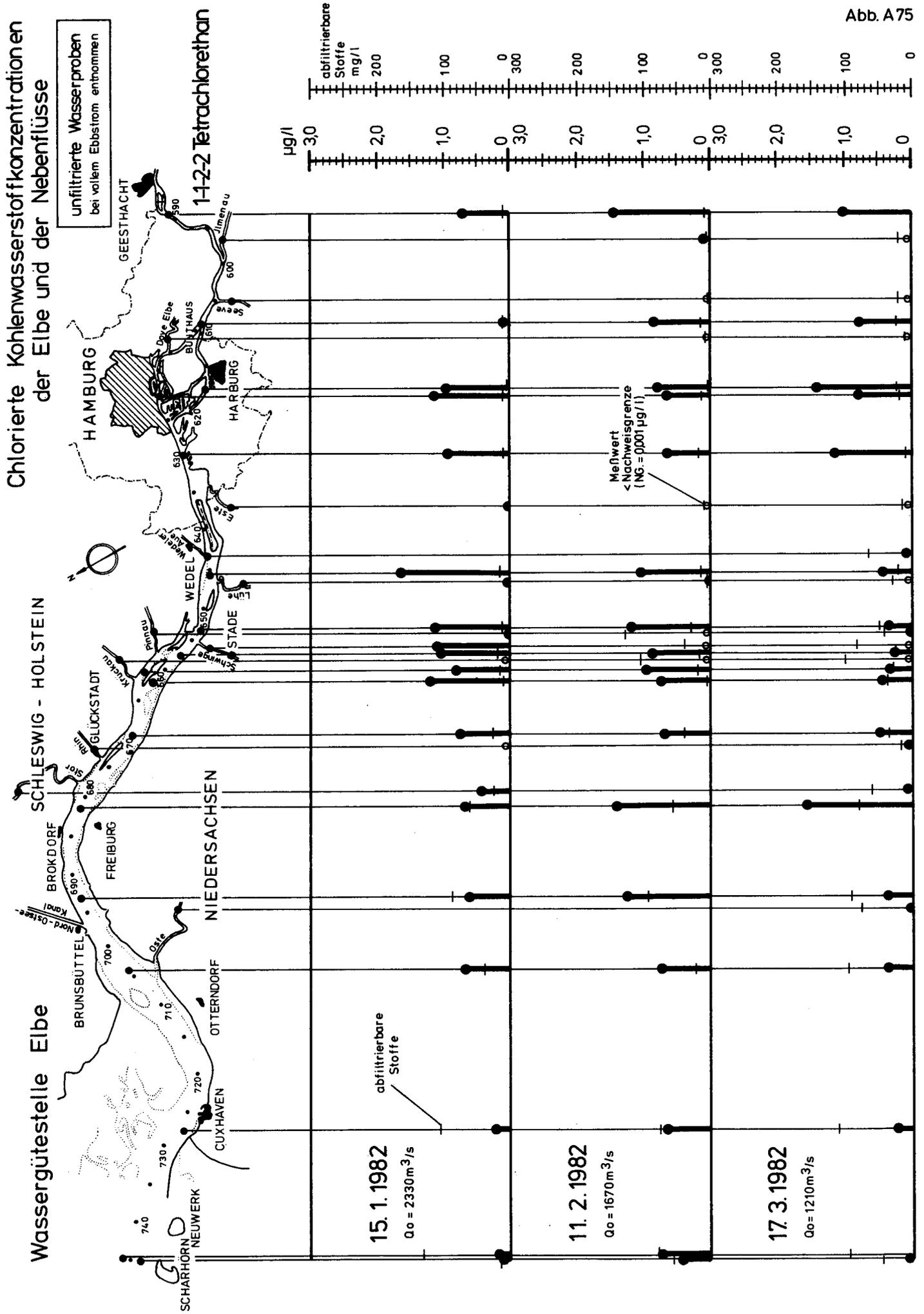
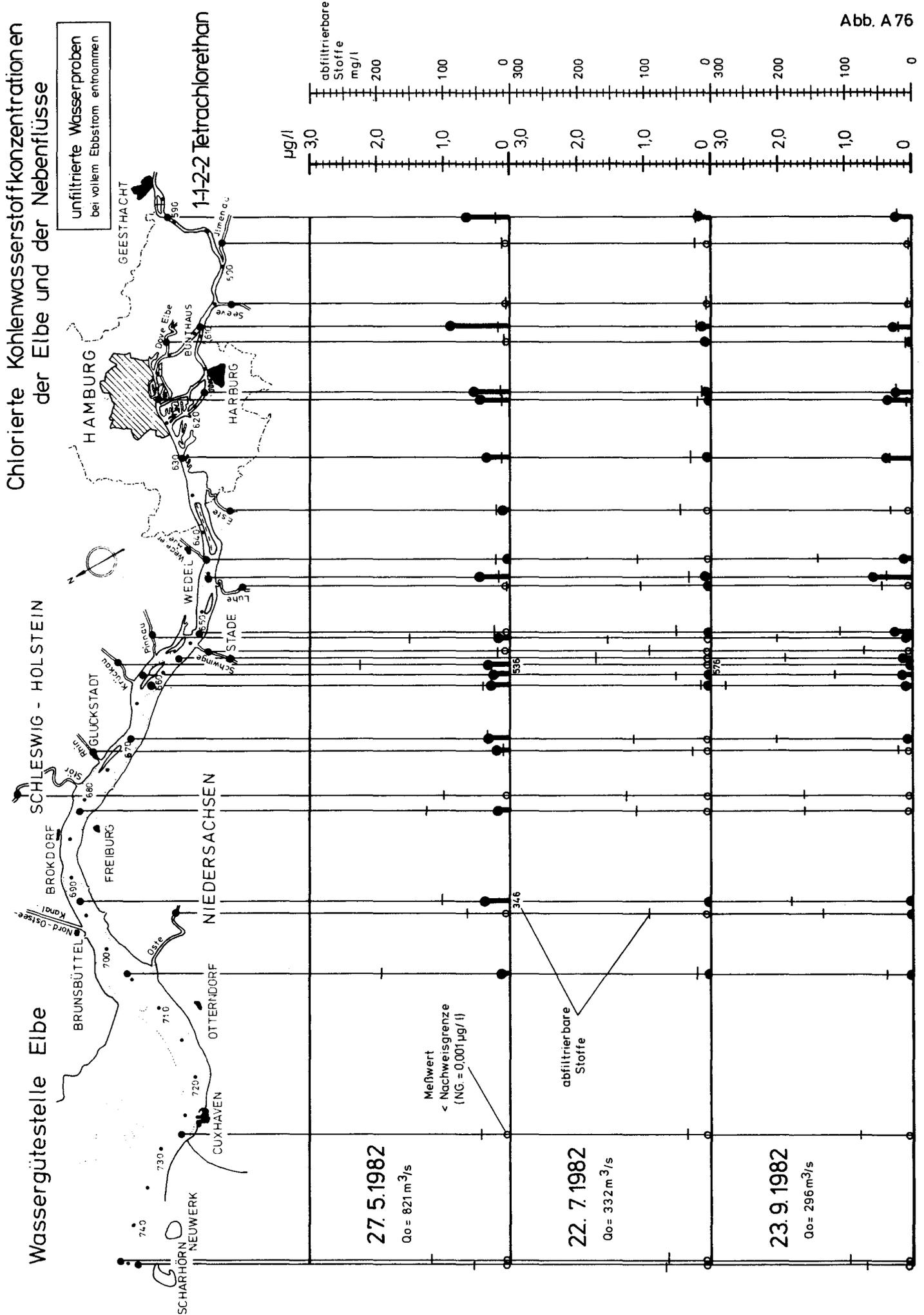


Abb. A74

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

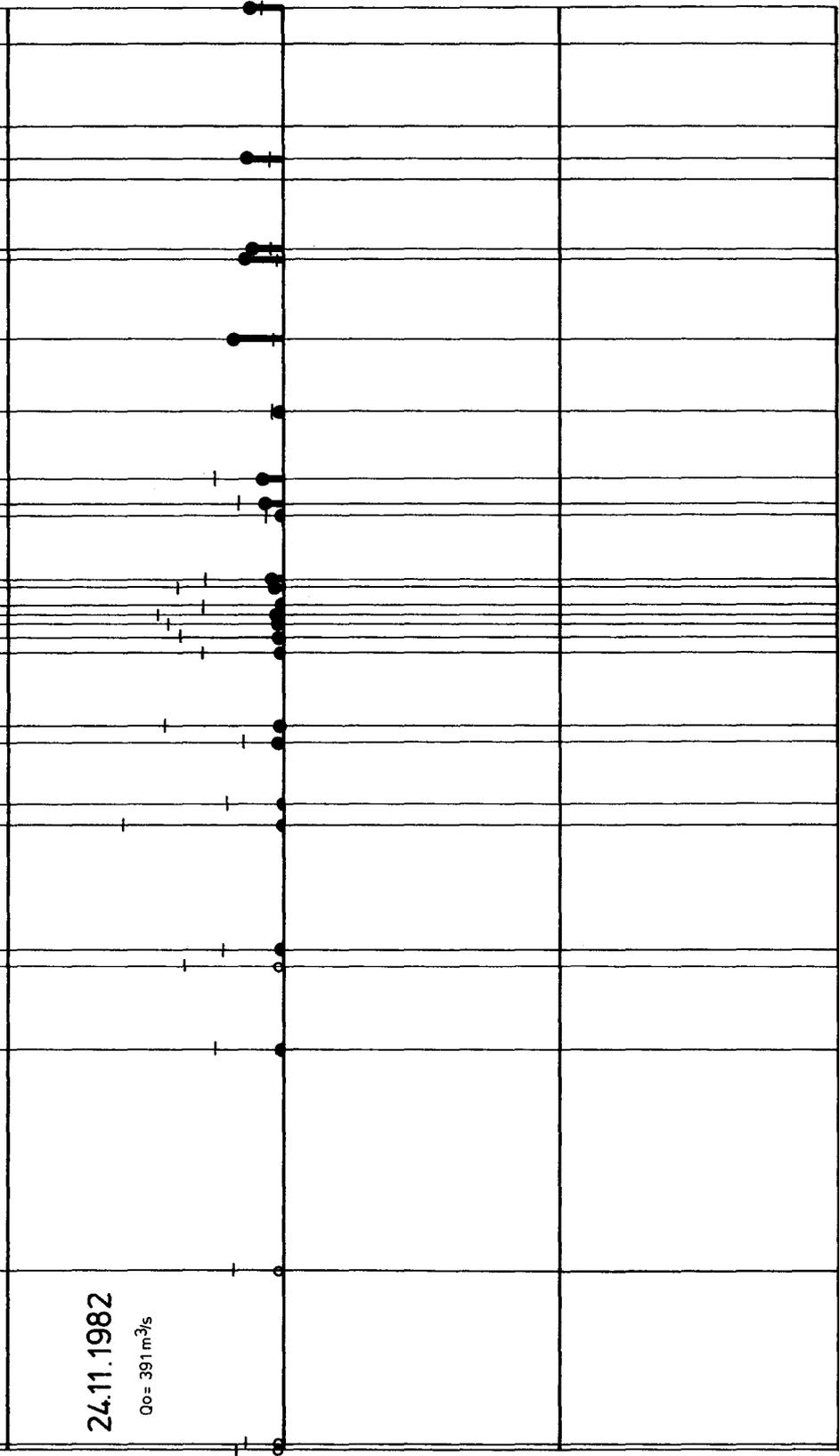
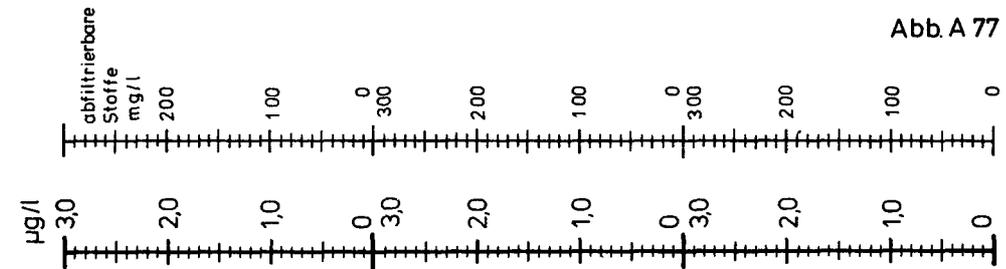
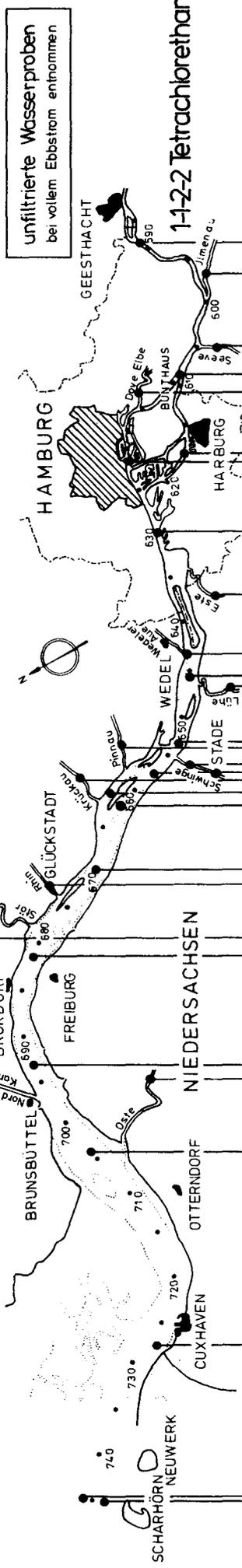


Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse



Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

Wassergütestelle Elbe



24.11.1982

Q₀ = 391 m³/s

Abb. A 77

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

Wassergütestelle Elbe

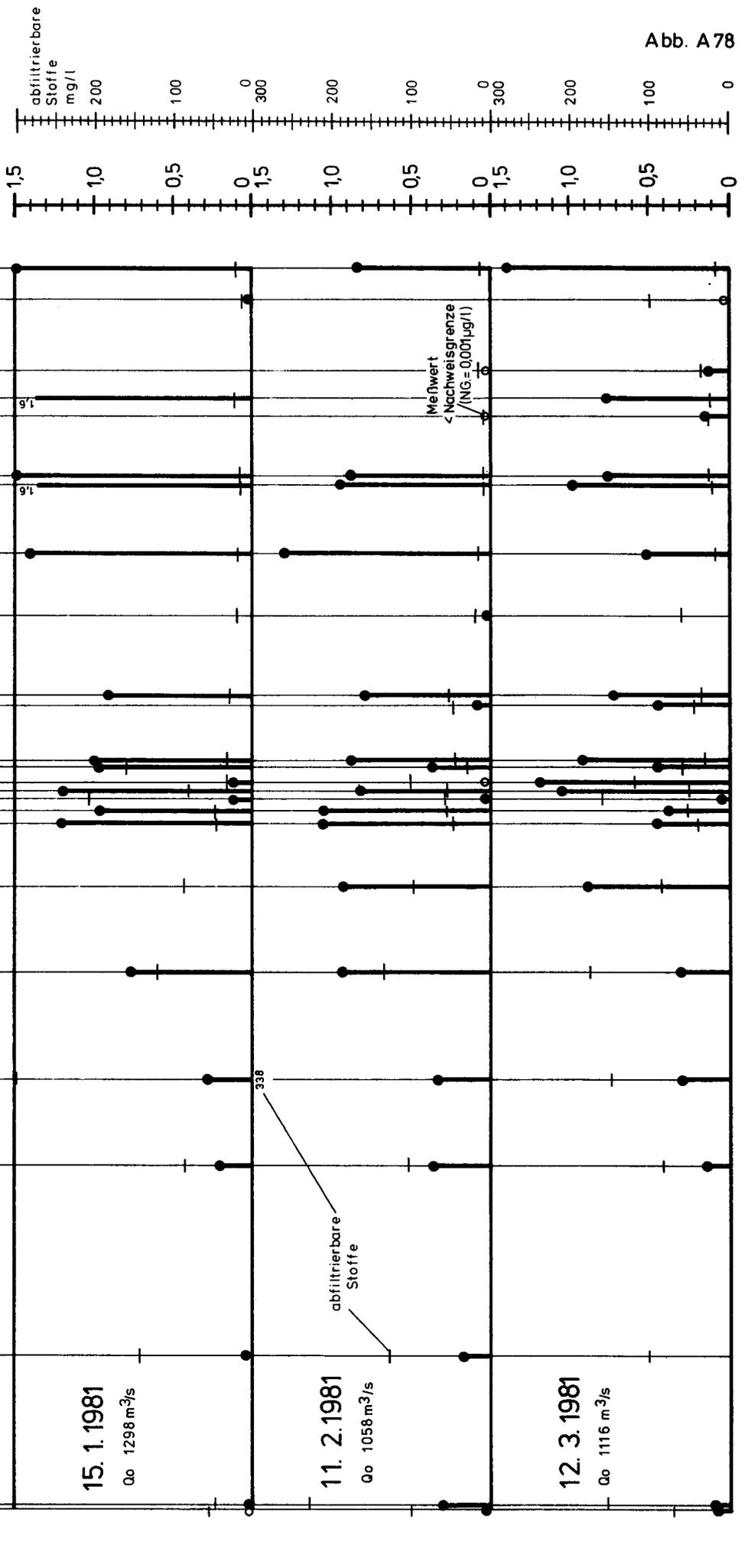
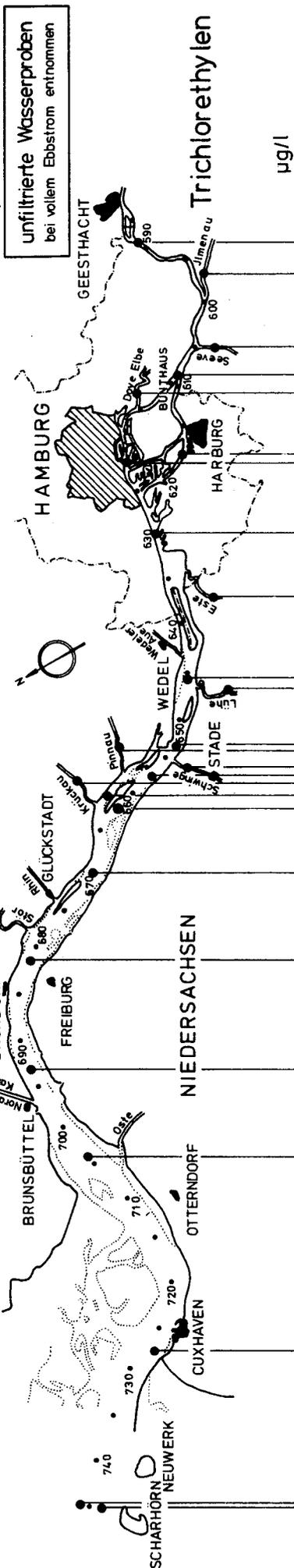


Abb. A 78

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

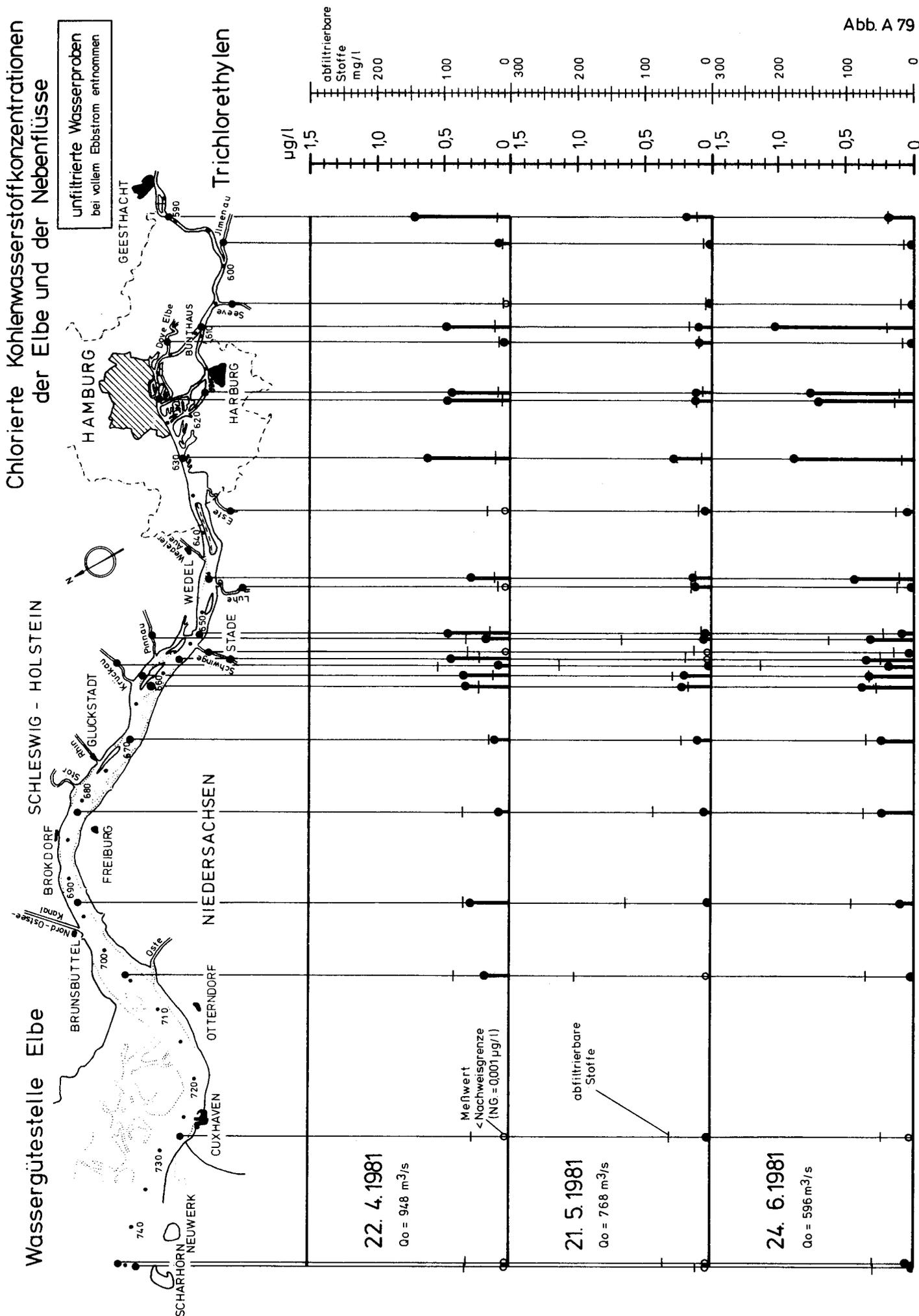


Abb. A 79

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

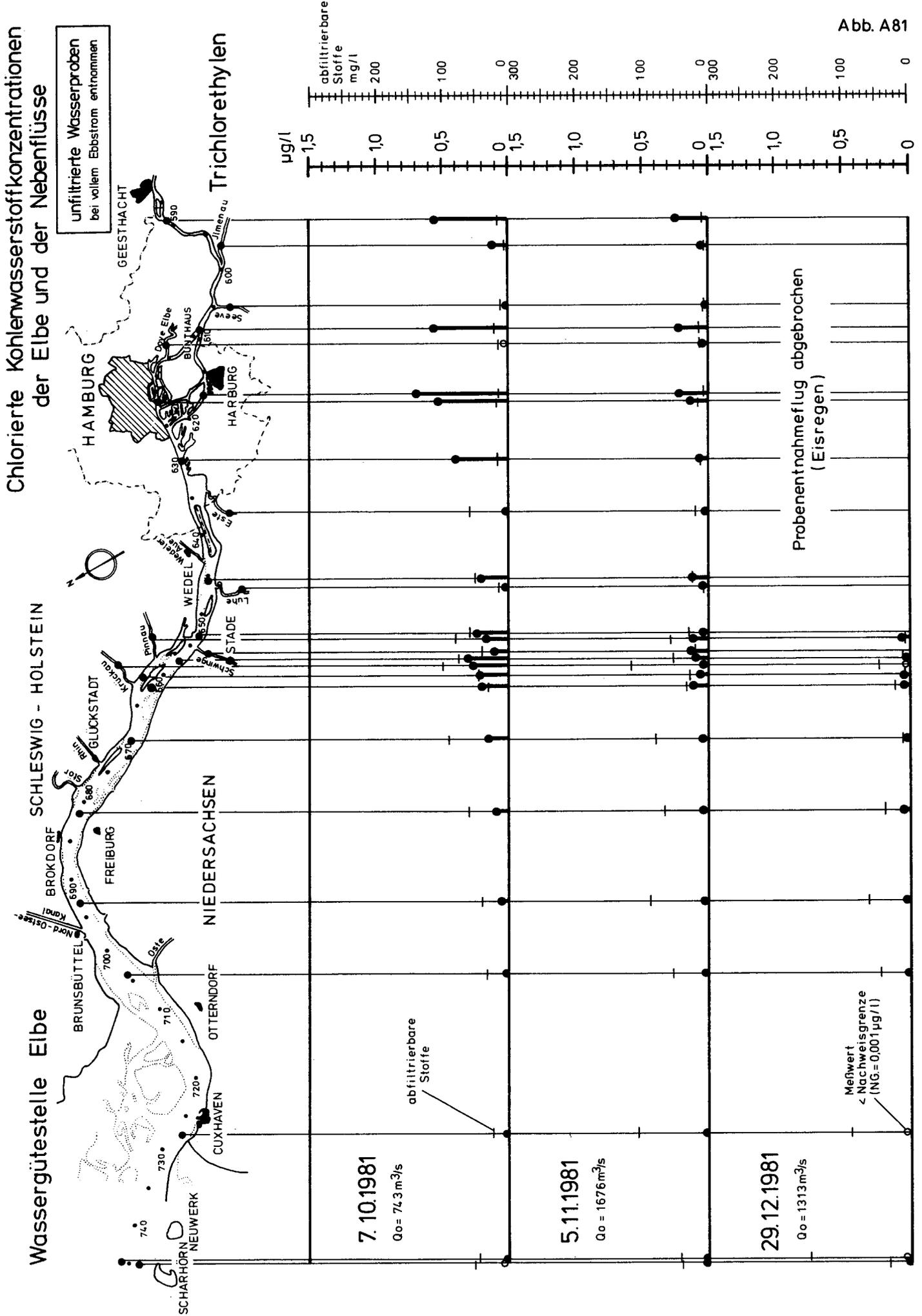


Abb. A81

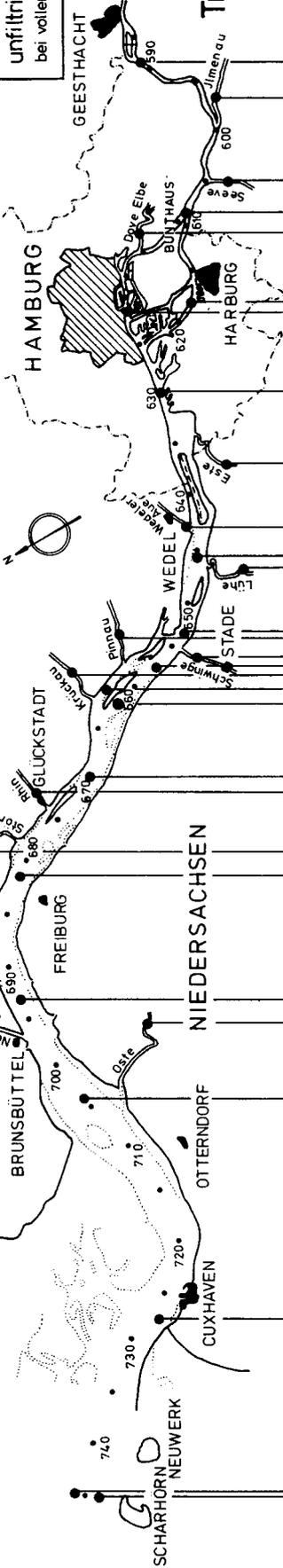
Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

SCHLESWIG - HOLSTEIN

NIEDERSACHSEN

Wassergütestelle Elbe

unfiltrierte Wasserproben
bei vollem Ebbsstrom entnommen



Trichlorethylen

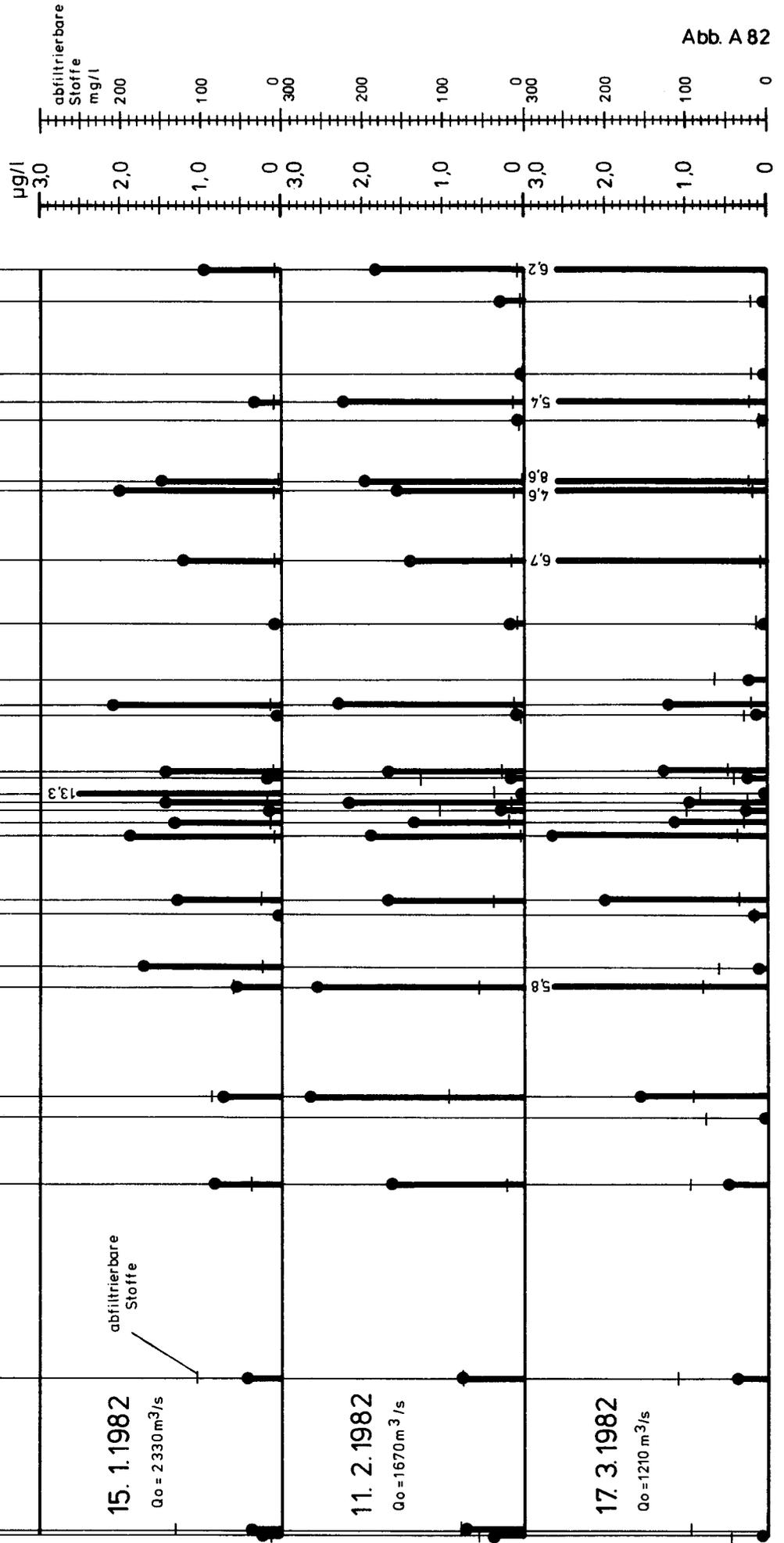
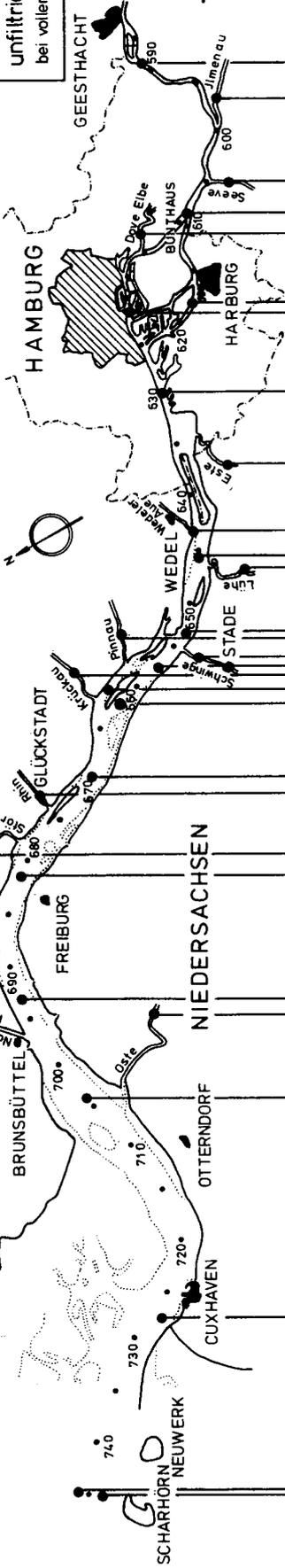


Abb. A 82

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

Wassergütestelle Elbe

unfiltrierte Wasserproben
bei vollem Ebbsstrom entnommen



Trichlorethylen

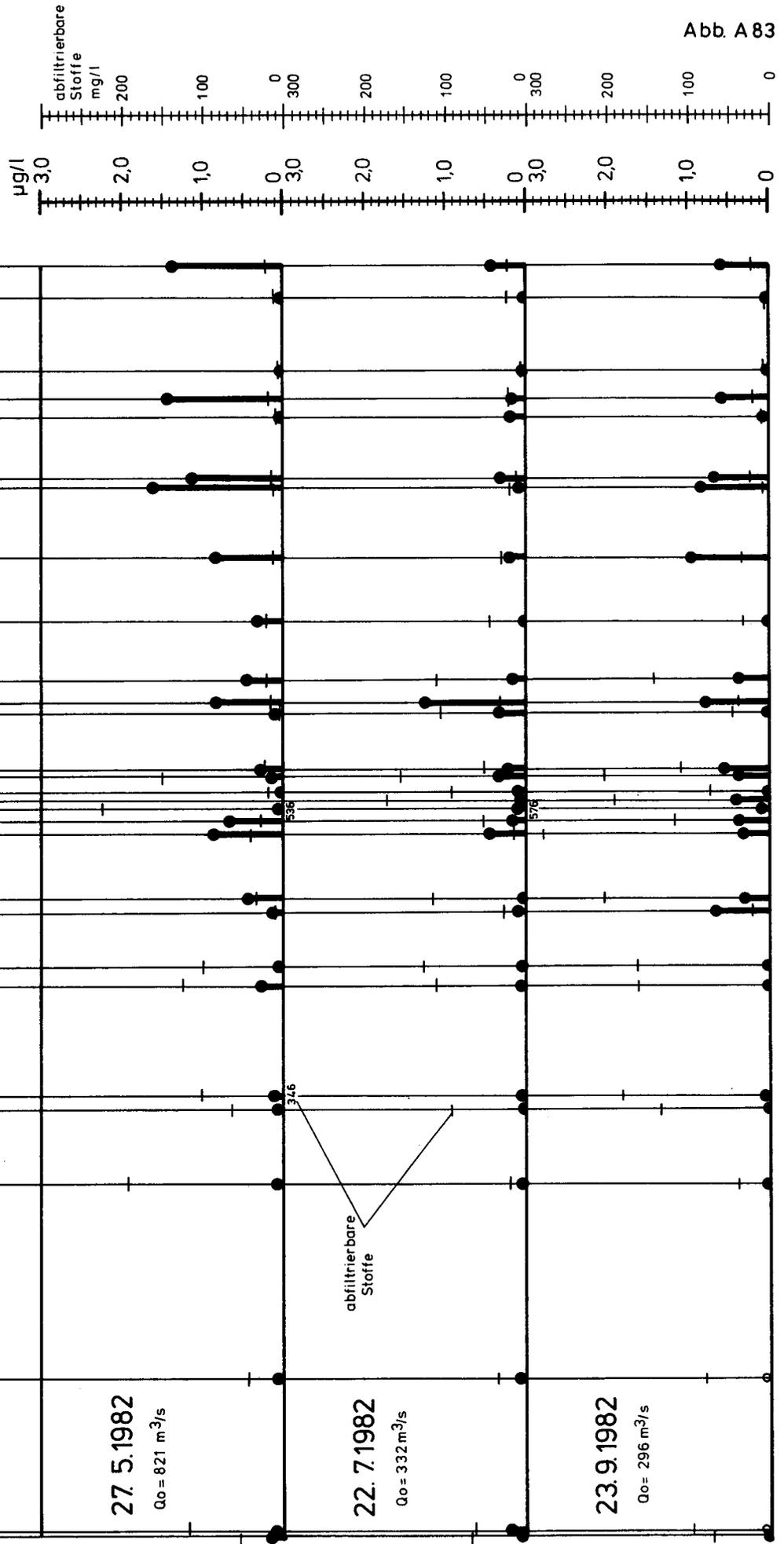


Abb. A 83

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

Wassergütestelle Elbe

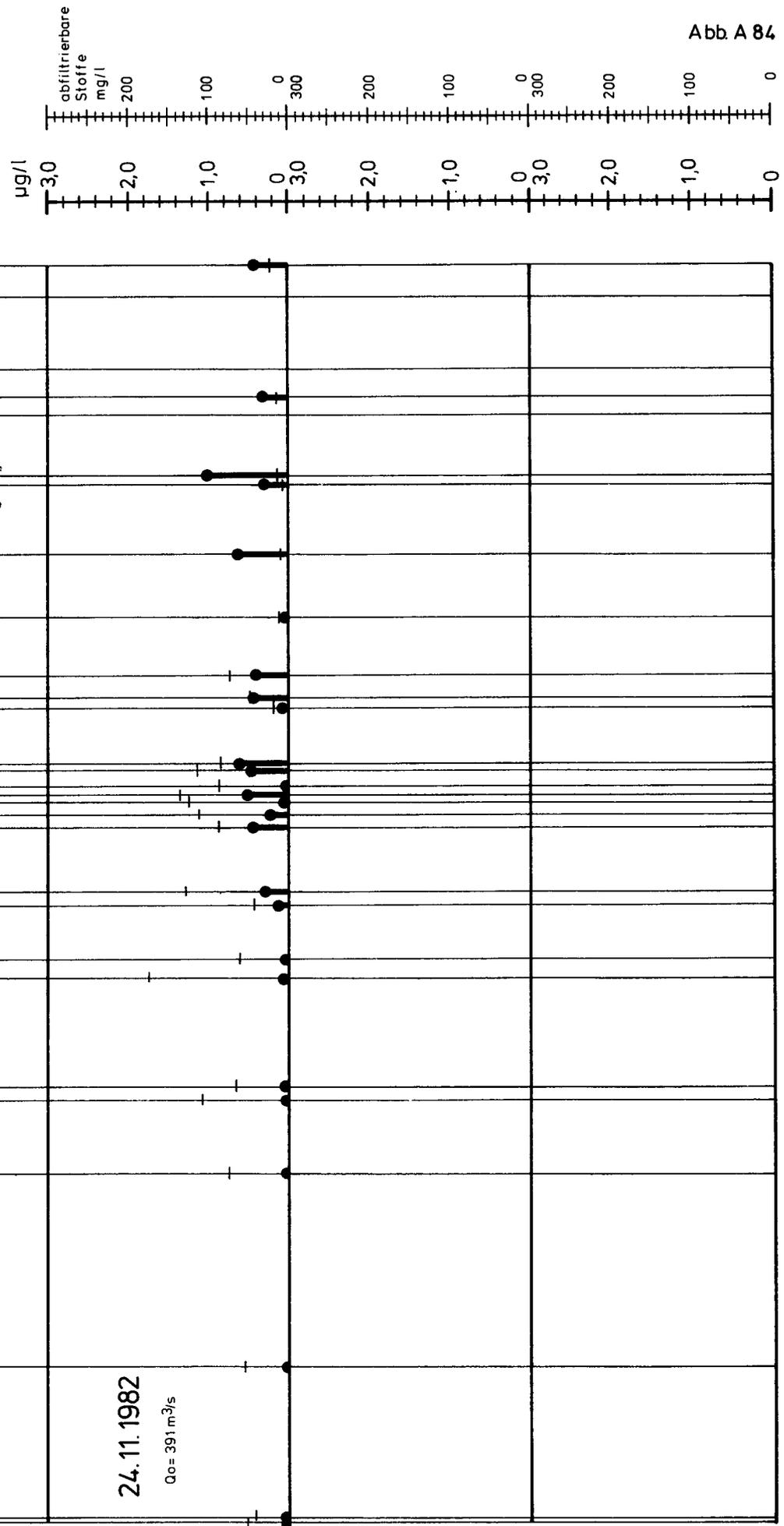
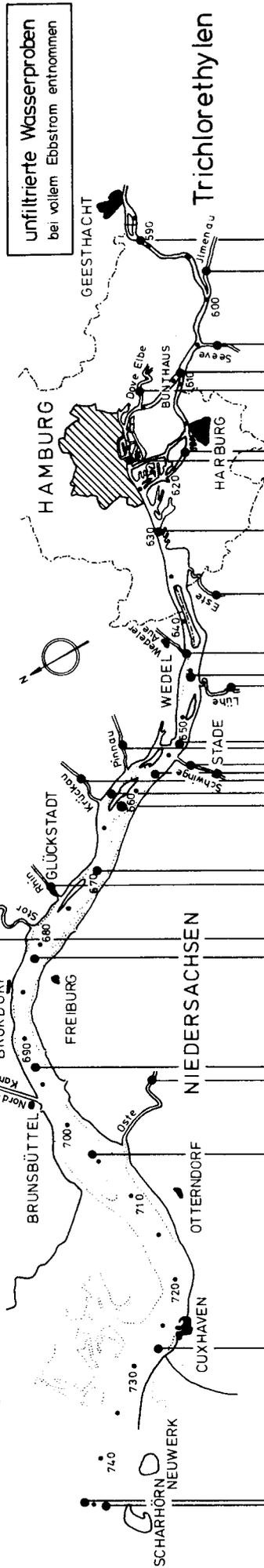
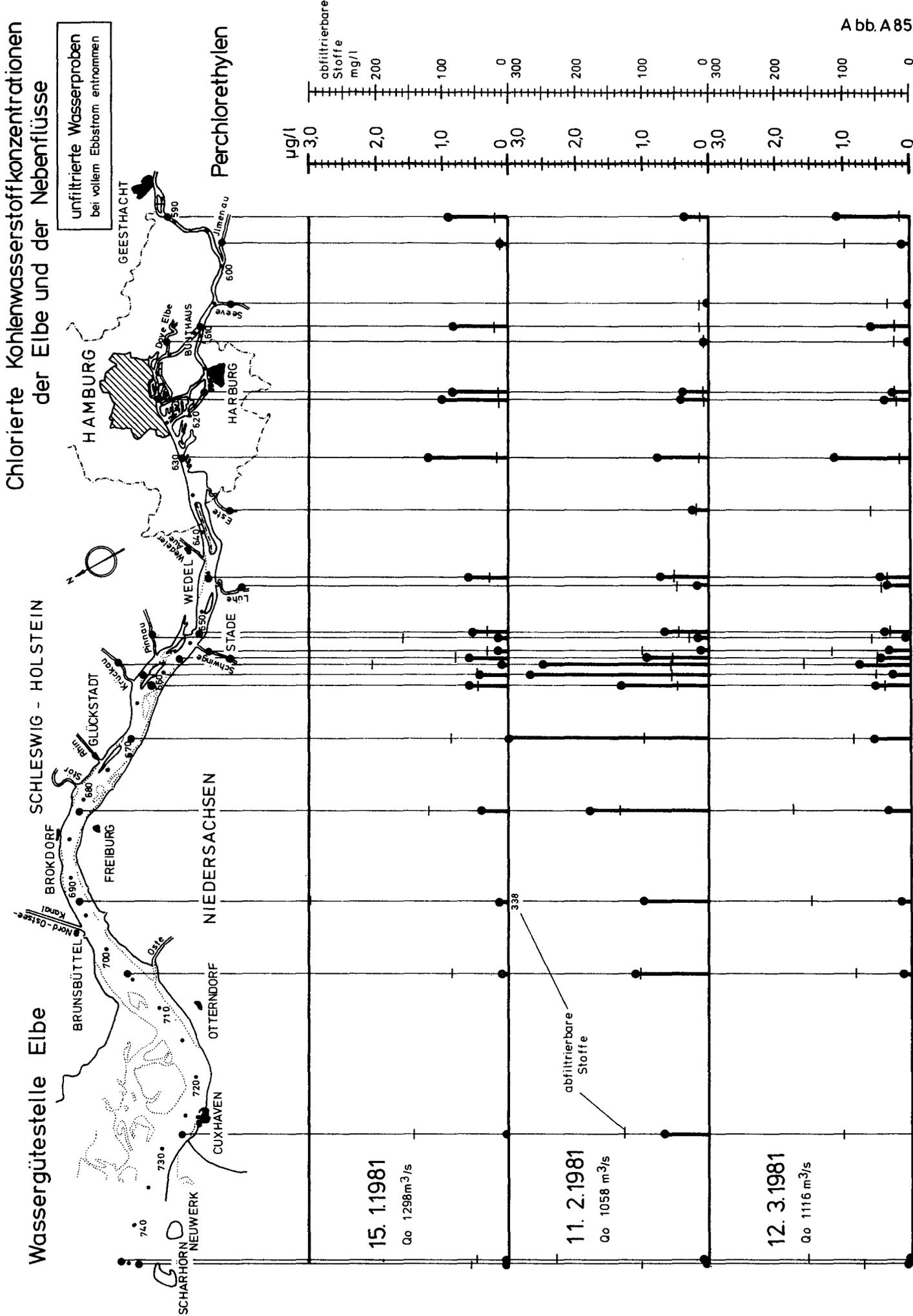


Abb. A 84

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse



Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

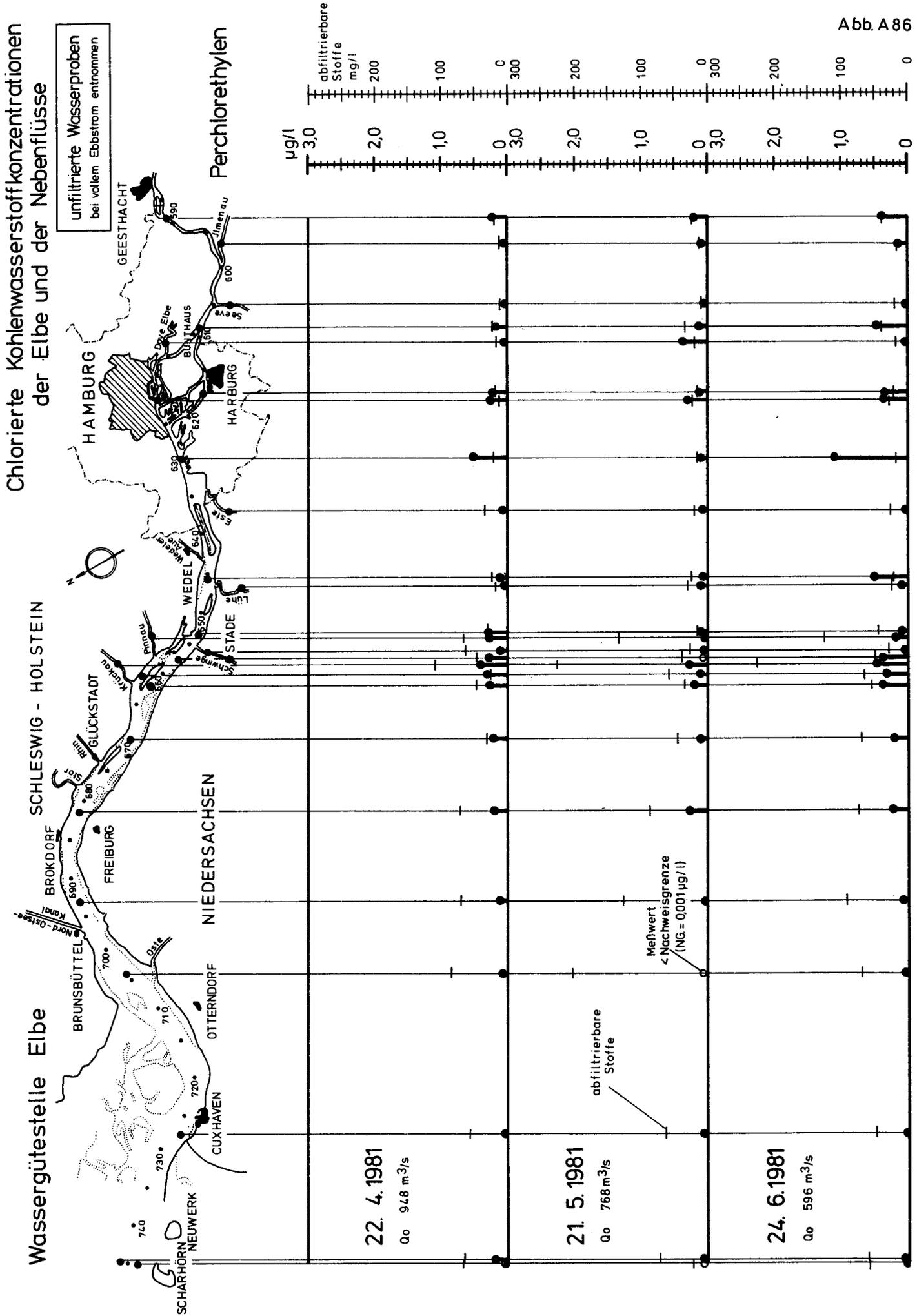


Abb. A 86

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

Wassergütestelle Elbe

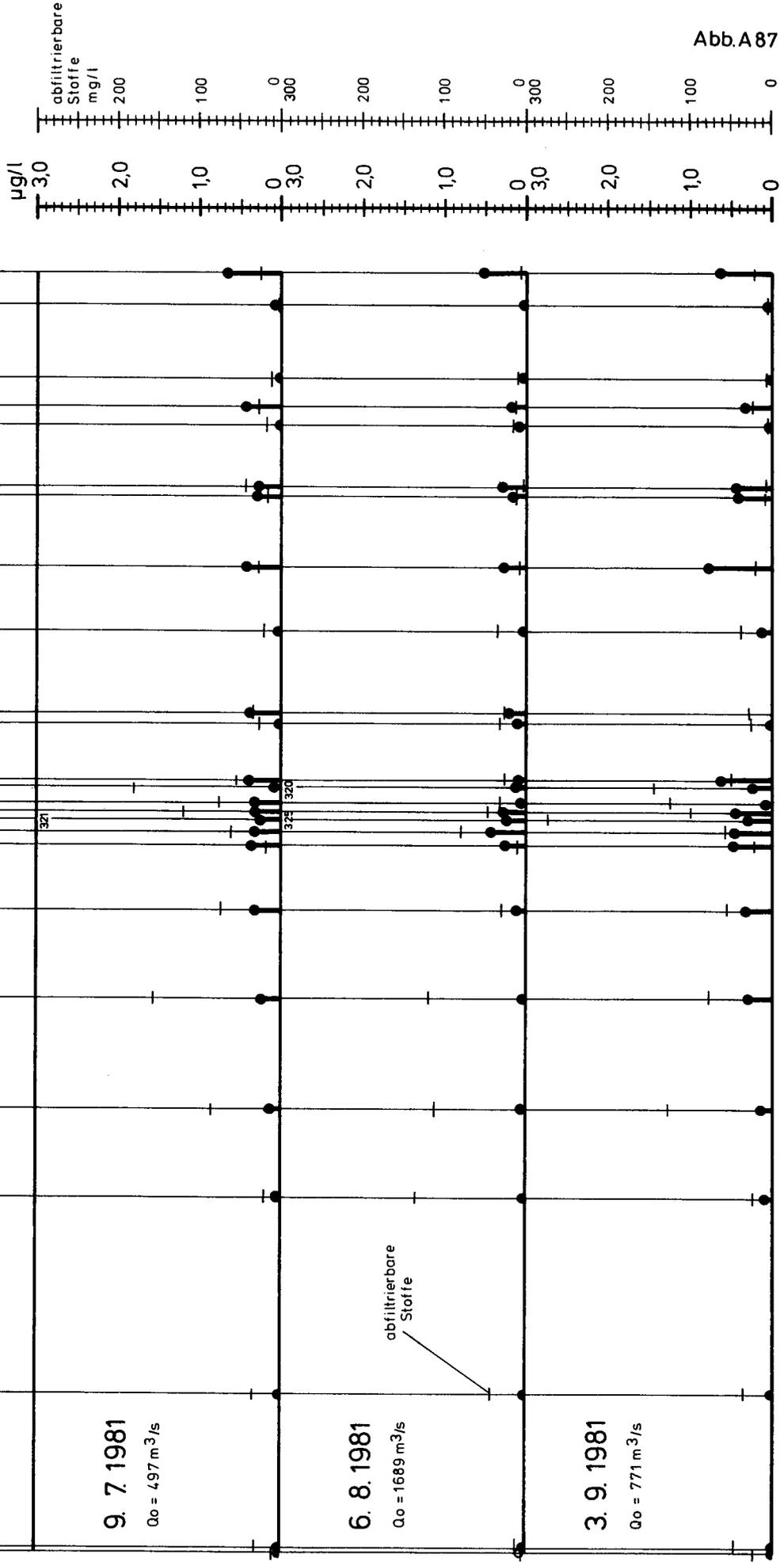
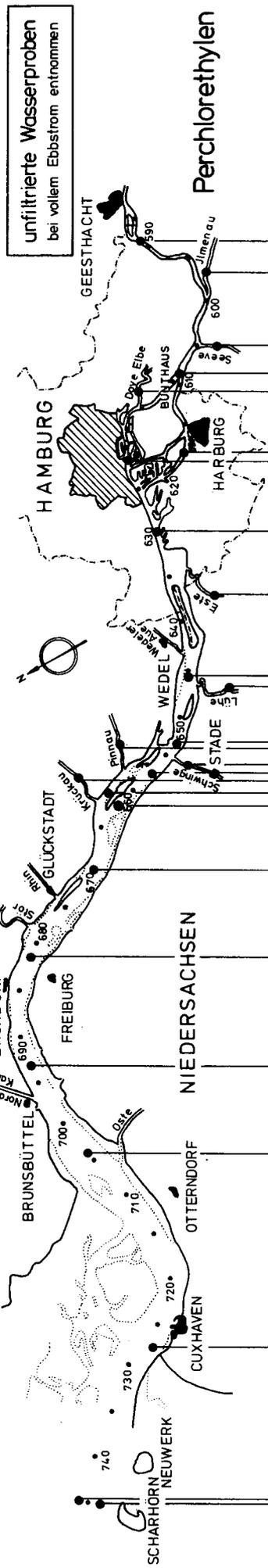


Abb.A87

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

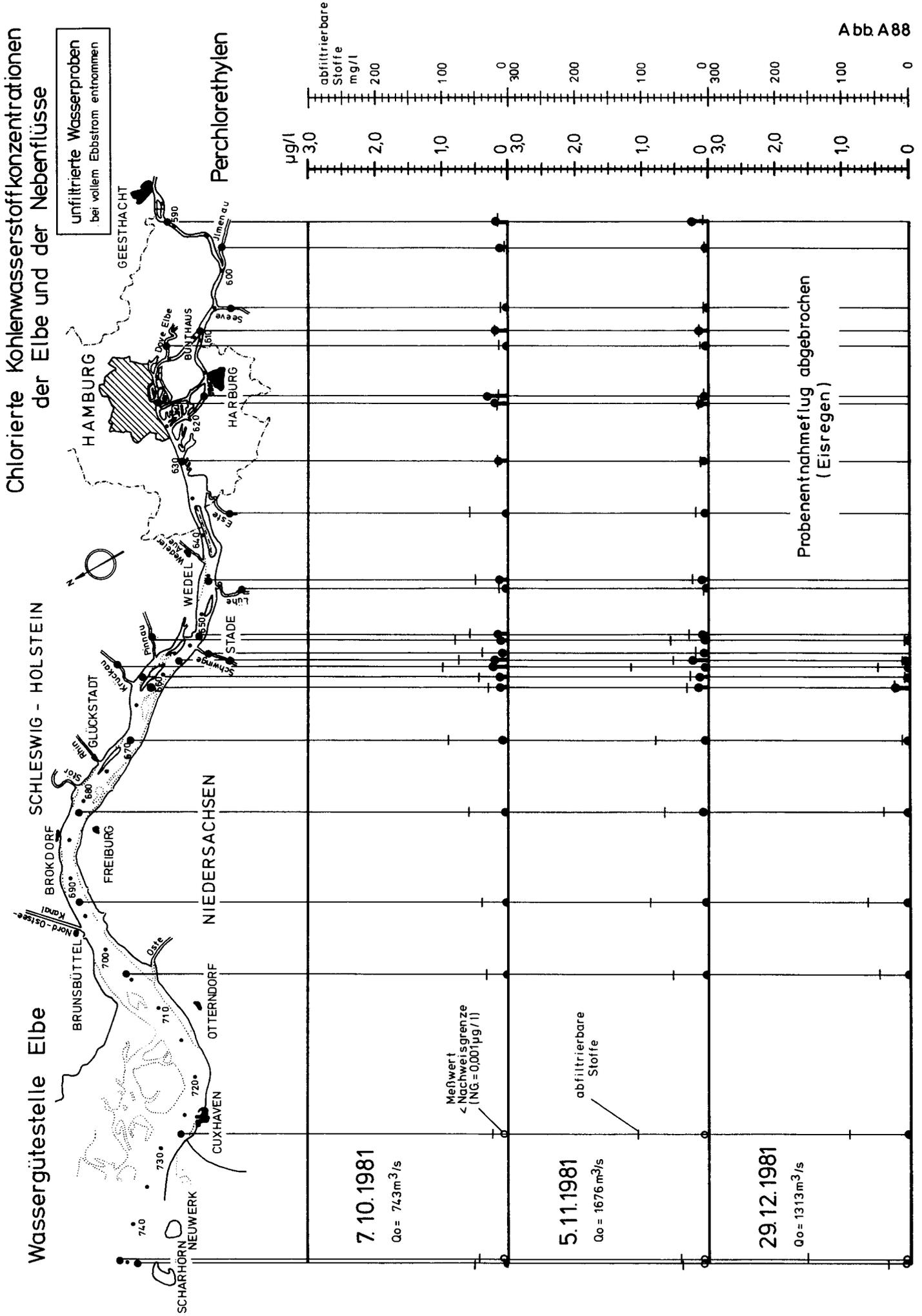
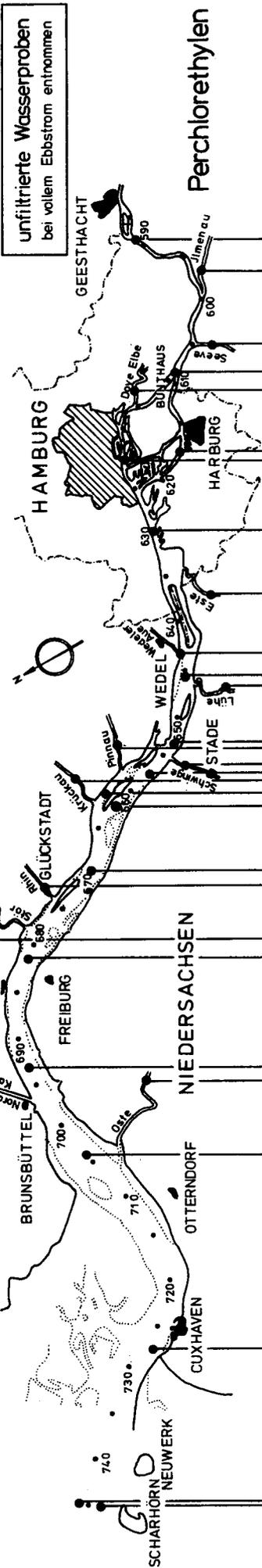


Abb A88

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

Wassergütestelle Elbe



Perchlorethylen

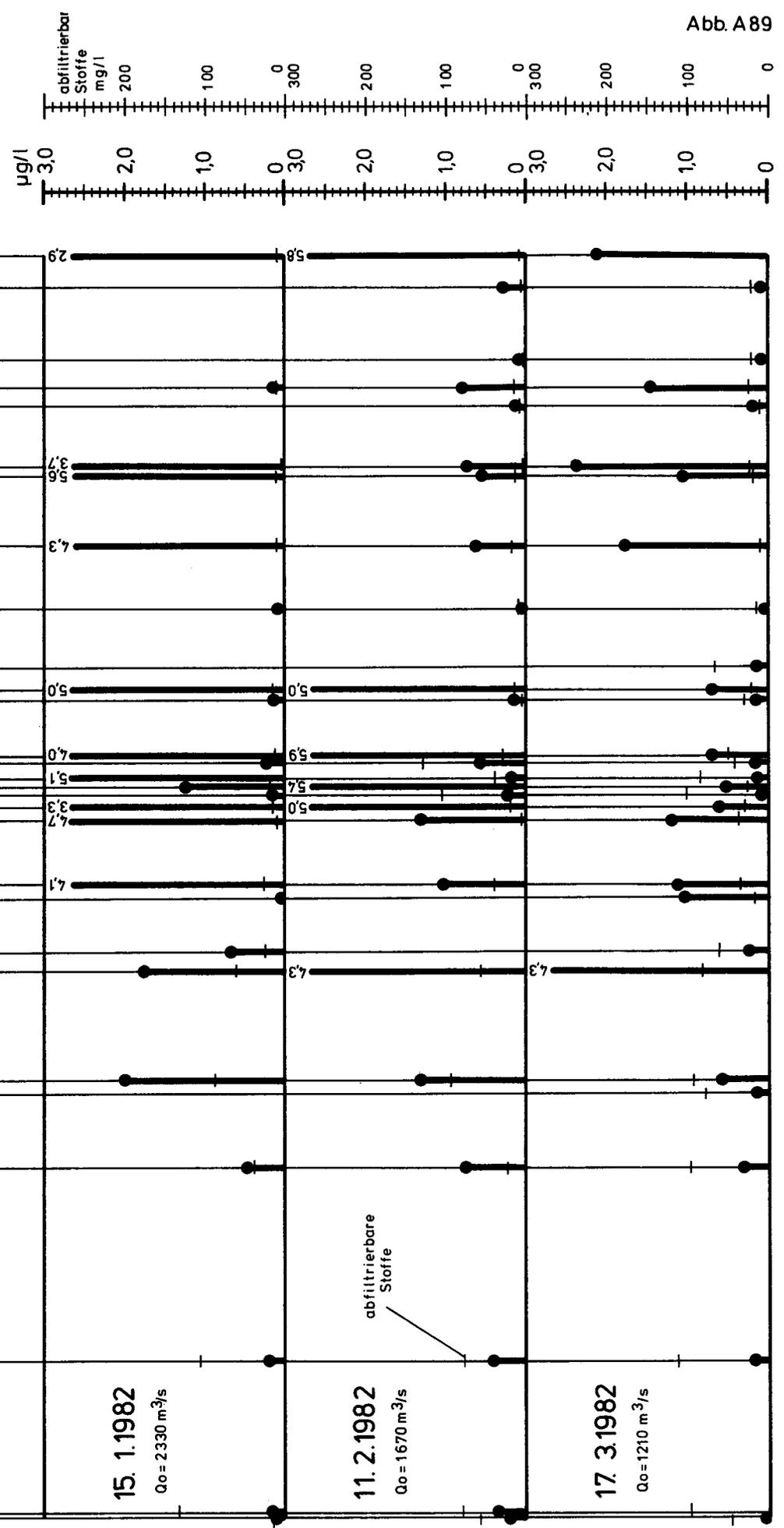
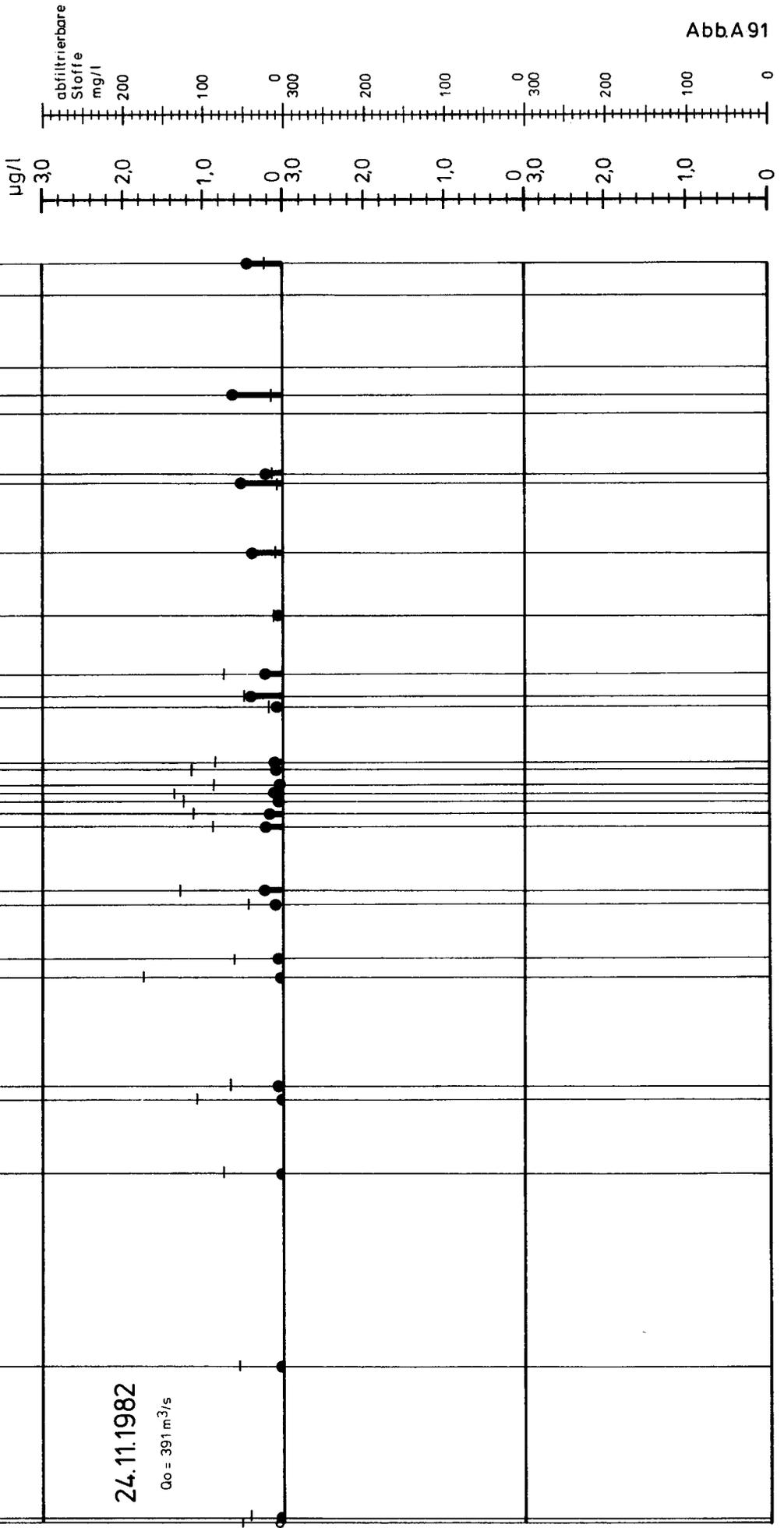
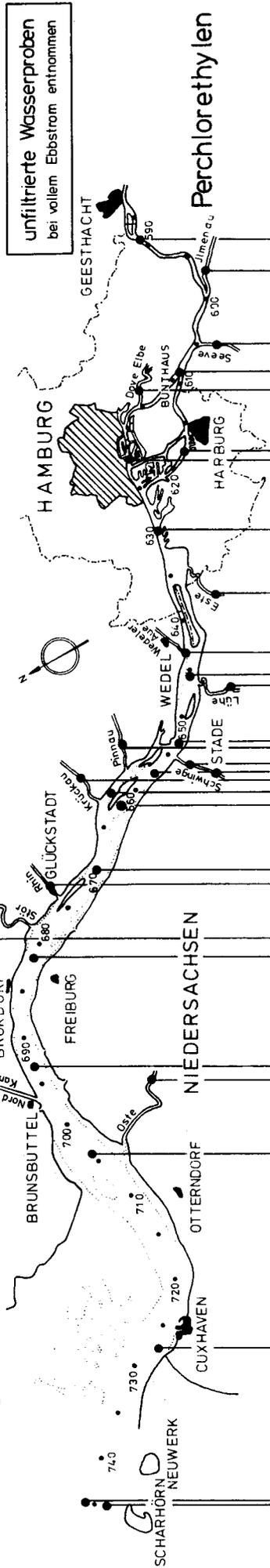


Abb. A 89

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

Wassergütestelle Elbe



24.11.1982

$Q_0 = 391 \text{ m}^3/\text{s}$

Abb.A91

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

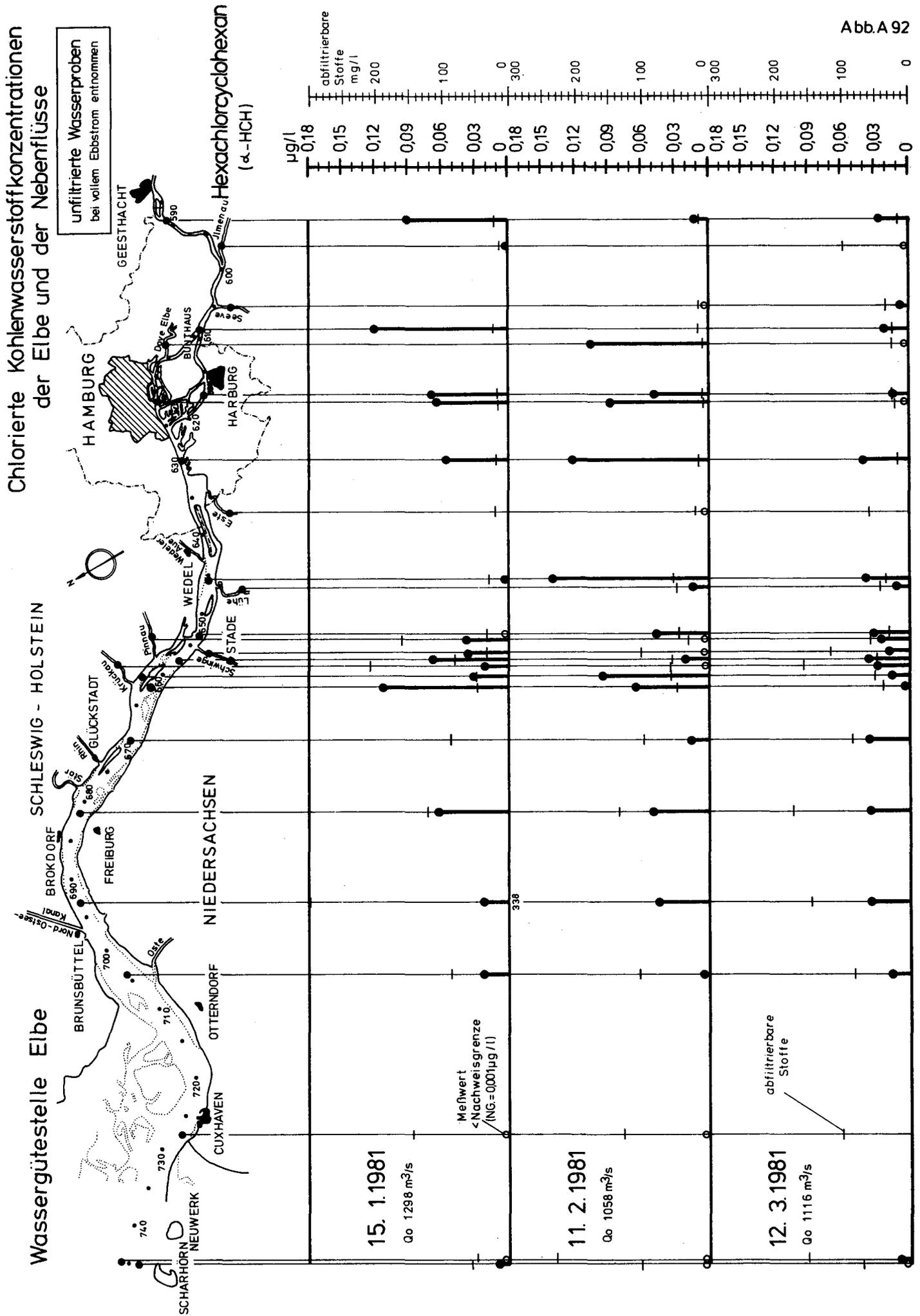
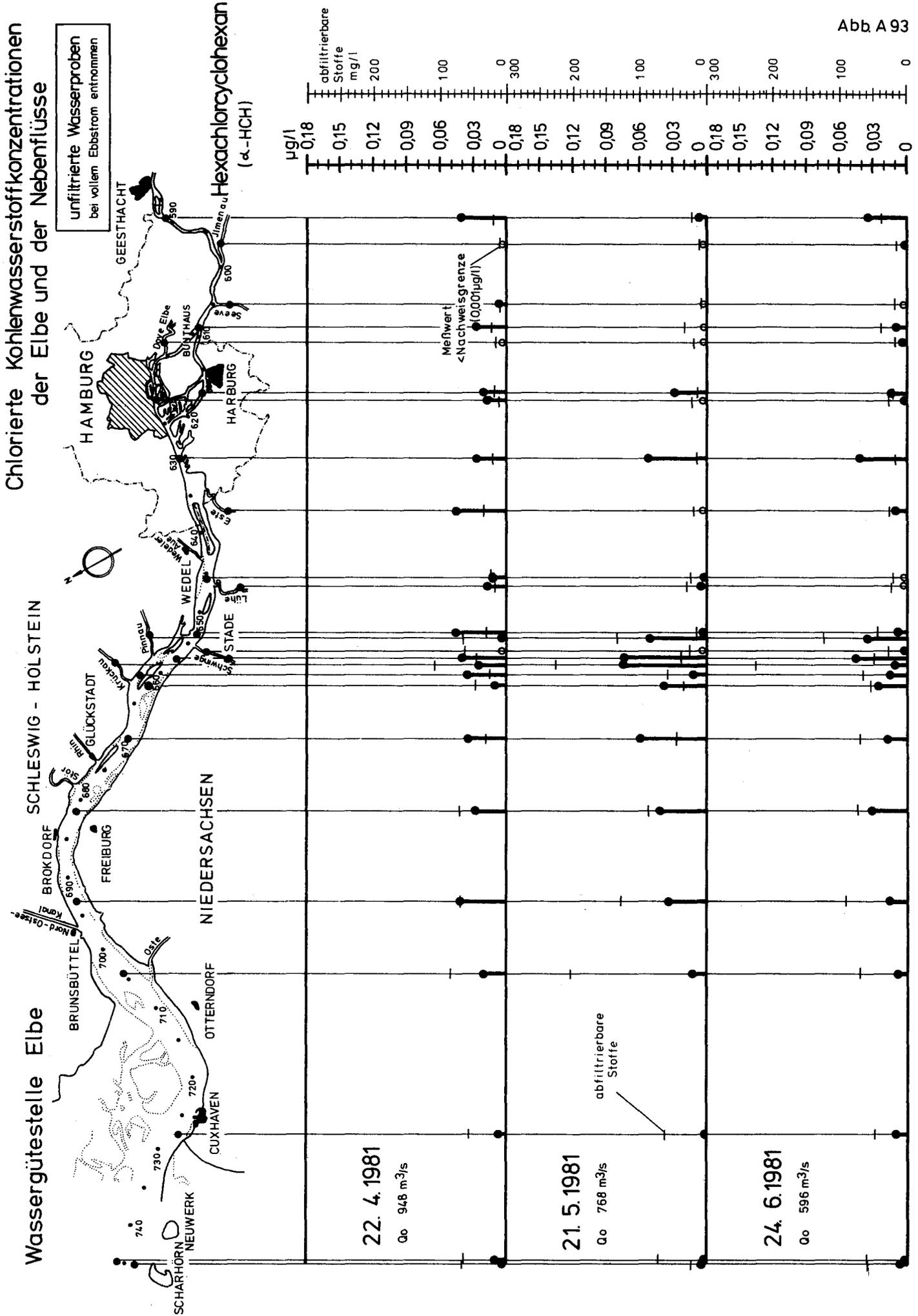


Abb.A 92

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse



Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

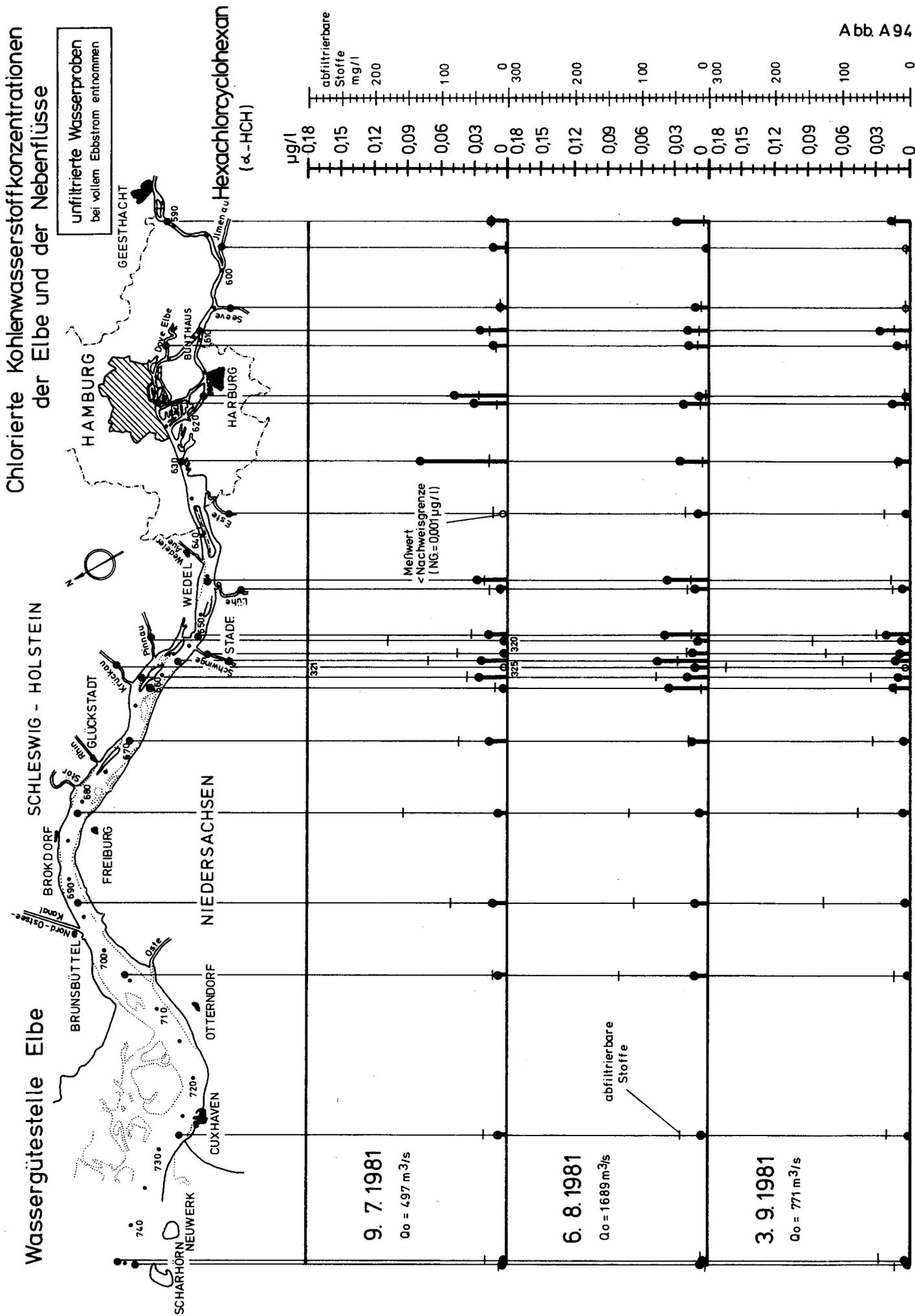


Abb. A94

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

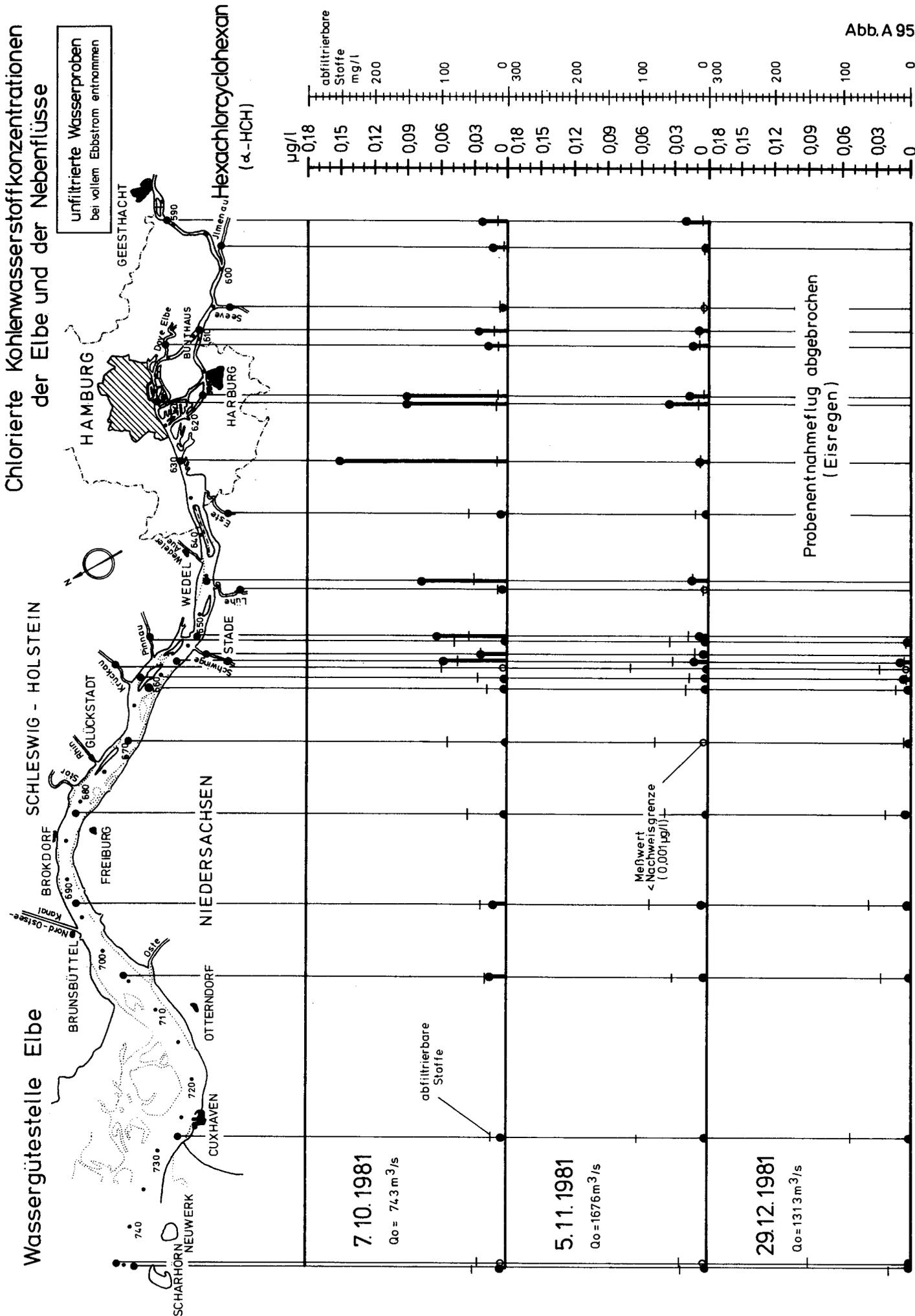


Abb. A 95

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

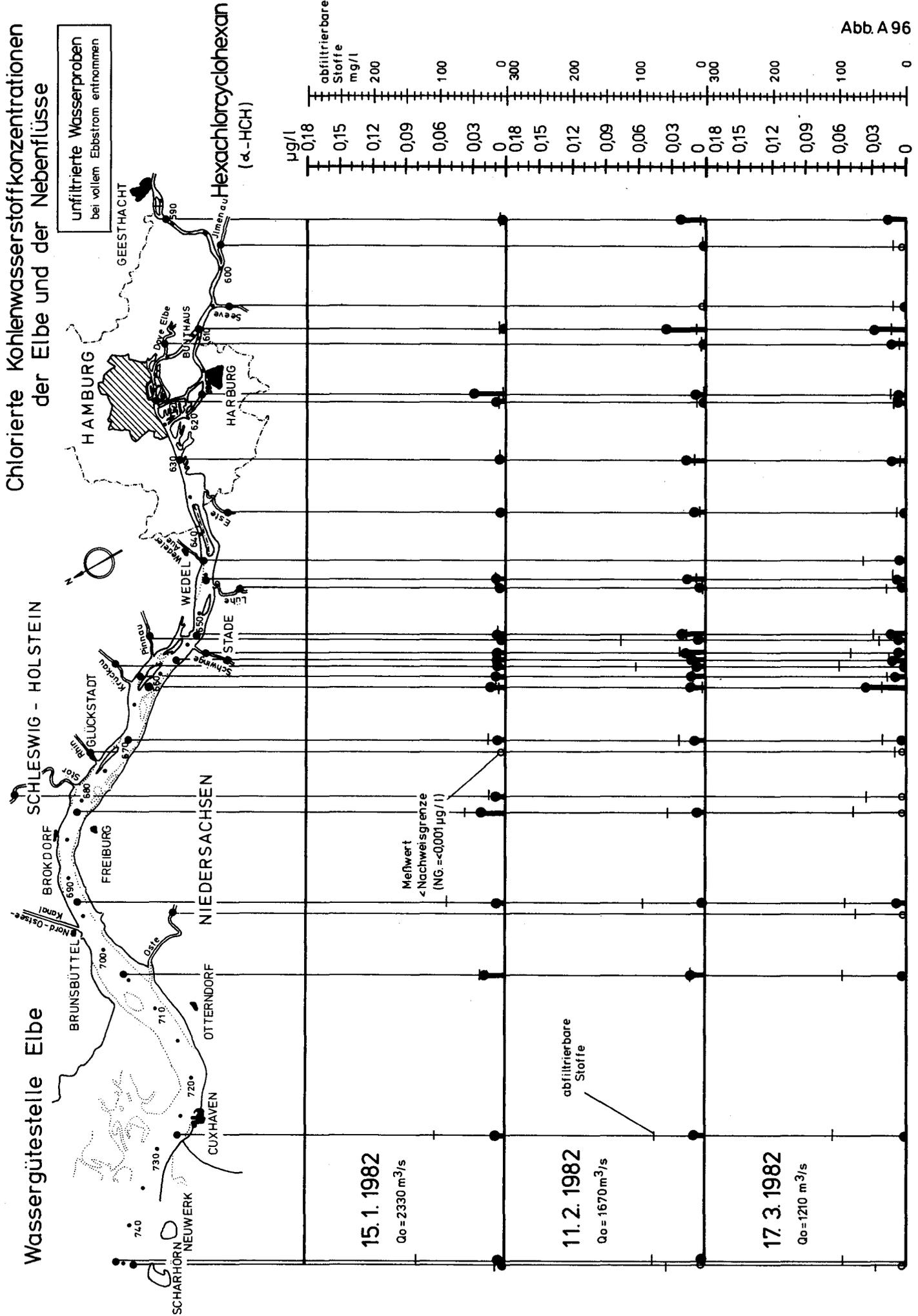


Abb. A 96

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

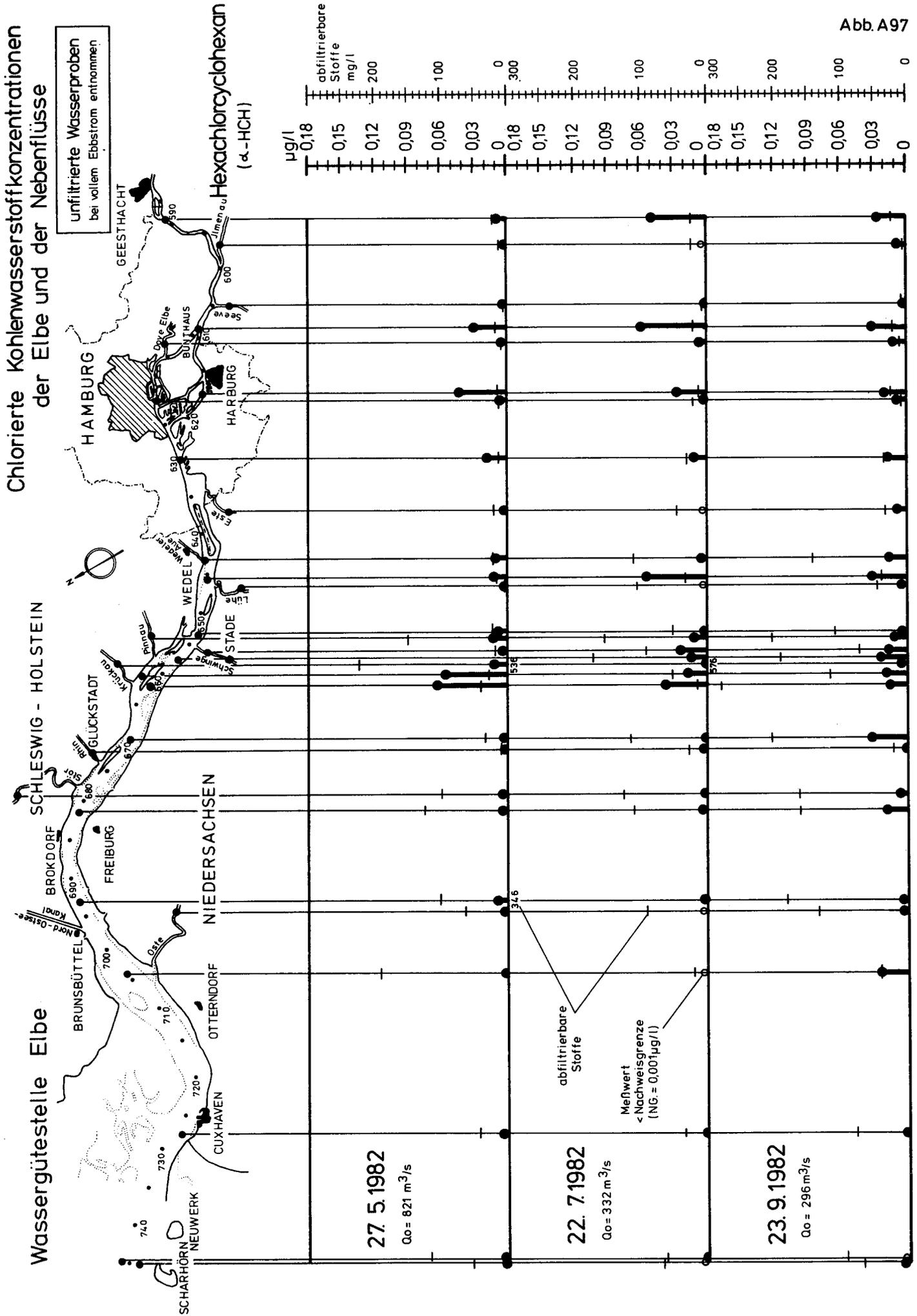


Abb. A97

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

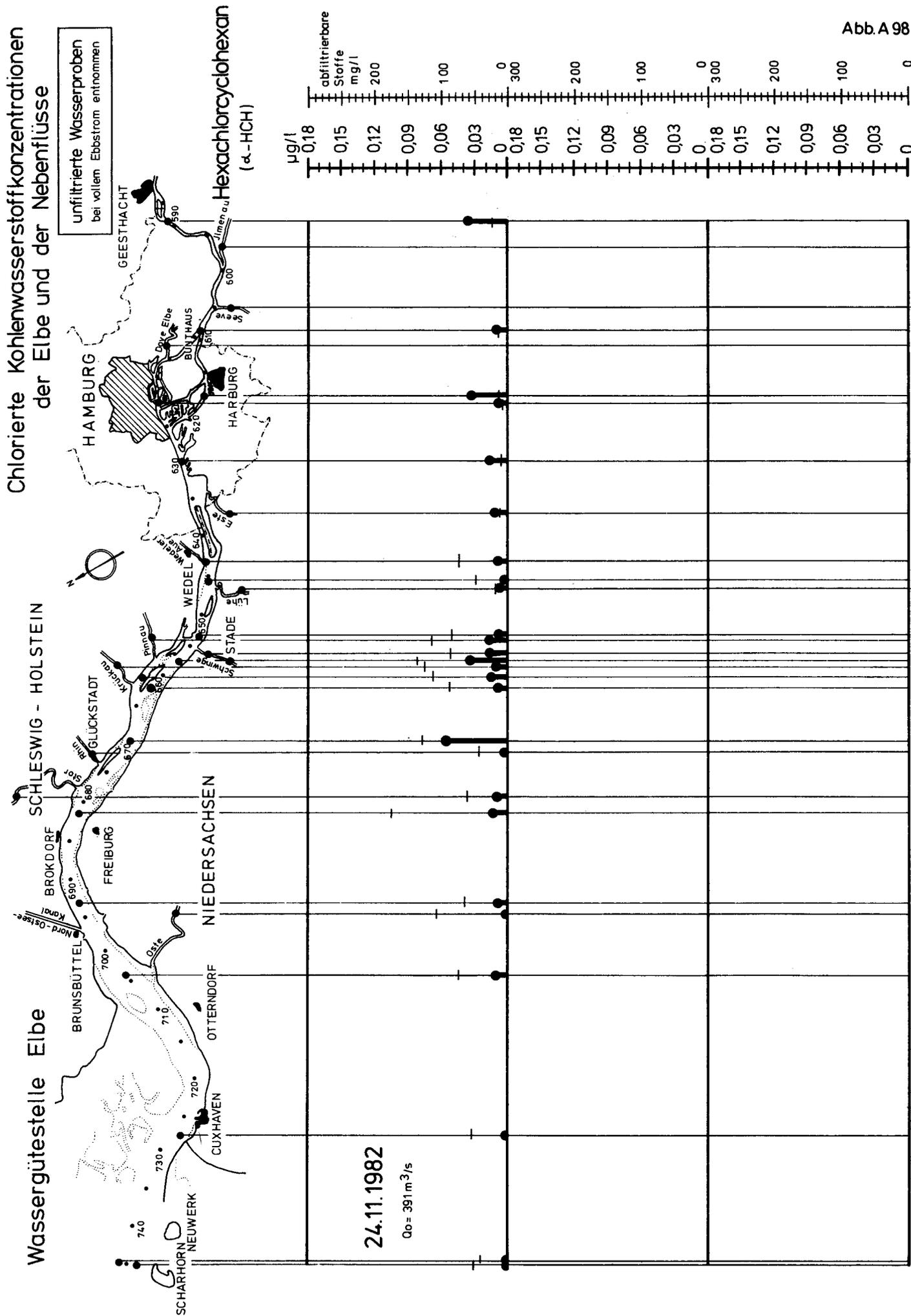


Abb. A 98

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

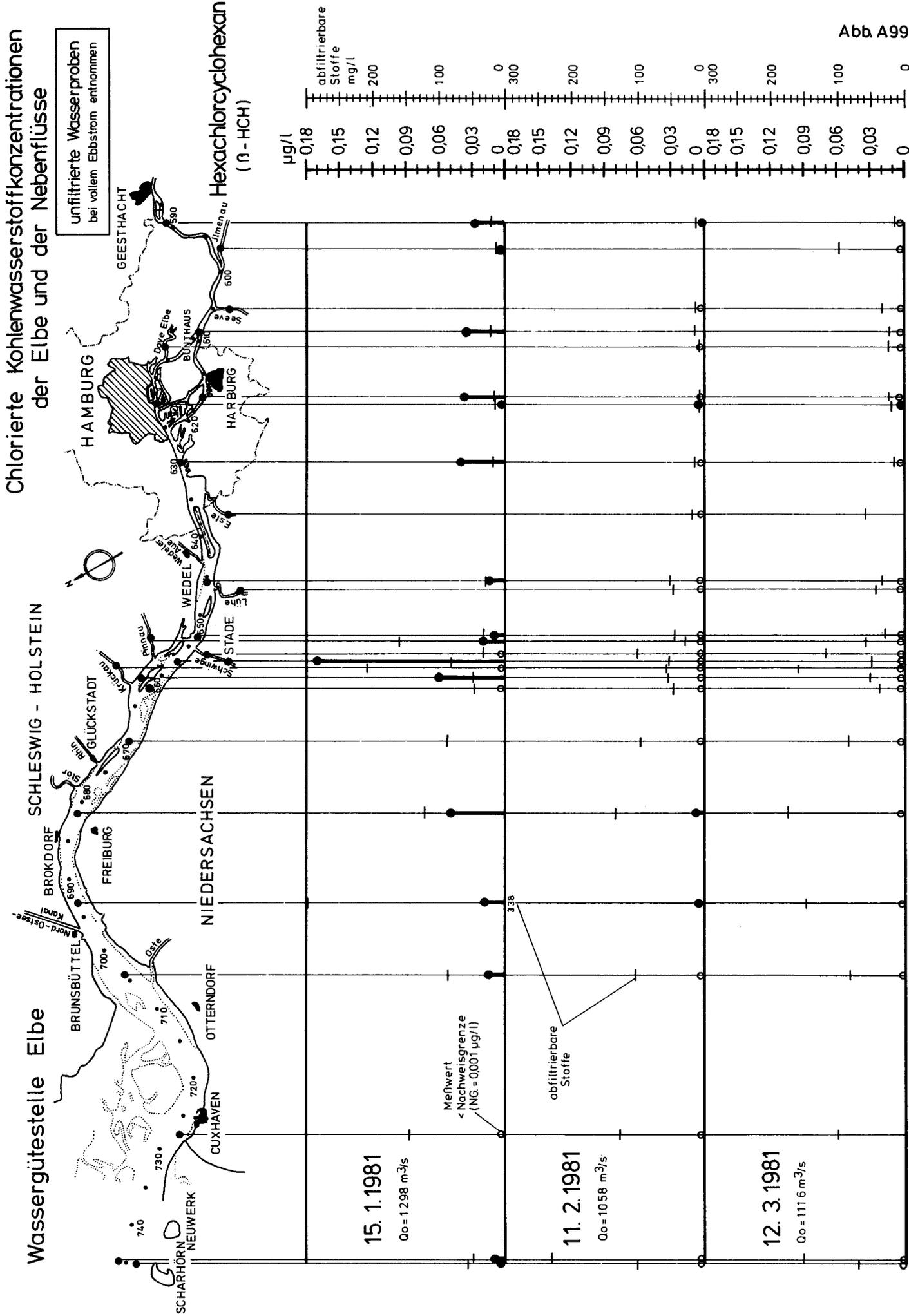


Abb A99

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

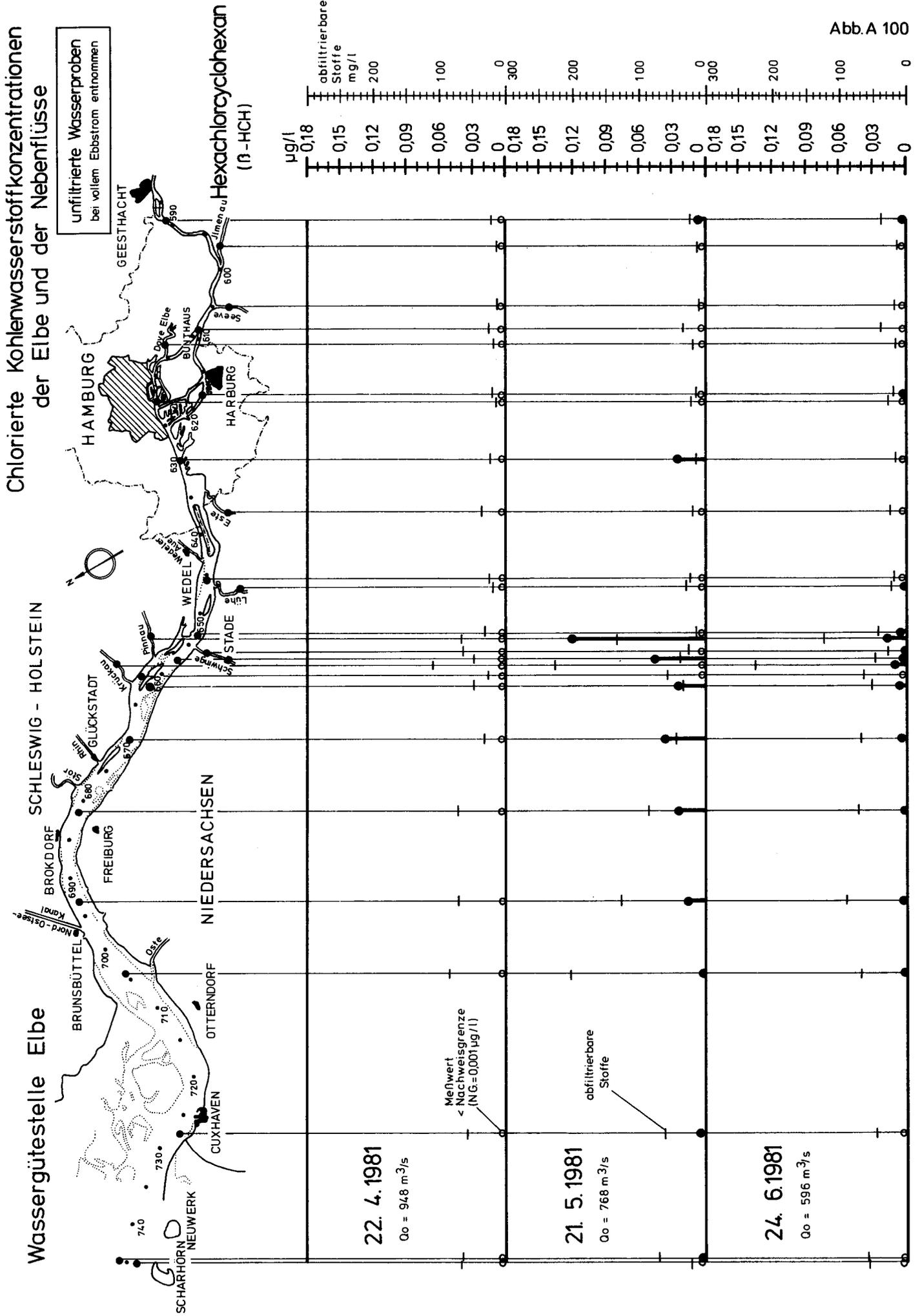
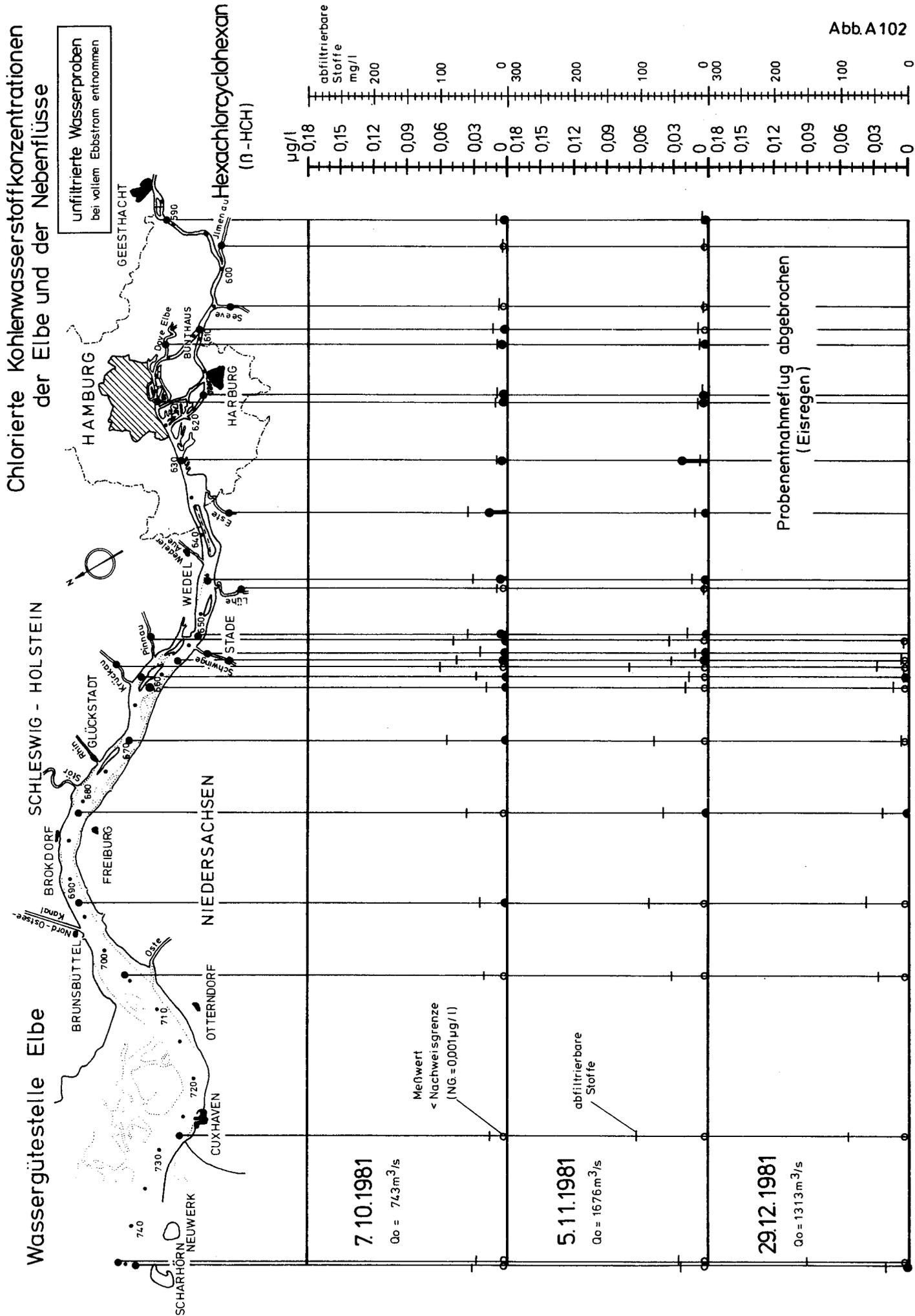


Abb. A 100

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse



Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

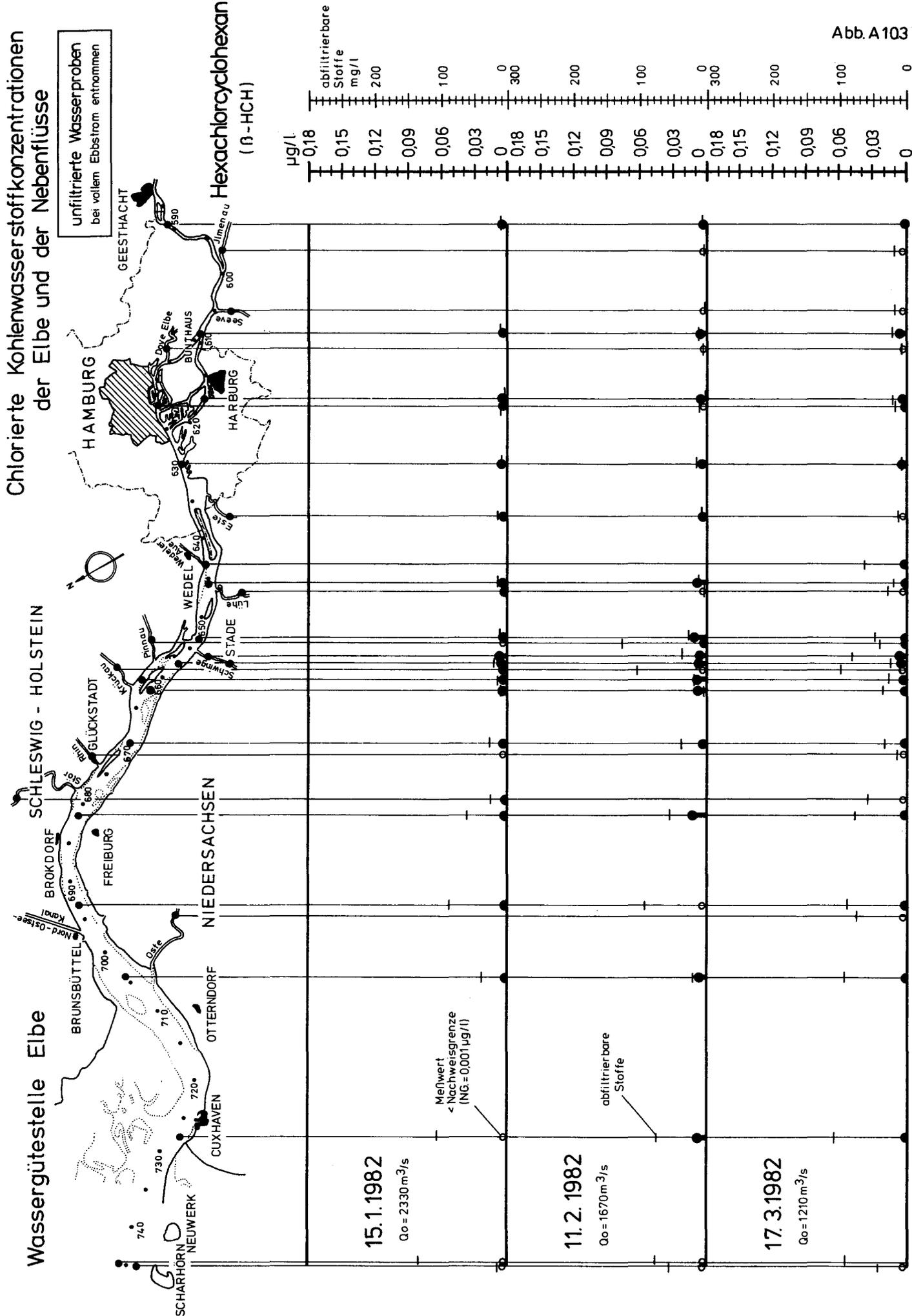


Abb. A103

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

Wassergütestelle Elbe

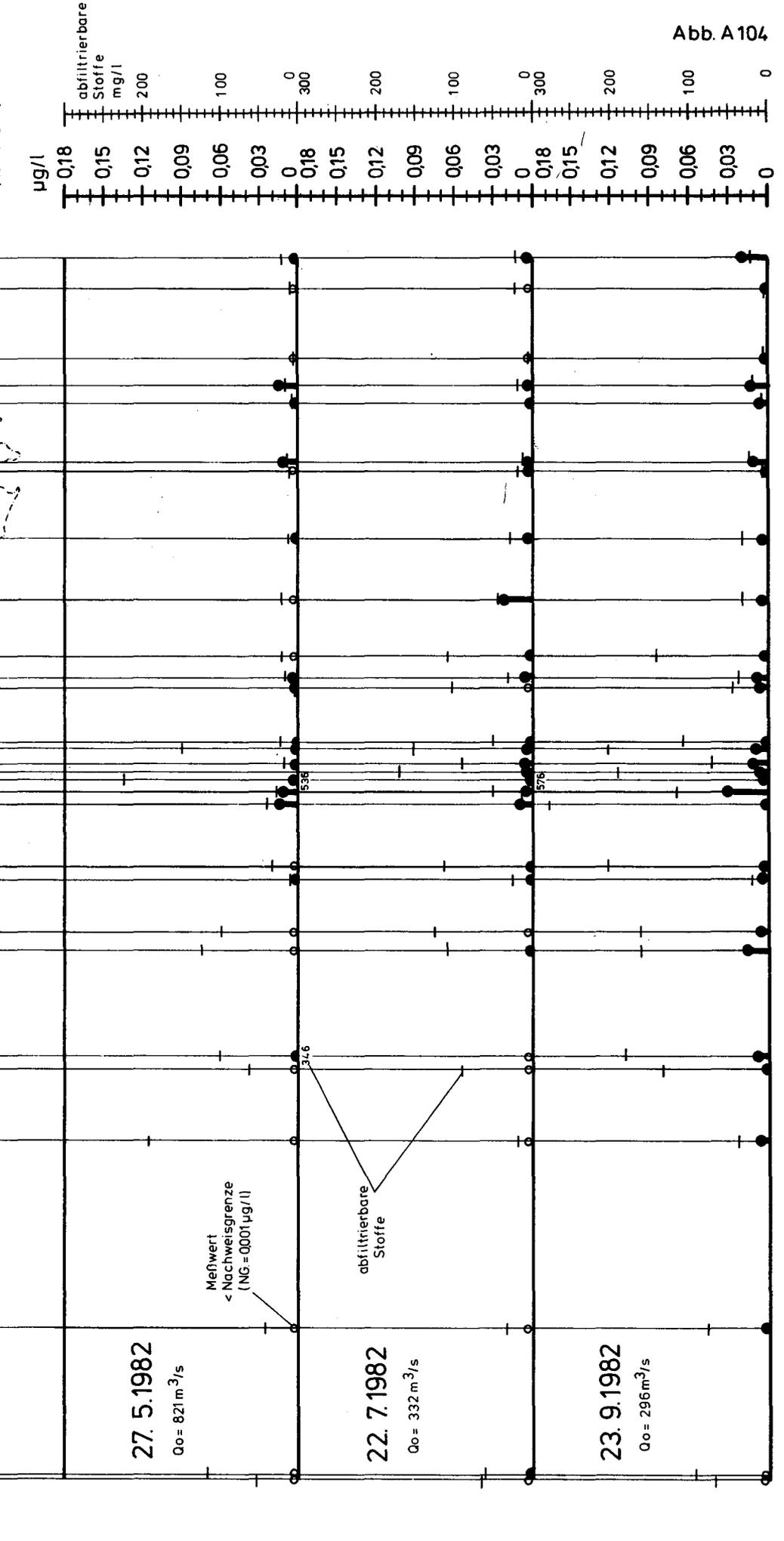
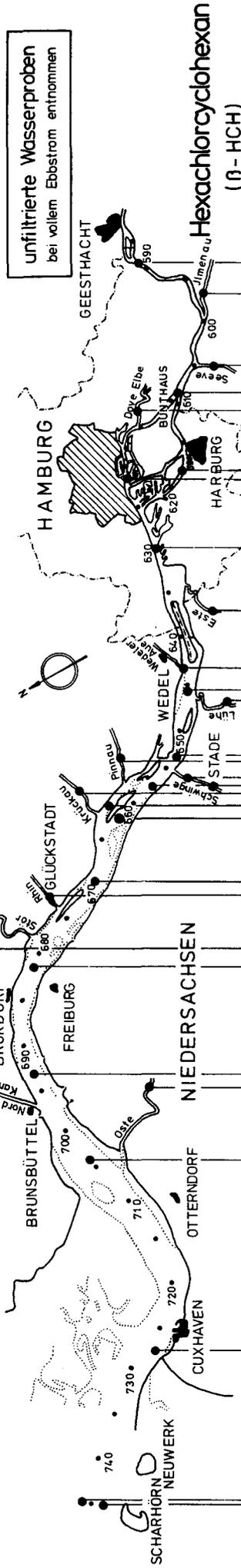


Abb. A104

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

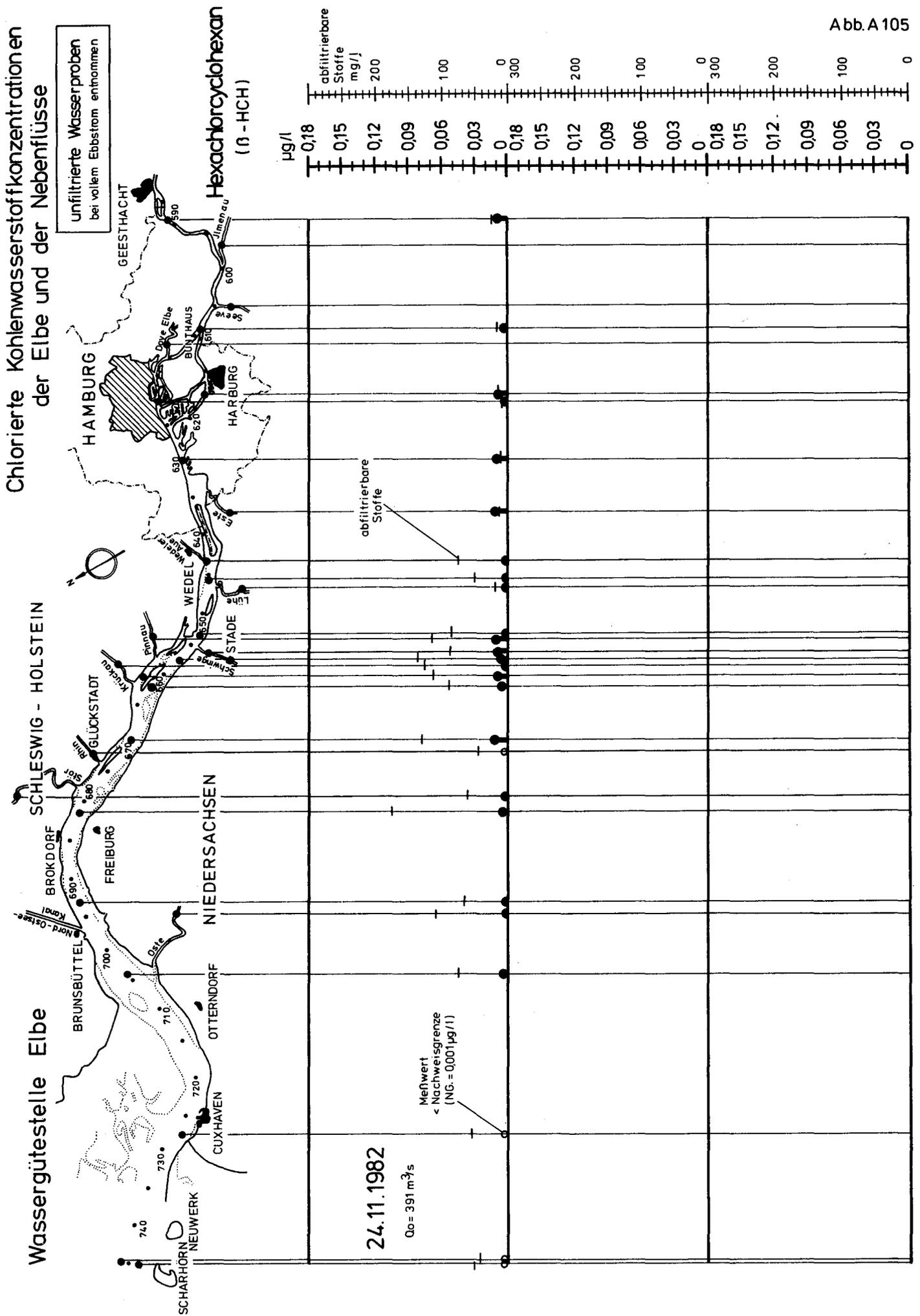
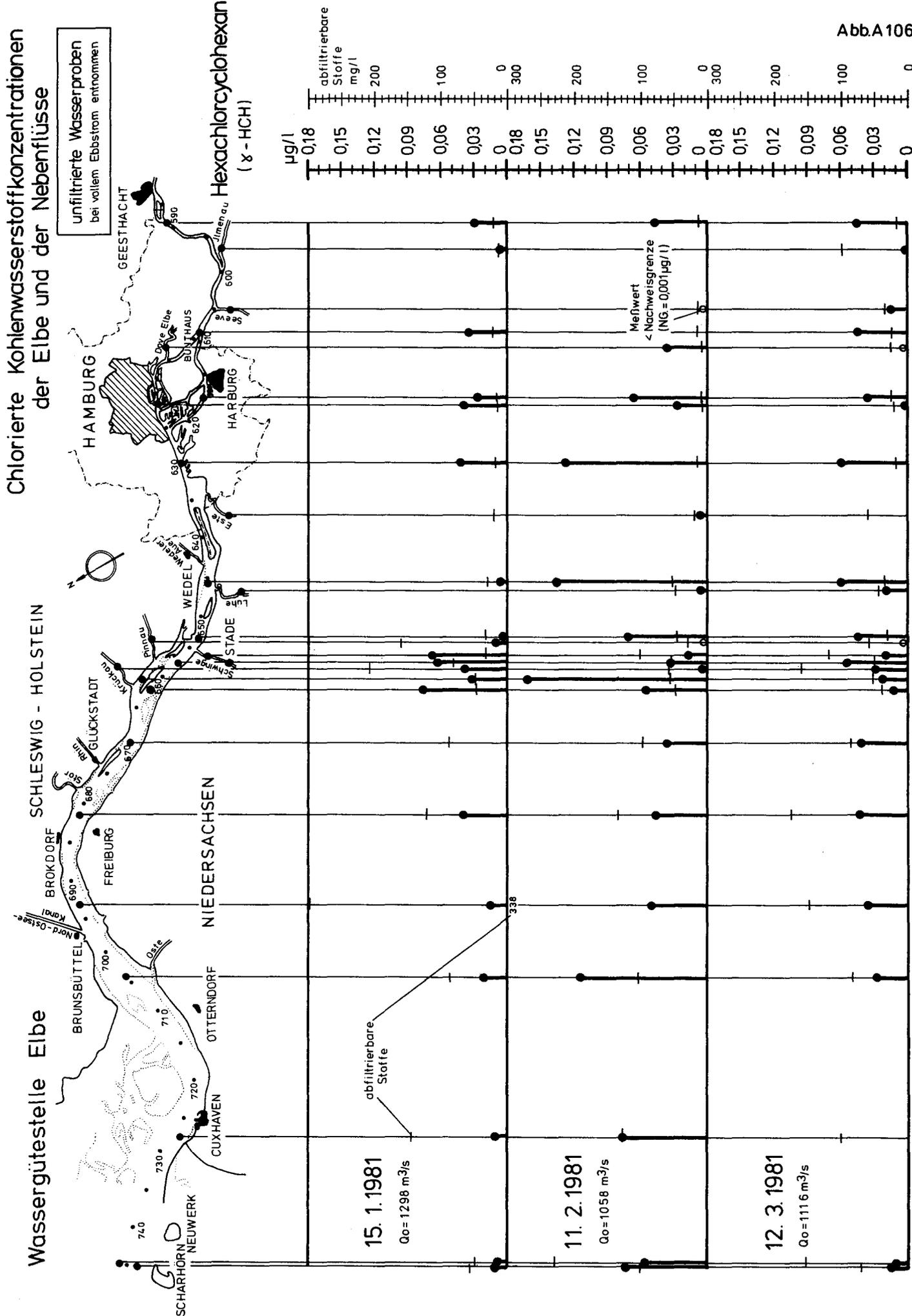


Abb. A 105

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse



Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

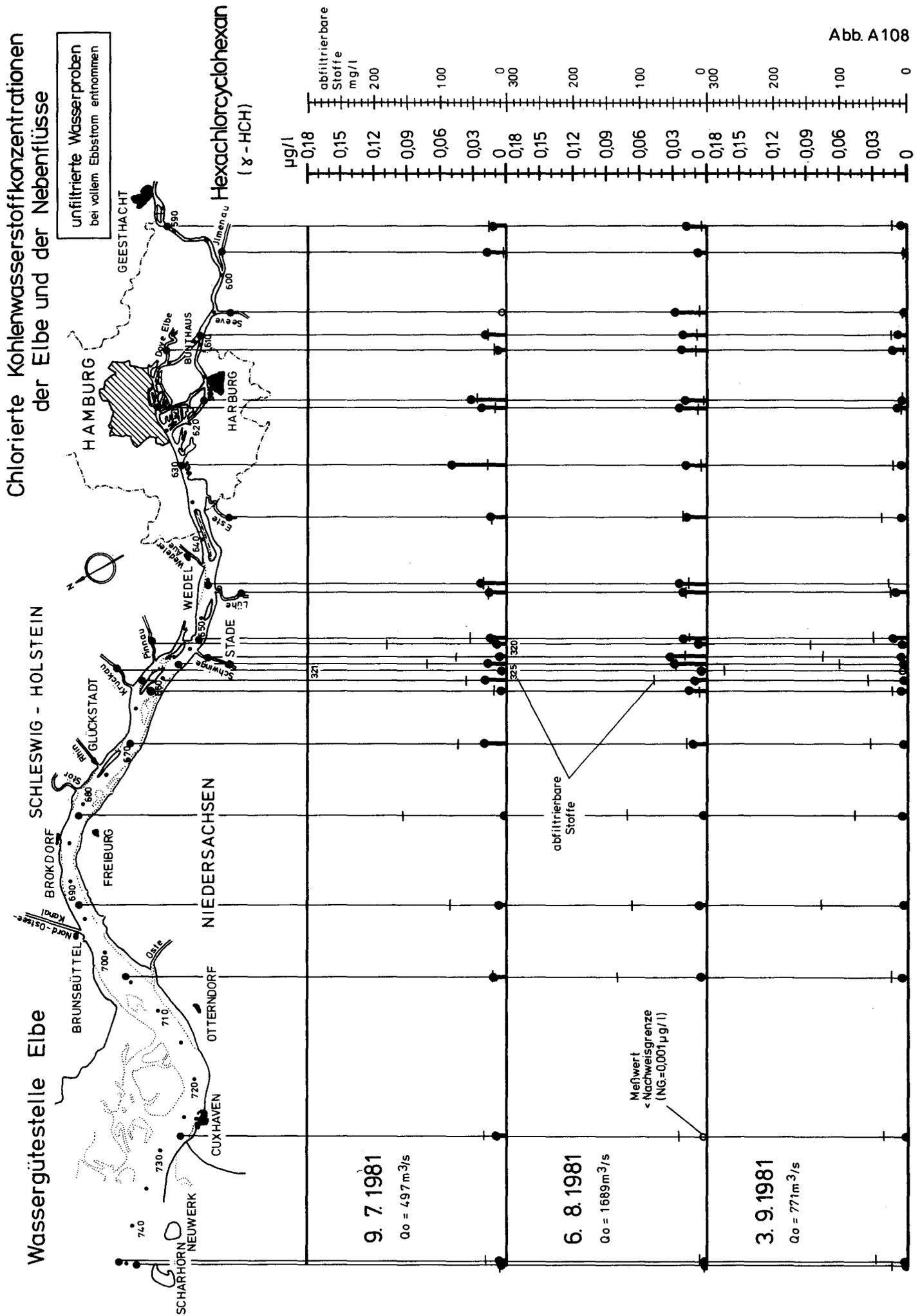


Abb. A108

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

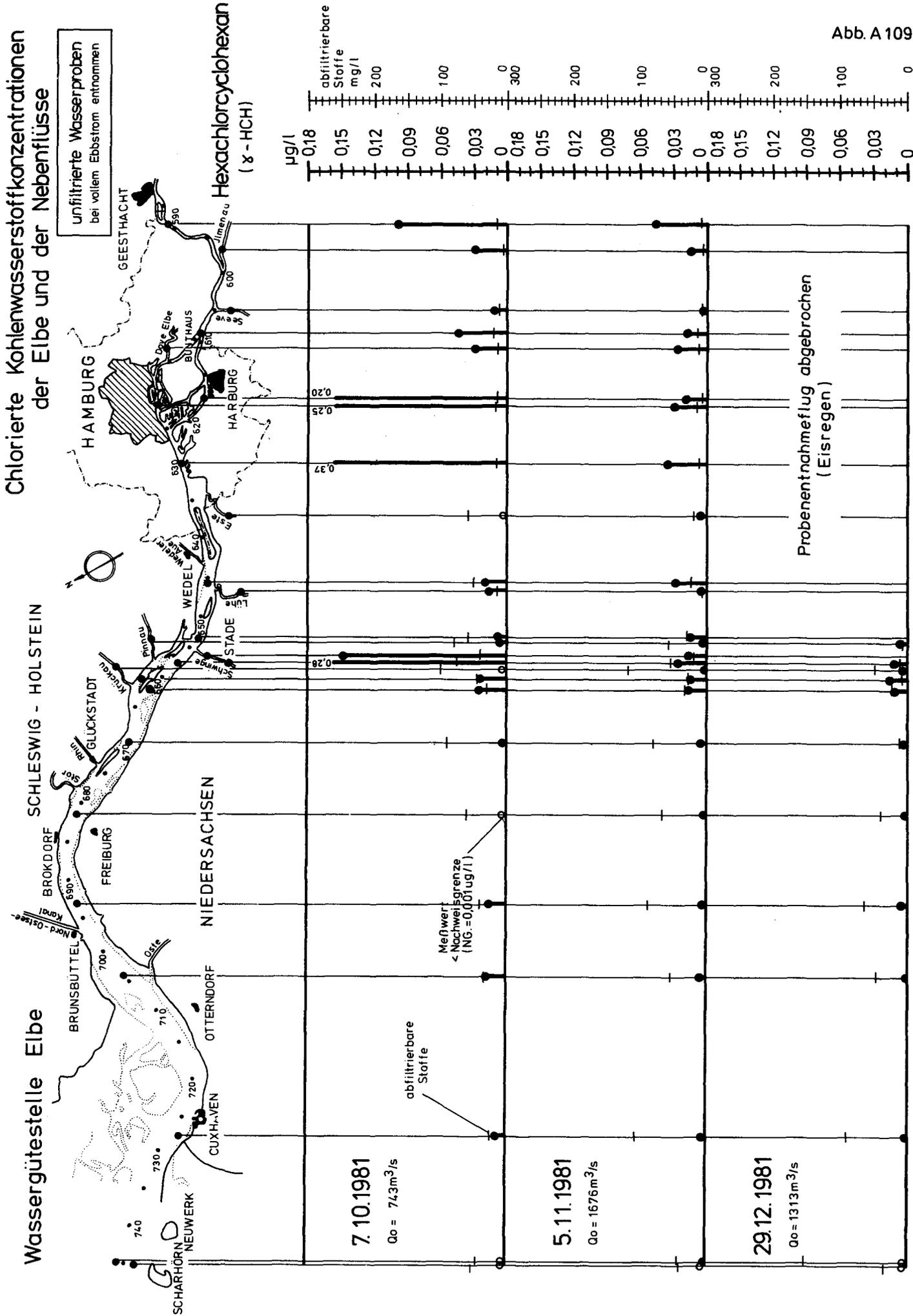


Abb. A 109

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

Wassergütestelle Elbe

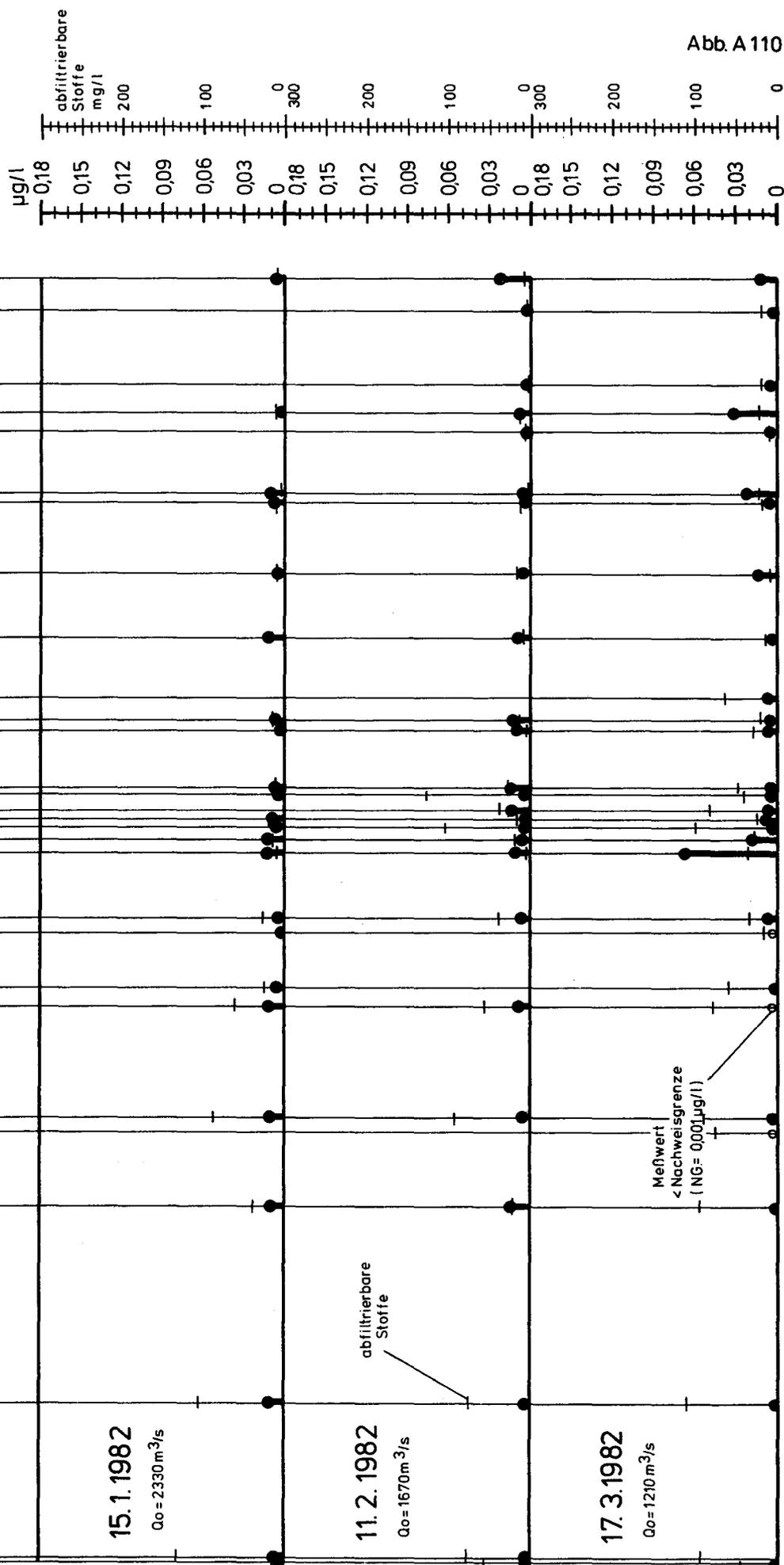
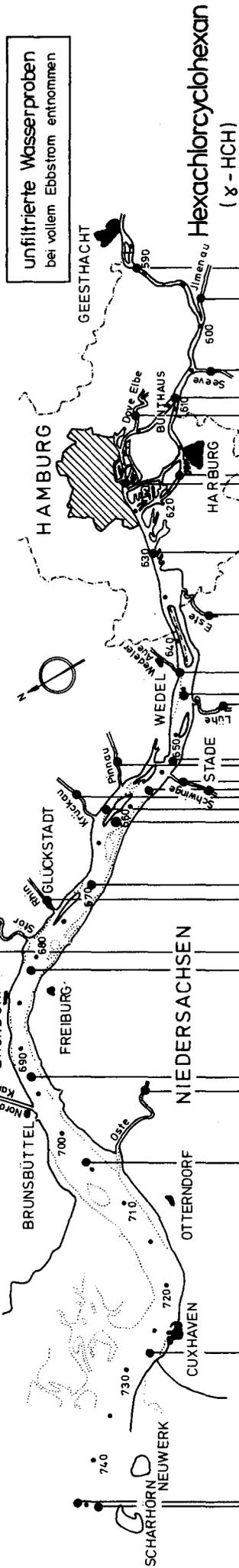


Abb. A 110

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

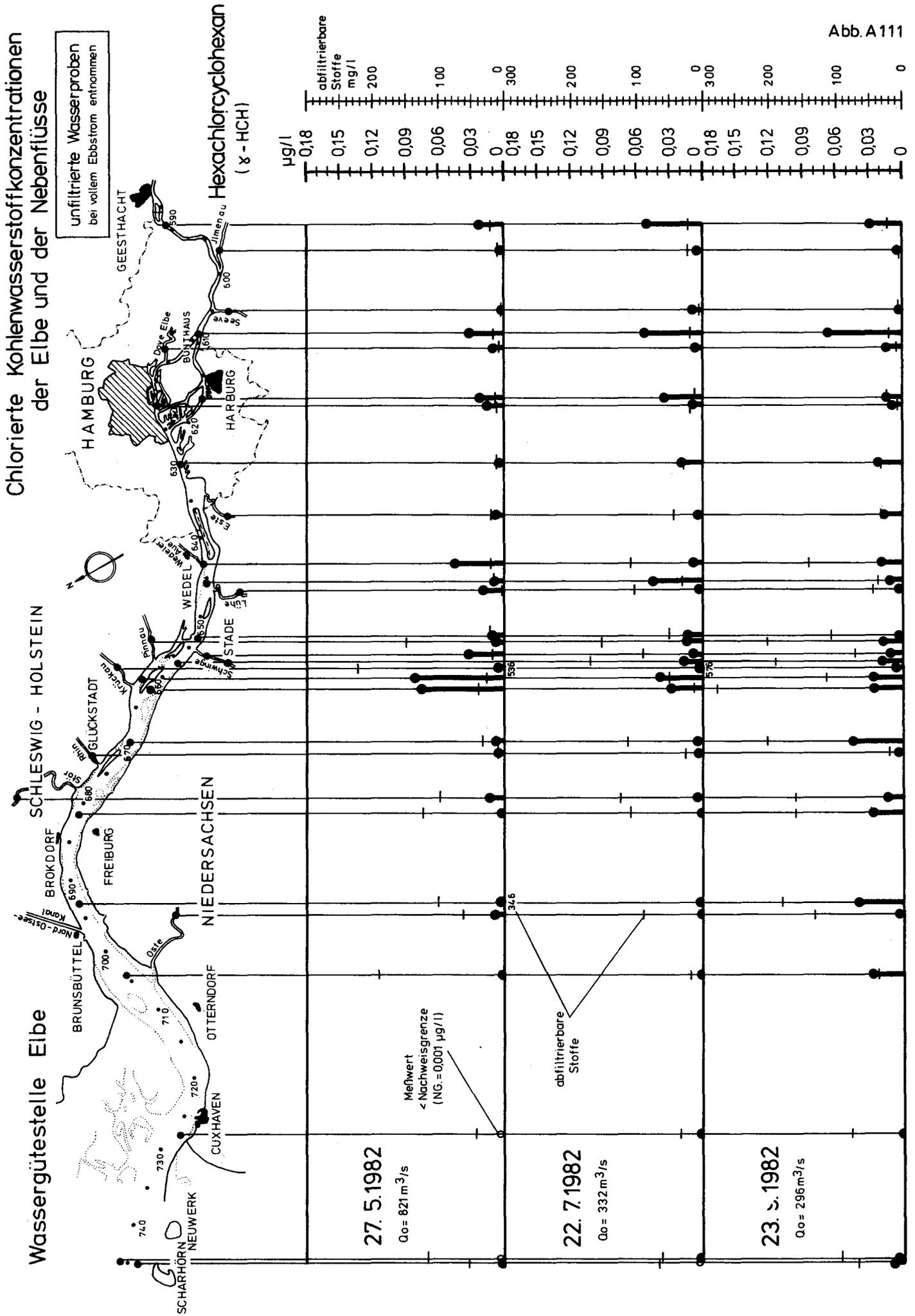
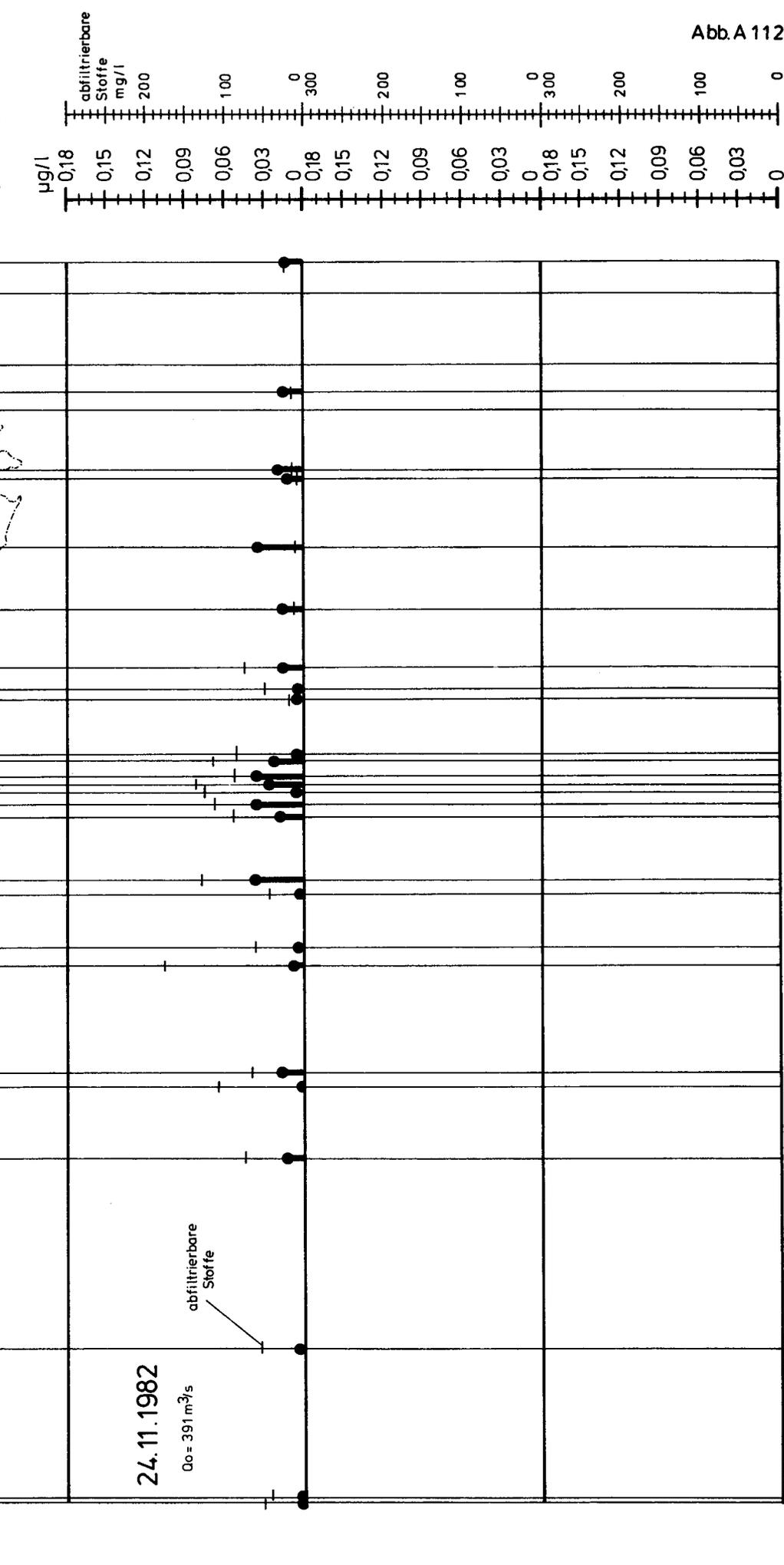
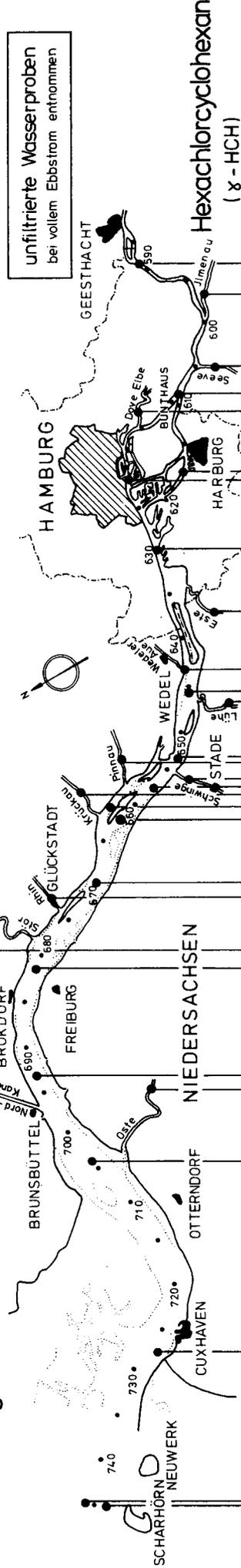


Abb. A111

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

Wassergütestelle Elbe

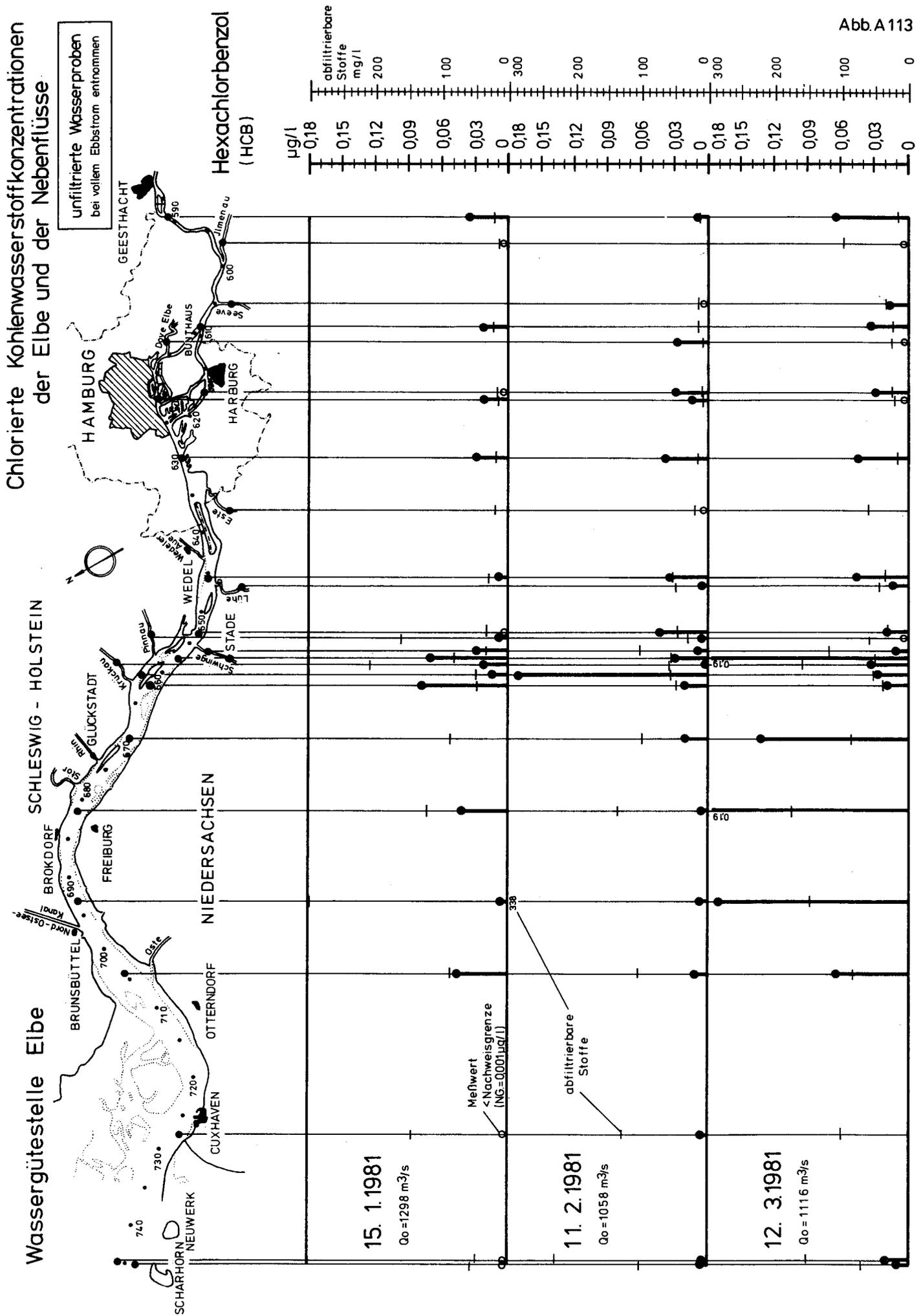


24.11.1982

$Q_0 = 391 \text{ m}^3/\text{s}$

Hexachlorcyclohexan
(Σ -HCH)

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse



Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

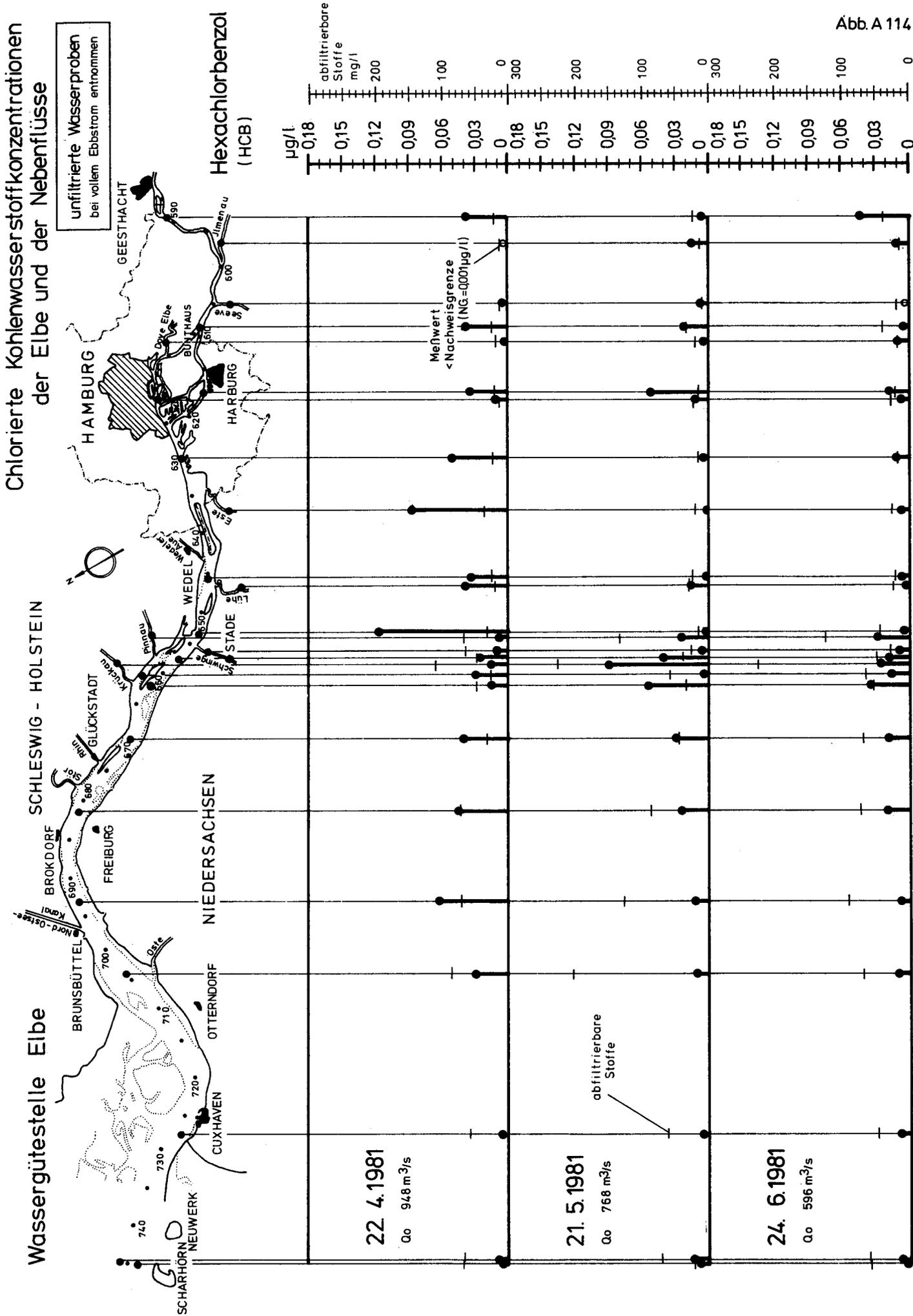


Abb. A 114

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

Wassergütestelle Elbe

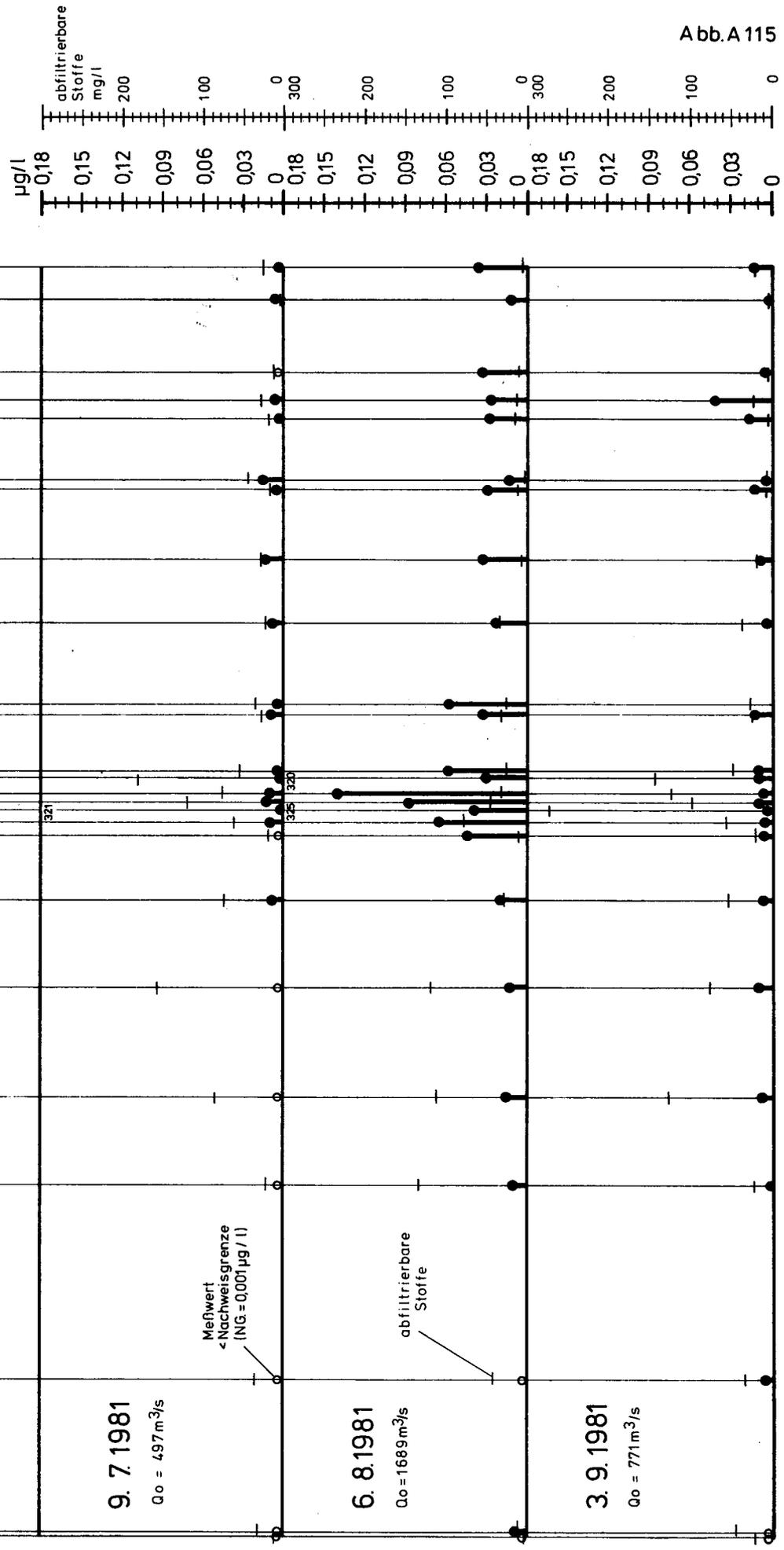
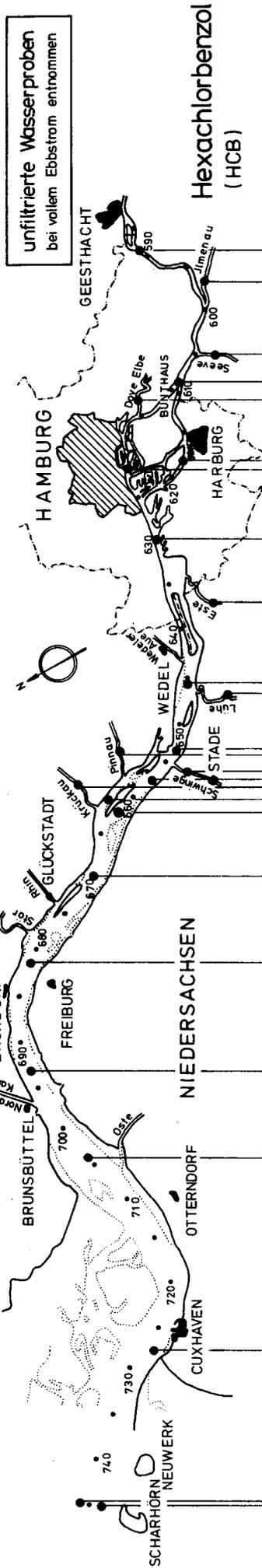
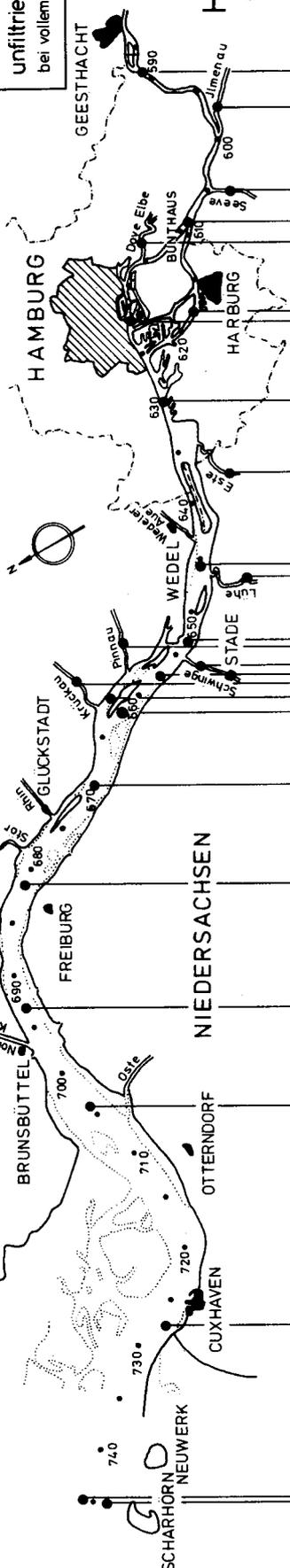


Abb. A 115

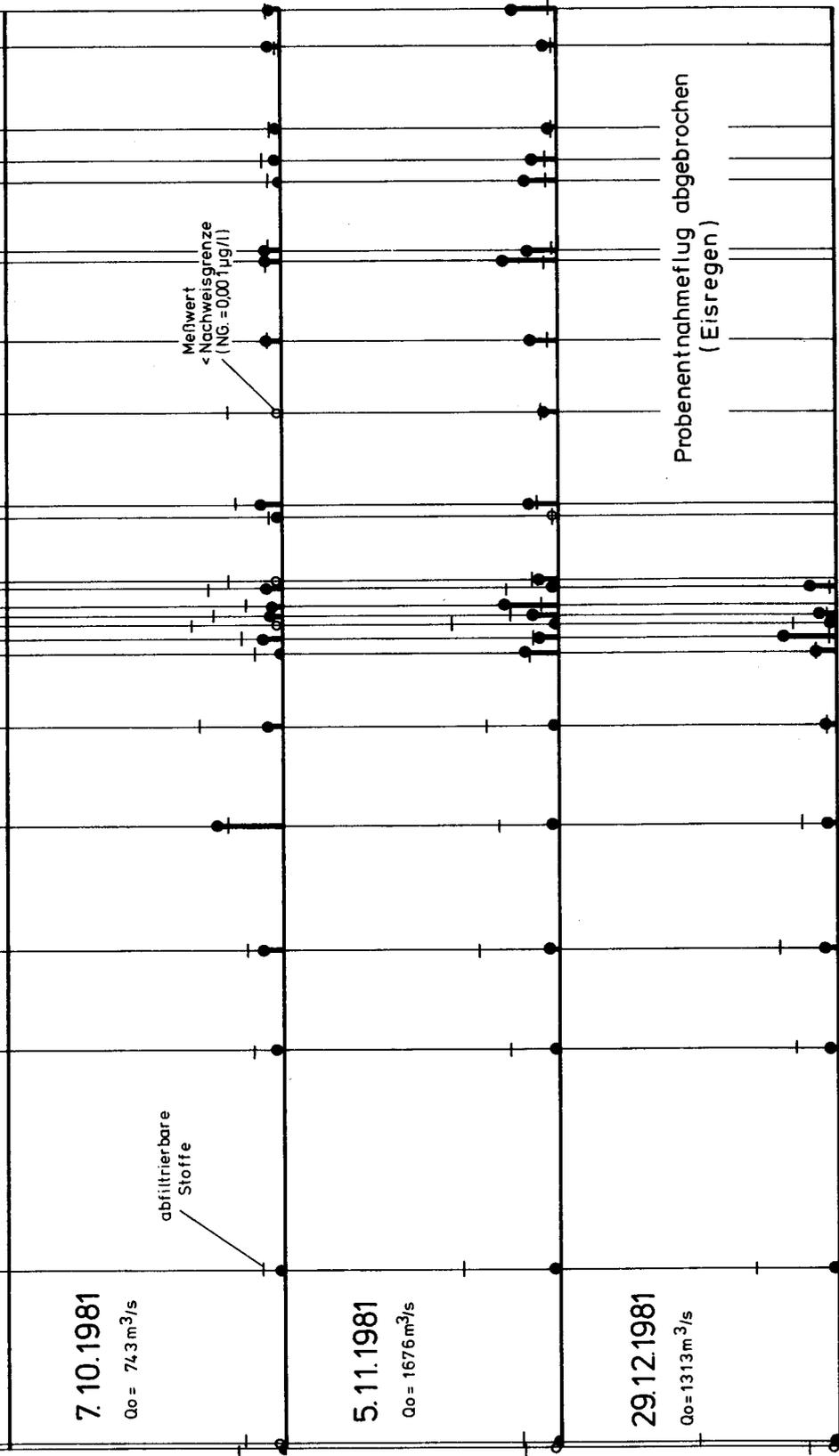
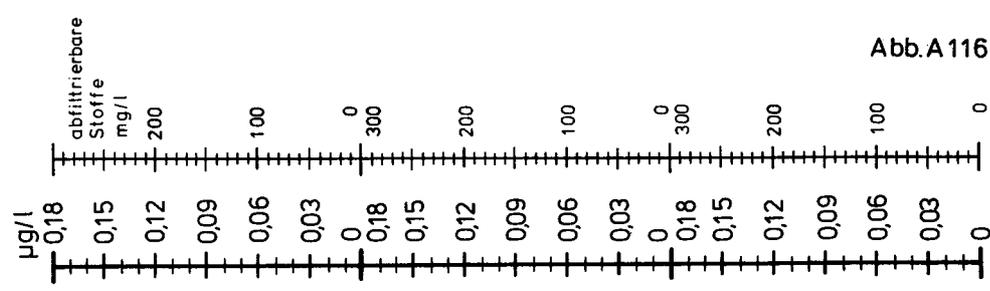
Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

Wassergütestelle Elbe

unfiltrierte Wasserproben
bei vollem Ebbsstrom entnehmen



Hexachlorbenzol (HCB)

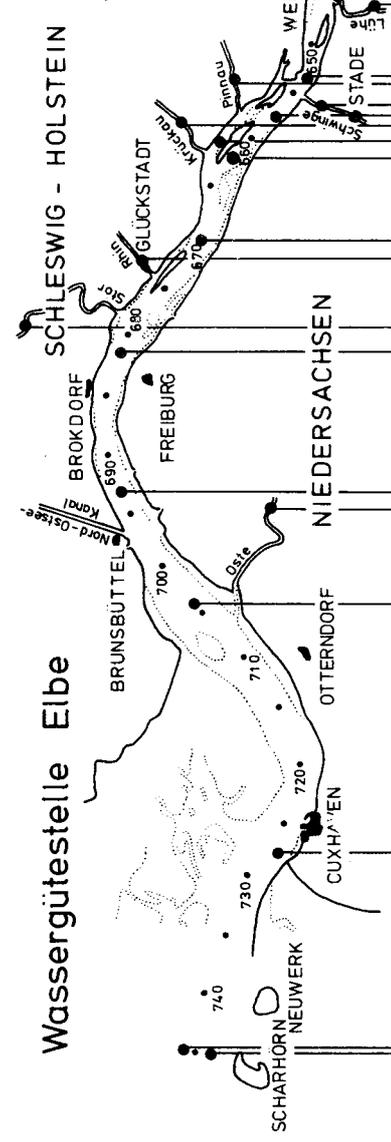


7.10.1981
 $Q_0 = 74.3 \text{ m}^3/\text{s}$

5.11.1981
 $Q_0 = 1676 \text{ m}^3/\text{s}$

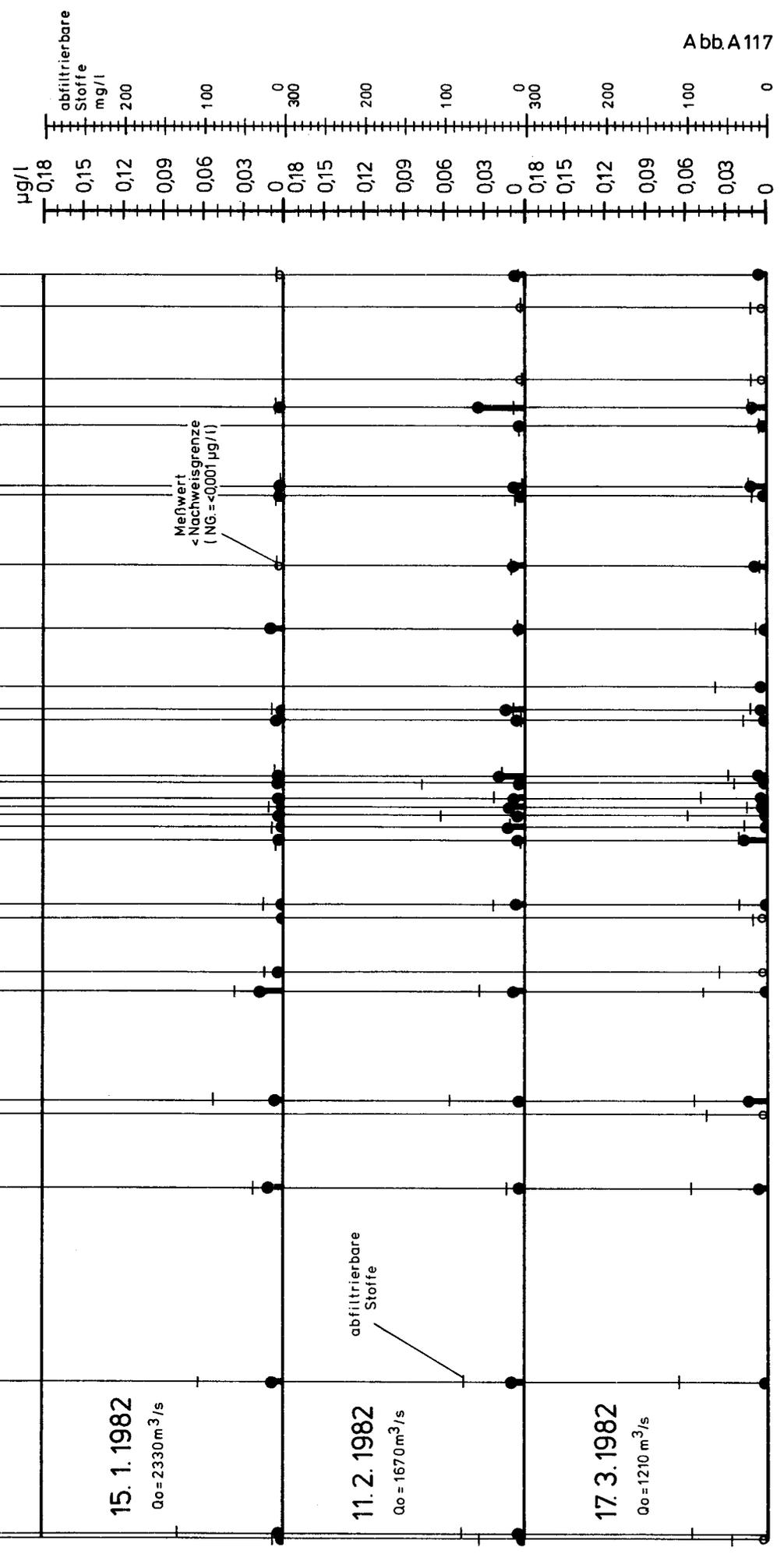
29.12.1981
 $Q_0 = 1313 \text{ m}^3/\text{s}$

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse



unfiltrierte Wasserproben
bei vollem Ebbsstrom entnommen

Hexachlorbenzol (HCB)



Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen
der Elbe und der Nebenflüsse

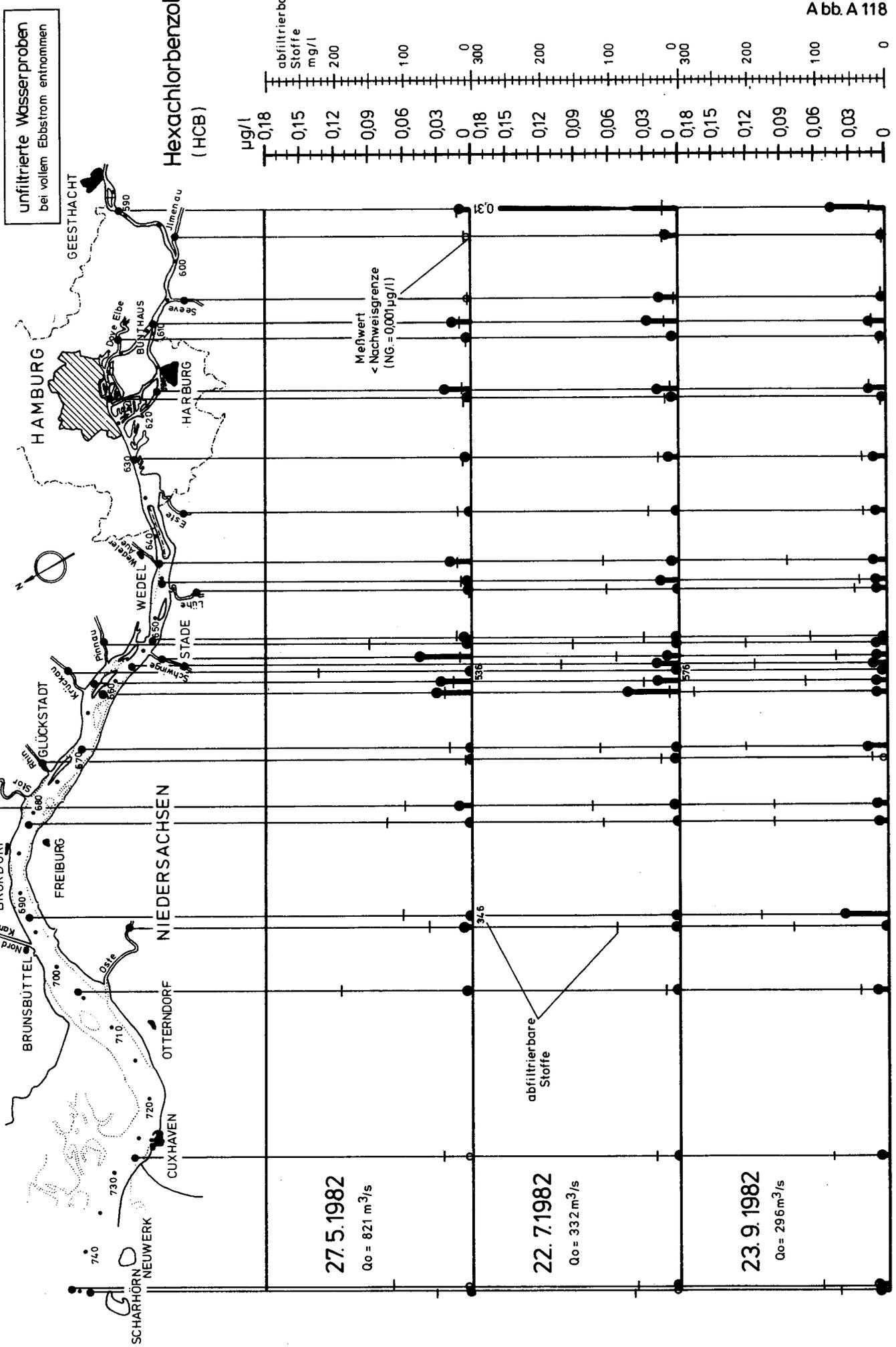
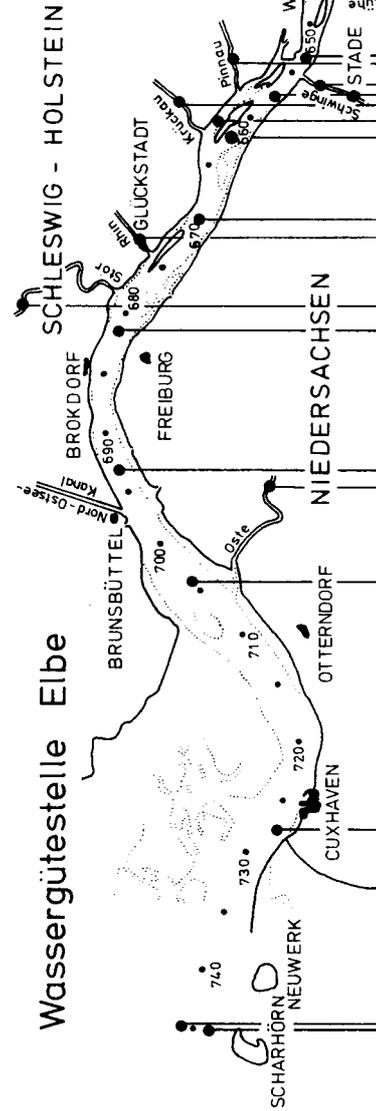


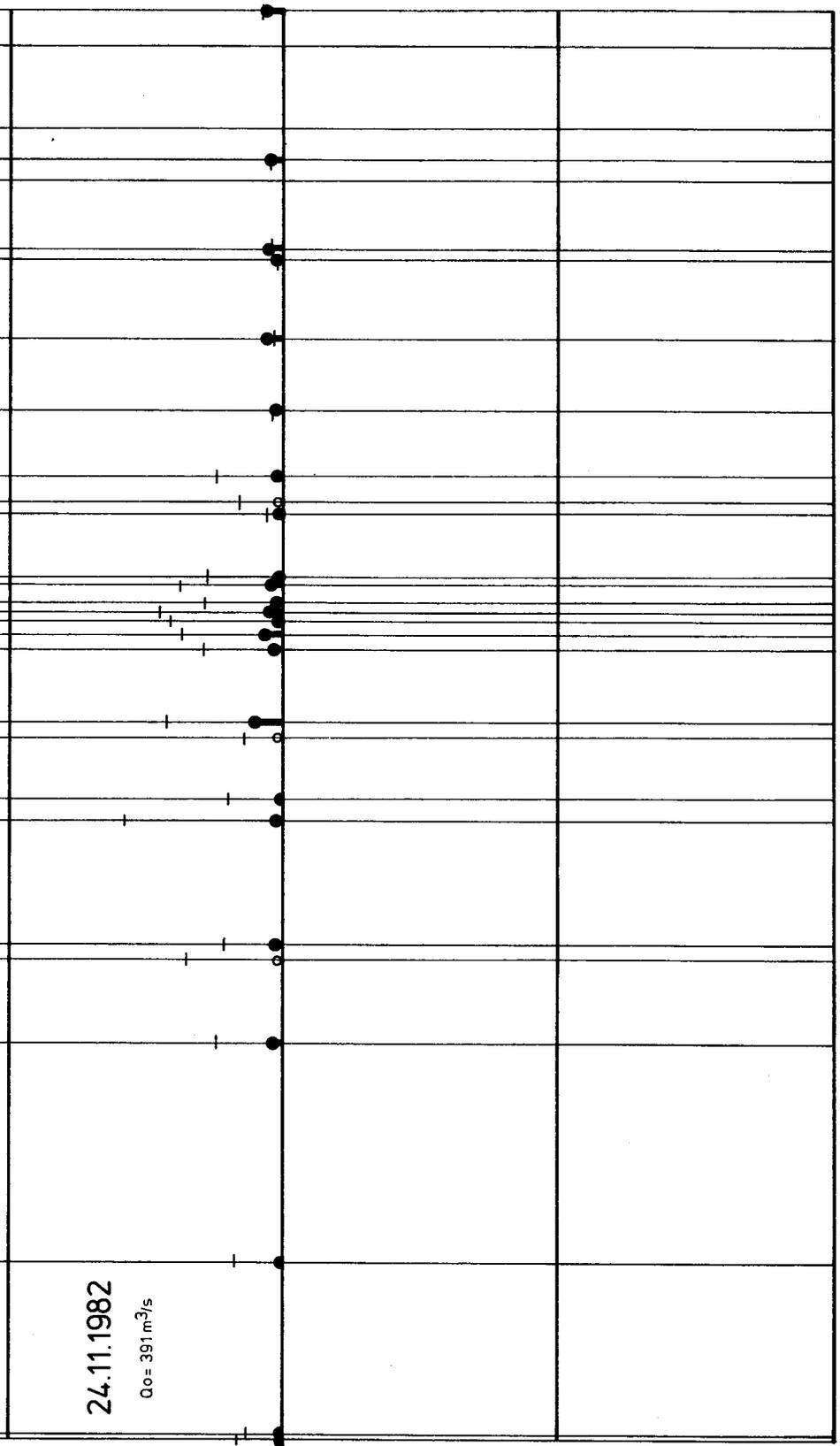
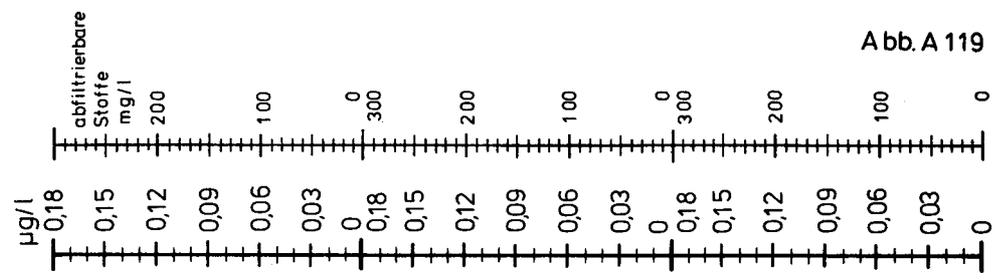
Abb. A 118

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse



unfiltrierte Wasserproben
bei vollem Ebbsstrom entnommen

Hexachlorbenzol (HCB)



24.11.1982
Q₀ = 391 m³/s

Wassergütestelle Elbe
 Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen
 der Elbe und der Nebenflüsse

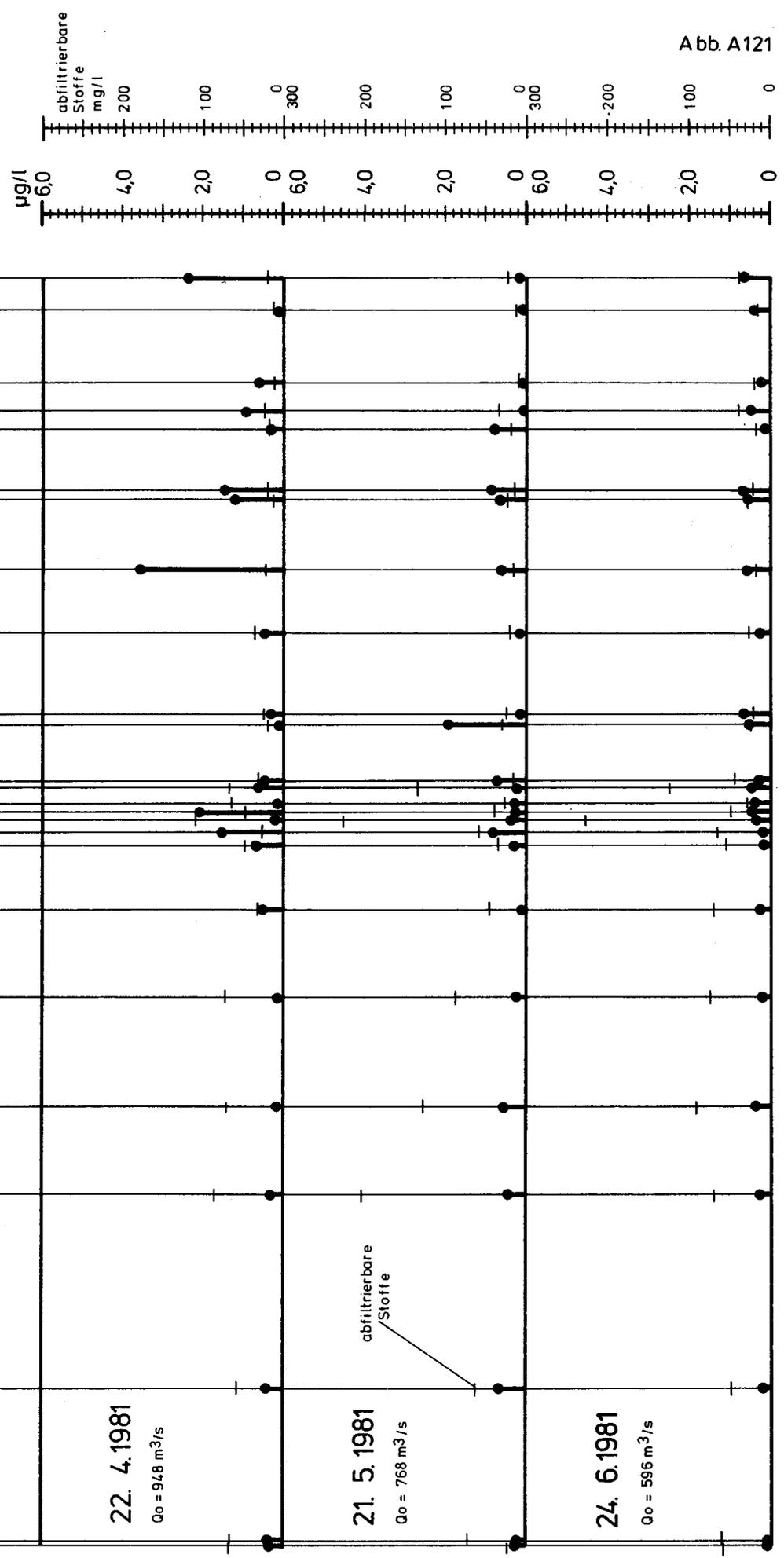
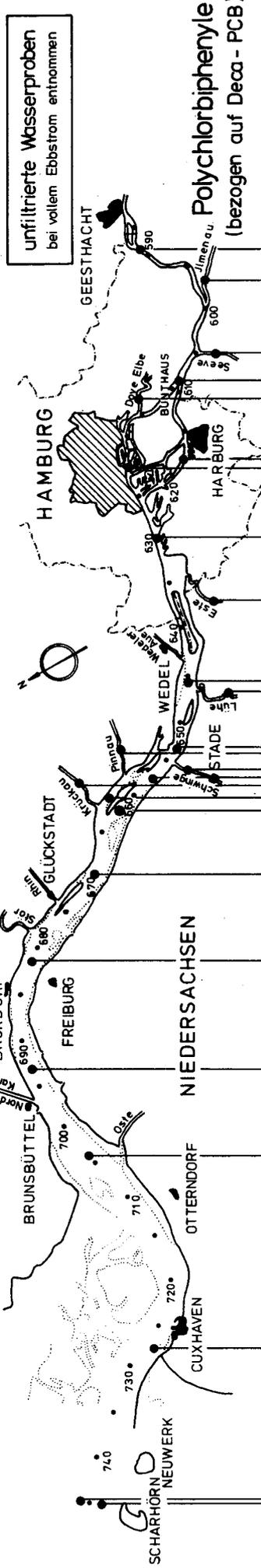


Abb. A121

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

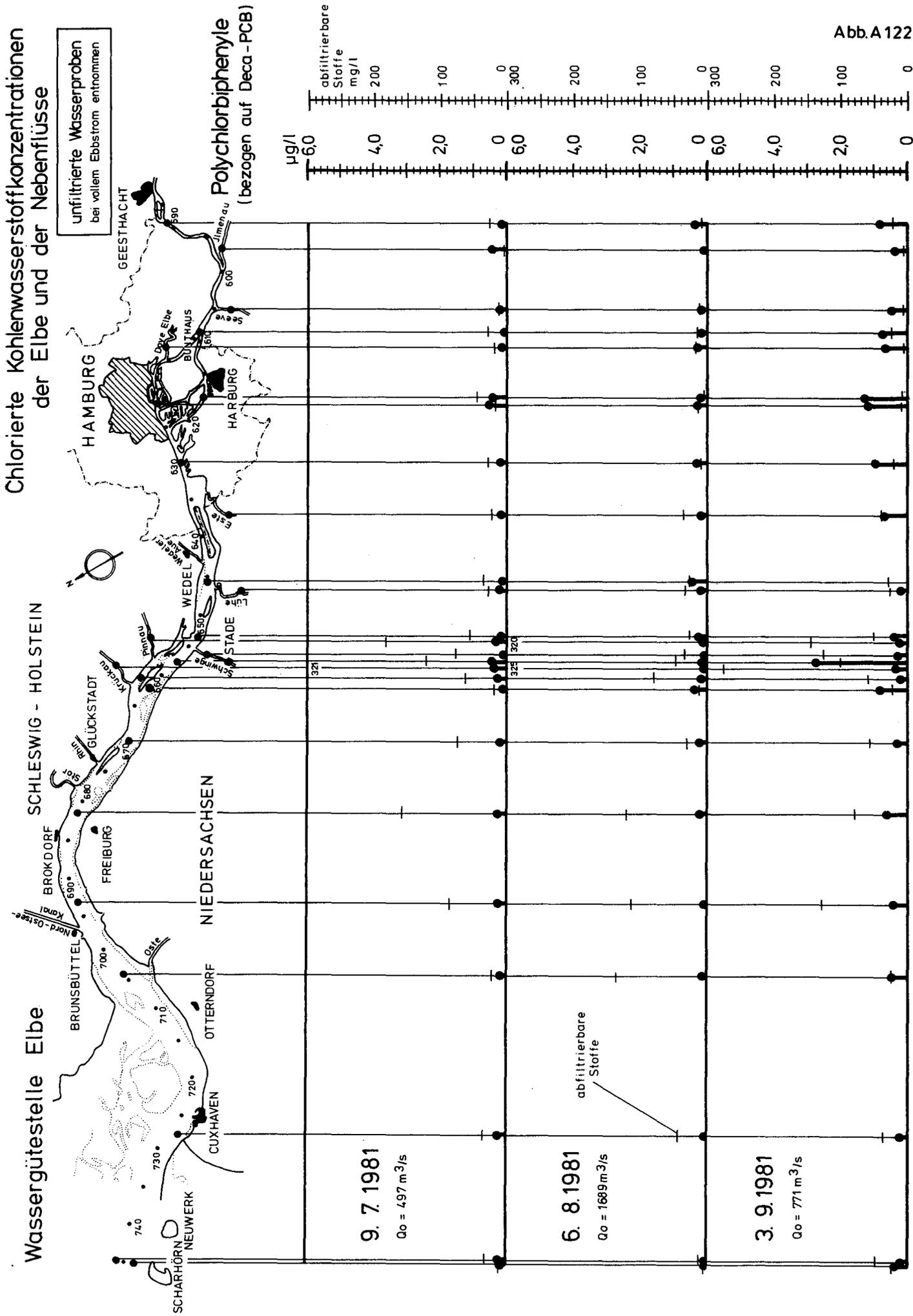


Abb.A122

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

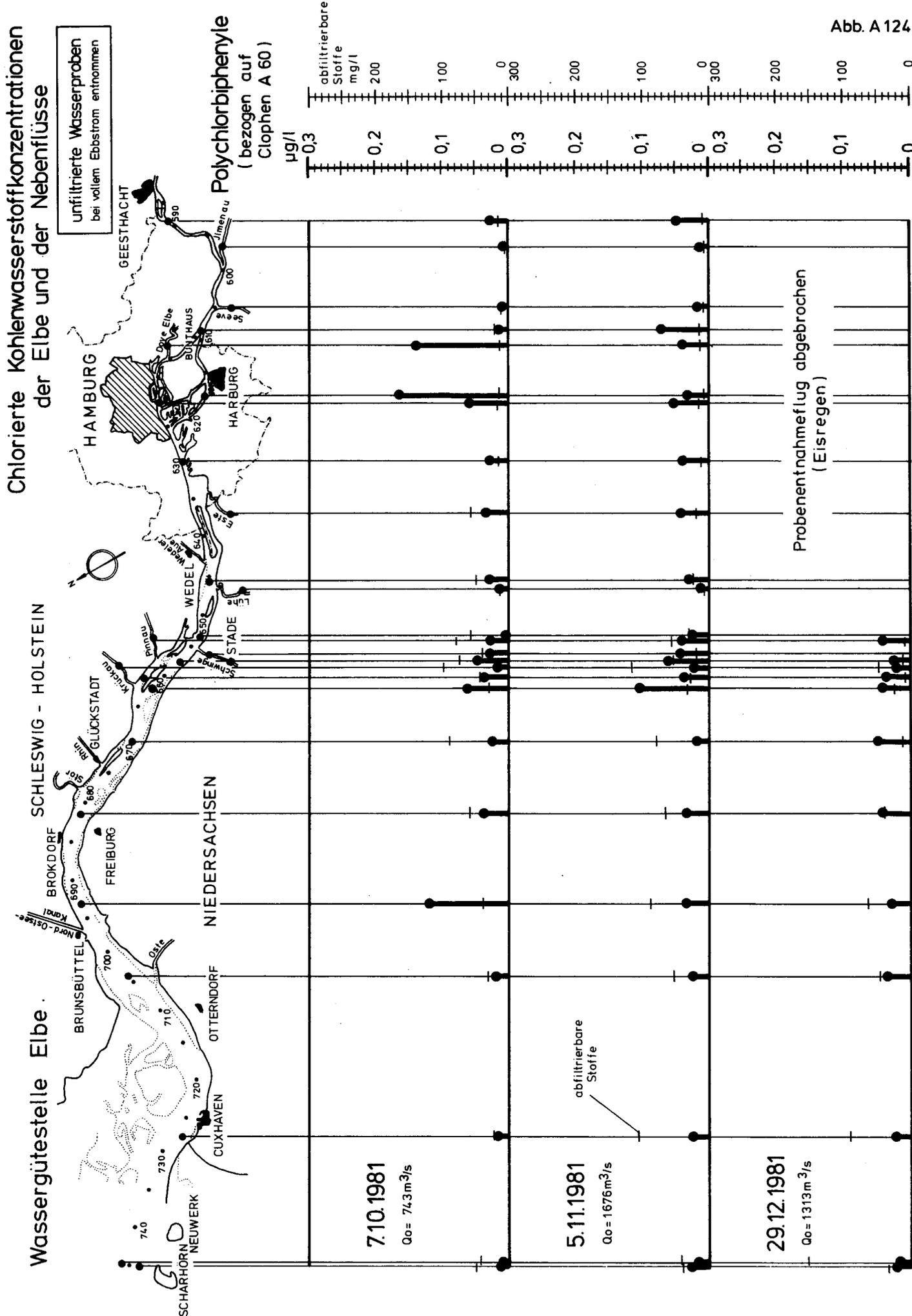
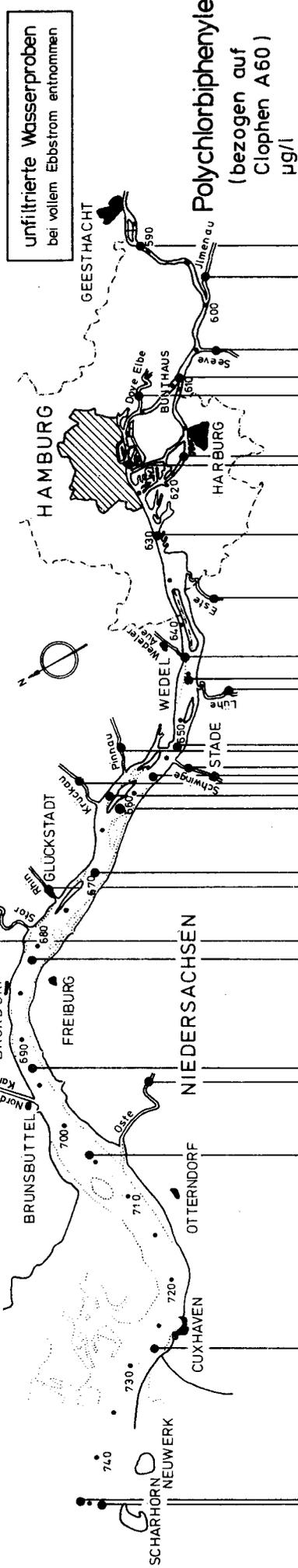


Abb. A 124

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

Wassergütestelle Elbe



Polychlorbiphenyle
(bezogen auf
Clophen A60)
 $\mu\text{g/l}$

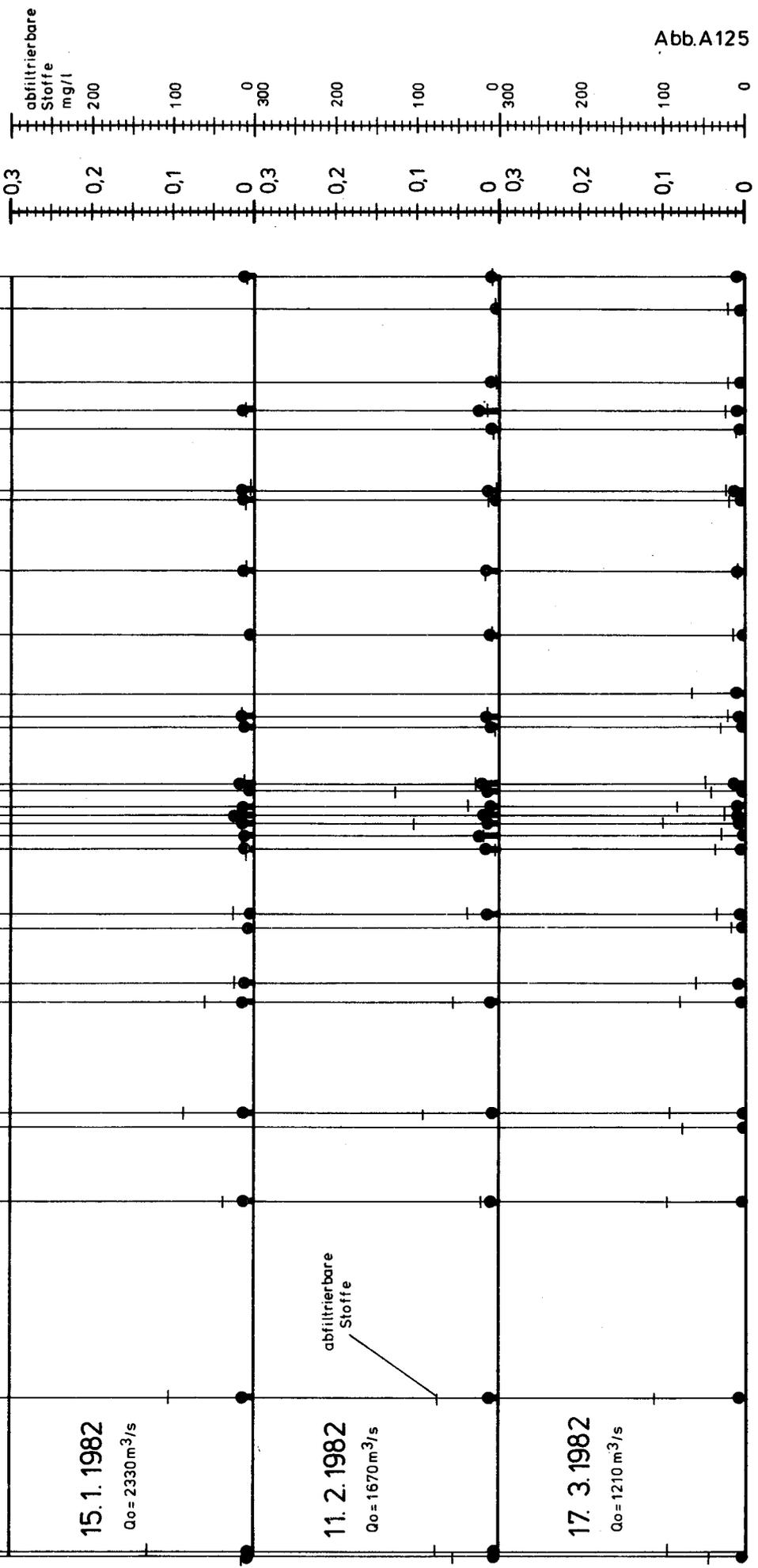
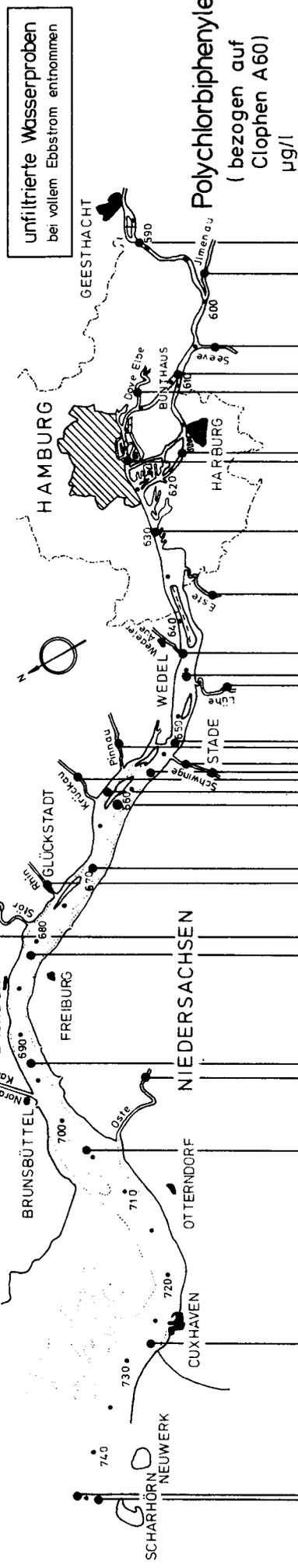


Abb.A125

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

Wassergütestelle Elbe



Polychlorbiphenyle
(bezogen auf
Clophen A60)
µg/l

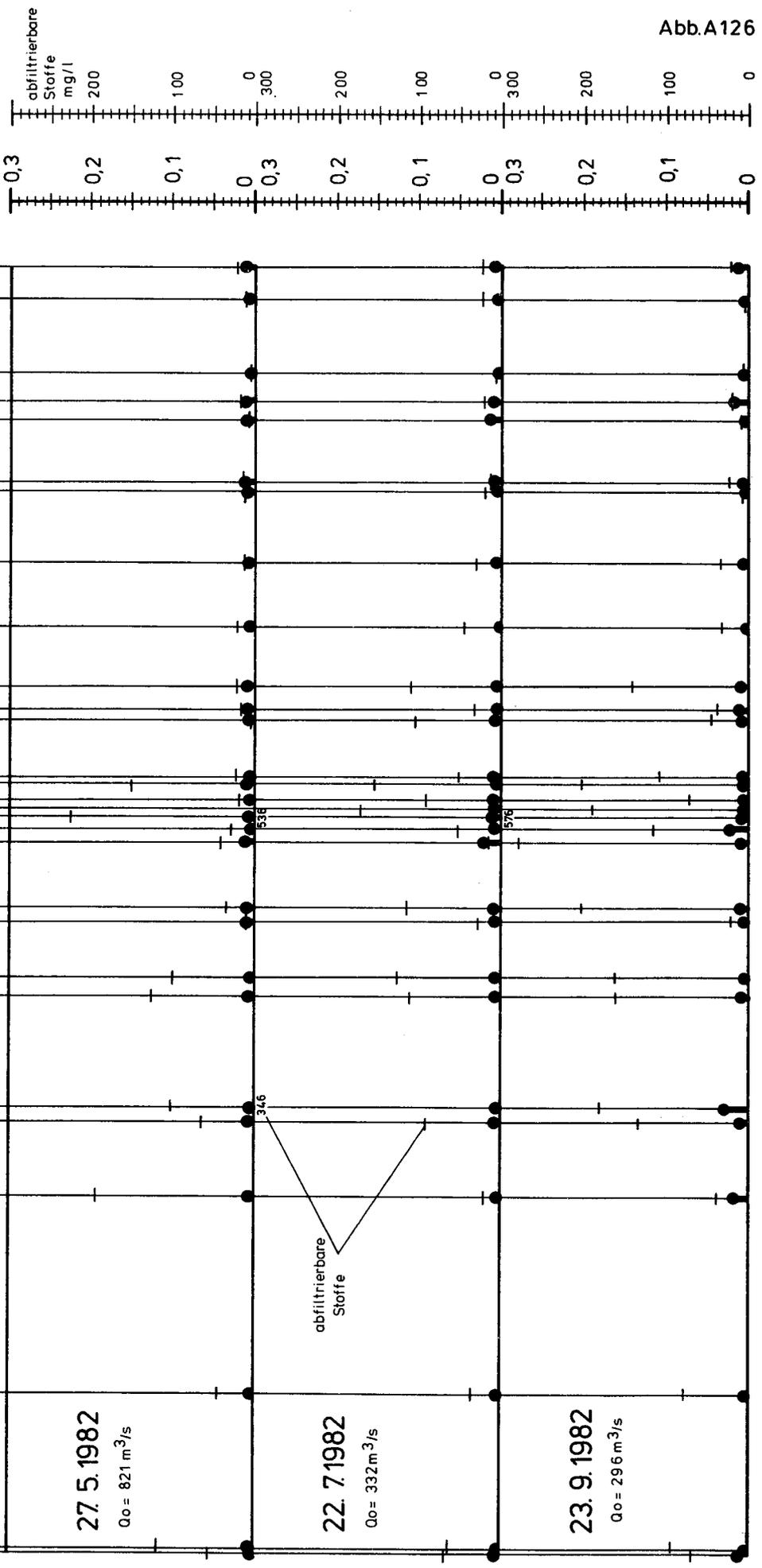
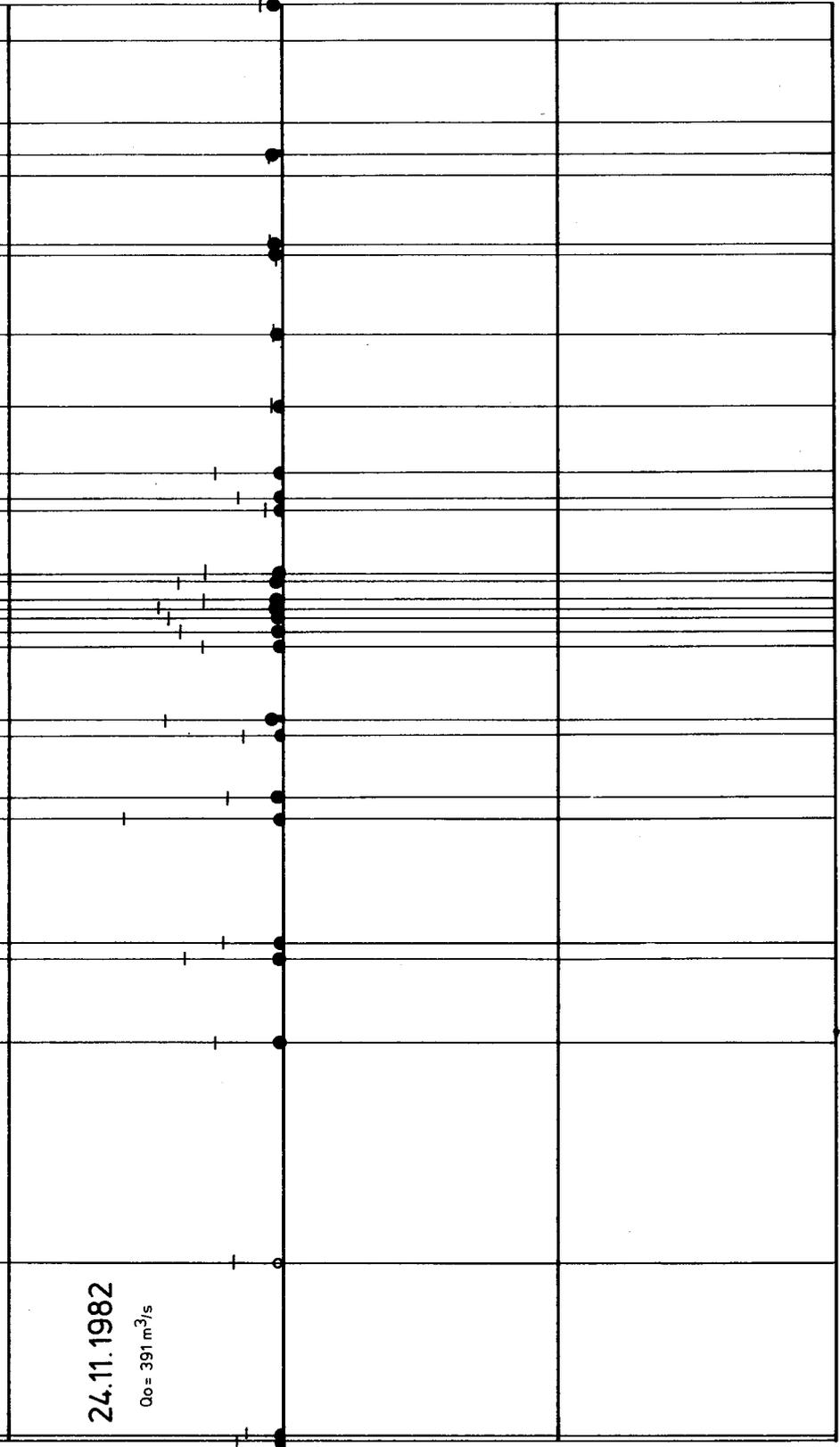
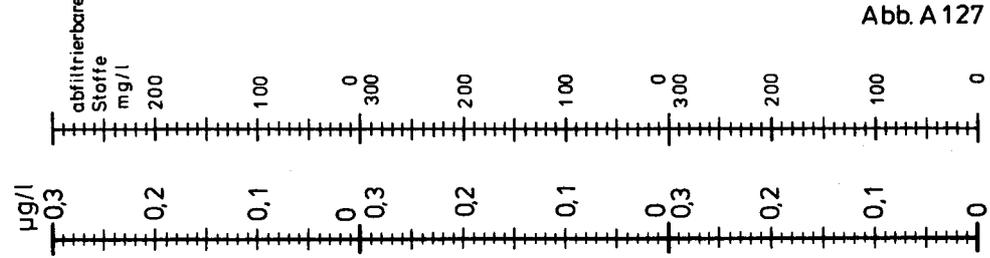
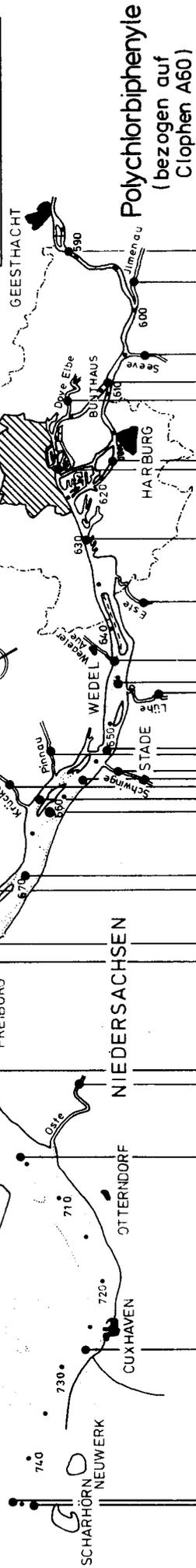


Abb.A126

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

Wassergütestelle Elbe

unfiltrierte Wasserproben
bei vollem Ebbsstrom entnommen



24.11.1982

$Q_0 = 391 \text{ m}^3/\text{s}$

Abb. A127

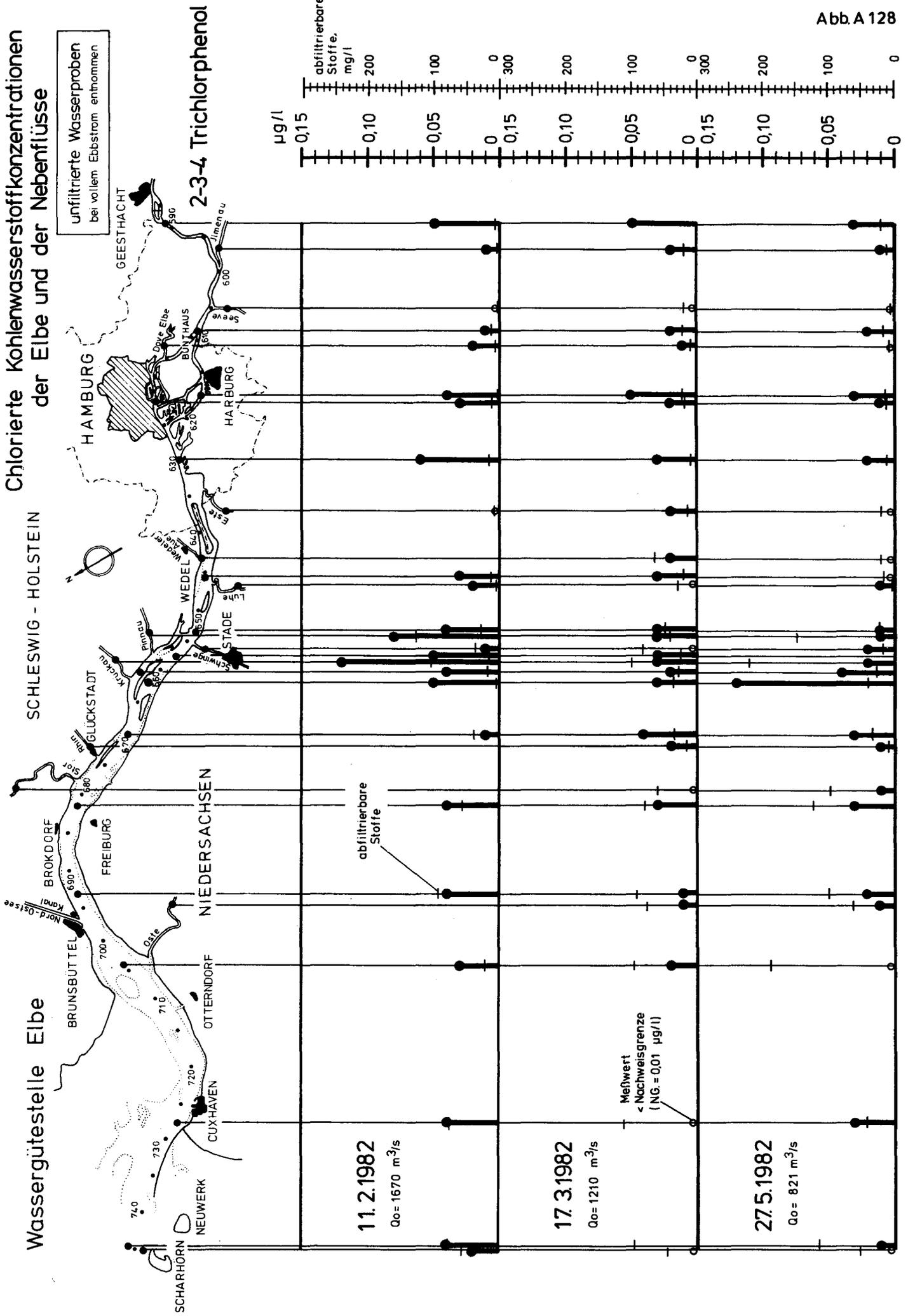


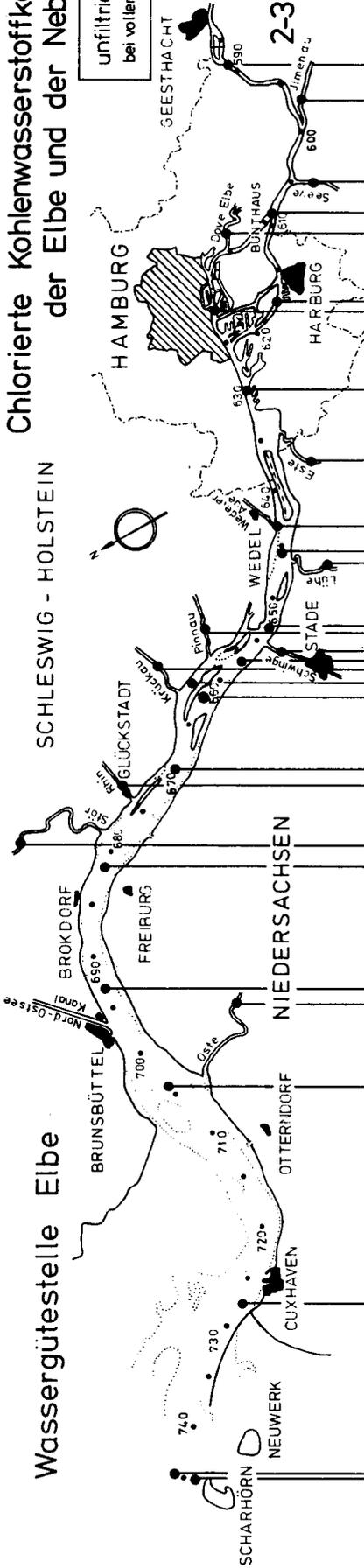
Abb. A 128

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

SCHLESWIG - HOLSTEIN

Wassergütestelle Elbe

unfiltrierte Wasserproben
bei vollem Ebbsstrom entnommen



2-3-4 Trichlorphenol

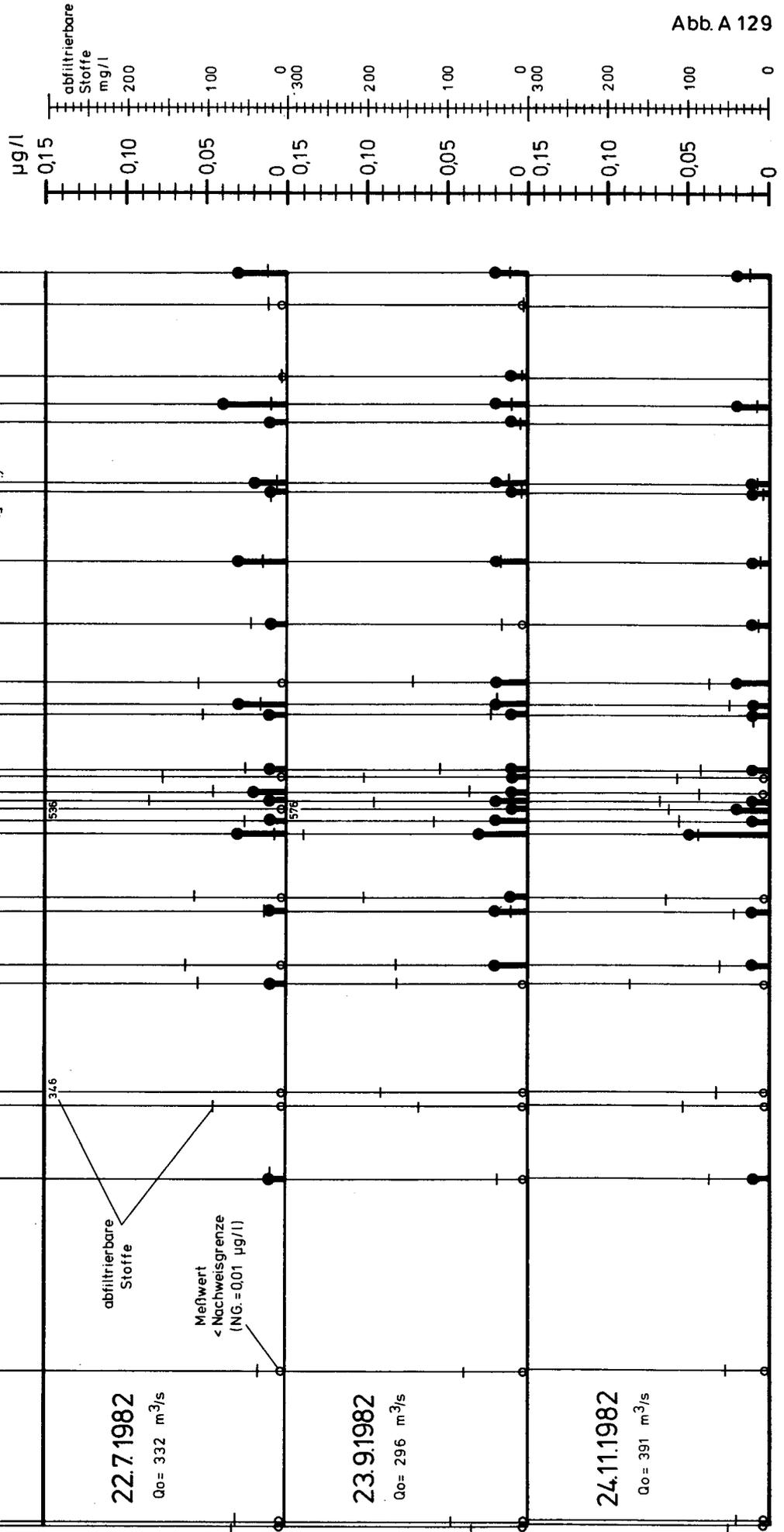
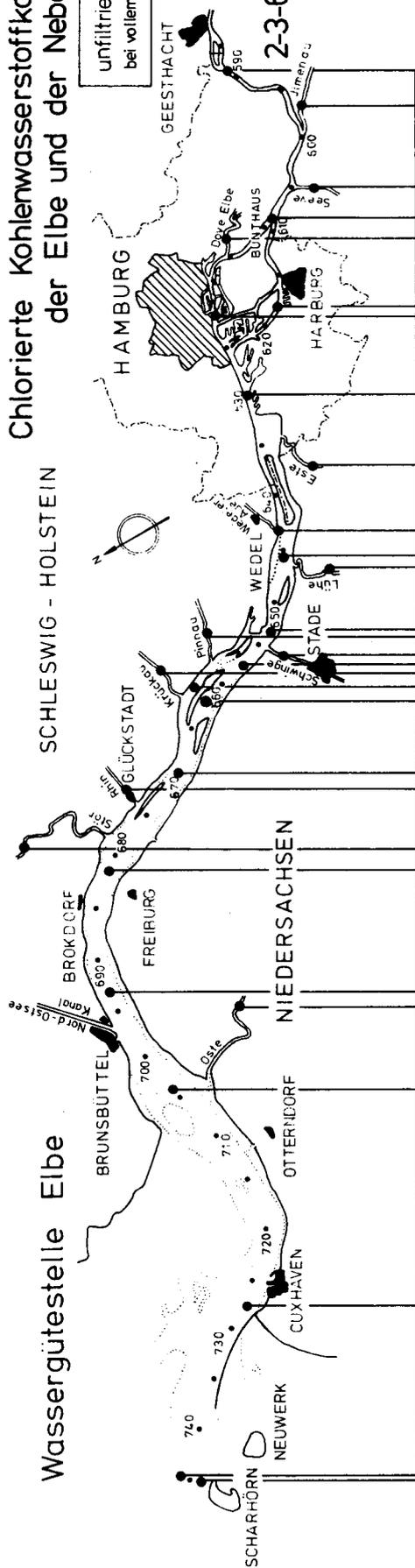


Abb. A 129

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

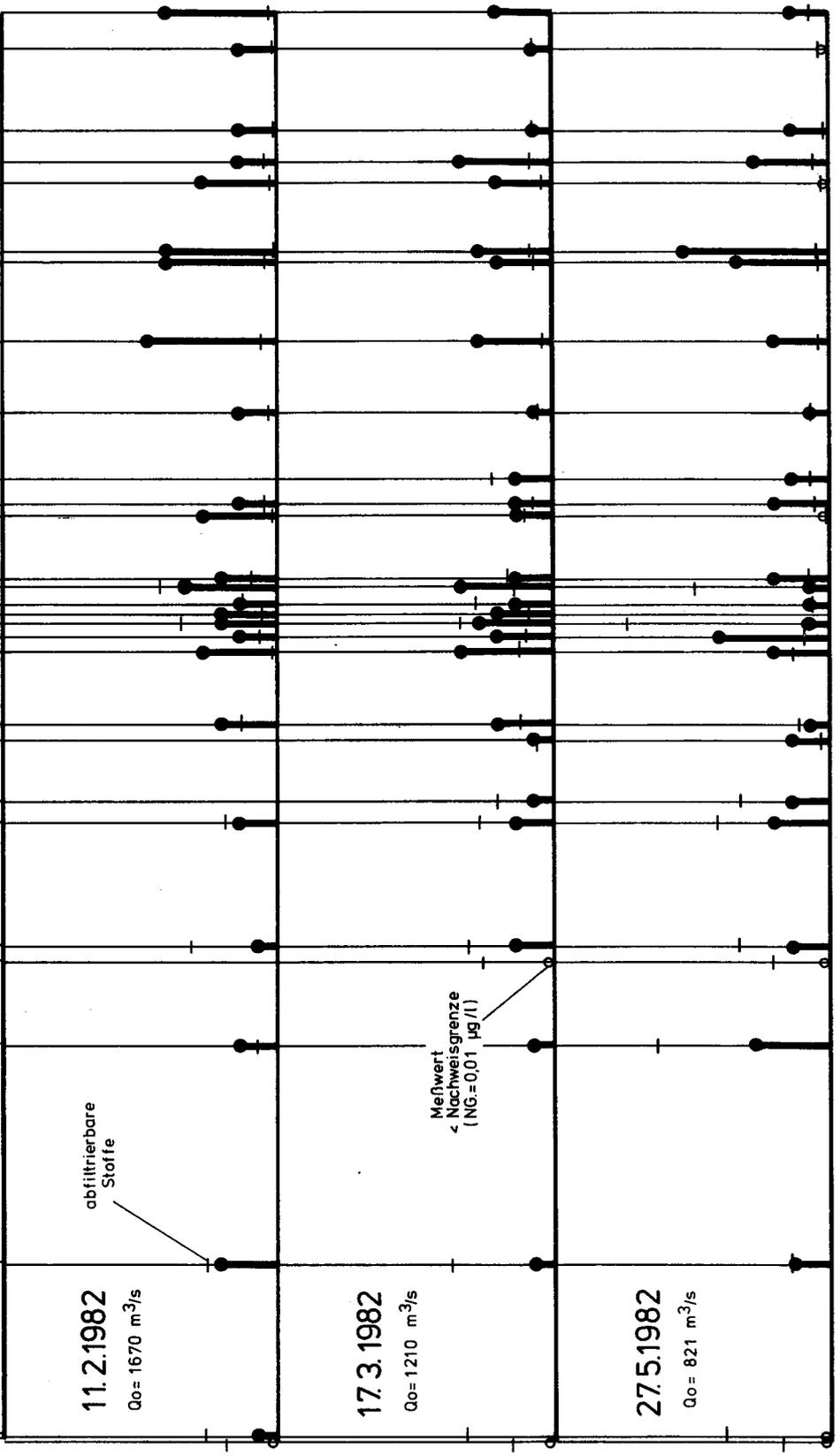
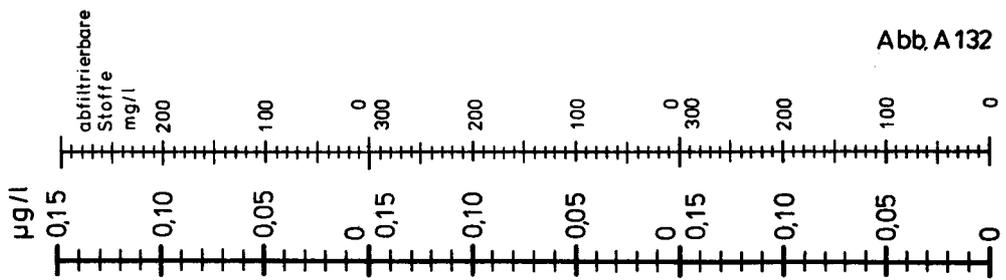
SCHLESWIG - HOLSTEIN

Wassergütestelle Elbe



unfiltrierte Wasserproben
bei vollem Ebbsstrom entnehmen

2-3-6 Trichlorphenol



11.2.1982
Q₀ = 1670 m³/s

17.3.1982
Q₀ = 1210 m³/s

27.5.1982
Q₀ = 821 m³/s

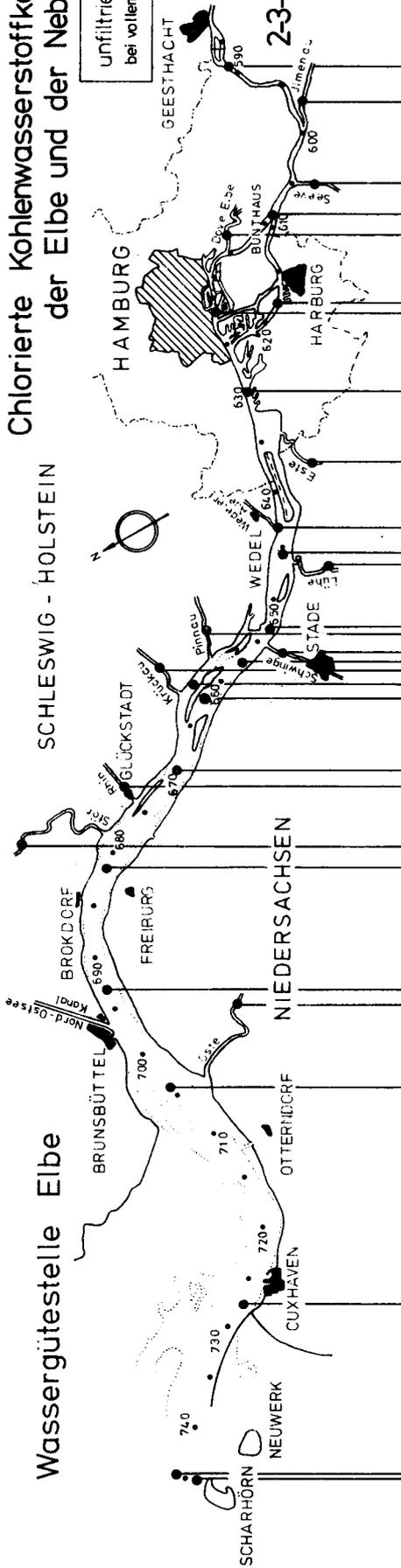
abfiltrierbare
Stoffe

Mefwert
< Nachweisgrenze
(NG = 0,01 µg/l)

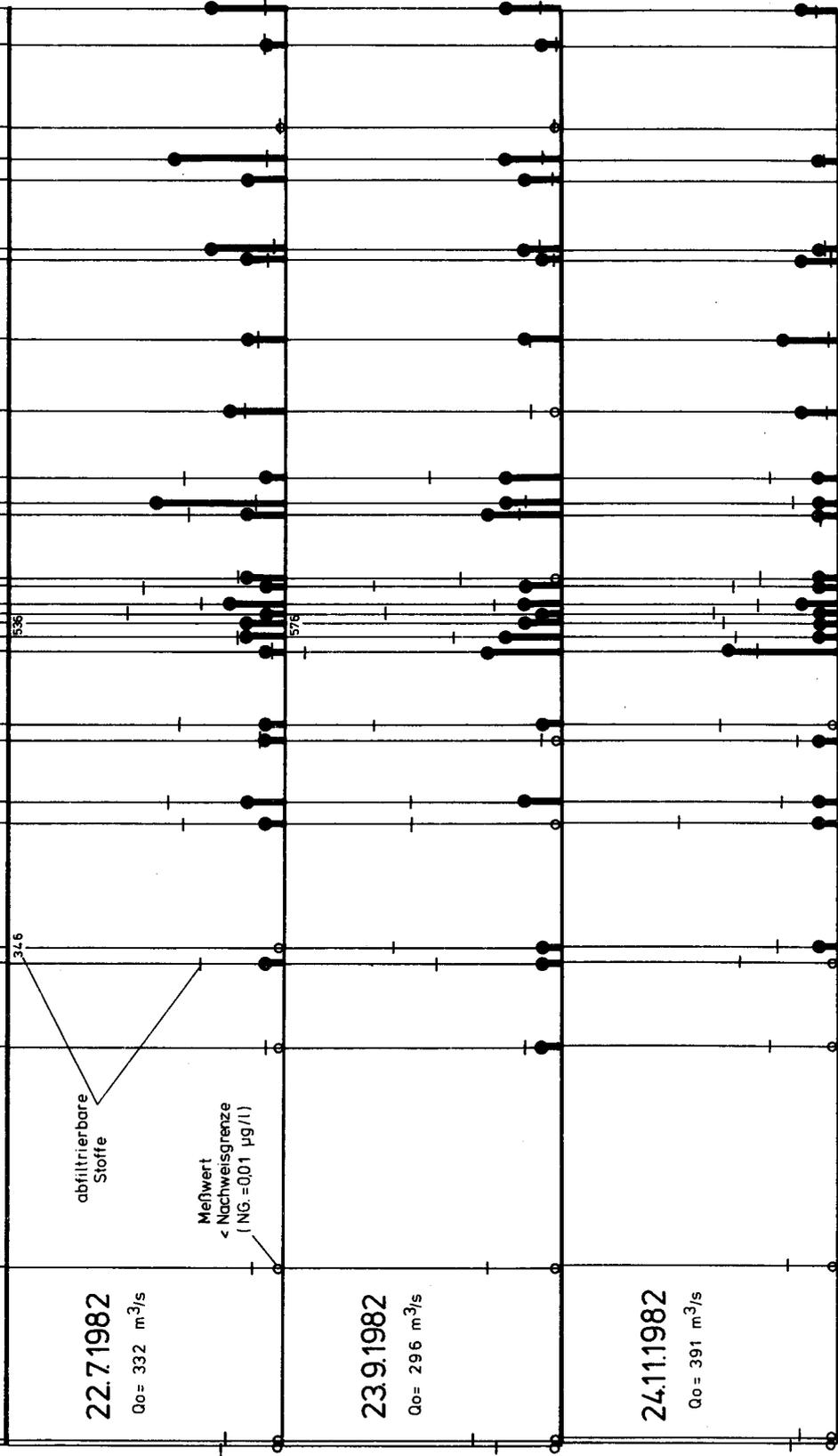
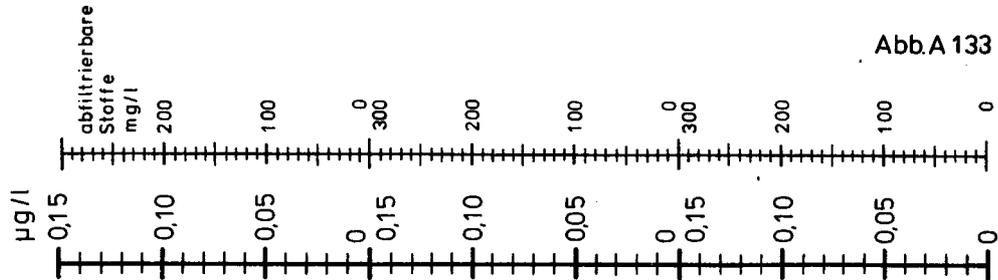
Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

SCHLESWIG - HOLSTEIN

Wassergütestelle Elbe



2-3-6 Trichlorphenol



22.7.1982

Q₀ = 332 m³/s

23.9.1982

Q₀ = 296 m³/s

24.11.1982

Q₀ = 391 m³/s

abfiltrierbare Stoffe

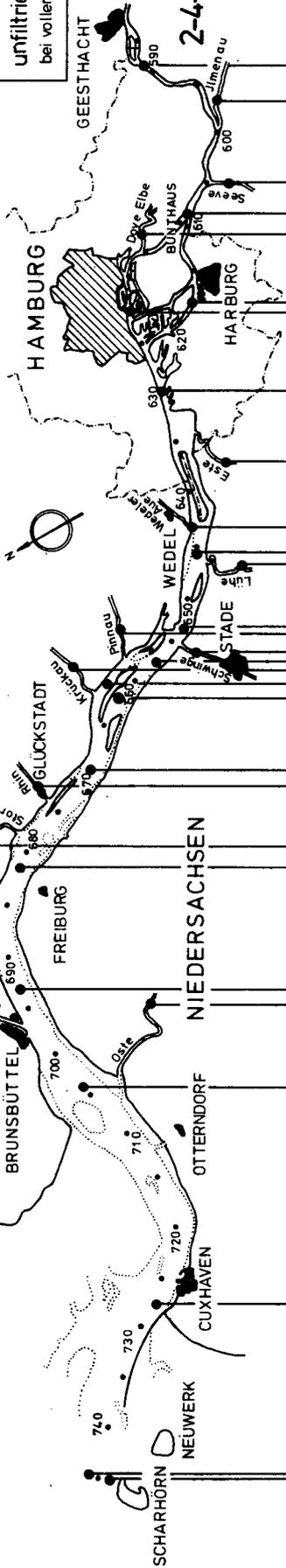
Messwert < Nachweisgrenze (NG = 0.01 µg/l)

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

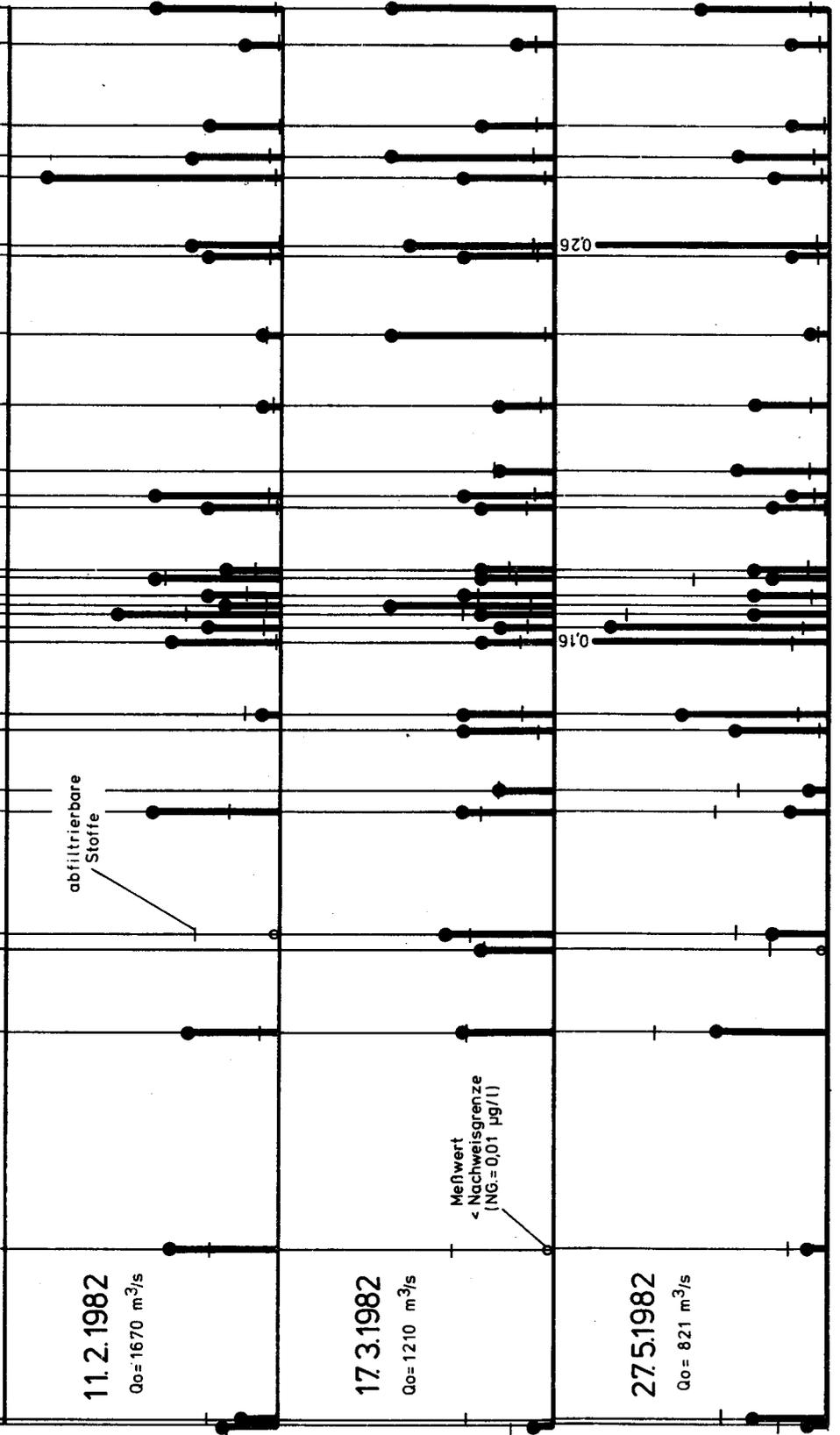
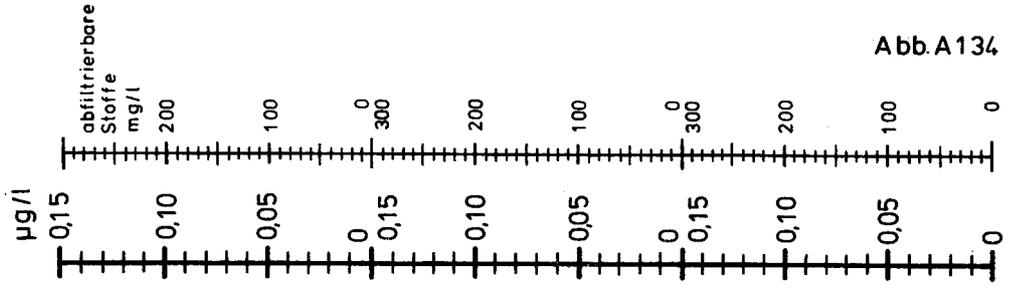
SCHLESWIG - HOLSTEIN

Wassergütestelle Elbe

unfiltrierte Wasserproben
bei vollem Ebbstrom entnehmen



2-4-5 Trichlorphenol



11.2.1982
Q₀ = 1670 m³/s

17.3.1982
Q₀ = 1210 m³/s

27.5.1982
Q₀ = 821 m³/s

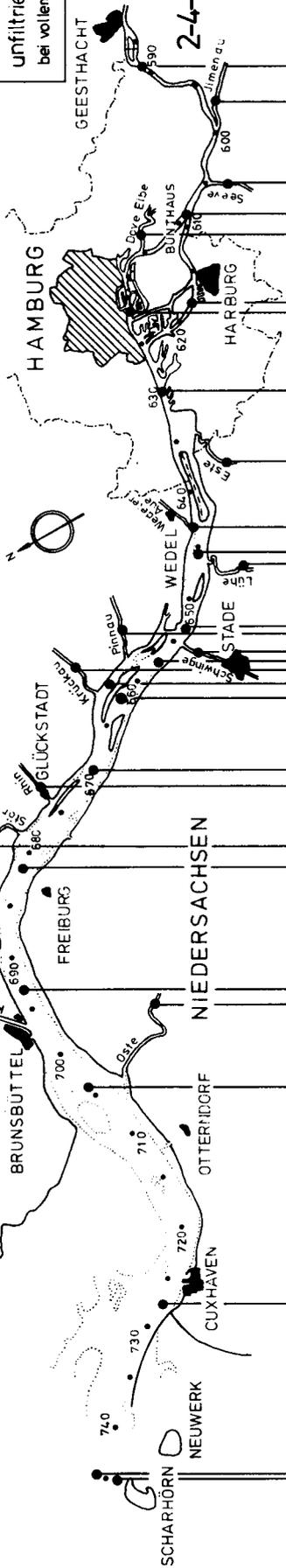
Abb. A134

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

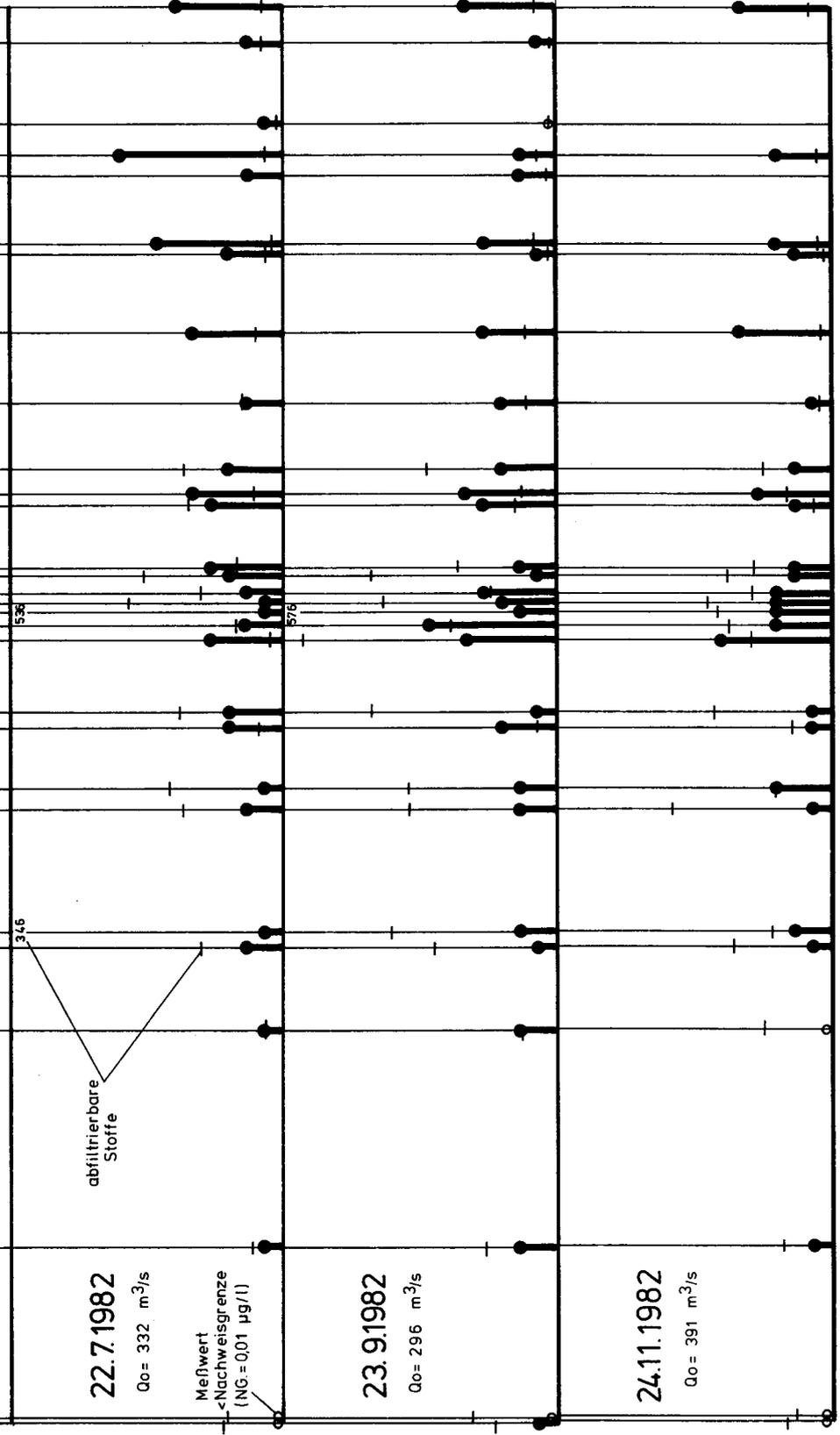
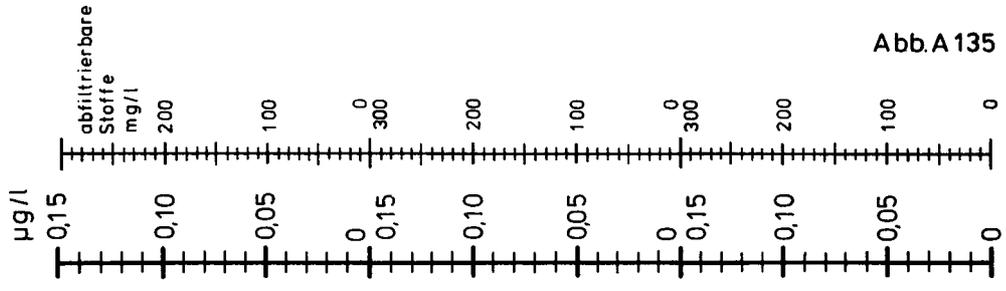
SCHLESWIG - HOLSTEIN

Wassergütestelle Elbe

unfiltrierte Wasserproben
bei vollem Ebbstrom entnehmen



2-4-5 Trichlorphenol



22.7.1982
Q₀ = 332 m³/s

Messwert
< Nachweisgrenze
(NG = 0,01 µg/l)

23.9.1982
Q₀ = 296 m³/s

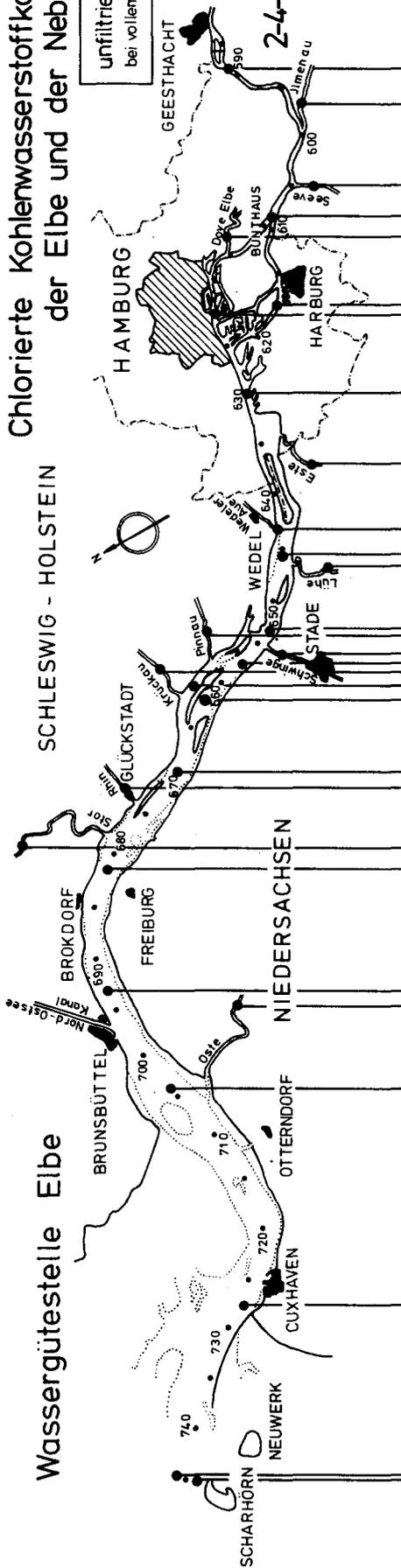
24.11.1982
Q₀ = 391 m³/s

Abb. A 135

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

SCHLESWIG - HOLSTEIN

Wassergütestelle Elbe



unfiltrierte Wasserproben
bei vollem Ebbstrom entnehmen

2-4-6 Trichlorphenol

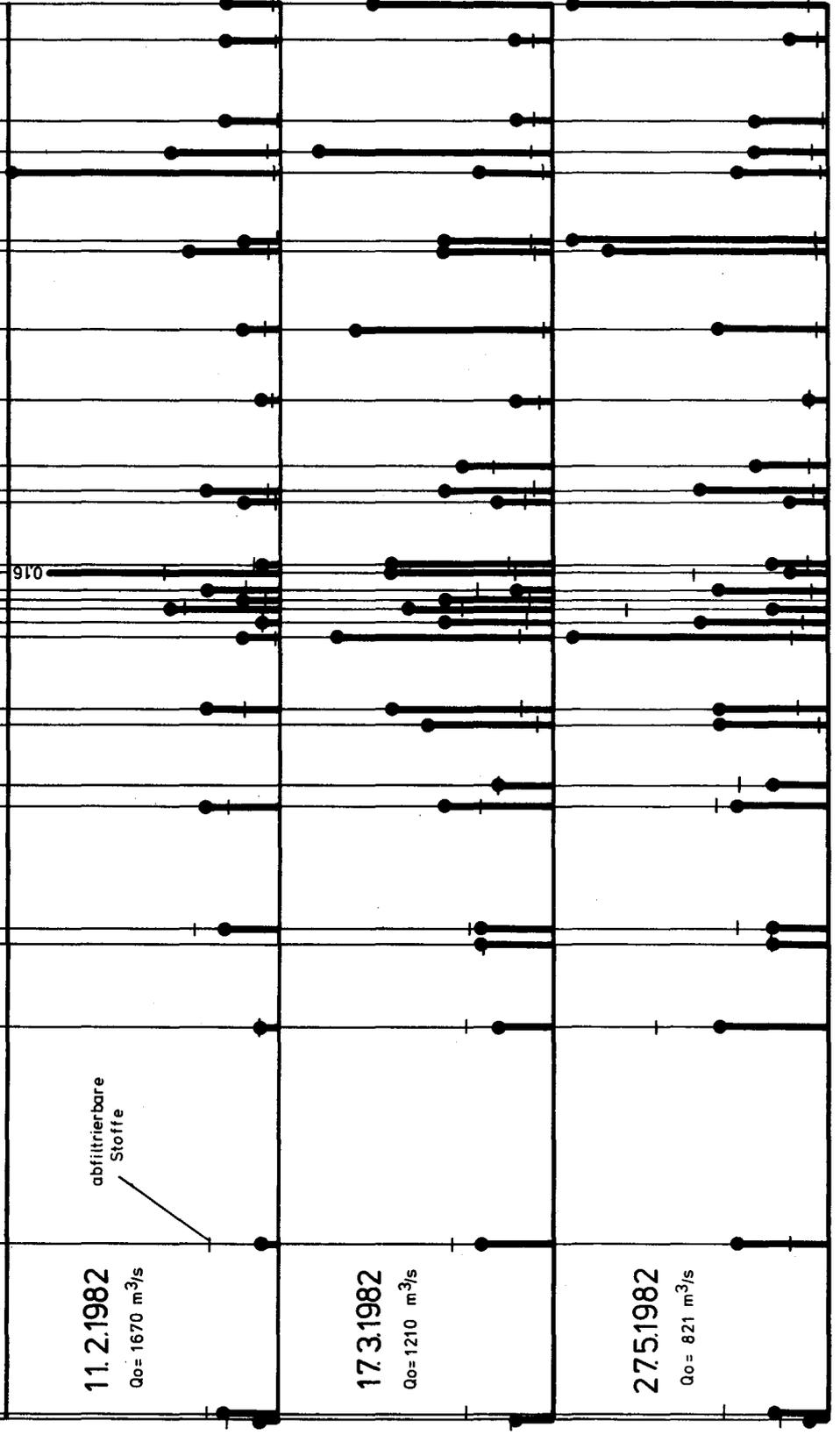
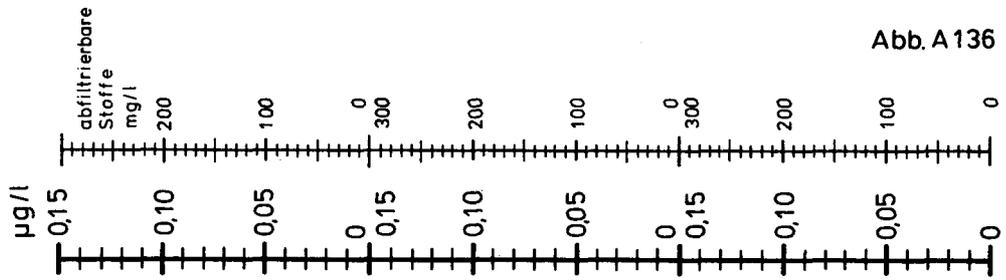
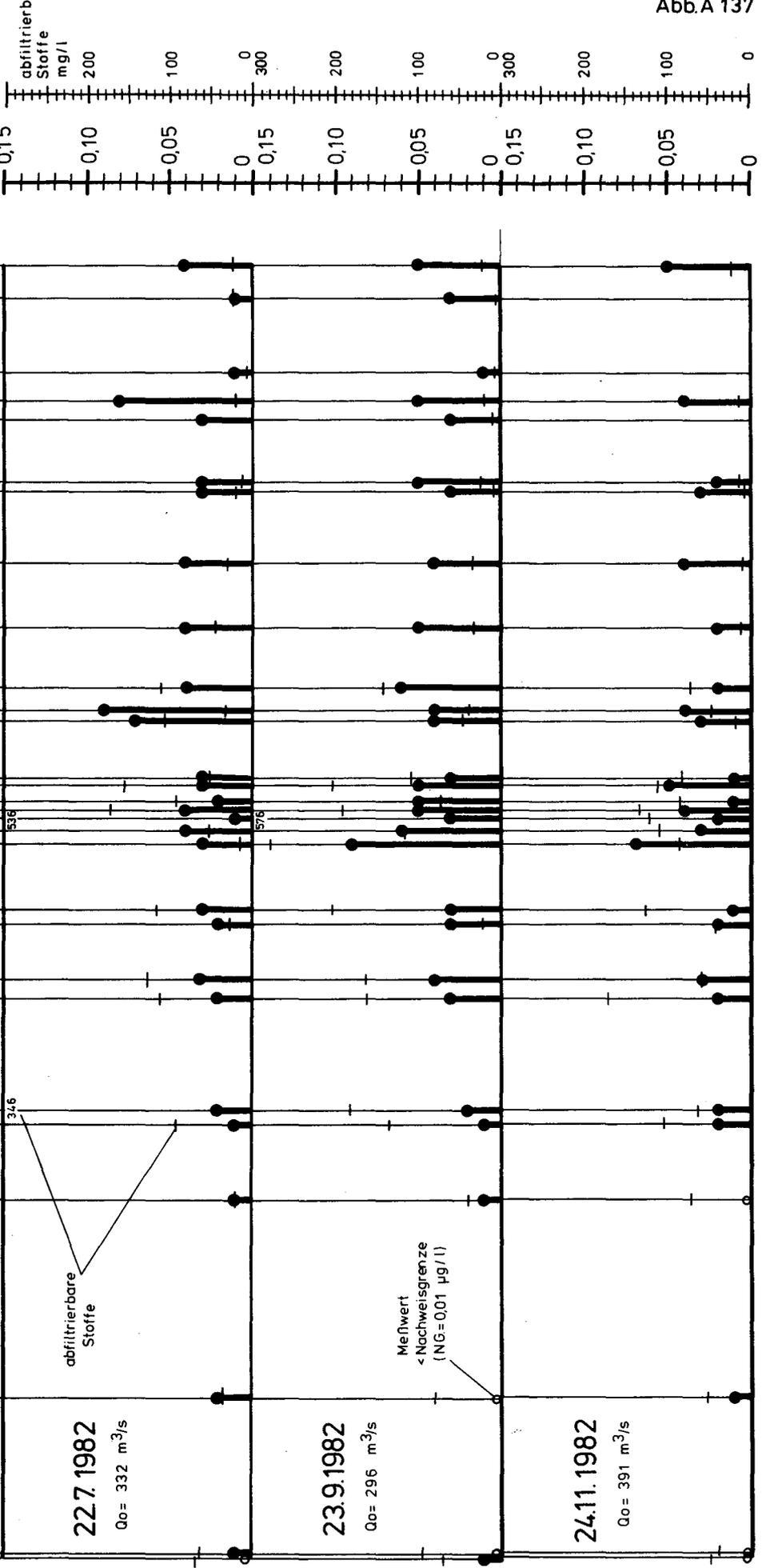
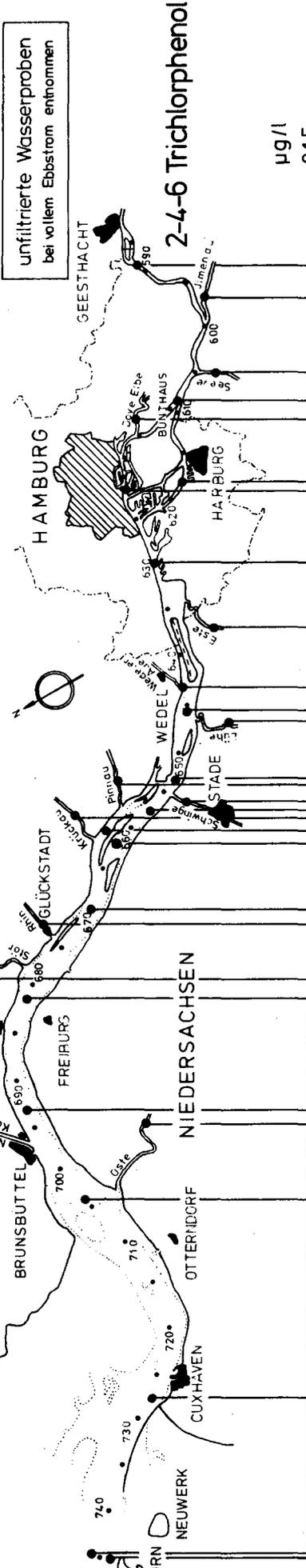


Abb. A136

Wassergütestelle Elbe
 Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen
 der Elbe und der Nebenflüsse

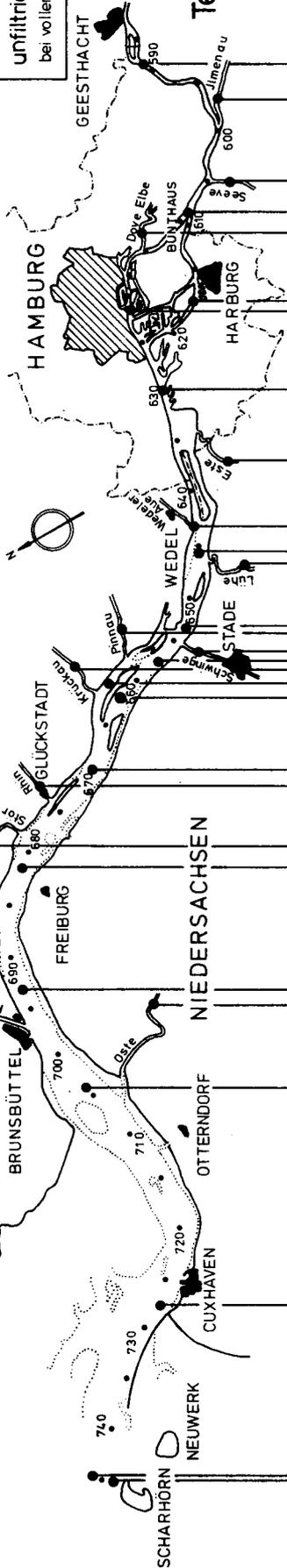


Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

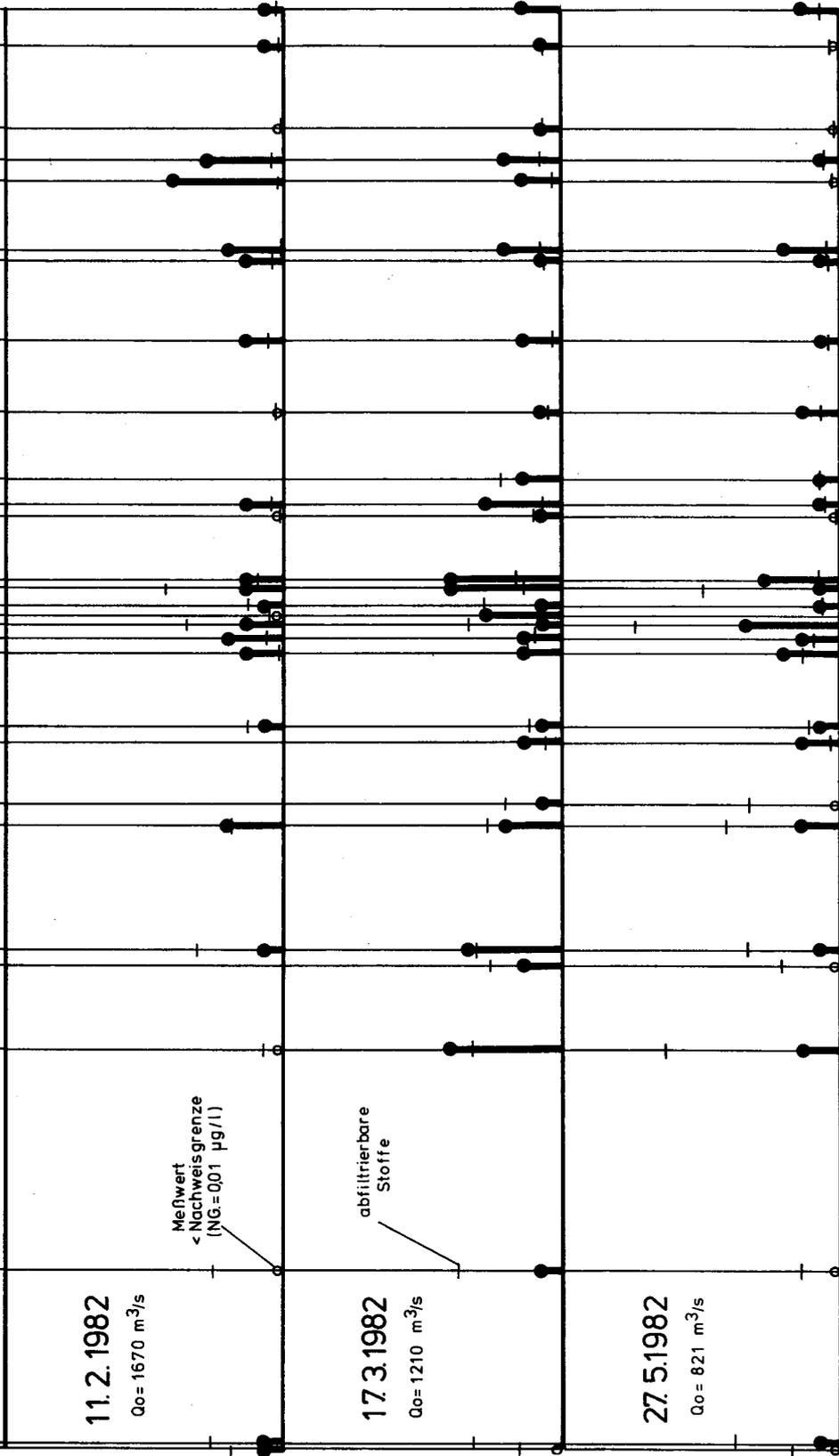
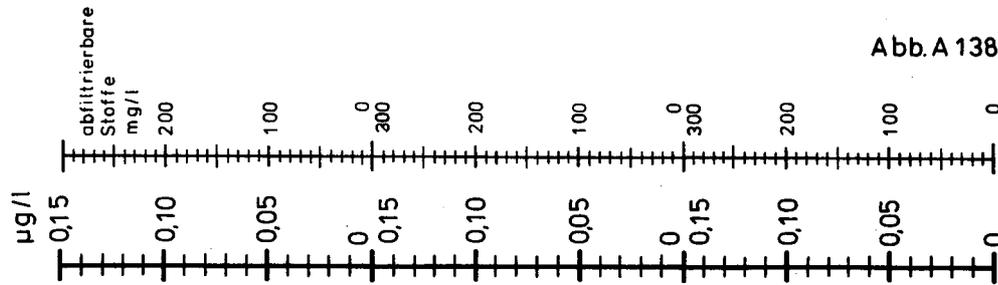
SCHLESWIG - HOLSTEIN

Wassergütestelle Elbe

unfiltrierte Wasserproben
bei vollem Ebstrom entnommen



2-3-4-6
Tetrachlorphenol



11.2.1982
Q₀ = 1670 m³/s

17.3.1982
Q₀ = 1210 m³/s

27.5.1982
Q₀ = 821 m³/s

Messwert
< Nachweisgrenze
(NG = 0,01 µg/l)

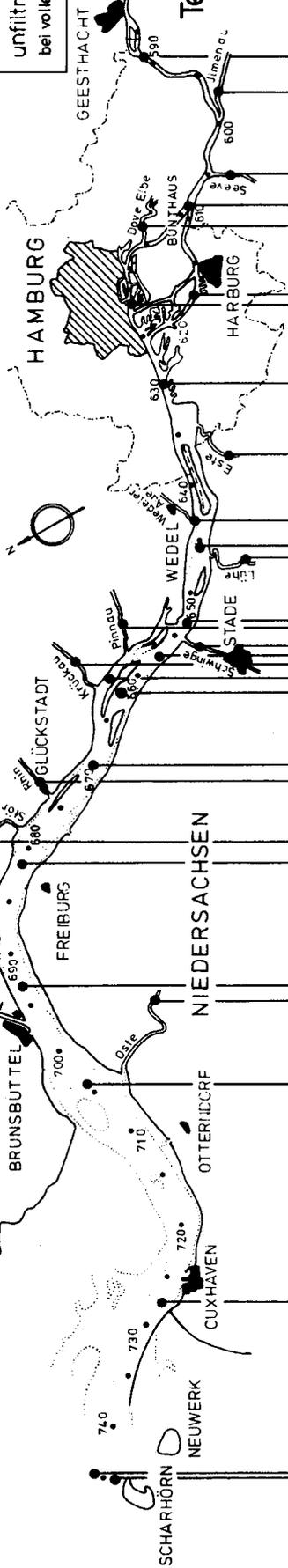
abfiltrierbare
Stoffe

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

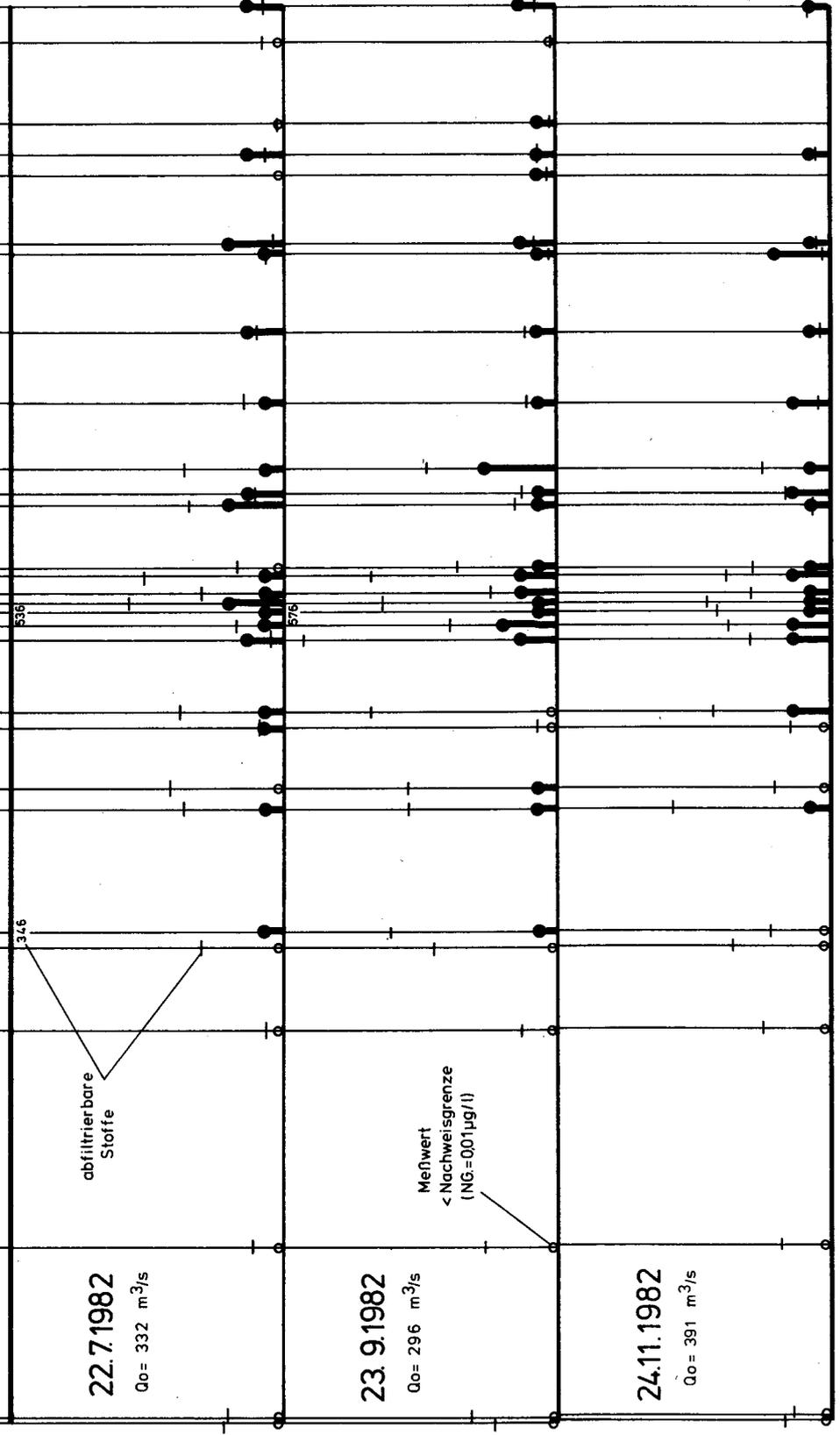
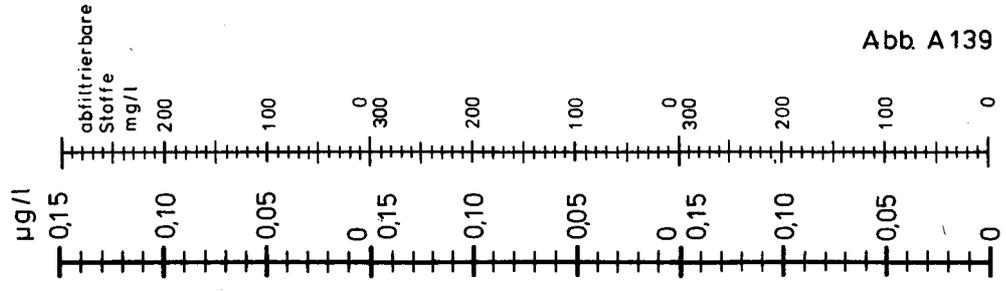
SCHLESWIG - HOLSTEIN

Wassergütestelle Elbe

unfiltrierte Wasserproben
bei vollem Ebbstrom entnehmen



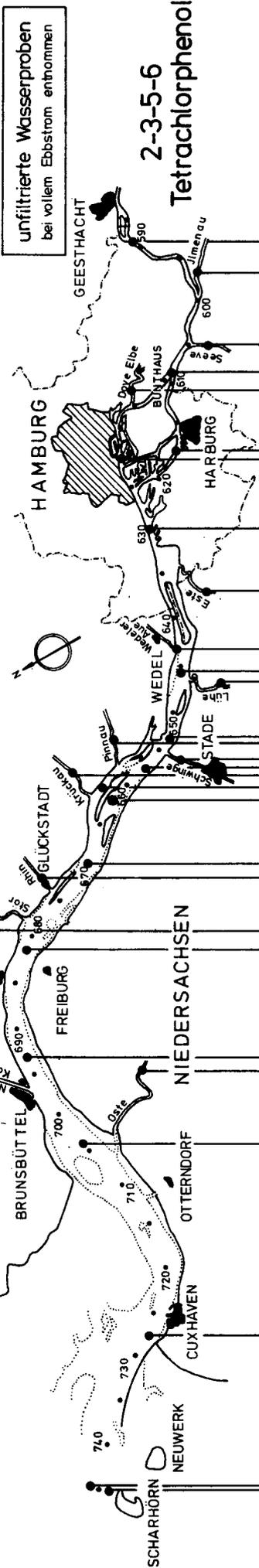
2-3-4-6
Tetrachlorphenol



Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

SCHLESWIG - HOLSTEIN

Wassergütestelle Elbe



2-3-5-6
Tetrachlorphenol

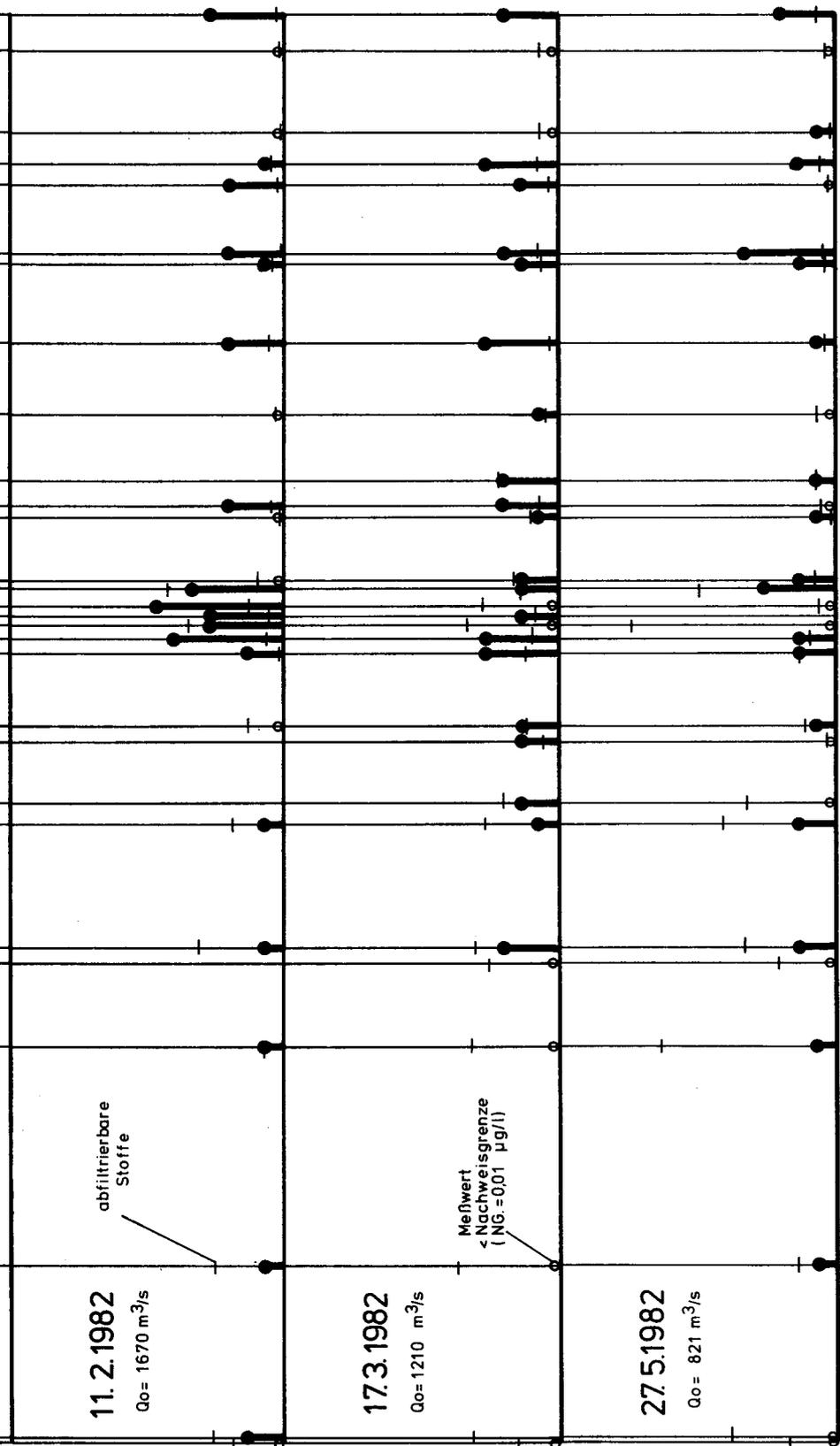
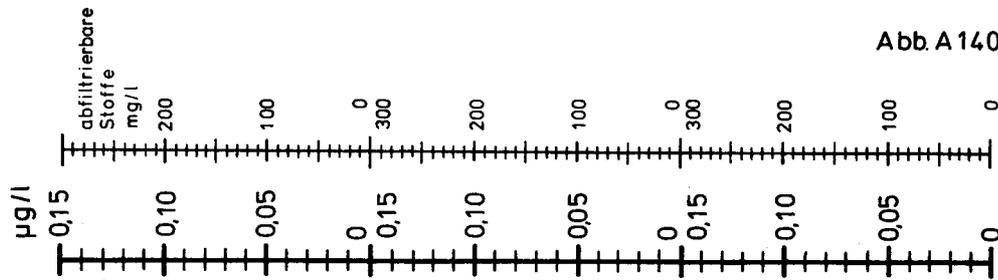


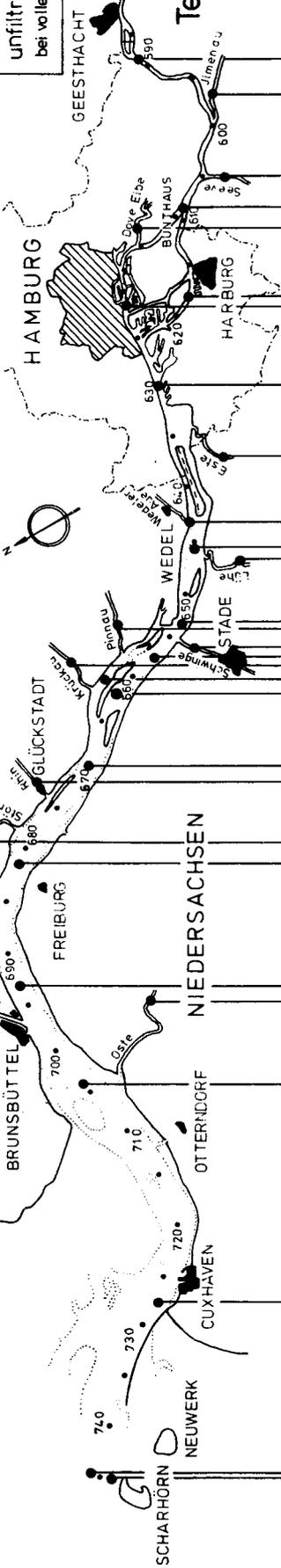
Abb. A 140

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

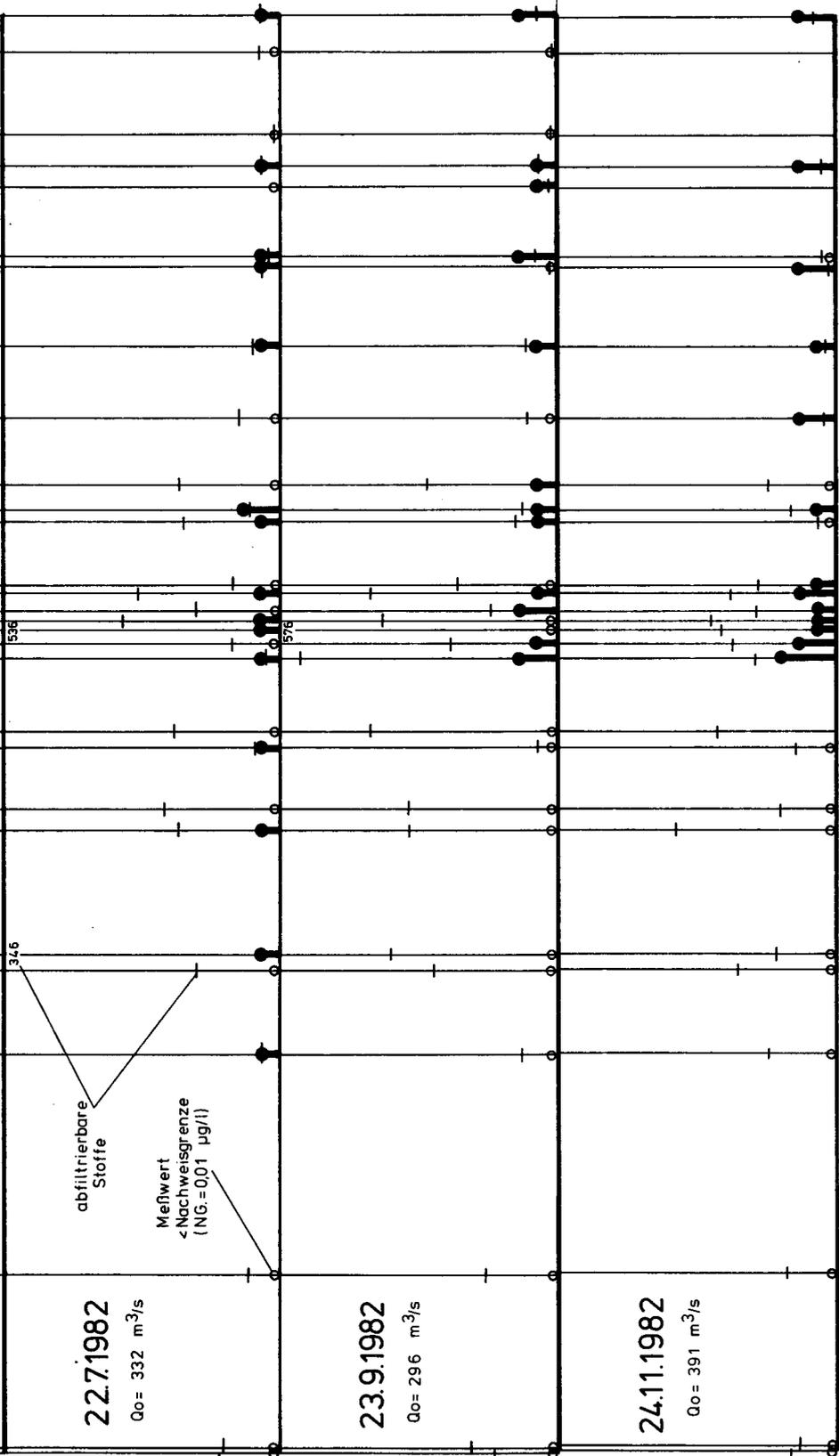
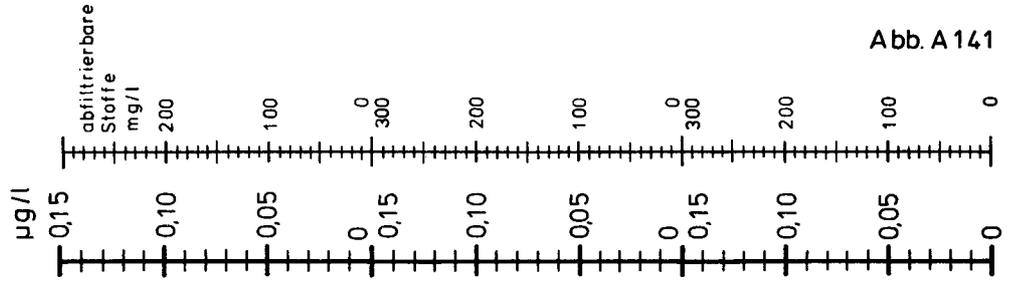
SCHLESWIG - HOLSTEIN

Wassergütestelle Elbe

unfiltrierte Wasserproben
bei vollem Ebbsstrom entnommen



2-3-5-6
Tetrachlorphenol



22.7.1982
Q₀ = 332 m³/s

23.9.1982
Q₀ = 296 m³/s

24.11.1982
Q₀ = 391 m³/s

abfiltrierbare
Stoffe

Meßwert
< Nachweisgrenze
(NG = 0,01 µg/l)

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

SCHLESWIG - HOLSTEIN

Wassergütestelle Elbe

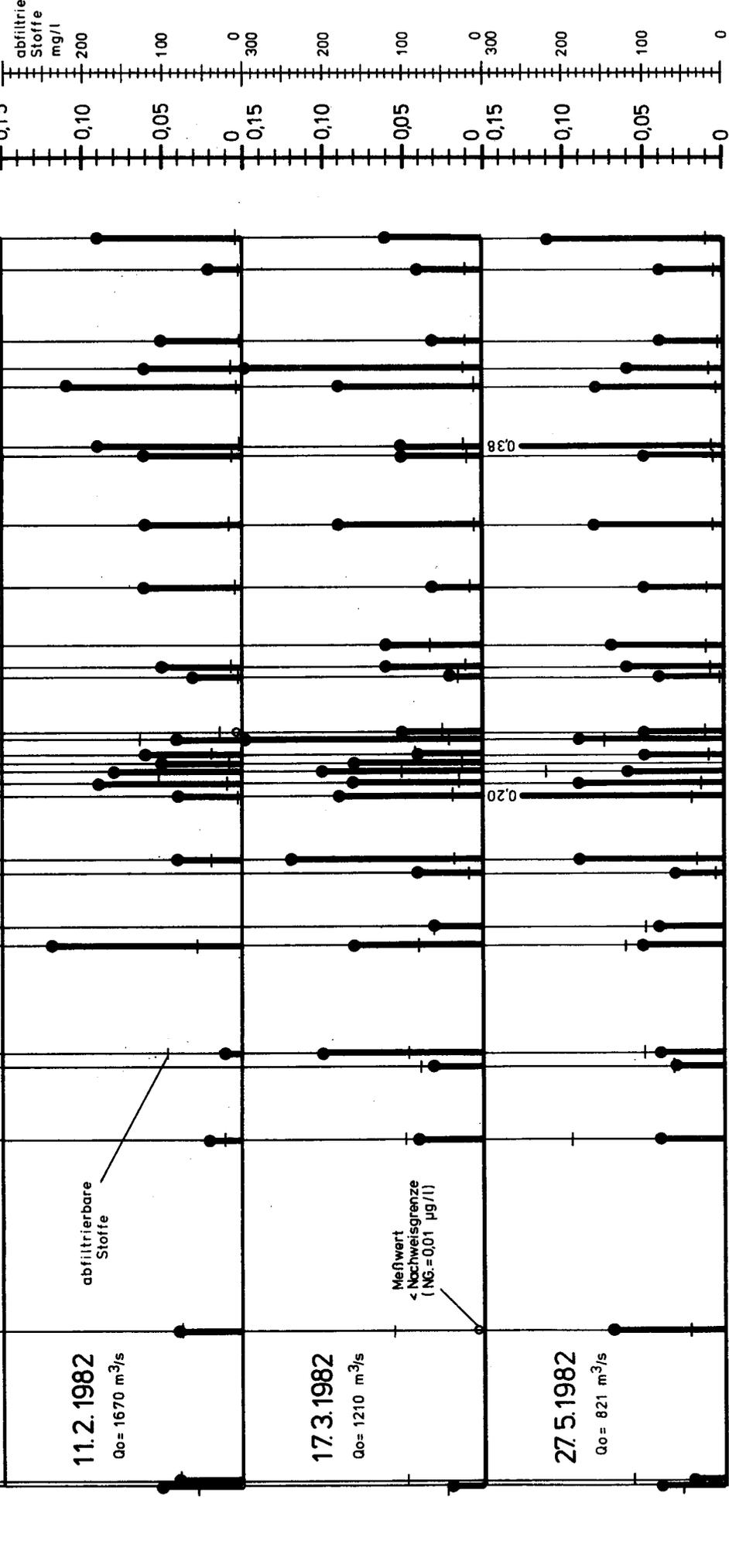
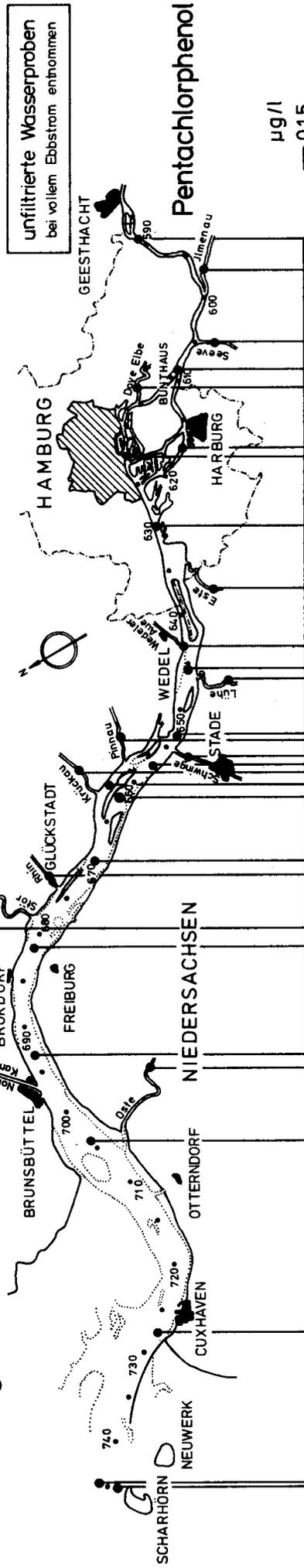


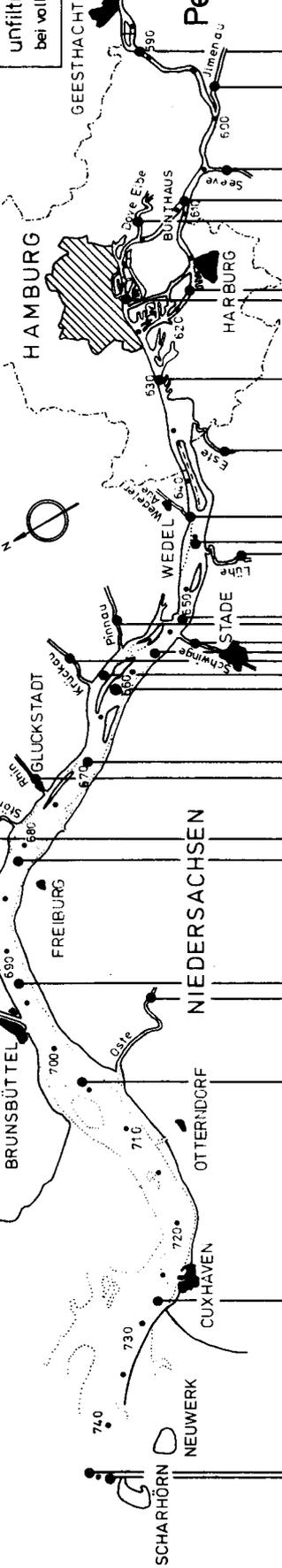
Abb. A142

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

SCHLESWIG - HOLSTEIN

Wassergütestelle Elbe

unfiltrierte Wasserproben
bei vollem Ebbstrom entnommen



Pentachlorphenol

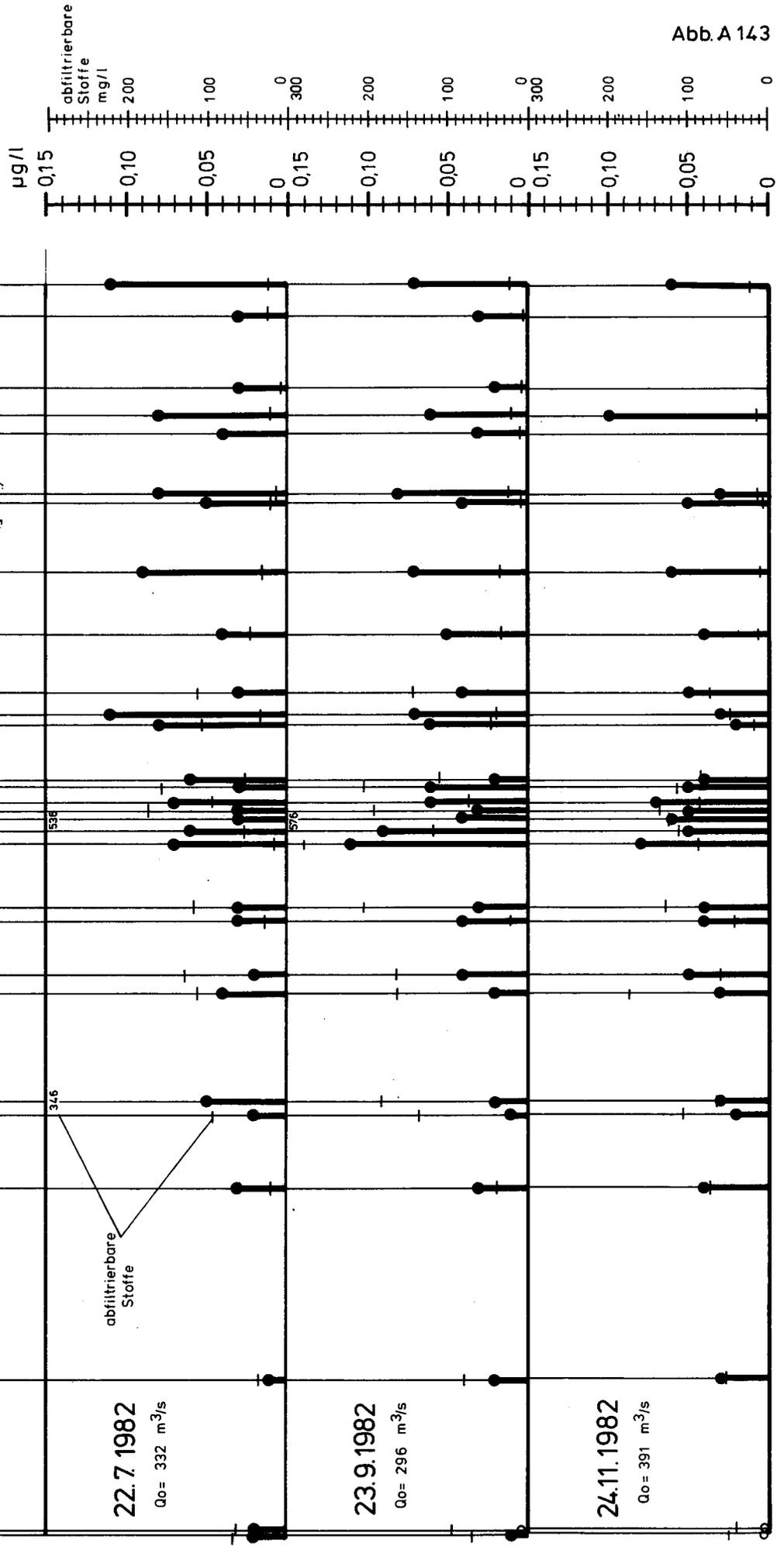
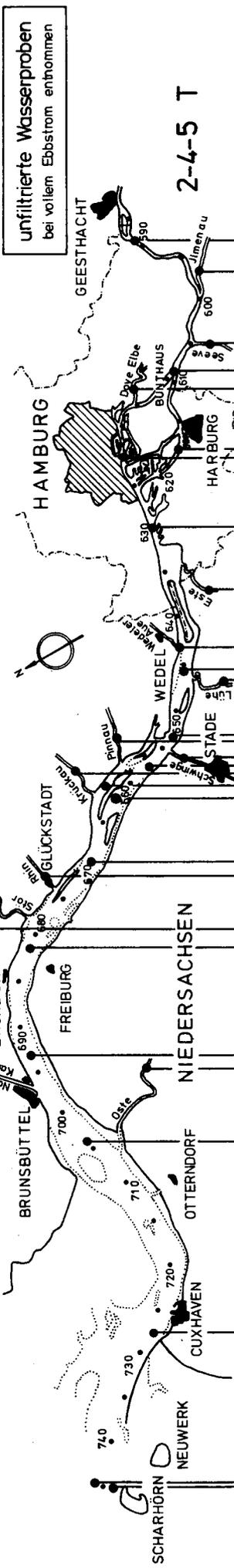


Abb. A 143

Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

SCHLESWIG - HOLSTEIN

Wassergütestelle Elbe



2-4-5 T

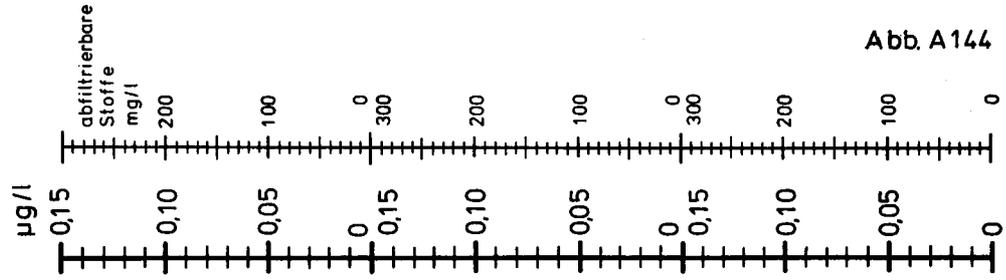
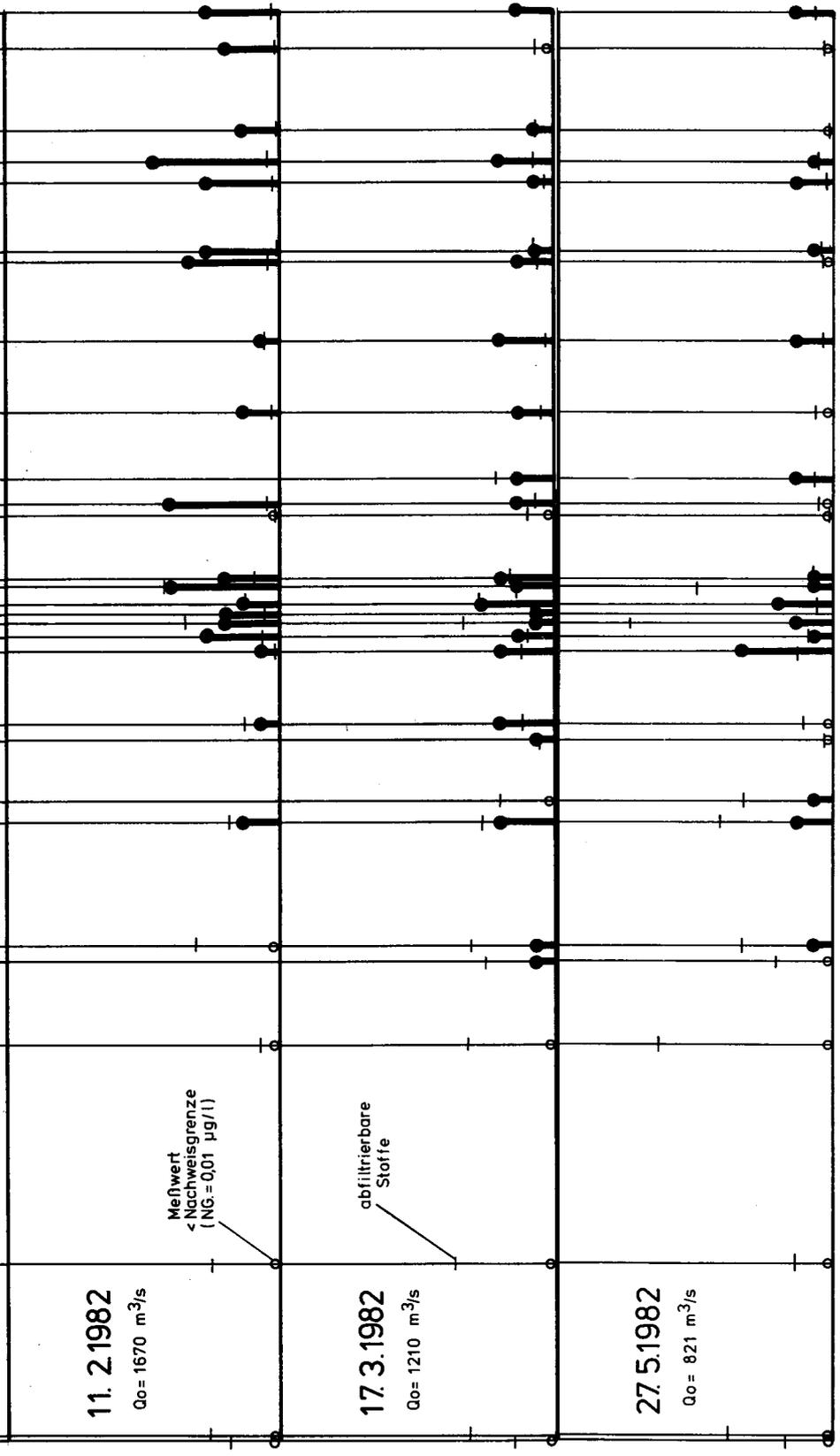


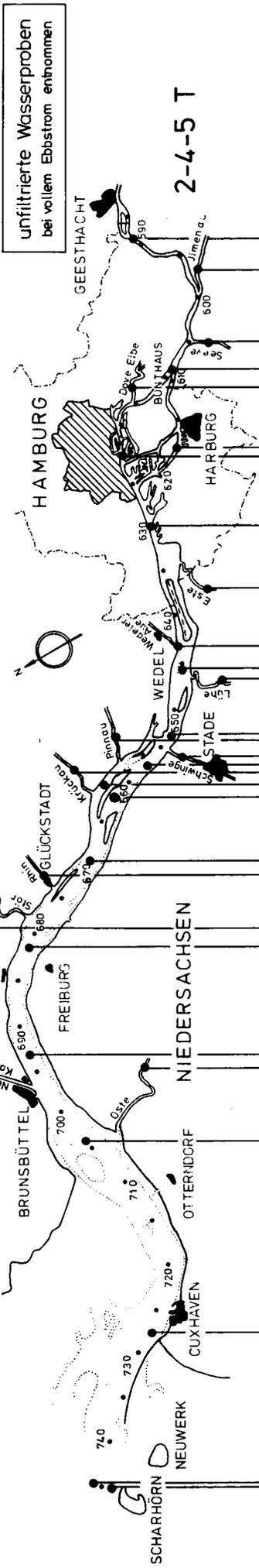
Abb. A144



Chlorierte Kohlenwasserstoffkonzentrationen der Elbe und der Nebenflüsse

SCHLESWIG - HOLSTEIN

Wassergütestelle Elbe



unfiltrierte Wasserproben
bei vollem Ebbstrom entnehmen

2-4-5 T

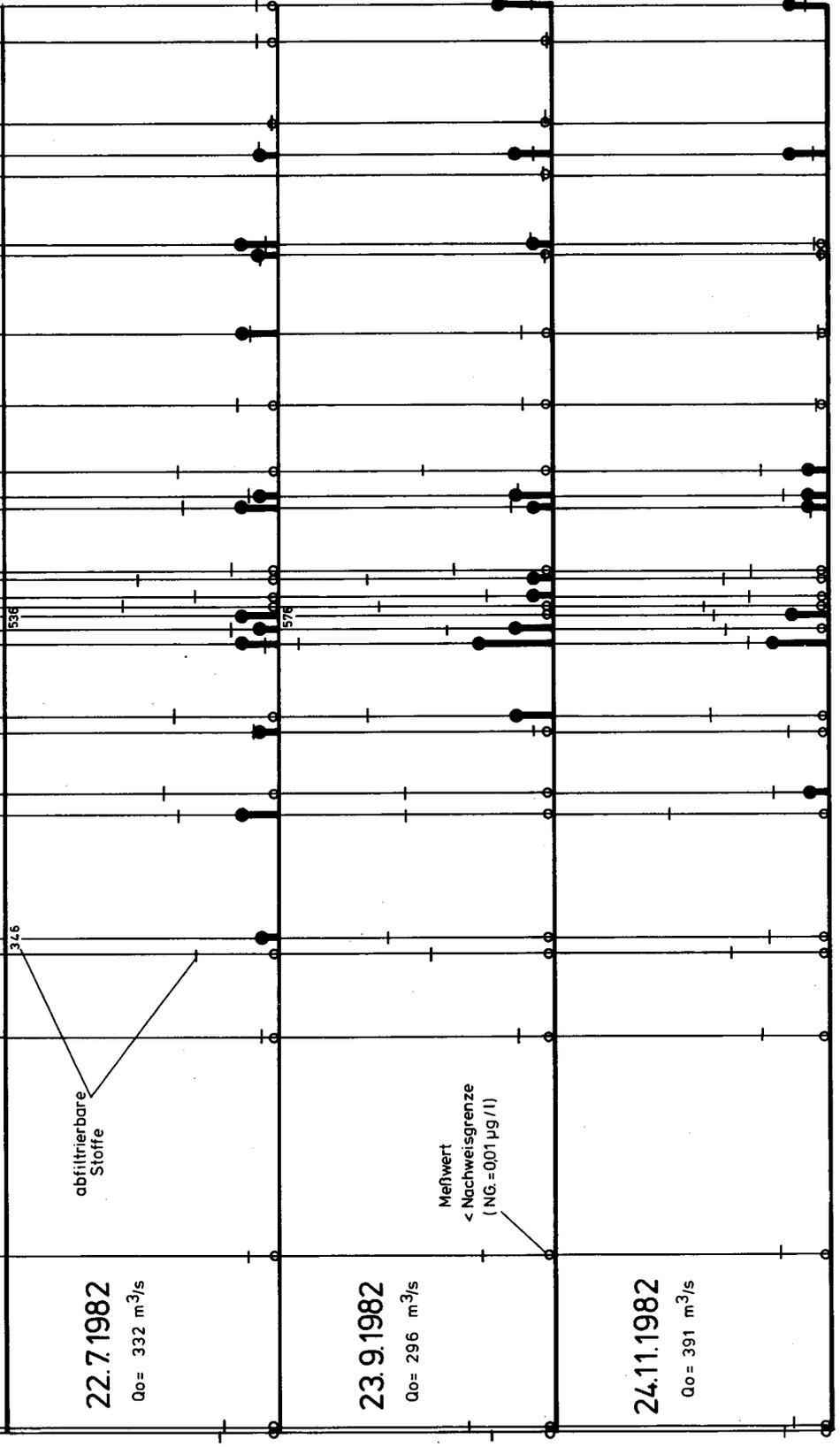
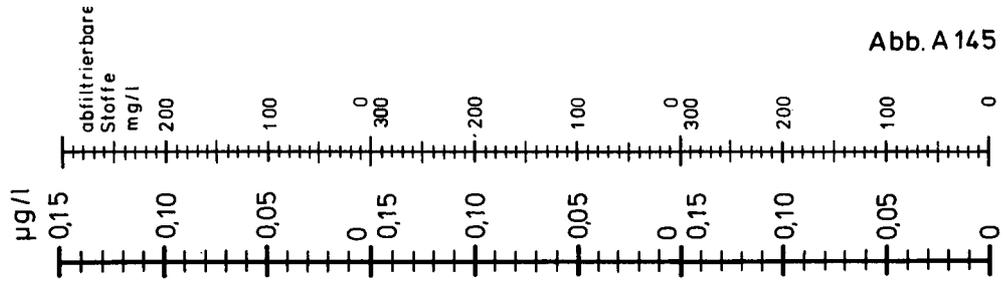
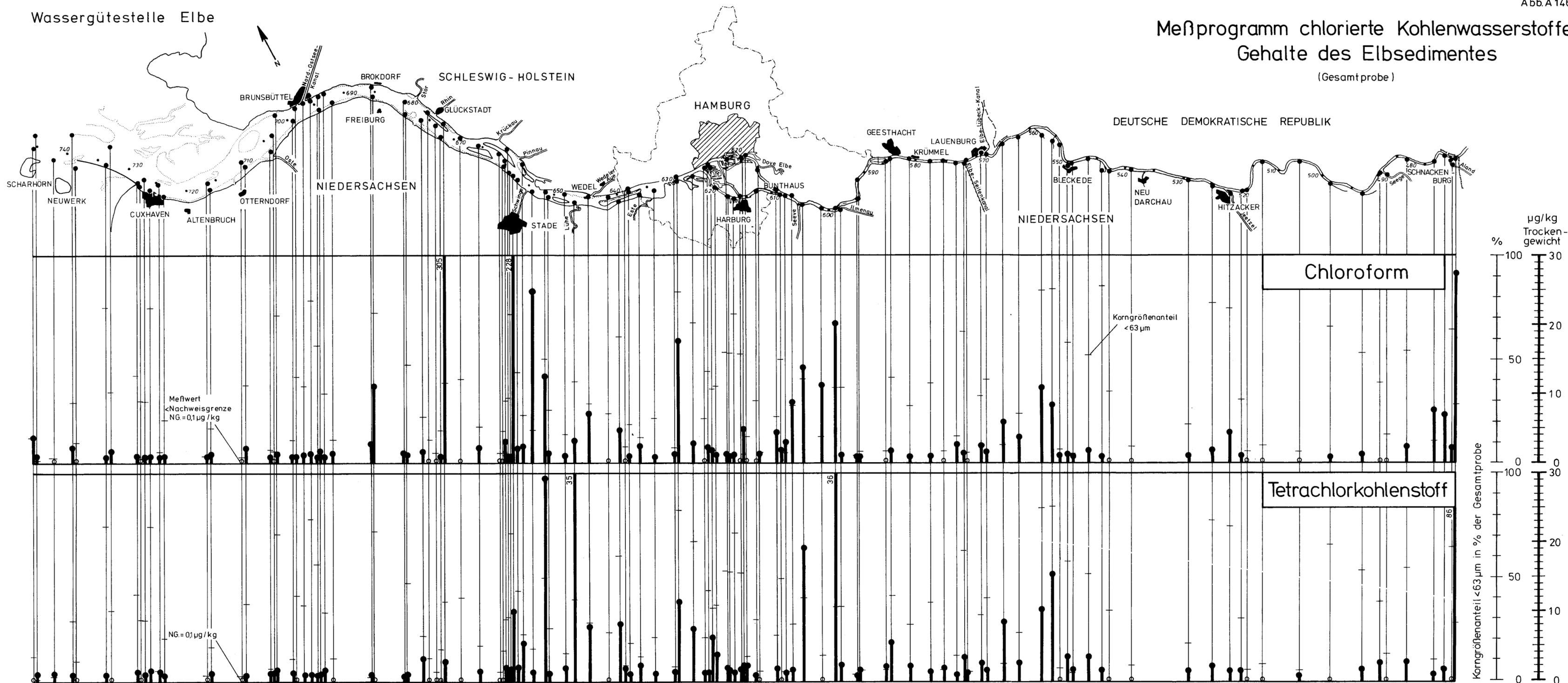


Abb. A 145

Wassergütestelle Elbe

Meßprogramm chlorierte Kohlenwasserstoffe Gehalte des Elbsedimentes

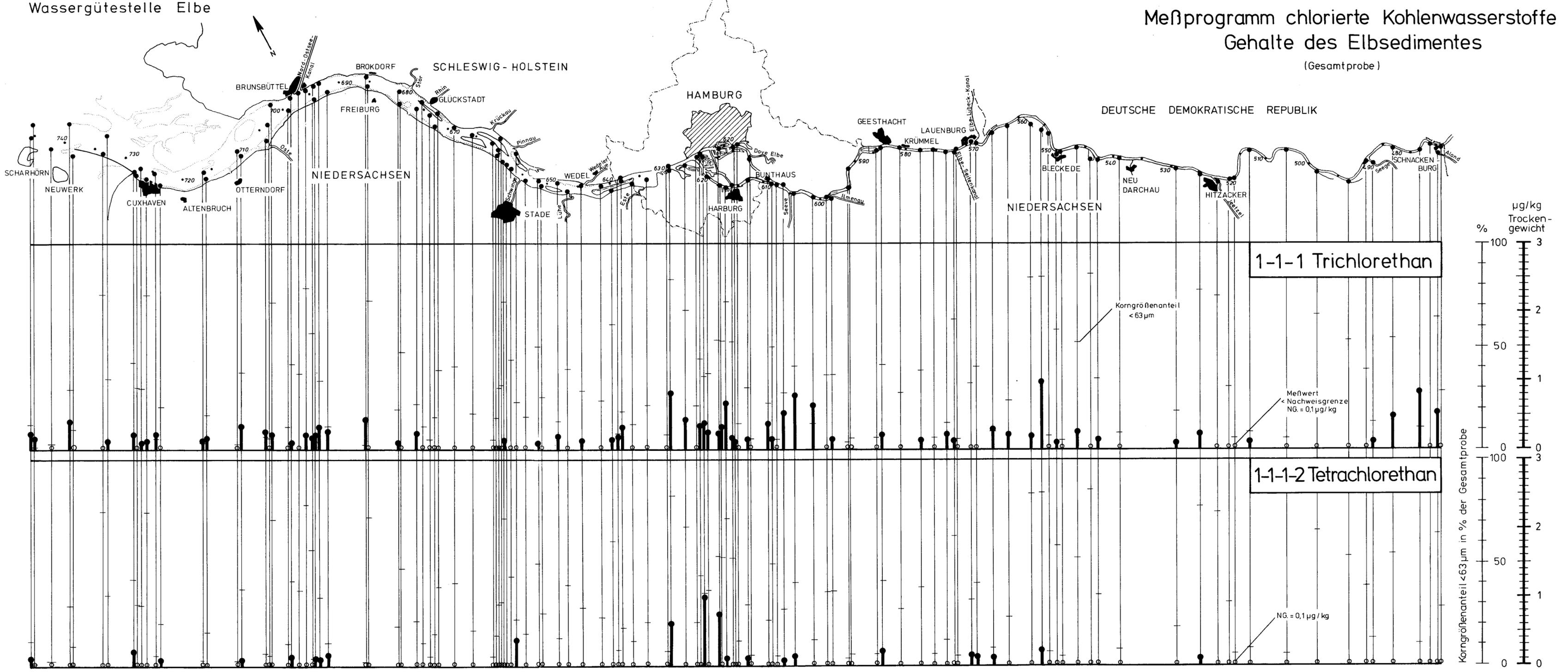
(Gesamtprobe)



Wassergütestelle Elbe

Meßprogramm chlorierte Kohlenwasserstoffe Gehalte des Elbsedimentes

(Gesamtprobe)



1-1-1 Trichlorethan

1-1-2 Tetrachlorethan

Korngrößenanteil <math>< 63 \mu\text{m}</math>

Meßwert \leq Nachweisgrenze
NG = 0,1 µg / kg

NG = 0,1 µg / kg

µg/kg
Trocken-
gewicht

%

100
50
0

3
2
1
0

100
50
0

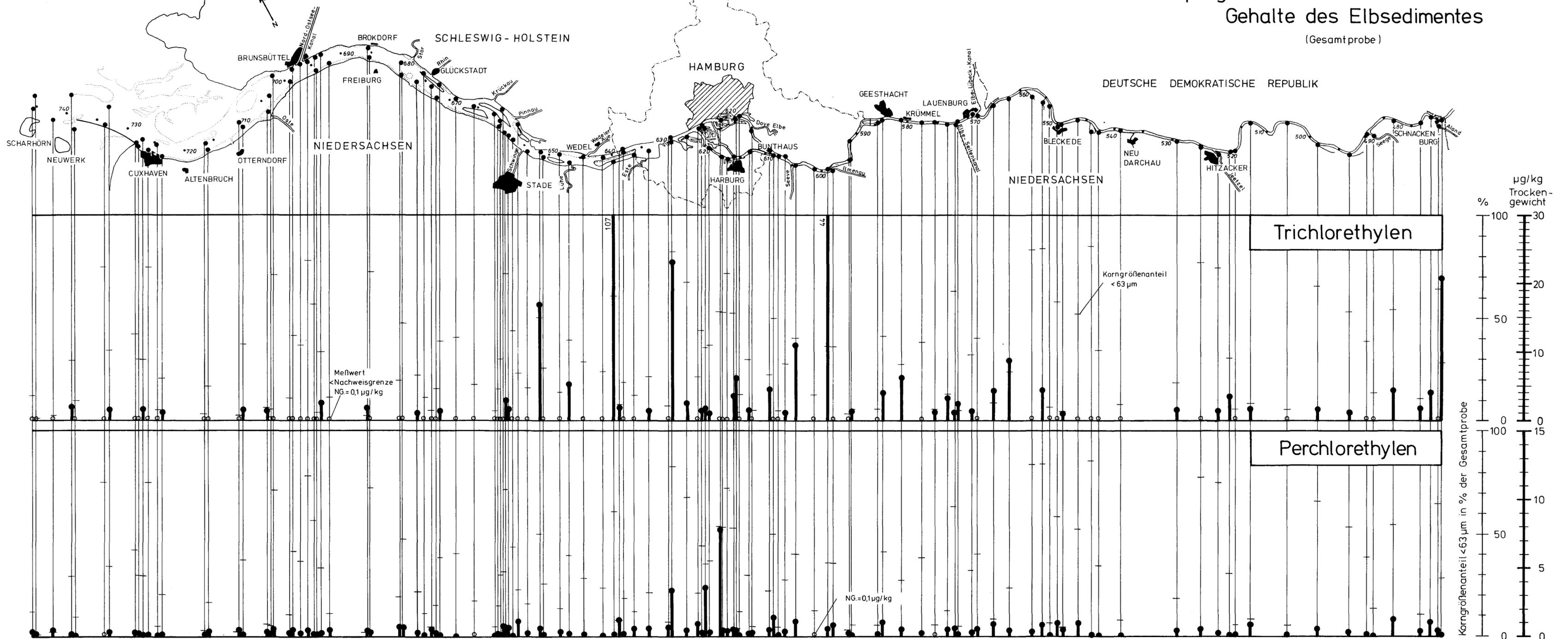
3
2
1
0

Korngrößenanteil <math>< 63 \mu\text{m}</math> in % der Gesamtprobe

Wassergütestelle Elbe

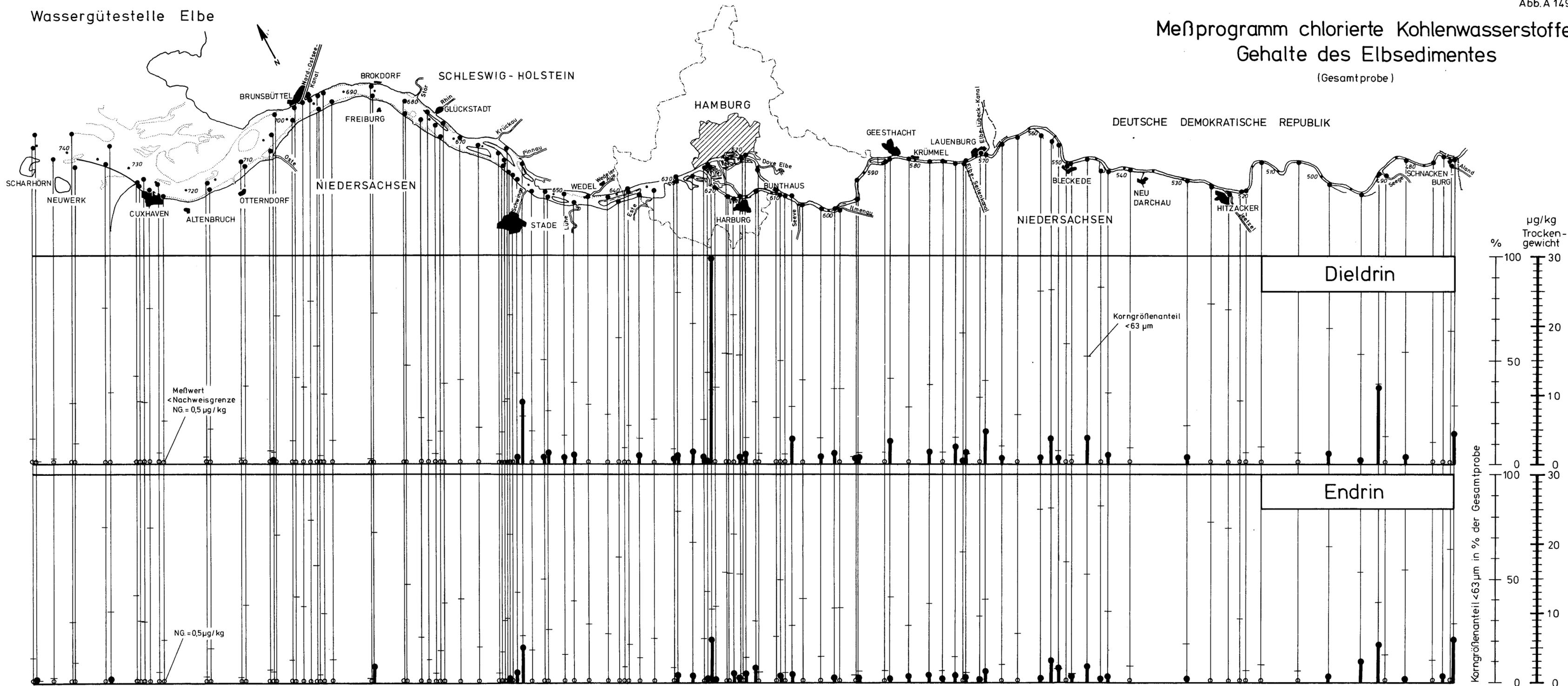
Meßprogramm chlorierte Kohlenwasserstoffe Gehalte des Elbsedimentes

(Gesamtprobe)



Wassergütestelle Elbe

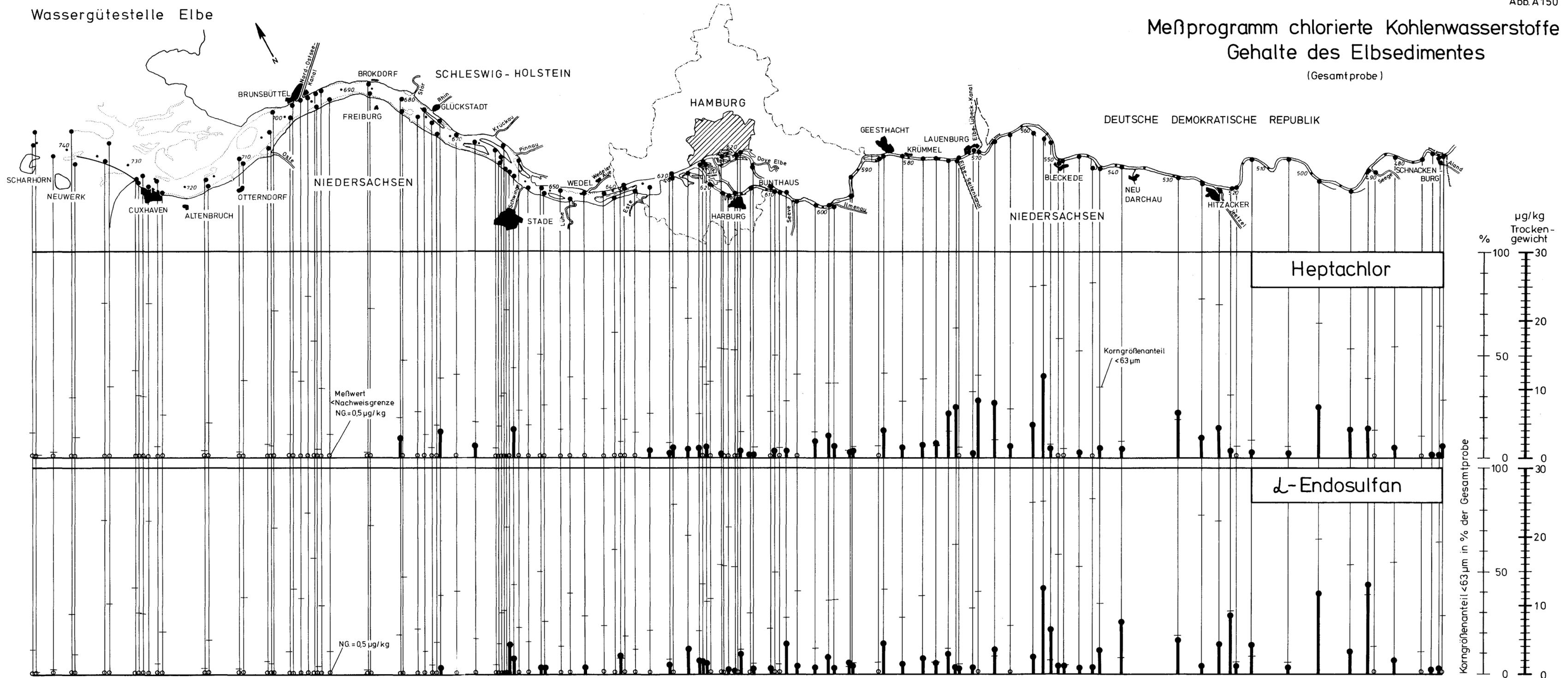
Meßprogramm chlorierte Kohlenwasserstoffe Gehalte des Elbsedimentes (Gesamtprobe)



Wassergütestelle Elbe

Meßprogramm chlorierte Kohlenwasserstoffe Gehalte des Elbsedimentes

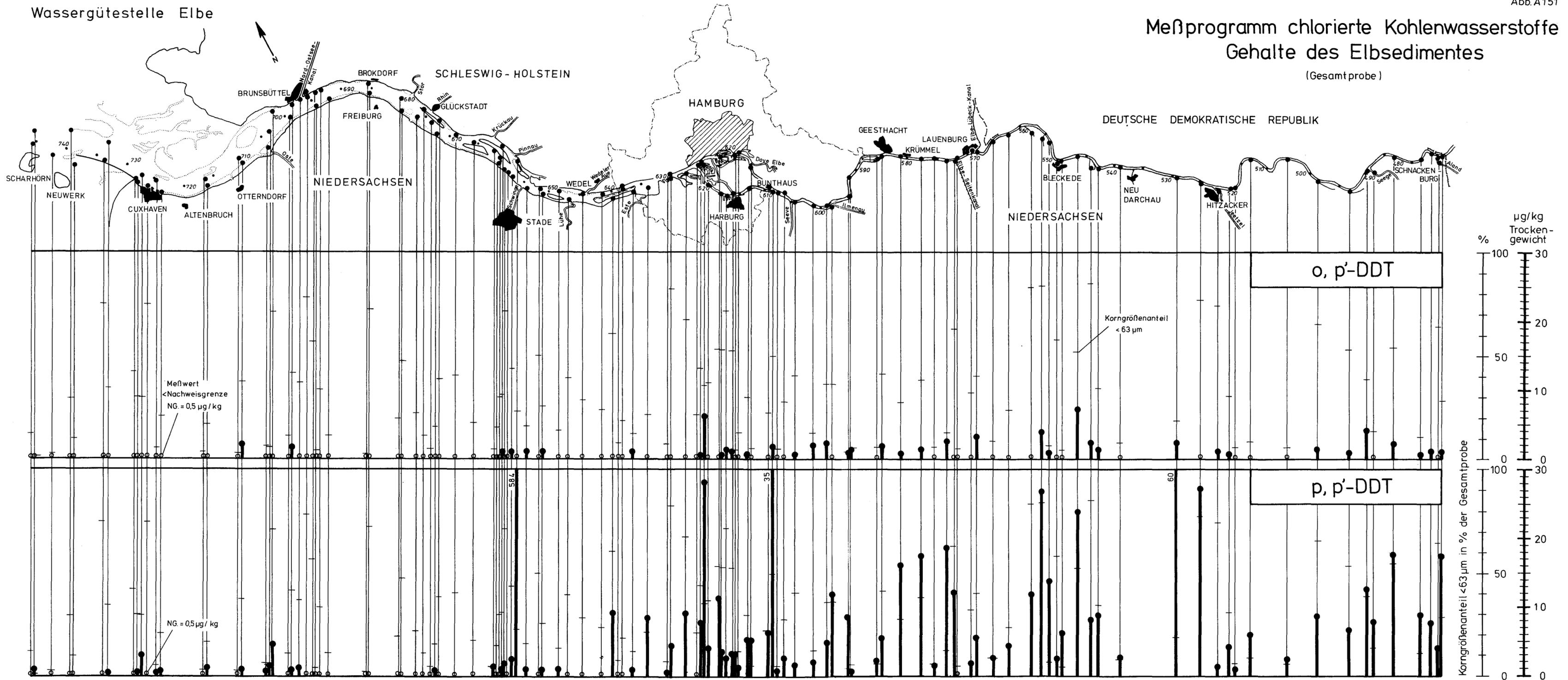
(Gesamtprobe)



Wassergütestelle Elbe

Meßprogramm chlorierte Kohlenwasserstoffe Gehalte des Elbsedimentes

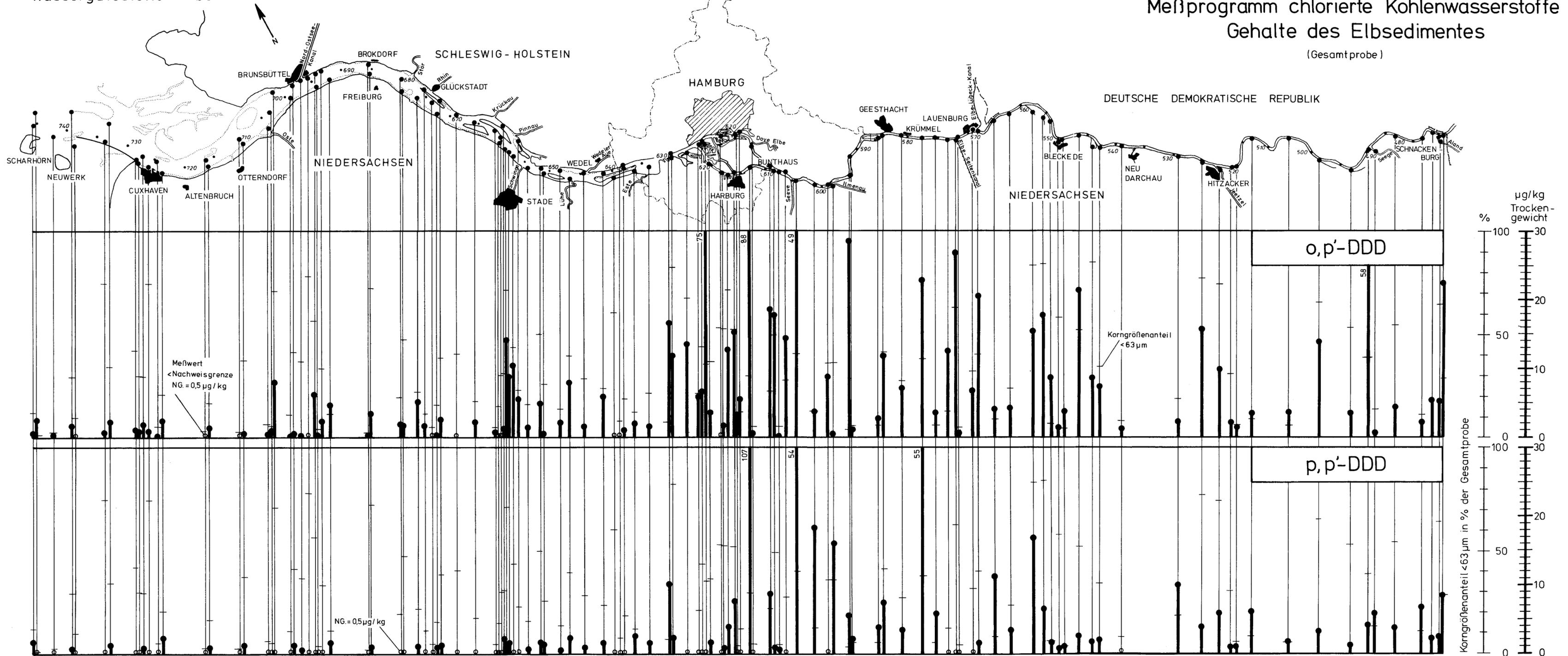
(Gesamtprobe)



Wassergütestelle Elbe

Meßprogramm chlorierte Kohlenwasserstoffe Gehalte des Elbsedimentes

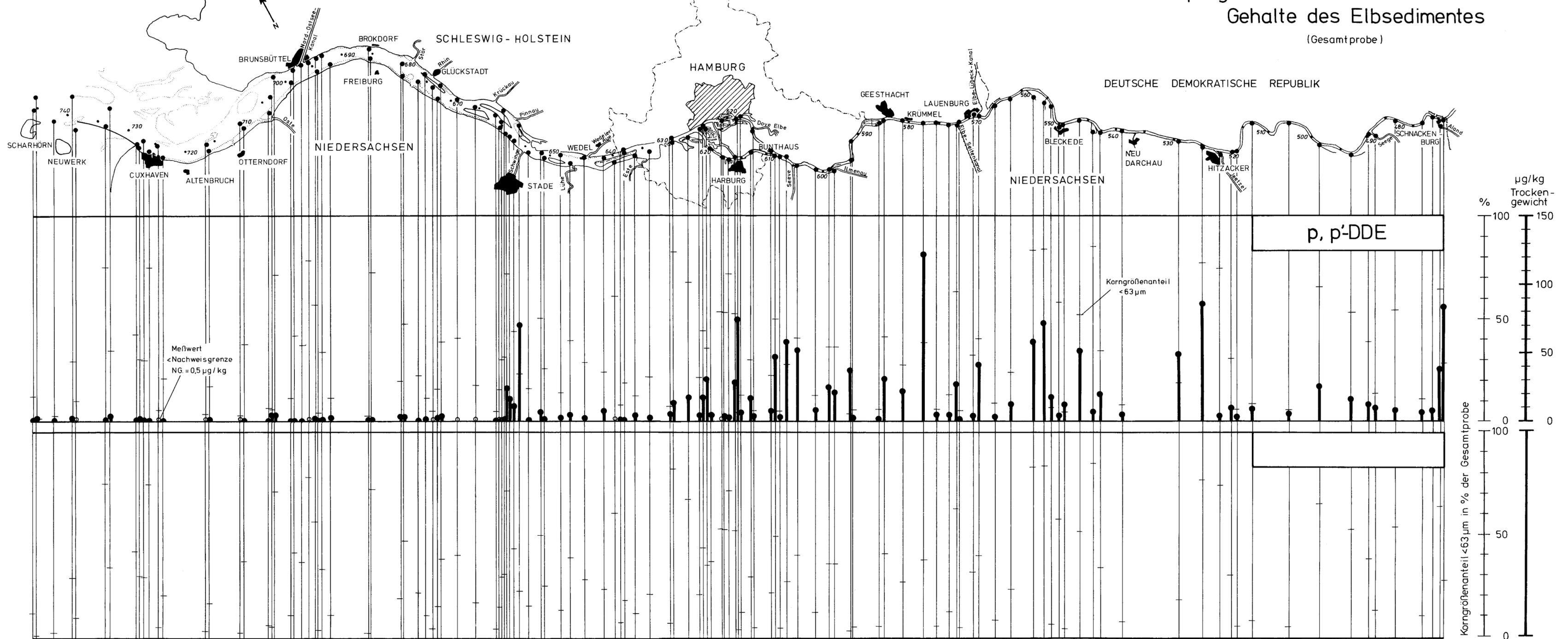
(Gesamtprobe)



Wassergütestelle Elbe

Meßprogramm chlorierte Kohlenwasserstoffe Gehalte des Elbsedimentes

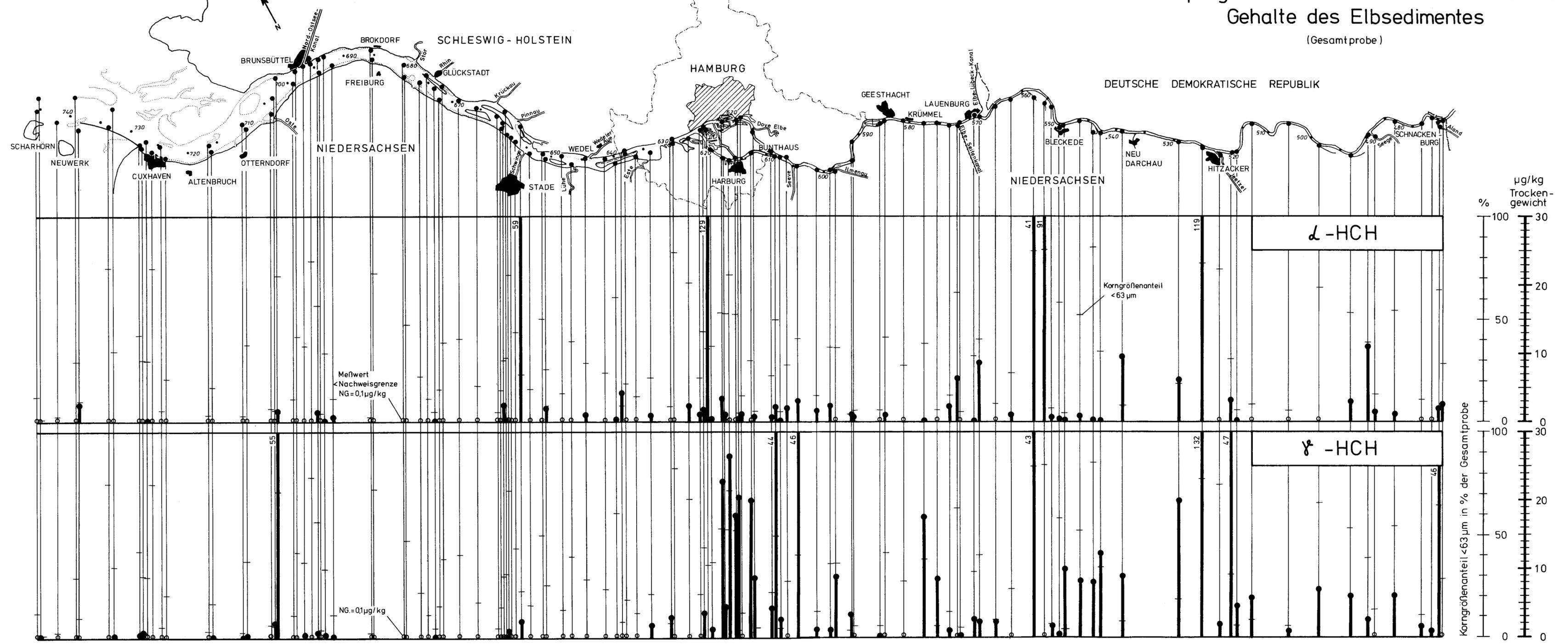
(Gesamtprobe)



Wassergütestelle Elbe

Meßprogramm chlorierte Kohlenwasserstoffe Gehalte des Elbsedimentes

(Gesamtprobe)



$\mu\text{g/kg}$
Trocken-
gewicht

100
50
0

30
20
10
0

100
50
0

30
20
10
0

Korngrößenanteil $< 63 \mu\text{m}$ in % der Gesamtprobe

Meßwert
< Nachweisgrenze
NG = 0,1 $\mu\text{g/kg}$

NG = 0,1 $\mu\text{g/kg}$

Korngrößenanteil
< 63 μm

Wassergütestelle Elbe

Meßprogramm chlorierte Kohlenwasserstoffe Gehalte des Elbsedimentes

(Gesamtprobe)

