

Wasserwirtschaft

Nahe-Untersuchungsstation Grolsheim

Betriebsergebnisse 1992–2002



LUWG-Bericht 7/2006

Nahe-Untersuchungsstation Grolsheim

Betriebsergebnisse 1992 – 2002

Bearbeiter

Annette Kindinger, Dr. Ingrid Ittel, Dr. Michael Engel

Mitarbeit

Margot Meid, Ingeborg Thrun, Karin Schiffer,
Frank Angerbauer, Wolfgang Plaul, Joachim Peters

Impressum

Herausgeber: Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft
und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz (LUWG)
Kaiser-Friedrich-Straße 7
55116 Mainz

Titelbild: Die Nahe vor Bad Kreuznach (Foto: T. Schollmayer)

Herstellung: LUWG

Auflage: 50 Exemplare

© Juli 2007

Nachdruck und Wiedergabe nur mit Genehmigung des Herausgebers

Inhalt

1	Einleitung	1
2	Die Gewässer-Untersuchungsstation Grolsheim (Nahe)	2
2.1	Lage der Gewässer-Untersuchungsstation Grolsheim	2
2.2	Ausrüstung der Station und Messbetrieb	2
3	Beschreibung des Nahe-Einzugsgebiets	5
3.1	Grundwasserlandschaften im Einzugsgebiet der Nahe	6
3.2	Landnutzungen im Einzugsgebiet der Nahe	7
3.3	Kläranlagen im Einzugsgebiet der Nahe	9
4	Auswertung der Messergebnisse	11
4.1	Historische Entwicklung der chemischen Fließgewässerüberwachung an der Nahe-Mündung	11
4.2	Abfluss und kontinuierliche Messwerte	11
4.2.1.	Abfluss	11
4.2.2.	Wassertemperatur (WT)	15
4.2.3	pH-Wert	17
4.2.4	Elektrische Leitfähigkeit (Lf)	19
4.2.5	Sauerstoffgehalt und Sauerstoffsättigungsindex	21
4.3	Summenparameter	24
4.3.1	Organische Kohlenstoffverbindungen als TOC und DOC	24
4.3.2	Organische Halogenverbindungen AOX	27
4.3.3	Spektraler Schwächungs- oder Absorptionskoeffizient SAK	29
4.3.4	Biochemischer Sauerstoffbedarf BSB ₅	30
4.4	Nährstoffe (Stickstoff- und Phosphorverbindungen)	31
4.4.1	Ammonium	31
4.4.2	Nitrat	34
4.4.3	Nitrit	37
4.4.4	Gesamt-Stickstoff TN	40
4.4.5	Phosphorverbindungen	43
	Ortho-Phosphat-P:	44
	Gesamt-Phosphor:	46
4.5	Mineralstoffe	48
4.5.1	Chlorid und Sulfat	48
4.5.2	Alkali- und Erdalkalimetalle	51
4.5.3	Eisen und Mangan	54
4.5.4	Bor und Aluminium	56
4.6	Organische Spurenstoffe	61
4.6.1	Pflanzenschutzmittelwirkstoffe	61
4.6.1.1	Atrazin in der Nahe	62
4.6.1.2	Simazin in der Nahe	65
4.6.1.3	Diuron in der Nahe	68
4.6.1.4	Isoproturon in der Nahe	70
4.6.1.5	MCPA in der Nahe	74
4.6.1.6	Mecoprop in der Nahe	77
4.6.1.7	Dichlorprop in der Nahe	79

4.6.1.8	Bentazon in der Nahe	83
4.6.1.9	Tebuconazol in der Nahe	86
4.6.1.10	Glyphosat in der Nahe	87
4.6.2	Arzneimittelwirkstoffe	89
4.6.3	Nitromoschusverbindungen (Moschusketon, Moschusxylo)	90
4.6.4	Synthetische Komplexbildner (EDTA, NTA, DTPA)	92
4.6.4.1	EDTA	93
4.6.4.2	NTA	96
4.6.4.3	DTPA	98
4.6.5	Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe/Lösemittel (Trichlormethan, Trichlorethen, Tetrachlorethen)	99
4.7	Schwebstoffe	101
4.7.1	Einleitung	101
4.7.1.1	Ort der Probenahme	101
4.7.1.2	Beschreibung des Schwebstoffs	104
4.7.1.3	Bewertungskriterien für Belastungen an festen Matrices	104
4.7.1.4	Probenahme	105
4.7.2	Ergebnisse	107
4.7.2.1	Metalle	107
4.7.2.2	Gruppenparameter	110
4.7.2.3	Organische Spurenstoffe am Schwebstoff	112
	PAK und HCB	121
	TCB-Isomere	127
	DDT und einige DDT-Derivate	130
	Lindan und Organozinnverbindungen	133
5	Zusammenfassung	136
	Verzeichnis der Abbildungen	145
	Verzeichnis der Tabellen	149
	Anlagen Ergebnistabellen (als CD-Rom)	152
1	Abfluss und kontinuierliche Messwerte	152
2	Summenparameter	152
3	Nährstoffe (Stickstoff- und Phosphorverbindungen)	153
4	Mineralstoffe	153
5	Pflanzenschutzmittel	154
6	Organische Spurenstoffe	154
7	Schwebstoffe: Schwebstoff-Untersuchungen: Schwermetalle, Gruppen- und Summenparameter, Org. Spurenstoffe 1995 - 2002	155

1 Einleitung

Die Nahe ist nach der Mosel das wichtigste linksrheinische Nebengewässer des Rheins in Rheinland-Pfalz. Mit einem Einzugsgebiet von 4068 km², von denen 3950 km², also 97 % auf rheinland-pfälzischem Gebiet liegen, ist die Nahe, anders als Mosel oder Lahn, weitgehend von rheinland-pfälzischen Nutzungen und Strukturen geprägt.

Das Quellgebiet der Nahe und ein kleiner Anteil des Oberlaufs liegen im Saarland, als schnellströmender Mittelgebirgsfluss bildet die Nahe die Grenze zwischen Hunsrück und Westpfälzer Bergland. Das abflussstärkste Nebengewässer der Nahe ist der Glan, der an seiner Mündung in die Nahe ein fast ebenso großes Einzugsgebiet entwässert wie der Nahe-Oberlauf bis zur Glanmündung. Bei Niedrigwasser sind die Abflüsse beider Flüsse fast gleich groß, allerdings ist der mittlere Hochwasserabfluss der Nahe fast doppelt so hoch wie der des Glan. Weitere bedeutende Nebengewässer der Nahe aus dem Süden sind Alsenz, Appelbach und Wiesbach, aus dem Norden Hahnenbach, Simmerbach und Guldenbach.

Ins Einzugsgebiet der Nahe entwässern z. Z. 120 kommunale Kläranlagen mit Ausbaugrößen zwischen 210 000 (Kaiserslautern) und 120 Einwohnerwerten (Schneeberger Hof).

Gut 50 % des Einzugsgebiets werden landwirtschaftlich genutzt, davon entfallen etwa 28 % auf Ackerbau-Kulturen, etwa 20 % auf Grünland und 3,6 % auf Sonderkulturen (Weinbau). Aus diesen Nutzungen ergeben sich in erster Linie die stofflichen Belastungen im Gewässer. Zur summarischen Erfassung dieser Belastungen wurde 1985 die Gewässeruntersuchungsstation Grolsheim, 7,4 km oberhalb der Nahemündung in den Rhein in Betrieb genommen.

Da der Stationsbetrieb in den ersten Jahren stark unter technischen Störungen litt, sind die unter diesen Bedingungen gewonnenen Datensätze unvollständig und nur bedingt mit den Daten späterer Jahre vergleichbar. Der vorliegende Bericht beginnt deshalb mit dem Jahr 1992 und umfasst die Untersuchungsergebnisse der chemisch-physikalischen Messprogramme der Nahe-Messstation bis einschließlich 2002.

Die Messwerte werden als Jahresreihen statistisch ausgewertet und verdichtet, die Bewertung wird sowohl im Vergleich zu entsprechenden Kennwerten des Rheins bei Mainz als auch im zeitlichen Trend vorgenommen. Die chemische Güteklassifizierung erfolgt mit Hilfe der LAWA-Güteklassifizierung.

2 Die Gewässer-Untersuchungsstation Grolsheim (Nahe)

2.1 Lage der Gewässer-Untersuchungsstation Grolsheim

Die Untersuchungsstation Grolsheim wurde 1985 in Betrieb genommen. Sie befindet sich bei Nahe-Km 7,4 oberhalb der Mündung in den Rhein am rechten Ufer (TK-Blatt: 6013, Rechtswert: 342184, Hochwert: 553114) und erfasst nahezu das gesamte Einzugsgebiet der Nahe. Ein besonderer Vorteil ist die Unterbringung der Untersuchungsstation im Gebäude des Pegels Grolsheim – so werden am gleichen Ort Wasserstände bzw. Abflüsse gemessen. Für die Ableitung von Frachtabschätzungen aus den gemessenen Konzentrationen bestehen somit ideale Voraussetzungen.



Abb.1: Gewässer-Untersuchungsstation Grolsheim, Nahe

2.2 Ausrüstung der Station und Messbetrieb

Die Station wird ohne ständiges Personal betrieben und im Regelfall einmal pro Woche durch Mitarbeiter der Rheinwasser-Untersuchungsstation Mainz-Wiesbaden gewartet.

Die Untersuchung der Gewässerbeschaffenheit umfasst die Bestimmung der physikalischen Messgrößen pH-Wert, Temperatur und Leitfähigkeit und weiterer kontinuierlich überwachter Messgrößen wie gelöster Sauerstoff und SAK, sowie der Konzentration der im Wasser gelösten Nährstoffe (z.B. Stickstoff und Phosphor-Verbindungen), der gelösten Salze und der anorganischen und organischen Spurenstoffe.

Die kontinuierlich gemessenen Daten werden mittels Datenfernübertragung (DFÜ) dem in Mainz eingerichteten Messnetzrechner als (bereits verdichtete) Stundenwerte übertragen, bearbeitet und ausgewertet. Die Daten werden „per Hand“ gesichtet und z.B. technisch bedingte Fehlmessungen eliminiert. Darauf erfolgt eine Verdichtung der Daten zu Tagesmittelwerten durch Mittelwertbildung.

Das Leitungssystem der Gewässer-Untersuchungsstation ist im nachfolgendem Fließschema dargestellt:

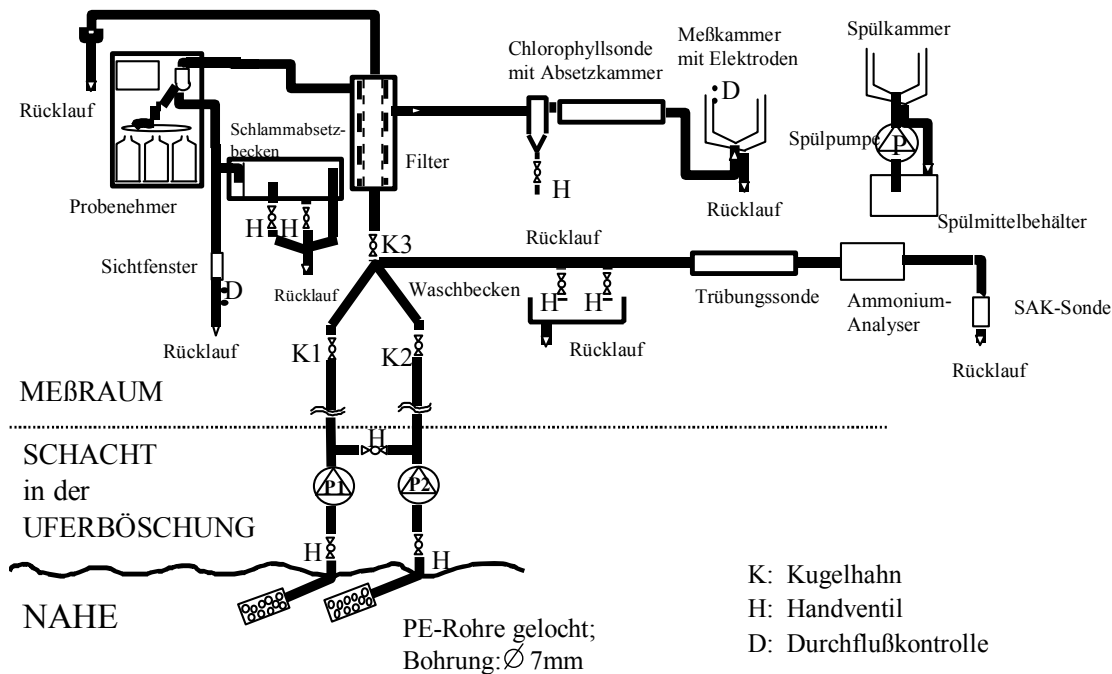


Abb.2: Leitungssystem der Gewässer - Untersuchungsstation Grolsheim, Nahe

Neben den kontinuierlich gemessenen Parametern werden mit Hilfe des automatischen Probenehmers zeitproportionale Mischproben entnommen und diese im Regelfall zur Analyse an das Zentrallabor des Landesamtes für Wasserwirtschaft weitergeleitet. Es werden je nach Parametergruppe 14- bzw. 28-Tages- Einzelproben oder 14- bzw. 28-Tages- Mischproben untersucht.

Die technische Ausstattung der Gewässer-Untersuchungsstation Grolsheim umfasst folgende Gerätschaften [1].

- 2 Motorpumpen, EMU KS8D
- 1 Routine-Probenehmer (Tagesmischproben 1l)
- 1 Sauerstoffelektrode (kontinuierlich)
- 1 pH-Elektrode (kontinuierlich)
- 1 Leitfähigkeitselektrode (kontinuierlich)
- 1 Temperaturfühler (kontinuierlich)
- 1 Ammonium-Analyser (kontinuierlich)
- 1 Chlorophyllmesssonde (kontinuierlich)
- 1 SAK-Messsonde (kontinuierlich)
- 1 Trübungssonde (kontinuierlich)
- 1 Datenfernübertragungseinheit

- 1 Schlammabsetzbecken
- 1 Kühlschrank, 1 Tiefkühltruhe

Alle gewonnenen Daten werden in der Oracle-Datenbank des Landesamtes für Wasserwirtschaft EDV- erfasst und für die Nutzung durch die gesamte Wasserwirtschaftsverwaltung vorgehalten. Im Hause werden die Daten zur Bearbeitung von Anfragen, für fachliche Stellungnahmen sowie für Berichtspflichten und Dokumentationen verwendet.

3 Beschreibung des Nahe-Einzugsgebiets

Die chemische Wasserqualität der Nahe und ihrer Nebengewässer wäre ohne anthropogene Einflüsse von der Geologie des Einzugsgebiets bestimmt, die in vereinfachter Form als Grundwasserlandschaften dargestellt werden.

Weitgehend unbeeinflusst sind jedoch nur Quellbäche in Waldgebieten oberhalb der Besiedlung.

8% des Einzugsgebiets sind Siedlungsflächen, deren Abwässer von insgesamt 120 kommunalen Kläranlagen behandelt werden. Hinzu kommen landwirtschaftliche Nutzungen auf gut 50 % des Einzugsgebietes. Die stoffliche Beschaffenheit des Nahewassers an der Mündung wird durch die Emissionen dieser Kläranlagen und die Landnutzung überprägt, so dass an der Mündung in den Rhein die organische Belastung des Wassers sowie die Konzentrationen an Stickstoff- und Phosphorverbindungen erheblich über den entsprechenden Konzentrationen der Quellbäche und des Rheins liegen.

Dennoch hatte die biologische Güteklassifizierung des Hauptstroms schon 1990 überwiegend die Güteklasse II erreicht, seit 2004 treten kritisch belastete oder stark verschmutzte Bereiche nur noch in einigen Nebengewässerabschnitten auf.

Der Vergleich der Gütekarten vor 1992 und nach 2002 zeigt insbesondere bei den Nebengewässern starke Verbesserungen der biologischen Güte.

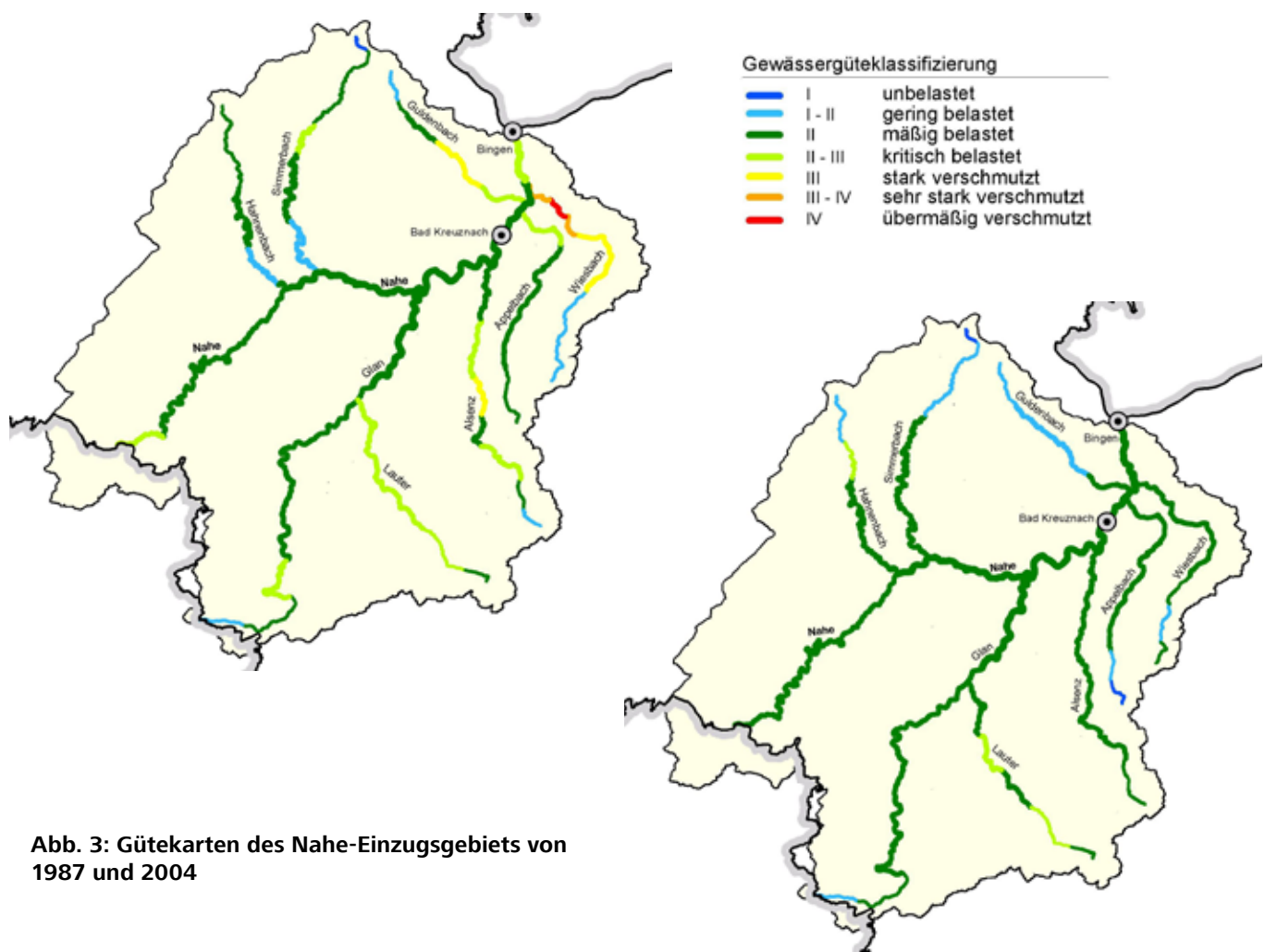


Abb. 3: Gütekarten des Nahe-Einzugsgebiets von 1987 und 2004

3.1 Grundwasserlandschaften im Einzugsgebiet der Nahe

Die der Nahe und dem Glan zuzuordnenden Grundwasserlandschaften bauen sich zum flächenmäßig größten Teil aus den Rotliegend-Sedimenten und Rotliegend-Magmatiten des Nordpfälzer Berglandes auf. Das nordwestliche Einzugsgebiet der Nahe wird hingegen geprägt durch die devonischen Schiefer und Grauwacken des Hunsrücks sowie die devonischen Quarzite seiner Höhenzüge. Die südlichen Quellbäche von Glan, Lauter und Alsenz entspringen im Buntsandstein. Talweitungen insbesondere des Naheunterlaufs werden aus Lockergesteinssedimenten des Quartärs aufgebaut. In einem relativ geringen Flächenanteil des Einzugsgebietes der Nahe, im Nordosten, durchschneiden die Unterläufe von Wiesbach und Appelbach die tertiären Mergel und Tone Rheinhessens, während die Plateaulagen den Tertiären Kalksteinen zuzuordnen sind.

Das Einzugsgebiet von Nahe und Glan ist aus hydrogeologischer Sicht damit außerordentlich vielfältig aufgebaut und umfasst insgesamt 7 von 14 in Rheinland-Pfalz definierten Grundwasserlandschaften, die jeweils einen bestimmten Grundwassertypus hervorbringen.

Im Nordwesten (Schiefer, Quarzit) sowie im Südosten (Buntsandstein) des Bearbeitungsgebietes ist geogen ein nur sehr geringer Lösungsinhalt der Quellwässer anzutreffen, der meist nur 2 bis 7 meq/L¹ beträgt. Aufgrund der Basenarmut insbesondere der devonischen Quarzite der Hunsrückhöhenzüge können dort Oberhangquellen deutliche Versauerungserscheinungen mit pH-Werten unter 5 und Aluminiumwerten bis in den mg/L-Bereich aufweisen. Diese Versauerungserscheinungen zeigen eine charakteristische Abhängigkeit vom Schüttungsverlauf der Quellen.

Die Grundwässer der Rotliegend-Magmatite des Nordpfälzer Berglandes zeigen ebenfalls einen nur sehr geringen Lösungsinhalt mit Werten um 8 meq/L. Die anzutreffenden pH-Werte der Quellwässer liegen dennoch nahe dem Neutralbereich, da Böden und Gesteine bezogen auf das Lösungsverhalten durchaus nennenswerte Karbonatgehalte aufweisen. Die Grundwässer der Rotliegend-Sedimente sind dagegen mit 10 bis 15 meq/L deutlich höher mineralisiert und nicht versauerungsgefährdet.

Die höchsten Gesamtlösungsinhalte von meist deutlich über 20 meq/L zeigen Grundwässer und Quellen, welche die devonischen Kalksteine des Rheinhessischen Tafel- und Hügellandes entwässern. Die tertiären Mergel und Tone Rheinhessens sind dagegen eher als Grundwassernichtleiter anzusprechen und wirken sich damit auf die Gewässerqualität weniger aus. Auch die quartären Talfüllungen wirken sich nur untergeordnet auf die Beschaffenheit der Oberflächengewässer aus; Quellwasseraustritte sind hier nicht zu verzeichnen.

Bei den zu beobachtenden, sehr hohen Unterschieden in der Gesamtmineralisation der Grund- und Quellwässer im Einzugsgebiet von Nahe und Glan sind jedoch alle Wässer als erdalkalisch-hydrogenkarbonatisch geprägt zu bezeichnen. In Rheinhessen ist darüber hinaus Nitrat – anthropogen bedingt – nennenswert an der Anionensumme beteiligt, während das Hydrogenkarbonat in den devonischen Quarziten der Hunsrückhöhenzüge als Zeichen des Verlustes an Puffervermögen an der Anionensumme deutlich zurückgedrängt ist.

¹ meq/L = Milliäquivalent /L Äquivalentgewicht in mg/L, das dem einwertigen Wasserstoffatom gleichwertige Reaktionsgewicht chemischer Elemente und Verbindungen

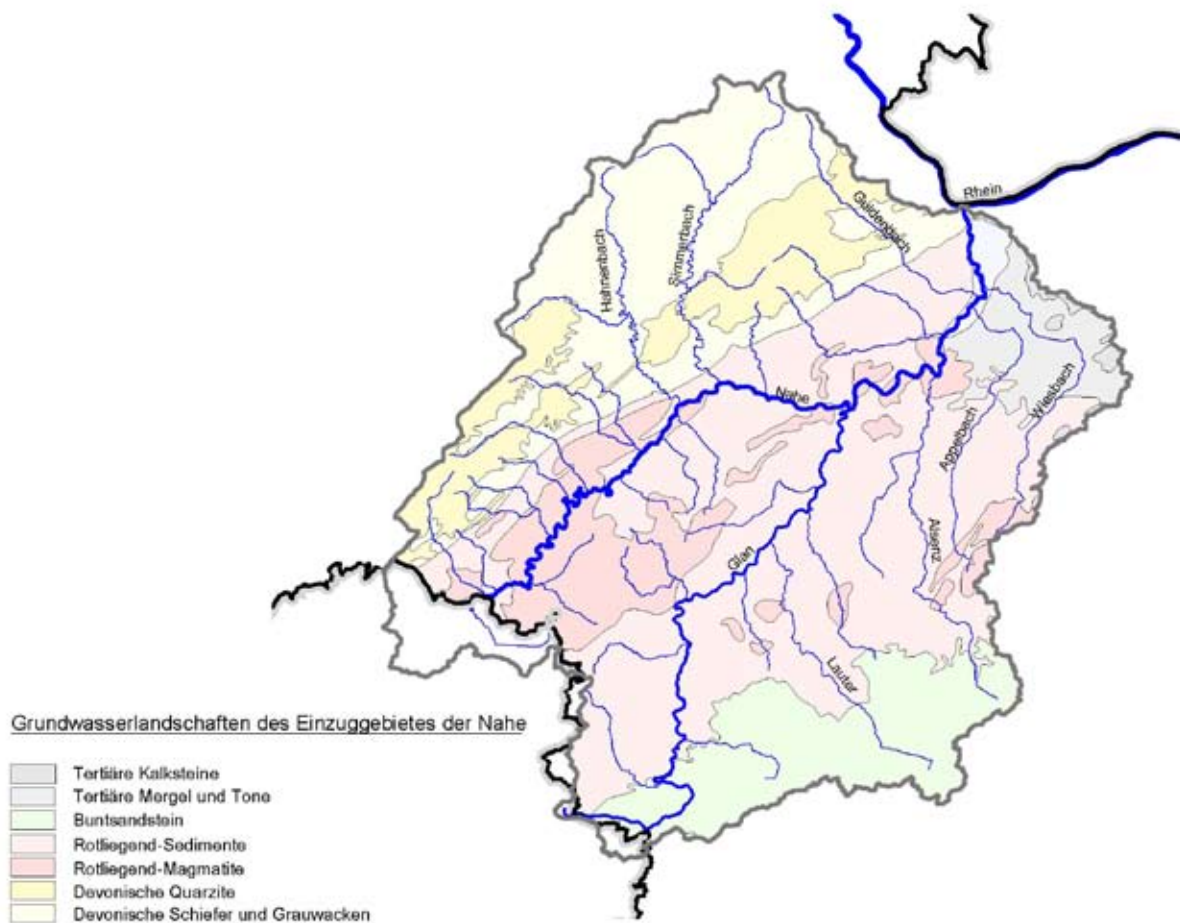


Abb.4: Grundwasserlandschaften des Einzugsgebietes der Nahe

3.2 Landnutzungen im Einzugsgebiet der Nahe

Im Einzugsgebiet der Nahe sind gut 40 % der Fläche bewaldet; größere zusammenhängende Waldflächen gibt es im Hunsrück, südlich von Idar-Oberstein und um Kaiserslautern. Im übrigen Einzugsgebiet sind die Waldflächen unterbrochen von Grünland und ackerbaulicher Nutzung, am Unterlauf der Nahe und in den Tälern von Wiesbach, Appelbach, Guldenbach und Gräfenbach dominieren Ackerland und Weinbau.

Insgesamt entfallen 27,9 % des Einzugsgebiets auf Ackerflächen, 3,6% auf Sonderkulturen (Weinbau) und 19,6% auf Grünland.

Die landwirtschaftliche Nutzung schlägt sich in nachweisbaren Belastungen durch Pflanzenschutzmittelwirkstoffe nieder und ist Verursacher der diffusen Stickstoffeinträge.

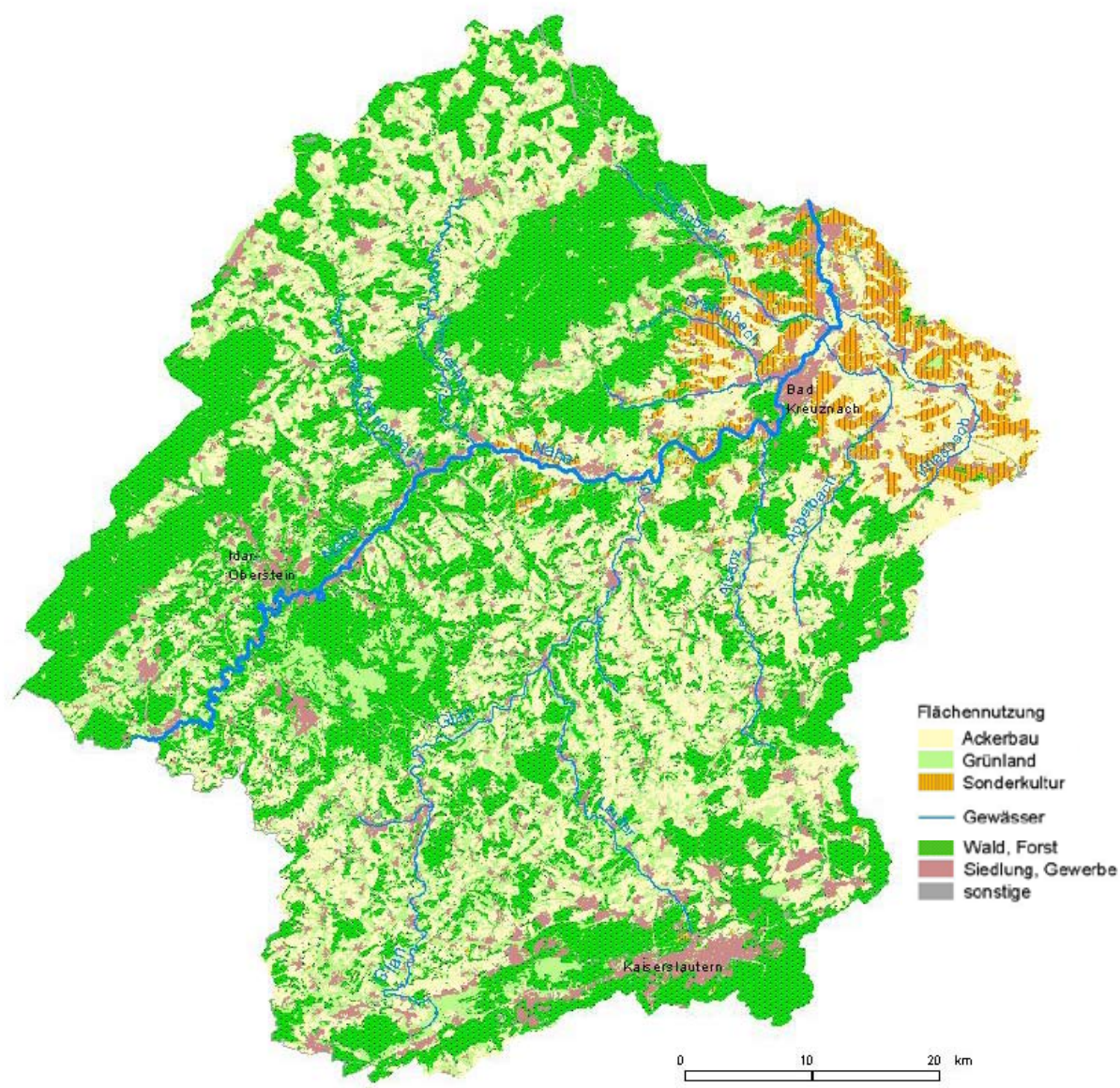


Abb.5: Flächennutzung im Nahe-Einzugsgebiet

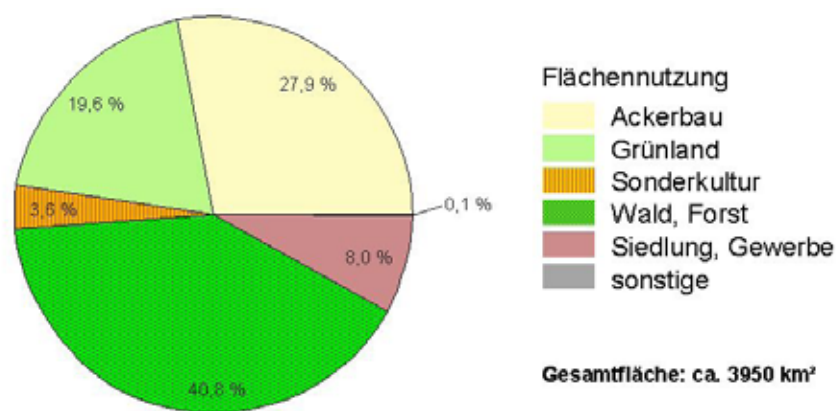


Abb.6: Anteile Flächennutzungen in %

3.3 Kläranlagen im Einzugsgebiet der Nahe

Im Nahegebiet wird das Abwasser von rd. 668.000 Einwohnern und rd. 334.000 Einwohnergleichwerten (Abwasser aus Industrie und Gewerbe) in 120 kommunalen Kläranlagen behandelt. Die Ausbaugröße der kommunalen Kläranlagen beträgt insgesamt rd. 1,26 Mio. Einwohnerwerte, davon ist bei rd. 88% der Ausbaukapazität eine gezielte Stickstoff- und Phosphorentfernung vorhanden.

Die gewerblich-industriellen Direkteinleitungen haben einen geringen Einfluss auf die Abwassersituation im Nahegebiet und werden daher nicht berücksichtigt.

Der Einfluss der kommunalen Kläranlagen auf die stoffliche Beschaffenheit des Nahewassers wird näherungsweise über den Abwasseranteil bei Niedrigwasser (MNQ) betrachtet.

Als Datengrundlage ist für jede Kläranlage der Mittelwert der Jahresschmutzwassermengen QJSM aus der Eigenüberwachung der Jahre 2000 bis 2004, umgerechnet in m³/s, vorhanden.

QJSM entspricht dem mittleren Trockenwetterabfluss und setzt sich aus einem Schmutzwasser- und Fremdwasseranteil zusammen. Der Schmutzwasseranteil ist im Jahresverlauf nahezu konstant, der Fremdwasserabfluss zeigt insbesondere bei Kläranlagen mit einem hohen Fremdwasseranteil starke saisonale Schwankungen.

Beispielhaft ist die Ganglinie einer Kläranlage mit einem Fremdwasseranteil von rd. 36 % dargestellt:

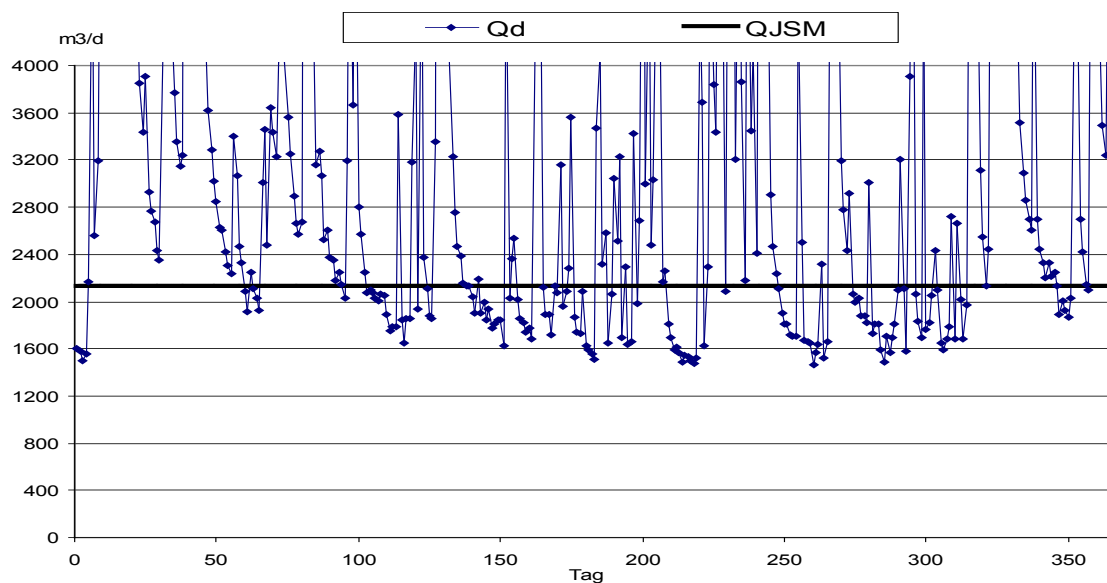


Abb.7: Jahresganglinie des Abwassers in einer kommunalen Kläranlage

Erkennbar ist, dass der minimale Abwasserabfluss ca. 75% der Jahresschmutzwassermenge entspricht. Dies deckt sich mit einer Auswertung von rd. 30 Kläranlagen in Rheinland-Pfalz.

Für die Betrachtung des Abwasseranteils der kommunalen Kläranlagen bei Niedrigwasser (MNQ) im Längsschnitt wurde daher eine Bandbreite von Jahresschmutzwassermenge und minimalem Abfluss von 75% QJSM gewählt.

Betrachtet man den Abwasseranteil der Nahe bei Niedrigwasser (MNQ) im Längsschnitt, ist trotz der vereinfachten Betrachtungsweise die Akkumulation der Belastungen erkennbar.

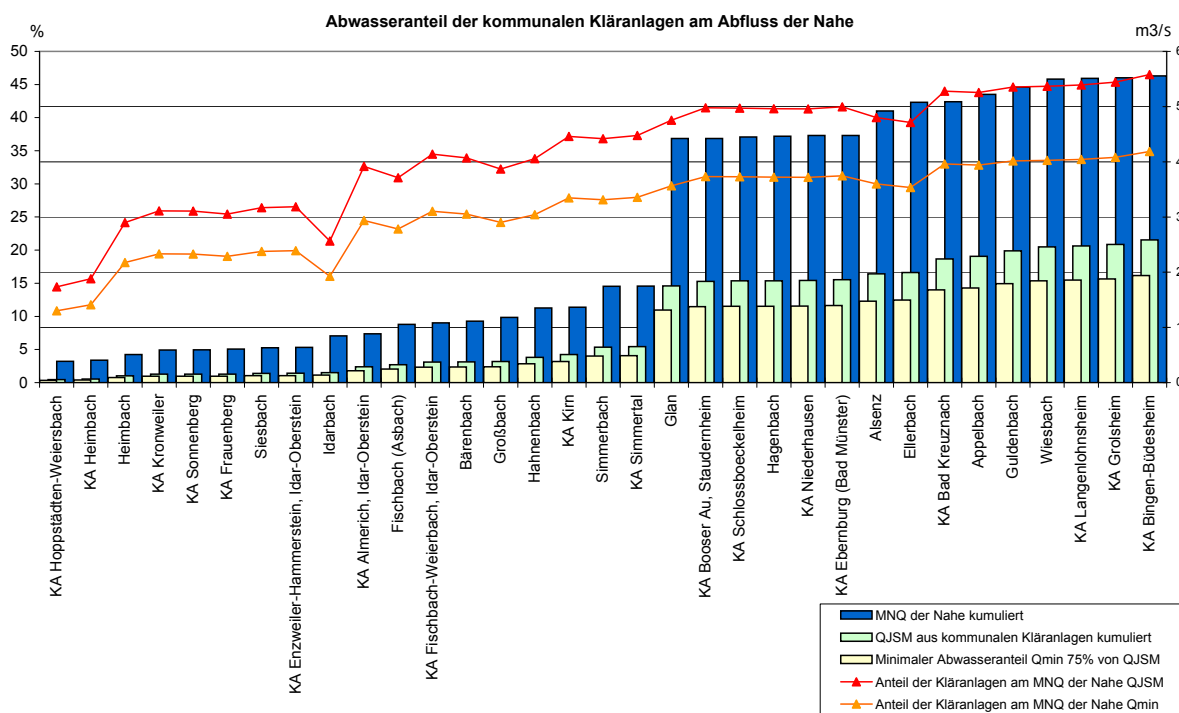


Abb.8: Abwasseranteil am Abfluss der Nahe

Oberhalb der KA Almerich, Idar-Oberstein, wird bei MNQ der Volumenanteil von 27 % Abwasser in der Nahe nicht überschritten. Bis zur Einmündung des Glan nimmt der Anteil stetig bis in den Bereich 28/37% zu. Im Glan selbst liegt der Abwasseranteil bei maximal 43% des MNQ.

Bis zur Mündung der Nahe in den Rhein steigt der Abwasseranteil in der Nahe bei MNQ bis in den Bereich 35 bis 47 % an.

Die MNQ-Werte der Vorfluter basieren auf den MNQ-Werten der oberhalb gelegenen Pegel, ergänzt um den Flächenabfluss des zusätzlichen Einzugsgebiets.

Die Punktquellen sind Teilursache der Phosphateinträge und der Stickstoffeinträge. Trotz gewisser Vereinfachungen wird die zunehmende Belastung des Gewässers deutlich.

Damit ist nachvollziehbar, dass insbesondere in sommerlichen Niedrigwasserzeiten im Unterlauf der Nahe Eutrophierungserscheinungen wie z. B. Algenmassenentwicklungen, hohe pH-Werte und starke Schwankungen im Sauerstoffgehalt zu erwarten sind.

4 Auswertung der Messergebnisse

4.1 Historische Entwicklung der chemischen Fließgewässerüberwachung an der Nahe-Mündung

Vor der Errichtung der Gewässeruntersuchungsstation Grolsheim wurde die Nahemündung im Rahmen des ersten chemischen Landes-Messprogramms mit 12 bis 2 Proben pro Jahr orientierend auf Nährstoffe und summarisch auf organische Belastungen untersucht. Diese Daten sind in einem früheren Bericht (Messprogramm „Nord- und Süd-Tour“ Rheinland-Pfälzische Nebengewässer) des Landesamts für Wasserwirtschaft zusammengefasst.

Zur Gewinnung belastbarer Daten für die Trendermittlung stofflicher Einträge (mindestens monatliche Einzelproben) und zur besseren Vergleichbarkeit mit Rhein, Mosel, Saar wurde die Nahe-Mündung zunächst hinsichtlich Nährstoffen, Salzen und Summenkenngößen und nach Schaffung entsprechender Analysekapazitäten auch bezüglich der Spurenstoffe analog den Vorgaben des Deutschen Untersuchungsprogramms zum Schutz des Rheins untersucht.

Eine Übersicht über den diesem Bericht zu Grunde liegenden Datenbestand gibt die nachfolgende Tabelle 1 (nächste Seite)

4.2 Abfluss und kontinuierliche Messwerte

Kontinuierlich gemessene Parameter: Wassertemperatur, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit und Sauerstoffgehalt.

Die kontinuierlich ermittelten Ergebnisse werden mittels Datenfernübertragung (DFÜ), wo sie in Stundenwerte umgewandelt werden, dem Messnetzrechner übertragen. Die weitere Bearbeitung der Daten erfolgt in Mainz. Hier werden die Stundenwerte zu Tagesmittelwerten verdichtet. Die Dokumentation der Werte erfolgt als Monatsmittelwerte, Tagesminimum- und Tagesmaximumwerte. Für die Tagesmischproben werden in der Untersuchungsstation Grolsheim/Nahe täglich zeitproportionale Mischproben entnommen, welche im Zentrallabor des Landesamtes für Wasserwirtschaft untersucht werden.

Die Anlagen A-1.1.1 bis A-1.6.11 geben die berechneten Tagesmittelwerte der kontinuierlichen Messungen (mittlerer Abfluss, Temperatur, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt, Sauerstoffsättigungsindex) wider. In den Anlagen A-1.7.1 bis A-1.7.6 sind die Untersuchungsergebnisse 1992 - 2002 als Monatskennwerte zusammengefasst.

4.2.1. Abfluss

Aus der langjährigen Beobachtung (DGJ-Auswertung von 1973 bis 2002) ergeben sich die Hauptwerte der Abflusstafel 2002 für den Pegel Grolsheim:

NQ: 1,60 m³/s

MNQ: 4,50 m³/s

MQ: 33,2 m³/s

Tab.1: Historische Entwicklung des Messprogramms von 1992-2002

Parameter	Einheit	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Abfluss	m³/s	K	K	K	K	K	K	K	K	K	K	K
Wassertemperatur WT	°C	K	K	K	K	K	K	K	K	K	K	K
pH-Wert		K	K	K	K	K	K	K	K	K	K	K
elektr. Leitfähigkeit (bei 20°C)	µS/cm	K	K	K	K	K	K	K	K	K	K	K
Sauerstoffgehalt O₂	mg/l	K	K	K	K	K	K	K	K	K	K	K
organ. Kohlenstoff, gelöst DOC	mg/l	1M	1M	1M	1M	1M	1M	1M	1M	1M	1M	1M
DOC	mg/l	E14	E14	E14	E14	E14	E14	E14	E14	E14	E14	E14
TOC	mg/l	E14	E14	E14	E14	E14	E14	E14	E14	E14	E14	E14
AOX	µ	E14	E14	E14	E14	E14	E14	E14	E14	E14	E14	E14
SAK bei 254 nm	m ⁻¹	1M	1M	1M	1M	1M	1M	1M	1M	1M	1M	1M
BSB₅	mg/l	E14	E14	E14	E14	E14	E14	E14	E14	E14	E14	E14
Ammonium-Stickstoff NH₄-N	mg/l	E14	E14	E14	E14	E14	E14	E14	E14	E14	E14	E14
Nitrat-Stickstoff NO₃-N	mg/l	E14	E14	E14	E14	E14	E14	E14	E14	E14	E14	E14
Nitrit-Stickstoff NO₂-N	mg/l	-	-	-	E14	E14	E14	E14	E14	E14	E14	E14
Gesamt-Stickstoff TN	mg/l	E14	E14	E14	E14	E14	E14	E14	E14	E14	E14	E14
ortho-Phosphat-P	mg/l	E14	E14	E14	E14	E14	E14	E14	E14	E14	E14	E14
Gesamt-Phosphor P_{gesamt}	mg/l	E14	E14	E14	E14	E14	E14	E14	E14	E14	E14	E14
Chlorid	mg/l	28M	28M	28M	28M	28M	28M	28M	28M	28M	28M	28M
Chlorid	mg/l	-	-	-	E14	E14	E14	E14	E14	E14	E14	E14
Sulfat	mg/l	28M	28M	28M	28M	28M	28M	28M	-	-	-	-
Sulfat	mg/l	-	-	-	E14	E14	E14	E14	E14	E14	E14	E14
Na, K, Mg, Ca	mg/l	28M	28M	28M	28M/ E28	28M/ E28	28M/ E28	28M/ E28	E28	E28	E28	E28
Mn, Fe	µg/l	28M	28M	28M	28M	28M	28M	28M	E28	E28	E28	E28
Bor	mg/l	-	-	-	28M	28M	28M	28M/ E28	E28	E28	E28	E28
Al, gesamt	µg/l	-	-	-	-	-	28M	28M	E28	E28	E28	E28
Al des Filtrats	µg/l	-	-	-	-	-	-	-	E28	E28	E28	E28
Triazine ¹⁾	µg/l	-	-	14M	-	-	14M	14M	14M	14M	14M	14M
Harnstoffderivate ²⁾	µg/l	-	-	-	-	-	14M	14M	14M	14M	14M	14M
Phenoxycarbonsäuren ³⁾	µg/l			14M			14M	14M	14M	14M	14M	14M
Arzneimittelwirkstoffe ⁴⁾	µg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	14M	14M	14M
Moschusketon	µg/l	-	-	-	-	-	14M	E28	E28	E28	E28	E28
Moschusxylol	µg/l	-	-	-	-	-	14M	E28	-	-	-	-
Komplexbildner ⁵⁾	µg/l	-	-	-	E14	E14	E14	E28	E28	E28	E28	E28
Trichlormethan	µg/l	-	-	-	E28	E28	E28	E28	E28	E28	E28	E28
Trichlorethen	µg/l	-	-	-	-	-	-	E28	E28	E28	E28	E28
Tetrachlorethen	µg/l	-	-	-	-	-	-	E28	E28	E28	E28	E28
Schwebstoffe anorg.	mg/l	-	-	-	E28	E28	E28	E28	E28	E28	E28	E28
Schwebstoffe organ.	mg/l	-	-	-	-	E28	E28	E28	E28	E28	E28	E28

1) Atrazin, Simazin
 2) Diuron, Isoproturon
 3) Dichlorprop, MCPA, Mecoprop
 4) Clofibrinsäure
 5) EDTA, NTA, DTPA

MHQ: 462 m³/s

HQ: 1000 m³/s

In diesen Werten spiegelt sich die starke Abflusssdynamik wider, wie sie für einen kleinen Mittelgebirgsfluss typisch ist.

Der Abflusstrend der Jahre 1992 bis 2002 ist den folgenden Tabellen zu entnehmen:

Tab. 2: mittlerer Abfluss 1992 – 2002

Jahr	mittlerer Abfluss (Jahresmittel) [m³/s] berechnet auf 365 Tage	Anzahl der Tage <MNQ (4,5)	Anzahl der Tage >MHQ (462)
1992	22,7	7	0
1993	31,1	37	2
1994	36,2	0	0
1995	45,9	0	5
1996	17,3	12	0
1997	24,4	36	0
1998	35,7	20	1
1999	34,5	21	0
2000	43,3	0	0
2001	48,3	0	2
2002	52,1	0	2

In den nachfolgenden Tabellen 3a, b, c sind die absoluten Tagesminimum- und Tagesmaximumwerte der einzelnen Monate, sowie die Zusammenfassung der Monatsmittelwerte der Jahre 1992 bis 2002 dargestellt.

Tab. 3a: absolute monatliche Abflussminima der Tagesmittelwerte 1992 – 2002

	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Januar	10,4	12,6	38,7	22,6	10,8	17,9	20,2	23,1	13,9	31,2	12,8
Februar	9,6	15,8	25,8	56,8	9,2	20,0	10,4	27,1	28,7	29,6	31,9
März	11,1	11,0	28,8	43,4	18,3	15,8	9,6	27,4	18,5	29,0	28,5
April	14,3	9,4	19,5	23,9	10,2	8,4	12,9	21,5	13,8	38,4	16,8
Mai	6,7	9,4	14,0	15,3	8,4	7,3	8,2	8,0	11,3	10,9	11,8
Juni	6,2	4,7	8,3	8,4	5,1	5,7	4,9	5,7	5,1	8,0	5,9
Juli	4,7	3,7	5,6	7,1	4,4	5,4	4,3	4,4	5,6	5,9	5,7
August	3,6	3,3	5,2	5,5	4,2	4,0	3,3	4,4	8,1	4,6	5,2
September	5,3	3,5	5,7	7,3	3,9	3,7	3,8	3,6	9,4	6,7	5,1
Oktober	5,0	8,4	5,4	7,6	3,9	3,4	8,7	4,9	17,8	8,1	5,5
November	10,9	8,1	12,1	9,3	4,8	4,8	22,3	8,0	40,9	7,4	26,4
Dezember	16,1	8,6	10,7	8,3	14,3	9,5	15,8	9,9	38,1	10,4	15,3

gelb = Jahresminimum

Die niedrigsten Abflüsse treten in der Regel im August auf, in wenigen Jahren auch im September und Oktober, einmal im Juni. In Monaten mit niedrigen Abflüssen sind die stärksten Auswirkungen punktueller Einleitungen auf die Wasserqualität zu erwarten.

Tab. 3b: absolute monatliche Abflussmaxima der Tagesmittelwerte 1992 – 2002

	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Januar	40,4	415,0	448,0	774,0	24,0	75,0	175,0	134,0	104,0	468,0	386,0
Februar	59,0	37,8	145,0	192,0	163,0	436,0	17,6	197,0	142,0	343,0	563,0
März	126,0	19,4	139,0	209,0	74,7	129,0	114,0	158,0	207,0	467,0	303,0
April	62,6	23,7	103,0	192,0	23,8	14,6	150,0	129,0	82,2	111,0	34,3
Mai	21,9	43,6	42,1	44,4	22,9	23,7	41,7	21,6	143,0	67,2	132,0
Juni	26,1	9,7	40,2	26,3	11,3	38,9	15,5	14,1	37,7	15,9	16,4
Juli	27,9	11,7	10,8	14,1	21,2	26,3	11,3	85,1	128,0	23,2	43,3
August	14,0	13,3	31,5	15,8	8,3	7,5	7,4	12,0	46,4	14,4	36,2
September	12,4	30,1	25,5	17,2	6,3	6,7	22,3	10,5	104,0	47,4	10,9
Oktober	44,6	32,6	53,2	23,0	13,3	17,3	625,0	18,4	328,0	19,0	139,0
November	88,1	20,5	41,2	25,7	187,0	35,0	394,0	29,8	186,0	116,0	248,0
Dezember	228,4	812,0	186,0	184,0	57,5	161,0	221,0	450,0	194,0	181,0	312,0

rot = Jahresmaximum

Die Abflussmaxima treten in der kalten Jahreszeit auf, überwiegend im Dezember und Januar und in einzelnen Jahren auch im Oktober, November und Februar.

Tab. 3c: Abfluss-Monatsmittel der Tagesmittelwerte 1992 – 2002

	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Januar	19,0	76,1	140,5	182,4	15,7	32,1	65,2	52,3	35,3	122,8	79,3
Februar	25,9	21,6	62,7	107,1	36,3	100,1	12,7	71,5	64,3	86,2	204,0
März	44,0	14,0	49,8	83,6	34,1	36,2	29,7	70,3	55,7	157,6	90,5
April	26,5	13,8	55,1	59,1	14,7	11,1	63,7	43,3	30,6	62,6	22,3
Mai	11,4	15,2	20,4	23,0	12,6	13,7	16,1	13,9	24,5	24,2	33,2
Juni	12,0	6,4	15,9	15,5	7,2	15,5	8,5	8,5	12,2	11,0	9,2
Juli	9,8	5,8	7,0	9,7	7,1	13,0	6,1	12,4	38,4	9,7	9,4
August	6,1	4,7	10,3	8,4	5,5	5,1	4,5	6,2	16,1	7,0	10,4
September	7,1	10,0	12,5	10,9	5,0	4,5	7,8	4,8	24,9	13,7	6,8
Oktober	12,0	19,3	10,1	10,6	6,9	6,3	75,2	8,0	54,7	11,1	30,3
November	40,7	11,1	18,1	13,1	37,1	13,3	82,5	12,6	85,1	29,4	81,9
Dezember	58,0	171,4	33,2	30,1	26,5	47,0	54,0	111,7	78,2	45,5	59,3

Aus den Monatsmittelwerten der Tagesmittelwerte ergibt sich das in Abb. 9 dargestellte Abflussverhalten der Nahe bei Grolsheim über die Jahre 1992 bis 2002.

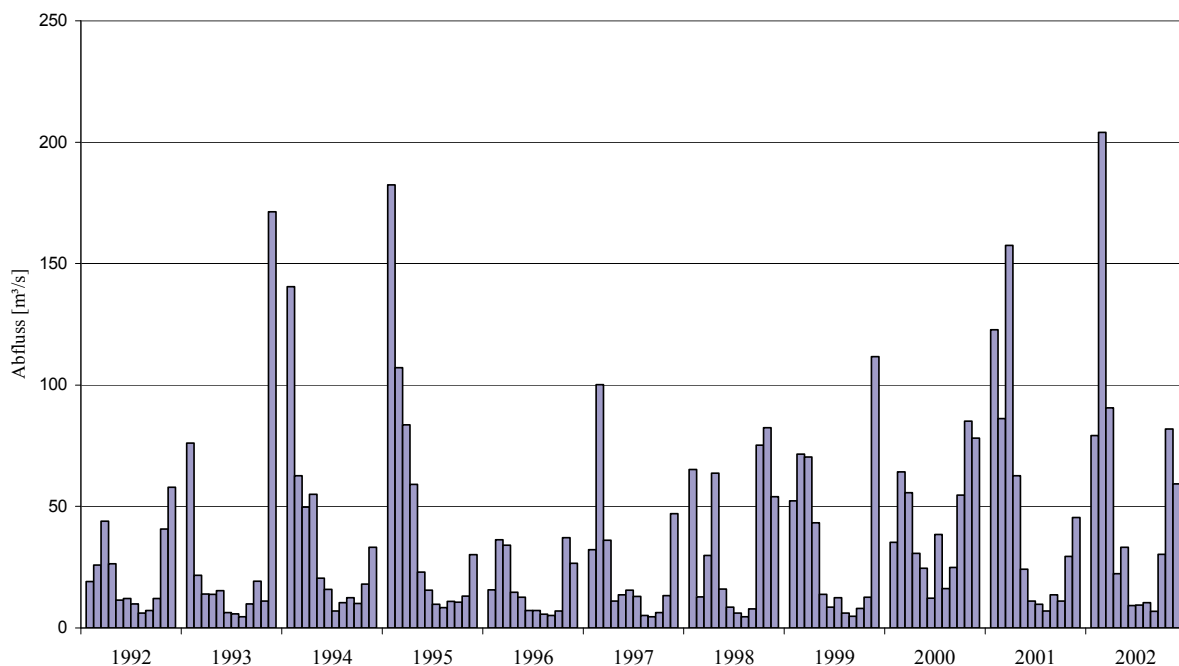


Abb. 9: Darstellung des Abflusses (Jahresvergleich) der Nahe am Pegel Grolsheim 1992 – 2002

Die grafische Darstellung zeigt deutlich, dass die höchsten Abflüsse in den Wintermonaten auftreten. Während der Sommermonate bis in den frühen Herbst sind die niedrigsten Abflüsse zu verzeichnen.

In den Anlagen A-1.1.1 bis A-1.1.11 werden die Abflusswerte in m³/s der Nahe, gemessen am Pegel Grolsheim, als Tagesmittelwerte aufgelistet. Die Monatsmittelwerte und Extremwerte sind in der Anlage A1-1.7.1 enthalten.

4.2.2. Wassertemperatur (WT)

Die Wassertemperatur ist ein Faktor, der nahezu alle physikalischen, chemischen und biologischen Vorgänge im Gewässer beeinflusst. Die Bestimmung ist deshalb zur Interpretation der übrigen Gewässergüteparameter sowie der im Gewässer ablaufenden Prozesse unerlässlich. Innerhalb des in unseren Fließgewässern relevanten Temperaturbereiches zwischen 0 und 25°C bewirkt ein Anstieg der Wassertemperatur z.B. in physikalischer Hinsicht eine Abnahme der Löslichkeit von Gasen in Wasser. Dies ist insbesondere für die Sauerstoffkonzentration von Bedeutung, gilt aber auch für CO₂, NH₃, N₂ und andere Gase. Die Sauerstoffsättigungskonzentration bei normalem Atmosphärendruck in Süßwasser nimmt mit steigender Temperatur ab. In physikalisch/chemischer Hinsicht bewirkt ein Ansteigen der Wassertemperatur z.B. eine Zunahme des freien, fischgiftigen Ammoniaks (NH₃) gegenüber dem gebundenen Ammonium (NH₄⁺) und unter anderem eine Erhöhung der Reaktionsgeschwindigkeit aerober und anaerober biochemischer Prozesse (z.B. Nitrifikation und Denitrifikation, Tensidabbau) und in biologischer Hinsicht eine Erhöhung der Wachstumsgeschwindigkeit der aquatischen Organismen.

Die nachfolgende Tabelle zeigt die mittlere Wassertemperatur als Jahresmittel, den absoluten Tagesminimum- und den absoluten Tagesmaximumwert sowie die Anzahl der Tage, an denen eine Wassertemperatur von 25°C überschritten wurde. Zum Vergleich wird die mittlere Wassertemperatur des Rheins als Jahresmittel (Messstelle Mainz-Wiesbaden) herangezogen.

Tab. 4: mittlere Wassertemperatur (WT) 1992 – 2002

Jahr	mittlere WT (Nahe) °C	mittlere WT (Rhein) °C	WT Min _{min} (Nahe) °C	WT Max _{max} (Nahe) °C	Zahl der Tage >25°C
1992	12,0	14,6	0,1	25,9	2
1993	11,4	14,7	0,1	23,9	0
1994	12,1	15,0	0,4	26,0	5
1995	11,7	13,9	0,4	24,3	0
1996	10,8	14,6	0,1	24,2	0
1997	11,6	15,3	0,1	23,9	0
1998	11,6	15,2	0,2	24,8	0
1999	11,9	14,3	1,1	23,4	0
2000	12,0	14,9	0,7	23,1	0
2001	11,7	14,2	0,3	24,1	0
2002	11,9	14,3	0,2	25,0	0

Die Jahresmittelwerte bewegen sich in einer geringfügigen Schwankungsbreite. Die Nahe ist in Mittel um ca. 3°C kälter als der Rhein. Im Gegensatz zum Rhein findet weniger Wärmeeintrag (u.a. Kraftwerke, Industrie, Kläranlagen, Sonneneinstrahlung) statt. In der Größenordnung entsprechen die Temperaturmaxima wie zu erwarten den jahreszeitlichen Bedingungen. Die Höchstwerte in den Sommermonaten erreichen nahezu 25°C bzw. überschreiten teilweise diesen Wert.

Die Anlagen A-1.2.1 bis A-1.2.11 zeigen die mittlere Wassertemperatur in °C als Tagesmittelwerte. In der Anlage A1-1.7.2 sind Tabellen der absoluten Monatsminima und Monatsmaxima der Tagesmittelwerte, sowie die Monatsmittelwerte der Tagesmittelwerte der Jahre 1992 bis 2002 dargestellt.

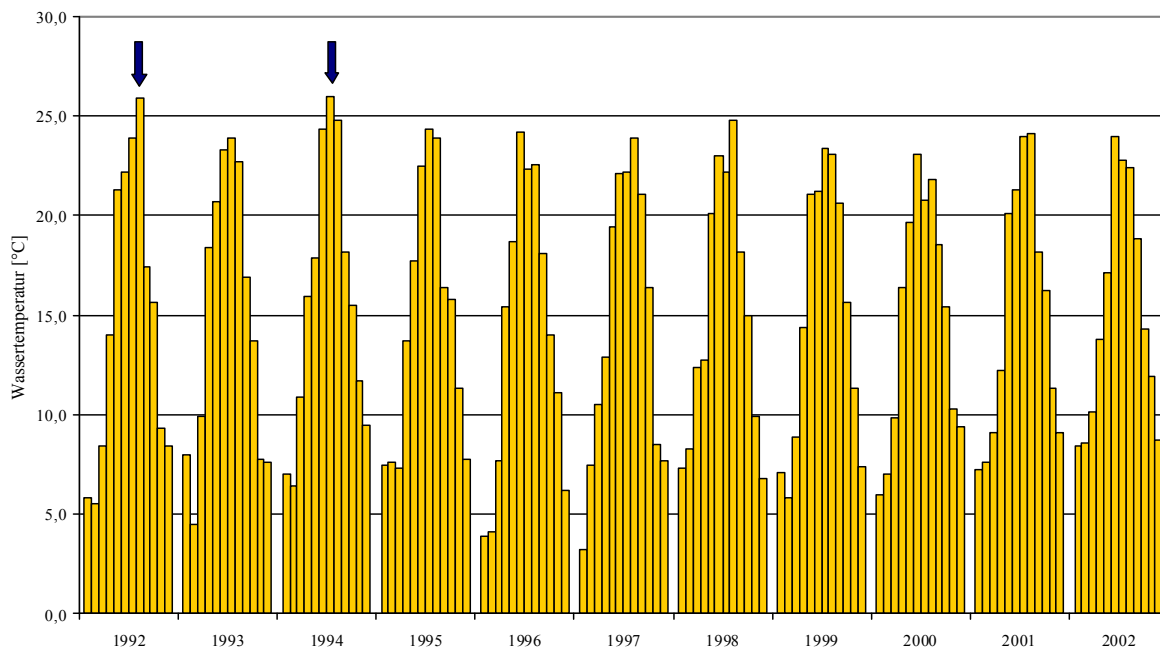


Abb. 10: Verlauf der monatlichen Temperaturmaxima (aus den Tagesmittelwerten ermittelt) als Jahresverläufe von 1992 - 2002

4.2.3 pH-Wert

Der pH-Wert natürlicher Wässer wird durch den Chemismus des Untergrundes, Kohlensäure oder Huminstoffe mit sauren bzw. alkalischen Stoffen geprägt und weicht daher auch ohne anthropogene Beeinflussung vom Neutralwert 7 ab. Darüber hinaus tragen Abwassereinleitungen direkt und indirekt über mikrobielle und pflanzliche Umsetzungen von Abwasserinhaltsstoffen zur Verschiebung des pH-Wertes natürlicher Wässer bei. Als für die meisten Organismen auf Dauer verträglich gilt ein pH-Bereich des Wassers von 6 bis 9.

Mit diesen Angaben eng verknüpft ist die ökologische Bedeutung des pH-Wertes, dessen Bestimmung unbedingt zu jeder Wasseruntersuchung dazugehört. Länger anhaltende Überschreitungen der genannten Werte führen ebenso wie kurzzeitige starke Schwankungen zur Hemmung von Stoffwechselvorgängen, zur Artenverminderung bei tierischen und pflanzlichen Organismen oder zur Minderung der Selbstreinigung. Auch im Ablauf vieler chemischer und physikalischer Vorgänge spielt der pH-Wert eine entscheidende Rolle (z.B. die Bildung des fischgiftigen Ammoniaks).

Die nachfolgende Tabelle zeigt den mittleren pH-Wert als Jahresmittel, den absoluten Minimalwert und den absoluten Maximalwert für die Jahre 1992 bis 2002, sowie die Anzahl der Tage an denen der pH-Wert > 9 war (im Vgl. dazu der mittlere pH-Wert des Rheins im Jahresmittel, Messstelle Mainz).

Tab. 5: mittlerer pH-Wert, absoluter Minimal- und Maximalwert 1992 – 2002

Jahr	mittlerer Abfluss (Nahe) [m³/s]	mittlerer pH-Wert (Nahe)	mittlerer pH-Wert (Rhein)	pH Min _{min} (Nahe)	pH Max _{max} (Nahe)	Zahl der Tage pH-Wert >9
1992	22,6	7,9	7,8	-	-	-
1993	30,1	7,8	7,9	7,3	9,2	8
1994	35,7	7,9	7,8	7,4	9,5	5
1995	45,3	7,9	7,9	7,3	9,5	7
1996	17,3	8,0	7,9	7,4	9,2	18
1997	24,4	8,0	7,8	7,4	9,2	5
1998	29,0	7,9	7,8	7,2	9,1	1
1999	34,6	8,1	7,9	7,3	9,3	7
2000	43,3	7,8	7,9	7,3	9,0	0
2001	48,4	7,9	7,9	7,4	9,0	0
2002	52,1	8,0	7,9	7,3	9,2	5

Im Mittel liegen die pH-Werte in der Nahe in der gleichen Größenordnung wie im Rhein vor. Maximale pH-Werte > 9 treten verstärkt im März/April sowie in den Sommermonaten Juni, Juli und August auf und sind als direkte Folge der zu hohen Nährstoffbelastung durch niedrigen Wasserstand und Eutrophierung der Nahe zu werten. Die stärksten Eutrophierungserscheinungen traten demnach 1996 auf (18 Tage pH-Wert > 9). In diesem Jahr wurde auch der niedrigste mittlere Abfluss gemessen.

Die jahreszeitlich bedingten Schwankungen sind in der folgenden Abbildung zu erkennen.

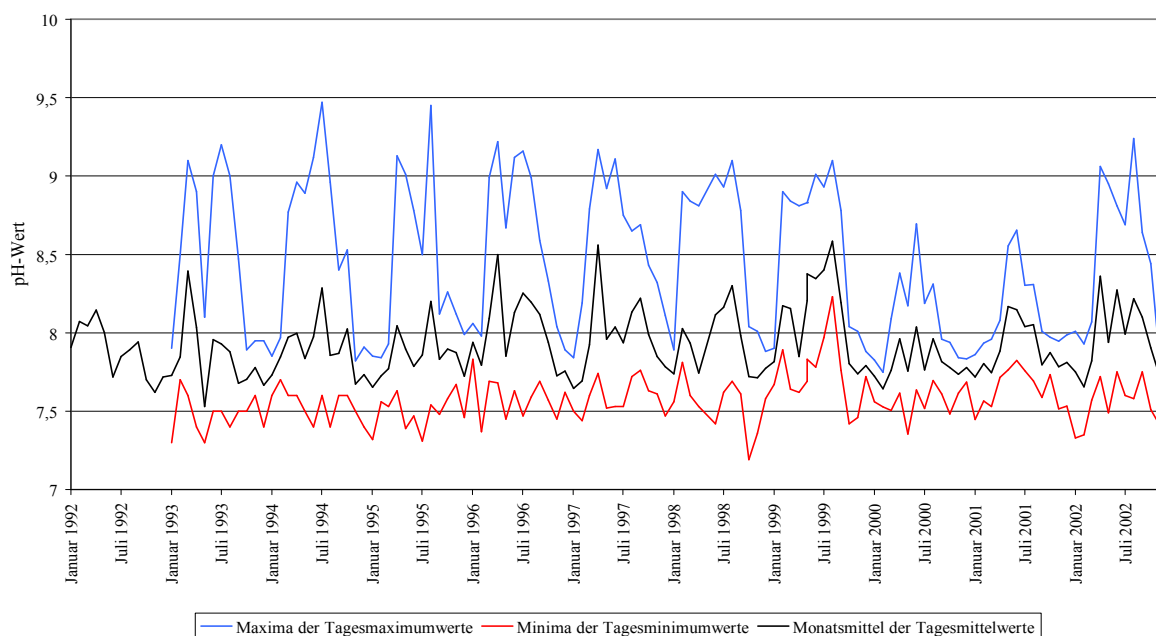


Abb. 11: Jahresverlauf der pH-Werte 1992 – 2002 (Darstellung der Monatsmittelwerte, der absoluten monatlichen Minimalwerte und der absoluten monatlichen Maximalwerte)

In den Wintermonaten kommt es zu einem deutlichen Abfall der Maximalwerte. Dies steht in einem Zusammenhang mit dem Rückgang von Konzentration und Stoffwechsel der Algen während der kalten Jahreszeit. Der Zusammenhang zwischen pH-Wert und Temperatur wird in Abbildung 12 verdeutlicht.

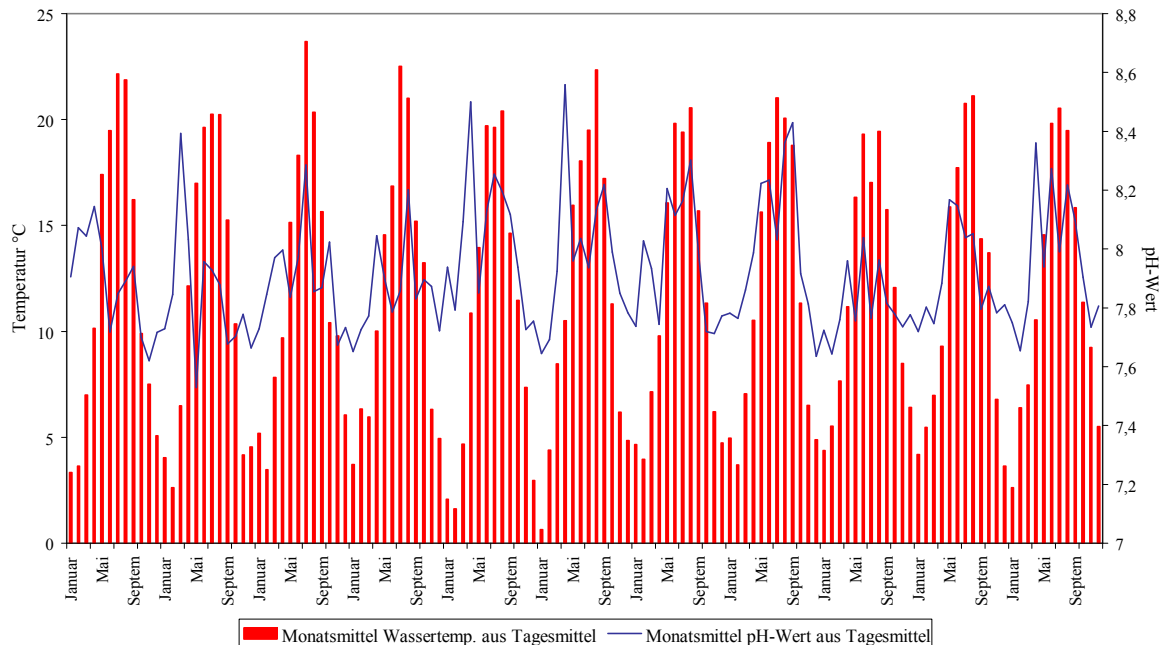


Abb. 12: Jahresgänge des pH-Wertes und der Temperatur anhand der Monatsmittelwerte von 1992 – 2002.

In der graphischen Darstellung wird die proportionale Abhängigkeit von pH-Wert und Temperatur deutlich. Durch Licht- und Temperaturanstieg begünstigte eutrophierende Prozesse finden in den Frühjahrs- und Sommermonaten statt und bedingen den Anstieg des pH-Wertes. Wie oben erwähnt treten Spitzenwerte von $\text{pH} > 9$ häufig im Frühjahr auf.

Die Anlagen A-1.3.1 bis A-1.3.11b zeigen den pH-Wert berechnet als Tagesmittelwert, den Tagesminimum- und den Tagesmaximumwert.

In der Anlage A1-1.7.3 werden tabellarisch die Monatsmittel der Tagesmittelwerte, der absolute Minimalwert pro Monat sowie der absolute Maximalwert pro Monat dargestellt. Die Dokumentation der Extremwerte wurde erst ab 1993 in das Messprogramm mit aufgenommen.

4.2.4 Elektrische Leitfähigkeit (Lf)

Durch die Bestimmung der elektrischen Leitfähigkeit bei 20 bzw. 25°C (Kehrwert des elektrischen Widerstandes bezogen auf 20 bzw. 25°C) besteht die Möglichkeit, sehr schnell und mit geringem Aufwand eine Aussage über den Gesamtgehalt an gelösten Salzen - soweit diese durch die elektrolytische Dissoziation als Ionen vorliegen - zu erhalten.

In erster Linie setzt sich die Salzbelastung der Fließgewässer aus den Kationen Natrium, Calcium, Magnesium, Kalium und den Anionen Chlorid, Sulfat, Hydrogencarbonat/ Karbonat und Nitrat zusammen.

Die folgende Tabelle zeigt die mittlere Leitfähigkeit als Jahresmittel sowie den niedrigsten Minimalwert und den höchsten Maximalwert des entsprechenden Jahres (Zum Vergleich sind die Jahresmittelwerte des Rhein, Messstelle Mainz-Wiesbaden aufgeführt).

Tab. 6: mittlere elektr. Leitfähigkeit (bei 20°C), absoluter Minimal- und Maximalwert, 1992 – 2002

Jahr	mittlerer Abfluss (Nahe) [m³/s]	mittlere elektr. Lf (Nahe) [µS/cm]	mittlere elektr. Lf (Rhein) [µS/cm]	elektr. Lf Min-min (Nahe) [µS/cm]	elektr. Lf Max-max (Nahe) [µS/cm]
1992	22,6	385	638	212	588
1993	30,1	408	616	193	623
1994	35,7	387	551	196	567
1995	45,3	394	525	178	570
1996	17,3	445	617	241	621
1997	24,4	422	565	250	614
1998	29,0	385	517	188	684
1999	34,6	403	475	207	652
2000	43,3	351	473	215	549
2001	48,4	411	454	198	593
2002	52,1	408	453	188	623

Die mittlere elektr. Leitfähigkeit der Nahe verhält sich während des Betrachtungszeitraumes relativ konstant, die des Rheins zeigt dagegen einen leichten Abwärtstrend seit dem Jahr 1996. Grafisch wird dies in Abbildung 13 verdeutlicht.

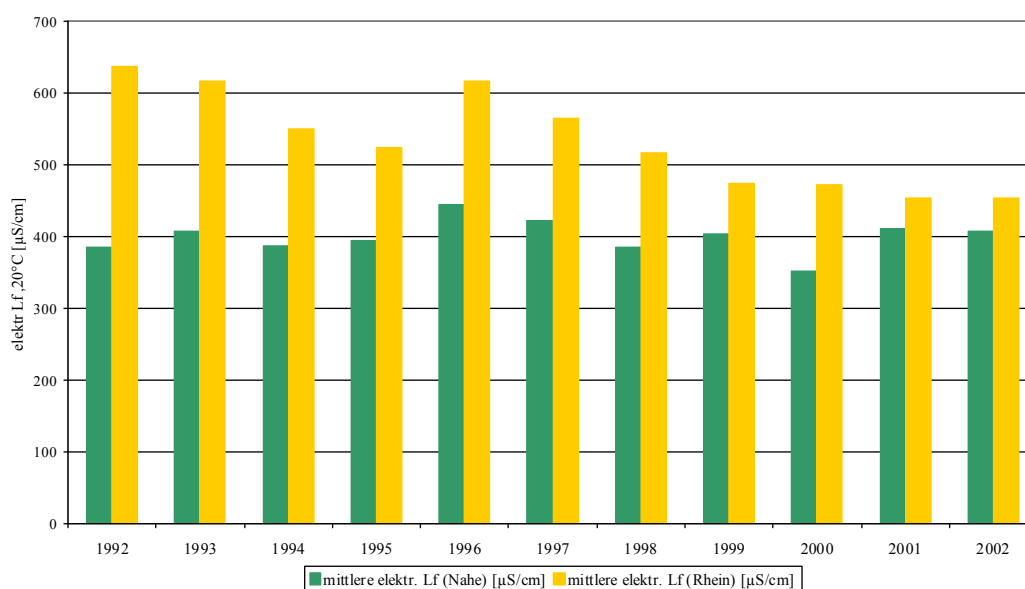


Abb. 13: Vergleich der Jahresmittelwerte der elektr. Leitfähigkeit von Nahe und Rhein der Jahre 1992 – 2002.

Die folgende Grafik zeigt den Zusammenhang zwischen elektrischer Leitfähigkeit und Abfluss und stellt dar, dass bei höheren Abflüssen die elektr. Lf abnimmt. Hierbei spielen die Verdünnungseffekte eine Rolle.

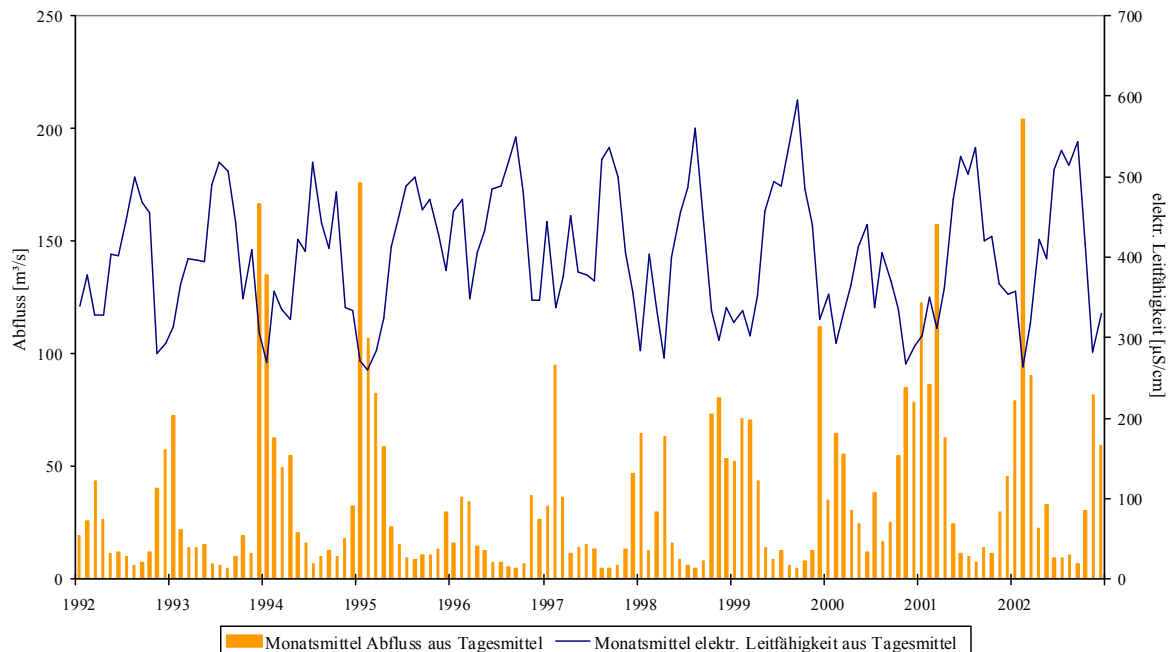


Abb. 14: Darstellung der elektr. Leitfähigkeit in Abhängigkeit vom Abfluss

Die elektrische Leitfähigkeit läßt auf die Salzbelastung eines Gewässers schließen. Aus der Tabelle und den Grafiken kann man ersehen, dass sich die Salzbelastung in der Nahe bei Grolsheim zwischen 1992 und 2002 kaum verändert hat. Bei hohen Abflüssen ist eine Verdünnung zu erkennen (= geringere elektr. Lf), umgekehrt erhöht sich die Salzkonzentration bei niedrigen Abflüssen (= höhere elektr. Lf). Dieser Effekt ist bei Einträgen aus Punktquellen (z.B. Kläranlagen) zu beobachten.

Die Anlagen A-1.4.1 bis A-1.4.11 zeigen die elektrische Leitfähigkeit in $\mu\text{S}/\text{cm}$ bei 20°C Referenztemperatur berechnet als Tagesmittelwerte für die Jahre 1992 bis 2002. In der Anlage A-1.7.4 sind Tabellen der absoluten Tagesminimum- und Tagesmaximumwerte der einzelnen Monate, sowie die monatlich gemittelten Tagesmittelwerte der Jahre 1992 bis 2002 dargestellt.

4.2.5 Sauerstoffgehalt und Sauerstoffsättigungsindex

Die im Gewässer festgestellte Konzentration an gelöstem Sauerstoff ist das Ergebnis sauerstoffzehrender und sauerstoffliefernder Vorgänge. Den physikalischen Gleichgewichtszustand stellt die druck- und temperaturabhängige Sauerstoffsättigung dar. Neben der absoluten Sauerstoffkonzentration in mg/l ist deshalb der relative Sauerstoffgehalt, d.h. das Verhältnis der vorgefundenen Konzentration zum zugehörigen Sättigungswert in %, für die Gewässergütebeurteilung von Bedeutung. Sauerstoffkonzentrationen sind daher immer gemeinsam mit der Wassertemperatur zu messen.

Während der mittlere Sauerstoffgehalt besonders geeignet ist, den zeitlichen Trend an einer Messstelle zu beobachten oder verschiedene Messstellen bzw. Gewässer miteinander zu vergleichen, sind die Minima und Maxima besonders geeignet, um das Ausmaß der Eutrophierung bzw. der sauerstoffzehrenden Belastung z.B. auch im Tageslauf zu bewerten.

Die nachfolgende Tabelle zeigt die absoluten Jahresmaximum- und Jahresminimumwerte sowie den Jahresmittelwert (im Vgl. dazu den Jahresmittelwert im Rhein bei Mainz) der Jahre 1992 – 2002.

Tab.7: Jahreskennwerte des Sauerstoffgehalts und Sauerstoff-Sättigungsindex von 1992 – 2002

Jahr	mitt- lerer Abfluss (Nahe) [m³/s]	mitt- lerer O ₂ -Sätti- gungsindex	mittlerer O ₂ -Gehalt (Nahe) [mg/l]	mittlerer O ₂ -Gehalt (Rhein) [mg/l]	O ₂ -Gehalt Minmin (Nahe) [mg/l]	O ₂ -Gehalt Maxmax (Nahe) [mg/l]	Zahl der Tage O ₂ 15 [mg/l] (Nahe)	Zahl der Tage O ₂ < 5 [mg/l] (Nahe)
1992	22,6	88,3	9,9	9,3	1,9	15,0 *	19	26
1993	30,1	84,5	9,6	9,2	2,2	15,0 *	18	45
1994	35,7	89,4	9,8	9,0	4,9	14,4	0	1
1995	45,3	91,9	10,2	9,6	3,8	15,0 *	3	7
1996	17,3	95,6	10,8	9,5	5,1	15,0 *	18	0
1997	24,4	99,4	11,1	9,2	6,0	15,0 *	23	0
1998	29,0	99,2	11,0	9,3	5,3	15,0 *	8	0
1999	34,6	98,7	11,7	10,0	6,5	14,1	0	0
2000	43,3	97,0	10,6	9,5	6,8	13,9	0	0
2001	48,4	95,3	10,8	10,1	5,9	14,8	0	0
2002	52,1	102,4	10,8	10,2	6,4	15,8	7	0

* Ende der Messwertskala

Die Auswertung der Sauerstoffmesswerte über die Jahre 1992 bis 2002 lässt erkennen, dass sich der Sauerstoffhaushalt in der Nahe verbessert hat, im Jahresmittel um ca. 1 mg/l (Mittelwert über 11 Jahre: 10,6 mg/l). Eine sich stetig verbessernde Sauerstoffsituation in der Nahe bestätigt auch der mittlere Sauerstoffsättigungsindex, welcher während des Untersuchungszeitraumes um rund 10% gestiegen ist.

Lag 1992 das absolute Minimum noch bei 1,9 mg/l, so konnte bereits 1997 ein absoluter Minimalwert von 6,0 mg/l ermittelt werden. Die Sauerstoffkonzentration in der Nahe hat sich seitdem auf diesem Niveau stabilisiert. Die Verbesserung der Sauerstoffkonzentration im Gewässer zeigt sich auch in der Anzahl der Tage an denen ein Sauerstoffgehalt < 5 mg/l ermittelt wurde. Seit 1996 wurden keine Sauerstoffkonzentrationen unterhalb dieses Wertes ermittelt.

Der maximale Sauerstoffgehalt in der Nahe erreichte wiederholt Werte von 15 mg/l. Dieser Wert ist technisch bedingt und bezeichnet den geeichten Endpunkt der Messwertskala.

Diese hohen Werte treten vor allem in den Frühjahrsmonaten (März, April) auf, wenn es aufgrund von Eutrophierungsprozessen (Algenblüte) im Gewässer zu einer Sauerstoffübersättigung kommt (s. auch Kapitel pH-Wert).

Die Auswertung der Messwerte zeigt eine eindeutige Häufung der Werte > 15 mg/l im März 1993 (18 Werte), sowie im April 1996 (15 Werte) und 1997 (22 Werte). Die nähere Betrachtung der Ergebnisse zeigt, dass analog zu den Sauerstoffmesswerten an den relevanten Tagen Ergebnisse um pH-Wert 9 ermittelt wurden. Nachfolgend werden die Untersuchungsergebnisse der Jahre 1993, 1996 und 1997 tabellarisch zusammengestellt.

Tabelle 8: Beispielhafte Messwerte: Sauerstoffübersättigung und erhöhte pH-Werte

	Wassertemperatur °C	O ₂ -Gehalt mg/l	pH-Wert	mittlerer Abfluss m ³ /sec
07. – 16.03.1993	3,7 – 7,7	> 15	8,6 – 9,1	14,0 – 19,4
13. – 21.04.1996	7,2 – 10,3	> 15	9,0 – 9,1	10,6 – 16,3
14. – 25.04.1997	9,4 – 11,2	> 15	8,8 – 9,2	8,7 – 10,5

Eine Verbesserung des Sauerstoffhaushaltes läßt sich im Jahresgang erkennen, da im Lauf der 10 Jahre die Schwankungsbreite der Amplitude nach unten nachläßt. Die eutrophierungsbedingten Tag-Nacht-Gänge mit Differenzen von mehreren mg/l O₂ sind noch immer sehr ausgeprägt.

Der Sauerstoffgehalt ist stark abhängig von der Photosynthese der Algen, weshalb unter Lichteinfluß (tagsüber) die O₂-Konzentration deutlich ansteigt. Der pH-Wert verhält sich dazu proportional und wird von Tag zu Tag höher.

Die Anlagen A-1.5.1 bis A-1.5.11 zeigen den mittleren Sauerstoffgehalt in mg/l als Tagesmittelwerte, die Anlagen A-1.5.1a bis A-1.5.11b dokumentieren die Tagesmaximum- und Tagesminimumwerte in mg/l. Die Anlage A1-1.7.5 enthält Tabellen der absoluten Tagesminimum- und Tagesmaximumwerte der einzelnen Monate, sowie die Monatsmittelwerte der Jahre 1992 bis 2002.

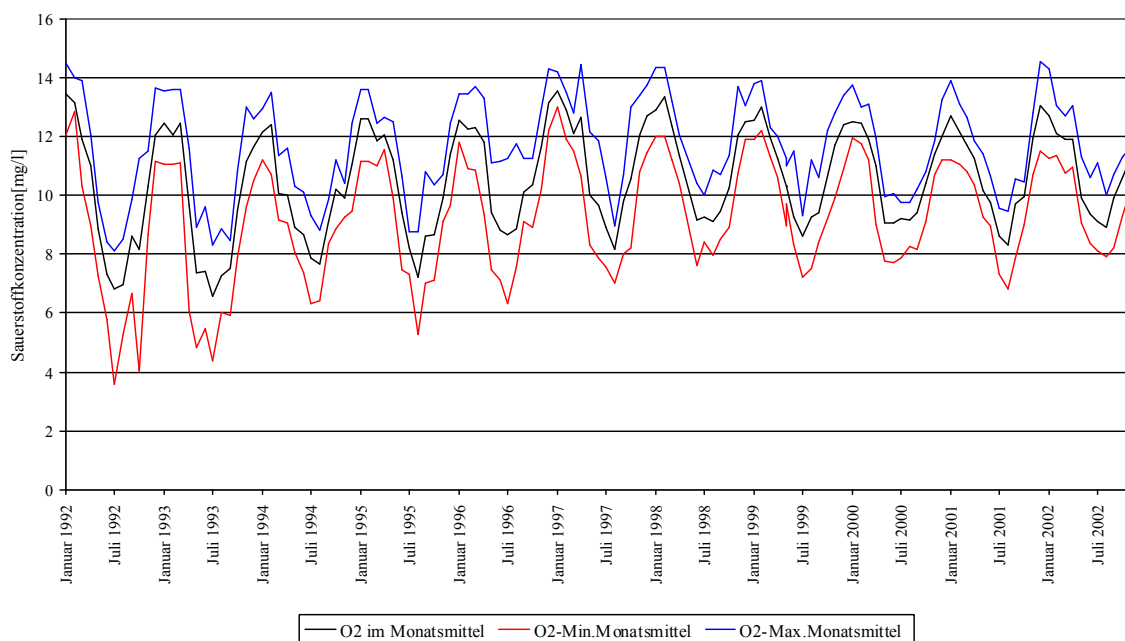


Abb. 15: Darstellung der berechneten Kennwerte der Sauerstoffkonzentration (Monatsmittelwerte aus Tagesmittelwerten, deren Minima u. Maxima) von 1992 – 2002.

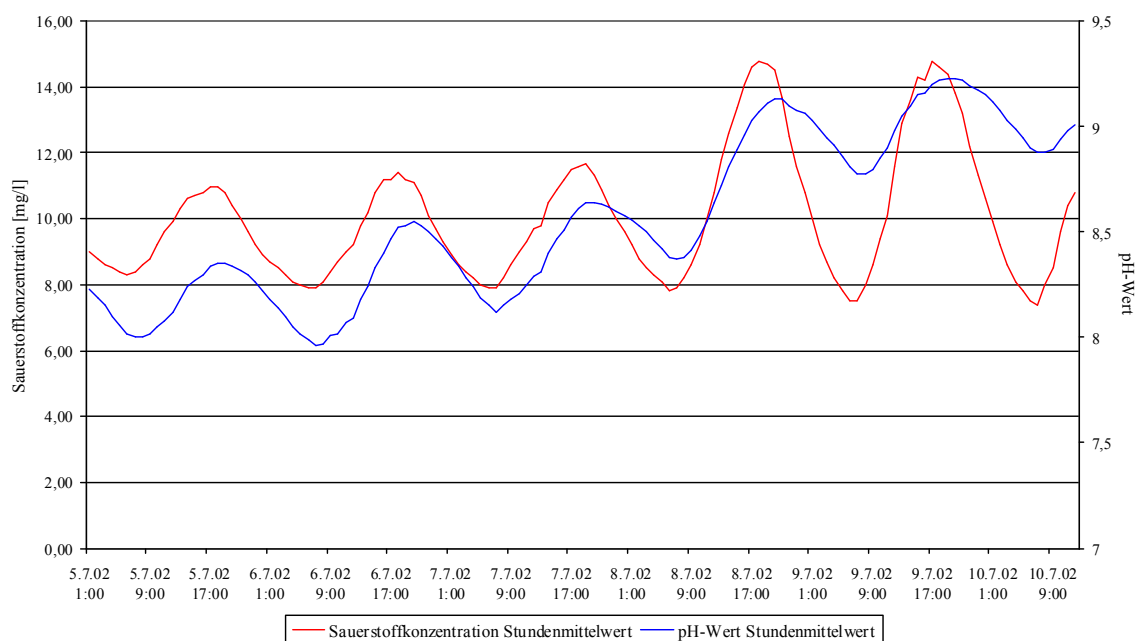


Abb. 16: Verlauf des Tag-Nacht-Ganges über mehrere Tage; Sauerstoffgehalt und pH-Wert im Vergleich.

4.3 Summenparameter

4.3.1 Organische Kohlenstoffverbindungen als TOC und DOC

Um den Gehalt an organischen Stoffen im Gewässer zu ermitteln, bedient man sich gebräuchlicher Summenparameter, wie z.B. des TOC (total organic carbon)) als Maß für den Gehalt an organisch gebundenen Kohlenstoff und des DOC (disolved organic carbon) als Maß für den Gesamtgehalt an organischem gelöstem Kohlenstoff. Die Zahl der organischen Stoffe in einem Gewässer ist außerordentlich groß. Ihr Ursprung ist sowohl natürlich als auch anthropogen bedingt. Die TOC-Bestimmung ersetzt zunehmend die CSB-Bestimmung.

Für die Bestimmung der organischen Belastung liegen sowohl DOC-Werte von Tagesmischproben (1M) als auch von Stichproben (E14) vor. In Tab. 9 und Abb. 17 werden die Jahresmittelwerte beider Probenahmearten miteinander verglichen.

Tab. 9: Konzentrationen und Frachten von DOC (1M/E14) und TOC (E14) im Vergleich

Jahr	Abfluss [m³/s] *	DOC Konz. [mg/l] (1M)	DOC Konz. [mg/l] (E14)	TOC Konz. [mg/l] (E14)	DOC Fracht [t/d] (1M)	DOC Fracht [t/d] (E14)*	TOC Fracht [t/d] (E14)*
1992	22,7	5,2	4,3	5,0	9,2	8,5	9,6
1993	31,1	5,1	4,4	5,4	15,3	12,7	13,5
1994	36,2	5,0	4,2	4,9	15,7	12,3	15,0

Jahr	Abfluss [m³/s] *	DOC Konz. [mg/l] (1M)	DOC Konz. [mg/l] (E14)	TOC Konz. [mg/l] (E14)	DOC Fracht [t/d] (1M)	DOC Fracht [t/d] (E14)*	TOC Fracht [t/d] (E14)*
1995	45,9	5,0	4,2	5,1	19,3	16,1	19,1
1996	17,3	4,7	4,0	5,0	7,4	5,8	7,2
1997	24,4	4,8	4,0	5,3	8,8	9,2	17,9
1998	35,7	4,7	4,4	5,2	16,8	17,2	20,6
1999	34,5	4,7	4,2	6,1	14,9	15,2	22,2
2000	43,3	5,3	4,9	6,1	20,4	18,8	22,9
2001	48,3	4,7	4,3	5,1	21,4	19,6	27,3
2002	52,1	5,0	4,3	4,9	26,1	21,9	25,2

Abfluss und Frachten korrigiert auf Jahresdurchschnitt *¹

Zwischen DOC (1M) und DOC (E14) tritt über den gesamten Untersuchungszeitraum eine systematische Abweichung von ca. 10-17% auf. Dies ist ein gerätetechnisches Problem, begründet in der Analytik durch verschiedene Laboratorien und zeigt den Unsicherheitsbereich derartiger Messreihen auf. Innerhalb der Messreihen zeigt sich ein konstanter Verlauf mit nur geringfügigen Schwankungen. In der nachfolgenden Abbildung wird dieser Sachverhalt deutlich, ebenso die Abflussabhängigkeit der berechneten Frachten.

Untereinander lassen sich nur der DOC (E14) und der TOC (E14) vergleichen, da beide Parameter unter gleichen Bedingungen gemessen werden. Dagegen treten Plausibilitätsprobleme zwischen DOC (1M) und TOC (E14) auf.

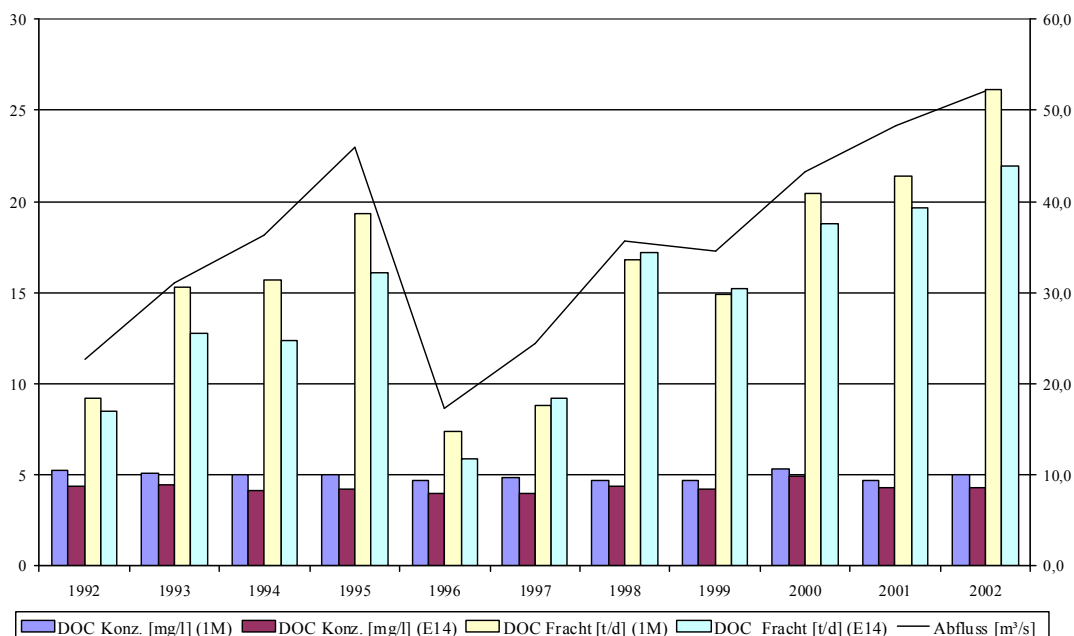


Abb. 17: vergleichende Darstellung der Messergebnisse von DOC (1M) und DOC (E14)

- 1 Abfluss und Frachten korrigiert auf Jahresdurchschnitt bedeutet, dass der durchschnittliche Abfluss der Probenahmetage auf den durchschnittlichen Jahresabfluss bezogen wird und somit die Frachten auf die tatsächlich vorherrschenden Abflüsse korrigiert werden.

Tab. 10: mittlere TOC- und DOC-Konzentrationen und Extremwerte 1992 – 2002

Jahr	Abfluss [m³/s]	DOC Min. [mg/l] (E14)	TOC Min. [mg/l] (E14)	DOC Mit- tel [mg/l] (E14)	TOC Mit- tel [mg/l] (E14)	DOC Max. [mg/l] (E14)	TOC Max. [mg/l] (E14)
1992	22,7	2,7	3,6	4,3	5,0	5,6	6,5
1993	31,1	3,1	3,2	4,4	5,4	5,7	14,0
1994	36,2	3,2	3,5	4,2	4,9	4,9	6,3
1995	45,9	3,2	3,4	4,2	5,1	5,3	8,5
1996	17,3	3,3	3,8	4,0	5,0	5,0	7,4
1997	24,4	2,8	3,3	4,0	5,3	5,6	18,1
1998	35,7	2,8	3,4	4,4	5,2	7,0	8,4
1999	34,5	2,9	3,6	4,2	6,1	7,3	11,9
2000	43,3	3,3	3,5	4,9	6,1	8,7	11,0
2001	48,3	3,6	4,1	4,3	5,1	6,4	9,9
2002	52,1	3,1	3,2	4,3	4,9	6,9	8,5

Die Auswertung der Daten zeigt, dass der mittlere TOC der Jahre 1992 bis 2002 mit Ergebnissen zwischen 4,9 und 6,1 mg/l (Mittelwert über 11 Jahre: 5,3 mg/l) nahezu konstant ist. Der DOC schwankt im gesamten Untersuchungszeitraum zwischen 4,0 und 4,9 mg/l (Mittelwert über 11 Jahre: 4,3 mg/l). Das Verhältnis zwischen TOC und DOC ist über alle 11 Jahre gesehen konstant und liegt bei 1,2 (Abb. 18).

Die höchsten Maximumwerte beim TOC lassen sich durch Hochwasser erklären, bei welchen organisches Material aus den Überschwemmungsbereichen mitgerissen wird.

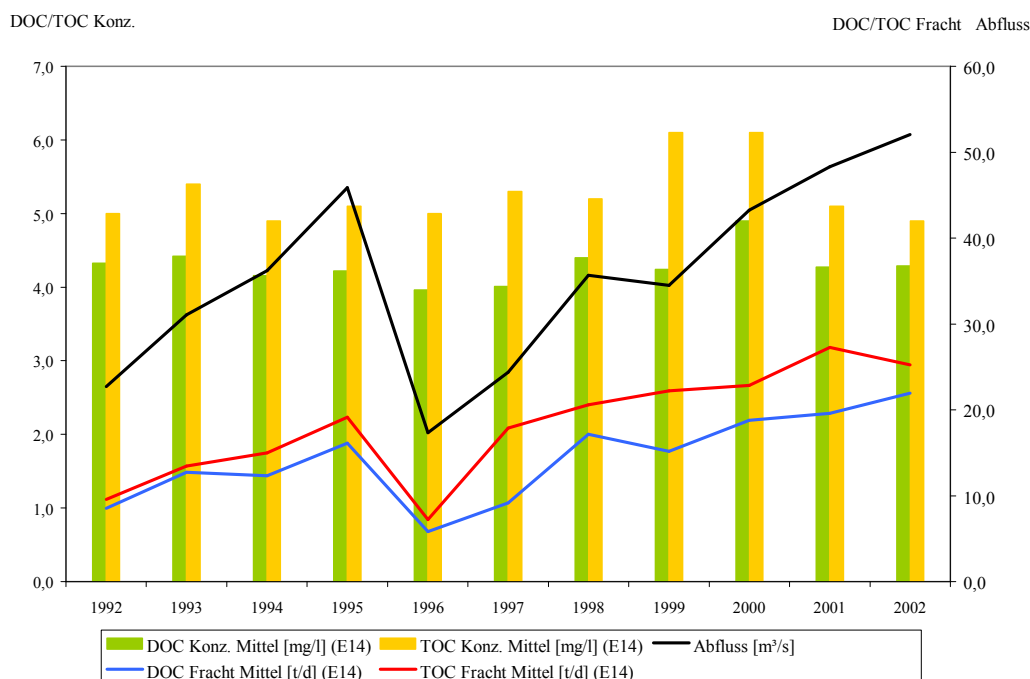


Abb.18: Darstellung des TOC und DOC (Konz. und Fracht) im Jahresmittel in Abhängigkeit vom mittleren Jahresabfluss 1992 – 2002

In der Abbildung werden die mittleren Jahreskonzentrationen und die jeweiligen berechneten mittleren Jahresfrachten von DOC und TOC grafisch dargestellt. Verdeutlicht wird der konstante Verlauf von DOC und TOC und das Verhältnis zueinander, sowie die Abflussabhängigkeit beider Parameter.

Die Anlagen A-2.1.1 bis A-2.1.11 enthalten die Werte der 14-tägigen Einzelproben des TOC. Die Tagesmischproben des DOC sind in den Anlagen A-2.2.1 bis A-2.2.11, die der dazugehörigen Frachten in A-2.2.1a bis A-2.2.11a und die Monatsmittelwerte und Extremwerte der Tagesmischproben in A-2.2.1b dokumentiert. Die Werte der parallel gemessenen 14-tägigen Einzelproben befinden sich in den Anlagen A-2.2.12 bis A-2.2.22.

4.3.2 Organische Halogenverbindungen AOX

Organische Halogenverbindungen finden in der Technik eine breite Anwendung. Sie sind fast ausschließlich anthropogener Herkunft. Die AOX -Belastung der Oberflächengewässer beruht auf Einleitungen von kommunalen und industriellen Abwässern sowie von Sickerwässern aus Deponien.

Mit dem Summenparameter AOX bestimmt man alle an Kohlenstoff adsorbierbaren im Wasser enthaltenen höher- und niedermolekularen organischen Halogenverbindungen, mit Ausnahme der Fluorverbindungen. Überwiegend handelt es sich um Chlorverbindungen.

In der folgenden Grafik (Jahresverlauf) sind die Konzentrationen und Frachten dem Abfluss gegenübergestellt. Die Konzentrationen schwanken im Beobachtungszeitraum mit wenigen Ausnahmen zwischen 10 und 25 µg/l, nach 1998 treten einzelne sehr hohe Frachten auf:

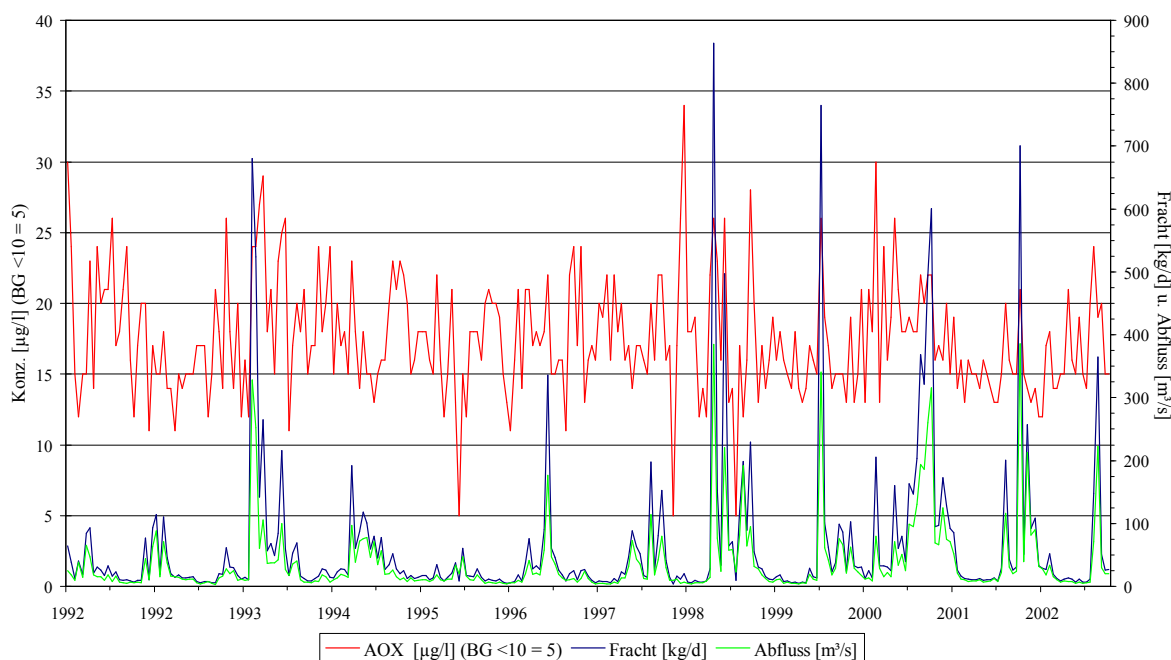


Abb. 19: Darstellung der AOX – Konzentration und – Fracht im Jahresverlauf 1992 – 2002 in Abhängigkeit vom Abfluss.

Zur Darstellung der mittleren AOX - Belastung wurden die Jahresmittelwerte der 14-tägigen Einzelproben, sowie die Minimum- und Maximumwerte der AOX - Konzentrationen und die berechneten AOX - Jahresfrachten tabellarisch dargestellt (die mit aufgeführten Jahresmittelwerte des Rheins, Messstelle Mainz-Wiesbaden dienen zum Vergleich) und in Abb. 20 grafisch aufbereitet (Darstellung der Konzentration und der Fracht in Abhängigkeit vom Abfluss).

Tabelle 11: mittlere AOX- Konzentrationen, Frachten und Extremwerte 1992 – 2002

Jahr	Abfluss [m³/s]*	AOX Min. Konz. [µg/l] (Nahe)	AOX Mittel Konz. [µg/l] (Nahe)	AOX Mittel Konz. [µg/l] (Rhein)	AOX Max. Konz. [µg/l] (Nahe)	AOX Mittel. Fracht [kg/d] (Nahe)*
1992	22,7	11	18,7	24	30	35,2
1993	31,1	11	16,1	17	26	47,0
1994	36,2	11	19,8	18	29	71,3
1995	45,9	12	17,6	16	23	45,3
1996	17,3	<10	16,9	15	21	19,7
1997	24,4	11	17,8	14	24	37,4
1998	35,7	<10	18,6	16	34	92,1
1999	34,5	<10	16,4	<10	28	71,9
2000	43,3	13	18,1	<10	30	81,8
2001	48,3	13	16,3	-	22	101,5
2002	52,1	12	16,2	<10	24	81,3

* Abfluss und Fracht der Probenahmetage korrigiert auf Jahresdurchschnitt

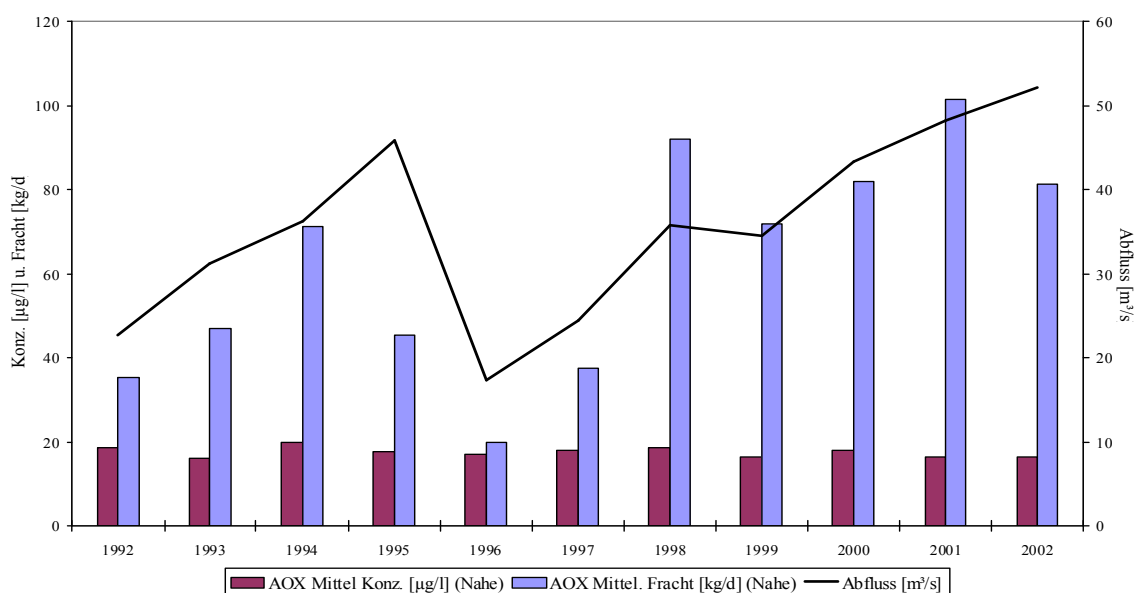


Abb. 20: Darstellung der mittleren AOX - Konzentration und - Fracht in Abhängigkeit vom mittleren Jahresabfluss 1992 – 2002

Es ist festzustellen, dass der Konzentrations-Mittelwert über die Jahre 1992 bis 2002, mit Werten zwischen 16,1 und 19,8 $\mu\text{g/l}$, relativ konstant ist. Der Mittelwert über alle 11 Untersuchungsjahre beträgt 17,5 $\mu\text{g/l}$. Ab 1998 liegen die Durchschnittswerte der Jahresfracht deutlich über dem Niveau der Vorjahre. Die Abflussabhängigkeit der Frachten ist auch hier wieder gut zu erkennen.

Die Werte der 14-tägigen Einzelproben befinden sich in den Anlagen A-2.3.1 bis A-2.3.11.

4.3.3 Spektraler Schwächungs- oder Absorptionskoeffizient SAK

Die Bestimmung des SAK bei einer Wellenlänge von 254 nm kann als kontinuierliche Messung durchgeführt werden und gibt so mit geringem Aufwand Hinweise auf spontane oder längerfristig eintretende Änderungen der Gewässerbeschaffenheit, hinsichtlich der Menge bei 254 nm UV-absorbierender Stoffe. Hierbei handelt es sich um einen Teil der organischen Belastung, der auch im DOC/TOC und BSB₅ erfasst wird.

Im Diagramm wird sichtbar, dass sich der SAK innerhalb einer bestimmten Schwankungsbreite relativ konstant verhält. Nach 1998 treten gehäuft höhere Maximalwerte auf. Verstärkte Einträge aus der Fläche aufgrund der Hochwasserwellen sind wahrscheinlich.

In den Anlagen A-2.4.1 bis A-2.4.11 sind die Werte der Tagesmischproben dokumentiert. Die Monatsmittelwerte und die Extremwerte befinden sich in der Anlage A-2.4.1b.

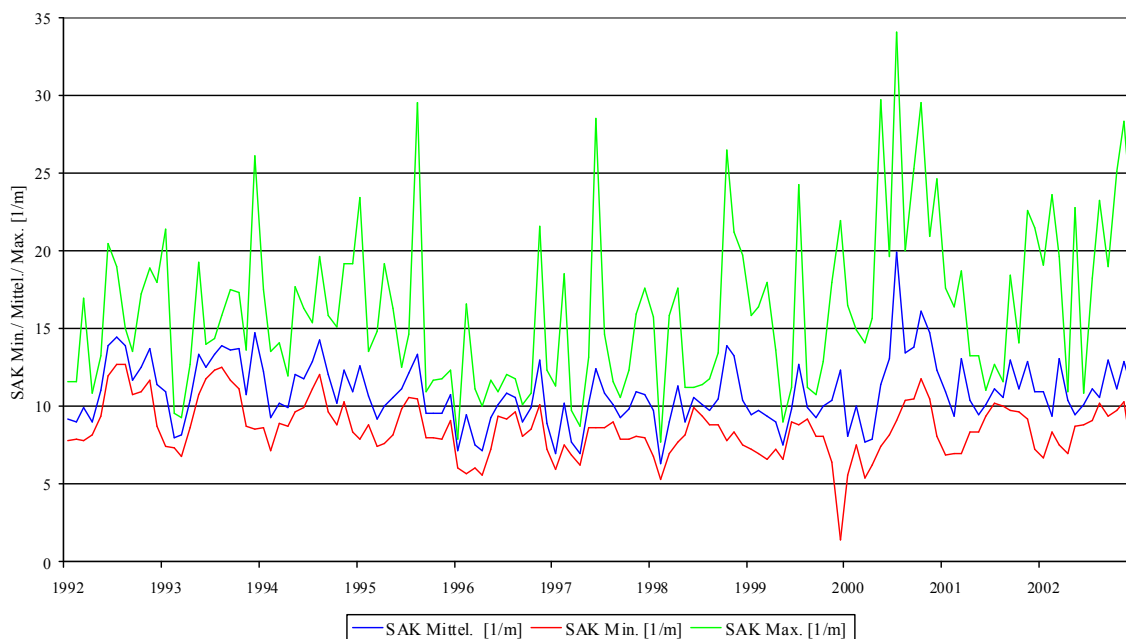


Abb. 21: Jahresverlauf der SAK-Werte von 1992 – 2002, Darstellung der Monatsmittelwerte.

4.3.4 Biochemischer Sauerstoffbedarf BSB₅

Der Summenparameter „Biochemischer Sauerstoffbedarf“ BSB₅ charakterisiert den Gehalt an leicht abbaubaren organischen Substanzen im Gewässer.

Die im Laborversuch ermittelten Werte können mit den im Gewässer tatsächlich ablaufenden Prozessen hinsichtlich der Belastung des Sauerstoffhaushaltes (biochemischer Abbau und Nitrifikation) nicht gleichgesetzt werden, da die im Gewässer gegebenen Verhältnisse z.B. bezüglich Temperatur und Sauerstoffgehalt von den standardisierten Laborbedingungen abweichen.

Gering belastete Gewässer weisen einen BSB₅ von 1 bis 2 mg/l O₂ auf, die stark belasteten von 10 und mehr mg/l O₂. Auch in anthropogen unbelasteten Gewässern sind geringe Mengen an abgestorbenem organischem Material und Stoffwechselprodukte der im Gewässer lebenden Organismen vorhanden. Der Hauptanteil des BSB₅ in Fließgewässern rührt im allgemeinen jedoch von den Einleitungen der Kläranlagen her. Der Summenparameter BSB₅ dient als wesentliche Messgröße zur Beurteilung der Belastung eines Gewässers mit biologisch abbaubaren Stoffen.

Die folgende Tabelle zeigt die gemessenen BSB₅-Konzentrationen als Jahresmittelwerte, sowie als Jahresminimum- und Jahresmaximumwerte (zum Vergleich sind die Ergebnisse des Rheins, Messstelle Mainz mit aufgeführt) und die mittlere Jahresfracht.

Tab. 12: mittlere BSB₅-Konzentrationen, Extremwerte und Frachten 1992 – 2002

Jahr	Abfluss [m³/s] *	BSB ₅ Min. O ₂ [mg/l] (Nahe)	BSB ₅ Mittel. O ₂ [mg/l] (Nahe)	BSB ₅ Mittel. O ₂ [mg/l] (Rhein)	BSB ₅ Max. O ₂ [mg/l] (Nahe)	BSB ₅ mittlere Fracht O ₂ [t/d] (Nahe) *
1992	22,7	< 1	4,5	2,3	10,7	8,2
1993	31,1	2,3	4,9	1,8	11,4	13,1
1994	36,2	2,1	4,2	1,9	7,3	13,2
1995	45,9	<1	3,1	1,9	6,7	10,2
1996	17,3	<1	3,8	1,8	6,4	5,4
1997	24,4	1,0	4,0	1,8	9,3	10,5
1998	35,7	<1	3,2	1,8	7,8	10,5
1999	34,5	1,6	3,8	1,9	6,9	12,5
2000	43,3	1,0	3,0	1,7	6,1	11,4
2001	48,3	<1	3,5	2,1	9,9	17,0
2002	52,1	<1	3,6	1,9	10,1	16,8

* Abfluss und Fracht der Probenahmetage korrigiert auf Jahresdurchschnitt

Die mittlere BSB₅-Konzentration über die Jahre 1992 bis 2002 liegt zwischen 3,0 und 4,9 mg/l (Mittel über alle 11 Auswertungsjahre: BSB₅ = 3,8 mg/l), die Jahreshöchstwerte zwischen 6,1 und 11,4 mg/l (mittlerer Jahreshöchstwert über alle 11 Jahre: BSB₅ = 8,4 mg/l). Dies lässt auf eine mittlere Belastung der Nahe bei Grolsheim mit biologisch abbaubaren Stoffen schließen, wobei ab 1998 eine tendenzielle Verbesserung der Wasserqualität zu erkennen ist.

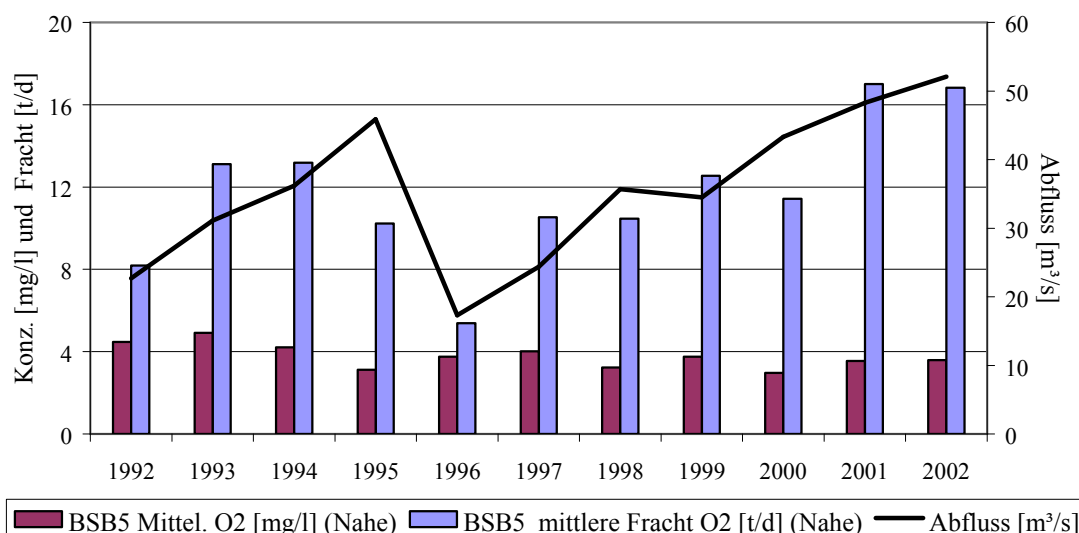


Abb. 22: Darstellung der Jahresmittelwerte des BSB₅ 1992 - 2002

Die Abflussabhängigkeit der mittleren BSB₅-Fracht wird in der Grafik verdeutlicht. Auch hier sind hochwasserbedingte Einträge aus der Fläche wahrscheinlich.

Die Anlagen A-2.5.1 bis A-2.5.11 beinhalten die Werte der 14-tägigen Einzelproben.

4.4 Nährstoffe (Stickstoff- und Phosphorverbindungen)

In einem sauberen Gewässer sind Nährsalze naturbedingt nur in geringen Mengen vorhanden. Zusätzliche Nährstoffe gelangen aus Siedlungsabwässern und aus gedüngten landwirtschaftlichen Flächen in die Gewässer. Ein Überangebot an Nährsalzen kann zur Verkräutung und Algenblüte der Gewässer führen, der sogenannten Eutrophierung. Alle Nährstoffe werden aus der 14-tägigen Einzelprobe (E 14) bestimmt. Analytisch ermittelt werden Stickstoff- und Phosphorverbindungen.

4.4.1 Ammonium

Ammonium (NH_4^+) wird in den Gewässern ständig durch biochemischen Abbau von stickstoffhaltigen Substanzen aus natürlicher Biomasse freigesetzt und ist in geringen Mengen immer vorhanden. Ammoniumsalze sind gut wasserlöslich. Hohe Konzentrationen werden im wesentlichen durch häusliche und industrielle Abwässer oder durch Einträge aus der Landwirtschaft (Gülle und mineral. Düngemittel) verursacht. Durch Stoßbelastungen aus Kläranlagen und Regenüberläufen werden Konzentrationsspitzen hervorgerufen. Ammonium wird unter starker Sauerstoffzehrung (Belastung des Sauerstoffhaushalts) in zwei Schritten durch Bakterien über Nitrit zu Nitrat oxidiert.

Ferner steht Ammonium zu dem fischtoxischen Ammoniak in einem Dissoziationsverhältnis: bei höherer Temperatur und besonders bei höheren pH-Werten (über 7) verschiebt sich das Gleichgewicht zugunsten des Ammoniaks.

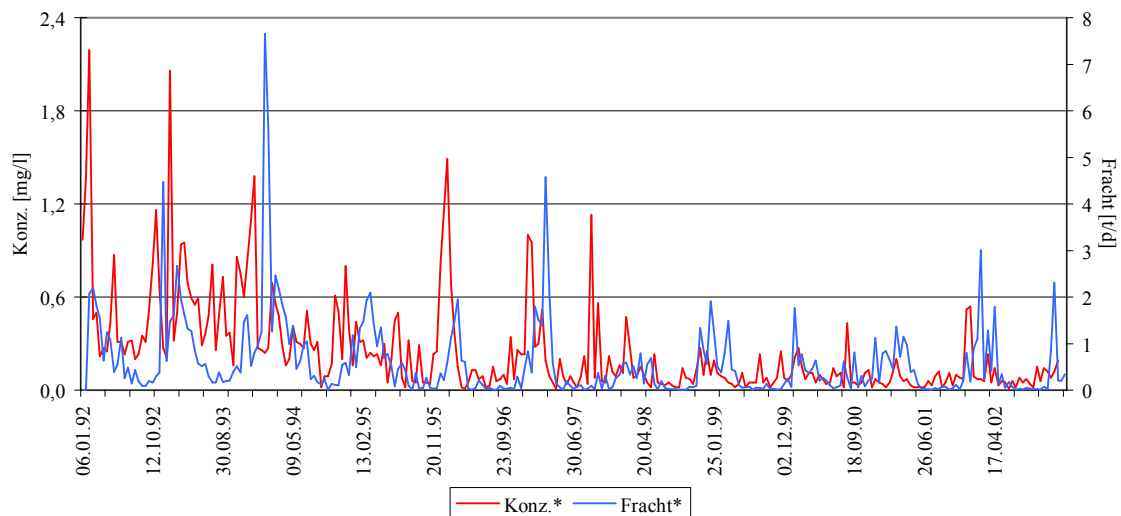


Abb. 23: Darstellung der NH_4^+ -N-Konzentration und -Fracht im Jahresverlauf 1992 – 2002

In den Jahren 1992 bis einschließlich 1997 sind die Konzentrationen mit teilweise über 1 mg/l noch deutlich erhöht. Eine fallende Tendenz ist zu erkennen. Ab dem Jahr 1998 übersteigen die Konzentrationen 0,5 mg/l nicht und bleiben relativ konstant. Die Frachten verhalten sich über den gesamten Untersuchungszeitraum analog den Konzentrationen.

In der nachfolgenden Abb. 24 wird die Darstellung um die Abflusskurve ergänzt.

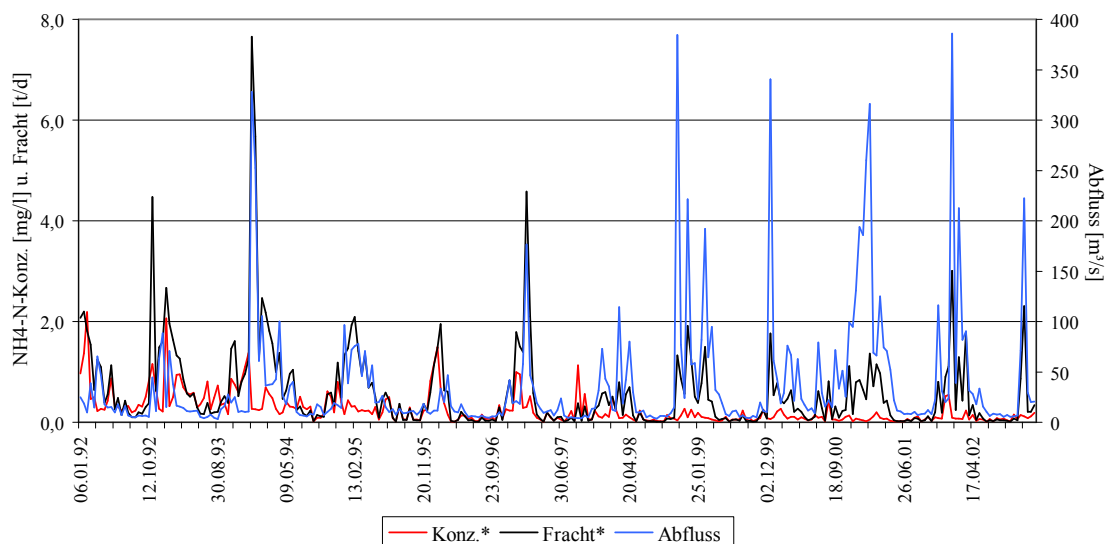


Abb. 24: Darstellung der NH_4^+ -N Konzentration und Fracht in Abhängigkeit vom Abfluss

Die Abflussabhängigkeit der Frachten ist über den gesamten Untersuchungszeitraum zu erkennen. Allerdings sind nach 1997 trotz deutlich höherer Abflüsse die NH_4^+ -N-Frachten weniger stark ausgeprägt.

Tab. 13 zeigt die Ammonium-N-Mittelwerte, -Minimum- und -Maximumwerte der gemessenen Konzentrationen als Jahresmittelwerte, 50- und 90-Perzentile, sowie die berechnete mittlere Jahresfracht für den Untersuchungszeitraum 1992 bis 2002 (Zum Vergleich sind in der Tabelle die Jahresmittelwerte des Rheins, Messstelle Mainz aufgeführt).

Tab.13: mittlerer NH_4 -N Konzentrationen, 50-,90-Perzentile, Extremwerte und Frachten 1992-2002

Nahe	Nahe						Rhein	Nahe
Jahr	mittlerer Abfluß [m³/s] *	NH_4 -N Min. [mg/l]	50-Perzentil	90-Perzentil	NH_4 -N Max. [mg/l]	NH_4 -N Mittel. [mg/l]	NH_4 -N Mittel. [mg/l]	NH_4 -N Fracht [t/d] *
1992	22,7	0,20	0,32	1,17	2,19	0,55	0,21	0,94
1993	31,1	0,16	0,59	1,09	2,06	0,66	0,19	1,24
1994	36,2	0,02	0,27	0,61	0,80	0,33	0,13	0,95
1995	45,9	0,02	0,22	0,45	0,82	0,23	0,12	0,94
1996	17,3	0,01	0,10	0,75	1,49	0,25	0,11	0,44
1997	24,4	0,01	0,09	0,92	1,13	0,25	0,12	0,57
1998	35,7	0,02	0,08	0,27	0,47	0,12	0,09	0,30
1999	34,5	0,02	0,06	0,20	0,25	0,08	0,07	0,23
2000	43,3	0,02	0,07	0,21	0,43	0,10	0,07	0,32
2001	48,3	0,02	0,06	0,12	0,52	0,08	0,06	0,28
2002	52,1	0,01	0,07	0,19	0,54	0,10	0,04	0,48

* Abfluss und Frachten der Probenahmetage korrigiert auf Jahresdurchschnitt

Die nachfolgende Abbildung 25 stellt die berechnete mittlere Jahreskonzentration und die berechnete mittlere Jahresfracht in Abhängigkeit vom mittleren Abfluss (die Daten sind der Tab. 13 entnommen) grafisch dar.

Seit 1992 ist die NH_4^+ -Konzentration im Mittel auf weniger als 20% der Belastung zurückgegangen. Die Mittelwerte des Rheins bei Mainz werden nur noch leicht überschritten. Damit werden in erster Linie die Fortschritte im Kläranlagenausbau (Nitrifikation) dokumentiert. In den abflussstarken Jahren 1998 – 2002 erreichen die Jahresfrachten, bezogen auf den Abfluss, nicht mehr das Niveau der Jahre 1992 – 1997.

Anhand des 90-Perzentils kann auch festgestellt werden, dass sich die chemische Gewässergüte² bezogen auf den Parameter Ammonium-N verbessert hat:

Güteklasse III: NH_4^+ -N $\leq$ 1,2 mg/l (1992– 1994 1993; 1996; 1997)

Güteklasse II-III: NH_4^+ -N $\leq$ 0,6 mg/l (1995)

Güteklasse II: NH_4^+ -N $\leq$ 0,3 mg/l (1998 – 2002)

Die Untersuchungsergebnisse der 14-tägigen Einzelproben sind in den Anlagen A-3.1.1 bis A-3.1.11 dokumentiert.

² In Analogie zur biologischen Gewässergüteklassifikation (4 Haupt- und 3 Unterklassen) hat die LAWA im August 1995 eine chemische Gewässergüteklassifikation erarbeitet: „Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland Chemische Gewässergüteklassifikation“, August 1998.

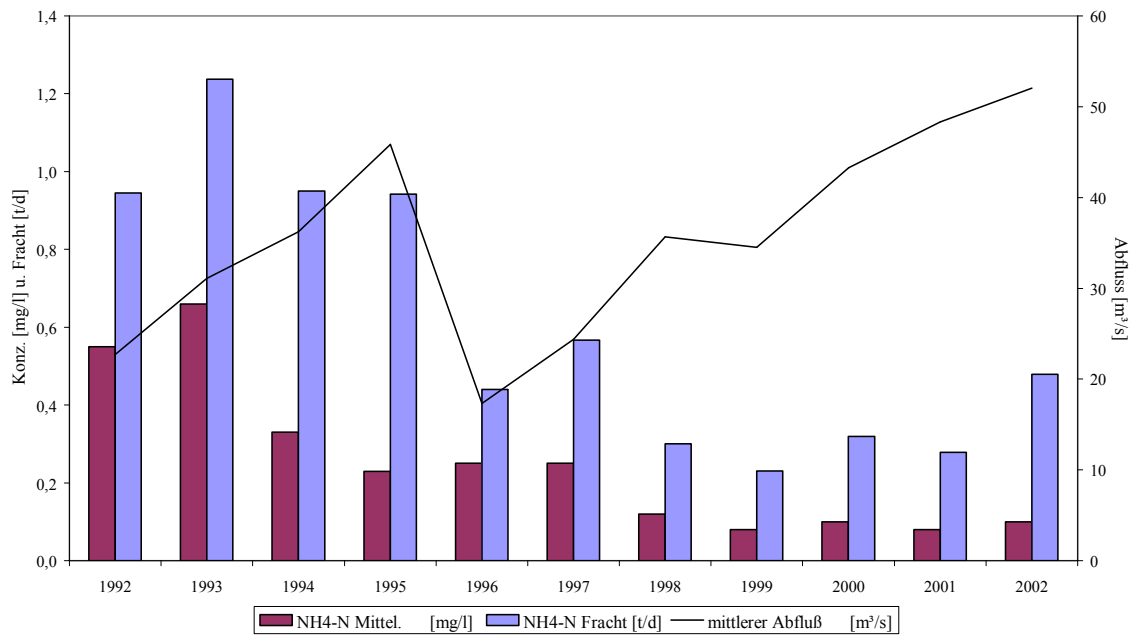


Abb. 25: Darstellung der mittleren $\text{NH}_4^+\text{-N}$ -Konzentration und -Fracht in Abhängigkeit vom mittleren Jahresabfluss 1992 - 2002

4.4.2 Nitrat

Nitrate (NO_3^-) sind Salze der Salpetersäure und gut wasserlöslich. In Fließgewässern ist Nitrat als natürliches Stoffwechselprodukt der Nitrifikation in jahreszeitlich schwankender geringer Konzentration vorhanden. Hauptquellen der zusätzlichen Nitratbelastung sind im allgemeinen die Auswaschung der Düngemittel aus landwirtschaftlich genutzten Böden und Einträge aus Kläranlagen sowie Stoßbelastungen aus Regenüberläufen. Nitrat ist selbst bei Konzentrationen um 10 mg/l NO_3^- (entspricht $2,26 \text{ mg/l NO}_3^-\text{-N}$) nicht direkt schädlich für Wasserorganismen, verstärkt aber die Eutrophierungstendenzen im Gewässer. Die Konzentration von NO_3^- -Stickstoff zeigt über den Untersuchungszeitraum eine abfallende Tendenz. Dieser Trend ist bei den Frachten nicht erkennbar.

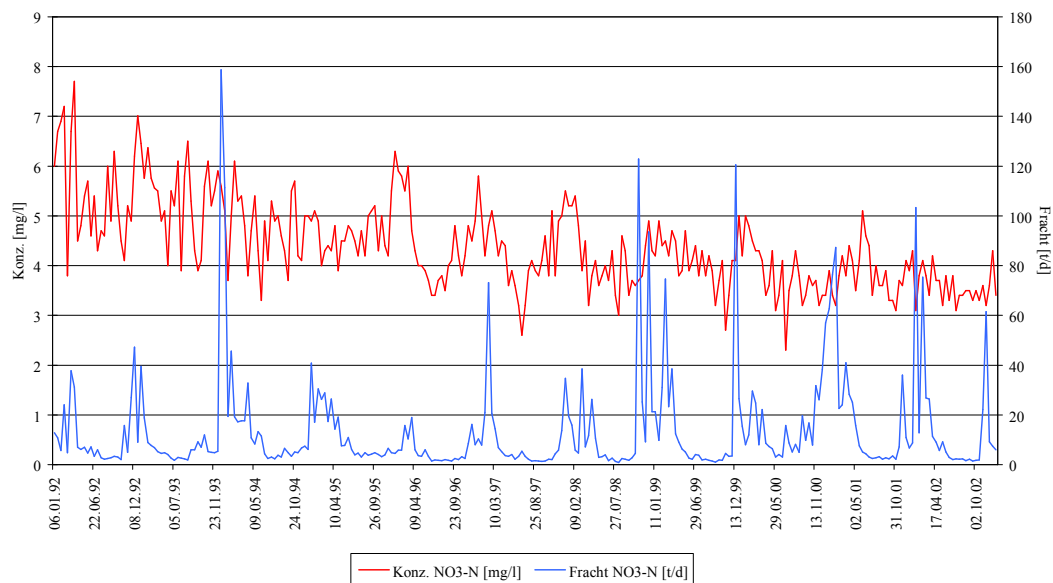


Abb. 26: Darstellung der $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration und -Fracht 1992 – 2002

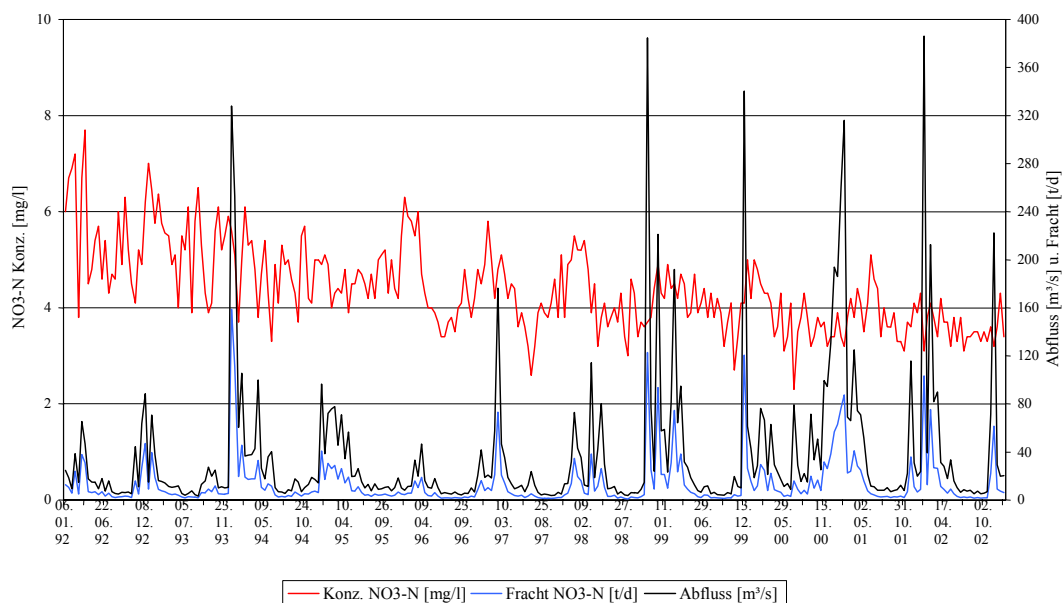


Abb. 27: Darstellung der $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration und -Fracht in Abhängigkeit vom Abfluss 1992 - 2002

In Abb. 27 wird Abb. 26 durch eine Abflusskurve erweitert. Es zeigt sich eine enge Korrelation zwischen der Fracht und dem Abfluss. Hohe Frachten treten nach längeren oder starken Regenereignissen auf, da hierbei Regenüberläufe anspringen oder eine Auswaschung aus der Fläche erfolgt.

Nachfolgend sind für Nitrat-N die Jahresmittelwerte, die Jahresminimum- und die Jahresmaximumwerte, sowie die 50- und 90-Perzentile der Jahre 1992 bis 2002 zusammengefasst.

Die Daten ‚mittlerer Jahresabfluss‘, ‚mittlere $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration‘, ‚mittlere $\text{NO}_3\text{-N}$ -Fracht‘ sind in Abb. 28 grafisch dargestellt.

Tab. 14: mittlere Nitrat-N-Konzentrationen, 50-, 90-Perzentile, Extremwerte und Frachten 1992 – 2002

Jahr	mitt- lerer Abfluss (Nahe) [m³/s] *	NO ₃ -N Min. (Nahe) [mg/l]	50-Per- zentil	90-Per- zentil	NO ₃ -N Max. (Nahe) [mg/l]	NO ₃ -N Mittel (Nahe) [mg/l]	NO ₃ -N Mittel (Rhein) [mg/l]	NO ₃ -N Fracht (Nahe) [t/d]*
1992	22,7	3,8	5,2	6,9	7,7	5,5	2,4	11,3
1993	31,1	3,9	5,5	6,5	7,0	5,4	2,1	14,9
1994	36,2	3,3	4,9	5,5	6,1	4,7	2,3	14,8
1995	45,9	3,9	4,5	5,2	6,3	4,7	2,4	18,0
1996	17,3	3,4	4,1	5,8	6,0	4,4	2,6	6,9
1997	24,4	2,6	4,2	5,1	5,8	4,3	2,3	9,7
1998	35,7	3,0	3,9	5,2	5,4	4,1	2,2	12,7
1999	34,5	2,7	4,1	4,7	5,0	4,1	2,4	12,8
2000	43,3	2,3	3,7	4,5	5,0	3,8	2,4	13,6
2001	48,3	3,1	3,8	4,4	5,1	3,8	2,3	15,3
2002	52,1	3,1	3,5	4,2	4,3	3,6	2,3	15,7

* Abfluss und Frachten der Probenahmetage korrigiert auf Jahresdurchschnitt

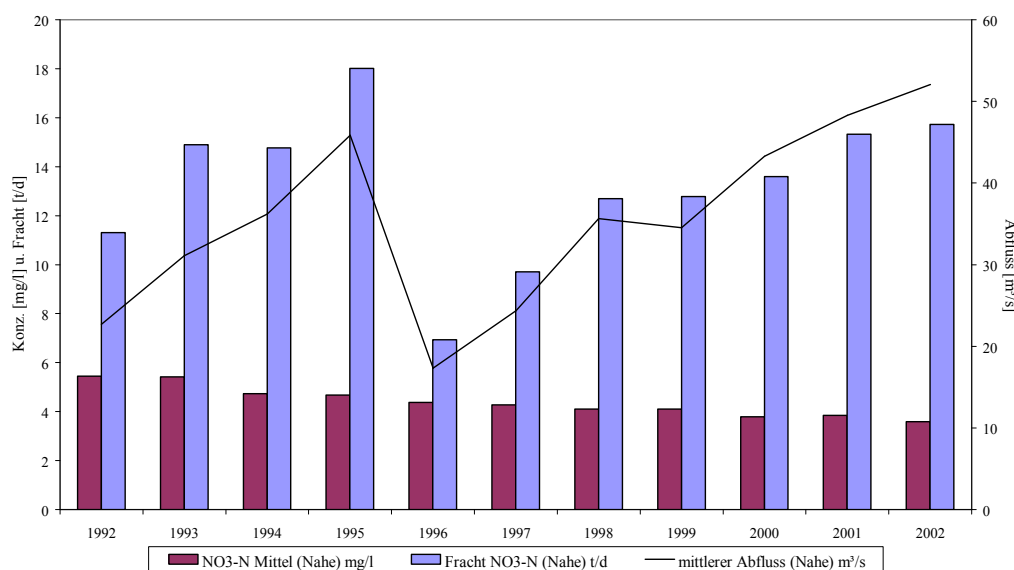


Abb. 28: Darstellung der mittleren NO₃-N-Konzentration und -Fracht in Abhängigkeit vom mittleren Jahresabfluss 1992 - 2002

Im Zeitraum 1992 – 2002 haben sich die gemessenen Konzentrationen im Jahresmittel kontinuierlich reduziert und zwar von 5,5 mg/l N im Jahre 1992 auf 3,6 mg/l N im Jahr 2002. Die stoffbezogene chemische Gewässergüteklasse, bezogen auf das 90-Perzentil, hat sich damit von III (NO₃-N < 10 mg/l) auf II - III (NO₃-N < 5 mg/l) verbessert. Weiter ist erkennbar, dass es speziell bei den Maximalwerten zu einer deutlichen Reduzierung der Konzentrationen gekommen ist (von 7,7 mg/l N

1992 auf 4,3 mg/l N 2002) während im Bereich der Minimalwerte nur ein leichter Trend nach unten erkennbar ist. Im landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebiet der Nahe ist mit einer anteilig hohen Belastung aus der Fläche zu rechnen. Gerade in regenreichen Jahren kommt es zu erhöhten Nitratreinträgen durch Abschwemmungen von Düngemitteln aus der Fläche. Dies zeigt sich daran, dass es bei den eingetragenen Nitrat-Frachten zu einer eindeutigen Abhängigkeit zwischen Abfluss und Fracht kommt. Als Beispiel hierfür seien die Jahre 1996 (abflussschwaches Jahr) und 1995, 2001/2 (abflussstarke Jahre) genannt.

Die Untersuchungsergebnisse der 14-tägigen Einzelproben sind in den Anlagen A-3.2.1 bis A-3.2.11 dokumentiert.

4.4.3 Nitrit

Nitrite (NO_2^-) sind Salze der salpetrigen Säure und gut wasserlöslich. Nitrit ist ein natürliches Zwischenprodukt bei der mikrobiellen Oxidation (Nitrosomonas) des Ammoniums zu Nitrat. Im Allgemeinen wird das durch Nitrifikation gebildete Nitrit zu Nitrat weiteroxidiert, so dass die Konzentration dieses Zwischenproduktes sehr klein ist (etwa 0,02 mg/l NO_2^-) und keinen Einfluß auf die Gewässergüte hat. Bei hohen NH_4^+ -Konzentrationen kann die Nitrifikation schneller als die Oxidation zum Nitrat verlaufen, so dass sich fischtoxische NO_2^- -Konzentrationen anreichern können.

Die Toxizität des Nitrits ist auch vom Chloridgehalt des Wasser abhängig und nimmt mit steigender Chlorid-Konzentration ab.

Der Parameter Nitrit-N wurde 1995 in das Untersuchungsprogramm aufgenommen.

Die gemessenen Konzentrationen und die berechneten Frachten sind in Abb. 29 dargestellt. In Abb. 30 sind diese in Abhängigkeit vom Abfluss dargestellt.

Der Schwankungsbereich der Nitrit-Konzentrationen wird im Lauf der Jahre geringer. Der 1992 gemessene Spitzenwert von 0,27 mg/l ist einem einmaligen Ereignis zuzuordnen.

Hohe Frachten erscheinen im Zusammenhang mit hohen Abflüssen und resultieren aus regenbedingten Einträgen.

Nachfolgend sind die mittleren Nitrit-N-Mittel-, -Minimum- und -Maximumwerte sowie die berechnete mittlere Jahresfracht der Jahre 1995 bis 2002 zusammengestellt.

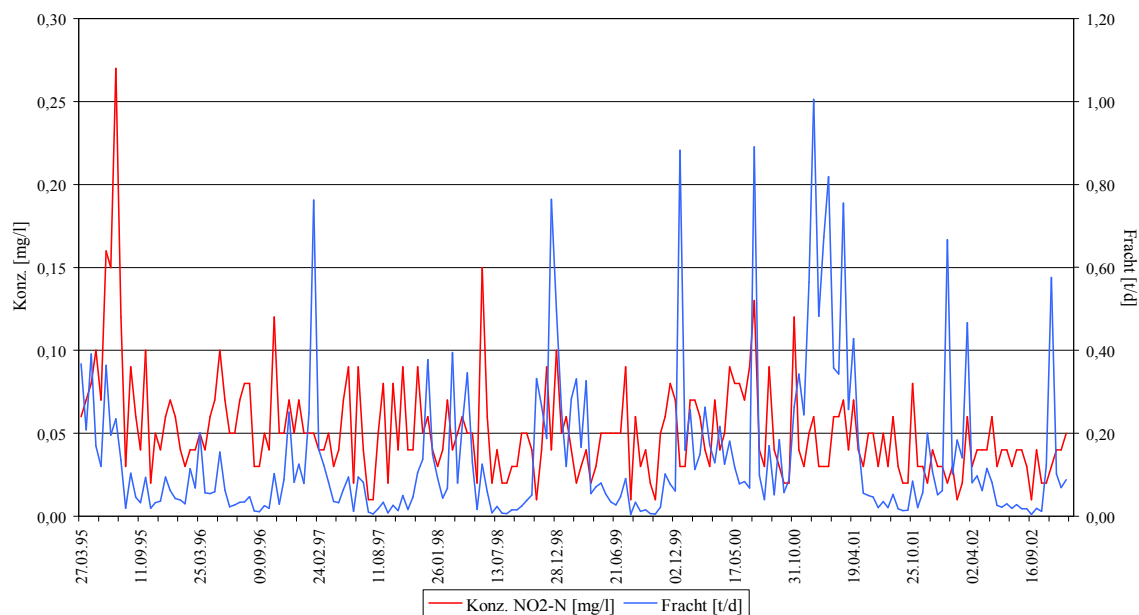


Abb. 29: Darstellung der NO₂⁻-N-Konzentration und -Fracht 1995 - 2002

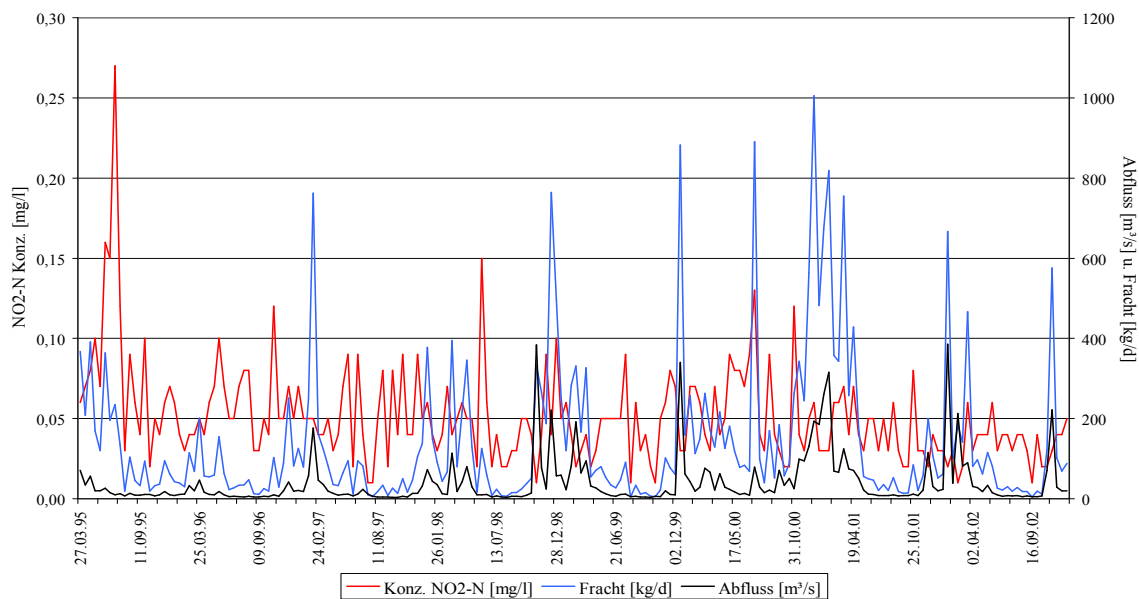


Abb. 30: Darstellung der NO₂⁻-N-Konzentration und -Fracht in Abhängigkeit vom Abfluss

Bei der Nitrit-N-Konzentration ist bis zum Jahr 2001 keine signifikante Verbesserung der Wasserqualität festzustellen. Erst im Jahr 2002 sinkt die chemische Gewässergüte von Güteklasse II (NO₂⁻-N < 0,1 mg/l) auf Güteklasse I-II (NO₂⁻-N < 0,05 mg/l). Als Bezugswert wird das 90-Perzentil herangezogen.

Tab. 15: mittlere Nitrit-N-Konzentrationen, -Frachten, -Extremwerte und Perzentile 1995 –2002.

Jahr	mittlerer Abfluss [m³/s] *	NO ₂ -N Min. [mg/l]	50- Perzentil	90- Perzentil	NO ₂ -N Max. [mg/l]	NO ₂ -N Mittel [mg/l]	NO ₂ -N mittl. Fracht [t/d] *
1995	45,9	0,02	0,07	0,16	0,27	0,09	0,33
1996	17,3	0,03	0,05	0,08	0,12	0,06	0,08
1997	24,4	0,01	0,02	0,07	0,09	0,04	0,11
1998	35,7	0,01	0,04	0,06	0,15	0,04	0,11
1999	34,5	0,01	0,02	0,05	0,09	0,03	0,10
2000	43,3	0,02	0,05	0,09	0,13	0,06	0,20
2001	48,3	0,02	0,03	0,07	0,08	0,04	0,16
2002	52,1	0,01	0,02	0,02	0,03	0,02	0,12

* Abfluss und Frachten der Probenahmetage korrigiert auf Jahresdurchschnitt

Aus den Daten der Tab. 15 ergibt sich das nachfolgende Diagramm der Abb. 31.

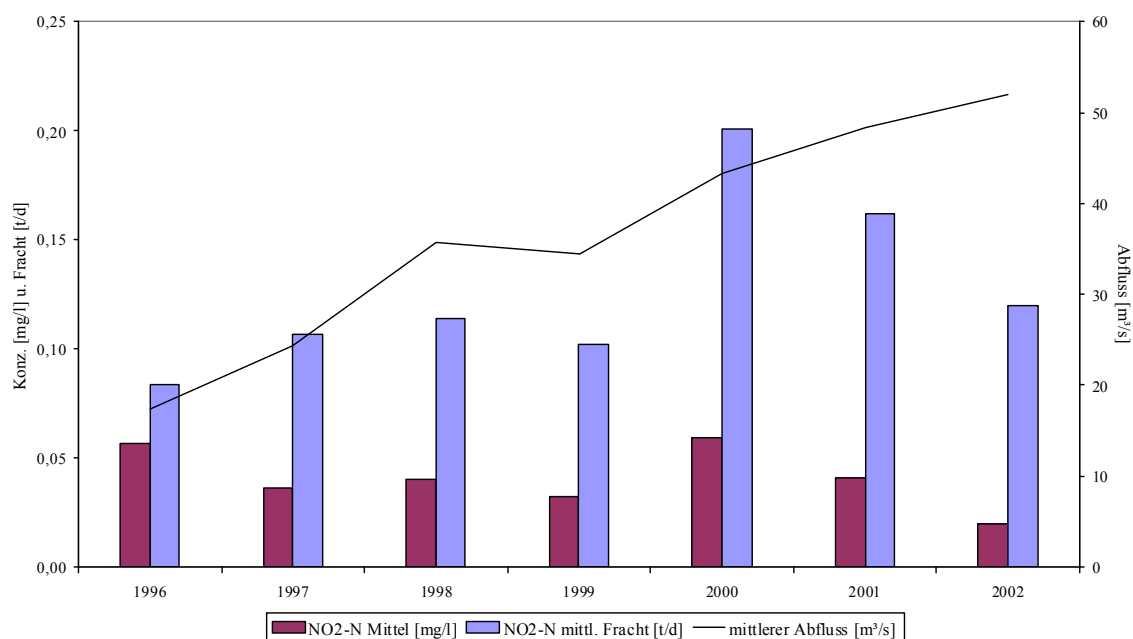


Abb. 31: Darstellung der mittleren NO₂-N-Konzentration und Fracht in Abhängigkeit vom Mittleren Jahresabfluss 1996 – 2002.

Die Jahresmittelwerte der Jahre 2000 – 2002 lassen erkennen, dass die Jahresfrachten im Verhältnis zu den steigenden Abflüssen rückläufig sind.

Die Untersuchungsergebnisse der 14-tägigen Einzelproben sind in den Anlagen A-3.3.4 bis A-3.3.11 dokumentiert.

4.4.4 Gesamt-Stickstoff TN

Der Parameter Gesamt-Stickstoff TN setzt sich zusammen aus dem anorganisch gebundenen Stickstoff und dem organisch gebundenem Stickstoff. Seine Bestimmung dient auch dazu, den Anteil an organischem Stickstoff zu bilanzieren ($TN = -N_{anorganisch} + -N_{organisch}$). Organisch gebundener Stickstoff kommt in Gewässern in suspendierter Form vor und stammt teilweise aus biogenen Quellen (Bakterien, Plankton, Humus, Proteine, Abbauzwischenprodukte). Sein Anteil am Gesamtstickstoff TN kann 1 bis mehrere mg/l Norg. betragen. In der Regel wird der organisch gebundene Stickstoff biologisch abgebaut. Es entsteht Ammonium, das wiederum zu Nitrat oxidiert wird.

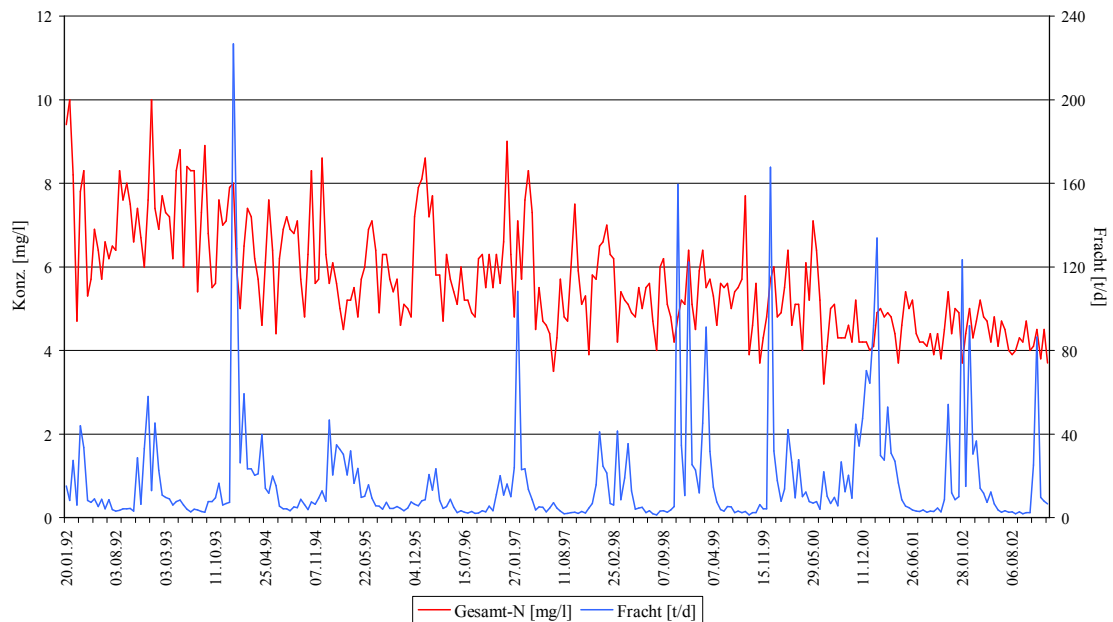


Abb. 32: Darstellung der TN-Konzentration und-Fracht 1992 – 2002

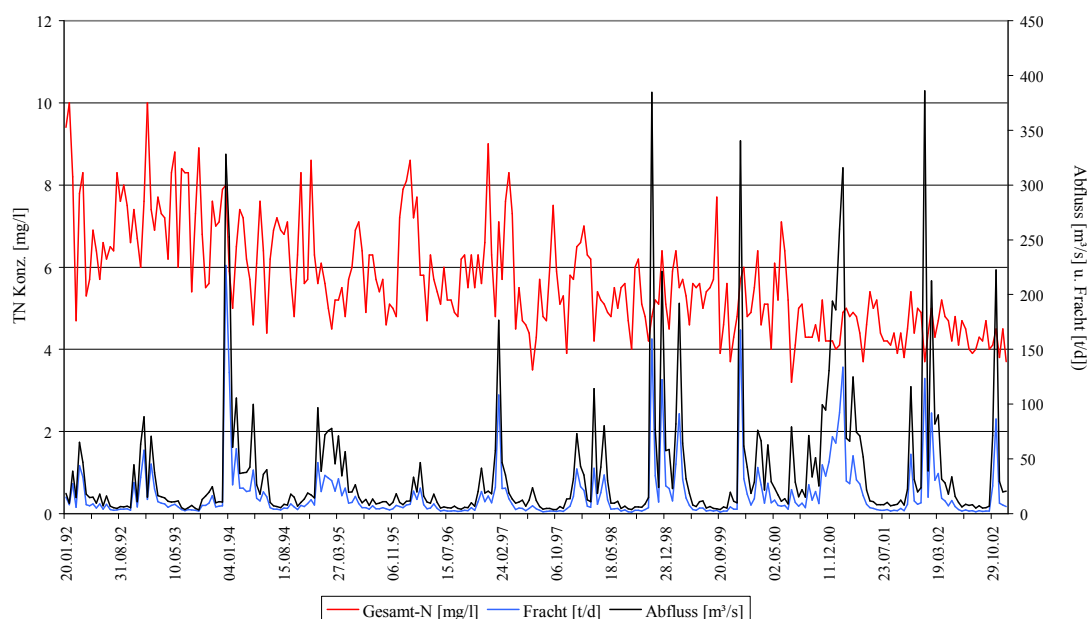


Abb. 33: Darstellung der TN-Konzentration und -Fracht in Abhängigkeit von Abfluss 1992–2002.

Wie beim Nitrat ist auch beim TN eine sehr gute Korrelation zwischen Fracht und Abfluss erkennbar. Die Konzentration schwankt unabhängig vom Abfluss, ab 1997 mit deutlich abnehmender Schwankungsbreite.

In der Tabelle 16 sind für Gesamt-Stickstoff TN die gemessenen Konzentrationen und die berechnete Fracht als Jahresmittelwerte, sowie die Konzentrationen als Jahresminimum- und Jahresmaximumwerte dargestellt. Die Ergebnisse (mittlerer Abfluss, mittlere TN-Konzentration, -Fracht und Perzentile) sind in Abb. 28 grafisch dargestellt.

Tab. 16: mittlerer TN-Konzentrationen, -Frachten, Extremwerte und Perzentile 1992 – 2002.

Jahr	Abfluss [m³/l]*	TN-Konz. Min. [mg/l]	50-Perzentil	90-Perzentil	TN-Konz. Max. [mg/l]	TN-Konz. Mittel. [mg/l]	TN-Fracht [t/d] *
1992	22,7	4,7	6,7	8,5	10,0	7,1	14,2
1993	31,1	5,4	7,3	8,8	10,0	7,4	20,4
1994	36,2	4,4	6,3	7,6	8,6	6,4	18,7
1995	45,9	4,5	5,6	7,1	7,9	5,7	21,6
1996	17,3	4,7	5,8	7,8	8,6	6,0	9,3
1997	24,4	3,5	5,6	7,6	9,0	5,7	13,1
1998	35,7	4,0	5,1	6,4	7,0	5,3	16,3
1999	34,5	3,7	5,5	6,1	7,7	5,3	16,6
2000	43,3	3,2	4,8	6,4	7,1	4,9	17,3
2001	48,3	3,7	4,4	5,2	5,4	4,5	19,1
2002	52,1	3,7	4,3	4,9	5,2	4,4	19,4

* Abfluss und Fracht der Probenahmetage korrigiert auf Jahresdurchschnitt

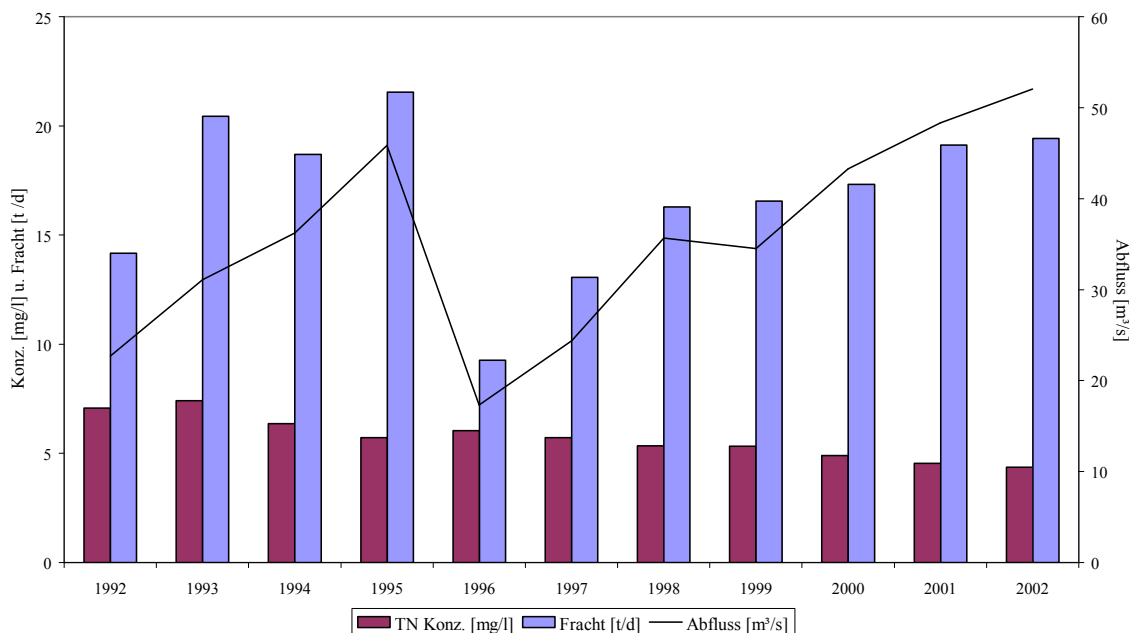


Abb. 34: Darstellung der mittleren TN-Konzentration und -Fracht in Abhängigkeit vom mittleren Jahresabfluss 1992 – 2002.

Auch bei der Konzentration Gesamt-Stickstoff TN wurde eine Verbesserung der Wasserqualität beobachtet. Sowohl bei den Jahresmittelwerten, als auch bei den Jahresmaximum- und Minimumwerten sind bei den gemessenen Konzentrationen Reduzierungen festzustellen. Die stoffbezogene chemische Gewässergüte im Jahresmittel hat sich von Güteklasse III (TN < 12 mg/l) auf Güteklasse II-III (TN < 6 mg/l) verbessert.

Bei den Jahresfrachten zeigt sich in den abflussstarken Jahren eine Erhöhung der Frachtmenge. Diese Analogie zum Nitrat-Stickstoff ist plausibel, da Nitrat-Stickstoff 73 bis 85% des TN ausmacht.

In der nachfolgenden Tabelle ist der Anteil an organisch gebundenem Stickstoff im Jahresmittel berechnet (die %-Zahlen in den Klammern sind der berechnete Anteil des Einzelstoffes an TN).

Tabelle 17: Berechnung der organisch gebundenen N-Konzentration 1992 – 2002

Jahr	Abfluss [m³/s] ***	NH ₄ -N [mg/l] (%)	NO ₃ -N [mg/l] (%)	NO ₂ -N [mg/l] (%)	N anorg. [mg/l]	TN [mg/ l]	N-org. = TN - T anorg. [mg/l] (%)
1992	22,7	0,55 (7,8)	5,4 (77)	-*	6,0	7,1	1,1 (15)
1993	31,1	0,66 (8,9)	5,4 (73)	-*	6,1	7,4	1,3 (18)
1994	36,2	0,33 (5,2)	4,7 (75)	-*	5,0	6,4	1,4 (21)
1995	45,9	0,23 (4,0)	4,7 (82)	-**	4,9	5,7	0,8 (14)
1996	17,3	0,25 (4,1)	4,4 (72)	0,06 (0,94)	4,7	6,0	1,3 (22)
1997	24,4	0,25 (4,4)	4,3 (75)	0,04 (0,76)	4,6	5,7	1,1 (20)
1998	35,7	0,12 (2,3)	4,1 (77)	0,04 (0,76)	4,3	5,3	1,0 (19)
1999	34,5	0,08 (1,5)	4,1 (77)	0,03 (0,61)	4,2	5,3	1,1 (21)
2000	43,3	0,10 (2,0)	3,8 (77)	0,06 (1,23)	3,9	4,9	1,0 (20)
2001	48,3	0,08 (1,8)	3,8 (85)	0,04 (0,91)	3,9	4,5	0,6 (14)
2002	52,1	0,10 (2,3)	3,6 (82)	0,02 (0,46)	3,7	4,4	0,7 (15)

* 1992 - 1994 wurde kein NO₂-N bestimmt.

** nicht repräsentativ, da erst ab Ende März 1995 gemessen.

*** Abfluss der Probenahmetage, Jahresdurchschnitt

Die folgende Abb. 35 dokumentiert die Konzentrationen der Stickstoffverbindungen in der Nahe bei Grolsheim im Jahresmittel über den gesamten Untersuchungszeitraum 1992 bis 2002. Die Daten sind der obigen Tab. 17 entnommen. Der Parameter NO₂-N wird in der Darstellung nicht berücksichtigt, da er aufgrund seines geringen Anteils am TN (zwischen 0,8 und 1,6 %) vernachlässigt werden kann.

Der Anteil an organisch gebundenem Stickstoff liegt über den gesamten Auswertungszeitraum in der gleichen Größenordnung, in den Jahren 1992 bis 1995 wurde kein Nitrit-Stickstoff bestimmt und dieser folglich nicht in der Berechnung berücksichtigt. Der Anteil an organisch gebundenem Stickstoff schwankt im Untersuchungszeitraum 1996 – 2002 zwischen 22% und 14%, wobei auffallend ist, dass im abflussstärksten Jahr 2002 (52,1 m³/sec im Jahresdurchschnitt) der Anteil mit 15% eher niedrig ist, und im abflussschwächsten Jahr 1996 (17,3 m³/sec im Jahresdurchschnitt) mit 22% höher ist. Dies ist ein Hinweis darauf, dass die Einträge an organisch gebundenem Stickstoff überwiegend aus Punktquellen stammen.

Die Untersuchungsergebnisse der 14-tägigen Einzelproben sind in den Anlagen A-3.4.1 bis A-3.4.11 dokumentiert.

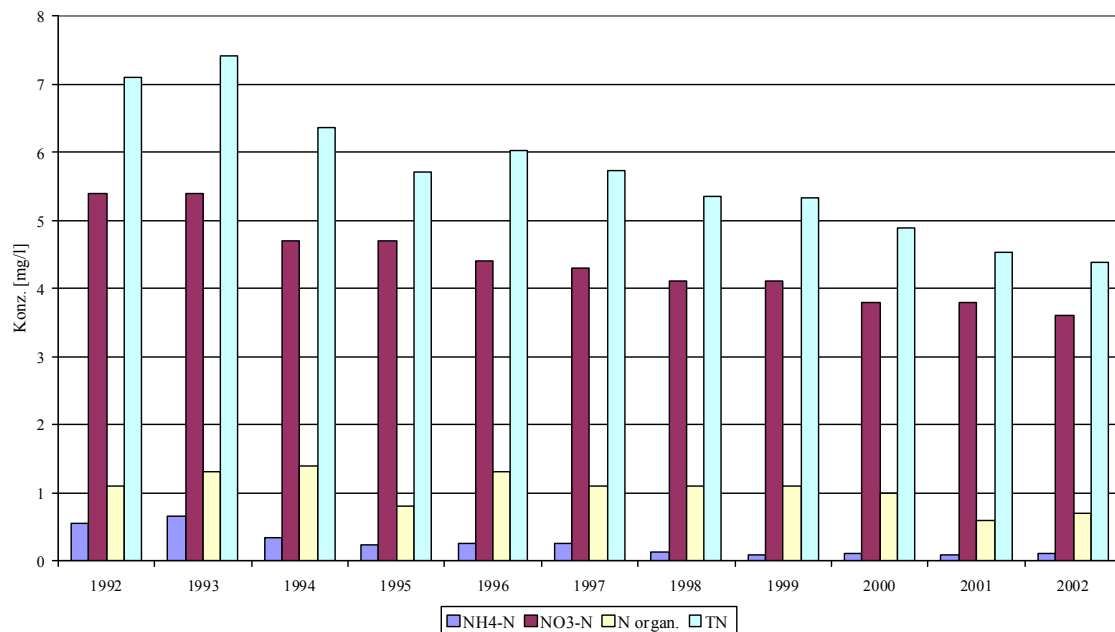


Abb. 35: Darstellung der Stickstoffverbindungen im Jahresmittel der Konzentrationen

4.4.5 Phosphorverbindungen

In der Natur tritt Phosphor aufgrund seiner großen Reaktionsfähigkeit niemals elementar auf. Phosphor liegt entweder in anorganischen Verbindungen, die sich zumeist von der Phosphorsäure ableiten, oder in organischer Bindung vor.

In die Oberflächengewässer gelangt Phosphor über punktförmige und diffuse, in erster Linie aber über anthropogene Quellen. Phosphor ist in Exkrementen enthalten und wird in Form anorganischer Verbindungen in Düngemitteln und in Form phosphororganischer Verbindungen in Schädlingsbekämpfungsmitteln verwendet. Polyphosphate dienen zur Komplexbildung der Härtebildner des Wassers in Wasch- und Reinigungsmitteln. Häusliche und landwirtschaftliche Abwässer sind daher die Haupteintragsquellen für Phosphor. Des Weiteren gelangt durch Erosion ein Anteil von Phosphorverbindungen diffus mit den abgeschwemmten, phosphatgedüngten Böden in die Gewässer.

Bei der Analyse einer Wasserprobe wird, neben dem Gesamtphosphor in organischer und anorganischer Bindung auch der Phosphorgehalt als ortho-Phosphat-P bestimmt. Das gelöste ortho-Phosphat steht den Algen und Makrophyten im Gewässer als Nährstoff unmittelbar zur Verfügung. In unbelasteten Gewässern wird ortho-Phosphat nur in sehr geringen Konzentrationen zwischen 0,01 und 0,05 mg/l o-Phosphat-P gefunden. In abwasserbelasteten Gewässern nimmt der Gesamtphosphorgehalt deutlich zu, wobei ortho-Phosphat häufig vorherrscht. ortho-Phosphat wird daher auch als Leitparameter für Abwassereinleitungen herangezogen.

Für den Aufbau pflanzlicher Biomasse wird die anthropogene Zufuhr von Phosphor zum Haupteutrophierungsfaktor. Bei hohen Phosphorgehalten im Gewässer kann es zu übermäßigem Pflanzenwachstum (Algenblüten) kommen. Dies zieht vor allem tagesperiodische Schwankungen des Sauerstoffge-

haltes mit Übersättigungen, sowie pH-Wert-Anstieg am Tage und deutliche Sauerstoffdefizite in den Morgenstunden nach sich. Als kritische Phosphorkonzentration für Eutrophierungsprozesse können in langsam fließenden Gewässern Gehalte von 0,1 bis 0,2 mg/l gelten. In relativ schnell fließenden Bächen und Flüssen sollte ein Gesamtphosphorgehalt von 0,3 mg/l nicht überschritten werden.

Ortho-Phosphat-P:

Die gemessenen Konzentrationen und die berechneten Frachten werden in Abb. 36 grafisch dargestellt.

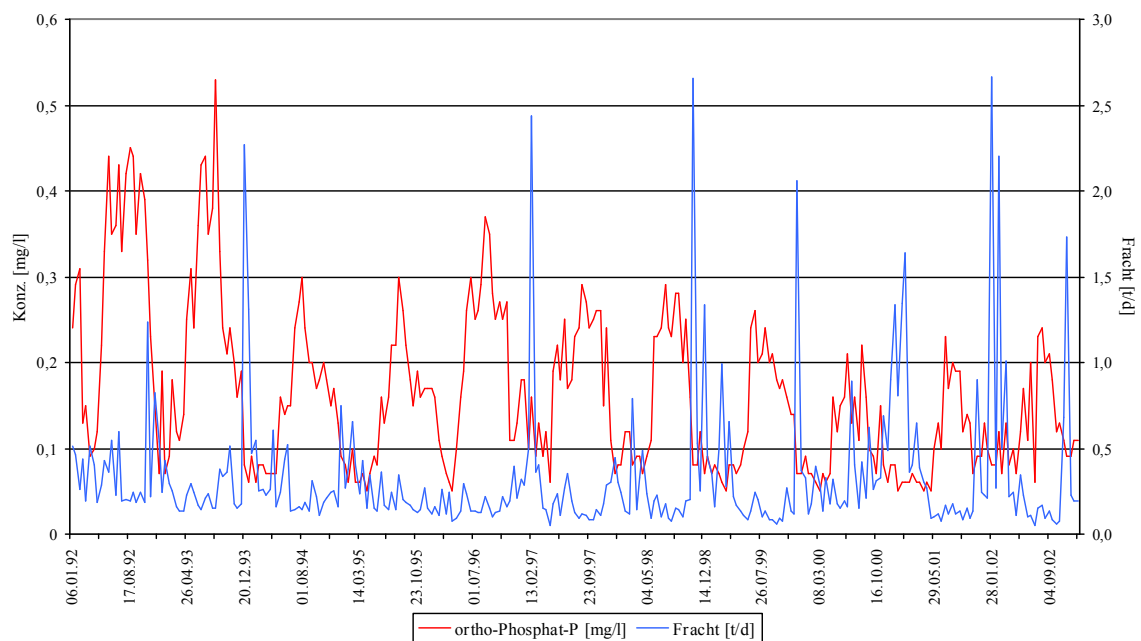


Abb. 36: Darstellung von ortho-Phosphat-P im Jahresverlauf 1992 – 2002.

In der Grafik sind jahreszeitliche Zyklen erkennbar. In den Sommermonaten sind die Konzentrationen deutlich höher als in der kalten Jahreszeit. Soweit die Einträge aus Punktquellen stammen, machen sich Verdünnungseffekte durch die höheren Winterabflüsse bemerkbar.

Über den Untersuchungszeitraum ist eine leicht fallende Tendenz bei den Konzentrationen zu beobachten, bei den Frachten ist dies dagegen nicht der Fall.

In der folgenden Tabelle sind die gemessenen ortho-Phosphat-P-Konzentrationen als Jahresmittelwerte, sowie als Jahresminimum- und -maximumwerte, die berechneten Frachten und Vergleichswerte des Rheins zusammengestellt.

Die nachfolgende Abb. 37 basiert auf den Daten dieser Tabelle.

Tab. 18: mittlere ortho-Phosphat-P-Konzentrationen, Frachten und Extremwerte 1992 – 2002

	Nahe						Rhein	Nahe
Jahr	mittlerer Abfluss [m³/l] *	Min. [mg/l]	50-Perzentil	90-Perzentil	Max. [mg/l]	Mittel. [mg/l]	Mittel. [mg/l]	mittlere Fracht [t/d] *
1992	22,7	0,07	0,32	0,44	0,45	0,29	0,06	0,39
1993	31,1	0,07	0,21	0,43	0,53	0,24	0,05	0,36
1994	36,2	0,06	0,15	0,24	0,30	0,15	0,06	0,30
1995	45,9	0,05	0,15	0,22	0,30	0,14	0,06	0,40
1996	17,3	0,05	0,19	0,31	0,37	0,20	-	0,21
1997	24,4	0,06	0,18	0,26	0,29	0,18	0,06	0,30
1998	35,7	0,07	0,12	0,28	0,29	0,15	0,07	0,28
1999	34,5	0,05	0,12	0,24	0,26	0,14	0,05	0,24
2000	43,3	0,05	0,09	0,16	0,22	0,11	0,05	0,34
2001	48,3	0,05	0,09	0,19	0,23	0,11	0,05	0,29
2002	52,1	0,06	0,11	0,21	0,24	0,13	0,05	0,45

* Abfluss und Fracht der Probenahmetage korrigiert auf Jahresdurchschnitt

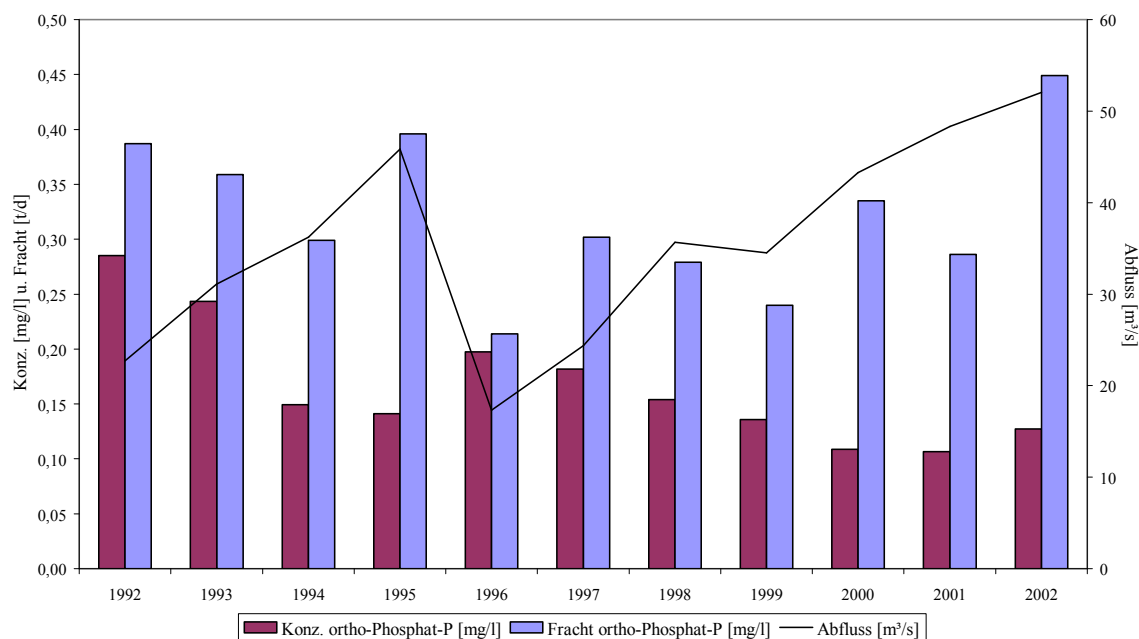


Abb. 37: Darstellung der mittleren ortho-Phosphat-P-Konzentration und -Fracht in Abhängigkeit vom mittleren Jahresabfluss 1992 – 2002.

Im Auswertungszeitraum haben sich die gemessenen Konzentrationen im Jahresmittel reduziert und zwar von 0,29 mg/l ortho-Phosphat-P im Jahre 1992 auf 0,11-0,13 mg/l ortho-Phosphat-P in den Jahren 2000-2002. Für die stoffbezogene chemische Gewässergüteklasse, bezogen auf das 90-Perzentil, bedeutet dies eine Verbesserung der Gewässergüte von III (ortho-Phosphat-P < 0,4 mg/l) auf II-III (ortho-Phosphat-P < 0,2 mg/l).

Weiter ist erkennbar, dass es auch bei den Maximalwerten zu einer deutlichen Reduzierung der Konzentrationen gekommen ist (von 0,45 mg/l 1992 auf 0,24 mg/l 2002). Reduktionen bei den Punktquellen ergeben sich aus der verbesserten Reinigungsleistung vieler Kläranlagen (inzwischen 88% gezielte Phosphorentfernung).

In den Jahren 1992-1996 zeigen die Frachten eine schwach fallende Tendenz, dagegen steigen sie abflussbedingt von 1997-2002 wieder an. Eine Zunahme der erosionsbedingten diffusen Einträge ist naheliegend. Die Jahresmittelwerte der Konzentrationen liegen im Rhein deutlich niedriger als in der Nahe. Da der Rhein eine wesentlich höhere Wassermenge mit sich führt, werden Einträge stärker verdünnt.

Die Untersuchungsergebnisse der 14-tägigen Einzelproben sind in den Anlagen A-3.5.1 bis A-3.5.11 dokumentiert.

Gesamt-Phosphor:

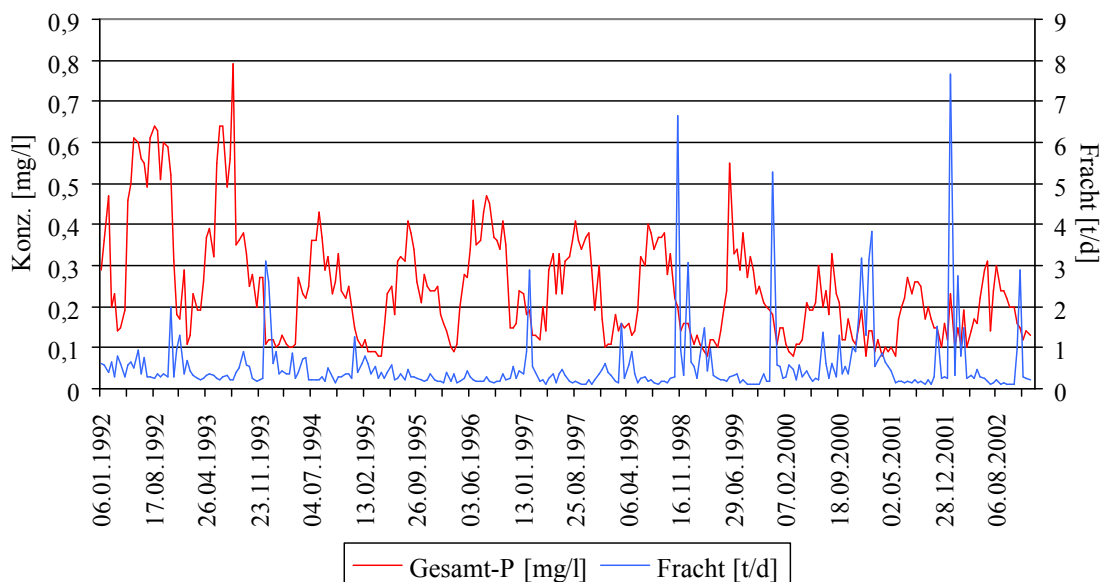


Abb. 38: Darstellung von Gesamt-Phosphor im Jahresverlauf 1992 – 2002.

Der Vergleich mit Abbildung 36 zeigt über den Zeitraum von 1992-2002 ein ähnliches Verhalten der Belastung mit Gesamt-Phosphor wie bei ortho-Phosphat. Die Konzentrationen zeigen sowohl die gleiche jahreszeitliche Abhängigkeit als auch eine rückläufige Tendenz. Bei den Frachten ist dies nicht zu beobachten.

Nachfolgende Tabelle zeigt für den Parameter Gesamt-Phosphor die gemessenen Konzentrationen und die daraus berechneten Frachten als Jahresmittelwerte, sowie die Jahresminimum- und Jahresmaximumwerte. Zum Vergleich wurden die Gesamt-P-Mittelwerte des Rheins, Messstelle Mainz herangezogen.

Tab. 19: mittlere Gesamt-P-Konzentrationen, Frachten und Extremwerte 1992 – 2002

	Nahe						Rhein	Nahe
Jahr	Abfluss [m³/s] *	Gesamt- P Min. [mg/l]	50-Per- zentil	90-Per- zentil	Gesamt- P Max. [mg/l]	Gesamt-P Mittel [mg/l]	Gesamt- P Mittel [mg/l]	Fracht Gesamt- P [t/d]*
1992	22,7	0,14	0,48	0,61	0,64	0,42	0,11	0,59
1993	31,1	0,11	0,29	0,63	0,79	0,34	0,08	0,52
1994	36,2	0,10	0,23	0,36	0,43	0,22	0,09	0,47
1995	45,9	0,08	0,23	0,34	0,41	0,21	0,09	0,64
1996	17,3	0,09	0,28	0,45	0,47	0,28	0,10	0,31
1997	24,4	0,10	0,24	0,37	0,41	0,25	0,10	0,41
1998	35,7	0,11	0,18	0,38	0,40	0,23	0,11	0,54
1999	34,5	0,08	0,19	0,34	0,55	0,21	0,08	0,44
2000	43,3	0,08	0,15	0,24	0,33	0,17	0,08	0,58
2001	48,3	0,08	0,15	0,26	0,27	0,16	0,08	0,52
2002	52,1	0,10	0,16	0,29	0,31	0,18	0,09	0,79

* Abfluss und Fracht der Probenahmetage korrigiert auf Jahresdurchschnitt

Im Auswertungszeitraum haben sich die gemessenen Konzentrationen in der Nahe im Jahresmittel stark reduziert und zwar von 0,42 mg/l Gesamt-P im Jahr 1992 auf 0,18 mg/l Gesamt-P im Jahr 2002 (Es ergibt sich ein langjähriges Mittel von 0,24 mg/l über 11 Jahre). Für die stoffbezogene chemische Gewässergüteklasse, bezogen auf das 90-Perzentil, bedeutet dies eine Verbesserung der chemischen Gewässergüte von III (Gesamt-P < 0,6 mg/l) auf II-III (Gesamt-P < 0,3 mg/l).

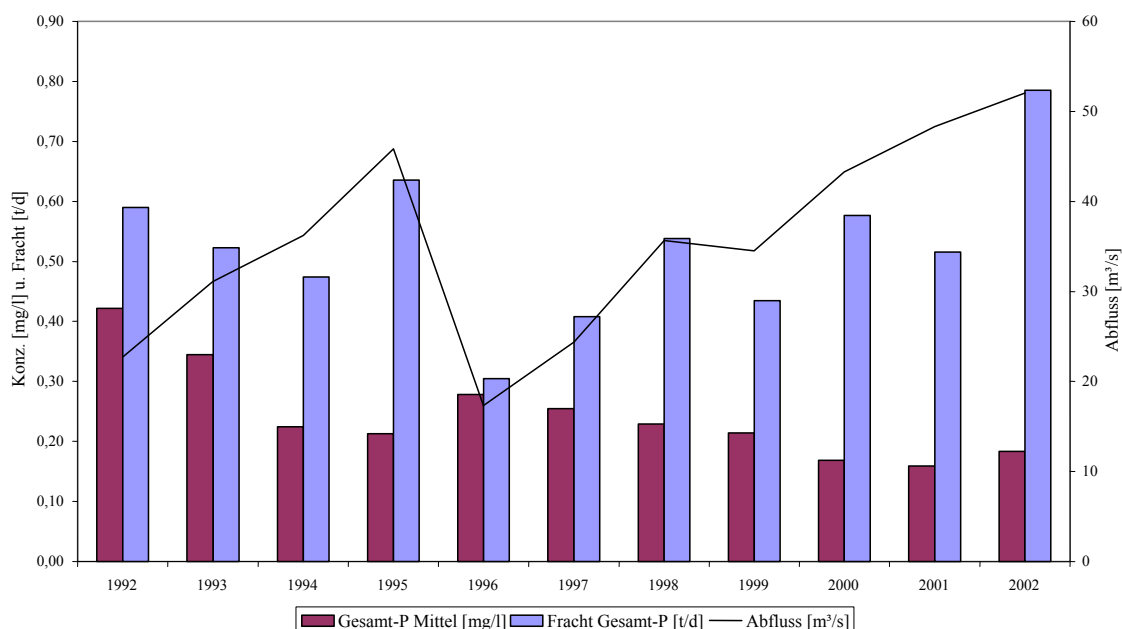


Abb. 39: Darstellung der mittleren Gesamt-Phosphor-Konzentration und -Fracht in Abhängigkeit vom mittleren Jahresabfluss 1992 – 2002.

Ferner ist, wie auch schon beim ortho-Phosphat-P erkennbar, dass es auch bei den Maximalwerten zu einer Reduzierung der Konzentrationen gekommen ist (von 0,64 mg/l 1992 auf 0,31 mg/l 2002). Die Frachten sind von 1992-1996 gefallen und danach bis 2002 abflussbedingt angestiegen.

Es zeigt sich, dass die Belastung der Nahe mit Phosphorverbindungen wesentlich höher ist, als die des Rheins, wobei der Rhein über den gesamten Auswertungszeitraum nahezu konstante Werte aufweist. Die grafische Darstellung der Konzentrationen und der Frachten im Jahresmittel in Abhängigkeit vom Abfluss zeigt Abb. 39.

Die Abflussabhängigkeit und somit die Erhöhung der Einträge nach Regenereignissen sind in der Grafik der Jahresmittelwerte beim Gesamt-Phosphor ebenso ersichtlich wie zuvor bei ortho-Phosphat-P.

Die Untersuchungsergebnisse der 14-tägigen Einzelproben sind in den Anlagen A-3.6.1 bis A-3.6.11 dokumentiert.

4.5 Mineralstoffe

4.5.1 Chlorid und Sulfat

Alle Gewässer enthalten Chloride, da sie gut wasserlöslich sind und häufig vorkommen. Chloride treten hauptsächlich als Natrium-, Kalium- und Calciumchlorid auf. Gewässer mit ausschließlich geogen bedingtem Chloridgehalt weisen meist relativ konstante Werte auf, anthropogen verunreinigte zeigen häufiger schwankende Werte. Die Chlorid-Konzentration wird bei den natürlichen Selbstreinigungsprozessen der Oberflächengewässer nicht beeinflusst. Eine Erniedrigung der Chloridkonzentration kann nur durch Verdünnung erreicht werden.

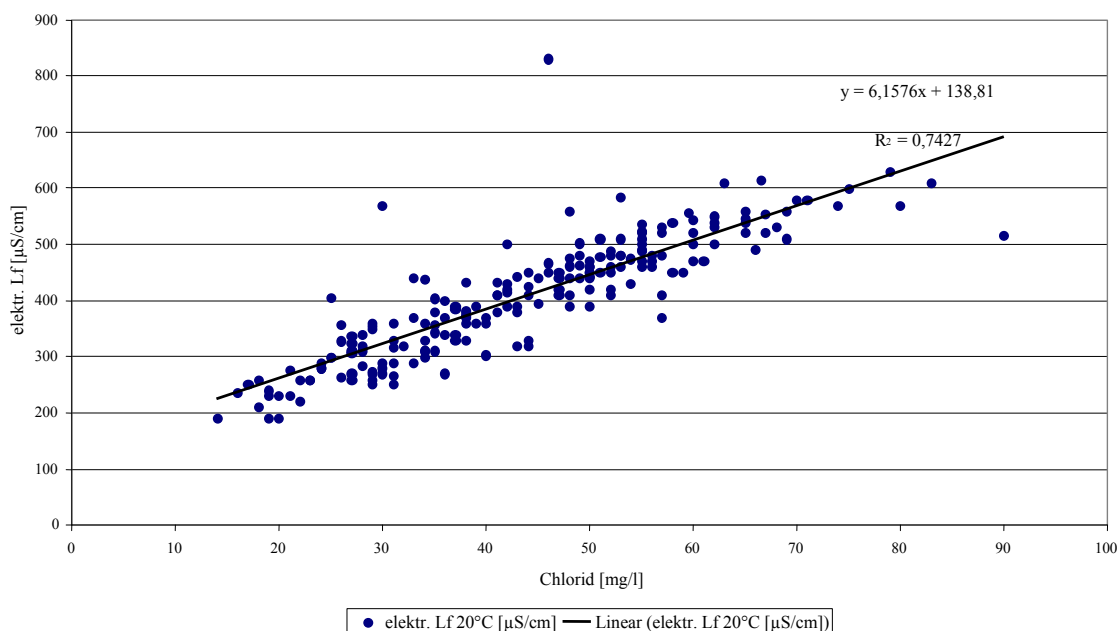


Abb. 40: Elektrische Leitfähigkeit (20°) in Abhängigkeit von der Chlorid-Konzentration in der Nahe

Eine vom Salzgehalt eines Gewässers abhängige Größe ist die elektrische Leitfähigkeit (LF), d.h. mit steigender Chlorid-Konzentration erhöht sich auch die elektr. LF. Die Abb. 40 verdeutlicht diese Abhängigkeit anhand der Nahe-Messdaten von 1995 – 2002.

Chlorid wurde von 1992 – 1998 aus der 28-tägigen Mischprobe (M28) bestimmt. Damit kann die mittlere Belastung beurteilt werden, für die Extremwerte sind diese Proben nicht geeignet.

Seit 1995 wird zur Ermittlung der Konzentration die 14-tägige Einzelprobe (E14) herangezogen. In der folgenden Tabelle werden die Konzentrationen beider Probearten aus den Jahren 1995 bis 1998 miteinander verglichen. Die Abweichung der Jahresmittelwerte ist hier kleiner als 10%. Zusätzlich enthält die Tabelle die Jahresmittelwerte, Extremwerte und Frachten der E14-Proben von 1995 bis 2002.

Tabelle 20: Jahresmittelwerte der E14- und M28-Proben im Vergleich; Extremwerte, Perzentile und Frachten der E14-Proben.

Jahr	Abfluss [m³/s]*	Cl Min. Konz. [mg/l] (E14)	Cl Mittel. Konz. [mg/l] (E14)	Cl Mittel. Konz. [mg/l] (M28)	50-Per- zentil (E14)	90-Per- zentil (E14)	Cl Max. Konz. [mg/l] (E14)	Cl mittlere Fracht [t/d] (E14)*
1992	23	-	-	45	-	-	-	-
1993	31	-	-	47	-	-	-	-
1994	36	-	-	42	-	-	-	-
1995	46	18	41	45	42	55	60	124
1996	17	29	53	53	55	65	68	73
1997	24	30	48	52	44	69	75	86
1998	36	14	42	45	41	61	80	82
1999	35	19	48	-	42	74	83	93
2000	43	17	34	-	35	50	55	104
2001	48	19	43	-	47	62	90	123
2002	52	16	41	-	41	63	65	120

* Abfluss und Frachten korrigiert auf mittleren Jahresdurchschnitt

Der Mittelwert über alle Untersuchungsjahre beträgt bei den E14-Proben 44 mg/l und bei den M28-Proben 47 mg/l, wobei es unter den einzelnen Untersuchungsjahren nur zu geringfügigen Schwankungen kommt. Die Chloridkonzentration in der Nahe bei Grolsheim ist relativ konstant.

Höhere Abflüsse bewirken aufgrund des Verdünnungseffektes niedrigere Chlorid-Konzentrationen (Abb.41). Die Konzentrations-Abfluss-Beziehung zeigt den überwiegenden Eintrag aus Punktquellen; die geogene Hintergrundkonzentration liegt unter 20 mg/l.

Die Untersuchungsergebnisse der 14-tägigen Einzelproben (1995 – 2002) befinden sich in den Anlagen A-4.1.4 bis A-4.1.11.

Sulfate kommen im Gewässer überwiegend als Calcium-, Magnesium- und Natriumsulfat vor. Unbelastete Gewässer weisen einen geringen Sulfatgehalt von 10 bis 30 mg/l auf. Im Gegensatz zu Calciumsulfat sind Magnesium- und Natriumsulfat gut wasserlöslich. Durch das Aufbringen von Kunstdünger auf landwirtschaftlich genutzte Flächen, durch Abwässer und durch Sickerwässer (z.B. aus Deponien) gelangen Sulfate in die Gewässer. Durch anthropogene Verunreinigungen eingetragene

Sulfide werden zu Sulfat oxidiert. Unter anaeroben Bedingungen kann Sulfat zu Sulfid reduziert werden, was durch Schwärzung des Sediments sichtbar wird.

Sulfatsalze beeinflussen wie Chloride die elektr. Leitfähigkeit.

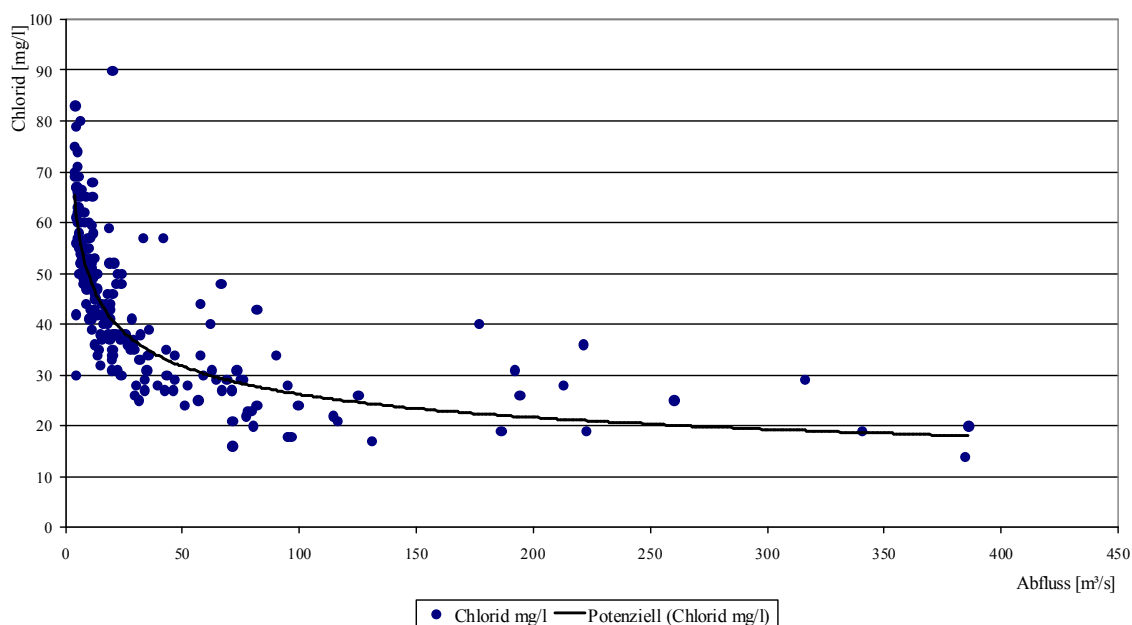


Abb. 41: Konzentrations-Abfluss-Beziehung für Chlorid

Ebenso wie bei dem Parameter Chlorid wurden beim Sulfat 28-tägige Mischproben (1992 – 1998) und 14-tägige Einzelproben (1995 – 2002) untersucht. Für die nachfolgende Auswertung der Sulfatergebnisse werden beide Probearten betrachtet (Tab.:21).

Tab. 21: mittlere Sulfatkonzentrationen (E14- und 28M-Proben), Extremwerte, Perzentile und Frachten

Jahr	Abfluss [m³/s]	Probe-art	SO ₄ Min. Konz. [mg/l]	SO ₄ Mit-tel. Konz. [mg/l]	50-Per-zentil	90-Per-zentil	SO ₄ Max. Konz. [mg/l]	SO ₄ Mit-tel. Fracht [t/d] (E14)*
1992	22,7	28M	37,0	50,5	42,5	74,1	84,0	-
1993	31,1	28M	34,0	53,1	46,0	88,9	111,0	-
1994	36,2	28M	29,0	39,4	39,0	46,1	53,0	-
1995	45,9	28M	35,0	44,3	42,0	57,1	64,0	-
1996	17,3	28M	29,0	41,4	42,5	48,5	50,0	-
1997	24,4	28M	29,0	39,4	39,5	49,4	54,0	-
1998	35,7	28M	28,0	37,2	37,0	42,7	45,0	-
1999	34,5	E14	19,0	35,2	36,0	45,0	49,0	77,5
2000	43,3	E14	21,0	30,7	29,0	38,0	42,0	101,2
2001	48,3	E14	22,0	37,3	36,5	50,0	54,0	121,7
2002	52,1	E14	16,0	37,3	39,0	45,9	48,0	124,2

* Abfluss und Frachten korrigiert auf mittleren Jahresdurchschnitt

Die mittleren Sulfatkonzentrationen zeigen über den gesamten Untersuchungszeitraum eine leichte Tendenz zum Rückgang.

Die Untersuchungsergebnisse der 28-tägigen Mischproben (1992 – 1998) befinden sich in den Anlagen A-4.2.1 bis A-4.2.7, die der 14-tägigen Einzelproben (1999 – 2002) in den Anlagen A-4.2.8 bis A-4.2.11.

4.5.2 Alkali- und Erdalkalimetalle

Die Metalle Natrium und Kalium gehören zur Gruppe der Alkalimetalle, und treten als leicht wasserlösliche Salze auf. Magnesium und Calcium gehören zu der Gruppe der Erdalkalimetalle und treten, wie die Alkalimetalle, in der Natur nicht elementar, sondern in Form von Verbindungen (z.B. als Silikate, Karbonate oder Sulfate) auf. Diese vier Parameter kommen in der Natur sehr häufig vor, sodass anthropogene Einträge nicht ohne weiteres von geogen bedingten Konzentrationen zu unterscheiden sind.

Der Gesamtgehalt an Magnesium- und Calciumionen ergibt die sogenannte Härte des Wassers. Die Salze des Magnesiums und des Calciums, insbesondere die Chloride, Sulfate und Hydrogencarbonate bezeichnet man als Härtebildner. Wässer mit hohen Mg- und Ca-Gehalten gelten als hart, mit niedrigen Gehalten als weich.

Die Bestimmung der Alkali- und Erdalkalimetalle erfolgte bis 1998 in Analogie zum Deutschen Untersuchungsprogramm Rhein aus 28-tägigen-Mischproben (M28). Damit lassen sich - bei geringem analytischen Aufwand - auch diskontinuierlich eingetragene Stoffe zuverlässig erfassen und Trends in den Frachten längerfristig dokumentieren. Ab 1999 wurde der Untersuchungsmodus auf die Entnahme von 28-tägigen Einzelproben (E28) umgestellt.

Durch die Umstellung der Probennahme von M28 auf E28 können nur die Ergebnisse der Jahre 1992 bis 1998 direkt miteinander verglichen und etwaige Trendaussagen gemacht werden. Die Jahre 1999 bis 2002 müssen getrennt beurteilt werden, wobei eine Trendbetrachtung bei lediglich vier Untersuchungsjahren nicht möglich ist. Daher erstreckt sich die weitere Betrachtung auf den Zeitraum der M28 - Probennahmen.

Die folgenden Tabellen 22 – 25 dokumentieren für die Alkali- und Erdalkalimetalle die Jahresmittelwerte, sowie die Jahresminimum- und die Jahresmaximumwerte für die Untersuchungsjahre 1992 – 2002 (Umstellung von M28-Proben auf E28-Proben ab 1999).

Die Auswertung der Jahresmittelwerte zeigt, dass die Natriumkonzentration im Gewässer über den Auswertungszeitraum 1992 bis 1998 annähernd konstant ist, wobei leichte Schwankungen abflussbedingt sind. Die Schwankungsbreite reicht von 27 mg/l (1998) bis 35 mg/l (1996), wobei ein langjähriges Mittel von 30 mg/l berechnet wurde. Die mittleren Konzentrationen der E28-Werte liegen niedriger als die der 28M-Werte. Ursache kann sowohl eine Reduktion der Einträge (siehe Chlorid) als auch die Nichterfassung diskontinuierlicher Spitzenbelastungen sein. Auch bei den Jahresminimumwerten ist eine Kontinuität zu erkennen: (15 – 21 mg/l, langjähriges Mittel: 17 mg/l) - und Jahresmaximumwerten (41 – 51 mg/l, langjähriges Mittel: 47 mg/l).

Tab. 22: mittlere Natriumkonzentrationen, Frachten und Extremwerte 1992 - 2002

Jahr	Proben-art	Abfluss [m³/s] *	Na Min. Konz. [mg/l]	Na Mittel. Konz. [mg/l]	Na Max. Konz. [mg/l]	Fracht Mittel [t/d]
1992	28M	22,7	19,0	31,2	50,0	57,0
1993	28M	31,1	15,0	32,0	51,0	67,4
1994	28M	36,2	17,0	27,4	41,0	59,5
1995	28M	45,9	14,0	28,0	42,0	73,4
1996	28M	17,3	21,0	34,6	48,0	44,2
1997	28M	24,4	19,0	32,2	49,0	68,2
1998	28M	35,7	15,0	26,9	45,0	60,1
1999	E28	34,5	14,0	28,1	51,0	56,4 *
2000	E28	43,3	12,0	20,2	28,0	62,8 *
2001	E28	48,3	13,0	27,9	56,0	73,2 *
2002	E28	52,1	11,0	23,0	41,0	66,3 *

* Abfluss und Frachten der E28-Proben korrigiert auf Jahresdurchschnitt

Tab. 23: mittlere Kaliumkonzentrationen, Frachten und Extremwerte 1992 – 2002

Jahr	Proben-art	Abfluss [m³/s] *	K Min. Konz. [mg/l]	K Mittel. Konz. [mg/l]	K Max. Konz. [mg/l]	K Fracht Mittel. [t/d]
1992	28M	22,7	4,4	7,7	11,0	14,4
1993	28M	31,1	4,2	8,1	16,0	17,7
1994	28M	36,2	4,4	7,0	11,0	15,0
1995	28M	45,9	3,7	7,3	11,0	20,4
1996	28M	17,3	5,1	7,9	11,0	10,0
1997	28M	24,4	3,4	6,6	11,0	12,0
1998	28M	35,7	3,0	6,0	9,6	15,1
1999	E28	34,5	3,3	6,7	12,0	13,6 *
2000	E28	43,3	3,5	5,2	6,5	16,9 *
2001	E28	48,3	3,7	6,4	12,0	18,3 *
2002	E28	52,1	4,0	6,4	9,9	21,4 *

* Abfluss und Frachten der E28-Proben korrigiert auf Jahresdurchschnitt

Für Kalium zeigen sich ähnliche Verhältnisse wie für Natrium. Auch beim Parameter Kalium bewegen sich die Konzentrationen im Jahresmittel auf einem relativ konstantem Niveau (mit leichten Schwankungen). So bewegen sich die Jahresmittelwerte zwischen 6,0 mg/l (1998) und 8,1 mg/l (1993), mit einem langjährigen Mittel von 7,2 mg/l.

Wie auch schon bei den Parametern Natrium und Kalium kann auch bei den Parametern Magnesium und Calcium eine nur leichte Schwankung in den Jahresmittelwerten festgestellt werden. Das langjährige Mittel für Magnesium beträgt 13 mg/l, für Calcium 41 mg/l.

Tab. 24: mittlere Magnesiumkonzentrationen, Frachten und Extremwerte 1992 – 2002

Jahr	Probenart	Abfluss [m³/s]*	Mg Min. Konz. [mg/l]	Mg Mittel. Konz. [mg/l]	Mg Max. Konz. [mg/l]	Mg Fracht Mittel. [t/d]
1992	28M	22,7	10	13	16	27
1993	28M	31,1	10	13	16	33
1994	28M	36,2	10	13	16	31
1995	28M	45,9	9	13	18	42
1996	28M	17,3	9	13	16	18
1997	28M	24,4	8	12	20	25
1998	28M	35,7	8	11	13	29
1999	E28	34,5	7	13	18	28 *
2000	E28	43,3	8	11	15	36 *
2001	E28	48,3	8	14	19	44 *
2002	E28	52,1	7	13	17	43 *

* Abfluss und Frachten der E28-Proben berechnet auf Jahresdurchschnitt

Tab. 25: mittlere Calciumkonzentrationen, Frachten und Extremwerte 1992 – 2002

Jahr	Probenart	Abfluss [m³/s] *	Ca Min. Konz. [mg/l]	Ca Mittel. Konz. [mg/l]	Ca Max. Konz. [mg/l]	Fracht Mittel. [t/d]
1992	28M	22,7	33,0	40,0	49,0	86,0
1993	28M	31,1	32,0	40,8	52,0	108,1
1994	28M	36,2	35,0	42,0	52,0	101,3
1995	28M	45,9	30,0	44,3	59,0	139,7
1996	28M	17,3	28,0	41,9	50,0	58,7
1997	28M	24,4	26,0	41,5	68,0	98,3
1998	28M	35,7	25,0	35,7	49,0	91,4
1999	E28	34,5	23,0	39,7	57,6	86,5 *
2000	E28	43,3	26,0	35,4	45,0	116,4 *
2001	E28	48,3	26,0	42,0	58,0	135,0 *
2002	E28	52,1	17,0	39,5	54,0	122,7 *

* Abfluss und Frachten der E28-Proben berechnet auf Jahresdurchschnitt

In der folgenden Grafik werden die vier Parameter miteinander verglichen und dem Abfluss gegenüber gestellt.

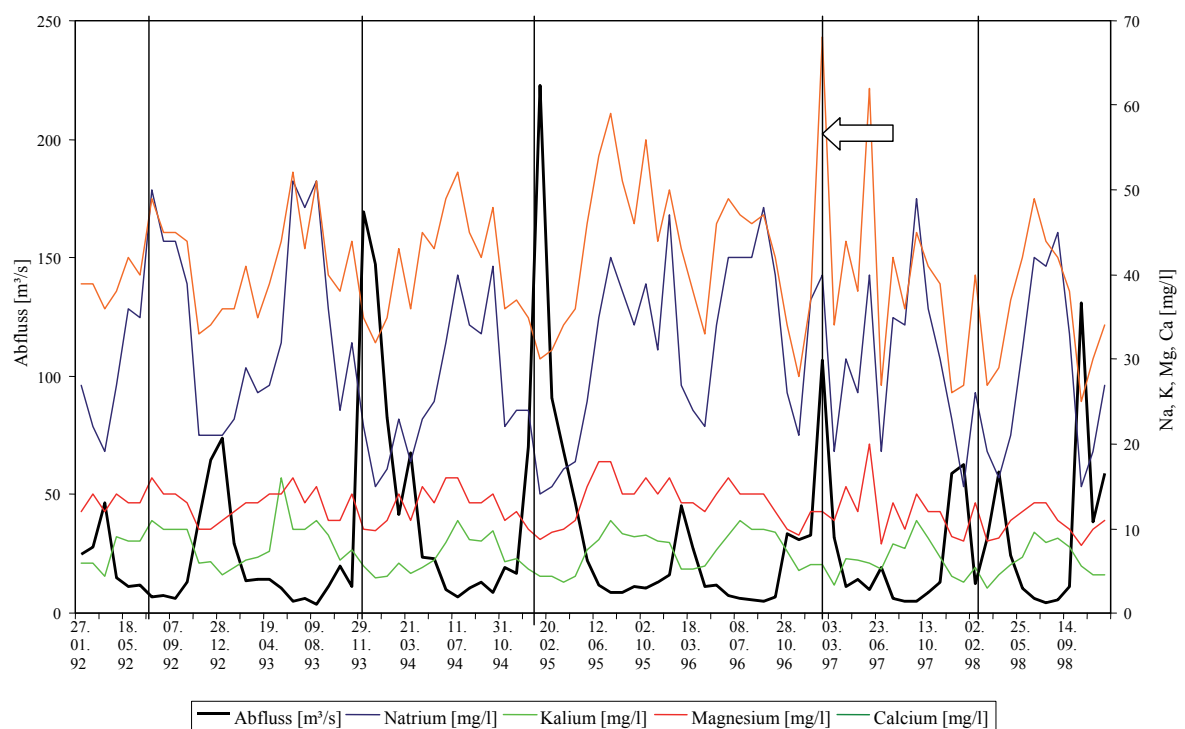


Abb. 42: Vergleich der Konzentrationen von Na, K, Mg, Ca in Abhängigkeit vom Abfluss

Die Konzentrationen der vier Parameter im Gewässer zeigen einen ähnlichen Kurvenverlauf, wobei die Calciumwerte am höchsten und die des Kalium am niedrigsten sind. In Abhängigkeit vom Abfluss sind bei höheren Wasserständen Verdünnungseffekte zu erkennen. In den Monaten Februar/März 1997 zeigt sich dieser Effekt nicht. Hier liegt die Annahme nahe, dass mit dem ansteigenden Hochwasser Streusalze in das Gewässer eingetragen wurden.

Die Untersuchungsergebnisse sind in den Anlagen wie folgt dokumentiert:

Natrium A-4.3.1 bis A-4.3.7 (28M), A-4.3.8 bis A-4.3.11 (E28)

Kalium A-4.4.1 bis A-4.4.7 (28M), A-4.4.8 bis A-4.4.11 (E28)

Calcium A-4.5.1 bis A-4.5.7 (28M), A-4.5.8 bis A-4.5.11 (E28)

Magnesium A-4.6.1 bis A-4.6.7 (28M), A-4.6.8 bis A-4.6.11 (E28)

4.5.3. Eisen und Mangan

Eisen ist in der Erdkruste das vierthäufigste Element und nach Aluminium das zweithäufigste Metall. In der Natur kommt es äußerst selten in gediegenem Zustand vor, sondern in eisenhaltigen Mineralien zusammen mit Begleitgestein (Gangart). Überwiegend handelt es sich um wasserhaltige oder ~freie Oxide, Sulfide und Karbonate. Fast alle Gesteine enthalten Eisen. Es gelangt durch Auswaschung und Abtrag (Schwebstoffe) aus geogenen Quellen, Regenwasserabfluss und durch Korrosionsprozesse ins Gewässer. Eisen ist neben Aluminium der mineralische Hauptbestandteil der Schwebstoffe in der Nahe.

Mangan ist nach Eisen das zweithäufigste Schwermetall der Erde. Es tritt in aller Regel im Gewässer gemeinsam mit Eisen auf, überwiegend im mineralischen Anteil der Schwebstoffe. Der Mangangehalt ist geringer als der des Eisens und übersteigt selten 1-2 mg/l.

In den folgenden beiden Tabellen sind die mittleren Jahreskennwerte (Gesamtgehalt der Wasserprobe) von Eisen und Mangan zusammengestellt.

Tab. 26: mittlere Eisenkonzentrationen, Extremwerte und Frachten von 1992 - 2002

Jahr	Proben-art	mittlerer Abfluss [m³/l]*	Fe Min. Konz. [µg/l]	Fe Mittel. Konz. [µg/l]	Fe Max. Konz. [µg/l]	Fe Mittel. Fracht [kg/d]
1992	28M	22,7	100	397,3	980	1019,4
1993	28M	31,1	100	401,9	2260	3297,5
1994	28M	36,2	230	650,4	2340	1705,5
1995	28M	45,9	220	1126,4	5100	10988,6
1996	28M	17,3	205	502,5	1080	796,1
1997	28M	24,4	200	550,0	1060	1469,4
1998	28M	35,7	185	600,0	1710	2941,2
1999	E28	34,5	20	685,6	2980	4778 *
2000	E28	43,3	108	678,3	2630	4488 *
2001	E28	48,3	271	542,2	1370	3606 *
2002	E28	52,1	280	1264,2	5200	1321 *

* Abfluss und Frachten korrigiert auf Jahresdurchschnitt

Tab. 27: mittlere Mangankonzentrationen, Extremwerte und Frachten von 1992 - 2002

Jahr	Proben-art	Abfluss [m³/s]*	Mn Min. Konz. [µg/l]	Mn Mittel. Konz. [µg/l]	Mn Max. Konz. [µg/l]	Mn Mittel. Fracht [kg/d]
1992	28M	22,7	15	30,4	70	77,1
1993	28M	31,1	10	34,6	135	206,9
1994	28M	36,2	20	49,2	115	122,3
1995	28M	45,9	10	60,5	155	381,3
1996	28M	17,3	10	57,9	110	79,5
1997	28M	24,4	10	44,6	100	93,3
1998	28M	35,7	10	61,5	120	224,1
1999	E28	34,5	20	109,3	380	345 *
2000	E28	43,3	10	74,0	281	490 *
2001	E28	48,3	51	115,3	361	836 *
2002	E28	52,1	35	102,2	328	809 *

* Abfluss und Frachten korrigiert auf mittleren Jahresdurchschnitt

Bei beiden Parametern zeigen sich deutliche Schwankungen während des Untersuchungszeitraums. Beim Übergang von der 28M-Probe auf die E28-Probe bleibt das Konzentrationsniveau der Jahresmittelwerte beim Eisen unverändert, bei Mangan steigt es an. Die Abflussabhängigkeit der Einträge zeigt folgende Grafik, welche aus den unverdichteten Daten erstellt wurde.

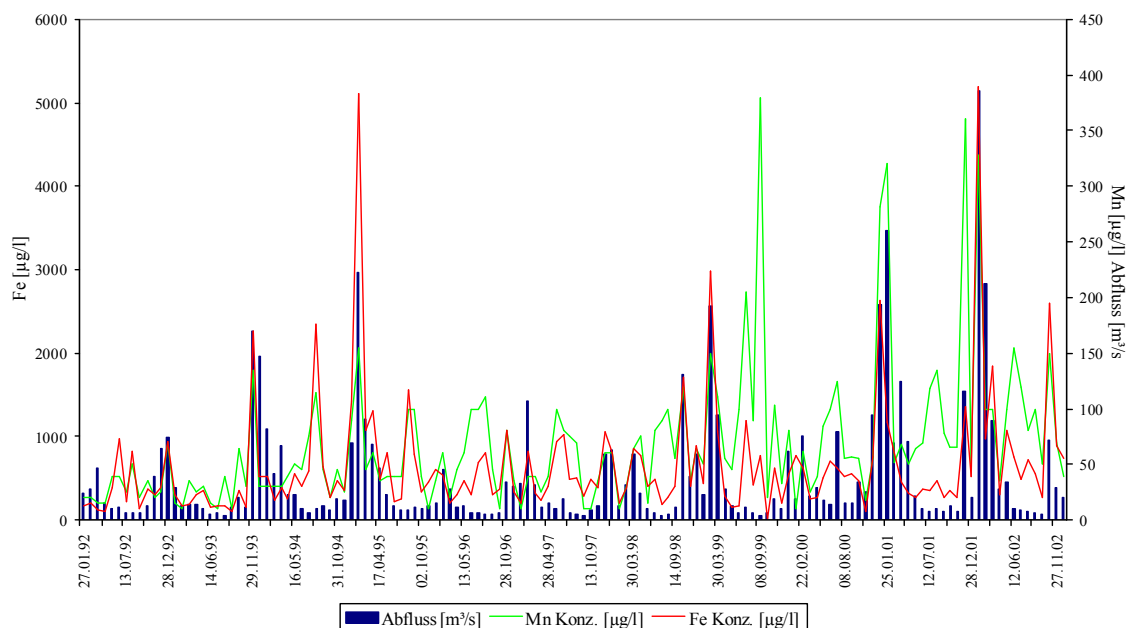


Abb. 43: Konzentrationen von Eisen und Mangan in der Nahe, Abhängigkeit vom Abfluss

Das Verhältnis von Eisen und Mangan ist zueinander proportional. Demnach gelangen beide über die gleichen Eintragsquellen in die Nahe.

Die Maximalkonzentrationen lassen sich nicht immer mit erhöhten Abflussmengen in Verbindung bringen. Einerseits findet bei stärkeren Regenfällen eine höhere Auswaschung statt und mit der Abflussmenge werden mehr mineralische Schwebstoffe eingetragen, andererseits spielen auch Verdünnungseffekte eine Rolle.

Die Untersuchungsergebnisse der Parameter Eisen und Mangan sind in den Anlagen wie folgt dokumentiert:

Eisen A-4.7.1 bis A-4.7.7 (28M), A-4.7.8 bis A-4.7.11 (E28)

Mangan A-4.8.1 bis A-4.8.7 (28M), A-4.8.8 bis A-4.8.11 (E28)

4.5.4 Bor und Aluminium

Bor ist chemisch gesehen ein Halbmetall, liegt vor allem als Borsäure und deren Salze (z.B. Borax = Natriumtetraborat) vor und tritt in der Natur nicht elementar in Erscheinung.

Bor wird u.a. zur Herstellung von Spezialstählen, Schleifmitteln und Halbleiter-Bauteilen verwendet und zur Verstärkung von Kunststoffen und Leichtmetallen, z.B. Flugzeugbau und Raumfahrt. Perborate werden als Bleichmittel Wasch- und Reinigungsmitteln zugesetzt. Borate, die nach dem Bleichprozess aus den Perboraten entstehen, werden von Kläranlagen überhaupt nicht zurückgehalten und erscheinen vollständig im Vorfluter. Die Borat-Gehalte kann man als Indikator für das Ausmaß der Gewässerbelastung durch kommunale Kläranlagen ansehen.

Der Parameter Bor wurde 1996 in das Untersuchungsprogramm aufgenommen. Für die Auswertung wurden nur vollständig untersuchte Jahre berücksichtigt, d.h. ab 1997.

In der nachfolgenden Tabelle sind die Konzentrationen als Jahresminimum, Jahresmaximum und Jahresmittelwert, sowie die berechneten mittleren Jahresfrachten zusammengefasst.

Tabelle 28: mittlere Borkonzentrationen, Frachten und Extremwerte 1997 – 2002

Jahr	Proben-art	Abfluß [m³/s]*	Bor Konz. Min. [mg/l]	Bor Konz. Mittel. [mg/l]	Bor Konz. Max. [mg/l]	Bor Fracht Mittel. [kg/d]
1997	28M	24,4	0,08	0,17	0,25	278,4
1998	E28	35,7	0,03	0,15	0,30	274,5
1999	E28	34,5	0,02	0,12	0,25	171,1
2000	E28	43,3	0,03	0,07	0,11	204,6
2001	E28	48,3	0,03	0,08	0,14	233,3
2002	E28	52,1	0,01	0,09	0,17	357,2

* Abfluß korrigiert auf mittleren Jahresdurchschnitt

Unabhängig vom Probenahmemodus liegen die minimalen Konzentrationen zwischen 0,01 und 0,08 mg/l, im Mittel werden 0,07–0,17 mg/l gemessen und im Maximum 0,11–0,30 mg/l. Die Schwankungen der Jahresfrachten erklären sich aus den entsprechenden unterschiedlich hohen Abflüssen. Aus der nachfolgenden Grafik ist zu ersehen, dass die Frachten durchweg bei höheren Abflüssen ansteigen (Regenüberläufe), sich ansonsten aber in einem konstanten Bereich bewegen. Offensichtlich hat sich während des Untersuchungszeitraumes an den Einträgen (aus kommunalen Kläranlagen) nichts geändert.

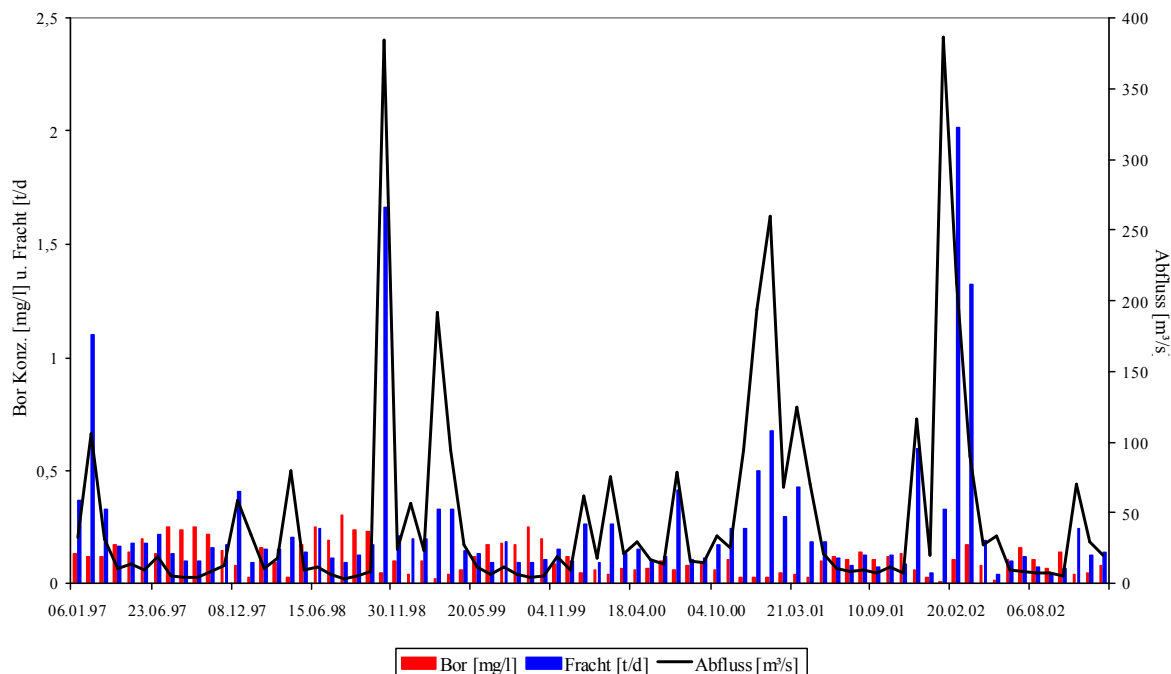


Abb. 44: Darstellung der Borkonzentration und -fracht in Abhängigkeit vom Abfluss (1997 – 2002).

Aluminium ist das dritthäufigste Element in der Erdkruste und tritt nur chemisch gebunden auf (z.B. Feldspat, Glimmer, Tonerden).

Durch Witterungseinflüsse erfolgt die Einspülung von Tonerden und/oder Tonen in die Gewässer, wobei in erster Linie eine Trübung durch ungelöste Stoffe hervorgerufen wird. Durch Gewässerversauerung kann aus Feststoffpartikeln Aluminium gelöst werden. Bei basenarmen Waldböden (bis pH 6,6) gehen bis zu 2,3 mg/l Aluminium in Lösung, auf offenen Wiesen, Weiden und Äckern dagegen deutlich weniger.

Aluminium gelangt nicht nur aus Eloxierbetrieben und Beizereien, sondern auch aus Haushalten und sonstigen Gewerbebetrieben in kommunale Abwässer. Auch bei der Brauch- und Trinkwasseraufbereitung (Flockungsverfahren mit Al-Salzen) nimmt das Wasser in Abhängigkeit vom pH-Wert sowie vom Gehalt an Stoffen mit komplexbildenden Eigenschaften Aluminiumionen auf. Der aus den genannten Quellen resultierende Gehalt an gelöstem Al wird in Oberflächengewässern wegen der amphoteren^{3*} Eigenschaften vom pH-Milieu gesteuert. Insofern können die Konzentrationen beträchtlich schwanken.

Der Parameter Aluminium wurde Ende 1996 in das Untersuchungsprogramm aufgenommen. Hierbei handelt es sich um Aluminium, gesamt (unfiltriert), also um den gelösten und den an Schwebstoffpartikel gebundenen Anteil. Die Untersuchung erfolgte, wie bei allen Metalluntersuchungen aus 28M-Proben. Mit Umstellung auf E28-Proben 1999 wurde auch der Parameter Aluminium des Filtrats untersucht. Hiermit soll dokumentiert werden, wie viel gelöstes Aluminium im Gewässer vorhanden und wie hoch der Anteil an schwebstoffgebundenem Aluminium ist.

In den nachfolgenden Tabellen sind die Konzentrationen als Jahresminimum, Jahresmaximum und Jahresmittelwert, sowie die berechneten mittleren Jahresfrachten zusammengefasst.

Auffallend sind die starken Schwankungen der Gesamt-Aluminiumkonzentrationen. Zurückzuführen ist dies auf den Einfluss unterschiedlich hoher Abflüsse. In den nachfolgenden Grafiken kann man erkennen, dass hohe Abflüsse mit hohen Frachten korrelieren. Bedingt durch starke Sedimentaufwirbelungen bei Hochwasser kommt es zu hohen Aluminiumfrachten.

Tabelle 29: Mittlere Konzentrationen, Frachten und Extremwerte (1997 – 2002) von Aluminium gesamt.

Jahr	Proben-art	Abfluss [m³/s]*	Al ges. Konz. Min. [µg/l]	Al ges. Konz. Mittel. [µg/l]	Al ges. Konz. Max. [µg/l]	Al ges. Fracht Mittel. [kg/d]
1997	28M	24,4	130	644	1450	1836
1998	28M	35,7	150	594	1420	2813
1999	E28	34,5	45	669	4330	6165 *
2000	E28	43,3	110	527	1690	3291 *
2001	E28	48,3	75	408	1150	3036 *
2002	E28	52,1	140	1230	4260	11717 *

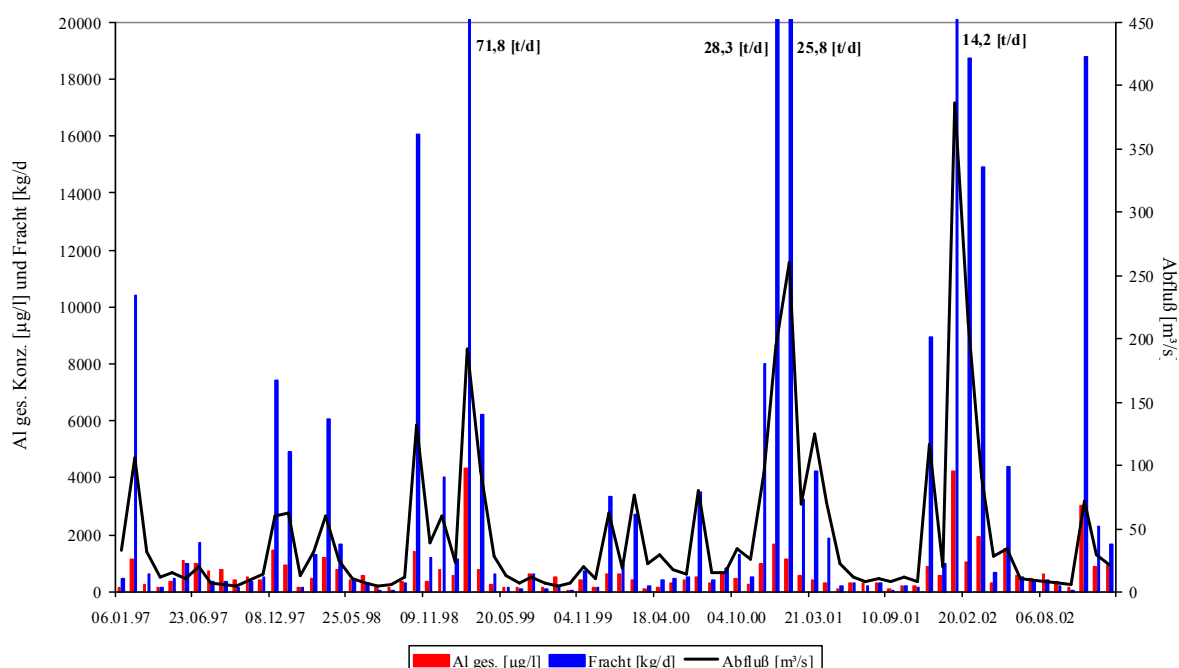
* Abfluss und Frachten korrigiert auf mittleren Jahresdurchschnitt

3 * Das Metallion kann sowohl als Säure als auch als Base auftreten

Tabelle 30: mittlere Konzentrationen, Frachten und Extremwerte (1999 – 2002) von Aluminium des Filtrats.

Jahr	Proben- art	Abfluss [m³/s]*	Al Filtrat Konz. Min. [µg/l]	Al Filtrat Konz. Mittel. [µg/l]	Al Filtrat Konz. Max. [µg/l]	Al Filtrat Fracht Mittel. [kg/d]
1999	E28	34,5	<25	36,3	75,0	165 *
2000	E28	43,3	<25	151,4	869,0	972 *
2001	E28	48,3	<25	90,2	340,0	647 *
2002	E28	52,1	<25	83,5	290,0	395 *

* Abfluss und Frachten korrigiert auf mittleren Jahresdurchschnitt

**Abb. 45: Konzentrationen und Frachten von Aluminium gesamt (1999 – 2002) in Abhängigkeit vom Abfluss.**

In der Nahe überwiegt der an Feststoffe gebundene Anteil von Aluminium deutlich gegenüber dem gelösten Anteil. Bei hohen Abflüssen steigt die Konzentration des gelösten Aluminiums in geringerem Maß an als die des gebundenen Aluminiums, beide sind jedoch positiv abflusskorreliert.

Die Untersuchungsergebnisse sind in den Anlagen wie folgt dokumentiert:

Bor A-4.9.5 bis A-4.9.6 (28M), A-4.9.7 bis A-4.9.11 (E28)

Aluminium gesamt A-4.10.6 bis A-4.10.7 (28M), A-4.10.8 bis A-4.10.11 (E28)

Al des Filtrats A-4.11.8 bis A-4.11.11 (E28)

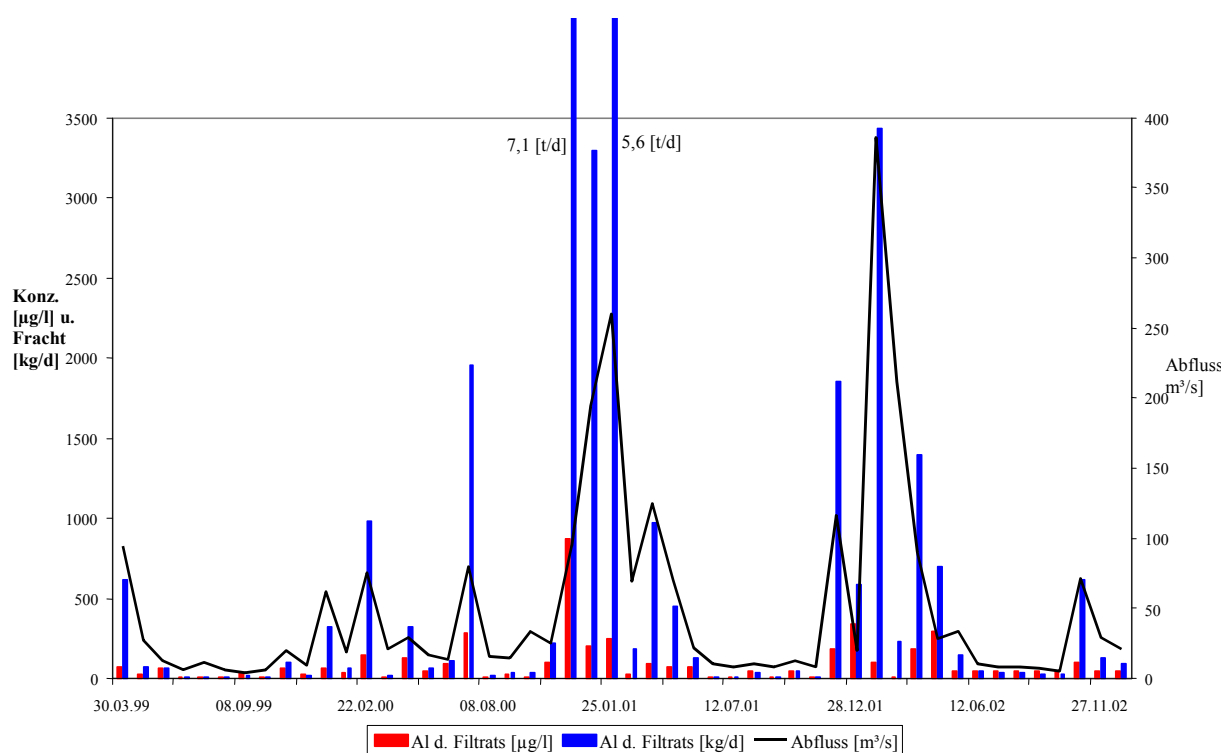


Abb. 46: Konzentrationen und Frachten von Aluminium des Filtrats (1999 – 2002) in Abhängigkeit vom Abfluss.

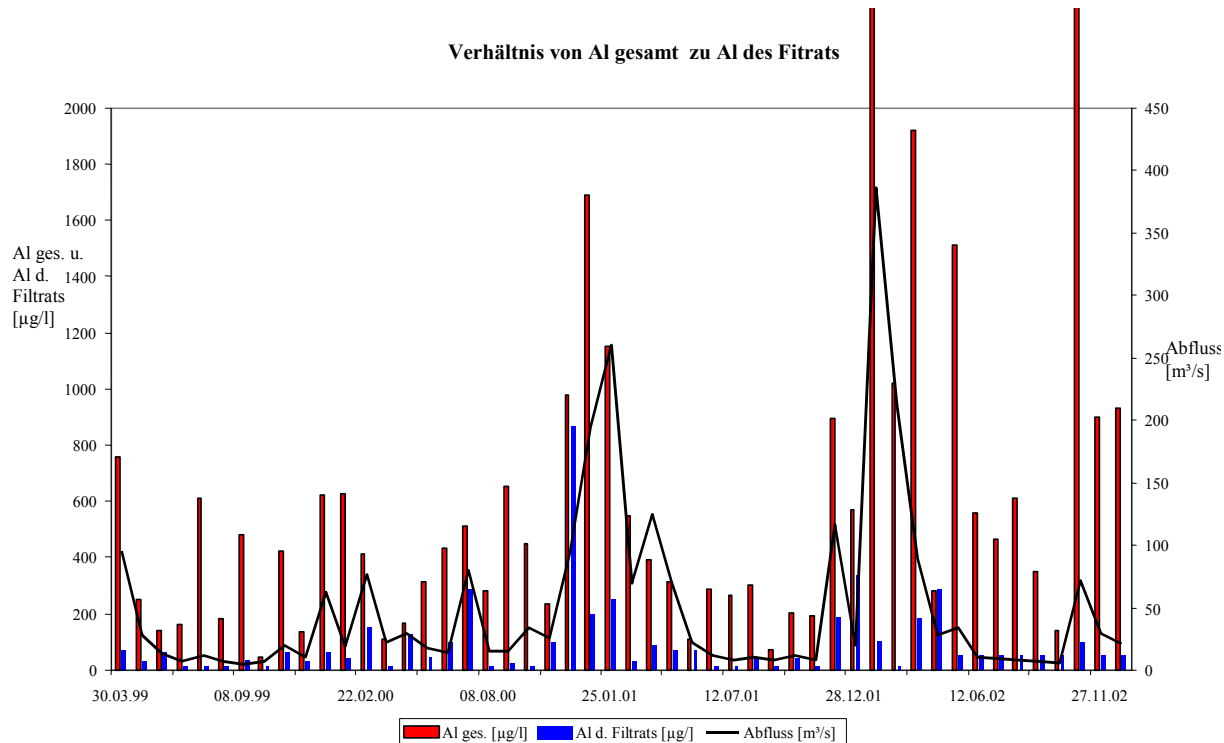


Abb. 47: Aluminium gesamt und Aluminium des Filtrats im Verhältnis zueinander.

4.6 Organische Spurenstoffe

Für die Nahe sind nur wenige Gruppen organischer Spurenstoffe von Bedeutung, da es im Einzugsgebiet keine industriellen Einleiter gibt, von denen nach bisherigem Kenntnisstand signifikante Stoffeinträge zu erwarten sind.

Aufgrund der Landnutzung sind aber diffuse Einträge zu erwarten (Pflanzenschutzmittelwirkstoffe), aus kommunalen Kläranlagen werden synthetische Komplexbildner und Duftstoffe (Nitromoschusverbindungen), Arzneimittelwirkstoffe und evtl. über Indirekteinleiter Lösemittel eingetragen. In der Nahe wurden deshalb nur Stoffe aus diesen Anwendungsbereichen untersucht.

4.6.1 Pflanzenschutzmittelwirkstoffe

Die in der Nahe untersuchten PSM-Wirkstoffe gehören überwiegend zur Gruppe der Herbizide und deren Metabolite, hinzu kommen zwei Insektizide und ein Fungizid.

Alle Analysen (außer Glyphosat) wurden im Zentrallabor des LUWG bearbeitet, die Mehrzahl der Wirkstoffe erstmals 1994 untersucht. Von 1997 bis 2002 liegen für die relevanten Stoffe vollständige Jahresreihen vor, für das Fungizid Tebuconazol erst ab 2001, für Glyphosat ein Jahresgang von April 2001 bis März 2002. (Analytik: LUFA Speyer)

Entsprechend der Weiterentwicklung der Analyseverfahren änderten sich die Bestimmungsgrenzen, in der Regel galten die höheren BG's zu Beginn der Messreihen.

Wenn alle Messwerte (bis auf einzelne Ausnahmen) unterhalb der Bestimmungsgrenze lagen, oder die Datenbasis insgesamt zu gering war, wurden keine weiteren Auswertungen vorgenommen (12 Stoffe, Tabelle 31).

Für die übrigen 10 Stoffe sind die entsprechenden Auswertekapitel aufgeführt und die Einzeldaten und Jahreskennwerte in den Anlagen A-5.1.3 bis A-5.10.11 beigelegt.

Tabelle 31: Übersicht PSM-Wirkstoffe in der Nahe bei Grolsheim

Wirkstoff	Gruppe	Untersuchungs- zeitraum		Bestimmungsgrenze µg/L (Min/Max)		Auswertung
Atrazin	Herbizid	1994	1997-2002	0,01	0,015	4.6.1.1
Simazin	Herbizid	1994	1997-2002	0,01	0,012	4.6.1.2
Propazin	Herbizid	1994		0,015		keine Auswertung #
Terbutylazin	Herbizid	1994	1997, 2002	0,01	0,013	keine Auswertung*
Desethylatrazin	Metabolit	1994	1997-2002	0,02		keine Auswertung*
Desisopropyla- trazin	Metabolit	1994		0,021		keine Auswertung #
Diuron	Herbizid		1997-2002	0,05		4.6.1.3
Isoproturon	Herbizid		1997-2002	0,04	0,05	4.6.1.4
Chlortoluron	Herbizid		1997-2002	0,04	0,1	keine Auswertung*
Metobromuron	Herbizid		1997-2002	0,03	0,05	keine Auswertung*

Wirkstoff	Gruppe	Untersuchungs- zeitraum		Bestimmungsgrenze µg/L (Min/Max)		Auswertung
Dichlorprop	Herbizid	1994	1997-2002	0,03	0,18	4.6.1.7
Mecoprop	Herbizid	1994	1997-2002	0,03	0,1	4.6.1.6
MCPA	Herbizid	1994	1997-2002	0,03	0,09	4.6.1.5
MCPB	Herbizid	1994		0,024	0,09	keine Auswertung #
Bentazon	Herbizid		1997-2002	0,03		4.6.1.8
Chloridazon	Herbizid		1997	0,03		keine Auswertung #
Metolachlor	Herbizid	1994		0,06		keine Auswertung #
Metazachlor	Herbizid	1994	1997-2002	0,02	0,06	keine Auswertung*
Glyphosat	Herbizid		2001-2002	0,05		4.6.1.10
Dimethoat	Insektizid		1997-2002	0,02		keine Auswertung*
gamma-HCH	Insektizid		1997-1998	0,01		keine Auswertung #
Tebuconazol	Fungizid		2001-2002	0,04		4.6.1.9

keine Auswertung*: da alle/fast alle Messwerte < BG waren

keine Auswertung#: da zu geringe Datenbasis

4.6.1.1 Atrazin in der Nahe

Atrazin ist ein Herbizid aus der Gruppe der Triazine, dessen Einsatz in Deutschland seit 1991 verboten ist. Der Konzentrationsverlauf des Atrazins in der Nahe bei Grolsheim wird seit 1994 in 14-Tagesmischproben untersucht. Die Probenahme-strategie wurde gewählt, um die diskontinuierlichen Einträge sicher zu erfassen, die Konzentrationsmaxima werden allerdings auf 14-Tagesmittelwerte nivelliert. Der Konzentrationsverlauf belegt zweifelsfrei, dass das Anwendungs-verbot im Einzugs-gebiet der Nahe nicht eingehalten wird (Abb. 48).

Die Jahresgänge mit den Frühjahrsmaxima und ohne erkennbare Abflussabhängigkeit sind charakteristisch für die bekannten Eintragswege (nicht sachgerechte Gerätereinigung auf befestigten Flächen mit Kanalanschluss, Tropfverluste bzw. Mitbehandlung befestigter landwirtschaftlicher Wege und Einleitung in Kanalisation oder Gewässer).

Die maximalen Konzentrationen liegen meist unter 0,1 µg/L. Im April/Mai 2000 wurden 0,43 µg/L gefunden, 2001 und 2002 lagen die maximalen Konzentrationen unter 0,05 µg/L. Aus den Konzentrationen der 14-Tagesmischproben und 14-Tagesmittelwerten der Tagesabflüsse wurden die Frachten der Nahe abgeschätzt. Den Verlauf von 1994 bis 2002 zeigt die nachfolgende Graphik 49. Meist liegen die maximalen Frachten des Jahres unter 100 g/d, zum Jahreswechsel 1999/2000 wurde bei sehr hohen Abflüssen eine Fracht von fast 2 kg/d ermittelt. Hierbei können abflussbedingter Bodenabtrag und Rückstände aus Kanalnetzen oder illegale Entsorgungsmaßnahmen Ursachen gewesen sein.

In 2000 traten zwischen 10.04. und 20.05. in 3 Folgeperioden Frachten zwischen 550 g und 700 g auf, die nur durch erneute illegale Anwendungen erklärt werden können.

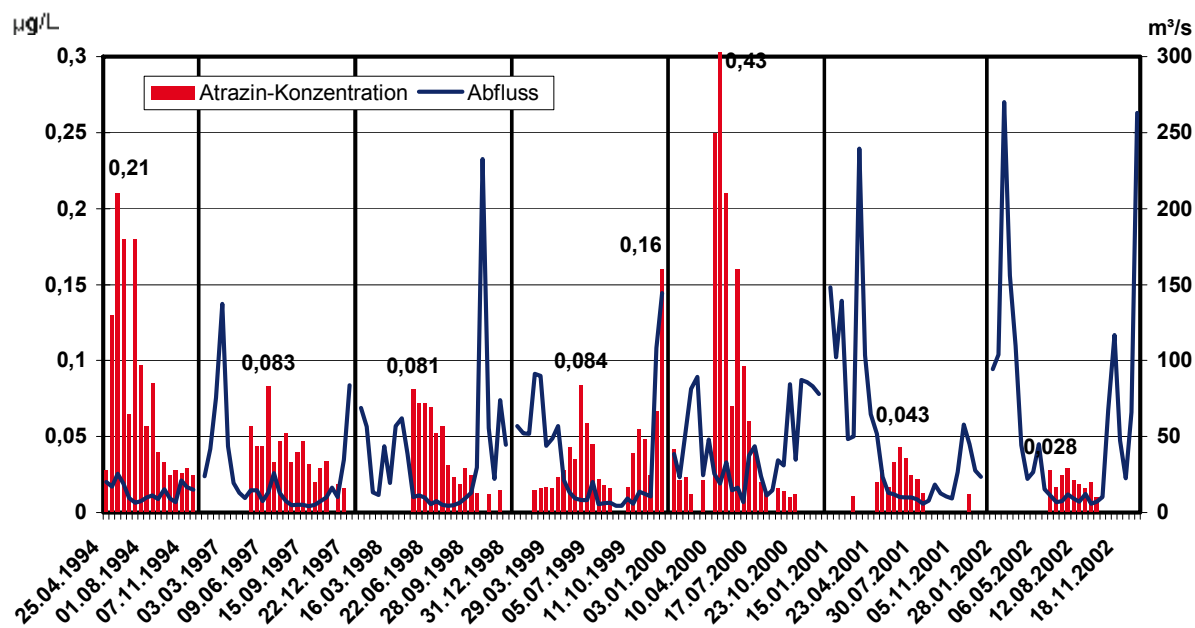


Abb.48: Atrazin-Konzentration in der Nahe

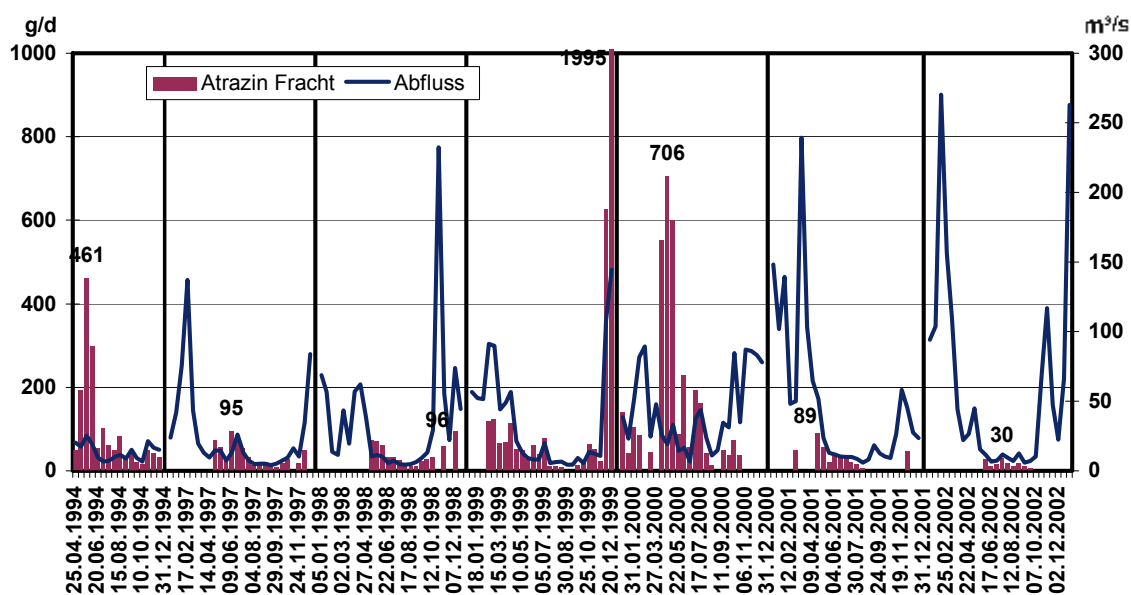


Abb. 49: Atrazinfrachten in der Nahe

Zur Bewertung des Trends der Einträge wurden die Einzelfrachten zu Jahresfrachten aufsummiert. Zur Verdeutlichung des rechnerischen Schwankungsbereichs wurden die Frachten der Proben mit Konzentrationen < Bestimmungsgrenze (BG) einmal mit halber BG und einmal mit Konzentration = 0 berechnet. Je größer die Zahl der Werte < BG ist, um so größer ist die rein rechnerische Schwankungsbreite.

Während bis einschließlich des Jahres 2000 stets über 50 % der Messwerte die BG überschritten, sank der Anteil in 2001 auf 40 % und in 2002 auf 35 % ab. Trotz der rechnerischen Unsicherheit kann ein erheblicher Rückgang der Jahresfrachten dokumentiert werden, wie die Abb. 50 zeigt.

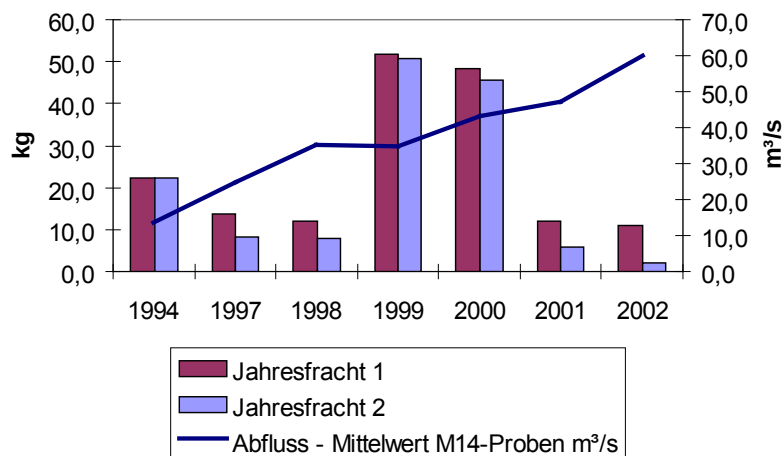


Abb. 50: Atrazin-Jahresfrachten und Abflussmittelwerte

Das Auftreten eines verbotenen Wirkstoffs im Gewässer mehr als 10 Jahre nach dem Verbot gibt grundsätzlich Anlass zur Kritik an der Umsetzungspraxis dieser Vorschriften. Die Qualitätsziele der maßgeblichen EU-Richtlinien sind allerdings nie überschritten, wie aus Tab. 32 zu entnehmen ist.

Die Untersuchungsergebnisse der 14-tägigen Mischproben sind in den Anlagen wie folgt dokumentiert: A-5.1.3 (1994); A-5.1.6 bis A-5.1.11 (1997-2002).

Tab.32: Atrazin in der Nahe – Jahreskennwerte, Bewertung nach Qualitätszielen

Alle Werte µg/L	1994	1997	1998	1999	2000	2001	2002	QZ „Inland wa- ters“ Anhang 10 WRRL(Stand Juli 05)		EU- Richt- linie 76/464
Anzahl	16	26	26	26	26	27	26	AA-EQS Mittel- wert	MAC- EQS Ma- ximum	Mittel- wert
Minimum	0,025	0,008	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010			
10-Perzentil	0,025	0,008	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010			
50-Perzentil	0,040	0,020	0,012	0,022	0,016	0,010	0,010			
Mittelwert	0,077	0,027	0,024	0,034	0,060	0,013	0,010	0,6		0,1
90-Perzentil	0,180	0,052	0,072	0,066	0,207	0,032	0,025			
Maximum	0,210	0,083	0,081	0,160	0,430	0,043	0,029		2,0	

4.6.1.2 Simazin in der Nahe

Simazin ist ein Herbizid aus der Gruppe der Triazine, das seit 1999 in Deutschland nicht mehr zugelassen ist. Nach Ende der Zulassung dürfen -im Unterschied zu einem Anwendungsverbot- Restmengen noch aufgebraucht werden.

Wie bei Atrazin wird auch die Konzentration des Simazins in der Nahe bei Grolsheim seit 1994 in 14-Tagesmischproben untersucht. Der Konzentrationsverlauf ist gemeinsam mit den Abflussmittelwerten der 14-Tagesperioden in Abb. 51 dargestellt.

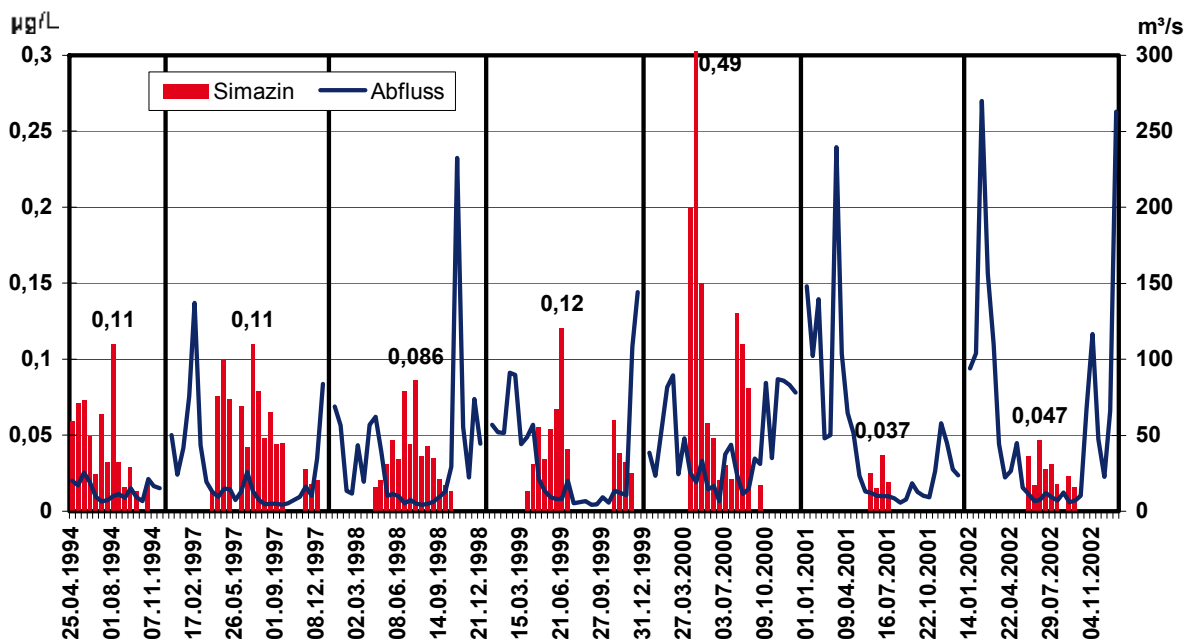


Abb. 51: Simazin-Konzentration in der Nahe

Auch Simazin weist deutlich anwendungsbedingte Jahresgänge auf. Werte oberhalb der BG werden von April bis Oktober gefunden, 1997 und 1999 nochmals im November/Dezember.

Die Periode mit der maximalen Konzentration tritt fast immer zwischen Ende Juni und Anfang August auf. 1994 und 1997 bis 1999 liegen die Konzentrationsmaxima zwischen 0,09 und 0,12 µg/L. Die höchste Konzentration des gesamten Zeitraumes wurde Ende April/Anfang Mai 2000 gemessen (0,49 µg/L). Der Grund waren offensichtlich starke Niederschläge kurz nach der Applikation. Vom 30.04.2000 auf 02.05.2000 stieg die Trübung sprunghaft von 6,5 FNU auf 107 FNU, parallel zu einem Anstieg des Abflusses, der im gesamten April für die Jahreszeit ungewöhnlich niedrig gewesen war. Wahrscheinlich wurden die bei der Frühjahrsanwendung der Herbizide entstandenen Depots durch einen starken Regen ins Gewässer transportiert.

In den Jahren 2001 und 2002 war die Zahl der Werte > BG deutlich niedriger als zuvor, die maximalen Konzentrationen lagen unter 0,05 µg/L.

Aus den Konzentrationen der 14-Tagesmischproben und den 14-Tagesmittelwerten der Tagesabflüsse wurden die Frachten der Nahe abgeschätzt.

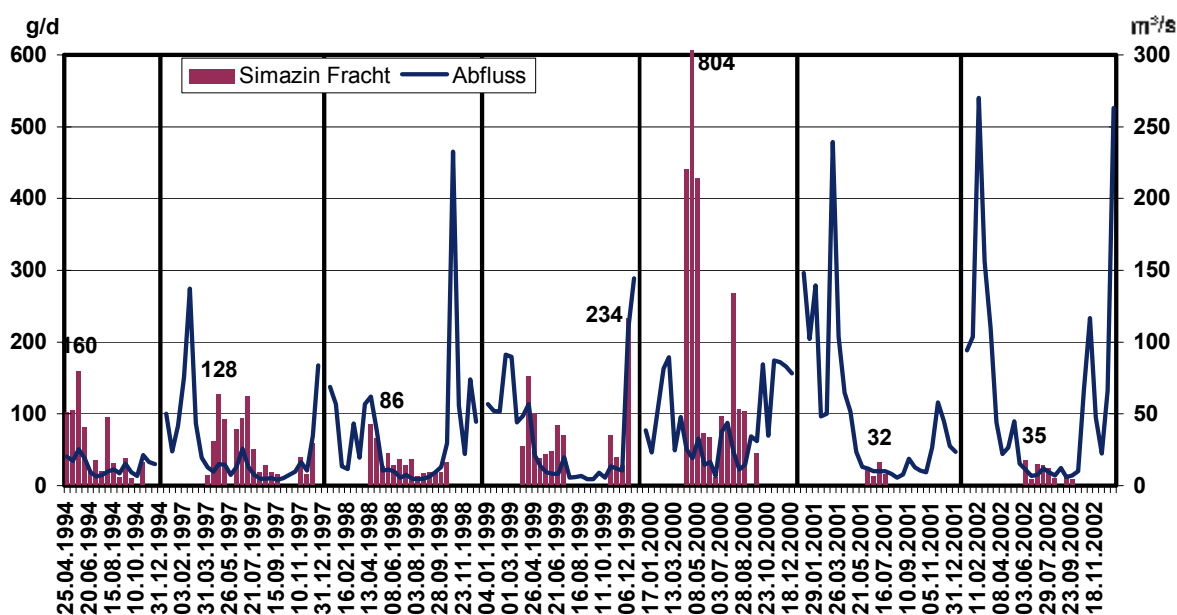


Abb. 52: Simazinfrachten in der Nahe

Die maximalen Frachten liegen 1994 bis 1999 zwischen 86 und 160 g/d. Im Dezember 1999 wurde ein erhöhter Wert von 234 g/d gefunden, im April/Mai 2000 eine Tagesfracht von ca. 800 g. Ende Dezember 1999 spülte eine Hochwasserwelle mit mehr als 400 m³/d die Reste der Herbstanwendung ins Gewässer, im Frühjahr 2000 gab es einen Abflussanstieg in der Frühjahrsapplikation (s. o.). 2001 und 2002 waren die Einträge mit maximal 33 bis 35 g/d deutlich geringer.

Die Bewertung des Trends der Belastung erfolgt anhand der aufsummierten Jahresfrachten.

Tab. 33: Simazin, Proben > BG und Summe der Jahresfrachten in kg

Jahr	Probenzahl	Werte >BG	Jahresfracht 1 (mit 1/2 BG)	Jahresfracht 2 (mit BG=0)	Jahresfracht 1 minus Jahresfracht 2	Differenz als % von Jahresfracht 1
1994	16	13	10,7	10,4	0,3	3
1997	26	15	16,1	12,0	4,2	26
1998	26	14	10,9	6,7	4,2	39
1999	26	12	17,0	13,5	3,5	20
2000	26	12	40,5	35,4	5,1	13
2001	27	5	8,7	1,2	7,5	86
2002	26	8	11,3	2,3	9,0	80

Wie beim Atrazin wurden die Frachten der Proben mit Konzentrationen < BG sowohl mit der halben BG als auch mit BG = 0 berechnet. In den Jahren 2001 und 2002 beträgt die Differenz bei der Frachtschätzungen 80 % und mehr. Dennoch ist der abnehmende Trend der Simazin- Belastung gut darstellbar, wie die nachfolgende Graphik zeigt.

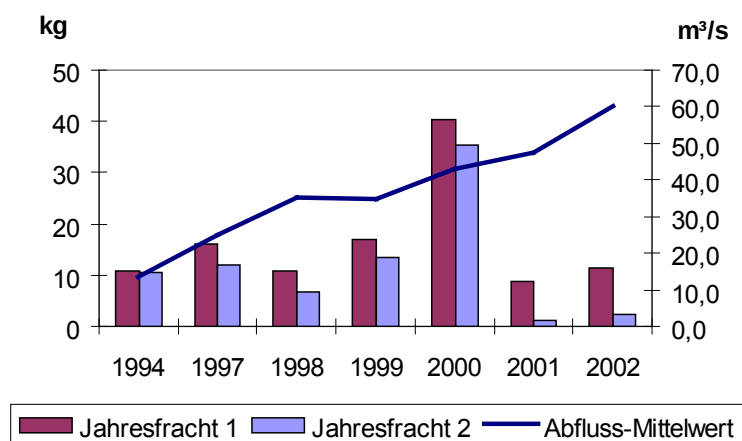


Abb. 53: Simazin-Frachten und Abflussmittelwerte

Die Höhe der Jahresfrachten liegt mit 9 bis 40 kg in der gleichen Größenordnung wie beim Atrazin, ist im Durchschnitt aber etwas niedriger. Ebenso ist der Anteil der Messwerte oberhalb der BG etwas geringer als beim Atrazin.

Die (vorläufigen) Qualitätsziele von Anhang 10 der WRRL sind bei Simazin stets eingehalten, ebenso das Qualitätsziel der EU-Richtlinie 76/464, die über die ökologische Qualitätsbewertung in die WRRL integriert ist.

Tab. 34: Simazin in der Nahe – Jahreskennwerte, Bewertung nach Qualitätszielen

Alle Werte $\mu\text{g/L}$	1994	1997	1998	1999	2000	2001	2002	QZ „Inland waters“ Anhang 10 WRRL (Stand Juli 05)		EU-Richtlinie 76/464
Anzahl	16	26	26	26	26	27	26	AA-EQS Mittelwert	MAC-EQS Maximum	Mittelwert
Minimum	0,012	0,012	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010			
10-Perzentil	0,012	0,012	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010			
50-Perzentil	0,029	0,018	0,013	0,010	0,010	0,010	0,010			
Mittelwert	0,038	0,035	0,022	0,025	0,055	0,008	0,012	1,0		0,1
90-Perzentil	0,073	0,079	0,047	0,060	0,149	0,018	0,031			
Maximum	0,110	0,110	0,086	0,120	0,490	0,037	0,047		4,0	

Die Untersuchungsergebnisse der 14-tägigen Mischproben sind in den Anlagen wie folgt dokumentiert: A-5.2.3 (1994); A-5.2.6 bis A-5.2.11 (1997-2002).

4.6.1.3 Diuron in der Nahe

Diuron ist ein Herbizid aus der Gruppe der Phenylharnstoffderivate und ist in Deutschland z. Z. in 12 zugelassenen Mitteln im Einsatz. Vier dieser Mittel enthalten nur Diuron, sechs sind Kombinationspräparate mit Glyphosat, zwei Kombinationspräparate enthalten Amitrol als zusätzlichen Wirkstoff.

Wegen seines Auftretens im Grundwasser wurde Diuron mit Anwendungsbeschränkungen belegt, u. a. ist der Einsatz auf Gleisanlagen der Deutschen Bahn AG und zur Freihaltung kommunaler und privater Flächen und Wege seit 1996 nicht mehr erlaubt.

Diuron wurde von 1997 bis 2002 in 14-Tagesmischproben aus der Nahe bei Grolsheim untersucht. Der Konzentrationsverlauf ist gemeinsam mit den Abflussmittelwerten der 14-Tagesmischproben in Abb. 54 dargestellt:

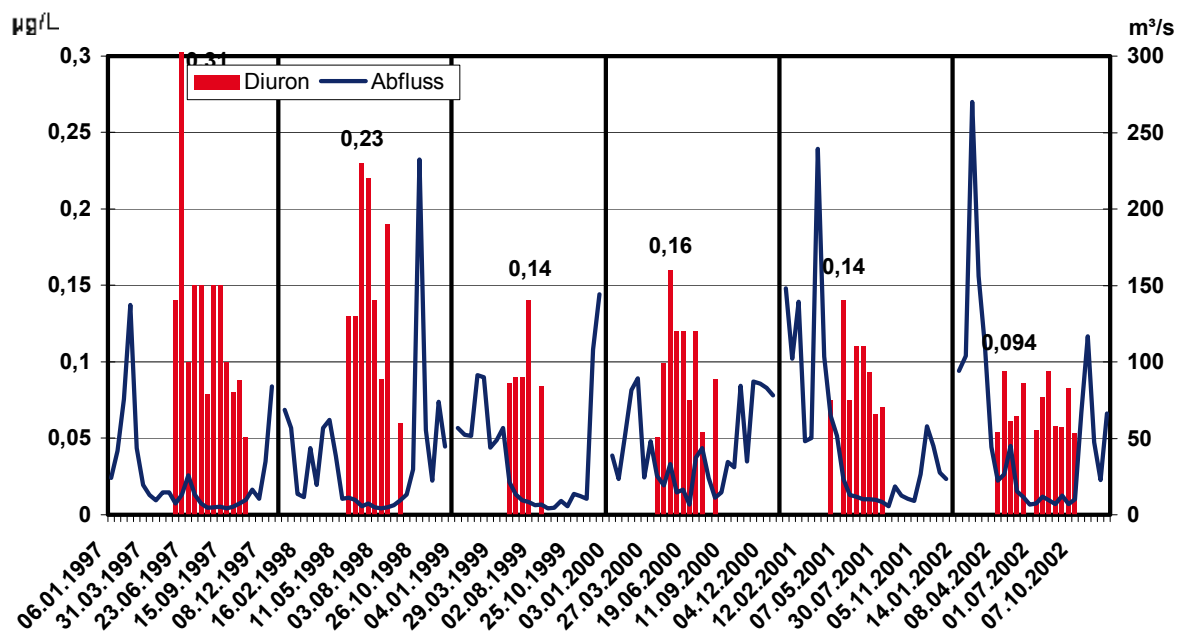


Abb. 54: Diuron-Konzentration in der Nahe

Diuron weist anwendungsbedingte Jahresgänge auf, wobei das erste Auftreten sich im Laufe des Untersuchungszeitraums von Ende Mai auf Anfang April verschiebt. Parallel verschiebt sich das Maximum von Juni auf Anfang Mai. Die maximale Konzentration nimmt von 1997 nach 2002 von 0,31 auf 0,1 µg/L ab.

Aus den Konzentrationen der 14-Tagesmischproben und den 14-Tagesmittelwerten der Tagesabflüsse wurden die Frachten der Nahe abgeschätzt.

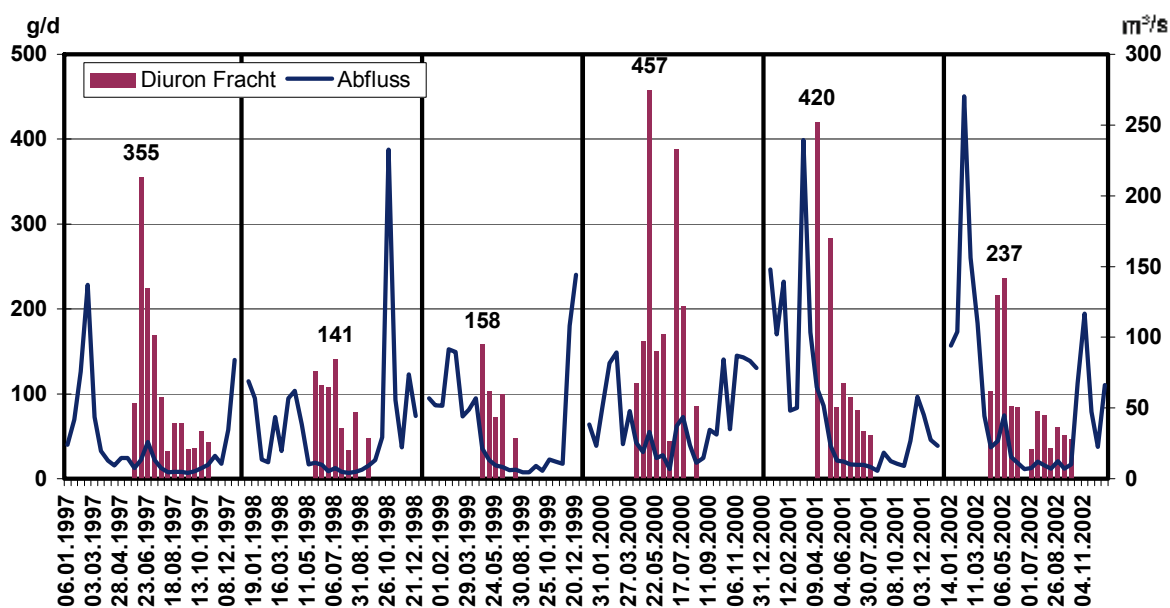


Abb. 55: Diuron-Frachten der Nahe

Die maximalen Frachten pendeln zwischen 141 g/d (1998) und 457 g/d (2000). Die höchsten Werte treten in der Kampagne bei erhöhten Abflüssen auf, was bei diffusen Einträgen aus der Fläche zu erwarten ist. Das Niveau der Einträge bleibt unverändert.

In der Regel liegt etwa 1/3 der Messwerte oberhalb der BG, nur 1997 und 2002 überschreitet etwa die Hälfte. Daraus ergeben sich erhebliche Unterschiede zwischen den Jahresfrachten, die auf Basis der halben Bestimmungsgrenze und auf Basis der BG = 0 berechnet wurden. Diese rechnerische Schwankungsbreite ist größer als die Unterschiede zwischen den Untersuchungsjahren, es muss daher von einer gleichbleibenden Belastung ausgegangen werden.

Tab. 35: Diuron, Proben > BG und Summe der Jahresfrachten

Jahr	Probenzahl	Werte >BG	Jahresfracht 1 (mit 1/2 BG)	Jahresfracht 2 (mit BG= 0)	Jahresfracht 1 minus Jahresfracht 2	Differenz als % von Jahresfracht 1
1997	26	12	38,9	17,7	21,1	54
1998	26	8	36,1	9,9	26,3	73
1999	23	5	31,2	6,7	24,5	78
2000	26	9	54,7	24,9	29,9	55
2001	26	8	50,4	16,6	33,9	67
2002	24	12	49,0	15,5	33,4	68

Die Höhe der Jahresfrachten liegt bei 31 - 55 kg, eine Auswirkung der Anwendungsbeschränkung als abnehmende Tendenz ist in der Nahe nicht erkennbar (Abb. 56).

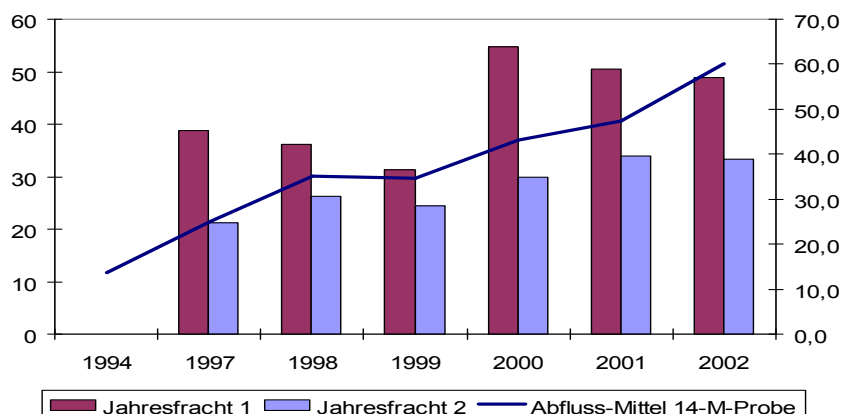


Abb. 56: Diuron, Frachten und Abfluss im Jahresmittel

Die (vorläufigen) Qualitätsziele von Anhang 10 der WRRL sind beim Diuron stets eingehalten, ebenso das Qualitätsziel der EU-Richtlinie 76/464, das über die ökologische Qualitätsbewertung in die WRRL integriert ist.

Tab. 36: Diuron in der Nahe – Jahreskennwerte, Bewertung nach Qualitätszielen

Alle Werte in µg/L	1997	1998	1999	2000	2001	2002	QZ „Inland waters“ Anhang 10 WRRL (Stand Juli 05)		EU-Richtlinie 76/464
Anzahl	26	26	23	26	26	24	AA-EQS Mittelwert	MAC-EQS Maximum	Mittelwert
Minimum	0,050	0,050	0,050	0,050	0,050	0,050			
10-Perzentil	0,050	0,050	0,050	0,050	0,050	0,050			
50-Perzentil	0,050	0,050	0,050	0,050	0,050	0,050			
Mittelwert	0,075	0,063	0,050	0,051	0,050	0,050	0,2		0,1
90-Perzentil	0,150	0,187	0,090	0,120	0,109	0,087			
Maximum	0,310	0,230	0,140	0,160	0,140	0,094		1,8	

Die Untersuchungsergebnisse der 14-tägigen Mischproben sind in den Anlagen wie folgt dokumentiert: A-5.3.6 bis A-5.3.11 (1997 – 2002).

4.6.1.4 Isoproturon in der Nahe

Isoproturon ist ein Herbizid aus der Gruppe der Phenylharnstoffderivate und ist in Deutschland z. Z. in 7 zugelassenen Mitteln im Einsatz. Vier dieser Mittel enthalten nur Isoproturon, drei sind Kombinationspräparate mit jeweils einem bzw. zwei weiteren Wirkstoffen. Diese werden im Rahmen unserer Messprogramme nicht untersucht.

Isoproturon wurde von 1997 bis 2002 in 14-Tagesmischproben aus der Nahe bei Grolsheim untersucht. Der Konzentrationsverlauf ist gemeinsam mit den Abflussmittelwerten der 14-Tagesmischproben in Abb. 57 dargestellt:

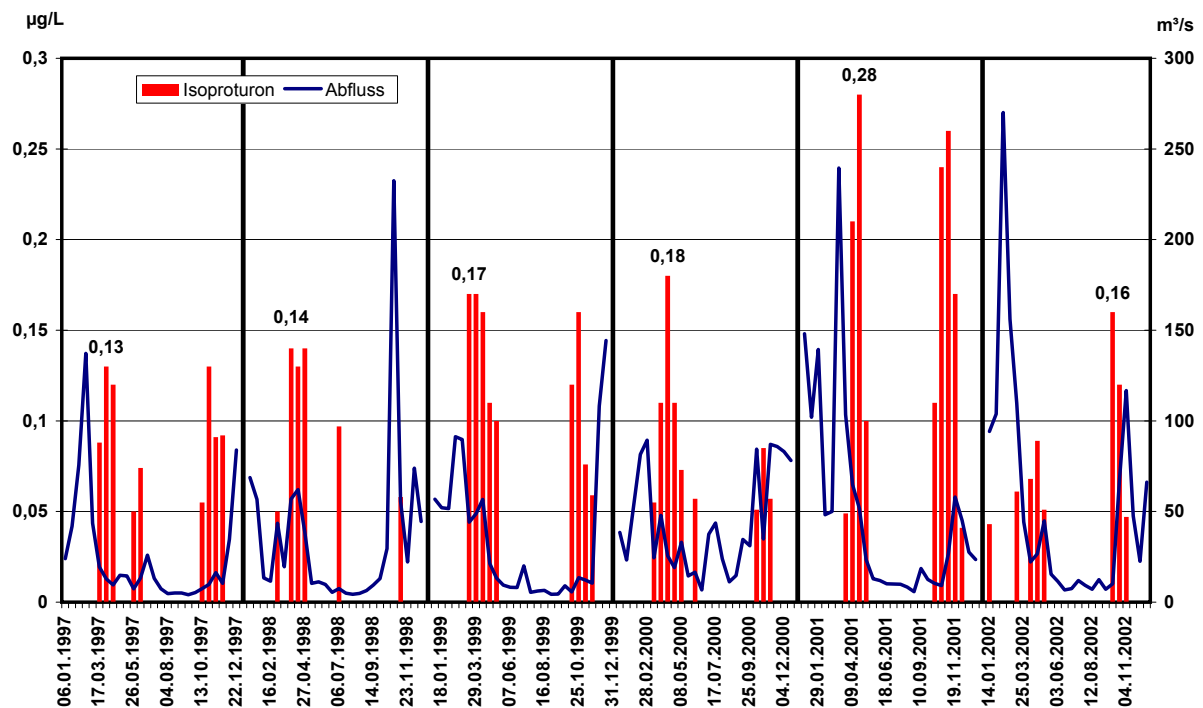


Abb. 57: Isoproturon-Konzentration in der Nahe

Auch Isoproturon weist charakteristische anwendungsbedingte Jahresgänge auf, mit einer Frühjahrssequenz von März bis Mai/Juni und einer Herbstsequenz von Oktober bis November/Dezember. Frühjahrs- und Herbstmaxima sind in mehreren Fällen etwa gleich hoch und pendeln zwischen 0,13 und 0,28 µg/L.

Aus den Konzentrationen der 14-Tagesmischproben und den 14-Tagesmittelwerten der Tagesabflüsse wurden die Frachten der Nahe abgeschätzt.

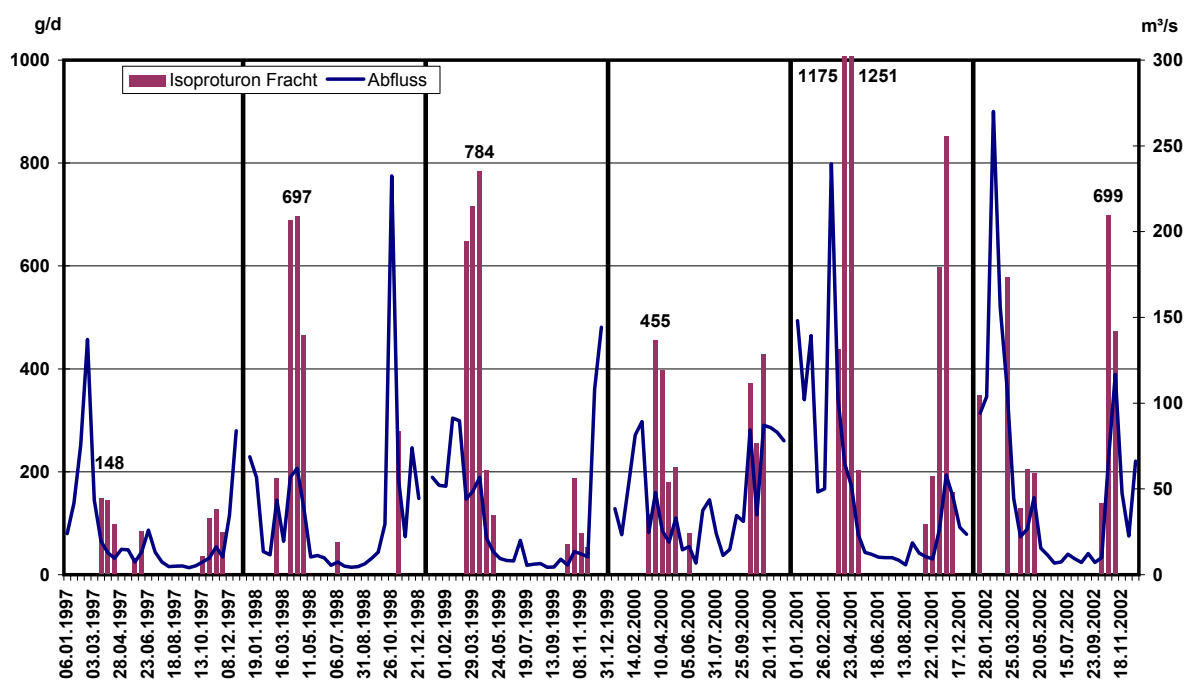


Abb. 58: Isoproturon-Frachten der Nahe

Die maximalen Frachten bewegen sich zwischen 148 g/d (1997) und 1251 g/d (2001). Die Abflussabhängigkeit der Einträge ist auch hier erkennbar: Im Jahr der geringsten Einträge 1997 bleiben in beiden Anwendungszeiträumen die Abflüsse sehr niedrig. Das Niveau der Einträge bleibt von 1998 bis 2002 unverändert, nur 2001 liegt darüber.

In der Regel liegt etwa 1/3 der Messwerte oberhalb der BG. Die rechnerische Schwankungsbreite zwischen den Jahresfrachten, die auf Basis der halben Bestimmungsgrenze und auf Basis der BG=0 berechnet wurden, bleibt mit Ausnahme des Jahres 1997 dennoch unter 50 %.

Tab. 37: Isoproturon, Proben < BG und Summe der Jahresfrachten in kg

Jahr	Probenzahl	Werte >BG	Jahresfracht 1 (mit 1/2 BG)	Jahresfracht 2 (mit BG = 0)	Jahresfracht 1 minus Jahresfracht 2	Differenz als % von Jahresfracht 1
1997	26	9	33,3	12,1	21,2	64
1998	26	6	53,1	33,3	19,8	37
1999	26	9	60,3	39,8	20,5	34
2000	26	9	55,3	35,0	20,4	37
2001	26	9	90,8	69,5	21,3	23
2002	24	7	58,2	38,8	19,3	33

Der Trend der Jahresfrachten wird in Abb. 59 verdeutlicht. Auch hier liegen die Einträge mit Ausnahme der Jahre 1997 und 2001 auf gleichem Niveau.

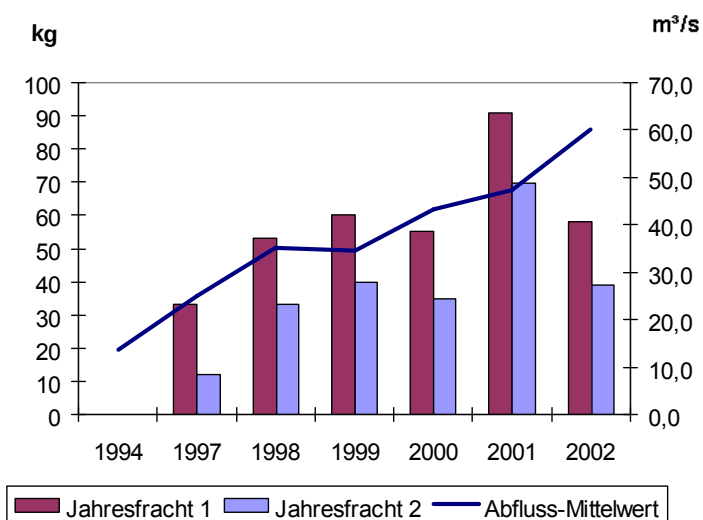


Abb. 59: Isoproturon, Frachten und Abfluss im Jahresmittel

Die (vorläufigen) Qualitätsziele von Anhang 10 der WRRL sind beim Isoproturon stets eingehalten, ebenso das Qualitätsziel der EU-Richtlinie 76/464, das über die ökologische Qualitätsbewertung in die WRRL integriert ist.

Tab. 38: Isoproturon in der Nahe – Jahreskennwerte, Bewertung nach Qualitätszielen

Alle Werte in µg/L	1997	1998	1999	2000	2001	2002	QZ „Inland waters“ Anhang 10 WRRL (Stand Juli 05)		EU-Richtlinie 76/464 (LII)
Anzahl	26	26	26	26	26	24	AA-EQS Mittelwert	MAC-EQS Maximum	Mittelwert
Minimum	0,050	0,050	0,050	0,040	0,040	0,040			
10-Perzentil	0,050	0,050	0,050	0,040	0,040	0,040			
50-Perzentil	0,050	0,050	0,050	0,040	0,040	0,040			
Mittelwert	0,050	0,050	0,060	0,044	0,069	0,040	0,3		0,1
90-Perzentil	0,118	0,128	0,160	0,108	0,238	0,093			
Maximum	0,130	0,140	0,170	0,180	0,280	0,160		1,3	

Die Untersuchungsergebnisse der 14-tägigen Mischproben sind in den Anlagen wie folgt dokumentiert: A-5.4.6 bis A-5.4.11 (1997 – 2002).

4.6.1.5 MCPA in der Nahe

MCPA ist ein Herbizid aus der Gruppe der Phenoxy-carbonsäuren und ist in Deutschland z. Z. in 14 zugelassenen Mitteln im Einsatz. Vier dieser Mittel enthalten nur MCPA, 10 sind Kombinationspräparate mit Dicamba (8) oder Mecoprop. Dicamba wird im Rahmen unserer Messprogramme nicht untersucht. Die Phenoxy-carbonsäuren sind „klassische“ Getreideherbizide, kostengünstig und schon lange im Einsatz.

MCPA wurde von 1994 bis 2002 in 14-Tagesmischproben aus der Nahe bei Grolsheim untersucht. Der Konzentrationsverlauf ist gemeinsam mit den Abflussmittelwerten der 14-Tagesmischproben in Abb. 60 dargestellt:

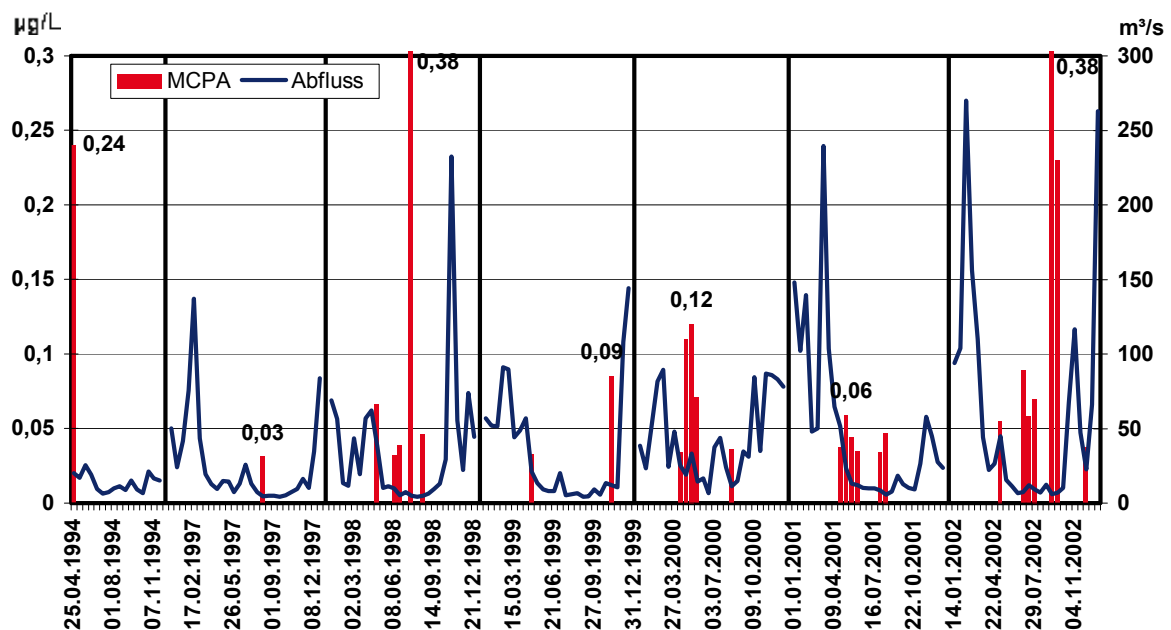


Abb. 60: MCPA-Konzentration in der Nahe

MCPA wurde 1994/1997 in nur jeweils einer Probe nachgewiesen. In den Folgejahren treten jeweils 3 bis 7 Positiv-Befunde auf, der erste Schwerpunkt beginnt Ende April, der zweite im August und ein dritter manchmal im Oktober/November. Das auf die Anwendungszeiten begrenzte Auftreten ist typisch für das gut wasserlösliche MCPA.

Aus den Konzentrationen der 14-Tagesmischproben und den 14-Tagesmittelwerten der Tagesabflüsse wurden die Frachten der Nahe abgeschätzt.

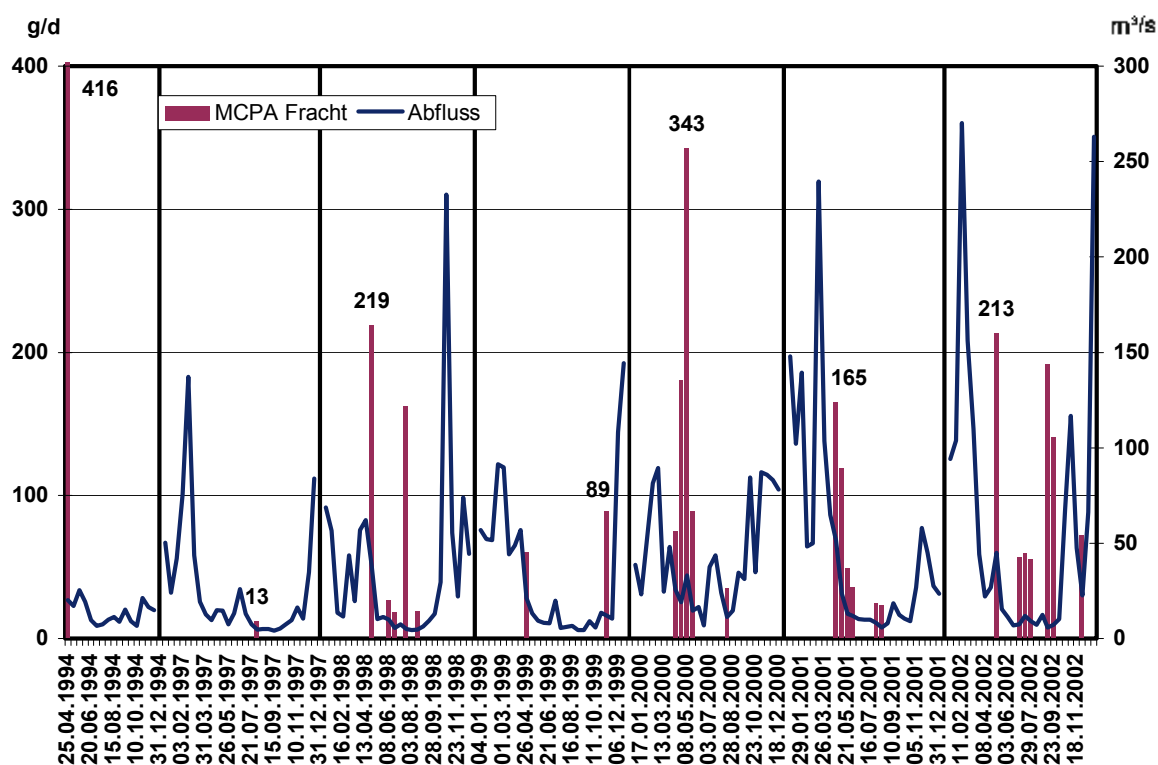


Abb. 61: MCPA-Frachten der Nahe

Die maximalen Frachten bewegen sich zwischen 13 g/d (1997) und 416 g/d (1994). Sie bleiben damit deutlich hinter den Frachtmaxima von Dichlorprop und Mecoprop zurück.

Zur Trendbewertung werden die Zahl der Werte > BG und die Jahresfrachten herangezogen. In der Regel liegt weniger als ein Viertel der Messwerte oberhalb der BG. Die rechnerische Schwankungsbreite zwischen den Jahresfrachten, die auf Basis der halben Bestimmungsgrenze und auf Basis der BG = 0 berechnet wurden, ist entsprechend groß und in der Graphik (Abb. 62) deutlich erkennbar.

Tab. 39: MCPA, Proben > BG und Summe der Jahresfrachten in kg

Jahr	Probenzahl	Werte > BG	Jahresfracht 1 mit 1/2 BG	Jahresfracht 2 mit BG=0	Jahresfracht 1 minus Jahresfracht 2	Differenz als % von Jahresfracht 1
1994	16	1	13,8	5,8	7,9	58
1997	26	1	16,1	0,2	15,9	99
1998	26	5	21,7	6,2	15,5	71
1999	26	3	18,6	2,4	16,1	87
2000	26	5	29,3	10,1	19,2	65
2001	27	6	27,0	5,9	21,1	78
2002	26	7	37,4	11,1	26,3	70

Der Verlauf der Jahresfrachten wird in Abb. 62 verdeutlicht:

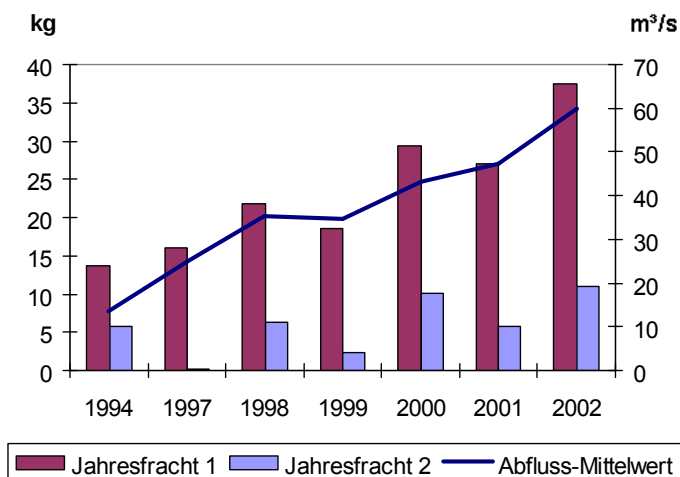


Abb. 62: MCPA, Frachten und Abfluss im Jahresmittel

Während die nach LAWA-Konvention berechnete Jahresfracht 1 zu steigen scheint, bleibt Jahresfracht 2 (ohne Werte < BG) auf gleichem Niveau.

Das Qualitätsziel der EU-Richtlinie 76/464, das über die ökologische Qualitätsbewertung in die WRRL integriert ist, wird stets eingehalten, die LAWA-Zielvorgabe „aquat. Lebensgemeinschaften“ wird im 90-Perzentil um mehr als eine Zehnerpotenz unterschritten.

Tab 40: MCPA in der Nahe-Jahreskennwerte, Bewertung nach Qualitätszielen

Alle Werte in µg/L	1994	1997	1998	1999	2000	2001	2002	EU- Richtlinie 76/464	LAWA- ZV Aquat.
Anzahl	16	26	26	26	26	26	24	Mittelwert	
Minimum	0,089	0,030	0,030	0,030	0,030	0,030	0,030		
10-Perzentil	0,089	0,030	0,030	0,030	0,030	0,030	0,030		
50-Perzentil	0,089	0,030	0,030	0,030	0,030	0,030	0,030		
Mittelwert	0,089	0,030	0,034	0,030	0,030	0,030	0,046	0,1	
90-Perzentil	0,089	0,030	0,046	0,030	0,069	0,043	0,088		2,0
Maximum	0,240	0,035	0,380	0,085	0,120	0,059	0,380		

Die Untersuchungsergebnisse der 14-tägigen Mischproben sind in den Anlagen wie folgt dokumentiert: A-5.5.3 (1994); A-5.5.6 bis A-5.5.11 (1997 bis 2002).

4.6.1.6 Mecoprop in der Nahe

Mecoprop ist ein Herbizid aus der Gruppe der Phenoxycarbonsäuren und ist in Deutschland z. Z. in 9 zugelassenen Mitteln im Einsatz. Drei dieser Mittel enthalten nur Mecoprop, 2 sind Kombinationspräparate mit MCPA, 4 enthalten weitere Wirkstoffe, auf die wir nicht untersuchen. Die Phenoxycarbonsäuren sind „klassische“ Getreideherbizide, kostengünstig und schon lange im Einsatz.

Mecoprop wurde von 1994 bis 2002 in 14-Tagesmischproben aus der Nahe bei Grolsheim untersucht. Der Konzentrationsverlauf ist gemeinsam mit den Abflussmittelwerten der 14-Tagesmischproben in Abb. 63 dargestellt:

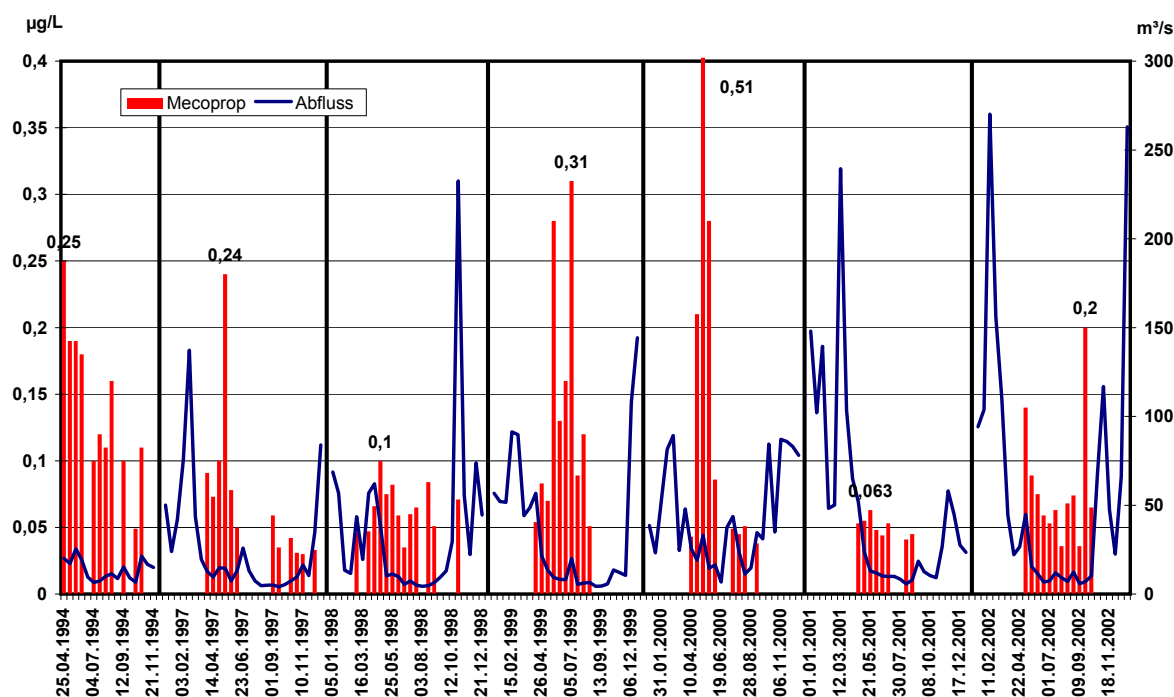


Abb. 63: Mecoprop-Konzentration in der Nahe

Mecoprop ist von April bis Oktober in etwa der Hälfte der Proben nachweisbar. Die Maxima treten Ende April/Anfang Mai auf, einmal aber auch im Juli und einmal im September. Im Maximum werden Konzentrationen bis 0,51 µg/L erreicht.

Aus den Konzentrationen der 14-Tagesmischproben und den 14-Tagesmittelwerten der Tagesabflüsse wurden die Frachten der Nahe abgeschätzt.

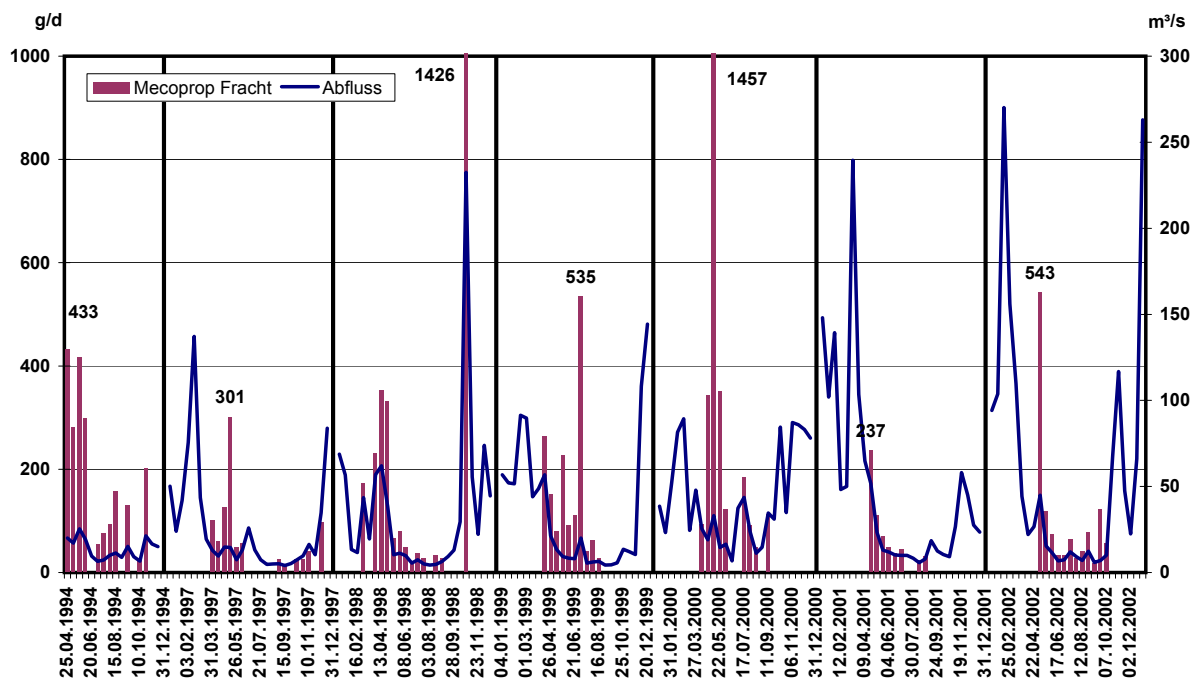


Abb. 64: Mecoprop-Frachten der Nahe

Die maximalen Frachten bewegen sich zwischen 237 g/d (2001) und 1457 g/d (2000). Die Abflussabhängigkeit der Einträge ist auch hier erkennbar, in den Jahren 1997 und 2001 sind bei konstant niedrigen Abflüssen in der Anwendungszeit die Frachten am niedrigsten. Zur Trendbewertung werden die Zahl der Werte > BG und die Jahresfrachten herangezogen. Der Trend der Jahresfrachten wird in Abb. 65 verdeutlicht:

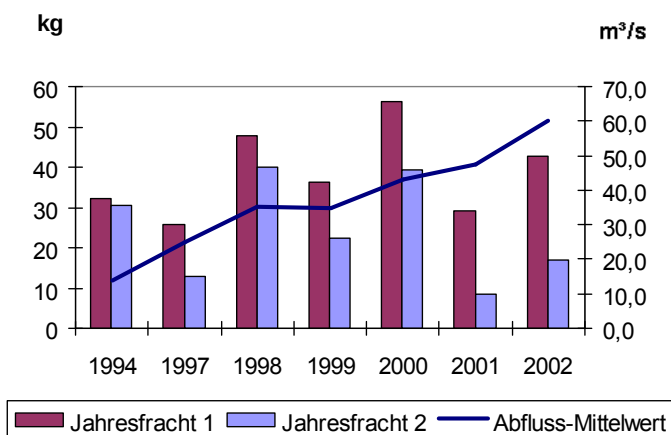


Abb. 65: Mecoprop, Frachten und Abfluss im Jahresmittel

In der Regel liegt etwa die Hälfte der Messwerte oberhalb der BG, mit Ausnahme der Jahre 2000 und 2001. Die rechnerische Schwankungsbreite zwischen den Jahresfrachten, die auf Basis der halben Bestimmungsgrenze und auf Basis der BG = 0 berechnet wurden, überschreiten nur 2001/2002 die 50%. Die Jahresfrachten auf Basis der halben BG schwanken zwischen 26 und 56 kg.

Tab. 41: Mecoprop, Proben > BG und Summe der Jahresfrachten

Jahr	Probenzahl	Werte >BG	Jahresfracht 1 mit 1/2 BG	Jahresfracht 2 mit BG=0	Jahresfracht 1 minus Jahresfracht 2	Differenz als % von Jahresfracht 1
1994	16	11	32,2	30,5	1,7	5
1997	26	12	25,9	13,0	12,9	50
1998	26	13	47,7	40,0	7,7	16
1999	25	10	36,3	22,4	13,9	38
2000	26	9	56,4	39,4	17,0	30
2001	27	8	29,2	8,4	20,8	71
2002	26	12	42,6	17,0	25,6	60

Mit Ausnahme der Jahre 1997 und 2001 liegen die Einträge auf etwa gleichem Niveau. Das Qualitätsziel der EU-Richtlinie 76/464, das über die ökologische Qualitätsbewertung in die WRRL integriert ist, wird nur 1994 nicht eingehalten, die LAWA-Zielvorgabe aquat. Lebensgemeinschaften ist mit 50 µg/L sehr hoch und wird im 90-Perzentil um mehr als zwei Zehnerpotenzen unterschritten.

Tab. 42: Mecoprop in der Nahe – Jahreskennwerte, Bewertung nach Qualitätszielen

Alle Kennwerte in µg/L	1994	1997	1998	1999	2000	2001	2002	EU-Richtlinie 76/464	LAWA-ZV Aquat. Lebensgem.
Anzahl	16	26	26	26	26	26	24	Mittelwert	
Minimum	0,095	0,030	0,030	0,030	0,030	0,030	0,030		
10-Perzentil	0,095	0,030	0,030	0,030	0,030	0,030	0,030		
50-Perzentil	0,100	0,030	0,030	0,030	0,030	0,030	0,030		
Mittelwert	0,106	0,042	0,040	0,063	0,061	0,030	0,045	0,1	
90-Perzentil	0,190	0,090	0,082	0,165	0,202	0,053	0,088		50
Maximum	0,250	0,240	0,100	0,310	0,510	0,063	0,200		

Die Untersuchungsergebnisse der 14-tägigen Mischproben sind in den Anlagen wie folgt dokumentiert: A-5.6.3 (1994); A-5.6.6 bis A-5.6.11 (1997 – 2002).

4.6.1.7 Dichlorprop in der Nahe

Dichlorprop ist ein Herbizid aus der Gruppe der Phenoxy-carbonsäuren und ist in Deutschland z. Z. in 5 zugelassenen Mitteln im Einsatz. Zwei dieser Mittel enthalten nur Dichlorprop, 2 sind Kombinationspräparate mit Ioxynil, eines enthält zusätzlich Bentazon. Die Phenoxy-carbonsäuren sind „klassische“ Getreideherbizide, kostengünstig und schon lange im Einsatz.

Dichlorprop wurde von 1994 bis 2002 in 14-Tagesmischproben aus der Nahe bei Grolsheim untersucht. Der Konzentrationsverlauf ist gemeinsam mit den Abflussmittelwerten der 14-Tagesmischproben in Abb. 66 dargestellt:

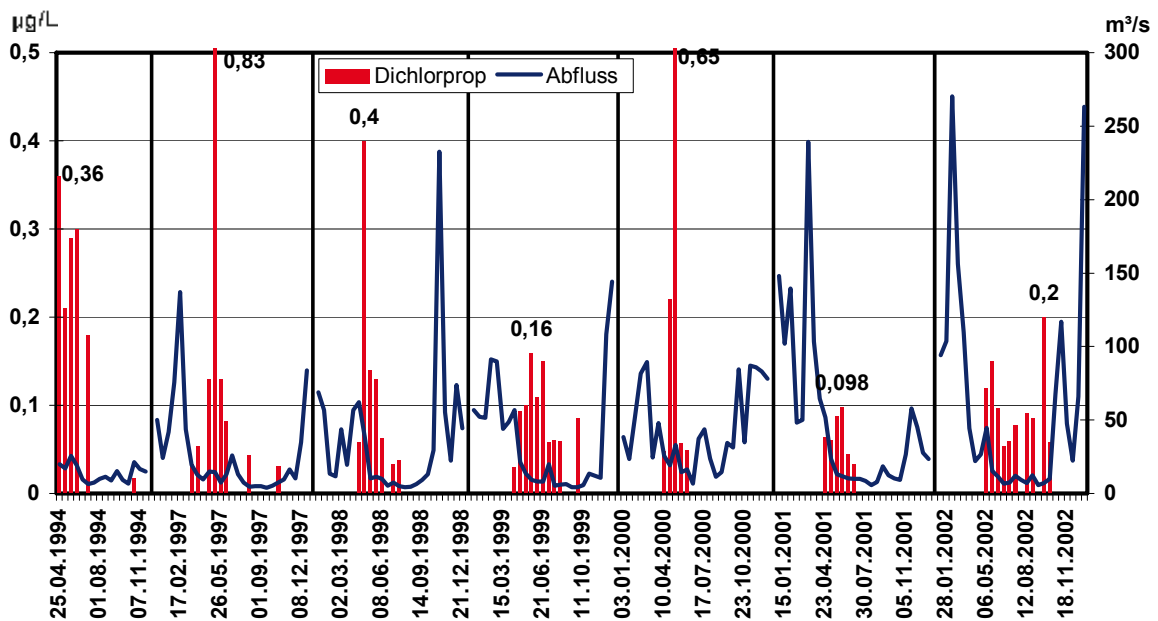


Abb. 66: Dichlorprop-Konzentration in der Nahe

Dichlorprop tritt, wie die meisten Herbizid-Wirkstoffe, in anwendungsbedingten, saisonalen Zyklen auf. Die ersten Nachweise über der BG werden in der Regel im April beobachtet, mit einem Maximum im April oder Mai, die nachweisbaren Einträge enden zwischen Juni und Oktober, in 2002 tritt das Maximum im September auf. Die Maxima schwanken zwischen 0,1 und 0,83 µg/L.

Aus den Konzentrationen der 14-Tagesmischproben und den 14-Tagesmittelwerten der Tagesabflüsse wurden die Frachten der Nahe abgeschätzt.

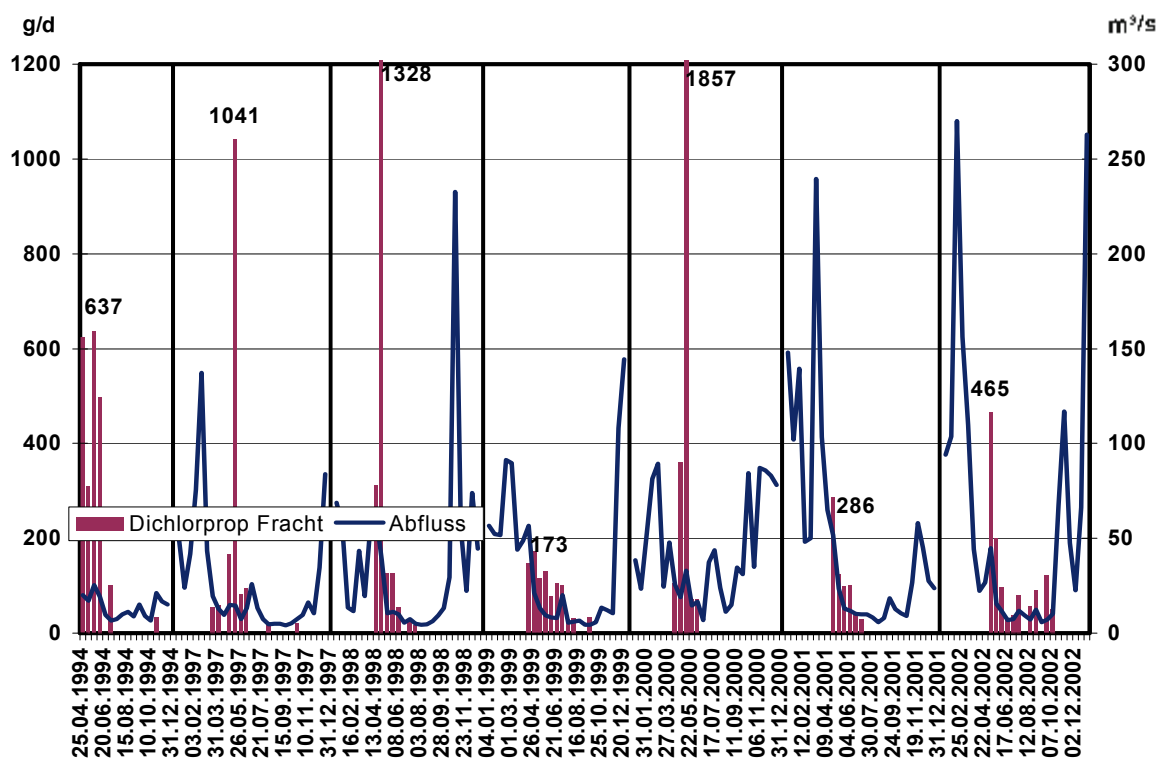


Abb. 67: Dichlorprop-Frachten der Nahe

Die maximalen Frachten bewegen sich zwischen 173 g/d (1999) und 1857 g/d (2000). Wie bei vielen Wirkstoffen markiert der höchste Eintrag des Jahres 2000 das absolute Maximum des Untersuchungszeitraumes. Zur Trendbewertung werden die Zahl der Werte > BG und die Jahresfrachten herangezogen.

Tab. 43: Dichlorprop, Proben > BG und Summe der Jahresfrachten

Jahr	Proben- zahl	Werte >BG	Jahres- fracht 1 mit 1/2 BG	Jahres- fracht 2 mit BG=0	Jahresfracht 1 minus Jahres- fracht 2	Differenz als % von Jah- resfracht 1
1994	16	6	37,4	30,9	6,5	17
1997	26	8	35,4	21,5	13,9	39
1998	26	7	41,7	27,7	14,0	34
1999	26	10	27,1	13,2	14,0	51
2000	26	5	53,6	34,5	19,1	36
2001	27	6	30,5	9,5	21,0	69
2002	26	10	43,1	17,2	25,9	60

In der Regel liegen zwischen 1/4 und 1/3 der Messwerte oberhalb der BG. Die rechnerische Schwankungsbreite zwischen den Jahresfrachten, die auf Basis der halben Bestimmungsgrenze und auf Basis der BG=0 berechnet wurden, ist nur in 3 Jahren > 50%. Die Jahresfrachten auf Basis der halben BG schwanken zwischen 27 und 54 kg.

Mit Ausnahme der Jahre 1999 und 2001 liegen die Einträge auf etwa gleichem Niveau.

Der Trend der Jahresfrachten wird in Abb. 68 verdeutlicht:

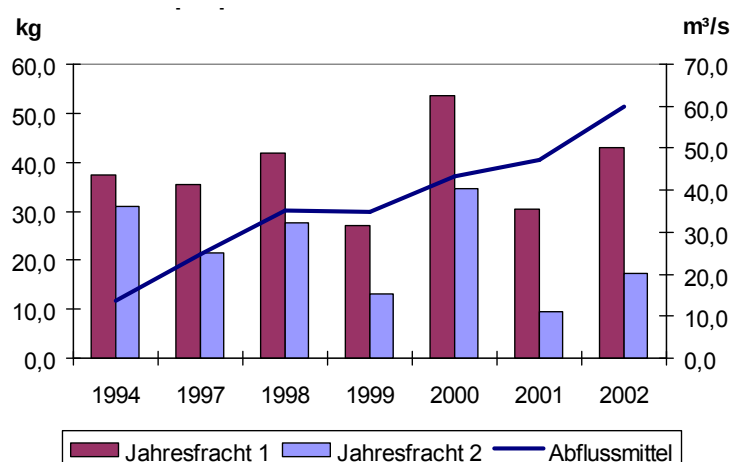


Abb. 68: Dichlorprop, Frachten und Abfluss im Jahresmittel

Das Qualitätsziel der EU-Richtlinie 76/464, das über die ökologische Qualitätsbewertung in die WRRL integriert ist, wird formal 1994 nicht eingehalten, da die BG mit 0,16 µg/L oberhalb des Qualitätsziels liegt. Ab 1997 ist die BG auf 0,03 µg/l gesenkt, die Jahresmittelwerte liegen bei etwa der Hälfte des Qualitätsziels. Die LAWA-Zielvorgabe aquat. Lebensgemeinschaften ist mit 10 µg/L relativ hoch und wird im 90-Perzentil um mindestens den Faktor 30 unterschritten.

Tab. 44: Dichlorprop in der Nahe – Jahreskennwerte, Bewertung nach Qualitätszielen

Alle Kennwerte in µg/L	1994	1997	1998	1999	2000	2001	2002	EU-Richtlinie 76/464	LAWA-ZV Aquat. Lebensgem.
Anzahl	16	26	26	25	26	27	26		
Minimum	0,160	0,030	0,030	0,030	0,030	0,030	0,030		
10-Perzentil	0,160	0,030	0,030	0,030	0,030	0,030	0,030		
50-Perzentil	0,160	0,030	0,030	0,030	0,030	0,030	0,030		
Mittelwert	0,160	0,063	0,044	0,046	0,052	0,030	0,047	0,1 µg/L	
90-Perzentil	0,299	0,127	0,126	0,112	0,057	0,063	0,118		10 µg/L*
Maximum	0,360	0,830	0,400	0,160	0,650	0,098	0,200		

*als Dichlorprop-P

Die Untersuchungsergebnisse der 14-tägigen Mischproben sind in den Anlagen wie folgt dokumentiert: A-5.7.3 (1994); A-5.7.6 bis A-5.7.11 (1997 – 2002)

4.6.1.8 Bentazon in der Nahe

Bentazon ist ein selektives Kontaktherbizid mit einer anderen Grundstruktur als die übrigen hier untersuchten Wirkstoffe (Thiadiazin = Schwefel-Stickstoff-Heterocyclus). Bentazon ist in Deutschland z. Z. in 5 zugelassenen Mitteln im Einsatz. Zwei dieser Mittel enthalten nur Bentazon, 3 sind Kombinationspräparate mit jeweils einem anderen Wirkstoff (Dichlorprop, Terbutylazin, Ioxynil).

Bentazon ist ein Spezialherbizid mit vielfältigen Zulassungen, u. a. für Leguminosen, Arznei- und Gewürzkräuter, in der Mischung mit Dichlorprop für Getreide, in der Mischung mit Terbutylazin für Mais, mit Ioxynil für Mais und Lein.

Bentazon wurde von 1997 bis 1998 und 2000 bis 2002 in 14-Tagesmischproben aus der Nahe bei Grolsheim untersucht. Der Konzentrationsverlauf ist gemeinsam mit den Abflussmittelwerten der 14-Tagesmischproben in Abb. 69 dargestellt:

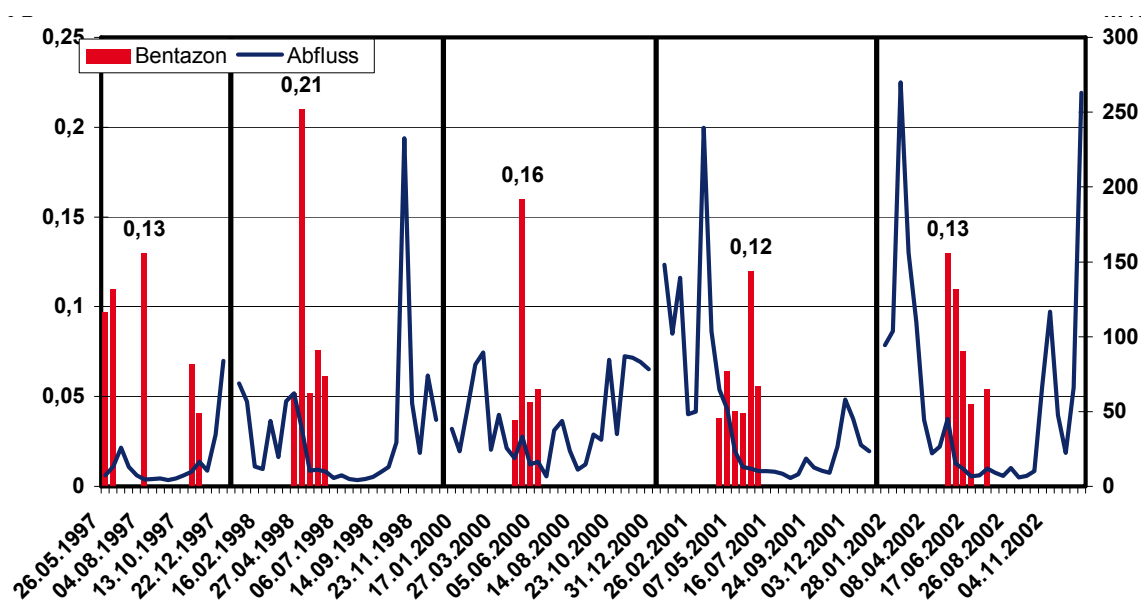


Abb. 69: Bentazon-Konzentration in der Nahe

Bentazon tritt, wie die meisten Herbizid-Wirkstoffe, in anwendungsbedingten, saisonalen Zyklen auf, mit 4 bis 6 positiven Nachweisen pro Jahr. Die ersten Nachweise über der BG werden im April oder Anfang Mai beobachtet, mit einem Maximum im April oder Mai, 2001 Anfang Juni. Die nachweisbaren Einträge enden im Juni, nur 2002 im Juli. Die Maxima schwanken zwischen 0,12 und 0,21 µg/L, die Konzentrationen der meisten Proben liegen unterhalb der doppelten BG. Aus den Konzentrationen der 14-Tagesmischproben und den 14-Tagesmittelwerten der Tagesabflüsse wurden die Frachten der Nahe abgeschätzt. Die maximalen Frachten bewegen sich zwischen 176 g/d (1997) und 697 g/d (1998). Die Mehrheit der Werte unterschreitet 100 g/d.

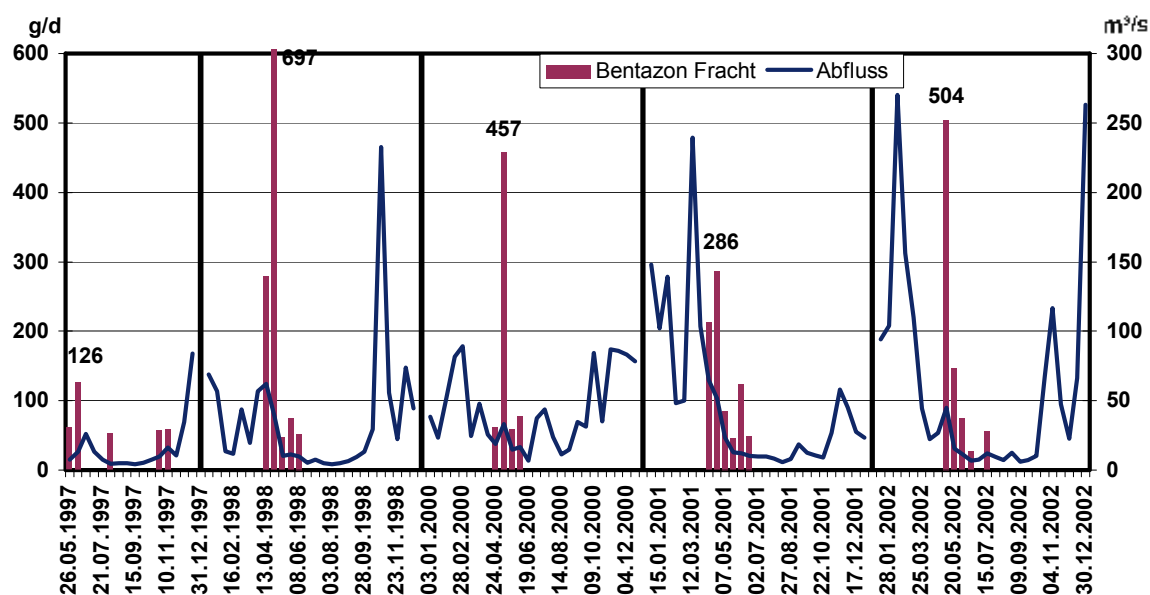


Abb. 70: Bentazon-Frachten der Nahe

Tab. 45: Bentazon, Werte > BG und Summe der Jahresfrachten in kg

Jahr	Proben- zahl	Werte >BG	Jahres- fracht 1 mit 1/2 BG	Jahres- fracht 2 mit BG=0	Jahresfracht 1 minus Jah- resfracht 2	Differenz als % von Jahres- fracht 1
1997	16	5	8,6	5,0	3,7	42
1998	26	5	30,3	16,1	14,2	47
2000	26	4	28,7	9,2	19,5	68
2001	27	6	31,3	11,2	20,0	64
2002	26	5	38,0	11,3	26,7	70

In der Regel liegt höchstens 1/4 der Messwerte oberhalb der BG. Die rechnerische Schwankungsbreite zwischen den Jahresfrachten, die auf Basis der halben Bestimmungsgrenze und auf Basis der BG = 0 berechnet wurden, ist nur in 2 Jahren < 50%. Die Jahresfrachten auf Basis der halben BG schwanken, abgesehen vom Jahr 1997, wenig zwischen 29 und 31 kg. Dies verdeutlicht auch Abb. 71 :

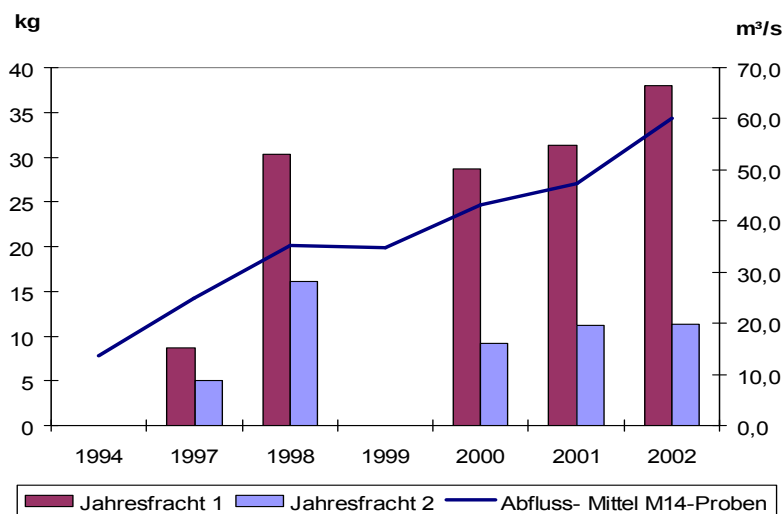


Abb. 71: Bentazon, Frachten und Abfluss im Jahresmittel

Mit Ausnahme des Jahres 1997 liegen die Einträge auf etwa gleichem Niveau.

Das Qualitätsziel der EU-Richtlinie 76/464, das über die ökologische Qualitätsbewertung in die WRRL integriert ist, wird immer eingehalten. Die LAWA-Zielvorgabe aquat. Lebensgemeinschaften ist mit 70 µg/L sehr hoch und wird im 90-Perzentil um mindestens den Faktor 600 unterschritten.

Tab. 46: Bentazon in der Nahe – Jahreskennwerte, Bewertung nach Qualitätszielen

Alle Werte in µg/L	1997	1998	1999	2000	2001	2002	EU-Richtlinie 76/464	LAWA-ZV Aquat. Lebensgem.
Anzahl	16	26		26	27	26		
Minimum	0,03	0,03		0,03	0,03	0,03		
10-Perzentil	0,03	0,03		0,03	0,03	0,03		
50-Perzentil	0,03	0,03		0,03	0,03	0,03		
Mittelwert	0,04	0,03		0,03	0,03	0,03	0,1µg/L	
90-Perzentil	0,11	0,06		0,05	0,05	0,07		70 µg/L
Maximum	0,13	0,21		0,16	0,12	0,13		

Die Untersuchungsergebnisse der 14-tägigen Mischproben sind in den Anlagen wie folgt dokumentiert: A-5.8.6 bis A-5.8.11 (1997 – 2002).

4.6.1.9 Tebuconazol in der Nahe

Tebuconazol ist ein Fungizid-Wirkstoff mit großem Anwendungsspektrum. In Deutschland sind z. Z. 13 zugelassene Mittel im Einsatz. Zwei dieser Mittel enthalten nur Tebuconazol, die übrigen sind Kombinationspräparate mit jeweils einem oder zwei anderen Wirkstoffen (Guazatin, Fludioxonil, Tolyfluanid, Propiconazol, Fenpropidin, Triadimenol, Spiroxamine, Cyprodinil). In unserem Messprogramm wird nur Tebuconazol untersucht, dem somit eine „Markerfunktion“ für Fungizide zukommt, quasi als die „Spitze des Eisbergs“ der Fungizid-Belastung der Gewässer.

Tebuconazol wird eingesetzt u. a. für Getreide, Spargel, Winterraps, Beerenobst, Weinbau. Die Kombination mit anderen Fungiziden verbessert die Wirksamkeit und verbreitert das Einsatzspektrum. Tebuconazol wurde erst ab 2001 in 14-Tagesmischproben aus der Nahe bei Grolsheim untersucht. Der Konzentrationsverlauf ist gemeinsam mit den Abflussmittelwerten der 14-Tagesmischproben in Abb. 72 dargestellt:

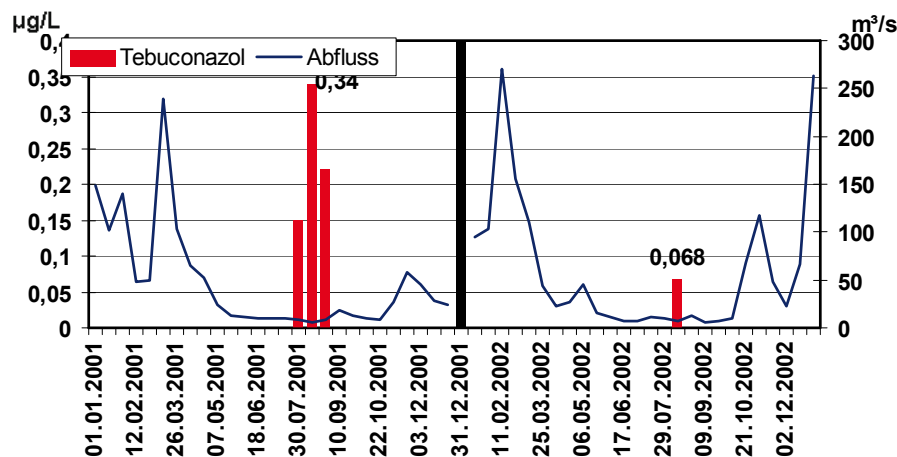


Abb. 72: Tebuconazol-Konzentration in der Nahe

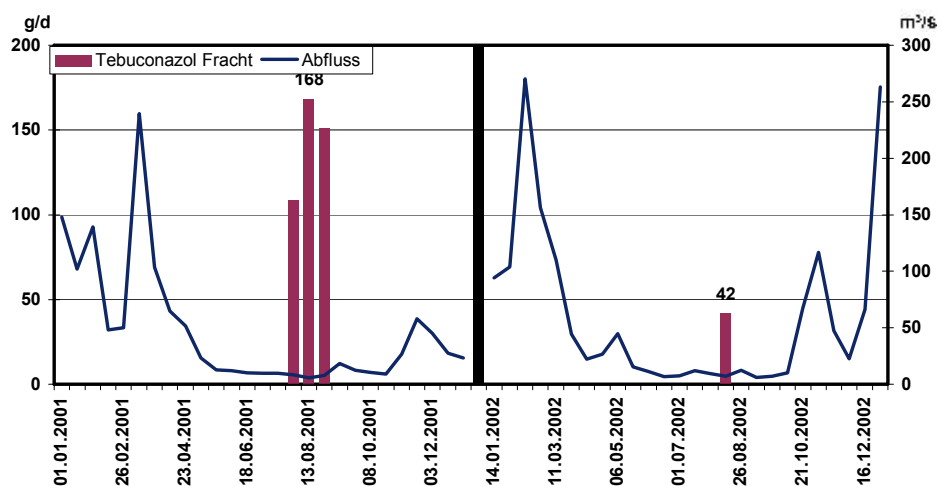


Abb. 73: Tebuconazol-Frachten der Nahe

Tebuconazol wurde in nur wenigen Proben gefunden, entsprechend der Anwendungszeit im August. Die maximale Konzentration lag bei 0,34 µg/l. Aus den Konzentrationen der 14-Tagesmischproben und den 14-Tagesmittelwerten der Tagesabflüsse wurden die Frachten der Nahe abgeschätzt. Die gefundenen Frachten bewegen sich zwischen 42 g/d und 168 g/d. Die Aufsummierung zu Jahresfrachten hat nur Orientierungscharakter.

Tab. 47: Tebuconazol, Proben < BG und Summe der Jahresfrachten

Jahr	Probenzahl	Werte >BG	Jahresfracht 1 mit 1/2 BG	Jahresfracht 2 mit BG=0	Jahresfracht 1 minus Jahresfracht 2	Differenz als % von Jahresfracht 1
2001	27	3	36,4	3,5	32,9	90
2002	26	1	38,2	0,56	37,6	98

Da nur wenige Messwerte oberhalb der BG liegen, ist die rechnerische Schwankungsbreite zwischen den Jahresfrachten, die auf Basis der halben Bestimmungsgrenze und auf Basis der BG = 0 berechnet wurden, größer als 90 %. Toxikologisch fundierte Qualitätsziele für Oberflächengewässer wurden bisher noch nicht festgelegt, obwohl das Mittel als giftig für Fische und Fischnährtiere und giftig für Algen beschrieben wird. Aussagen zur Relevanz sind nach nur 2 Untersuchungsjahren noch nicht möglich; da der Bedarf für Fungizid-Einsatz meteorologisch bedingt stark schwankt, müssen weitere Untersuchungsjahre abgewartet werden.

Die Untersuchungsergebnisse der 14-tägigen Mischproben sind in den Anlagen wie folgt dokumentiert: A-5.9.10 bis A-5.9.11 (2001 – 2002).

4.6.1.10 Glyphosat in der Nahe

Glyphosat ist ein nicht-selektives Herbizid mit systemischer Wirkung, d. h. es wirkt ausschließlich über den Kontakt mit oberirdischen Pflanzenteilen. Strukturell ist es ein Abkömmling der Aminosäure Glycin, wobei die Aminogruppe über eine Methylgruppe mit einem Phosphonsäurerest verbunden ist. In Deutschland ist Glyphosat z. Z. in 40 zugelassenen Mitteln im Einsatz (Stand 13.09.2005).

Der Wirkstoff wird nicht nur in Produkten für die Landwirtschaft angeboten, sondern hat auch in vielen Kleinverbraucher-Produkten das vormals eingesetzte Diuron verdrängt.

Die Analytik von Glyphosat ist sehr aufwändig und war bis 2005 nicht Bestandteil der LUWG-Routine. Die hier bewerteten Untersuchungen wurden gemeinsam mit Vertretern der Landwirtschaftsverwaltung Rheinland-Pfalz in Sondermessprogrammen erhoben und bei der LUFA Speyer analysiert.

Glyphosat wurde 2001 in zwanzig 14-Tagesmischproben ab 9. April aus der Nahe bei Grolsheim untersucht, 2002 in sechs 14-Tages-Mischproben von Januar bis März, in 4 weiteren 14-Tages-Mischproben von 18. November bis Jahresende. Der Konzentrationsverlauf ist gemeinsam mit den Abflussmittelwerten der 14-Tagesmischproben in Abb. 74 dargestellt:

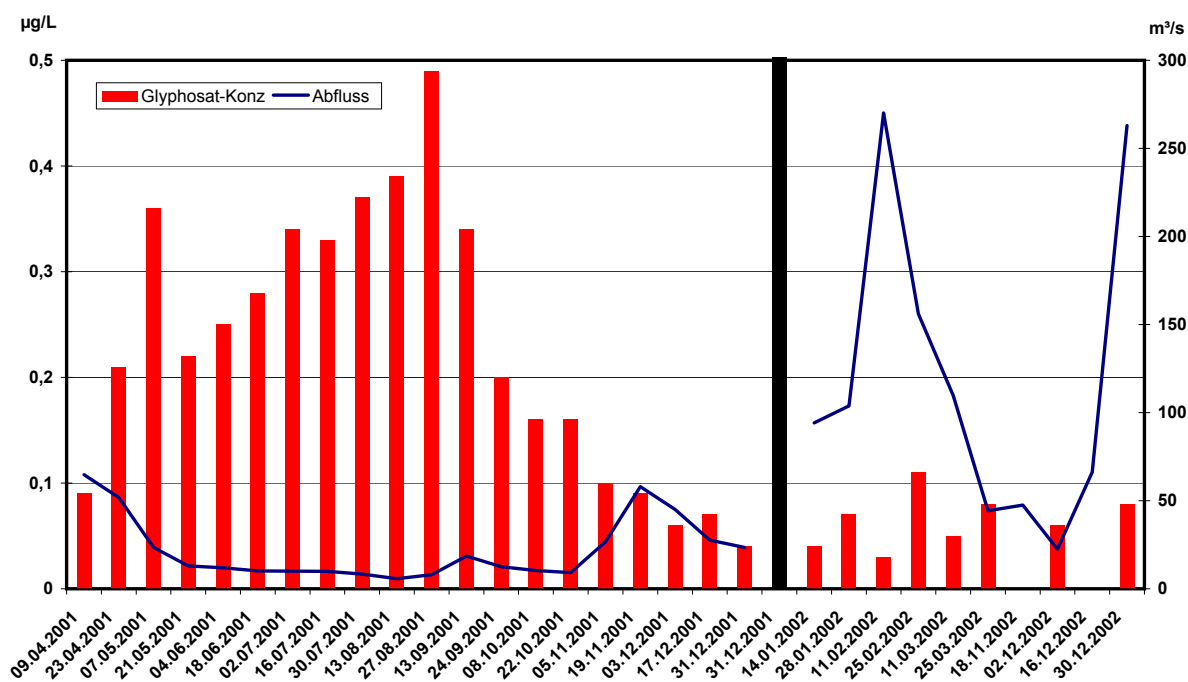


Abb. 74: Glyphosat-Konzentration in der Nahe

In 2001 steigt die Konzentration von April bis August bei gleichmäßig niedrigen Abflüssen kontinuierlich bis auf 0,49 µg/L an, um danach auf das Minimum (0,04 µg/L, Dezember) abzufallen. Mit Ausnahme der Probe Ende Februar bleiben die Proben bis März 2002 unter 0,1 µg/L.

Aus den Konzentrationen der 14-Tagesmischproben und den 14-Tagesmittelwerten der Tagesabflüsse wurden die Frachten der Nahe abgeschätzt.

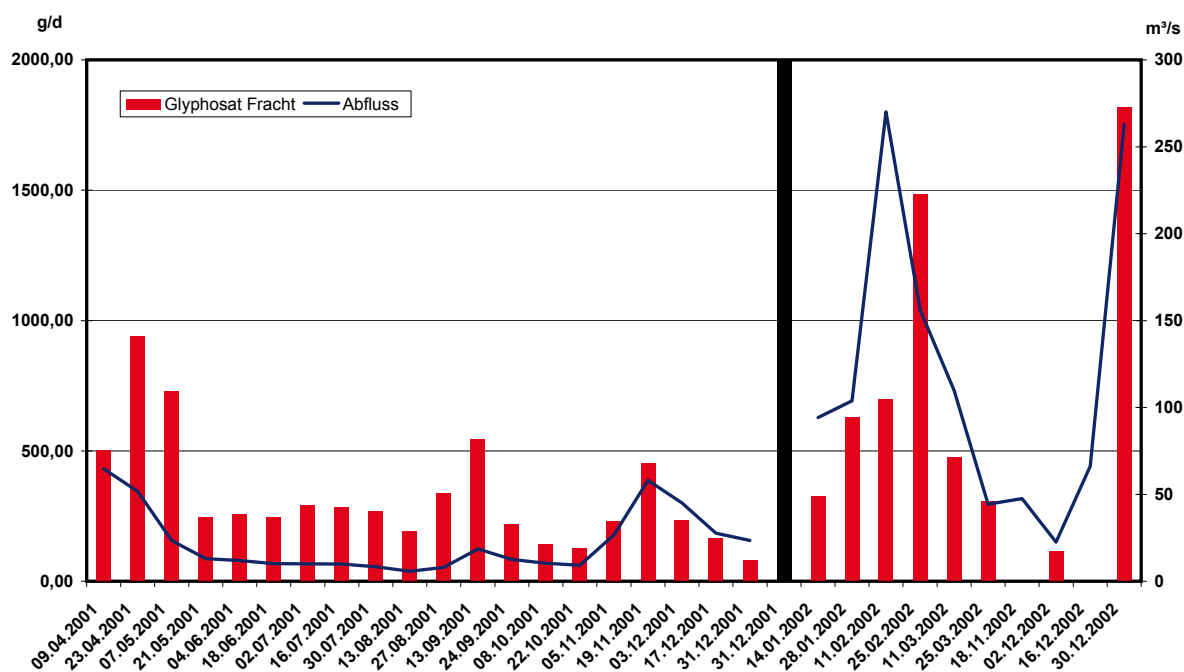


Abb. 75: Glyphosat-Frachten der Nahe

Die maximalen Frachten treten Ende Februar und Ende Dezember 2002 auf. Zusammenhänge mit vorausgegangenen starken Abflusserhöhungen sind offensichtlich. Im Jahresdurchschnitt liegen die Frachten bei 300 bis 600 g/d, die maximalen Tagesfrachten lagen 2001/2 bei 1,4 und 1,8 kg, d. h. in den entsprechenden 14-Tagesperioden wurden ca. 20 bis 27 kg Glyphosat über die Nahe transportiert. Aufsummiert über ein Jahr -April 2001 bis März 2002- ergibt sich eine Gesamtfracht von 146 kg Glyphosat. Ein so hoher Wert wurde von keinem anderen Wirkstoff erreicht! Insofern besteht für Glyphosat Handlungsbedarf zur Ableitung eines Qualitätsziels für Oberflächenwasser, das bisher als Orientierungshilfe für die Bewertung nach Kriterien der WRRL noch fehlt.

Die Untersuchungsergebnisse der 14-tägigen Mischproben sind in den Anlagen wie folgt dokumentiert: A-5.10.10 bis A-5.10.11 (2001 – 2002).

4.6.2 Arzneimittelwirkstoffe

Die Haupteintragsquelle von Arzneimittelwirkstoffen in die aquatische Umwelt ist über Kläranlagen die menschliche Ausscheidung und die unsachgemäße Entsorgung in die Toilette. Arzneimittelwirkstoffe werden nach ihrem Gebrauch aufgrund ihrer chemischen Stabilität unverändert oder in Form von Metaboliten aus dem Körper ausgeschieden. Oft erfolgt weder ein wesentlicher Abbau in der Kläranlage noch eine deutliche Rückhaltung im Klärprozess.

Veterinärpharmaka sind in Gebieten mit großen Nutztierbeständen von Bedeutung. Im Einzugsgebiet der Nahe gibt es diese nur vereinzelt an den Oberläufen einiger Nebengewässer im Hunsrück. Bei Ausbringung von tierischer Gülle in den Boden ist durch Versickern und Ausspülung ein Eintrag in Oberflächengewässer möglich.

Im Jahr 2000 wurde mit der Untersuchung von Clofibrinsäure in der Nahe begonnen. Clofibrinsäure ist ein Abbauprodukt des häufig verordneten Lipidsenkers Clofibrat. Der Nachweis erfolgte in 14M-Proben. In der folgenden Tabelle werden die Messergebnisse von 2000 – 2002 dargestellt:

Tab. 48: Jahresmittelwerte der Clofibrinsäure in der Nahe von 2000 – 2002.

Jahr	Anzahl der gemessenen Proben	Anzahl der Proben > BG=0,03 µg/l	Abfluss [m³/s]	Clofibrinsäure mittlere Konz. [mg/l]	Clofibrinsäure maximale Konz. [µg/l]
2000	26	5	43,2	< 0,030	0,063
2001	27	0	47,4	< 0,030	< 0,030
2002	26	8	60,0	< 0,030	0,064

In den Jahren 2000 und 2002 wird die Bestimmungsgrenze in 5 bzw. 8 von 26 Proben überschritten. Im Jahr 2001 hat keine Probe die Bestimmungsgrenze überschritten.

Die Analytik wird fortgesetzt. Die Untersuchungsergebnisse befinden sich in den Anlagen A-6.1.9 bis A-6.1.11.

4.6.3 Nitromoschusverbindungen (Moschusketon, Moschusxylol)

Synthetische Moschusduftstoffe wurden als preisgünstige und stabile Stoffe in Parfümgrundlagen für Kosmetika und Reinigungsmittel in großen Mengen eingesetzt. Nitromoschusverbindungen zeigen hohe Lipophilie (vergleichbar mit Lindan und PCB) und besitzen daher ein hohes Bioakkumulationsvermögen, wodurch sie sich in aquatischen Organismen wie Algen, Daphnien, Muscheln und Fischen stark anreichern können. Vor allem Moschusxylol gilt als schwer abbaubar. Bei Moschusketon besteht zusätzlich der Verdacht auf cancerogene Eigenschaften. Bereits 1981 wurden erstmalig Moschusxylol und Moschusketon in japanischen Fischen identifiziert, 1983 wurde ebenfalls über Nitromoschusverbindungen in Süßwasserfischen aus einem nordamerikanischen See berichtet. Zu Beginn der 90er Jahre wurden Untersuchungen mit Muttermilch und Humanfetten durchgeführt. Auch hier wurden Moschusxylol und Moschusketon nachgewiesen.

Synthetische Nitromoschusverbindungen werden durch Kläranlagen in die Gewässer eingetragen. Bereits Mitte der 90er Jahre wurden die herstellende und verarbeitende Industrie auf die Umweltproblematik dieser Stoffe hingewiesen. Seit 1994 wird Moschusxylol aufgrund einer Selbstverpflichtung des Industrieverbandes Körperpflege- und Waschmittel e.V. (IKW) nicht mehr in neuen Produkten eingesetzt. Die Verwendung in Produkten, die vor 1994 auf dem Markt waren, sollte durch den Einsatz von Ersatzstoffen nach und nach beendet werden. In den ersten orientierenden Untersuchungen 1995 (dreimal aus 28-tägigen Mischproben) wurde Moschus-Keton zweimal in Höhe der Bestimmungsgrenze (0,01 µg/l) gefunden, Moschusxylol lag stets darunter. Moschusxylol wurde im Jahr 1997 26 mal als 14M-Proben untersucht. Bei 9 Untersuchungen lag der Wert über der Bestimmungsgrenze < 0,01 µg/l. Der höchste Wert lag im Februar bei 0,023 µg/l. Im Jahr 1998 wurden 12 E28-Proben untersucht. Nur ein einziger Wert (Januar) war positiv und lag mit 0,011 µg/l nur knapp über der Bestimmungsgrenze. Moschusxylol wurde ab 1998 nicht mehr untersucht.

Ein differenzierteres Bild ergaben die Untersuchungen von Moschusketon. 1997 wurden für den Parameter Moschus-Keton in 17 von 26 14M-Proben Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenze

(0,01 µg/l) festgestellt. 1998 wurden 12 Stichproben (E28) untersucht, wobei in 5 Proben die Bestimmungsgrenze überschritten wurde. Die nachgewiesene maximale Einzelkonzentration betrug 1997 0,05 µg/l, 1998 lag sie bei 0,027 µg/l. Moschusketon wurde ab 1998 als 28-tägige-Einzelprobe in das Messprogramm aufgenommen.

In der nachfolgenden Tabelle sind die gemessenen Moschusketonkonzentrationen und die entsprechenden Frachten als Jahresmittelwerte, sowie die Extremwerte für die jeweiligen Untersuchungsjahre dokumentiert.

Tab. 49: mittlere Moschusketon-Konzentrationen, Frachten und Extremwerte 1997 - 2002

Jahr	Probenart	Anzahl der Proben ges.	Anzahl der Proben < BG	Abfluss [m³/s]	Moschusketon Konz. Min. [µg/l]	Moschusketon Konz. Mittel. [µg/l]	Moschusketon Konz. Max. [mg/l]	Moschusketon Fracht Mittel. [kg/d]*
1997	14M	26	9	24,9	< 0,01	0,016	0,050	0,036
1998	E28	12	7	54,5	< 0,01	0,010	0,027	0,032
1999	E28	13	9	36,6	< 0,01	< 0,010	0,029	0,022
2000	E28	13	10	48,7	< 0,01	< 0,010	0,014	0,024
2001	E28	13	12	56,9	< 0,01	< 0,010	0,012	0,028
2002	E28	13	13	70,1	< 0,01	< 0,010	< 0,010	0,030

* zur Orientierung geschätzte Werte, berechnet mit der halben BG

Im Verlauf des Untersuchungszeitraumes ist ein deutlicher Rückgang der gemessenen Werte über der Bestimmungsgrenze > 0,01 µg/l zu erkennen.

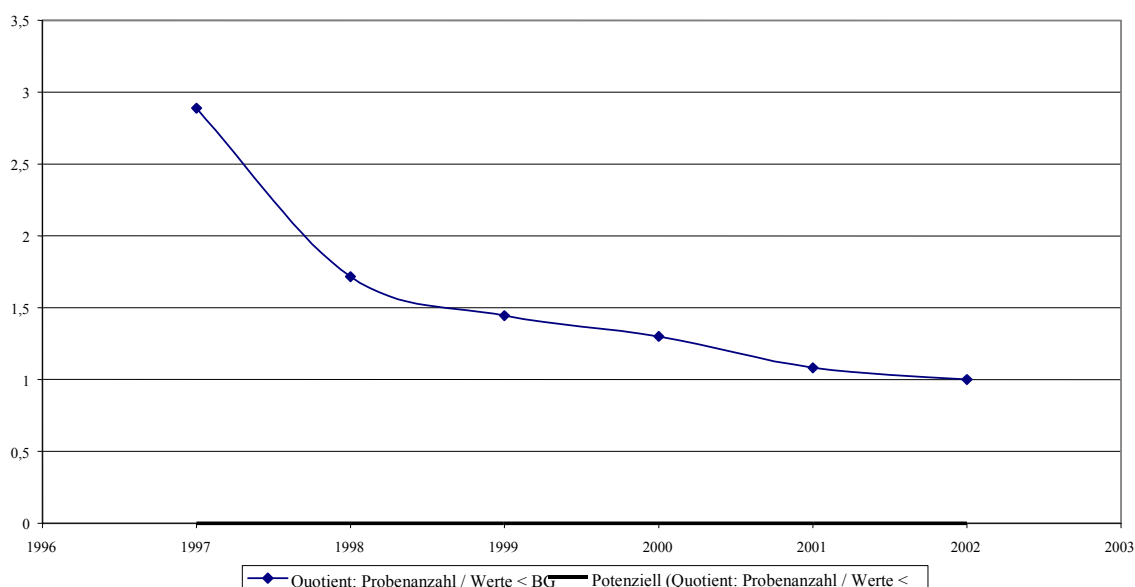


Abb. 77: Darstellung des Verhältnisses der Anzahl aller Proben eines Jahres zur Anzahl der Werte > BG pro Jahr.

Im Jahr 2002 wurden keine Werte über der BG bestimmt. Auch die Spitzenwerte werden im Verlauf niedriger.

Die folgende Abbildung 76 zeigt die gemessenen Nitromoschusketon-Konzentrationen und Frachten im Jahresverlauf und in Abhängigkeit vom Abfluss. Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze wurden in die Grafik nicht einbezogen.

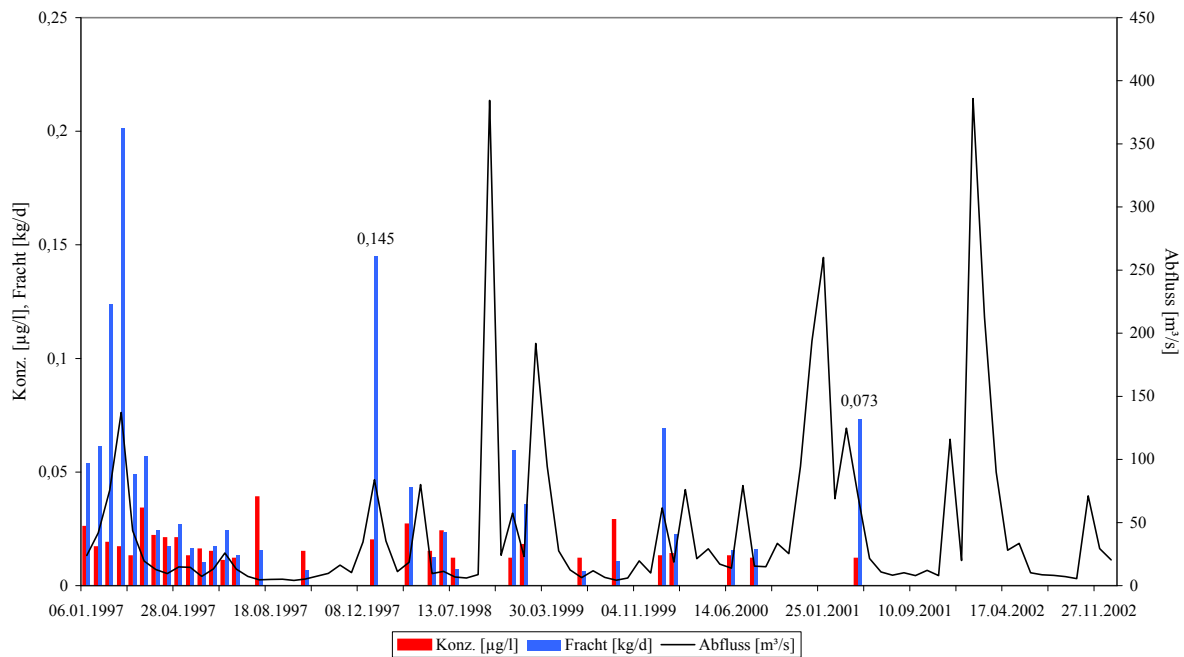


Abb. 76: Darstellung der mittleren Moschusketon-Konzentrationen (> BG=0,01) und -Frachten in Abhängigkeit vom Abfluss von 1997 bis 2002.

Wenn sich der deutlich erkennbare Trend in den folgenden Jahren fortsetzt, wird auf eine weitere Untersuchung des Parameters Moschusketon verzichtet.

Die Untersuchungsergebnisse sind in den Anlagen wie folgt dokumentiert:

Moschusketon A-6.2.6 (14M, 1997), A-6.2.7 bis A-6.2.11 (E28, 1998 – 2002)

Moschusxylo A-6.3.6 (14M, 1997), A-6.3.7 (E28, 1998)

4.6.4 Synthetische Komplexbildner (EDTA, NTA, DTPA)

Komplexbildende Stoffe haben die Fähigkeit, Metallionen zu binden, wobei die Stabilität der Komplexe pH-abhängig ist. Man unterscheidet schwache und starke Komplexbildner. Neben einer großen Anzahl natürlicher Komplexbildner (z.B. Zitronensäure, Weinsäure) und anorganischer Komplexbildner (z.B. Ammoniak) sind die synthetischen organischen Komplexbildner zu nennen. Die zu den Aminopolycarbonsäuren zählenden Stoffe Ethylendiamintetraessigsäure EDTA, Nitrilotriessigsäure NTA und Diethylentriaminpentaessigsäure DTPA haben wegen ihrer vielfachen Verwendung und schlechten biologischen Abbaubarkeit eine gewässergütemwirtschaftliche Bedeutung erlangt.

EDTA zählt zu den besonders starken Komplexbildnern. Mit zwei- und dreiwertigen Metallionen (sowohl Erdalkalien als auch Schwermetallionen) werden stabile wasserlösliche Komplexe gebildet. EDTA wird zur Enthärtung des Wassers in Wasch- und Reinigungsmitteln, in der Metallverarbeitung, in der Foto-, Textil- und Papierindustrie, für Kosmetika sowie in der Medizin eingesetzt.

Über seine Anwendungen gelangt EDTA in die kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen, wo es nur in geringem Umfang abgebaut wird. Auch in den industriellen Vorbehandlungsanlagen wird EDTA nicht spezifisch eliminiert, da es durch die gängigen chemisch-physikalischen Behandlungsverfahren nicht abgebaut wird. Die Anwesenheit von EDTA bei der Abwasserbehandlung ist nicht erwünscht, da die Elimination von Schwermetallen behindert wird. In den Gewässern werden die verfügbaren Metalle (z.B. Calcium, Magnesium) durch EDTA komplexiert. Auch eine Aufstockung der gelösten Anteile von toxischen Spurenmetallen durch Remobilisierung aus Sedimenten ist nicht auszuschließen, da deren Komplexe erheblich stabiler sind als die Calcium -und Magnesium – Komplexe. Ebenso wie freies EDTA werden die Metallkomplexverbindungen schlecht abgebaut.

Auch bei NTA und DTPA ist die Komplexbildnerfähigkeit stark ausgebildet, jedoch schwächer als bei EDTA. NTA ist schon seit den 60er Jahren als Phosphatersatzstoff in der Diskussion und wird zum Beispiel in Waschmitteln eingesetzt. Weitere Anteile entfallen auf die Papier-, Galvano- und Photoindustrie.

In kommunalen Kläranlagen und im Gewässer sind freies NTA und seine Komplexverbindungen unter aeroben Bedingungen besser abbaubar als EDTA und deren Komplexe. NTA und DTPA gelangen analog EDTA über die Abwässer in die Gewässer.

Ein Eintrag von synthetischen Komplexbildnern aus der Fläche kann durch die Verwendung in Spurenstoffdüngern verursacht werden. Die Eintragswege sind die gleichen wie bei den Wirkstoffen der Pflanzenschutzmittel.

1995 wurden die Komplexbildner EDTA, NTA und DTPA in das Untersuchungsprogramm der Nahe bei Grolsheim aufgenommen. Die Untersuchung erfolgte von 1995 – 1997 aus 14-tägigen Einzelproben (E14), ab 1998 aus 28-tägigen Einzelproben (E28). Für die Betrachtung der Messergebnisse ist zu berücksichtigen, dass aufgrund der unterschiedlichen Probenahme die Ergebnisse der Jahre 1995 – 1997 (E14-Proben) mit denen der Jahre 1998 – 2002 nur eingeschränkt verglichen werden können. Es muß ebenso beachtet werden, dass im Jahr 1994 Proben erst ab April vorliegen und es sich um 14-tägige Mischproben handelt.

4.6.4.1 EDTA

Während des Untersuchungszeitraumes wurde EDTA in jeder Probe nachgewiesen. Die mittleren Konzentrationen liegen über denen des Rheins. Ab dem Jahr 1999 bewegen sich die Konzentrationen rückläufig, sind aber in Bezug zu den abflussreicheren Jahren auf höhere Verdünnungen zurückzuführen. Bei den Frachten lassen sich keine Tendenzen erkennen, lediglich ein Belastungsmaximum in den Jahren 1997/98. Als Haupteintragsquellen werden kommunale Kläranlagen vermutet. Industrielle Direkteinleiter sind im Einzugsgebiet der Nahe nicht bekannt.

Tab. 50: mittlere EDTA-Konzentrationen, Frachten und Extremwerte 1994 – 2002

	Nahe				Rhein	Nahe	
Jahr	Proben-art	Abfluss [m³/s]	EDTA Min. Konz. [µg/l]	EDTA Mit-tel. Konz. [µg/l]	EDTA Mit-tel. Konz. [µg/l]	EDTA Max. Konz. [µg/l]	EDTA Mit-tel. Fracht [kg/d]
1994	14M	13,7	1,2	13,3	7,3	28	14,0
1995	E14	30,5	0,9	6,9	6,6	13	12,6
1996	E14	14,8	4,5	18,9	8,0	44	16,8
1997	E14	23,9	0,7	17,2	6,6	48	18,4
1998	E28	50,6	1,0	15,9	5,8	39	20,1
1999	E28	39,6	0,4	11,4	3,6	33	11,3
2000	E28	48,7	0,5	5,7	5,1	13	14,0
2001	E28	61,0	1,3	7,4	4,4	16	15,3
2002	E28	70,0	0,9	7,6	4,4	28	14,9

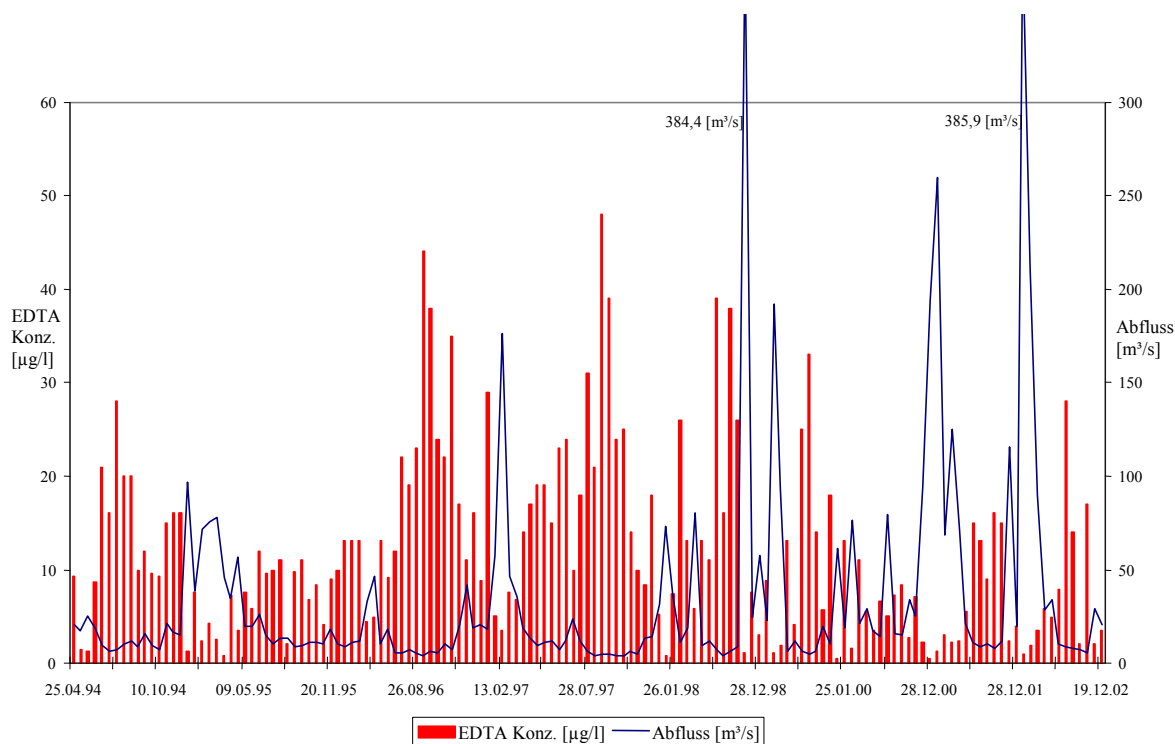


Abb. 78: Darstellung der EDTA-Konzentration in Abhängigkeit vom Abfluss im Jahresverlauf 1994 - 2002

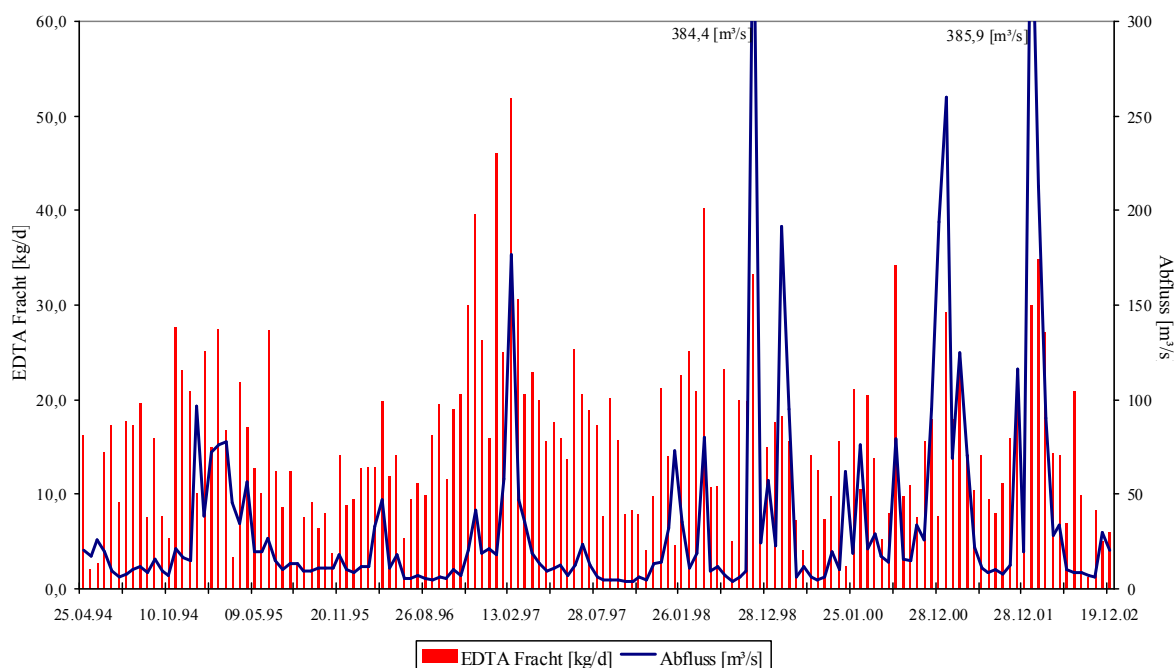


Abb. 79: Darstellung der EDTA-Fracht in Abhängigkeit vom Abfluss im Jahresverlauf 1994 - 2002

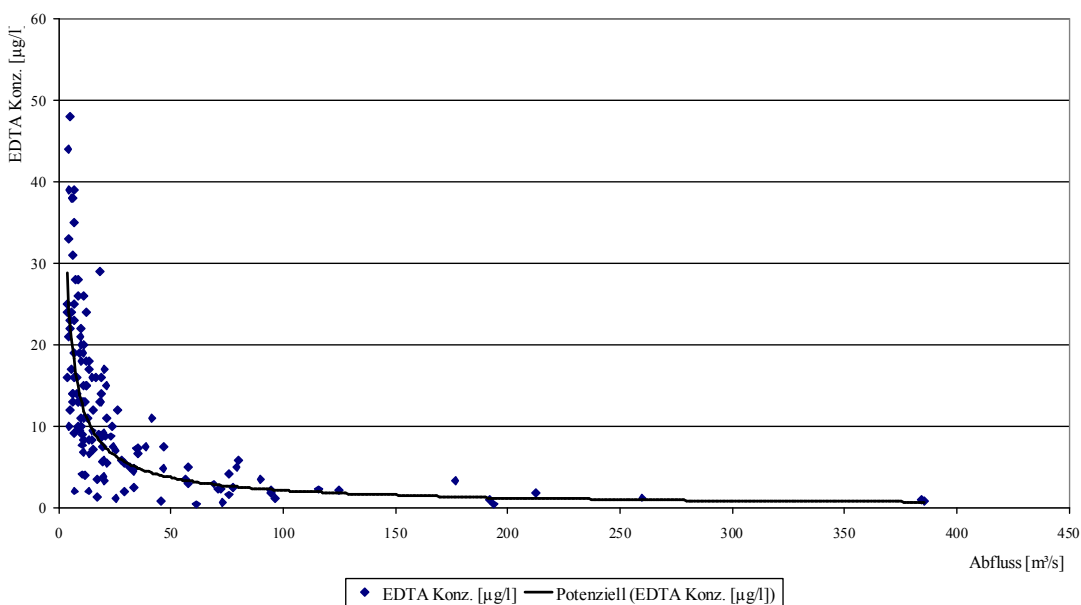


Abb. 80: Konzentrations-Abfluss-Beziehung EDTA

Die Beziehung von Abfluss und Konzentration lässt sich gut in einem Punktediagramm sichtbar machen. Bei hohen Abflüssen bewirken Verdünnungseffekte niedrigere Konzentrationen. Dies ist ein Hinweis auf Kläranlagen als Haupteintragsquellen für EDTA.

4.6.4.2 NTA

Tab.51: mittlere NTA-Konzentrationen, Frachten und Extremwerte 1994 - 2002

Jahr	Nahe						Rhein	Nahe	
	Proben-art	Anzahl der Proben ges.	Anzahl der Proben <BG	mittlerer Abfluss [m³/s]	NTA Min. Konz. [µg/l]	NTA Mittel. Konz. [µg/l]	NTA Mittel. Konz. [µg/l]	NTA Max. Konz. [µg/l]	NTA Mittel. Fracht [kg/d]
1994	14M	16	0	13,7	1,1	2,5	2,0	5,2	2,7
1995	E14	23	3	30,5	< 0,4	1,4	1,7	2,7	3,0
1996	E14	18	0	14,8	0,6	6,5	1,6	44,0	10,5
1997	E14	27	0	23,9	1,5	4,8	1,8	11,0	9,3
1998	E28	13	0	50,6	0,4	9,5 *	2,7	72,0 *	192,5 *
1999	E28	11	1	39,6	< 0,4	1,8	1,7	5,0	7,7
2000	E28	13	2	48,7	< 0,4	1,6	1,5	4,3	5,1
2001	E28	11	1	64,5	< 0,4	1,4	0,7	3,7	4,5
2002	E28	12	1	70,0	< 0,4	5,6 *	1,4	40,0 *	114,3 *

* Werte verursacht durch hohen Einzelwert

NTA liegt in der Nahe in niedrigeren Konzentrationen vor als EDTA, wenige Proben auch unter der Bestimmungsgrenze <0,4 µg/l. In den Jahren 1995 und 1999 – 2001 wurden deutlich niedrigere Konzentrationen gefunden als in den übrigen Jahren. Im Verhältnis zum Rhein liegen die Werte in der Nahe höher, insbesondere in den Jahren 1996 – 1998 und 2002. Im November 1998 und im Januar 2002 wurden extrem hohe Konzentrations-, Abfluss- und Frachtwerte gemessen, durch welche sich die hohen Jahresmittelwerte erklären. Hier sind mit großer Wahrscheinlichkeit Einträge aus Regenüberläufen (evtl. auch aus der Fläche) anzunehmen.

Da diese extremen Werte nicht geeignet sind, einen Monat zu repräsentieren, ist es sachgerecht, die Jahresmittelwerte ohne diese Extremwerte zu berechnen. Dann ergeben sich für 1998 eine mittlere Konzentration von 4,2 µg/l und eine mittlere Fracht von 8,6 kg/d. Für 2002 lassen sich dann eine mittlere Konzentration von 2,5 µg/l und eine mittlere Fracht von 3,4 kg/d errechnen. Diese Werte sind im Kontext der übrigen Jahresmittelwerte plausibel.

Bei der Betrachtung der Konzentrationen und Frachten sind Verdünnungseffekte kaum zu erkennen. NTA tritt in größeren Mengen bei hohen Abflüssen auf, wofür anspringende Regenüberläufe und Flächeneinträge verantwortlich sind.

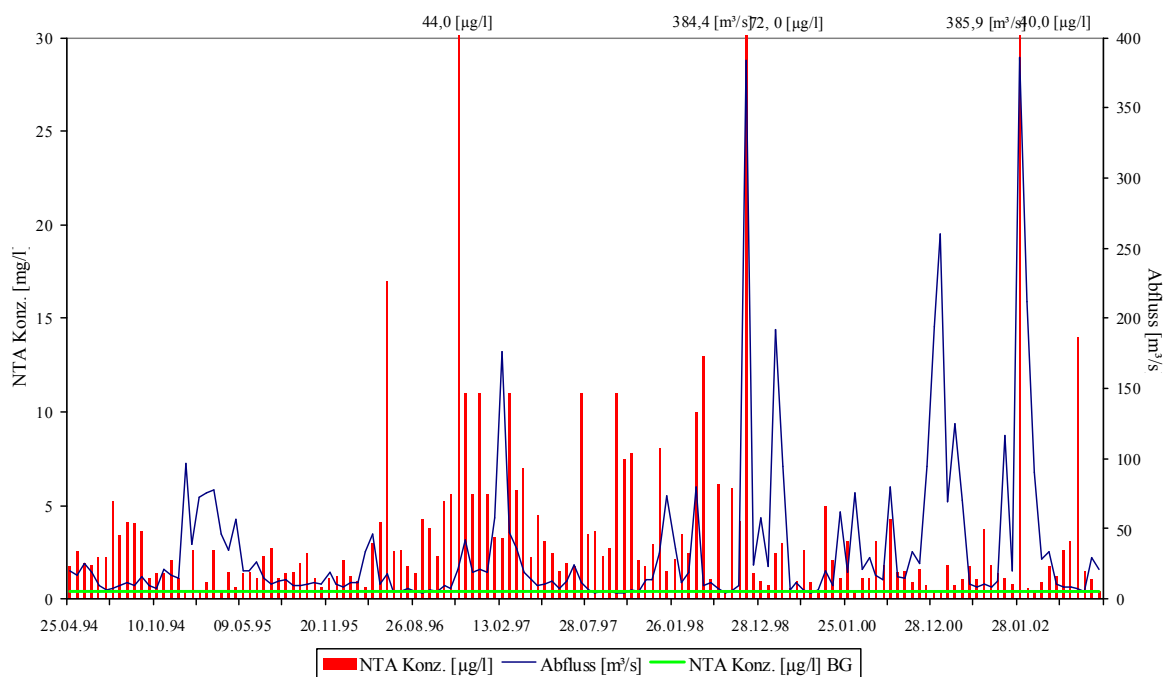


Abb. 81: NTA-Konzentration in Abhängigkeit vom Abfluss mit Markierung der Bestimmungsgrenze von 0,4 $\mu\text{g/l}$.

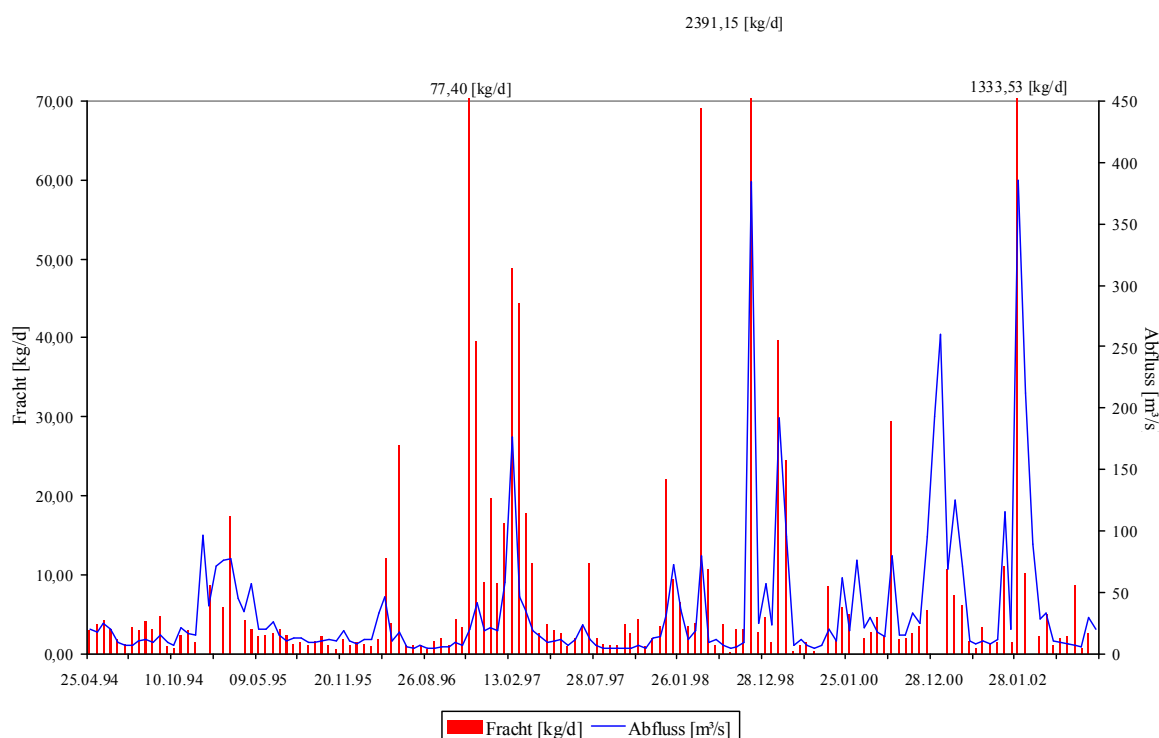


Abb. 82: NTA-Fracht in Abhängigkeit vom Abfluss. Bei Werten BG <0,4 $\mu\text{g/l}$ wurde auf eine Frachtberechnung verzichtet.

4.6.4.3 DTPA

Die Nahe ist mit DTPA nur geringfügig belastet. Von den gemessenen Werten liegen durchschnittlich etwa die Hälfte unter der Bestimmungsgrenze $< 0,4 \mu\text{g/l}$. Die Jahresmittelwerte unterliegen während des Untersuchungszeitraumes geringfügigen Schwankungen und sind niedriger als die des Rheins. Im Jahr 1995 wurde der höchste Wert mit $4,0 \mu\text{g/l}$ gemessen. Auch die mittleren Jahresfrachten unterliegen geringfügigen Schwankungen und liegen deutlich unter den EDTA- und NTA-Werten. Im Jahr 2002 liegt die Jahresfracht mit $2,2 \text{ kg/d}$ am höchsten und ist auf die deutlich höheren Abflüsse zurückzuführen.

Tab. 52: mittlere DTPA-Konzentrationen, Frachten und Extremwerte 1994 – 2002

	Nahe						Rhein	Nahe	
Jahr	Proben-art	Anzahl der Werte ges.	Anzahl der Werte < BG	Ab-fluss [m^3/s]	DTPA Min. Konz. [$\mu\text{g/l}$]	DTPA Mittel. Konz. [$\mu\text{g/l}$]	DTPA Mittel. Konz. [$\mu\text{g/l}$]	DTPA Max. Konz. [$\mu\text{g/l}$]	DTPA Mittel. Fracht [kg/d]
1994	14M	16	7	13,7	$< 0,4$	0,5	3,3	1,1	0,5
1995	E14	23	16	30,5	$< 0,4$	0,5	3,0	4,0	1,2
1996	E14	18	7	14,8	$< 0,4$	0,6	2,4	1,2	0,7
1997	E14	27	16	23,9	$< 0,4$	0,5	1,4	1,5	0,7
1998	E28	13	5	50,6	$< 0,4$	0,8	2,0	1,6	1,8
1999	E28	11	6	39,6	$< 0,4$	0,4	0,7	0,8	1,1
2000	E28	13	8	48,7	$< 0,4$	0,4	1,9	0,9	1,6
2001	E28	12	7	61,0	$< 0,4$	0,5	1,9	1,6	1,5
2002	E28	12	6	70,0	$< 0,4$	0,8	1,6	3,7	2,2

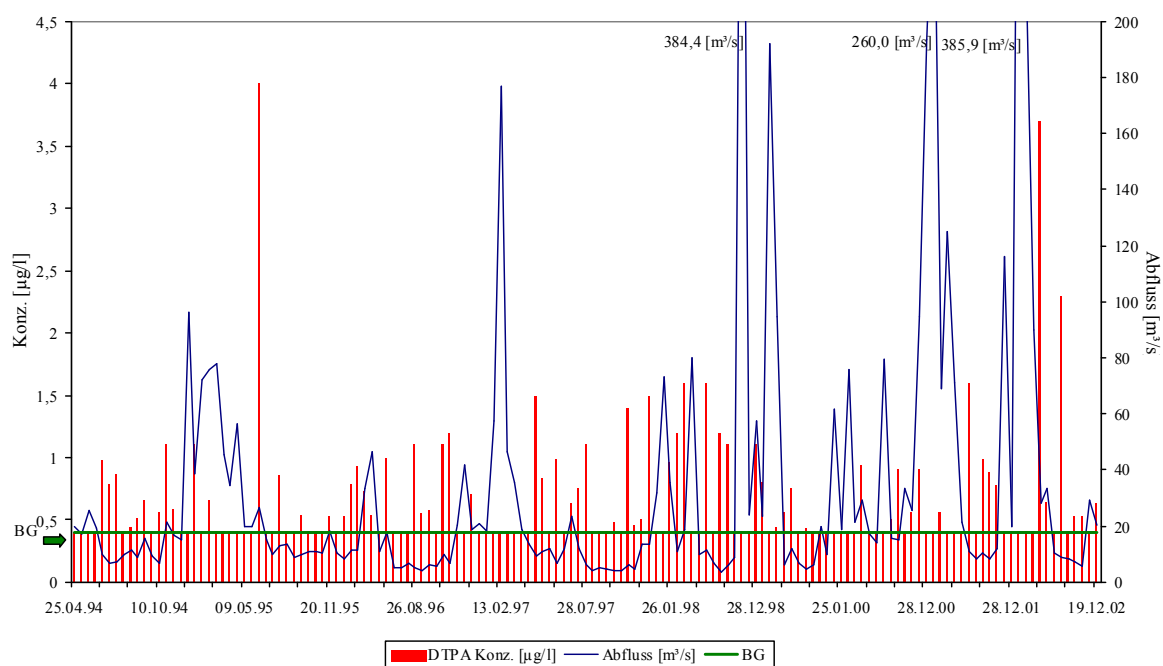


Abb. 83: DTPA-Konzentration in Abhängigkeit vom Abfluss mit Markierung der Bestimmungsgrenze.

DTPA wird größtenteils Putz- und Reinigungsmitteln zugesetzt, in Waschmitteln spielen EDTA und NTA die größere Rolle. Ein Hauptbelastungsfaktor bei der Gewässerverunreinigung sind Waschmittel aus häuslichen Abwässern, es überwiegen EDTA und NTA als Verunreinigung im Gewässer.

Die eher niedrigen Konzentrationen von DTPA werden bei hohen Abflüssen soweit verdünnt, dass sie meist unter die Bestimmungsgrenze $< 0,4 \mu\text{g/l}$ rutschen.

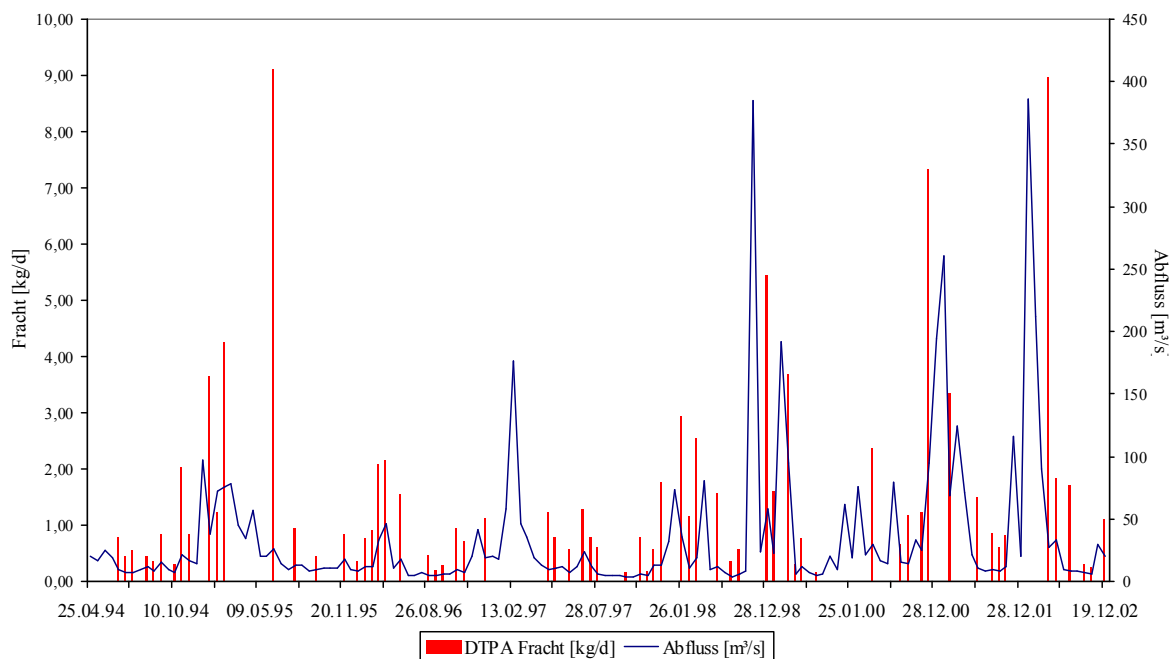


Abb. 84: DTPA-Fracht in Abhängigkeit vom Abfluss. Bei Werten $BG < 0,4 \mu\text{g/l}$ wurde die Fracht nicht berechnet.

Die Untersuchungsergebnisse sind in den Anlagen wie folgt dokumentiert:

EDTA A-6.4.3 (14M 1994), A-6.4.4 bis A-6.4.6 (E14, 1995 - 1997),

A-6.4.7 bis A-6.4.11 (E28, 1998 - 2002)

NTA A-6.5.3 (14M, 1994), A-6.5.4 bis A-6.5.6 (E14, 1995 - 1997),

A-6.5.7 bis A-6.5.11 (E28, 1998 - 2002)

DTPA A-6.6.3 (14M, 1994), A-6.6.4 bis A-6.6.6 (E14, 1995 - 1997),

A-6.6.7 bis A-6.6.11 (E28, 1998 - 2002)

4.6.5 Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe/Lösemittel (Trichlormethan, Trichlorethen, Tetrachlorethen)

Leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe sind kaum wasserlöslich, biologisch schwer abbaubar und instabil unter Lichteinfluss. Trichlormethan steht in begründetem Verdacht, krebserregend zu wirken und wird in der Industrie nur noch wenig verwendet.

Tab. 53: Jahresmittelwerte, Maxima und Frachten von Trichlormethan in der Nahe; Vergleich der Konzentrationen in der Nahe und im Rhein (1995 – 2002).

Jahr	Abfluss [m³/s]	Proben- anzahl	Anzahl der Proben < BG = 0,1µg/l	Trichlor- methan Mittel. Konz. [µg/l]	Vergleich Rhein (Meß- stelle 1) Mit- tel. Konz. [µg/l]	Trichlor- methan Max. Konz. [µg/l]	Trichlor- methan Fracht Mittel [kg/d]
1995	37,5	16	10	< 0,1	0,2 (E14)	0,10	0,22
1996	16,3	12	5	< 0,1	0,28 (E14)	0,20	0,09
1997	21,0	14	10	< 0,1	0,2 (E14)	0,10	0,11
1998	50,6	13	12	< 0,1	0,1 (E14)	0,10	0,22
1999	36,6	13	12	< 0,1	< 0,1 (E14)	0,10	0,16
2000	48,7	13	13	< 0,1	< 0,1 (E14)	< 0,1	0,21
2001	56,9	13	13	< 0,1	< 0,1 (E14)	< 0,1	0,25
2002	70,1	13	13	< 0,1	< 0,1 (E14)	< 0,1	0,30

In den Jahren 1995 – 1999 wurden noch geringe Konzentrationen von Trichlormethan nachgewiesen. Bei dem überwiegenden Teil der Proben wurde die Bestimmungsgrenze nicht überschritten. Ab dem Jahr 2000 – 2002 lagen alle Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze. Im Verlauf des Untersuchungszeitraumes ist deutlich der Rückgang der Belastung zu erkennen. Die gemessenen Maxima lagen nur unwesentlich über der Bestimmungsgrenze. Im Vergleich war im Rhein die Belastung höher, wobei in den Untersuchungsjahren 1999 – 2002 die Bestimmungsgrenze nicht mehr überschritten wurde.

Die Frachtschätzung hat mit Ausnahme der Jahre 1995 und 1997 nur formalen Charakter, da die meisten Messwerte < BG sind. Trichlormethan gehört zu den prioritären Stoffen gem. WRRL und muss daher an den Überblicksmessstellen kontrolliert werden. Aus fachlicher Sicht wären Wiederholungen der einjährigen Untersuchungszyklen im Abstand von 3 – 5 Jahren ausreichend.

Die Parameter Trichlorethen und Tetrachlorethen wurden seit 1998 als monatliche Einzelproben in das Untersuchungsprogramm aufgenommen. Der Parameter Tetrachlormethan wurde im Jahr 1998 als E28-Probe untersucht. In sämtlichen Untersuchungsjahren wurde keiner der drei Parameter über der Bestimmungsgrenze nachgewiesen.

Die Zielvorgabe der LAWA für den Parameter Trichlormethan beträgt für das Schutzgut Trinkwasser 1 µg/l, für das Schutzgut aquatische Lebensgemeinschaft 0,8 µg/l und wurde in der Nahe seit Beginn der Untersuchungen eingehalten.

Die Untersuchungsergebnisse sind in den Anlagen wie folgt dokumentiert:

Trichlormethan A-6.7.4 bis A-6.7.11 (E28, 1995 - 2002)

Trichlorethen A-6.8.3 (14M, 1994), A-6.8.7 bis A-6.8.11 (E28, 1998 - 2002)

Tetrachlorethen A-6.9.3 (14M, 1994), A-6.9.7 bis A-6.9.11 (E28, 1998 - 2002)

4.7 Schwebstoffe

4.7.1 Einleitung

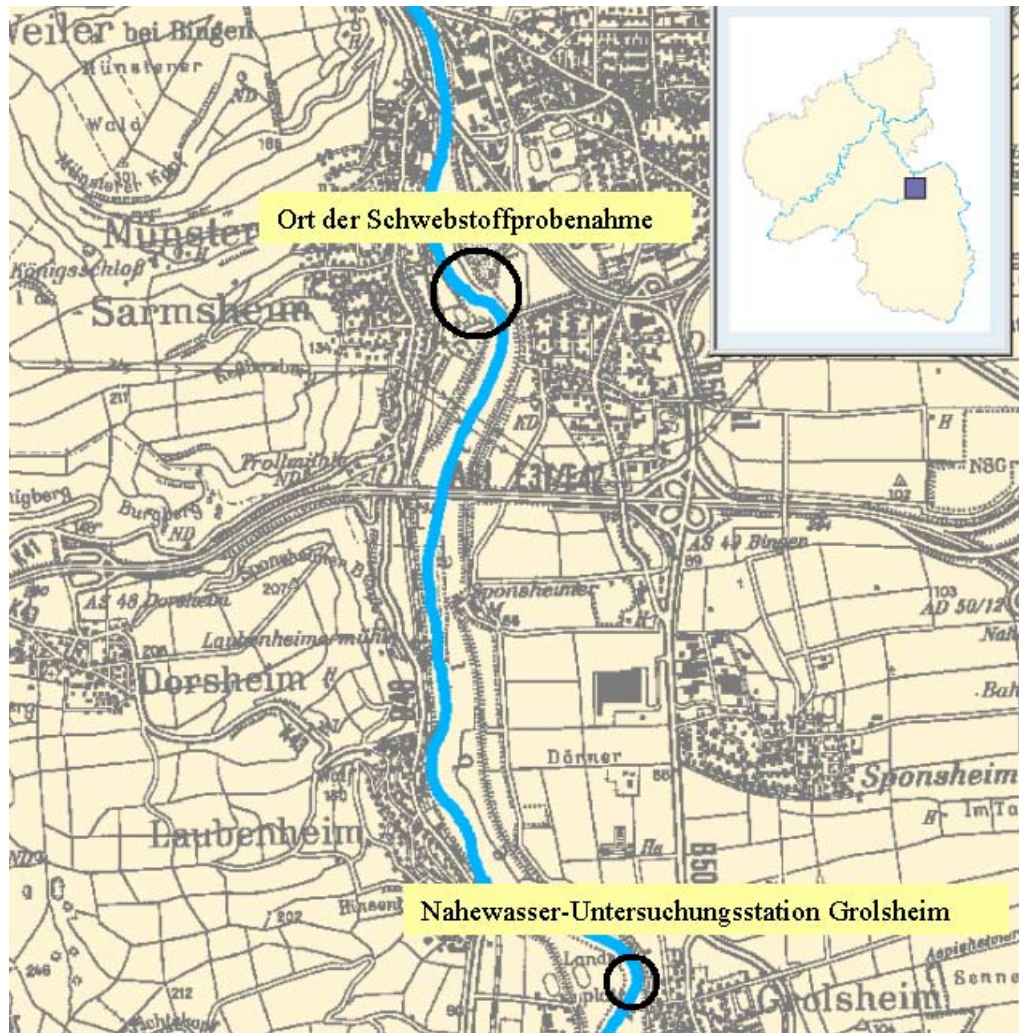


Abb. 85: Kartenausschnitt Grolsheim; Münster-Sarmsheim

4.7.1.1 Ort der Probenahme

Das LUWG (früher LfW) untersucht seit 1995 an der Probenahmestelle „Grolsheim“ das Wasser der Nahe auf den Gehalt der an Schwebstoffen gebundenen Verunreinigungen. An ihnen wird seit 1995 die Belastung mit anorganischen und ab 1996 die Belastung mit organischen Substanzen bestimmt.

Die Schwebstoffprobenahmestelle „Grolsheim“ stimmt geographisch nicht mit der Nahewasser-Untersuchungsstation Grolsheim überein. Die Deiche, die am rechten Ufer der Nahe das Umland schützen, verhindern eine Zufahrt bzw. ein sicheres Einrichten des Fahrzeugs mit der Zentrifuge am Ufer. Daher wurde die Probenahmestelle zum linken Ufer des Flusses, an den gut anzufahrenden Ortsrand von Münster-Sarmsheim verlegt:

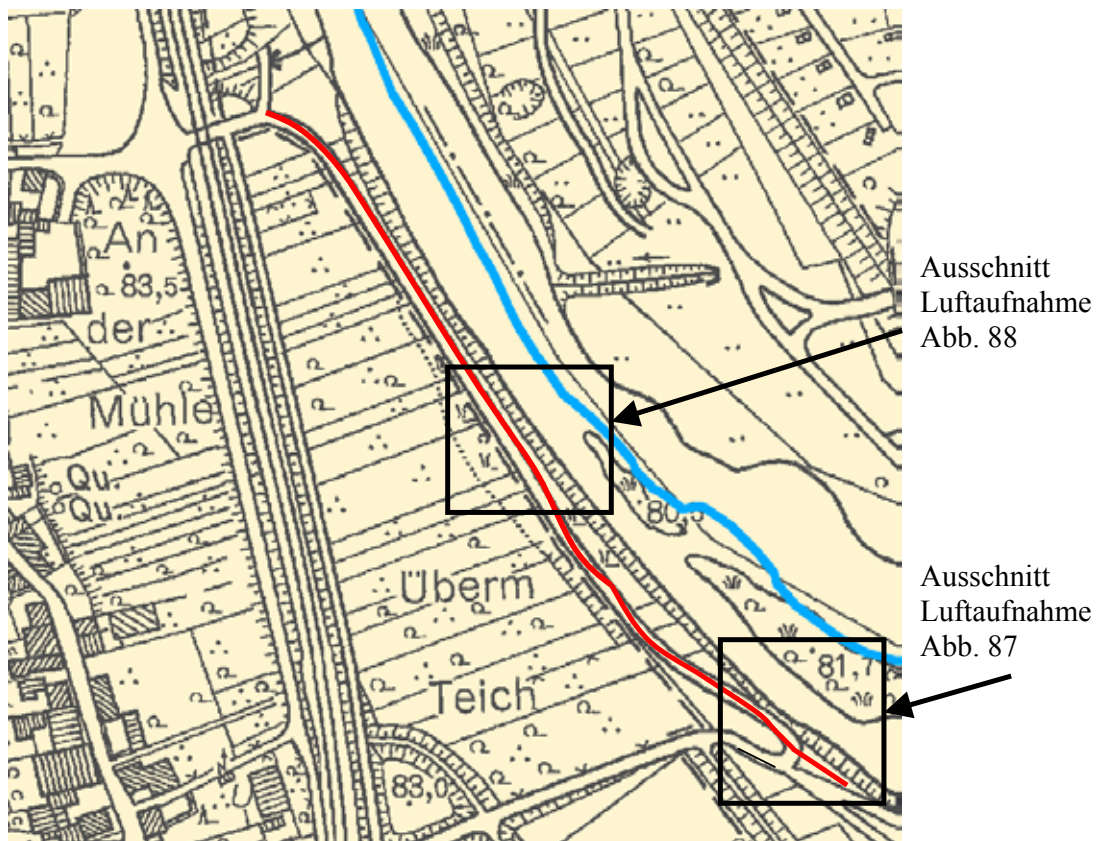


Abb. 86: Kartenausschnitt Nahe bei Münster-Sarmsheim



Abb. 87: Orthogonalphotos Schwebstoffprobenahmestellen 1 und 3

Als Deich, der den Ort Münster-Sarmsheim vor Hochwasser schützen soll, dient auf dieser Naheseite der Bahndamm. Über Bahnübergänge ist ein am Ufer entlang führender Feldweg bequem erreichbar und bietet die notwendige Infrastruktur zur Schwebstoffprobenahme. Die Nahe ist ein sehr dynamisches Gewässer. Das Verhältnis von Niedrigwasserabfluss MNQ: 4,45 m³/s zu Hochwasserabfluss MHQ: 452 m³/s (Gewässerkundliches Jahrbuch, Nahe bei Grolsheim, Zeitreihe 1973 bis 1999) ist groß. Dies bedeutet, dass bei Hochwasserereignissen die Morphologie der Nahe relativ häufig (im begrenzten Maße) umgestaltet wird. Daher mußten seit Beginn der Probenahmen im Jahr 1995 bis zum jetzigen Zeitpunkt drei unterschiedliche Stellen genutzt werden. Diese liegen allerdings im selben Abschnitt am linken Ufer innerhalb von ca. 250 m.

Die Probenahmestelle 1 (1995 bis 1998) lag in der Spitzkehre des Weges und zeichnete sich dadurch aus, dass das Schwebstofffahrzeug nahe am Gewässer abgestellt werden konnte und trotzdem andere Fahrzeuge nicht behindert wurden. Der Zugang zum Ufer war einfach.



Abb. 88: Orthogonalphotos Schwebstoffprobenahmestelle 2

Infolge der Änderungen der Morphologie des Gewässerbetts nach einem Hochwasser nahm die Fließgeschwindigkeit des Wassers allerdings derart zu, dass der Ausleger mit der Pumpe zur Wasserentnahme nicht mehr stabilisiert werden konnte. Daher wurde die Probenahmestelle 2 circa 200 m in Richtung Nordwesten verlegt:

Dieser Ort mußte 2003 aufgrund von Baumaßnahmen an den benachbarten Schrebergärten und am unterhalb liegenden Bahnübergang aufgegeben werden. Die jetzige Probenahmestelle 3 (vgl. Abb. 87) befindet sich in die Nähe der ersten Probenahmestelle.

4.7.1.2 Beschreibung des Schwebstoffs

Schwebstoffe sind laut DIN 4049-3: „Feststoffe, die durch das Gleichgewicht der Vertikalkräfte in Schwebelage gehalten werden“. Nach ihrer Herkunft können zwei Arten von Schwebstoffen unterschieden werden:

- 1) mineralische Bestandteile
- 2) Schwebstoffe, die aus biologischem Material bestehen.

Die Schwebstoffmenge in einem Gewässer zu einem definierten Zeitpunkt ist abhängig von unterschiedlichen Parametern:

- a) vom Abfluss,
- b) von der Dynamik und
- c) von der Strömungsgeschwindigkeit des jeweiligen Gewässers, sowie
- d) von den zurückliegenden Regenereignissen,
- e) der Jahreszeit und
- f) von Arbeiten am Gewässer (bedeutend i.a. bei kleineren Gewässern).

Schwebstoffe zeigen sich dem Betrachter als Trübung des Wassers. Die Zusammensetzung der Schwebstoffe variiert stark. Jahreszeit und Eintragswege bewirken schwankende Zusammensetzungen. Schwebstoffe bestehen aus mineralischen und/oder biologischen Partikeln, wobei die biologischen Bestandteile lebend (z.B. Algen oder sonstige Kleinstlebewesen) oder abgestorben sein können. Daraus ergibt sich, dass auch die Form des einzelnen Schwebstoffpartikels äußerst variabel ist. Die Folge davon ist, dass die Adsorption von anorganischen oder organischen Substanzen an die Partikel je nach Matrix-Beschaffenheit unterschiedlich ausgeprägt ist. Die Belastungen sind teilweise geogen, teilweise anthropogen.

4.7.1.3 Bewertungskriterien für Belastungen an festen Matrices

Um Belastungen der Schwebstoffe durch lipophile Organika und Schwermetalle in ein festes Schema (Zielvorgaben) mit Vergleichsmöglichkeiten einzufügen, wurde von der LAWA u.a. das Schutzgut „Schwebstoffe und Sedimente“ definiert. Dieses Schutzgut wird unter dem Nutzungsaspekt der „Ablagerung von Baggergut auf land-wirtschaftlich genutzten Flächen“ [LAWA] betrachtet. Als Vorlage dient die Klärschlammverordnung. Der Wert der Gewässergüteklasse II bildet gleichzeitig die Zielvorgabe. Für Schwermetalle wurde folgende Einteilung abgeleitet:

Tab. 54: Kriterien LAWA-Gütekartierung (Schwermetalle)

Metall	Schutzgut	Gewässergüteklasse						
		I	I-II	II	II-III	III	III-IV	IV
Pb	A/S	≤ 25	≤ 50	≤ 100	≤ 200	≤ 400	≤ 800	> 800
Cr	A	≤ 80	≤ 90	≤ 100	≤ 200	≤ 400	≤ 800	> 800
Cu	S	≤ 20	≤ 40	≤ 60	≤ 120	≤ 240	≤ 480	> 480
Zn	S	≤ 100	≤ 150	≤ 200	≤ 400	≤ 800	≤ 1600	> 1600
Cd	S	≤ 0,3	≤ 0,6	≤ 1,2	≤ 2,4	≤ 4,8	≤ 9,6	> 9,6
Hg	A	≤ 0,2	≤ 0,4	≤ 0,8	≤ 1,6	≤ 3,2	≤ 6,4	> 6,4
Ni	S	≤ 30	≤ 40	≤ 50	≤ 100	≤ 200	≤ 400	> 400

A = Aquatische Lebensgemeinschaft; alle Angaben in mg/kg TS; S = Schwebstoffe/Sedimente

Für Organika existiert laut Literatur („Qualitätsziele“ – BLAK QZ; Stand 30.6.1993; UBA-Text 44/94) bisher nur für HCB die Zielvorgabe 40 µg/kg TS. In der Klärschlammverordnung sind Aufbringungsverbote und Beschränkungen festgelegt, die bei der Aufbringung von Klärschlamm auf „landwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzte Böden“ beachtet werden müssen. Zum Schutz des Menschen, der die Erträge der Böden nutzt, sind die Konzentrationen der im auszubringenden Klärschlamm und bereits im Boden enthaltenen Schwermetalle limitiert.

Tab. 55: Zielvorgaben für Metallgehalte am Feststoff

Metall	LAWA-Vorgabe		Klärschlammverordnung	
	Schutzgut	Zielvorgabe	GW Boden	GW Klärschlamm
Pb	A/S	≤ 100	100	900
Cd	S	≤ 1,2	1,5	10/5
Cr	A	≤ 100	100	900
Cu	S	≤ 60	60	800
Ni	S	≤ 50	50	200
Hg	A	≤ 0,8	1	8
Zn	S	≤ 200	200	2500/2000

S = Sediment; A = aquatische Lebensgemeinschaft;

4.7.1.4 Probenahme

Die Dauer der Probenahme ist von der gewünschten Schwebstoffmenge (gerechnet als Trockenmasse) und vom Trübungssubstanzgehalt des Gewässers abhängig. Sie sollte bei einem Wasserdurchsatz von ca. 1000 L/h mindestens 30 Minuten betragen. Da eine Unterbrechung der Probenahme zur Feststellung der bisher gewonnenen Mengen einen Zeitverlust von bis zu 40 Minuten bedeuten kann, muss die Festlegung der Probenahmedauer vor Beginn der Arbeit mit Hilfe einer Trübungsmessung anhand von Vergleichstabellen festgelegt werden. Es besteht in Abhängigkeit von Messstelle und Gewässer eine Korrelation zwischen Trübung und Schwebstoffgehalt. Der Korrelationskoeffizient für die Probenahme an der Nahe im Zeitraum 1995 bis 2002 beträgt zwischen

- Abfluss und Schwebstoffgehalt (Trockenmasse): 67,3%,
- Trübung und Abfluss an den Probenahmetagen: 72,9%,
- Schwebstoffgehalt (Trockenmasse) und Trübung: 97,2 %.

Die Übersicht verdeutlicht aber auch die große Schwankungsbreite dieser Parameter.

Tab. 56: Korrelationen einzelner Schwebstoffeigenschaften

Jahr	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Schweb. (TS)/Abfluss	39,8%	52,8%	94,9%	29,1%	67,7%	90,4%	96,1%
Trübung/Abfluss	52,3%	33,1%	93,2%	69,7%	73,5%	91,7%	96,5%
Schweb. (TS)/Trübung	95,4%	95,4%	99,0%	99,0%	92,7%	99,7%	99,3%

Schweb. = Schwebstoffgehalt

Da die Menge des Parameters „Schwebstoff“ in erster Linie eine Funktion der Wasserführung (= Abflussverhältnis) des Fließgewässers ist, ist die zeitliche Repräsentanz von der Tageszeit bis auf Ausnahmen unabhängig. Besondere Ereignisse wie Hoch- oder Niedrigwässer gehören natürlicherweise auch in die Probenahme. Zeitpunkt und Besonderheiten einer jeden Probenahme werden dokumentiert und sind bei der Bewertung der Ergebnisse zu berücksichtigen.

Die folgende Tabelle zeigt alle chemischen und physikalischen Kenngrößen (mit der Jahreszahl der Erstbestimmung), die in den Schwebstoffen bestimmt wurden:

Tab. 57: Auflistung aller im Schwebstoff bestimmter Parameter

abzentrifug.Schwebstoffe (FS.)	1995	Hexachlorbenzol	1996
abzentrifug.Schwebstoffe (TS.)	1995	PCB 28	1996
Glühverlust der Trockenmasse	1995	PCB 52	1996
Aluminium	1995	PCB 101	1996
Arsen	1995	PCB 118	1996
Blei	1995	PCB 138	1996
Cadmium	1995	PCB 153	1996
Chrom ges.	1995	PCB 180	1996
Cobalt	1995	Fluoranthren	1996
Eisen	1995	Benzo(b)fluoranthren	1996
Kupfer	1995	Benzo(k)fluoranthren	1996
Mangan	1995	Benzo(a)pyren	1996
Nickel	1995	Benzo(g,h,i)perylene	1996
Quecksilber	1995	Indeno(1,2,3 cd)pyren	1995
Zink	1995	1,2,3 Trichlorbenzol	1997
AOX	1997	1,2,4 Trichlorbenzol	1997
Gesamt- P	1996	1,3,5 Trichlorbenzol	1997
TOC	1996	2,4-DDT	1997
		4,4-DDD	1997
Korngrößenverteilung	bis 1998	4,4-DDE	1997
		4,4-DDT	1997
		Dibutylzinn-Kation	2001
		Tributylzinn-Kation	2002
		Triphenylzinn-Kation	2002

Die Größen der linken Spalte wurden seit 1995, die der rechten Spalte seit 1997 im Zentrallabor des LfW bestimmt. Die Ergebnisse der organischen Spurenanalyse von 1996 stammen aus der Zusammenarbeit mit den Kollegen des Staatlichen Instituts für Gesundheit und Umwelt des Saarlandes in Saarbrücken. Die Untersuchungen der Korngrößenverteilungen gemäß DUR wurden von der Bundesanstalt für Gewässerkunde in Koblenz durchgeführt. Als ab 1998 abzusehen war, dass ein weiterer Informationsgewinn aufgrund der geringen Schwankungen innerhalb der Korngrößenverteilung nicht mehr möglich war, wurden diese Untersuchungen eingestellt.

4.7.2 Ergebnisse

Die Einzelergebnisse eines Jahres werden in den Anlagen A-7.1.4 – A-7.2.11 dargestellt und nach der Vorschrift der Bund/Länder-Liste „Stoffe in oberirdischen Gewässern“ – Aggregierte Daten – (Januar 1997) als Minimum, Mittelwert und Maximum, sowie als 50- und 90-Perzentil zusammengefasst.

4.7.2.1 Metalle

Die Einordnung der Analysenergebnisse der Metalle am Schwebstoff in Güteklassen nach den Kriterien der LAWA (vgl. Tab. 1, Seite 5) ergibt folgendes Bild:

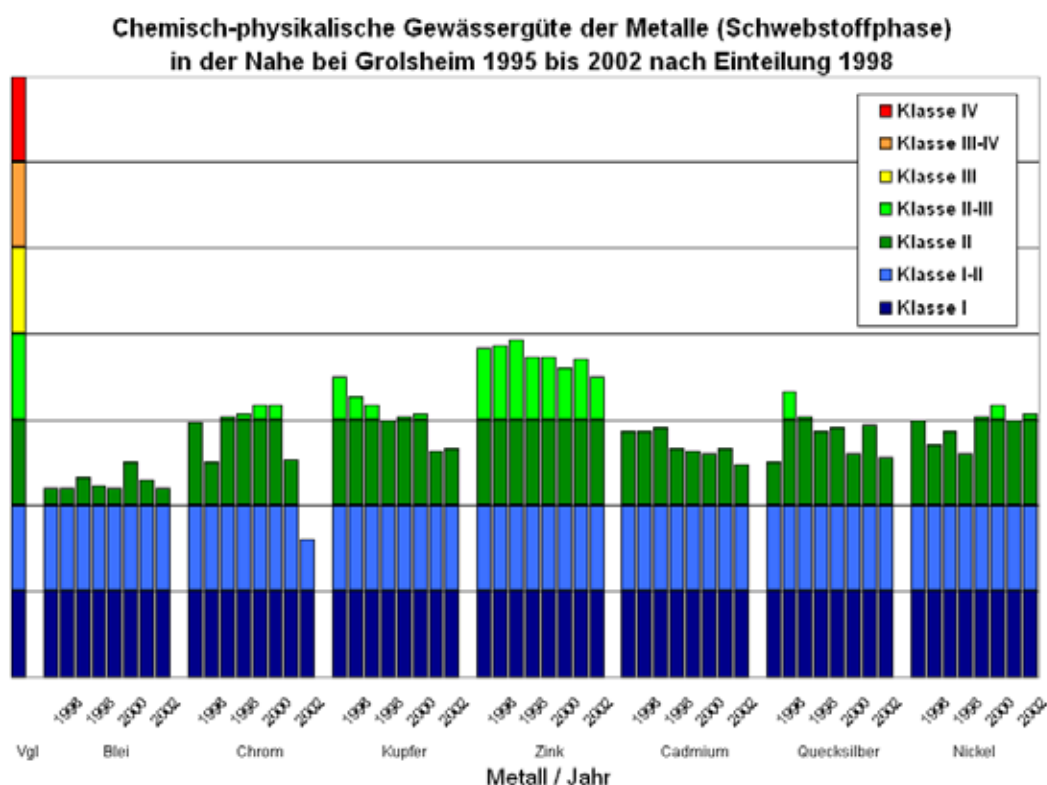


Abb. 89: Darstellung der Metallbefunde der Nahe nach LAWA-Kriterien

Als Bezugswert, auf den die einzelnen Stufen der Kartierung aufbauen, dient der Median oder, was das gleiche ist, das 50-Perzentil.

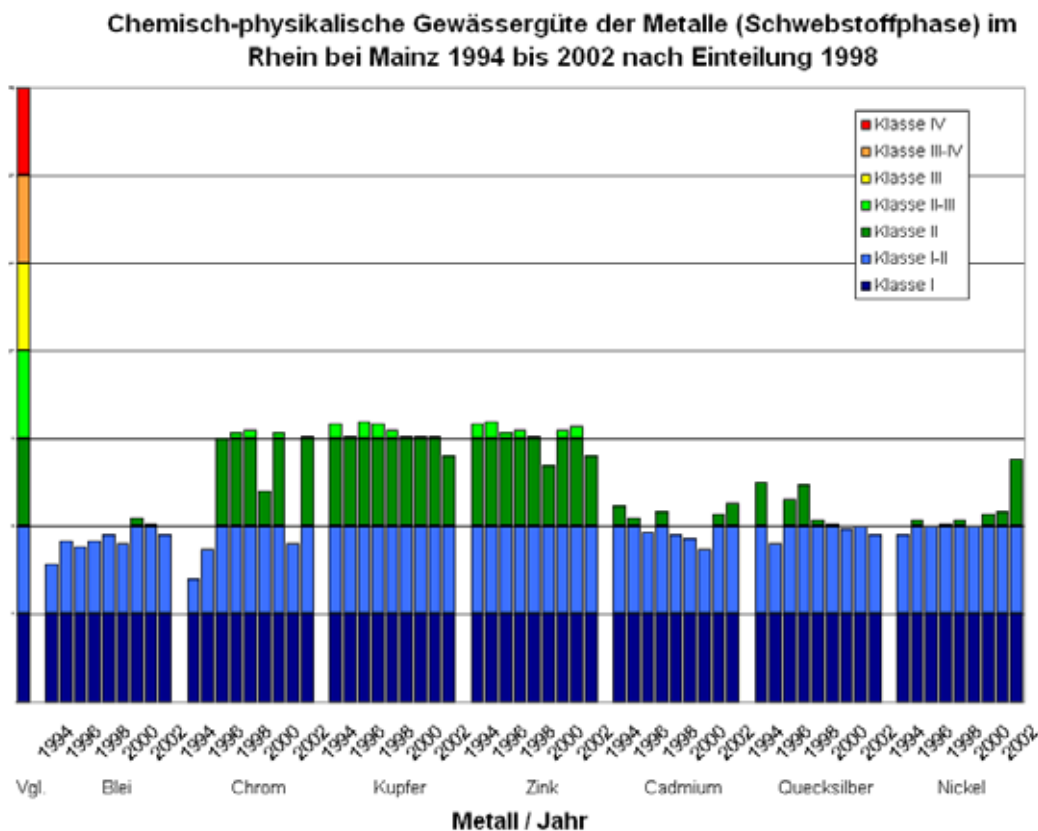


Abb. 90: Darstellung der Metallbefunde des Rheins nach LAWA-Kriterien

Im Vergleich zum Rheinwasser bei Mainz sind die Belastungen in der Nahe mit den Metallen Zink, Cadmium, Quecksilber, Nickel und Blei höher, bei den Metallen Chrom und Kupfer niedriger. Der Korridor, der von der LAWA als Ziel anvisiert wird, ist Klasse II. Der dunkelgrüne Bereich ist in der Nahe bei Grolsheim in den letzten Jahren durchgängig erreicht (Ausnahmen: Zink, Nickel).

Die 50-Perzentilwerte von Zink streben seit Beginn der Messung von hohem Niveau zu besseren Werten, haben aber erst den mittleren Bereich der hellgrünen Klasse II-III erreicht. Eine Besserung ist offensichtlich.

Bei Nickel ist die entgegengesetzte Tendenz erkennbar. In den vergangenen vier Jahren variiert der Median von der oberen Grenze des dunkelgrünen Zielkorridors heraus in die Klasse II-III.

Die Entwicklung aller untersuchten Schwermetalle (auch die nicht durch LAWA Zielvorgaben erfassten Metalle) lassen sich über den Betrachtungszeitraum in drei Gruppen einstufen:

1) Metalle, deren Konzentration am Schwebstoff innerhalb der sieben Jahre leichter oder stärker gesunken ist. Als Gradmesser dient die lineare Regression über den Gesamtbetrachtungszeitraum. Die Regressionsgleichung enthält im Steigungsterm das negative Vorzeichen. Zu dieser Gruppe gehören die Metalle Cadmium, Kupfer und Zink. Als Beispiel wird die Auswertung des Zink vorgestellt:

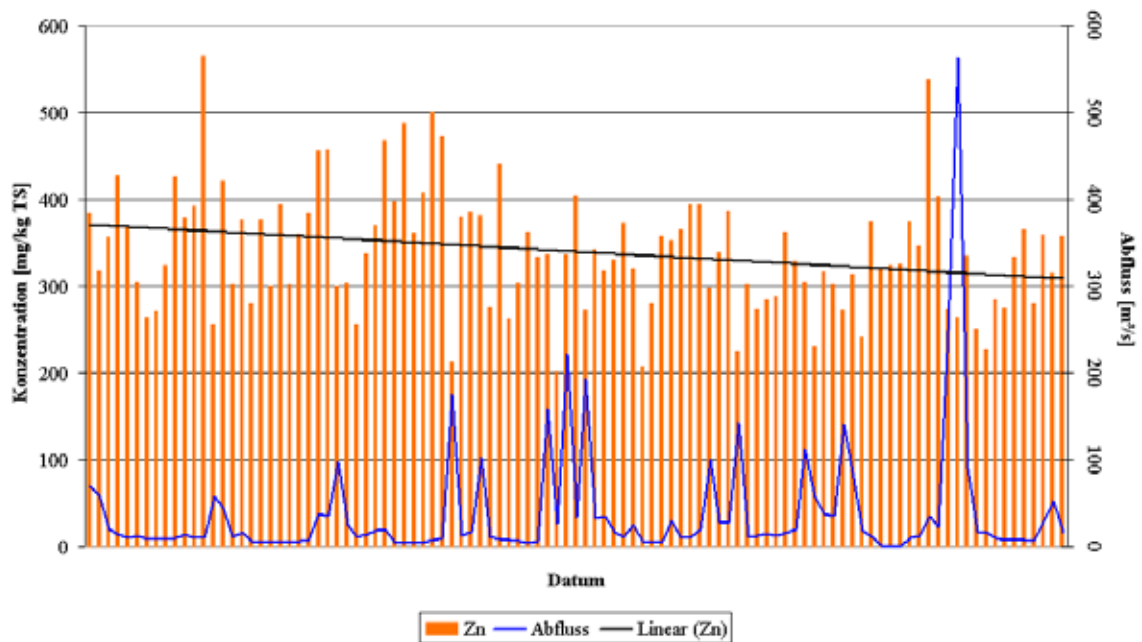


Abb. 91: Verlauf der Zinkkonzentration am Schwebstoff

2) Metalle, deren Konzentration am Schwebstoff seit 1995 ansteigt. Zu diesen Metallen gehören Aluminium, Arsen, Blei, Cobalt Mangan und Nickel. Der Steigungsterm der Geradengleichung ist größer 0,03. Bei Cobalt ist der Anstieg offensichtlich:

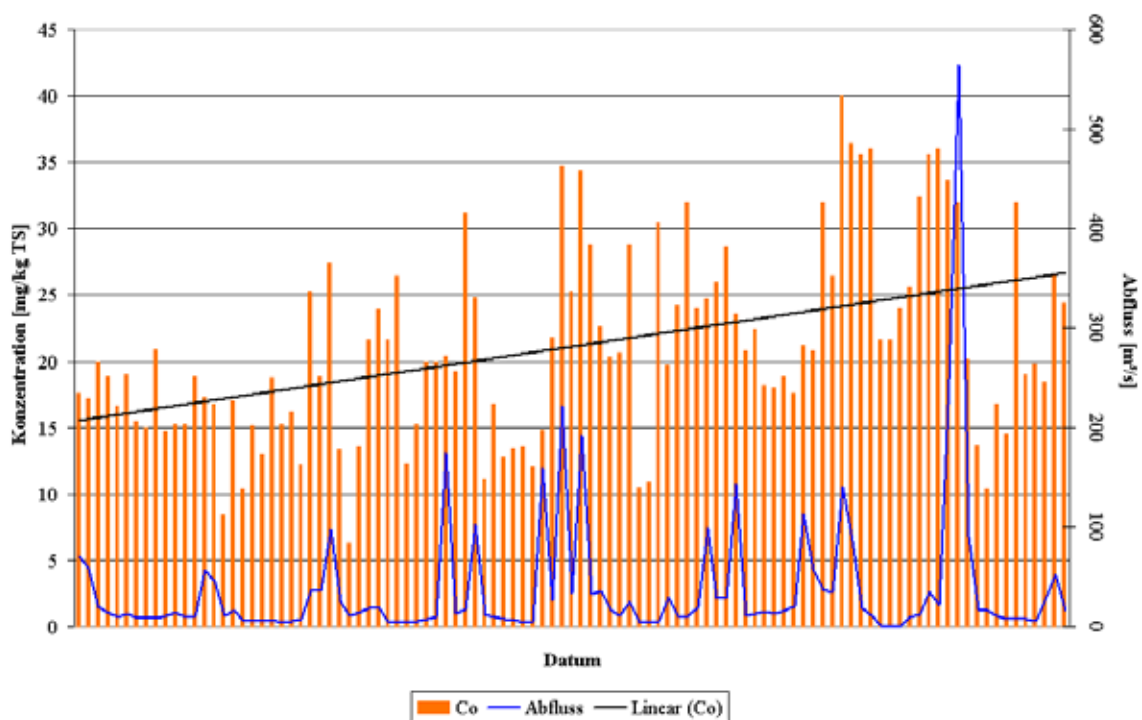


Abb. 92: Verlauf der Cobaltkonzentration am Schwebstoff

3) Quecksilber, Eisen und Chrom sind bei ihren Konzentrationen stabil oder steigen kaum an (Steigungsterm kleiner 0,03). Das beste Beispiel dieser Gruppe ist Quecksilber:

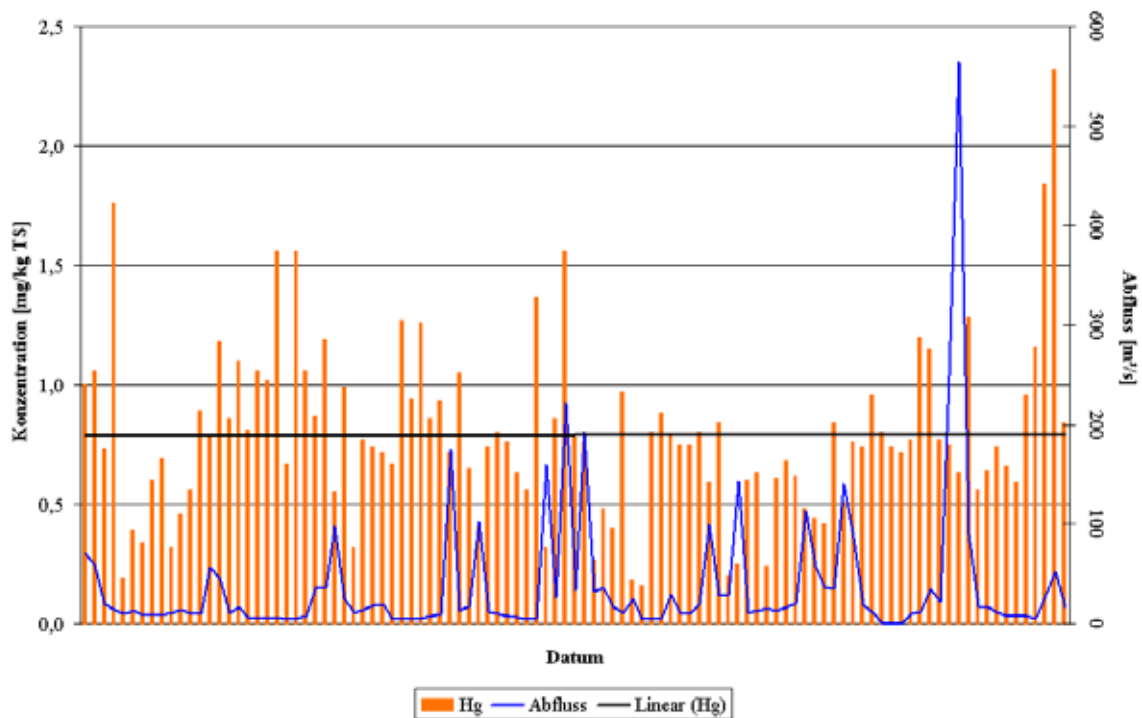


Abb. 93: Verlauf der Quecksilberkonzentration am Schwebstoff

4.7.2.2 Gruppenparameter

Der Gesamt-Phosphor (TP) und der gesamte organische Kohlenstoff (TOC) werden seit 1996, die adsorbierbaren organischen Halogenverbindungen (AOX) erst ab 1997 am Schwebstoff des Nahewassers bestimmt. Die zeitliche Entwicklung stellt sich für alle drei Kenngrößen positiv dar:

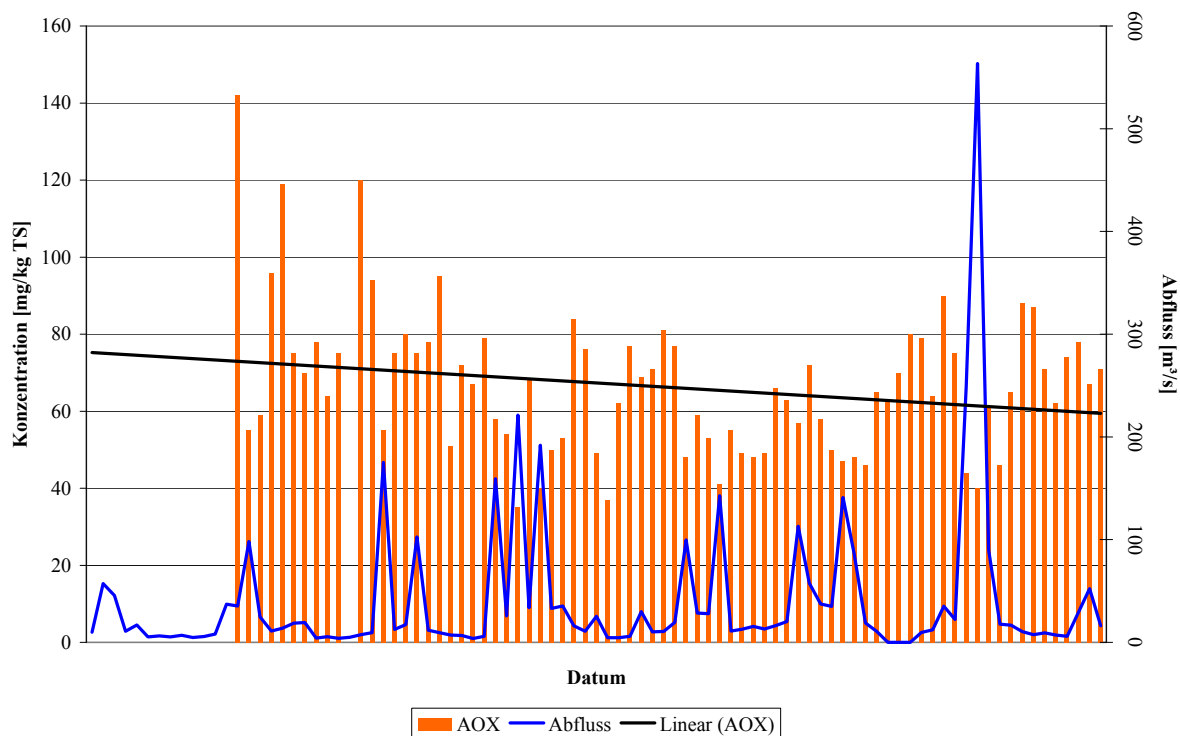


Abb. 94a: Verlauf der AOX-Konzentrationen am Schwebstoff

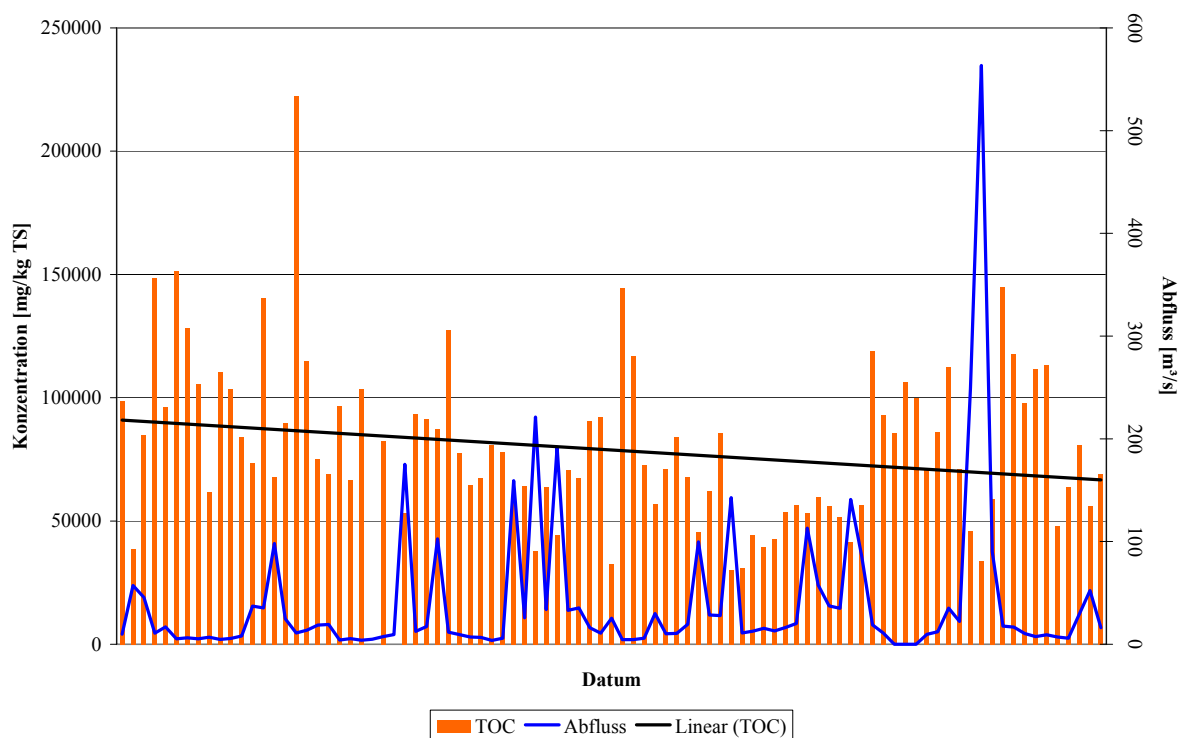


Abb. 94b: Verlauf der TOC-Konzentrationen am Schwebstoff

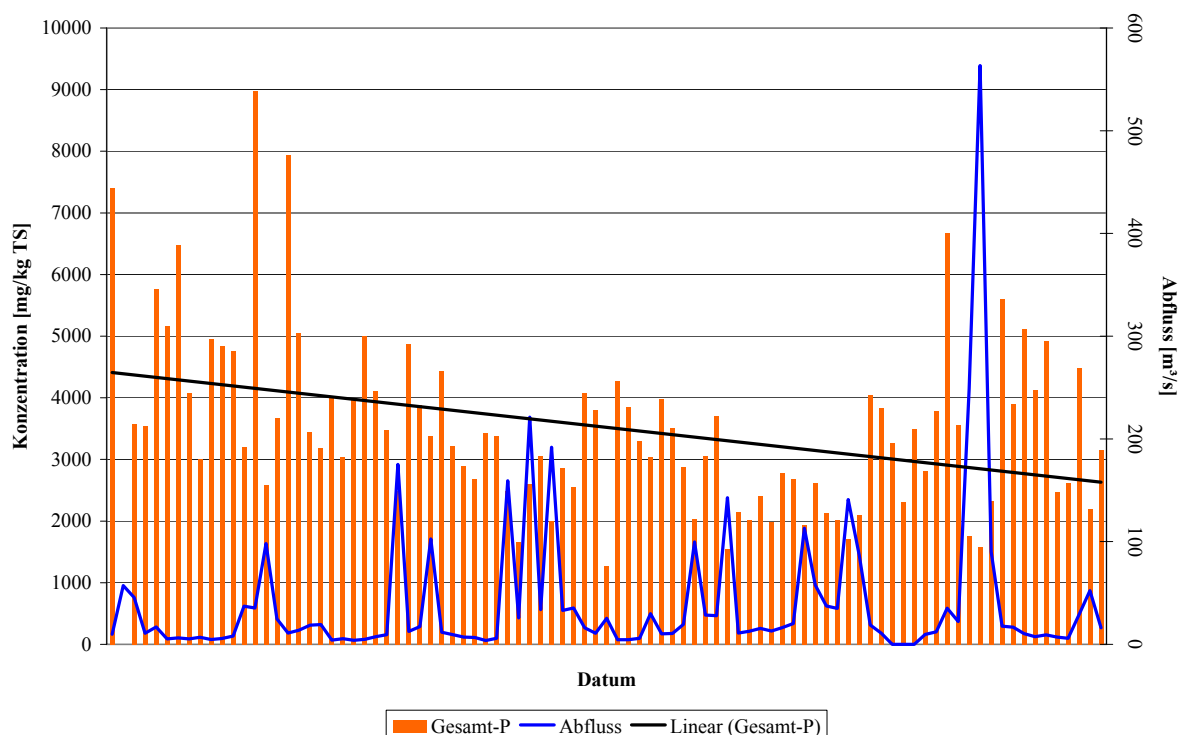


Abb. 94c: Verlauf der Gesamt-P-Konzentrationen am Schwebstoff

4.7.2.3 Organische Spurenstoffe am Schwebstoff

Die Verbreitung von PCB (Polychlorierte Biphenyle) in der Umwelt ist aufgrund der technisch sehr guten bis hervorragenden Eigenschaften dieser Stoffe ubiquitär. Verwendet wurden die PCB verstärkt seit den 50er-Jahren des letzten Jahrhunderts. Sie dienen als Weichmacher, Flammschutzmittel, in Transformatoren und Kondensatoren, als Zusatzstoffe in Kabelummantelungen und Hydraulikölen, in Klebstoffen sowie in Farben und Lacken.

Die Verbindungen sind u.a. sehr hitze- und UV-stabil, schwer entflammbar, schlecht abbaubar, schwer flüchtig, haben eine geringe Wärmeleitfähigkeit, hohe Dielektrizitätskonstante, eine gute Alterungsbeständigkeit und sind sehr lipophil. Genau diese letzten Eigenschaften machen die Verbindungskategorie ökotoxikologisch und toxikologisch sehr problematisch. Die chemische Beständigkeit der PCB hat zur Folge, dass sie auch nach Übergang in die Umweltmedien Wasser, Boden und Luft nur sehr schwer abbaubar sind. Diese Persistenz führt dazu, dass sie heute überall nachweisbar sind.

Außenluft (Städte): ca. 0,5 - 30 ng/m³

Ackerboden/Flußsedimente: 30 - 500 µg/kg

Nahrungs- /Futtermittel: 1 - 100 µg/kg

Dies und die Akkumulation in Umwelt und in Lebewesen bewogte den Gesetzgeber zur Erlassung der PCB-Verbotsverordnung (gültig seit 1989). Sie verbietet die Herstellung und Verbreitung der PCB, sie regelt die Entsorgung und sie verbietet - mit Ausnahmen - die Verwendung von PCB-haltigen Bauteilen.

In den Nahe-Schwebstoffproben wurden nur die sogenannten „Indikator-PCBs“ analysiert, da sie von der Verwendungshäufigkeit (bzw. Verwendungsmasse) ca. 90 Prozent aller PCB (insgesamt 209 Einzelsubstanzen) abbilden. Die sechs PCB-Kongeneren werden seit 1996 in den Schwebstoffproben der Nahe bestimmt. Sie treten in der überwiegenden Zahl in zwei unterschiedlichen Konzentrationsbereichen auf: die Jahresmittelwerte (und die Einzelergebnisse) von PCB 28, PCB 52, PCB 101 und PCB 118 sind im Durchschnitt niedriger als 5 µg/kg TS, die von PCB 138, PCB 153 und PCB 180 liegen um den Faktor 3 bis 5 höher.

Das Qualitätsziel der EG Richtlinie 76/464 sieht für jedes PCB-Isomer am Schwebstoff den Mittelwert kleiner 20 µg/kg TS vor. Die Mittelwerte aller Jahre unterschreiten dieses Limit. Maxima und einzelne 90-Perzentile können z.T. sehr viel höher liegen (z.B.: PCB 138 im Jahr 2001: 90-Perzentil 25 µg/kg TS, Maximum 50 µg/kg TS).

Die Mittelwerte von PCB 28, PCB 52 und PCB 101 der Naheschwebstoffe rangieren unterhalb des Konzentrationsniveaus der Rheinschwebstoffe. Im Falle von PCB 118, PCB 153 und PCB 180 sind die Durchschnittswerte nur unwesentlich unterschiedlich, wobei der höhere Wert innerhalb der Jahre alternieren kann.

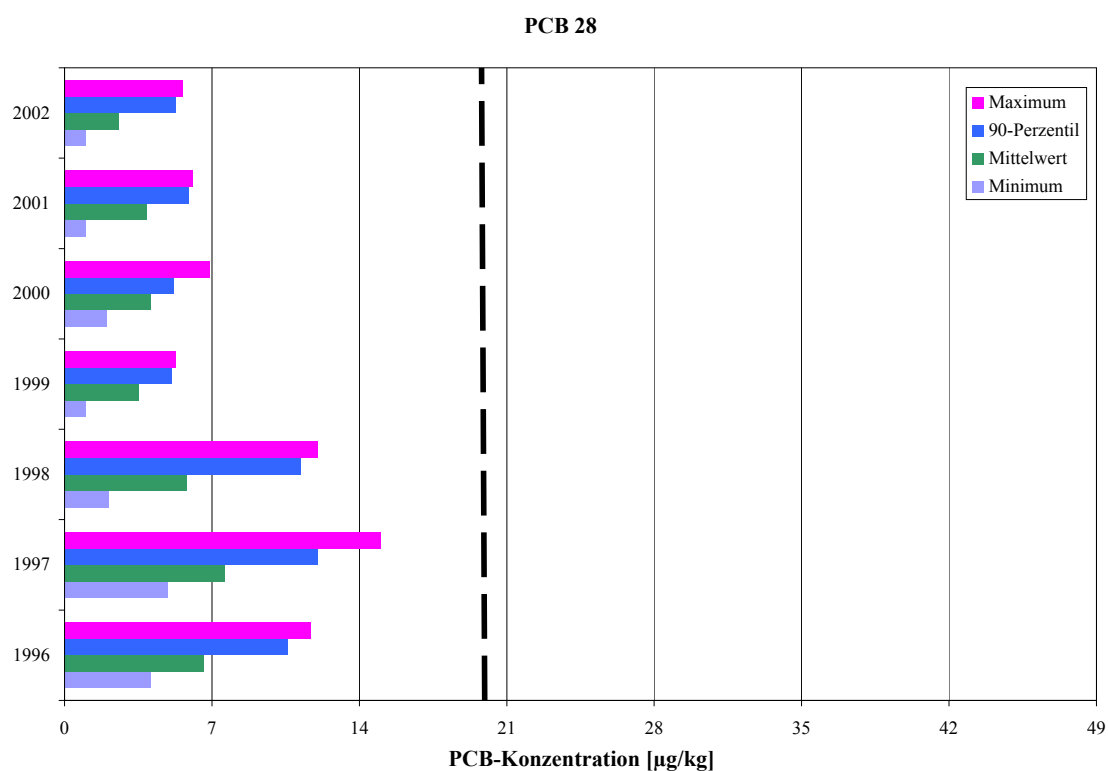
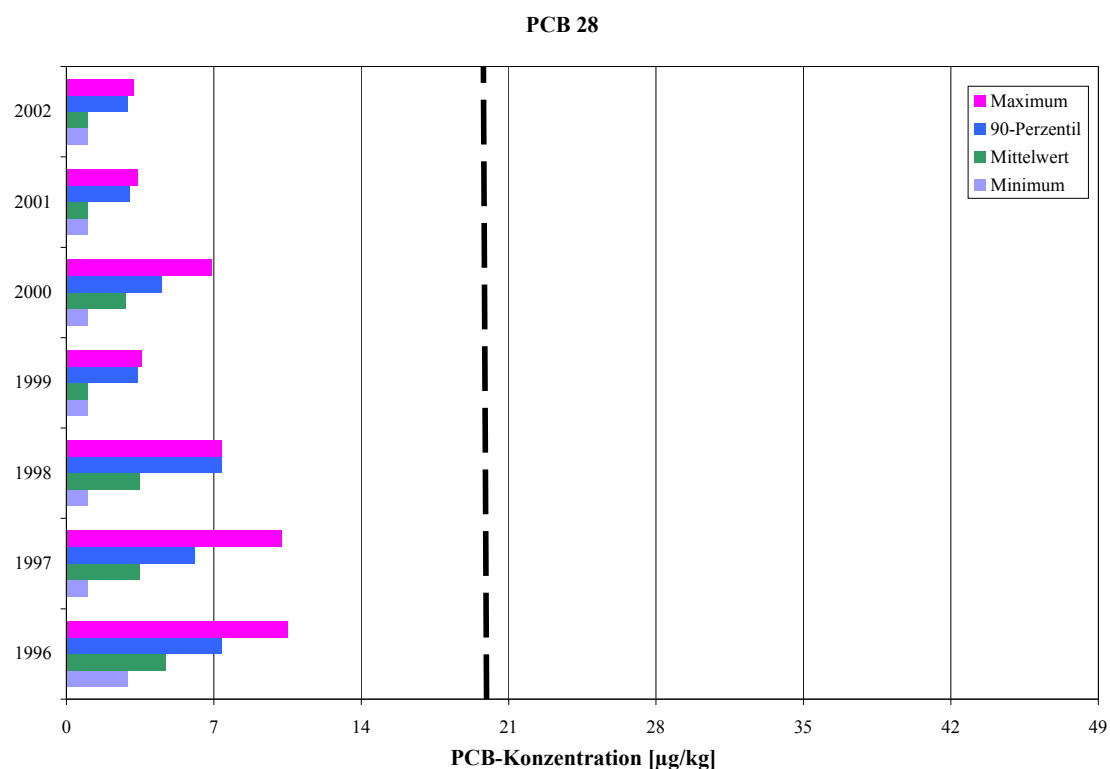


Abb. 95a: Darstellung der PCB-28-Konzentration in der Nahe (oben)

Abb. 96a: Darstellung der PCB-28-Konzentration Rhein (unten)

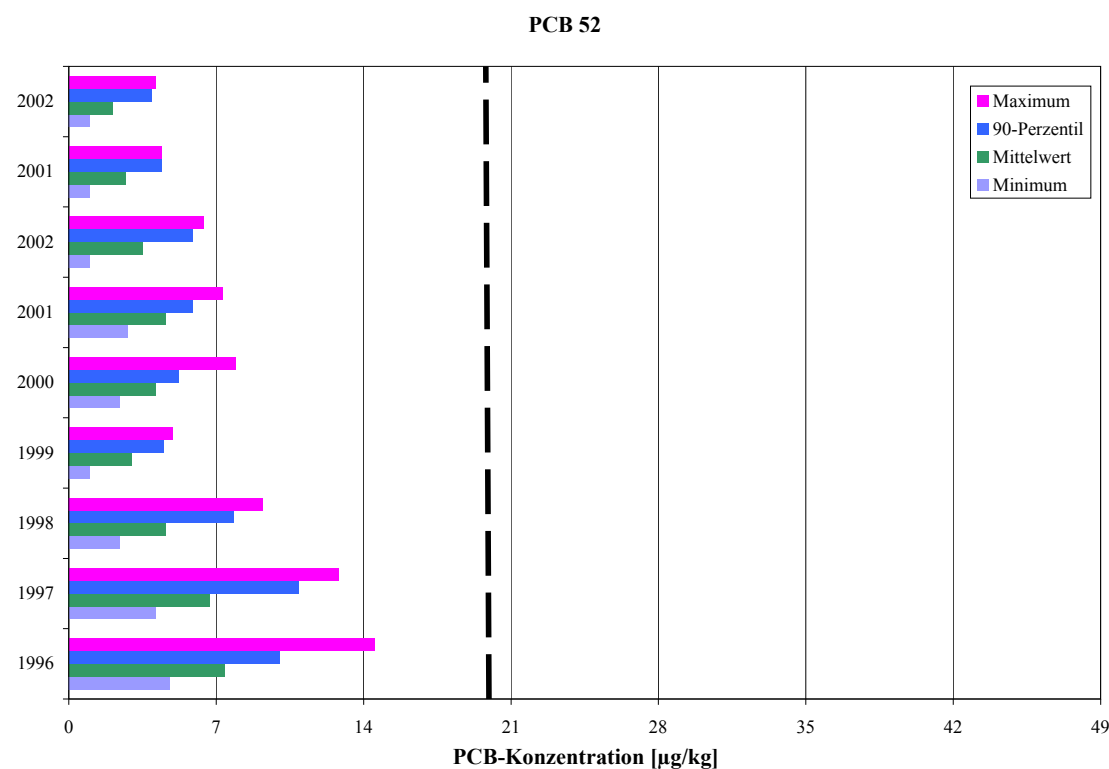
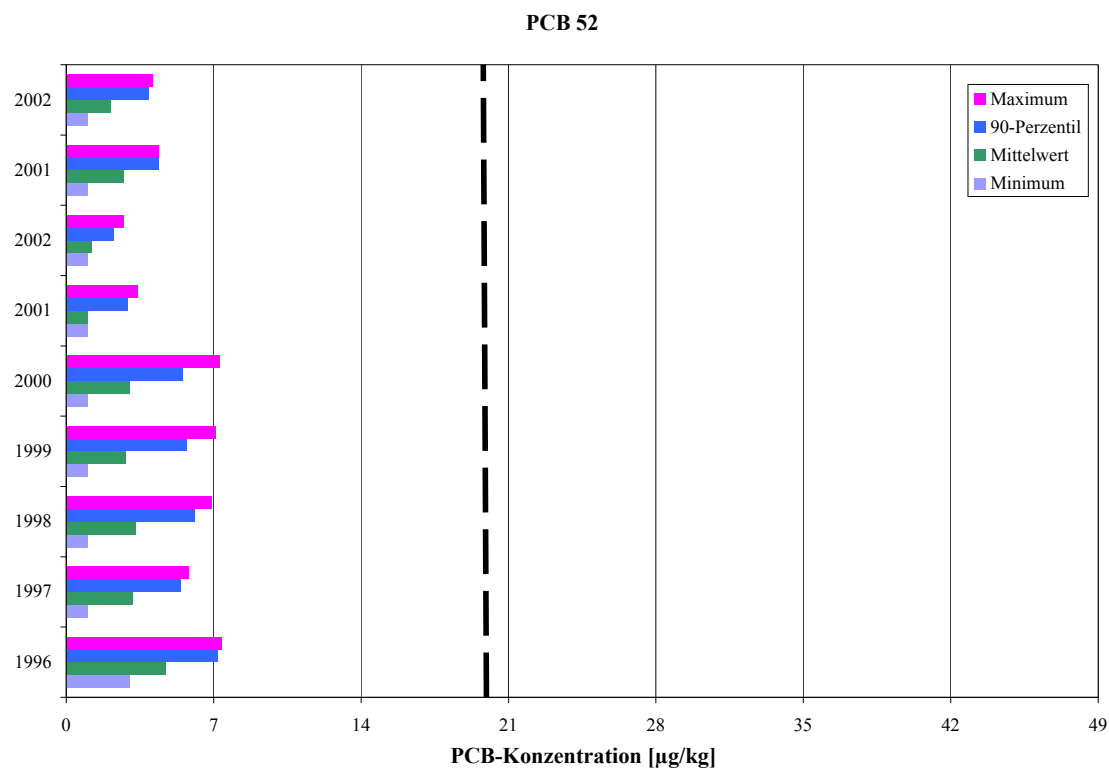


Abb. 95b: Darstellung der PCB-52-Konzentration in der Nahe (oben)

Abb. 96b: Darstellung der PCB-52-Konzentration Rhein (unten)

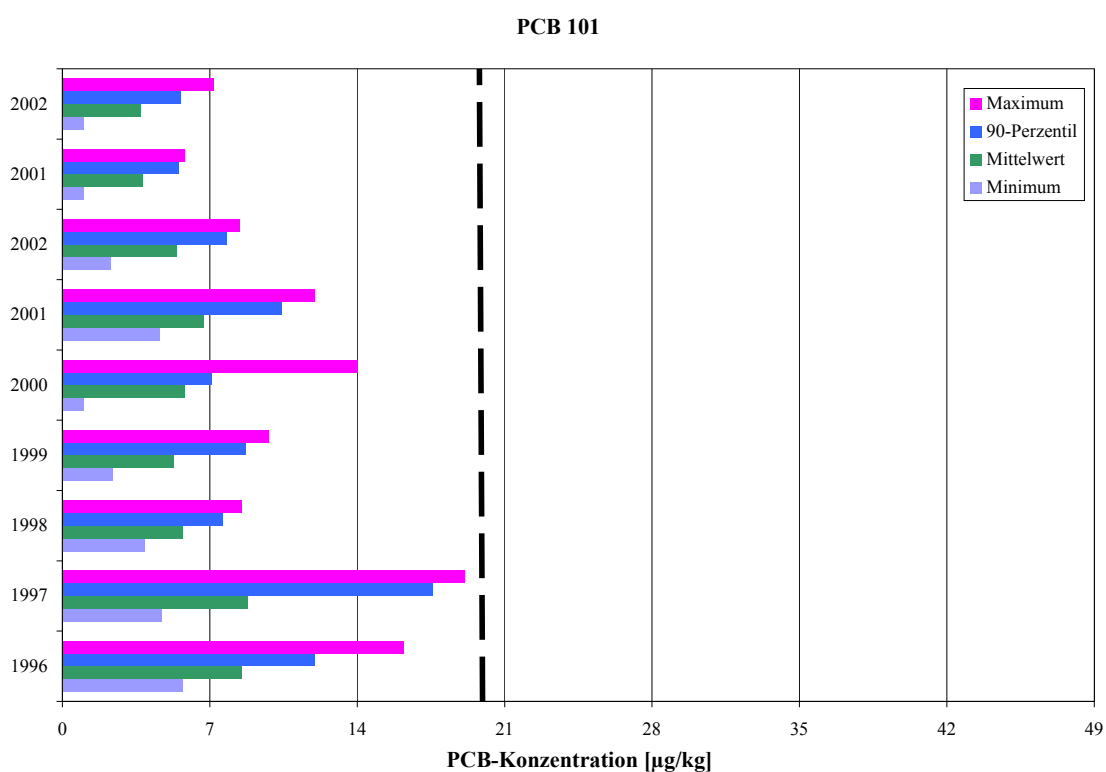
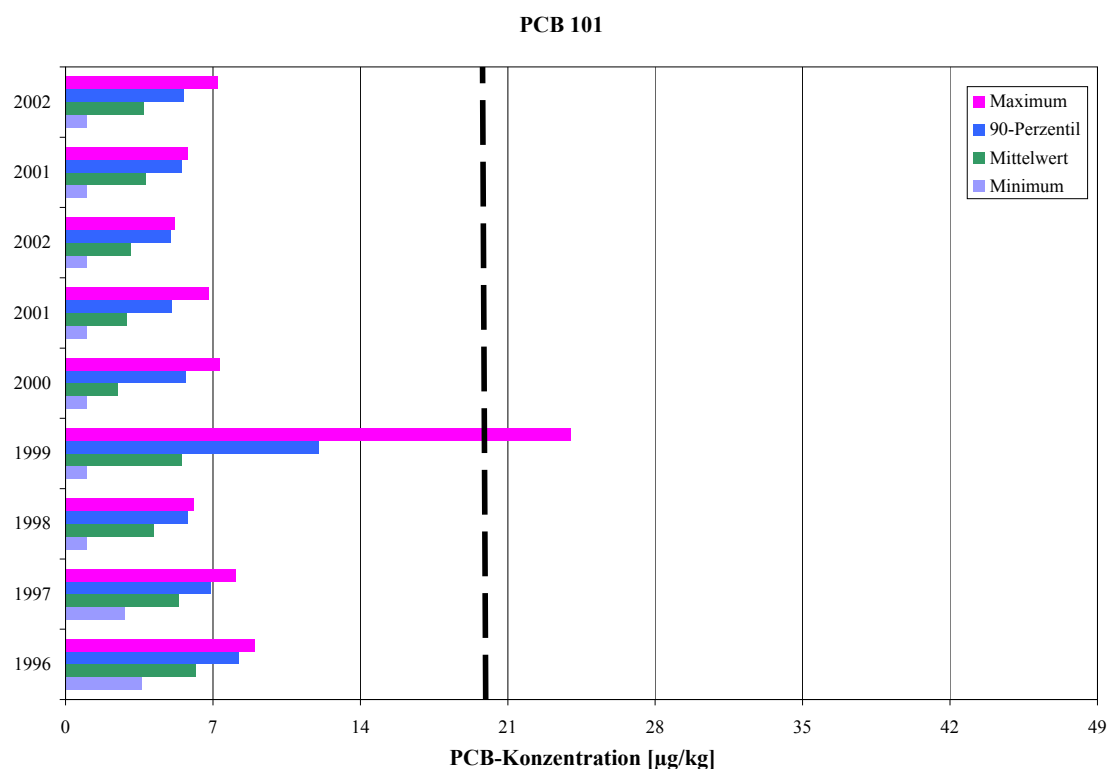


Abb. 95c: Darstellung der PCB-101-Konzentration in der Nahe (oben)

Abb. 96c: Darstellung der PCB-101-Konzentration Rhein (unten)

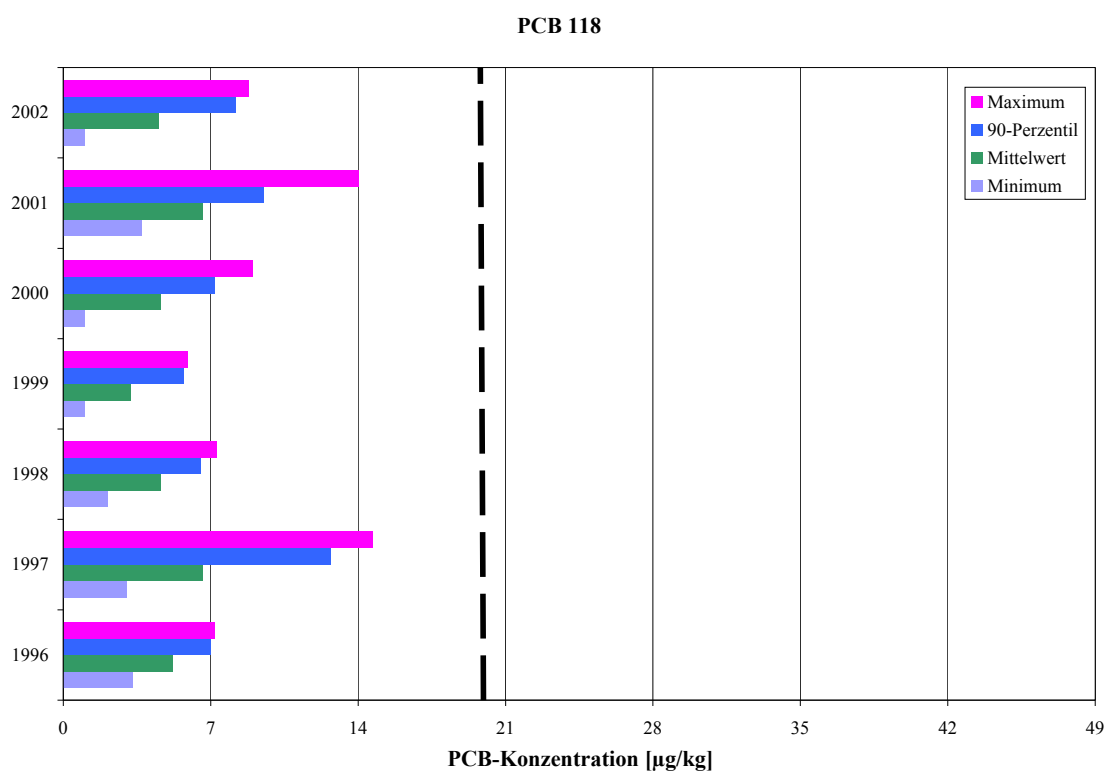
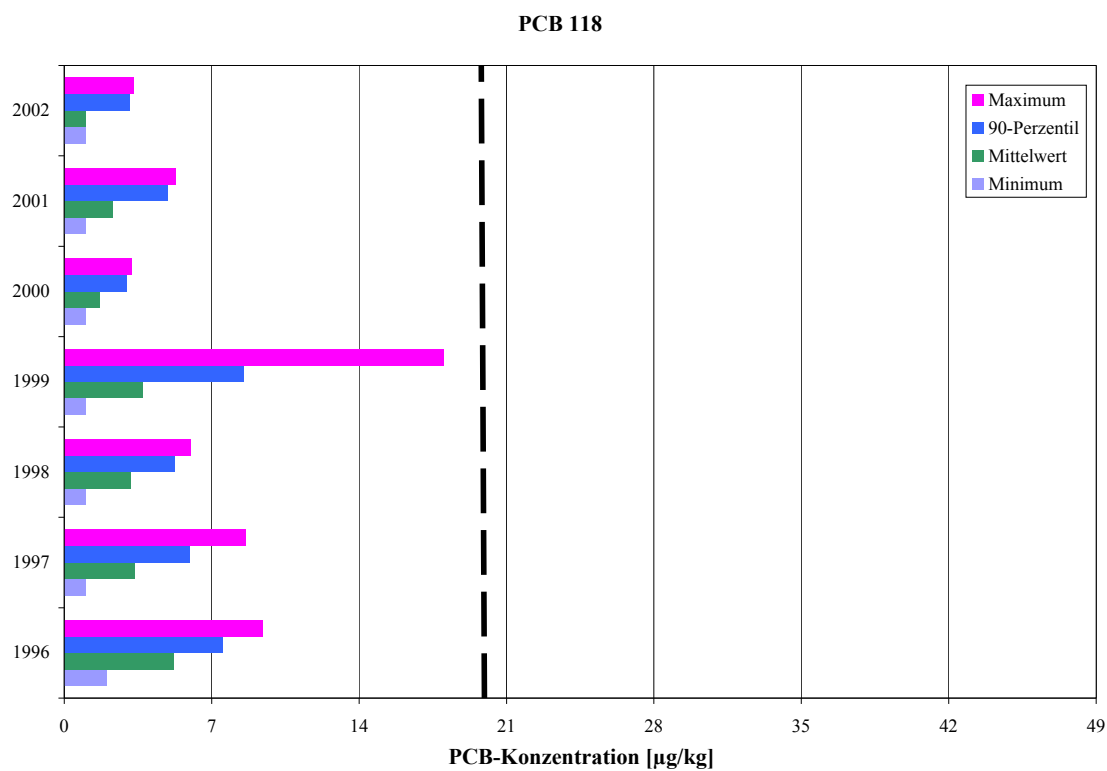


Abb. 95d: Darstellung der PCB-118-Konzentration in der Nahe (oben)

Abb. 96d: Darstellung der PCB-118-Konzentration Rhein (unten)

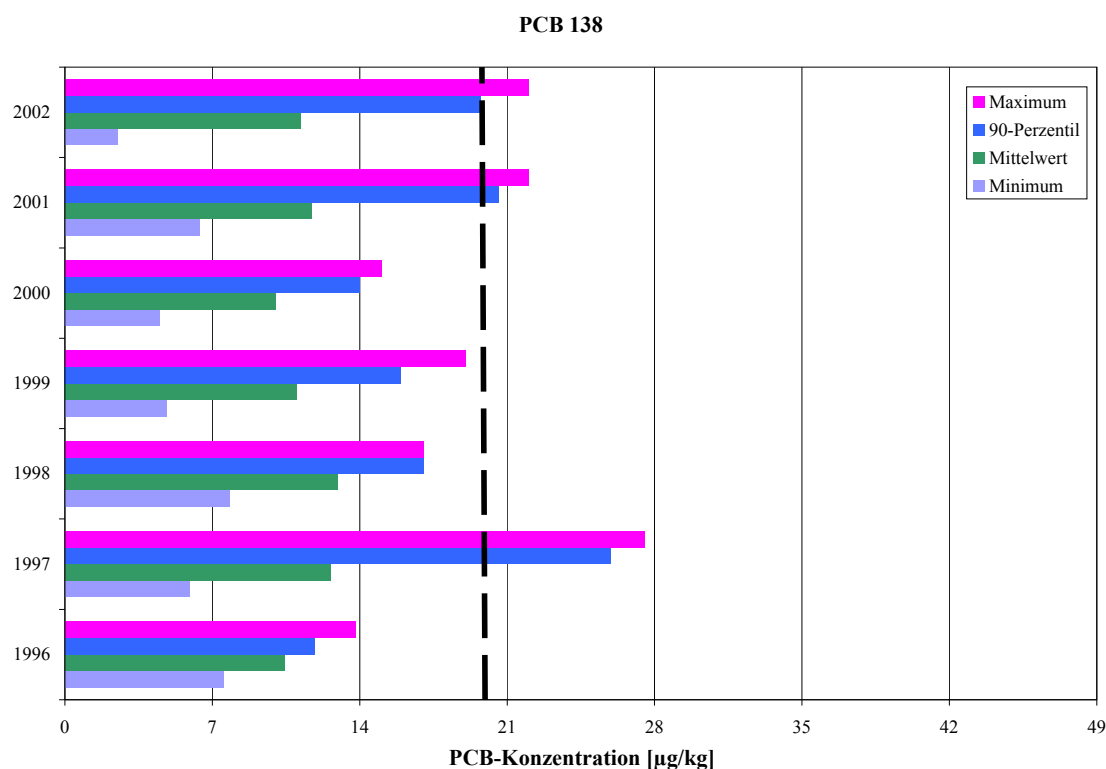
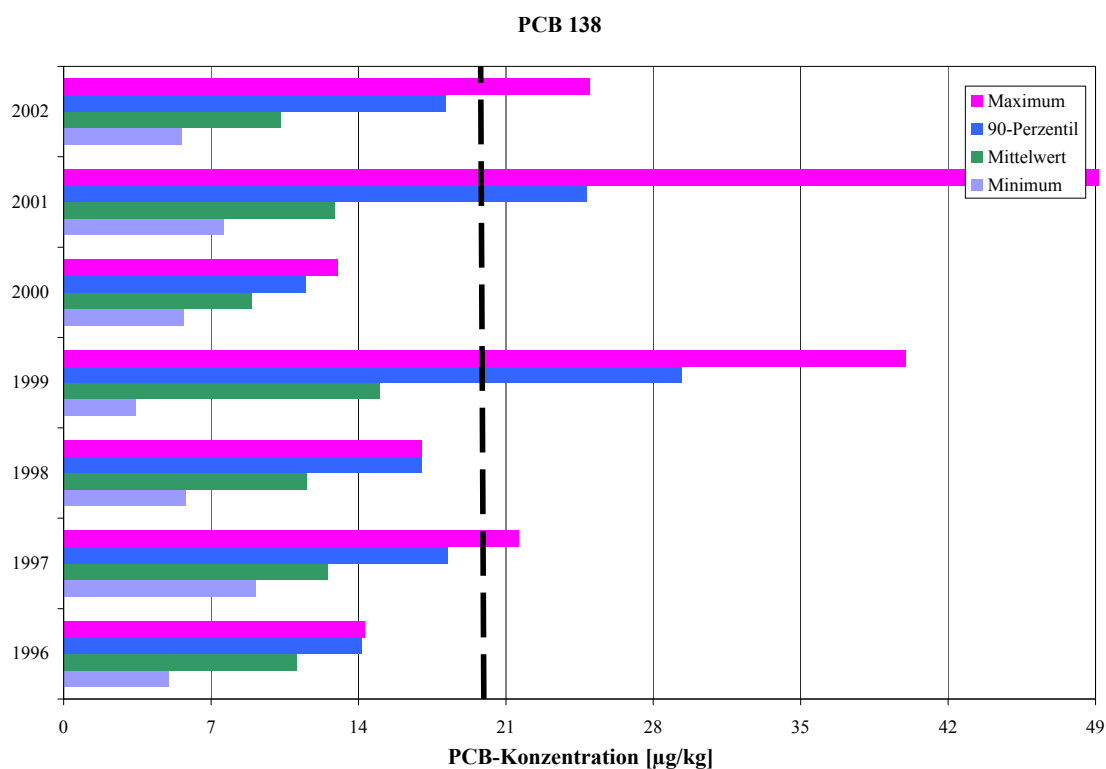


Abb. 95e: Darstellung der PCB-138-Konzentration in der Nahe (oben)

Abb. 96e: Darstellung der PCB-138-Konzentration Rhein (unten)

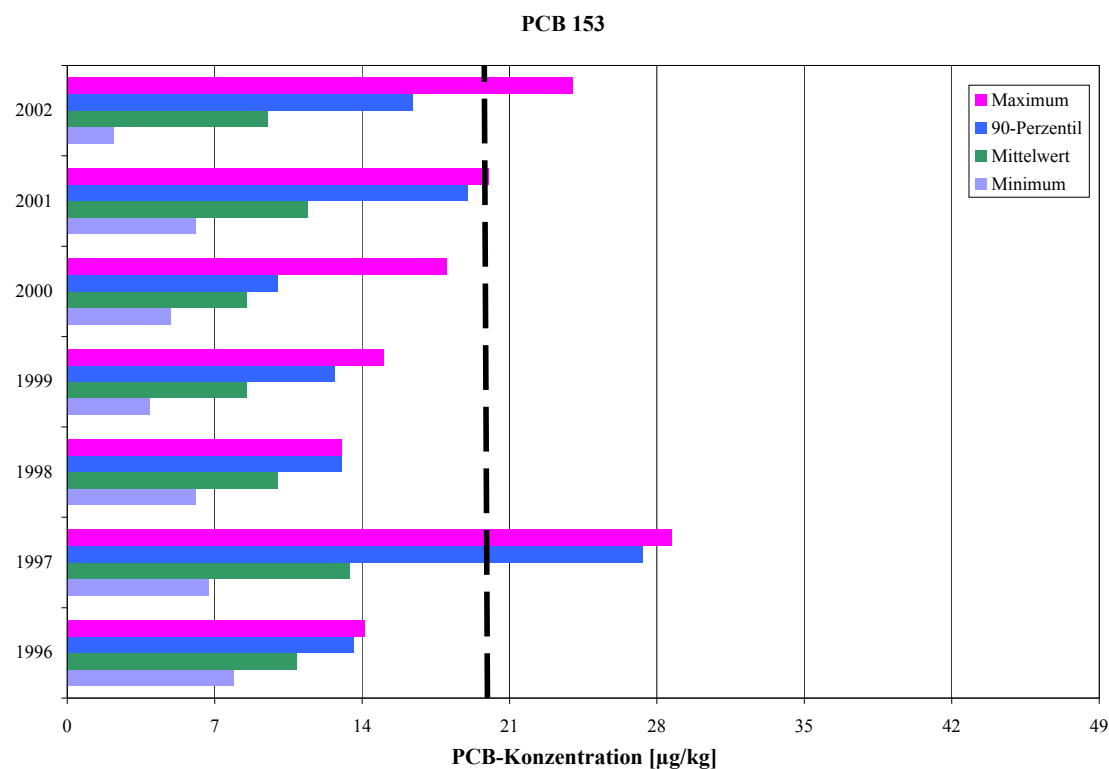
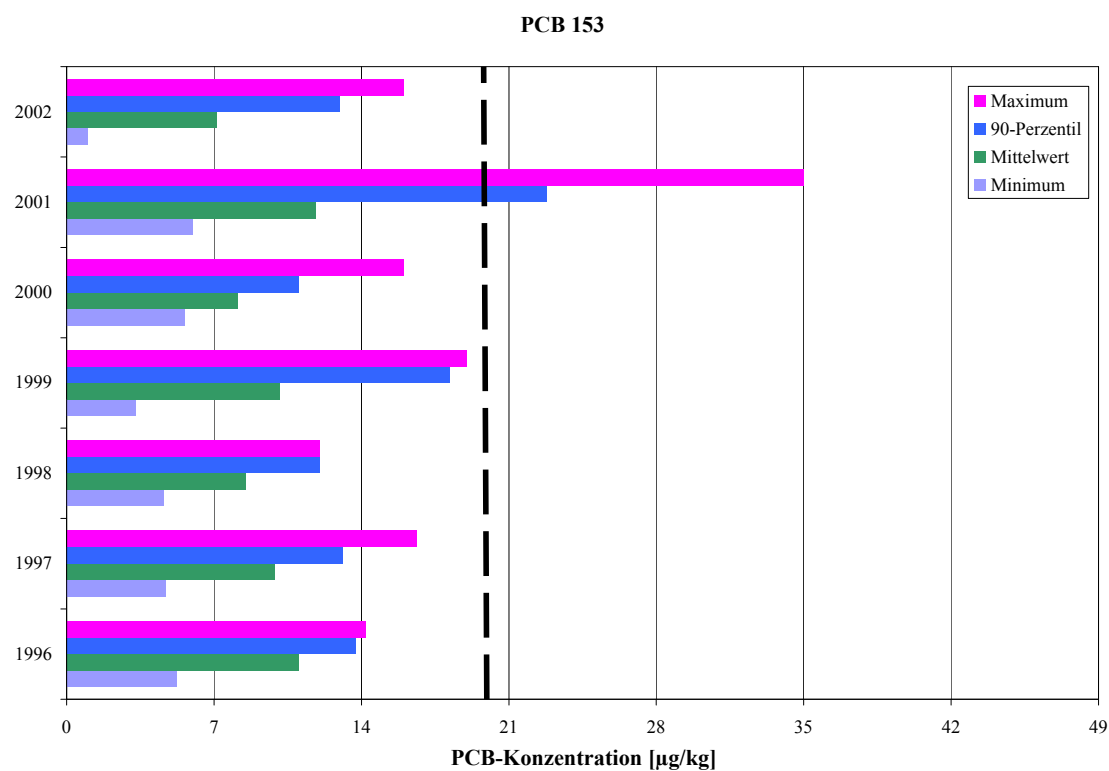


Abb. 95f: Darstellung der PCB-153-Konzentration in der Nahe (oben)

Abb. 96f: Darstellung der PCB-153-Konzentration Rhein (unten)

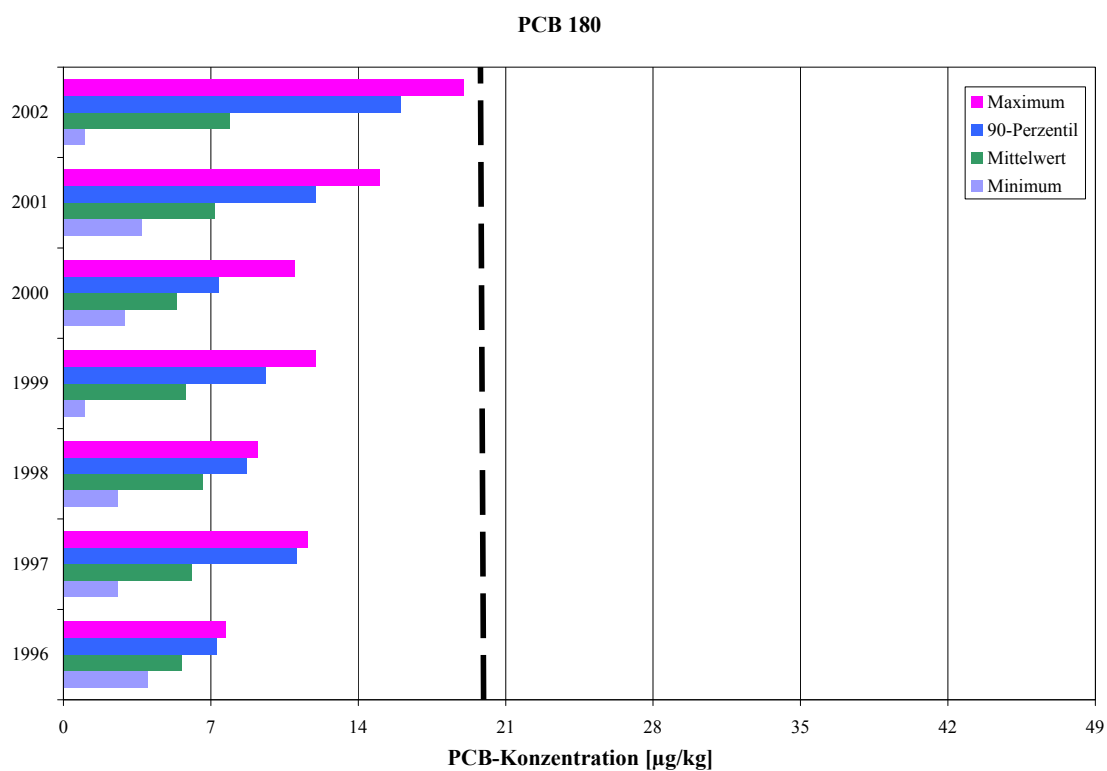
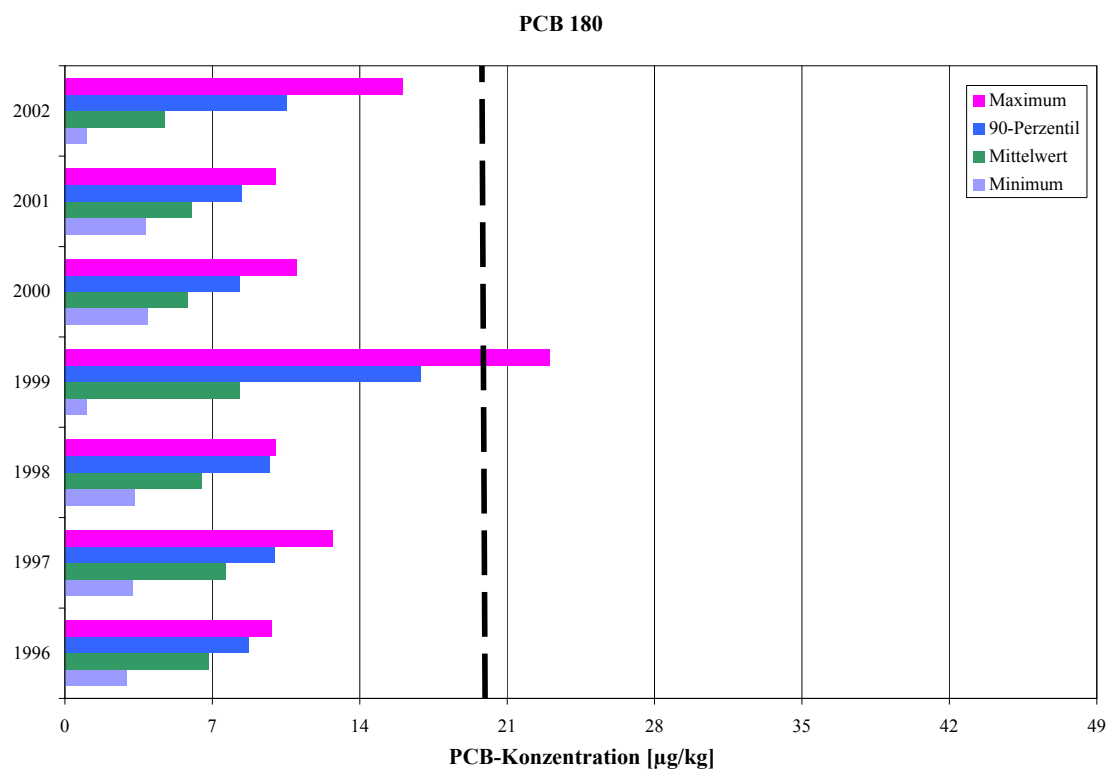


Abb. 95g: Darstellung der PCB-180-Konzentration in der Nahe (oben)

Abb. 96g: Darstellung der PCB-180-Konzentration Rhein (unten)

PAK und HCB

Die PAK (polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe, englisch: PAH = polycyclic aromatic hydrocarbons) sind eine große Klasse organischer Verbindungen. Der Name resultiert aus dem chemischen Aufbau der Substanzen. Ausgehend vom aromatischen Grundkörper des Naphthalins, werden weitere aromatische Ringe „angebaut“ und so komplexe, z.T. hoch vernetzte Systeme gebildet. In Abhängigkeit der PAK-Definition können sie randständige funktionelle Gruppen wie Carboxyl- oder Carbonylgruppen bzw. Heteroatome wie z.B. Stickstoff oder Schwefel enthalten. Die viele Einzelsubstanzen umfassende Gruppe kommt natürlich und anthropogen verursacht vor. Bei jeder (un)vollständigen Verbrennung organischen Materials (z.B. in Motoren, bei Gebäudeheizung oder im Tabakrauch, aber auch bei Waldbränden oder Vulkanausbrüchen) werden in unterschiedlichen Ausmaßen und unterschiedlichen Mengen PAK (in der Natur nur bis zum Fluoranthren siehe Tab.59, 1-7) gebildet. Die Stoffe sind ubiquitär verteilt.

In fossilen Brennstoffen (Kohle und Erdöl) sowie deren Destillationsprodukten (Steinkohlenteer, Bitumen, Asphalt, Otto- und Dieselkraftstoff bzw. Heizöl) sind sie von Natur aus enthalten. Sie kommen aber auch in Gemüse, geräucherten, gegrillten und gebratenen Fleischprodukten vor.

Für den Innenraum stellen Tabakrauch, Öl- oder Feststofföfen und offene Kamine, in der Außenluft Kfz-Abgase und industrielle Emissionen die vorrangigen Quellen dar. Zu stark erhöhten Belastungen können PAK-haltige Kleber (Bitumenkleber) sowie mit auf PAK-basierenden Holzschutzfarbe behandelten Hölzer führen.

PAK können über Atmung, Nahrung und Haut aufgenommen werden. Die akute Toxizität einzelner PAK scheint gering zu sein. Dem gegenüber steht die chronische Toxizität. Das kanzerogene und teratogene Potential ist sehr hoch. Lungen-, Hoden- und Hautkrebs sind die häufigsten Einzelerkrankungen. Bis zum heutigen Zeitpunkt gibt es für die meisten Bereiche keine Grenzwerte für PAK bzw. die Leitkomponente BaP (Benzo[a]pyren). Allgemein gilt das Prinzip der Risikominimierung.

Der Grenzwert für Trinkwasser nach der Trinkwasserverordnung beträgt 0,2 µg/l für die Summe aller im Trinkwasser vorkommenden PAK. Dies gilt für im Wasser gelöste PAK.

PAK sind in der Innenraumluft ebenso wie in der Außenluft überwiegend bis vollständig an Feinstaub-Partikel gebunden und gelangen über deren Inhalation (Einatmung) oder Ingestion (Verschlucken) in den Körper. Aufgrund ihrer Lipophilie sind PAK auch im Wasser sehr stark an Schwebstoffe adsorbiert. Der Länderausschuß für Immissionsschutz [LAI] schätzte 1992 die tägliche Aufnahme über Innenraumluft so:

Tab. 58: Menge der täglich inkorporierten PAK (Schätzung)

Ländliche Gebiete	5 - 10 ng
Ballungsgebiete	10 - 50 ng
Emittentenähe	30 - 450 ng
Raucherhaushalt	400 ng (bei ca. 20 Zigaretten)
Nahrung	200 - 500 ng

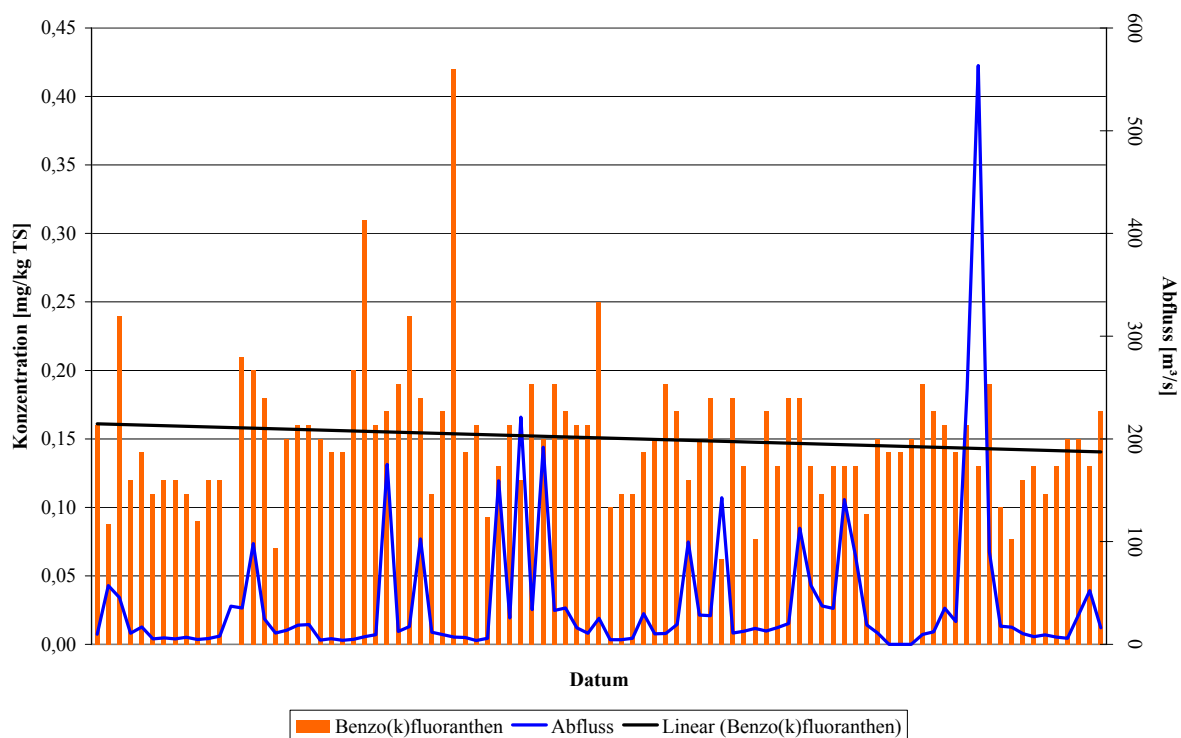


Abb. 97a: Verlauf der PAK-Konzentrationen am Schwebstoff der Nahe

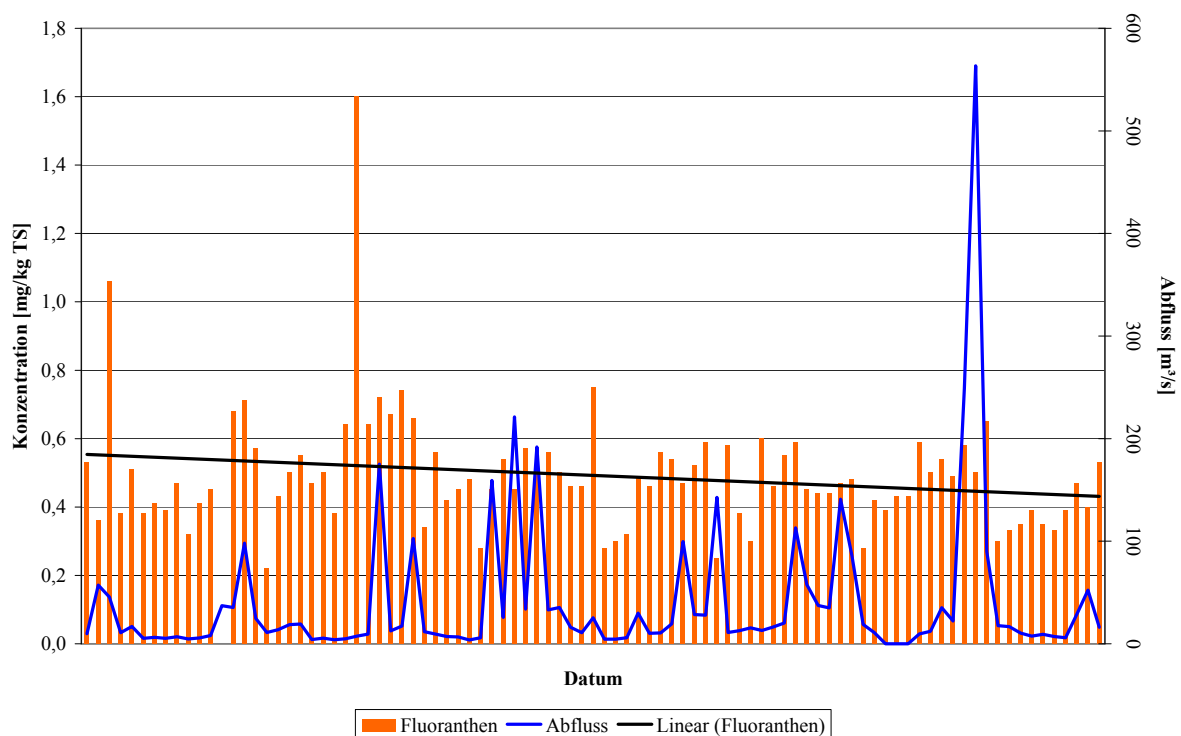


Abb. 97b: Verlauf der PAK-Konzentrationen am Schwebstoff der Nahe

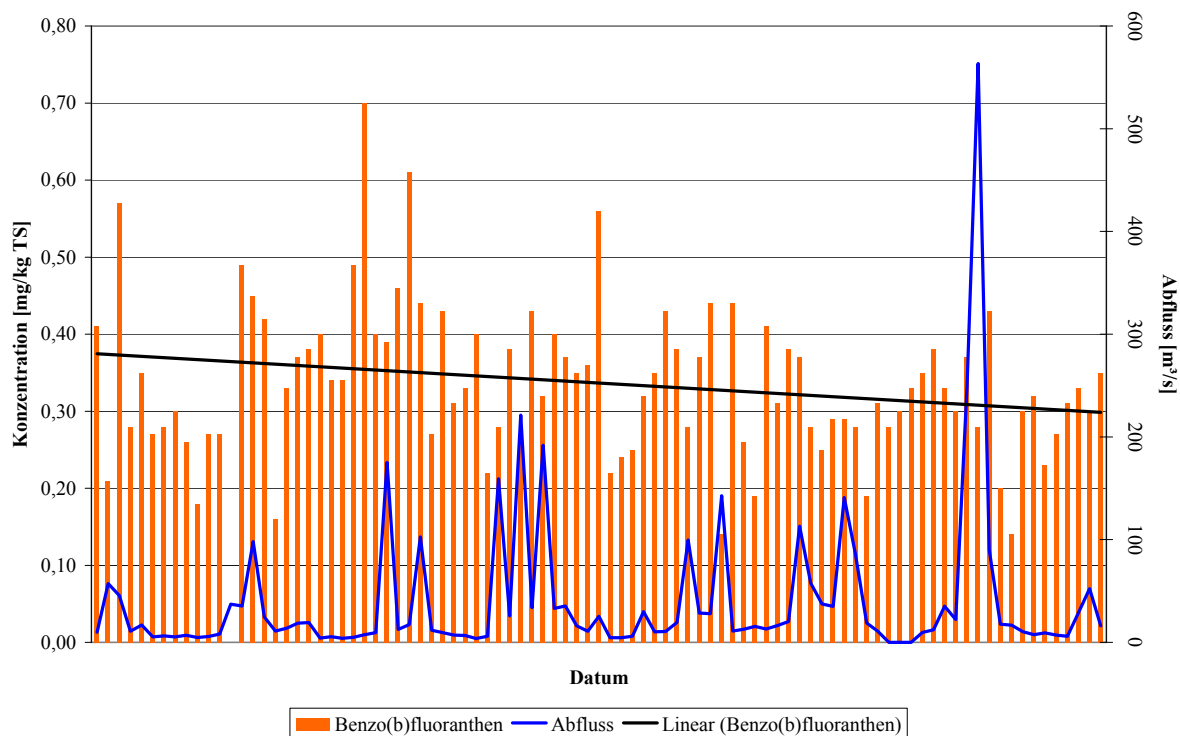


Abb. 97c: Verlauf der PAK-Konzentrationen am Schwebstoff der Nahe

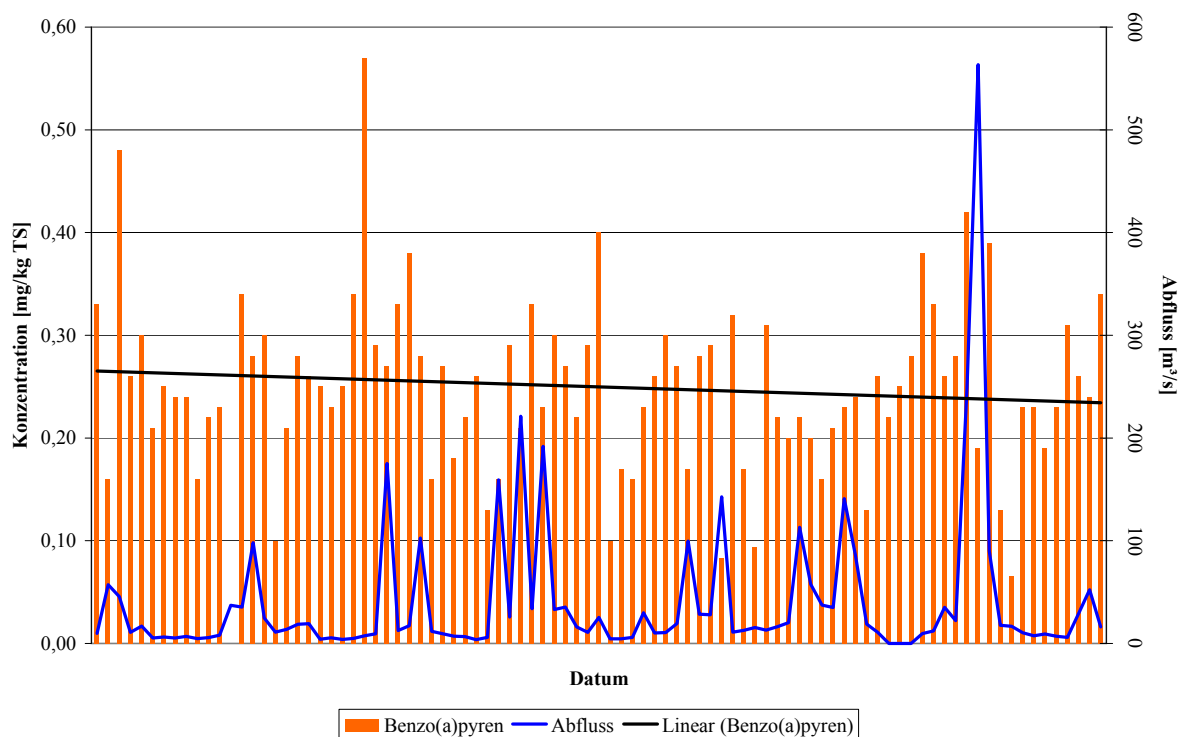


Abb. 97d: Verlauf der PAK-Konzentrationen am Schwebstoff der Nahe

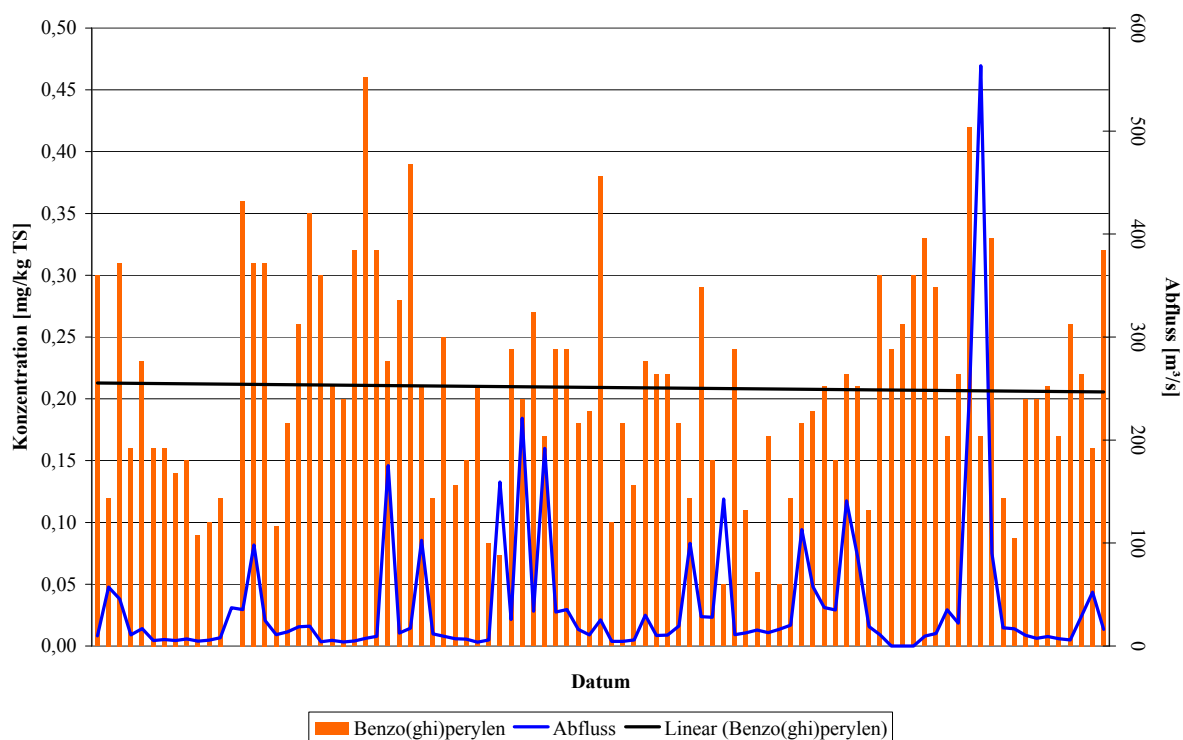


Abb. 97e: Verlauf der PAK-Konzentrationen am Schwebstoff der Nahe

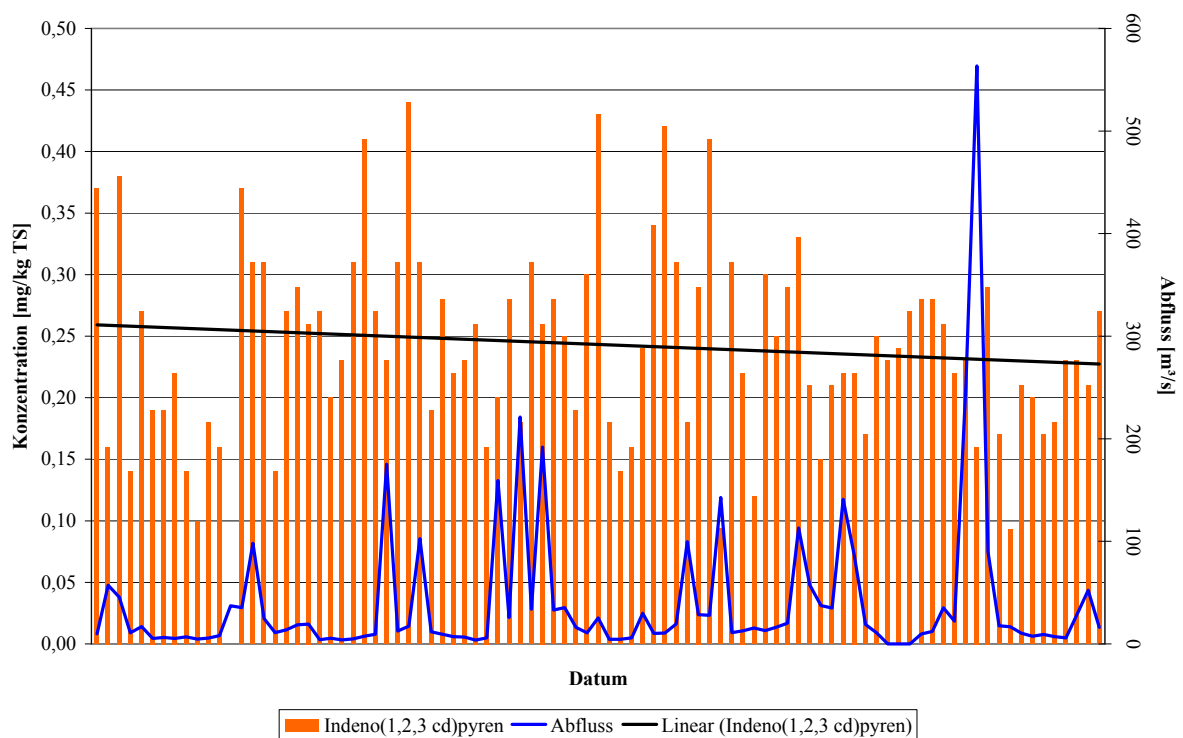


Abb. 97f: Verlauf der PAK-Konzentrationen am Schwebstoff der Nahe

Von diesen sechzehn Stoffen wurden die sechs hervorgehobenen Verbindungen am Schwebstoff der Nahe ab 1996 bestimmt. Die WHO hat Benzo(a)pyren als Leitsubstanz für alle PAK vorgeschlagen, da diese Verbindung die am intensivsten untersuchte Einzelkomponente ist. Bei den vom LfW bestimmten PAK ist ein langsamer, aber stetiger Rückgang erkennbar. Qualitätsziele oder Zielvorgaben für die Konzentration einzelner PAK oder als Gesamtwert am Schwebstoff existieren nicht. Die Umweltbehörde der USA (EPA) hat 16 PAK, die in Umweltproben herausragende Anteile am Gesamtgehalt der PAK haben, benannt:

Tab. 59: Hauptvertreter der PAK

1	Naphthalin	9	Benzo(a)anthracen
2	Acenaphthylen	10	Chrysen
3	Acenaphthen	11	Benzo(b)fluoranthen
4	Fluoren	12	Benzo(k)fluoranthen
5	Phenanthren	13	Benzo(a)pyren
6	Anthracen	14	Dibenz(a,h)anthracen
7	Fluoranthen	15	Benzo(g,h,i)-perylene
8	Pyren	16	Indeno(1,2,3-cd)pyren

Tabelle 60 zeigt, dass die Belastung der Nahe mit den PAK im Vergleich mit dem Rhein höher ausfällt. Eine Erklärung könnte die geringere Wasserführung des Gewässers bei ähnlicher Belastung aus dem Eintragsweg „Fläche“ sein. Das Auswaschen der Kohlenwasserstoffe über die Verkehrswege (PAK aus Motoren) und die übrige Flächen (PAK aus Heizungen) dürften ähnlich sein.

Tab. 60: Vergleich der Mittelwerte PAK Nahe/Grolsheim mit Rhein/Mainz

Fluoranthen am Schwebstoff [$\mu\text{g/kg TS}$]				Benzo(b)fluoranthen am Schwebstoff [$\mu\text{g/kg TS}$]			
	Mainz	Grolsheim	Verhältnis Grolsheim/Mainz in %		Mainz	Grolsheim	Verhältnis Grolsheim/Mainz in %
1996	540	496	92	1996	250	308	123
1997	534	607	114	1997	246	405	165
1998	469	520	111	1998	279	368	132
1999	430	480	112	1999	300	350	117
2000	420	483	115	2000	277	327	118
2001	422	454	108	2001	261	298	114
2002	407	428	105	2002	299	295	98
MW			108	MW			124

Benzo(k)fluoranthen am Schwebstoff [µg/kg TS]				Benzo(a)pyren am Schwebstoff [µg/kg TS]			
	Mainz	Grolsheim	Verhältnis Grolsheim/Mainz in %		Mainz	Grolsheim	Verhältnis Grolsheim/Mainz in %
1996	140	136	97	1996	260	267	103
1997	131	172	131	1997	226	285	126
1998	108	176	163	1998	176	242	138
1999	130	160	123	1999	210	250	119
2000	118	143	121	2000	187	217	116
2001	119	141	119	2001	202	248	123
2002	124	134	109	2002	217	248	114
MW			123	MW			120

Benzo(ghi)perylen am Schwebstoff [µg/kg TS]				Indeno(1,2,3 cd)pyren am Schweb. [µg/kg TS]			
	Mainz	Grolsheim	Verhältnis Grolsheim/Mainz in %		Mainz	Grolsheim	Verhältnis Grolsheim/Mainz in %
1996	250	191	76	1996	220	223	101
1997	215	283	132	1997	180	280	156
1998	150	197	131	1998	131	253	193
1999	200	210	105	1999	190	270	142
2000	138	147	107	2000	190	255	134
2001	179	232	130	2001	177	231	131
2002	144	221	153	2002	181	203	112
MW			119	MW			138

Hexachlorbenzol = HCB ist eine typische Industriechemikalie (Flammschutzmittel und Weichmacher), die auch als Fungizid, (z.B. Saatgutbeizmittel) Verwendung fand. Aufgrund der Anreicherung im Schwebstoff ist die Konzentration im Wasser eher klein. Daraus folgt auch bei dieser organischen Verbindung die Notwendigkeit der Bestimmung im Schwebstoff. Im Vergleich zum HCB-Gehalt am Schwebstoff im Rheinwasser schneidet die Nahe hervorragend ab, die Belastung ist im Mittel etwa um den Faktor zehn niedriger:

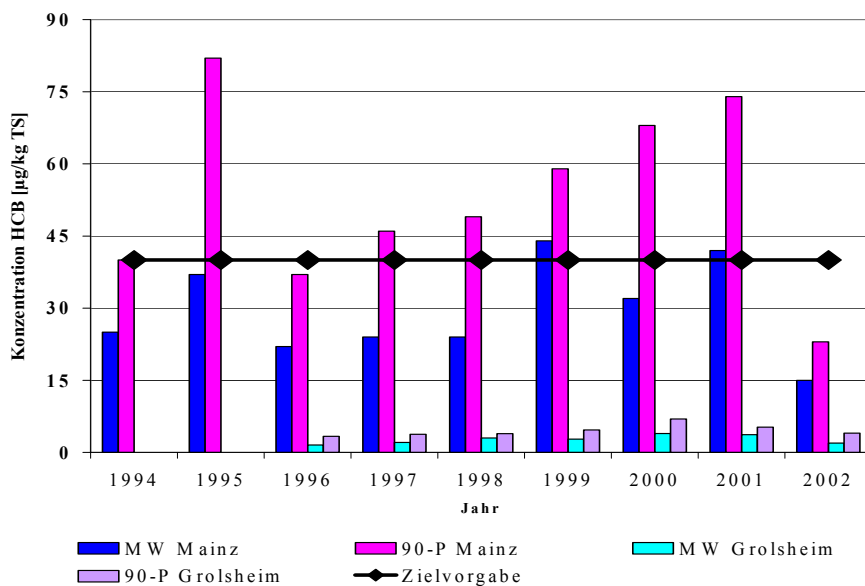


Abb. 98: Verlauf der Konzentration von HCB im Rhein/Mainz und in der Nahe/Grolsheim

Die LAWA setzte die Zielvorgabe des HCB (90-Perzentil) im Schwebstoff auf 40 µg/kg TS fest.

Tab. 61: Vergleich der Mittelwerte und 90-Perzentile der HCB-Konzentrationen am Schwebstoff Rhein/Nahe

Jahr	Rhein bei Mainz HCB-Konzentration [µg/kg TS]		Nahe bei Grolsheim HCB-Konzentration [µg/kg TS]	
	Mittelwert	90-Perzentil	Mittelwert	90-Perzentil
1994	25	40		
1995	37	82		
1996	22	37	1,6	3,3
1997	24	46	2,1	3,8
1998	24	49	3,0	3,9
1999	44	59	2,8	4,7
2000	32	68	3,9	7,0
2001	42	74	3,7	5,3
2002	15	23	2,0	4,0

TCB-Isomere

Die drei Isomere (1,2,3-, 1,2,4- und 1,3,5-Trichlorbenzol) sind in Wasser sehr schwer löslich (unlöslich). Ihre Verwendung ist sehr vielfältig. Alle drei Isomere werden als Insektizide (speziell für Termiten) und als Lösemittel genutzt. Das 1,2,4-Isomer findet zusätzlich große Verbreitung als Ausgangschemikalie in der Synthese.

Die Aufnahme der einzelnen TCB kann zu gesundheitlichen Schäden bis zur Zerstörung von Organen führen. Weiterhin sind die Verbindungen teratogen. Umwelttoxikologisch sind sie stark wasergefährdend und fischtoxisch. Die Jahresmittelwerte aller Berichtsjahre seit 1997 liegen unterhalb der Bestimmungsgrenze von 2 µg/kg TS. Einzelbefunde größer Bestimmungsgrenze werden festgestellt, sind aber selten (s. Abb. 99a-c):

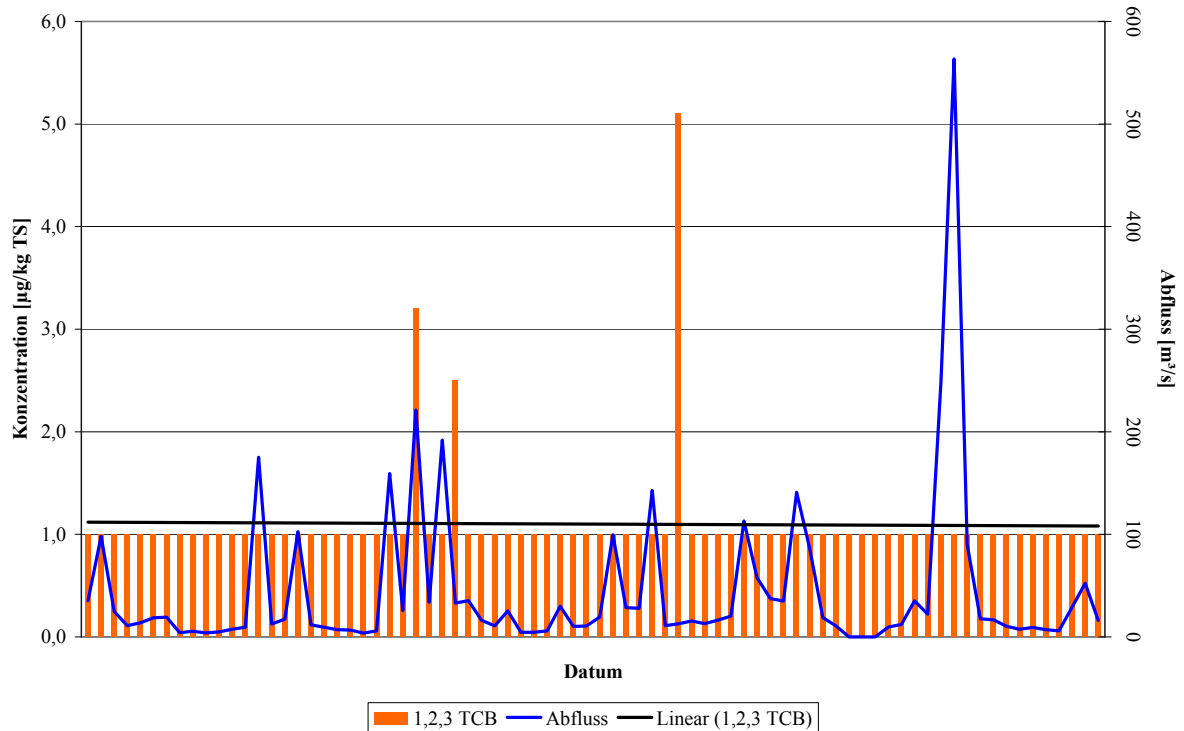


Abb. 99a: Verlauf des Gehalts der TCB-Isomere am Schwebstoff

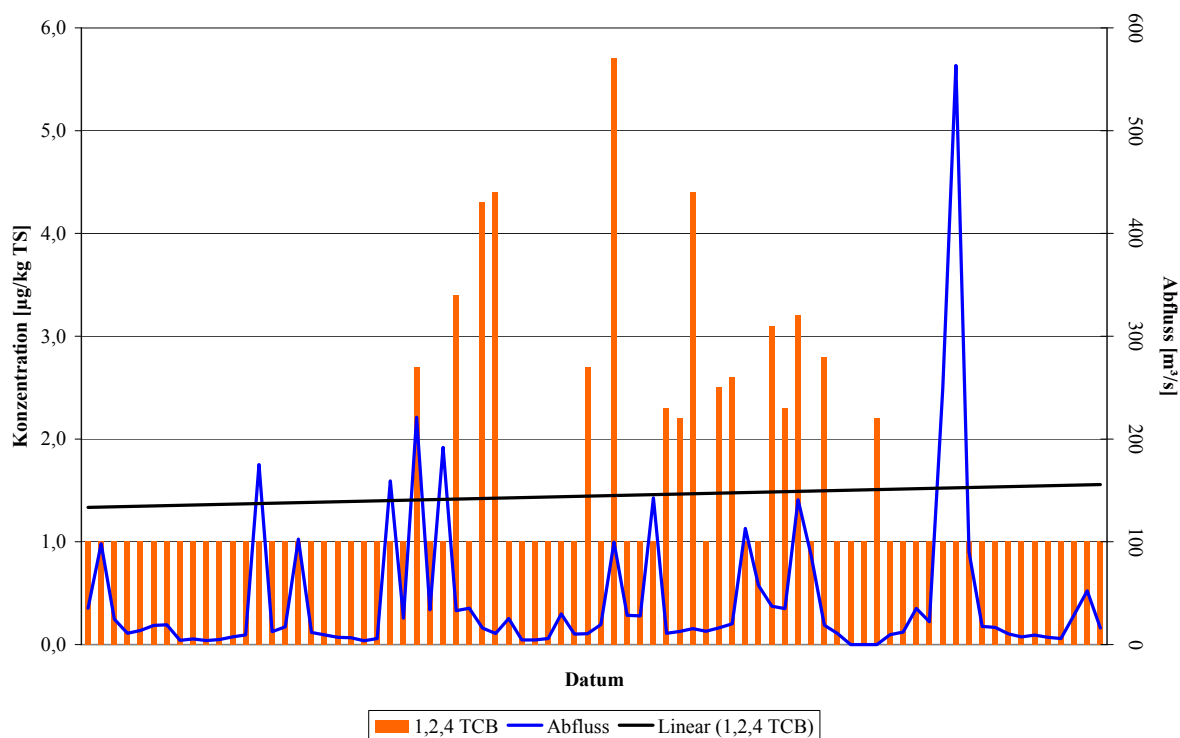


Abb. 99b: Verlauf des Gehalts der TCB-Isomere am Schwebstoff

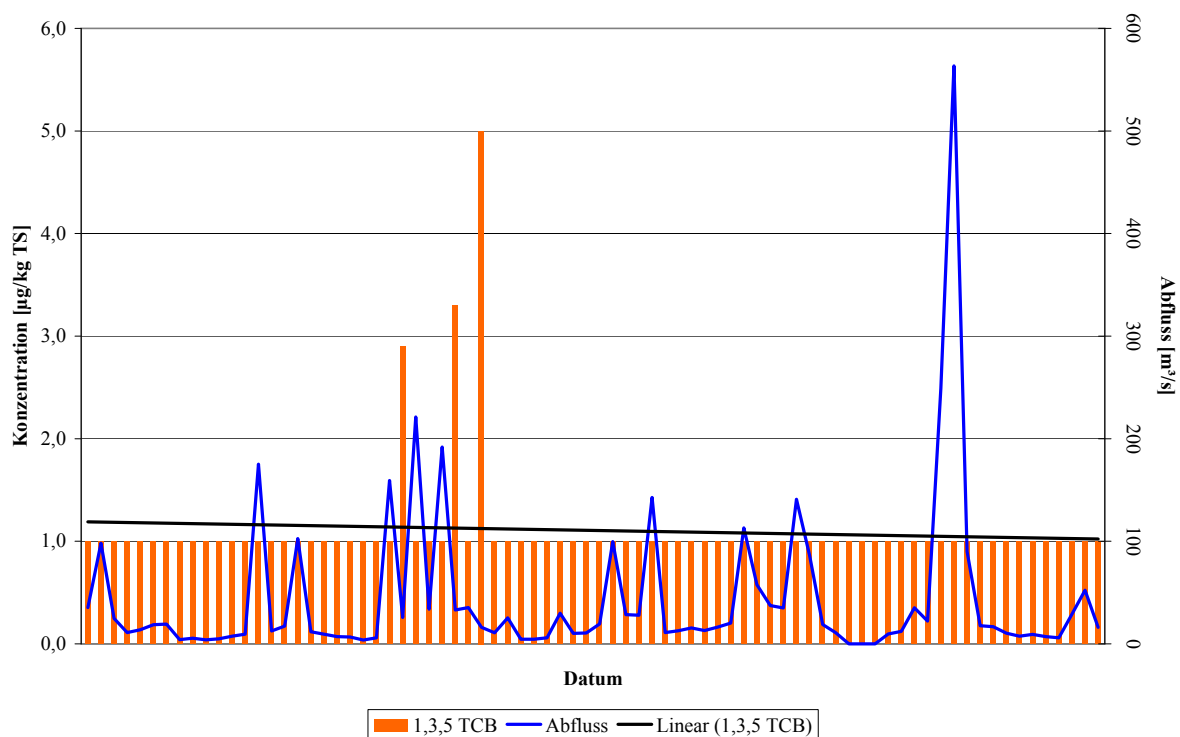


Abb. 99c: Verlauf des Gehalts der TCB-Isomere am Schwebstoff

Die Trichlorbenzol-Isomere am Schwebstoff stellen für das Nahewasser keine Belastung dar.

DDT und einige DDT-Derivate

Die Schwebstoffe der Nahe wurden auf vier DDT-(Derivate) untersucht: 2,4'-DDT, 4,4'-DDT, 4,4'-DDD und 4,4'-DDE.

DDT steht als Abkürzung für Dichlor-diphenyl-trichlorethan und ist nomenklatorisch der halbsystematische Name für 4,4'-DDT. Unter der Bezeichnung DDT wurde ein technisches Gemisch von Substanzen zusammengefaßt, das zu etwa 70 % aus 4,4'-DDT, 15 % aus 2,4'-DDT, 5 % aus 4,4'-DDD sowie aus 10 % anderer DDT-Abkömmlinge und Hilfs- und Zusatzstoffen bestand. Die DDT-Derivate sind aufgrund ihrer chemischen, photochemischen und thermischen Stabilität sehr viel persistenter als das Hauptprodukt.

1939 wurde die insektizide Wirkung von DDT entdeckt. Bis 1972 wurden weltweit ca. 2 Millionen Tonnen DDT eingesetzt. Verwendung fand die Substanz in erster Linie in der Landwirtschaft, bei der Bekämpfung der Malaria und des Typhus, in der Forstwirtschaft und zum Schutz von Bauholz, aber auch in der häuslichen Insektenbekämpfung. In den meisten Industrieländern ist DDT in Anwendung und/oder Herstellung ab den siebziger Jahren des letzten Jahrhunderts verboten. Trotzdem wurden 1996 weltweit noch circa 5.000 t hergestellt.

DDT wirkt auf das Zentrale Nervensystem, ist immuntoxisch, reproduktions- und fetotoxisch, hepatotoxisch und im Tierversuch kanzerogen bei Ratte und Maus. Die akut letale Dosis bei Mensch und Säugetier ist mit 100 – 500 mg/kg Körpergewicht relativ hoch. Ausschlaggebender ist die chronische Toxizität beim Inkorporieren über einen längeren Zeitraum auch durch die Akkumulation im Fettgewebe.

Die Verbindungen werden nicht in den Anlagen der WRRL als prioritär oder als prioritär gefährliche Stoffe genannt, da die EU verbotene Stoffe nicht als relevant betrachtet.

In allen Untersuchungen an rheinland-pfälzischen Fließgewässern hat sich 4,4-DDE als die organische Verbindung herausgestellt, die die höchste mittlere Konzentration an allen Schwebstoffen aufweist. Die Nahe und die Selz sind die beiden am höchsten mit DDT-Derivaten belasteten Fließgewässer in Rheinland-Pfalz. Die Ursache hierfür dürfte im hohen Anteil der Sonderkulturen im Einzugsgebiet von Nahe und Selz liegen. Zu deren Schutz wurde, bis zu dessen Anwendungsverbot, DDT in größeren Mengen eingesetzt. Aufgrund der guten Adsorption an Bodenpartikel und der hohen Persistenz der Verbindungen werden die Wirkstoffe und deren Abbauprodukte nicht desorbiert oder mineralisiert. Die kontaminierten Partikel werden über langandauernde Erosionsprozesse in das Gewässer eingetragen. Abflussabhängig werden diese Sedimente als Schwebstoffe mobilisiert und abtransportiert.

Tab. 62: Belastung der Fließgewässer in RP mit DDT-Derivaten

4,4-DDE-Konzentrationen [µg/kg TS]			4,4-DDD-Konzentrationen [µg/kg TS]		
Gewässer	Mittelwert	Maximum	Gewässer	Mittelwert	Maximum
Selz	41	79	Selz	10	39
Nahe	24	102	Nahe	8,3	63
Lahn	3,6	10	Lahn	< 2	5,3
Saar	7,0	40	Saar	< 2	11
Mosel	3,2	13	Mosel	< 2	7,2
Rhein	5,2	26	Rhein	< 2	5,9

4,4-DDT-Konzentrationen [$\mu\text{g/kg TS}$]			2,4-DDT-Konzentrationen [$\mu\text{g/kg TS}$]		
Gewässer	Mittelwert	Maximum	Gewässer	Mittelwert	Maximum
Selz	9,2	64	Selz	< 2	16
Nahe	6,7	57	Nahe	< 2	20
Lahn	< 2	<2	Lahn	< 2	<2
Saar	< 2	51	Saar	< 2	11
Mosel	< 2	11	Mosel	< 2	<2
Rhein	< 2	2,8	Rhein	< 2	16

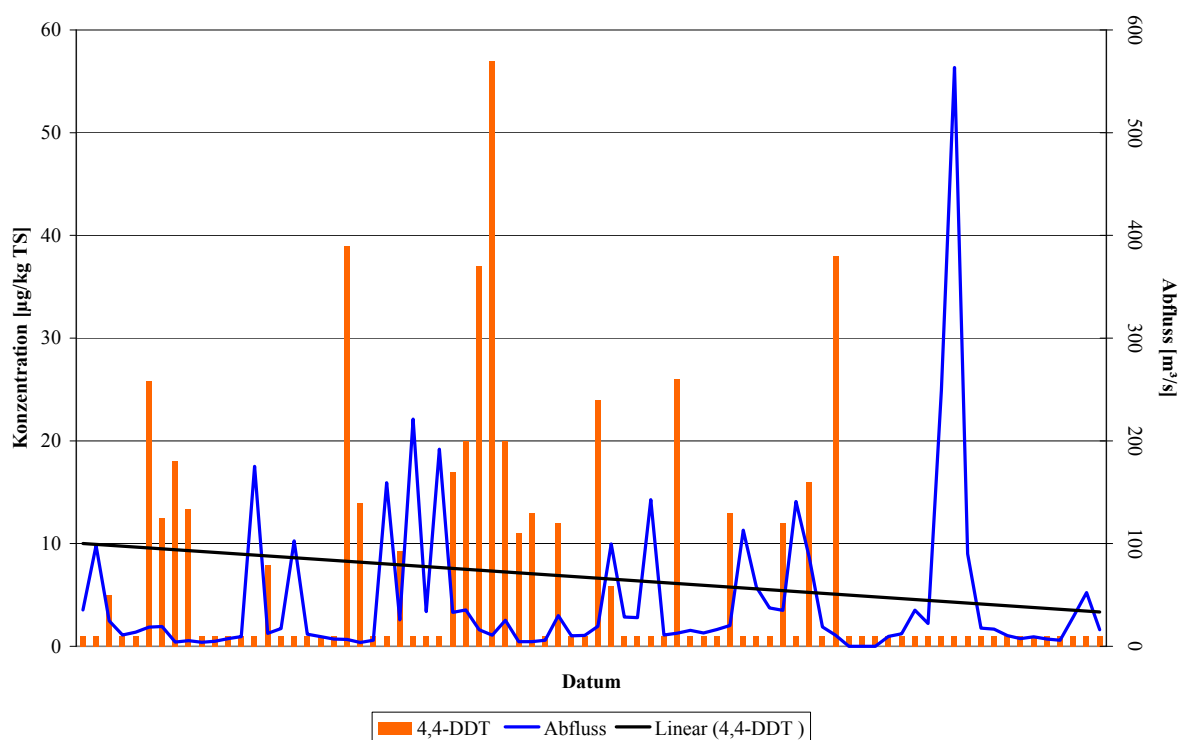


Abb. 100a: Verlauf des Gehalts der DDT-Derivate am Schwebstoff

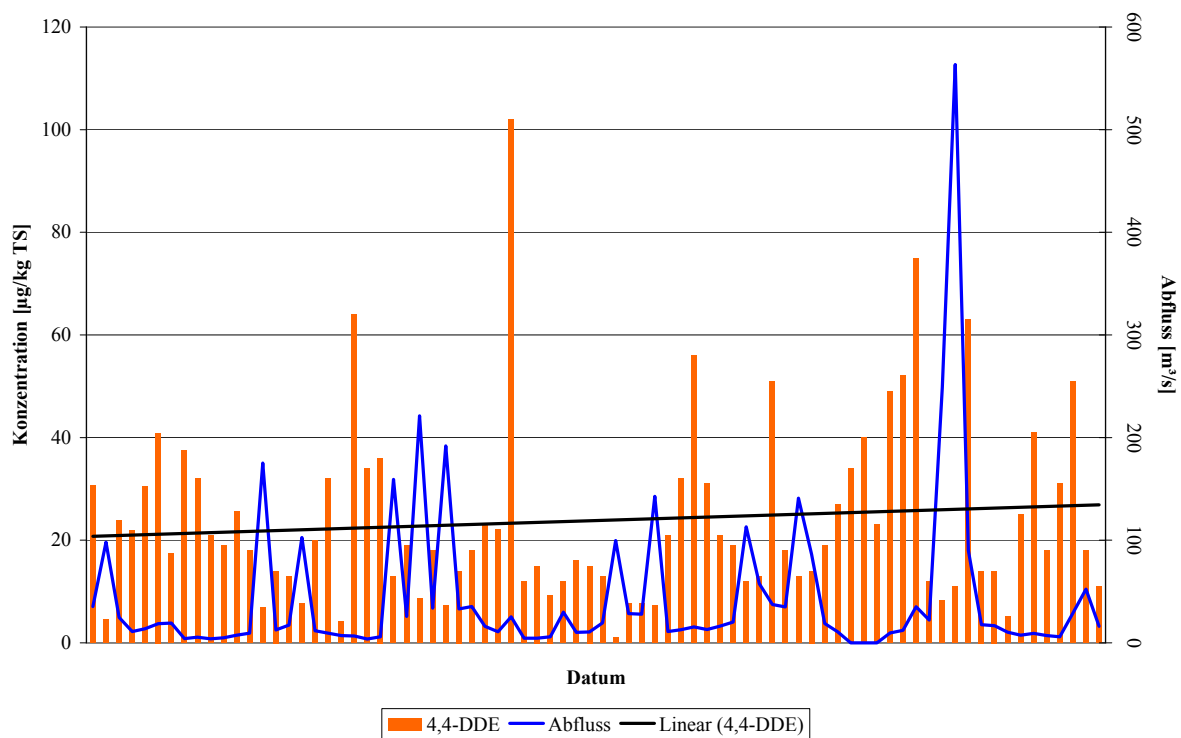


Abb. 100b: Verlauf des Gehalts der DDT-Derivate am Schwebstoff

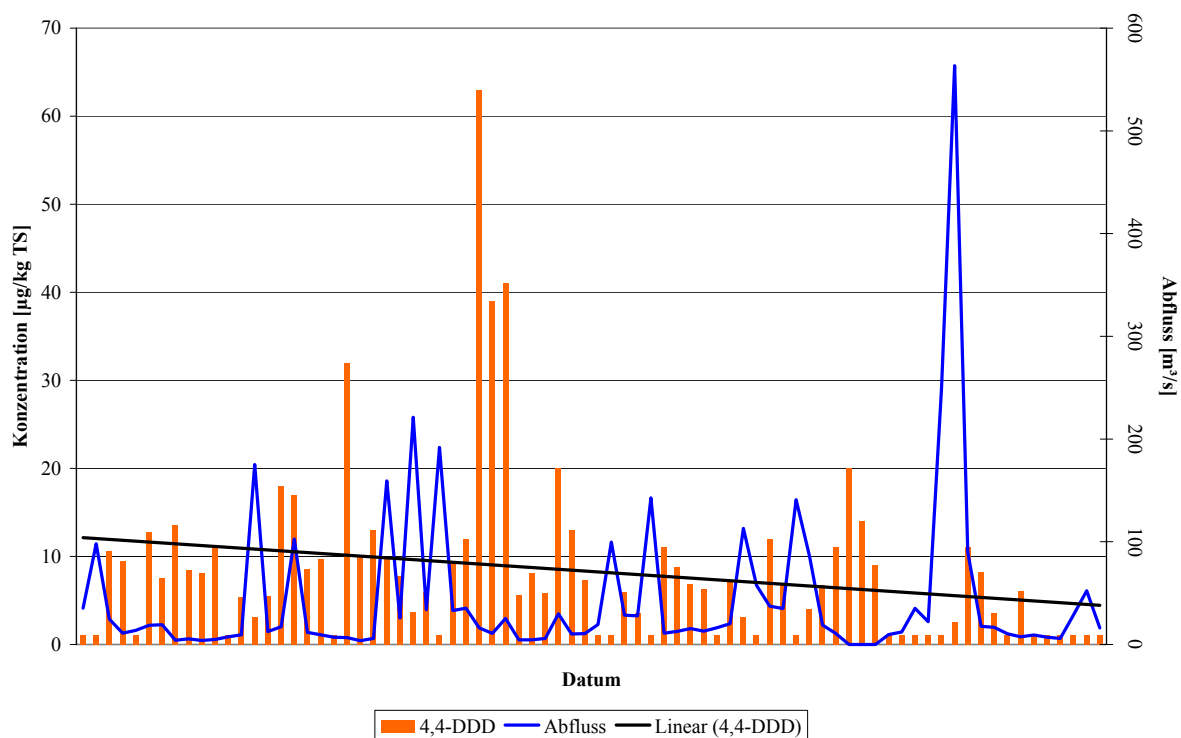


Abb. 100c: Verlauf des Gehalts der DDT-Derivate am Schwebstoff

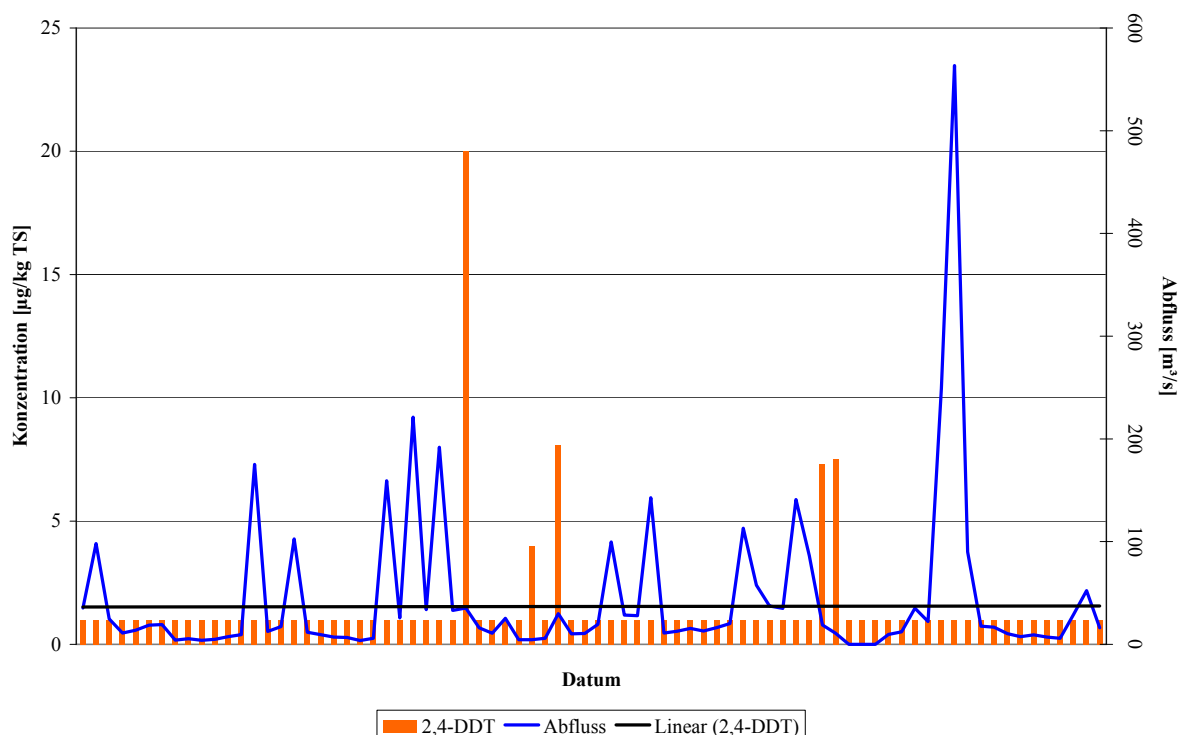


Abb. 100d: Verlauf des Gehalts der DDT-Derivate am Schwebstoff

Die Konzentrationen von 4,4-DDD und der Hauptkomponente der Anwendungsmixtur 4,4-DDT sind seit Beginn der Untersuchungen rückläufig. Die Nebensubstanz 2,4-DDT tritt nur sporadisch größer Bestimmungsgrenze auf und zeigt über den Gesamtzeitraum eine gleichbleibende Tendenz. Der Hauptmetabolit 4,4-DDE zeigt die ungünstigste Entwicklung: die Konzentration steigt an, die Einzelwerte sind um den Faktor 2 bis 4 höher als bei den übrigen DDT-Verbindungen. Diese Tendenz muss weiter beobachtet werden. Gegebenenfalls ist eine Quellsuche erforderlich.

Lindan und Organozinnverbindungen

Seit dem Jahr 2000 wird Lindan am Schwebstoff bestimmt. In keiner der Proben (insgesamt: 39) wurde bisher ein Wert größer als 2 µg/kg TS (Bestimmungsgrenze) gefunden.

Die Untersuchungen auf die Organozinnverbindungen Dibutylzinn-, Tributylzinn- und Triphenylzinnkation begann im Jahr 2001 mit der Umsetzung der EU-Richtlinie 76/464. Im ersten Jahr wurde jeweils einmal im Quartal nur auf das Dibutylzinn-Kation untersucht. Alle vier Bestimmungen brachten positive Ergebnisse (Bestimmungsgrenze 15 µg/kg); der Mittelwert betrug 42 µg/kg TS. Das Jahr 2002 brachte 13 Untersuchungen mit dem Mittelwert von 33 µg/kg TS, wobei wiederum alle Werte oberhalb der Bestimmungsgrenze lagen. Der Mittelwert der beiden Jahre ergab 35 µg/kg TS. Die analogen Untersuchungen der Rheinschwebstoffe bei Mainz im gleichen Zeitraum ergaben eine niedrigere mittlere Belastung mit 27 µg/kg TS. Literaturstellen geben als Haupteintragspfad der Zinnorganika Antifouling-Anstriche von Schiffsrümpfen an.

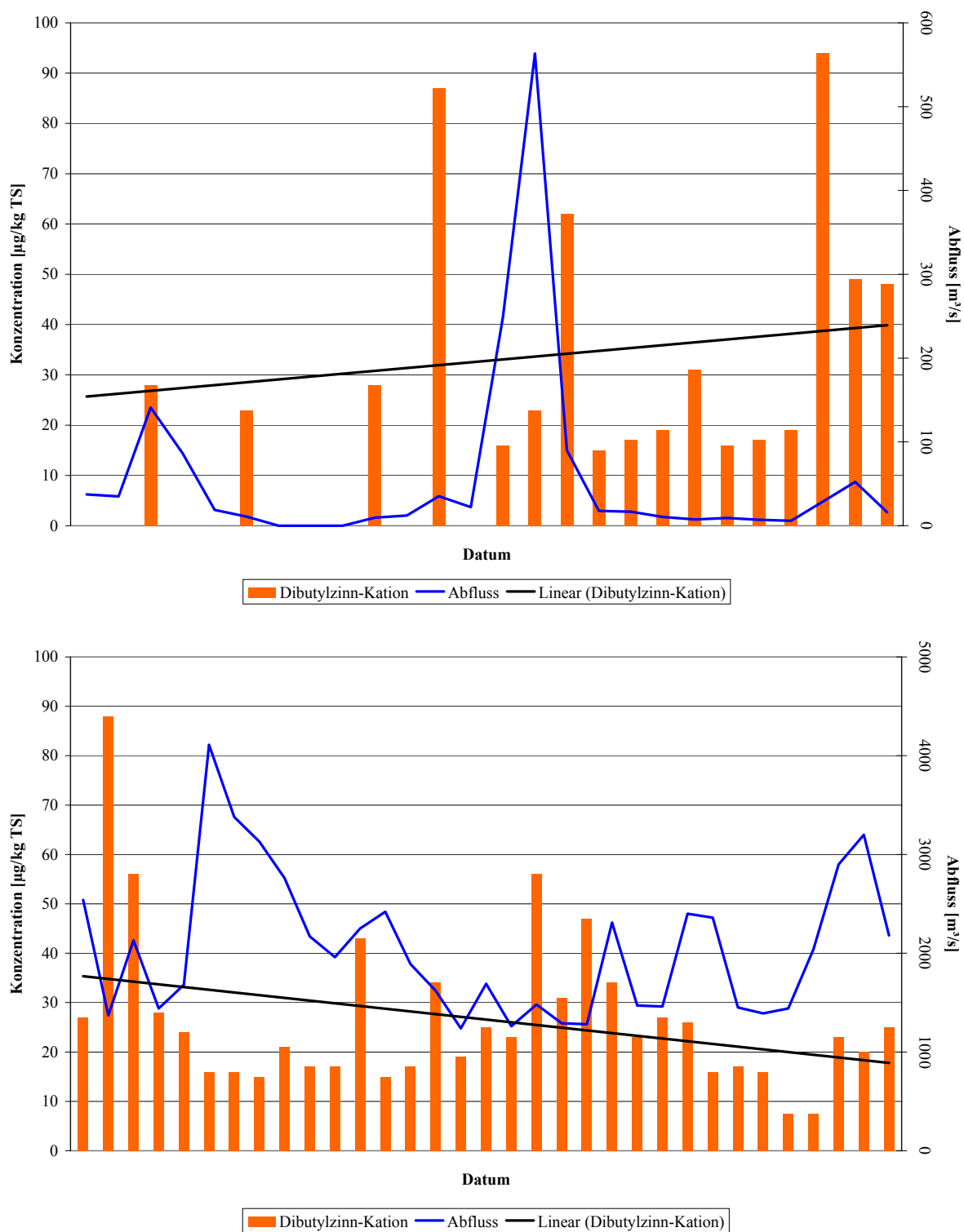


Abb. 101: Verlauf des Gehalts des Dibutylzinn-Kations am Schwebstoff (oben: Nahe; unten: Rhein)

Dies kann die Befunde im Rhein erklären, aber nicht die der Nahe.

In Holzschutzmitteln werden Organozinnverbindungen ebenfalls eingesetzt. Aufgrund ihrer hohen (Öko)Toxizität ist diese Nutzung in den letzten Jahren stark rückläufig. Genutzt wird die biozide Wirkung ferner in Desinfektionsmitteln und fungiziden Mitteln zur Konservierung von Textilien, Leder oder Papier. Ob dies die Quellen der Verunreinigungen der Naheschwebstoffe sind, muss durch genauere Untersuchungen geklärt werden.

Der Vergleich der aggregierten Daten aller beprobten Messstellen in RP zeigt, dass das Dibutylzinn-Kation kein singuläres, sondern ein weitverbreitetes Problem ist.

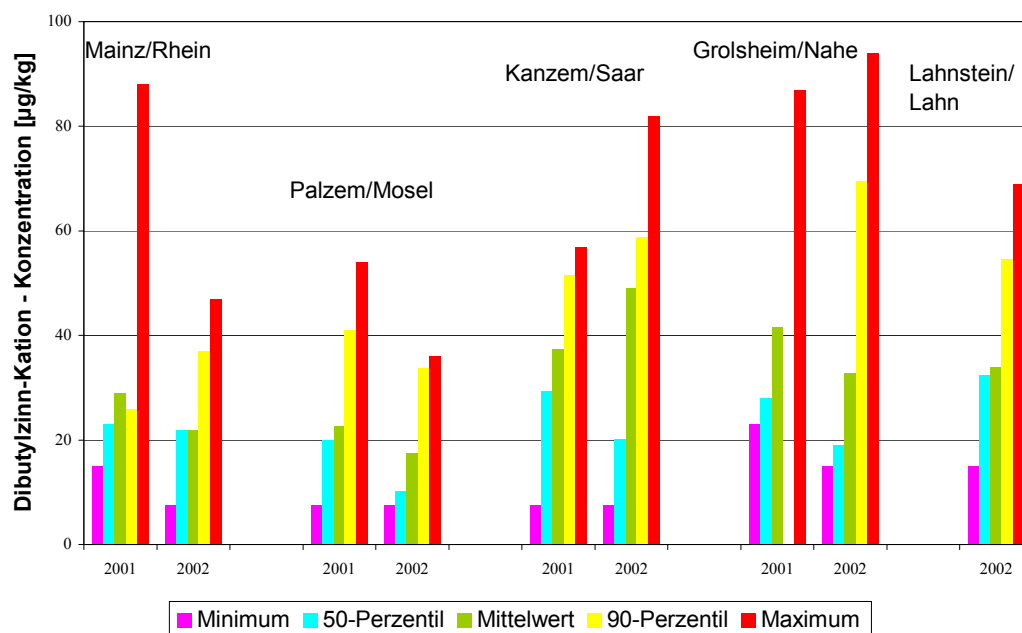


Abb. 102: Vergleich der aggregierten Daten des Dibutylzinn-Kations

Die Analysen auf Tributylzinn- und Triphenylzinnkation, erstmals im Jahr 2002 an den Schwebstoffen der Nahe durchgeführt, ergaben keinen Wert größer 15 µg/kg TS.

5 Zusammenfassung

Die Trends der Wasserqualitätsdaten der Gewässeruntersuchungsstation an der Nahe bei Grolsheim aus den Jahren 1992 bis 2002 sind Gegenstand dieses Berichts.

Die kontinuierlich überwachten physikalischen Kennwerte des Nahewassers

- **Wassertemperatur**
- **pH-Wert**
- **Elektrische Leitfähigkeit**

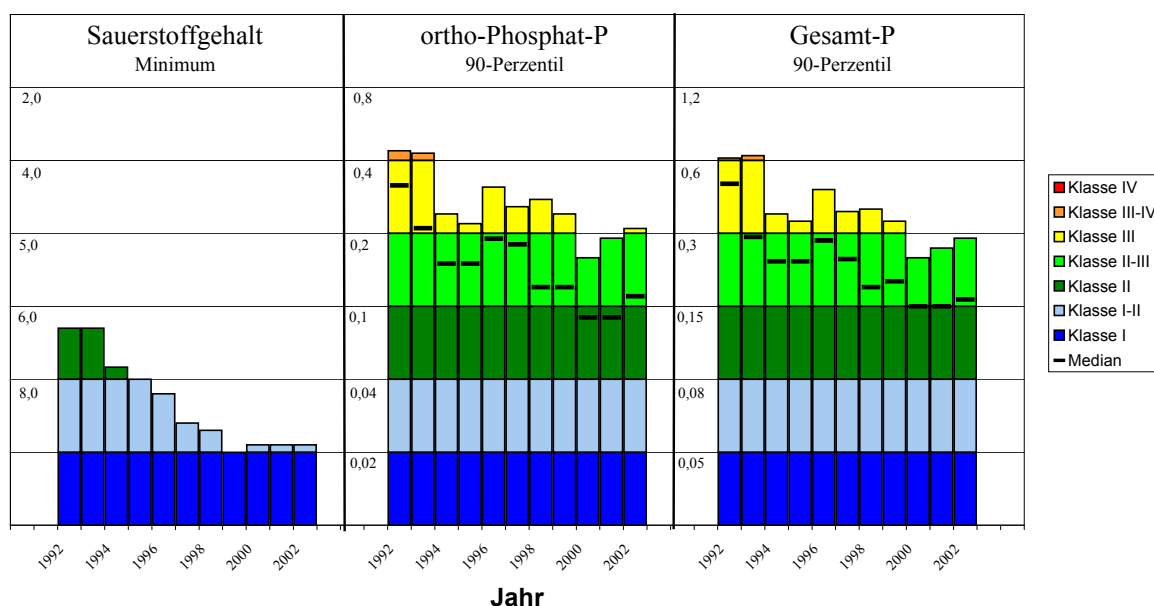
schwanken in den jahreszeitlichen Zyklen, weisen aber im betrachteten Zeitraum ein gleichbleibendes Niveau auf.

Die mittleren Wassertemperaturen schwanken zwischen 10,8 und 12,1°C, im Maximum werden 23 bis 26 °C erreicht; die 25 °C-Marke wurde aber nur 1992 und 1994 an insgesamt 7 Tagen überschritten.

Der mittlere pH-Wert der Nahe schwankt zwischen 7,8 und 8,1; die Maximalwerte erreichen 9,2 bis 9,5. Hierin spiegeln sich die gleichbleibend starken Eutrophierungs-Erscheinungen in den Frühjahrs- und Sommermonaten.

Die mittlere elektrische Leitfähigkeit in der Nahe schwankt zwischen 351 und 445 µS/cm, der höchste Wert tritt im Jahr des niedrigsten durchschnittlichen Abflusses auf. Insofern kann von einer etwa gleichbleibenden Salzlast aus Punktquellen ausgegangen werden.

Der **Sauerstoffgehalt** in der Nahe wird ebenfalls kontinuierlich überwacht, aus dem Sauerstoffgehalt und der Temperatur ergibt sich der Sauerstoffsättigungsindex als Verhältnis von maximaler physikalischer Sättigung und real gemessenem Wert. Hier zeichnet sich im Berichtszeitraum ein positiver Trend ab: der mittlere Sauerstoffsättigungsindex steigt von ca. 85 % auf ca. 100 % in den letzten 3 Berichtsjahren; gleichzeitig steigen die minimalen Sauerstoffkonzentrationen von Werten um 2 mg/l auf über 6 mg/l an; damit werden selbst im Sommer keine für die Fischfauna potentiell schädlichen Werte mehr beobachtet. Die chemische Güteklassifizierung beim Sauerstoff verbessert sich von Klasse II auf I-II. (Abb. 103)



Alle Konzentrationsangaben in mg/L

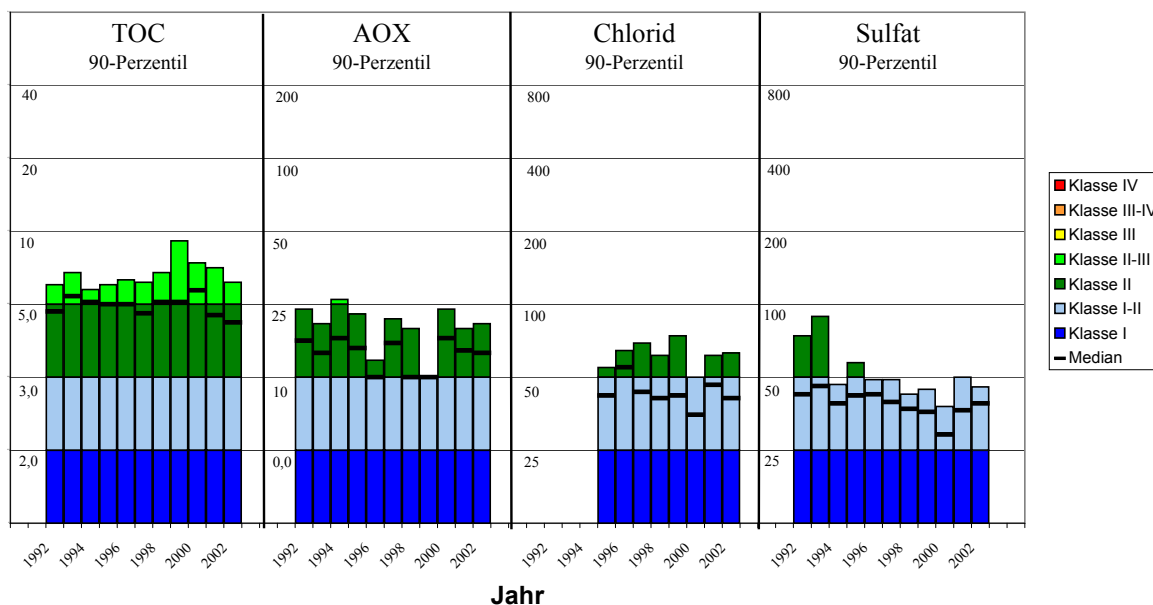
Abb. 103. Chemische Gewässergüteklassifizierung der Nahe bei Grolsheim 1992 – 2002 (Sauerstoffgehalt, ortho-Phosphat-P, Gesamt-P)

Für den Sauerstoffhaushalt prägend sind die organische Belastung mit sauerstoffzehrenden Stoffen (BSB_5) und die Belastung mit oxidierbaren Stickstoffverbindungen.

Brennbare organische Kohlenstoffverbindungen werden durch die Summenmessgrößen **DOC** und **TOC** erfasst.

Der BSB_5 ist der biochemische Sauerstoffbedarf in 5 Tagen und liegt in gering belasteten Gewässern unter 3 mg/l. In der Nahe wurden zu Beginn des Berichtszeitraums 4,2 bis 4,9 mg/l im Jahresmittel gemessen, zum Ende des Berichtszeitraums 3,0 bis 3,6 mg/l. Damit werden die positiven Tendenzen beim Sauerstoffhaushalt bestätigt, die sich auch in der Verbesserung der biologischen Gewässergüte (siehe Kap. 3) niederschlagen.

Der DOC (gelöster organischer Kohlenstoff), der gelöste, zu CO_2 verbrennbare Kohlenstoffverbindungen erfasst, bleibt dagegen über den gesamten Berichtszeitraum relativ konstant bei 4,0 bis 4,9 mg/l im Jahresmittel. Das gleiche gilt für den TOC (Gesamter organischer Kohlenstoff), der auch den (ungelösten) Kohlenstoff der Schwebstoffe miterfasst. Der TOC liegt im Jahresmittel zwischen 4,9 und 6,1 mg/l, also etwa 20 % über dem DOC. Die TOC-Belastung entspricht durchweg der chem. Güteklasse II-III (Abb. 104).



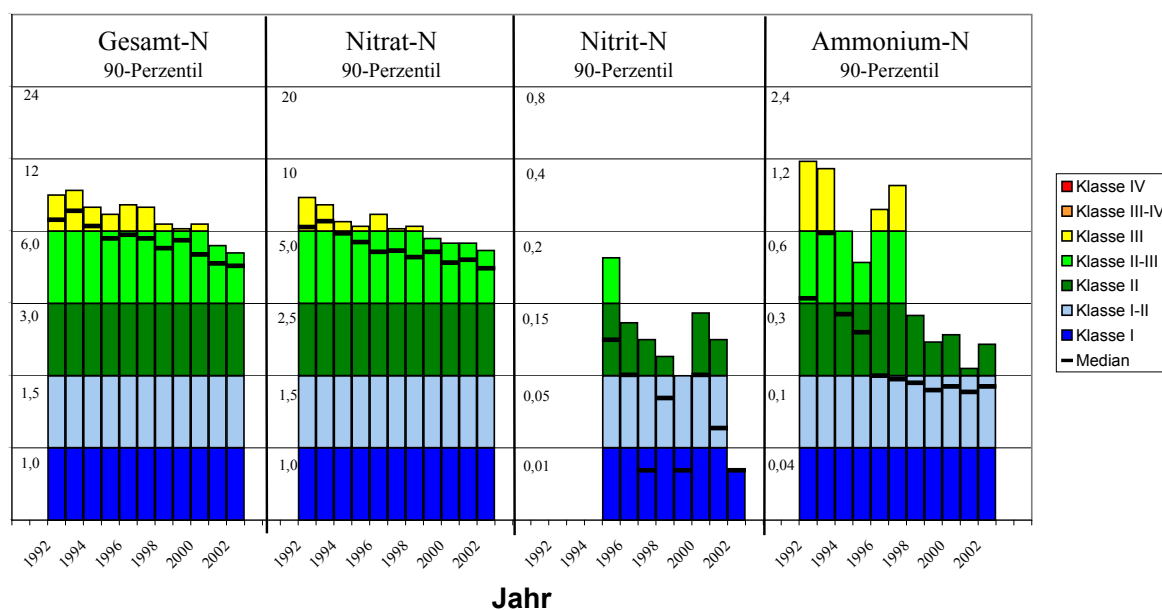
Alle Konzentrationsangaben in mg/L

Abb. 104. Chemische Gewässergüteklassifizierung der Nahe bei Grolsheim 1992 – 2002 (TOC, AOX, Chlorid, Sulfat)

Eine weitere Summenmessgröße, die eine Teilmenge der gelösten organischen Verbindungen abbildet, ist der SAK (Spektraler Absorptionskoeffizient bei 264 nm). Hierbei zeichnet sich ein höheres Niveau der Maxima im letzten Drittel des Berichtszeitraums ab, also ein zunehmender Eintrag von organischen Stoffen mit aromatischem Grundgerüst. Dies können sowohl Naturstoffe (Huminsäuren, Gerbstoffe) als auch anthropogen eingetragene synthetische Stoffe sein.

Eine weitere Summenmessgröße ist der **AOX**, der die Menge der an Aktivkohle adsorbierbaren organischen Halogenverbindungen erfasst. Diese sind fast ausschließlich anthropogener Herkunft und umfassen auch Gruppen ökotoxikologisch bedenklicher Verbindungen. Hier bewegt sich das mittlere Konzentrationsniveau in der Nahe im gesamten Berichtszeitraum zwischen 16,1 und 19,8 µg/l, während im gleichen Zeitraum das mittlere Konzentrationsniveau im Rhein von 24 auf < 10 µg/l abgesunken ist. Die chemische Güteklassifizierung für AOX in der Nahe ergibt überwiegend Klasse II (Abb. 104). Die mittleren AOX-Jahresfrachten in der Nahe steigen in der 2. Hälfte des Berichtszeitraumes deutlich an; in den letzten 3 Berichtsjahren sind auch die durchschnittlichen Abflüsse deutlich erhöht, was eine Zunahme der flächenhaften Einträge vermuten lässt.

Von entscheidender Bedeutung für die Qualität des Nahewassers sind die **Nährstoffe**, zu denen die Stickstoff- und Phosphorverbindungen gehören. Insbesondere das **Ammonium**, das bei der Oxidation zu Nitrat einen erheblichen Sauerstoffverbrauch verursacht, wirkt sich nachteilig auf den Sauerstoffhaushalt und die biologische Gewässergüte aus. Die durchschnittliche Ammonium-Konzentration ist im Berichtszeitraum auf etwa 1/6 der Ausgangskonzentration zurückgegangen. Die chem. Güteklasse hat sich von III auf II verbessert (Abb. 105). Der Konzentrationsrückgang von 0,55 auf 0,1 mg/l NH₄-N entspricht in etwa der Abnahme der Sauerstoffzehrung beim BSB₅.



Alle Konzentrationsangaben in mg/L

Abb. 105. Chemische Gewässergüteklassifizierung der Nahe bei Grolsheim 1992 – 2002 (Gesamt-N, Nitrat-N, Nitrit-N, Ammonium-N)

Die mittlere **Nitrat**-Konzentration in der Nahe geht im Berichtszeitraum kontinuierlich von 5,5 auf 3,6 mg/l zurück, im 90-Perzentil von 6,9 auf 4,2 mg/l. Damit tritt eine Verbesserung der chemischen Güteklasse von III nach II-III ein (Abb. 105). Hierbei spielen auch die relativ hohen mittleren Abflüsse der Jahre 2000 bis 2002 eine Rolle. Die mittleren Nitrat-Frachten liegen in den letzten 3 Berichtsjahren in der gleichen Größenordnung wie in den ersten 4, d. h. der für Eutrophierungsprozesse verfügbare Stickstoffüberschuss bleibt konstant.

Nitrit tritt als Zwischenstufe bei der mikrobiellen Oxidation von Ammonium zu Nitrat auf und beträgt im Jahresmittel - mit einer Ausnahme - maximal 0,06 mg/L. Mit Ausnahme dieses Jahres wird mindestens die chem. Güteklasse II erreicht, 2002 sogar die chem. Güteklasse I (Abb. 105). Ursache für die Konzentrationsrückgänge bei Ammonium und Nitrit sind vor allem die im Berichtszeitraum erreichten Verbesserungen in der Reinigungsleistung der kommunalen Kläranlagen.

Der **Gesamtstickstoff TN** erfasst die Summe aller Stickstoffverbindungen, durch Subtraktion der anorganischen Stickstoffverbindungen lässt sich daraus auch die Belastung mit **organisch gebundenen Stickstoffverbindungen** abschätzen. Die TN-Konzentration nimmt im Berichtszeitraum von 7,1 mg/l auf 4,4 mg/l ab. Wie bei Nitrat steigen aber die Frachten in den letzten 3 Berichtsjahren abflussbedingt auf das Ausgangsniveau an. Nitrat-Stickstoff macht 73-85% des TN aus. Der Anteil des **organisch gebundenen Stickstoffs** am TN liegt zwischen 14 % und 21 %.

Die Phosphat-Belastung der Nahe wird als **Gesamt-Phosphat** bestimmt, zusätzlich wird das leicht pflanzenverfügbare **ortho-Phosphat** gemessen. Im Berichtszeitraum nimmt die mittlere ortho-Phosphat-Konzentration ab, von 0,29 auf 0,13 mg/l. Das 90-Perzentil der Konzentration reduziert sich von 0,44 auf 0,16-0,21 mg/l, was einer Verbesserung von Güteklasse III-IV auf Güteklasse II-III entspricht (Abb. 103)). Das mittlere Konzentrationsniveau des Rheins wird aber noch immer um mehr

als 100% überschritten. Die mittleren Konzentrationen an Gesamt-P nehmen im Berichtszeitraum von 0,42 mg/l auf 0,16-0,18 mg/l ab, die chemische Güteklasse verbessert sich analog zum ortho-Phosphat.

Bei der Betrachtung der Frachtschätzungen ist dieser Trend nicht erkennbar; hier tritt das Minimum beider Phosphat-Fractionen 1996 auf, im Jahr des geringsten Abflusses. Offensichtlich werden mit steigenden Abflüssen erhebliche Einträge aus der Fläche mobilisiert und in die Nahe transportiert. Der Anteil der Einträge aus Punktquellen wird bei länger andauernden Niedrigwasserphasen erkennbar; die Frachtminima bei Abflüssen unter 5 m³/s nehmen von 1992 bis 1999 von 270 auf 98 kg/d ab; die Frachtmaxima steigen im gleichen Zeitraum bei Abflüssen über 300 m³/s von 3100 auf 7700 kg/d an. Nach der Datenlage kommt der Löwenanteil der Phosphateinträge in die Nahe aus der Fläche. Zur Absicherung dieser Annahme sollten die Phosphat-Daten des Nahe-Längsschnitt-Messprogramms ausgewertet werden, möglichst unter Hinzuziehung von Einleiterdaten.

Die Salzfracht der Nahe besteht überwiegend aus den Anionen **Chlorid** und **Sulfat** sowie den Kationen **Natrium** und **Kalium**, **Calcium** und **Magnesium**.

Die mittlere Chlorid-Konzentration schwankt zwischen 34 und 53 mg/l; die mittlere Sulfat-Konzentration zwischen 31 und 53 mg/l. Die Konzentrations-Abfluss-Beziehung bei Chlorid belegt den überwiegenden Eintrag aus Punktquellen. Die Chlorid-Konzentration führt zur Einstufung in die chemische Güteklasse II, für Sulfat bis 1995 in die Chem. Güteklasse II danach in I-II (Abb. 104).

Die Alkalimetalle Natrium und Kalium liegen im Berichtszeitraum auf gering fallendem Niveau, Natrium zwischen 20 und 35 mg/l, Kalium zwischen 5,2 und 8,1 mg/l.

Die mittlere Konzentration der Erdalkalien Magnesium und Calcium bleibt dagegen konstant, Magnesium bei 11-14 mg/l, Calcium bei 35 bis 44 mg/l. Alkali- und Erdalkalimetalle stammen teilweise aus geogenen, teilweise aus anthropogenen Quellen und liegen in toxikologisch und technisch unbedenklichen Mengen vor.

Eisen und **Mangan** sind Bodenmineralien und werden überwiegend als Feststoffe in den Gewässern transportiert. Neben den geogenen Quellen gibt es auch anthropogene Einträge, z.B. aus Korrosionsprozessen. Beide Metalle treten auch in gelöster Form auf, es besteht ein Gleichgewicht zwischen gelöster und ungelöster Form, das in komplexer Weise vom pH-Wert, vom Redoxpotential und vom Vorhandensein von Komplexbildnern gesteuert wird.

Die Eisen-Konzentration schwankt im Jahresmittel zwischen 400 und 1260 µg/l, die Frachtmittelwerte schwanken zwischen 800 und 11 000 kg/d.

Die Mangan-Konzentration schwankt im Mittel zwischen 30 und 110 µg/l, die mittleren Frachten liegen zwischen 80 und 800 kg/d, damit etwa um den Faktor 10 unter dem Eisen-Niveau.

Bor wird seit 1997 in der Nahe untersucht, die Konzentrationen liegen zwischen 0,17 und 0,07 mg/l. Bei den Konzentrationen besteht eine fallende Tendenz, die Frachten schwanken abflussabhängig zwischen 170 und 360 kg/d. Bor ist wie Phosphat ein Indikator für Einträge aus kommunalen Kläranlagen (Bleichmittel in Vollwaschmitteln).

Aluminium ist wie Eisen ein ubiquitär vorkommender Bestandteil der Bodenmineralien, gelangt aber auch als Bestandteil von Flockungshilfsmitteln in Kläranlagen und aus anderen Anwendungen ins Gewässer. Wie bei anderen Metallen besteht ein Gleichgewicht zwischen gelösten und ungelösten

Anteilen. Die Gesamt-Aluminium-Konzentration schwankt im Mittel zwischen 400 und 1200 µg/l, abflussstarke Jahre mit hohen Schwebstofffrachten haben auch hohe Aluminium-Frachten.

Weitere Metalle in der Nahe gehören zu den **anorganischen Spurenstoffen**, die teilweise auch als toxische Spurenmetalle charakterisiert werden. Wegen ihrer geringen Konzentrationen in der gelösten Phase (häufig < BG) werden diese seit 1995 im Schwebstoff bestimmt.

Werden die Belastungen mit toxischen Spurenmetallen in der Nahe nach Kriterien der LAWA in chemische Güteklassen eingeordnet (Abb. 89), liegen **Blei** und **Cadmium** über den gesamten Untersuchungszeitraum in der Güteklasse II, **Chrom**, **Quecksilber** und **Nickel** überwiegend in Güteklasse II mit Tendenz zu II-III, **Kupfer** liegt etwa zur Hälfte in II-III, **Zink** immer in II-III. Bei den Rhein-Schwebstoffen sind die Verhältnisse durchweg günstiger.

Legt man andererseits die derzeit gültigen Qualitätsnormen (QN) der WRRL für toxische Spurenmetalle am Schwebstoff zu Grunde, wird der Grenzwert für Zink von 800 mg/kg Schwebstoff in keiner Probe erreicht (Maximum 538 mg/kg). Das gleiche gilt für Kupfer (QN = 160 mg/kg), der Maximalwert lag bei 144 mg/kg. Die Chrom-Belastung des Schwebstoffs erreicht maximal 140 mg/kg und liegt damit deutlich unter der QN von 640 mg/kg.

Für die prioritären Stoffe Quecksilber, Cadmium, Blei und Nickel werden bisher nur Vorschläge für QN für die Wasserphase diskutiert, deren Verbindlichkeit noch nicht EU-weit in Kraft getreten ist. Die QN-Vorschläge für Cadmium sind nach der Wasserhärte von 0,08 bis 0,025 µg/l (Jahresmittel) gestaffelt; für Blei gilt ein vorläufiger Wert von 2,1 µg/l, für Nickel ein vorläufiger Wert von 1,7 µg/l. Wie bei Umrechnung der Schwebstoffbefunde auf Wasser zu verfahren ist, muss noch abschließend geklärt werden.

Die Gruppe der **organischen Spurenstoffe** wird sowohl in der Wasserphase als auch in der Schwebstoffphase untersucht.

In der Wasserphase kontrollierte Stoffe sind in der Regel gut wasserlöslich und zeigen nur geringe Neigung, sich an feste Matrices zu adsorbieren. In der Schwebstoffphase kontrollierte Stoffe liegen überwiegend als an Schwebstoff gebundene Feststoffe vor. In jedem Fall handelt es sich um Adsorptions-Desorptions-Gleichgewichte, die von vielen Faktoren beeinflusst werden wie Temperatur, pH-Wert, Eigenschaften der Schwebstoffmatrix, Vorhandensein von Huminstoffen oder Lösungsvermittlern. Bei Stoffen, deren Adsorptionsneigung im mittleren Bereich liegt, kann auch eine Verteilung relevanter Anteile zwischen beiden Kompartimenten vorliegen, und am Feststoff vorübergehend adsorbierte Stoffe können nach und nach ausgewaschen werden.

Pflanzenschutzmittel sind die größte Wirkstoffgruppe der in der Wasserphase untersuchten organischen Spurenstoffe.

Von 22 untersuchten Wirkstoffen wurden 10 statistisch ausgewertet und bewertet, bei den übrigen lag die Mehrzahl der Messwerte unter der Bestimmungsgrenze (Terbutylazin, Desethylatrazin, Chlortoluron, Metobromuron, Metazachlor, Dimethoat) oder die Datenbasis war zu gering (Desisopropylatrazin, Propazin, MCPB, Chloridazon; Metolachlor, gamma-HCH). Für die ausgewerteten Stoffe werden die wichtigsten Ergebnisse zusammengefasst.

Defizite in der Umsetzung der gesetzlichen Regelungen zeigen sich bei **Atrazin**. Dieses Herbizid wird 10 Jahre nach erfolgtem Anwendungsverbot noch 2000 bis 2002 periodisch nachgewiesen.

Die Zulassung für **Simazin** lief 1999 aus. Im Folgejahr 2000 traten die höchsten Frachten des gesamten Zulassungszeitraums auf (zulässiger Restmengenverbrauch?). In 2001 und 2002 wurde Simazin nur noch in gleicher Größenordnung gefunden wie Atrazin. Da die positiven Nachweise und die Frachten bei beiden Triazinen rückläufig sind, ist eine Lösung dieses Problems in den kommenden Jahren zu erwarten. Die Qualitätsnormen der WRRL (Entwurf) für prioritäre Stoffe werden in keinem der Untersuchungsjahre überschritten.

Für **Diuron** gibt es seit 1996 Anwendungsbeschränkungen im nicht-landwirtschaftlichen Bereich. Diuron wird in der Nahe seit 1997 untersucht. Die Konzentrationen schwanken im Mittel um 0,05 bis 0,075 µg/l, die Jahresfrachten liegen je nach Berechnungsmodus zwischen 31 und 55 kg oder zwischen 7 und 25 kg.

Auch **Isoproturon** wird in der Nahe seit 1997 untersucht. Die Konzentrationsmittelwerte liegen zwischen 0,04 und 0,069 µg/l. Die Jahresfrachten schwanken je nach Berechnungsmodus zwischen 33 und 91 kg bzw. zwischen 12 und 70 kg. Auch Isoproturon und Diuron halten die Qualitätsnormen (Entwurf) der WRRL für prioritäre Stoffe immer ein.

Dichlorprop, Mecoprop und MCPA sind klassische Getreideherbizide, kostengünstig und noch immer im Einsatz. Die Konzentrationsmittelwerte liegen alle in der gleichen Größenordnung zwischen der BG (= 0,03 µg/l) und 0,16 µg/l, die Jahresfrachten schwanken zwischen 14 und 56 kg. In der Wasserrahmenrichtlinie ist als Qualitätsnorm für die ökologische Qualität ein Wert von 0,1 µg/l (Jahresmittel) festgesetzt, ab 1997 wird diese QN immer eingehalten.

Das Spezialherbizid **Bentazon** wird in 4-6 von 26 Proben pro Jahr gefunden, die Mehrzahl der Messwerte liegt unterhalb der doppelten Bestimmungsgrenze. Die Jahresfrachten erreichen je nach Berechnungsmodus 9 bis 38 kg bzw. 5 bis 16 kg. Die WRRL-Qualitätsnorm von 0,1 µg/l wird immer eingehalten.

Das Fungizid **Tebuconazol** wurde erst 2001 ins Untersuchungsprogramm aufgenommen. Der höchste Messwert betrug 0,34 µg/l. Zur Bewertung der Relevanz in der Nahe sind weitere Untersuchungsjahre nötig.

Im Rahmen eines Sondermessprogramms wurde 2001/2002 **Glyphosat** untersucht, das sich inzwischen zum Herbizid mit breitester Einsatzmöglichkeit entwickelt hat. Der Vergleich der Jahresfracht von Glyphosat (146 kg!) mit den Jahresfrachten 2001 aller anderen ausgewerteten Wirkstoffe ergibt, dass die Summe aller anderen Wirkstoffe etwa der des Glyphosats entspricht (Jahresfracht, wenn alle Werte < BG auf 0 gesetzt werden).

Als Vertreter der Arzneimittelwirkstoffe wurde **Clofibrinsäure** untersucht, es ergaben sich einzelne Nachweise unter 0,1 µg/l.

Die Befunde der Moschusduftstoffe (**Moschusketon**) blieben ebenfalls im unauffälligen Bereich (max. 0,05 µg/l) und gingen im Laufe des Untersuchungszeitraums bis unter die BG zurück.

Ein relativ hohes Konzentrationsniveau erreichen in der Nahe die synthetischen Komplexbildner, **EDTA, NTA, DTPA**. Zur Reduktion von EDTA in den Gewässern wurde 1991 zwischen BMU und Industrie vereinbart, auf freiwilliger Basis die EDTA-Frachten in den deutschen Gewässern zu halbieren.

Die Konzentrationen im Rhein bei Mainz gingen von 1994 bis 2002 um etwas weniger als die Hälfte auf 4,4 µg/l zurück, in der Nahe bei Grolsheim ist bei fast doppelt so hohem Konzentrationsniveau in

den letzten 3 Untersuchungsjahren ein vergleichbarer Rückgang auf gut 7 µg/l zu beobachten. Allerdings ist in der Nahe die Höhe der mittleren Jahresfracht gleich geblieben, sie schwankt im Berichtszeitraum zwischen 11 und 20 kg/d. Insofern wurde das Ziel der freiwilligen Selbstverpflichtung der Industrie zur Halbierung der EDTA-Einträge in die Gewässer in der Nahe nicht erreicht.

Das mittlere Konzentrationsniveau von NTA in der Nahe schwankt zwischen 1,4 und 6,5 µg/l, wenn extrem hohe Einzelwerte von 1978 und 2002 nicht berücksichtigt werden. Es unterscheidet sich nicht wesentlich von dem des Rheins. Die mittlere Jahresfracht schwankt zwischen 2,7 und 10,5 kg/d und liegt damit deutlich niedriger als die EDTA-Fracht. Ein Trend ist nicht erkennbar.

Die DTPA-Konzentrationen in der Nahe liegen im Jahresmittel zwischen 0,4 und 0,8 µg/l und damit deutlich niedriger als im Rhein. Die mittleren Jahresfrachten liegen zwischen 0,5 und 2,2 kg/d und liegen in der Regel mindestens um den Faktor 10 unter den EDTA-Frachten.

Eine weitere Gruppe organischer Spurenstoffe, die in der Nahe überwacht wurden, sind die leichtflüchtigen Halogenkohlenwasserstoffe (LHKW), deren wichtigster Vertreter das **Trichlormethan** (Chloroform) ist. Trichlormethan wurde von 1995 bis 2002 in der Nahe untersucht. In den ersten Untersuchungsjahren wurden wenige Werte im Bereich der BG gefunden, ab 2000 wurde sie nicht mehr überschritten. Weitere LHKW, **Trichlorethen**, **Tetrachlorethen** und **Tetrachlormethan** wurden nie nachgewiesen. Diese Stoffgruppe hat in der Nahe keine Relevanz mehr.

Organische Spurenstoffe, die in der Schwebstoffphase überwacht werden, sind die

- **Polychlorierten Biphenyle (PCB)**
- **Polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK)**
- **Hexachlorbenzol (HCB)**
- **Trichlorbenzole (TCB)**
- **Dichlordiphenyltrichlorethan (DDT) und Derivate**
- **Lindan**
- **Organozinnverbindungen**

Die PCB-Belastung der Nahe-Schwebstoffe ist insgesamt unauffällig; das Konzentrationsniveau des Rheins wird teilweise unterschritten, teilweise erreicht.

Über den gesamten Untersuchungszeitraum weist die Nahe im Mittel eine etwas höhere PAK-Belastung auf als der Rhein bei Mainz. Regressionsgeraden über alle Einzelwerte zeigen bei der Mehrzahl der PAK leicht fallende Trends.

Die HCB-Belastung der Nahe-Schwebstoffe beträgt im Mittel nur etwa 10 % der Schwebstoffbelastung im Rhein bei Mainz und wird als unproblematisch eingestuft.

Eine TCB-Belastung der Nahe-Schwebstoffe ist überwiegend nicht nachweisbar, auch diese Stoffgruppe ist in der Nahe kein Problem.

Die Untersuchung der Nahe-Schwebstoffe auf DDT-Abkömmlinge ergab relativ hohe Belastungen mit dem Abbauprodukt 4,4'-DDE. Die mittlere Belastung der Nahe-Schwebstoffe liegt bei 24 µg/kg TS und beträgt damit ein Mehrfaches der Belastung von Rhein, Mosel, Lahn und Saar. Während bei 4,4'-DDT die Konzentration eine rückläufige Tendenz zeigt, ist bei 4,4'-DDE eine leicht steigende Tendenz zu beobachten. Wenn es sich um eine „Altlast“ aus früherer landwirtschaftlicher Anwen-

dung handeln würde, müsste mit der Zeit durch Abtransport der kontaminierten Schwebstoffe die Konzentration zurückgehen.

Das Insektizid Lindan war erfreulicherweise nie im Schwebstoff nachweisbar.

Die Untersuchungen auf Organozinnverbindungen begannen 2001. Wegen ihrer hormonähnlichen Wirkung wird die Stoffklasse seit einigen Jahren kritisch gesehen. Das Tributylzinnkation ist in Anhang 10 der WRRL als prioritärer Stoff mit einer QN von 0,0002 µg/l (Entwurf, Stand 2005) im Jahresmittel begrenzt. Am Schwebstoff der Nahe wurde der Wert von 15 µg/kg TS bisher nicht überschritten. Auch das Triphenylzinnkation lag immer unterhalb der BG von 15 µg/kg TS.

Das Dibutylzinnkation wird dagegen in der Nahe in vergleichbar hohen Konzentrationen gefunden wie im Rhein. Die QN für Chemische Qualitätskomponenten zur Einstufung des ökologischen Zustandes (WRRL) von 100 µg/kg im Jahresmittel wird zwar nicht überschritten; dennoch ist die Präsenz eines Biozids, das in Antifouling-Anstrichen für Schiffsrümpfe eingesetzt wird, in einem nicht schiffbaren Gewässer sehr kritisch zu sehen. Weitere Überwachung und Ursachenforschung sind geboten.

Die stoffliche Belastung der Nahe ist weitgehend aus den bekannten Nutzungsstrukturen des Einzugsgebiets erklärbar. Deutliche Verbesserungen sind zwischen 1992 und 2002 beim Sauerstoffgehalt und der Ammonium-Belastung nachweisbar. Konzentrationsabnahmen bei Nitrat und Phosphat im Berichtszeitraum sind auf überdurchschnittlich hohe Abflüsse zurückzuführen; die Frachten stagnieren.

Für Phosphat sollten die Daten der Nahe-Nebengewässer zur Ermittlung der Teilfrachten ausgewertet werden und der Versuch gemacht werden, die Anteile von Punktquellen und diffusen Quellen zu quantifizieren, um noch realisierbare Reduktionspotentiale zu finden.

Die Belastung der Schwebstoffe mit toxischen Spurenmetallen ist höher als im Rhein, unterschreitet aber die derzeitigen QN der WRRL, so dass kein zwingender Handlungsbedarf besteht, wohl aber weiterer Überwachungsbedarf.

Bei den organischen Spurenstoffen sind die Belastungen mit PSM-Wirkstoffen und Komplexbildnern höher als im Rhein. Auch hier ist zumindest die weitere Entwicklung zu beobachten; Ursachenforschung würde die Erhebung zusätzlicher Daten erfordern. Bei den organischen Spurenstoffen am Schwebstoff besteht insbesondere bei den DDT-Abkömmlingen und Organozinnverbindungen weiterer Untersuchungsbedarf. Das gleichbleibende/leicht steigende Konzentrationsniveau bei 4,4'-DDE ist nicht plausibel, die Herkunft des Dibutylzinnkations ist nicht zu erklären.

Verzeichnis der Abbildungen:

1. Gewässer-Untersuchungsstation Grolsheim, Nahe
2. Leitungssystem der Gewässer-Untersuchungsstation Grolsheim, Nahe
3. Gütekarten des Nahe-Einzugsgebiets von 1990 und 2004
4. Grundwasserlandschaften des Einzugsgebietes der Nahe
5. Flächennutzung im Nahe-Einzugsgebiet
6. Anteile der Flächennutzungen in %
7. Jahresganglinie einer kommunalen Kläranlage
8. Abwasseranteil am Abfluss der Nahe
9. Darstellung des Abflusses (Jahresvergleich) der Nahe am Pegel Grolsheim 1992 – 2002
10. Verlauf der monatlichen Temperaturmaxima (aus den Tagesmittelwerten ermittelt) als Jahresverläufe von 1992 – 2002
11. Jahresverlauf der pH-Werte 1992 – 2002 (Darstellung der Monatsmittelwerte, der absoluten monatlichen Minimalwerte und der absoluten monatlichen Maximalwerte)
12. Jahresgänge des pH-Wertes und der Temperatur anhand der Monatsmittelwerte von 1992 – 2002
13. Vergleich der Jahresmittelwerte der elektrischen Leitfähigkeit von Nahe und Rhein der Jahre 1992 - 2002
14. Darstellung der elektrischen Leitfähigkeit in Abhängigkeit vom Abfluss
15. Darstellung der berechneten Kennwerte der Sauerstoffkonzentration (Monatsmittelwerte aus Tagesmittelwerten, deren Minima und Maxima) von 1992 – 2002
16. Verlauf des Tag-Nacht-Ganges über mehrere Tage; Sauerstoffgehalt und pH-Wert im Vergleich
17. Vergleichende Darstellung der Messergebnisse von DOC (1M) und DOC (E14)
18. Darstellung des TOC und DOC (Konz. und Fracht) im Jahresmittel in Abhängigkeit vom mittleren Jahresabfluss 1992 – 2002
19. Darstellung der AOX-Konzentration und -Fracht im Jahresverlauf 1992 – 2002 in Abhängigkeit vom Abfluss
20. Darstellung der AOX-Konzentration und -Fracht (Jahresmittel) in Abhängigkeit vom mittleren Jahresabfluss 1992 – 2002
21. Jahresverlauf der SAK-Werte von 1992 – 2002, Darstellung der Monatsmittelwerte
22. Darstellung der Jahresmittelwerte des BSB₅ von 1992 – 2002
23. Darstellung der NH₄⁺-N-Konzentration und -Fracht im Jahresverlauf 1992 – 2002
24. Darstellung der NH₄⁺-N-Konzentration und -Fracht in Abhängigkeit vom Abfluss

25. Darstellung der NH_4^+ -N-Konzentration und -Fracht (Jahresmittelwerte) in Abhängigkeit vom mittleren Jahresabfluss 1992 - 2002
26. Darstellung der NO_3^- -N-Konzentration und -Fracht 1992 – 2002
27. Darstellung der NO_3^- -N-Konzentration und -Fracht in Abhängigkeit vom Abfluss 1992 – 2002
28. Darstellung der NO_3^- -N-Konzentration und -Fracht (Jahresmittelwerte) in Abhängigkeit vom mittleren Jahresabfluss 1992 – 2002
29. Darstellung der NO_2^- -N-Konzentration und -Fracht von 1995 - 2002
30. Darstellung der NO_2^- -N-Konzentration und -Fracht in Abhängigkeit vom Abfluss
31. Darstellung der NO_2^- -N-Konzentration und -Fracht (Jahresmittelwerte) in Abhängigkeit vom mittleren Jahresabfluss 1996 – 2002
32. Darstellung der TN-Konzentration und -Fracht von 1992 – 2002
33. Darstellung der TN-Konzentration und -Fracht in Abhängigkeit vom Abfluss 1992 – 2002
34. Darstellung der TN-Konzentration und -Fracht (Jahresmittelwerte) in Abhängigkeit des mittleren Jahresabflusses 1992 – 2002
35. Darstellung der Stickstoffverbindungen im Jahresmittel
36. Darstellung von ortho-Phosphat-P im Jahresverlauf 1992 – 2002
37. Darstellung der ortho-Phosphat-P-Konzentration und -Fracht (Jahresmittelwerte) in Abhängigkeit vom mittleren Jahresabfluss 1992 – 2002
38. Darstellung von Gesamt-Phosphor im Jahresverlauf 1992 – 2002
39. Darstellung der Gesamt-Phosphor-Konzentration und -Fracht (Jahresmittelwerte) in Abhängigkeit vom mittleren Jahresabfluss 1992 - 2002
40. Elektrische Leitfähigkeit (20°C) in Abhängigkeit von der Chlorid-Konzentration
41. Konzentrations-Abfluss-Beziehung für Chlorid
42. Vergleich der Konzentrationen von Na, K, Mg, Ca in Abhängigkeit vom Abfluss
43. Verhältnis der Konzentrationen von Eisen und Mangan in der Nahe, Abhängigkeit vom Abfluss
44. Darstellung der Bor-Konzentration und -Fracht in Abhängigkeit vom Abfluss 1997 – 2002
45. Konzentrationen und Frachten von Aluminium gesamt (1999 – 2002) in Abhängigkeit vom Abfluss
46. Konzentrationen und Frachten von Aluminium des Filtrats (1999 – 2002) in Abhängigkeit vom Abfluss
47. Aluminium gesamt und Aluminium des Filtrats im Verhältnis zueinander
48. Atrazin-Konzentration in der Nahe
49. Atrazin-Frachten der Nahe
50. Atrazin, Frachten und Abfluss im Jahresmittel

51. Simazin-Konzentration in der Nahe
52. Simazin-Frachten der Nahe
53. Simazin, Frachten und Abfluss im Jahresmittel
54. Diuron-Konzentration in der Nahe
55. Diuron-Frachten der Nahe
56. Diuron, Frachten und Abfluss im Jahresmittel
57. Isoproturon in der Nahe
58. Isoproturon-Frachten der Nahe
59. Isoproturon, Frachten und Abfluss im Jahresmittel
60. MCPA-Konzentration in der Nahe
61. MCPA-Frachten der Nahe
62. MCPA, Frachten und Abfluss im Jahresmittel
63. Mecoprop-Konzentration in der Nahe
64. Mecoprop-Frachten der Nahe
65. Mecoprop, Frachten und Abfluss im Jahresmittel
66. Dichlorprop-Konzentration in der Nahe
67. Dichlorprop-Frachten der Nahe
68. Dichlorprop, Frachten und Abfluss im Jahresmittel
69. Bentazon-Konzentration in der Nahe
70. Bentazon-Frachten der Nahe
71. Bentazon, Frachten und Abfluss im Jahresmittel
72. Tebuconazol-Konzentration in der Nahe
73. Tebuconazol-Frachten der Nahe
74. Glyphosat-Konzentration in der Nahe
75. Glyphosat-Frachten der Nahe
76. Darstellung der mittleren Moschusketon-Konzentrationen ($> BG = 0,01 \mu\text{g/l}$) und ~-Frachten in Abhängigkeit vom Abfluss von 1997 – 2002
77. Verhältnis der Anzahl aller Proben eines Jahres zur Anzahl der Werte $> BG$ pro Jahr
78. Darstellung der EDTA-Konzentration in Abhängigkeit vom Abfluss im Jahresverlauf 1994 – 2002
79. Darstellung der EDTA-Fracht in Abhängigkeit vom Abfluss im Jahresverlauf 1994 – 2002
80. Konzentrations-Abfluss-Beziehung EDTA

81. NTA-Konzentration in Abhängigkeit vom Abfluss mit Markierung der Bestimmungsgrenze von 0,4 µg/l
82. NTA-Fracht in Abhängigkeit vom Abfluss
83. DTPA-Konzentration in Abhängigkeit vom Abfluss mit Markierung der Bestimmungsgrenze von 0,4 mg/l
84. DTPA-Fracht in Abhängigkeit vom Abfluss
85. Kartenausschnitt Grolsheim; Münster-Sarmsheim
86. Kartenausschnitt Nahe bei Münster-Sarmsheim
87. Orthogonalphoto Schwebstoffprobenahmestellen 1 und 3
88. Orthogonalphoto Schwebstoffprobenahmestelle 2
89. Darstellung der Metallbefunde der Nahe nach LAWA-Kriterien
90. Darstellung der Metallbefunde des Rheins nach LAWA-Kriterien
91. Verlauf der Zink-Konzentration am Schwebstoff
92. Verlauf der Kobalt-Konzentration am Schwebstoff
93. Verlauf der Quecksilberkonzentration am Schwebstoff
94. Verlauf der AOX-, TOC- und Gesamt-P-Konzentration am Schwebstoff
95. Darstellung der aggregierten Daten der Indikator-PCBs in der Nahe
96. Darstellung der aggregierten Daten der Indikator-PCBs im Rhein
97. Verlauf der PAK-Konzentrationen am Schwebstoff
98. Verlauf der Konzentration von HCB im Rhein/Mainz und in der Nahe/Grolsheim
99. Verlauf des Gehalts der TCB-Isomere am Schwebstoff
100. Verlauf des Gehalts der DDT-Derivate am Schwebstoff
101. Verlauf des Gehalts des Dibutylzinn-Kations am Schwebstoff
102. Vergleich der aggregierten Daten des Dibutylzinn-Kations
103. Chemische Gewässergüteklassifizierung der Nahe bei Grolsheim 1992 – 2002 (Sauerstoffgehalt, ortho-Phosphat-P, Gesamt-P)
104. Chemische Gewässergüteklassifizierung der Nahe bei Grolsheim 1992 – 2002 (TOC, AOX, Chlorid, Sulfat)
105. Chemische Gewässergüteklassifizierung der Nahe bei Grolsheim 1992 – 2002 (Gesamt-N, Nitrat-N, Nitrit-N, Ammonium-N)

Verzeichnis der Tabellen:

1. Historische Entwicklung des Messprogramms von 1992 – 2002
2. Mittlerer Jahresabfluss von 1992 – 2002
3. a) Absolute monatliche Abflussminima der Tagesmittelwerte 1992 – 2002
b) Absolute monatliche Abflussmaxima der Tagesmittelwerte 1992 – 2002
c) Abfluss-Monatsmittel der Tagesmittelwerte 1992 – 2002
4. Mittlere Wassertemperatur (WT) pro Jahr 1992 – 2002
5. Mittlerer pH-Wert pro Jahr, absoluter Minimal- und Maximalwert 1992 – 2002
6. Mittlere elektrische Leitfähigkeit pro Jahr (bei 20°C), absoluter Minimal- und Maximalwert von 1992 – 2002
7. Jahreskennwerte des Sauerstoffgehalts und Sauerstoff-Sättigungsindex von 1992 – 2002
8. Sauerstoffübersättigung und erhöhte pH-Werte
9. Konzentrationen und Frachten von DOC (1M/E14) und TOC (E14) im Vergleich
10. Mittlere TOC- und DOC-Konzentrationen und Extremwerte (Jahreswerte) 1992 – 2002
11. Mittlere AOX-Konzentrationen, Frachten und Extremwerte (Jahreswerte) 1992 – 2002
12. Mittlere BSB₅-Konzentrationen, Extremwerte und Frachten (Jahreswerte) 1992 – 2002
13. Mittlere Ammonium-N-Konzentrationen, 50-, 90-Perzentile, Extremwerte und Frachten (Jahreswerte) 1992 – 2002
14. Mittlere Nitrat-N-Konzentrationen, 50-, 90-Perzentile, Extremwerte und Frachten (Jahreswerte) 1992 – 2002
15. Mittlere Nitrit-N-Konzentrationen, 50-, 90-Perzentile, Extremwerte und Frachten (Jahreswerte) 1995 – 2002
16. Mittlere TN-Konzentrationen, 50-, 90-Perzentile, Extremwerte und Frachten (Jahreswerte) 1992 – 2002
17. Berechnung der organisch gebundenen Stickstoff-Konzentrationen 1992 – 2002
18. Mittlere ortho-Phosphat-P-Konzentrationen, 50-, 90-Perzentile, Extremwerte und Frachten (Jahreswerte) 1992 – 2002
19. Mittlere Gesamt-P-Konzentrationen, 50-, 90-Perzentile, Extremwerte und Frachten (Jahreswerte) 1992 – 2002
20. Jahresmittelwerte der E14- und M28-Chlorid-Proben im Vergleich, Extremwerte, Perzentile und Frachten der E14-Proben
21. Mittlere Sulfat-Konzentrationen (E14- und 28M-Proben), 50-, 90-Perzentile, Extremwerte und Frachten (Jahreswerte) 1992 – 2002
22. Mittlere Natrium-Konzentrationen, Extremwerte und Frachten (Jahresmittelwerte) 1992 – 2002

23. Mittlere Kalium-Konzentrationen, Extremwerte und Frachten (Jahresmittelwerte) 1992 – 2002
24. Mittlere Magnesium-Konzentrationen, Extremwerte und Frachten (Jahresmittelwerte) 1992 – 2002
25. Mittlere Calcium-Konzentrationen, Extremwerte und Frachten (Jahresmittelwerte) 1992 – 2002
26. Mittlere Eisen-Konzentrationen, Extremwerte und Frachten (Jahresmittelwerte) 1992 – 2002
27. Mittlere Mangan-Konzentrationen, Extremwerte und Frachten (Jahresmittelwerte) 1992 – 2002
28. Mittlere Bor-Konzentrationen, Extremwerte und Frachten (Jahresmittelwerte) 1997 – 2002
29. Mittlere Aluminium gesamt-Konzentrationen, Extremwerte und Frachten (Jahresmittelwerte) von 1997 – 2002
30. Mittlere Aluminium des Filtrats-Konzentrationen, Extremwerte und Frachten (Jahresmittelwerte) von 1999 – 2002
31. Übersicht der PSM-Wirkstoffe in der Nahe bei Grolsheim
32. Atrazin in der Nahe; Jahreskennwerte, Bewertung nach Qualitätszielen (1994 – 2002)
33. Simazin, Proben > BG und Summe der Jahresfrachten
34. Simazin in der Nahe; Jahreskennwerte, Bewertung nach Qualitätszielen (1994 – 2002)
35. Diuron, Proben > BG und Summe der Jahresfrachten
36. Diuron in der Nahe; Jahreskennwerte, Bewertung nach Qualitätszielen (1997 – 2002)
37. Isoproturon, Proben > BG und Summe der Jahresfrachten
38. Isoproturon in der Nahe; Jahreskennwerte, Bewertung nach Qualitätszielen (1997 – 2002)
39. MCPA, Proben > BG und Summe der Jahresfrachten
40. MCPA in der Nahe; Jahreskennwerte, Bewertung nach Qualitätszielen (1994 – 2002)
41. Mecoprop, Proben > BG und Summe der Jahresfrachten in kg
42. Mecoprop in der Nahe; Jahreskennwerte, Bewertung nach Qualitätszielen (1994 – 2002)
43. Dichlorprop, Proben > BG und Summe der Jahresfrachten
44. Dichlorprop in der Nahe; Jahreskennwerte, Bewertung nach Qualitätszielen (1994 – 2002)
45. Bentazon, Proben > BG und Summe der Jahresfrachten in kg
46. Bentazon in der Nahe; Jahreskennwerte, Bewertung nach Qualitätszielen (1997 – 2002)
47. Tebuconazol, Proben > BG und Summe der Jahresfrachten in kg (2001/2002)
48. Clofibrinsäure; Messergebnisse 2000 – 2002
49. Mittlere Moschusketon-Konzentrationen, Extremwerte und Frachten (Jahresmittelwerte) 1997 – 2002
50. Mittlere EDTA-Konzentrationen, Extremwerte und Frachten (Jahresmittelwerte) 1994 – 2002
51. Mittlere NTA-Konzentrationen, Extremwerte und Frachten (Jahresmittelwerte) 1994 – 2002

52. Mittlere DTPA-Konzentrationen, Extremwerte und Frachten (Jahresmittelwerte) 1994 – 2002
53. Mittlere Trichlormethan-Konzentrationen, Maxima und Frachten (Jahresmittelwerte) 1995 – 2002
54. Kriterien der LAWA-Gütekartierung (Schwermetalle)
55. LAWA-Zielvorgaben für Metallgehalte am Feststoff
56. Korrelationen einzelner Schwebstoffeigenschaften
57. Auflistung aller im Schwebstoff bestimmten Parameter
58. Menge der täglich inkorporierten PAK (Schätzung)
59. Hauptvertreter der PAK
60. Vergleich der Mittelwerte PAK Nahe/Grolsheim mit Rhein/Mainz
61. Vergleich der Mittelwerte und 90-Perzentile der HCB-Konzentrationen am Schwebstoff in Rhein und Nahe
62. Belastung der Fließgewässer in RP mit DDT-Derivaten

Anlagen Ergebnisstabellen (als CD-Rom)

1 Abfluss und kontinuierliche Messwerte

Parameter	Probenart	Tabellenblattbezeichnung	Untersuchungszeitraum
Abfluss	Tagesmittelwerte	A-1.1.1 - A-1.1.11	1992 - 2002
Wassertemperatur	Tagesmittelwerte	A-1.2.1 - A-1.2.11	1992 - 2002
pH-Wert	Tagesmittelwerte	A-1.3.1 - A-1.3.11	1992 - 2002
	Tagesmaximumwerte	A-1.3.2a - A-1.3.11a	1993 - 2002
	Tagesminimumwerte	A-1.3.2b - A-1.3.11b	1993 - 2002
Leitfähigkeit	Tagesmittelwerte	A-1.4.1 - A-1.4.11	1992 - 2002
Sauerstoffgehalt	Tagesmittelwerte	A-1.5.1 - A-1.5.11	1992 - 2002
	Tagesmaximumwerte	A-1.5.1a - A-1.5.11a	1992 - 2002
	Tagesminimumwerte	A-1.5.1b - A-1.5.11b	1992 - 2002
Sauerstoffsättigungsindex	Tagesmittelwerte	A-1.6.1 - A-1.6.11	1992 - 2002
Monatsmittelwerte Abfluss	Min/Mittel/Max	A-1.7.1	1992 - 2002
Monatsmittelwerte Wassertemp.	Min/Mittel/Max	A-1.7.2	1992 - 2002
Monatsmittelwerte pH-Wert	Min/Mittel/Max	A-1.7.3	1992/93 - 2002
Monatsmittelwerte Leitfähigkeit	Min/Mittel/Max	A-1.7.4	1992 - 2002
Monatsmittelwerte O2-Konz.	Min/Mittel/Max	A-1.7.5	1992 - 2002
Monatsmittelwerte O2-Sättig.	Min/Mittel/Max	A-1.7.6	1992 - 2002

2 Summenparameter

Parameter	Probenart	Tabellenblattbezeichnung	Untersuchungszeitraum
TOC	14-tägige Einzelproben E14	A-2.1.1 bis A-2.1.11	1992 - 2002
DOC	Tagesmischproben	A-2.2.1 bis A-2.2.11	1992 - 2002
	Frachten/Tagesmischproben	A-2.2.1.a bis A-2.2.11.a	1992 - 2002
	14-tägige Einzelproben E14	A-2.2.12 bis A-2.2.22	1992 - 2002
	Monatsmittelwerte	A-2.2.1b	1992 - 2002
AOX	14-tägige Einzelproben E14	A-2.3.1 bis A-2.3.11	1992 - 2002
SAK	Tagesmischproben	A-2.4.1 bis A-2.4.11	1992 - 2002
	Monatsmittelwerte	A-2.4.1b	1992 - 2002
BSB5	14-tägige Einzelproben E14	A-2.5.1 bis A-2.5.11	1992 - 2002

3 Nährstoffe (Stickstoff- und Phosphorverbindungen)

Parameter	Probenart	Tabellenblattbezeichnung	Untersuchungszeitraum
Ammonium-N	14-tägige Einzelproben E14	A-3.1.1 - A-3.1.11	1992 - 2002
Nitrat-N	14-tägige Einzelproben E14	A-3.2.1 - A-3.2.11	1992 - 2002
Nitrit-N	14-tägige Einzelproben E14	A-3.3.4 - A-3.3.11	1995 - 2002
Gesamtstickstoff	14-tägige Einzelproben E14	A-3.4.1 - A-3.4.11	1992 - 2002
Ortho-Phosphat-P	14-tägige Einzelproben E14	A-3.5.1 - A-3.5.11	1992 - 2002
Gesamtposphor	14-tägige Einzelproben E14	A-3.6.1 - A-3.6.11	1992 - 2002

4 Mineralstoffe

Parameter	Probenart	Tabellenblattbezeichnung	Untersuchungszeitraum
Chlorid	14-tägige Einzelproben E14	A-4.1.4 - A-4.1.11	1995 - 2002
Sulfat	28-tägige Mischproben 28M	A-4.2.1 - A-4.2.7	1992 - 1998
	14-tägige Einzelproben E14	A-4.2.8 - A-4.2.11	1999 - 2002
Natrium	28-tägige Mischproben 28M	A-4.3.1 - A-4.3.7	1992 - 1998
	28-tägige Einzelproben E28	A-4.3.8 - A-4.3.11	1999 - 2002
Kalium	28-tägige Mischproben 28M	A-4.4.1 - A-4.4.7	1992 - 1998
	28-tägige Einzelproben E28	A-4.4.8 - A-4.4.11	1999 - 2002
Calcium	28-tägige Mischproben 28M	A-4.5.1 - A-4.5.7	1992 - 1998
	28-tägige Einzelproben E28	A-4.5.8 - A-4.5.11	1999 - 2002
Magnesium	28-tägige Mischproben 28M	A-4.6.1 - A-4.6.7	1992 - 1998
	28-tägige Einzelproben E28	A-4.6.8 - A-4.6.11	1999 - 2002
Eisen	28-tägige Mischproben 28M	A-4.7.1 - A-4.7.7	1992 - 1998
	28-tägige Einzelproben E28	A-4.7.8 - A-4.7.11	1999 - 2002
Mangan	28-tägige Mischproben 28M	A-4.8.1 - A-4.8.7	1992 - 1998
	28-tägige Einzelproben E28	A-4.8.8 - A-4.8.11	1999 - 2002
Bor	28-tägige Mischproben 28M	A-4.9.5 - A-4.9.6	1996 - 1997
	28-tägige Einzelproben E28	A-4.9.7 - A-4.9.11	1998 - 2002
Aluminium gesamt	28-tägige Mischproben 28M	A-4.10.6 - A-4.10.7	1997 - 1998
	28-tägige Einzelproben E28	A-4.10.8 - A-4.10.11	1999 - 2002
Al des Filtrats	28-tägige Einzelproben E28	A-4.11.8 - A-4.11.11	1999 - 2002

5 Pflanzenschutzmittel

Parameter	Probenart	Tabellenblattbezeichnung	Untersuchungszeitraum
Atrazin	14-tägige Mischprobe 14M	A-5.1.3	1994
	14-tägige Mischprobe 14M	A-5.1.6 - A-5.1.11	1997 - 2002
Simazin	14-tägige Mischprobe 14M	A-5.2.3	1994
	14-tägige Mischprobe 14M	A-5.2.6 - A-5.2.11	1997 - 2002
Diuron	14-tägige Mischprobe 14M	A-5.3.6 - A-5.3.11	1997 - 2002
Isoproturon	14-tägige Mischprobe 14M	A-5.4.6 - A-5.4.11	1997 - 2002
MCPA	14-tägige Mischprobe 14M	A-5.5.3	1994
	14-tägige Mischprobe 14M	A-5.5.6 - A-5.5.11	1997 - 2002
Mecoprop	14-tägige Mischprobe 14M	A-5.6.3	1994
	14-tägige Mischprobe 14M	A-5.6.6 - A-5.6.11	1997 - 2002
Dichlorprop	14-tägige Mischprobe 14M	A-5.7.3	1994
	14-tägige Mischprobe 14M	A-5.7.6 - A-5.7.11	1997 - 2002
Bentazon	14-tägige Mischprobe 14M	A-5.8.6 - A-5.8.11	1997 - 2002
Tebuconazol	14-tägige Mischprobe 14M	A-5.9.10 - A-5.9.11	2001 - 2002
Glyphosat	14-tägige Mischprobe 14M	A-5.10.10 - A-5.10.11	2001 - 2002

6 Organische Spurenstoffe

Parameter	Probenart	Tabellenblattbezeichnung	Untersuchungszeitraum
Clofibrinsäure	14-tägige Mischprobe 14M	A-6.1.9 - A-6.1.11	2000 - 2002
Moschusketon	14-tägige Mischprobe 14M	A-6.2.6	1997
	28-tägige Einzelprobe E28	A-6.2.7 - A-6.2.11	1998 - 2002
Moschusxylol	14-tägige Mischprobe 14M	A-6.3.6	1997
	28-tägige Einzelprobe E28	A-6.3.7	1998
EDTA	14-tägige Mischprobe 14M	A-6.4.3	1994
	14-tägige Einzelprobe E14	A-6.4.4 - A-6.4.6	1995 - 1997
	28-tägige Einzelprobe E28	A-6.4.7 - A-6.4.11	1998 - 2002
NTA	14-tägige Mischprobe 14M	A-6.5.3	1994
	14-tägige Einzelprobe E14	A-6.5.4 - A-6.5.6	1995 - 1997
	28-tägige Einzelprobe E28	A-6.5.7 - A-6.5.11	1998 - 2002
DTPA	14-tägige Mischprobe 14M	A-6.6.3	1994
	14-tägige Einzelprobe E14	A-6.6.4 - A-6.6.6	1995 - 1997
	28-tägige Einzelprobe E28	A-6.6.7 - A-6.6.11	1998 - 2002
Trichlormethan	28-tägige Einzelprobe E28	A-6.7.4 - A-6.7.11	1995 - 2002
Trichlorethen	14-tägige Mischprobe 14M	A-6.8.3	1994
	28-tägige Einzelprobe E28	A-6.8.7 - A-6.8.11	1998 - 2002
Tetrachlorethen	14-tägige Mischprobe 14M	A-6.9.3	1994
	28-tägige Einzelprobe E28	A-6.9.7 - A-6.9.11	1998 - 2002

7 **Schwebstoffe: Schwebstoff-Untersuchungen: Schwermetalle, Gruppen- und Summenparameter, Org. Spurenstoffe 1995 - 2002**

Jahr	Probenart	Besonderheiten	Tabellenblattbezeichnung
1995	28-tägige Einzelproben	nur Schwermetalle	A-7.1.4
1996	28-tägige Einzelproben	Schwermetalle, TP, TOC	A-7.1.5
1996	28-tägige Einzelproben	Organische Spurenstoffe	A-7.2.5
1997	28-tägige Einzelproben	Schwermetalle, AOX, TP, TOC	A-7.1.6
1997	28-tägige Einzelproben	Organische Spurenstoffe	A-7.2.6
1998	28-tägige Einzelproben	Schwermetalle, AOX, TP, TOC	A-7.1.7
1998	28-tägige Einzelproben	Organische Spurenstoffe	A-7.2.7
1999	28-tägige Einzelproben	Schwermetalle, AOX, TP, TOC	A-7.1.8
1999	28-tägige Einzelproben	Organische Spurenstoffe	A-7.2.8
2000	28-tägige Einzelproben	Schwermetalle, AOX, TP, TOC	A-7.1.9
2000	28-tägige Einzelproben	Organische Spurenstoffe	A-7.2.9
2001	28-tägige Einzelproben	Schwermetalle, AOX, TP, TOC	A-7.1.10
2001	28-tägige Einzelproben	Organische Spurenstoffe	A-7.2.10
2002	28-tägige Einzelproben	Schwermetalle, AOX, TP, TOC	A-7.1.11
2002	28-tägige Einzelproben	Organische Spurenstoffe	A-7.2.11