

**SCHRIFTENREIHE  
UMWELT NR. 319**

**Gewässerschutz**

**NADUF**

**Messresultate  
1977-1998**

Nationales Programm für  
die analytische Daueruntersuchung  
der schweizerischen Fließgewässer

**Avec résumé en français**

**Herausgegeben von**  
Bundesamt für Umwelt, Wald und  
Landschaft (BUWAL)  
Bundesamt für Wasser und Geologie  
(BWG)  
Eidg. Anstalt für Wasserversorgung,  
Abwasserreinigung und Gewässerschutz  
(EAWAG)  
**Bern, 2000**

## **Autoren**

Eva Binderheim-Bankay, Sponsolim Umweltconsulting, Zürichweg 5, 8153 Rümlang

Adrian Jakob; Bundesamt für Wasser und Geologie, Landeshydrologie und -geologie (LHG), 3003 Bern

Paul Liechti, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Abteilung Gewässerschutz und Fischerei, 3003 Bern

## **Dank**

Die vorliegende Publikation wäre ohne die unterstützende Mitwirkung von J. Davis, A. Geissel, U. Leuenberger und J. Zobrist, den Einsatz der weiteren Mitglieder der NADUF-Arbeitsgruppe (A. Ammann, S. Graf, J.P. Houriet, B. Schädler [Vorsitz], L. Sigg) und die zuverlässige und sorgfältige Arbeit im Feld, im Labor und im Büro nicht möglich gewesen. Die Autoren danken deshalb den oben erwähnten Personen und besonders den zahlreichen, bei Bau, Betrieb und Unterhalt der Stationen sowie bei den Probenahmen, den Analysen und den Auswertungen beteiligten Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern der LHG (vor allem A. Aebi, R. Bähni, J. Bichsel, F. Cassani, M. Diem, M. Fischer, R. Guenin, H. Kobi, Ch. Koch, G. Lanini, P. Lochbronner, B. Luder, A. Oppliger, E. Oswald, T. Schott, B. Sigrist, K. Spicher, K. Stadler, F. Wüthrich, D. Wyder, B. Wyss und H. Zbinden), der EAWAG (insbesondere M. Berg, F. Bürgi, B. Gisler, C. Jaques, D. Kistler, H.U. Laubscher, U. Lindauer, C. Mäder, U. Schoenenberger, W. Suter, T. Rüttimann und F. Zürcher) und des BUWAL, sowie den lokalen Betreuern der Stationen. Der Dank richtet sich auch an sämtliche bisherigen Mitglieder der Arbeitsgruppe NADUF (speziell Prof. Ch. Emmenegger für den langjährigen Vorsitz), die sich als Repräsentanten der drei beteiligten Bundesstellen für dieses Projekt einsetzen.

## **Kartenausschnitte**

Digitale Übersichtskarte der Schweiz (Abb. 1) und Landeskartenausschnitte 1:25'000 in Kapitel 5 reproduziert mit Bewilligung des Bundesamtes für Landestopographie (BA002346).

## **Fotos**

Adrian Jakob, Beat Sigrist  
(Bundesamt für Wasser und Geologie)

## **Titelbild**

Messstation Aare-Bern

## **Layout**

Ursula Nöthiger-Koch, 4813 Uerkheim

## **Herausgeber**

Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft  
(BUWAL)

Bundesamt für Wasser und Geologie  
(BWG)

Eidg. Anstalt für Wasserversorgung,  
Abwasserreinigung und Gewässerschutz  
(EAWAG)

## **Bezugsquelle**

BUWAL  
Dokumentation  
CH-3003 Bern  
Fax: +41 (0) 31 324 02 16  
E-Mail: docu@buwal.admin.ch  
Internet: www.admin.ch/buwal/publikat/d/

## **Bestellnummer**

SRU-319-D

## **Preis**

CHF 30.– (inkl. MWSt)

© BUWAL 2000

# Inhaltsverzeichnis

<b>Abstracts</b>	<b>4</b>	<b>5 Beschreibung der einzelnen NADUF-Stationen</b>	<b>41</b>
<b>Vorwort</b>	<b>7</b>	5.1 Rhein-Schmitter/Diepoldsau	42
<b>Zusammenfassung</b>	<b>9</b>	5.2 Thur-Andelfingen	56
<b>Résumé</b>	<b>11</b>	5.3 Glatt-Rheinsfelden	70
<b>1 Ausgangslage und Zielsetzung</b>	<b>15</b>	5.4 Rhein-Rekingen	80
<b>2 Beschreibung des NADUF-Messprogrammes</b>	<b>17</b>	5.5 Rhein-Laufenburg	94
2.1 Projektorganisation	17	5.6 Birs-Münchenstein	102
2.2 Das NADUF-Stationsnetz	17	5.7 Rhein-Village Neuf/Weil a. Rhein	110
2.3 Betrieb der NADUF-Stationen	19	5.8 Aare-Bern	124
2.4 Datenerhebung	21	5.9 Saane-Gümmenen	132
2.5 Analytik	22	5.10 Aare-Hagneck	138
<b>3 Theoretische Grundlagen der gemessenen Parameter</b>	<b>27</b>	5.11 Aare-Brugg	150
3.1 Kontinuierlich erfasste Parameter	27	5.12 Kleine Emme-Littau	162
3.2 Aus Sammelproben analysierte Parameter	29	5.13 Reuss-Mellingen	168
<b>4 Das NADUF im zeitlichen Rahmen des Gewässerschutzes in der Schweiz</b>	<b>35</b>	5.14 Limmat-Baden, Gebenstorf	176
4.1 Chronologie des Gewässerschutzes in der Schweiz	35	5.15 Rhône-Porte du Scex	188
4.2 Das NADUF als Instrument zur Erfolgskontrolle im Gewässerschutz	39	5.16 Rhône-Chancy	198
		5.17 Ticino-Riazzino	206
		5.18 Inn-Schanf	214
		5.19 Inn-Martinsbruck	216
		<b>6 Qualitative zusammenfassende Charakterisierung der NADUF-Stationen</b>	<b>223</b>
		6.1 Typisierung nach Abflussregime	223
		6.2 Typisierung nach spezifischer Abwasserbelastung und Belastung aus intensiver Landwirtschaft	225
		6.3 Charakterisierung nach chemischen Parametern	226
		<b>7 Schlussfolgerungen und Ausblick</b>	<b>231</b>
		<b>Verzeichnisse</b>	<b>235</b>
		Literatur	235
		Bibliographie	236
		Liste der Kontaktadressen	240
		<b>Beilage</b>	<b>241</b>
		Zusammenstellung der mit NADUF vergleichbaren Messstationen	241

# Abstracts

The objective of the national programme (NADUF) for the long-term analytical investigation of Swiss rivers (started in 1972) is to provide continuous, complete records of the concentrations and loads of different substances. The data collected in the major Swiss rivers are presented graphically as time-courses over 22 years, and comments on the data are provided. Detailed descriptions are given of the network of stations (with at present 17 measuring points), the measuring programme (with 30 parameters), automatic flow-proportional sample collection for weekly or fortnightly sampling, and the chemical analyses performed.

Key words: rivers, long-term investigation, sampling, quality of waters

Das 1972 gegründete Nationale Programm für die analytische Daueruntersuchung der schweizerischen Fliessgewässer (NADUF) hat die kontinuierliche, lückenlose Erfassung von Stoffkonzentrationen und -frachten zum Ziel. Die an den grösseren Schweizer Gewässern erhobenen Daten werden in graphischer Form als Zeitreihe über 22 Jahre präsentiert und kommentiert. Das Stationsnetz mit 17 aktuellen Messstellen, das Messprogramm mit 30 Parametern, die automatisierte, abflussproportionale Probenahme für wöchentliche oder 14-tägige Sammelproben und die chemische Analytik werden ausführlich beschrieben.

Schlüsselwörter: Fliessgewässer, Langzeituntersuchung, Probenahme, Gewässerzustand

Le programme national pour l'étude analytique en continu des cours d'eau suisses (NADUF) mis en place en 1972 a pour but l'enregistrement en continu des concentrations et des flux de substances. Les données enregistrées sur les cours d'eau importants de Suisse sont présentées sous forme d'un graphique couvrant 22 ans et sont commentées. Le rapport décrit en détail le réseau de stations de mesure, actuellement au nombre de 17; le programme de mesures, qui comprend 30 paramètres; l'échantillonnage automatisé, proportionnel au débit, pour des échantillons hebdomadaires ou bimensuels et l'analyse chimique.

Mots clés: cours d'eau, analyse à long terme, échantillonnage, état des eaux

Fondato nel 1972, il programma nazionale per lo studio analitico continuo dei corsi d'acqua svizzeri (NADUF) ha come obiettivo la registrazione continua e completa delle concentrazioni e dei carichi delle sostanze nelle acque. I dati dei maggiori corsi d'acqua svizzeri, raccolti durante un periodo di 22 anni, vengono presentati e commentati in forma grafica. Il testo descrive dettagliatamente le 17 stazioni della rete di misurazione, il programma di misurazione con 30 parametri, il prelievo automatico, proporzionale ai deflussi per la campionatura settimanale o bisettimanale e la procedura di analisi chimica.

Parole chiave: corsi d'acqua, indagini a lungo termine, campionamento, stato delle acque

# Vorwort

Das Leben hat sich im Wasser entwickelt und ist ohne Wasser nicht möglich. Der ewige Kreislauf von Verdunstung und Niederschlag, angetrieben von der Energie der Sonne, gibt den Rahmen vor für das Leben auf der Erde. Durch die Verwitterung der Gesteine erhält das Wasser diejenigen Mineralstoffe, auf welche die Wasser- und Landlebewesen angewiesen sind. Die Fliessgewässer, Adern des globalen Wasserkreislaufes, verknüpfen das Festland mit dem Meer; als Verbindungsstrecken, charakterisiert durch intensive Wechselwirkungen mit dem benachbarten Umland, schaffen und gewähren sie vielen Lebensformen Raum.

Sauberes Wasser ist Voraussetzung für die verschiedenen Nutzungen durch den Menschen und für die Vielfalt des tierischen und pflanzlichen Lebens in unseren Gewässern.

Der Bund hat gemäss dem Gewässerschutzgesetz vom 24. Januar 1991 (Art. 57 Absatz 1) den Auftrag, Erhebungen von gesamtschweizerischem Interesse über die Wasserqualität der ober- und unterirdischen Gewässer durchzuführen. Das nationale Programm für die analytische Daueruntersuchung der schweizerischen Fliessgewässer (NADUF) kommt diesem Auftrag nach; es verfolgt an wichtigen Fliessgewässern die Entwicklung der Wasserinhaltsstoffe.

Die im NADUF mitbeteiligten Stellen, die Eidg. Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (EAWAG), das Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) und die Landeshydrologie und -geologie (LHG), haben alle Jahre namhafte personelle und finanzielle Mittel in die Konzeption, den Aufbau, den Betrieb und Unterhalt, in die Laboranalysen und Datenauswertungen sowie in wissenschaftliche Auswertungen gesteckt.

Dadurch war NADUF bereits seit seinen Anfängen in der Mitte der siebziger Jahre auch im internationalen Vergleich führend und ist heute noch immer aktuell. Nach über 20 Jahren ist es Zeit für einen Rückblick und einen Ausblick. Die vorliegende Publikation zeigt, welche Fülle an Informationen zusammengetragen worden sind, wie sich die Gehalte der Wasserinhaltsstoffe in dieser Zeit verändert haben und welche Einflussfaktoren für diese Änderungen verantwortlich sind. In einem zweiten Band sollen zu einem späteren Zeitpunkt die umfangreichen Daten weiter ausführlich wissenschaftlich analysiert und diskutiert werden. Diese beiden Publikationen werden somit – neben den regelmässig im Hydrologischen Jahrbuch der Schweiz publizierten Daten und zahlreichen kleineren Veröffentlichungen – eine eigentliche Gesamtschau der mit NADUF erzielten Resultate und Erkenntnisse bilden.

*Dr. Bruno Schädler*  
*Vorsitzender der Arbeitsgruppe NADUF*

# Avant-propos

La vie s'est développée dans l'eau et n'est pas possible sans elle. Le cycle perpétuel de l'évaporation et des précipitations, mu par l'énergie du soleil, détermine les conditions de la vie sur terre. Par la désagrégation des roches, l'eau reçoit les matières minérales dont dépendent les organismes aquatiques et terrestres. Les cours d'eau, artères de la circulation générale de l'eau, relient la terre ferme à la mer; en tant que voies de liaison, caractérisées par d'intenses interactions avec les terres environnantes, ils créent et procurent un habitat à de nombreux êtres vivants. Les différentes utilisations par l'homme, ainsi que la diversité de la vie animale et végétale dans nos eaux, nécessitent une eau propre.

En vertu de la loi du 24 janvier 1991 sur la protection des eaux (art. 57, al. 1), il incombe à la Confédération d'effectuer des relevés d'intérêt national sur la qualité des eaux superficielles et des eaux souterraines. Le programme national pour l'étude analytique en continu des cours d'eau suisses (NADUF) remplit cette tâche; il suit l'évolution des substances contenues dans les eaux des cours d'eau importants.

Les services participant au programme NADUF – l'Institut fédéral pour l'aménagement, l'épuration et la protection des eaux (EAWAG), l'Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP) et le Service hydrologique et géologique national (SHGN) – ont investi chaque année des moyens importants en personnel et en argent dans la conception, la mise en place, l'exploitation et l'entretien du réseau, dans les analyses de laboratoire et l'exploitation des données ainsi que dans les interprétations scientifiques.

Pour ces raisons, le programme NADUF a occupé une place de premier plan au niveau international dès ses débuts au milieu des années 70 et continue à le faire encore aujourd'hui. Après plus de 20 ans, il est temps de dresser un bilan et de fixer des perspectives. La présente publication montre la masse d'informations rassemblées, les changements de la teneur en substances dans les eaux durant cette période et les facteurs responsables de ces changements. Une publication ultérieure analysera et commentera scientifiquement plus en détail la masse de données. Ces deux publications donneront, en plus des données publiées régulièrement dans l'Annuaire hydrologique de la Suisse et de nombreuses publications de moindre importance, un aperçu général des connaissances et des résultats obtenus grâce au programme NADUF.

*Bruno Schädler*  
*Président du groupe de travail NADUF*

# Zusammenfassung

Das Nationale Programm für die analytische Daueruntersuchung der schweizerischen Fliessgewässer (NADUF) wurde 1972 gegründet und wird heute gemeinsam vom Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), von der Eidgenössischen Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (EAWAG) und von der Landeshydrologie und -geologie (LHG, seit 1.1.2000 im Bundesamt für Wasser und Geologie, BWG) betrieben. Die Ziele des NADUF bestehen darin, die notwendigen Grundlagen für die Erfordernisse des Gewässerschutzes einerseits und für die wissenschaftliche Erforschung der physikalischen und chemischen Verhältnisse der schweizerischen Fliessgewässer sowie ihrer Einzugsgebiete andererseits zu liefern.

Die Basisdaten zur Zielerreichung werden an ausgesuchten Stationen des Messnetzes der LHG mit langfristigen Messprogrammen und projektorientierten Untersuchungen erhoben. Dabei werden Pegel, Temperatur, elektrische Leitfähigkeit, pH und Sauerstoff mit Messelektroden kontinuierlich erfasst. Verschiedene chemische Parameter wie Gesamthärte, Karbonathärte, gesamte ungelöste Stoffe, Calcium, Kalium, Natrium, Magnesium, Sulfat, Kieselsäure, Chlorid, Orthophosphat, Gesamt Phosphor, Nitrat, Gesamt Stickstoff, gelöster organischer Kohlenstoff, gesamter organischer Kohlenstoff, Blei, Kupfer, Zink, Cadmium, Chrom und Nickel werden je nach Station in 14tägigen Sammelproben bestimmt. Die labilen Parameter Nitrit und Ammonium werden in einzelnen, über mehrere Tage andauernden Messkampagnen erhoben. Die Dauer und der Umfang des Messprogrammes wird je nach Bedarf und Interesse von Wissenschaft und Praxis an den verschiedenen NADUF-Stationen unterschiedlich durchgeführt. Zu den NADUF-Stationen gehören zur Zeit Rhein-Diepoldsau, Thur-Andelfingen, Glatt-Rheinsfelden, Rhein-Rekingen, Birs-Münchenstein, Rhein-Weil a. Rhein, Aare-Bern, Saane-Gümnenen, Aare-Hagneck, Aare-Brugg, Kleine Emme-Littau, Reuss-Mellingen, Limmat-Gebenstorf, Rhône-Porte du Scex, Rhône-Chancy, Ticino-Riazzino und Inn-Schanf. Die meisten dieser Stationen wurden in den Jahren 1972 bis 1977 in Betrieb genommen.

In der vorliegenden Arbeit werden die einzelnen NADUF-Stationen und deren Einzugsgebiete bezüglich ihrer Morphologie und Hydrologie wie auch bezüglich

der anthropogenen Nutzung umfassend beschrieben. Ebenfalls wird der aktuelle Zustand und die langjährige Entwicklung der untersuchten Fliessgewässer an den einzelnen Messstationen von 1977 bis 1998 aufgezeigt. Des Weiteren werden die einzelnen Stationen aufgrund ihres Abflussregimes und ihrer anthropogenen Belastung typisiert und anhand der gemessenen physikalischen und chemischen Parameter charakterisiert.

Mit dem NADUF-Programm konnten folgende Resultate erzielt und Erkenntnisse gewonnen werden:

- Die positiven Auswirkungen verschiedener Massnahmen im Gewässerschutz konnten erfasst werden. So kann gezeigt werden, dass die Phosphorbelastung seit Beginn der Messperiode als Folge der Massnahmen im baulichen Gewässerschutz, des Phosphatverbotes für Textilwaschmittel und der Ökologisierung der Landwirtschaft abgenommen hat. Weiter scheint sich die Nitratbelastung seit 1993 stabilisiert zu haben. Für die Schwermetallbelastung können rückläufige Tendenzen gezeigt werden, welche auf den Ausbau bzw. auf den erhöhten Rückhalt der Schwebstoffe in Kläranlagen wie auch auf eine Reduktion der Metalle im Zulauf aufgrund von Sanierungen vieler metallverarbeitender Betriebe zurückzuführen sind. Der Rückgang beim Blei ist auf den rückläufigen Verbrauch von bleihaltigem Benzin seit der Einführung des Katalysators Ende der 80er Jahre zurückzuführen.
- Wertvolle Erfahrungen über die Methodik der Gewässeruntersuchungen, von der Probenahme über die Analytik bis zur Interpretation der Resultate konnten gewonnen werden und das Verständnis der in einem Fliessgewässer ablaufenden Prozesse konnte erweitert werden.
- Durch die im Rahmen des NADUF geförderte nationale und internationale Zusammenarbeit ist der Austausch von Daten und Wissen sichergestellt.

Die Zielsetzungen des NADUF wurden damit mehrheitlich erreicht. Um den Anforderungen eines erfolgreichen Monitoringprogrammes auch in Zukunft gerecht zu werden, müssen jedoch weitere Verbesserungen vorgenommen werden, um die nötigen Erkenntnisse betreffend den zahlreichen neuen wassergefährdenden Stoffen zu gewinnen und diese den neuen Forschungsfeldern zur Verfügung zu stellen.



# Résumé

## Bases

Le programme national pour l'étude analytique en continu des cours d'eau suisses (NADUF) a été mis en place en 1972 et il est géré aujourd'hui conjointement par l'Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP), l'Institut fédéral pour l'aménagement, l'épuration et la protection des eaux (EA-WAG) et le Service hydrologique et géologique national (SHGN, rattaché depuis le 1.1.2000 à l'Office fédéral des eaux et de la géologie, OFEG). Les objectifs du programme sont de fournir les bases nécessaires à la protection des eaux et à la recherche scientifique, relatives aux conditions physiques et chimiques des cours d'eau suisses et de leurs bassins versants.

Les données de base nécessaires pour atteindre cet objectif sont relevées dans des stations du réseau de mesures du SHGN sélectionnées, lors de programmes de mesures à long terme et de recherches spécifiques. Des électrodes de mesure enregistrent en continu le niveau d'eau, la température, la conductivité électrique, le pH et l'oxygène. Selon la station, des échantillons bimensuels sont prélevés pour différents paramètres chimiques comme la dureté totale, la dureté carbonatée, l'ensemble des substances non dissoutes, le calcium, le potassium, le sodium, le magnésium, le sulfate, l'acide silicique, le chlorure, l'ortho-phosphate, le phosphore total, le nitrate, l'azote total, le

carbone organique dissous, le carbone organique total, le plomb, le cuivre, le zinc, le cadmium, le chrome et le nickel. Les paramètres instables que sont le nitrite et l'ammonium sont relevés lors de campagnes de mesures distinctes de plusieurs jours. La durée et l'étendue du programme de mesures varient d'une station NADUF à l'autre en fonction des besoins et de l'intérêt scientifique et pratique. Les stations NADUF sont actuellement les suivantes: Rhin-Diepoldsau, Thur-Andelfingen, Glatt-Rheinsfelden, Rhin-Rekingen, Birse-Münchenstein, Rhin-Weil a. Rhein, Aar-Berne, Sarine-Gümnenen, Aar-Hagneck, Aar-Brugg, Kleine Emme-Littau, Reuss-Mellingen, Limmat-Gebenstorf, Rhône-Porte du Scex, Rhône-Chancy, Tessin-Riazino et Inn-S-chanf. La plupart de ces stations sont entrées en service dans les années 1972-1977.

Le présent travail décrit en détail toutes les stations NADUF et leurs bassins versants quant à leur morphologie, à leur hydrologie et à leur utilisation par l'homme. Il présente aussi l'état actuel et l'évolution à long terme des cours d'eau dans les différentes stations de mesure de 1977 à 1998. De plus, chaque station est caractérisée quant à son régime d'écoulement et à sa pollution anthropique à l'aide des paramètres physiques et chimiques mesurés.

## Conclusions

Les buts poursuivis dans le cadre du programme NADUF ont été atteints pour la plupart. Les séries de mesures sur plusieurs années constituent une base de données précieuse pour répondre aux questions relatives à la protection des eaux et pour connaître les conditions physiques et chimiques des cours d'eau et de leurs bassins versants.

- Le programme de mesures à long terme a mis en évidence les progrès et les effets des différentes mesures de protection des eaux:
  - La charge polluante en phosphore a diminué depuis le début de la période de mesure grâce aux mesures techniques de protection des eaux, à l'interdiction

des phosphates dans les lessives et aux mesures écologiques dans l'agriculture.

- La charge polluante en nitrate a augmenté jusqu'au début des années 90 en raison de l'intensification de l'agriculture. Depuis 1993 environ, une stabilisation semble se dessiner; elle résulte de la meilleure capacité de nitrification des stations d'épuration, des mesures écologiques dans l'agriculture et de la baisse des apports de N à partir de l'air.
- La charge polluante en métaux lourds montre aussi, dans de nombreux cours d'eau étudiés, une tendance à la diminution qui doit être attribuée à la généralisation de l'épuration et à la rétention accrue des matières en suspension dans les stations d'épuration ainsi

qu'à la réduction des apports de métaux due à l'assainissement de nombreuses entreprises de transformation des métaux. La baisse du plomb est à attribuer à la diminution de la consommation d'essence contenant du plomb depuis l'introduction du catalyseur à la fin des années 80.

- Le programme a permis d'acquérir une précieuse expérience dans les méthodes d'étude de cours d'eau, depuis le prélèvement des échantillons jusqu'à l'interprétation des résultats en passant par l'analyse, et une meilleure compréhension des processus se déroulant dans un cours d'eau. Ces connaissances ont aussi débouché sur différentes publications (par exemple DFI 1982, Davis et al. 1986, Jakob et al. 1995).
- Les programmes spéciaux de mesures pour les composés instables de l'azote (ammonium, nitrite) ont permis d'acquérir des connaissances sur les méthodes de mesure des composés azotés instables et sur la dynamique de l'azote, en particulier dans les eaux fortement chargées par des eaux usées (p. ex. la Glatt). Ces connaissances ont été mises en application dans le programme NADUF, les analyses ont été adaptées et, depuis 1991, des campagnes de mesure de l'azote ont été effectuées dans différentes rivières avec la nouvelle technique de mesure directe en continu.
- L'Annuaire hydrologique paraissant chaque année publie toutes les séries de mesures du programme NADUF (cf. bibliographie) et garantit ainsi l'accès à ces données aux autorités, au public et aux instituts de recherche privés spécialisés. Les Annuaires hydrologiques peuvent être commandés au SHGN.
- Les données et l'infrastructure de base du programme NADUF ont été utilisées pour différents travaux, recherches complémentaires et programmes de mesures pour l'examen de problématiques particulières. Des connaissances essentielles ont pu être acquises dans de nombreux domaines:
  - La longue liste des publications qui s'appuient sur les données de base obtenues dans le cadre du programme NADUF ou se réfèrent à elles montre la grande importance de ce programme comme complément à d'autres travaux scientifiques ou d'application. Mentionnons à titre d'exemple les travaux de Braun et al. (cf. bibliographie), dans lesquels des modèles d'estimation des flux de nutriments à partir de sources diffuses ont été élaborés pour diffé-

rents bassins versants de Suisse. Ils constituent une base scientifique solide sur les flux de substances provenant de sources diffuses, lesquels sont très difficiles à déterminer et prennent proportionnellement de plus en plus d'importance aujourd'hui en raison du niveau d'épuration des eaux usées déjà atteint.

- Pour examiner la représentativité des stations de mesure NADUF dans la section transversale de la rivière, l'EAWAG a effectué des mesures sur toute la largeur du lit lors de la mise en service de nouvelles stations. Selon la représentativité et l'importance des données pour d'autres recherches, les données ont été publiées dans certains cas (p. ex. Schädler et al. 1986).
- Pour comprendre les conditions de mélange de l'eau du Rhin dans la région de Bâle, le SHGN a effectué différents essais de traçage. Les résultats et les rapports sont disponibles au SHGN (Naturaqua 1990, 1995).
- Dans le cadre de la surveillance de la radioactivité en Suisse par la Commission fédérale de surveillance de la radioactivité (CFSR) et l'Office fédéral de la santé publique (OFSP), des échantillons des stations de Schmitter/Diepoldsau, Rekingen, Village-Neuf, Porte du Scex et Chancy ont été analysés par des laboratoires spécialement équipés à Dübendorf (EAWAG) et Fribourg (Institut de physique de l'Université). Les données sont publiées chaque année par l'OFSP dans le „Rapport à l'intention du Conseil fédéral“.
- De 1984 à 1993, en relation avec l'interdiction des phosphates dans les lessives, des analyses de la substance de remplacement des phosphates NTA et d'EDTA ont été effectuées en grand nombre dans toutes les stations de mesure du programme NADUF. Les résultats sont disponibles à l'OFEPF (Houriet 1988, 1990, 1996a, 1996b; Müller 1986).
- Une collaboration et une coordination ont été mises en place avec d'autres programmes suisses de monitoring et avec les autorités d'exécution dans les domaines suivants:
  - A des fins de recherche, des stations de mesure supplémentaires ont été exploitées selon des méthodes comparables à celles du programme NADUF. L'exploitation des stations par les mêmes services garantit des résultats comparables, ce qui est particulièrement important pour l'analyse des

tendances à long terme. Un aperçu de ces stations de mesure et des services responsables figure en annexe.

- En collaboration avec l'Institut météorologique suisse, des échantillons mensuels des précipitations ont été relevés de 1974 à 1979 en sept lieux (Echalens VD, Wahlendorf BE, Hausen a.A. ZH, Dübendorf ZH, Altnau TG, Olivone TI et Zurich) et analysés par l'EAWAG. Les résultats ont fourni des indications supplémentaires pour l'interprétation des séries de mesures et sont publiés dans l'Annuaire hydrologique.
- L'infrastructure NADUF est mise à la disposition des autorités cantonales pour l'exploitation des réseaux cantonaux de mesure (p. ex. canton de Berne) et pour la collecte des données. Les données et le savoir-faire sont échangés de façon intensive et se retrouvent dans les évaluations cantonales et fédérales.

## Perspectives

A l'avenir, des efforts accrus devraient être consentis dans le cadre du programme NADUF dans les domaines suivants pour ouvrir de nouveaux thèmes de recherches:

- Pour recenser les effets positifs escomptés des mesures écologiques encouragées depuis 1993 dans l'agriculture, la mesure en continu des nutriments (azote et phosphore) devrait se poursuivre. Dans ce domaine, il serait également intéressant d'enregistrer en continu différents pesticides (p. ex. atrazine) pour obtenir, sur ces groupes de substances aussi, des connaissances supplémentaires qui pourraient servir au suivi des effets de la protection des eaux.
- En plus de la charge par les eaux usées et par l'agriculture intensive, les interventions techniques comme l'aménagement en dur des berges et du fond du lit et les mises sous terre représentent aussi une menace pour nos cours d'eau. La protection des cours d'eau en tant qu'éléments précieux et caractéristiques du paysage sera davantage prise en considération, tandis que les revitalisations et les renaturations seront encouragées de façon croissante. Pour pouvoir mettre en évidence les effets positifs escomptés, en particulier sur l'autoépuration des cours d'eau, la mesure en continu des substances contenues dans les eaux usées devrait se poursuivre.

- Le programme NADUF participe de la manière suivante à différents programmes internationaux de monitoring:

- L'infrastructure NADUF est disponible pour la collecte des données (p. ex. pour la CIPEL, l'IGKB, la CIPR). Les stations NADUF servent, en particulier pour les bassins versants alpins, de stations de référence pour des cours d'eau peu pollués ou „naturels“ dans les comparaisons internationales.
- Il existe entre les organisations internationales un échange intensif de données et de savoir-faire, ainsi qu'une collaboration pour l'interprétation des données sous forme de prises de position sur les rapports. Grâce à cette collaboration avec les organisations internationales, les données NADUF sont intégrées dans les rapports sur l'environnement européens et mondiaux (AEE, GEMS-PNUE/OMS, OCDE).

- En plus des substances qui polluent habituellement les eaux, certains produits organiques de synthèse, polluants spécifiques et substances endocrines prennent aujourd'hui de plus en plus d'importance. Le programme de mesures NADUF doit donc être complété par l'identification et la quantification de certaines substances pour pouvoir étudier la présence de ces substances et leurs effets écologiques et apprécier leur évolution.
- Comme la problématique du climat prend de plus en plus d'importance, il faudrait faire progresser l'interprétation des paramètres géochimiques sous cet angle pour acquérir des connaissances supplémentaires sur les effets des changements de conditions climatique, de température et de précipitations sur les cours d'eau.
- La poursuite de la collaboration avec les projets suisses (p. ex. Réseau national d'observation des polluants atmosphériques [NABEL], Réseau national d'observation du sol [NABO]) devrait tendre à une coordination des réseaux de mesures pour créer des synergies relatives à l'exploitation des données.
- Avec les organisations internationales, il faudrait aussi viser une meilleure coordination de la collaboration dans l'exploitation des données pour obtenir

des succès concrets en matière de protection internationale des eaux.

Les résultats ont montré que le programme de mesures NADUF a pu être mis en place convenablement aux niveaux national et international, à la fois comme instrument pratique du suivi des effets de la protection des eaux et comme base scientifique pour développer la compréhension des processus se déroulant dans un cours d'eau. Pour continuer à satisfaire aux exigences

d'un programme de monitoring efficace, des améliorations supplémentaires doivent cependant être apportées au programme pour acquérir les connaissances nécessaires sur les nombreuses substances nouvelles qui constituent une menace pour les eaux et pour pouvoir les mettre à la disposition des nouveaux domaines de recherche.

# 1 Ausgangslage und Zielsetzung

Das „Nationale Programm für die analytische Daueruntersuchung der schweizerischen Fliessgewässer“, NADUF, ist ein Arbeitsprogramm, das zu Beginn der siebziger Jahre aus gemeinsamen Interessen des seinerzeitigen Eidg. Amtes für Wasserwirtschaft (A+W), der Eidg. Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (EAWAG) und des damaligen Eidg. Amtes für Umweltschutz (AfU) hervorgegangen ist. Das Programm wird heute von der Landeshydrologie und -geologie (LHG, seit 1.1.2000 im Bundesamt für Wasser und Geologie, BWG), der EAWAG und dem Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) gemeinsam durchgeführt.

Die Ziele des NADUF bestehen darin, die notwendigen Grundlagen für die Erfordernisse des Gewässerschutzes einerseits und für die wissenschaftliche Erforschung der physikalischen und chemischen Verhältnisse der schweizerischen Fliessgewässer sowie ihrer Einzugsgebiete andererseits zu liefern.

Um diese Zielsetzungen zu erreichen, werden im Rahmen des NADUF folgende Aktionen durchgeführt:

- An ausgesuchten Stationen des Messnetzes der LHG werden sowohl ein langfristiges Messprogramm betrieben als auch projektorientierte Untersuchungen durchgeführt. Dabei werden verschiedene physikalische und chemische Parameter erfasst und ausgewertet, um den aktuellen Zustand wie auch die mittel- und langfristigen Veränderungen der wichtigsten Fliessgewässer der Schweiz zu erfassen und zu beurteilen. Dies dient den folgenden Zwecken:
  - Eine Basis für die Erfolgskontrolle bereits getroffener Gewässerschutzmassnahmen wird geschaffen, um deren Wirksamkeit zu überprüfen.
  - Das Verständnis der in einem Fliessgewässer ablaufenden Prozesse wird erweitert, was eine gezielte und massnahmenrelevante Datenauswertung ermöglicht.

- Kritische Konzentrationen problematischer Stoffe werden erfasst, um notwendige Gewässerschutzmassnahmen gezielt einzuleiten.
- Modelle werden verbessert, um die Genauigkeit von Prognosen zu erhöhen.
- Im Hydrologischen Jahrbuch der Schweiz werden die Messergebnisse des NADUF regelmässig von der LHG publiziert, um sie den Behörden, der Öffentlichkeit sowie privaten Fach- und Forschungsstellen zugänglich zu machen.
- Basisdaten und Basisinfrastruktur werden verschiedenen Forschungsstellen und Behörden für wissenschaftliche und praxisorientierte Projekte angeboten, um spezielle Fragestellungen basierend auf den NADUF-Ergebnissen oder mit gezielten Messkampagnen weitergehend zu untersuchen.
- Die Zusammenarbeit und Koordination mit anderen schweizerischen Monitoringprogrammen, mit Vollzugsbehörden und mit verschiedenen Forschungsstellen wird gefördert, um die vorhandenen Mittel optimal einzusetzen und damit den grösstmöglichen Nutzen für die Erfolgskontrolle der getroffenen Massnahmen zu erzielen.
- Das NADUF beteiligt sich an verschiedenen internationalen Monitoringprogrammen (Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR), Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution (CIPEL), Global Environment Monitoring System – United Nations Environment Program / World Health Organization (GEMS-UNEP/WHO), Europäische Umweltagentur (EUA), Organisation for Economic Cooperation and Development (OECD) u. a.), um über die Landesgrenzen hinaus den Austausch bezüglich Datenerhebung und -auswertung zu fördern, wissenschaftliche Erkenntnisse zu gewinnen und Erfolge im internationalen Gewässerschutz zu erzielen.

# 2 Beschreibung des NADUF-Messprogrammes

## 2.1 Projektorganisation

Die Aufgaben zum Unterhalt des NADUF werden sowohl gemeinsam als auch separat von den einzelnen Bundesstellen durchgeführt:

### *Gemeinsame Aufgaben (Arbeitsgruppe NADUF):*

- Planung des Untersuchungsprogrammes
- Beschlussfassung über Art, Inhalt und Umfang von Informationen über das vorliegende Programm, welche an die Kantone und andere interessierte Stellen abgegeben werden
- Gemeinsame Publikationen über Programm und Auswertungen

### *LHG:*

- Federführung im vorliegenden Programm
- Planung, Bau, Betrieb und Unterhalt der NADUF-Stationen
- Bau, Installation, Unterhalt und Betrieb der Registrier- und Probenahmegeräte sowie Organisation des Versandes der Probenahmeflaschen
- Weiterentwicklung und Feldversuche für neue Mess-, Registrier- und Probenahmegeräte
- Sammlung, Sichtung und Bearbeitung der Aufzeichnungstreifen respektive der digital registrierten Daten
- Anlaufstelle für Fragen und Ausgabe der Ergebnisse an alle interessierte Stellen
- Zusammenfassende Publikation der Ergebnisse im Hydrologischen Jahrbuch der Schweiz
- Spezielle Datenanalysen, Auswertungen und Publikationen

## 2.2 Das NADUF-Stationsnetz

Die Messstationen des NADUF-Programmes entstanden meist aus bestehenden Stationen des Messnetzes der LHG, bei denen bereits hydrologische Basisparameter gemessen wurden (Abbildung 1). Bei der Auswahl der NADUF-Stationen wurde darauf geachtet, dass

1. an politisch und international interessanten Stellen sowie an den Ausflüssen der Schweiz gemessen wird (Rhein-Rekingen; Rhein-Village-Neuf/Weil; Rhone-Chancy, Inn-Martinsbruck)

- Auskünfte über technologische, die Stationen betreffende Fragen (Messung von Abfluss, Temperatur und Schwebstoffen, kontinuierliche Registrierung von physikalischen und chemischen Parametern, automatische Probenahme)
- Koordination zwischen dem Netz der NADUF-Stationen und den kantonalen Messstationen

### *BUWAL:*

- Auswertung der Ergebnisse im Hinblick auf die Beurteilung der bisherigen und die Festlegung zusätzlicher Gewässerschutzmassnahmen, soweit sie in den Kompetenzbereich des Bundes fallen
- Koordination der Untersuchungen des NADUF-Programmes mit den kantonalen und internationalen Programmen zur Untersuchung des Zustandes der schweizerischen und internationalen Oberflächengewässer
- Mitwirkung bei administrativen Arbeiten
- Spezielle Datenanalysen, Auswertungen und Publikationen

### *EAWAG:*

- Beratung in technologischen Fragen (Analytik)
- Analysen der Mischproben im Labor
- Weiterentwicklung und Feldversuche für neue Messgeräte
- Verarbeitung und Zusammenstellung der Analysendaten
- Wissenschaftliche Weiterbearbeitung und Publikation der diesbezüglichen wissenschaftlichen Arbeiten

2. die Hauptzuflüsse der grossen Seen erfasst werden (Rhein-Schmitter/Diepoldsau; Aare-Hagneck; Rhone-Porte du Scex; Ticino-Riazino)
3. möglichst grosse Einzugsgebiete bzw. Teileinzugsgebiete erfasst werden (Rhein-Laufenburg; Thur-Andelfingen; Aare-Bern; Aare-Brugg; Reuss-Mellingen; Limmat-Gebenstorf)
4. sonstige aus wissenschaftlicher und praxisorientierter Sicht interessante kleinere Einzugsgebiete im Programm vertreten sind (Glatt-Rheinsfelden; Birs-Münchenstein; Saane-Gümmenen; Kleine Emme-Littau; Inn-Schanf)

5. mit dem Stationsnetz alle Höhenlagen von alpin und subalpin (Rhein-Diepoldsau, Saane-Gümme-  
nen, Kleine Emme-Littau, Rhone-Porte du Scex,  
Ticino-Riazzino, Inn-S-chanf) bis Mittelland (üb-  
rige Stationen) erfasst werden

Im Rahmen von Stationsverlegungen und -inbetrieb-  
nahmen wurde bei fast allen NADUF-Stationen  
(Rhein-Village-Neuf/Weil, Rhein-Schmitter/Diepolds-

au, Reuss-Mellingen, Rhone-Chancy, Rhone-Porte du  
Scex, Aare-Bern, Rhein-Rekingen, Glatt-Rheinsfelden,  
Aare-Brugg, Limmat-Baden, Rhein-Laufenburg, Aare-  
Hagneck, Ticino-Riazzino, Kleine-Emme-Littau,  
Thur-Andelfingen, Birs-Münchenstein, Saane-Güm-  
menen) die Messanordnung mit Markierversuchen und  
Querschnittsmessungen bezüglich deren Repräsentati-  
vität überprüft (Naturaqua 1995, Schädler et al. 1986,  
Zobrist et al. 1989).

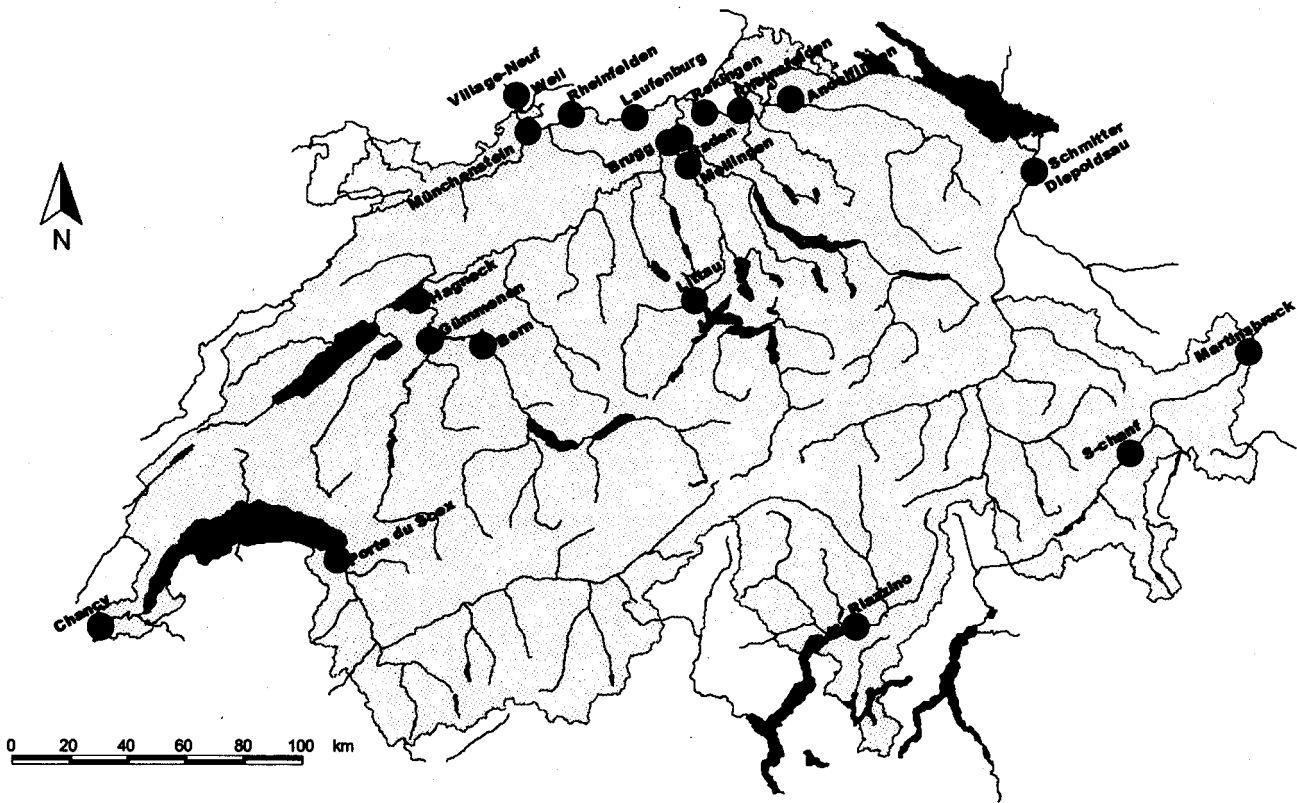


Abbildung 1: Lage der NADUF-Messstellen in der Schweiz.

Die Tabelle 1 gibt einen Überblick über die wichti-  
gen Kenngrößen der einzelnen NADUF-Stationen  
und deren Einzugsgebiete. Wichtig zur Beurteilung der  
Inhaltsstoffe in einem Gewässer sind nicht nur die Ge-  
bietshöhe, die Geologie und Grösse des Einzugs-  
gebietes sondern auch seine anthropogene Belastung.  
Diese wird hier einerseits als Quotient aus der Anzahl

Einwohner pro Abfluss des Gewässers (Q) und ander-  
erseits als Quotient aus der landwirtschaftlich intensiv  
genutzten Fläche im Einzugsgebiet pro Q angegeben.  
Ein diesbezüglich hohes Belastungspotential weisen  
Glatt-Rheinsfelden, Birs-Münchenstein, Limmat-Ge-  
benstorf und Thur-Andelfingen auf.

Tabelle 1: Die wichtigsten Kenngrößen der einzelnen NADUF-Stationen und deren Einzugsgebiete

Stationsname	Stationshöhe [m. ü. M.] <sup>1)</sup>	Einzugsgebiet [km <sup>2</sup> ] <sup>1)</sup>	Mittl. Höhe [m. ü. M.] <sup>1)</sup>	Abfluss (Q) [m <sup>3</sup> /s] <sup>2)</sup>	Einwohner/Q [EW]/(m <sup>3</sup> /s) <sup>3)</sup>	Landwirtschaft/Q [km <sup>2</sup> ]/(m <sup>3</sup> /s) <sup>5)</sup>
Rhein-Schmitter/Diepoldsau	410	6119	1800	232	1380	1.67
Thur-Andelfingen	365	1696	770	47.3	7140	17.93
Glatt-Rheinsfelden	336	416	498	8.75	39970	22.42
Rhein-Rekingen	323	14718	1260 <sup>4)</sup>	436	5570	4.82 <sup>4)</sup>
Rhein-Laufenburg	299	34074	1130 <sup>4)</sup>	1083	6130	7.12 <sup>4)</sup>
Birs-Münchenstein	268	911	740	15.5	8940	15.88
Rhein-V.-N./Weil a. Rhein	243	36472	1100 <sup>4)</sup>	1070	6470	7.71 <sup>4)</sup>
Aare-Bern	502	2969	1610	120	2000	3.61
Saane-Gümmenen	474	1880	1130	54	3550	11.62
Aare-Hagneck	437	5140	1370	174	3900	6.87
Aare-Brugg	332	11750	1010	319	6180	12.98
Kleine Emme-Littau	431	477	1050	16	3110	9.08
Reuss-Mellingen	345	3382	1240	137	3680	5.50
Limmat-Gebenstorf	332	2415	1130	98.5	8260	5.04
Rhône-Porte du Scex	377	5220	2130	182	1600	2.23
Rhône-Chancy	347	10294	1580	346	4360	2.71
Ticino-Riazzino	200	1611	1640	72.4	1040	0.84
Inn-S-chanf	1650	618	2466	19.8	750	1.07
Inn-Martinsbruck	1030	1945	2350	53.5	370	1.09

1. Hydrologisches Jahrbuch der Schweiz.

2. Periode der Mittelwerte sind in den einzelnen NADUF-Stationsbeschreibungen (Kap. 5) aufgeführt.

3. Stand der Einwohnerzahlen: Volkszählung 1990 (Datenquelle: GEOSTAT, Bundesamt für Statistik). Ausländischer Anteil geschätzt; ohne Tourismusangaben.

4. Nur schweizerischer Anteil der Einzugsgebiete (Datenquelle: GEOSTAT, Bundesamt für Statistik).

5. Datenquelle: GEOSTAT, Bundesamt für Statistik, Stand 1979/85; berücksichtigt ist die Fläche, die landwirtschaftlich intensiv genutzt wird.

Weitere Angaben zu den Gewässern und deren Einzugsgebieten sind den NADUF-Stationsbeschreibungen in Kap. 5 zu entnehmen.

## 2.3 Betrieb der NADUF-Stationen

Das Messprogramm wird durch die NADUF-Arbeitsgruppe festgelegt. Weil der Betrieb und Unterhalt mit einem grossen Aufwand verbunden und die Infrastruktur limitiert ist, werden maximal 15 Stationen mit automatischer Probenahme gleichzeitig betrieben (Abbildung 2). Acht Stationen werden dabei aus internationalen Verpflichtungen oder anderen besonderen Interessen permanent betrieben:

- **Rhein-Schmitter** bzw. seit 1984 **-Diepoldsau** (Hauptzufluss des Bodensees; Interesse seitens der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB))
- **Rhein-Rekingen** (Station der IKSR)

- **Rhein-Village-Neuf** bzw. seit 1995 **Weil a. Rhein** (Ausfluss der Schweiz; Station der IKSR)
- **Thur-Andelfingen** (einziger Mittellandfluss ohne See im Einzugsgebiet; besonderes Interesse zwecks Studium des Einflusses der Landwirtschaft auf den Zustand von Fliessgewässern)
- **Glatt-Rheinsfelden** (interessantes Studienobjekt mit hoher Abwasserbelastung)
- **Aare-Brugg** (entwässert eines der grössten Einzugsgebiete der Schweiz)
- **Rhone-Porte du Scex** (Hauptzufluss des Genfersees; Interesse seitens CIPEL)
- **Rhone-Chancy** (Ausfluss aus der Schweiz nach Frankreich)



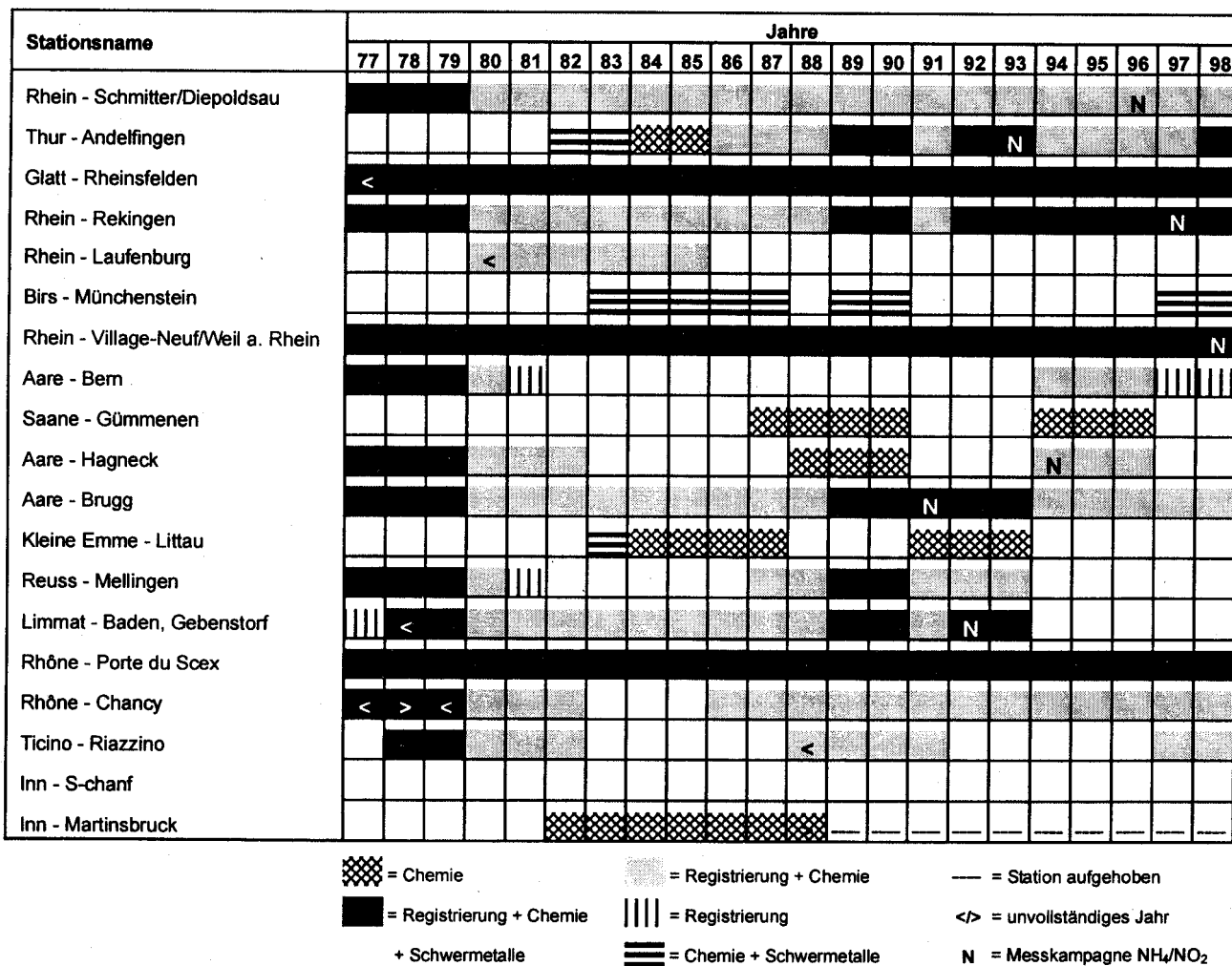


Abbildung 2: Betrieb der NADUF Messstationen seit 1977.

(Einige Stationen wurden bereits seit 1972 betrieben, die Station S-chanf ist erst seit 1999 in Betrieb.)

Stationen, in deren Einzugsgebiet keine wesentlichen Änderungen zu erwarten sind, und bei denen über mindestens 3 Jahre Messergebnisse vorliegen, werden periodisch betrieben. Der Probenahmebetrieb wird dabei für einige Jahre unterbrochen und zu einem späteren Zeitpunkt je nach Bedarf wieder aufgenommen. Zu diesen Stationen gehören:

- Birs-Münchenstein
- Aare-Bern
- Saane-Gümmenen
- Aare-Hagneck
- Kl. Emme-Littau
- Reuss-Mellingen
- Limmat-Gebenstorf
- Ticino-Riazzino
- Inn-S-chanf

## 2.4 Datenerhebung

Die NADUF-Stationen sind zusätzlich zu den bestehenden Geräten zur Erfassung der Basisparameter (Wasserstand, Wassergeschwindigkeit, Temperatur) mit Geräten zur Probenahme und mit Messsonden zur kontinuierlichen Erfassung ausgesuchter Parameter ausgerüstet.

Für die automatische Probenahme und die kontinuierliche Messung wird Flusswasser mittels einer Tauchpumpe in die Messstation gefördert. Hier fließt das Wasser in ein mit Messelektroden bestücktes Gefäß. Leitfähigkeit, Sauerstoff und pH-Wert werden kontinuierlich bestimmt und mit einem Mehrkanalschreiber auf einem Papierstreifen registriert. Auf dem gleichen Schreiber werden die von einem Fühler im Fluss direkt gemessene Temperatur und der Pegelstand registriert. Seit Anfang 1990 wurden stationsweise digitale Registriergeräte eingeführt. Mit diesen werden Halbstundenmittelwerte auf ein Modul abgespeichert, welches für weitere Auswertungen auf diverse Rechner eingelesen werden kann. Seit 1999 wurde auf telefonische Übermittlung umgestellt, sodass neu 10-Minutenmittelwerte (Temperatur, pH, Sauerstoff) resp. 5-Minutenmittelwerte (el. Leitfähigkeit) übertragen werden. Die Abflussmengen werden jeweils aus den Pegelmessungen berechnet. Die Messelektroden werden monatlich gereinigt und geeicht. Die telefonische Übermittlung ermöglicht eine häufige Kontrolle der Daten bzw. Überprüfung der Messelektroden. Allfällige Differenzen zwischen aufgezeichneten und effektiven Werten werden bei der Datenauswertung korrigierend berücksichtigt. Gleichzeitig mit dem Unterhalt der Sonden werden auch die Zu- und Abläufe sowie die Probennehmer gründlich gereinigt.

Das Probenahmegerät entnimmt in gewissen Zeitabständen nacheinander je eine kleine Einzelprobe von einem resp. zwei Milliliter aus dem Wasserstrom. Die Steuerung des Probenahmegerätes erfolgt wo immer möglich abflussproportional. Wo eine abflussproportionale Probenahme nicht möglich ist, kommt eine zeitproportionale Probenahme zur Anwendung. Diese mit dem Gerät entnommenen Proben gelangen durch

ein Verteilsystem in die Aufbewahrungsgefäße (angesäuert für Schwermetallanalysen, nicht angesäuert für Analysen der übrigen Parameter), welche in einem Kühlschrank untergebracht sind. Diese sogenannten Sammelproben wurden bis 1980 wöchentlich erhoben und untersucht. Seit 1981 werden die wöchentlichen Sammelproben von der EAWAG vor der Untersuchung zu 14tägigen Mischproben vereinigt. Bei den unterhalb der Seen liegenden Stationen werden die Sammelproben seit 1993 zweiwöchentlich erhoben und untersucht, weil Hochwasserspitzen im Gegensatz zu oberhalb von Seen liegenden Stationen gedämpft werden, weshalb die Gefahr des Überlaufens der Probenflaschen kleiner ist und somit zweiwöchentliche Sammelproben ausreichend sind. Die Probenahmeflaschen werden gekühlt per Express an die EAWAG gesandt, welche die Proben auf folgende Parameter hin analysiert:

- Gesamthärte, Karbonathärte, gesamte ungelöste Stoffe, Calcium, Kalium, Natrium, Magnesium, Sulfat, Kieselsäure, Chlorid
- Ortho-Phosphat, Gesamt Phosphor, Nitrat, Gesamt Stickstoff, gelöster organischer Kohlenstoff, gesamter organischer Kohlenstoff
- Nitrit, Ammonium
- Blei, Kupfer, Zink, Cadmium, Chrom, Nickel

Nitrit ( $\text{NO}_2^-$ ) und Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) werden seit 1987 nicht mehr analysiert, weil sich die Zusammensetzung dieser labilen Parameter in 14tägigen Sammelproben stark verändern kann. Aus der Sicht des Gewässerschutzes besteht jedoch grosses Interesse an Untersuchungen über die Tagesverläufe von  $\text{NO}_2^-$  und  $\text{NH}_4^+$  in Fließgewässern. Weil labile Parameter aus obigen Gründen kontinuierlich gemessen werden sollten, jedoch zur Zeit keine geeigneten Geräte für Daueruntersuchungen bestehen, erarbeitete die NADUF-Gruppe ein Konzept zur zeitweiligen Messung von  $\text{NO}_2^-$  und  $\text{NH}_4^+$  bei verschiedenen Stationen. Einzelne Messkampagnen zu dieser Fragestellung wurden an einzelnen Stationen bereits durchgeführt (Abbildung 2) und werden seit 1991 im Hydrologischen Jahrbuch publiziert.

## 2.5 Analytik

Tabelle 2 und 3 geben einen Überblick über die Analytik der im Rahmen des NADUF erhobenen Parameter. Es gilt zu beachten, dass während des Programmes sowohl unterschiedliche Sonden eingesetzt als auch verschiedene Analysemethoden verwendet wurden.

Tabelle 2: Im Rahmen des NADUF verwendete Messgeräte zur Erfassung der kontinuierlichen Parameter (Da bei Änderungen des Typs jeweils nicht gleichzeitig in allen Stationen ein Austausch stattfindet, entstehen bei den Betriebsperioden Ueberlappungen).

Parameter	Jahr	Hersteller / Typ	Messgenauigkeit
Temperatur [°C]	1976–1991	Hartmann u. Braun / CMR TEUC mit PT100 (3 Leiter)	0.2 °C
	seit 1991	Camille Bauer / Eurax V601 mit PT100 (3 Leiter)	0.15 + 0.02 °C/°C
	seit 1999	Camille Bauer / Eurax V604 mit PT100 (3 Leiter)	0.15 + 0.02 °C/°C
elektr. Leitfähigkeit [µS/cm]	1976–1991	Wösthoff / EMHD 1	5–10 µS/cm
	seit 1991	Siemens / SIPAN 4EL	4–7 µS/cm
Sauerstoff [mg/l]	1976–1981	WTW / OX1 39	0.23 mg/l
	1981–1991	Orbisphère / Modèle 2116	0.2 mg/l
	seit 1991	Endress+Hauser / Mypex OY1 mit Triostat 905	0.15 mg/l
pH	1976–1991	Hartmann u. Braun / UPY3	0.02
	seit 1990	Jenco / Modell 6300N	0.1 %
	seit 1993	Endress+Hauser / Mycom CPM 121 mit Ceratex CPS 31	0.03–0.04

Tabelle 3: Im Rahmen des NADUF verwendete Messmethoden und Bestimmungsgrenzen.

Parameter	Jahr	Methode	Prinzip	Bestimmungsgrenze
Gesamte ungelöste Stoffe [mg/l]	seit 1976	Wägen der abfiltrierten Stoffe	Filtration durch Membranfilter (0.45 µm). Wägen der Filter nach Trocknen bei 105°C	1 mg/l
Karbonathärte [mval/l]	1976–1989	Autom. acidimetrische Titration	Titration mit 0.1M HCl auf pH 4.3 (m-Wert) potentiometrische Endpunktsanzeige	0.02 mmol/l
	seit 1990	Autom. acidimetrische Titration	Titration mit 0.1M HCl auf pH 4.5 (m-Wert) potentiometrische Endpunktsanzeige	0.02 mmol/l
Gesamthärte [mval/l]	1976	Autom. Titration komplexometrisch	Nach Alkalinitätsbest. Titration mit Komplexon III (0.05 M) bei pH 10 (Ammoniak-Puffer) und photometrischer Endpunktsanzeige	0.02 mmol/l
	seit 1977	Autom. Titration komplexometrisch	Nach Alkalinitätsbest. Titration mit Komplexon III (0.05 M) bei pH 10 (Borat-Puffer) und photometrischer Endpunktsanzeige. Ab 1991 Endpunktsanzeige mit ionenselektiver Elektrode	0.02 mmol/l
Calcium [mg/l]	seit 1976	Berechnung	Gesamthärte minus Magnesiumhärte	1 mg Ca <sup>2+</sup> /l
Kalium [mg/l]	1976–1989	AAS	Direkte Messung der Flammenabsorption in filtrierten Proben [0.45µm]	0.05 mg K <sup>+</sup> /l
	seit 1990	ICP-OES	Direkte Messung der ICP-Emission in filtrierten Proben [0.45 µm]	0.01 mg K <sup>+</sup> /l
Natrium [mg/l]	1976–1989	AAS	Direkte Messung der Flammenabsorption in filtrierten Proben [0.45µm]	0.05 mg Na <sup>+</sup> /l
	seit 1990	ICP-OES	Direkte Messung der ICP-Emission in filtrierten Proben [0.45 µm]	0.01 mg Na <sup>+</sup> /l
Magnesium [mg/l]	1976–1989	AAS	Direkte Messung der Flammenabsorption in filtrierten Proben [0.45µm]	0.05 mg Mg <sup>2+</sup> /l
	seit 1990	ICP-OES	Direkte Messung der ICP-Emission in filtrierten Proben [0.45 µm]	0.01 mg Mg <sup>2+</sup> /l
Chlorid [mg/l]	1976–1993	Autom. Photometrie (AA)	Chlorid verdrängt SCN <sup>-</sup> aus Hg(SCN) <sub>2</sub> . SCN <sup>-</sup> bildet mit Fe (III) einen gelben Eisenrhodanid-Komplex (480 nm)	0.5 mg Cl <sup>-</sup> /l
	seit 1994	Ionenchromatographie	Trennung auf Anionenaustauschersäule und Detektion mit Leitfähigkeit	0.5 mg Cl <sup>-</sup> /l
Sulfat [mg/l]	1975–1981	indir. komplexometrische Titration	Abtrennung der zweiwertigen Kationen, Fällung SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> mit Barium. Titration Ueberschuss Barium	5 mg SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> /l
	1982–1986	Ionenchromatographie	Trennung auf Anionenaustauschersäule und Detektion mit Leitfähigkeit	1 mg SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> /l
	1987–1989	FIA, Methylthymolblau-Ba-Komplex	Ausfällung von BaSO <sub>4</sub> . Messung des restlichen MTB-Bariumkomplexes (630 nm)	1 mg SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> /l
	seit 1990	Ionenchromatographie	Trennung auf IC-Säule und Detektion mit Leitfähigkeit	1 mg SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> /l

Parameter	Jahr	Methode	Prinzip	Bestimmungsgrenze
Kieselsäure [mg/l]	seit 1976	Autom. Photometrie (AA)	Bildung von gelber 12 Molybdatokieselsäure bei pH 1.5 Reduktion mit Ascorbinsäure zu blauer 12 Molybdato-Kieselsäure (660 nm). Phosphormolybdat-Komplex wird mit Oxalsäure destabilisiert	0.5 mg H <sub>4</sub> SiO <sub>4</sub> /l
Gel. org. Kohlenstoff DOC [mg/l]	1976–1981	Oxidation zu CO <sub>2</sub>	Verbrennung mit O <sub>2</sub> /N <sub>2</sub> bei 850°C, CO <sub>2</sub> -Bestimmung mit IR in der Gasphase (UNOR)	0.1 mg C/l
	1982–1990	Oxidation zu CO <sub>2</sub>	Nasschemische Oxidation mit K <sub>2</sub> S <sub>2</sub> O <sub>8</sub> /UV (650°C), CO <sub>2</sub> -Bestimmung mit IR in der Gasphase (Dohrmann)	0.2 mg C/l
	seit 1991	Oxidation zu CO <sub>2</sub>	Verbrennung mit synthetischer Luft bei 680°C. CO <sub>2</sub> -Bestimmung mit IR in der Gasphase (Shimadzu)	0.2 mg C/l
Ges. org. Kohlenstoff TOC [mg/l]	1976–1990	Oxidation zu CO <sub>2</sub>	Verbrennung mit synthetischer Luft bei 950°C. CO <sub>2</sub> -Bestimmung mit IR in der Gasphase (Beckman)	0.5 mg C/l
	seit 1991	Oxidation zu CO <sub>2</sub>	Verbrennung mit synthetischer Luft bei 680°C. CO <sub>2</sub> -Bestimmung mit IR in der Gasphase (Shimadzu)	0.5 mg C/l
Ortho-Phosphat-Phosphor [mg/l]	seit 1976	Autom. Photometrie (AA)	Bildung von gelber 12-Molybdatophosphorsäure pH 1, Reduktion mit Ascorbinsäure zu blauem 12-Molybdatophosphorsäurekomplex (660 nm)	0.005 mg P/l bis 82 0.001 mg P/l bis 90 0.003 mg P/l
Phosphor gesamt [mg/l]	1976–1981	Aufschluss oxid./sauer	Oxidation org. P mit Wasserstoffperoxid in Schwefelsäure	0.02 mg P/l
	seit 1982	Aufschluss oxid./sauer	Oxidation aller P-Verbindungen mit K <sub>2</sub> S <sub>2</sub> O <sub>8</sub> (pH2) bei 120°C (1.1 bar). Porg+Ppoly+o-P als o-P bestimmt	0.01 mg P/l
Nitrat-Stickstoff [mg/l]	1976–1993	Autom. Photometrie (AA)	Reduktion von NO <sub>3</sub> zu NO <sub>2</sub> in heterogener Phase mit Cd/Cu-Legierung bei pH 8.5. Photometrische Bestimmung des NO <sub>2</sub> mit Sulfanilsäure	0.05 mg N/l
	seit 1994	Ionenchromatographie	Trennung auf Anionenaustauschersäule und Detektion mit Leitfähigkeit	0.1 mg N/l
Nitrit-Stickstoff [mg/l]	1976–1986	Autom. Photometrie (AA)	Photometrische Bestimmung des NO <sub>2</sub> mit Sulfanilsäure (545 nm)	0.05 mg N/l
	seit 1991 *	Online-Messung im Feld mit Fließinjektionsanalyse	Photometrische Bestimmung des NO <sub>2</sub> mit Sulfanilamid (540 nm)	0.001 mg N/l
Ammonium-Stickstoff [mg/l]	1976–1986	Autom. Photometrie (AA)	Bildung von Chloramin mit Isocyanurat, Kopplung mit Salicylat zu Indophenol (690 nm)	0.01 mg N/l
	seit 1991 *	Online-Messung im Feld mit Fließinjektionsanalyse	Bildung von NH <sub>3</sub> mit Natriumhydroxid, photometrische Bestimmung des NH <sub>3</sub> mit Farbindikator (578 nm)	0.003 mg N/l

Parameter	Jahr	Methode	Prinzip	Bestimmungsgrenze
Kjeldahl-Stickstoff [mg/l]	1976–1986	Aufschluss	Reduktion des org. N zu Ammonium in Schwefelsäure und Selen als Katalysator am Rückfluss. Nach Neutralisation autom. photometrische Bestimmung	0.1 mg N/l
Stickstoff gesamt [mg/l]	1987–1997	Aufschluss oxidat./alk.	Oxidation aller N-Verbindungen mit $K_2S_2O_8$ pH 12.7 bei 120°C (1.1 bar). Norg+NH <sub>4</sub> +NO <sub>3</sub> als NO <sub>3</sub> bestimmt	0.1 mg N/l
	seit 1998	Hochtemperatur Verbrennung	Verbrennung mit synthetischer Luft bei 680°C. NO <sub>2</sub> -Bestimmung mit Chemolumineszens, simultan mit TOC (Shimadzu)	0.1 mg N/l
Blei gesamt [µg/l]	1976–1980	AAS-HGA	Absorptionsmessung im Hochtemperatur-Graphitrohr aus angesäuerten Proben (0.01 M HNO <sub>3</sub> )	1 µg Pb/l
	1981–1990	AAS-HGA nach Aufkonz.	Absorptionsmessung im Hochtemperatur-Graphitrohr aus angesäuerten und eingedampften Proben (0.01 M HNO <sub>3</sub> )	0.2 µg Pb/l
	1991–1994	AAS-HGA nach Aufkonz.	Messung der angesäuerten Probe (0.01 M HNO <sub>3</sub> ) in der Hochtemperatur-Graphitrohrküvette nach 10-facher Aufkonzentration mit Komplexbildner (APDC-DDC)	0.2 µg Pb/l
	seit 1995	ICP-MS	Direkte Messung mit induktiv gekoppelter Plasma-Massen-Spektrometrie aus angesäuerten Proben (0.01 M HNO <sub>3</sub> )	0.1 µg Pb/l
Kupfer gesamt [µg/l]	1976–1980	AAS-HGA	Direkte Messung der Absorption im Hochtemperatur-Graphitrohr aus angesäuerten Proben (0.01 M HNO <sub>3</sub> )	1 µg Cu/l
	1981–1982	AAS-HGA nach Aufkonz.	Direkte Messung der Absorption im Hochtemperatur-Graphitrohr aus eingedampften und angesäuerten Proben (0.01 M HNO <sub>3</sub> )	0.5 µg Cu/l
	1983–1994	AAS-HGA	Direkte Messung der Absorption im Hochtemperatur-Graphitrohr aus angesäuerten Proben (0.01 M HNO <sub>3</sub> )	0.5 µg Cu/l
	seit 1995	ICP-MS	Direkte Messung mit induktiv gekoppelter Plasma-Massen-Spektrometrie aus angesäuerten Proben (0.01 M HNO <sub>3</sub> )	0.05 µg Cu/l
Zink gesamt [µg/l]	1976–1980	AAS	Flammenabsorptionsmessung aus angesäuerten Proben (0.01 M HNO <sub>3</sub> )	10 µg Zn/l 1 µg Zn/l ab 78
		AAS nach Aufkonz.	Flammenabsorptionsmessung aus eingedampften und angesäuerten Proben (0.01M HNO <sub>3</sub> )	1 µg Zn/l
	1991–1994	AAS nach Aufkonz.	Flammenabsorptionsmessung nach 10-facher Aufkonzentrierung aus angesäuerten Proben (0.01 M HNO <sub>3</sub> ) mit Komplexbildner (APDC-DDC)	1 µg Zn/l
	seit 1995	ICP-MS	Direkte Messung mit induktiv gekoppelter Plasma-Massen-Spektrometrie aus angesäuerten Proben (0.01 M HNO <sub>3</sub> )	0.1 µg Zn/l

Parameter	Jahr	Methode	Prinzip	Bestimmungsgrenze
Cadmium [ $\mu\text{g/l}$ ]	1976–1980	AAS-HGA	Absorptionsmessung im Hochtemperatur-Graphitrohr aus angesäuerten Proben (0.01 M $\text{HNO}_3$ )	0.2 $\mu\text{g Cd/l}$
	1981–1990	AAS-HGA nach Aufkonz.	Absorptionsmessung im Hochtemperatur-Graphitrohr aus angesäuerten und eingedampften Proben (0.01 M $\text{HNO}_3$ )	0.02 $\mu\text{g Cd/l}$
	1991–1994	AAS-HGA nach Aufkonz.	Absorptionsmessung im Hochtemperatur-Graphitrohr nach 10-facher Aufkonzentrierung aus angesäuerten Proben (0.01 M $\text{HNO}_3$ ) mit Komplexbildner (APDC-DDC)	0.02 $\mu\text{g Cd/l}$
	seit 1995	ICP-MS	Direkte Messung mit induktiv gekoppelter Plasma-Massen-Spektrometrie aus angesäuerten Proben (0.01 M $\text{HNO}_3$ )	0.01 $\mu\text{g Cd/l}$
Chrom [ $\mu\text{g/l}$ ]	1985	AAS-HGA nach Aufkonz.	Absorptionsmessung im Hochtemperatur-Graphitrohr aus angesäuerten und eingedampften Proben (0.01 M $\text{HNO}_3$ )	0.5 $\mu\text{g Cr/l}$
	seit 1995	ICP-MS	Direkte Messung mit induktiv gekoppelter Plasma-Massen-Spektrometrie aus angesäuerten Proben (0.01 M $\text{HNO}_3$ )	0.1 $\mu\text{g Cr/l}$
Nickel [ $\mu\text{g/l}$ ]	1985–1994	AAS-HGA	Absorptionsmessung im Hochtemperatur-Graphitrohr aus angesäuerten Proben (0.01 M $\text{HNO}_3$ )	0.5 $\mu\text{g Ni/l}$
	seit 1995	ICP-MS	Direkte Messung mit induktiv gekoppelter Plasma-Massen-Spektrometrie aus angesäuerten Proben (0.01 M $\text{HNO}_3$ )	0.1 $\mu\text{g Ni/l}$

\* wird seit 1991 in einzelnen Messkampagnen an ausgewählten Stationen gemessen.

Die Angaben stammen aus mündlichen Mitteilungen von J. Zobrist (EAWAG).

# 3 Theoretische Grundlagen der gemessenen Parameter

## 3.1 Kontinuierlich erfasste Parameter

### Abfluss

Der Abfluss eines Fliessgewässers besteht aus drei Abflusskomponenten. Der **Basisabfluss** ist überwiegend Grundwasser, dessen Inhaltsstoffe aus Gesteinsverwitterung und -lösung stammt und die Geologie im Einzugsgebiet widerspiegelt. Bei längerem Trockenwetter liefert dieser Abfluss allein die Quellschüttung. Bei wenig Niederschlag versickert das Regenwasser einige Dezimeter im Boden, um dann als **Zwischenabfluss** parallel zur Oberfläche dem Fliessgewässer zuzufliessen und den Basisabfluss zu ergänzen, wobei die Grenze zwischen Zwischenabfluss und Basisabfluss fliessend ist. Die Inhaltsstoffe dieses Abflusses stammen vorwiegend aus dem Oberboden. Bei starkem und/oder anhaltendem Regen tritt **Oberflächenabfluss** auf. Das Regenwasser fliesst oberflächlich ab, wenn der Boden schon stark wassergesättigt ist. Dabei wird viel feines Erdmaterial erodiert und in das Fliessgewässer geschwemmt. Die Inhaltsstoffe bestehen damit vorwiegend aus Oberflächendepositionen. Der Zwischen- und Oberflächenabfluss bilden den Direktabfluss, welcher nur mit geringer Verzögerung einem Fliessgewässer zugeführt wird. Die Abflussbildung eines Fliessgewässers bestimmt somit nicht nur sein Abflussregime, sondern auch seinen jeweiligen Stoffbestand.

Fliessgewässer, welche zu einem grossen Teil durch Schmelzwasser von Schnee oder eines Gletschers gespeist werden, zeigen eine ausgeprägte Saisonalität in der Abflussganglinie mit hohem Abfluss im Sommer und tiefem Abfluss im Winter. Der Basisabfluss besteht im Winter aus Grundwasser und wird im Sommer durch Schmelzwasser ergänzt. Hochwasserereignisse treten vorwiegend im Sommer auf, wenn der Niederschlag in Form von Regen fällt.

Fliessgewässer der Voralpen und des Mittelandes, welche vorwiegend durch den jeweils vorherrschenden mittelfristigen Witterungscharakter geprägt werden, weisen nicht vorhersagbare Hochwasserspitzen zu jeder Jahreszeit auf und haben ein hohes Verhältnis von Hochwasserabfluss zu Niederwasserabfluss.

Fliessgewässer, welche durch einen See fliessen, weisen unterhalb des Sees ein im Vergleich zu oberhalb des Sees ausgeglichenes Abflussregime auf. Schmelzwassereinflüsse wie auch Hochwasser nach starken Niederschlägen werden gedämpft.

Fliessgewässer, welche von Speicherkraftwerken für die Elektrizitätsgewinnung genutzt werden, zeichnen sich durch einen ausgeprägten Schwallbetrieb und Restwasserstrecken aus.

Der Abfluss beeinflusst in höchstem Masse die Primärproduktion in einem Fliessgewässer (Uehlinger et. al. 1996). Die grössten Auswirkungen der Primärproduktion in Fliessgewässern sind bei Niedrigwasser und genügender Sonneneinstrahlung im Februar/März und im Herbst ersichtlich, weil dann die Aufwuchsalgen optimal wachsen können. Bei Hochwasserereignissen werden die Primärproduzenten weggeschwemmt, wodurch ihre Biomasse und die Primärproduktion im Fliessgewässer stark vermindert wird, um von neuem bis zum nächsten Hochwasser zuzunehmen.

### Temperatur

Die Temperatur ist einer der physikalischen Schlüsselparameter, der die chemischen und vor allem die biologischen Prozesse in einem Fliessgewässer mitbestimmt. Kenntnisse über die Temperaturdynamik des Systems sind deshalb sehr hilfreiche Interpretationshilfen.

Das Jahres-Temperaturregime (Tagesmitteltemperaturen) eines Fliessgewässers weist einen asymmetrischen sinusähnlichen Verlauf auf, welcher um einige Wochen verzögert der Kurve der mittleren Lufttemperatur folgt, wobei der Temperaturanstieg meist langsamer ist als der Temperaturabfall. Ein grosser Grundwasseranteil kann dabei eine zeitliche Verschiebung und Verzerrung der Kurve bewirken. Diesem Jahresgang ist ein Tagestemperaturgang überlagert, welcher von der Distanz zur Quelle abhängt. Im Quellbereich ist die Amplitude klein und weitgehend parallel zur Temperaturentwicklung der Umgebung. Im Mittellauf ist die Amplitude maximal und ziemlich asymmetrisch. Das Tagesminimum wird zwischen 6 und 8 Uhr morgens,



das Tagesmaximum zwischen 15 und 17 Uhr gemessen. Im Unterlauf werden die Temperaturverhältnisse wieder ausgeglichener. Abweichungen des Jahres-Temperaturregimes vom asymmetrischen sinusähnlichen Verlauf werden von natürlichen und anthropogenen Einflüssen bewirkt:

- Der natürliche Einfluss besteht beispielsweise in einer Schlechtwetterlage, welche im Sommer und Winter eine Abkühlung bzw. eine Erwärmung der Wassertemperatur zur Folge hat, und jeweils auf eine direkte und indirekte Wirkung des Wetters zurückzuführen ist. Demnach wird im Sommer bei schlechtem Wetter einerseits die Sonneneinstrahlung und damit die Erwärmung des Wassers reduziert (direkte Wirkung). Andererseits gelangt bei Regen mit dem Niederschlag über Oberflächen-, Zwischen- oder Grundwasserabfluss kälteres Wasser in das Fließgewässer (indirekte Wirkung). Beides führt zu einem Temperatureinbruch in der Temperaturganglinie. Hingegen führt eine Schlechtwetterlage im Winter einerseits zu einer geringeren Wärmeabstrahlung und damit zu einer geringeren Abkühlung des Wassers (direkte Wirkung). Andererseits weist das Niederschlagswasser bei Regen im Winter, welches über Oberflächen-, Zwischenabfluss oder via Grundwasser in die Fließgewässer gelangt, meist eine höhere Temperatur auf als das Flusswasser, weil die Temperaturamplituden im Boden geringer sind (indirekte Wirkung). Beide Prozesse führen zu einer Erwärmung der Wassertemperatur im Winter bei einer Schlechtwetterlage.
- Zu den anthropogenen Einflüssen, welche das kurzfristige Temperaturregime verändern können, zählen Kraftwerkseinflüsse und Kühl- oder Abwassereinleitungen. Wird beispielsweise kaltes hypolimnisches Wasser aus einem Stausee abgeleitet, bewirkt dies eine massive Abkühlung der Wassertemperatur, während warmes epilimnisches Wasser zu einer Erwärmung führt. Auch führen Kühlwasser- und Abwassereinleitungen zu einer Erwärmung der Wassertemperatur, dies v.a. im Winter. Die maximal tolerierte Erwärmung durch solche Einflüsse ist in der neuen Gewässerschutzverordnung vom 28. Oktober 1998 festgelegt.

## pH

Der pH-Wert eines Gewässers wird hauptsächlich durch die Kalk-Kohlensäuregleichgewichte und die geochemischen Verhältnisse im Einzugsgebiet bestimmt. In kalkreichen Einzugsgebieten schwankt der pH um ca. 8.3. Weitere Einflussfaktoren des pH-Wertes sind die Temperatur und biologische Prozesse wie beispielsweise die Photosynthese und der Abbau von organischem Material. Mit zunehmender Temperatur nimmt die Löslichkeit von  $\text{CO}_2$  ab, wodurch sich der pH-Wert erhöht. Umgekehrt nimmt bei tiefen Temperaturen die Löslichkeit des  $\text{CO}_2$  zu, was zu einer Erniedrigung des pH-Wertes führt. Bei der Photosynthese wird dem Wasser  $\text{CO}_2$  ( $6 \text{ CO}_2 + 12 \text{ H}_2\text{O} \rightarrow \text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 + 6 \text{ O}_2 + 6 \text{ H}_2\text{O}$ ) und  $\text{HCO}_3^-$  ( $6 \text{ HCO}_3^- + 12 \text{ H}_2\text{O} \rightarrow \text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 + 6 \text{ O}_2 + 6 \text{ H}_2\text{O} + 6 \text{ OH}^-$ ) entzogen, wodurch der pH-Wert steigt (Jakob und Tschumi 1988; Sigg und Stumm 1991). Beim aeroben Abbau von organischem Material wird  $\text{CO}_2$  freigesetzt, was zu saureren Verhältnissen und zu einem Absinken des pH-Wertes führt. Die unterschiedliche Herkunft des Wassers hat ebenfalls einen Einfluss auf den pH-Wert. Beispielsweise enthält Grundwasser meistens mehr gelöstes  $\text{CO}_2$  als Oberflächenwasser und weist dadurch einen tieferen pH-Wert auf (Sigg und Stumm 1991).

Die pH-Wert-Jahresganglinie (Tagesmittel) in Fließgewässern verläuft sinusähnlich (höhere Werte im Sommer, tiefere Werte im Winter), was auf die Temperaturabhängigkeit des pH-Wertes und auf die biologischen Prozesse zurückzuführen ist. Wie bei der Temperatur ist auch beim pH-Wert ein Tagesgang überlagert. Bei Fließgewässern, denen eutrophe Seen vorgelagert sind, sind diese Ganglinien besonders ausgeprägt, weil die im See ablaufenden biologischen Prozesse (Photosynthese, Respiration) diejenigen der Fließgewässer zusätzlich verstärken.

Abwassereinleitung bewirken meist auch eine Erniedrigung des pH-Wertes, weil durch das im Abwasser vorhandene organische Material eine erhöhte mikrobielle Abbautätigkeit ausgelöst wird. Dadurch steigt die  $\text{CO}_2$ -Produktion, was wiederum ein Absinken des pH-Wertes zur Folge hat. Andererseits senken Säure-Einträge aus Industrie und Gewerbe den pH-Wert in einem Vorfluter. Ebenfalls bewirkt das zur Phosphatfällung eingesetzte Eisenchlorid ( $\text{FeCl}_3$ ) und die Nitri-

fikation des Ammoniums eine Erniedrigung des pH-Wertes. Sowohl der Jahresgang wie auch der Tagesgang der pH-Werte kann durch periodisch anfallendes Abwasser dermassen beeinflusst werden, dass der sinusähnliche Verlauf nur noch schwach oder gar nicht mehr erkennbar ist.

### **Elektrische Leitfähigkeit**

Die elektrische Leitfähigkeit stellt einen Summenparameter aller im Wasser gelöster Ionen dar. Dazu gehören die geochemischen Ionen, zu welchen man alle jene gelösten Substanzen zählt, die aus der Gesteinsverwitterung stammen. In erster Linie ist es die Wasserhärte (Calcium, Magnesium, Bikarbonat), welche die elektrische Leitfähigkeit weitgehend bestimmt. Zu den anthropogenen Parametern, welche die el. Leitfähigkeit bestimmen, zählen v.a. die klassischen Nährstoffparameter wie Nitrat, Nitrit, Ammonium und Phosphat wie auch Salze aus Ionenaustauschern und Strassensalze (Natrium, Chlorid, usw.).

Weil die elektrische Leitfähigkeit, wie der pH, weitgehend vom Kalk-Kohlensäuregleichgewicht bestimmt wird, ist sie sowohl von der Temperatur als auch von den biologischen Prozessen abhängig. Die Jahresganglinie der elektrischen Leitfähigkeit verläuft deshalb ebenfalls sinusähnlich, wobei die Werte im Sommer aufgrund der geringeren Löslichkeit der Ionen und der höheren Bioaktivität tiefer sind als im Winter. Bei Seeausflüssen wird dieser Effekt durch die Primärproduktion im See zusätzlich verstärkt, was zu noch ausgeprägteren sinusähnlichen Ganglinien führt.

Bei Hochwasser findet oft eine Verdünnung statt, was zu Einbrüchen in den elektrischen Leitfähigkeitswerten führt. Solche Verdünnungseffekte resultieren auch bei Schwallbetrieb von Kraftwerken.

## **3.2 Aus Sammelproben analysierte Parameter**

### **Gesamte ungelöste Stoffe**

Die gesamten ungelösten Stoffe nehmen eine Zwischenstellung zwischen den gelösten Substanzen und dem groben Geröll (Geschiebe) ein. Als gesamte ungelöste Stoffe (Schwebstoffe) werden diejenigen orga-

### **Sauerstoff**

Die Sauerstoffkonzentration in einem Fließgewässer wird durch die temperaturabhängige Löslichkeit des Sauerstoffes, den Gasaustausch zwischen Wasser und Atmosphäre sowie durch die Photosynthese, Respiration und Mineralisation organischer Stoffe bestimmt. Dabei nimmt die Löslichkeit von Sauerstoff mit zunehmender Temperatur ab. Der Gasaustausch zwischen Wasser und Atmosphäre ist einerseits abhängig von der Wiederbelüftungsrate, welche zunimmt, je turbulenter die Wasserbewegung ist. Andererseits wird der Gasaustausch um so grösser, je grösser die Differenz zwischen der Konzentration im Wasser und der Sättigungskonzentration ist. Die Photosyntheseaktivität nimmt mit zunehmenden Nährstoffeinträgen infolge von Abwassereinleitungen und Abschwemmungen aus landwirtschaftlich intensiv genutzten Gebieten zu, weil damit leicht verfügbare Nährstoffe in die Gewässer gelangen. Dies führt dazu, dass die Primärproduktion und Respiration massiv erhöht werden kann und dadurch die Tagesschwankungen der Sauerstoffkonzentrationen erhöht werden. Die Mineralisation nimmt zu, je grösser die Zufuhr organischer Stoffe.

Wegen der temperaturabhängigen Löslichkeit des Sauerstoffes verläuft die Jahresganglinie der Sauerstoffkonzentrationen sinusähnlich mit tiefen Konzentrationen im Sommer und hohen Konzentrationen im Winter. Die Tagesganglinien, welche dieser Jahresganglinie überlagert sind, werden stark von den biologischen Prozessen beeinflusst und sind umso ausgeprägter, je grösser die biologische Aktivität in einem Gewässer ist. In stark belasteten Gewässern nimmt die Ausprägung der Tagesganglinien als Folge der Selbstreinigung der Fließgewässer mit zunehmender Fließstrecke ab.

nischen und anorganischen Partikel bezeichnet, welche einen Durchmesser von mehr als 0.45 µm aufweisen, mit der fließenden Welle verfrachtet und mit der Art der Probenahme erfasst werden. Dies im Gegensatz zum Geschiebe, wo der Transport schiebend und rollend an der Flusssohle erfolgt. Auch die Schwimmstof-

fe zählen nicht zu den Schwebstoffen, weil sie meist an der Wasseroberfläche transportiert werden. Dazu gehört v.a. organisches Material wie beispielsweise Blätter und kleinere Äste.

Die Konzentration der Schwebstoffe in einem Fließgewässer ist weitgehend unabhängig von der Jahreszeit und weist deshalb keine saisonalen Muster auf. Vielmehr wird die Schwebstoffkonzentration von einzelnen Regenereignissen stark beeinflusst. Einerseits wirbeln Hochwasser die auf die Gewässersohle sedimentierten Partikel auf und erhöhen so die Schwebstoffkonzentrationen im Wasser. Andererseits gelangen Partikel durch Oberflächenabschwemmung aufgrund von starken Niederschlägen in die Gewässer, wodurch die Schwebstoffkonzentrationen im Wasser ebenfalls erhöht werden.

Der Zusammenhang zwischen Abfluss und Schwebstoffkonzentration ist oft hystereseartig, wobei sowohl im Uhrzeigersinn als auch im Gegenuhrzeigersinn verlaufende C-Q-Beziehungen existieren (Abbildung 3) (Williams 1989). Im Uhrzeigersinn verlaufende C-Q-Beziehungen entstehen, wenn die während der Niedrigwasserphase im Flussbett angereicherten Partikel bei der ersten Hochwasser-Welle bzw. beim Anstieg des Abflusses ausgeschwemmt werden und der Sedimentvorrat im Flussbett entleert wird (Abbildung 3a). Dann sinkt die Schwebstoffkonzentration auch wenn der Wasserstand noch ansteigt oder hoch bleibt. Umgekehrt verläuft die C-Q-Beziehung im Gegenuhrzeigersinn, wenn das Sediment aufgrund eines diversen Flussbettes langsamer transportiert wird als sich die Hochwasserwelle vorwärts bewegt (Abbildung 3b). Einfache C-Q-Beziehungen können bei einem unerschöpflichen Sedimentvorrat im Flussbett auftreten, welcher sich z. B. nach einer langen hochwasserfreien Periode ergibt (Abbildung 3c). Dann steigt mit zunehmendem Abfluss die Schwebstoffkonzentration linear oder exponentiell an.

Die Zusammensetzung der Schwebstoffe ändert sich entlang der Fließstrecke, wobei der Anteil organischer Partikel im Mittel- und Unterlauf eines Flusses meist höher ist, als im Oberlauf.

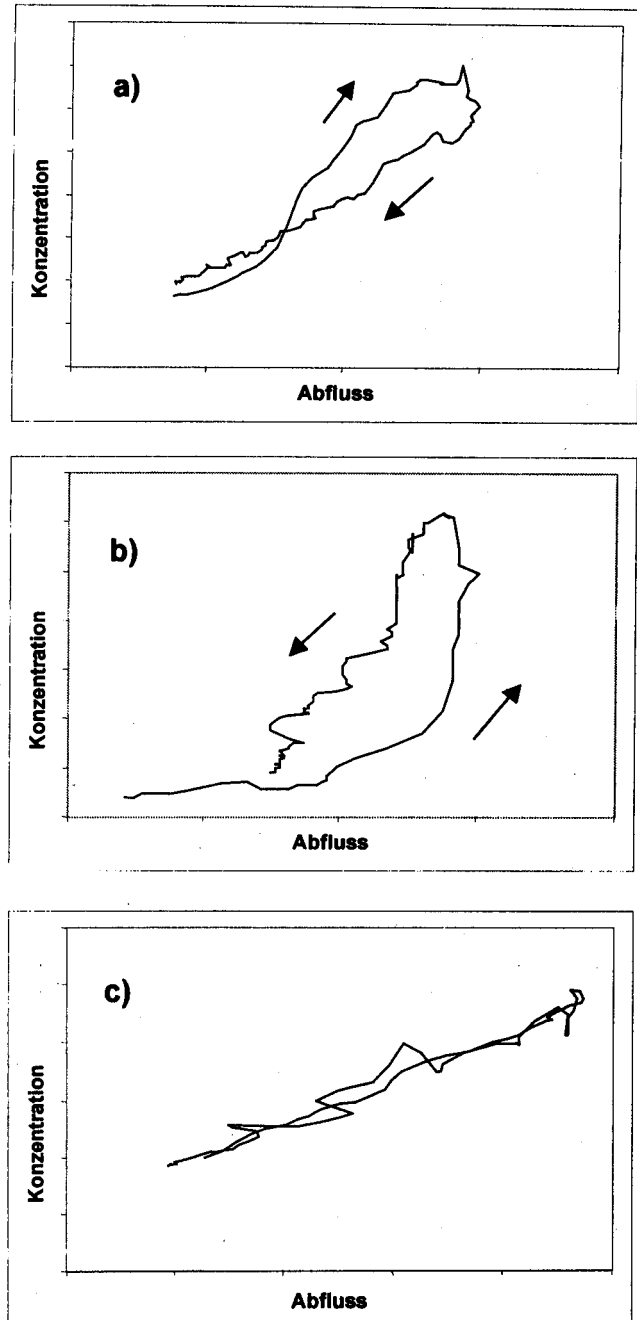


Abbildung 3: Mögliche Beziehungen zwischen Abfluss und Schwebstoffkonzentration am Beispiel der Lütschine

## Geochemische Parameter

Zu den geochemischen Parametern gehören Calcium, Magnesium (aus Verwitterung von Kalkgesteinen), Kieselsäure (aus Granit, Feldspat und Tonmineralien), Sulfat (aus gipshaltigem Gestein), Natrium und Chlorid (aus Verwitterung von Steinsalzen) und Kalium (aus Granit und Tonmineralien). Im Industrie-, Gewerbe- und Haushaltsabwasser können sich ebenfalls erhöhte Konzentrationen geochemischer Parameter insbesondere von Sulfat, Natrium und Chlorid befinden. Chlorid gelangt auch mit dem Strassenabwasser v.a. im Winter aus Strassensalzen in die Gewässer. Kalium wird zusätzlich über diffuse Quellen infolge von Düngerauswaschung aus landwirtschaftlich genutzten Flächen in die Gewässer eingetragen. Bei Natrium, Chlorid und Kalium können diese anthropogen bedingten Einträge gegenüber den geochemischen dominieren.

Die durchschnittlichen Gehalte der geochemischen Parameter weisen nur geringe Schwankungen von Jahr zu Jahr auf. Diese sind auf unterschiedliche Niederschlags- und Temperaturverhältnisse zurückzuführen. Hingegen finden sich deutliche Schwankungen im Jahresverlauf, welche einerseits auf Verdünnungseffekte durch Regen oder Schmelzwasser in Abhängigkeit des Abflusses zurückzuführen (Davis & Zobrist 1978) und andererseits saisonal bedingt sind, wobei hohe Konzentrationen im Winter und tiefe im Sommer auftreten. Die saisonalen Variationen lassen sich einerseits durch die direkte Wirkung der Temperatur auf die Löslichkeit von Stoffen (v.a. Calcium) und andererseits auf eine indirekte Wirkung der Temperatur auf die Herkunft des Wassers (Grundwasser, Schmelzwasser) und auf biologische Prozesse wie beispielsweise die biogene Entkalkung erklären:

- Die Löslichkeit von Calcium beispielsweise nimmt mit abnehmender Temperatur deutlich zu, was mit dem Kalk-Kohlensäuregleichgewicht erklärbar ist (Jakob et al. 1994).
- Im Frühsommer, zur Zeit der Schneeschmelze, fliesst viel Wasser oberflächlich ab und weist deshalb einen geringen Mineralstoffgehalt auf. Bei Niedrigwasser werden die Flüsse v.a. aus Grundwasser mit höherem Gehalt an geochemischen Stoffen gespeisen.
- Durch die biogene Entkalkung, welche bei einer hohen Primärproduktion stattfindet, wird Calciumcarbonat ausgefällt. Auch Kieselsäure wird bei einem

starken Kieselalgenwachstum aus der Wassersäule eliminiert.

Die geochemischen Parameter zeichnen sich dadurch aus, dass ihre Konzentration in Fliessgewässern mit zunehmender Fliessstrecke höher sein kann.

Es ist zu beachten, dass die geochemischen Parameter mit Hilfe von quantitativen statistischen Auswertungen im Zusammenhang mit unterschiedlichen Witterungsverhältnissen als Indikatoren für allfällige Klimaänderungen herangezogen werden können, womit ihnen eine besondere Bedeutung zukommt.

## Nährstoffe

Zu den im Rahmen des NADUF gemessenen Nährstoffen gehören Nitrat, Ammonium, Nitrit, Gesamtstickstoff, Phosphat, Gesamtphosphor, DOC (gelöster organischer Kohlenstoff) und TOC (totaler organischer Kohlenstoff), wobei Ammonium und Nitrit in einzelnen Messkampagnen kontinuierlich erfasst werden (vgl. Kap. 3):

- Nitrat, Ammonium und Nitrit gelangen aus kommunalen Abwässern, über die Atmosphäre sowie insbesondere aus Abschwemmung und Auswaschung von landwirtschaftlich intensiv genutzten Flächen in die Gewässer. Die Verteilung dieser Stickstoffarten wird durch biologische und chemische Umwandlungsprozesse beeinflusst, welche wiederum von Witterungs- und Milieubedingungen (Temperatur, pH) abhängen. Aus Ammonium kann bei hohen pH-Werten durch Dissoziation Ammoniak – ein starkes Fischgift – entstehen. Nitrit – ebenfalls ein starkes Fischgift – ist ein sehr labiles Zwischenprodukt, welches bei der Nitrifizierung entsteht und zeitweise, bei hohen Temperaturen grössere Konzentrationen erreichen kann als das Ammonium (Berg 1990).
- Phosphat gelangt diffus aus der Landwirtschaft und punktuell über Abwassereinleitungen und Regenüberlaufbecken in die Gewässer. Der Ausbau der Abwasserreinigung und das 1986 in Kraft getretene Phosphatverbot in Textilwaschmitteln haben zu einer Reduktion des Phosphateintrages in die Oberflächengewässer geführt.
- DOC kommt in Fliessgewässern natürlicherweise als Folge des Abbaues von organischem Material und der Auswaschung aus Böden im Einzugsgebiet vor.

Der Anteil der aus Abwasser stammendem DOC ist demgegenüber im Vergleich zu den übrigen gelösten Nährstoffen geringer. Eine Temperatur- oder Abflussabhängigkeit ist beim DOC nur selten ersichtlich.

- Gesamt-Stickstoff, Gesamt-Phosphor und TOC beinhalten zusätzlich die partikulären P-, N- und C-Komponenten, welche in der Biomasse oder in abgeschwemmtem terrestrischem Material gebunden sind. Der partikuläre Phosphor setzt sich zusätzlich aus zwei weiteren Komponenten zusammen: 1. aus an Tonmineralien adsorbiertem Phosphat 2. aus anorganischem apatitischem Phosphor, welcher im allgemeinen nicht algenverfügbar ist.

Die gelösten Nährstoffe wie Phosphat und Nitrat zeigen in ihren Konzentrationsverläufen eine ausgeprägte Saisonalität, wobei höhere Konzentrationen im Winter und tiefere Konzentrationen im Sommer auftreten. Ein ähnliches Muster zeigt sich auch im Gesamt-Stickstoff, weil der Hauptteil des Gesamtstickstoffes das Nitrat bildet. Diese Saisonalität lässt sich folgendermassen erklären:

- Im Sommer nehmen Pflanzen und Algen bei der Primärproduktion vermehrt Nährstoffe auf. Ein Teil von ihnen wird nach dem Absterben nicht mehr vollständig mineralisiert, sondern sedimentiert als partikuläres Material. Insbesondere Phosphat und Nitrat werden so aus den obersten Wasserschichten der Seen und z.T. auch aus den Flüssen entfernt. Da von den Seen nur das Oberflächenwasser abfließt, werden v.a. Flüsse unterhalb von Seen dadurch stark beeinflusst. Auch spielt in eutrophen Seen die Denitrifikation für die im Sommer geringen Nitratkonzentrationen eine Rolle, was wiederum Flüsse unterhalb von Seen beeinflusst.
- Im Winter ist die Nitrat- und Phosphatauswaschung aus landwirtschaftlich genutzten Flächen infolge fehlender Vegetation grösser, was entsprechend höhere Nährstoffkonzentrationen im Winter bewirkt. Es ist zu beachten, dass die Landwirtschaftspraxis diesbezüglich in den letzten Jahren geändert hat, wobei heute viel mehr Ackerflächen für den Winter begrünt werden.
- Die im Winter im allgemeinen kleinere Abflussmenge dürfte infolge geringerer Verdünnung ebenfalls zu höheren Nährstoffkonzentrationen führen.

Gesamt-Phosphor und TOC, deren Konzentration wesentlich von den partikulären Komponenten beeinflusst wird, zeigen in ihren Konzentrationsverläufen – wie die Schwebstoffe – eine deutliche Abhängigkeit vom Abfluss bzw. von einzelnen Regenereignissen einerseits und von der Zeit zum vorhergehenden Hochwasser andererseits. Jahrgänge sind bei den partikulären Nährstoffen kaum ersichtlich.

Die Abfluss-Konzentrations-Beziehung bei den meisten gelösten Nährstoffen, welche aus punktuellen Abwassereinleitungen stammen, zeigt sich hauptsächlich in einem Verdünnungseffekt. D.h. die Konzentration nimmt mit zunehmendem Abfluss ab. Im Gegensatz dazu zeigt sich eine mit zunehmendem Abfluss zunehmende Konzentration bei den partikulären Stoffen, was die Folge von Einträgen durch Abschwemmungen, Erosion und durch das Aufwirbeln von Sedimenten im Flussbett ist. Gegebenenfalls können sich beide Prozesse überlagern, was zu einer anfangs mit zunehmendem Abfluss abnehmenden Stoffkonzentration führt, welche nach einer kritischen Abflussmenge wieder zunimmt.

### **Schwermetalle**

Im Rahmen des NADUF werden die Schwermetalle Zink, Kupfer, Blei, Cadmium, Chrom und Nickel gemessen. Zink und Kupfer gelangen zum grossen Teil aus der Dachentwässerung und aus der Verwendung entsprechender Rohre bei der Trinkwasserverteilung in Gebäuden in die Gewässer. Zink gelangt auch via Pneubetrieb und somit über Abschwemmungen von Strassen in die Gewässer. Kupfer wird auch als Fungizid im Weinbau und als Futterzusatz in der Schweinezucht eingesetzt, weshalb der Eintrag aus der Landwirtschaft ebenfalls eine Rolle spielt. Cadmium ist Bestandteil von P-Düngern (Hauptquelle) und Pestiziden, weshalb dieses Schwermetall ebenfalls eine Quelle in der Landwirtschaft hat. Chrom stammt hauptsächlich aus der Korrosion von Chromstahlprodukten. Das Blei gelangt vorwiegend mit der Verwendung verbleiten Benzins in die Umwelt und in die Gewässer. Industrielle Abwassereinleitungen waren bis vor einigen Jahren die grössten Eintragswege für alle gemessenen Schwermetalle. Diese punktuellen industriellen Abwassereinleitungen sind weitgehend saniert

worden, so dass diffuse Quellen heute vermutlich überwiegen.

Aufgrund der Art der Probenahme werden die Gesamtkonzentrationen erfasst, welche sowohl die gelösten als auch die an Partikel gebundenen Metalle beinhalten. Ökotoxikologisch relevant sind jedoch nur die gelösten Komponenten, wobei Blei, Cadmium und Chrom stark ökotoxisch sind. Zink, Kupfer und Nickel sind zwar essentielle Elemente, aber in erhöhten Konzentrationen ebenfalls toxisch. In welcher Form die Schwermetalle vorliegen – ob gelöst oder an Partikel adsorbiert – hängt von der Schwebstoffkonzentration im Wasser und von den pH-Bedingungen ab. Je geringer die Schwebstoffkonzentrationen und je tiefer der pH-Wert, desto wasserlöslicher sind die Schwerme-

talle. Die gemessenen Gesamtkonzentrationen sind demnach als obere Grenze für die gelösten Konzentrationen zu verstehen und auch bezüglich ihrer ökologischen Relevanz zu beurteilen.

Die Konzentration der Schwermetalle ist weitgehend unabhängig von der Jahreszeit und wird von der Intensität industrieller Abwassereinleitungen beeinflusst. Auch zeigen die Schwermetalle in ihren Konzentrationsverläufen – wie die Schwebstoffe – eine deutliche Abhängigkeit vom Abfluss bzw. von einzelnen Regenereignissen, weil sie eine grosse Affinität zur Bindung mit Partikeln besitzen. Die Konzentrations-/Abfluss-Beziehung bei den Schwermetallen gleicht deshalb derjenigen der Schwebstoffe.

# 4 Das NADUF im zeitlichen Rahmen des Gewässerschutzes in der Schweiz

## 4.1 Chronologie des Gewässerschutzes in der Schweiz

Der Höhepunkt der Wasserversorgungs- und Abwasserbeseitigungsproblematik war in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts erreicht. Dies war die Folge der Bevölkerungszunahme (v.a. in Städten) und der dieser Entwicklung nicht angepassten Technik in der Wasserversorgung und Abwasserbehandlung. Damals liess man die entstehenden Abwässer in den meisten Siedlungen versickern oder über offene und gedeckte Wasserrinnen entlang der Strassen und Gassen in den

nächsten Bach oder Fluss fliessen. Die Wasserversorgung erfolgte dezentral über Brunnen, welche direkt vom nächstliegenden Gewässer gespiesen wurden. Dies führte unweigerlich zu unhygienischen Zuständen mit der Folge von schweren Cholera- und Typhusepidemien. Diese unhygienischen Zustände bildeten die Voraussetzungen für den Beginn des Gewässerschutzes in der Schweiz:

- ab 1860** **Einführung der zentralen Wasserversorgung und Bau von unterirdischen Abwasserkanälen.** Diese Massnahmen verbesserten die hygienische Situation in den Siedlungen zwar stark. Mit der zentralen Wasserversorgung nahmen jedoch die Abwassermengen aus Küche und Bad immer mehr zu. Problematisch wurde es vor allem, als in immer mehr Häusern die Wasserklosetts eingeführt wurden. Zur Beseitigung der zunehmenden Abwassermengen wurde die Schwemmkanalisation gebaut. Dabei wurden die Schmutzstoffe unterirdisch kurzerhand in den nächsten Bach, Fluss oder See geleitet. Das Folgeproblem dieser Art von Abwasserbeseitigung, die Gewässerverschmutzung, zeigte sich früh in Form von Algenblüten der Burgunderblutalge und zahlreichen Fischsterben. Fischer und Wissenschaftler machten immer wieder auf die sich verschlechternden Zustände der Gewässer aufmerksam.
- 1888** **Ergänzung des Fischereigesetzes von 1875.** Damit reagierte der Bund rasch auf die zunehmende Gewässerverschmutzung und ergänzte das Fischereigesetz mit einer Vorschrift, die das Einleiten von Fabrikabgängen oder anderen Stoffen in die Gewässer untersagte, wenn dadurch der Fisch- oder Krebsbestand geschädigt wurde.
- 1916** **In Betriebnahme der ersten biologischen Abwassereinigungsanlage der Schweiz in St. Gallen.** Diese war die erste und bis 1926 die einzige Kläranlage der Schweiz. Sie funktionierte, indem das von Feststoffen befreite Abwasser auf grossen Tropfkörpern verrieselt wurde.
- 1925** **Verschärfung der Gewässerschutzbestimmung des Fischereigesetzes.** Durch eine Spezialverordnung wurden die bestehenden Vorschriften von 1888 auch auf die häuslichen Abwässer ausgedehnt, um einen besseren Schutz der Gewässer zu gewährleisten.
- 1930er** **Forderungen nach einem neuen Artikel in der Bundesverfassung,** weil die Gewässerverschmutzung aufgrund der weitgehenden Untätigkeit der Kantone weiter zunahm. Ebenfalls traten neue Probleme infolge der zunehmenden Nutzung von Heizöl als Energieträger auf. Abfallprodukte des neuen Energieträgers gelangten in die Kanalisation, direkt in die Gewässer oder verschmutzten das Grundwasser, die wichtigste Trinkwasserreserve. Der neue Artikel in der Bundesverfassung sollte den Bund ermächtigen, umfassende Bestimmungen zur Reinhaltung der Gewässer und zur Sicherung der Trinkwasserversorgung zu erlassen.
- 1944** **Postulat von Nationalrat Paul Zigerli.** Mit diesem Postulat wurde die Idee eines neuen Bundesverfassungsartikels konkretisiert.

- 1953**      **Verankerung eines Gewässerschutzartikels in der Bundesverfassung.** Dieser bildete die Grundlagen für alle weiteren Gesetzesvorlagen im Bereich Gewässerschutz.
- 1955/1957**    **1. Gewässerschutzgesetz,** welches vom Parlament 1955 verabschiedet wurde und 1957 in Kraft trat.
- 1962**      **Änderung der Subventionsbestimmungen und Beschleunigung des Baus von Kläranlagen.** Der Vollzug des Gewässerschutzgesetzes von 1957 ging kaum voran. Dies lag einerseits daran, dass das Gesetz sehr zurückhaltend und vage formuliert war und den Erlass von Detailbestimmungen den Kantonen überliess. Andererseits bildeten die grossen Kosten ein Hindernis. Mit der Subventionierung des Baus von Kläranlagen durch den Bund, begann der bauliche Gewässerschutz auf breiter Basis (vgl. Abbildung 4).
- 1967**      **Revision des 1. Gewässerschutzgesetzes.** Als Folge des nur schleppenden Vollzuges und des wirtschaftlichen Aufschwunges in den 50er und 60er Jahren sowie der damit verbundenen zusätzlichen Gewässerbelastung durch synthetische Waschmittel, Schwermetalle usw. wurde eine Expertengruppe zur Revision des Gewässerschutzgesetzes eingesetzt. Gleichzeitig wurde die Abwasserreinigungstechnik mit der dritten Reinigungsstufe (Phosphorelimination mittels Fällung bzw. Flockung) weiter verbessert und vom Bund zum weiteren Ausbau von Abwasserreinigungsanlagen empfohlen. Mit dieser neuen Technik konnte der Wirkungsgrad bezüglich Phosphorelimination auf ca. 80–95% erhöht werden.
- 1971/1972**    **Verabschiedung und Inkraftsetzung des 2. (revidierten) Gewässerschutzgesetzes.** Das Hauptanliegen des revidierten Gesetzes blieb unverändert: die Sanierung des Abwassers und, umfassender, die Sanierung der verschmutzten Gewässer. Das neue Gesetz schrieb den Kantonen die Erstellung der notwendigen Kanalisationen und Kläranlagen vor und enthielt Grundlagen für eine grosszügige Subventionierung. So blieb die finanzielle Belastung für die Gemeinden tragbar, die letztlich die Abwasserleitungen und Reinigungsanlagen bauen mussten.
- Das Gesetz regelte nicht nur die Abwasserreinigung (die Phosphorelimination mittels Fällung bzw. Flockung war nun gesetzlich vorgeschrieben) sondern auch andere Bereiche wie
- Transport und Lagerung wassergefährdender Stoffe
  - Beseitigung ölhaltiger Abfälle
  - Massnahmen in der Industrie
  - Schaffung von Grundwasserschutzzonen
- Die Strafbestimmungen wurden gegenüber dem alten Gesetz wesentlich verschärft.
- 1975**      **Erlass der Verordnung über Abwassereinleitungen.** Diese schrieb verschiedene Grenzwerte bei der Einleitung von Abwasser in die Kanalisation oder nach der Reinigung in der Kläranlage in ein Gewässer vor. Sie legte auch den anzustrebenden Zustand der Gewässer selbst fest. Mit Hilfe vorwiegend technischer Massnahmen wie Kläranlagen sollten alle wichtigen Abwasserquellen so saniert werden, dass sie die Bedingungen der Verordnung über Abwassereinleitungen erfüllten. Das Ziel dieses Erlasses war es, die Schadstoffe möglichst an der Quelle zu erfassen.
- ab 1977**      **Reduktion des Phosphatgehaltes in den Textilwaschmitteln über Vorschriften bezüglich der Waschlauge.** Mit Bestimmungen über die Zusammensetzung von Waschmitteln wollte man vor allem die zunehmende Schaumbildung auf den Gewässern vermeiden. Es trat zwar eine Besserung



ein, doch wegen der immer noch phosphathaltigen Waschmittel und des zunehmenden Waschmittelverbrauches sank der Phosphorgehalt in den Seen nicht wesentlich.

**1982** **Beschluss des Bundesrates zur Revision des Gewässerschutzgesetzes.** Mit dem bisherigen Gesetz wurden die Gewässer vor allem qualitativ geschützt. Als hauptsächliche Bedrohung wurde das Abwasser angesehen. Deshalb wurden Milliardenbeträge in Kanalisationen und Kläranlagen investiert. Viele Gewässer wurden aber stark umgestaltet oder verschwanden gänzlich, weil ihnen z. B. das Wasser zur Energienutzung entzogen wurde. Die einseitige Ausrichtung auf qualitativen Gewässerschutz wurde zunehmend als Mangel empfunden. Auch fehlten Bestimmungen, um gewässerschützerische Massnahmen im Bereich Landwirtschaft, welche die Gewässer verstärkt mit Nährstoff- und Pestizideinträgen belastete, durchführen zu können. Eine Revision war erforderlich.

**1986** **Inkrafttreten des Umweltschutzgesetzes und Phosphatverbot in Textilwaschmitteln.** Mit diesem Verbot entschärfte sich die Nährstoffproblematik insbesondere in den stark abwasserbelasteten Gewässern massiv. Als Grundlage für diese einschneidende Massnahme diente nicht nur das Gewässerschutzgesetz sondern auch das Umweltschutzgesetz. Die darauf basierende Stoffverordnung bildete eines der wichtigsten Instrumente, um die breite Palette von umweltgefährdenden Stoffen in den Griff zu bekommen.

**1991/1992** **Verabschiedung des revidierten Gewässerschutzgesetzes durch das Parlament und Inkrafttreten des revidierten Gewässerschutzgesetzes.** Neun Jahre nach Auftragserteilung zur Überarbeitung des Gewässerschutzgesetzes im Jahre 1982 wurde das neue Gesetz dem Parlament vorgelegt und von diesem verabschiedet. Neue Erkenntnisse und ökologische Anliegen wurden bei der Revision so weit wie möglich berücksichtigt. Die Besitzer von Kleinwasserkraftwerken ergriffen das Referendum dagegen, weil sie befürchteten, künftig zu wenig Wasser für ihre Anlagen nutzen zu dürfen. Die StimmbürgerInnen haben in der Volksabstimmung vom 17. Mai 1992 das Gesetz jedoch mit 66% Ja-Stimmen deutlich angenommen.

Das neue Gesetz brachte den Gewässern entscheidende Verbesserungen:

- Besserer Schutz des Grundwassers und Förderung eines naturnahen Wasserkreislaufes (Artikel 19 bis 21, 43,44).
- Schutz der frei fliessenden Gewässer vor Eindolung und vor unverhältnismässigen baulichen Eingriffen (Artikel 37 und 38).
- Förderung der Renaturierung beeinträchtigter und die Offenlegung eingedolter Gewässer (Artikel 37).
- Verstärkung des Gewässerschutzes in der Landwirtschaft (Bodenbewirtschaftung, Hofdünger: (Artikel 14, 27 und 51).
- Festlegung angemessener Restwassermengen für Flüsse und Bäche (Artikel 29 bis 36).
- Neuorientierung bei der Siedlungsentwässerung (Regen- und Fremdwasser: Artikel 7 und 12).

**1993** **Inkrafttreten der Ökobeitragsverordnung in der Landwirtschaft.** Die Ökobeitragsverordnung (OeBV) bildete zusammen mit dem Landwirtschaftsgesetz (Artikel 31b) die rechtliche Grundlage für die Förderung von besonders umweltschonenden Produktionsformen in der Schweizer Landwirtschaft. Zu den Programmen, welche für den Gewässerschutz von Bedeutung sind, gehören der Ökologische Ausgleich (ÖA), die Integrierte Produktion (IP) und der Biologische Landbau (BIO). Die folgenden mit diesen geförderten Programmen verbundenen Massnahmen sollten zur Verminderung des Nährstoff- und Schadstoffeintrages in die Gewässer beitragen (Art. 22 OeBV):

- Fruchtfolge Kulturanteile, Wiesenutzung und Bewirtschaftung sind so zu gestalten, dass die Bodenerosion und die Ab- und Auswaschung von Nährstoffen und Pflanzenbehandlungsmitteln möglichst vermieden werden.
- Im Ackerbau muss die Bodenbedeckung so hoch sein, dass die Bodenerosion so wie Verluste von Nährstoffen und Pflanzenbehandlungsmitteln möglichst gering sind.
- Die Nährstoffkreisläufe sind möglichst zu schliessen und die Zahl der Nutztiere dem Standort anzupassen. Es ist eine Phosphor- und Stickstoffbilanz zu erstellen.
- Die ökologischen Ausgleichsflächen müssen auf dem Betrieb mindestens 5% der landwirtschaftlichen Nutzfläche abzüglich der Rebbaufäche betragen.
- Entlang von Oberflächengewässern, Hecken und Waldrändern ist ein extensiver Pufferstreifen anzulegen.

Es ist zu beachten, dass bei der Umstellung auf ökologische Ausgleichsflächen die Gesichtspunkte des Boden- und Gewässerschutzes immer noch zu wenig berücksichtigt werden. Die Ausgleichsflächen werden oft nur nach wirtschaftlichen Kriterien ausgeschieden. Die Umstellung von immer mehr Landwirtschaftsbetrieben auf IP führte nicht zu einer bedeutenden Verringerung der Überdüngung und somit des Nährstoffeintrages aus der Landwirtschaft in die Gewässer.

1996

**Revision des Gewässerschutzgesetzes.** Analog zum Umweltschutzgesetz wurde das Verursacherprinzip ins Gewässerschutzgesetz aufgenommen: „Wer Massnahmen nach diesem Gesetz verursacht, trägt die Kosten dafür“ (Artikel 3). Gleichzeitig wurden die Subventionszahlungen für Abwasserreinigungsanlagen stark eingeschränkt.

1999

**Inkrafttreten der neuen Gewässerschutzverordnung und des neuen Landwirtschaftsgesetzes.** Die neue Gewässerschutzverordnung enthält die Ausführungsbestimmungen zum Gewässerschutzgesetz. In der neuen Verordnung sind erstmals ökologische Ziele für Gewässer aufgeführt. Weiter sind die früher als Qualitätsziele aufgeführten Grenzwerte (bezüglich Nährstoffe, Schwermetalle, schwer abbaubare org. Verbindungen) von stehenden und fliessenden Gewässern neu als Anforderungen formuliert, womit der Vollzug des Gewässerschutzes vereinfacht wird. Ebenfalls werden erstmals Grenzwerte (bezüglich Nährstoffe, Schwermetalle, schwer abbaubare org. Verbindungen) für das Grundwasser gefordert.

Im Rahmen der Direktzahlungen wurde die rechtliche Grundlage zu einer gezielten Subventionierung in der Landwirtschaft geschaffen. In belasteten Gebieten (Seen, Grundwasserträger) werden gezielte Massnahmen zur Sanierung der ungenügenden Wasserqualität abgegolten. Die Landwirte müssen neuerdings auch beweisen, dass sie die Normen einhalten. Mit dieser Abgeltungspraxis wird versucht, die ökologische Landwirtschaft vermehrt und effizient zu fördern.

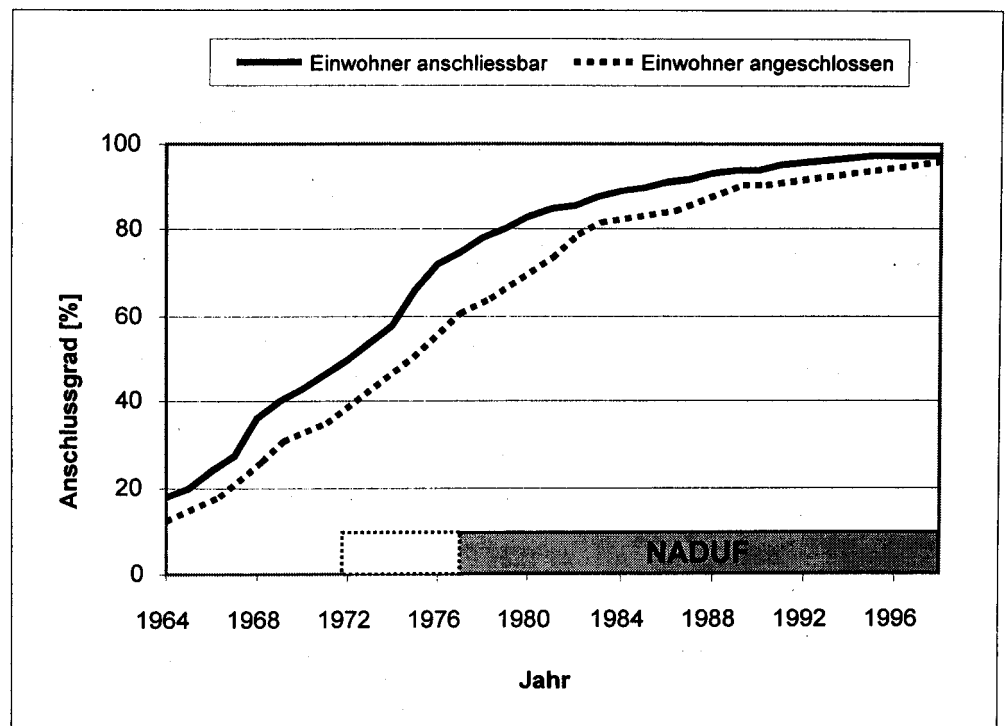
Diesem neuen Sanierungsprogramm liegen sowohl das Gewässerschutzgesetz als auch das Landwirtschaftsgesetz zugrunde, womit erstmals Landwirtschaft und Gewässerschutz beim Vollzug zusammenspannen.

## 4.2 Das NADUF als Instrument zur Erfolgskontrolle im Gewässerschutz

Das NADUF wurde 1972 gegründet, wobei die meisten Messstationen des NADUF in den Jahren 1972 bis 1977 in Betrieb genommen wurden. Wie aus der Chronologie im Kap. 4.1 ersichtlich ist, wurden seit Mitte des 19. Jh. viele Gesetze und Vorschriften erlassen sowie unzählige Massnahmen im Bereich Gewässerschutz getroffen. Eine umfassende gesamtschweizerische Erfolgskontrolle bei Fliessgewässern war jedoch erst mit Hilfe des NADUF möglich, wobei man sich dabei auch teilweise auf bestehende kantonale Messnetze und Messreihen abstützte.

Die vollen Auswirkungen des Kläranlagenbaus wie auch die Erhöhung des Anschlussgrades konnten mit dem NADUF zwar nur in Ausnahmefällen dokumentiert werden, weil 1977 bereits ein grosser Teil der Abwasserreinigungsanlagen in Betrieb genommen worden waren und die Abwässer von rund 60% der Bevölkerung an eine Kläranlage angeschlossen waren (vgl. Abbildung 4). Dagegen konnten die Auswirkungen des 1986 in Kraft getretenen Phosphatverbotes vollumfänglich erfasst und aufgezeigt werden.

Abbildung 4:  
Zeitliche Entwicklung der  
ARA-Anschlussgrade  
(gesamtschweizerischer  
Überblick).



Ein weiterer Einsatzbereich des NADUF dürfte die Dokumentation der seit den 90er Jahren geänderten (ökologischen) landwirtschaftlichen Praxis sein, welche mit dem neuen Landwirtschaftsgesetz von 1999 zusätzlich gefördert wird. Es ist zu erwarten, dass sich der Nährstoffeintrag in die Gewässer vermindern wird. Ob und in welchem Ausmass diese erhofften Auswirkungen eintreten, könnte mit Hilfe des NADUF qualitativ und quantitativ erfasst und beschrieben werden.

Ein zukünftiges Problem im Gewässerschutz dürften diejenigen Substanzen sein, welche eine endokrinartige Wirkung haben können. Dazu gehören schwer abbaubare Verbindungen aus dem Alltag (z. B. Medikamente) und aus der Landwirtschaft (z. B. Herbizide) wie auch direkt hormonell wirkende Substanzen aus der Landwirtschaft (z. B. Viehzucht, Milchproduktion). Hier ist sicherlich noch ein grosses Potential sowohl aus wissenschaftlicher Sicht als auch auf der Basis des Gewässermonitorings vorhanden, wo das

NADUF zur Datenerhebung und -auswertung sinnvoll eingesetzt werden könnte. Voraussetzung dafür ist jedoch, dass die Palette der im Rahmen des NADUF gemessenen Parameter um problematische Stoffe erweitert wird, allenfalls als Messkampagnen an denjenigen Probenahmestellen, die ein diesbezüglich grosses Belastungspotential aufweisen.

Mit dem Auftreten der oben erwähnten neuen Probleme, deren Auswirkungen zum heutigen Zeitpunkt noch nicht genügend bekannt sind, dürfte das NADUF als Instrument zur Erforschung der ökologisch relevanten Prozesse und deren Auswirkungen sowie zur Dokumentation des Zustandes der Fliessgewässer der Schweiz in Zukunft an Bedeutung gewinnen.

# 5 Beschreibung der einzelnen NADUF-Stationen

In diesem Kapitel wird ein detaillierter und umfassender Überblick über die einzelnen NADUF-Stationen gegeben. Der Aufbau der Stationsbeschreibungen ist jeweils in zwei Teile gegliedert.

Im ersten Teil sind typische allgemeine Kenngrößen der Untersuchungsobjekte tabellarisch aufgeführt. Zwei Abbildungen und eine Fotografie illustrieren zudem die Lage der Untersuchungsobjekte in der Schweiz, die genaue Lage der NADUF-Messstation am jeweiligen Untersuchungsobjekt sowie die unmittelbare Umgebung bei der Messstation. Als weitere relevante Kenngrößen sind die Bodennutzungen im Einzugsgebiet (Arealstatistik 1979/85 und wo bereits vorhanden 1992/97) und die oberhalb der Messstationen befindlichen Abwasserreinigungsanlagen aufgeführt, was einen Hinweis auf die anthropogene Belastung geben soll. Den Abschluss des ersten Teiles bildet eine kurze allgemeine Beschreibung des Untersuchungsgebietes, in welcher allfällige Besonderheiten erwähnt werden.

Im zweiten Teil werden die Messreihen der einzelnen im Rahmen des NADUF erfassten physikalischen und chemischen Parameter kommentiert. Anschliessend zum Text sind die Messreihen in verschiedenen Abbildungen dargestellt. Es ist zu beachten, dass die Abbildungen nur die Messreihen der in den Hydrologischen Jahrbüchern aufgeführten Parameter plus diejenigen der Schwermetalle beinhalten. Je nach Messprogramm (gemäss Abbildung 2) sind unterschiedlich viele Abbildungen je Station aufgeführt:

- Je eine 22-jahresdarstellung der kontinuierlich erfassten Parameter (Abfluss, Temperatur, pH-Wert,

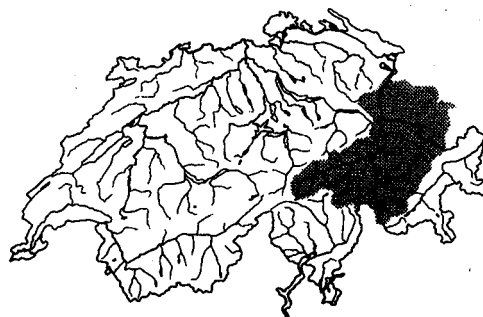
el. Leitfähigkeit, Sauerstoffkonzentration, Sauerstoffsättigung), der geochemischen Parameter (Gesamthärte, Karbonathärte, Chlorid, Sulfat) zusammen mit den Nährstoffen (Gesamtposphor, Phosphat, Gesamtstickstoff, Nitrat, DOC, TOC) sowie der Schwermetalle (Zink, Kupfer, Blei, Chrom, Cadmium, Nickel).

- Ein Beispiel eines Jahresverlaufes der kontinuierlich gemessenen Parameter, weil dort zusätzlich zu den Jahresschwankungen auch die Tagesminima und -maxima aufgeführt sind, welche der Übersichtlichkeit halber bei den 22-jahresdarstellungen weggelassen wurden. Bei der Auswahl des Beispiels eines Jahresverlaufes wurde darauf geachtet, dass ein für die jeweilige Station typisches Jahr berücksichtigt wird und der Datensatz möglichst vollständig ist.
- Mehrere mehrtägige Darstellungen der Messkampagnen der labilen Stickstoffparameter (Ammonium, Nitrit), wobei zusätzlich die berechnete Ammoniak-, die Sauerstoff- und die berechnete Sauerstoffsättigungskonzentration, der pH-Wert der Abfluss und die Wassertemperatur aufgeführt sind.

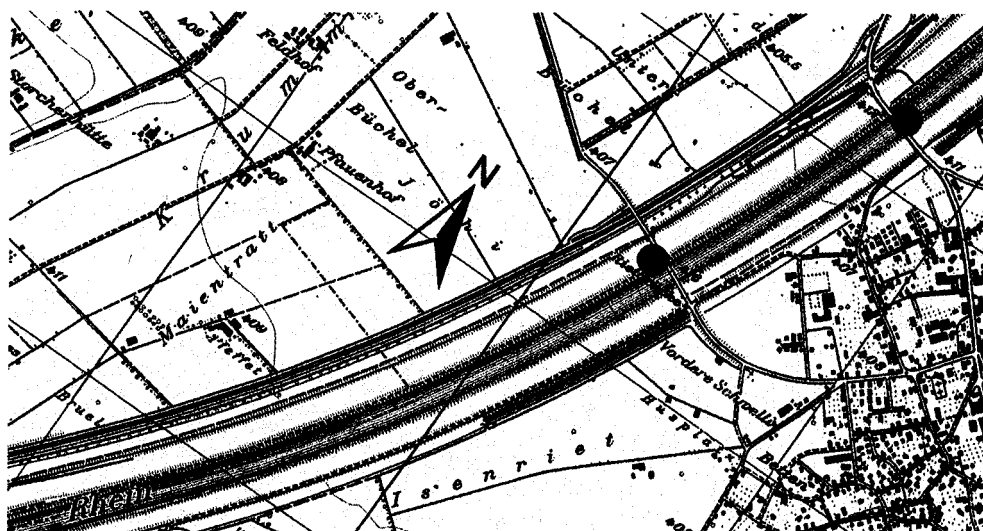
Bei den Abbildungen gilt zu beachten, dass in den 22-Jahresdarstellungen bei allen Parametern (inklusive kontinuierliche Parameter) die 14-Tagesmittelwerte aufgeführt sind, im Jahresverlauf der Abbildung des Beispieljahres hingegen die Tagesmittelwerte mit den Tagesschwankungen. Entsprechend gilt im Kommentar zu beachten, dass die angegebenen Bereiche sich bei den kontinuierlich erfassten Parametern auf die Tagesmittel beziehen und deshalb oft (insbesondere bei Spitzenwerten) nicht mit den in den 22-Jahresdarstellungen abgebildeten Werten übereinstimmen.

## 5.1 Rhein-Schmitter/Diepoldsau

Koordinaten:	766280/250360
Stationshöhe:	410 m.ü.M.
Flusslänge gesamt (CH):	371.6 km
Flusslänge bis Station:	144.6 km
Grösse des Einzugsgebietes:	6119 km <sup>2</sup>
mittlere Geländeneigung:	25.6°
mittlere Gebietshöhe:	1800 m.ü.M.
mittlerer Abfluss (1971–1990):	232 m <sup>3</sup> /s
mittlerer Gebietsniederschlag (1972–1992):	1414 mm/a
Spezifische Belastung (1990):	1380 EW/(m <sup>3</sup> /s)



Lage des Einzugsgebietes

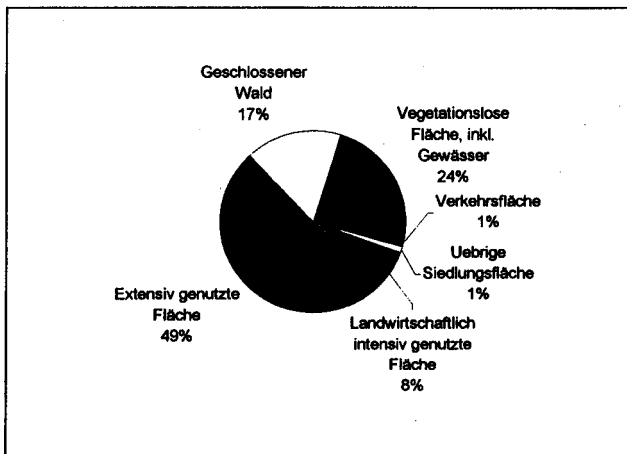


Geografische Lage  
der NADUF-Stationen  
(Massstab 1:25'000)  
(links: Diepoldsau,  
rechts: Schmitter)



Flusslauf bei der  
NADUF-Station  
Diepoldsau

## Bodennutzung im Einzugsgebiet



Datenquelle: GEOSTAT, Bundesamt für Statistik,  
Stand 1979/85, Aufbereitet mit dem GIS der LHG

## Allgemeine Beschreibung des Untersuchungsgebietes

Die Messstation Diepoldsau liegt ca. 13 km oberhalb der Mündung des Alpenrheins in den Bodensee. Die Messungen erfassen die Frachten des wichtigsten Bodenseezuflusses, führt der Rhein dem See doch rund zwei Drittel der Wassermenge zu.

Es ist zu beachten, dass die Station Diepoldsau seit 1984 die 1 km flussabwärts gelegene Station Schmitter ersetzt.

## Kurzbeschreibung der gemessenen Parameter (1977–1998)

### Abfluss

Das maximale Abflusstagesmittel des Rheins bei Schmitter/Diepoldsau beträgt rund 2000 m<sup>3</sup>/s und damit das ca. 9-fache des mittleren Jahresabflusses. Der Einfluss der Schneeschmelze ist in der Abflussganglinie deutlich in den hohen Abflussmengen im Sommer (Mai bis Juli) und den tiefen Abflussmengen im Winter (November bis März) ersichtlich. Der Median der Tagesmittel im Juni beträgt mit 454 m<sup>3</sup>/s rund das 4-fache des Medians der Tagesmittel im Januar (122 m<sup>3</sup>/s). Auffallend sind ebenfalls die Wochenschwankungen im Abflussregime, welche im Winter grösser sind als im Sommer, was auf den Einfluss der Wasserkraftwerke zurückzuführen ist. Dabei sind an den Wochenenden aufgrund der niedrigeren Stromproduktion kleinere Abflussmengen vorhanden als während der Woche. Hochwasser treten meist im Sommer auf.

### Temperatur

Die Wassertemperaturen (Tagesmittel) schwanken im Jahresverlauf zwischen 1 und 16°C. Die Tagesschwankungen sind grösser als in den Mittellandflüssen, was auf den Einfluss der Wasserkraftwerke zurückzuführen ist.

### pH

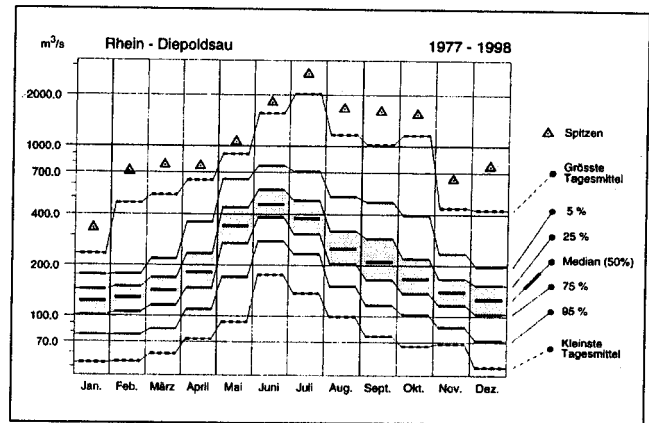
Die pH-Tagesmittelwerte schwanken nur leicht zwischen 7.9 und 8.3 im Jahresverlauf. Die grössten Tagesschwankungen treten jeweils im März bei Niedrigwasser und hoher Sonneneinstrahlung auf, was durch die Primärproduktion bewirkt wird.

### elektrische Leitfähigkeit

Die el. Leitfähigkeit (Tagesmittel) schwankt im Jahresverlauf zwischen 200 und 400 µS/cm und zeigt einen ausgeprägten Wochenzklus, welcher vom Abfluss abhängt. Die ausgeprägtesten Wochenschwankungen treten im Winter auf, wenn die Stromproduktion am grössten ist. Dann sind auch die Tagesschwankungen am grössten.

### Sauerstoff

Der Sauerstoffgehalt (Tagesmittel) schwankt nur wenig im Jahresverlauf zwischen 90 und 110%. Die grössten Tagesschwankungen treten analog zum pH im



Monatliche Verteilung der Tagesmittel des Abflusses

Frühjahr bei Niedrigwasser infolge der Primärproduktion auf.

### Gesamthärte/Karbonathärte

Die Gesamthärten und Karbonathärten variieren zwischen 2–4.2 mval/l bzw. 1.5–3 mval/l. Aufgrund der temperaturabhängigen Löslichkeit der Wasserhärten ist eine ausgeprägte Saisonalität in den Konzentrationen ersichtlich, wobei im Winter höhere und im Sommer niedrigere Werte gemessen werden. Dieses Muster resultiert ebenfalls aus der saisonal unterschiedlichen Herkunft des Wassers (im Winter mineralstoffreiches Grundwasser, im Sommer mineralstoffarmes Schmelzwasser) und den saisonal bedingten Abflussverhältnissen (im Winter Niedrigwasser, im Sommer Hochwasser). Die Unregelmässigkeiten im Konzentrationsverlauf der Gesamthärte und Karbonathärte resultieren aus der heterogenen Gesteinszusammensetzung im Einzugsgebiet. Die Jahresmittelwerte variieren kaum von Jahr zu Jahr.

### Phosphor

Die Phosphorkonzentrationen schwanken beim Gesamtphosphor zwischen 30–500 µg/l (Höchstwert: 971 µg/l), beim ortho-Phosphat zwischen 0–30 µg/l. Es fällt auf, dass der Gesamtphosphor und das ortho-Phosphat in ihren Konzentrationsverläufen eine Saisonalität zeigen, die aber gegenläufig ist. Während die



Gesamtphosphorkonzentrationen im Sommer höher sind als im Winter, liegen die ortho-Phosphat-Konzentrationen im Sommer tiefer als im Winter. Bei den ortho-Phosphat-Konzentrationen spielen der Verdünnungseffekt, die unterschiedliche Herkunft des Wassers und die sommerliche Zehrung aufgrund der Bioproduktion für dieses Muster eine Rolle. Die Jahresganglinie des Gesamtphosphors hingegen wird v.a. durch die partikulären Substanzen (apatitischer Phosphor) bestimmt, welche im Sommer bei einem hohen Abfluss, höhere Konzentrationen aufweisen als im Winter bei niedrigem Abfluss. Die grossen Differenzen zwischen ortho-Phosphat und Gesamtphosphor weisen ebenfalls daraufhin, dass die Phosphorfrachten im Rhein bei der Station Diepoldsau durch die natürlichen Einträge (d.h. Gesteinsverwitterung) dominiert werden. Eine Abnahme der Phosphatkonzentrationen seit dem 1986 in Kraft getretenen Phosphatverbot ist im Rhein bei Diepoldsau trotz der relativ geringen anthropogenen Belastung jedoch deutlich ersichtlich.

#### **Stickstoff**

Die Stickstoffkonzentrationen schwanken beim Gesamtstickstoff zwischen 0.5–2.5 mg/l (Höchstwert: 3.3 mg/l), beim Nitrat zwischen 0.2–1.3 mg/l (Höchstwert: 2.5 mg/l). Sowohl der Gesamtstickstoff als auch das Nitrat weisen in ihren Konzentrationsverläufen eine Saisonalität auf, wobei tiefe Werte im Sommer und hohe im Winter auftreten (vgl. Kap. 3). Die Nitratkonzentrationen liegen während der gesamten Messperiode deutlich unterhalb des in der Gewässerschutzverordnung geforderten Wertes von 5.6 mg/l. Tendenzen bezüglich einer Zu- oder Abnahme der Stickstoffkonzentrationen sind keine ersichtlich. Die im Jahre 1987 gemessenen Höchstwerte sind auf den aussergewöhnlich hohen Abfluss zurückzuführen, mit welchem grosse Mengen an Stickstoff in den Rhein gelangten.

Die Ammonium- und Nitritkonzentrationen weisen während den Messkampagnen Schwankungen von 10–270 µg/l bzw. 5–160 µg/l auf. Die Ammoniumkonzentrationen überschritten während der Messkampagne lediglich am 1.6. und 9.6.–11.6.1996 den gesetzlich geforderten Wert von 200 µg/l. Auffallend im Rhein

bei Diepoldsau sind die sehr unregelmässigen Schwankungen in den Ammonium- und Nitritkonzentrationen, die weder mit dem Abfluss noch mit der Temperatur korrelieren und wahrscheinlich auf die unterschiedliche Zusammensetzung und auf den unterschiedlichen Anteil von Abwasser am Gesamtabfluss aufgrund des Einflusses von Speicherkraftwerken zurückzuführen ist.

#### **TOC/DOC**

Die DOC-Konzentrationen schwanken leicht zwischen 0.2–3.3 mg/l und liegen innerhalb des in der Gewässerschutzverordnung geforderten Bereiches von 1–4 mg/l. Dabei liegen die Konzentrationen meist im Bereich von 1 mg/l, was dem für natürlicherweise wenig belastete Gewässer geforderten Wert entspricht. Es scheint, dass die DOC-Konzentrationen seit 1996 zugenommen haben, wobei diese Tendenz mit weiteren Messreihen bestätigt werden müsste. Die TOC-Konzentrationen liegen im Bereich von 1.5–11 mg/l und weisen eine leichte Saisonalität auf, was auf das saisonal beeinflusste alpine Abflussregime zurückzuführen ist. Die höchsten TOC-Konzentrationen resultieren aus einzelnen Hochwasserereignissen.

#### **Chlorid**

Die Chloridkonzentrationen schwanken zwischen 0.6–5.5 mg/l und liegen im Bereich von anthropogen schwach belasteten Gewässern. Die Konzentrationsverläufe zeigen ein ausgeprägt saisonales Muster, welches auf Verdünnungseffekte durch das saisonale Abflussregime und auf den winterlichen Chlorideintrag durch Strassensalze zurückzuführen ist.

#### **Sulfat**

Die Sulfatkonzentrationen schwanken zwischen 25–70 mg/l, was auf einen hohen Anteil von gipshaltigen Gesteinen hinweist. Die Konzentrationsverläufe zeigen ein ausgeprägtes saisonales Muster, welches auf das saisonale Abflussregime zurückzuführen ist, wobei die Sulfatkonzentrationen durch Verdünnungseffekte und durch die unterschiedliche Herkunft des Wassers bestimmt werden (vgl. Kap. 3).

## **Fazit**

Der Rhein bei Diepoldsau weist ein stark durch Speicherkraftwerke beeinflusstes Abflussregime auf, welches auch den Konzentrationsverlauf der chemischen Parameter wesentlich beeinflusst. Trotz einer teilweise

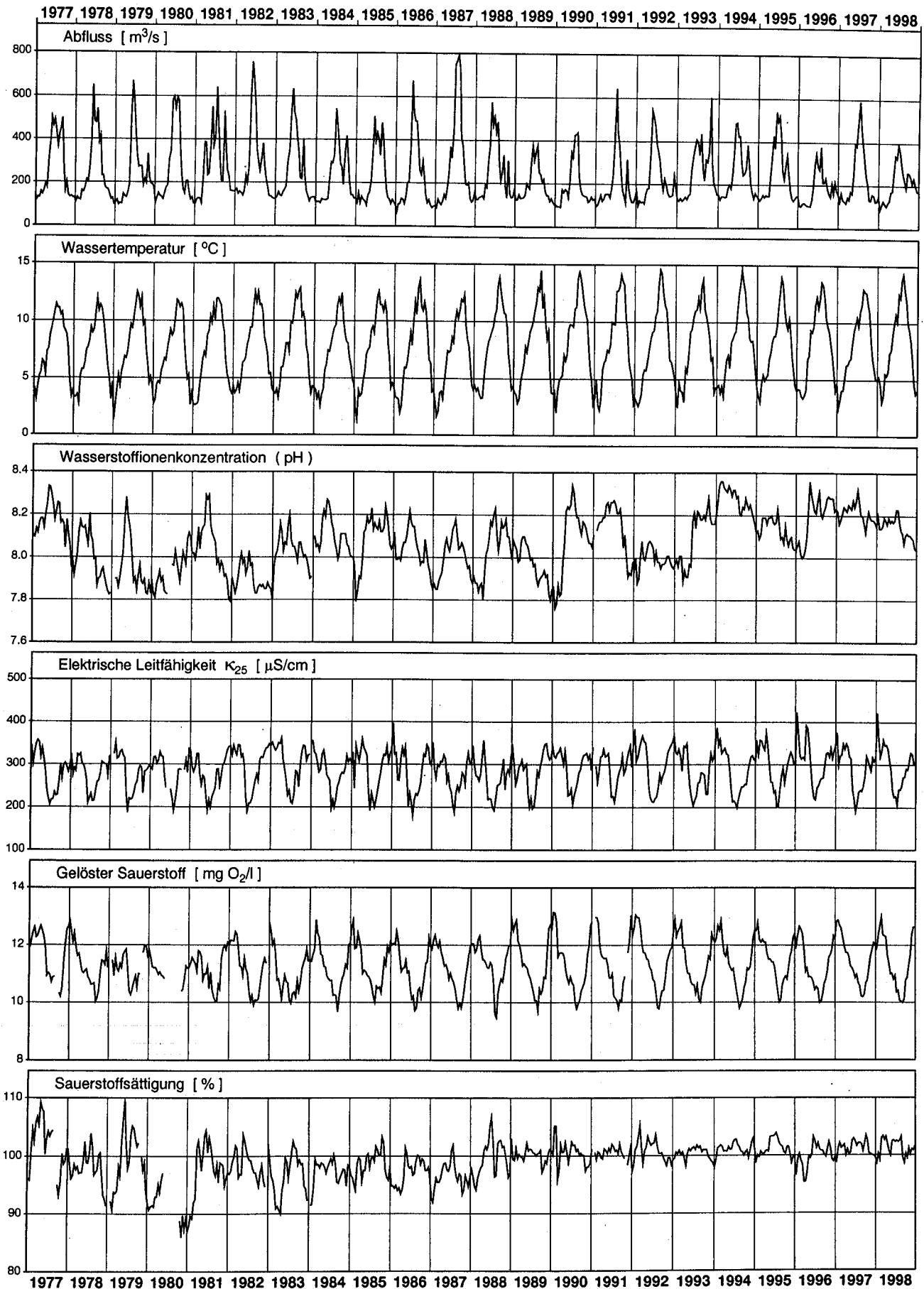
beachtlichen Industrialisierung oberhalb der NADUF-Messstelle liegen die Konzentrationen von Ammonium, ortho-Phosphat und Chlorid recht tief und weisen auf eine geringe anthropogene Belastung hin.

# Rhein - Schmitter / Diepoldsau

Bis 1983 wurden die Messwerte bei Schmitter erhoben.

Messnetz NADUF

Verlauf der 14-tägigen Mittelwerte

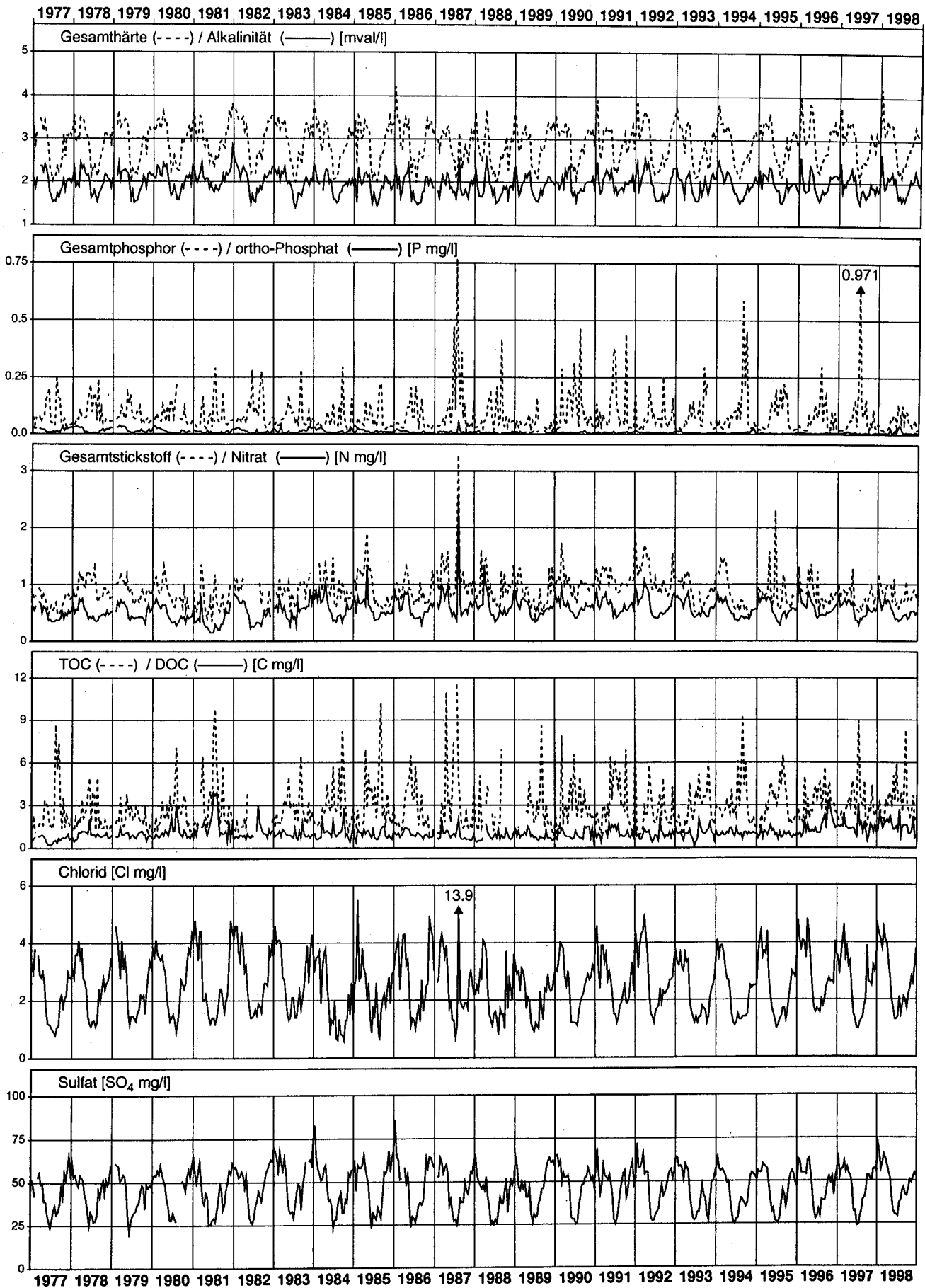


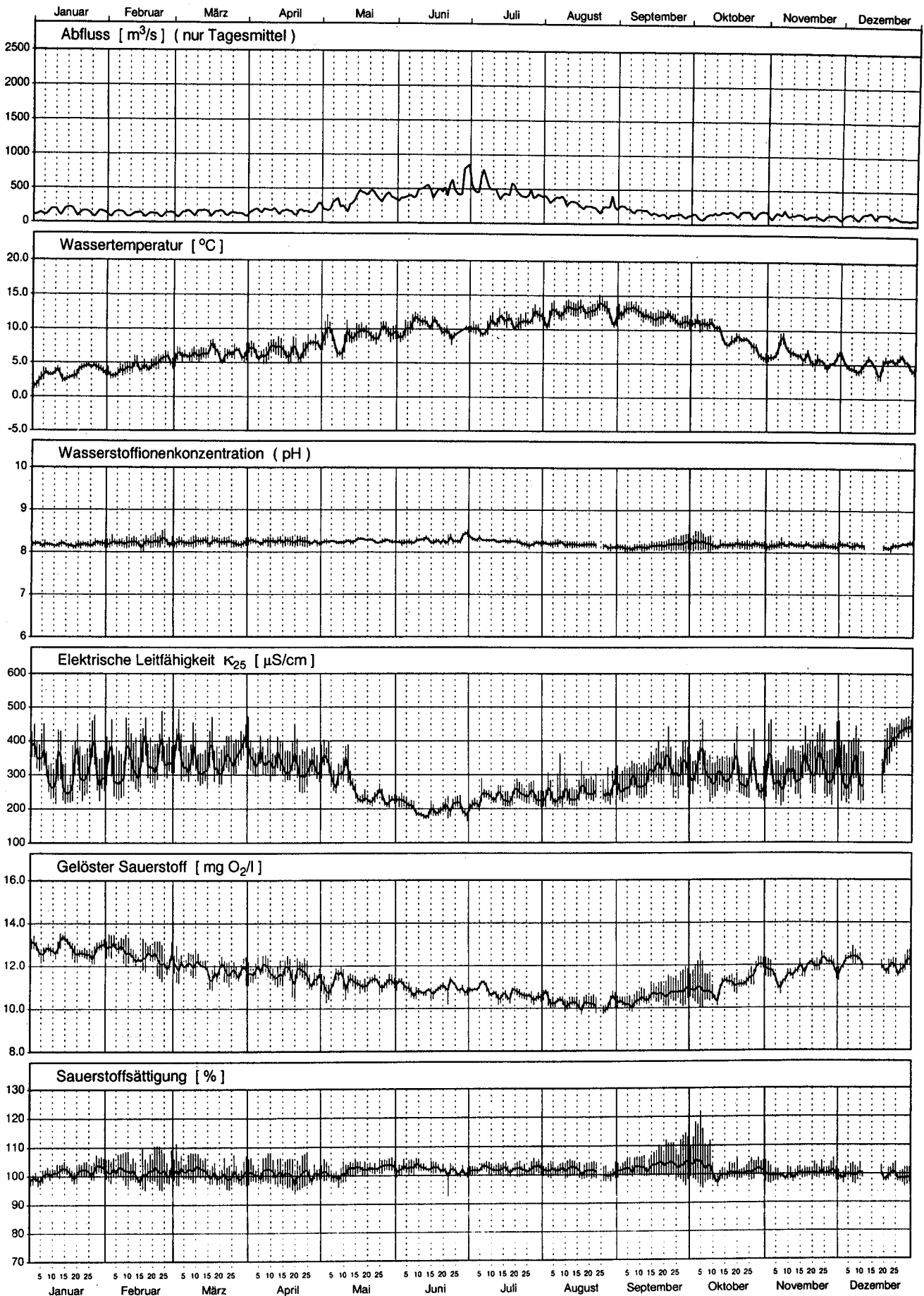
# Rhein - Schmitter / Diepoldsau

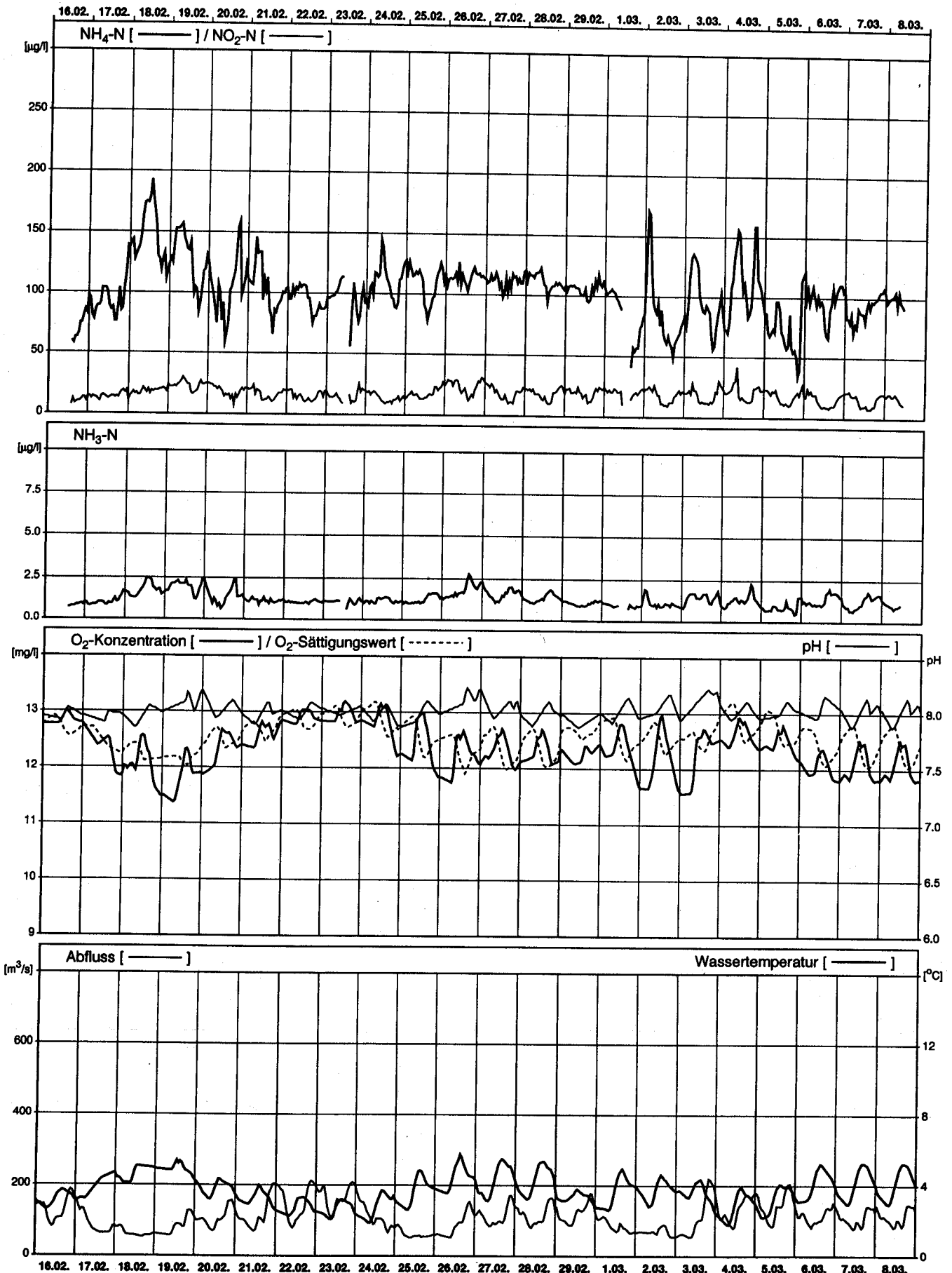
Bis 1983 wurden die Messwerte bei Schmitter erhoben.

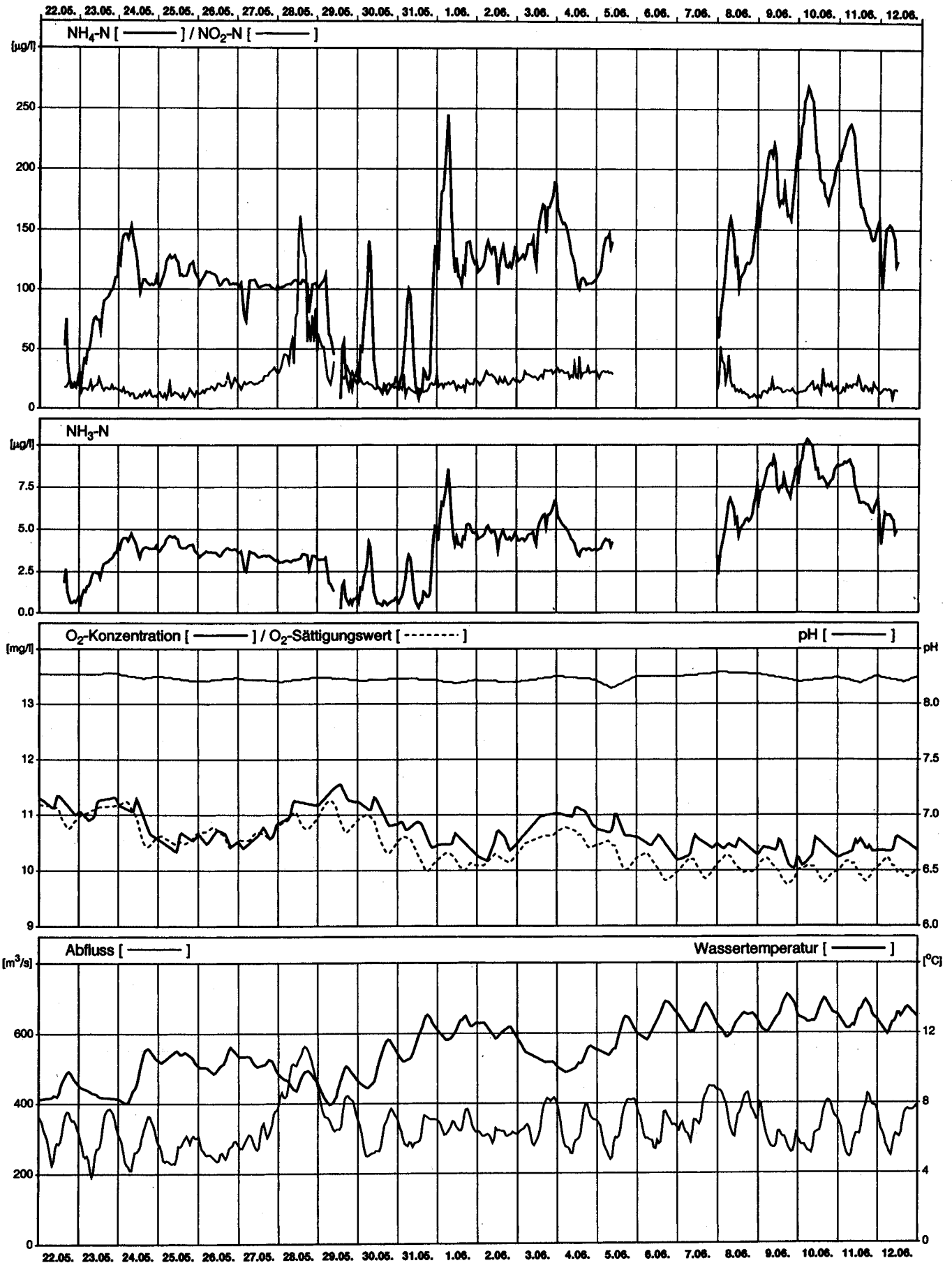
Messnetz NADUF

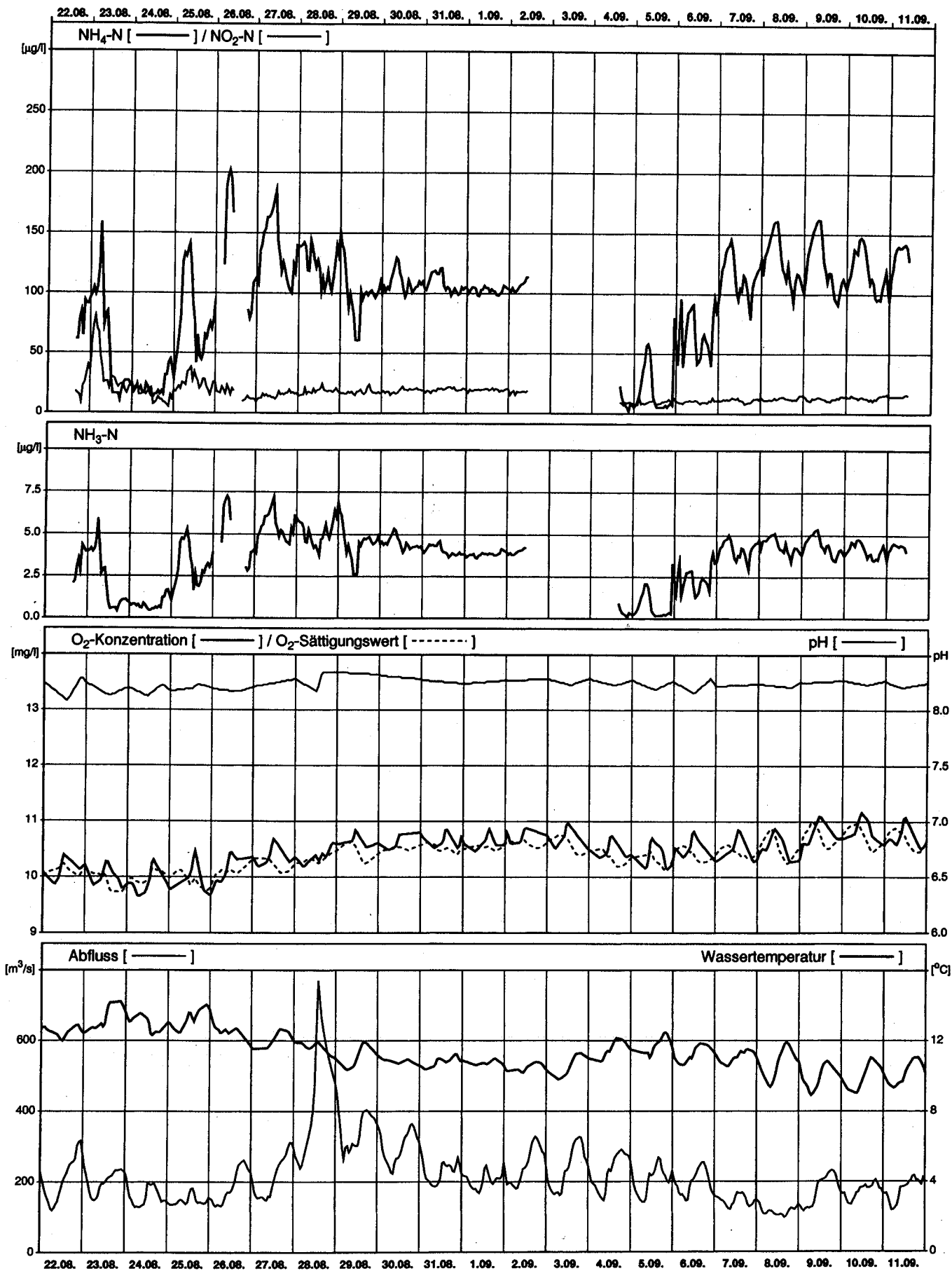
Messwerte der 14-tägigen Sammelproben



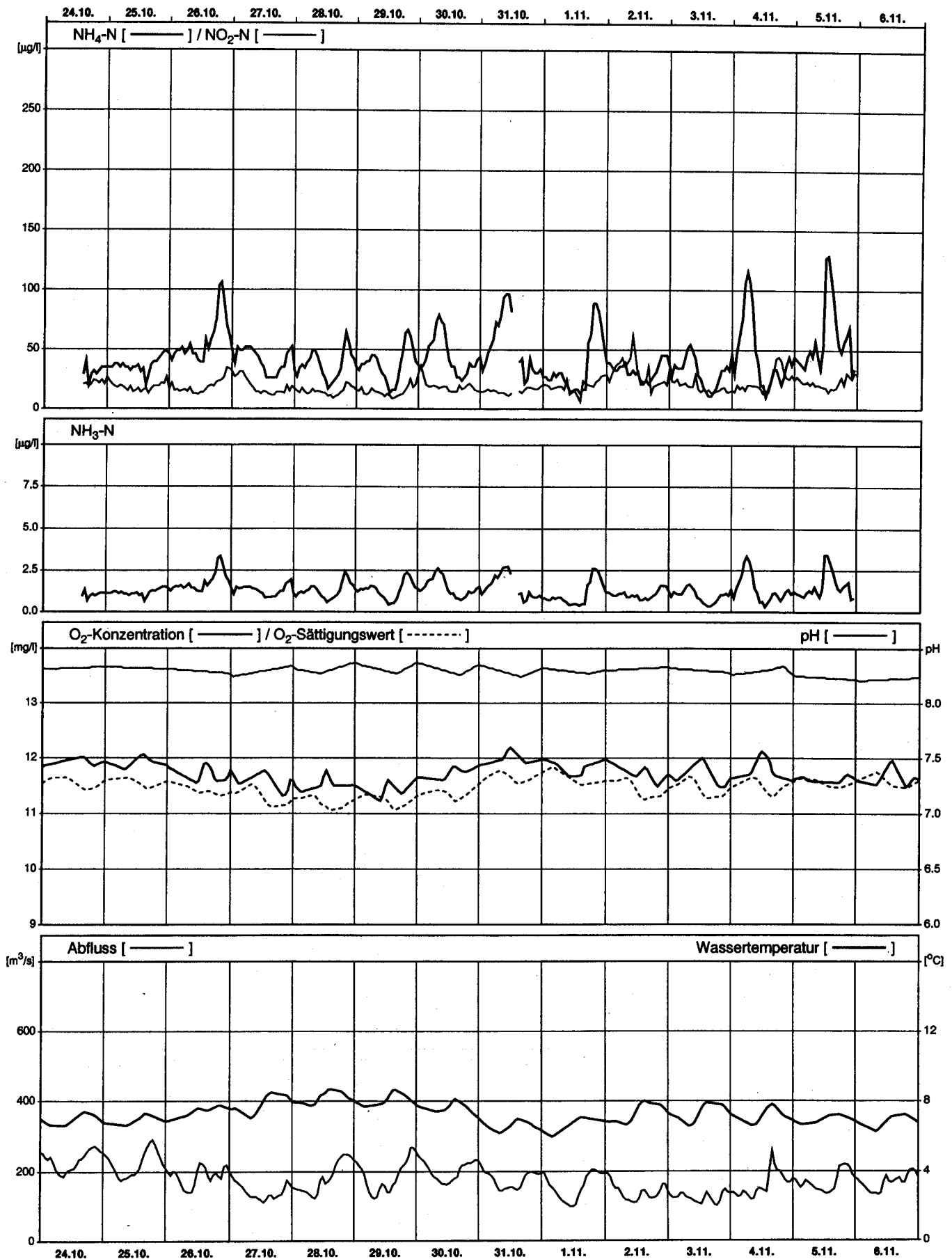






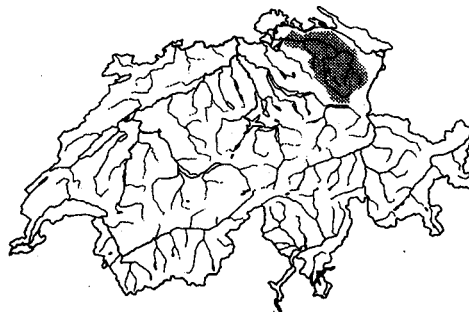






## 5.2 Thur-Andelfingen

Koordinaten:	693510/272500
Stationshöhe:	365 m.ü.M.
Flusslänge gesamt:	134.4 km
Flusslänge bis Station:	125.7 km
Grösse des Einzugsgebietes:	1696 km <sup>2</sup>
mittlere Geländeneigung:	10.8°
mittlere Gebietshöhe:	770 m.ü.M.
mittlerer Abfluss (1971–1990):	47.3 m <sup>3</sup> /s
mittlerer Gebietsniederschlag (1972–1992):	1427 mm/a
Spezifische Belastung (1990):	7140 EW/(m <sup>3</sup> /s)



Lage des Einzugsgebietes

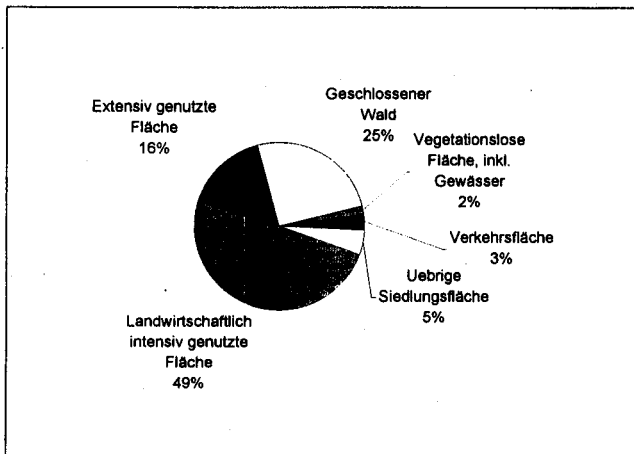


Geografische Lage  
der NADUF-Station  
(Massstab 1:25'000)

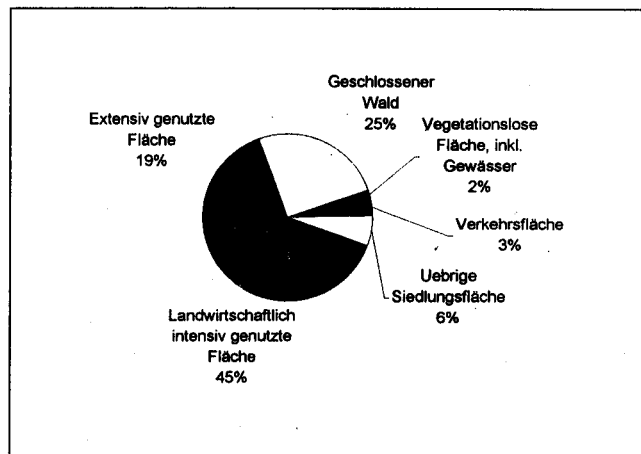


Flusslauf bei der  
NADUF-Station

## Bodennutzung im Einzugsgebiet



Datenquelle: GEOSTAT, Bundesamt für Statistik,  
Stand 1979/85, Aufbereitet mit dem GIS der LHG



Datenquelle: GEOSTAT, Bundesamt für Statistik,  
Stand 1992/97, Aufbereitet mit dem GIS der LHG

## Abwasserreinigungsanlagen oberhalb der NADUF-Station

Kanton	Nr.	Jahr	EGW (hydr.) 1000	Einwohner		Name	Distanz zur Messstation (km)
				angeschlossen 1000	anschliessbar 1000		
ZH	37/01	1976	2.80	1.43	1.49	Ossingen	3.5
ZH	141/00	1967	37.30	19.00	19.10	Thalheim	7.0
ZH	211/00	1981	1.10	0.26	0.42	Altikon	8.5
ZH	218/00	1975	8.00	4.70	4.80	Ellikon a. d. Thur	8.5
TG	4617/00	1982	0.60	0.02	0.48	Uesslingen	14.5
TG	4566/00	1970	44.50	21.00	21.44	Frauenfeld	19.0
TG	4837/00	1983	6.40	0.36	2.18	Pfyn	24.0
TG	4831/00	1978	6.40	2.69	2.78	Müllheim	24.0
TG	4881/00	1978	1.84	0.39	0.80	Amlikon	33.0
TG	4946/00	1973	66.00	19.00	19.43	Mittelthurgau/Weinfeld	35.0

Stand 1987

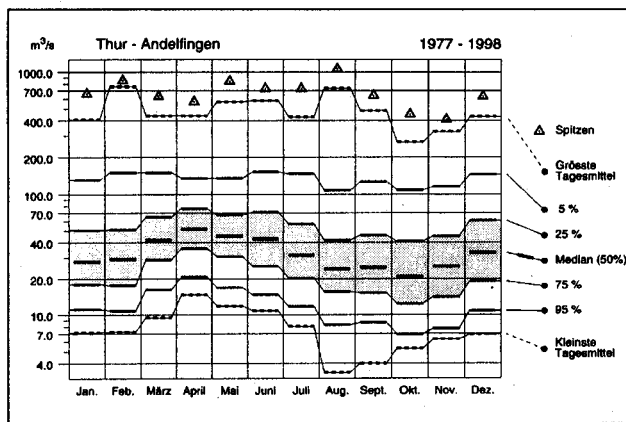
## Allgemeine Beschreibung des Untersuchungsgebietes

An der Thur in Andelfingen liegt eine der wenigen Messstationen an einem Gewässer ohne See-Einfluss und ohne alpinen Charakter.

## Kurzbeschreibung der gemessenen Parameter (1986–1998)

### Abfluss (1977–1998)

Hochwasserereignisse treten zu jeder Jahreszeit nach ausgeprägten Intensivniederschlägen auf. Die maximale Hochwasserspitze erreichte zwischen 1977 und 1998 1060 m<sup>3</sup>/s. Der höchste Abflusstagesmittelwert beträgt 761 m<sup>3</sup>/s bzw. das 16-fache des mittleren Jahresabflusses. Der höchste Median der Tagesmittel tritt im April (52 m<sup>3</sup>/s) auf, der niedrigste im Oktober (21 m<sup>3</sup>/s).



Monatliche Verteilung der Tagesmittel des Abflusses

### Temperatur

Die Wassertemperaturen (Tagesmittel) schwanken im Jahresverlauf zwischen 0 und 23°C und zeigen teilweise im Sommer je nach Wetter massive Temperatureinbrüche, welche von der direkten und indirekten Wirkung der Wetterlage bewirkt werden (vgl. Kap. 3).

### pH

Die pH-Tagesmittelwerte schwanken zwischen 7,8 und 8,7 liegen jedoch im Jahresverlauf meist über 8. An manchen Tagen treten starke Tagesschwankungen (8–9) auf, was auf eine hohe Primärproduktion zurückzuführen ist.

### elektrische Leitfähigkeit

Die el. Leitfähigkeit (Tagesmittel) schwankt im Jahresverlauf zwischen 250 und 700 µS/cm und ist einerseits vom Abfluss abhängig, was auf Verdünnungseffekte und auf die unterschiedliche Herkunft des Wassers zurückzuführen ist. Andererseits bewirkt die temperaturabhängige Löslichkeit der Wasserhärten diesen saisonalen Verlauf. Die Tagesschwankungen sind sehr gering.

### Sauerstoff

Der Sauerstoffgehalt wie auch die Sättigung (Tagesmittel) schwanken stark sowohl im Jahresverlauf (60–130%) als auch im Tagesverlauf (50–200%), was auf die temperaturabhängige Löslichkeit, auf Hochwassereinflüsse und auf eine hohe Primärproduktion hinweist.

### Gesamthärte/Karbonathärte

Die Gesamthärten und Karbonathärten variieren zwischen 2,5–6 mval/l. Auffallend sind die geringen Differenzen zwischen Gesamthärte und Karbonathärte, was auf das kalkreiche und gipsarme Einzugsgebiet der Thur zurückzuführen ist. Eine Saisonalität aufgrund der temperaturabhängigen Löslichkeit der Wasserhärten ist ersichtlich aber wegen der unregelmässigen Abflussverhältnisse und der daraus resultierenden unregelmässigen Verdünnungseffekte nicht sehr ausgeprägt. Die Jahresmittelwerte variieren kaum von Jahr zu Jahr.

### Phosphor

Die Gesamtphosphorkonzentrationen schwanken bis 1990 zwischen 100–1000 µg/l ab 1991 zwischen 100–600 µg/l. Die ortho-Phosphat-Konzentrationen hingegen haben seit 1986 (Phosphatverbot in Waschmitteln) deutlich abgenommen, wobei sie bis 1986 zwischen 0–500 µg/l und nach 1986 zwischen 0–250 µg/l schwanken. Die verzögerte Abnahme in den Gesamtphosphorkonzentrationen ist wahrscheinlich auf das P-Depot im Flusssediment und in den Böden im Einzugsgebiet zurückzuführen, welches noch mehrere Jahre lang abgetragen wird, während die gelösten Komponenten sofort auf eine Änderung im Eintrag aus den Kläranlagen reagieren. Seit 1993 ist eine weitere Abnahme in den Phosphatkonzentrationen ersichtlich (Schwankungen nur noch zwischen 0–180 µg/l), welche eventuell auf die ökologische Landwirtschaftspraxis seit 1993 (weniger Düngung, weniger P-Auswa-

schung) zurückgeführt werden könnte. Diese abnehmende Tendenz zeigt sich aber in den Gesamt-P-Konzentrationen noch nicht, weil die Böden wahrscheinlich immer noch überdüngt sind und deshalb der partikuläre Eintrag über die Erosion nicht wesentlich abgenommen hat.

### **Stickstoff**

Die Stickstoffkonzentrationen schwanken beim Gesamtstickstoff zwischen 2–8 mg/l, beim Nitrat zwischen 1.5–5.8 mg/l. Sowohl der Gesamtstickstoff als auch das Nitrat weisen in ihren Konzentrationsverläufen eine Saisonalität auf, wobei tiefe Werte im Sommer und hohe im Winter auftreten (vgl. Kap. 3). Bis 1993 zeigen die Stickstoffkonzentrationen eine ansteigende Tendenz, nach 1993 nehmen die Stickstoffkonzentrationen wieder leicht ab, was – wie beim Phosphor – auf die ökologische Landwirtschaftspraxis zurückgeführt werden könnte. Auffallend ist, dass der Hauptteil des Gesamtstickstoffes aus Nitrat besteht. Die Nitratkonzentrationen lagen in den Jahren 1984, 1990, 1992 und 1993 im Winter über dem in der Gewässerschutzverordnung geforderten Wert von 5.6 mg/l.

Die Ammonium- und Nitritkonzentrationen weisen während den Messkampagnen starke Schwankungen auf. Dabei variieren die Ammonium-Werte zwischen 10–500 µg/l während die Nitrit-Werte im Bereich von 15–200 µg/l liegen. Im Zeitraum vom 21.5.–4.6.1993 lagen die Spitzenwerte des Ammonium wesentlich über dem gesetzlich geforderten Wert von 200 µg/l, was wahrscheinlich auf Abwassereinleitungen oder Einträge aus der Landwirtschaft (z. B. Gülleneintrag) zurückzuführen ist. Während den Messkampagnen vom Juni und November 1993 wie auch im Februar 1994 lagen sowohl die Ammonium- als auch die Nitritkonzentrationen unterhalb des gesetzlich geforderten Wertes.

### **TOC/DOC**

Die DOC-Konzentrationen schwanken leicht zwischen 2–6 mg/l und liegen damit teilweise über dem in der Gewässerschutzverordnung geforderten Bereich von 1–4 mg/l. Die DOC-Konzentrationen weisen auf eine hohe anthropogene Belastung hin. Die TOC-Konzentrationen liegen im Bereich von 2.5–22 mg/l (Höchstwert: 41 mg/l) und werden von den vorherrschenden

Abflussverhältnissen bzw. von der Schwebstoffdynamik bestimmt (vgl. Kap. 3).

### **Chlorid**

Die Chloridkonzentrationen schwanken zwischen 5–40 mg/l und liegen im Bereich von anthropogen stark belasteten Gewässern. Die Konzentrationsverläufe zeigen ein leicht saisonales Muster, welches durch den zusätzlichen Chlorid-Input durch Strassensalze bewirkt wird. Die Konzentrationen werden v.a. vom Abflussregime bzw. von Verdünnungseffekten durch einzelne Hochwasser geprägt (vgl. Kap. 3)

### **Sulfat**

Die Sulfatkonzentrationen schwanken zwischen 8–35 mg/l. Die Konzentrationsverläufe zeigen praktisch kein saisonales Muster. Die Sulfatkonzentrationen werden durch Verdünnungseffekte von einzelnen Hochwassern bestimmt (vgl. Kap. 3).

### **Zink**

Die Zinkkonzentrationen haben 1998 im Vergleich zur Messperiode 1981–1983 und 1989–1992 deutlich abgenommen. Sie schwanken zwischen 0–20 µg/l und liegen unterhalb des in der Gewässerschutzverordnung geforderten Wertes von 20 µg/l.

### **Kupfer**

Die Kupferkonzentrationen liegen 1998 im Vergleich zu 1981–1983 und 1989–1992 ebenfalls deutlich tiefer und schwanken zwischen 2–8 µg/l. Sie überschreiten zeitweise den in der Gewässerschutzverordnung geforderten Wert von 5 µg/l.

### **Blei**

Die Bleikonzentrationen haben 1998 ebenfalls gegenüber 1981–1983 und 1989–1993 leicht abgenommen und schwanken zwischen 0–9 µg/l. Sie liegen damit unterhalb des gesetzlich geforderten Wertes von 10 µg/l.

### **Chrom**

Die Chromkonzentrationen liegen im Jahr 1998 mit 0.9–2.8 µg/l deutlich unterhalb des gesetzlich geforderten Wertes von 5 µg/l.

***Cadmium***

Die Cadmiumkonzentrationen liegen 1998 mit 0–0.2 µg/l im Vergleich zu 1981–1983 und 1989–1992 ebenfalls etwas tiefer und erfüllen die gesetzlichen Anforderungen von maximal 0.2 µg/l. Die hohen Konzentrationen vor 1991 sind auf analytische Unsicherheiten zurückzuführen.

***Nickel***

Die Nickelkonzentrationen liegen mit 0.8–3.2 µg/l deutlich unterhalb des gesetzlich geforderten Wertes von 10 µg/l.

## Fazit

Die Primärproduktion in der Thur ist zu jeder Jahreszeit sehr hoch und hängt vom Abflussregime ab. Speziell erwähnenswert im Zusammenhang mit den Sauerstoff- und pH-Ganglinien sind die häufigen „Schwankungs- bzw. Primärproduktionszyklen“, welche bei Niedrigwasser auftreten und deren Länge und Intensität (Amplitude) vom Zeitraum zwischen zwei Hochwassern abhängen. In den Jahren 1987, 1994 und 1995 war die Primärproduktion aufgrund der häufigen Hochwasser übers Jahr gering. Es sind jedoch keine Tendenzen, die eine Abnahme der Primärproduktion zeigen würden, ersichtlich, weil wahrscheinlich trotz beobachteter Nährstoffabnahme in der Thur die vorhandenen Konzentrationen oberhalb des limitierenden Bereiches liegen.

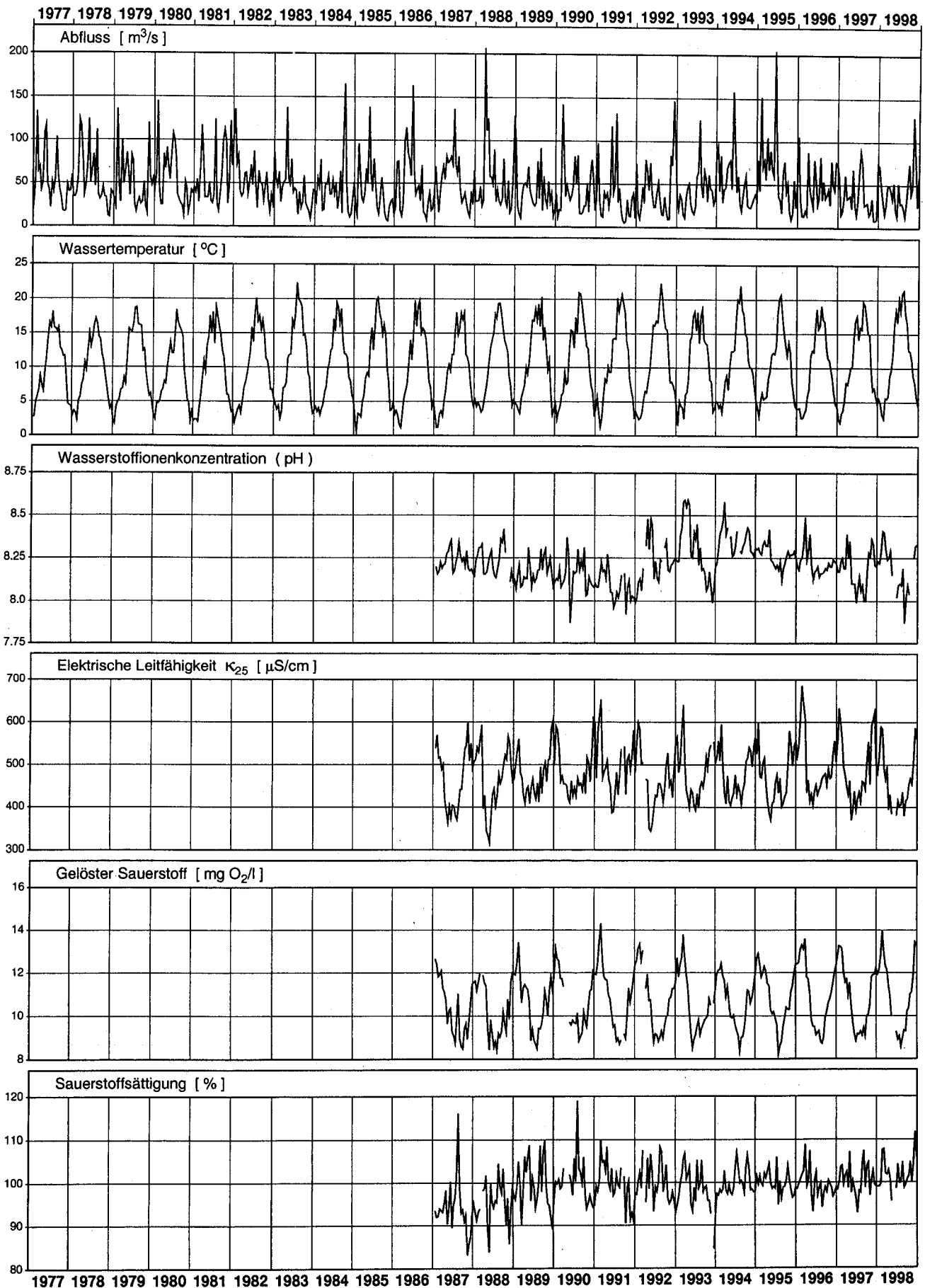
Die spezifische Belastung von etwa 6700 EW je m<sup>3</sup>/s ist nicht extrem, doch finden sich in der Thur hohe

Konzentrationen an Ammonium, Phosphor, organischem Kohlenstoff und anderen Abwasserinhaltsstoffen. Dies ist teilweise auf die relativ kurze Fließstrecke zwischen den Kläranlagen und der Messstelle und die damit verbundene geringe Selbstreinigung zurückzuführen. Eine wesentliche Rolle spielt aber auch die intensive landwirtschaftliche Nutzung im Einzugsgebiet. Erwähnenswert ist dabei, dass zwischen den beiden Arealstatistikerhebungen von 1979/85 und 1992/97 eine Verschiebung der landwirtschaftlich intensiv genutzten hin zur extensiv genutzten Fläche feststellbar ist.

Bezüglich der Schwermetallkonzentrationen ist die Thur bei Andelfingen nur schwach belastet. Hohe Spitzenwerte von Zink, Kupfer und Blei treten im Zusammenhang mit hohen Schwebstoffkonzentrationen auf.

# Thur - Andelfingen

Messnetz NADUF  
Verlauf der 14-tägigen Mittelwerte

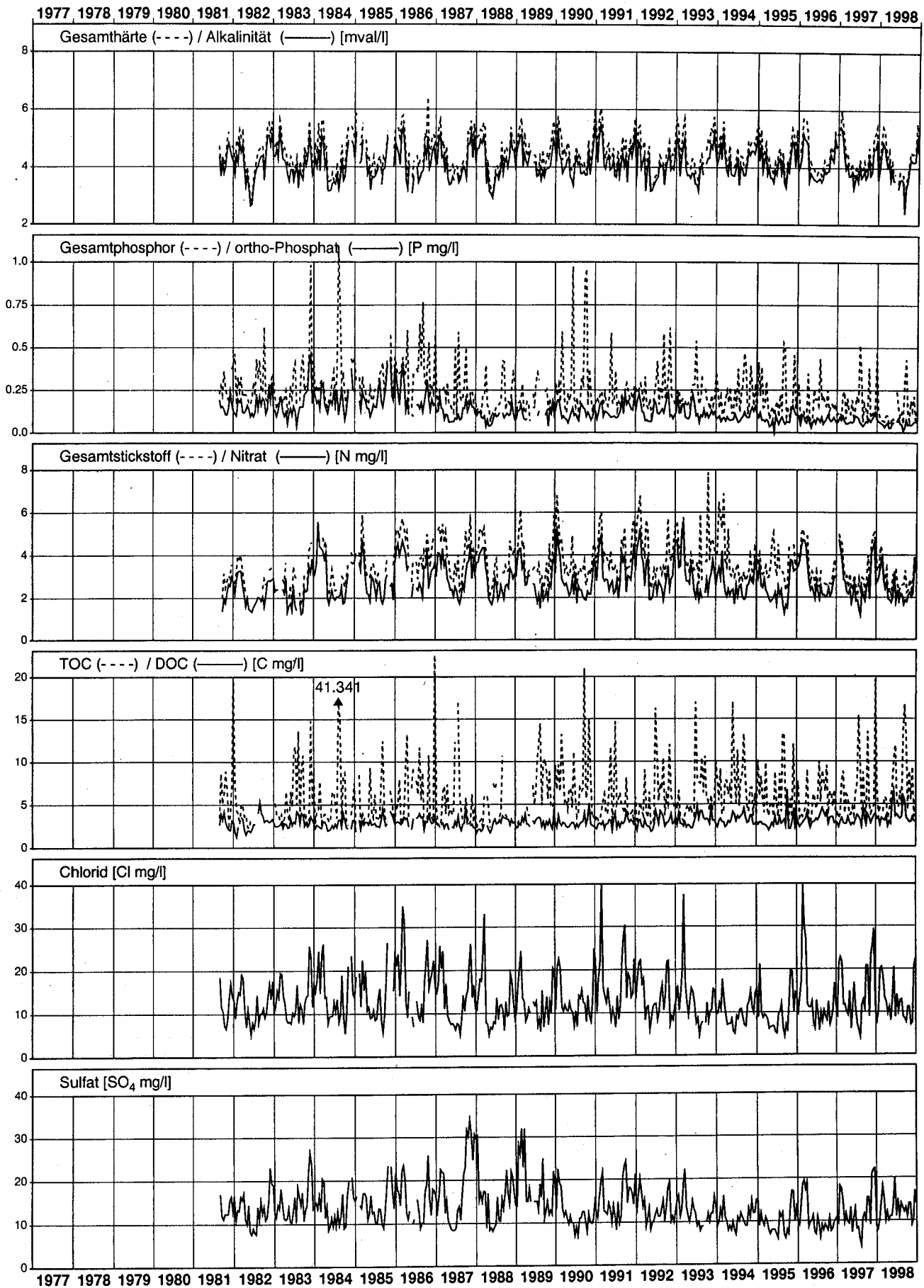




# Thur - Andelfingen

Messnetz NADUF

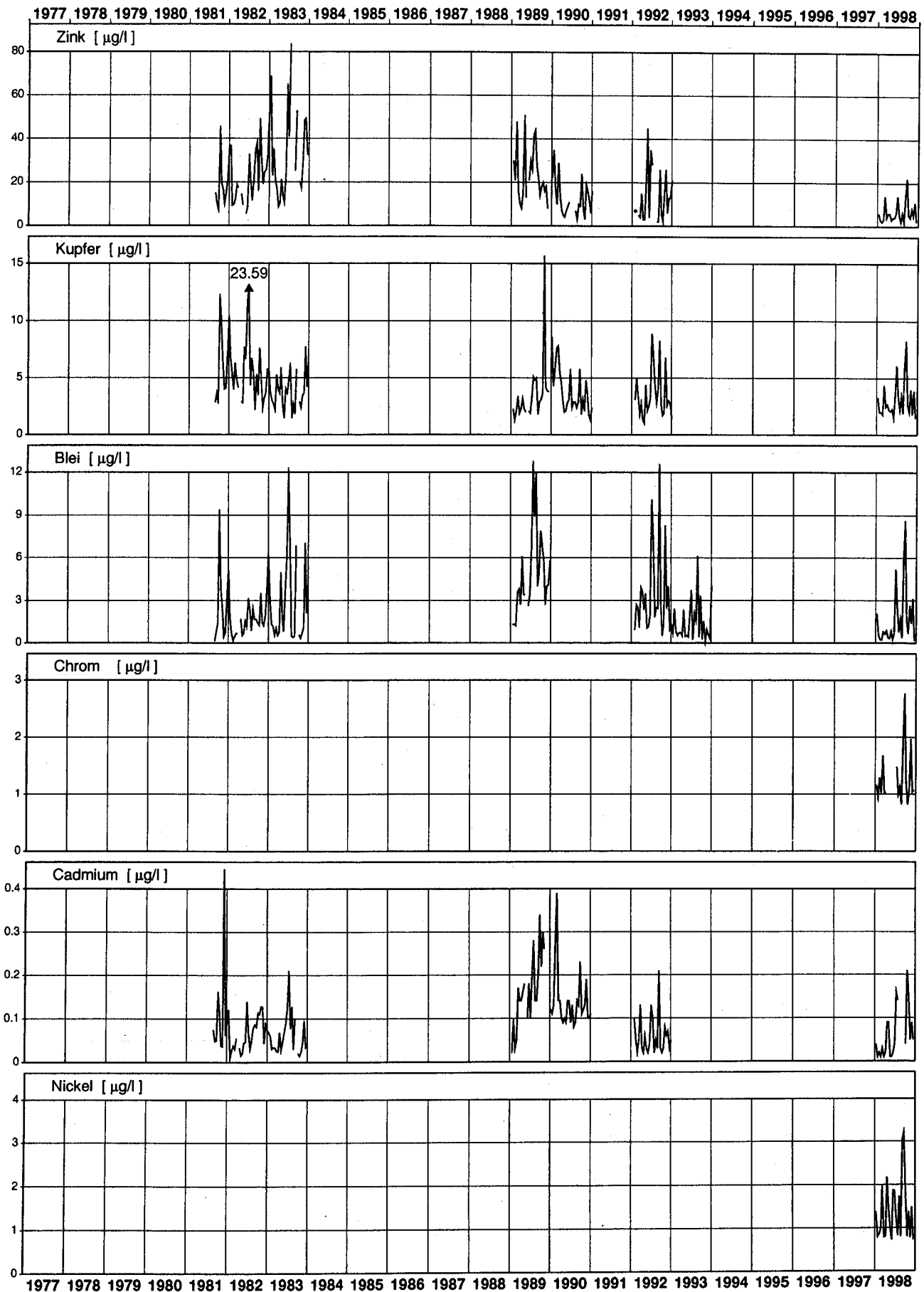
Messwerte der 14-tägigen Sammelproben

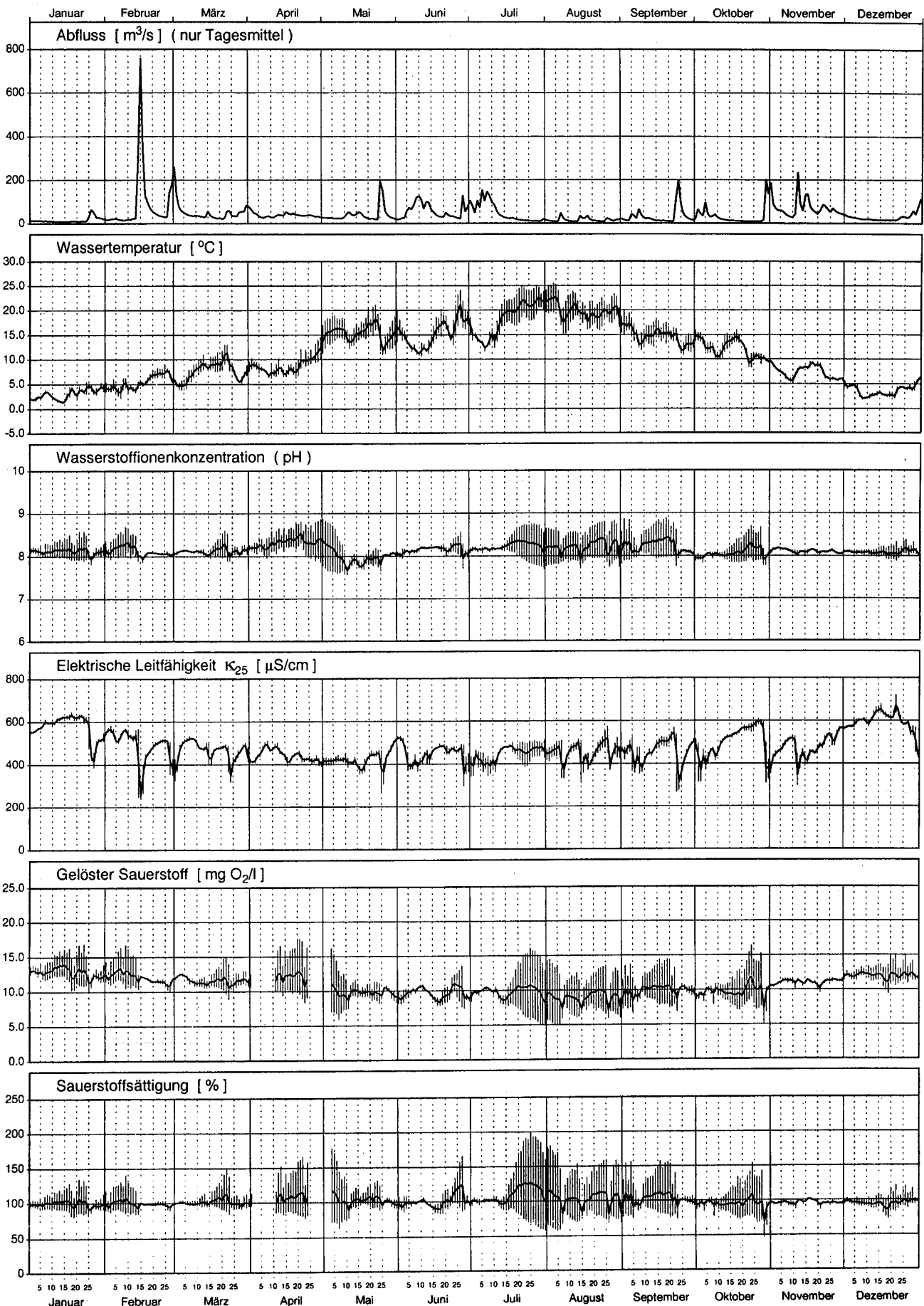


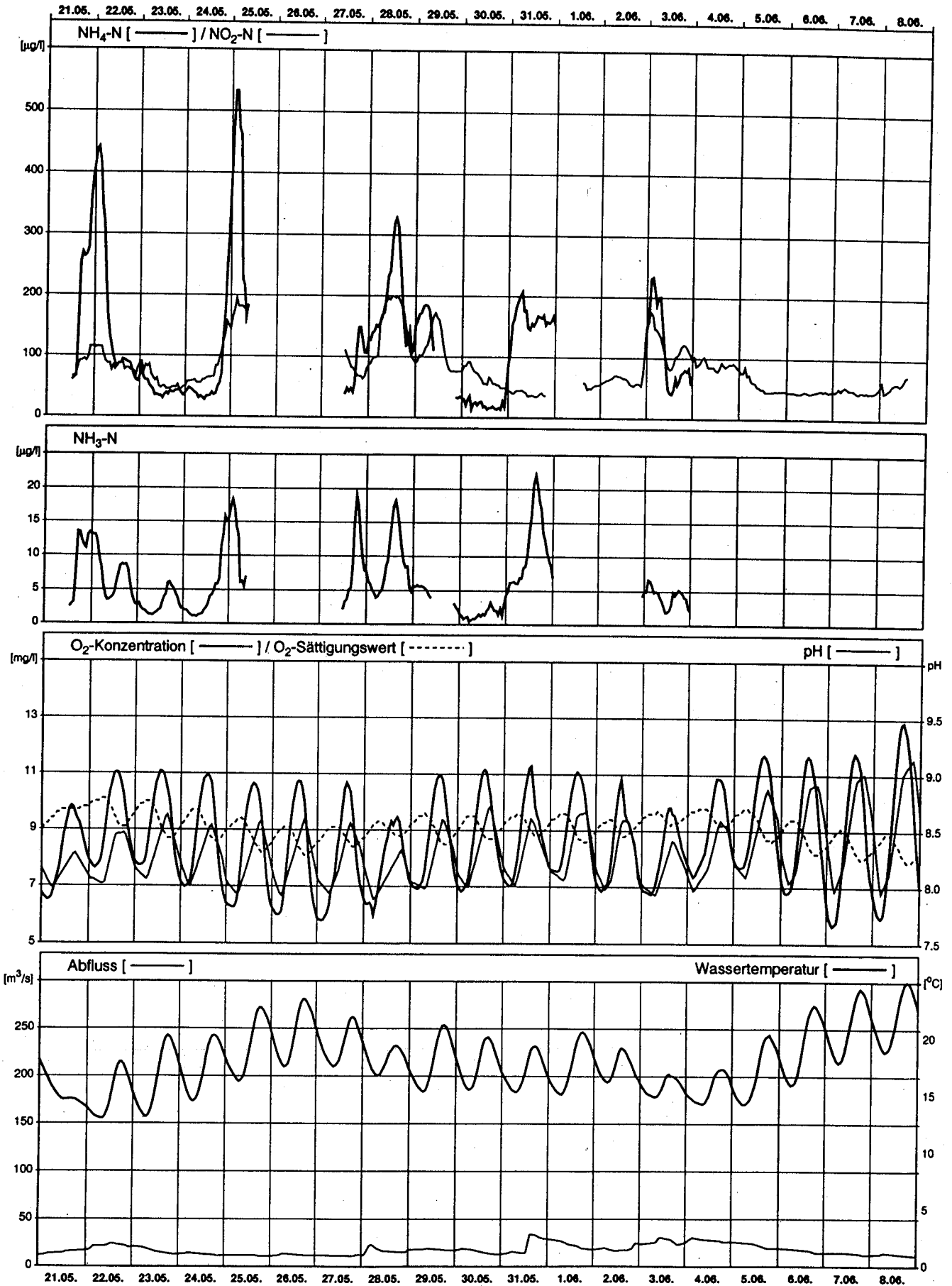
# Thur - Andelfingen

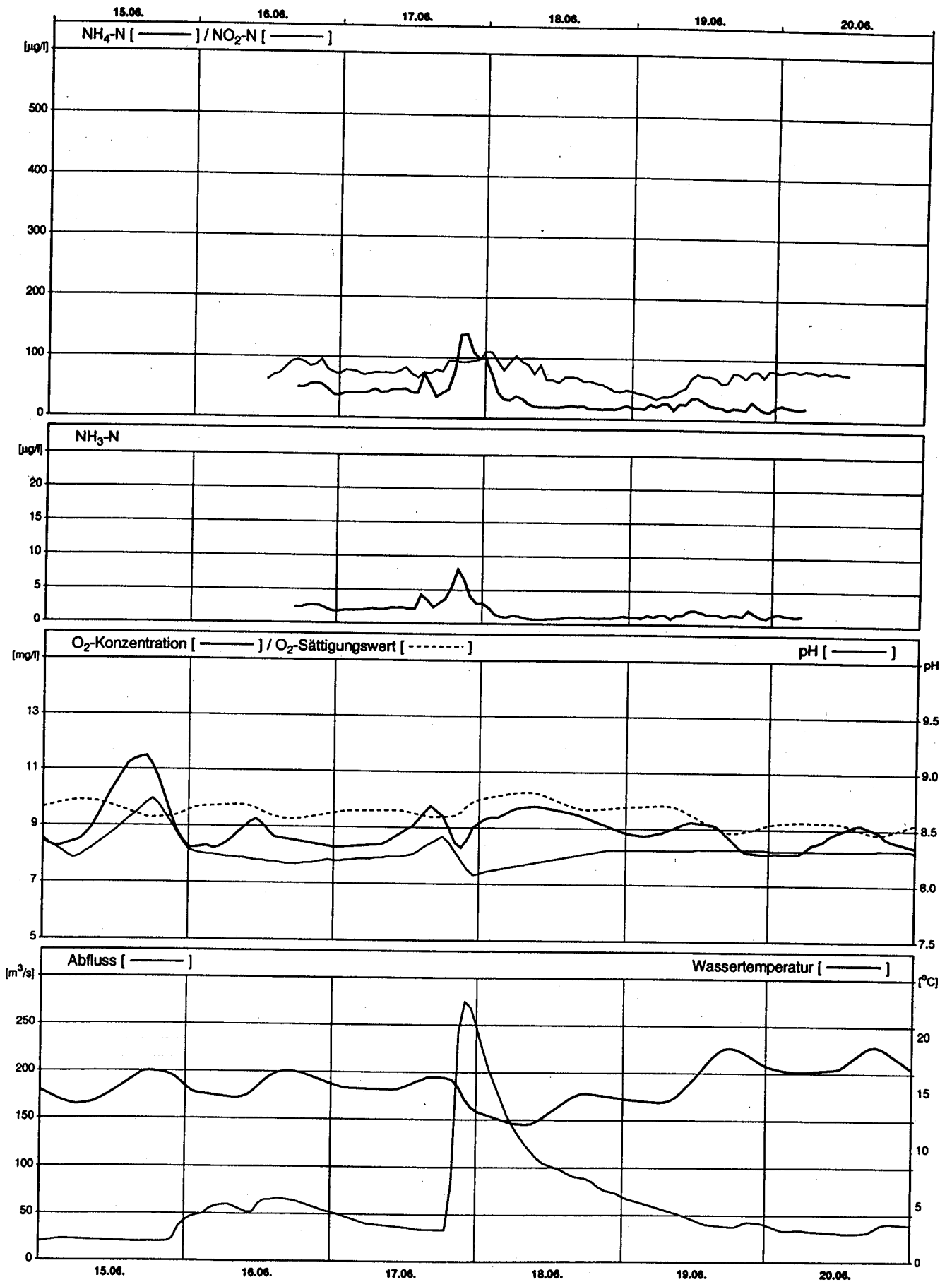
Messnetz NADUF

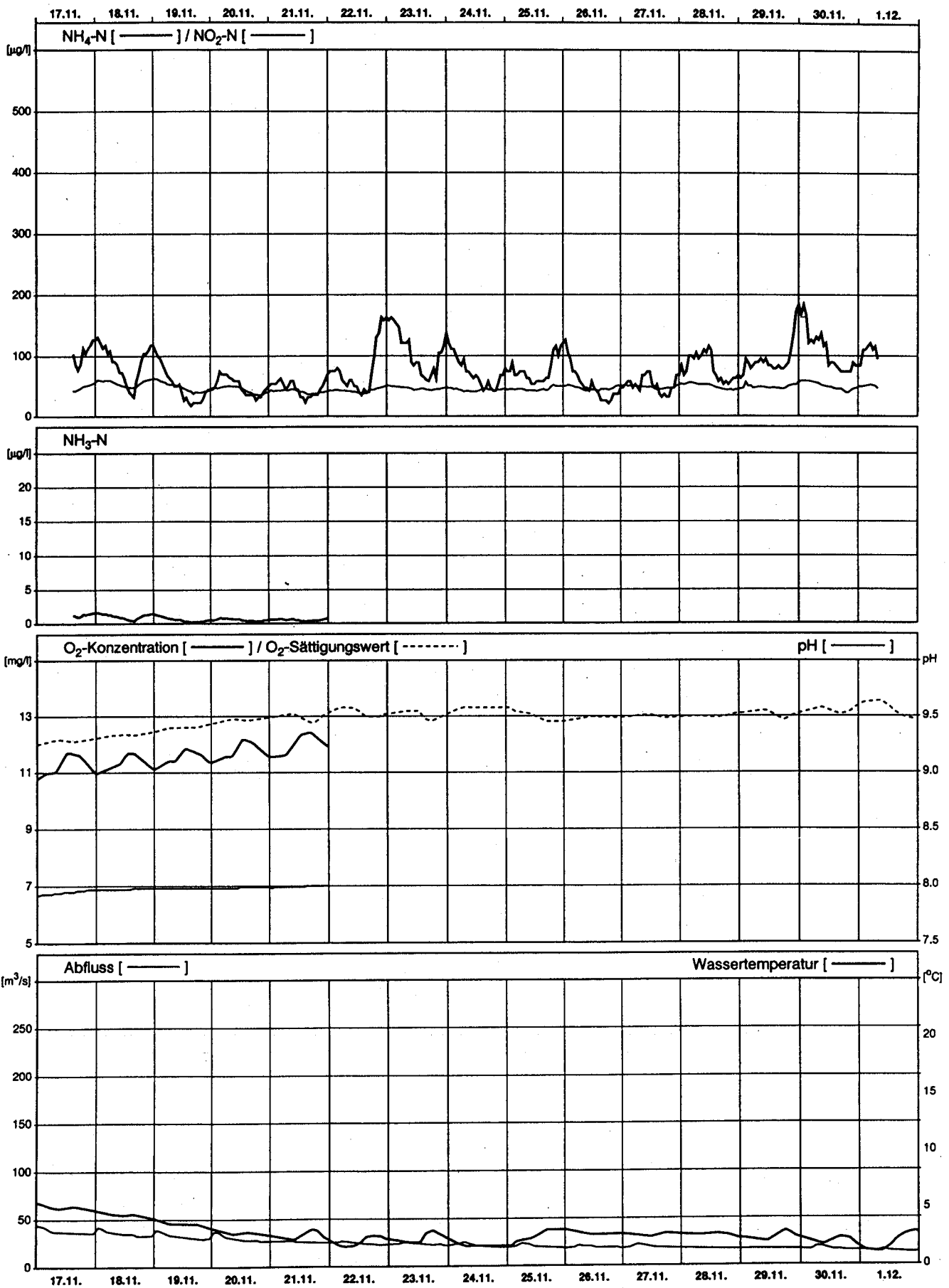
Verlauf der 14-tägigen Mittelwerte













### 5.3 Glatt-Rheinsfelden

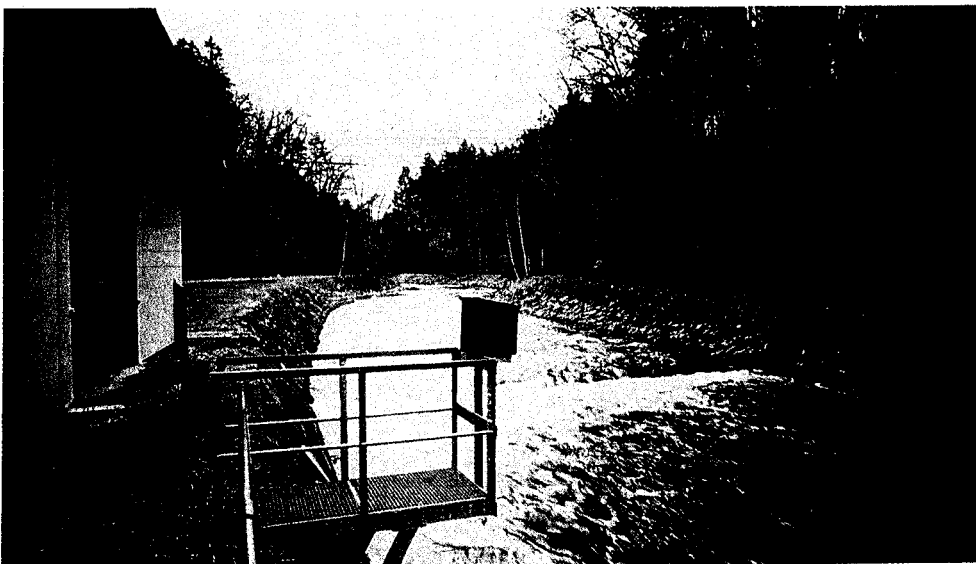
Koordinaten:	678040/269720
Stationshöhe:	336 m.ü.M.
Flusslänge gesamt:	41.1 km
Flusslänge bis Station:	40.7 km
Grösse des Einzugsgebietes:	416 km <sup>2</sup>
mittlere Geländeneigung:	4.6°
mittlere Gebietshöhe:	498 m.ü.M.
mittlerer Abfluss (1976–1990):	8.75 m <sup>3</sup> /s
mittlerer Gebietsniederschlag (1972–1992):	1190 mm/a
Spezifische Belastung (1990):	39970 EW/(m <sup>3</sup> /s)



Lage des Einzugsgebietes



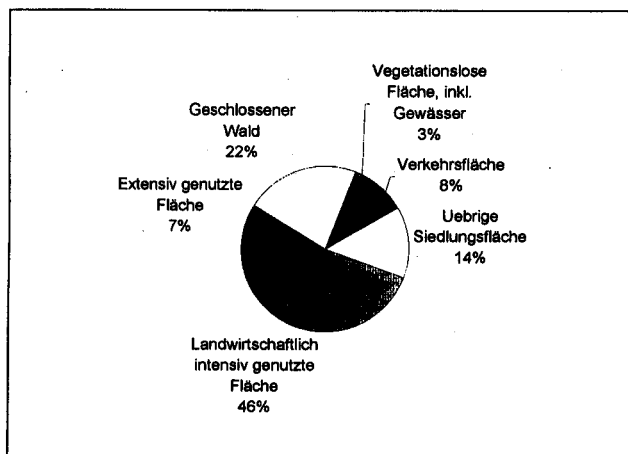
Geografische Lage  
der NADUF-Station  
(Massstab 1:25'000)



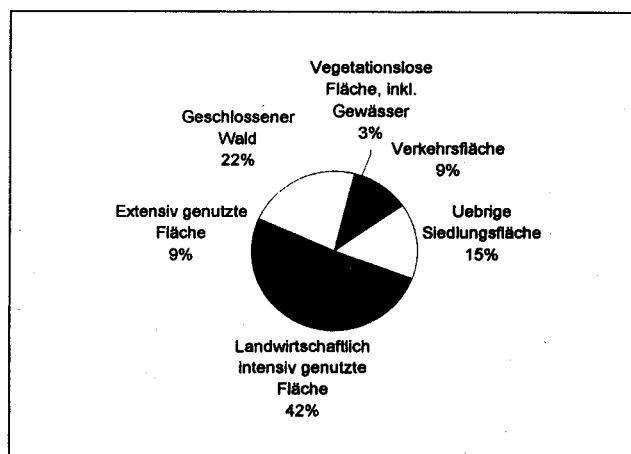
Flusslauf bei der  
NADUF-Station



## Bodennutzung im Einzugsgebiet



Datenquelle: GEOSTAT, Bundesamt für Statistik,  
Stand 1979/85, Aufbereitet mit dem GIS der LHG



Datenquelle: GEOSTAT, Bundesamt für Statistik,  
Stand 1992/97, Aufbereitet mit dem GIS der LHG

## Abwasserreinigungsanlagen oberhalb der NADUF-Station

Kanton	Nr.	Jahr	EGW (hydr.) 1000	Einwohner		Name	Distanz zur Messstation (km)
				angeschlossen 1000	anschliessbar 1000		
ZH	58/01	1963	2.4	1.9	2.3	Glattfelden	2
ZH	53/01	1957/74	32.3	19.7	19.7	Bülach	9
ZH	89/00	1972	37.8	24.0	24.4	Fischbach-Glatt/Niederglatt	12
ZH	66/02	1962	25.5	25.4	25.4	Kloten-Opfikon	22
ZH	66/01	1949/70	240.0	96.7	96.7	Zürich a. d. Glatt	25
ZH	191/00	1949/70	30.0	30.4	30.4	Dübendorf	29

Stand 1987

## Allgemeine Beschreibung des Untersuchungsgebietes

Die Station Rheinsfelden liegt unmittelbar vor der Mündung der Glatt in den Rhein. Die Glatt weist von allen im Rahmen des NADUF-Programms untersuchten Flüssen das kleinste Einzugsgebiet auf mit der

höchsten anthropogenen Belastung durch Abwässer und intensive Landwirtschaft. Nach ihrem Auslauf aus dem hocheutrophen Greifensee fliesst die Glatt durch ein dicht besiedeltes und stark industrialisiertes Gebiet.

## Kurzbeschreibung der gemessenen Parameter (1977–1998)

### Abfluss

Der mittlere Abfluss bei Rheinsfelden ist zirka doppelt so hoch als beim Seeausfluss. In der Abflussganglinie der Glatt bei Rheinsfelden ist eine regulierende Wirkung des Greifensees kaum ersichtlich. Der maximale Abflusstagesmittelwert der Glatt von  $72 \text{ m}^3/\text{s}$  beträgt rund das 8-fache des mittleren Jahresabflusses. Hochwasser treten zu jeder Jahreszeit auf und hängen von den jeweiligen Witterungsverhältnissen ab. Die monatlichen Mediane der Tagesmittel schwanken nur sehr schwach zwischen  $5.4$  und  $8.7 \text{ m}^3/\text{s}$ . Der höchste Median tritt dabei im Februar auf, während der niedrigste im Oktober zu finden ist.

### Temperatur

Die Wassertemperaturen (Tagesmittel) schwanken im Jahresverlauf zwischen  $0$  und  $25^\circ\text{C}$ . Im Winter betragen die Wassertemperaturen jedoch selten weniger als  $4^\circ\text{C}$ , was auf die Erwärmung durch eingeleitete Abwässer zurückgeführt werden könnte.

### pH

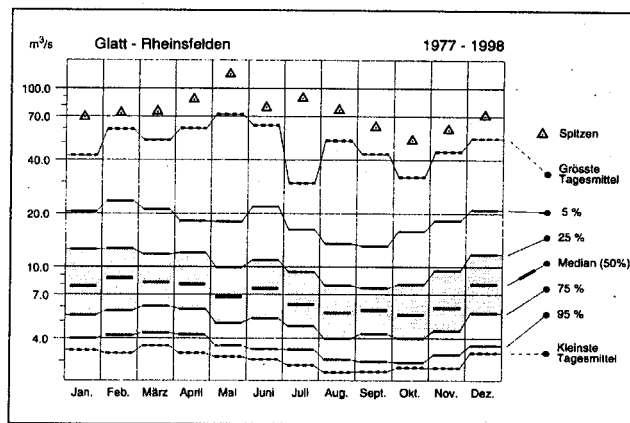
Die pH-Tagesmittelwerte schwanken im Jahresverlauf zwischen  $7.7$  und  $8.3$ . Die Tagesschwankungen sind zeitweise mit Werten zwischen  $7.8$  und  $9.2$  wesentlich grösser, was auf die hohe Primärproduktion in der Glatt zurückzuführen ist.

### elektrische Leitfähigkeit

Die el. Leitfähigkeit (Tagesmittel) schwankt im Jahresverlauf zwischen  $400$  und  $1000 \mu\text{S}/\text{cm}$ . Die zeitweise auftretenden hohen Werte sind auf die hohe spezifische Belastung der Glatt v.a. bei Niedrigwasser zurückzuführen. Entsprechend tritt bei Hochwasser eine starke Verdünnung auf, weshalb diese grossen Schwankungen zustande kommen. Eine Saisonalität ist nicht ersichtlich. Auch sind die Schwankungen der Tagesgänge teilweise sehr unregelmässig, was ebenfalls auf den Einfluss der vielen Abwassereinleitungen zurückgeführt werden kann.

### Sauerstoff

Der Sauerstoffgehalt wie auch die Sättigung (Tagesmittel) schwanken im Jahresverlauf zwischen  $60$ – $110\%$ . Im Tagesverlauf schwanken sie stark zwischen



Monatliche Verteilung der Tagesmittel des Abflusses

$\%$ . Im Tagesverlauf schwanken sie stark zwischen  $80$ – $140\%$ , was – wie beim pH – auf eine hohe Primärproduktion hinweist. Zeitweise treten zwei Sauerstoffmaxima im Tagesverlauf auf, was möglicherweise auf anthropogene Einflüsse zurückzuführen ist.

### Gesamthärte/Karbonathärte

Die Gesamthärten und Karbonathärten variieren zwischen  $3.5$ – $5.5 \text{ mval/l}$  bzw.  $2.5$ – $5 \text{ mval/l}$ . Eine Saisonalität aufgrund der temperaturabhängigen Löslichkeit der Wasserhärten ist ersichtlich. Dieses saisonale Muster wird ebenfalls durch die im Greifensee ablaufenden biologischen Prozesse (biogene Entkalkung) verstärkt.

### Phosphor

Die Phosphorkonzentrationen schwanken bis 1986 zwischen  $250$ – $1800 \mu\text{g}/\text{l}$  (Höchstwert Gesamtphosphor:  $2550 \mu\text{g}/\text{l}$ ). Nach 1986 haben sich die Phosphorkonzentrationen aufgrund des Phosphatverbotes in Waschmitteln massiv verringert und liegen seitdem im Bereich von  $0$ – $300 \mu\text{g}/\text{l}$  (Höchstwert:  $1250 \mu\text{g}/\text{l}$ ). In der Glatt ist die Abnahme der P-Konzentrationen seit 1986 sehr ausgeprägt, weil mehr als die Hälfte des Abflusses aus Abwasser besteht und sich damit Massnahmen, welche die Abwasserreinigung betreffen, stark auf die Wasserqualität auswirken. Es fällt auf, dass der Gesamtphosphor zum grössten Teil aus ortho-Phosphat besteht, was ebenfalls eine starke Abwasserbelastung zeigt.

### **Stickstoff**

Die Stickstoffkonzentrationen zeigen von 1983 bis 1992 eine Konzentrationszunahme, während seit 1993 wieder abnehmende Tendenzen ersichtlich sind. Dies könnte auf die ökologische Landwirtschaftspraxis zurückgeführt werden. Erwähnenswert ist dazu, dass zwischen den beiden Arealstatistikerhebungen von 1979/85 und 1992/97 ein Rückgang der landwirtschaftlich intensiv genutzten Fläche feststellbar ist. Die Konzentrationen von Gesamtstickstoff und Nitrat schwanken von 1982 bis 1992 zwischen 3–12 mg/l während sie seit 1993 im Bereich von 3.5–8 mg/l liegen. Die Nitratkonzentrationen liegen v.a. im Winter oft über dem in der Gewässerschutzverordnung geforderten Wert von 5.6 mg/l.

### **TOC/DOC**

Die DOC-Konzentrationen schwanken leicht zwischen 2–5 mg/l und liegen damit teilweise über dem in der Gewässerschutzverordnung geforderten Wert von 4 mg/l. Die DOC-Konzentrationen weisen auf eine hohe anthropogene Belastung hin. Die TOC-Konzentrationen liegen im Bereich von 4–15 mg/l (Höchstwert: 39 mg/l) und werden von den vorherrschenden Abflussverhältnissen bestimmt (vgl. Kap. 3).

### **Chlorid**

Die Chloridkonzentrationen schwanken zwischen 20–70 mg/l und liegen im Bereich von anthropogen sehr stark belasteten Gewässern. Die Konzentrationsverläufe zeigen praktisch kein saisonales Muster, weil wahrscheinlich der Anteil des Chlorids aus dem Abwasser wesentlich höher ist als derjenige aus Strassensalzen. Eine Ausnahme bilden einzelne Spitzenwerte im Winter, welche auf Strassensalze zurückzuführen sind. Die Konzentrationen sind v.a. vom Abflussregime bzw. von Verdünnungseffekten durch Hochwasserereignisse geprägt (vgl. Kap. 3).

### **Sulfat**

Die Sulfatkonzentrationen schwanken zwischen 12–48 mg/l und zeigen praktisch kein saisonales Muster. Die

Sulfatkonzentrationen werden durch Verdünnungseffekte von einzelnen Hochwassern bestimmt.

### **Zink**

Die Zinkkonzentrationen haben seit 1989 leicht abgenommen und schwanken seither zwischen 0–75 µg/l. Die Konzentrationen überschreiten zeitweise den gesetzlich geforderten Wert von 20 µg/l massiv.

### **Kupfer**

Die Kupferkonzentrationen zeigen keine Tendenzen und schwanken zwischen 1–26 µg/l. Zeitweise überschreiten sie den gesetzlich geforderten Wert von 5 µg/l massiv.

### **Blei**

Die Bleikonzentrationen haben seit 1989 (0–15 µg/l; Höchstwert: 25.6 µg/l) stark abgenommen, was auf die Einführung des Katalysators und den rückläufigen Verbrauch von bleihaltigem Benzin zurückgeführt werden kann. Mit 0–9 µg/l (Höchstwert: 13 µg/l) liegen die Bleikonzentrationen wesentlich tiefer und meist unterhalb des gesetzlich geforderten Wertes von 10 µg/l.

### **Chrom**

Die Chromkonzentrationen liegen im Jahr 1998 mit 0.9–2.6 µg/l deutlich unterhalb des gesetzlich geforderten Wertes von 5 µg/l.

### **Cadmium**

Die Cadmiumkonzentrationen liegen meist unterhalb des gesetzlich geforderten Wertes von 0.2 µg/l. Auffallend sind die erhöhten Konzentrationen in den Jahren 1977–1981 und 1989–1991, was auf analytische Unsicherheiten zurückzuführen ist.

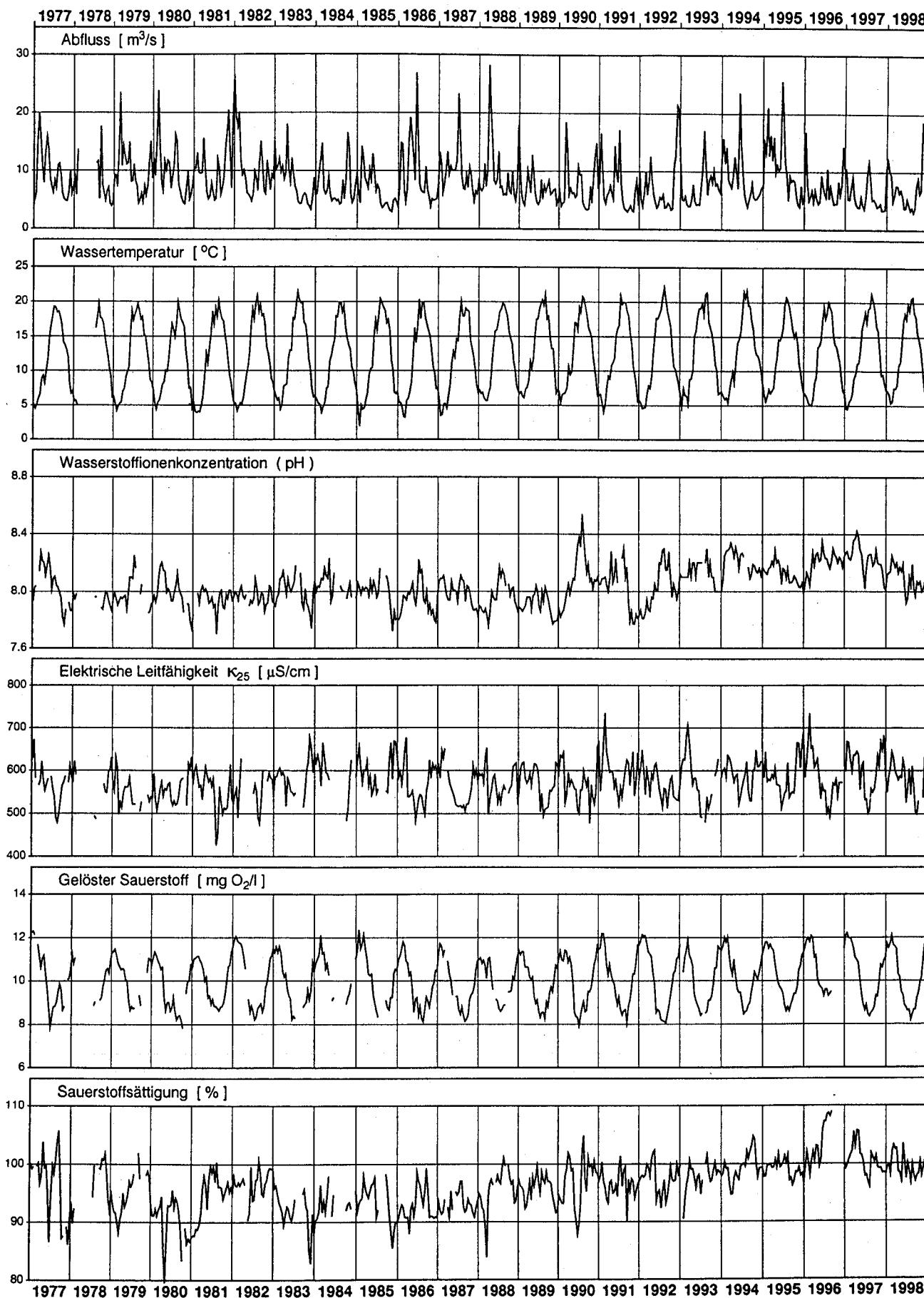
### **Nickel**

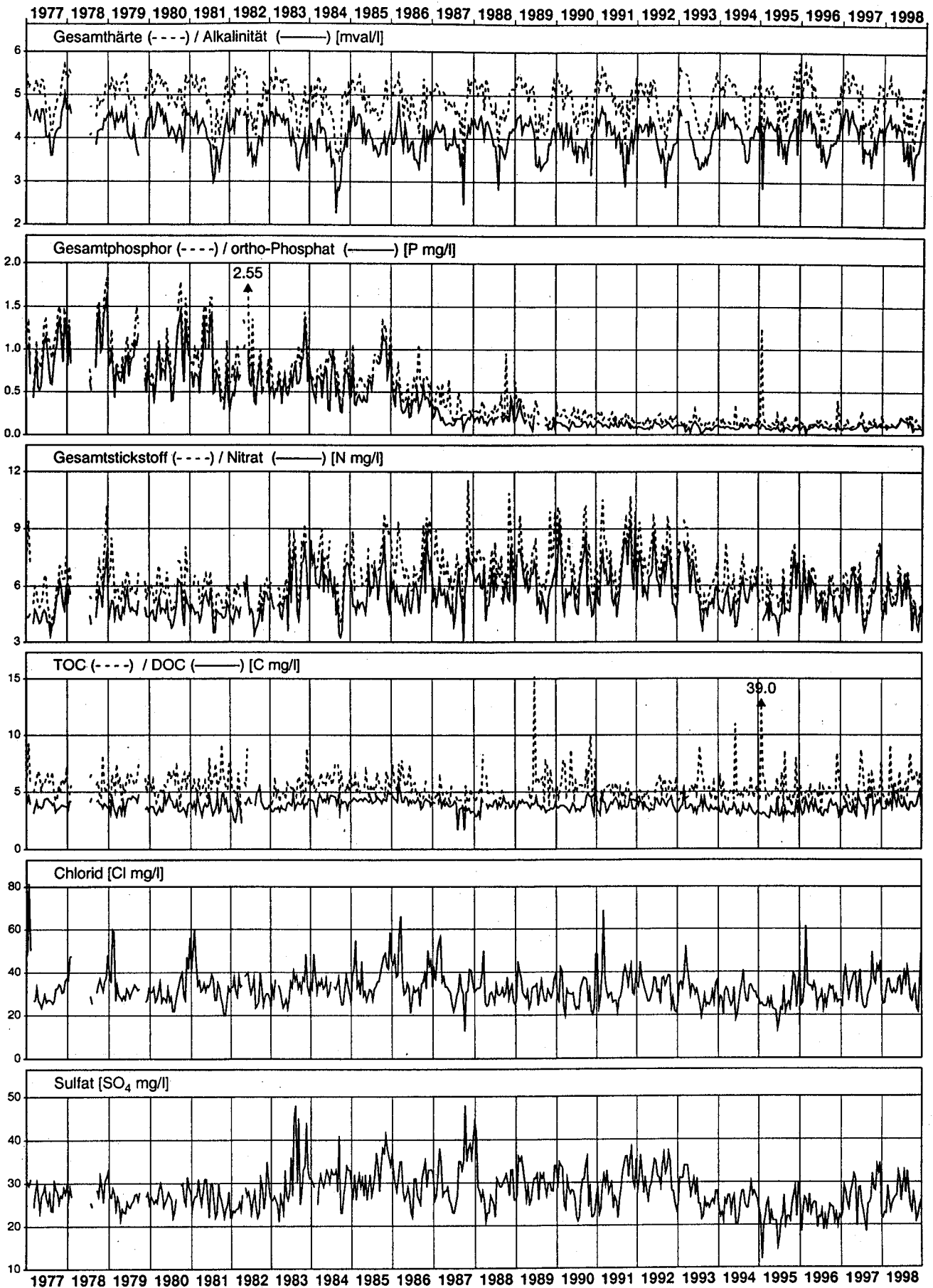
Die Nickelkonzentrationen liegen mit 0.2–3.5 µg/l deutlich unterhalb des gesetzlich geforderten Wertes von 10 µg/l.

## **Fazit**

Auch in der Glatt (wie in der Thur) war die Primärproduktion in den Jahren 1994 und 1995 deutlich tiefer, was auf häufige Hochwasser im Frühsommer/Sommer zurückzuführen ist. Aus den kontinuierlich registrierten Parametern sind keine Tendenzen bezüglich einer Abnahme der biologischen Aktivität seit 1976 ersichtlich.

Die extrem hohe anthropogene Belastung der Glatt zeigt sich in fast allen chemischen Parametern. Die Qualitätsziele für Fließgewässer, wie sie in der Gewässerschutzverordnung festgelegt sind, werden bei fast allen Parametern oft überschritten. Die seit Beginn der Messperiode abnehmenden Tendenzen in den Schwermetallkonzentrationen sind wahrscheinlich auf den Ausbau vieler Kläranlagen zurückzuführen, wobei der Rückhalt der partikulären Stoffe verbessert wurde.

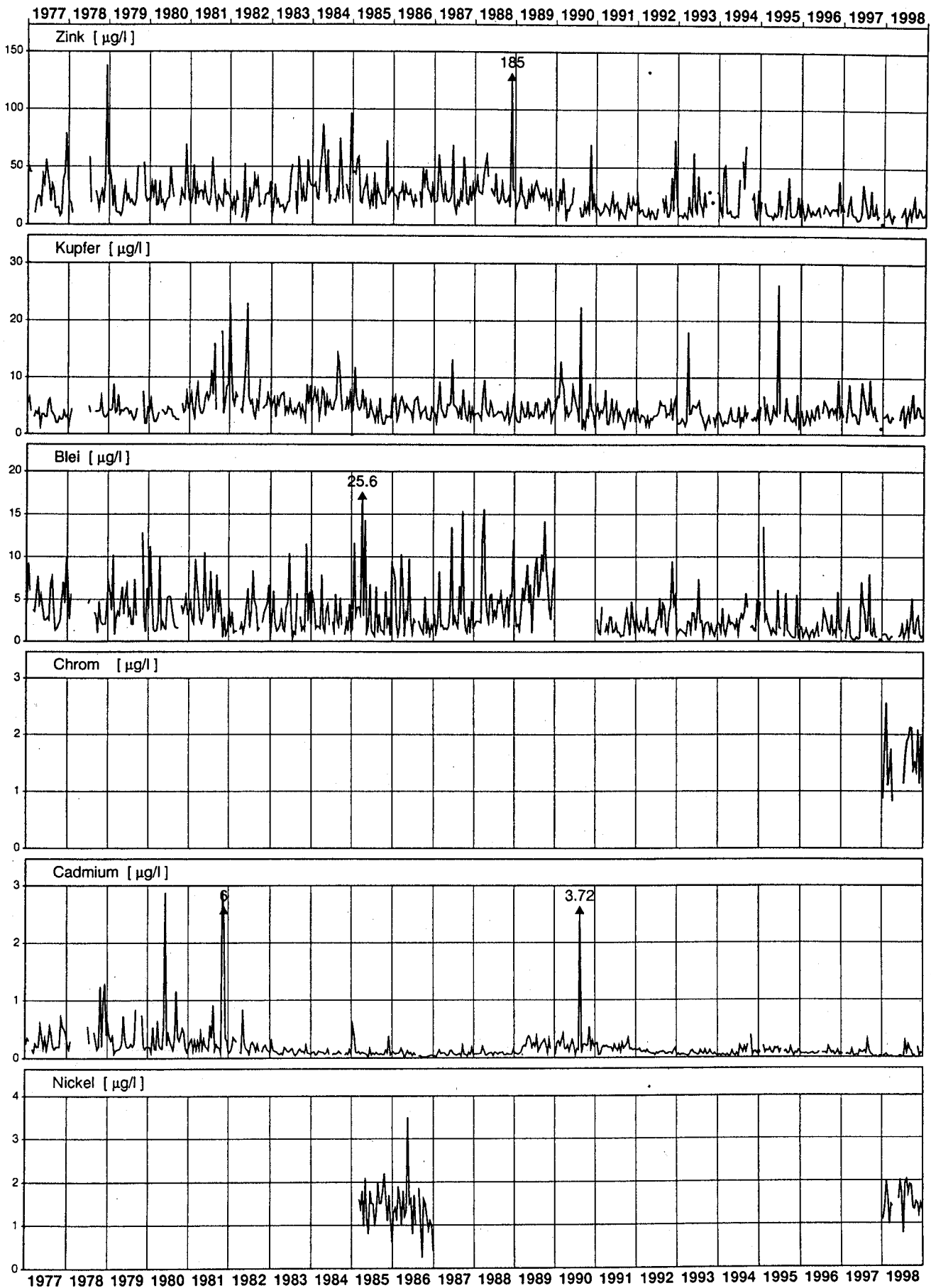




# Glatt - Rheinsfelden

Messnetz NADUF

Verlauf der 14-tägigen Mittelwerte

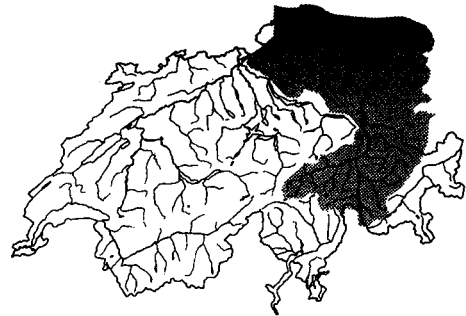




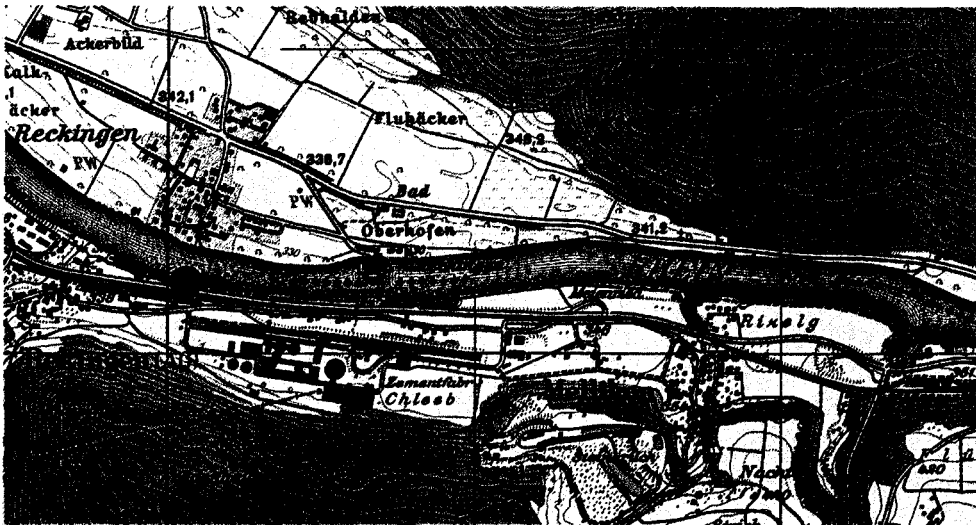


## 5.4 Rhein-Rekingen

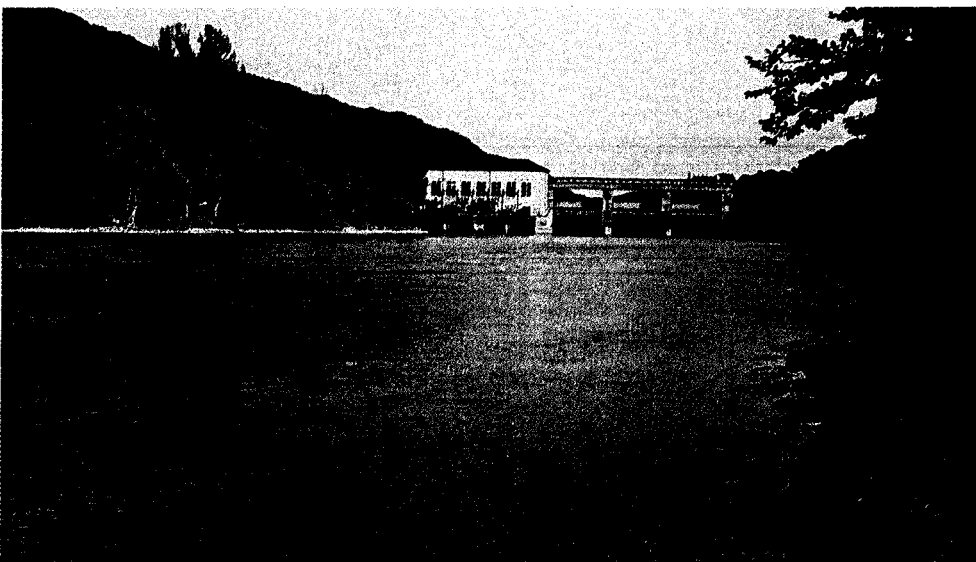
Koordinaten:	667060/269230
Stationshöhe:	323 m.ü.M.
Flusslänge gesamt (CH):	371.6 km
Flusslänge bis Station:	294 km
Grösse des Einzugsgebietes:	14718 km <sup>2</sup>
mittlere Geländeneigung:	17.1°
mittlere Gebietshöhe:	1260 m.ü.M.
mittlerer Abfluss (1971–1990):	436 m <sup>3</sup> /s
mittlerer Gebietsniederschlag (1972–1992):	1299 mm/a
Spezifische Belastung (1990):	5570 EW/(m <sup>3</sup> /s)



Lage des Einzugsgebietes

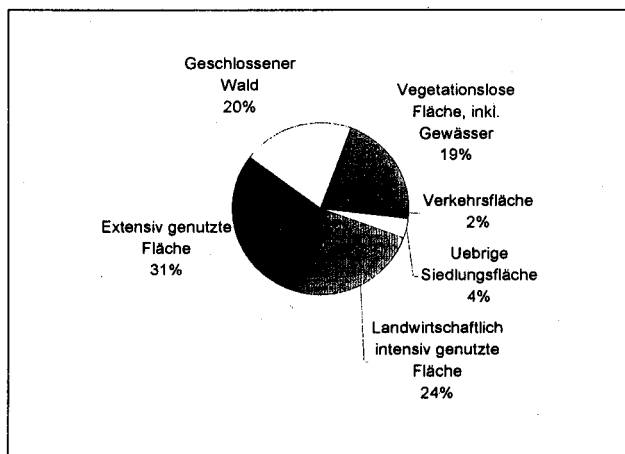


Geografische Lage  
der NADUF-Station  
(Massstab 1:25'000)



Flusslauf bei der  
NADUF-Station

## Bodennutzung im Einzugsgebiet



Datenquelle: GEOSTAT, Bundesamt für Statistik, Stand 1979/85, Aufbereitet mit dem GIS der LHG

## Abwasserreinigungsanlagen oberhalb der NADUF-Station

Kanton	Nr.	Jahr	EGW (hydr.) 1000	Einwohner		Name	Distanz zur Messstation (km)
				angeschlossen 1000	anschliessbar 1000		
AG	4306/00	1978	0.5	0.26	0.29	Fisibach	5.5
ZH	55/00	1969	10.5	2.30	2.33	Eglisau	14.0
ZH	38/00	1962/77	3.4	1.20	1.88	Rheinau	29.0

Stand 1987

## Allgemeine Beschreibung des Untersuchungsgebietes

In Rekingen befindet sich die erste Messstation am Rhein unterhalb des Bodensees. Die Messstation in Rekingen dient der Internationalen Kommission zum Schutze des Rheins als Referenzpunkt in ihrem Messprogramm.

## Kurzbeschreibung der gemessenen Parameter (1977–1998)

### Abfluss

Der mittlere Abfluss des Rheins bei Rekingen ist rund 20% höher als beim Ausfluss aus dem Bodensee (360 m<sup>3</sup>/s). Die regulierende Wirkung des Sees ist deutlich in der Abflussganglinie ersichtlich. Der maximale Abflusstagesmittelwert von 1400 m<sup>3</sup>/s beträgt ca. das 3-fache des mittleren Jahresabflusses. Ebenfalls – wenn auch nur gedämpft – ersichtlich ist der Schmelzwassereinfluss des Alpenrheins, was sich in den hohen Abflussmengen im Sommer (Mai bis August) und tiefen Abflussmengen im Winter zeigt. Der Median der Tagesmittel im Juni beträgt mit 636 m<sup>3</sup>/s rund das doppelte des Wertes im Februar (304 m<sup>3</sup>/s). Einzelne Hochwasser im Winter treten manchmal auf, weil der Einfluss von Mittellandflüssen (Thur, Töss, Glatt) doch beträchtlich ist.

### Temperatur

Die Wassertemperaturen (Tagesmittel) schwanken im Jahresverlauf zwischen 2 und 25°C.

### pH

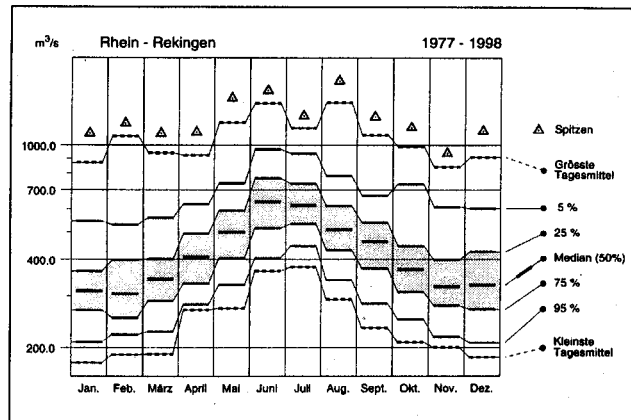
Die pH-Tagesmittelwerte schwanken im Jahresverlauf zwischen 7.6 und 8.9, wobei die Schwankungen im Jahresverlauf meist sehr gering sind. Die Tagesschwankungen sind ebenfalls sehr klein. Die Schwankungen der pH-Tagesmittelwerte im Jahresverlauf haben seit 1976 abgenommen. Die Sauerstoffganglinie zeigt diese Tendenz nicht im gleichen Ausmass, weshalb Änderungen in biologischen Prozessen als Grund auszuschliessen sind. Die Ursache ist zur Zeit noch unklar.

### elektrische Leitfähigkeit

Die el. Leitfähigkeit (Tagesmittel) schwankt zwischen 270 und 400 µS/cm und zeigt eine deutlich ausgeprägte Saisonalität, welche durch Verdünnungseffekte, durch die unterschiedliche Herkunft des Wasser, durch die temperaturabhängige Löslichkeit der Wasserhärten und durch biologische Prozesse im Bodensee bewirkt wird.

### Sauerstoff

Der Sauerstoffgehalt (Tagesmittel) schwankt im Jahresverlauf zwischen 95 und 120%. Die Tagesschwankungen bzw. die Primärproduktion ist gering, jedoch -



Monatliche Verteilung der Tagesmittel des Abflusses

wie beim pH – während des ganzen Jahres ersichtlich, wobei sie im Frühjahr und Herbst bei niedrigem Wasserstand höher ist. Auffallend ist auch die Zunahme des Sauerstoffgehaltes nach einem Hochwasser. Dies ist auf die Sauerstoffübersättigung zurückzuführen, welche beim Überfall über das Wehr oberhalb der Messstation stattfindet.

### Gesamthärte/Karbonathärte

Die Gesamthärten und Karbonathärten variieren zwischen 2.8–4 mval/l bzw. 2–3.2 mval/l. Es ist ein sehr deutliches saisonales Muster aufgrund der temperaturabhängigen Löslichkeit der Wasserhärten ersichtlich, welches durch die im Bodensee ablaufenden biologischen Prozesse und die saisonal unterschiedliche Herkunft des Wassers zusätzlich verstärkt wird. Die Gesamthärte liegt meist deutlich höher als die Karbonathärte.

### Phosphor

Die Phosphorkonzentrationen im Rhein bei Rekingen zeigen eine seit 1986 (Phosphatverbot in Waschmitteln) abnehmende Tendenz. Die Werte schwanken bis 1986 beim Gesamtphosphor zwischen 40–210 µg/l und beim ortho-Phosphat zwischen 0–130 µg/l. Seit 1986 schwanken die Gesamtphosphorkonzentrationen und die Phosphatkonzentrationen im Bereich von 30–150 µg/l bzw. 10–70 µg/l. Die Gesamtphosphorkonzentrationen haben im Vergleich zu den Phosphatkonzentra-

tionen seit 1986 weniger stark abgenommen, weil im Einzugsgebiet des Bodensees der natürliche apatitische Phosphoranteil relativ hoch ist und sich somit eine P-Reduktion im Abwasser weniger stark auf die Gesamtposphorkonzentrationen auswirkt. Inwieweit die Phosphorreduktion durch die Zunahme des P-Eintrages aus der Landwirtschaft kompensiert wird, muss mit speziellen Auswertungen abgeklärt werden.

### **Stickstoff**

Die Stickstoffkonzentrationen zeigen seit 1983 eine Konzentrationszunahme, welche sowohl beim Gesamtstickstoff als auch beim Nitrat in den sommerlichen Konzentrationsminima ersichtlich ist. Es sind keine abnehmenden Tendenzen in den Konzentrationsminima ersichtlich. Hingegen weisen die winterlichen Konzentrationsmaxima in den Jahren 1984–1989 höhere Werte auf als in den Jahren davor und danach. Worauf dies zurückzuführen ist, bleibt unklar. Die Konzentrationen von Gesamtstickstoff und Nitrat schwanken seit 1991 im Bereich von 1.3–2.8 mg/l bzw. 0.9–2.2 mg/l. Die Nitratkonzentrationen liegen zu jeder Jahreszeit unterhalb des in der Gewässerschutzverordnung geforderten Wertes von 5.6 mg/l.

Die Ammonium- und Nitritkonzentrationen schwanken während den Messkampagnen zwischen 10–90 µg/l bzw. 15–140 µg/l. Die Ammoniumkonzentrationen waren im Juli und Oktober 1997 bei höheren Temperaturen aufgrund der mit zunehmender Temperatur höheren Nitrifikationsleistung niedriger als im Januar und April 1997. Ebenfalls lagen die Nitritkonzentrationen im Sommer wegen der hohen Nitrifikationsleistung manchmal höher als die Ammoniumkonzentrationen. Auffallend ist der am 7.7.1997 auftretende Konzentrationspeak beim Nitrit, welcher parallel zum Anstieg im Abfluss verläuft. Die Ammoniumkonzentrationen lagen während der gesamten Messkampagne deutlich unterhalb des gesetzlich geforderten Wertes.

### **TOC/DOC**

Die DOC-Konzentrationen schwanken zwischen 1–4 mg/l und liegen innerhalb des in der Gewässerschutzverordnung geforderten Bereiches von 1–4 mg/l. Eine leichte Zunahme der DOC-Konzentrationen seit 1996 ist ersichtlich, was jedoch mit weiteren Messreihen belegt werden muss. Die TOC-Konzentrationen liegen im Bereich von 2–7.5 mg/l (Höchstwert: 16.4 mg/l)

und werden von den vorherrschenden Abflussverhältnissen bestimmt (vgl. Kap. 3).

### **Chlorid**

Die Chloridkonzentrationen schwanken bis 1988 zwischen 4–15 mg/l, seit 1988 zwischen 5.5–12.5 mg/l. Eine abnehmende Tendenz ist seit 1988 in den winterlichen Konzentrationsmaxima ersichtlich. Die Konzentrationsverläufe zeigen ein ausgeprägt saisonales Muster, was v.a. durch den Chlorideintrag im Winter aus Strassensalzen zurückzuführen ist (vgl. Kap. 3).

### **Sulfat**

Die Sulfatkonzentrationen schwanken zwischen 22–45 mg/l und zeigen im Gegensatz zum Chlorid keine saisonalen Schwankungen. Diese fehlende Saisonalität im Konzentrationsverlauf trotz saisonalem Abflussregime dürfte einerseits auf die puffernde Wirkung des Bodensees zurückzuführen sein, weil sich Sulfat in Seen praktisch als konservativer Stoff verhält. Andererseits ist die fehlende Saisonalität auch auf den Einfluss der stark unterschiedlichen Einzugsgebiete zurückzuführen.

### **Zink**

Die Zinkkonzentrationen liegen im Zeitraum 1990–1998 tiefer als 1977–1979 und schwanken zwischen 1–33 µg/l. Die Konzentrationen liegen seit 1990 jedoch fast immer unterhalb des gesetzlich geforderten Wertes von 20 µg/l.

### **Kupfer**

Die Kupferkonzentrationen haben seit 1993 gegenüber 1977–1979 und 1989–1992 ebenfalls leicht abgenommen, schwanken zwischen 0–5 µg/l und sind meist kleiner als 3 µg/l, womit sie deutlich unterhalb des gesetzlich geforderten Wertes von 5 µg/l liegen.

### **Blei**

Die Bleikonzentrationen haben ebenfalls seit 1993 gegenüber 1977–1979 und 1989–1992 leicht abgenommen, was auf die Einführung des Katalysators und den rückläufigen Verbrauch von bleihaltigem Benzin zurückzuführen ist. Seit 1993 schwanken sie zwischen 0–6 µg/l und liegen deutlich unterhalb des gesetzlich geforderten Wertes von 10 µg/l.

**Chrom**

Die Chromkonzentrationen schwanken zwischen 0–3.3 µg/l und liegen deutlich unterhalb des gesetzlich geforderten Wertes von 5 µg/l.

**Cadmium**

Die Cadmiumkonzentrationen haben seit 1992 abgenommen und schwanken seither zwischen 0–0.2 µg/l

und liegen fast immer unterhalb des gesetzlich geforderten Wertes von 0.2 µg/l.

**Nickel**

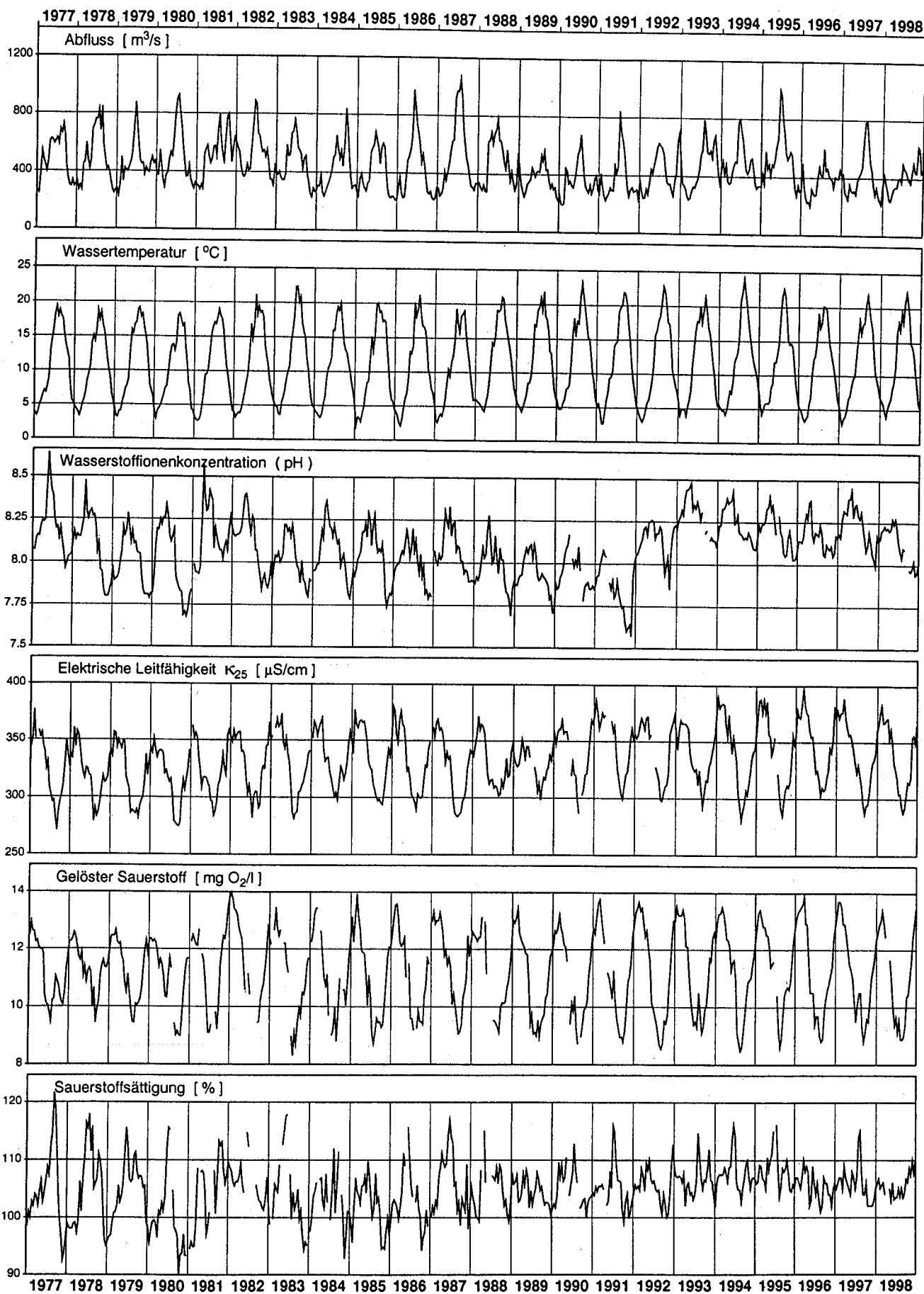
Die Nickelkonzentrationen haben seit 1995 gegenüber 1990–1994 abgenommen und schwanken zwischen 0.2–1.8 µg/l. Sie liegen deutlich unterhalb des gesetzlich geforderten Wertes von 10 µg/l.

## **Fazit**

Der Rhein bei Rekingen weist eine geringe anthropogene Belastung auf, was sich in den tiefen Ammonium-, DOC-, Chlorid- und Schwermetallkonzentrationen zeigt, welche alle meist deutlich unterhalb der gesetzlich geforderten Werte liegen.

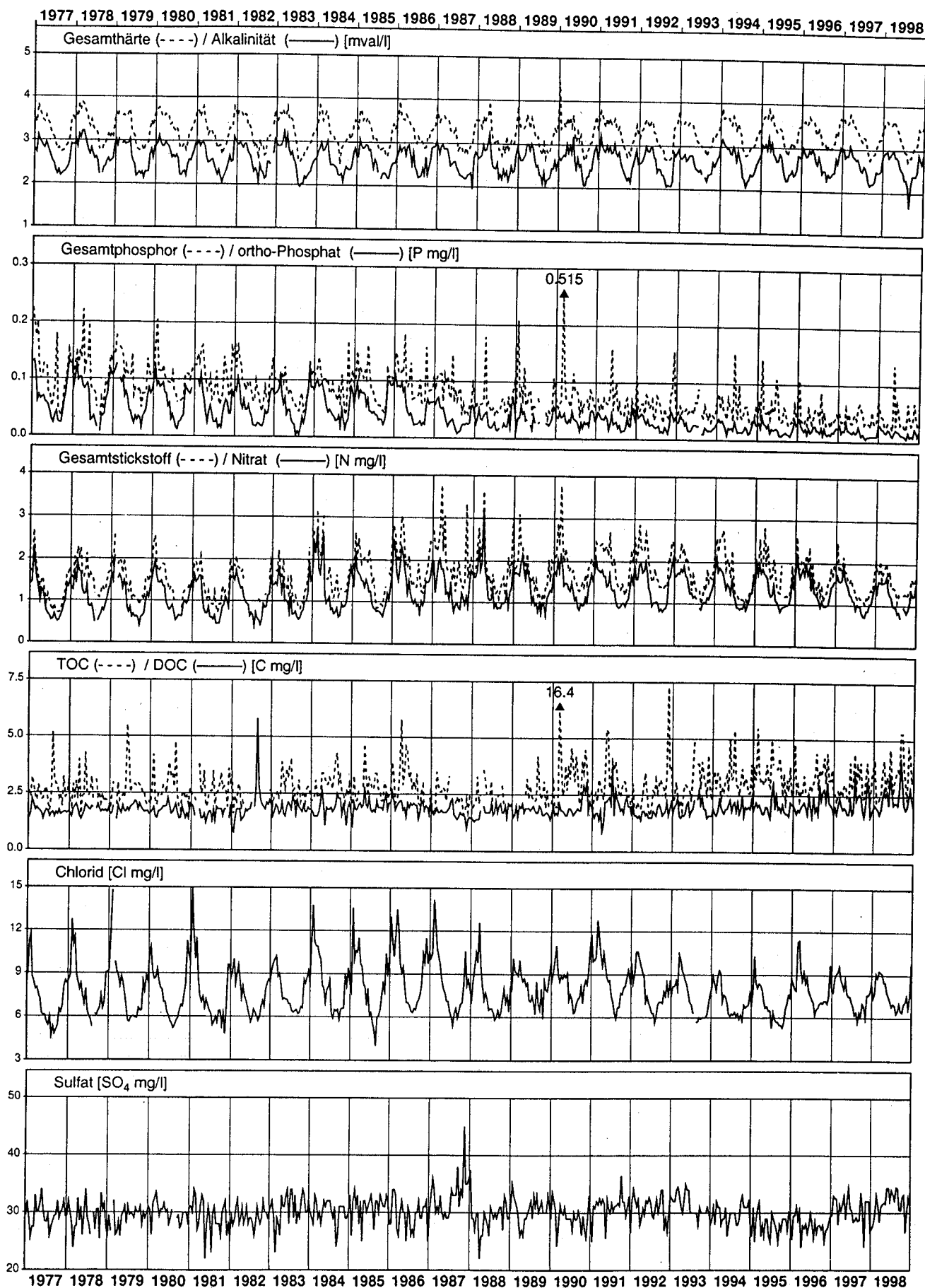
# Rhein - Rekingen

Messnetz NADUF  
Verlauf der 14-tägigen Mittelwerte



# Rhein - Rekingen

Messnetz NADUF  
Messwerte der 14-tägigen Sammelproben

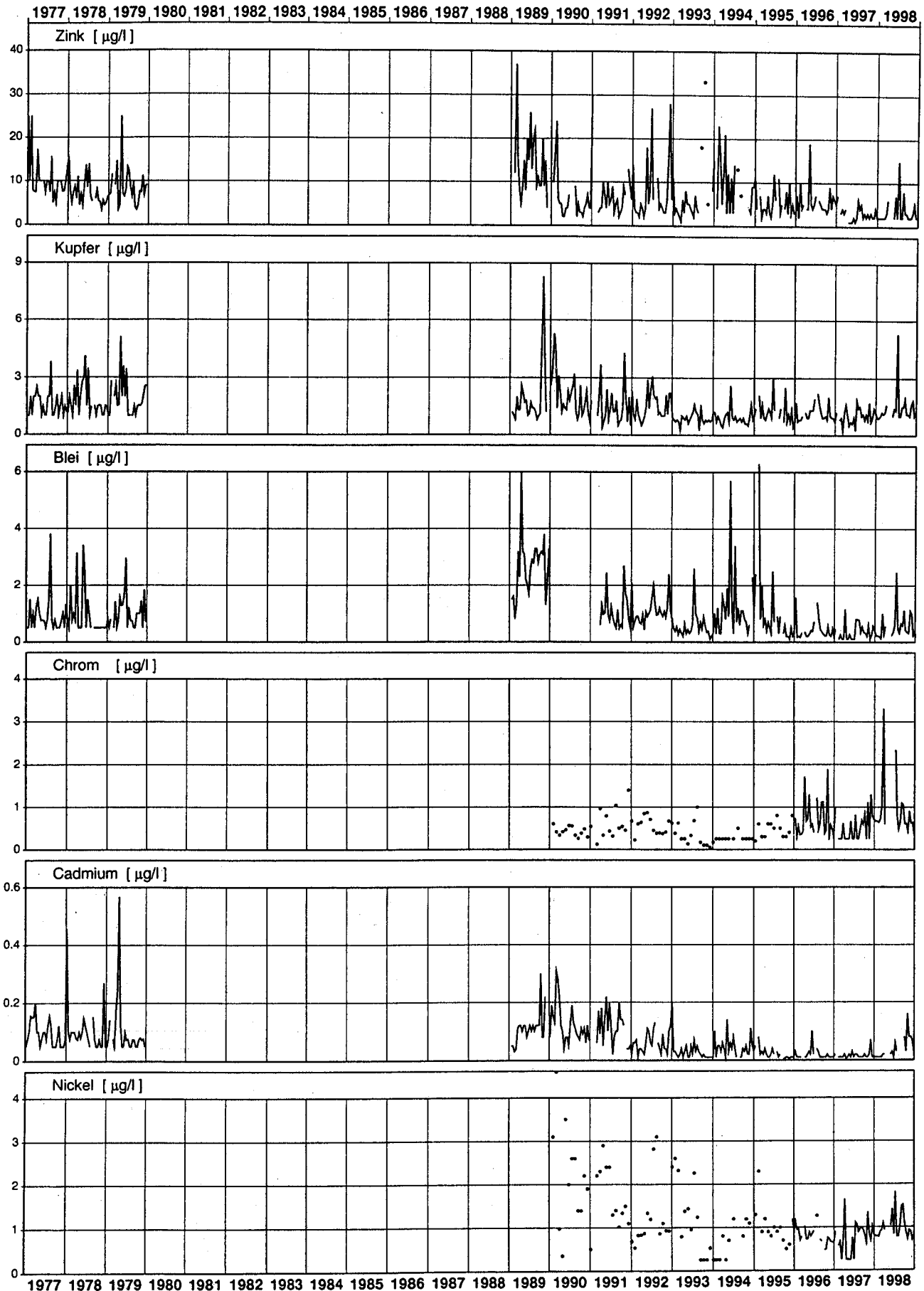


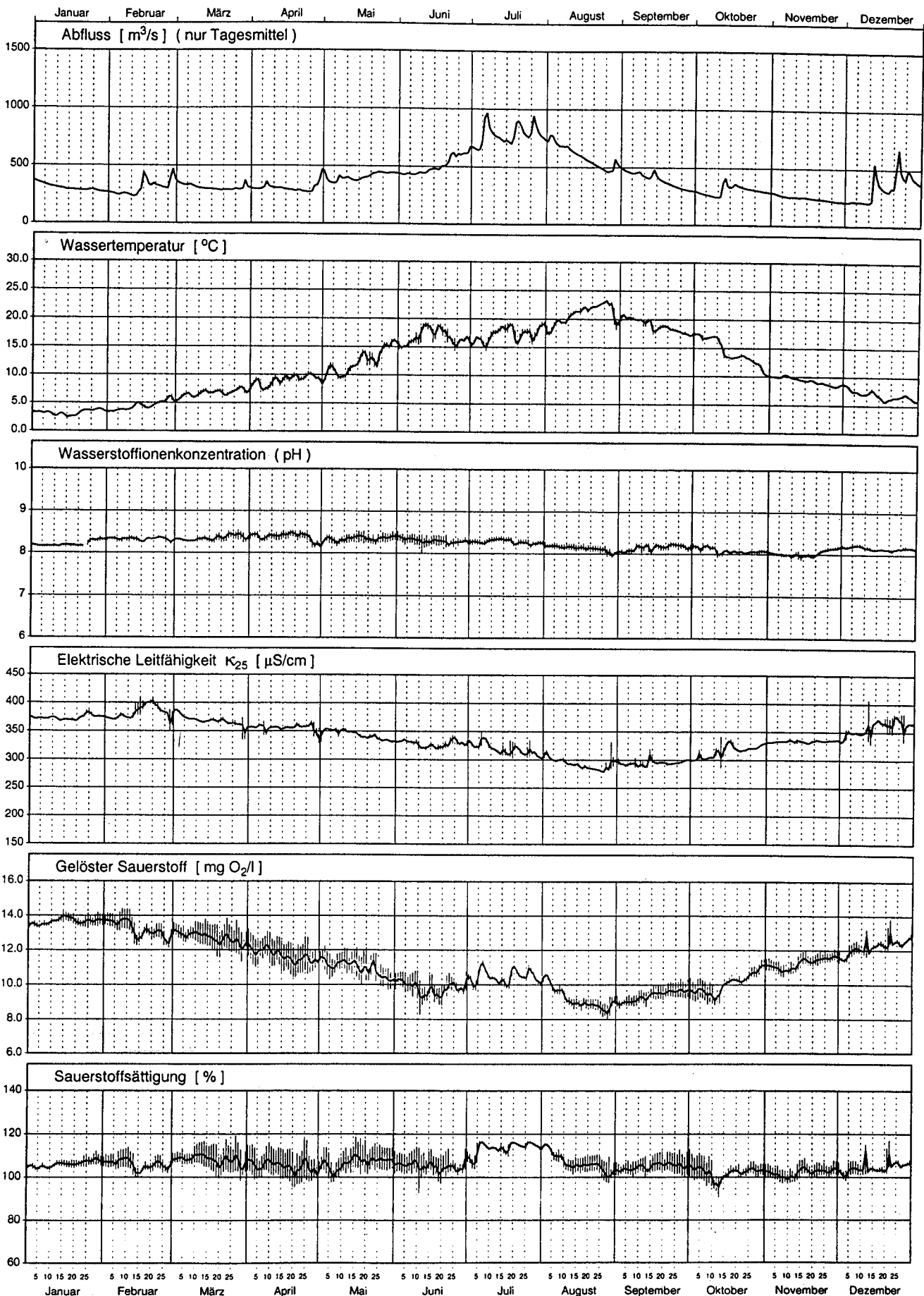


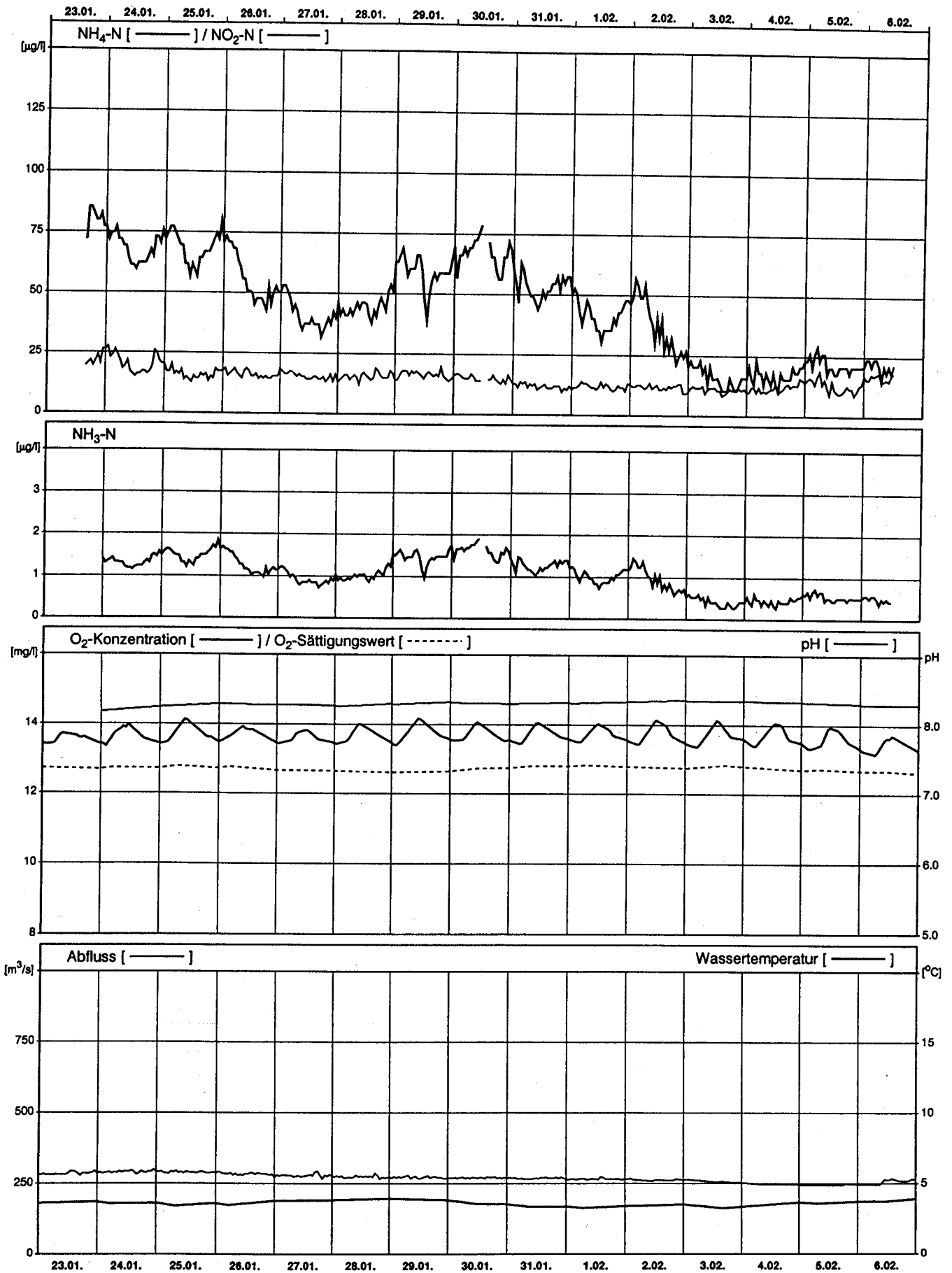
# Rhein - Rekingen

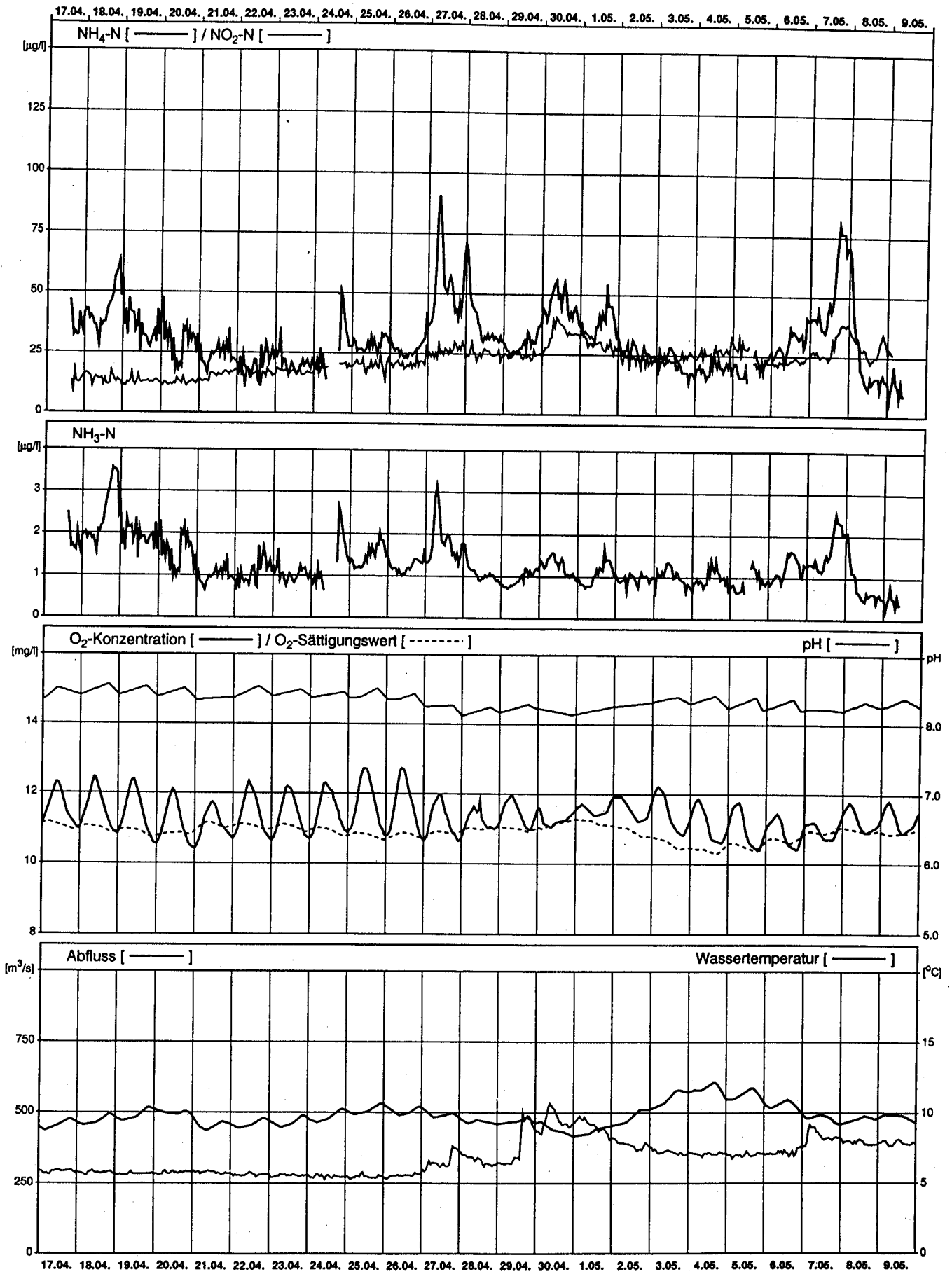
Messnetz NADUF

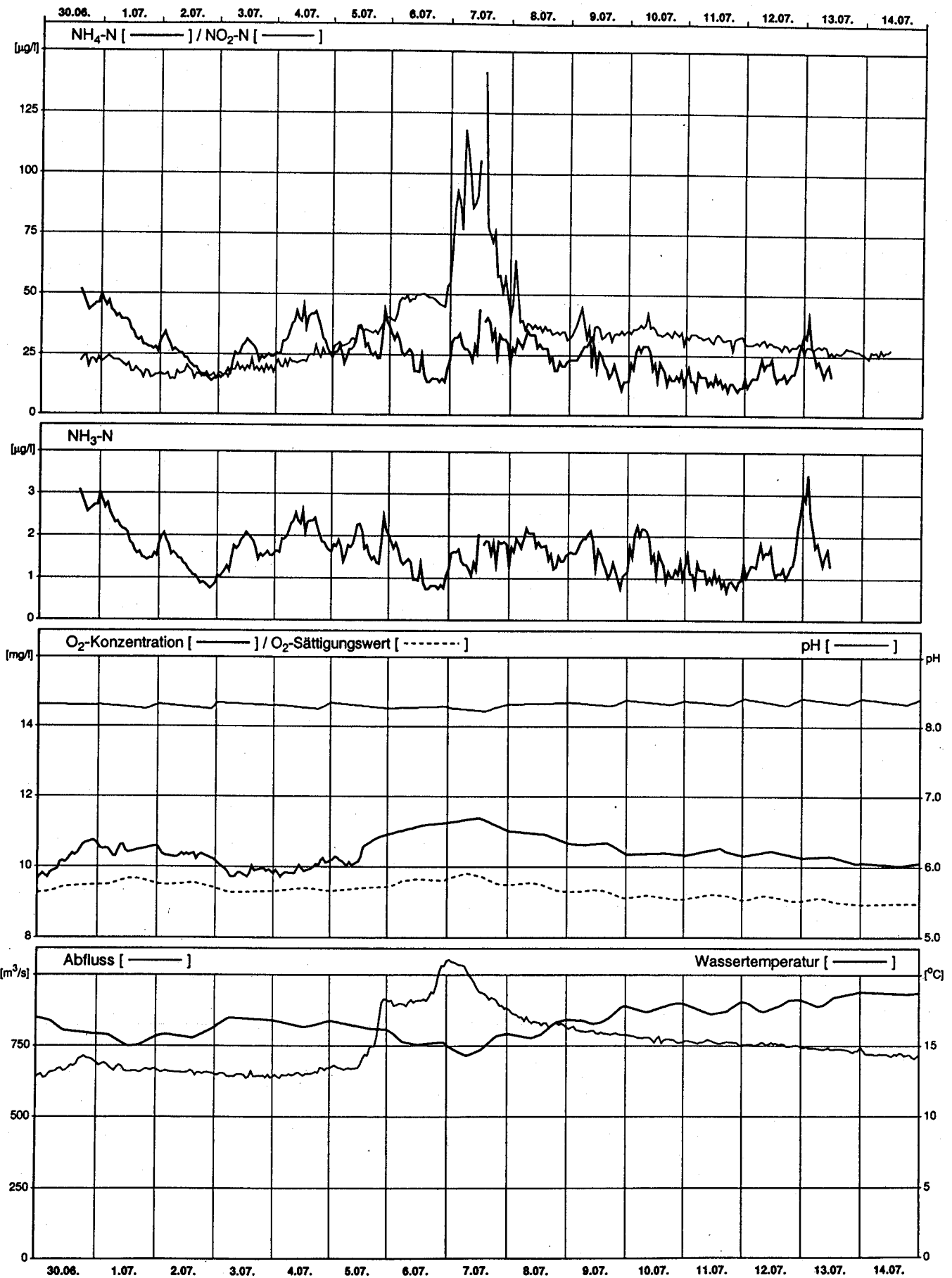
Verlauf der 14-tägigen Mittelwerte

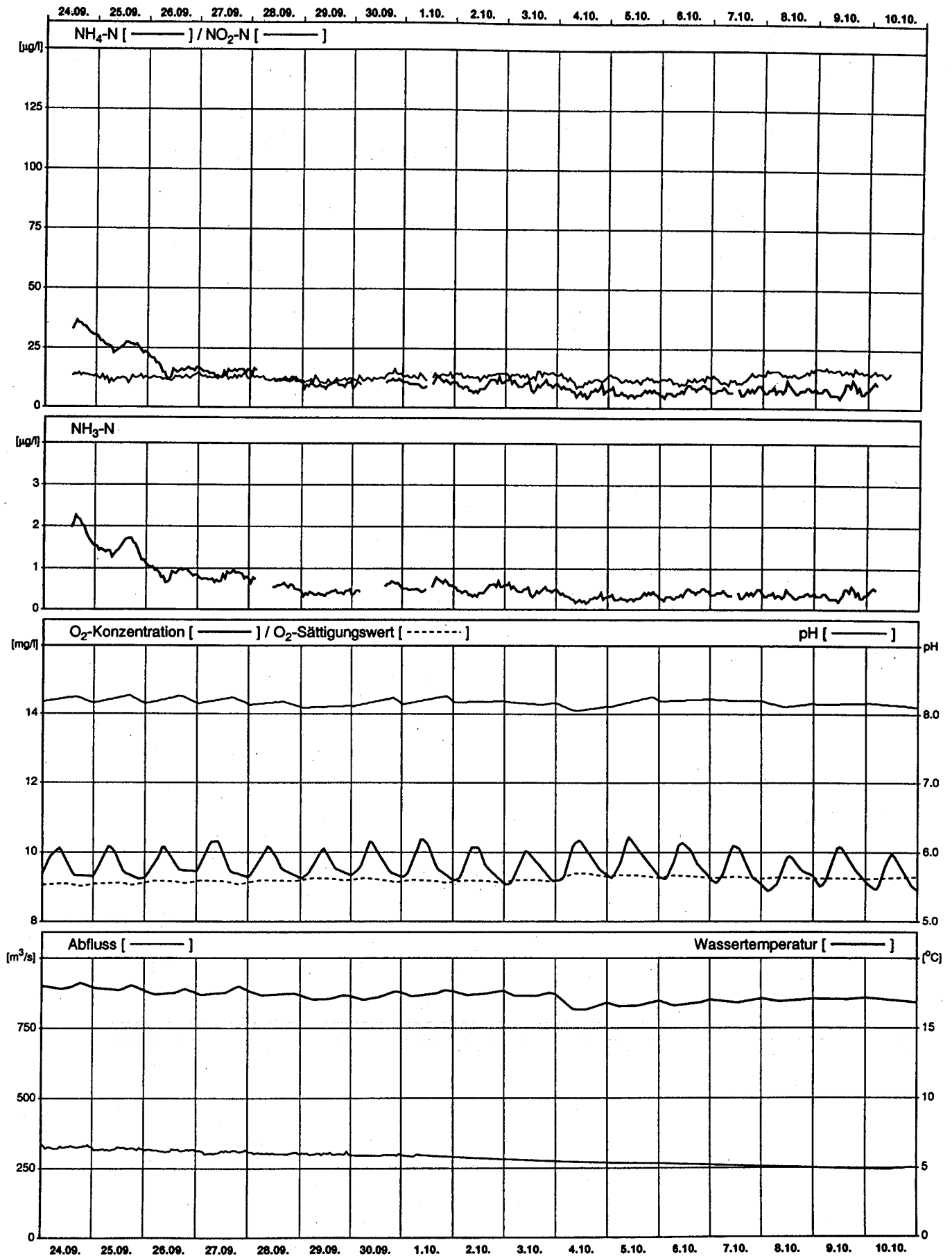






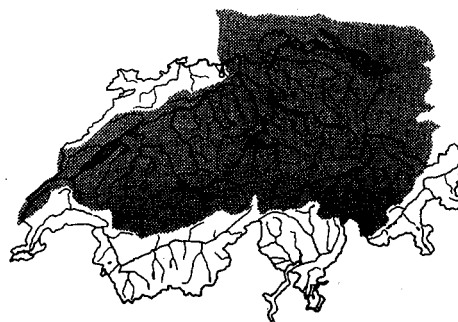




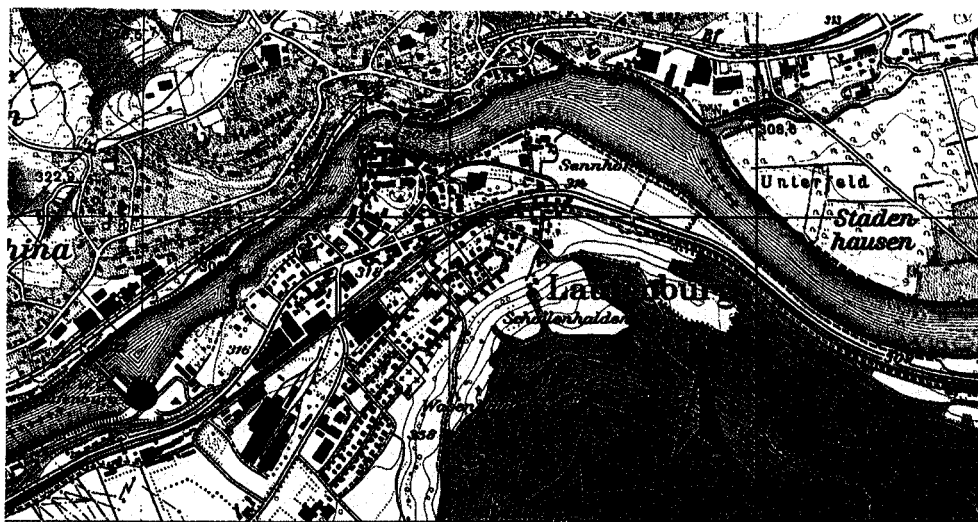


## 5.5 Rhein-Laufenburg

Koordinaten:	646000/267410
Stationshöhe:	299 m.ü.M.
Flusslänge gesamt (CH):	371.6 km
Flusslänge bis Station:	324.9 km
Grösse des Einzugsgebietes:	34074 km <sup>2</sup>
mittlere Geländeneigung:	16.1°
mittlere Gebietshöhe:	1130 m.ü.M.
mittlerer Abfluss (1981–1985):	1083 m <sup>3</sup> /s
mittlerer Gebietsniederschlag (1972–1992):	1181 mm/a
Spezifische Belastung (1990):	6130 EW/(m <sup>3</sup> /s)



Lage des Einzugsgebietes

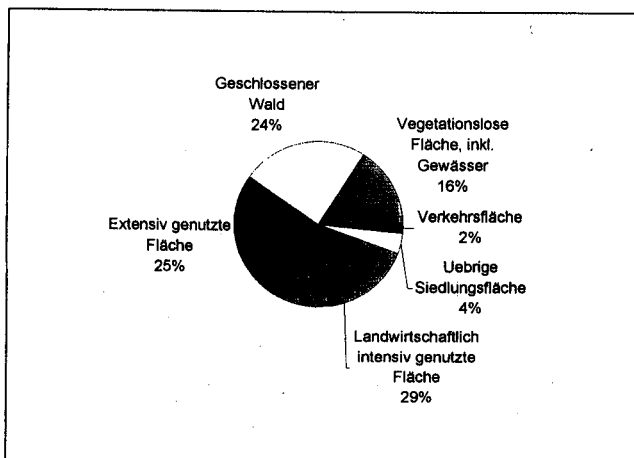


Geografische Lage  
der NADUF-Station  
(Massstab 1:25'000)



Flusslauf bei der  
NADUF-Station

## Bodennutzung im Einzugsgebiet



Datenquelle: GEOSTAT, Bundesamt für Statistik,  
Stand 1979/85, Aufbereitet mit dem GIS der LHG

## Abwasserreinigungsanlagen oberhalb der NADUF-Station

Kanton	Nr.	Jahr	EGW (hydr.) 1000	Einwohner		Name	Distanz zur Messstation (km)
				angeschlossen 1000	anschliessbar 1000		
AG	4162/00	1966/82	0.80	0.48	0.52	Etzgen	6.0
AG	4176/00	1958	0.25	0.44	0.41	Schwaderloch	9.5
AG	4311/00	1974	2.50	1.10	1.19	Leibstadt	12.0
AG	4307/00	1978	1.20	0.53	0.63	Full-Reuenthal	15.0
AG	4310/00	1965/80	4.00	1.35	1.43	Koblenz	20.0
AG	4323/00	1977	15.00	4.66	4.94	Zurzach	26.0

Stand 1987

## Allgemeine Beschreibung des Untersuchungsgebietes

Bei Laufenburg führt der Rhein Wasser eines Einzugsgebietes von über 34'000 km<sup>2</sup> mit sich. Die grossen Schweizer Flüsse Aare, Limmat und Reuss tragen mit ihren vielfältigen Einzugsgebieten zum Wasserregime des Rheins bei.



## Kurzbeschreibung der gemessenen Parameter (1980–1985)

### Abfluss (1977–1998)

Der mittlere Abfluss des Rheins bei Laufenburg beträgt rund das 3-fache des Ausflusses aus dem Bodensee (360 m<sup>3</sup>/s). Der regulierende Seeinfluss ist trotz der übrigen zahlreichen Oberliegerseen nicht mehr sehr deutlich im Abflussverhalten ersichtlich. Der maximale Abflusstagesmittelwert beträgt ca. das Dreifache des mittleren Jahresabflusses. Ebenfalls ersichtlich – wenn auch nur gedämpft – ist der Schmelzwassereinfluss, was sich in den hohen Abflussmengen im Sommer (Mai bis August) und tiefen Abflussmengen im Winter zeigt. Einzelne Hochwasser im Winter treten manchmal auf, weil der Einfluss von Mittellandflüssen (Thur, Töss, Glatt, Aare) doch beträchtlich ist.

### Temperatur

Die Wassertemperaturen (14-Tagesmittel) schwanken im Jahresverlauf zwischen 3 und 23°C.

### pH

Die pH-14-Tagesmittelwerte schwanken im Jahresverlauf zwischen 7.7 und 8.3.

### elektrische Leitfähigkeit

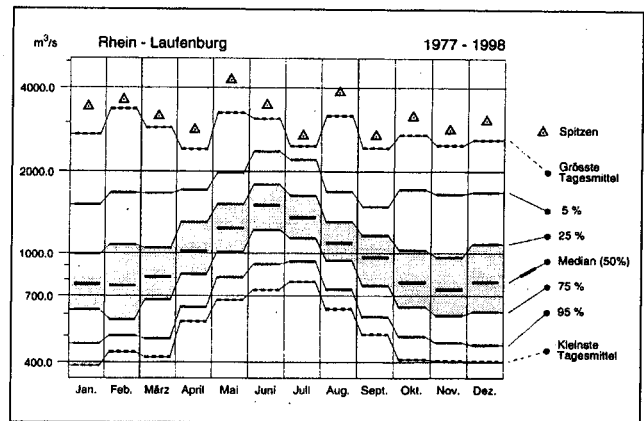
Die el. Leitfähigkeit (14-Tagesmittel) schwankt zwischen 270 und 380 µS/cm und zeigt eine deutlich ausgeprägte Saisonalität, welche durch Verdünnungseffekte, durch die unterschiedliche Herkunft des Wasser, durch die temperaturabhängige Löslichkeit der Wasserhärten und durch biologische Prozesse im Bodensee bewirkt wird.

### Sauerstoff

Der Sauerstoffgehalt (14-Tagesmittel) schwankt im Jahresverlauf zwischen 87 und 110%.

### Gesamthärte/Karbonathärte

Die Gesamthärten und Karbonathärten variieren zwischen 2.6–4 mval/l bzw. 2–3.5 mval/l. Es ist ein sehr deutliches saisonales Muster aufgrund der temperaturabhängigen Löslichkeit der Wasserhärten ersichtlich, welches durch die im Bodensee ablaufenden biologischen Prozesse und die saisonal unterschiedliche Herkunft des Wassers zusätzlich verstärkt wird. Die Gesamthärte liegt meist deutlich höher als die Karbonathärte.



Monatliche Verteilung der Tagesmittel des Abflusses

### Phosphor

Die Phosphorkonzentrationen schwanken beim Gesamtphosphor zwischen 50–200 µg/l und beim ortho-Phosphat zwischen 5–150 µg/l. Innerhalb der 5,5-jährigen Messreihe von 1980–1985 ist eine leicht zunehmende Tendenz in den Phosphatkonzentrationen ersichtlich. Die Auswirkungen des 1986 in Kraft getretenen Phosphatverbotes in Waschmitteln wurden bei dieser Station nicht erfasst, weil seit 1985 nicht mehr gemessen wurde.

### Stickstoff

Die Stickstoffkonzentrationen zeigen innerhalb der Messreihe ebenfalls eine leicht zunehmende Tendenz. Die Stickstoffkonzentrationen zeigen ein ausgeprägt saisonales Muster und schwanken zwischen 1–3.3 mg/l beim Gesamtstickstoff und 0.6–3 mg/l beim Nitrat. Die Nitratkonzentrationen lagen somit zu jeder Jahreszeit unterhalb des heutigen in der Gewässerschutzverordnung geforderten Wertes von 5.6 mg/l.

### TOC/DOC

Die DOC-Konzentrationen schwankten zwischen 1.3–4.5 mg/l und lagen meist innerhalb des in der heute gültigen Gewässerschutzverordnung geforderten Bereiches von 1–4 mg/l. Eine leichte Zunahme innerhalb der Messreihe ist auch in den DOC-Konzentrationen ersichtlich. Die TOC-Konzentrationen lagen im Bereich von 2.5–8 mg/l und wurden von den vorherrschenden Abflussverhältnissen bestimmt (vgl. Kap. 3).

### **Chlorid**

Die Chloridkonzentrationen zeigen eine ausgeprägte Saisonalität, welche auf den winterlichen Chlorideintrag zurückzuführen ist und schwankten zwischen 5–17 mg/l.

### **Sulfat**

Die Sulfatkonzentrationen schwankten zwischen 16–32 mg/l und zeigen im Gegensatz zum Chlorid keine

Saisonalität. Diese fehlende Saisonalität im Konzentrationsverlauf trotz saisonalem Abflussregime dürfte auf die puffernde Wirkung des Bodensees und auf die verschiedenen Einflüsse der grossen Mittellandflüsse (Aare, Limmat, Reuss) zurückzuführen sein.

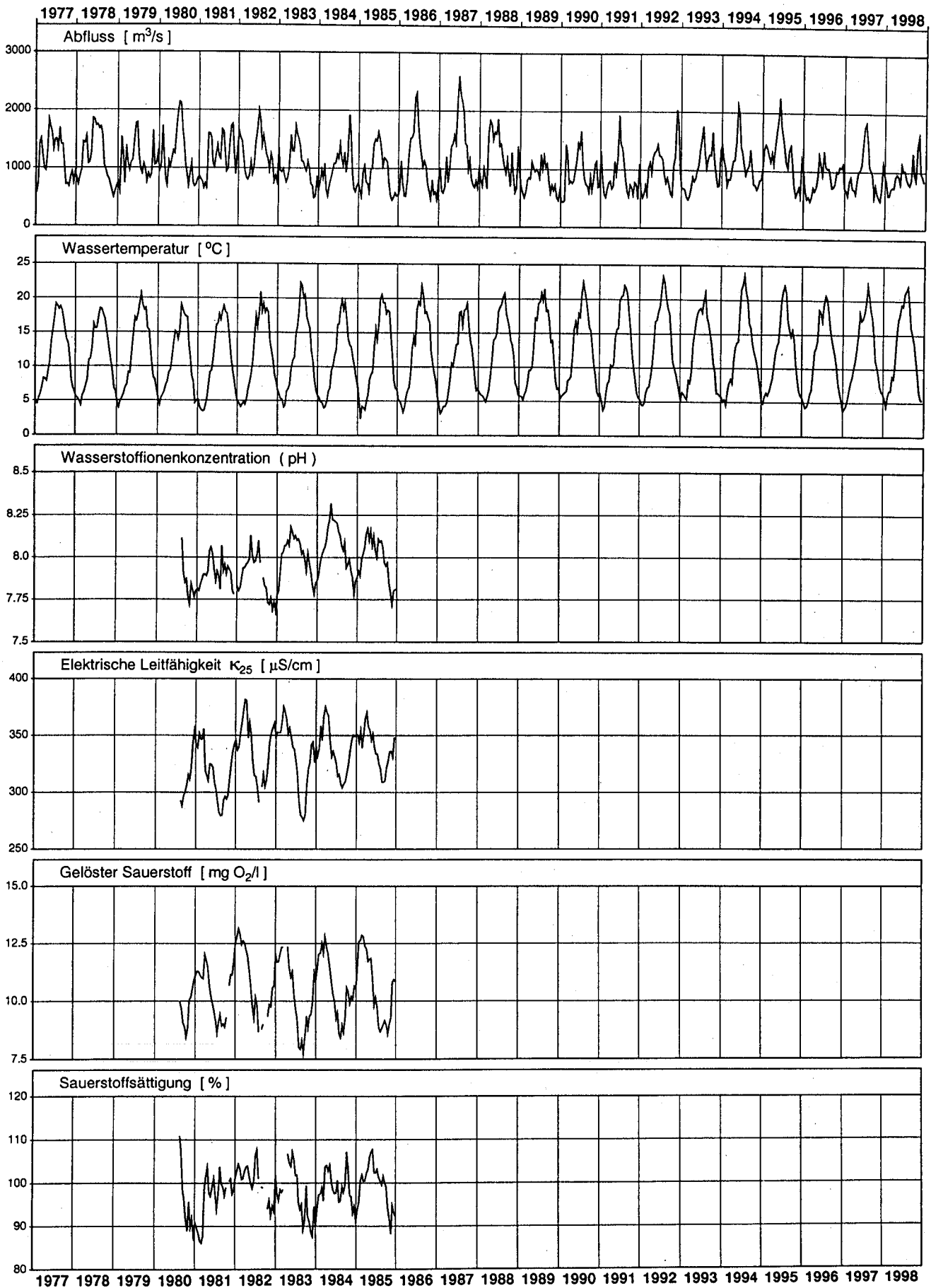
### **Fazit**

Aufgrund der kurzen Messreihe kann keine gesamt-hafte Beurteilung der Wasserqualität des Rheins bei Laufenburg abgegeben werden. Die Wasserqualität

bezüglich der gemessenen Parameter im Zeitraum der Messreihe 1980–1985 unterscheidet sich jedoch nicht wesentlich von derjenigen der Station Rekingen.

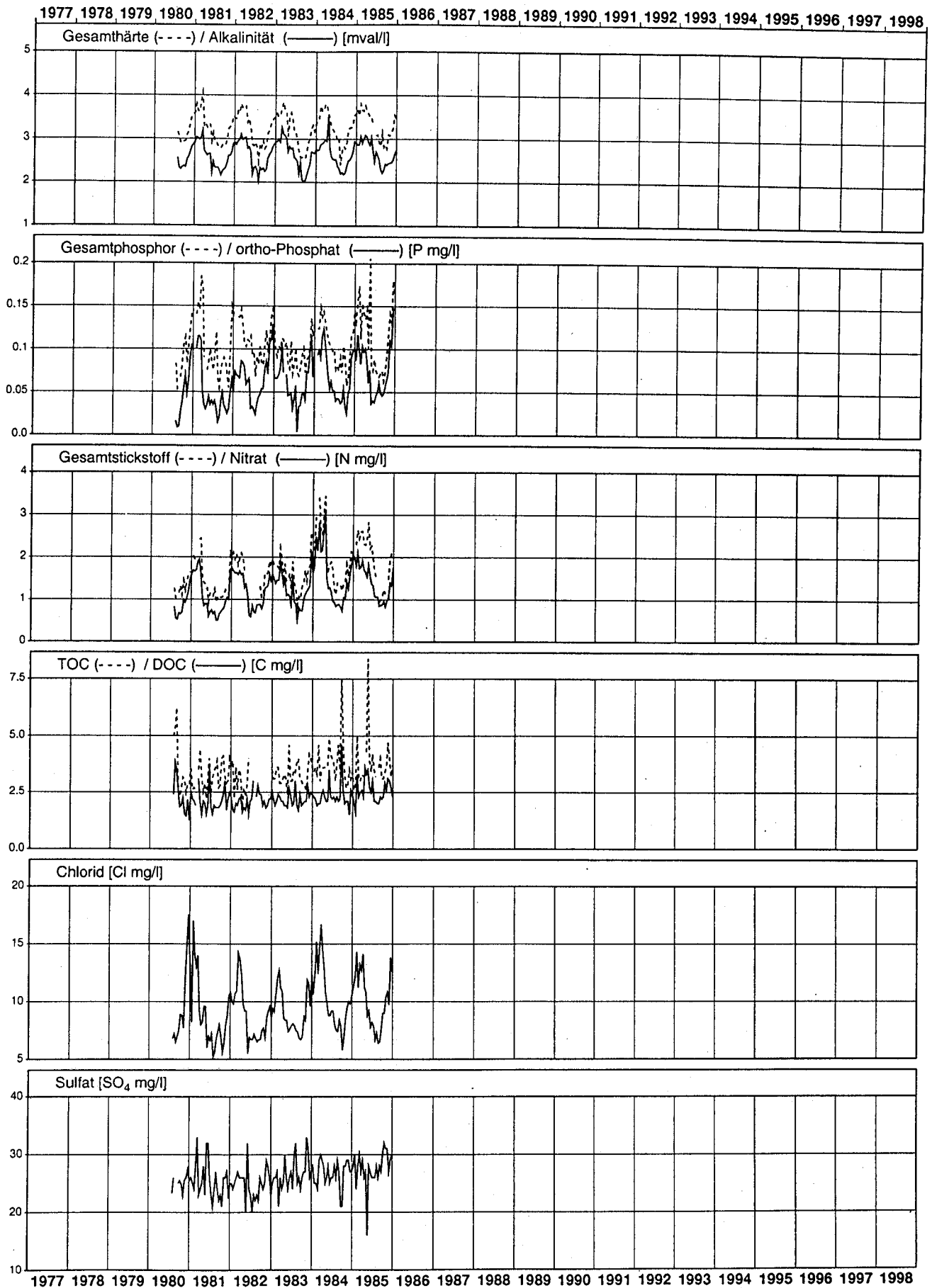
# Rhein - Laufenburg

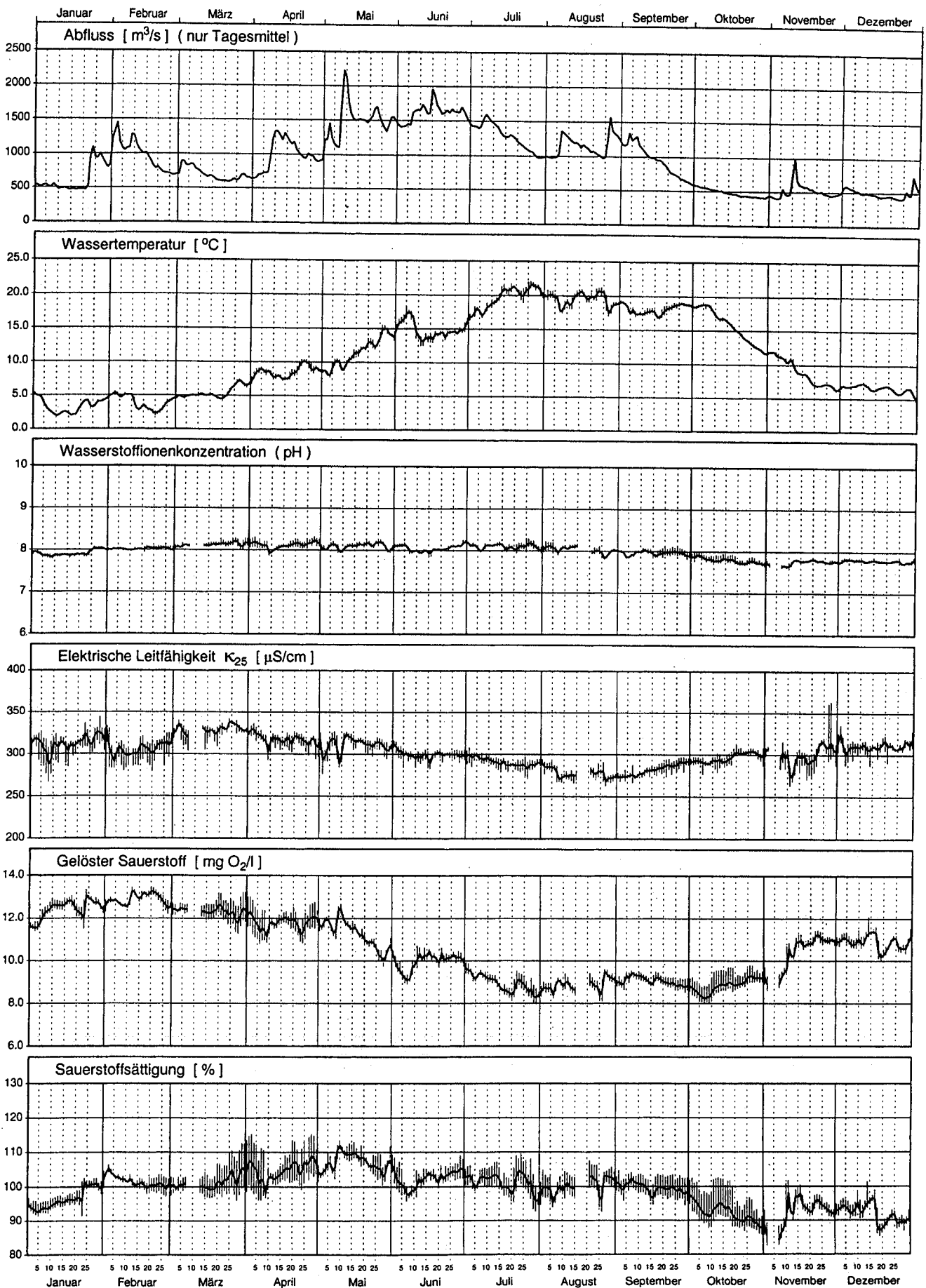
Messnetz NADUF  
Verlauf der 14-tägigen Mittelwerte



# Rhein - Laufenburg

Messnetz NADUF  
Messwerte der 14-tägigen Sammelproben



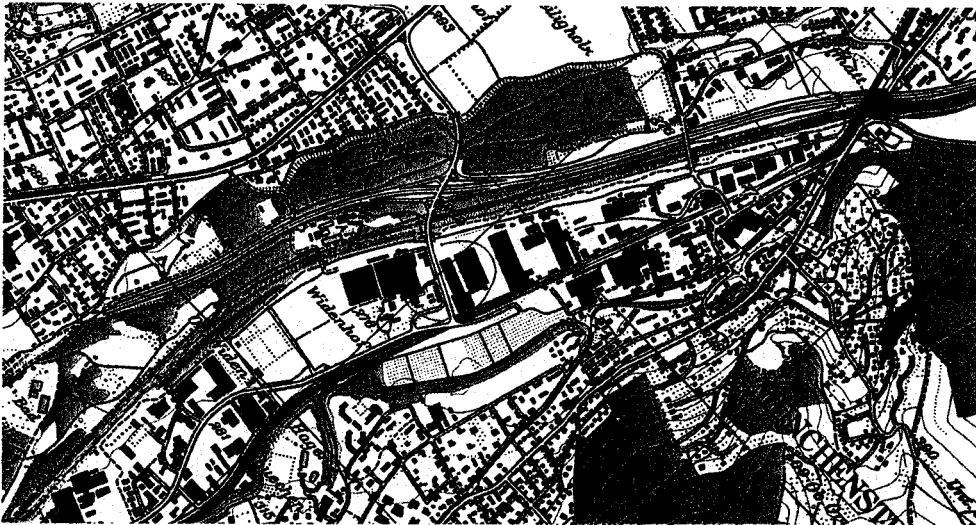


## 5.6 Birs-Münchenstein

Koordinaten:	613570/263080
Stationshöhe:	268 m.ü.M.
Flusslänge gesamt:	73.7 km
Flusslänge bis Station:	67.7 km
Grösse des Einzugsgebietes:	911 km <sup>2</sup>
mittlere Geländeneigung:	14.5°
mittlere Gebietshöhe:	740 m.ü.M.
mittlerer Abfluss (1971–1990):	15.5 m <sup>3</sup> /s
mittl. Gebietsniederschlag (1972–1992):	1319 mm/a
Spezifische Belastung (1990):	8940 EW/(m <sup>3</sup> /s)



Lage des Einzugsgebietes

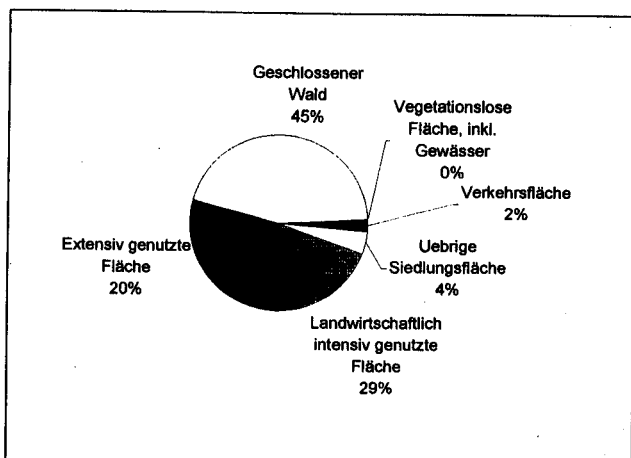


Geografische Lage  
der NADUF-Station  
(Massstab 1:25'000)

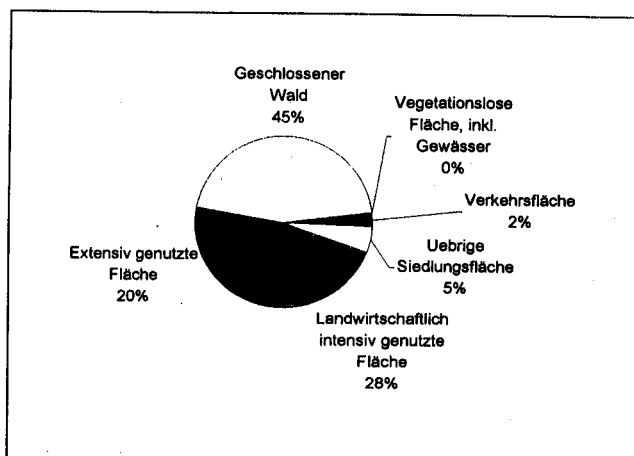


Flusslauf bei der  
NADUF-Station

## Bodennutzung im Einzugsgebiet



Datenquelle: GEOSTAT, Bundesamt für Statistik,  
Stand 1979/85, Aufbereitet mit dem GIS der LHG



Datenquelle: GEOSTAT, Bundesamt für Statistik,  
Stand 1992/97, Aufbereitet mit dem GIS der LHG

## Abwasserreinigungsanlagen oberhalb der NADUF-Station

Kanton	Nr.	Jahr	EGW (hydr.) 1000	Einwohner		Name	Distanz zur Messstation (km)
				angeschlossen 1000	anschliessbar 1000		
BL	2814/00	1964	30.0	39.00	39.30	Birs I/Reinach	2
BE	652/00	1977	45.1	13.50	15.80	Laufental-Lüsseltal/Zwingen	14
BE	648/00	1973	2.1	0.98	1.06	Liesberg	25
JU	6709/00	1986	50.0	19.00	28.00	Delémont/Courroux	32

Stand 1987

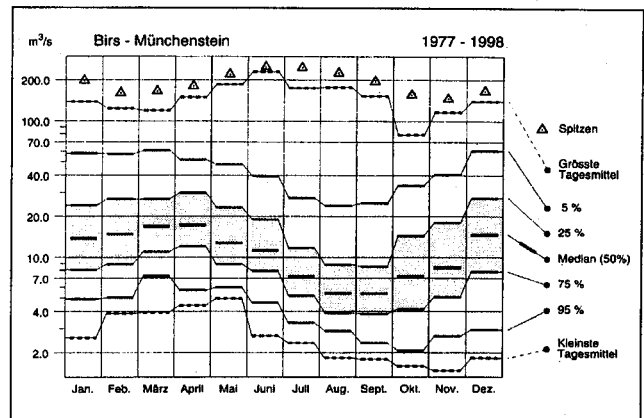
## Allgemeine Beschreibung des Untersuchungsgebietes

Die Station Münchenstein liegt vor der Einmündung der Birs in den Rhein. Die Birs fliesst auf dem grössten Teil ihres 73 km langen Laufes durch den Jura.

## Kurzbeschreibung der gemessenen Parameter (1983–1987; 1989–1990; 1997–1998)

### Abfluss (1977–1998)

Hochwasserereignisse treten zu jeder Jahreszeit nach ausgeprägten Intensivniederschlägen auf. Der höchste Abflusstagesmittelwerte beträgt 230 m<sup>3</sup>/s bzw. das 15-fache des mittleren Jahresabflusses. Der höchste Median der Tagesmittel tritt im April (17 m<sup>3</sup>/s), der tiefste im August und im September (je 5.4 m<sup>3</sup>/s) auf. Das Abflussregime ist sehr ausgeglichen.



Monatliche Verteilung der Tagesmittel des Abflusses

### Temperatur

Die Wassertemperaturen (14-Tagesmittel) schwanken im Jahresverlauf zwischen 1 und 20°C.

### Gesamthärte/Karbonathärte

Die Gesamthärten und Karbonathärten variieren zwischen 4.5–5.5 mval/l bzw. 3.5–4.7 mval/l und sind aufgrund der weitverbreiteten stark wasserdurchlässigen Kalkgesteine im Einzugsgebiet der Birs entsprechend gross. Es ist praktisch kein saisonales Muster ersichtlich.

### Phosphor

In der stark abwasserbelasteten Birs haben die Phosphorkonzentrationen nach dem 1986 in Kraft getretenen Phosphatverbot in Waschmitteln massiv abgenommen. Die Gesamtphosphor- und Phosphatkonzentrationen schwanken bis 1986 zwischen 100–650 µg/l (Höchstwert: 980 µg/l) bzw. 50–400 µg/l. Nach 1986 liegen die Gesamtphosphor- und Phosphatkonzentrationen im Bereich von 100–300 µg/l bzw. 0–100 µg/l.

### Stickstoff

Die Stickstoffkonzentrationen schwanken zwischen 3–7 mg/l beim Gesamtstickstoff und 1–4 mg/l beim Nitrat. Die Nitratkonzentrationen liegen somit zu jeder Jahreszeit unterhalb des in der Gewässerschutzverordnung geforderten Wertes von 5.6 mg/l. In den Jahren 1997 und 1998 scheinen die Stickstoffkonzentrationen abgenommen zu haben, was sich in den geringeren

Konzentrationsmaxima zeigt. Diese Tendenz ist jedoch mit weiteren Messreihen zu belegen.

### TOC/DOC

Die DOC-Konzentrationen schwanken zwischen 3–4.5 mg/l und liegen meist unterhalb des in der Gewässerschutzverordnung geforderten Wertes von 4 mg/l. Die TOC-Konzentrationen liegen mit 3–23 mg/l wesentlich höher und weisen auf viel organisches Material hin.

### Chlorid

Die Chloridkonzentrationen schwanken zwischen 5–25 mg/l. In den Jahren 1997 und 1998 liegen v.a. die Konzentrationsmaxima tiefer als in den Jahren zuvor. Eine abnehmende Tendenz ist jedoch mit weiteren Messreihen zu belegen.

### Sulfat

Die Sulfatkonzentrationen schwanken zwischen 15–40 mg/l. Die Konzentrationsverläufe zeigen praktisch kein saisonales Muster, weil einerseits das Abflussregime keine Saisonalität aufweist. Andererseits stammen die Sulfatkonzentrationen in der Birs vermutlich zu einem wesentlichen Teil aus industriellem Abwasser. Die Sulfatkonzentrationen werden durch Verdünnungseffekte von einzelnen Hochwassern bestimmt. Es scheint, dass die Sulfatkonzentrationen 1997–1998 gegenüber 1983–1990 leicht abgenommen haben.



### **Zink**

Die Zinkkonzentrationen haben 1997–1998 gegenüber 1983–1990 deutlich abgenommen und schwanken seither zwischen 0–100 µg/l. Zeitweise überschreiten die Zinkkonzentrationen den gesetzlich geforderten Wert von 20 µg/l massiv, dies bei relativ tiefen Schwebstoffkonzentrationen.

### **Kupfer**

Die Kupferkonzentrationen liegen 1989–1990 und 1997–1998 mit 1–17 µg/l gegenüber 1983–1987 (3–26 µg/l) deutlich tiefer. Seit 1989 überschreiten die Kupferkonzentrationen zeitweise den gesetzlich geforderten Werte von 5 µg/l massiv, dies bei relativ tiefen Schwebstoffkonzentrationen.

### **Blei**

Die Bleikonzentrationen haben 1997–1998 mit 0–7 µg/l gegenüber 1983–1989 (0–18 µg/l; Höchstwert: 36 µg/l) deutlich abgenommen, was auf die Einführung des Katalysators und den rückläufigen Verbrauch von bleihaltigem Benzin zurückzuführen ist. Seit 1997 lie-

gen die Bleikonzentrationen deutlich unterhalb des gesetzlich geforderten Wertes von 10 µg/l.

### **Chrom**

Die Chromkonzentrationen schwanken zwischen 0.3–2.5 µg/l und liegen deutlich unterhalb des gesetzlich geforderten Wertes von 5 µg/l.

### **Cadmium**

Die Cadmiumkonzentrationen schwanken mit Ausnahme der Jahre 1989–1990 (0.02–0.38 µg/l; Höchstwert: 0.56µg/l) zwischen 0–0.19µg/l und liegen damit unterhalb des gesetzlich geforderten Wertes von 0.2 µg/l. Die hohen Werte von 1989 und 1990 sind wahrscheinlich auf analytische Unsicherheiten zurückzuführen.

### **Nickel**

Die Nickelkonzentrationen schwanken zwischen 0.5–6 µg/l (Höchstwert 11.1 µg/l) und liegen meist unterhalb des gesetzlich geforderten Wertes von 10 µg/l.

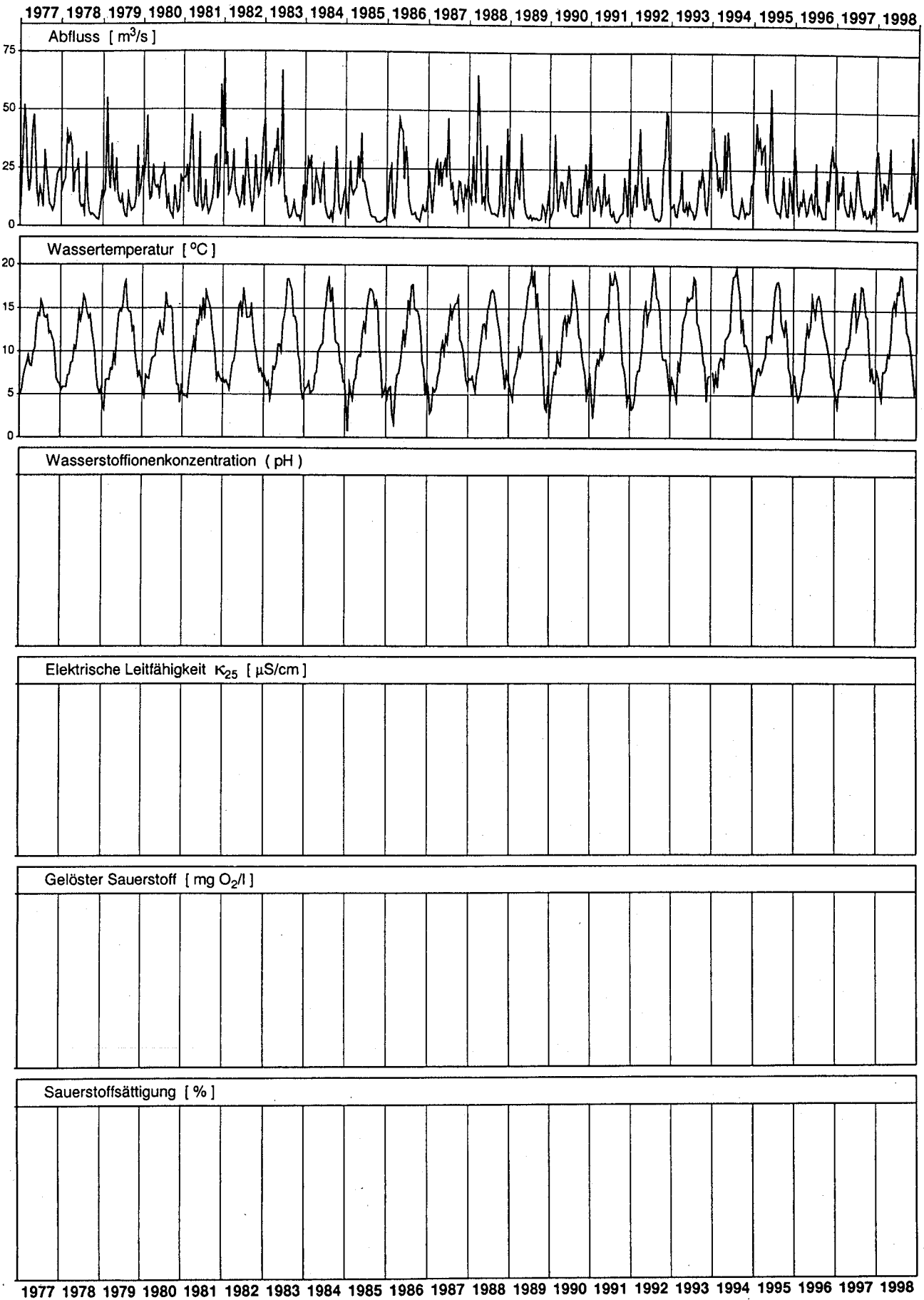
### **Fazit**

Aufgrund der vielen metallverarbeitenden Betriebe im Einzugsgebiet der Birs sind v.a. die Konzentrationen von Zink und Kupfer entsprechend hoch und überschreiten zeitweise die gesetzlich geforderten Qualitätsziele massiv. Viele dieser Betriebe wurden jedoch

saniert, weshalb die Konzentrationen dieser Schwermetalle deutlich abgenommen haben. Trotz der intensiven Landwirtschaft im Einzugsgebiet, sind die Nährstoffkonzentrationen im Vergleich zur Thur oder Glatt gering.

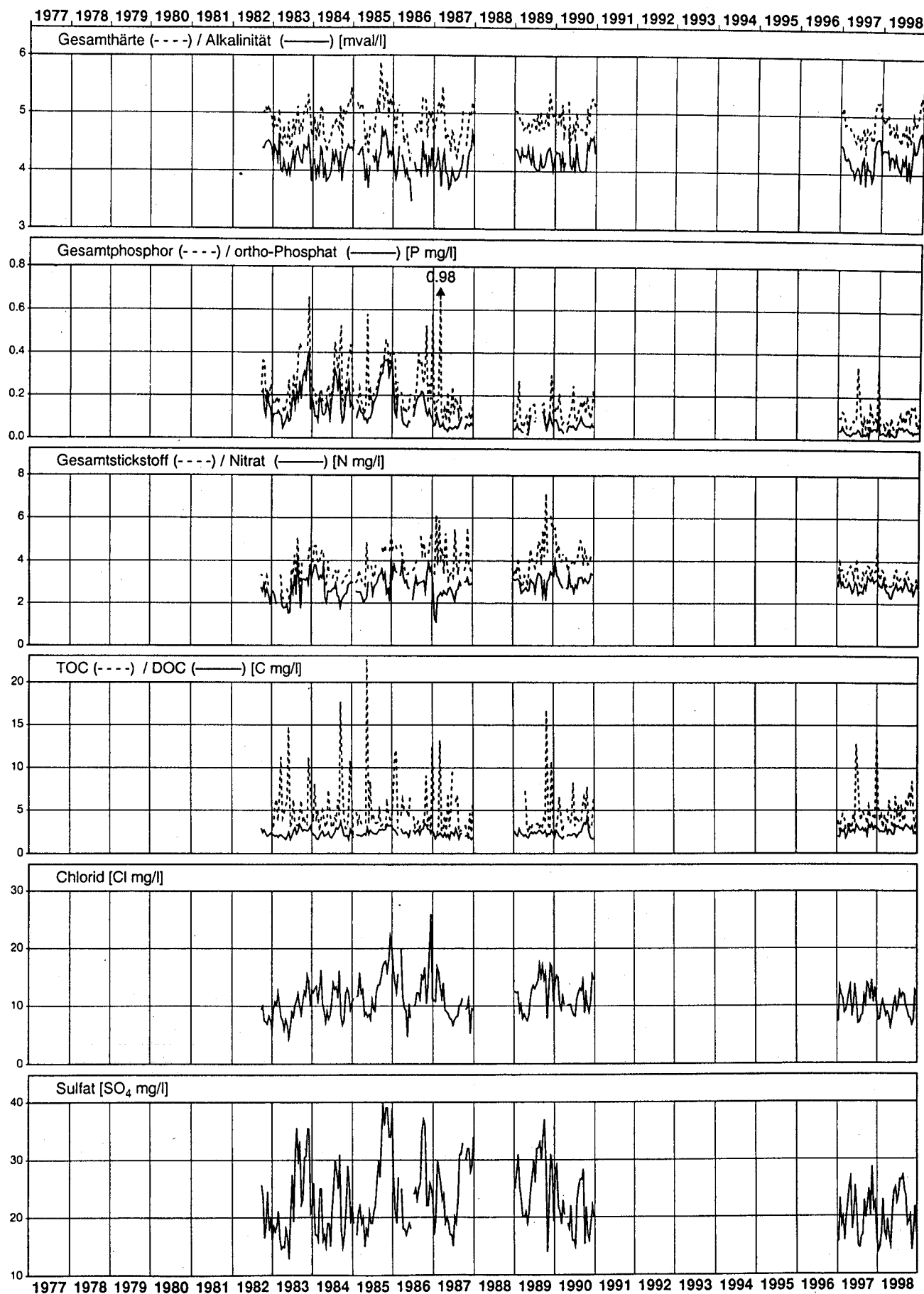
# Birs - Münchenstein, Hofmatt

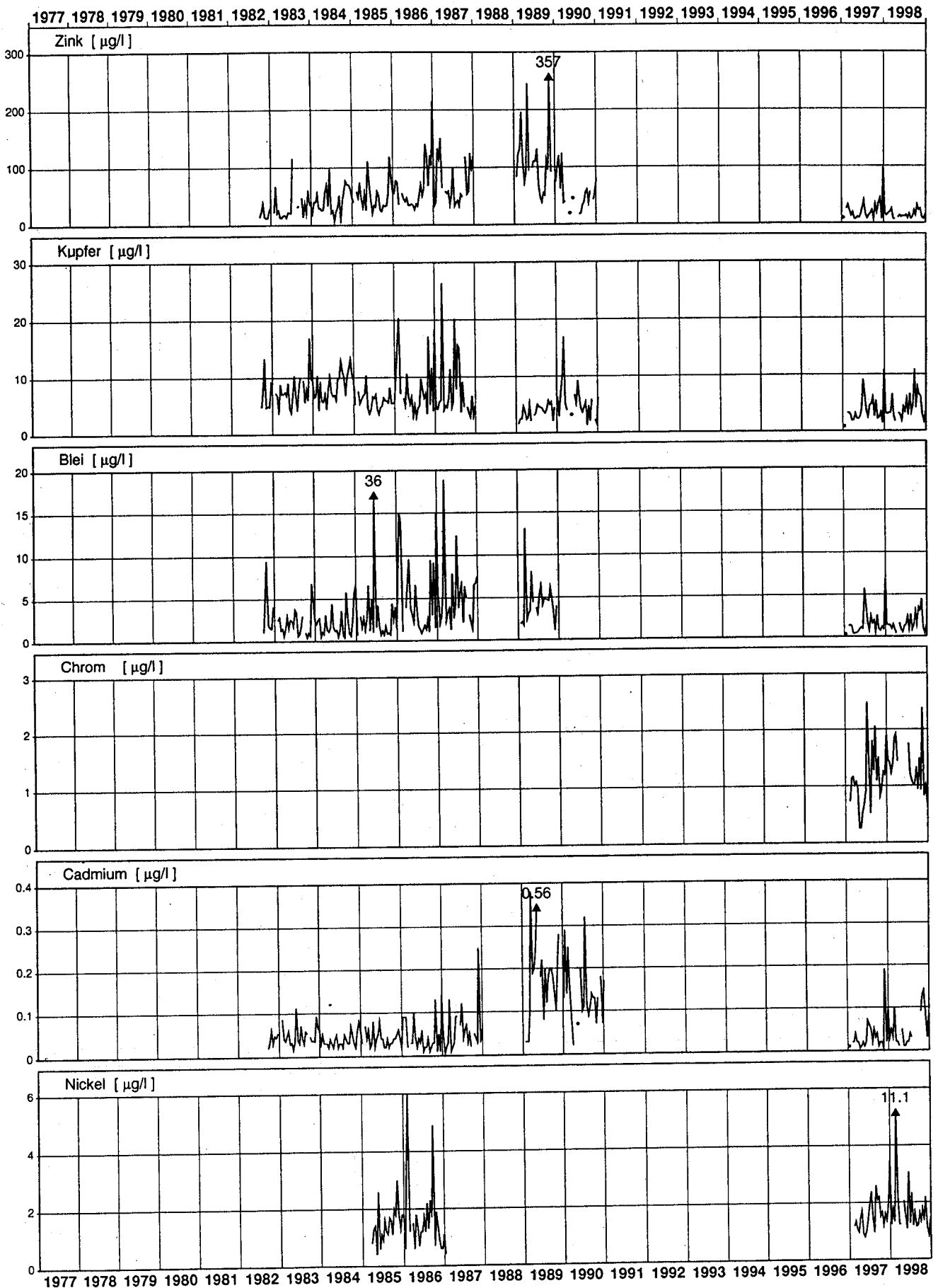
Messnetz NADUF  
Verlauf der 14-tägigen Mittelwerte



# Birs - Münchenstein, Hofmatt

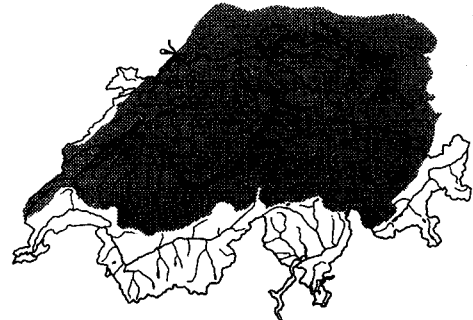
Messnetz NADUF  
Messwerte der 14-tägigen Sammelproben



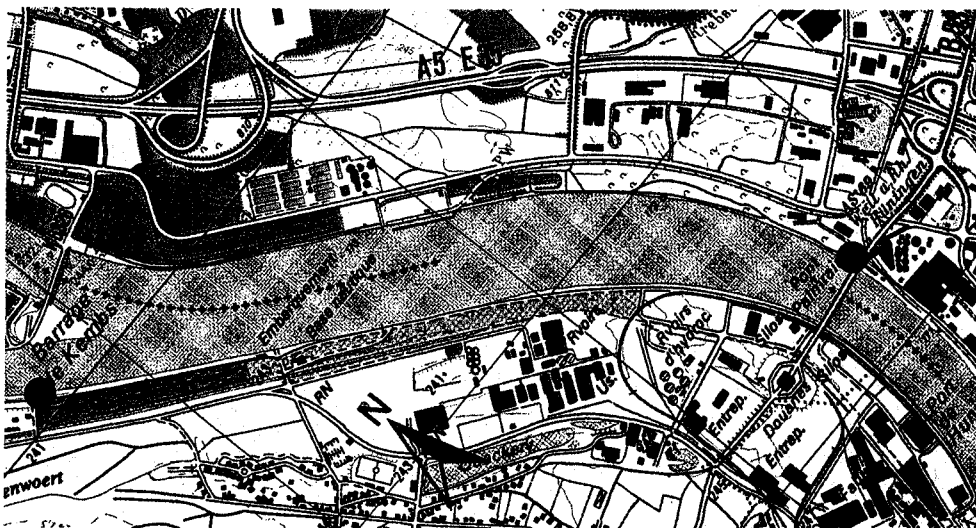


## 5.7 Rhein-Village Neuf/Weil a. Rhein

Koordinaten:	609730/274080
Stationshöhe:	243 m.ü.M.
Flusslänge gesamt (CH):	371.6 km
Flusslänge bis Station:	371.6 km
Grösse des Einzugsgebietes:	36472 km <sup>2</sup>
mittlere Geländeneigung:	15.9°
mittlere Gebietshöhe:	1100 m.ü.M.
mittlerer Abfluss (1971–1990):	1070 m <sup>3</sup> /s
mittlerer Gebietsniederschlag (1972–1992):	1181 mm/a
Spezifische Belastung (1990):	6470 EW/(m <sup>3</sup> /s)



Lage des Einzugsgebietes

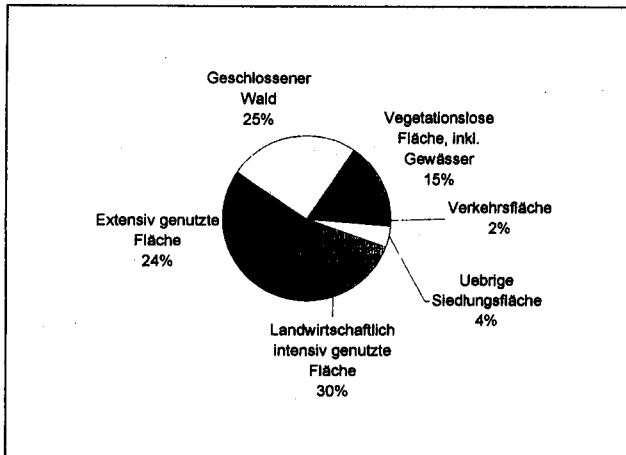


Geografische Lage  
der NADUF-Station  
(Massstab 1:25'000)  
(links: Village Neuf,  
rechts: Weil)



Flusslauf bei der  
NADUF-Station  
Village Neuf

## Bodennutzung im Einzugsgebiet



Datenquelle: GEOSTAT, Bundesamt für Statistik,  
Stand 1979/85, Aufbereitet mit dem GIS der LHG

## Abwasserreinigungsanlagen oberhalb der NADUF-Station

Kanton	Nr.	Jahr	EGW (hydr.) 1000	Einwohner		Name	Distanz zur Messstation (km)
				angeschlossen 1000	anschliessbar 1000		
BS	2701/01	1982	384	237	249	Basel	4.5
BS	2701/20	1983	415	44	44	Ciba-Geigy-Roche/Basel	4.5
BS	2701/21	1981	213	20	20	Sandoz/Huningue	5.5
BL	2807/00	1977	123	12	12	Birs II/Birsfelden	9.0
BL	2831/00	1975	93			Pratteln/Rhein	16.0
AG	4258/00	1974	36			Rheinfelden	23.0

Stand 1987

## Allgemeine Beschreibung des Untersuchungsgebietes

Die Messstation Weil a. Rhein liegt auf der schweizerischen Landesgrenze flussabwärts von Basel. Nach der Messstelle Laufenburg kommen nur noch einige kleinere Flüsse wie Birs und Wiese dazu. Im Einzugsgebiet, welches jetzt über 36'000 km<sup>2</sup> beträgt, leben 6.9 Millionen Menschen, welche zu einer mässigen Belastung von 6470 EW je m<sup>3</sup>/s führen. Dabei trägt die im Einzugsgebiet der Seen lebende Bevölkerung –

immerhin etwa 3 Millionen – nur wenig zur aktuellen Belastung bei, da viele Stoffe in den Seen zurückgehalten werden.

Es ist zu beachten, dass die Station Weil a. Rhein seit 1995 die 2.7 km flussabwärts gelegene Station Village-Neuf ersetzt.

## Kurzbeschreibung der gemessenen Parameter (1977–1998)

### Abfluss

Der mittlere Abfluss des Rheins bei Village-Neuf ist rund dreimal so hoch wie beim Ausfluss aus dem Bodensee (360 m<sup>3</sup>/s). Der regulierende Seeinfluss ist trotz der übrigen zahlreichen Oberliegerseen weniger gut ersichtlich als bei Rekingen. Der maximale Abflusstagesmittelwert von rund 3600 m<sup>3</sup>/s beträgt etwa das 3-fache des mittleren Jahresabflusses. Der Schmelzwassereinfluss ist ebenfalls in den hohen Abflusswerten im Sommer (Mai bis Juli) und den tiefen Abflusswerten im Winter (November bis März) ersichtlich. Der Median der Tagesmittel im Juni liegt mit 1530 m<sup>3</sup>/s rund doppelt so hoch wie derjenige im November (753 m<sup>3</sup>/s). Hochwasserereignisse können im Rhein bei Basel je nach Witterung zu jeder Jahreszeit auftreten, weil das Abflussregime stark von grossen Zuflüssen aus dem Mittelland beeinflusst wird.

### Temperatur

Die Wassertemperaturen (Tagesmittel) schwanken im Jahresverlauf zwischen 2 und 25°C.

### pH

Die pH-Tagesmittelwerte schwanken im Jahresverlauf zwischen 7.5 und 8.5. Die Tagesschwankungen sind sehr klein.

### elektrische Leitfähigkeit

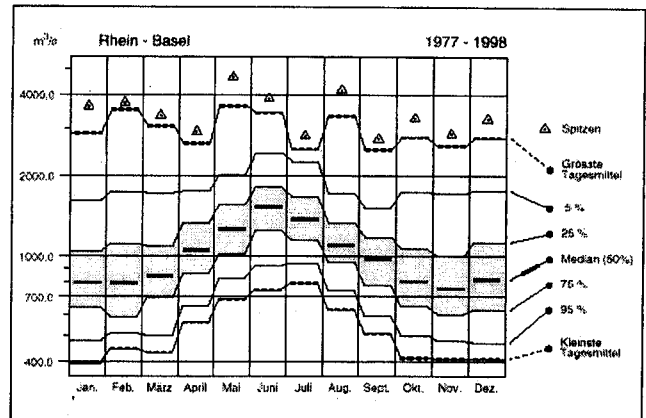
Die el. Leitfähigkeit (Tagesmittel) schwankt im Jahresverlauf zwischen 300 und 450 µS/cm und zeigt eine ausgeprägte Saisonalität mit tiefen Werten im Sommer und hohen Werten im Winter, was auf Verdünnungseffekte, die unterschiedliche Herkunft des Wassers, die temperaturabhängige Löslichkeit der Wasserhärten und auf biologische Prozesse in den Oberliegerseen zurückzuführen ist.

### Sauerstoff

Der Sauerstoffgehalt (Tagesmittel) schwankt mit 65–120% relativ stark im Jahresverlauf, weist aber – wie der pH – sehr geringe Tagesschwankungen auf, was auf eine geringe Primärproduktion schliessen lässt.

### Gesamthärte/Karbonathärte

Die Gesamthärten und Karbonathärten variieren zwischen 2.8–4.1 mval/l bzw. 2.2–3.2 mval/l. Es ist ein



Monatliche Verteilung der Tagesmittel des Abflusses

sehr deutliches saisonales Muster aufgrund der temperaturabhängigen Löslichkeit der Wasserhärten ersichtlich, welches durch die im Bodensee ablaufenden biologischen Prozesse und die saisonal unterschiedliche Herkunft des Wassers zusätzlich verstärkt wird. Die Gesamthärte liegt meist deutlich höher als die Karbonathärte. Die Jahresmittelwerte variieren kaum von Jahr zu Jahr.

### Phosphor

Die Phosphorkonzentrationen zeigen eine seit 1986 (Phosphatverbot in Waschmitteln) abnehmende Tendenz. Die Werte schwanken bis 1986 beim Gesamtposphor zwischen 90–280 µg/l und beim ortho-Phosphat zwischen 30–200 µg/l. Seit 1986 schwanken die Gesamtposphorkonzentrationen und die Phosphatkonzentrationen im Bereich von 60–200 µg/l bzw. 20–70 µg/l. Die seit 1995 abnehmende Tendenz in den Phosphorkonzentrationen ist das Resultat der Stationsverlegung von Village-Neuf nach Weil a. Rhein und kann deshalb nicht als Verbesserung der Wasserqualität beurteilt werden (Binderheim & Jakob 1998). Die Gesamtposphorkonzentrationen haben im Vergleich zu den Phosphatkonzentrationen seit 1986 weniger stark abgenommen, weil im Einzugsgebiet des Bodensees der natürliche apatitische Phosphoranteil relativ hoch ist und sich somit eine Reduktion aus Abwasser weniger stark auf die Gesamtposphorkonzentrationen

auswirkt. Inwieweit die Phosphorreduktion durch die Zunahme des P-Eintrages aus der Landwirtschaft kompensiert wird, muss mit speziellen Auswertungen abgeklärt werden.

#### **Stickstoff**

Die Stickstoffkonzentrationen zeigen seit 1983 eine Konzentrationszunahme, welche sowohl beim Gesamtstickstoff als auch beim Nitrat in den sommerlichen Konzentrationsminima ersichtlich ist. Es sind keine abnehmenden Tendenzen in den Konzentrationsminima ersichtlich. Hingegen weisen die winterlichen Konzentrationsmaxima in den Jahren 1984–1989 höhere Werte auf als in den Jahren davor und danach. Worauf dies zurückzuführen ist, bleibt unklar. Die Konzentrationen von Gesamtstickstoff und Nitrat schwanken seit 1991 im Bereich von 1.5–3.8 mg/l (Höchstwert: 7 mg/l) bzw. 1–2.5 mg/l. Die Nitratkonzentrationen liegen zu jeder Jahreszeit unterhalb des in der Gewässerschutzverordnung geforderten Wertes von 5.6 mg/l.

Die Ammonium- und Nitritkonzentrationen schwanken während den Messkampagnen zwischen 10–140 µg/l bzw. 15–70 µg/l. Die Ammoniumkonzentrationen waren im Mai und August 1998 bei höheren Temperaturen aufgrund der mit zunehmender Temperatur höheren Nitrifikationsleistung niedriger als im Februar und November 1998. Ebenfalls lagen die Nitritkonzentrationen im Sommer wegen der hohen Nitrifikationsleistung manchmal höher als die Ammoniumkonzentrationen. Die Ammoniumkonzentrationen lagen während der gesamten Messkampagne deutlich unterhalb des gesetzlich geforderten Wertes.

#### **TOC/DOC**

Die DOC-Konzentrationen schwanken zwischen 1.3–3.6 mg/l und liegen innerhalb des in der Gewässerschutzverordnung geforderten Bereiches von 1–4 mg/l. Die TOC-Konzentrationen liegen im Bereich von 2.5–6 mg/l.

#### **Chlorid**

Die Chloridkonzentrationen schwanken zwischen 7–25 mg/l und zeigen eine Saisonalität, welche auf den Chlorideintrag aus Strassensalzen im Winter zurückzuführen ist. Seit 1992 liegen v.a. die Konzentrationsmaxima tiefer als in den Jahren zuvor. Eine abnehmende Tendenz ist jedoch mit weiteren Messreihen zu bele-

gen, um abzuklären, inwieweit diese Tendenzen auf die Stationsverlegung von Village-Neuf nach Weil a. Rhein zurückzuführen ist.

#### **Sulfat**

Die Sulfatkonzentrationen schwanken zwischen 20–40 mg/l und zeigen im Gegensatz zum Chlorid keine saisonalen Schwankungen. Diese fehlende Saisonalität im Konzentrationsverlauf trotz saisonalem Abflussregime dürfte auf die puffernde Wirkung des Bodensees und auf die unterschiedlichen Einflüsse der grossen Mittellandflüsse zurückzuführen sein.

#### **Zink**

Die Zinkkonzentrationen zeigen mit 10–190 µg/l ein Maximum in den Jahren 1983–1988, was vermutlich auf Zinkeinleitungen unbekanntem Ursprungs zurückgeführt werden kann. Davor und danach liegen die Zinkkonzentrationen mit 0–50 µg/l wesentlich tiefer. Seit 1989 überschreiten die Zinkkonzentrationen den gesetzlich geforderten Wert von 20 µg/l nur selten.

#### **Kupfer**

Die Kupferkonzentrationen haben seit 1983 (2–12 µg/l) massiv abgenommen und schwanken zwischen 0–6 µg/l. Seit 1992 wurde der gesetzlich geforderte Wert von 5 µg/l nicht mehr überschritten.

#### **Blei**

Die Bleikonzentrationen liegen 1991–1998 mit 0–4.5 µg/l gegenüber 1977–1989 (0–7 µg/l) etwas tiefer, was auf die Einführung des Katalysators und den rückläufigen Verbrauch von bleihaltigem Benzin zurückzuführen ist. Die Bleikonzentrationen liegen während der gesamten Messperiode deutlich unterhalb des gesetzlich geforderten Wertes von 10 µg/l.

#### **Chrom**

Die Chromkonzentrationen schwanken zwischen 0.1–3 µg/l (Höchstwert: 4 µg/l) und liegen deutlich unterhalb des gesetzlich geforderten Wertes von 5 µg/l.

#### **Cadmium**

Die Cadmiumkonzentrationen liegen 1984–1987 und 1992–1998 mit 0–0.19 µg/l unterhalb des gesetzlich geforderten Wertes von 0.2 µg/l. Auffallend sind die erhöhten Konzentrationen in den Jahren 1977–1982



und 1989–1991, was auf analytische Unsicherheiten zurückgeführt werden kann.

***Nickel***

Die Nickelkonzentrationen schwanken 1985–1986 und 1991–1998 zwischen 0.1–2.8 µg/l und liegen deutlich unterhalb des gesetzlich geforderten Wertes von 10 µg/l.

## **Fazit**

Seit 1989 haben die pH-Werte zugenommen und die Schwankungen in den Sauerstoffsättigungswerten abgenommen, was auf die niedrigere Abwasserbelastung zurückgeführt werden kann, die auch in der Abnahme der Phosphorkonzentrationen ersichtlich ist. Die deutliche Abnahme der Zink- und Kupferkonzentrationen ist möglicherweise auf die Sanierungen der metallver-

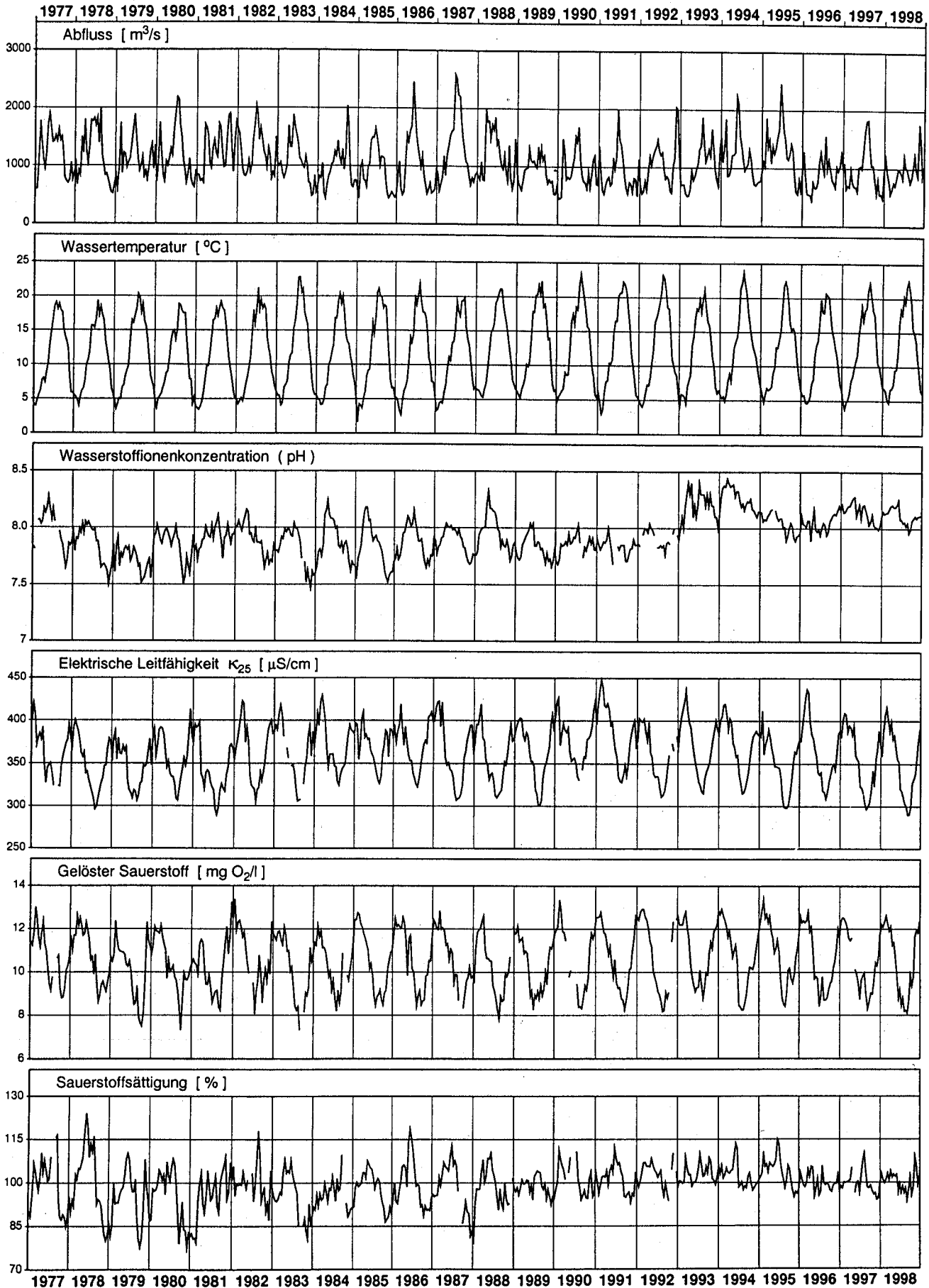
arbeitenden Betriebe im Einzugsgebiet der Birs und evtl. auch im Raum Basel zurückzuführen, welche sich auch positiv auf die Wasserqualität des Rheins ausgewirkt haben. Die Wasserqualität unterhalb von Basel hat sich während der letzten 20 Jahr aufgrund der Sanierungen vieler Abwasserreinigungsanlagen im Raum Basel deutlich verbessert.

# Rhein - Village Neuf / Weil

Bis 1994 wurden die Messwerte bei Village-Neuf erhoben.

Messnetz NADUF

Verlauf der 14-tägigen Mittelwerte

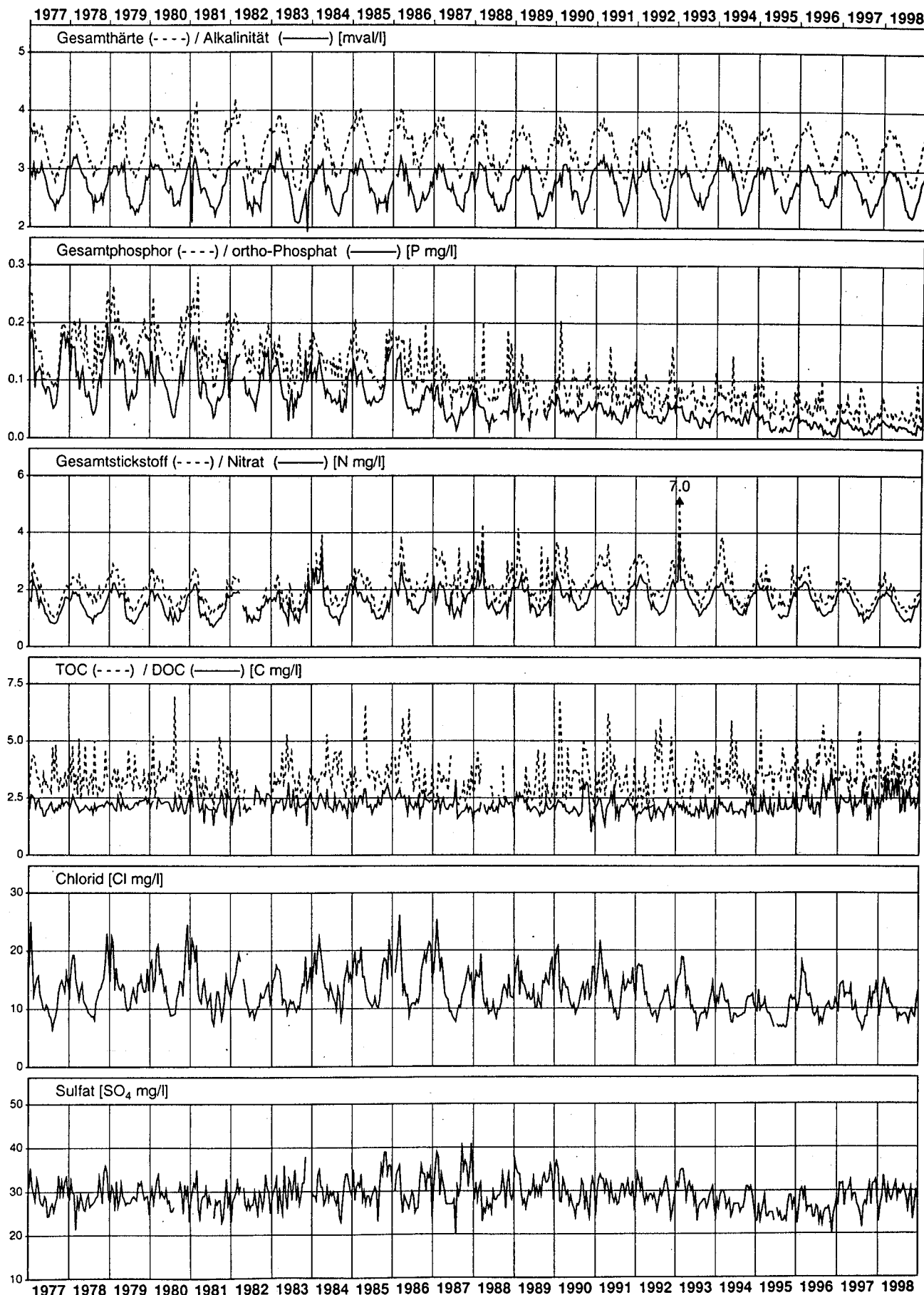


# Rhein - Village Neuf / Weil

Bis 1994 wurden die Messwerte bei Village-Neuf erhoben.

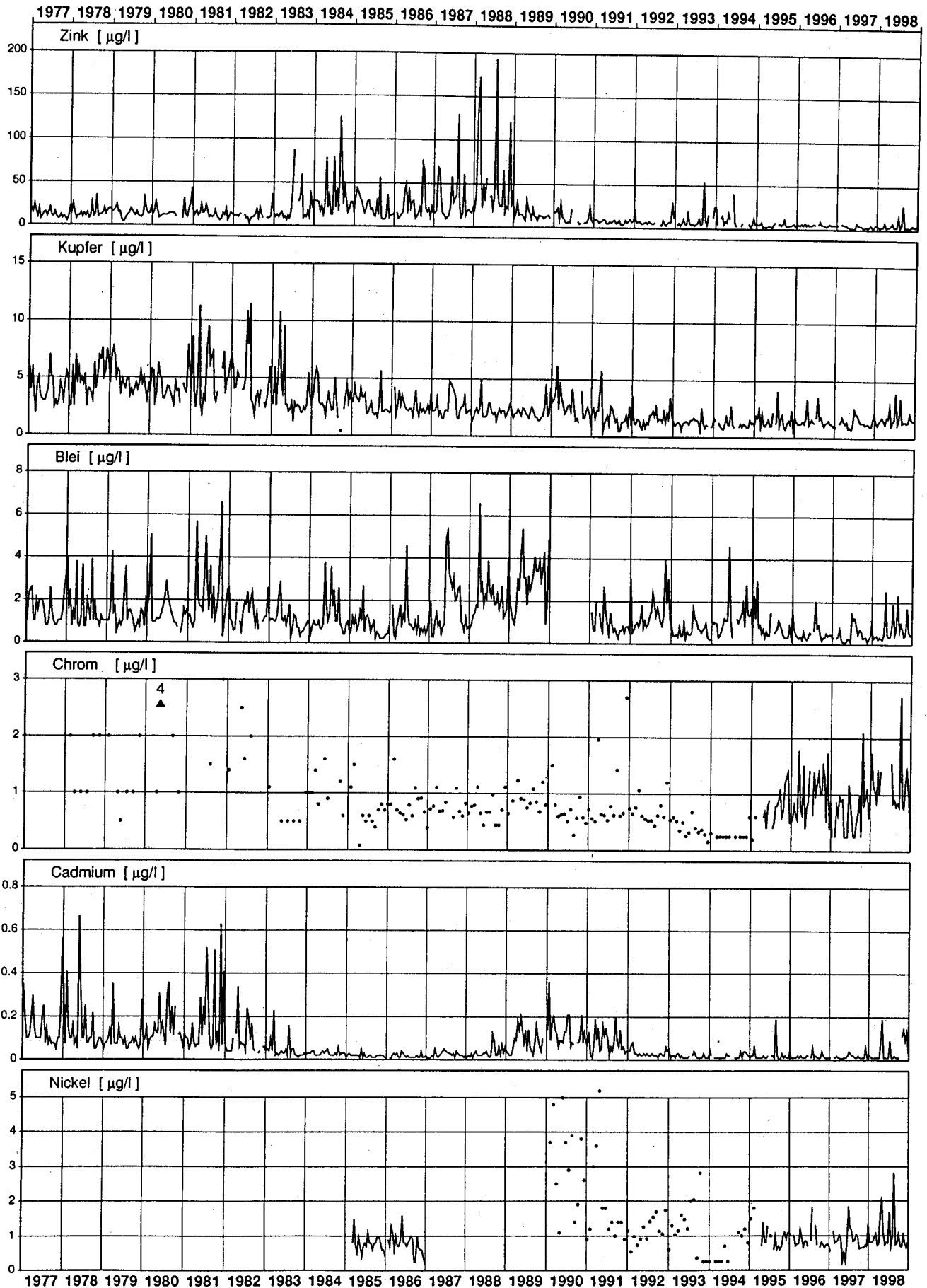
Messnetz NADUF

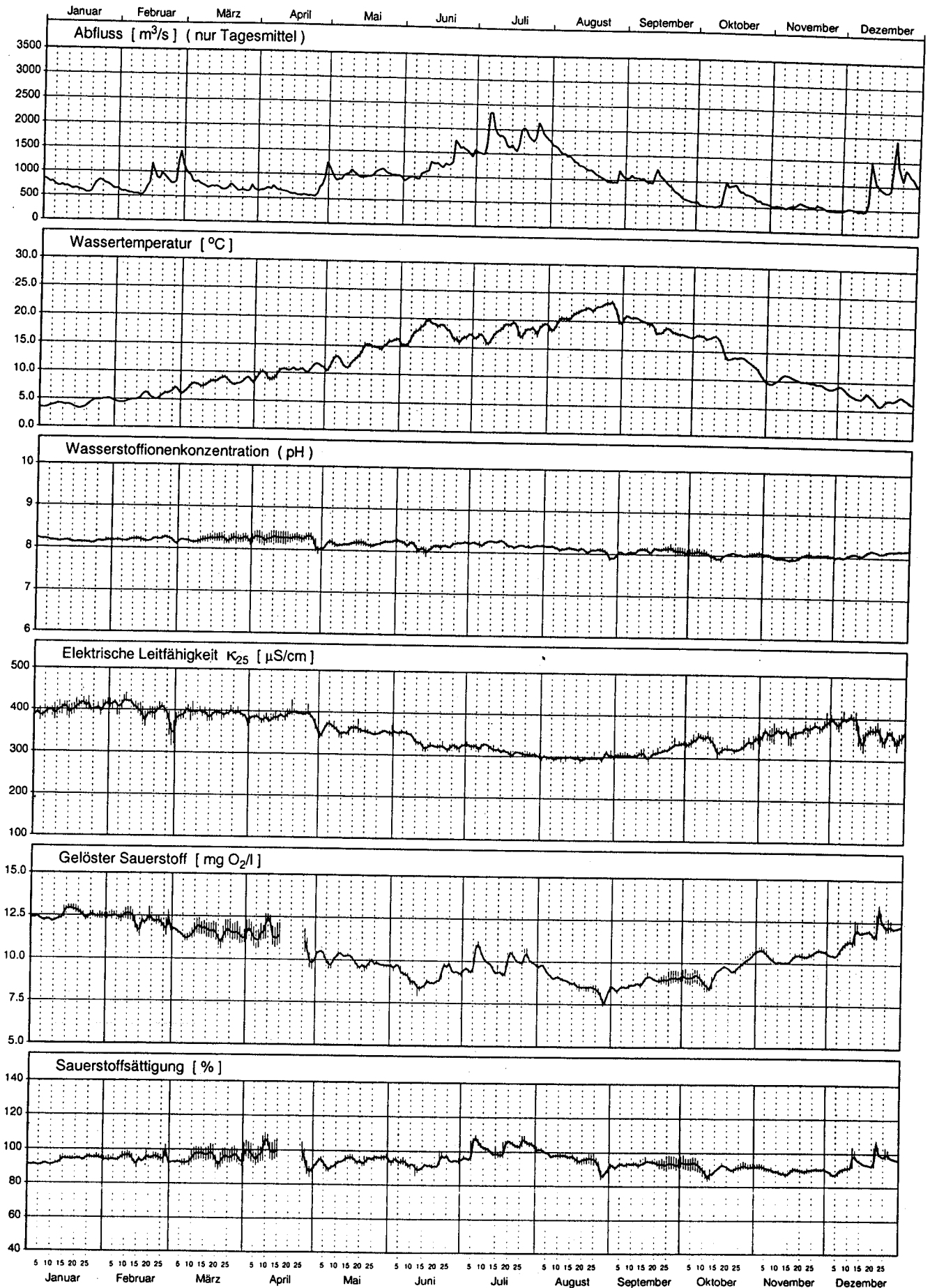
Messwerte der 14-tägigen Sammelproben

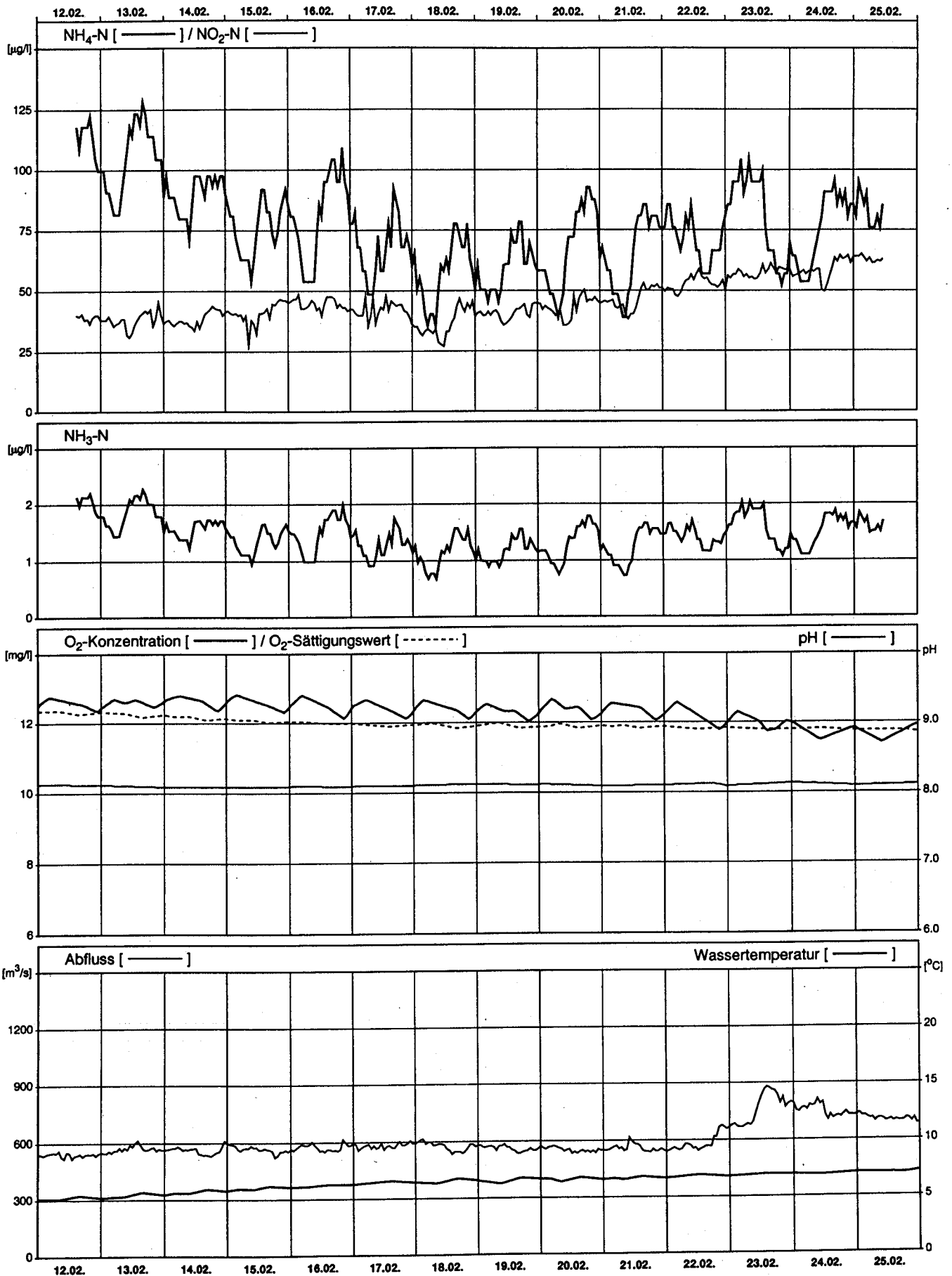


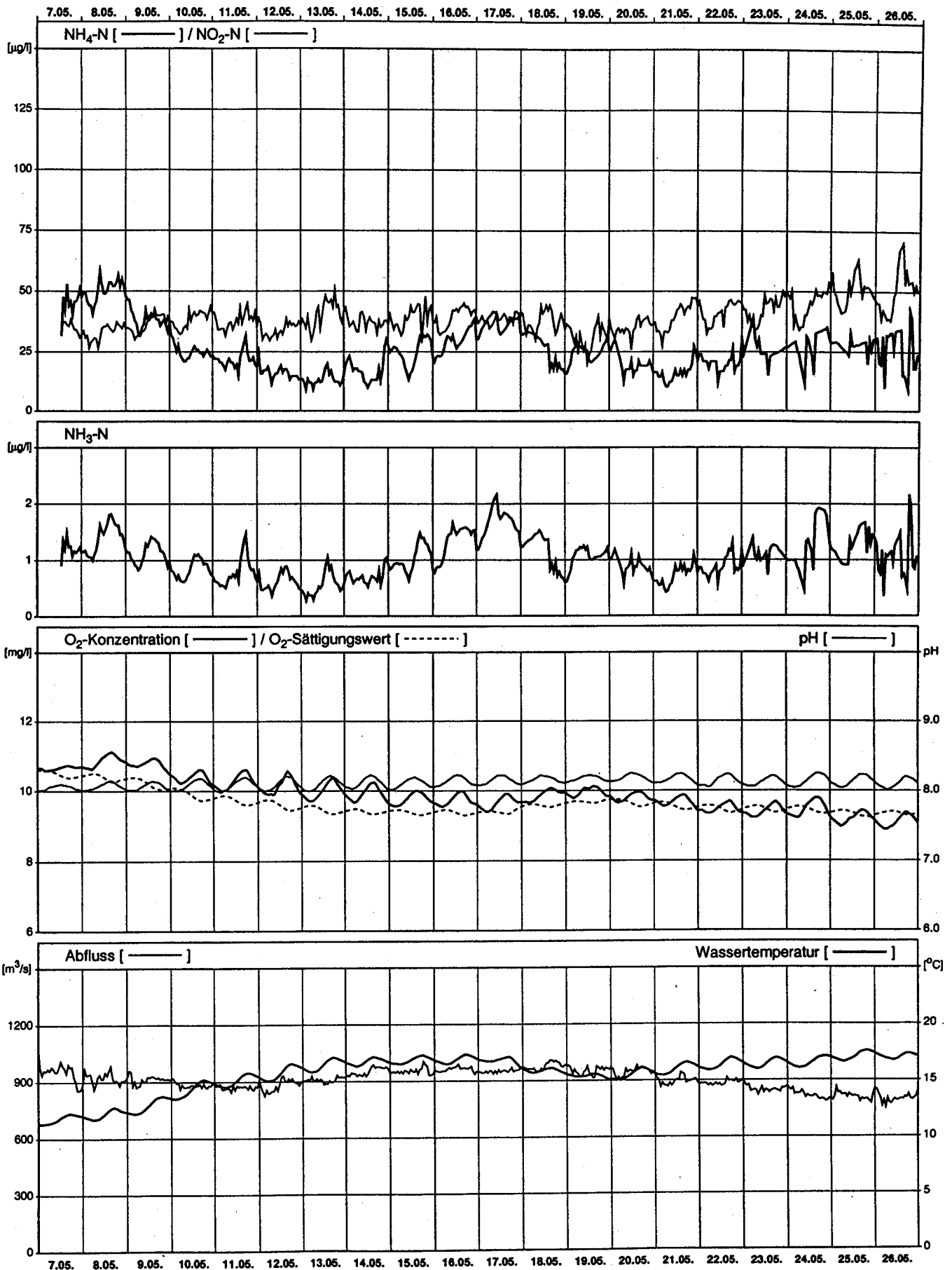
# Rhein - Village Neuf / Weil

Messnetz NADUF  
Verlauf der 14-tägigen Mittelwerte

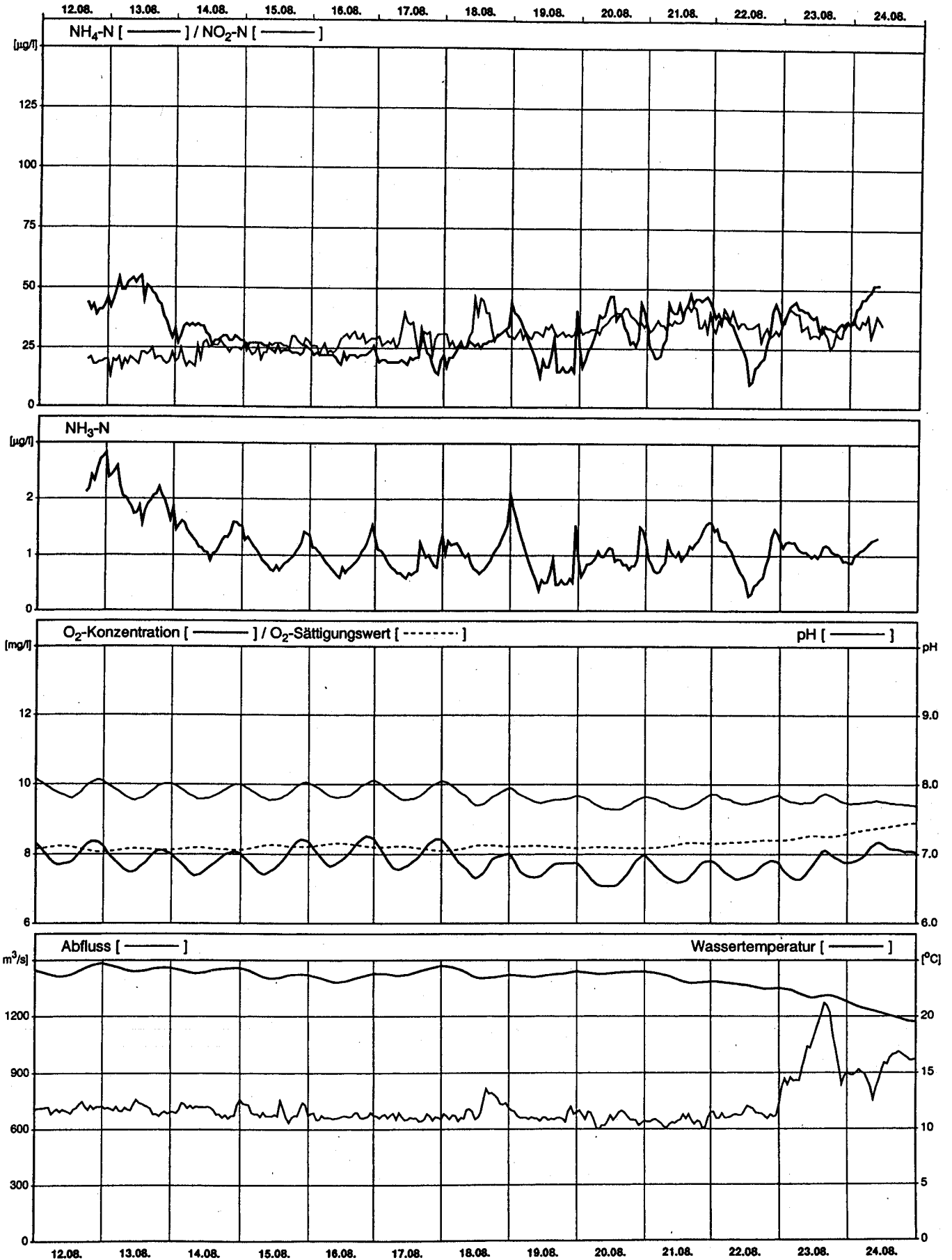


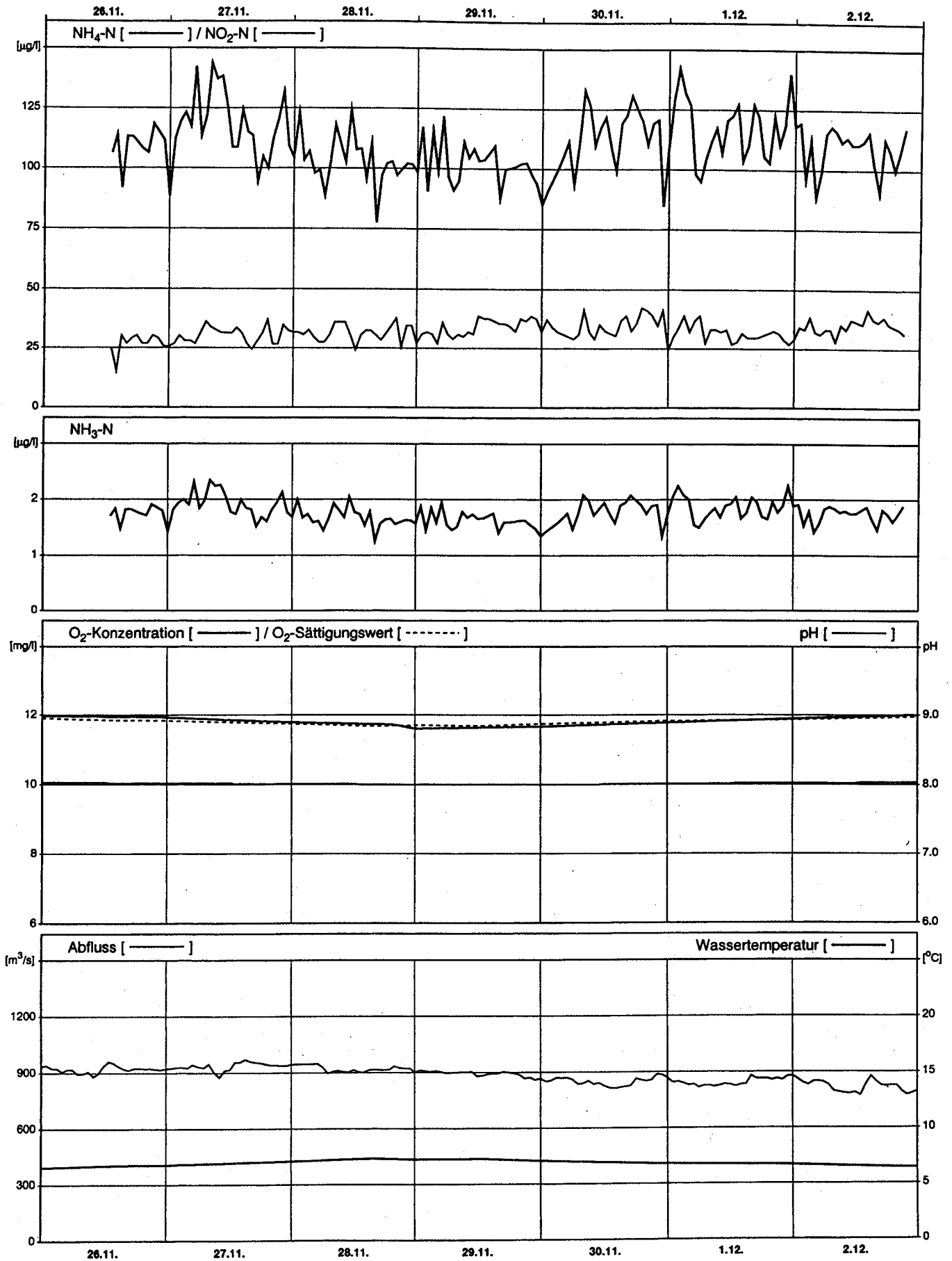






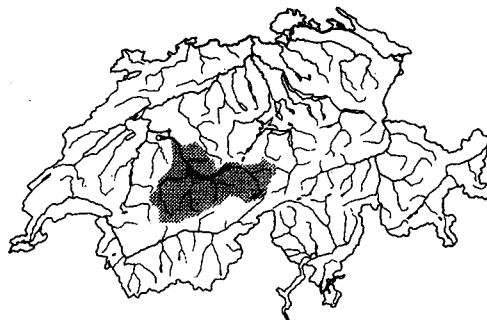






## 5.8 Aare-Bern

Koordinaten:	600710/198000
Stationshöhe:	502 m.ü.M.
Flusslänge gesamt:	288.9 km
Flusslänge bis Station:	101.9 km
Grösse des Einzugsgebietes:	2969 km <sup>2</sup>
mittlere Geländeneigung:	23.7°
mittlere Gebietshöhe:	1610 m.ü.M.
mittlerer Abfluss (1971–1990):	120 m <sup>3</sup> /s
mittlerer Gebietsniederschlag (1972–1992):	1719 mm/a
Spezifische Belastung (1990):	2000 EW/(m <sup>3</sup> /s)



Lage des Einzugsgebietes

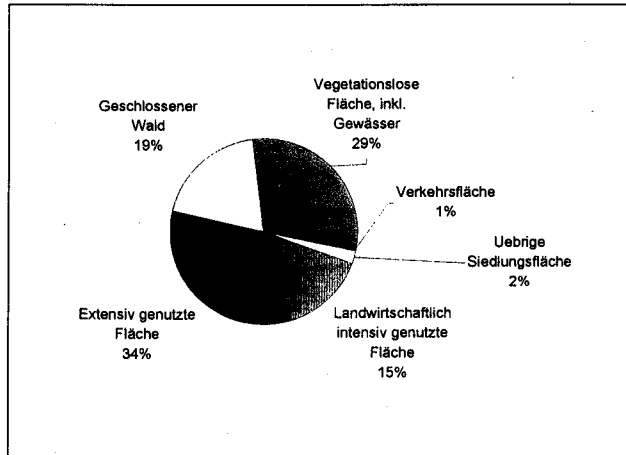


Geografische Lage  
der NADUF-Station  
(Massstab 1:25'000)

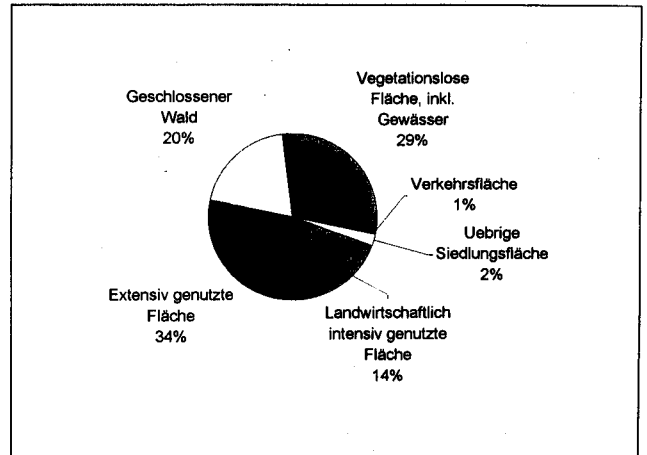


Flusslauf bei der  
NADUF-Station

## Bodennutzung im Einzugsgebiet



Datenquelle: GEOSTAT, Bundesamt für Statistik,  
Stand 1979/85, Aufbereitet mit dem GIS der LHG



Datenquelle: GEOSTAT, Bundesamt für Statistik,  
Stand 1992/97, Aufbereitet mit dem GIS der LHG

## Abwasserreinigungsanlagen oberhalb der NADUF-Station

Kanton	Nr.	Jahr	EGW (hydr.) 1000	Einwohner		Name	Distanz zur Messstation (km)
				angeschlossen 1000	anschliessbar 1000		
BE	623/01	1966	3.0	1.6	1.8	Rubigen	9
BE	611/00	1977	11.2	3.4	4.7	Unt. Kiesental/Kiesen	18
BE	885/00	1977	1.5	0.9	1.0	Uttigen	20
BE	944/00	1972	186.0	77.0	90.0	Thun Uetendorf	24

Stand 1987

## Allgemeine Beschreibung des Untersuchungsgebietes

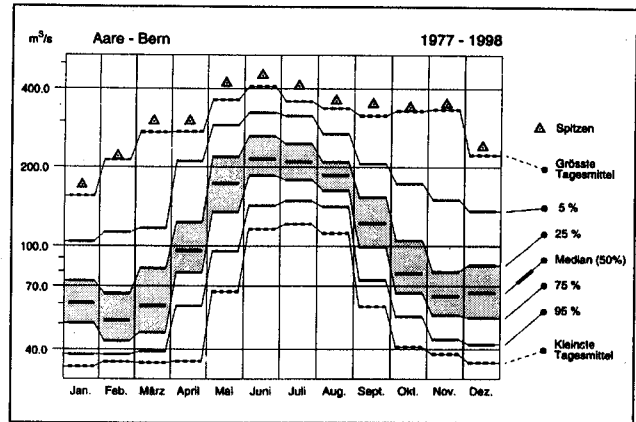
Unterhalb der beiden Voralpenseen Thuner- und Brienersee entwässert die Aare das Aaretal mit seinen Seitenflüssen. Die Aare bei Bern weist von den im

Rahmen des NADUF untersuchten Gewässern des Mittellandes die geringste anthropogene Belastung durch Abwässer und intensive Landwirtschaft auf.

## Kurzbeschreibung der gemessenen Parameter (1977–1981; 1994–1998)

### Abfluss (1977–1998)

Der mittlere Abfluss der Aare bei Bern liegt nur wenig höher als derjenige beim Ausfluss aus dem Thunersee (110 m<sup>3</sup>/s). Die regulierende Wirkung des Thuner- und Brienersees auf das Abflussregime der Aare ist deutlich ersichtlich. Der maximale Abflusstagesmittelwert beträgt mit 408 m<sup>3</sup>/s ca. das 3½-fache des mittleren Jahresabflusses. Der Einfluss der Schneeschmelze ist im Abflussregime der Aare bei Bern in den hohen Abflusswerten im Sommer und tiefen Abflusswerten im Winter deutlich ersichtlich. Der Median der Tagesmittel im Juni (215 m<sup>3</sup>/s) beträgt ca. das 4-fache desjenigen im Februar (52 m<sup>3</sup>/s).



Monatliche Verteilung der Tagesmittel des Abflusses

### Temperatur

Die Wassertemperaturen (Tagesmittel) in der Aare schwanken im Jahresverlauf zwischen 3 und 20°C.

### pH

Die pH-Tagesmittelwerte schwanken im Jahresverlauf nur leicht zwischen 8 und 8.4. Während des Tages hingegen können die pH-Werte um eine ganze Einheit schwanken. Dies v.a. im Frühjahr vor dem Anstieg des Abflusses und im Herbst nach dem Rückgang des Abflusses, was durch die Primärproduktion bewirkt wird.

### elektrische Leitfähigkeit

Die el. Leitfähigkeit (Tagesmittel) schwankt im Jahresverlauf zwischen 220 und 360 µS/cm und zeigt eine deutlich ausgeprägte Saisonalität, was auf Verdünnungseffekte, die unterschiedliche Herkunft des Wassers, auf die temperaturabhängige Löslichkeit der Wasserhärten und auf biologische Prozesse in den Oberliegerseen zurückzuführen ist.

### Sauerstoff

Der Sauerstoffgehalt (Tagesmittel) ist im Jahresverlauf relativ konstant und schwankt nur leicht um 100%. Starke Schwankungen im Sauerstoffgehalt von 80–140% treten – wie beim pH – zeitweise im Tagesverlauf auf, was durch die Primärproduktion bewirkt wird.

### Gesamthärte/Karbonathärte

Die Gesamthärten und Karbonathärten variieren zwischen 2.5–3.5 mval/l bzw. 1.8–2.6 mval/l. Es ist ein sehr deutliches saisonales Muster aufgrund der temperaturabhängigen Löslichkeit der Wasserhärten ersichtlich, welches durch die im Thunersee ablaufenden biologischen Prozesse und die saisonal unterschiedliche Herkunft des Wassers zusätzlich verstärkt wird. Die Gesamthärte liegt meist deutlich höher als die Karbonathärte. Die Jahresmittelwerte variieren kaum von Jahr zu Jahr.

### Phosphor

Die Gesamtphosphor- und Phosphatkonzentrationen schwanken zwischen 10–140 µg/l (Höchstwert: 227 µg/l) bzw. 5–20 µg/l. Aufgrund der sehr kurzen Messreihen, sind keine Tendenzen ersichtlich. Es scheint aber, dass sich die Phosphorkonzentrationen in den Jahren 1994–1996 nicht wesentlich von denjenigen in den Jahren 1977–1980 unterscheiden.

### Stickstoff

Die Stickstoffkonzentrationen zeigen ein ausgeprägtes saisonales Muster und schwanken zwischen 0.7–2.1 mg/l beim Gesamtstickstoff und 0.3–1.5 mg/l beim Nitrat. Die Nitratkonzentrationen liegen zu jeder Jahreszeit weit unterhalb des in der Gewässerschutzverordnung geforderten Wertes von 5.6 mg/l.

### **TOC/DOC**

Die DOC-Konzentrationen schwanken zwischen 0.8–3.2 mg/l und liegen innerhalb des in der Gewässerschutzverordnung geforderten Bereiches von 1–4 mg/l. Die TOC-Konzentrationen liegen im Bereich von 1–6 mg/l.

### **Chlorid**

Die Chloridkonzentrationen zeigen eine ausgeprägtes saisonales Muster, welches auf Verdünnungseffekte durch das saisonale Abflussregime und auf den winterlichen Chlorideintrag durch Strassensalze zurückzuführen ist.

### **Fazit**

Auch in der Aare bei Bern war die Primärproduktion in den Jahren 1994 und 1995 aufgrund der häufigen Hochwasser im Vergleich zu 1996 und 1976–1980 gering.

Die Konzentrationen schwanken zwischen 1.2–5 mg/l. Die gemessenen Konzentrationen liegen im Bereich von schwach belasteten Gewässern.

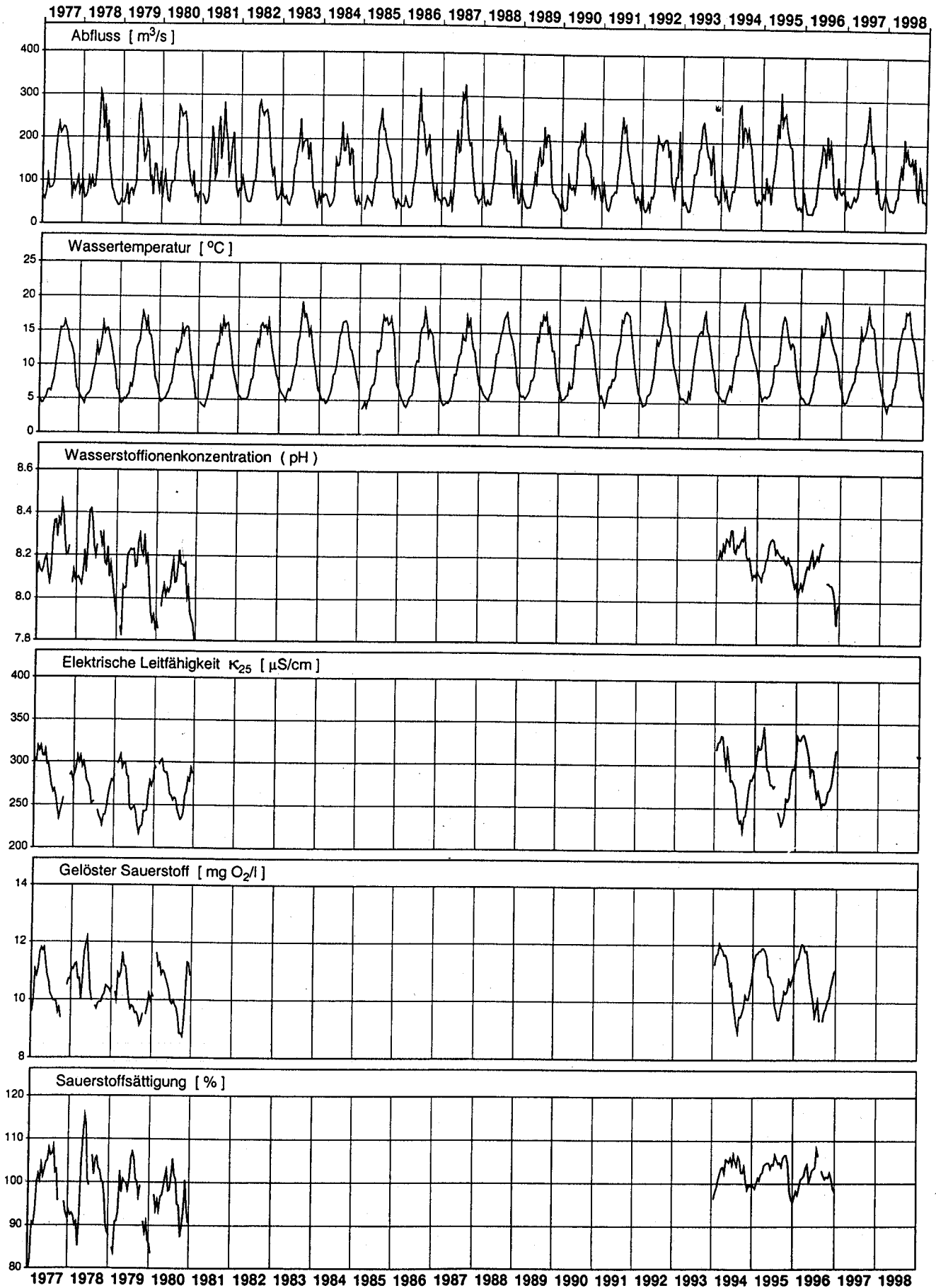
### **Sulfat**

Die Sulfatkonzentrationen schwanken zwischen 22–35 mg/l zeigen ein ausgeprägtes saisonales Muster, welches auf das saisonale Abflussregime zurückzuführen ist, wobei die Sulfatkonzentrationen durch Verdünnungseffekte und durch die unterschiedliche Herkunft des Wassers bestimmt werden.

Die niedrige anthropogene Belastung der Aare bei Bern zeigt sich in den niedrigen Konzentrationen von Phosphor, Stickstoff und DOC, wobei bezüglich aller dieser Parameter die Qualitätsziele der Gewässerschutzverordnung eingehalten werden.

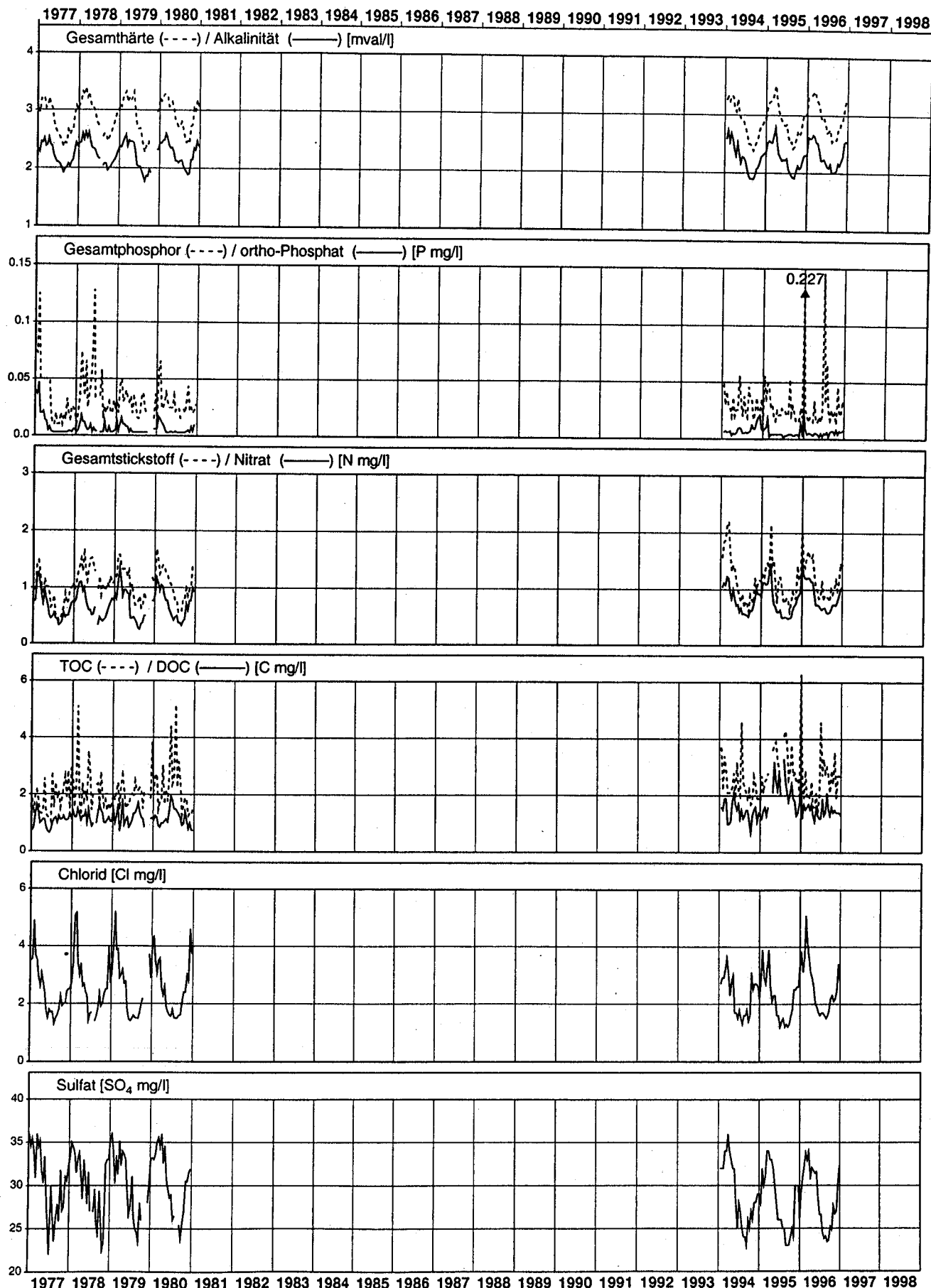
# Aare - Bern, Schönau

Messnetz NADUF  
Verlauf der 14-tägigen Mittelwerte

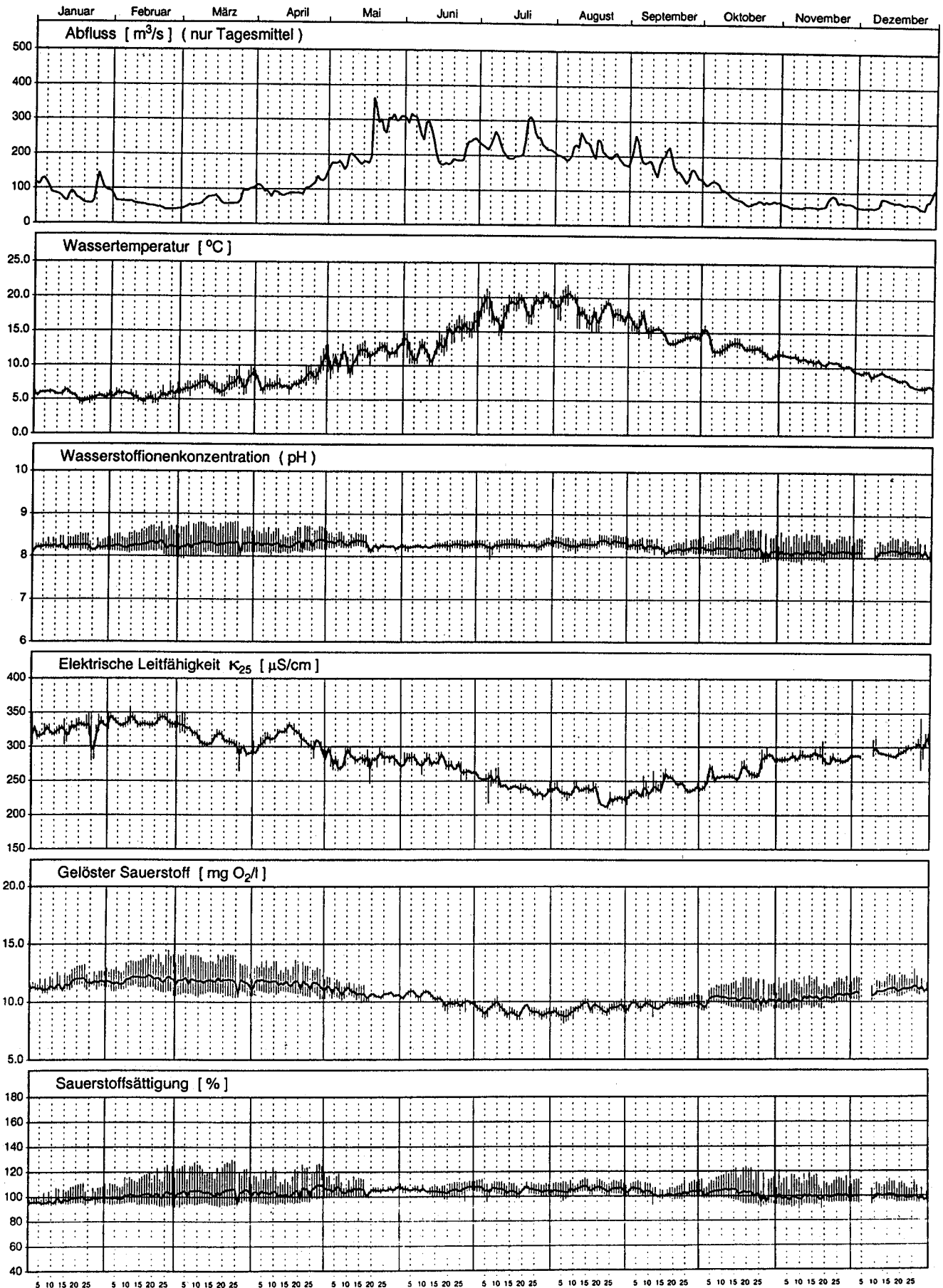


# Aare - Bern, Schönau

Messnetz NADUF  
Messwerte der 14-tägigen Sammelproben

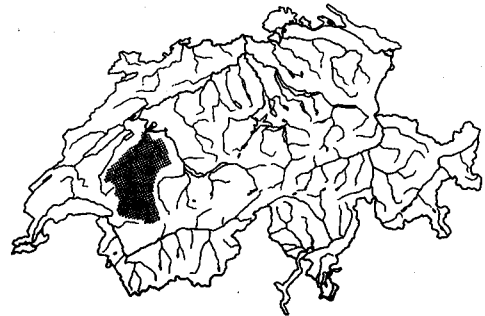






## 5.9 Saane-Gümmenen

Koordinaten:	585100/199240
Stationshöhe:	474 m.ü.M.
Flusslänge gesamt:	123.1 km
Flusslänge bis Station:	118 km
Grösse des Einzugsgebietes:	1880 km <sup>2</sup>
mittlere Geländeneigung:	16.3°
mittlere Gebietshöhe:	1130 m.ü.M.
mittlerer Abfluss (1971–1990):	54 m <sup>3</sup> /s
mittlerer Gebietsniederschlag (1972–1992):	1544 mm/a
Spezifische Belastung (1990):	3550 EW/(m <sup>3</sup> /s)



Lage des Einzugsgebietes

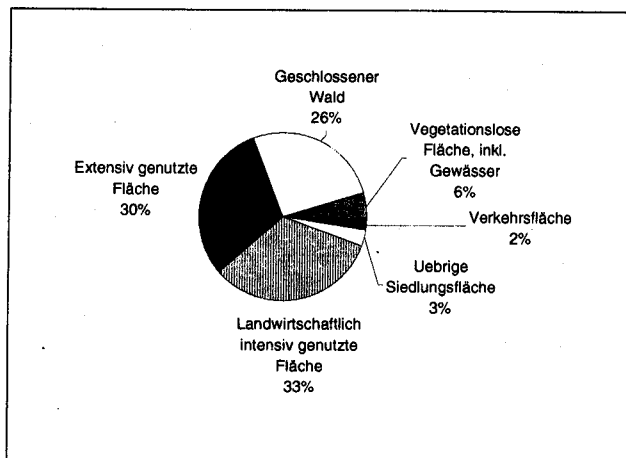


Geografische Lage  
der NADUF-Station  
(Massstab 1:25'000)

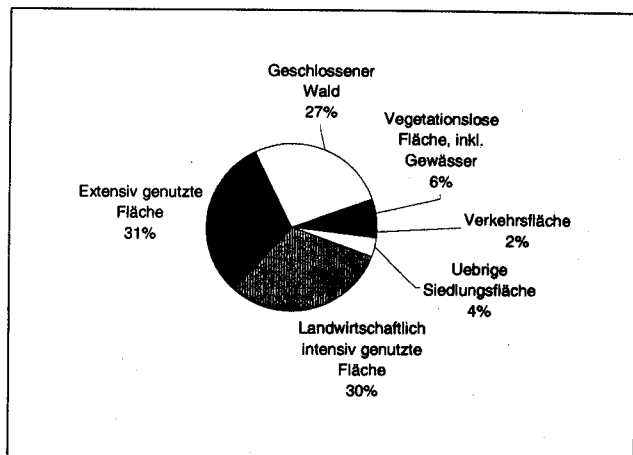


Flusslauf bei der  
NADUF-Station

## Bodennutzung im Einzugsgebiet



Datenquelle: GEOSTAT, Bundesamt für Statistik,  
Stand 1979/85, Aufbereitet mit dem GIS der LHG



Datenquelle: GEOSTAT, Bundesamt für Statistik,  
Stand 1992/97, Aufbereitet mit dem GIS der LHG

## Abwasserreinigungsanlagen oberhalb der NADUF-Station

Kanton	Nr.	Jahr	EGW (hydr.) 1000	Einwohner		Name	Distanz zur Messstation (km)
				angeschlossen 1000	anschliessbar 1000		
FR	2293/00	1972	6.5	4.70	5.00	Düdingen	8
FR	2196/00	1968	55.0	37.20	37.40	Fribourg	17
FR	2206/00	1978	23.8	8.82	12.82	Marly/Gerine-Nesslera	27
FR	2219/00	1975	3.1	1.10	1.23	Posieux	30

Stand 1987

## Allgemeine Beschreibung des Untersuchungsgebietes

Die Messstation Gümnenen liegt vor der Mündung der Saane in die Aare. Mit dieser Messstation wird der wichtigste Zufluss der Aare vor der Mündung in den Bielersee erfasst. Die Saane ist stark durch Kraftwerke beeinflusst (Schiffenstausee).

## Kurzbeschreibung der gemessenen Parameter (1987–1990; 1994–1996)

### Abfluss (1977–1998)

Der maximale Abflusstagesmittelwert der Saane bei Gümmenen beträgt mit 519 m<sup>3</sup>/s rund das 10-fache des mittleren Jahresabflusses. Der Einfluss der Schneeschmelze in den Voralpen zeigt sich in den hohen Abflusswerten im Frühsommer (April bis Juni). Der Median der Tagesmittel im Juni beträgt mit 77 m<sup>3</sup>/s rund das Doppelte desjenigen im Oktober (37 m<sup>3</sup>/s). Auffallend sind ebenfalls die Wochenschwankungen in der Abflussganglinie, welche im Winter grösser sind als im Sommer, was auf den Einfluss der Wasserkraftwerke zurückzuführen ist. Dabei sind an den Wochenenden aufgrund der niedrigeren Stromproduktion kleinere Abflussmengen vorhanden als während der Woche.

### Temperatur

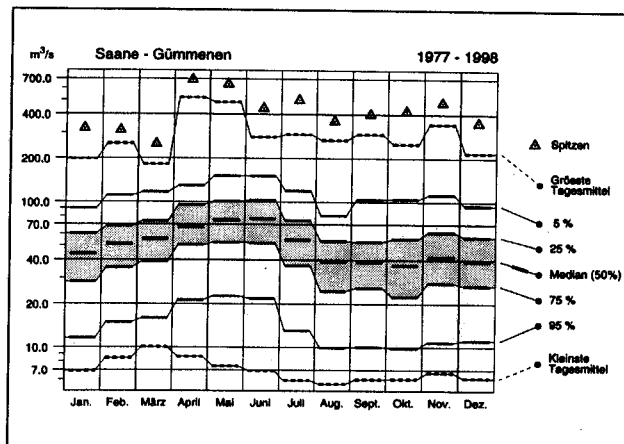
Die Wassertemperaturen (14-Tagesmittel) in der Saane schwanken im Jahresverlauf zwischen 3 und 17°C.

### Gesamthärte/Karbonathärte

Die Gesamthärten und Karbonathärten variieren zwischen 3.5–4.5 mval/l bzw. 2.7–3.8 mval/l. Es ist ein sehr deutliches saisonales Muster aufgrund der temperaturabhängigen Löslichkeit der Wasserhärten ersichtlich, welches durch die im lac de la gruyère und im Schiffenensee ablaufenden biologischen Prozesse und die saisonal unterschiedliche Herkunft des Wassers zusätzlich verstärkt wird. Die Gesamthärte liegt meist deutlich höher als die Karbonathärte. Die Jahresmittelwerte variieren kaum von Jahr zu Jahr.

### Phosphor

Die Gesamtphosphor- und Phosphatkonzentrationen schwanken zwischen 40–280 µg/l (Höchstwerte: 563 µg/l, 1473 µg/l, 827 µg/l) bzw. 0–50 µg/l. Aufgrund der sehr kurzen Messreihen, sind keine Tendenzen ersichtlich. Es scheint aber, dass die Phosphorkonzentrationen in den Jahren 1994–1996 gegenüber denjenigen in den Jahren 1987–1990 etwas geringer sind, was jedoch mit weiteren Messreihen zu belegen wäre. Weiter ist zu beachten, dass die hohen Schwebstoffkonzentrationen in der Saane die Gesamtphosphorkonzentrationen stark beeinflussen.



Monatliche Verteilung der Tagesmittel des Abflusses

### Stickstoff

Die Stickstoffkonzentrationen zeigen ein saisonales Muster und schwanken zwischen 1–6 mg/l beim Gesamtstickstoff und 1–2.2 mg/l beim Nitrat. Die Nitratkonzentrationen liegen somit zu jeder Jahreszeit weit unterhalb des in der Gewässerschutzverordnung geforderten Wertes von 5.6 mg/l.

### TOC/DOC

Die DOC-Konzentrationen schwanken zwischen 2–4 mg/l und liegen innerhalb des in der Gewässerschutzverordnung geforderten Bereiches von 1–4 mg/l. Die TOC-Konzentrationen liegen wesentlich höher im Bereich von 2–13 mg/l (Höchstwerte: 26.5 mg/l, 230 mg/l, 47.5 mg/l).

### Chlorid

Die Chloridkonzentrationen zeigen ein ausgeprägtes saisonales Muster, welches auf das saisonale Abflussregime und auf den winterlichen Chlorideintrag durch Strassensalze zurückzuführen ist. Die Konzentrationen schwanken zwischen 2.5–13 mg/l.

### Sulfat

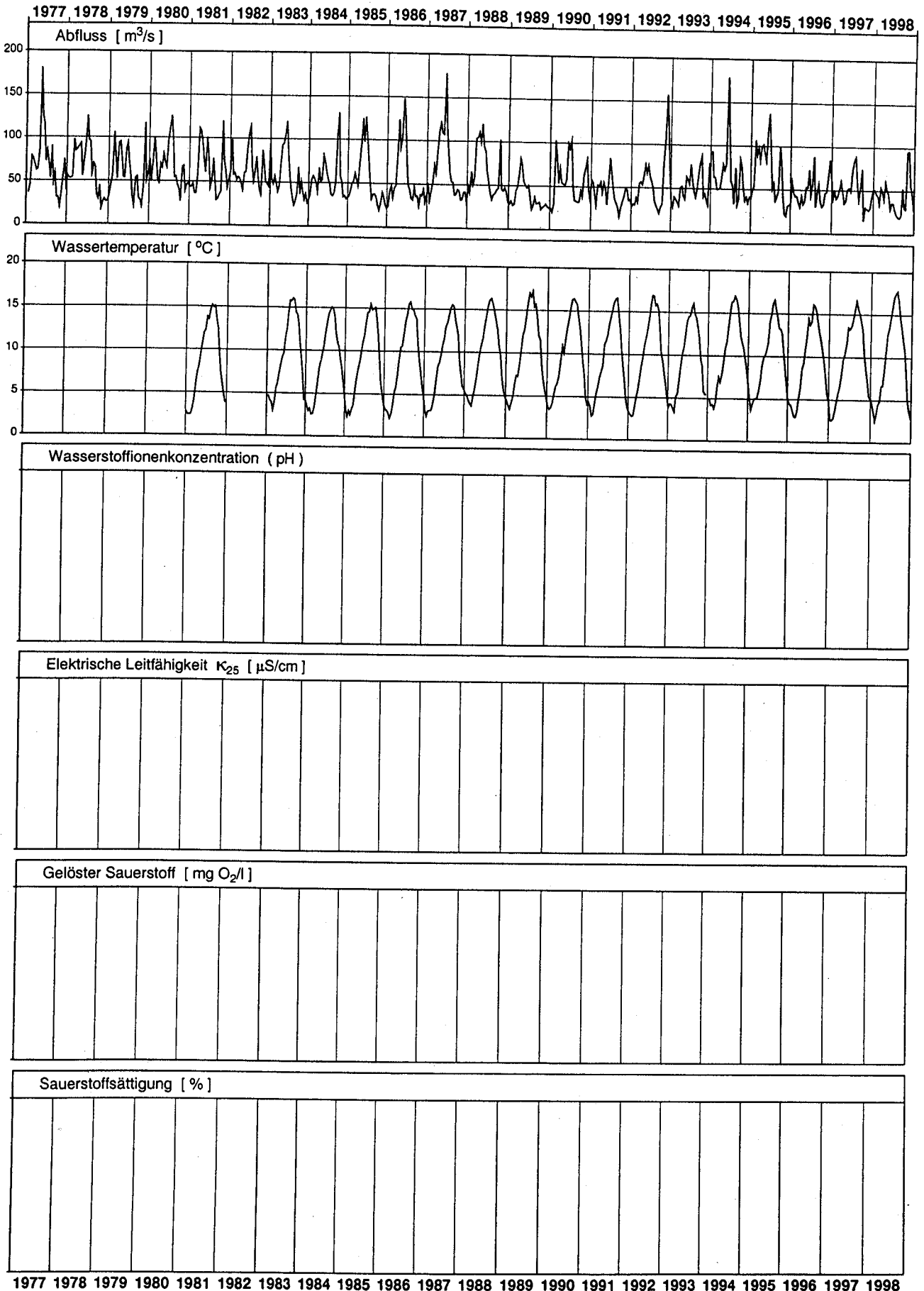
Die Sulfatkonzentrationen schwanken zwischen 20–50 mg/l und zeigen ein ausgeprägtes saisonales Muster, welches auf das saisonale Abflussregime zurückzuführen ist, wobei die Sulfatkonzentrationen durch Verdünnungseffekte und durch die unterschiedliche Herkunft des Wassers bestimmt werden.

## **Fazit**

Die Saane bei Gümnenen weist eine geringe anthropogene Belastung auf, was in den niedrigen Konzentrationen von Phosphat, Stickstoff, DOC und Chlorid ersichtlich ist.

# Saane - Gümminen

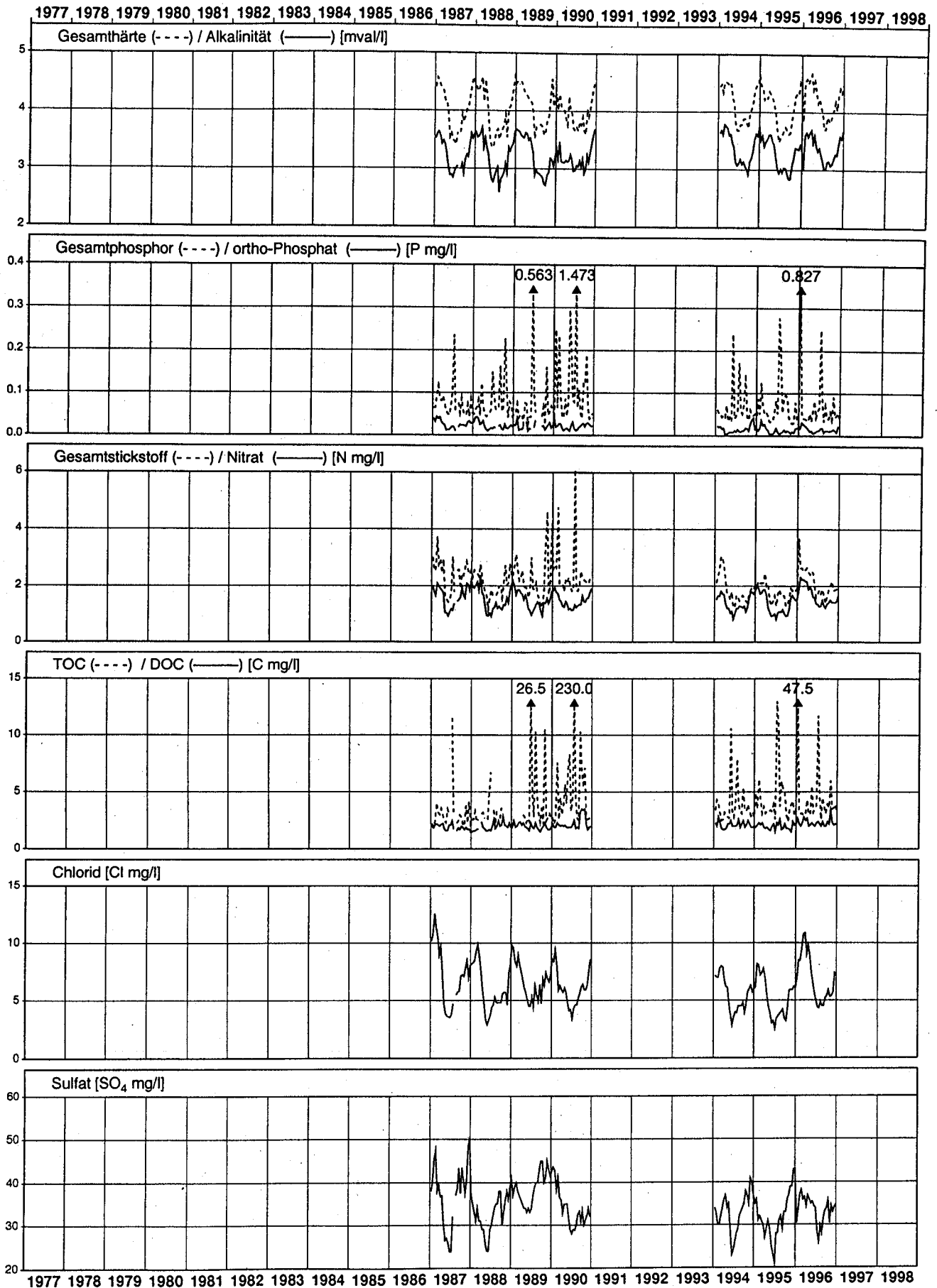
Messnetz NADUF  
Verlauf der 14-tägigen Mittelwerte



# Saane - Gümminen

Messnetz NADUF

Messwerte der 14-tägigen Sammelproben

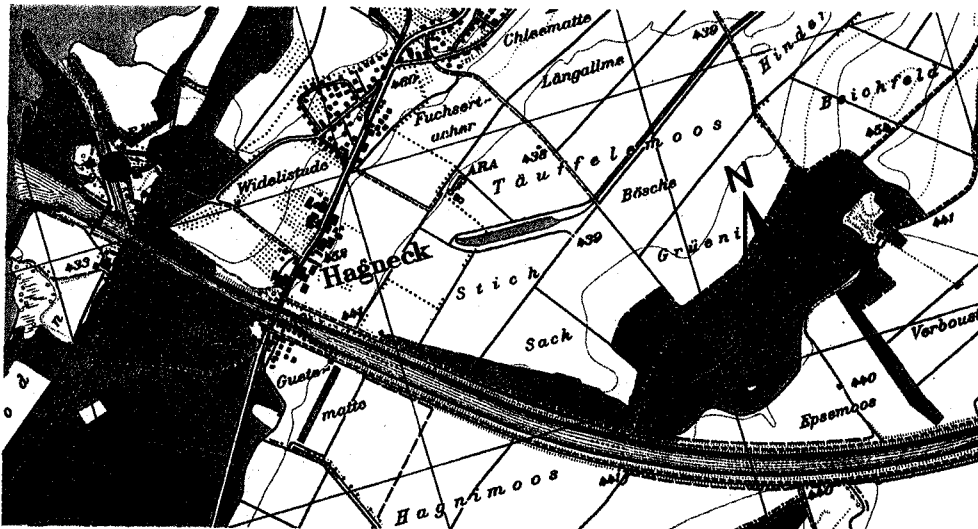


## 5.10 Aare-Hagneck

Koordinaten:	580680/211650
Stationshöhe:	437 m.ü.M.
Flusslänge gesamt:	288.9 km
Flusslänge bis Station:	153.5 km
Grösse des Einzugsgebietes:	5140 km <sup>2</sup>
mittlere Geländeneigung:	20°
mittlere Gebietshöhe:	1370 m.ü.M.
mittlerer Abfluss (1984–1990):	174 m <sup>3</sup> /s
mittlerer Gebietsniederschlag (1972–1992):	1621 mm/a
Spezifische Belastung (1990):	3900 EW/(m <sup>3</sup> /s)



Lage des Einzugsgebietes



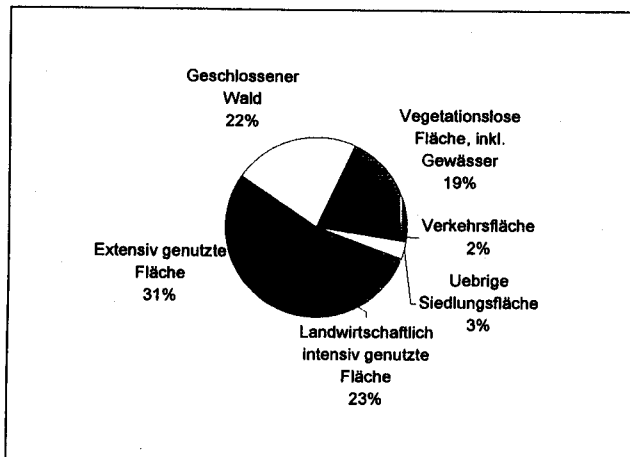
Geografische Lage der NADUF-Station (Massstab 1:25'000)



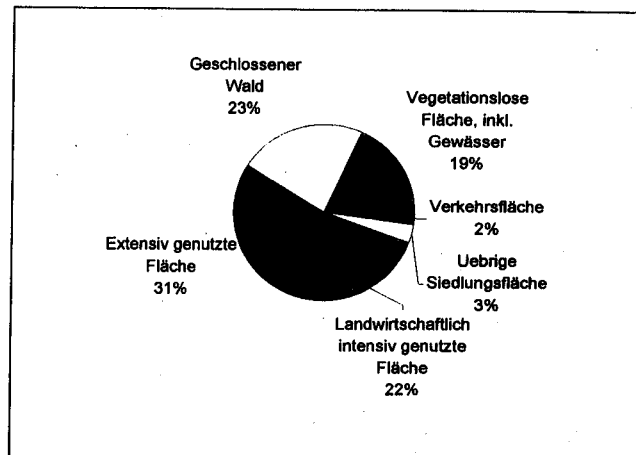
Flusslauf bei der NADUF-Station



## Bodennutzung im Einzugsgebiet



Datenquelle: GEOSTAT, Bundesamt für Statistik,  
Stand 1979/85, Aufbereitet mit dem GIS der LHG



Datenquelle: GEOSTAT, Bundesamt für Statistik,  
Stand 1992/97, Aufbereitet mit dem GIS der LHG

## Abwasserreinigungsanlagen oberhalb der NADUF-Station

Kanton	Nr.	Jahr	EGW (hydr.) 1000	Einwohner		Name	Distanz zur Messstation (km)
				angeschlossen 1000	anschliessbar 1000		
BE	736/00	1976	9.10	4.00	4.40	Täuffelen/Hagneck	1.0
BE	308/00	1965	0.25	0.15	0.20	Niederried b/K.	11.5
BE	360/00	1975	12.00	6.00	7.00	Wohlen	28.5
BE	351/00	1967/78/85	385.00	196.00	197.30	Bern (Neubrücke)	33.0
BE	362/00	1970/79	100.00	56.00	58.84	Worblental/Ittigen	39.0

Stand 1987

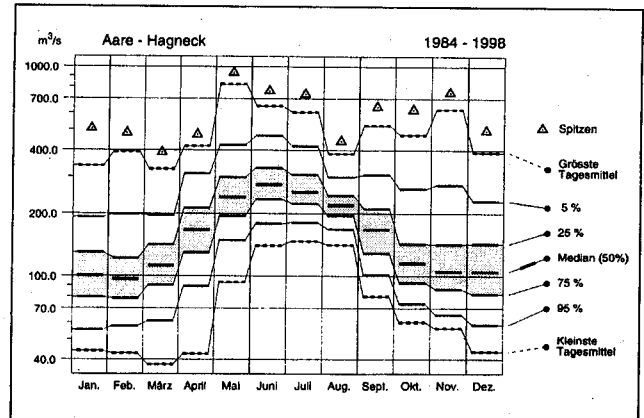
## Allgemeine Beschreibung des Untersuchungsgebietes

Die Station Hagneck erfasst die Aare unmittelbar vor dem Einlauf in den Bielersee. Die Aare bringt mehr als 78% der dem See zufließenden Wassermenge mit sich.

## Kurzbeschreibung der gemessenen Parameter (1977–1982; 1988–1990; 1994–1996)

### Abfluss (1984–1998)

Der mittlere Abfluss der Aare bei Hagneck liegt rund anderthalb mal so hoch wie derjenige beim Ausfluss aus dem Thunersee (110 m<sup>3</sup>/s). Der regulierende Einfluss des Sees ist im Abflussregime der Aare bei Hagneck immer noch ersichtlich. Der maximale Abflusstagesmittelwert von 824 m<sup>3</sup>/s beträgt etwa das 5-fache des mittleren Jahresabflusses. Der Einfluss der Schneeschmelze ist in den hohen Abflusswerten im Sommer (Mai bis Juli) und in den tiefen Abflusswerten im Winter (Oktober bis März) ersichtlich. Der Median der Tagesmittel im Juni beträgt mit 274 m<sup>3</sup>/s rund das 3-fache desjenigen im Februar (97 m<sup>3</sup>/s).



Monatliche Verteilung der Tagesmittel des Abflusses

### Temperatur

Die Wassertemperaturen (14-Tagesmittel) variieren zwischen 5–20°C. Die hohen winterlichen Temperaturen sind möglicherweise auf den Einfluss der Kühlwassereinleitung des AKW Mühleberg zurückzuführen.

### pH

Die pH-Werte (14-Tagesmittel) schwanken zwischen 7.6–8.4. Sie zeigen ein saisonales Muster, welches auf die unterschiedliche Herkunft des Wassers zurückzuführen ist.

### elektrische Leitfähigkeit

Die el. Leitfähigkeit (14-Tagesmittel) schwankt zwischen 250 und 430 µS/cm und zeigt eine deutlich ausgeprägte Saisonalität, welche durch Verdünnungseffekte, durch die temperaturabhängige Löslichkeit der Wasserhärten und durch die unterschiedliche Herkunft des Wasser bewirkt wird.

### Sauerstoff

Der Sauerstoffgehalt (14-Tagesmittel) schwankt im Jahresverlauf zwischen 75 und 115%.

### Gesamthärte/Karbonathärte

Die Gesamthärten und Karbonathärten variieren zwischen 2.7–4 mval/l bzw. 2–3.2 mval/l. Es ist ein sehr deutliches saisonales Muster aufgrund der temperaturabhängigen Löslichkeit der Wasserhärten ersichtlich, welches durch die in den Oberliegenseen ablaufenden biologischen Prozesse und die saisonal unterschiedliche Herkunft des Wassers zusätzlich verstärkt wird. Die Gesamthärte liegt meist deutlich höher als die Karbonathärte. Die Jahresmittelwerte variieren kaum von Jahr zu Jahr.

fenden biologischen Prozesse und die saisonal unterschiedliche Herkunft des Wassers zusätzlich verstärkt wird. Die Gesamthärte liegt meist deutlich höher als die Karbonathärte. Die Jahresmittelwerte variieren kaum von Jahr zu Jahr.

### Phosphor

Die Phosphorkonzentrationen liegen mit 20–110 µg/l Gesamtphosphor (Höchstwerte: 150 µg/l, 376 µg/l) und 0–40 µg/l Phosphat in den Jahren 1988–1990 und 1994–1996 wesentlich tiefer als in den Jahren 1977–1982, in denen die Gesamtphosphor- und Phosphatkonzentrationen im Bereich von 40–200 µg/l bzw. 0–120 µg/l lagen. Dies ist auf die Einführung der Simultanfällung in einigen grösseren ARA's und auf die Auswirkungen des 1986 in Kraft getretenen Phosphatverbotes in Waschmitteln zurückzuführen.

### Stickstoff

Die Stickstoffkonzentrationen zeigen ein ausgeprägtes saisonales Muster und schwanken in den Jahren 1977–1982 zwischen 0.8–2.5 mg/l beim Gesamtstickstoff und 0.5–2.2 mg/l beim Nitrat. In den Jahren 1988–1990 und 1994–1996 schwanken die Konzentrationen des Gesamtstickstoffes und des Nitrates zwischen 0.9–3.3 mg/l bzw. 0.7–2.2 mg/l und liegen damit leicht höher als in den Jahren zuvor. Die Nitratkonzentrationen liegen zu jeder Jahreszeit deutlich unterhalb des in der Gewässerschutzverordnung geforderten Wertes von 5.6 mg/l.

Die Ammonium- und Nitritkonzentrationen schwanken während den Messkampagnen zwischen 30–350 µg/l bzw. 20–70 µg/l. Die Ammoniumkonzentrationen waren im Mai und August 1994 bei höheren Temperaturen aufgrund der mit zunehmender Temperatur höheren Nitrifikationsleistung niedriger als im November 1994 und Februar 1995. Ebenfalls lagen die Nitritkonzentrationen im Sommer wegen der hohen Nitrifikationsleistung manchmal höher als die Ammoniumkonzentrationen. Die Ammoniumkonzentrationen haben im November 1994 den gesetzlich geforderten Wert massiv überschritten, was wahrscheinlich auf einzelne hohe Abwassereinleitungen oder auf Güllenabschwemmungen aus landwirtschaftlich intensiv genutzten Gebieten zurückzuführen ist. Während der übrigen Messkampagnen lagen die Ammoniumkonzentrationen jedoch immer unterhalb des gesetzlich geforderten Wertes.

#### **TOC/DOC**

Die DOC-Konzentrationen schwanken zwischen 1.3–3 mg/l und liegen innerhalb des in der Gewässerschutz-

verordnung geforderten Bereiches von 1–4 mg/l. Die TOC-Konzentrationen liegen im Bereich von 2–7 mg/l (Höchstwerte: 11.5 mg/l, 13.1 mg/l). Es scheint, dass die DOC-Konzentrationen 1996 leicht zugenommen haben, was aber mit weiteren Messreihen zu beweisen wäre.

#### **Chlorid**

Die Chloridkonzentrationen zeigen ein ausgeprägtes saisonales Muster, welches auf das saisonale Abflussregime und auf den winterlichen Chlorideintrag durch Strassensalze zurückzuführen ist. Die Konzentrationen schwanken zwischen 2–12 mg/l.

#### **Sulfat**

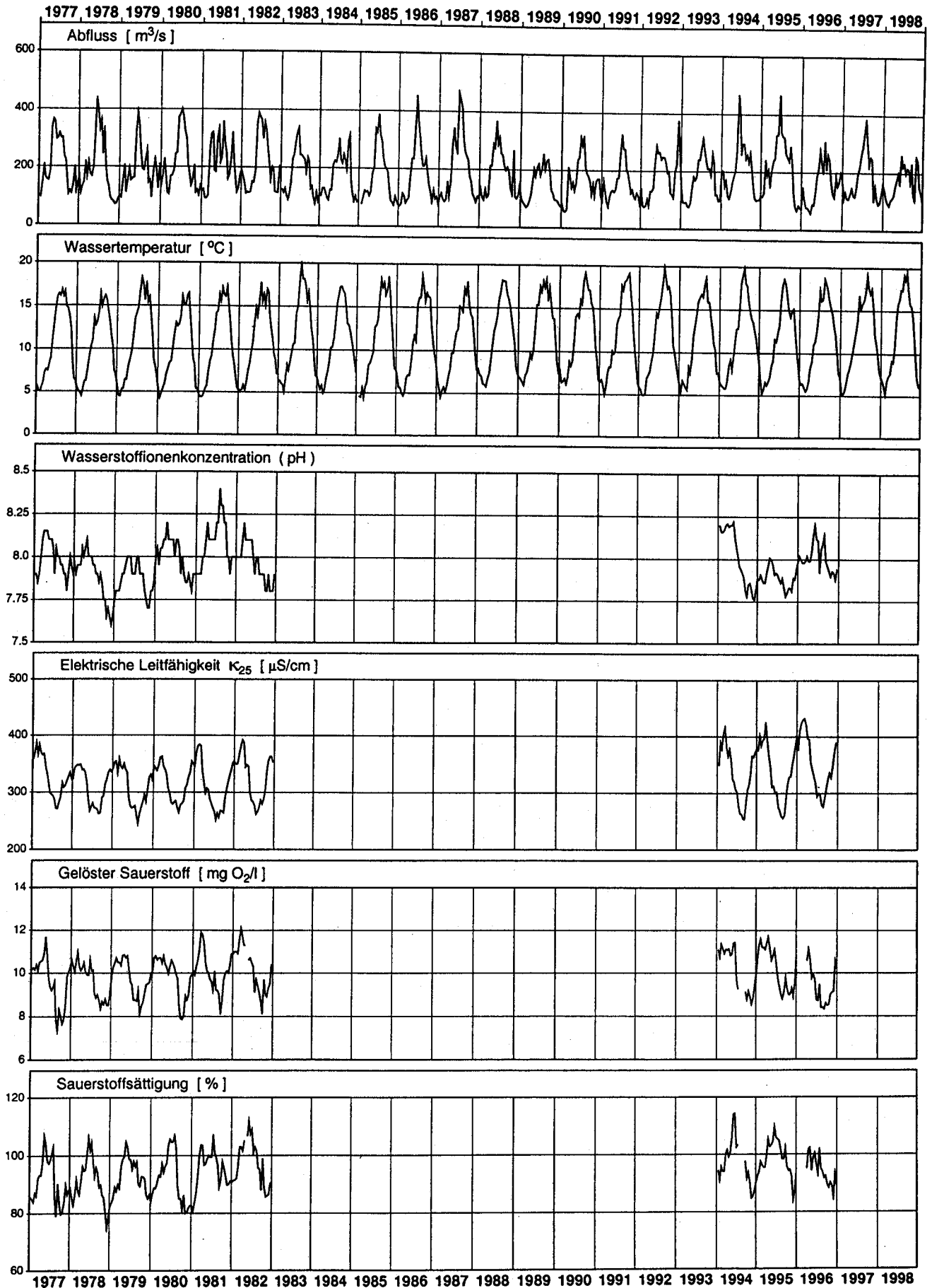
Die Sulfatkonzentrationen schwanken zwischen 22–40 mg/l und zeigen ein ausgeprägtes saisonales Muster, welches auf das saisonale Abflussregime zurückzuführen ist. Dabei werden die Sulfatkonzentrationen durch Verdünnungseffekte und durch die unterschiedliche Herkunft des Wassers bestimmt.

#### **Fazit**

Die Aare bei Hagneck weist eine geringe anthropogene Belastung auf, was in den niedrigen Konzentrationen von Phosphat, Stickstoff, DOC und Chlorid ersichtlich ist.

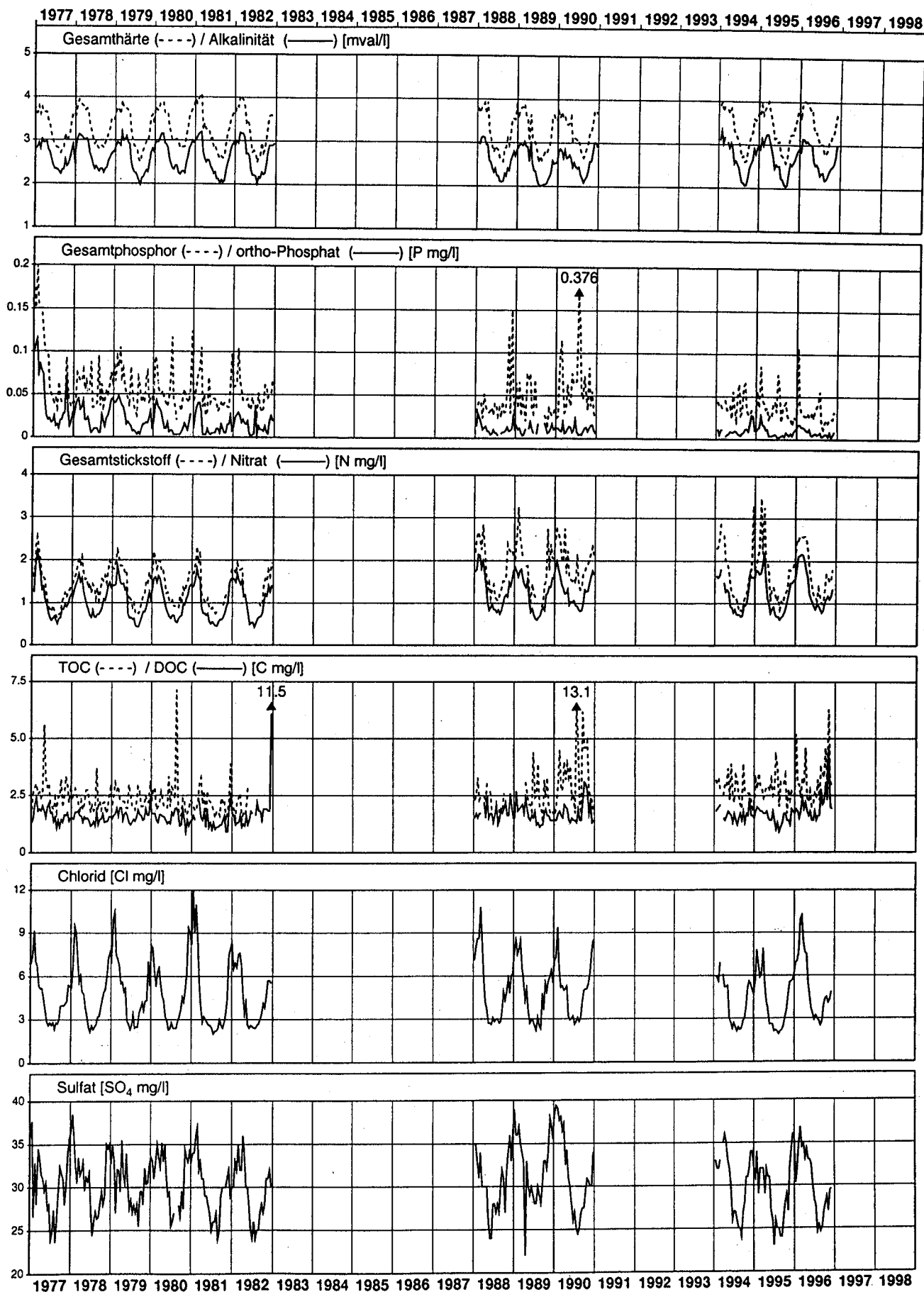
# Aare - Hagneck

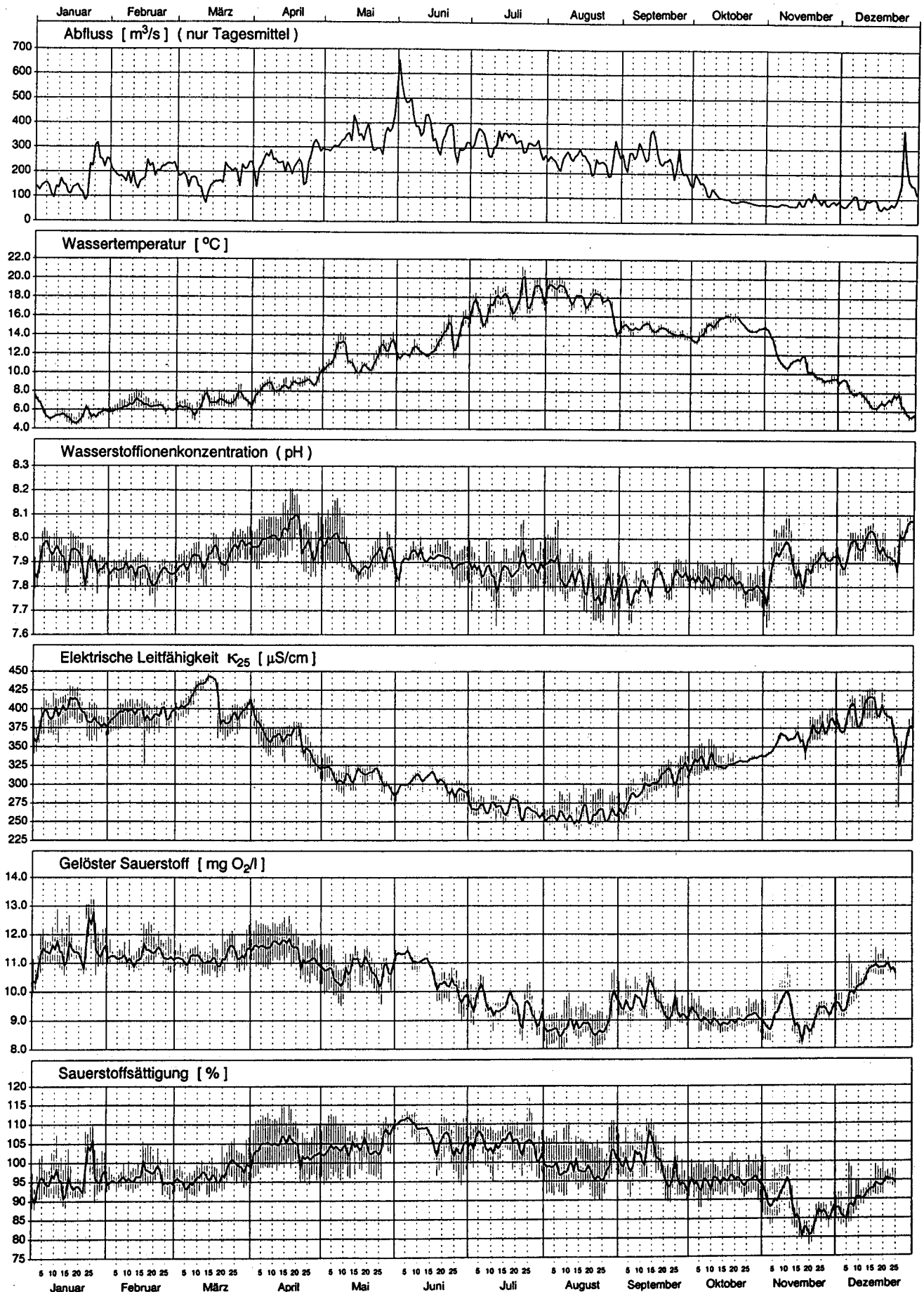
Messnetz NADUF  
Verlauf der 14-tägigen Mittelwerte

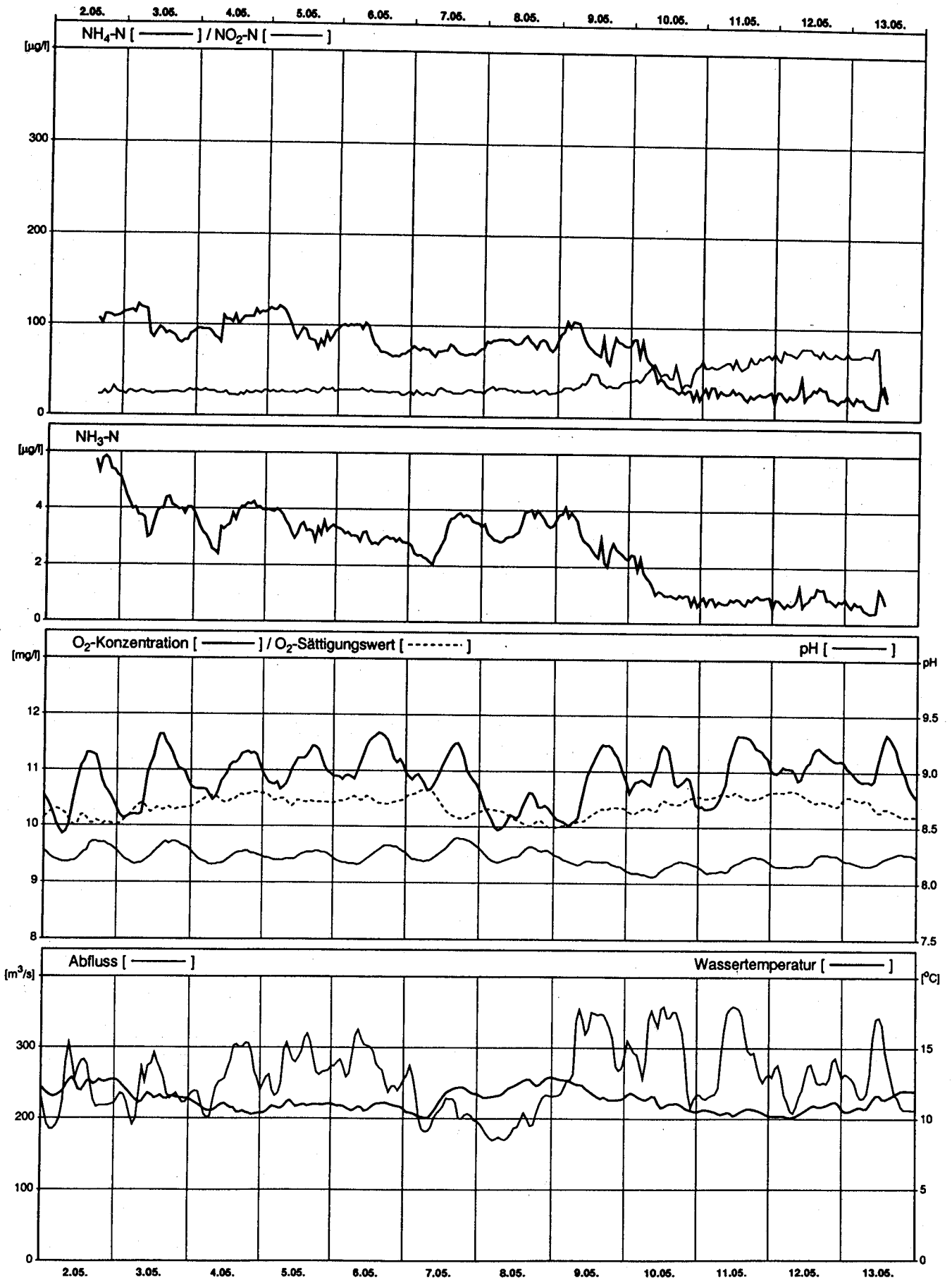


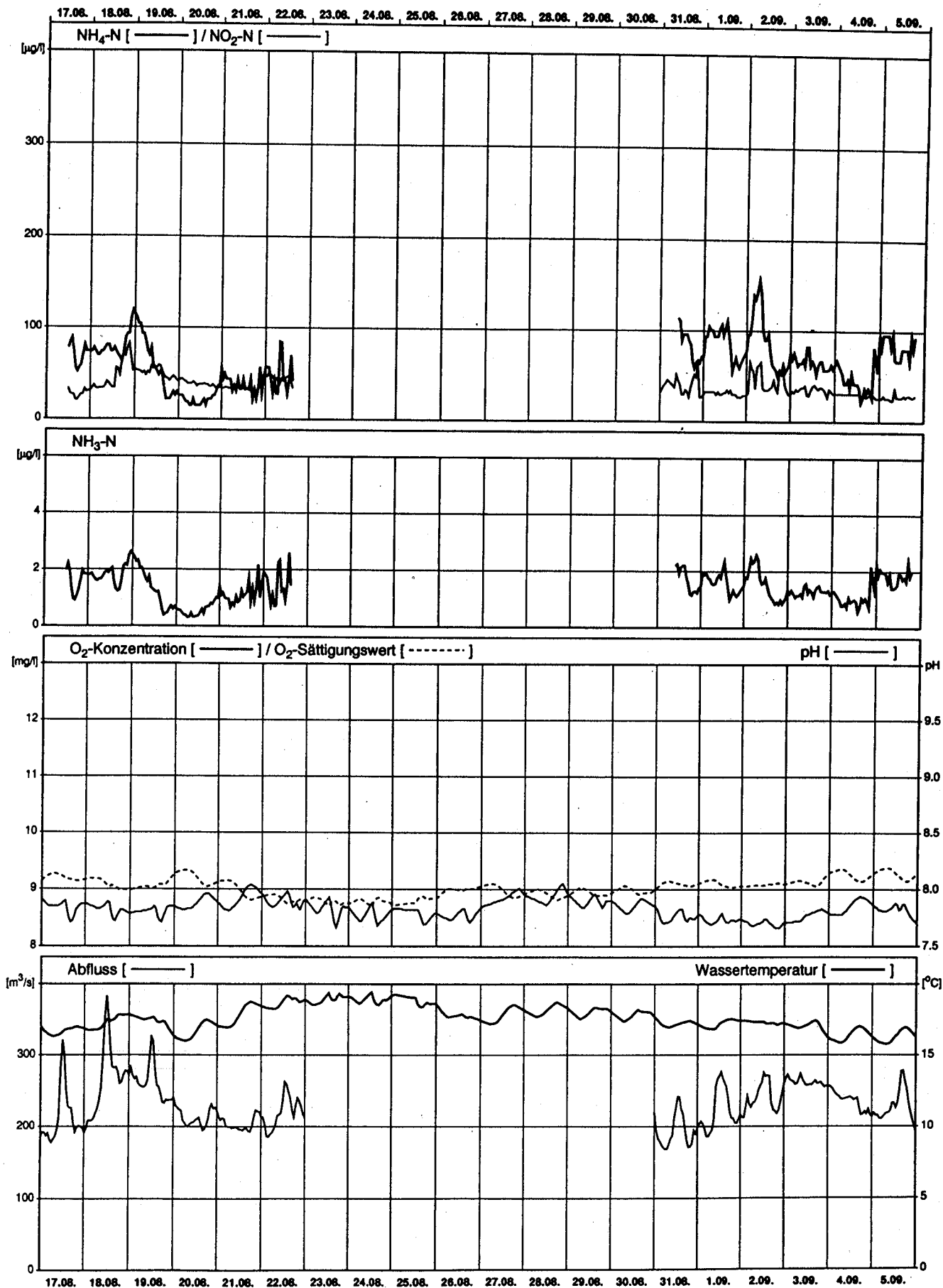
# Aare - Hagneck

Messnetz NADUF  
Messwerte der 14-tägigen Sammelproben

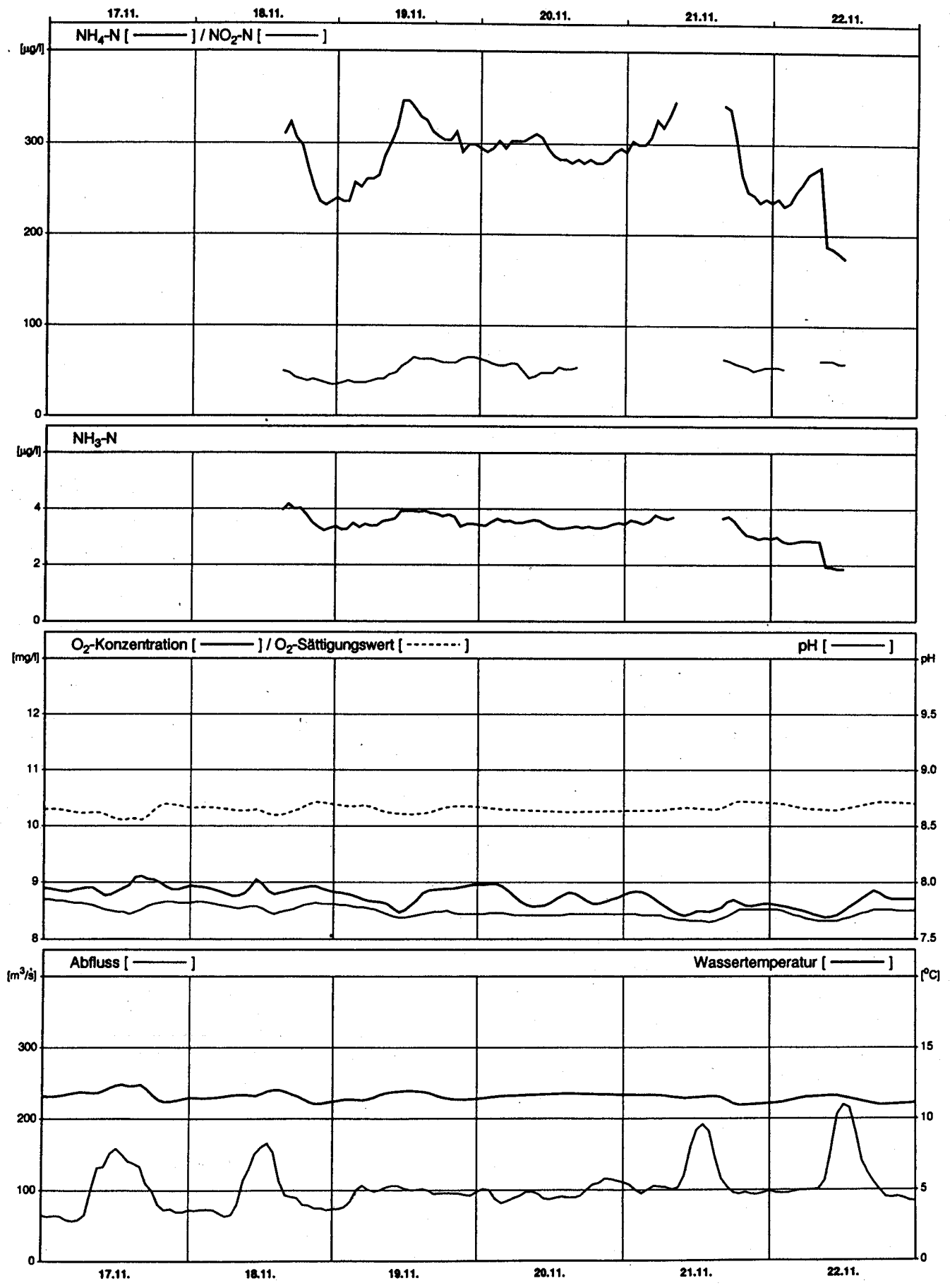


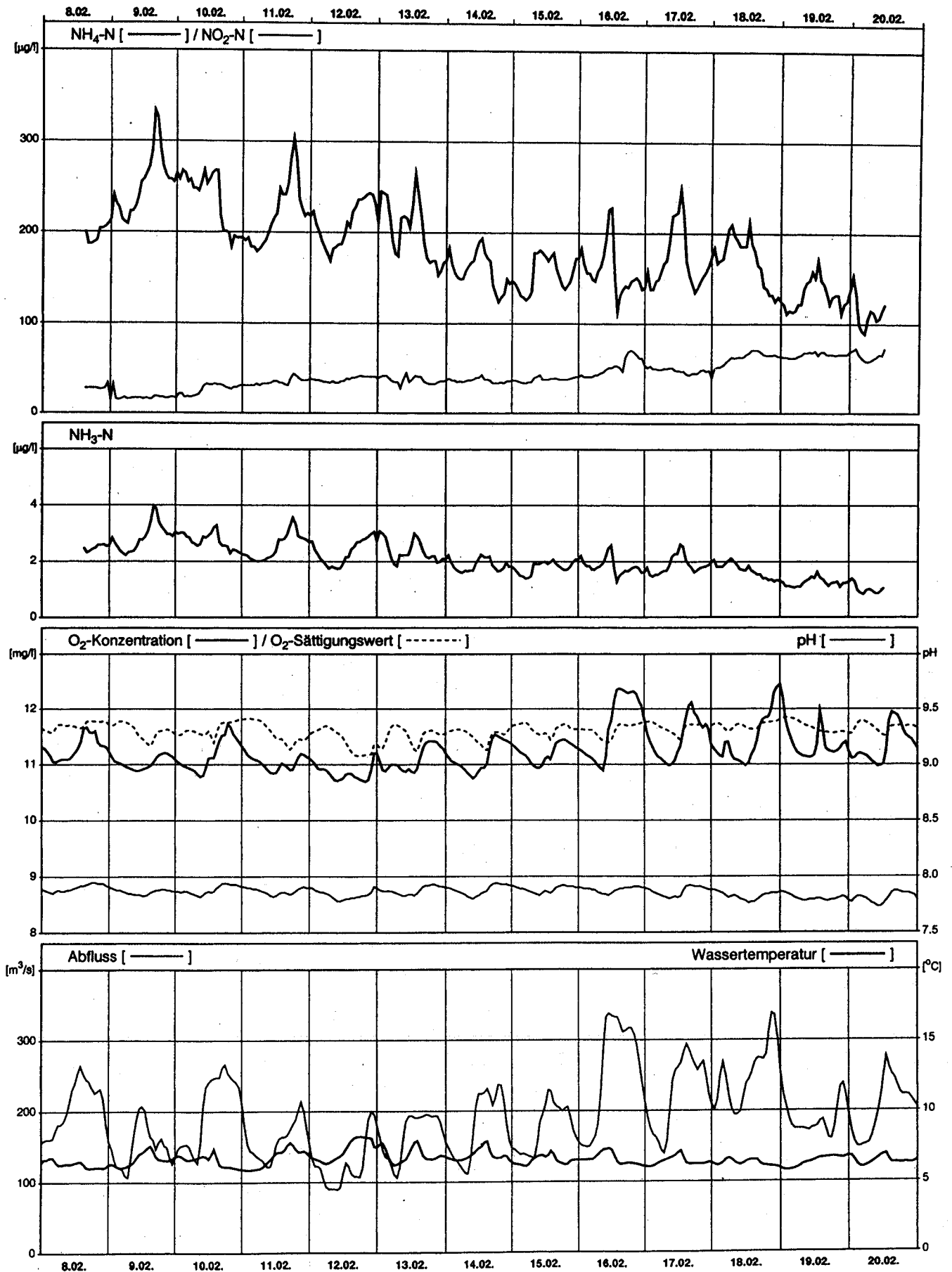






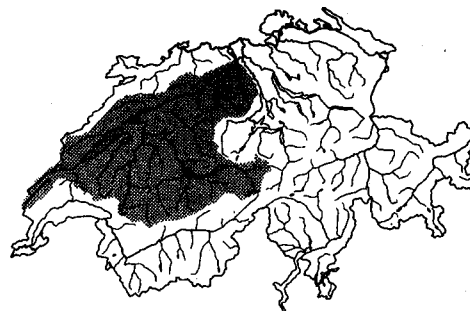






## 5.11 Aare-Brugg

Koordinaten:	657000/259360
Stationshöhe:	332 m.ü.M.
Flusslänge gesamt:	288.9 km
Flusslänge bis Station:	270.1 km
Grösse des Einzugsgebietes:	11750 km <sup>2</sup>
mittlere Geländeneigung:	13.5°
mittlere Gebietshöhe:	1010 m.ü.M.
mittlerer Abfluss (1971–1990):	319 m <sup>3</sup> /s
mittlerer Gebietsniederschlag (1972–1992):	1422 mm/a
Spezifische Belastung (1990):	6180 EW/(m <sup>2</sup> /s)



Lage des Einzugsgebietes

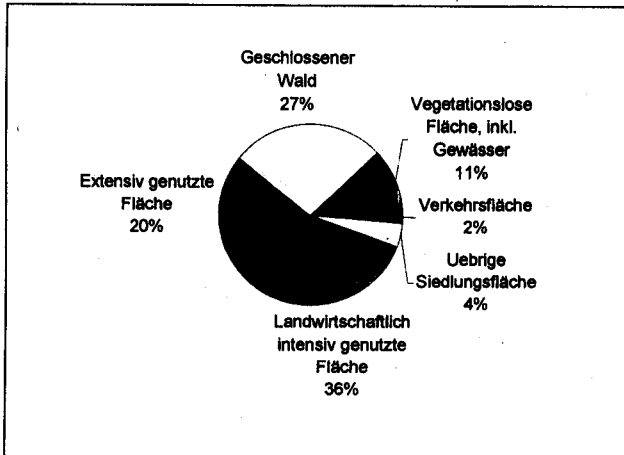


Geografische Lage  
der NADUF-Station  
(Massstab 1:25'000)

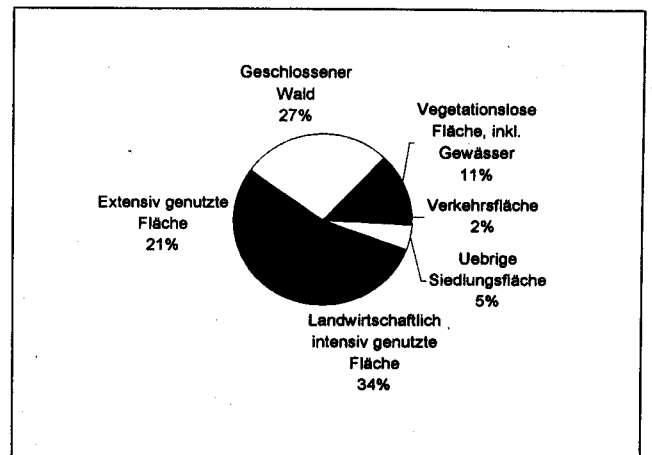


Flusslauf bei der  
NADUF-Station

## Bodennutzung im Einzugsgebiet



Datenquelle: GEOSTAT, Bundesamt für Statistik,  
Stand 1979/85, Aufbereitet mit dem GIS der LHG



Datenquelle: GEOSTAT, Bundesamt für Statistik,  
Stand 1992/97, Aufbereitet mit dem GIS der LHG

## Abwasserreinigungsanlagen oberhalb der NADUF-Station

Kanton	Nr.	Jahr	EGW (hydr.) 1000	Einwohner		Name	Distanz zur Messstation (km)
				angeschlossen 1000	anschliessbar 1000		
AG	4118/00	1969	2.5	1.24	1.34	Umiken	1
AG	4122/00	1975	2.5	0.98	1.03	Villnachern	3
AG	4114/00	1964	2.5	0.94	0.97	Schinznach-Bad	4
AG	4115/00	1971	4.0	2.62	2.83	Schenkenbergertal/Schinznach	5.5
AG	4203/00	1971	61.0	23.51	24.08	Lenzburg/Möriken-Waldegg	8.5
AG	4206/00	1977	18.5	6.40	6.62	Lotten/Rupperswil	10
AG	4001/00	1966	72.4	52.00	55.51	Aarau	17
SO	2583/00	1970	45.0	20.20	20.24	Schönenwerd	22
SO	2501/00	1968	85.0	42.00	42.01	Oltten/Winznau	31
AG	4271/00	1972	46.5	16.10	17.07	Aarburg	40
BE	345/00	1979	24.6	7.21	12.06	Mug/Wynau	48
BE	321/00	1972	10.0	5.10	6.10	Aarwangen	54

Stand 1987

## Allgemeine Beschreibung des Untersuchungsgebietes

Die Messstation liegt vor der Vereinigung der Aare mit der Limmat und der Reuss. Oberhalb der Station liegt ein Einzugsgebiet von über 11'000 km<sup>2</sup> mit etwa

2 Millionen Einwohnern. Die drei Jurarandseen tragen etwa 80% zur Wasserführung bei, Mittellandflüsse wie Emme, Wigger und Suhre den Rest.

## Kurzbeschreibung der gemessenen Parameter (1977–1998)

### Abfluss

Der mittlere Abfluss der Aare bei Brugg liegt rund 30% höher als beim Ausfluss aus dem Bielersee (244 m<sup>3</sup>/s). Die regulierende Wirkung des Sees auf das Abflussverhalten der Aare ist immer noch deutlich ersichtlich. Der maximale Abflusstagesmittelwert beträgt mit 1054 m<sup>3</sup>/s rund das 3-fache des mittleren Jahresabflusses. Der Einfluss der Schneeschmelze ist im Abflussregime der Aare bei Brugg aufgrund der vielen Zuflüsse aus dem Mittelland nur schwach ausgeprägt. Der Median der Tagesmittel im Juni beträgt mit 444 m<sup>3</sup>/s genau das Doppelte desjenigen im Oktober (222 m<sup>3</sup>/s).

### Temperatur

Die Wassertemperaturen (Tagesmittel) in der Aare bei Brugg schwanken im Jahresverlauf zwischen 2 und 23°C.

### pH

Die pH-Tagesmittelwerte schwanken im Jahresverlauf zwischen 7.6 und 8.5. Die Tagesschwankungen sind sehr gering.

### elektrische Leitfähigkeit

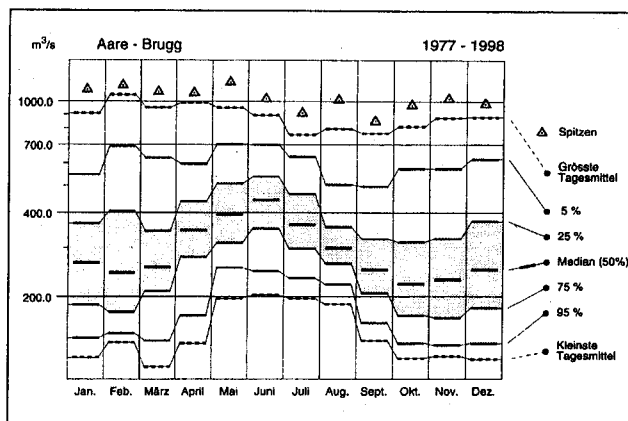
Die el. Leitfähigkeit (Tagesmittel) schwankt im Jahresverlauf zwischen 280 und 450 µS/cm und ist stark vom Abfluss abhängig. Eine Saisonalität ist aufgrund von Verdünnungseffekten, der unterschiedlichen Herkunft des Wassers, der temperaturabhängigen Löslichkeit der Wasserhärten und der biologischen Prozesse in den Oberliegerseen ersichtlich.

### Sauerstoff

Der Sauerstoffgehalt (Tagesmittel) schwankt zwischen 80 und 115%. Die Tagesschwankungen zeigen eine Abhängigkeit vom Abfluss, welche jedoch nicht so ausgeprägt ist, wie in kleinen Flüssen (z. B. Glatt). Die grössten Tagesschwankungen liegen mit maximal 100–120% wesentlich tiefer als in der Aare bei Bern.

### Gesamthärte/Karbonathärte

Die Gesamthärten und Karbonathärten variieren zwischen 3–5 mval/l bzw. 2.3–3.8 mval/l. Es ist ein sehr deutliches saisonales Muster aufgrund der tempera-



Monatliche Verteilung der Tagesmittel des Abflusses

turabhängigen Löslichkeit der Wasserhärten ersichtlich, welches durch die saisonal unterschiedliche Herkunft des Wassers zusätzlich verstärkt wird. Die Gesamthärte liegt meist deutlich höher als die Karbonathärte. Die Jahresmittelwerte variieren kaum von Jahr zu Jahr.

### Phosphor

Die Phosphorkonzentrationen schwanken bis 1986 zwischen 50–250 µg/l beim Gesamtphosphor bzw. 10–160 µg/l beim Phosphat. Nach 1986 haben sich die Phosphorkonzentrationen aufgrund des Phosphatverbotes in Waschmitteln massiv verringert und liegen seitdem im Bereich von 50–200 µg/l beim Gesamtphosphor bzw. 10–80 µg/l beim Phosphat.

### Stickstoff

Die Stickstoffkonzentrationen zeigen seit 1983 eine Konzentrationszunahme, welche sowohl beim Gesamtstickstoff als auch beim Nitrat in den sommerlichen Konzentrationsminima ersichtlich ist. Eine leicht rückläufige Tendenz ist seit 1995 in den winterlichen Konzentrationsmaxima ersichtlich, was wahrscheinlich auf die ökologischere Landwirtschaftspraxis zurückzuführen ist. Die Konzentrationen von Gesamtstickstoff und Nitrat schwanken seit 1995 im Bereich von 1.7–3 mg/l bzw. 1.3–2.6 mg/l. Die Nitratkonzentrationen liegen zu jeder Jahreszeit unterhalb des in der Gewässerschutzverordnung geforderten Wertes von 5.6 mg/l. Die Ammonium- und Nitritkonzentrationen schwanken während den Messkampagnen zwischen 10–250

$\mu\text{g/l}$  bzw. 20–80  $\mu\text{g/l}$ . Die Ammoniumkonzentrationen waren im Juli und September 1991 bei höheren Temperaturen aufgrund der mit zunehmender Temperatur höheren Nitrifikationsleistung niedriger als im April 1991 und Januar 1992. Ebenfalls lagen die Nitritkonzentrationen im Sommer wegen der hohen Nitrifikationsleistung manchmal höher als die Ammoniumkonzentrationen. Die Ammoniumkonzentrationen lagen während der gesamten Messkampagne deutlich unterhalb des gesetzlich geforderten Wertes.

#### **TOC/DOC**

Die DOC-Konzentrationen schwanken zwischen 1.3–5  $\text{mg/l}$ . Sie liegen jedoch meist unterhalb des in der Gewässerschutzverordnung geforderten Wertes von 4  $\text{mg/l}$ . Die TOC-Konzentrationen liegen im Bereich von 2.5–13  $\text{mg/l}$ .

#### **Chlorid**

Die Chloridkonzentrationen zeigen ein ausgeprägtes saisonales Muster, welches auf den winterlichen Chlорideintrag zurückzuführen ist und schwanken zwischen 5–17  $\text{mg/l}$ .

#### **Sulfat**

Die Sulfatkonzentrationen schwanken zwischen 20–37  $\text{mg/l}$  (Höchstwert: 67  $\text{mg/l}$ ). Die Konzentrationsverläufe zeigen kein saisonales Muster, weil die Konzentra-

#### **Fazit**

Auch in der Aare bei Brugg war die Primärproduktion in den Jahren 1994 und 1995 aufgrund der häufigen Hochwasser niedriger als in den übrigen Jahren, was aus den kleineren Tagesschwankungen im Sauerstoff ersichtlich ist.

Die anthropogene Belastung zeigt sich in den relativ hohen Konzentrationen der chemisch messbaren Belastungsindikatoren. Dies ist auf die zum Teil bedeutende Industrialisierung zurückzuführen. In der Vergan-

genheit gehörte gerade der Unterlauf der Aare zu den industriell belasteten Gewässern. Umfangreiche Sanierungsmassnahmen in wichtigen Industriebetrieben haben zusammen mit Fortschritten in der Reinigung kommunaler Abwässer und der Ökologisierung der Landwirtschaft die Belastung (Frachten) mit abbaubaren organischen Stoffen, mit gelöstem organischem Kohlenstoff und mit Nährstoffen deutlich gesenkt (Davis et al. 1985).

#### **Zink**

Die Zinkkonzentrationen schwanken zwischen 1–65  $\mu\text{g/l}$  und überschreiten zeitweise den gesetzlich geforderten Wert von 20  $\mu\text{g/l}$ .

#### **Kupfer**

Die Kupferkonzentrationen schwanken zwischen 1–6.5  $\mu\text{g/l}$  und überschreiten den gesetzlich geforderten Wert von 5  $\mu\text{g/l}$  nur selten.

#### **Blei**

Die Bleikonzentrationen schwanken zwischen 0–5  $\mu\text{g/l}$  und lagen während der gesamten Messperiode deutlich unterhalb des gesetzlich geforderten Wertes von 10  $\mu\text{g/l}$ .

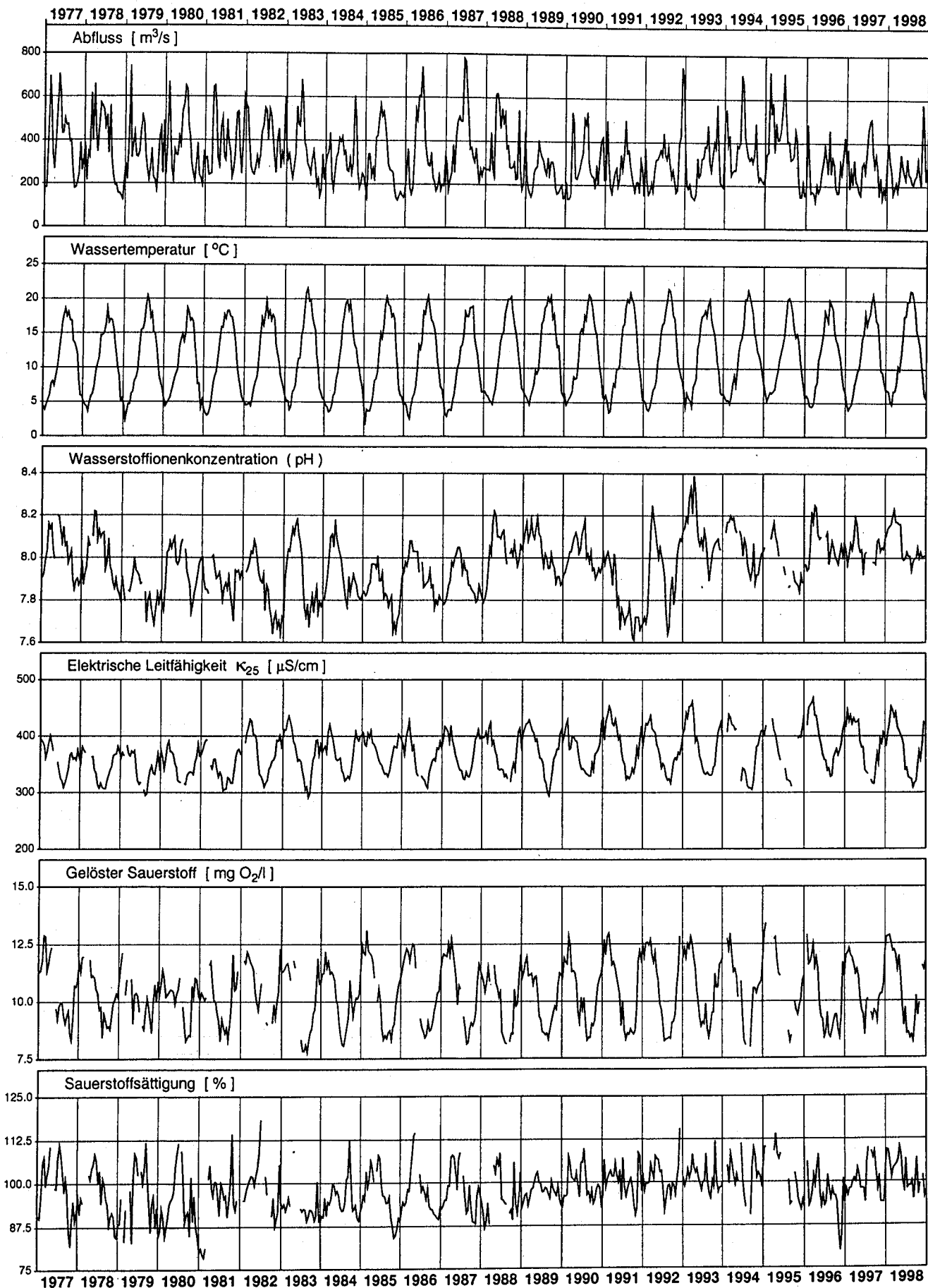
#### **Cadmium**

Die Cadmiumkonzentrationen schwanken zwischen 0–0.3  $\mu\text{g/l}$  und überschreiten den gesetzlich geforderten Wert von 0.2  $\mu\text{g/l}$  nur selten.

# Aare - Brugg

Messnetz NADUF

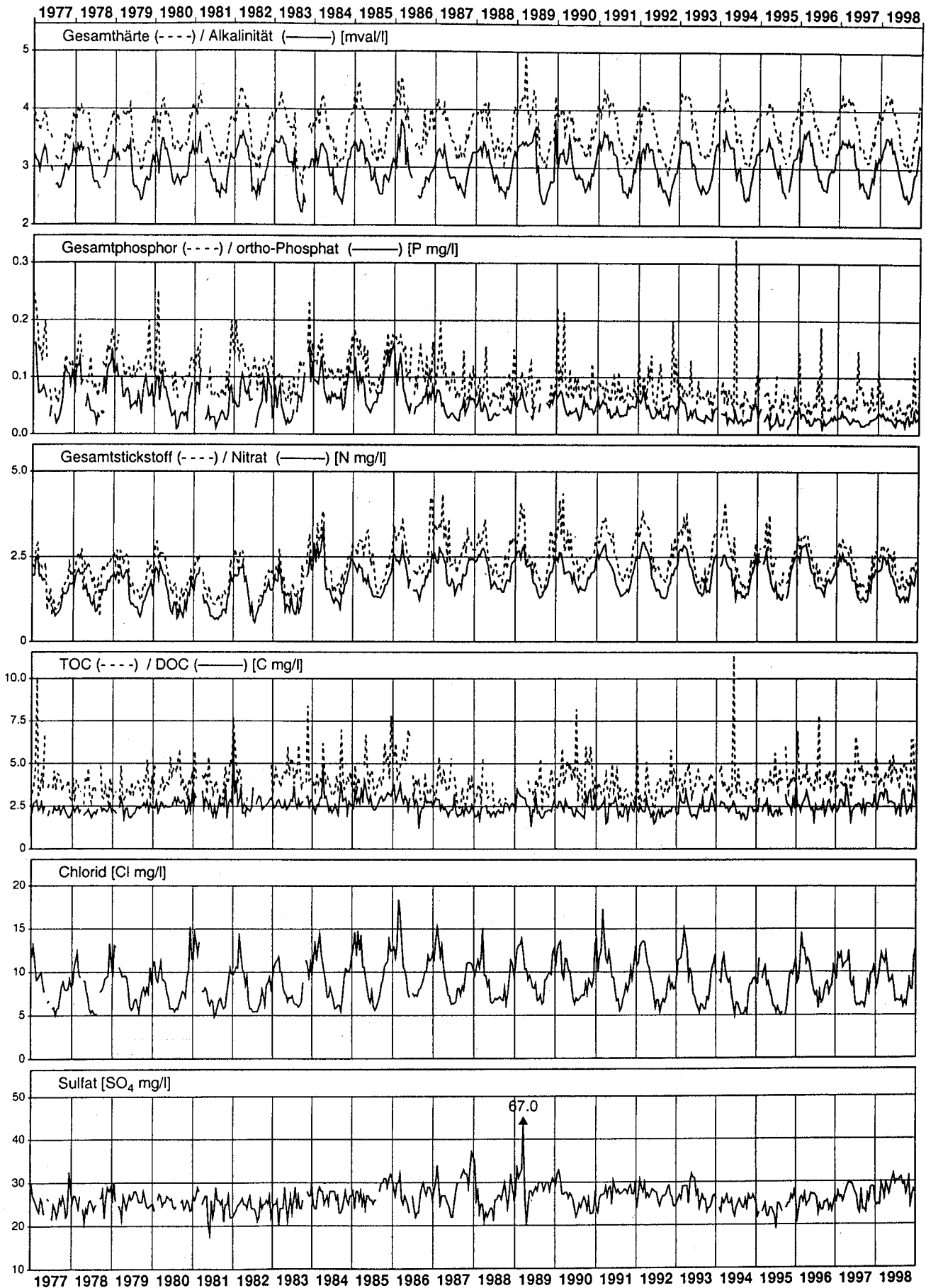
Verlauf der 14-tägigen Mittelwerte



# Aare - Brugg

Messnetz NADUF

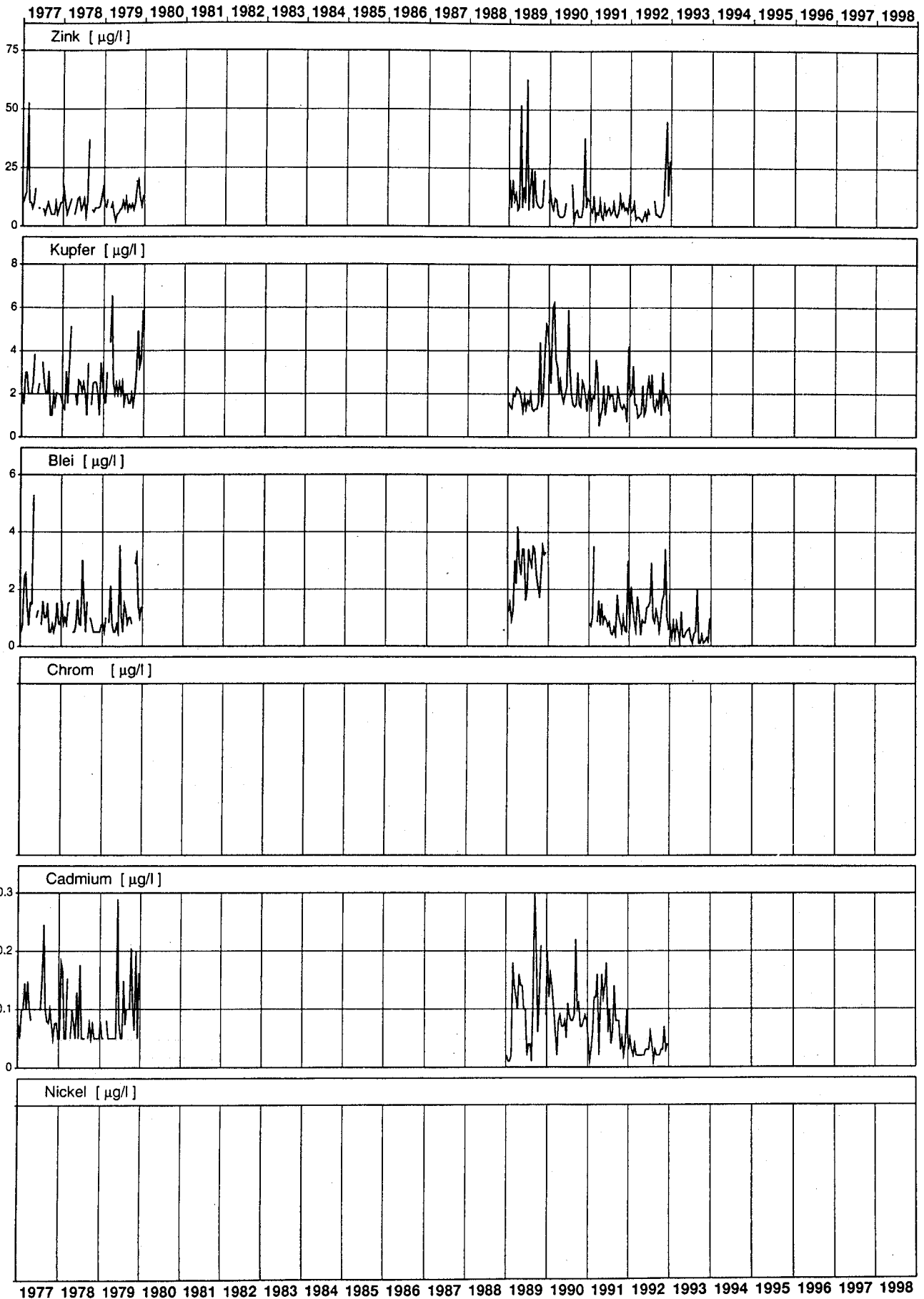
Messwerte der 14-tägigen Sammelproben

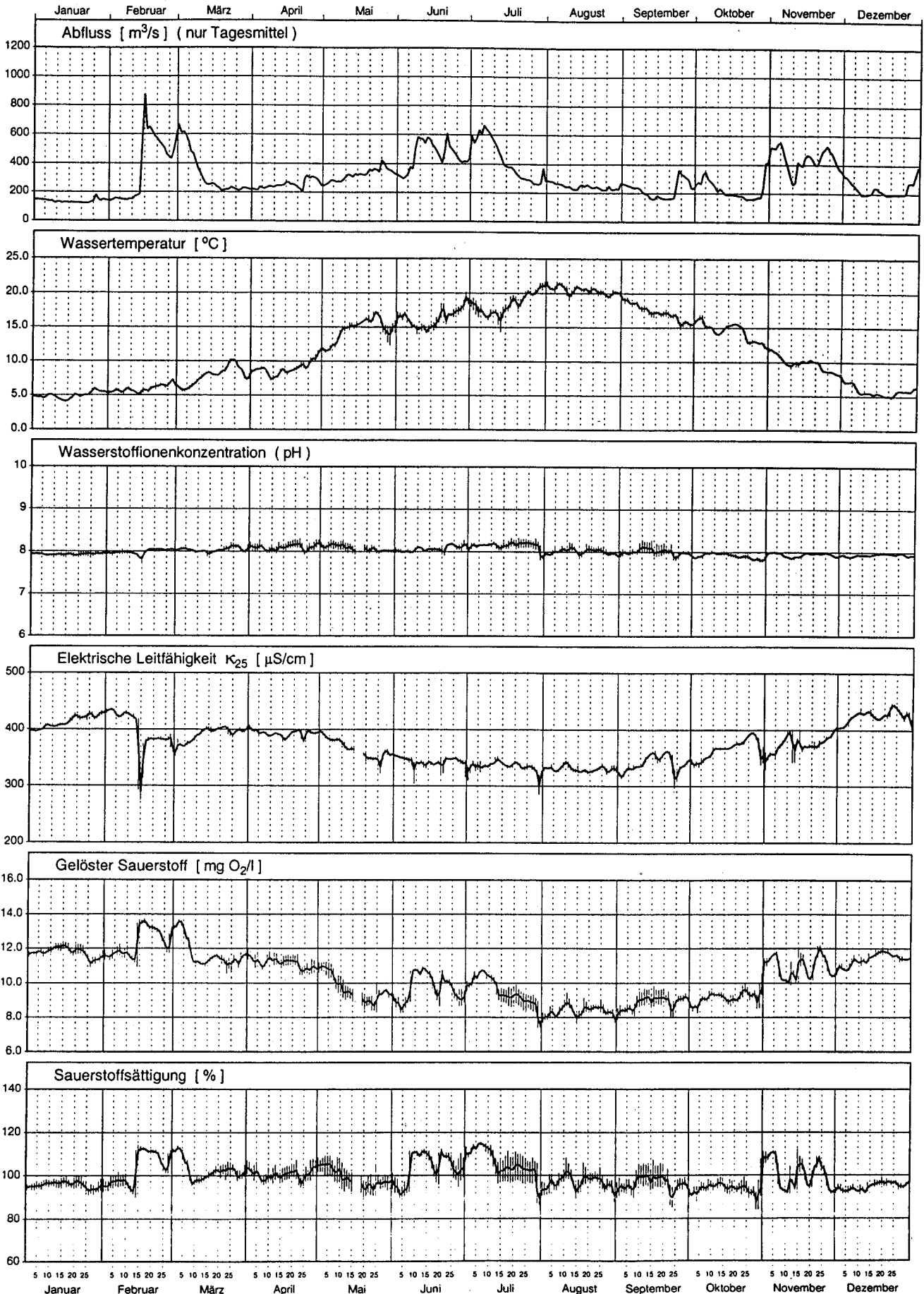


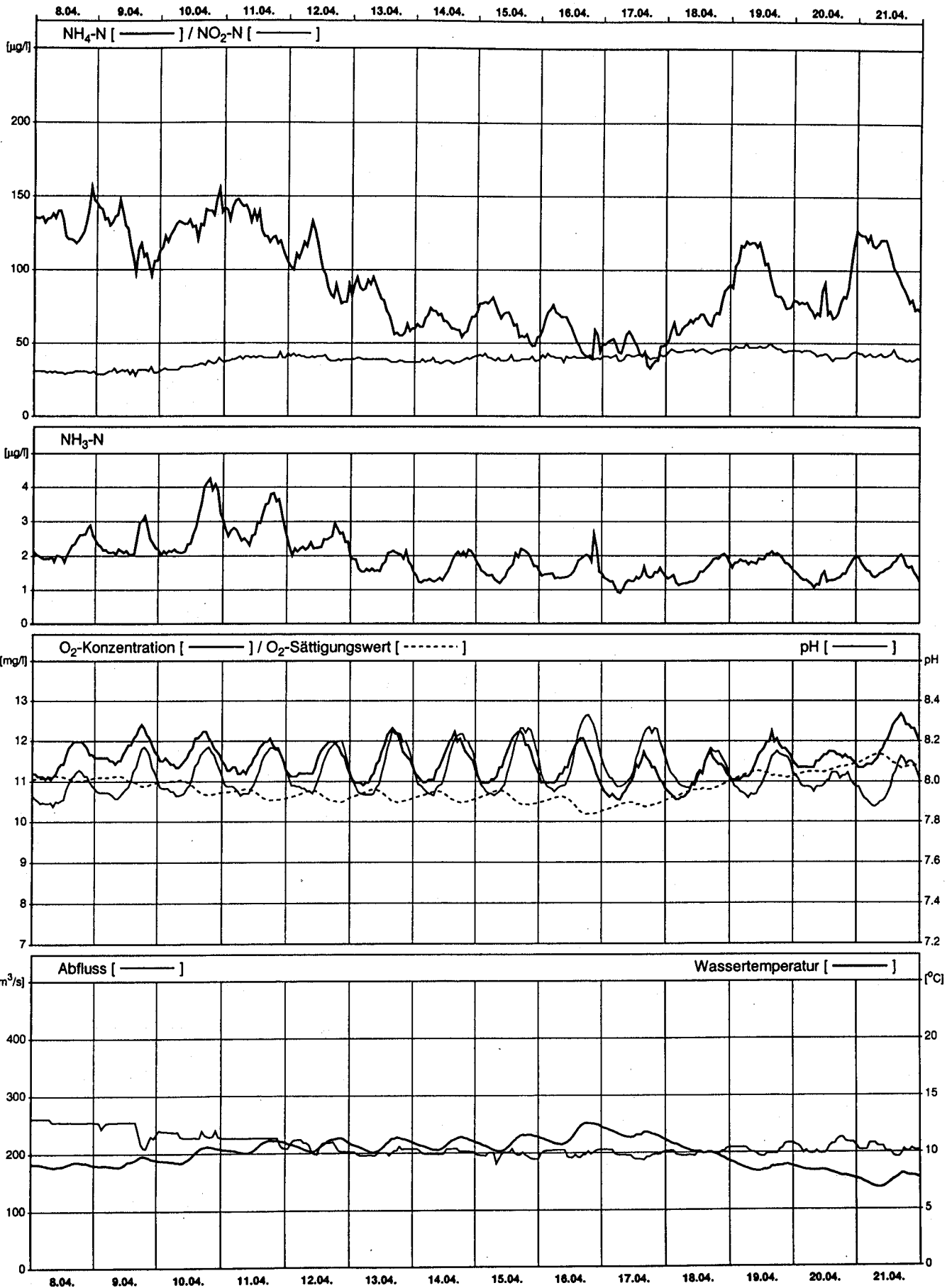


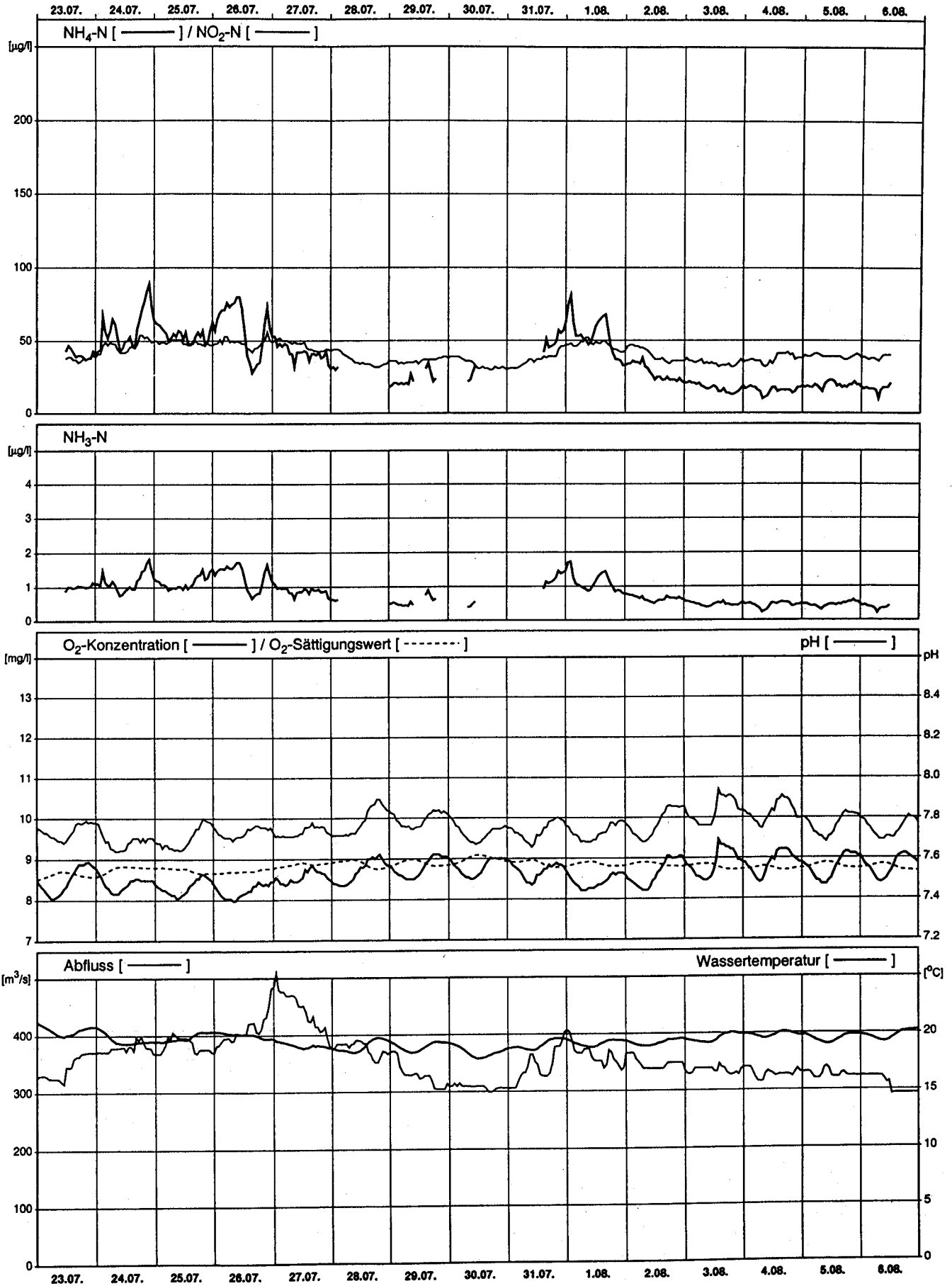
# Aare - Brugg

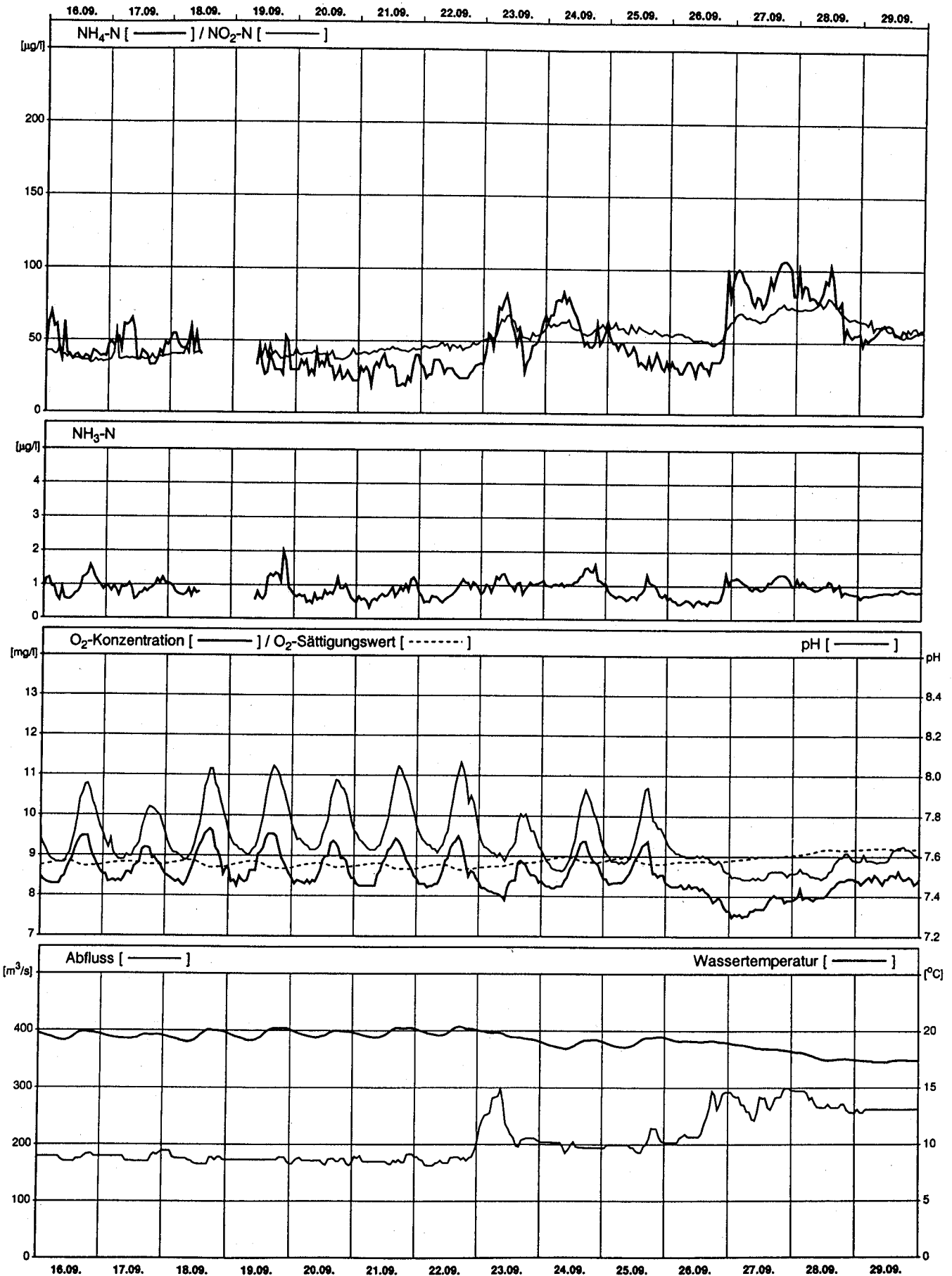
Messnetz NADUF  
Verlauf der 14-tägigen Mittelwerte

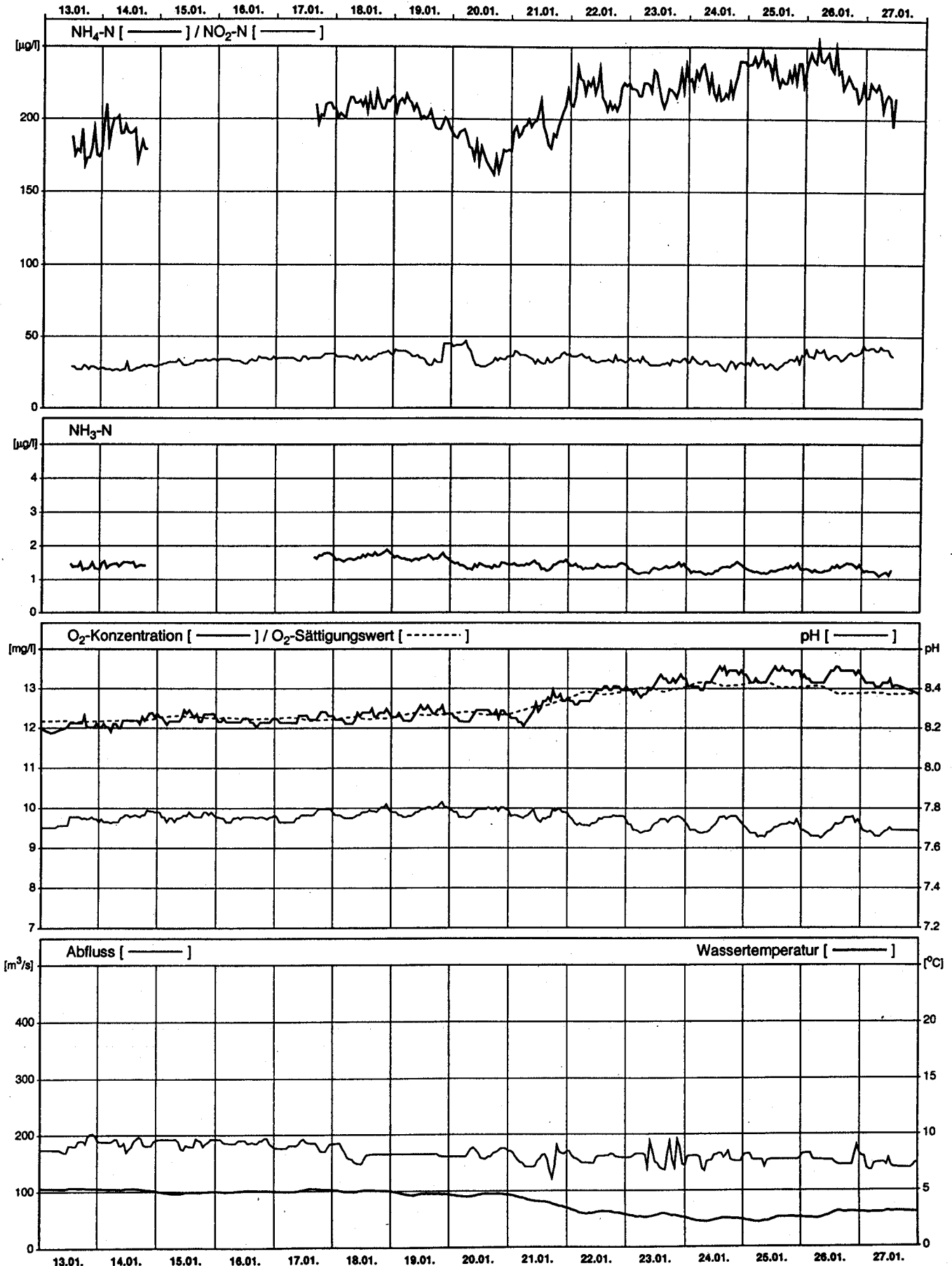






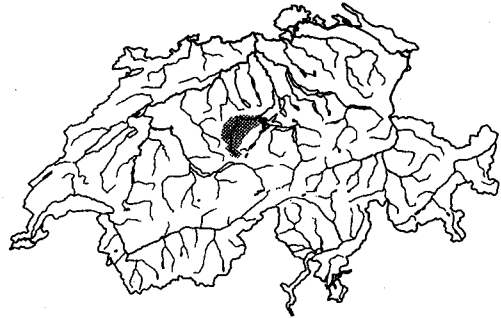






## 5.12 Kleine Emme-Littau

Koordinaten:	664220/213200
Stationshöhe:	431 m.ü.M.
Flusslänge gesamt:	79.5 km
Flusslänge bis Station:	79.2 km
Grösse des Einzugsgebietes:	477 km <sup>2</sup>
mittlere Geländeneigung:	17.3°
mittlere Gebietshöhe:	1050 m.ü.M.
mittlerer Abfluss (1978–1990):	16 m <sup>3</sup> /s
mittlerer Gebietsniederschlag (1972–1992):	1732 mm/a
Spezifische Belastung (1990):	3110 EW/(m <sup>3</sup> /s)



Lage des Einzugsgebietes

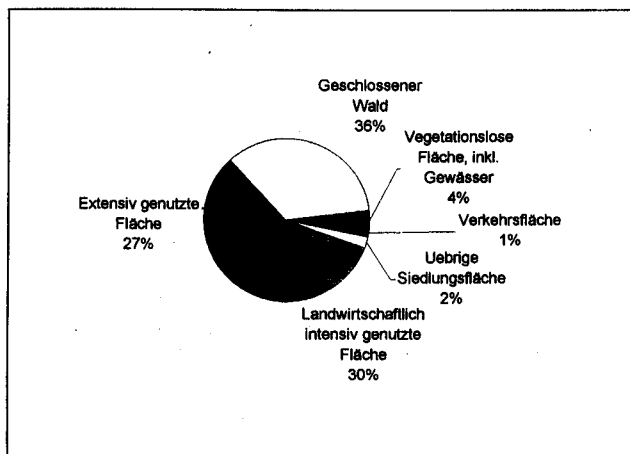


Geografische Lage  
der NADUF-Station  
(Massstab 1:25'000)

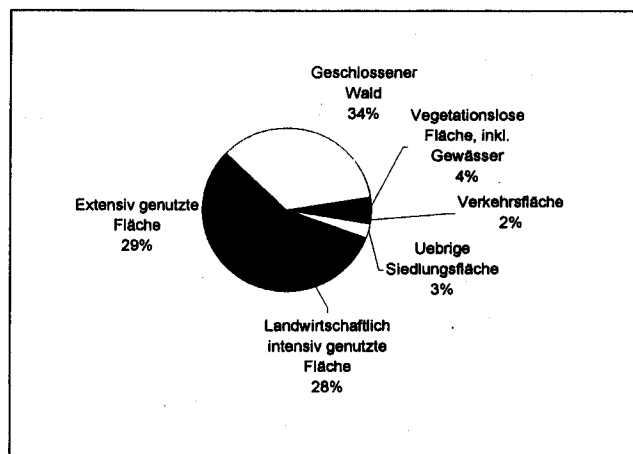


Flusslauf bei der  
NADUF-Station

## Bodennutzung im Einzugsgebiet



Datenquelle: GEOSTAT, Bundesamt für Statistik,  
Stand 1979/85, Aufbereitet mit dem GIS der LHG



Datenquelle: GEOSTAT, Bundesamt für Statistik,  
Stand 1992/97, Aufbereitet mit dem GIS der LHG

## Allgemeine Beschreibung des Untersuchungsgebietes

Die Station Littau liegt kurz vor der Einmündung der Kleinen Emme in die Reuss. Sie ist das einzige im Rahmen des NADUF untersuchte Gewässer der Vor-alpen ohne Oberliegersee. Der Lauf der Kleinen Emme ist oberhalb Wolhusen noch natürlich während er unterhalb Werthenstein vollständig begradigt und eingedämmt ist.



## Kurzbeschreibung der gemessenen Parameter (1983–1987; 1991–1993)

### Abfluss (1977–1998)

Der maximale Abflusstagesmittelwert der Kleinen Emme bei Littau beträgt mit 218 m<sup>3</sup>/s rund das 14-fache des mittleren Jahresabflusses. Der Einfluss der Schneeschmelze in den Voralpen zeigt sich in den hohen Abflusswerten im Frühsommer (April bis Juni). Der Median der Tagesmittel im Mai beträgt mit 20 m<sup>3</sup>/s das 3-fache derjenigen von August bis November (rund 7 m<sup>3</sup>/s). Hochwasser treten zu jeder Jahreszeit je nach Witterungsverhältnissen auf.

### Temperatur

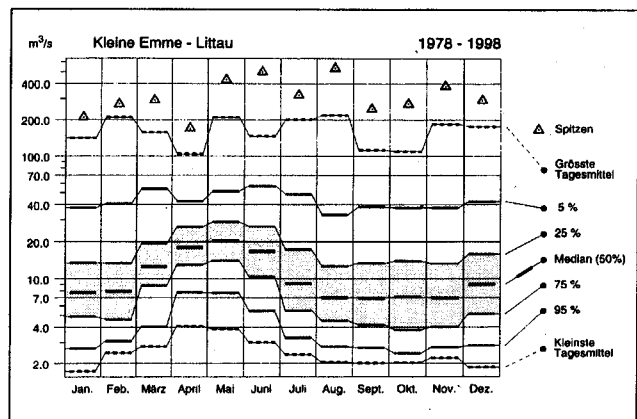
Die Wassertemperaturen (14-Tagesmittel) in der Kleinen Emme schwanken im Jahresverlauf zwischen 1 und 22°C.

### Gesamthärte/Karbonathärte

Die Gesamthärten und Karbonathärten variieren zwischen 2–4.5 mval/l. Es ist ein schwach ausgeprägtes saisonales Muster, welches auf die temperaturabhängige Löslichkeit der Wasserhärten und die saisonal unterschiedliche Herkunft des Wassers zurückzuführen ist. Auffallend sind die kleinen Differenzen zwischen Gesamthärte und Karbonathärte, was auf ein kalkreiches Einzugsgebiet hinweist.

### Phosphor

Die Phosphorkonzentrationen in den Jahren 1983–1987 schwanken zwischen 10–70 µg/l beim Gesamtphosphor bzw. 0–10 µg/l beim Phosphat. In den Jahren 1991–1993 scheinen die Gesamtphosphorkonzentrationen mit 5–130 µg/l (Höchstwert: 2520 µg/l) höher zu liegen, während die Phosphatkonzentrationen etwas niedriger sind. Wahrscheinlich hat die intensiviertere Landwirtschaft im Einzugsgebiet der Reuss die positiven Auswirkungen des 1986 in Kraft getretenen Phosphatverbotes in Waschmitteln beim Gesamtphosphor überkompensiert und beim Phosphat abgeschwächt, was jedoch mit weiteren Untersuchungen zusammen mit den Schwebstoffkonzentrationen zu zeigen wäre.



Monatliche Verteilung der Tagesmittel des Abflusses

### Stickstoff

Die Stickstoffkonzentrationen zeigen ein saisonales Muster und schwanken zwischen 1.3–4.1 mg/l beim Gesamtstickstoff (Höchstwert: 7.94 mg/l) und 0.8–2.8 mg/l beim Nitrat. Die Nitratkonzentrationen liegen somit zu jeder Jahreszeit weit unterhalb des in der Gewässerschutzverordnung geforderten Wertes von 5.6 mg/l.

### TOC/DOC

Die DOC-Konzentrationen schwanken zwischen 1–5 mg/l. Sie liegen jedoch meist unterhalb des in der Gewässerschutzverordnung geforderten Wertes von 4 mg/l. Die TOC-Konzentrationen liegen wesentlich höher im Bereich von 4–28 mg/l (Höchstwerte: 154.5 mg/l, 69.1 mg/l).

### Chlorid

Die Chloridkonzentrationen schwanken zwischen 2–13 mg/l und zeigen einen schwach ausgeprägten saisonalen Verlauf, welcher aus Verdünnungseffekten und aus dem winterlichen Chlorideintrag aus Strassensalzen resultiert.

### Sulfat

Die Sulfatkonzentrationen schwanken zwischen 8–28 mg/l. Die Konzentrationsverläufe zeigen praktisch kein saisonales Muster sondern werden vom Abflussregime beeinflusst.

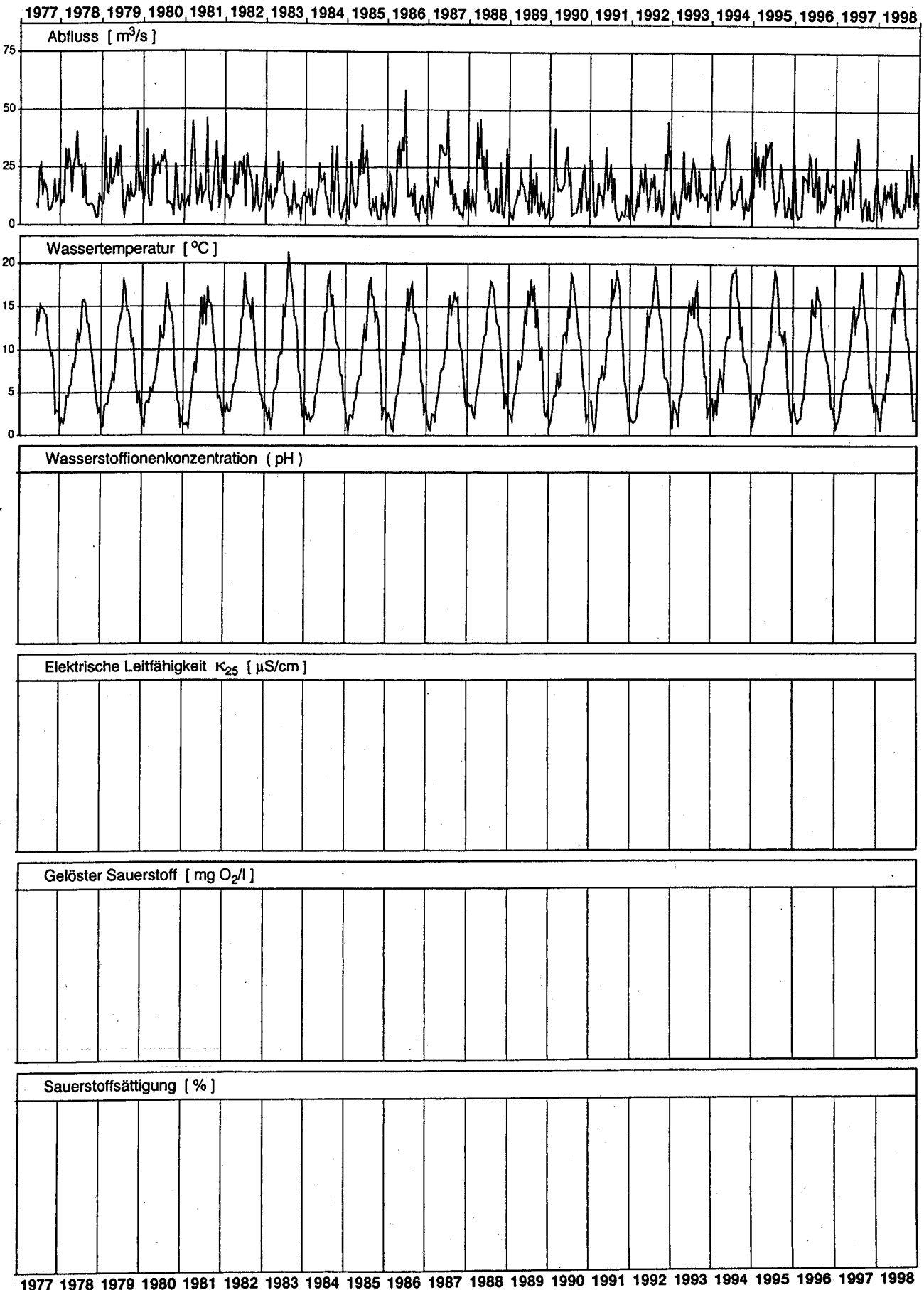
## **Fazit**

Die Nährstoffbelastung der Kleinen Emme ist im Verhältnis zur eher geringen anthropogenen Belastung durch Abwässer und intensive Landwirtschaft gross. Dies ist wahrscheinlich auf den durch die Begradigun-

gen im Unterlauf geringeren Nährstoffrückhalt durch Wasserpflanzen im unteren Teil des Flusses zurückzuführen.

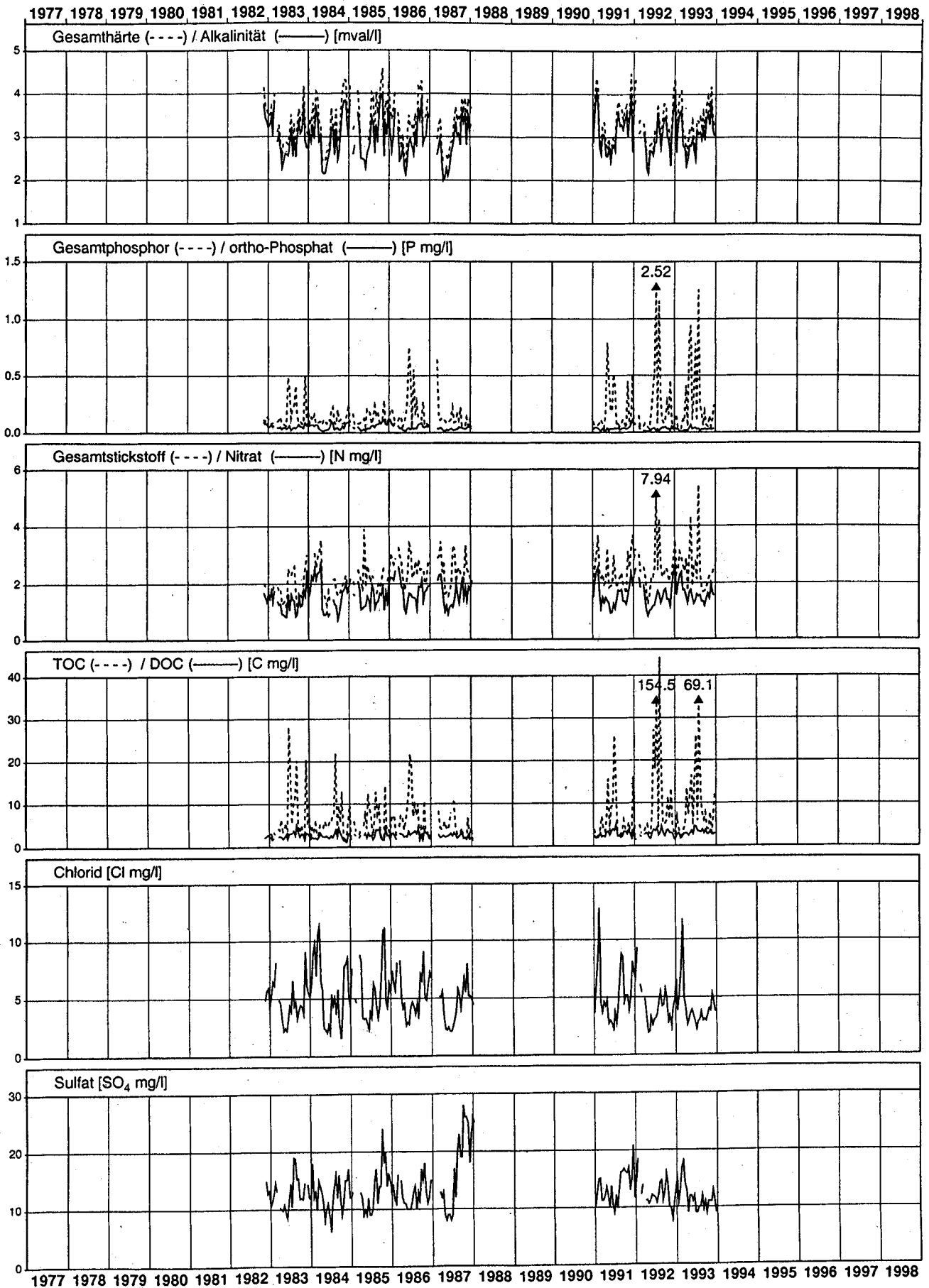
# Kleine Emme - Littau, Reussbühl

Messnetz NADUF  
Verlauf der 14-tägigen Mittelwerte



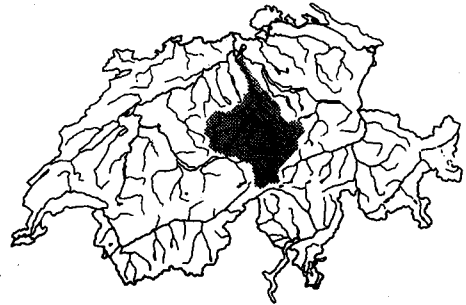
# Kleine Emme - Littau, Reussbühl

Messnetz NADUF  
Messwerte der 14-tägigen Sammelproben



## 5.13 Reuss-Mellingen

Koordinaten:	662830/252580
Stationshöhe:	345 m.ü.M.
Flusslänge gesamt:	164 km
Flusslänge bis Station:	151 km
Grösse des Einzugsgebietes:	3382 km <sup>2</sup>
mittlere Geländeneigung:	20.7°
mittlere Gebietshöhe:	1240 m.ü.M.
mittlerer Abfluss (1971–1990):	137 m <sup>3</sup> /s
mittlerer Gebietsniederschlag (1972–1992):	1730 mm/a
Spezifische Belastung (1990):	3680 EW/(m <sup>3</sup> /s)



Lage des Einzugsgebietes

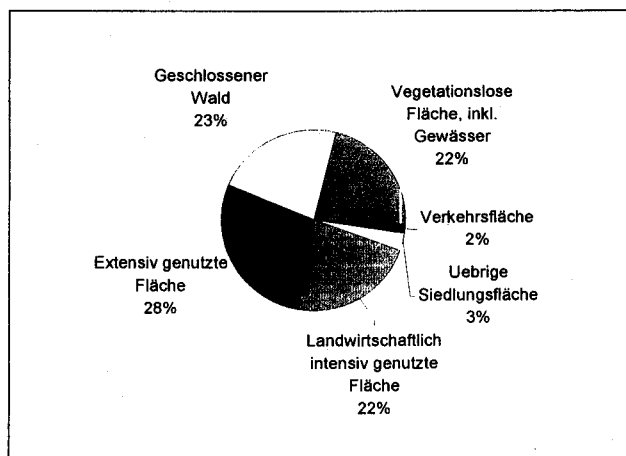


Geografische Lage  
der NADUF-Station  
(Massstab 1:25'000)

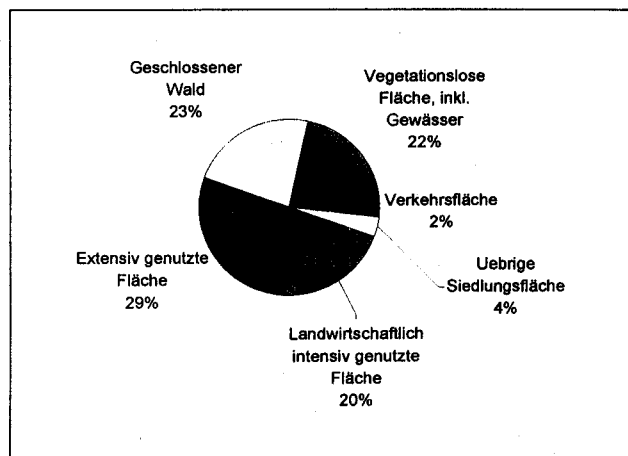


Flusslauf bei der  
NADUF-Station

## Bodennutzung im Einzugsgebiet



Datenquelle: GEOSTAT, Bundesamt für Statistik,  
Stand 1979/85, Aufbereitet mit dem GIS der LHG



Datenquelle: GEOSTAT, Bundesamt für Statistik,  
Stand 1992/97, Aufbereitet mit dem GIS der LHG

## Abwasserreinigungsanlagen oberhalb der NADUF-Station

Kanton	Nr.	Jahr	EGW (hydr.) 1000	Einwohner		Name	Distanz zur Messstation (km)
				angeschlossen 1000	anschliessbar 1000		
AG	4041/00	1977	5.0	1.91	1.98	Stetten	3.5
AG	4067/00	1975	4.0	1.70	1.85	Fischbach-Göslikon	5.5
AG	4031/00	1973	3.5	1.75	1.87	Künten	7.0
AG	4066/00	1973	1.0	0.30	0.35	Eggenwil	10.0
AG	4063/00	1975	25.0	11.90	12.30	Bremgarten (AG)	14.0
AG	4069/00	1972/82	0.8	0.40	0.45	Hermetschwil-Staffeln	18.0
AG	4079/00	1975	3.6	2.85	3.21	Kelleramt/Unterlunkh.	21.0
ZH	11/00	1969	3.0	1.92	2.04	Ottenbach-Ionen	25.0
AG	4234/00	1984	5.0	2.50	2.73	Reuss-Schachen/Merenschw.	28.0
AG	4235/00	1981	1.0	0.43	0.48	Mühlau	33.0

Stand 1987

## Allgemeine Beschreibung des Untersuchungsgebietes

Bei der Reuss zeigt sich eine Überlagerung von Seeauslauf und Mittellandfluss, welche durch die Hochwasser der Kleinen Emme beeinflusst ist. Die Reuss bei Mellingen gehört eher zu den schwach anthropogen belasteten Mittellandflüssen, welche im Rahmen des NADUF untersucht werden.

## Kurzbeschreibung der gemessenen Parameter (1977–1981; 1987–1993)

### Abfluss (1977–1998)

Der mittlere Abfluss der Reuss bei Mellingen beträgt rund 30% mehr als beim Seeausfluss bei Luzern (106 m<sup>3</sup>/s). Die regulierende Wirkung des Vierwaldstätter-Sees auf das Abflussregime der Reuss ist deutlich ersichtlich. Der maximale Abflusstagesmittelwert von 606 m<sup>3</sup>/s beträgt rund das 4½-fache des mittleren Jahresabflusses. Der Schmelzwassereinfluss zeigt sich in den hohen Abflussmengen während des Sommers (Mai bis August) und in den tieferen Abflussmengen im Winter (November bis März). Der Median der Tagesmittel im Juni beträgt mit 246 m<sup>3</sup>/s rund das 3½-fache derjenigen im Januar, Februar und im November (je 69 m<sup>3</sup>/s).

### Temperatur

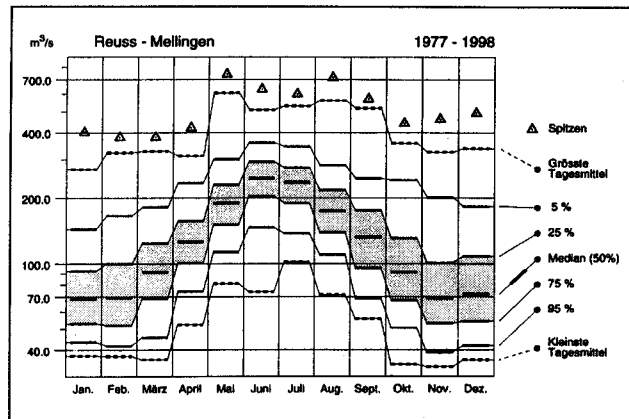
Die Wassertemperaturen (Tagesmittel) in der Reuss bei Mellingen schwanken im Jahresverlauf zwischen 2 und 25°C. Die Tagesgänge der Wassertemperatur zeigen v.a. im Frühjahr und Herbst zeitweise einen zweigipfligen Verlauf.

### pH

Die pH-Tagesmittelwerte schwanken im Jahresverlauf zwischen 7.5 und 8.5. Die Tagesschwankungen sind zeitweise mit Werten zwischen 7.9 und 9 wesentlich grösser, was auf eine hohe Primärproduktion schliessen lässt. Im März 1993 wurden sogar Maxima von 9.3 gemessen, was jedoch witterungsbedingt ist und allenfalls auf lokale Einflüsse zurückzuführen sein könnte. Hohe pH-Werte im März 1993 wurde auch an anderen Stationen (z. B. Baden-Limmat) gemessen. Die Tagesganglinien der pH-Werte zeigen – wie die Temperatur – v.a. im Frühjahr und Herbst zeitweise einen zweigipfligen Verlauf.

### elektrische Leitfähigkeit

Die el. Leitfähigkeit (Tagesmittel) schwankt im Jahresverlauf zwischen 200 und 350 µS/cm und zeigt eine deutliche Saisonalität mit höheren Werten im Winter als im Sommer, was durch Verdünnungseffekte, die unterschiedliche Herkunft des Wassers, durch die temperaturabhängige Löslichkeit der Wasserhärten und durch biologische Prozesse in den Oberliegerseen bewirkt wird.



Monatliche Verteilung der Tagesmittel des Abflusses

### Sauerstoff

Der Sauerstoffgehalt (Tagesmittel) in der Reuss schwankt im Jahresverlauf zwischen 70 und 108%, wobei das Wasser der Reuss meist leicht untersättigt ist. Die Tagesschwankungen sind mit 80–140% wesentlich grösser und deuten auf eine hohe Primärproduktion hin. Die höchsten Tagesschwankungen bzw. die höchste Primärproduktion tritt im Frühjahr bei Niedrigwasser auf. Die Tagesgänge zeigen – wie bei der Temperatur und beim pH – besonders im Frühjahr und Herbst jeweils zwei regelmässige Sauerstoffmaxima, was bisher noch ungeklärt ist. Möglicherweise ist diese Zweigipfligkeit auf den oberhalb der Station liegenden Stausee (bei Bremgarten) zurückzuführen.

### Gesamthärte/Karbonathärte

Die Gesamthärten und Karbonathärten variieren zwischen 2.2–3.1 mval/l bzw. 1.8–2.3 mval/l. Es ist ein sehr deutliches saisonales Muster aufgrund der temperaturabhängigen Löslichkeit der Wasserhärten ersichtlich, welches durch die in den Oberliegerseen ablaufenden biologischen Prozesse und die saisonal unterschiedliche Herkunft des Wassers zusätzlich verstärkt wird. Die Gesamthärte liegt nur wenig höher als die Karbonathärte, was auf ein kalkreiches Einzugsgebiet hinweist. Die Jahresmittelwerte variieren kaum von Jahr zu Jahr.

### Phosphor

Die Gesamtposphorkonzentrationsmaxima (150–426 µg/l) liegen in den Jahren 1987–1993 meist höher als

in den Jahren 1977–1980 (150–220 µg/l), während die Phosphatkonzentrationsmaxima mit 50–100 µg/l gegenüber 100–130 µg/l leicht niedriger geworden sind. Auffallend ist, dass beim Phosphat die saisonalen Schwankungen tendenziell kleiner geworden sind, während beim Gesamtphosphor gerade eine umgekehrte Tendenz ersichtlich ist. Wahrscheinlich hat die intensivierete Landwirtschaft im Einzugsgebiet der Reuss die positiven Auswirkungen des 1986 in Kraft getretenen Phosphatverbotes in Waschmitteln beim Gesamtphosphor überkompensiert und beim Phosphat abgeschwächt.

#### **Stickstoff**

Die Stickstoffkonzentrationen haben in den Jahren 1987–1993 gegenüber 1977–1980 deutlich zugenommen, was sich v.a. in den saisonalen Konzentrationsminima zeigt. Die Gesamtstickstoffkonzentrationen schwanken von 1977–1980 zwischen 0.3–2.1 mg/l und von 1987–1993 zwischen 0.9–3.2 mg/l. Die Nitratkonzentrationen schwanken von 1977–1980 zwischen 0.1–1.9 mg/l und von 1987–1993 zwischen 0.7–2.3 mg/l. Die Nitratkonzentrationen liegen jedoch zu jeder Jahreszeit weit unterhalb des in der Gewässerschutzverordnung geforderten Wertes von 5.6 mg/l.

#### **TOC/DOC**

Die DOC-Konzentrationen schwanken zwischen 1.5–5 mg/l. Sie liegen jedoch meist unterhalb des in der Gewässerschutzverordnung geforderten Wertes von 4 mg/l. Die TOC-Konzentrationen liegen im Bereich von 2–10 mg/l (Höchstwert: 14.1 mg/l).

#### **Fazit**

Die Reuss bei Mellingen weist eine eher geringe anthropogene Belastung auf und erfüllt die Qualitätsziele der Gewässerschutzverordnung. Teilweise werden die mässigen Konzentrationen an Schmutzstoffen durch

#### **Chlorid**

Die Chloridkonzentrationen schwanken zwischen 2–12 mg/l und zeigen einen ausgeprägten saisonalen Verlauf, welcher aus dem winterlichen Chlorideintrag aus Strassensalzen resultiert.

#### **Sulfat**

Die Sulfatkonzentrationen schwanken zwischen 9–25 mg/l und zeigen im Gegensatz zum Chlorid keine saisonalen Schwankungen. Diese fehlende Saisonalität im Konzentrationsverlauf trotz saisonalem Abflussregime dürfte auf die puffernde Wirkung der Oberliegerseen (Vierwaldstätter- und Zugersee) zurückzuführen sein.

#### **Zink**

Die Zinkkonzentrationen schwanken zwischen 1–70 µg/l (Höchstwert: 154 µg/l) und überschreiten zeitweise den gesetzlich geforderten Wert von 20 µg/l.

#### **Kupfer**

Die Kupferkonzentrationen schwanken zwischen 1–7 µg/l und überschreiten den gesetzlich geforderten Wert von 5 µg/l nur selten.

#### **Blei**

Die Bleikonzentrationen schwanken zwischen 0–11 µg/l. Die Konzentrationen liegen seit 1978 jedoch immer deutlich unterhalb des gesetzlich geforderten Wertes von 10 µg/l.

#### **Cadmium**

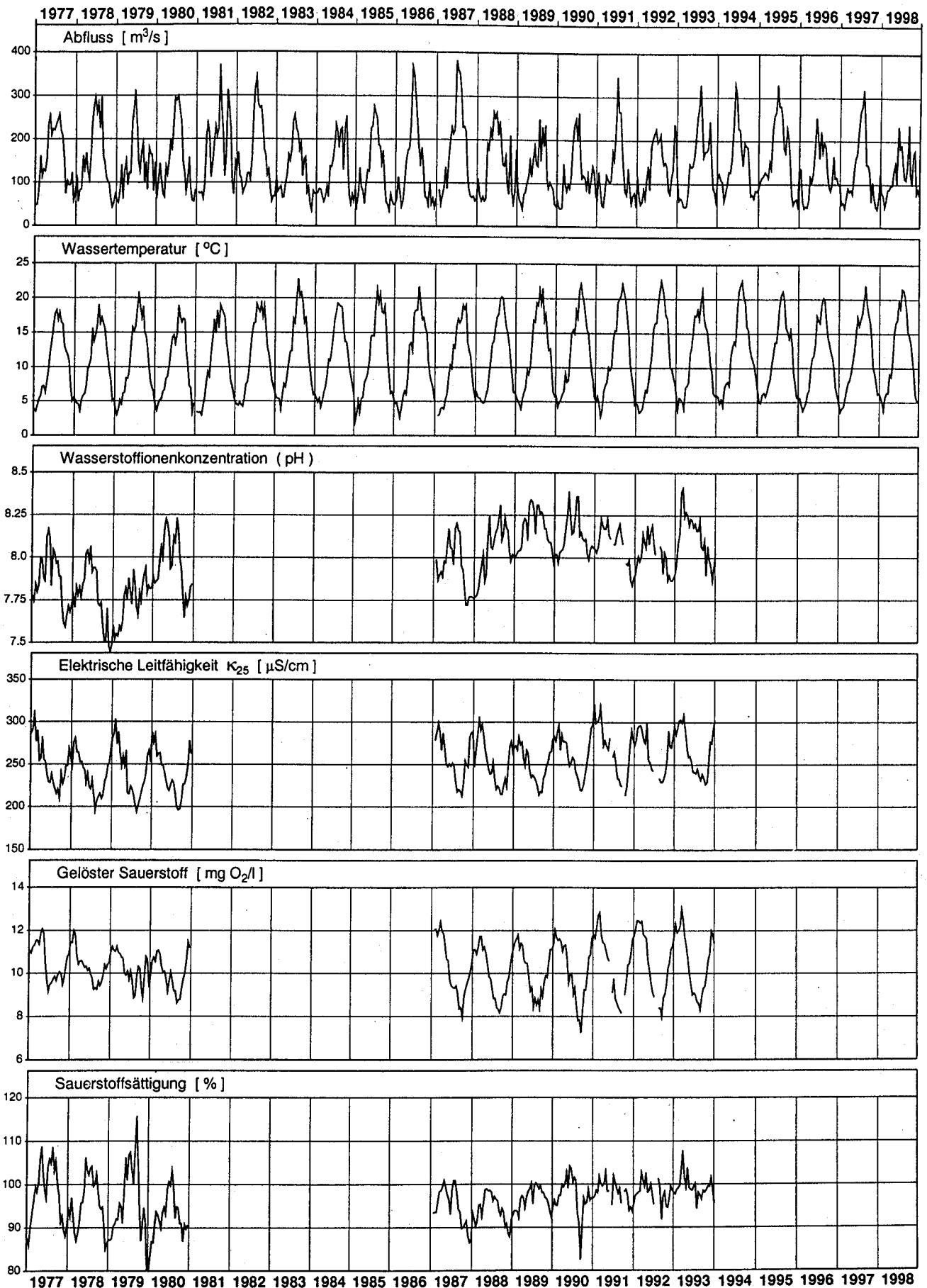
Die Cadmiumkonzentrationen schwanken zwischen 0–0.35 µg/l und überschreiten den gesetzlich geforderten Wert von 0.2 µg/l oft.

die industriell stark belastete Lorze und durch die Kleine Emme erhöht, was sich in erhöhten Werten des organischen Kohlenstoffes und der Schwermetalle niederschlägt.



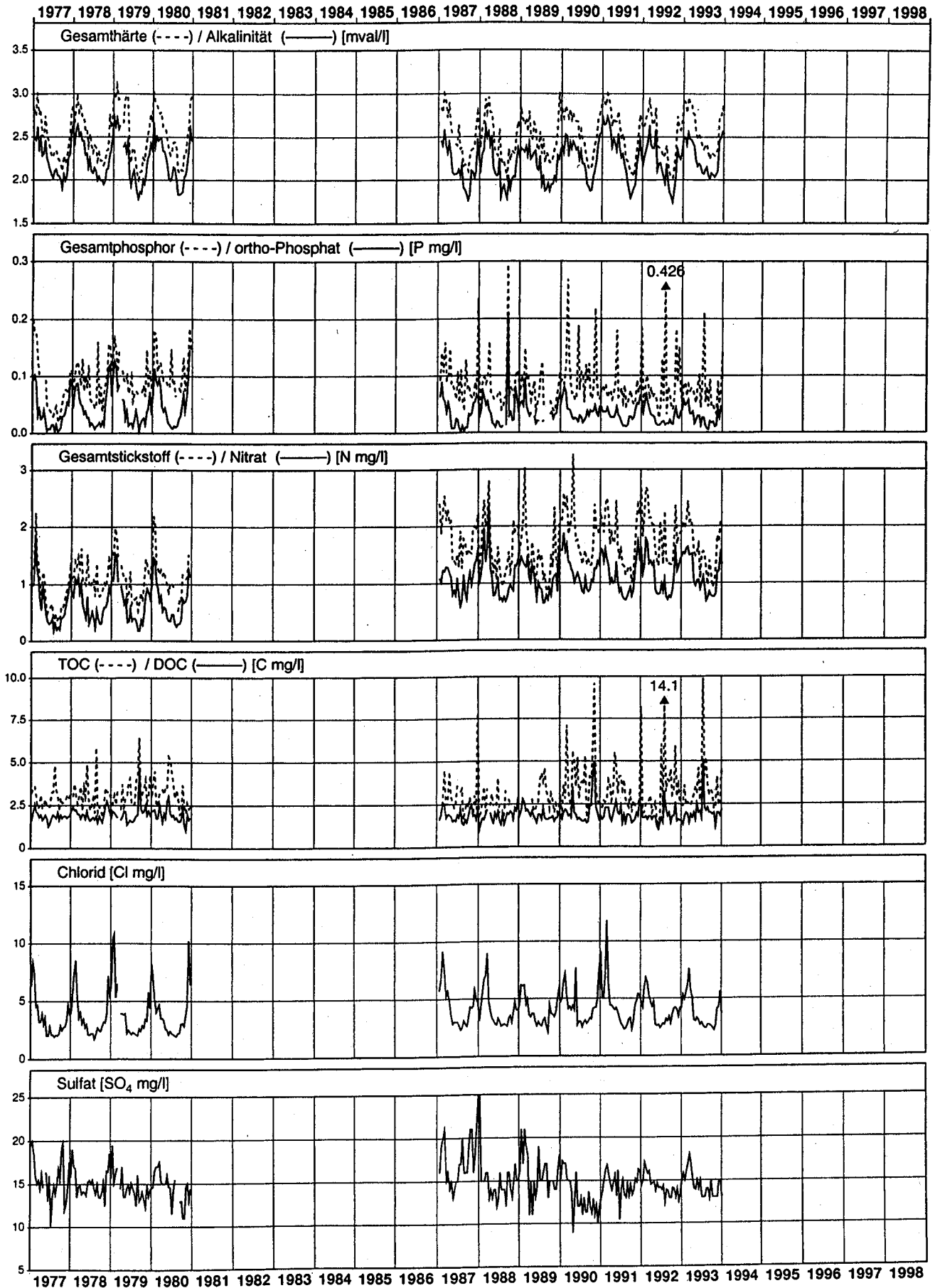
# Reuss - Mellingen

Messnetz NADUF  
Verlauf der 14-tägigen Mittelwerte



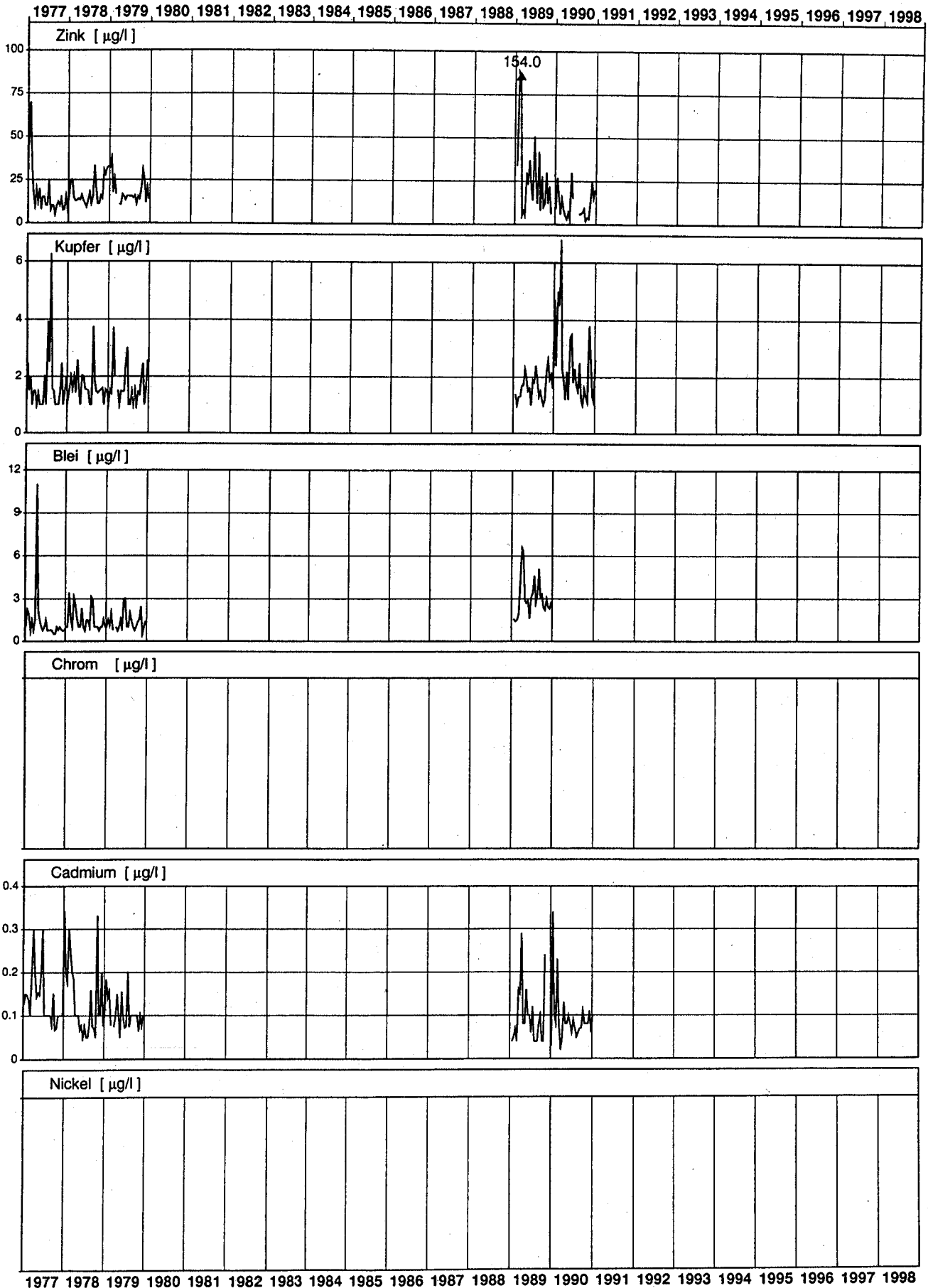
# Reuss - Mellingen

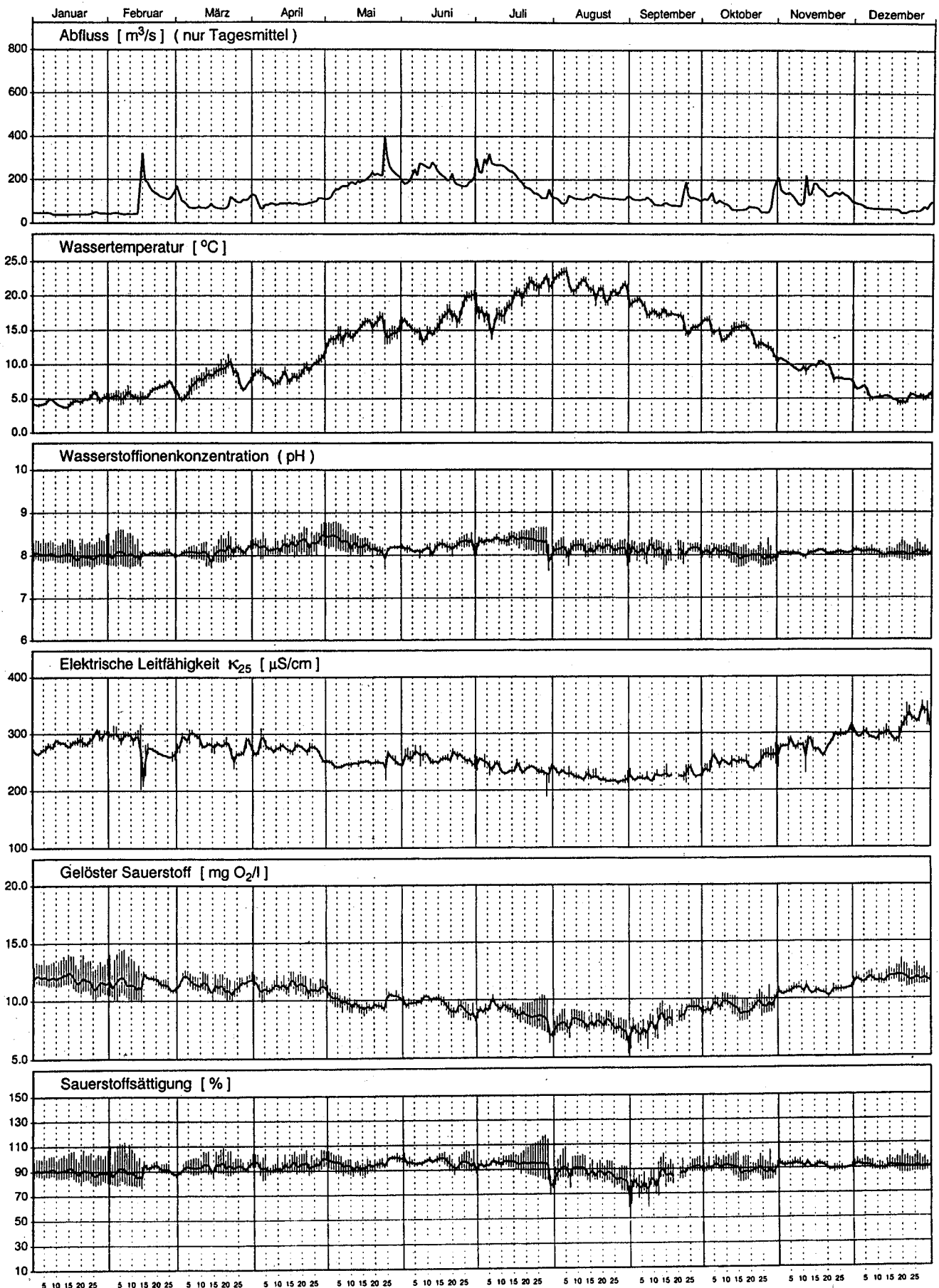
Messnetz NADUF  
Messwerte der 14-tägigen Sammelproben



# Reuss - Mellingen

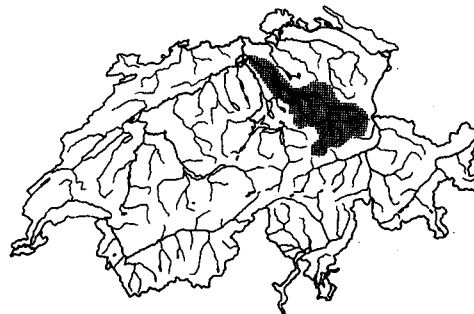
Messnetz NADUF  
Verlauf der 14-tägigen Mittelwerte





## 5.14 Limmat-Baden, Gebenstorf

Koordinaten:	660530/260770
Stationshöhe:	332 m.ü.M.
Flusslänge gesamt:	81.4 km
Flusslänge bis Station:	80.4 km
Grösse des Einzugsgebietes:	2415 km <sup>2</sup>
mittlere Geländeneigung:	19.3°
mittlere Gebietshöhe:	1130 m.ü.M.
mittlerer Abfluss (1971–1990):	98.5 m <sup>3</sup> /s
mittlerer Gebietsniederschlag (1972–1992):	1868 mm/a
Spezifische Belastung (1990):	8260 EW/(m <sup>2</sup> /s)



Lage des Einzugsgebietes

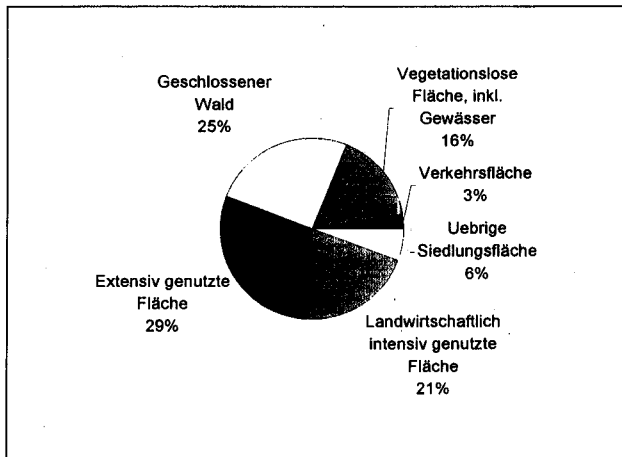


Geografische Lage  
der NADUF-Station  
(Massstab 1:25'000)

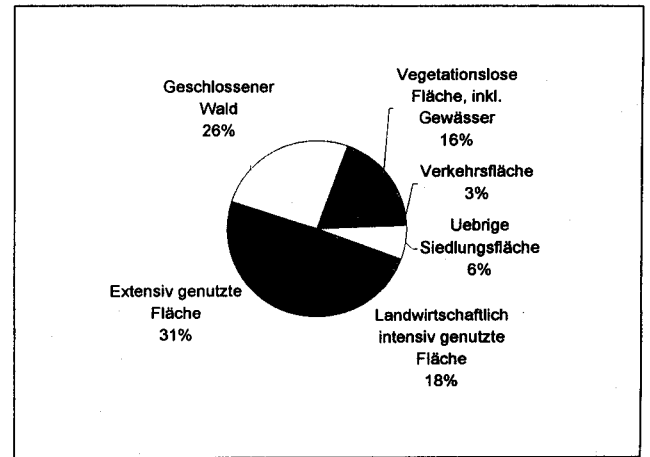


Flusslauf bei der  
NADUF-Station

## Bodennutzung im Einzugsgebiet



Datenquelle: GEOSTAT, Bundesamt für Statistik,  
Stand 1979/85, Aufbereitet mit dem GIS der LHG



Datenquelle: GEOSTAT, Bundesamt für Statistik,  
Stand 1992/97, Aufbereitet mit dem GIS der LHG

## Abwasserreinigungsanlagen oberhalb der NADUF-Station

Kanton	Nr.	Jahr	EGW (hydr.) 1000	Einwohner		Name	Distanz zur Messstation (km)
				angeschlossen 1000	anschliessbar 1000		
AG	4042/00	1969	100	48.81	49.34	Baden/Turgi	3.0
AG	4030/00	1967/75	25	11.00	11.34	Killwangen	14.5
ZH	243/00	1966	67	61.49	61.53	Limmattal/Dietikon	21.0
ZH	253/01	1925/84	500	303.30	303.30	Zürich (Werdhölzli)	29.0

Stand 1987

## Allgemeine Beschreibung des Untersuchungsgebietes

Die Limmat gehört neben der Glatt und der Birs zu den am stärksten mit Abwasser belasteten Gewässern, welche im Rahmen des NADUF untersucht werden.

## Kurzbeschreibung der gemessenen Parameter (1977–1993)

### Abfluss (1977–1998)

Der mittlere Abfluss der Limmat bei Baden beträgt rund 10% mehr als beim Ausfluss aus dem Zürichsee (89 m<sup>3</sup>/s). Die regulierende Wirkung des Sees ist deutlich im Abflussregime ersichtlich. Der maximale Abflusstagesmittelwert beträgt mit 407 m<sup>3</sup>/s nur ca. das 4-fache des mittleren Abflusses. Der Einfluss des Schmelzwassers ist in der Limmat ersichtlich, wird jedoch durch den Seeinfluss gedämpft. Der Median der Tagesmittel im Juni (141 m<sup>3</sup>/s) beträgt rund das Doppelte derjenigen im Januar und im November (je 70 m<sup>3</sup>/s).

### Temperatur

Die Wassertemperaturen (Tagesmittel) in der Limmat schwanken im Jahresverlauf zwischen 2 und 25°C.

### pH

Die pH-Tagesmittelwerte schwanken im Jahresverlauf zwischen 7.1 und 8.7. Die Tagesschwankungen sind ebenfalls zeitweise sehr gross (8–9), was auf eine hohe Primärproduktion hindeutet.

### elektrische Leitfähigkeit

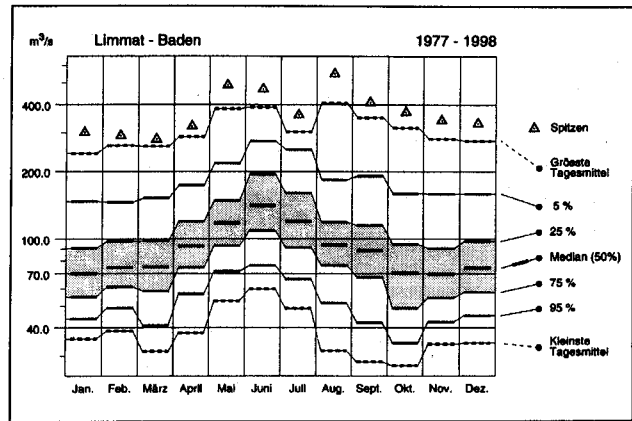
Die el. Leitfähigkeit (Tagesmittel) schwankt im Jahresverlauf zwischen 200 und 370 µS/cm und zeigt eine deutliche Saisonalität mit höheren Werten im Winter als im Sommer, was durch Verdünnungseffekte, die unterschiedliche Herkunft des Wassers, die temperaturabhängige Löslichkeit der Wasserhärten und durch biologische Prozesse im Zürichsee bewirkt wird.

### Sauerstoff

Der Sauerstoffgehalt (Tagesmittel) schwankt jahreszeitlich sehr stark zwischen 50 und 110% Sättigung, wobei der Sauerstoff in der Limmat meist untersättigt ist, was auf die hohe Abwasserbelastung zurückzuführen ist. Die hohen Tagesschwankungen weisen – wie beim pH- auf eine hohe Primärproduktion hin.

### Gesamthärte/Karbonathärte

Die Gesamthärten und Karbonathärten variieren zwischen 2.3–3.4 mval/l (Höchstwert: 3.9 mval/l) bzw. 1.9–3 mval/l (Höchstwert: 3.3 mval/l). Es ist ein saiso-



Monatliche Verteilung der Tagesmittel des Abflusses

nales Muster aufgrund der temperaturabhängigen Löslichkeit der Wasserhärten ersichtlich, welches durch die im Zürichsee ablaufenden biologischen Prozesse und die saisonal unterschiedliche Herkunft des Wassers zusätzlich verstärkt wird. Die Gesamthärte liegt meist deutlich höher als die Karbonathärte. Die Jahresmittelwerte variieren kaum von Jahr zu Jahr.

### Phosphor

Die Phosphorkonzentrationen schwanken bis 1986 zwischen 70–380 µg/l beim Gesamtphosphor bzw. 10–300 µg/l beim Phosphat. Nach 1986 haben sich die Phosphorkonzentrationen aufgrund des Phosphatverbotes in Waschmitteln massiv verringert und liegen seitdem im Bereich von 30–130 µg/l beim Gesamtphosphor bzw. 5–70 µg/l beim Phosphat. Die abnehmende Tendenz in den Phosphorkonzentrationen ist in der Limmat sehr deutlich ersichtlich, weil es ein stark abwasserbelasteter Fluss ist und deshalb Massnahmen im Bereich von Abwassereinleitungen grosse Auswirkungen auf die Wasserqualität haben.

### Stickstoff

Die Stickstoffkonzentrationen zeigen innerhalb der Messreihe seit 1983 eine zunehmende Tendenz, was auf die intensivierete Landwirtschaftspraxis Ende der 80er Jahre zurückzuführen ist. Die Gesamtstickstoff- und Nitratkonzentrationen zeigen ein ausgeprägt saisonales Muster und schwanken bis 1983 zwischen 1–2 mg/l bzw. 0.5–1.5 mg/l. Von 1984–1993 liegen die Gesamtstickstoff- und Nitratkonzentrationen im Be-

reich von 1–3.3 mg/l bzw. 0.8–3mg/l. Die Nitratkonzentrationen liegen jedoch zu jeder Jahreszeit unterhalb des in der Gewässerschutzverordnung geforderten Wertes von 5.6 mg/l.

Die Ammonium- und Nitritkonzentrationen schwanken während den Messkampagnen zwischen 10–350 µg/l bzw. 10–60 µg/l. Die Ammoniumkonzentrationen lagen während der gesamten Messkampagne knapp unterhalb des gesetzlich geforderten Wertes. Einzelne Ammoniumspitzen durch Abwassereinleitungen oder Hochwasserentlastungen sind deutlich ersichtlich (z. B. 19.11 1992). Ebenfalls fällt auf, dass Ammonium in der relativ kurzen Fliessstrecke zwischen den Agglomerationen von Zürich und Baden und der Messstation nur geringfügig abgebaut wird, was in den deutlich tieferen Nitritkonzentrationen bei Ammoniumspitzen ersichtlich ist.

#### **TOC/DOC**

Die DOC-Konzentrationen schwanken zwischen 1.5–3 mg/l. Sie liegen immer unterhalb des in der Gewässerschutzverordnung geforderten Wertes von 4 mg/l. Die TOC-Konzentrationen liegen im Bereich von 2–6.5 mg/l (Höchstwert: 18.3 mg/l).

#### **Chlorid**

Die Chloridkonzentrationen schwanken zwischen 3–18 mg/l und zeigen einen saisonalen Verlauf, welcher aus Verdünnungseffekten und aus dem winterlichen Chlorideintrag aus Strassensalzen resultiert.

#### **Sulfat**

Die Sulfatkonzentrationen schwanken zwischen 13–30 mg/l und zeigen im Gegensatz zum Chlorid keine sai-

sonalen Schwankungen. Diese fehlende Saisonalität im Konzentrationsverlauf trotz saisonalem Abflussregime dürfte auf die puffernde Wirkung des Zürichsees und auf den Einfluss unterschiedlicher Gesteinszusammensetzung verschiedener Einzugsgebiete (z. B. Sihl) zurückzuführen sein.

#### **Zink**

Die Zinkkonzentrationen schwanken zwischen 1–40 µg/l. Deutlich erhöhte Konzentrationen von oft über 30 µg/l traten 1989 auf, was wahrscheinlich auf einzelne industrielle Abwassereinleitungen zurückzuführen ist. Ansonsten wurde der gesetzlich geforderte Wert von 20 µg/l nicht überschritten.

#### **Kupfer**

Die Kupferkonzentrationen schwanken zwischen 1–9 µg/l. Der gesetzlich geforderte Wert von 5 µg/l wurde lediglich im Winter 1989/90 mit einzelnen Proben massiv überschritten, während der übrigen Messperiode jedoch eingehalten.

#### **Blei**

Die Bleikonzentrationen schwanken zwischen 0–4 µg/l und lagen während der gesamten Messperiode deutlich unterhalb des gesetzlich geforderten Wertes von 10 µg/l.

#### **Cadmium**

Die Cadmiumkonzentrationen schwanken zwischen 0–0.28 µg/l (Höchstwert 0.9 µg/l). Während der Messperiode 1989–1992 wurde der gesetzlich geforderte Wert von 0.2 µg/l nicht überschritten.

#### **Fazit**

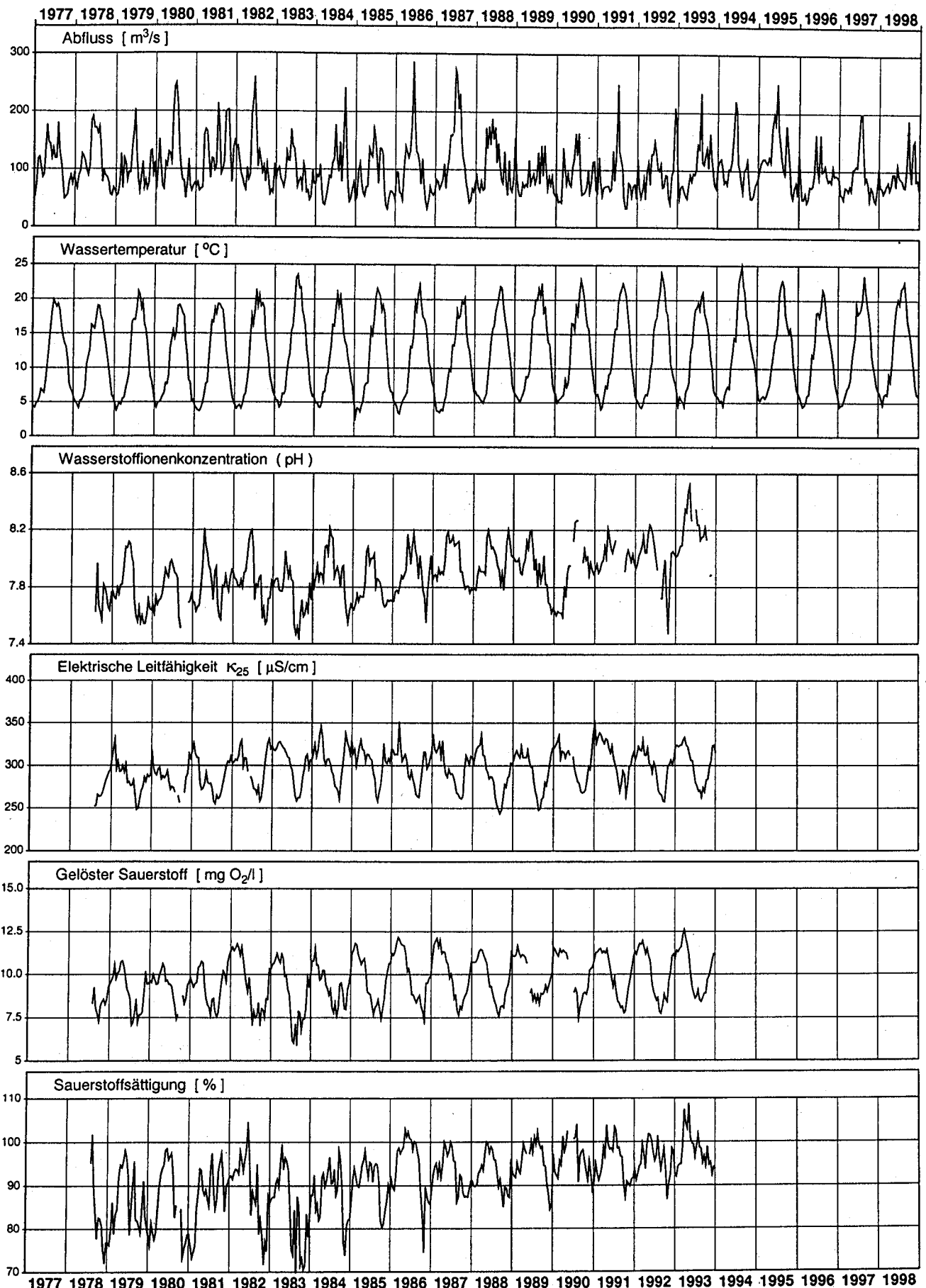
Die Sauerstoffjahresschwankungen haben seit 1976 abgenommen. Ab 1986 schwanken die Sättigungswerte vermehrt um 100% oder knapp darüber. Auch hat der Sauerstoffgehalt ab 1986 zugenommen. Abnehmende Tendenzen sind auch in den Konzentrationen von DOC und Phosphor ersichtlich. Dies ist auf die Sanierung der ARA's Werdhölzli und Dietikon-Limmattal zurückzuführen. In der ARA Dietikon wurde 1986 das Belüftungsbeckenvolumen von 2'920 auf 7'920 m<sup>3</sup> also um knapp das 3-fache vergrößert, wo-

durch die Reinigungsleistung erhöht wurde. In der ARA Werdhölzli wurde 1988 das Belüftungsbecken von 8'800 auf 60'000 m<sup>3</sup> also um rund das 7-fache vergrößert und eine Flockungsfiltrationsanlage eingebaut, was ebenfalls eine massive Verbesserung der Reinigungsleistung bewirkte. Erwähnenswert ist ebenfalls, dass zu dieser Zeit auch zahlreiche Überlaufbekken bzw. Regenentlastungsbecken optimiert wurden, was die Einleitung von ungereinigten Abwässern stark verminderte.



# Limmat - Baden, Gebenstorf

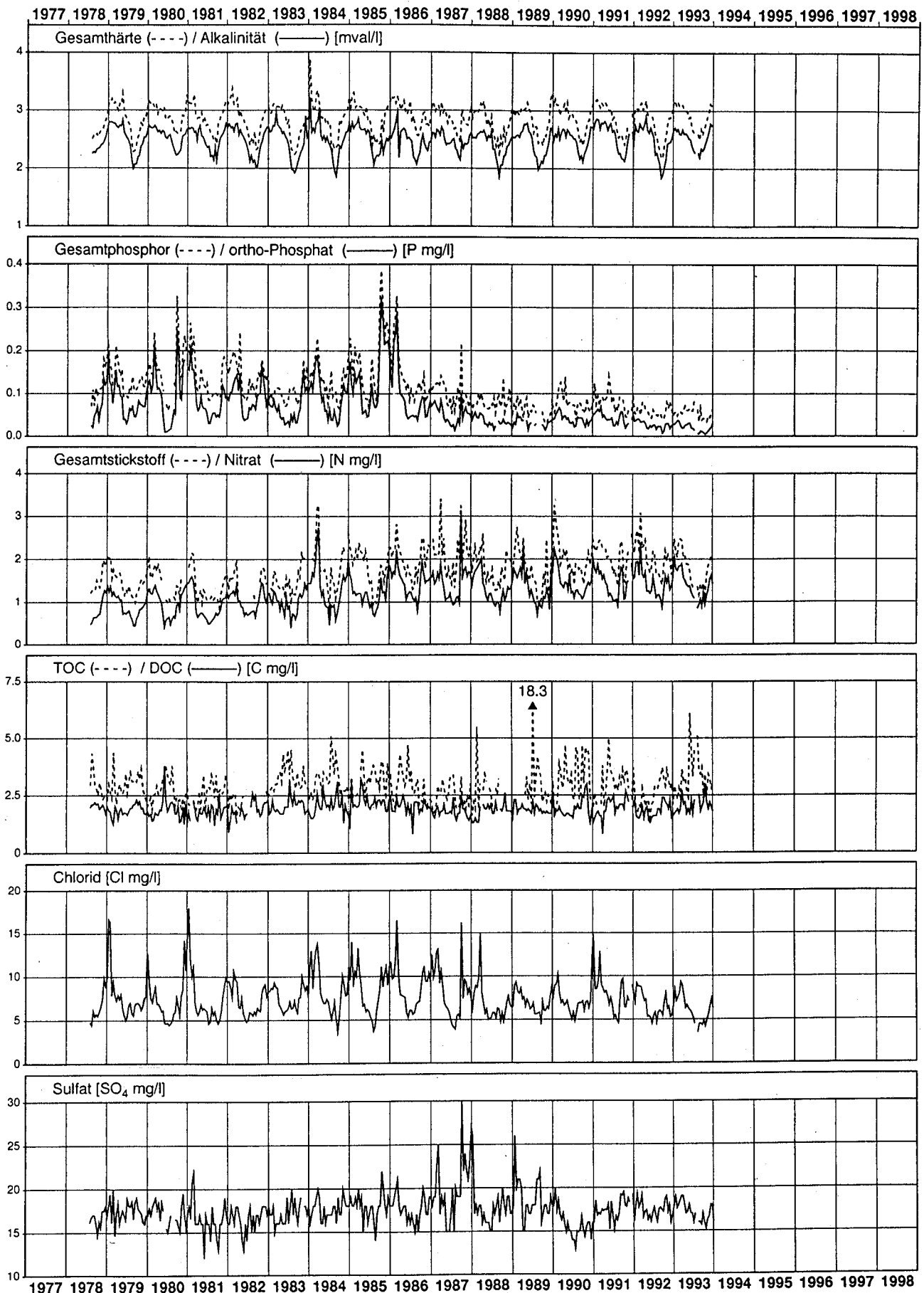
Messnetz NADUF  
Verlauf der 14-tägigen Mittelwerte



# Limmat - Baden, Gebenstorf

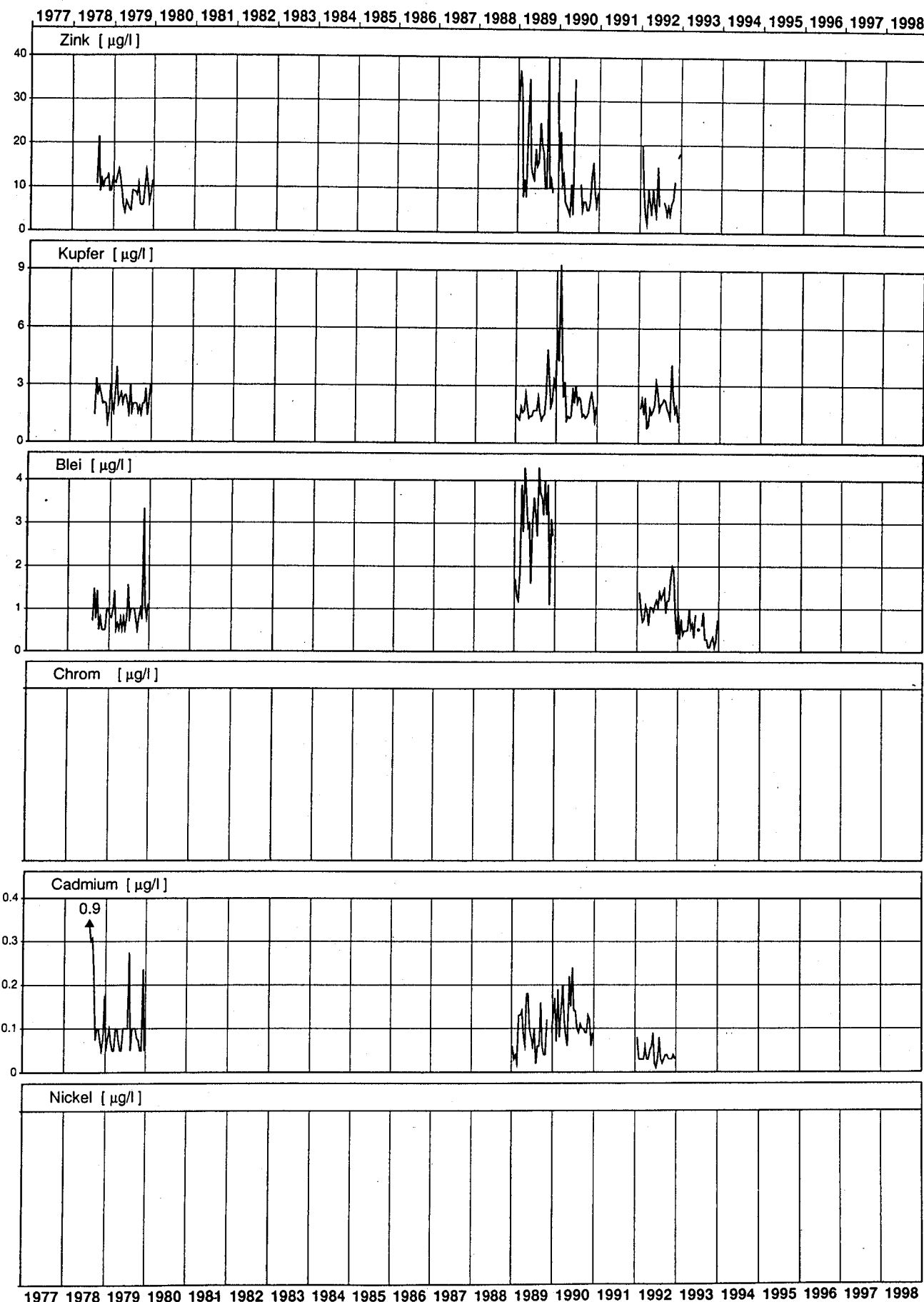
Messnetz NADUF

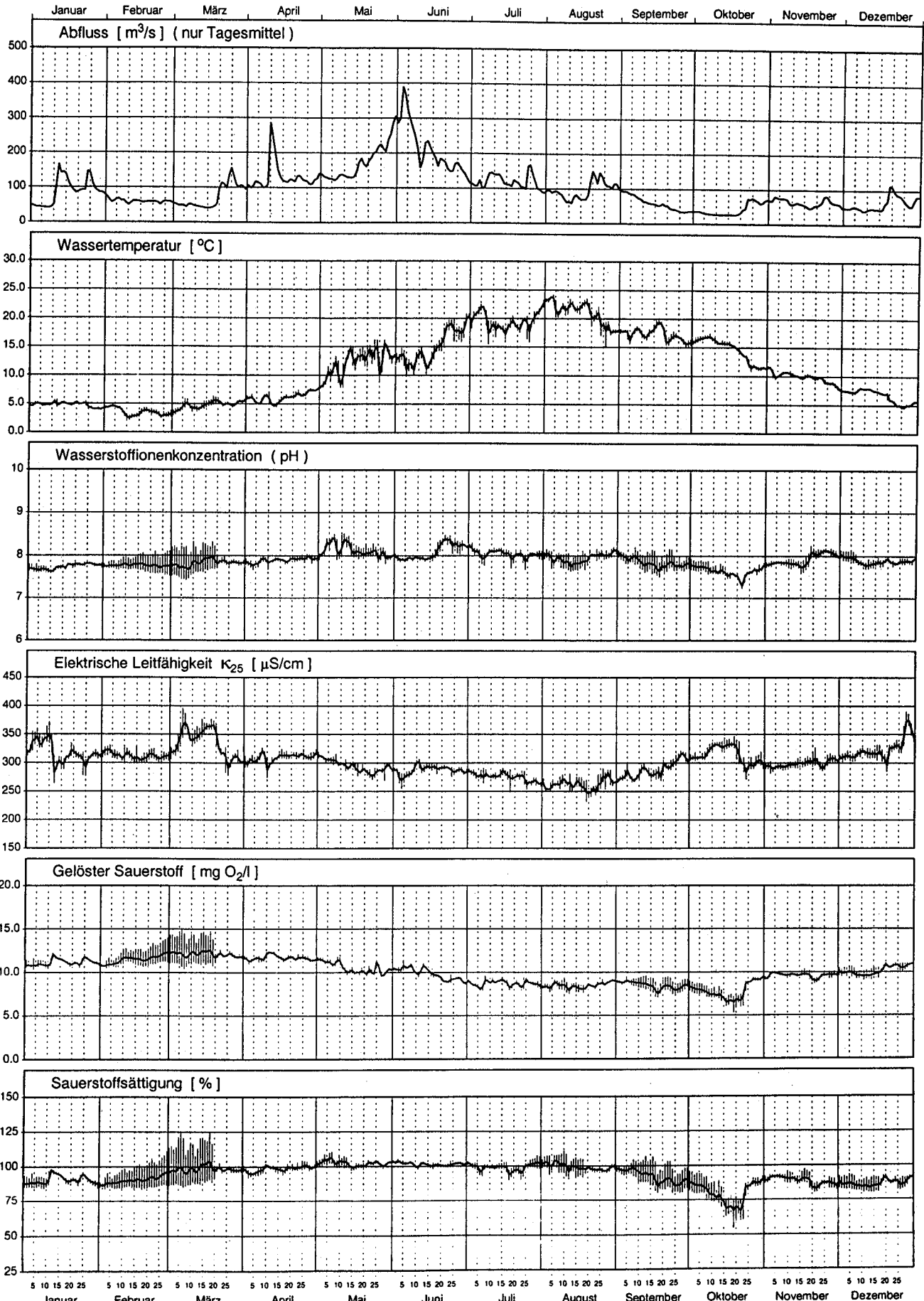
Messwerte der 14-tägigen Sammelproben

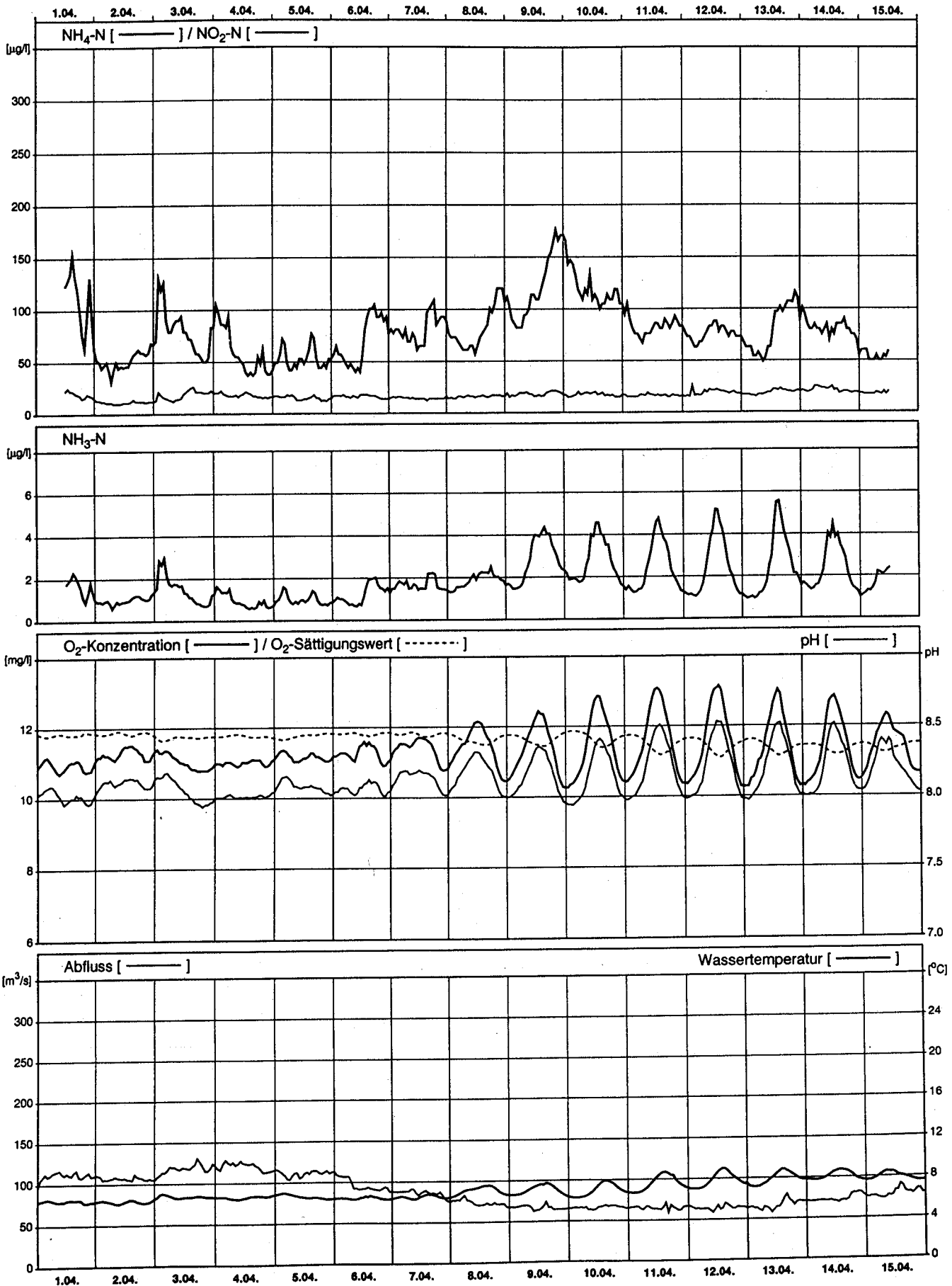


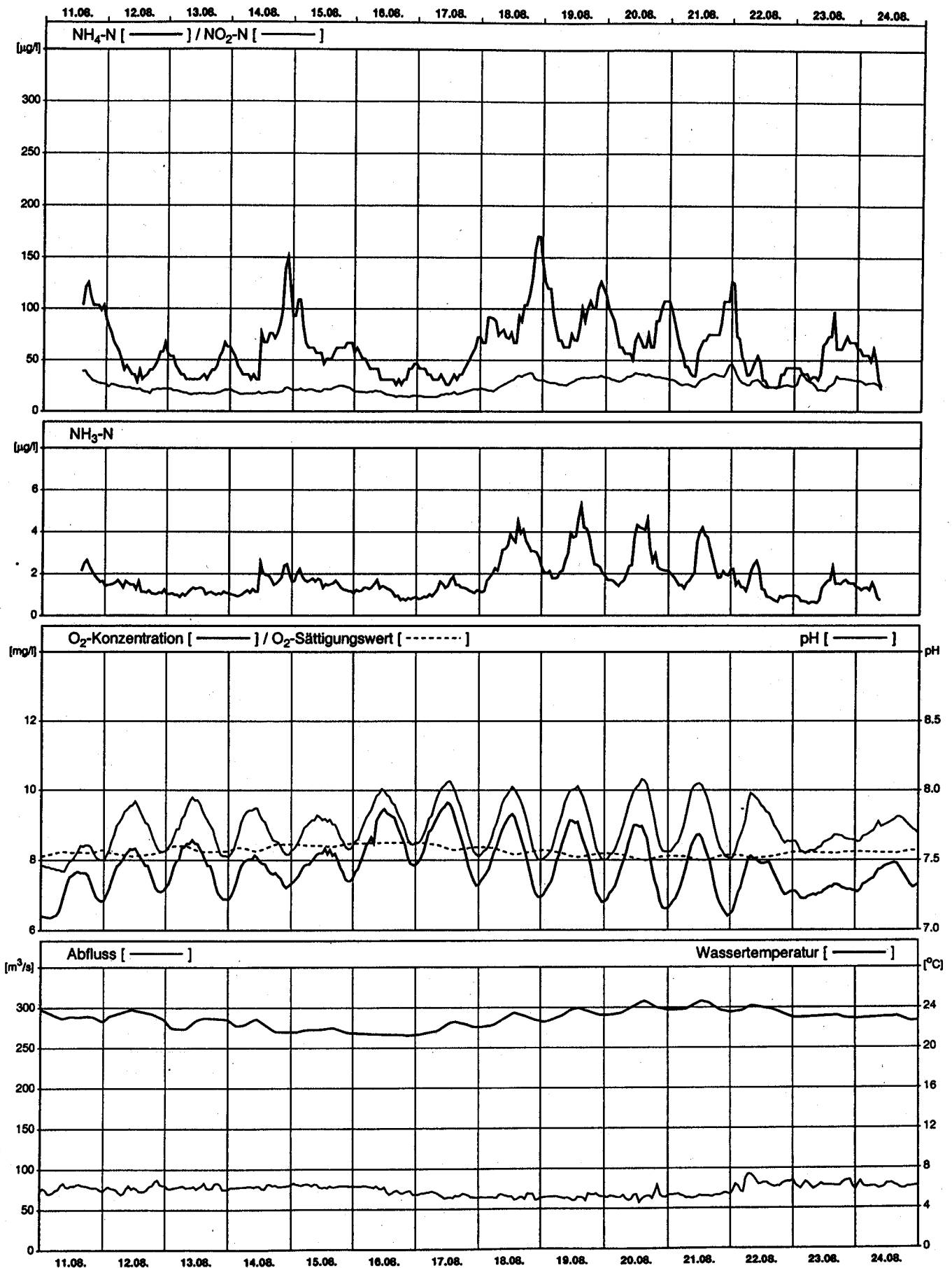
# Limmat - Baden, Gebenstorf

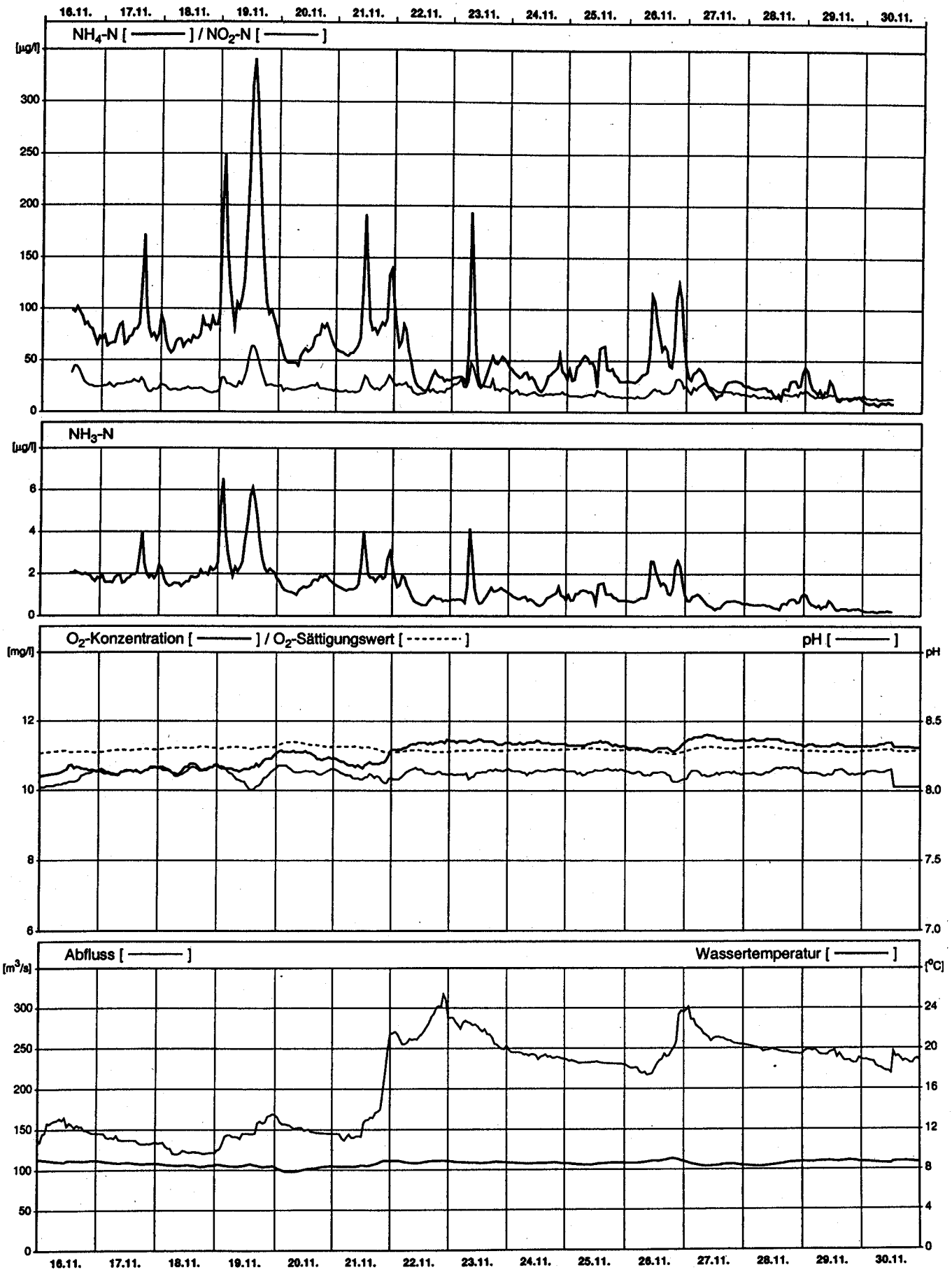
Messnetz NADUF  
Verlauf der 14-tägigen Mittelwerte

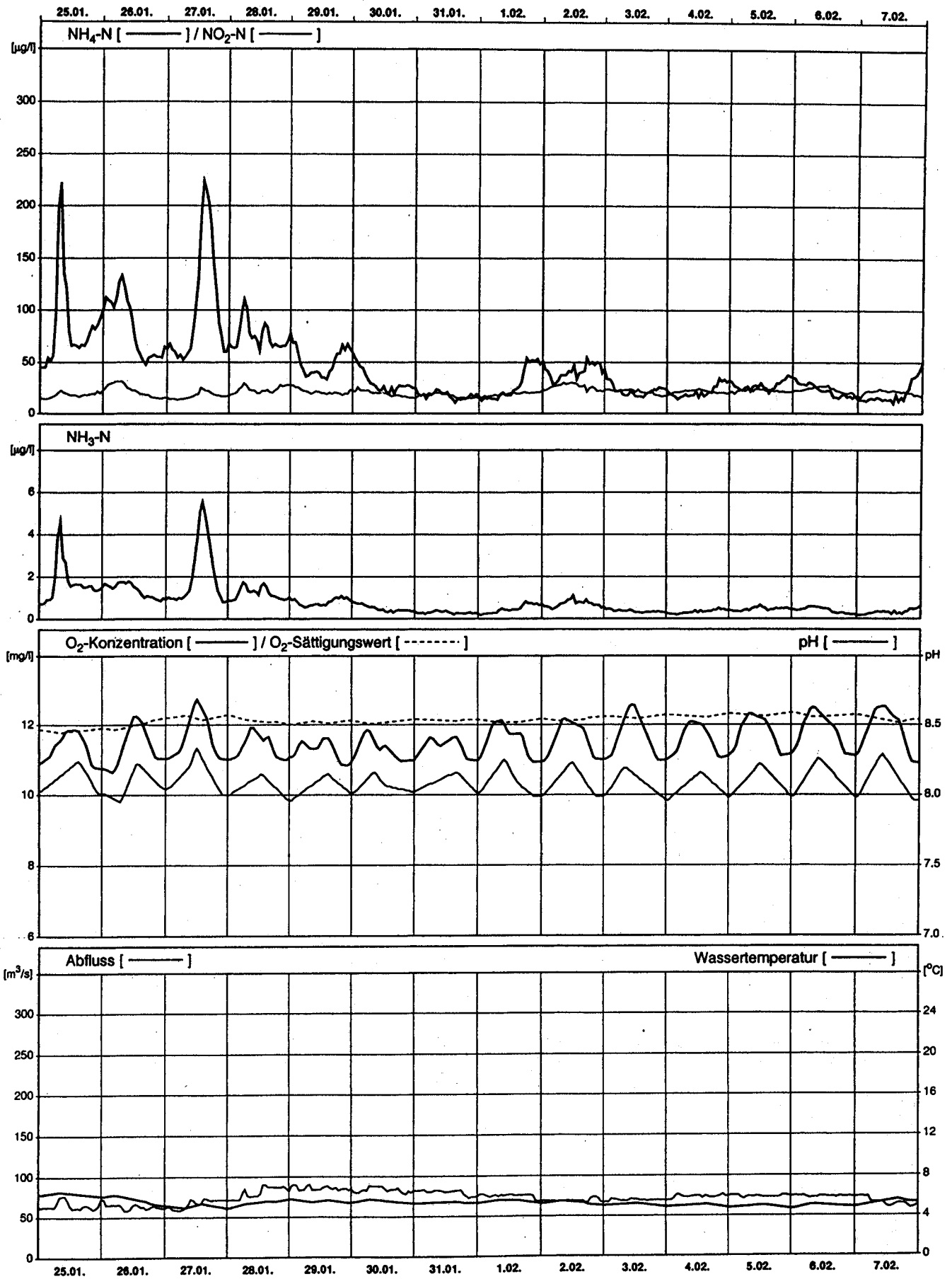












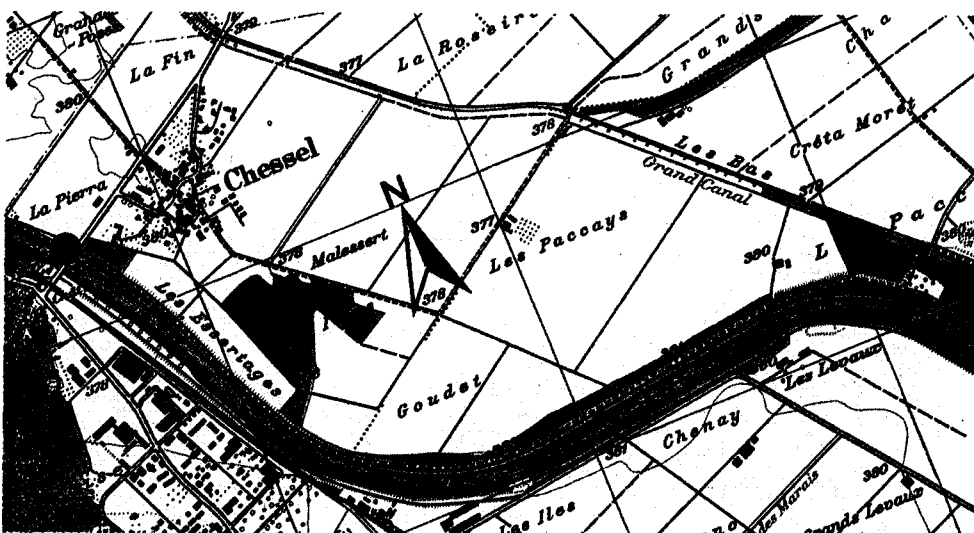


## 5.15 Rhône-Porte du Scex

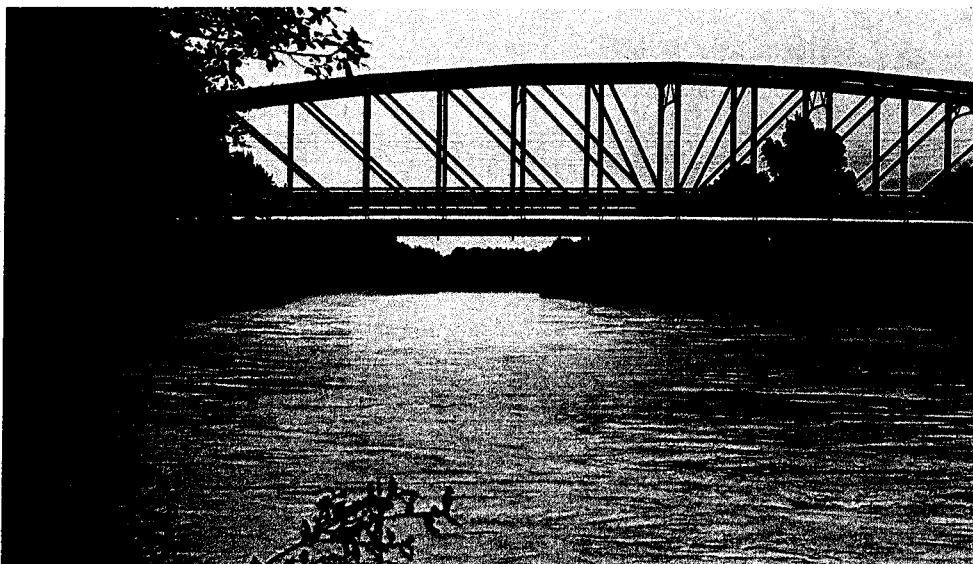
Koordinaten:	557660/133280
Stationshöhe:	377 m.ü.M.
Flusslänge gesamt (CH):	262.4 km
Flusslänge bis Station:	158.4 km
Grösse des Einzugsgebietes:	5220 km <sup>2</sup>
mittlere Geländeneigung:	26.6°
mittlere Gebietshöhe:	2130 m.ü.M.
mittlerer Abfluss (1971–1990):	182 m <sup>3</sup> /s
mittlerer Gebietsniederschlag (1972–1992):	1459 mm/a
Spezifische Belastung (1990):	1600 EW/(m <sup>3</sup> /s)



Lage des Einzugsgebietes

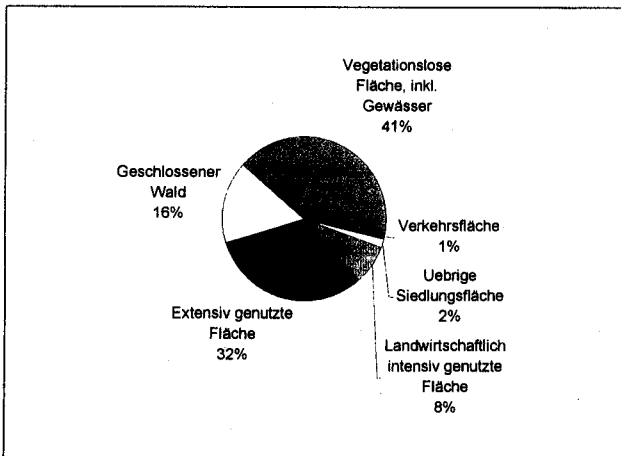


Geografische Lage  
der NADUF-Station  
(Massstab 1:25'000)

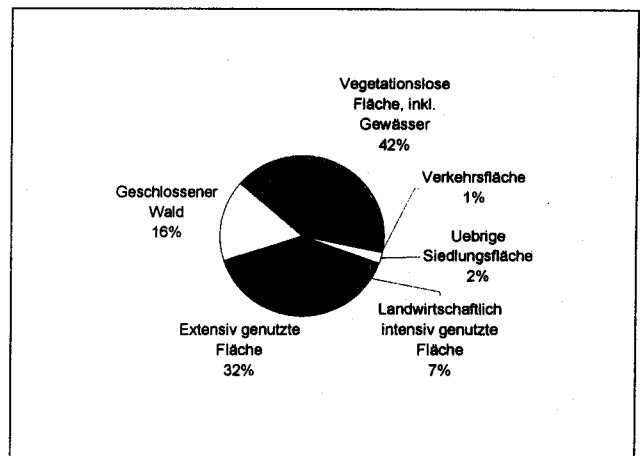


Flusslauf bei der  
NADUF-Station

## Bodennutzung im Einzugsgebiet



Datenquelle: GEOSTAT, Bundesamt für Statistik,  
Stand 1979/85, Aufbereitet mit dem GIS der LHG



Datenquelle: GEOSTAT, Bundesamt für Statistik,  
Stand 1992/97, Aufbereitet mit dem GIS der LHG

## Abwasserreinigungsanlagen oberhalb der NADUF-Station

Kanton	Nr.	Jahr	EGW (hydr.) 1000	Einwohner		Name	Distanz zur Messstation (km)
				angeschlossen 1000	anschliessbar 1000		
VD	5401/00	1977	15.0	6.0	6.20	Aigle	5.0
VS	6152/00	1978	6.5	2.7	3.00	Collombey-Muraz	10.0
VS	6153/00	1972	260.0	10.3	11.28	Monthey (Ciba-Geigy)	13.0
VD	5402/00	1985	14.0	2.0	4.00	Bex	16.0
VD	5406/00	1975	8.0	3.9	4.23	Lavey-Morcles	18.5
VS	6136/00	1975	24.0	12.1	13.00	Martigny	33.0

Stand 1987

## Allgemeine Beschreibung des Untersuchungsgebietes

Die Station Porte du Scex liegt knapp oberhalb der Mündung des wichtigsten Genferseezuflusses. Die Rhone liefert rund 80% des dem See zufließenden Wassers. Die Rhone entwässert ein Gebiet mit sehr unterschiedlicher Gesteinszusammensetzung. Die Rhone

bei Porte du Scex weist unter den alpinen Gewässern, welche im Rahmen des NADUF untersucht werden, die grösste anthropogene Belastung durch Abwässer auf.

## Kurzbeschreibung der gemessenen Parameter (1977–1998)

### Abfluss

Der maximale Abflusstagesmittelwert von 852 m<sup>3</sup>/s beträgt rund das 4½-fache des mittleren Jahresabflusses. Die Abflussganglinie weist ausgeprägte Wochenzyklen mit tiefen Abflussmengen am Wochenende und hohen während der Woche auf, was auf den Einfluss der Wasserkraftwerke bzw. Speicherseen zurückzuführen ist. Diese Schwankungen wie auch die Tageschwankungen sind im Winter aufgrund der hohen Stromproduktion grösser als im Sommer. Der Einfluss der Schneeschmelze ist ebenfalls in den hohen Abflussmengen im Sommer (Juni bis August) und den tiefen Abflussmengen im Winter (November bis April) ersichtlich. Der Median der Tagesmittel im Juli (322 m<sup>3</sup>/s) beträgt rund das 2½-fache desjenigen im Dezember (120 m<sup>3</sup>/s). Hochwasser treten meist im Sommer und im Herbst auf.

### Temperatur

Die Wassertemperaturen (Tagesmittel) schwanken im Jahresverlauf zwischen 2 und 12,5°C.

### pH

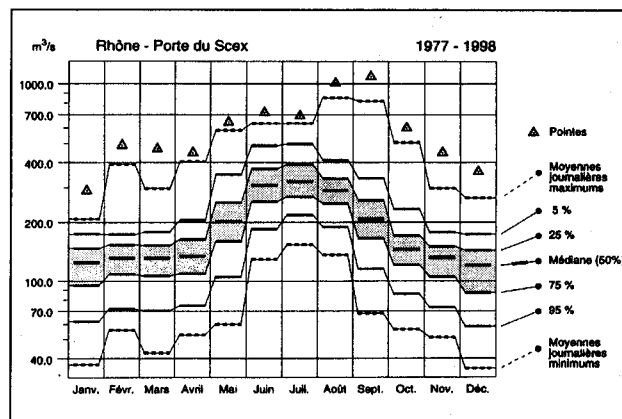
Die pH-Tagesmittelwerte schwanken im Jahresverlauf zwischen 7,7 und 8,7. Die Tagesschwankungen sind gering.

### elektrische Leitfähigkeit

Die el. Leitfähigkeit (Tagesmittel) verläuft antizyklisch zum Abfluss und schwankt im Jahresverlauf zwischen 150 und 450 µS/cm. Analog zum Abfluss sind die Wochenschwankungen in der el. Leitfähigkeit im Winter wesentlich grösser als im Sommer. Dies gilt auch für die Tagesschwankungen, wobei hier auffällt, dass häufig mehrere Maxima an einem Tag auftreten, was auf den Einfluss der zahlreichen Wasserkraftwerke im Einzugsgebiet zurückzuführen ist. Diese fassen das Wasser aus Teileinzugsgebieten mit unterschiedlicher Gesteinszusammensetzung, wodurch diese starken Schwankungen zustande kommen.

### Sauerstoff

Der Sauerstoffgehalt (Tagesmittel) weist sehr kleine Schwankungen zwischen 85–110% auf, wobei die Werte fast immer um 100% liegen.



Monatliche Verteilung der Tagesmittel des Abflusses

### Gesamthärte/Karbonathärte

Die Gesamthärten und Karbonathärten variieren zwischen 1,5–4 mval/l bzw. 1–2,2 mval/l. Es ist ein saisonales Muster ersichtlich, welches auf die temperaturabhängige Löslichkeit der Wasserhärten und die saisonal unterschiedliche Herkunft des Wassers zurückzuführen ist. Die Gesamthärte liegt aufgrund des hohen Gipsanteiles im Einzugsgebiet meist deutlich höher als die Karbonathärte. Die Jahresmittelwerte variieren kaum von Jahr zu Jahr.

### Phosphor

Die Phosphorkonzentrationen schwanken beim Gesamtphosphor zwischen 30–500 µg/l (Höchstwert: 854 µg/l), beim ortho-Phosphat zwischen 0–50 µg/l. Es fällt auf, dass der Gesamtphosphor und das ortho-Phosphat in ihren Konzentrationsverläufen eine Saisonalität zeigen, die aber gegenläufig ist. Während die Gesamtphosphorkonzentrationen im Sommer höher sind als im Winter, liegen die ortho-Phosphat-Konzentrationen im Sommer tiefer als im Winter. Bei den ortho-Phosphat-Konzentrationen spielen der Verdünnungseffekt, die unterschiedliche Herkunft des Wassers und die sommerliche Zehrung aufgrund der Bioproduktion für dieses Muster eine Rolle. Die Jahresganglinie des Gesamtphosphors hingegen wird v.a. durch die partikulären Substanzen (apatitischer Phosphor) bestimmt, welche im Sommer bei einem hohen

Abfluss höhere Konzentrationen aufweisen als im Winter bei niedrigem Abfluss. Die grossen Differenzen zwischen ortho-Phosphat und Gesamtphosphor weisen ebenfalls daraufhin, dass die Phosphorfrachten in der Rhone bei Porte du Scex durch die natürlichen Einträge (d.h. Gesteinsverwitterung) dominiert werden. Eine Abnahme der Phosphatkonzentrationen seit dem 1986 in Kraft getretenen Phosphatverbot ist trotz der geringen anthropogenen Belastung ersichtlich.

#### **Stickstoff**

Die Stickstoffkonzentrationen schwanken beim Gesamtstickstoff zwischen 0.5–2.3 mg/l, beim Nitrat zwischen 0.2–1.3 mg/l. Sowohl der Gesamtstickstoff als auch das Nitrat weisen in ihren Konzentrationsverläufen eine Saisonalität auf, wobei tiefe Werte im Sommer und hohe im Winter auftreten (vgl. Kap. 3). Die Nitratkonzentrationen liegen während der gesamten Messperiode deutlich unterhalb des in der Gewässerschutzverordnung geforderten Wertes von 5.6 mg/l.

#### **TOC/DOC**

Die DOC-Konzentrationen schwanken zwischen 0.5–2.5 mg/l. Sie liegen immer unterhalb des in der Gewässerschutzverordnung geforderten Wertes von 4 mg/l und meist unterhalb des für natürlich schwach belastete Gewässer geforderten Wertes von 1 mg/l. Die TOC-Konzentrationen liegen im Bereich von 1.3–12 mg/l.

#### **Chlorid**

Die Chloridkonzentrationen schwanken zwischen 2–18 mg/l und zeigen einen ausgeprägten saisonalen Verlauf, welcher auf Verdünnungseffekte durch das saisonale Abflussregime und auf den winterlichen Chlorideintrag durch Strassensalze zurückzuführen ist. Seit 1982 ist eine Zunahme in den Chloridkonzentrationen ersichtlich, deren Ursache mit weitergehenden quantitativen Auswertungen abgeklärt werden muss.

#### **Sulfat**

Die Sulfatkonzentrationen schwanken zwischen 30–95 mg/l, was auf einen hohen Anteil an gipshaltigen Gesteinen hinweist. Die Konzentrationsverläufe zeigen ein ausgeprägtes saisonales Muster, welches auf das saisonale Abflussregime zurückzuführen ist, wobei die Sulfatkonzentrationen durch Verdünnungseffekte und durch die unterschiedliche Herkunft des Wassers bestimmt werden (vgl. Kap. 3).

#### **Zink**

Die Zinkkonzentrationen zeigen mit 10–150 µg/l (Höchstwert: 193 µg/l) ein Maximum in den Jahren 1982–1988. Davor und danach liegen die Zinkkonzentrationen mit 0–90 µg/l wesentlich tiefer. Seit 1994 wird der gesetzlich geforderte Wert von 20 µg/l nur selten überschritten. Es ist zu beachten, dass hohe Werte mit hohen Schwebstoffkonzentrationen einhergehen.

#### **Kupfer**

Die Kupferkonzentrationen zeigen keine Tendenzen und schwanken zwischen 0–28 µg/l. Der Wert von 5 µg/l wird zeitweise v.a. im Sommer bei hohen Schwebstofffrachten massiv überschritten.

#### **Blei**

Die Bleikonzentrationen schwanken zwischen 0–17 µg/l. Tendenzen bzw. der Rückgang seit der Einführung von Katalysatoren ist nicht ersichtlich, weil die Bleifrachten in der Rhone bei Porte du Scex durch die hohen Schwebstofffrachten bedingt und wohl zum grossen Teil natürlichen Ursprungs sind. Dies ist auch in der ausgeprägten Saisonalität des Konzentrationsverlaufs von Blei ersichtlich, wobei hohe Konzentrationen im Sommer und tiefe im Winter auftreten. Weil Blei sehr stark an Partikel adsorbiert, verlaufen die Bleikonzentrationen synchron zu den Schwebstoffkonzentrationen, welche v.a. in alpinen Fliessgewässern aufgrund des Abflussregimes ein saisonales Muster zeigen. Die Bleikonzentrationen überschreiten zeitweise im Sommer den gesetzlich geforderten Wert von 10 µg/l, was jedoch auf einzelne Hochwasserereignisse mit hohen Schwebstofffrachten zurückzuführen ist und ein natürliches Phänomen darstellt.

#### **Chrom**

Die Chromkonzentrationen schwanken zwischen 0.2–9 µg/l und überschreiten zeitweise den gesetzlich festgelegten Wert von 5 µg/l.

#### **Cadmium**

Die Cadmiumkonzentrationen haben seit 1992 abgenommen und schwanken seither zwischen 0–0.3 µg/l und überschreiten den gesetzlich geforderten Wert von 0.2 µg/l nur selten.

**Nickel**

Die Nickelkonzentrationen betragen in den Jahren 1997–1998 mit 1–22 µg/l rund doppelt so viel wie in den Jahren 1985–1986 (0–10 µg/l) und überschreiten den gesetzlich geforderten Wert von 10 µg/l massiv.

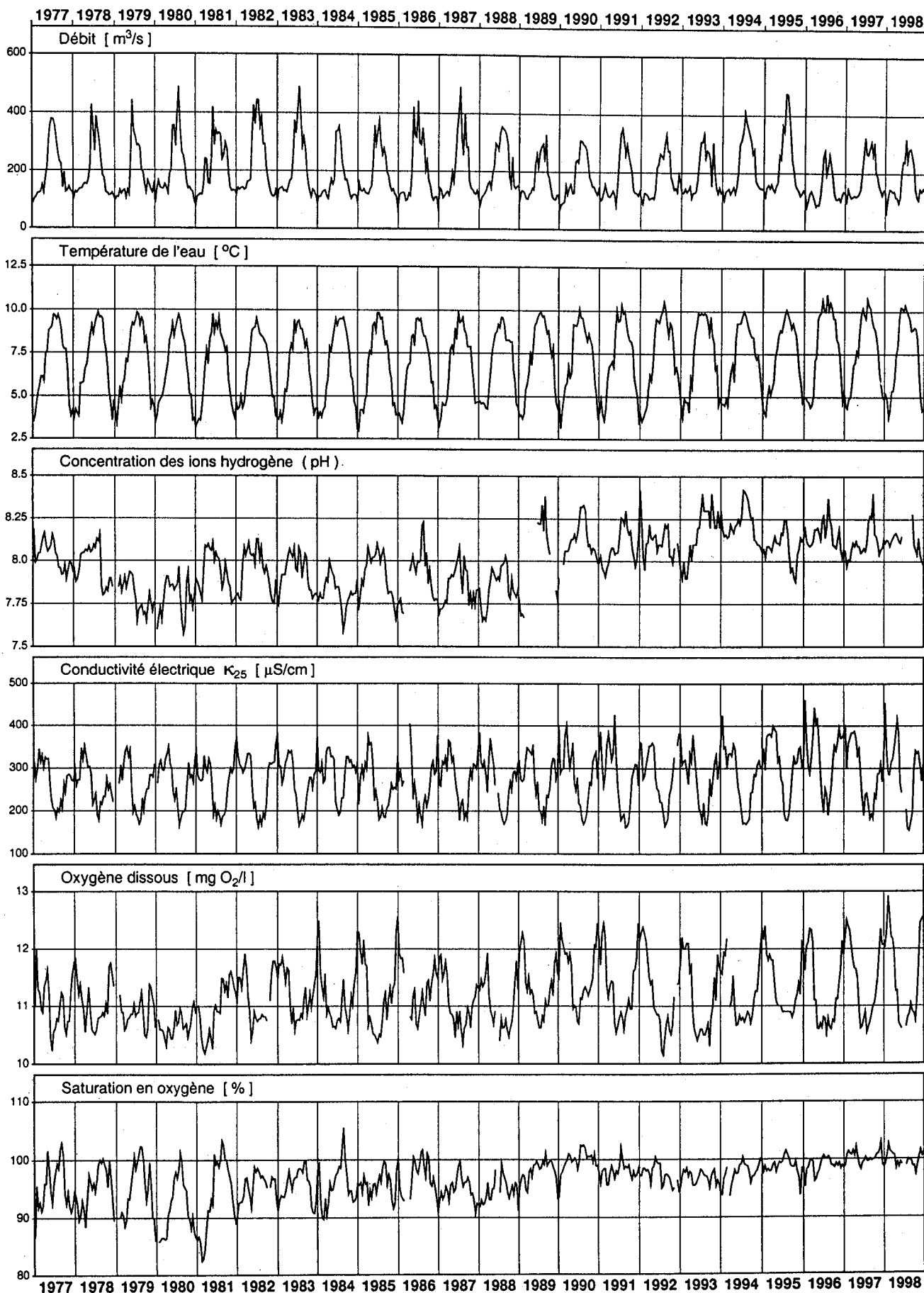
## **Fazit**

Trotz den hohen Schwermetallkonzentrationen, welche oft die gesetzlich geforderten Qualitätsziele überschreiten, kann die Wasserqualität der Rhone bei Porte du Scex als wenig anthropogen belastet beurteilt werden. Die hohen Schwermetallkonzentrationen sind v.a.

auf hohe Schwebstofffrachten zurückzuführen und deshalb als natürliches Phänomen anzusehen. Für eine Beurteilung der Schwermetallbelastung müssten hier die gelösten Konzentrationen bestimmt werden.

# Rhône - Porte du Scex

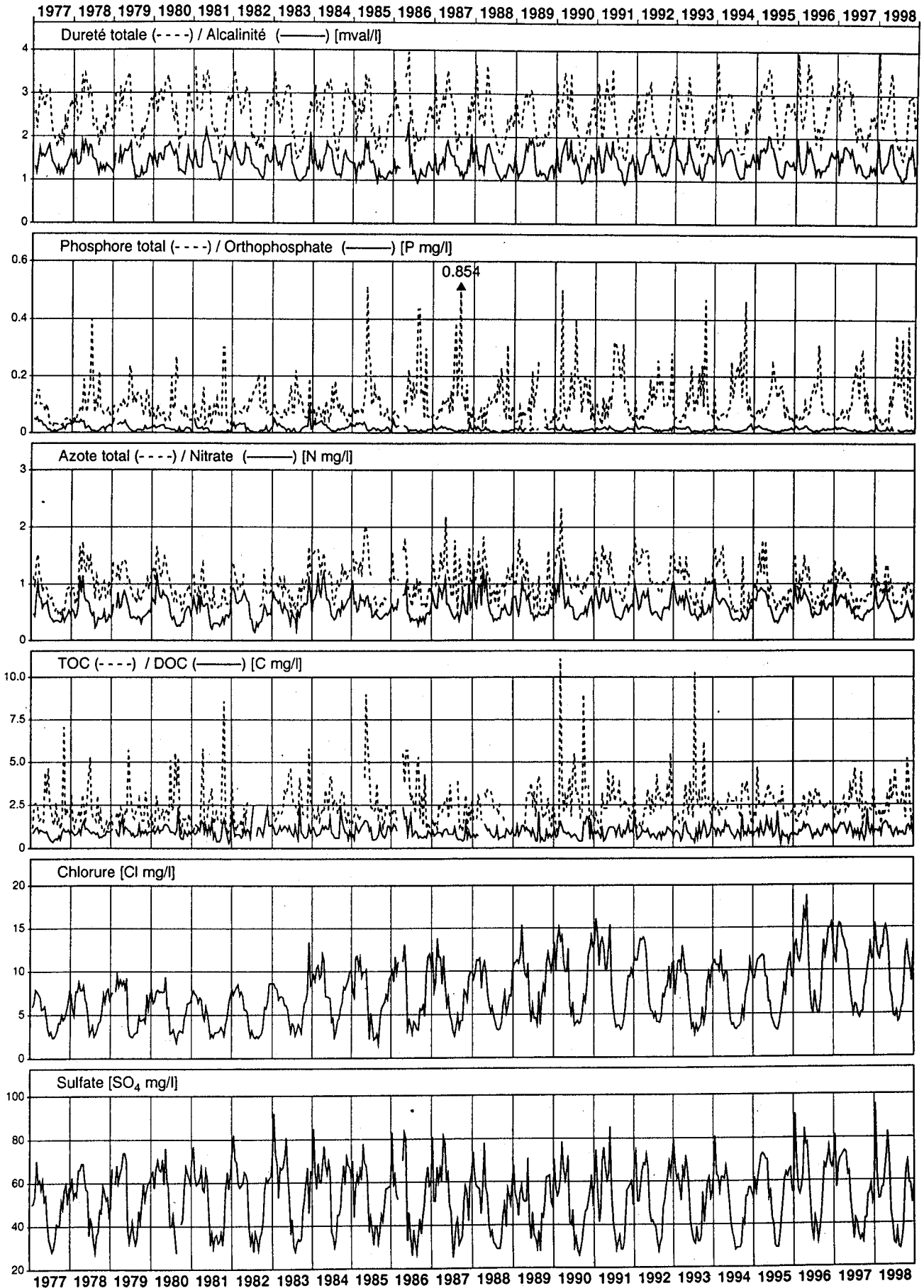
Réseau NADUF  
Moyennes de 14 jours



# Rhône - Porte du Scex

Réseau NADUF

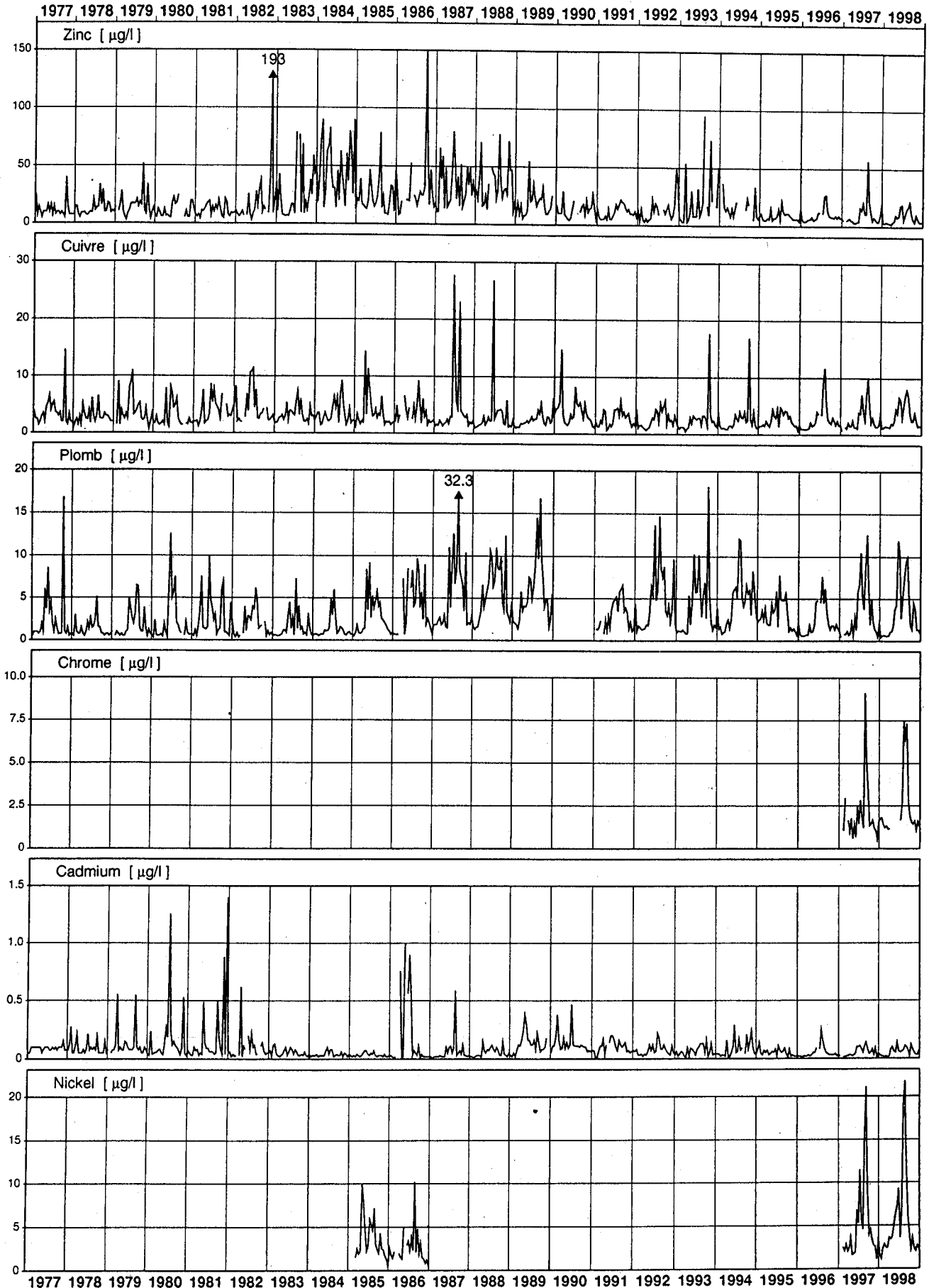
Valeurs mesurées sur les échantillons de 14 jours

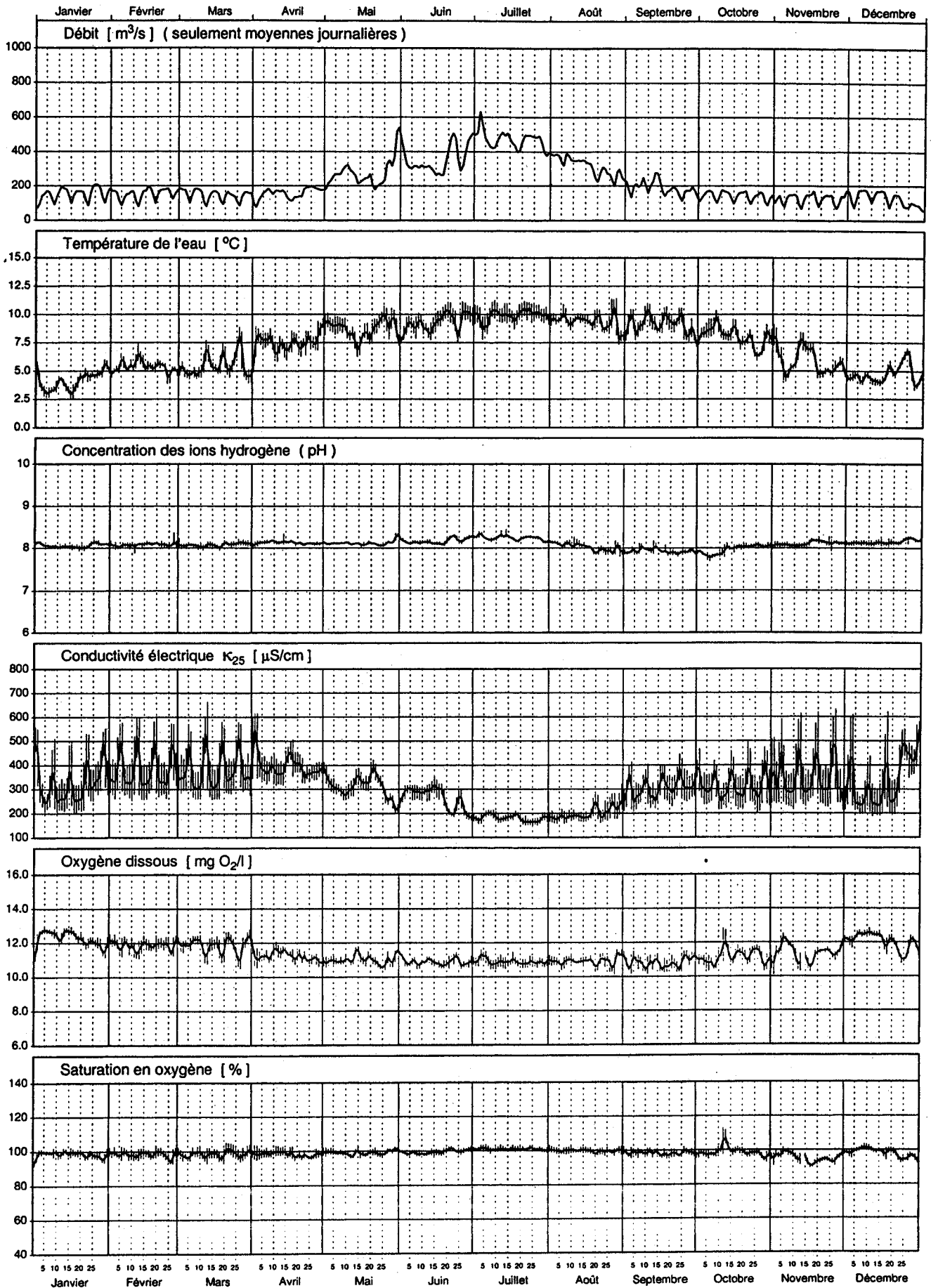




# Rhône - Porte du Scex

Réseau NADUF  
Moyennes de 14 jours





## 5.16 Rhône-Chancy

Koordinaten:	487110/113290
Stationshöhe:	347 m.ü.M.
Flusslänge gesamt (CH):	262.4 km
Flusslänge bis Station:	258.4 km
Grösse des Einzugsgebietes:	10294 km <sup>2</sup>
mittlere Geländeneigung:	21.4°
mittlere Gebietshöhe:	1580 m.ü.M.
mittlerer Abfluss (1971–1990):	346 m <sup>3</sup> /s
mittlerer Gebietsniederschlag (1972–1992):	1377 mm/a
Spezifische Belastung (1990):	4360 EW/(m <sup>3</sup> /s)



Lage des Einzugsgebietes

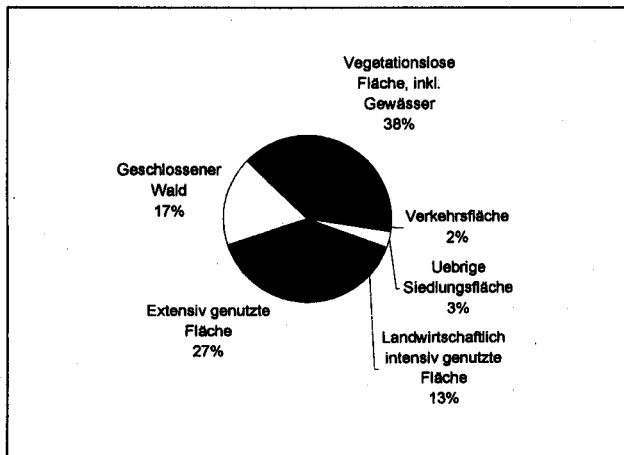


Geografische Lage  
der NADUF-Station  
(Massstab 1:25'000)

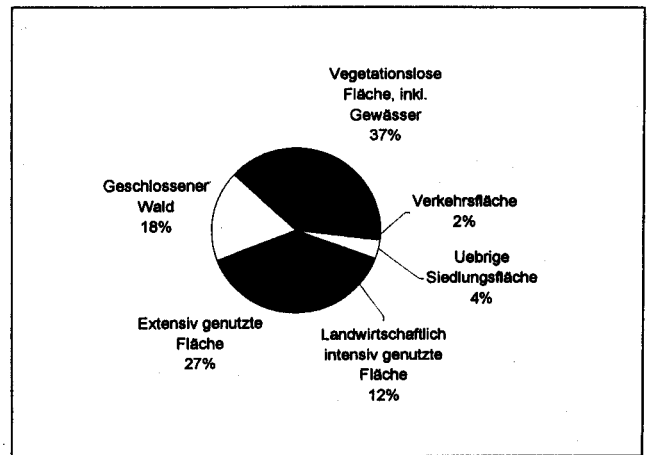


Flusslauf bei der  
NADUF-Station

## Bodennutzung im Einzugsgebiet



Datenquelle: GEOSTAT, Bundesamt für Statistik,  
Stand 1979/85, Aufbereitet mit dem GIS der LHG



Datenquelle: GEOSTAT, Bundesamt für Statistik,  
Stand 1992/97, Aufbereitet mit dem GIS der LHG

## Abwasserreinigungsanlagen oberhalb der NADUF-Station

Kanton	Nr.	Jahr	EGW (hydr.) 1000	Einwohner		Name	Distanz zur Messstation (km)
				angeschlossen 1000	anschliessbar 1000		
GE	6603/00	1970	1.8	1.60	1.60	Avully/Gennecy	2.0
GE	6620/02	1981	3.8	1.25	1.25	Dardagny	4.5
GE	6638/01	1963	30.0	18.83	18.83	Satigny/Nant d'Avril	9.0
GE	6643/02	1982	13.3	3.40	3.40	Vernier-Oest (Givandan)	11.5
GE	6643/01	1967	246.0	272.00	272.00	Vernier/Aire	15.0

Stand 1987

## Allgemeine Beschreibung des Untersuchungsgebietes

Das bei Chancy über die Landesgrenze fliessende Rhonewasser stammt im Mittel zu 71% aus dem Genfersee. Die aus Frankreich zufließende Arve bringt 23%. Das ausgeglichene Abflussregime des Genfersees wird mit dem der Arve überlagert.

## Kurzbeschreibung der gemessenen Parameter (1977–1982; 1986–1998)

### Abfluss (1977–1998)

Der mittlere Abfluss der Rhone bei Chancy ist rund 40% höher als beim Ausfluss aus dem Genfersee (250 m<sup>3</sup>/s). Hochwasser werden durch die regulierende Wirkung des Sees gedämpft. Der maximale Abflusstagesmittelwert beträgt mit 1011 m<sup>3</sup>/s ca. das 3-fache des mittleren Jahresabflusses. Der Einfluss von Kraftwerken ist ebenfalls in den vorhandenen Wochenzyklen ersichtlich, welche jedoch nicht immer deutlich ausgeprägt sind. Der Einfluss der Schneeschmelze ist in den hohen Abflusswerten im Sommer (Juni bis Juli) und den tiefen Abflusswerten im Winter (Oktober bis März) ersichtlich. Der Median der Tagesmittel im Juni von 542 m<sup>3</sup>/s beträgt etwas mehr als das 2-fache desjenigen im November (240 m<sup>3</sup>/s). Ausgeprägte Hochwasser sind in der Rhone bei Chancy kaum ersichtlich, weil der Genfersee stark reguliert wird.

### Temperatur

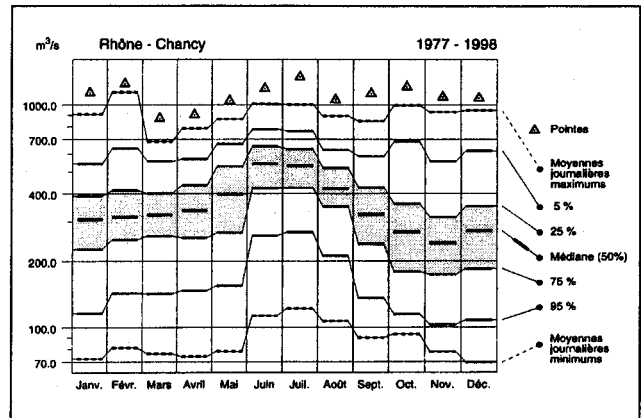
Die Wassertemperaturen (Tagesmittel) schwanken zwischen 3 und 23°C.

### pH

Die pH-Tagesmittelwerte weisen im Jahresverlauf in den Monaten April bis September – trotz höherem Wasserstand in diesem Zeitraum – starke Schwankungen von 7.5–8.5 auf. Die Ursache dafür ist noch unklar. Möglicherweise spielt der Ort der Probenahme eine Rolle, welcher sich gerade oberhalb des Stauwehrs befindet. Je nach Abflussverhältnissen spielt ein lokaler Einfluss bei der Probenahme im Oberwasser eine Rolle, indem zeitweise Stillwasser und zeitweise stark fließendes Wasser beprobt wird. So wird der pH (wie auch der Sauerstoff) in langsam fließendem Wasser viel stärker durch biologische Prozesse beeinflusst als in schnell fließendem Wasser, wodurch diese starken Schwankungen erklärt werden könnten. Die Tagesschwankungen sind sehr gering.

### elektrische Leitfähigkeit

Die el. Leitfähigkeit (Tagesmittel) schwankt zwischen 250 und 400 µS/cm. Auch hier sind Wochenschwankungen ersichtlich, welche vom Abfluss abhängen und im Winter aufgrund der grösseren Stromproduktion ausgeprägter sind als im Sommer.



Monatliche Verteilung der Tagesmittel des Abflusses

### Sauerstoff

Der Sauerstoffgehalt (Tagesmittel) schwankt – wie der pH – stark in den Monaten April bis September zwischen 70 und 140% im Jahresverlauf, was – wie beim pH – auf den Ort der Probenahme zurückgeführt werden könnte. Die Tagesschwankungen sind – wie beim pH – sehr gering.

### Gesamthärte/Karbonathärte

Die Gesamthärten und Karbonathärten variieren zwischen 2.3–3.5 mval/l bzw. 1.5–2.3 mval/l. Es ist ein saisonales Muster aufgrund der temperaturabhängigen Löslichkeit der Wasserhärten ersichtlich, welches durch die im Genfersee ablaufenden biologischen Prozesse und die saisonal unterschiedliche Herkunft des Wassers zusätzlich verstärkt wird. Die Gesamthärte liegt meist deutlich höher als die Karbonathärte. Die Jahresmittelwerte variieren kaum von Jahr zu Jahr.

### Phosphor

Die Phosphorkonzentrationen zeigen eine seit 1991 leicht abnehmende Tendenz. Bis 1991 schwanken die Gesamtphosphor- und Phosphatkonzentrationen zwischen 30–300 µg/l bzw. 0–100 µg/l während sie seit 1992 zwischen 50–150 µg/l (Höchstwert: 280 µg/l) bzw. 10–60 µg/l schwanken. Dass die Abnahme in den Phosphorkonzentrationen erst seit 1991 also vier Jahre nach Inkrafttreten des Phosphatverbotes in Waschmit-

teln ersichtlich ist, könnte auf die Pufferwirkung des Genfersees und auf den Einfluss von Abwassereinleitungen von französischer Seite durch die Arve zurückzuführen sein.

#### **Stickstoff**

Die Stickstoffkonzentrationen schwanken beim Gesamtstickstoff zwischen 0.5–2 mg/l, beim Nitrat zwischen 0.2–1 mg/l und weisen in ihren Konzentrationsverläufen eine Saisonalität auf. Gegenüber 1977–1982 (0.4–1.2 mg/l Gesamt-N; 0.1–0.7 mg/l Nitrat) haben die Stickstoffkonzentrationen deutlich zugenommen. Die Nitratkonzentrationen liegen während der gesamten Messperiode jedoch deutlich unterhalb des in der Gewässerschutzverordnung geforderten Wertes von 5.6 mg/l.

#### **TOC/DOC**

Die DOC-Konzentrationen schwanken zwischen 0.5–3 mg/l. Sie liegen immer unterhalb des in der Gewässerschutzverordnung geforderten Wertes von 4 mg/l. Die

TOC-Konzentrationen liegen im Bereich von 1.3–5 mg/l.

#### **Chlorid**

Die Chloridkonzentrationen schwanken zwischen 5–11 mg/l und zeigen einen ausgeprägten saisonalen Verlauf, welcher auf das saisonale Abflussregime und auf den winterlichen Chlorideintrag durch Strassensalze zurückzuführen ist. Die Konzentrationen haben im Vergleich zu den Jahren 1977–1982 (2.5–9 mg/l) zugenommen.

#### **Sulfat**

Die Sulfatkonzentrationen schwanken zwischen 30–55 mg/l. Die Konzentrationsverläufe zeigen ein saisonales Muster, welches auf das saisonale Abflussregime zurückzuführen ist, wobei die Sulfatkonzentrationen durch Verdünnungseffekte und durch die unterschiedliche Herkunft des Wassers bestimmt werden. Das saisonale Muster im Konzentrationsverlauf ist jedoch im Vergleich zu Porte du Scex durch die puffernde Wirkung des Genfersees leicht abgeschwächt ist.

#### **Fazit**

Die anthropogene Belastung aus der Agglomeration Genf und dem Tal der Arve ist deutlich feststellbar.

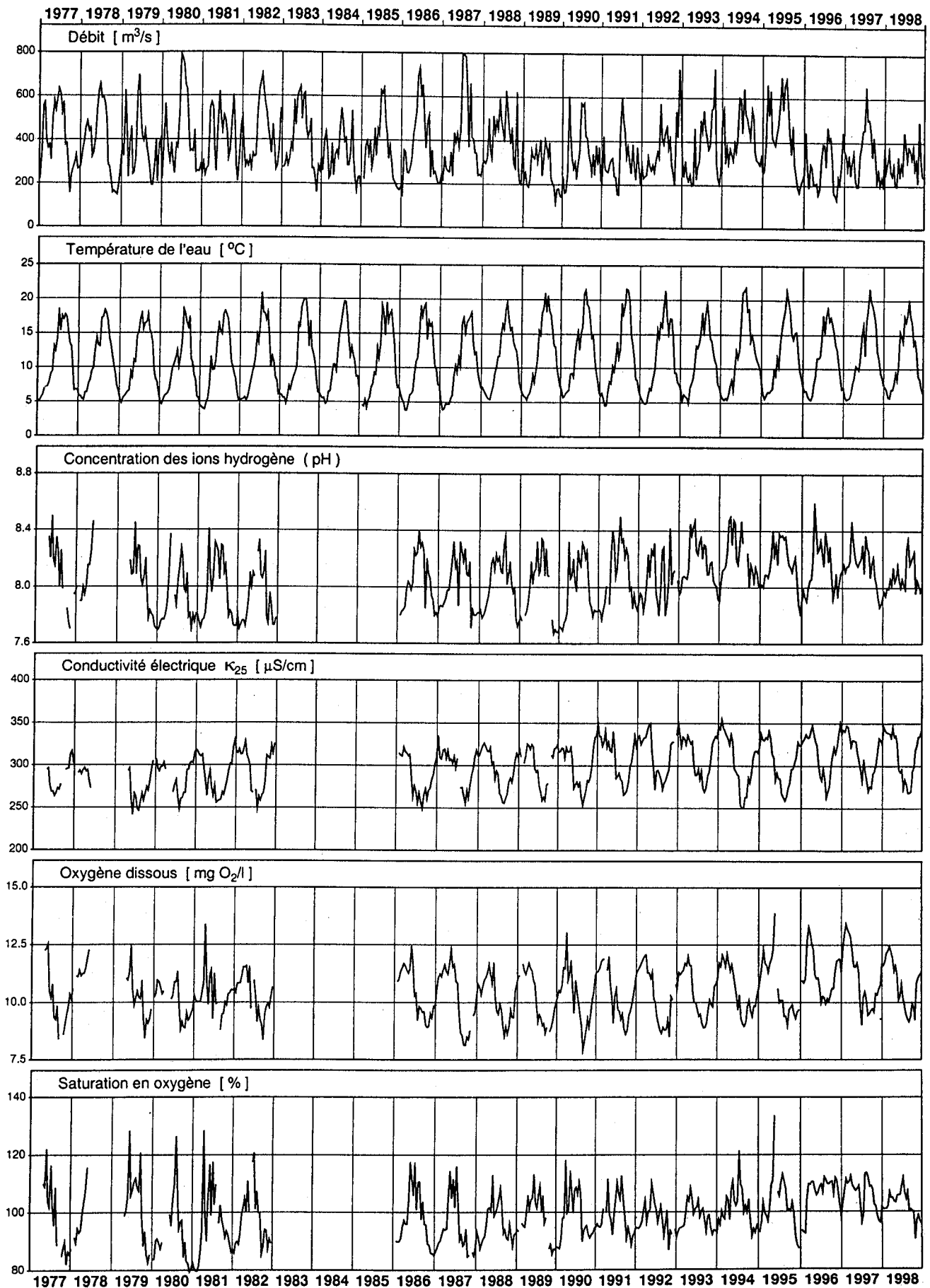
Eventuell müsste der Standort der Messstation auf die Eignung hin überprüft werden, weil das Wehr einen nicht zu vernachlässigenden Einfluss auf die Messwerte hat, was in den kontinuierlich registrierten Parametern (pH, Sauerstoff) ersichtlich ist.

# Rhône - Chancy, Usine

1977/1978 wurden die Messwerte bei Chancy, Aux Ripes erhoben.

Réseau NADUF

Moyennes de 14 jours

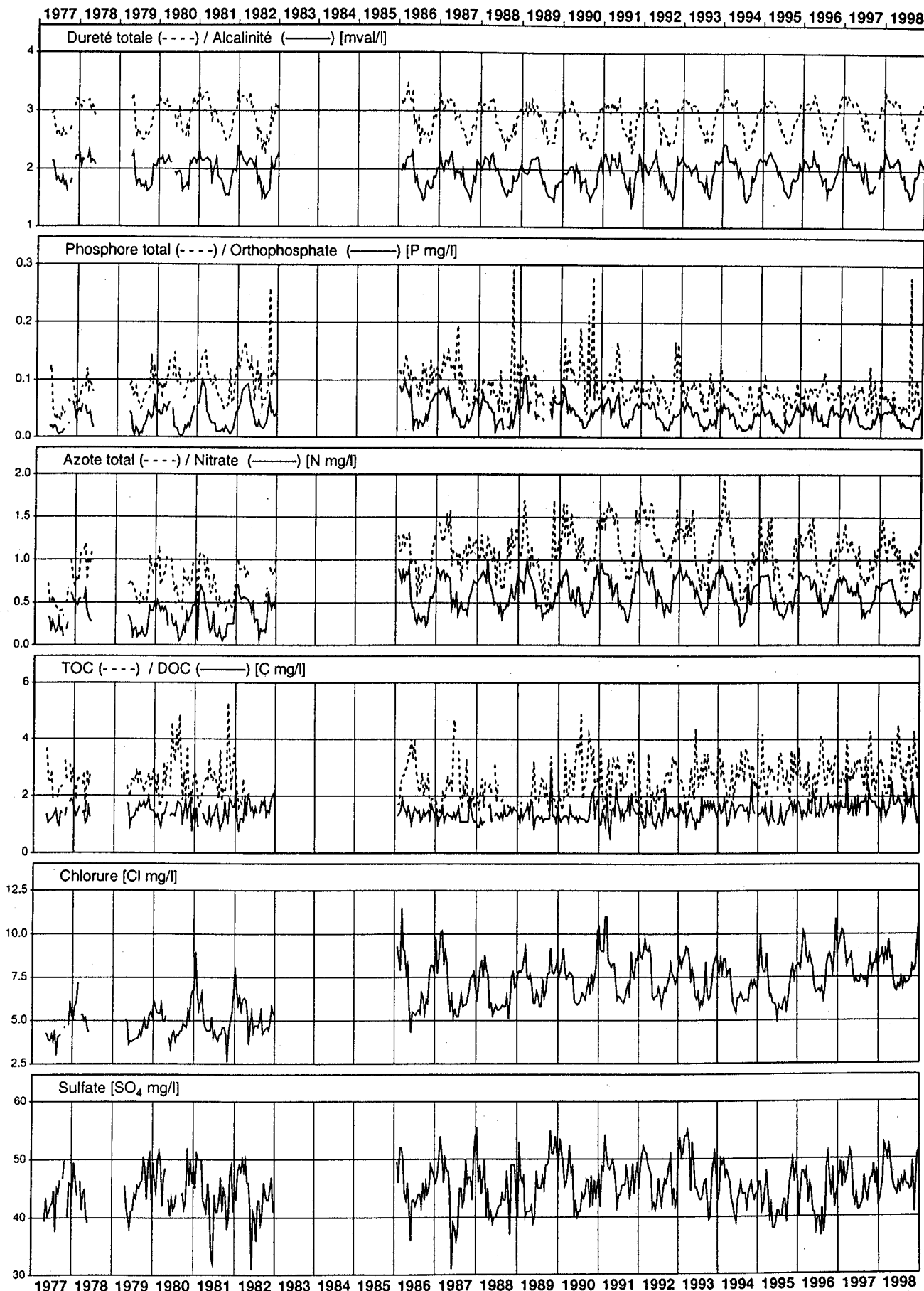


# Rhône - Chancy, Usine

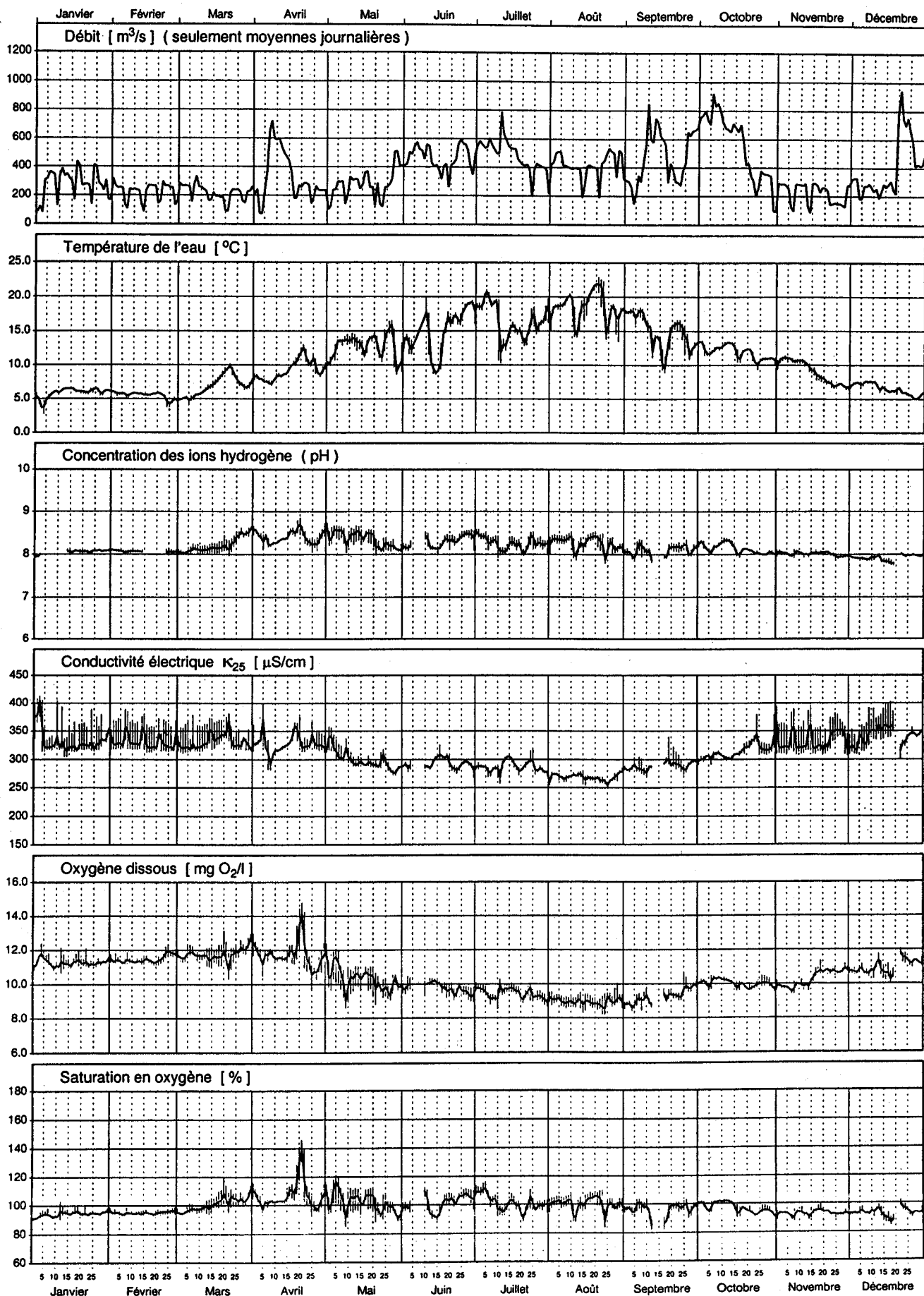
1977/1978 wurden die Messwerte bei Chancy, Aux Ripes erhoben.

Réseau NADUF

Valeurs mesurées sur les échantillons de 14 jours

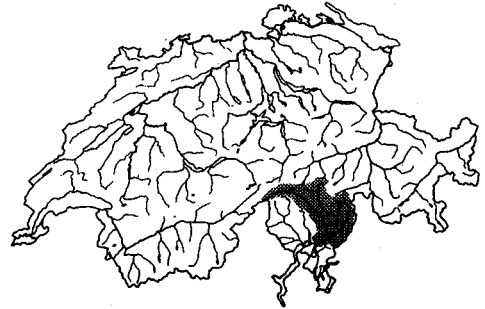




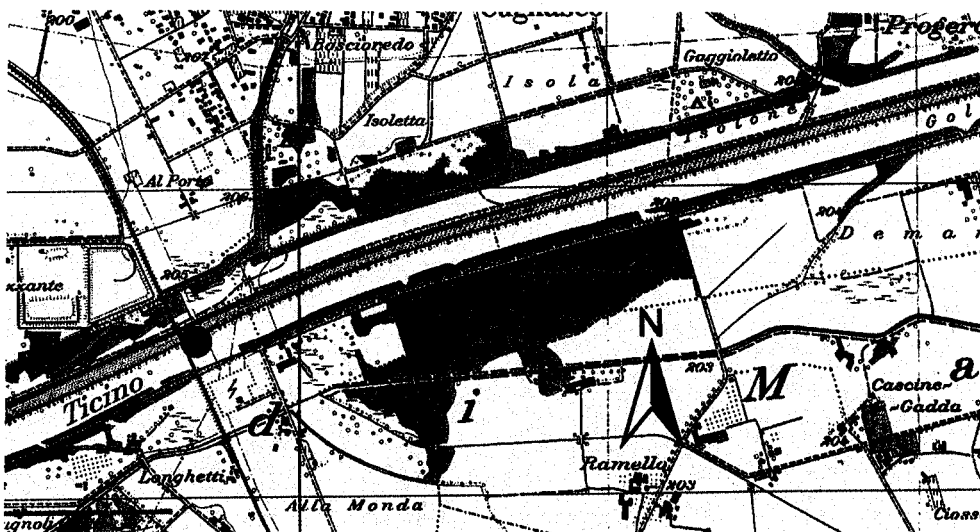


## 5.17 Ticino-Riazzino

Koordinaten:	713670/113500
Stationshöhe:	200 m.ü.M.
Flusslänge gesamt:	89.8 km
Flusslänge bis Station:	86.1 km
Grösse des Einzugsgebietes:	1611 km <sup>2</sup>
mittlere Geländeneigung:	29.8°
mittlere Gebietshöhe:	1640 m.ü.M.
mittlerer Abfluss (1971–1990):	72.4 m <sup>3</sup> /s
mittlerer Gebietsniederschlag (1972–1992):	1914 mm/a
Spezifische Belastung (1990):	1040 EW/(m <sup>3</sup> /s)



Lage des Einzugsgebietes

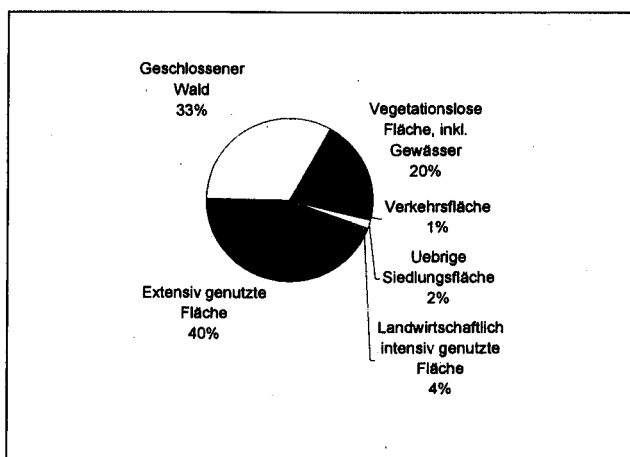


Geografische Lage  
der NADUF-Station  
(Massstab 1:25'000)



Flusslauf bei der  
NADUF-Station

## Bodennutzung im Einzugsgebiet



Datenquelle: GEOSTAT, Bundesamt für Statistik,  
Stand 1979/85, Aufbereitet mit dem GIS der LHG

## Abwasserreinigungsanlagen oberhalb der NADUF-Station

Kanton	Nr.	Jahr	EGW (hydr.) 1000	Einwohner		Name	Distanz zur Messstation (km)
				angeschlossen 1000	anschliessbar 1000		
TI	5005/00	1984	80	23.0	37.6	Bellinzona/Giubiasco	15
TI	5281/00	1984	24	3.5	9.0	Biasca	50

Stand 1987

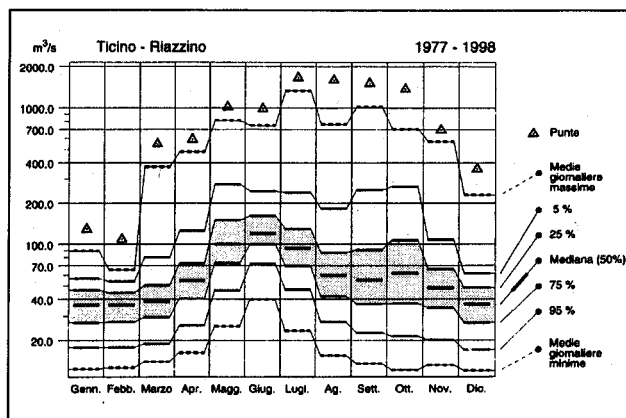
## Allgemeine Beschreibung des Untersuchungsgebietes

Die Station Riazzino ist die einzige NADUF-Station südlich der Alpen. Sie befindet sich oberhalb des Lago Maggiore am Ticino.

## Kurzbeschreibung der gemessenen Parameter (1978–1982; 1988–1991; 1997–1998)

### Abfluss (1977–1998)

Der maximale Abflusstagesmittelwert des Ticinos bei Riazzino beträgt 1334 m<sup>3</sup>/s und damit das ca. 18-fache des mittleren Jahresabflusses. Die Abflussganglinie weist ausgeprägte Wochenschwankungen auf, mit tiefem Abfluss am Wochenende und hohem während der Woche, was auf den Einfluss der Wasserkraftwerke zurückzuführen ist. Diese Wochenschwankungen wie auch die Tagesschwankungen sind im Winter bei hoher Stromproduktion grösser als im Sommer. Der Einfluss der Schneeschmelze ist in den höheren Abflussmengen im Sommer (Mai bis Juli) und den tieferen Abflussmengen im Winter (Dezember bis März) ersichtlich. Das Abflussregime des Ticinos bei Riazzino weist zwei Spitzen auf: eines im Juni (Median der Tagesmittel 120 m<sup>3</sup>/s), was auf die Schnee- und Gletscherschmelze zurückzuführen ist und ein zweites im Oktober (Median der Tagesmittel 62 m<sup>3</sup>/s), was durch die starken herbstlichen Niederschläge aufgrund der häufigen Nordföhnwetterlagen bewirkt wird und typisch für Fließgewässer auf der Alpensüdseite ist. Die maximalen langjährigen monatlichen Tagesmittel betragen das 4-fache bzw. das 2,5-fache der Mediane der Tagesmittel im Januar und Februar (je 36 m<sup>3</sup>/s). Hochwasser treten meist im Sommer und im Herbst auf.



Monatliche Verteilung der Tagesmittel des Abflusses

### Temperatur

Die Wassertemperaturen (Tagesmittel) schwanken im Jahresverlauf zwischen 0 und 18°C.

### pH

Die pH-Tagesmittelwerte schwanken zwischen 7.5 und 8.5 im Jahresverlauf. Die Tagesschwankungen sind mit 7.6–9.3 sehr gross und zeigen eine hohe Primärproduktion an.

### elektrische Leitfähigkeit

Die el. Leitfähigkeit (Tagesmittel) schwankt im Jahresverlauf zwischen 80 und 400 µS/cm und zeigt einen ausgeprägten Wochenzyklus, welcher vom Abfluss abhängt. Die ausgeprägtesten Wochenschwankungen treten im Winter auf, wenn die Stromproduktion am grössten ist. Auffällig sind auch die unregelmässigen

Tagesschwankungen in der el. Leitfähigkeit, was auf den Einfluss der Kraftwerke zurückzuführen ist.

### Sauerstoff

Der Sauerstoffgehalt (Tagesmittel) schwankt nur wenig im Jahresverlauf zwischen 90 und 110%. Die Tagesschwankungen hingegen sind zeitweise mit 90–160% sehr gross, treten zu jeder Jahreszeit bei Niedrigwasser auf und weisen – wie beim pH – auf eine hohe Primärproduktion hin.

### Gesamthärte/Karbonathärte

Die Gesamthärten und Karbonathärten variieren zwischen 1–3.3 mval/l bzw. 0.7–1.3 mval/l. Es ist ein saisonales Muster aufgrund der temperaturabhängigen Löslichkeit der Wasserhärten ersichtlich. Der Einfluss von Wasserkraftwerken mit ihrem Schwallbetrieb stören zeitweise das saisonale Muster. Die Gesamthärte

liegt meist deutlich höher als die Karbonathärte. Die Jahresmittelwerte variieren kaum von Jahr zu Jahr.

#### **Phosphor**

Die Gesamtphosphor- und Phosphatkonzentrationen variieren zwischen 10–140 µg/l (Höchstwerte: 227 µg/l, 215 µg/l) bzw. 0–30 µg/l. Es sind keine Tendenzen in den langjährigen Messreihen ersichtlich. Die grossen Differenzen zwischen ortho-P und Gesamtphosphor weisen daraufhin, dass die Phosphorfrachten im Ticino bei Riazzino durch die natürlichen Einträge (d.h. Gesteinsverwitterung) dominiert werden.

#### **Stickstoff**

Die höchsten Stickstoffkonzentrationen wurden in den Jahren 1988–1991 mit 1–3 mg/l Gesamtstickstoff und 0.7–1.3 mg/l Nitrat gemessen. Dies bedeutet eine Zunahme gegenüber 1977–1982, als die gemessenen Gesamtstickstoff- und Nitratkonzentrationen im Bereich von 0.5–1.2 mg/l bzw. 0.3–0.8 mg/l lagen. In den Jahren 1997–1998 scheinen die Konzentrationen mit 0.9–1.5 mg/l Gesamtstickstoff und 0.6–1.2 mg/l Nitrat gegenüber 1988–1991 wieder abgenommen zu haben. Die Nitratkonzentrationen liegen während der gesamten Messperiode jedoch deutlich unterhalb des in der Gewässerschutzverordnung geforderten Wertes von 5.6 mg/l.

#### **Fazit**

Interessant sind die zeitweise niedrigen Gehalte an Kalzium und Magnesium, die für Gebiete mit vorwiegend kristallinem Gestein (Gneis, Granit) und wenig Sedimentgestein typisch sind.

#### **TOC/DOC**

Die DOC-Konzentrationen schwanken zwischen 0.2–3 mg/l. Sie liegen immer unterhalb des in der Gewässerschutzverordnung geforderten Wertes von 4 mg/l. Die TOC-Konzentrationen liegen im Bereich von 0.8–6 mg/l.

#### **Chlorid**

Die Chloridkonzentrationen schwanken zwischen 1–5 mg/l und zeigen einen schwach ausgeprägten saisonalen Verlauf, welcher auf den winterlichen Chlorideintrag durch Strassensalze zurückzuführen ist. Die Konzentrationen in den Jahren 1988–1991 und 1997–1998 haben im Vergleich zu den Jahren 1977–1982 (0.5–3.7 mg/l) zugenommen.

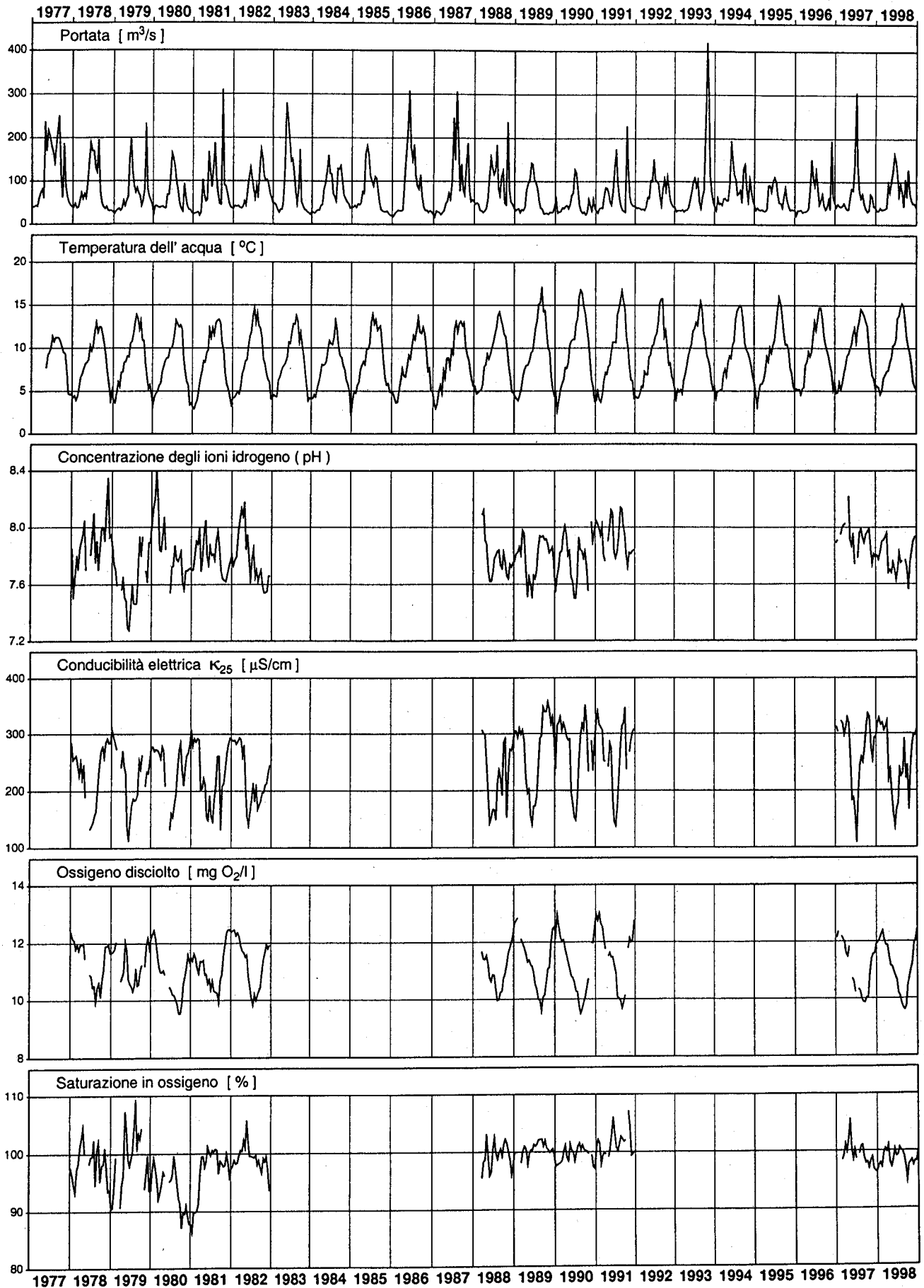
#### **Sulfat**

Die Sulfatkonzentrationen schwanken zwischen 25–100 mg/l, was auf einen hohen Anteil von gipshaltigen Gesteinen hinweist. Die Sulfatkonzentrationen werden durch Verdünnungseffekte von einzelnen Hochwassern bestimmt (vgl. Kap. 3).

Der Ticino weist eine geringe anthropogene Belastung auf.

# Ticino - Riazzino

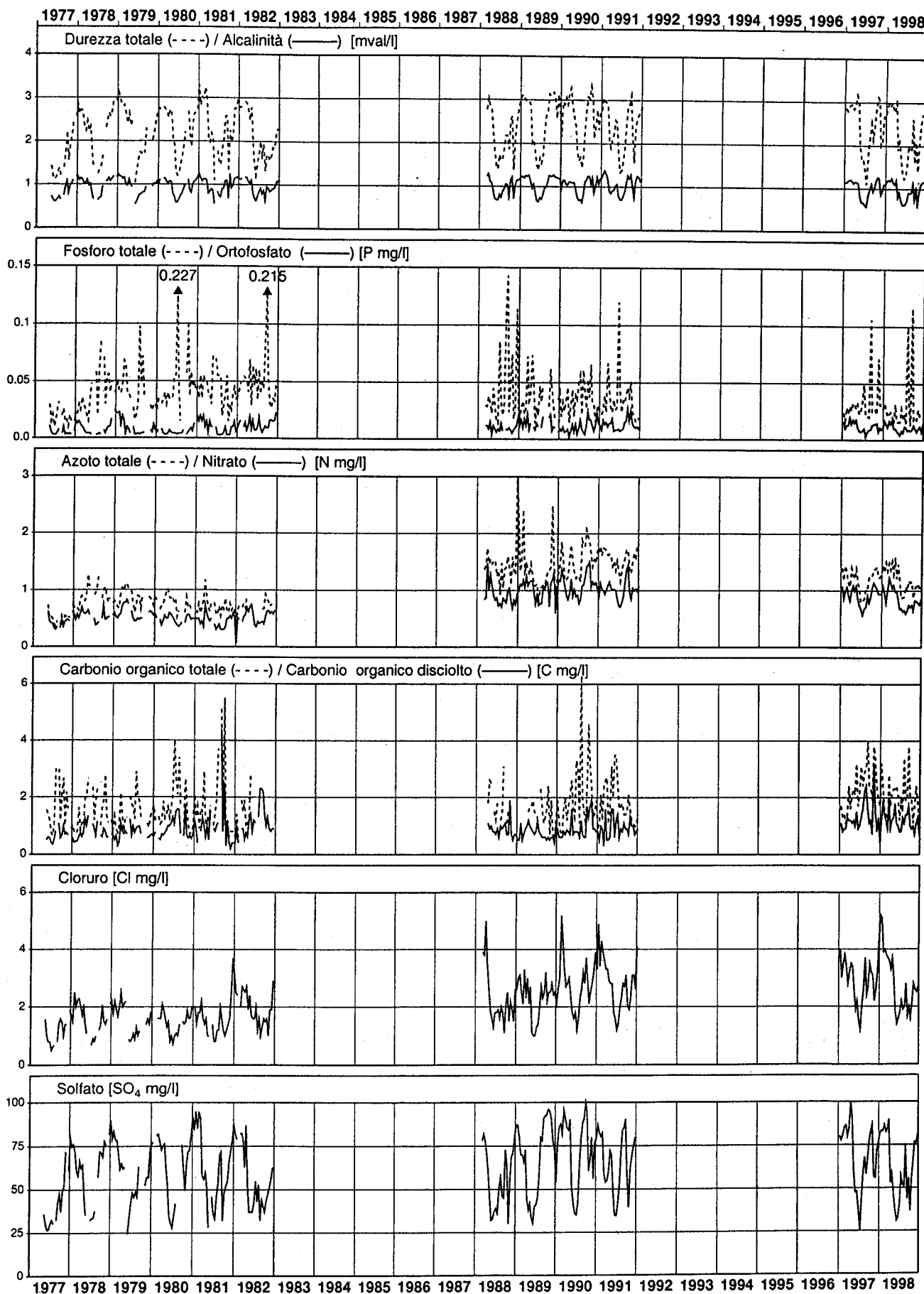
Rete di misurazione per NADUF  
Andamento delle medie su 14 giorni

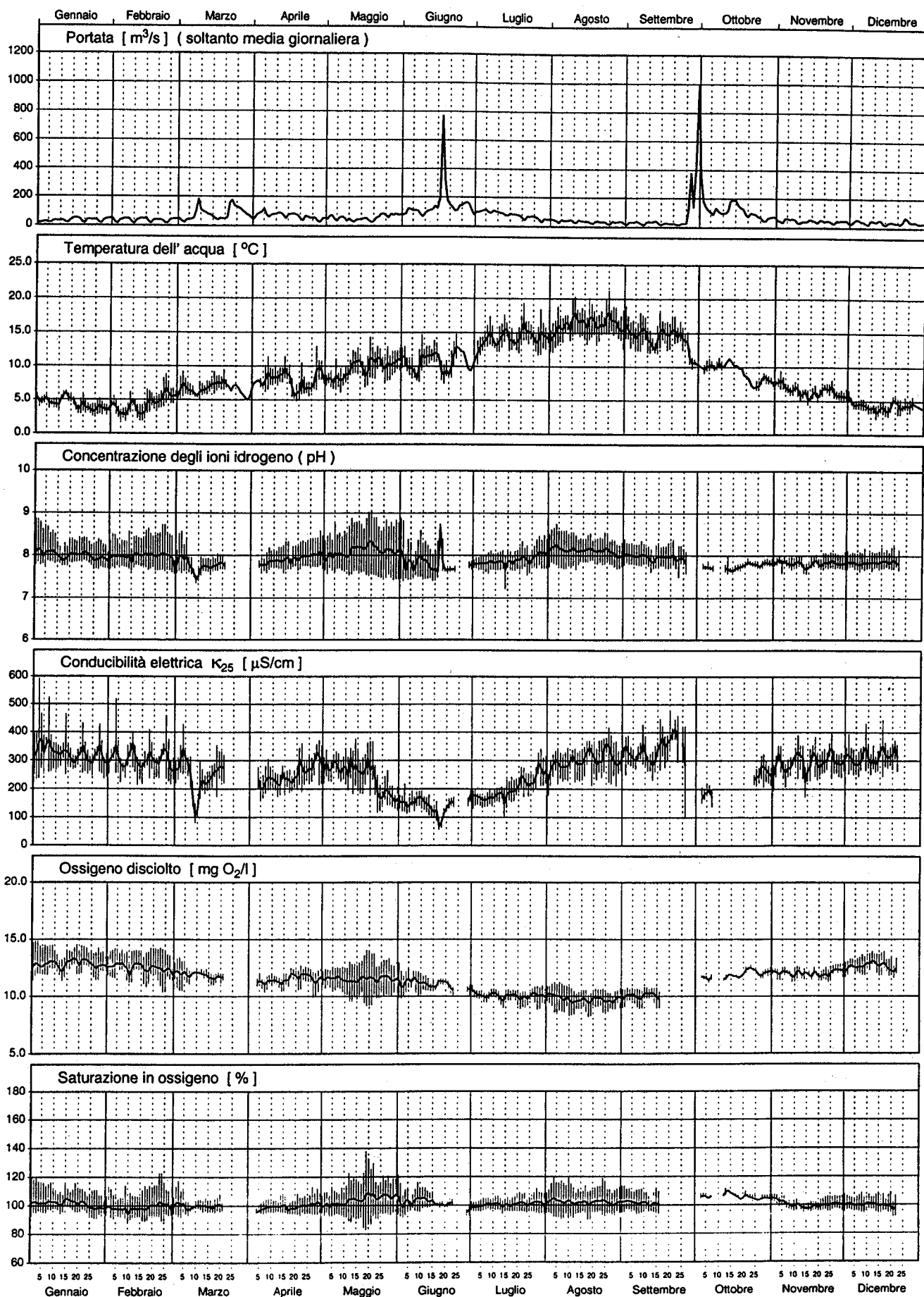


# Ticino - Riazzino

Rete di misurazione NADUF

Valori misurati sui campioni raccolti durante 14 giorni

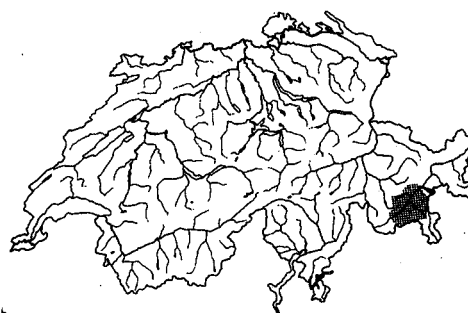




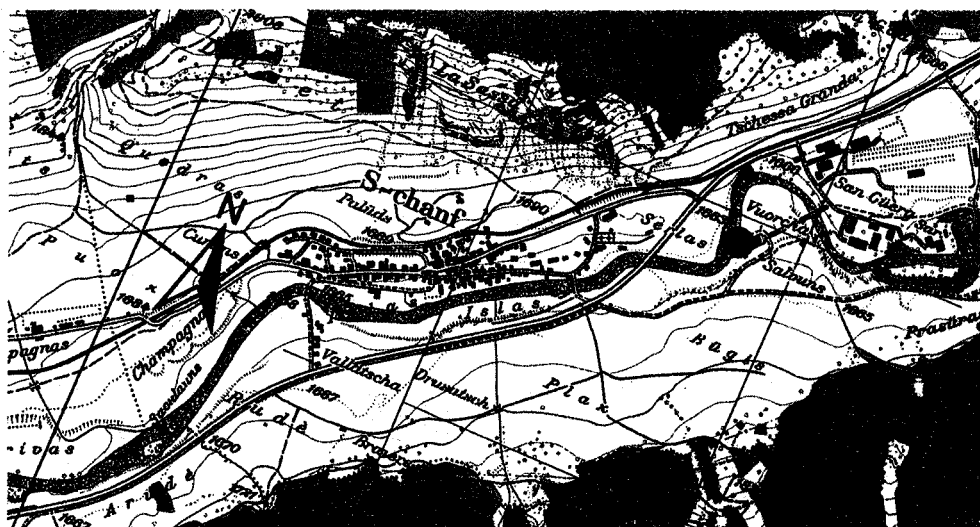


## 5.18 Inn-S-chanf

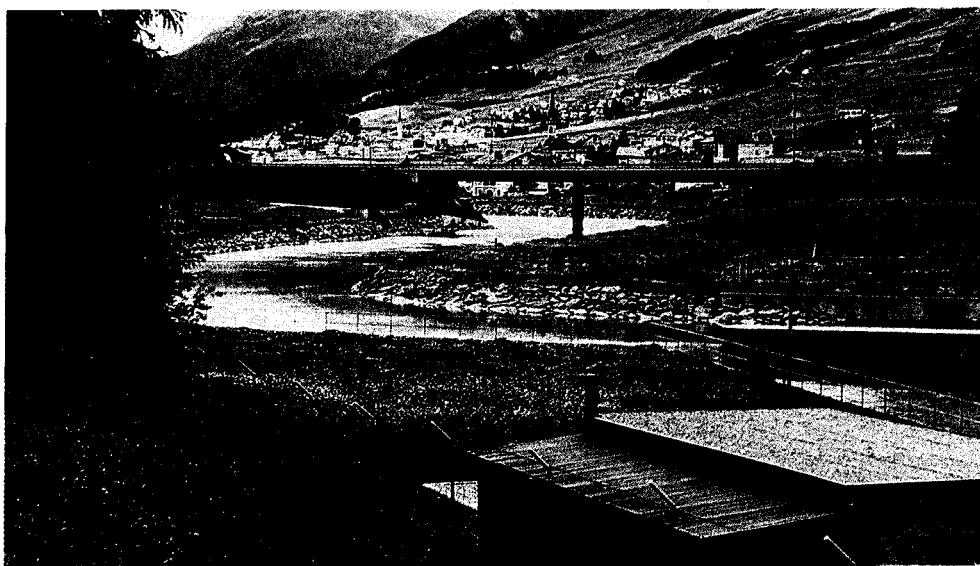
Koordinaten:	795800/165910
Stationshöhe:	1650 m.ü.M.
Flusslänge gesamt (CH):	105.5 km
Flusslänge bis Station:	39.3 km
Grösse des Einzugsgebietes:	618 km <sup>2</sup>
mittlere Geländeneigung:	26°
mittlere Gebietshöhe:	2466 m.ü.M.
mittlerer Abfluss (1971–1990):	19.8 m <sup>3</sup> /s
mittl. Gebietsniederschlag (1972–1992):	1385 mm/a
Spezifische Belastung (1990):	750 EW/(m <sup>3</sup> /s)



Lage des Einzugsgebietes

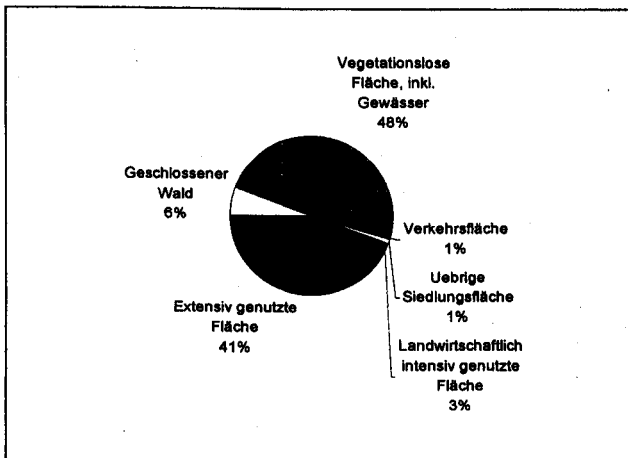


Geografische Lage  
der NADUF-Station  
(Massstab 1:25'000)



Flusslauf bei der  
NADUF-Station

## Bodennutzung im Einzugsgebiet



Datenquelle: GEOSTAT, Bundesamt für Statistik,  
Stand 1979/85, Aufbereitet mit dem GIS der LHG

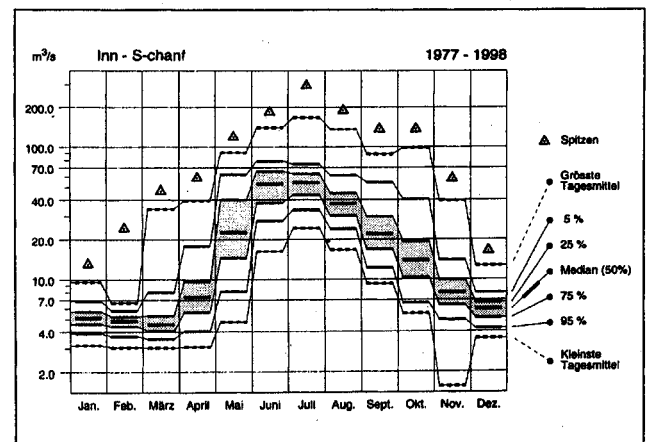
## Allgemeine Beschreibung des Untersuchungsgebietes

Mit der Station S-chanf wird der Inn als Studienobjekt eines weiteren grossen Flusssystem der Alpen, welches ein schwach besiedeltes, hochgelegenes Tal entwässert, beibehalten. Im Gegensatz zur Station Martinsbruck stellt S-chanf den letzten möglichen Standort für eine NADUF-Station dar, mit welcher keine Restwasserstrecke beprobt wird. Im Vergleich zu Martins-

bruck entwässert der Inn bei S-chanf ein viel kleineres Einzugsgebiet von 618 km<sup>2</sup> und weist eine zirka doppelt so hohe spezifische Belastung von 750 EW je m<sup>3</sup>/s auf. Die Belastung aus der Landwirtschaft ist praktisch gleich.

### Abfluss (1977–1998)

Der maximale Abflusstagesmittelwert des Inns bei S-chanf beträgt 167 m<sup>3</sup>/s und damit das ca. 8½-fache des mittleren Jahresabflusses. Der Einfluss der Schneeschmelze ist in den höheren Abflussmengen im Sommer (Mai bis September) und den tieferen Abflussmengen im Winter (Dezember bis März) ersichtlich. Der Median der Tagesmittel im Juli (54 m<sup>3</sup>/s) beträgt das 12-fache desjenigen im März (4.5 m<sup>3</sup>/s).



Monatliche Verteilung der Tagesmittel des Abflusses

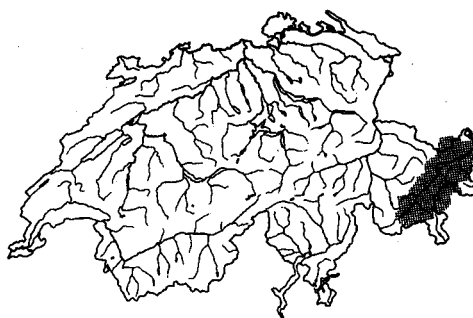
## Ergebnisse

Da die NADUF-Station erst seit 1999 in Betrieb ist, liegen für die vorliegende Publikation noch keine Re-

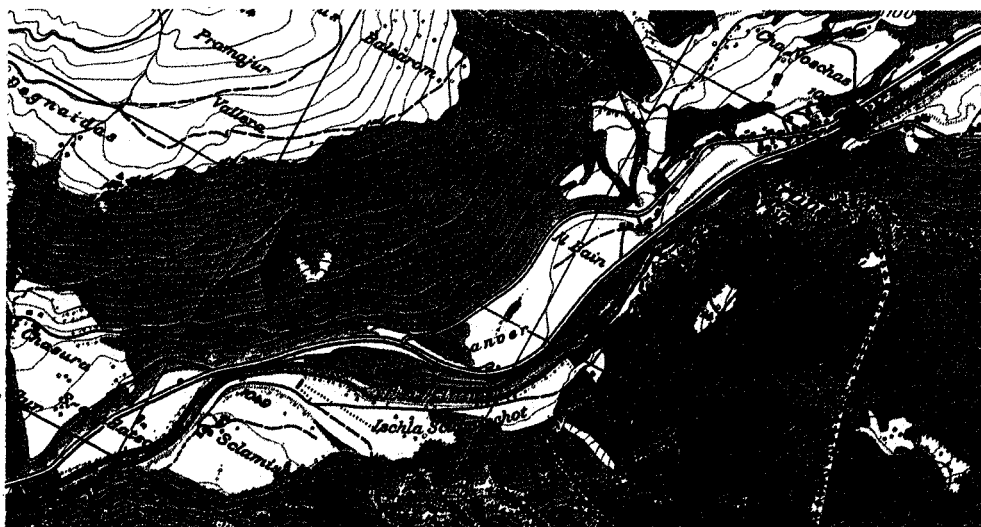
sultate vor. Diese werden erstmals im Hydrologischen Jahrbuch 1999 veröffentlicht.

## 5.19 Inn-Martinsbruck

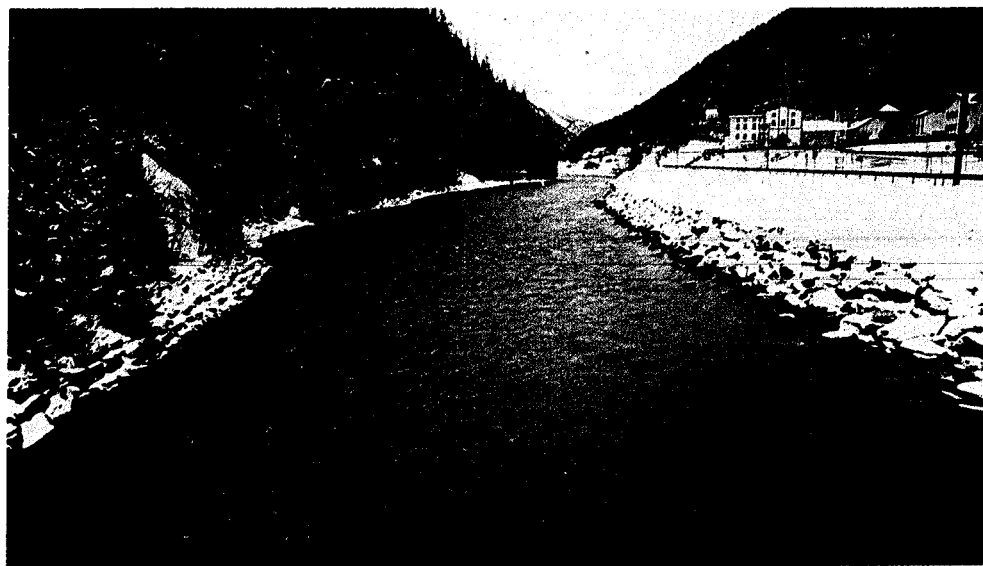
Koordinaten:	830600/197100
Stationshöhe:	1030 m.ü.M.
Flusslänge gesamt (CH):	105.5 km
Flusslänge bis Station:	99 km
Grösse des Einzugsgebietes:	1945 km <sup>2</sup>
mittlere Geländeneigung:	26.3°
mittlere Gebietshöhe:	2350 m.ü.M.
mittlerer Abfluss (1971–1990):	53.5 m <sup>3</sup> /s
mittl. Gebietsniederschlag (1972–1992):	1219 mm/a
Spezifische Belastung (1990):	370 EW/(m <sup>3</sup> /s)



Lage des Einzugsgebietes

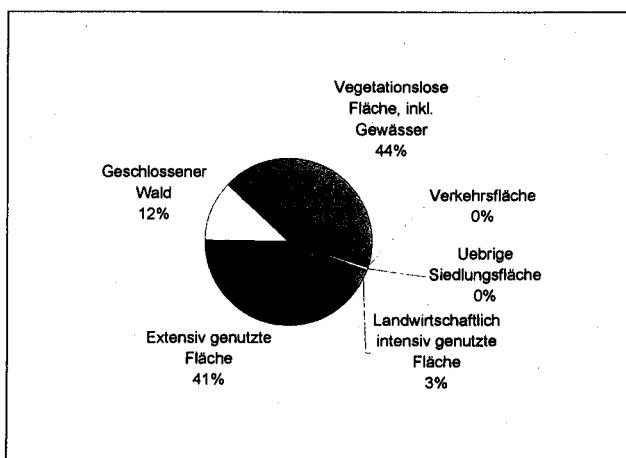


Geografische Lage  
der NADUF-Station  
(Massstab 1:25'000)



Flusslauf bei der  
NADUF-Station

## Bodennutzung im Einzugsgebiet



Datenquelle: GEOSTAT, Bundesamt für Statistik,  
Stand 1979/85, Aufbereitet mit dem GIS der LHG

## Abwasserreinigungsanlagen oberhalb der NADUF-Station

Kanton	Nr.	Jahr	EGW (hydr.) 1000	Einwohner		Name	Distanz zur Messstation (km)
				angeschlossen 1000	anschliessbar 1000		
GR	3762/00	1981	10.92	1.7	2.58	Sot Ruinas/Scuol	

Stand 1987

## Allgemeine Beschreibung des Untersuchungsgebietes

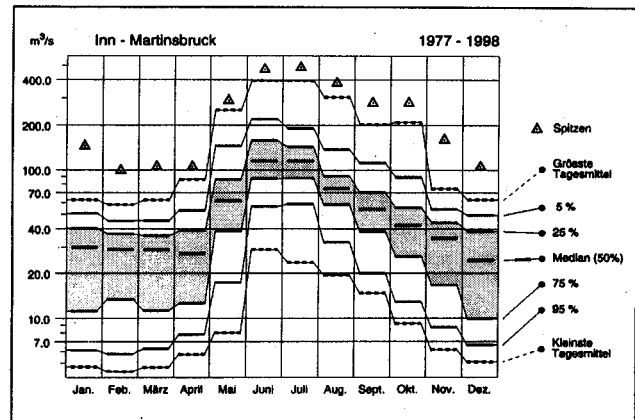
Mit dem Inn in Martinsbruck wurde ein weiteres grosses Flusssystem der Alpen miteinbezogen, welches ein schwach besiedeltes, hochgelegenes Tal entwässert. Die Station ist jedoch seit 1989 aus technischen und hydrologischen Gründen aufgehoben, weil eine

neue Staustufe gebaut wurde. Bei dieser erfolgt die Wasserrückgabe ca. 50m oberhalb der NADUF-Station. Damit wurde mit der Station Martinsbruck eine grosse Restwasserstrecke mit Schwallbetrieb beprobt, was den Zielsetzungen des NADUF widerspricht.

## Kurzbeschreibung der gemessenen Parameter (1982–1988)

### Abfluss (1977–1998)

Der maximale Abflusstagesmittelwert des Inns bei Martinsbruck beträgt 394 m<sup>3</sup>/s und damit das ca. 7-fache des mittleren Jahresabflusses. Der Einfluss der Schneeschmelze ist in den höheren Abflussmengen im Sommer (Mai bis September) und den tieferen Abflussmengen im Winter (Dezember bis März) ersichtlich. Die Mediane der Tagesmittel in Juni und Juli (je 115 m<sup>3</sup>/s) betragen nicht ganz das 5-fache desjenigen im Dezember (24 m<sup>3</sup>/s).



Monatliche Verteilung der Tagesmittel des Abflusses

### Temperatur

Die Wassertemperaturen (14-Tagesmittel) schwanken im Jahresverlauf zwischen 0 und 11 C.

### Gesamthärte/Karbonathärte

Die Gesamthärten und Karbonathärten variieren zwischen 1.5–4.5 mval/l bzw. 1–2.2 mval/l. Es ist ein ausgeprägtes saisonales Muster ersichtlich, welches auf die temperaturabhängige Löslichkeit der Wasserhärten und die saisonal unterschiedliche Herkunft des Wassers zurückzuführen ist. Die Gesamthärte liegt meist deutlich höher als die Karbonathärte, was auf den hohen Anteil an gipshaltigen Gesteinen zurückgeführt werden kann. Die Jahresmittelwerte variieren kaum von Jahr zu Jahr.

### Phosphor

Die Gesamtphosphor- und Phosphatkonzentrationen variieren zwischen 10–1000 µg/l bzw. 0–50 µg/l. Es sind keine Tendenzen in den langjährigen Messreihen ersichtlich. Die grossen Differenzen zwischen ortho-Phosphat und Gesamtphosphor weisen daraufhin, dass die Phosphorfrachten im Inn bei Martinsbruck durch die natürlichen Einträge (d.h. Gesteinsverwitterung) dominiert werden, was auch in den hohen Gesamtphosphorkonzentrationen bei Hochwasser ersichtlich ist.

### Stickstoff

Die Stickstoffkonzentrationen schwanken zwischen 0.3–2.8 mg/l beim Gesamtstickstoff und 0–0.6 mg/l beim Nitrat. Die Nitratkonzentrationen liegen somit zu jeder Jahreszeit weit unterhalb des in der Gewässerschutzverordnung geforderten Wertes von 5.6 mg/l.

### TOC/DOC

Die DOC-Konzentrationen schwanken zwischen 0.5–2 mg/l. Sie liegen immer unterhalb des in der Gewässerschutzverordnung geforderten Wertes von 4mg/l. Die TOC-Konzentrationen liegen im Bereich von 1–12 mg/l (Höchstwerte: 27.4 mg/l, 19.7 mg/l).

### Chlorid

Die Chloridkonzentrationen schwanken zwischen 0.2–4 mg/l und zeigen eine sehr schwache anthropogene Belastung aus Strassensalzen.

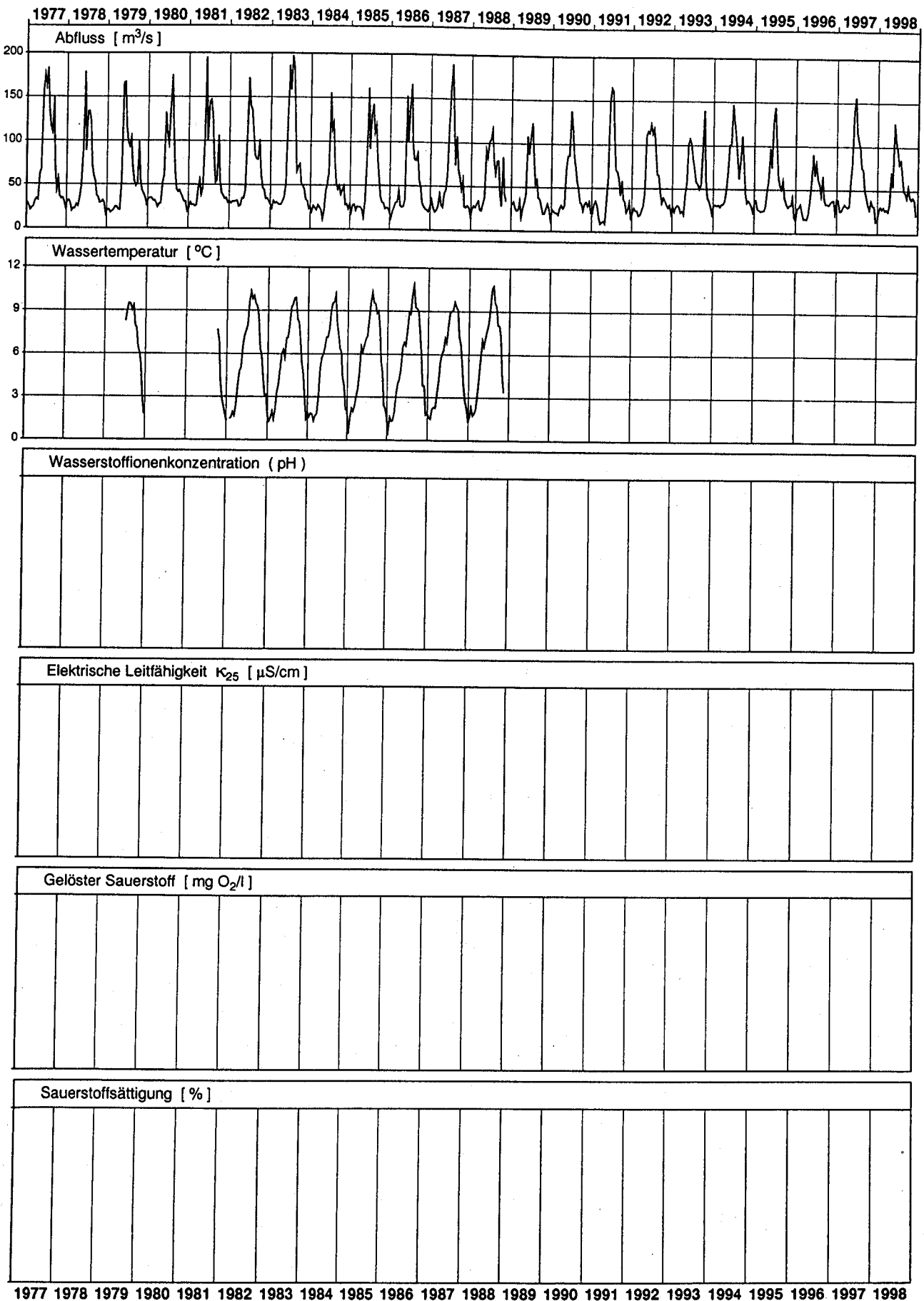
### Sulfat

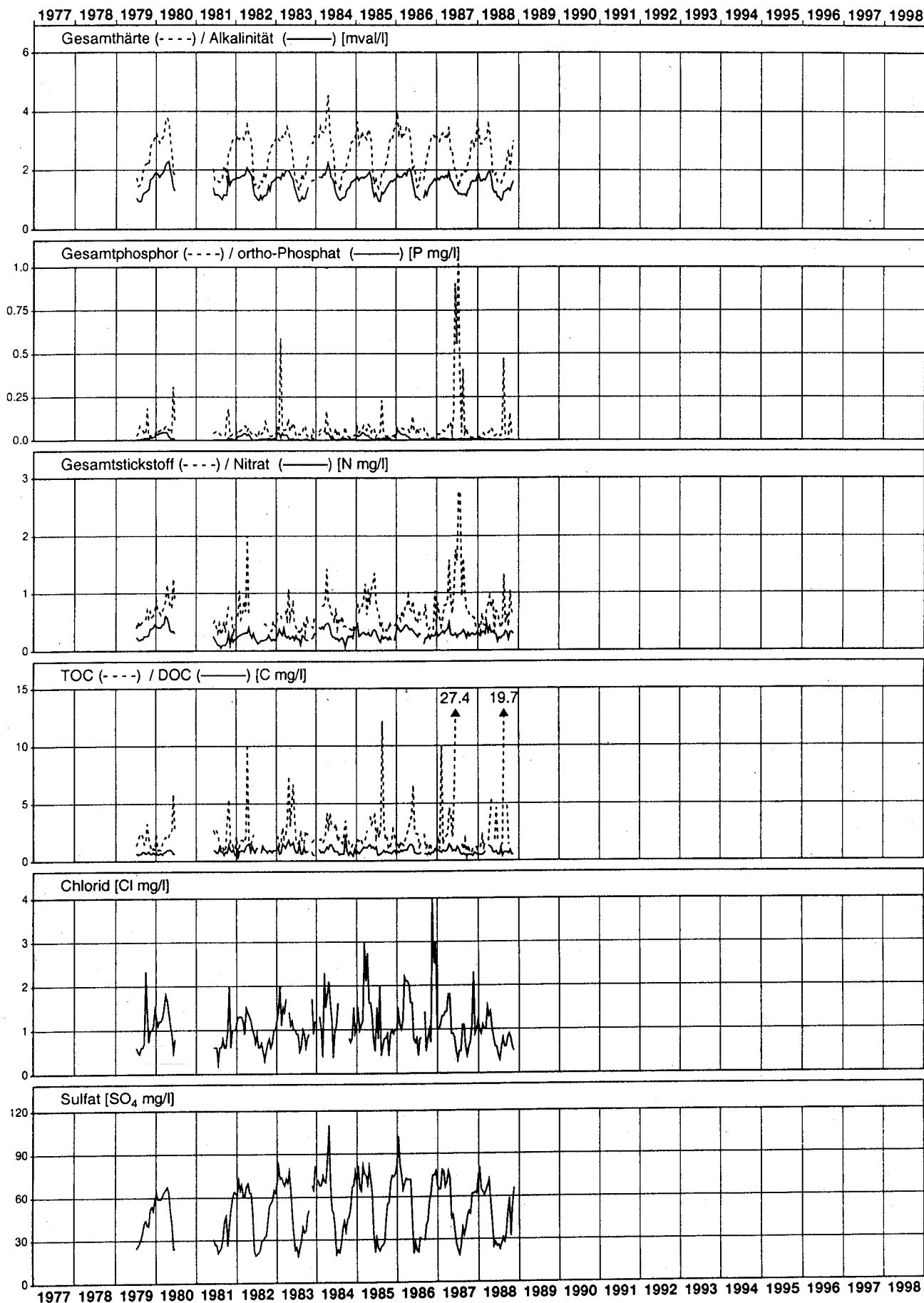
Die Sulfatkonzentrationen schwanken zwischen 25–110 mg/l, was auf einen hohen Anteil von gipshaltigen Gesteinen hinweist. Die Konzentrationsverläufe zeigen ein ausgeprägtes saisonales Muster, welches auf das saisonale Abflussregime zurückzuführen ist, wobei die Sulfatkonzentrationen durch Verdünnungseffekte und durch die unterschiedliche Herkunft des Wassers bestimmt werden (vgl. Kap. 3).

## **Fazit**

Der Inn bei Martinsbruck weist bezüglich der Wasserqualität die niedrigste anthropogene Belastung aller im Rahmen des NADUF untersuchten Fliessgewässer auf.

Im Gegensatz dazu ist die Belastung durch Speicherkraftwerke (Schwallbetrieb) sehr gross, weshalb die Station 1989 aufgehoben wurde.







# 6 Qualitative zusammenfassende Charakterisierung der NADUF-Stationen

Jeder Fluss bzw. Flussabschnitt muss individuell behandelt werden (vgl. Kap. 5). Um die im Rahmen des NADUF untersuchten Fliessgewässer dennoch zusammenfassend charakterisieren zu können, werden die einzelnen Untersuchungsobjekte in einem ersten Schritt einerseits aufgrund des Abflussregimes und andererseits aufgrund der spezifischen Abwasserbelastung und der Belastung aus intensiver Landwirtschaft gruppiert bzw. typisiert. Neben dem Temperaturregime bestimmen sowohl das Abflussregime als auch die spezifische Belastung und Nutzung im Einzugsgebiet weitgehend die biologischen Prozesse sowie die Dynamik und Entwicklung der Inhaltsstoffe eines Fliessgewässers. Sie stellen damit die wichtigsten Faktoren zur Typisierung von Fliessgewässern dar. In einem zweiten Schritt werden die im Rahmen des NADUF untersuchten Fliessgewässer anhand ihrer chemischen Parameter charakterisiert, welche wesentlich durch das Abflussregime und durch die anthropogene Belastung aber auch durch besondere natürliche Gegebenheiten im Einzugsgebiet bestimmt werden. Dabei wird nicht näher auf die Besonderheiten der einzelnen Stationen eingegangen (vgl. dazu Kap. 5), sondern es werden v.a. Muster aufgezeigt, die einer allgemeinen Charakterisierung dienen.

## 6.1 Typisierung nach Abflussregime

Die Charakterisierung nach Abflussregime wird in dieser Arbeit angepasst an die NADUF-Stationen nach folgenden Kriterien vorgenommen (Abbildung 5):

- **Regenbeeinflusstes Abflussregime:** Schneller Anstieg und Abfall des Abflusses. Grosse Unterschiede zwischen Hochwasser und Niedrigwasser. Der Basisabfluss ist unabhängig von der Jahreszeit.
- **Schneeschnmelz- und Gletscherwasserbeeinflusstes Abflussregime:** Deutlich höherer Abfluss von Mai bis August, wobei der maximale mittlere Monatsabfluss mindestens das Doppelte des minimalen mittleren Monatsabflusses im Winter beträgt. Es ist eine ausgeprägte Saisonalität im Abflussregime ersichtlich.
- **Durch Oberliegersee beeinflusstes Abflussregime:** Das Abflussregime ist gedämpft. Der maximale Tagesabfluss beträgt dabei höchstens das 5-fache des mittleren Jahresabflusses. Der mittlere Jahresabfluss an der Messstation beträgt höchstens das 3-fache

desjenigen beim Seeausfluss, was ein Mass für den Einfluss von weiteren Zuflüssen im Bereich zwischen dem Seeausfluss und der Messstation darstellt.

- **Durch Speicherkraftwerk beeinflusstes Abflussregime:** Deutlicher Schwallbetrieb und infolge der variablen Stromproduktion ausgeprägte Wochenzyklen mit niedrigerem Abfluss am Wochenende bei niedrigerer Stromproduktion als während der Woche. Die Tagesschwankungen sind sehr unregelmässig und unabhängig vom natürlich bedingten Abfluss.

Ausschliesslich bzw. vorwiegend durch Regenereignisse geprägt ist das Abflussregime der Thur bei Andelfingen, der Glatt bei Rheinsfelden und der Birs bei Münchenstein. Obwohl die Glatt aus dem Greifensee fliesst, ist die regulierende Wirkung des Sees nicht ersichtlich, weil diese wahrscheinlich aufgrund des stark verbauten Einzugsgebietes durch viele Oberflächenabwemmungen und Regenentlastungen weitgehend kompensiert wird (ca. 22% des Einzugsgebietes ist versiegelt, der Anteil des ARA-Abflusses am mittleren Abfluss beträgt 15–20%). Auch ist die Rückhaltekapazität des Greifensees (17 mm Niederschlag bei mittlerem See-Pegel) im Vergleich zu anderen grossen Seen (z. B. Bodensee 80 mm Niederschlag bei mittlerem See-Pegel) gering.

Der Einfluss der Schnee- und Gletscherschnmelze zeigt sich bei allen untersuchten Fliessgewässern mit Ausnahme der Thur, Glatt und Birs. Dabei ist dieser Effekt bei denjenigen Flussabschnitten, welche einen Seeinfluss aufweisen, stärker abgeschwächt, was sich in der kleineren Amplitude des Hydrographen zeigt. Auch fällt auf, dass sich das zeitliche Auftreten des Abflussmaximums stärker gegen Frühjahr verschiebt, je niedriger die mittlere Höhe des Einzugsgebietes ist, weil die Schneeschmelze früher im Jahr einsetzt (z. B. Kleine Emme, Saane).

Die regulierende Wirkung von Oberliegerseen ist deutlich ersichtlich im Rhein bei Rekingen und Village-Neuf, in der Aare bei Bern, Hagneck und Brugg, in der Reuss bei Melligen, in der Limmat bei Baden und in der Rhone bei Chancy (trotz des starken Einflusses der Arve), wo Hochwasserspitzen stark gedämpft werden. Es ist zu beachten, dass sich die regulierende Wirkung von Seen auch in der elektrischen Leitfähigkeit zeigt, indem die Werte weniger stark vom Abfluss

abhängen und die Schwankungen im Jahresverlauf einerseits gedämpft und andererseits ausgeprägt saisonal verlaufen, weil die elektrische Leitfähigkeit v.a. durch die temperaturabhängige Löslichkeit der Wasserhärten und durch die biologischen Prozesse im See stark beeinflusst werden. Dabei sind die Werte im Sommer tiefer als im Winter. Das gleiche Muster findet sich auch in den pH-Werten, wobei die Werte im Sommer höher sind als im Winter.

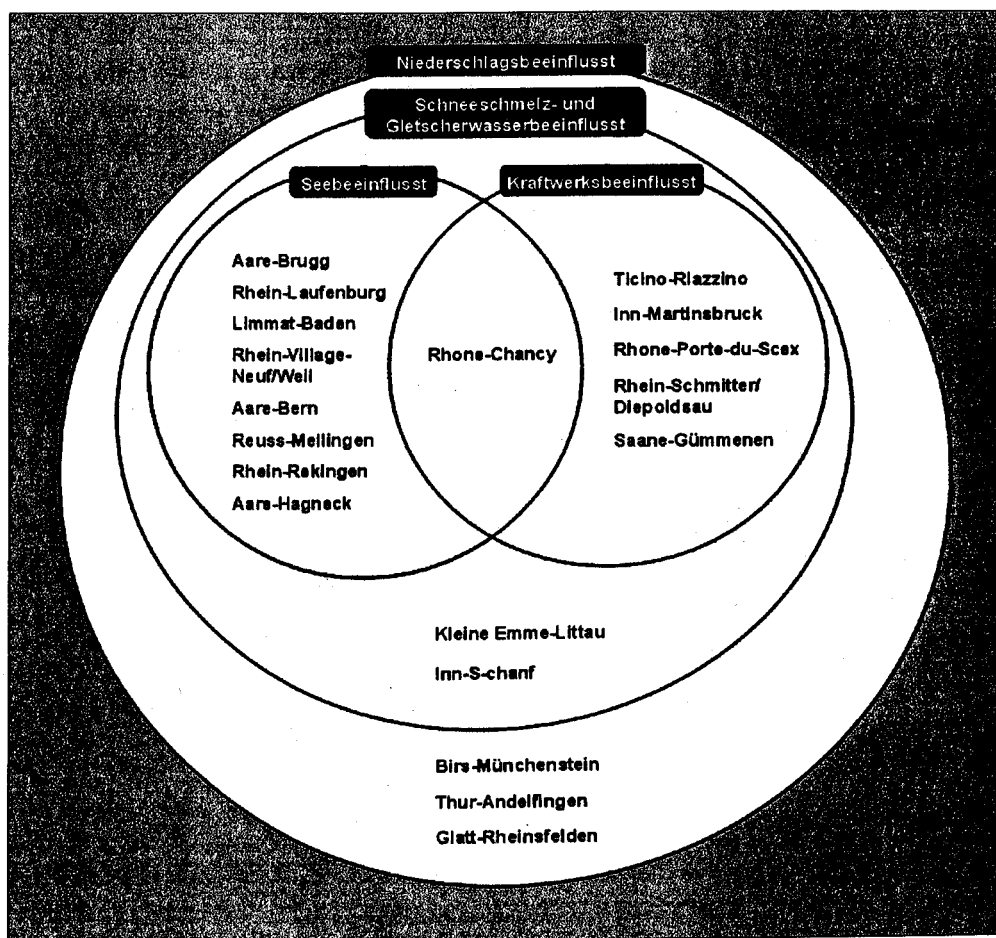
Der Einfluss der Wasserkraftwerke zeichnet sich deutlich im Abflussregime der Rhone bei Porte-du-Scex und Chancy, des Rheins bei Schmitter/Diepoldsau und des Ticinos bei Riazzino ab. Der Einfluss der Kraftwerke bei Chancy wird durch den Genfersee gedämpft. Auffallend ist, dass die Auswirkungen von Speicherkraftwerken auf das Abflussregime zu typischen Mu-

stern in der elektrischen Leitfähigkeit führen, welche sich in starken antizyklisch zum Abfluss verlaufenden Schwankungen (Verdünnungseffekt) und ausgeprägten Tagesschwankungen v.a. bei Niedrigwasser äussern. Dabei treten Wochenschwankungen auf, welche im Winter bei einer hohen Stromproduktion besonders ausgeprägt sind.

Die soeben aufgeführte Charakterisierung der Fließgewässer aufgrund ihres Abflussregimes zeigt, dass einige untersuchte Fließgewässer den Einfluss verschiedener hydrologisch relevanter Faktoren aufweisen. Um diesem Umstand Rechnung zu tragen und die Charakterisierung möglichst einfach zu veranschaulichen, wurde die in der Abbildung 5 aufgeführte Darstellung zur Typisierung der im Rahmen des NADUF untersuchten Fließgewässer gewählt.

Abbildung 5:

Typisierung der im Rahmen des NADUF untersuchten Fließgewässer bzw. Fließgewässerabschnitte nach hydrologischen Eigenschaften. Es ist zu beachten, dass die Station Glat-Rheinsfelden zwar einen Oberliegersee hat, das Abflussregime aber hauptsächlich durch die Niederschlagsverhältnisse dominiert wird (Erläuterungen dazu im Text).



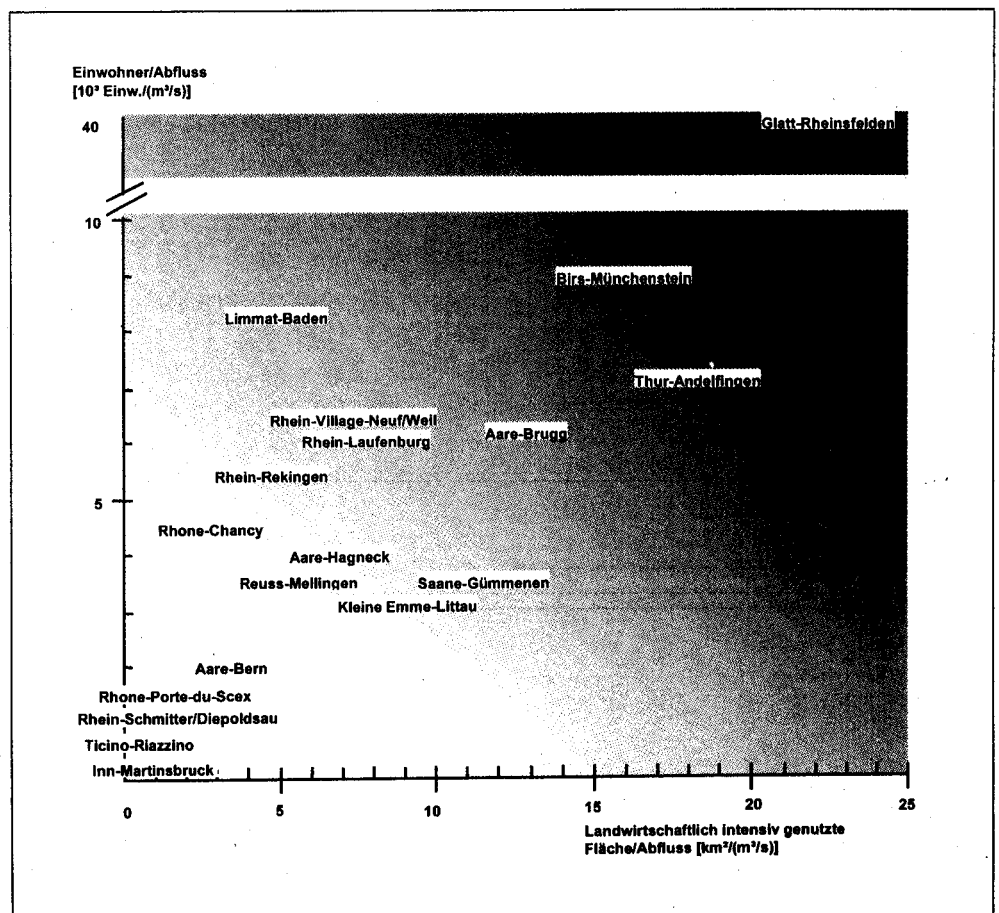
## 6.2 Typisierung nach spezifischer Abwasserbelastung und Belastung aus intensiver Landwirtschaft

Praktisch alle Flüsse des Mittellandes weisen eine hohe anthropogene Belastung durch Abwässer ( $>3'000$  Einwohner / ( $m^3/s$ )) und durch intensive Landwirtschaft im Einzugsgebiet ( $>20\%$  der Fläche des Einzugsgebietes bzw.  $>0.5 km^2/(m^3/s)$ ) auf (Abbildung 6). Entsprechend finden sich in diesen Gewässern auch hohe Gehalte an Nährstoffen (Davis et. al. 1985). Zu beachten ist hierbei, dass die in den Seen ablaufenden Prozesse (z. B. Sedimentation der Nährstoffe in Form von Biomasse oder Denitrifizierung) die Belastung von oberhalb der Seen lebenden Einwohner reduzieren, weshalb zeitweise geringere Nährstoffkonzentrationen trotz höherer spezifischer Belastung auftreten (z. B. Limmat vs. Thur). Zu den äusserst stark belasteten Gewässern des Mittellandes gehören die Glatt, Thur und Limmat. Auffällig ist, dass bei den Fließgewässern mit einer hohen spezifischen Belastung die

Temperaturen im Winter aufgrund des hohen Abwasseranteiles und aufgrund der tiefen mittleren Einzugsgebietshöhe selten unter  $4-5^{\circ}C$  fallen. Ebenfalls weisen die stark mit Abwasser belasteten Fließgewässer wie die Glatt oder Limmat zeitweise bei hoher Belastung tiefe Sauerstoffsättigungswerte von  $50-60\%$  auf.

Eine kleine anthropogene Belastung weisen die Flüsse mit vorwiegend alpinem Einzugsgebiet wie die Rhone bei Porte-du-Scex, der Rhein bei Schmitter/Diepoldsau, der Ticino bei Riazzino und der Inn bei Martinsbruck auf, wobei diese Aussage nur für die Abwasserinhaltsstoffe und die Nährstoffe aus der Landwirtschaft gilt. Eine weitere anthropogene Belastung durch Speicherkraftwerke (z. B. Schwallbetrieb und Stauraumpülung) wird hier nicht weiter berücksichtigt.

Abbildung 6:  
Typisierung der im Rahmen des NADUF untersuchten Fließgewässer bzw. Fließgewässerabschnitte nach spezifischer Abwasserbelastung und Belastung aus intensiver Landwirtschaft.



## 6.3 Charakterisierung nach chemischen Parametern

In diesem Abschnitt werden nur die in den Abbildungen der NADUF-Stationsbeschreibungen (Kap. 5) aufgeführten Parameter diskutiert, welche auch in den Hydrologischen Jahrbüchern dargestellt sind. Dazu gehören die geochemischen Parameter (Gesamthärte, Karbonathärte, Sulfat, Chlorid), die Nährstoffe (Gesamtstickstoff, Nitrat, Gesamtphosphor, Phosphat, DOC, TOC) und die Schwermetalle (Zink, Kupfer, Blei, Chrom, Cadmium, Nickel).

### Geochemische Parameter

Auffallend bei den geochemischen Parametern sind v.a. die unterschiedlichen Jahresverläufe der Konzentrationen. Oft weisen die geochemischen Parameter einen saisonalen Verlauf auf mit hohen Konzentrationen im Winter und tiefen im Sommer. Dieser saisonale Konzentrationsverlauf wird durch verschiedene Faktoren beeinflusst, wobei je nach Zusammenwirken dieser Faktoren der saisonale Verlauf entsprechend verstärkt oder abgeschwächt wird (vgl. auch Kap. 3).

Zu den Faktoren, welche den saisonalen Konzentrationsverlauf der geochemischen Parametern verstärken gehören:

- der Anteil von Schnee und Eis im Einzugsgebiet, weil dieser die Herkunft des Wassers, die Saisonalität des Abflusses und damit die Saisonalität der Verdünnungseffekte bestimmt.
- der Einfluss des Sees, welcher durch die darin ablaufenden stark von der Temperatur abhängigen biologischen Prozesse v.a. die Saisonalität der Gesamthärte und Karbonathärte verstärkt
- die temperaturabhängige Löslichkeit der karbonathaltigen Mineralien, was ebenfalls verstärkend auf den saisonalen Konzentrationsverlauf der Gesamthärte und Karbonathärte wirkt
- der winterliche Eintrag von Strassensalzen, wodurch ein saisonales Muster in den Chloridkonzentrationen verursacht wird

Die Faktoren, welche dem saisonalen Konzentrationsverlauf entgegenwirken sind:

- die heterogene Gesteinszusammensetzung in grossen Einzugsgebiet, wodurch je nach Witterungsverhältnissen unterschiedliche Stofffrachten resultieren,

welche auf die Konzentrationen der geochemischen Parameter einwirken

- unregelmässige Abwassereinleitungen, die Tageschwankungen oder Wochenschwankungen aufweisen, was zu Unregelmässigkeiten in den saisonalen Konzentrationsverläufen führen kann
- unregelmässige Abflussverhältnisse, welche insbesondere in Mittellandflüssen ohne See-Einfluss durch die Verdünnungseffekte den saisonalen Konzentrationsverlauf stark stören können

Wie wichtig die einzelnen Faktoren für die Beeinflussung der Dynamik der geochemischen Parameter sind, kann abgeschätzt werden, indem die Konzentrationsverläufe der geochemischen Parameter (Gesamthärte, Karbonathärte, Chlorid, Sulfat) kombiniert betrachtet werden. Diesbezüglich lassen sich die im Rahmen des NADUF untersuchten Fliessgewässer bzw. Fliessgewässerabschnitte grob in drei Kategorien einteilen:

1. Fliessgewässer, die eine nur schwach ausgeprägte Saisonalität bei der Gesamthärte und Karbonathärte und keine Saisonalität beim Sulfat und Chlorid aufweisen
2. Fliessgewässer, die eine ausgeprägte Saisonalität bei der Gesamthärte, Karbonathärte und beim Chlorid, jedoch keine Saisonalität beim Sulfat aufweisen
3. Fliessgewässer, die eine ausgeprägte Saisonalität bei allen geochemischen Parametern aufweisen

Zur ersten Gruppe gehören die Glatt, die Thur, die Birs und die Kleine Emme. Es sind Flüsse des Mittellandes oder voralpine Flüsse, die eine geringe oder keine Vergletscherung aufweisen, nicht oder nur schwach von einem See beeinflusst sind und mehr oder weniger stark anthropogen belastet sind. Dabei sind die temperaturabhängige Löslichkeit der karbonathaltigen Mineralien, sowie die unregelmässigen Verdünnungseffekte die wichtigsten Faktoren, welche dieses Muster in den geochemischen Parametern bewirken.

Zur zweiten Gruppe gehören der Rhein unterhalb des Bodensees, die Aare bei Brugg, die Reuss und die Limmat. Dies sind Flüsse mit grossem Einzugsgebiet. Die Konzentrationsverläufe der geochemischen Parameter werden vorwiegend durch die temperaturabhän-

gige Löslichkeit, den Seeinfluss und durch die unterschiedliche Gesteinszusammensetzung im Einzugsgebiet bestimmt. Die unterschiedliche Herkunft des Wassers hat im Vergleich zu den übrigen Faktoren einen geringen Einfluss auf die Konzentrationsverläufe, wodurch keine Saisonalität im Sulfat ersichtlich ist.

Zur dritten Gruppe gehören die Aare oberhalb der Jurarandseen, die Saane, die Rhone, der Rhein oberhalb des Bodensees, der Ticino und der Inn. Bei diesen Flüssen spielen die temperaturabhängige Löslichkeit der Wasserhärten, das saisonale Abflussregime und die damit verbundene saisonale Verdünnung sowie die geringe Belastung durch Abwasser die grösste Rolle für das Muster im Konzentrationsverlauf der geochemischen Parameter.

Ein weiterer interessanter Aspekt, welcher Rückschlüsse auf die Gesteinszusammensetzung bzw. auf das Verhältnis von Kalkgesteinen zu Gipsgesteinen im Einzugsgebiet gibt, ist die Differenz der Konzentrationen zwischen Gesamthärte und Karbonathärte. Je grösser diese Differenz ist, desto grösser ist das Verhältnis von Kalk- zu Gipsgesteinen. Diesbezüglich gibt es grosse Unterschiede bei den im Rahmen des NADUF untersuchten Fliessgewässern bzw. Fliessgewässerabschnitten. Während die Thur, die Glatt, die Birs und die Kleine Emme ein grosses Verhältnis von Kalk zu Gips bzw. kleine Konzentrationsdifferenzen zwischen Gesamthärte und Karbonathärte aufweisen, zeigen die alpinen Fliessgewässer wie der Inn, der Ticino, der Rhein oberhalb des Bodensees und die Rhone ein kleines Verhältnis von Kalkgesteinen zu Gipsgesteinen im Einzugsgebiet bzw. weisen grosse Konzentrationsdifferenzen zwischen Gesamthärte und Karbonathärte auf. An den übrigen NADUF-Stationen ist das Verhältnis von Kalk zu Gips aufgrund ihrer grossen und heterogenen Einzugsgebiete ausgeglichen.

## Nährstoffe

Bei den Nährstoffkonzentrationen können folgende Trends zusammengefasst werden:

- **Phosphat:** Seit Beginn der 80er Jahre haben die Phosphatkonzentrationen in den meisten untersuchten Fliessgewässern deutlich abgenommen. Diese Abnahme ist einerseits die Folge des Ausbaus der Abwasserreinigungsanlagen, insbesondere durch die

Phosphatfällung. Andererseits ist diese Abnahme auch auf das 1986 in Kraft getretene Phosphatverbot in Waschmitteln zurückzuführen. Die rückläufige Tendenz ist ebenfalls in den Gesamtphosphorkonzentrationen ersichtlich, wobei aufgrund des grossen Phosphordepots im Flusssediment und in den Böden landwirtschaftlich intensiv genutzter Flächen diese Abnahme oft mit einer Verzögerung zum Phosphatrückgang auftritt (z. B. in der Thur). Ein weiterer Faktor, welcher eine Abnahme in den Phosphorkonzentrationen bewirkt hat, ist die seit 1993 geförderte ökologische Landwirtschaftspraxis.

- **Nitrat:** Bei den anthropogen stark belasteten Fliessgewässern (z. B. Thur, Glatt, Limmat, Birs) zeigen die Nitratkonzentrationen Ende der 80er Jahre ein Maximum. Die anfängliche Zunahme der Nitratkonzentrationen ist einerseits auf die zunehmende Abwasserbelastung aufgrund des Bevölkerungswachstums und andererseits auf die intensivierete Landwirtschaft zurückzuführen. Die Stabilisierung in den Nitratkonzentrationen seit 1993 könnte nebst dem Rückgang der Stickoxiddeposition aus der Luft (Katalysator) die Folge der ökologischen Landwirtschaftspraxis und des damit verbundenen reduzierten Düngeraustrages sein. Massgebend ist dabei auch die Zunahme der Kapazität der Güllengruben die zu einer Optimierung des Güllenaustrages führten.
- **DOC:** Interessant ist, dass trotz Erhöhung des ARA-Anschlussgrades um über 30% innerhalb der Messperiode bei keiner der NADUF-Stationen eine Abnahme der DOC-Konzentrationen feststellbar ist. Offenbar ist der natürliche Anteil von DOC in Fliessgewässern so hoch, dass der DOC-Beitrag aus Kläranlagen wenig ins Gewicht fällt, insbesondere weil die vollen Auswirkungen des ARA-Ausbaues seit den 60er Jahren nicht vollständig erfasst wurden.

Einen weiteren interessanten Aspekt stellen die unterschiedlichen Konzentrationsverläufe von Gesamtphosphor und Phosphat an den verschiedenen NADUF-Stationen dar. Auch hier wird der Verlauf wesentlich vom Abflussregime beeinflusst. Es lassen sich drei Kategorien unterscheiden:

1. Fliessgewässer, welche einen synchronen saisonalen Verlauf der Gesamtphosphor- und Phosphatkonzentrationen aufweisen

2. Fliessgewässer, welche einen antizyklischen saisonalen Verlauf der Gesamtphosphor- und Phosphatkonzentrationen aufweisen
3. Fliessgewässer, welche einen saisonalen Verlauf der Phosphatkonzentrationen und einen unregelmässigen Verlauf der Gesamtphosphorkonzentrationen aufweisen

Zur ersten Gruppe gehören Fliessgewässer des Mittellandes, die durch einen oder mehrere Oberliegerseen beeinflusst werden. Bei diesen Fliessgewässern wird die sommerliche Zehrung des Phosphates durch die biologischen Prozesse im See verstärkt. Zusätzlich sedimentieren der in der Biomasse gebundene und der apatitische Phosphor, weshalb auch die Gesamtphosphorkonzentrationen einen saisonalen Verlauf zeigen.

Der zweiten Gruppe sind die alpinen Fliessgewässer (Rhein oberhalb des Bodensees, Rhone-Porte du Scex) zuzuordnen. In diesen Gewässern wird im Sommer das Phosphat durch biologische Prozesse gezehrt, hingegen folgen die Konzentrationen des Gesamtphosphors dem Verlauf der Schwebstoffe. Dies, weil in alpinen Fliessgewässern der Gesamtphosphor aufgrund der geringen anthropogenen Belastung hauptsächlich aus natürlichem, apatitischem Phosphor besteht, welcher im Sommer bei hohem Abfluss stärker abgetragen wird als im Winter.

Zur dritten Gruppe gehören Fliessgewässer ohne Einfluss von Oberliegerseen (Thur, Birs). Bei diesen Gewässern wird der saisonale Verlauf der Phosphatkonzentrationen durch die biologische Zehrung im Fluss bewirkt, während der unregelmässige Verlauf in den Gesamtphosphorkonzentrationen v.a. durch das Abflussregime bzw. durch das unregelmässige Vorkommen von Hochwasserereignissen bestimmt wird. Dabei treten hohe Konzentrationen bei hohem Abfluss auf, weil der partikuläre Phosphor einerseits aus dem Flussbett aufgewirbelt und andererseits mit heftigen Niederschlägen aus den umliegenden Böden erodiert und ins Gewässer abgeschwemmt wird.

## Schwermetalle

Aus den Resultaten der Messungen der Schwermetallkonzentrationen können folgende allgemeine Aussagen abgeleitet werden:

- In den im allgemeinen wenig belasteten Gewässern der Schweiz treten die Schwermetalle nur in geringen Konzentrationen auf, weshalb die Kontaminationsgefahr bei der Probenahme und Analytik sehr hoch ist. Spitzenwerte sind deshalb vorsichtig zu interpretieren
- Einzelne industrielle Einleitungen in der Nähe der Probenahmestation (z. B. Zn-Einleitung im Rhein bei Village Neuf) können die Resultate beeinflussen und eine aussagekräftige Evaluation erschweren.
- Es werden die Gesamtkonzentrationen gemessen, welche die gelösten und die an Partikel gebundenen Metalle beinhalten. Weil Schwermetalle eine grosse Affinität zur Bindung mit Partikeln aufweisen (vgl. Kap. 3), treten die Spitzenkonzentrationen der Metalle meist mit Spitzen der Schwebstoffe bzw. bei Hochwasser auf. Hohe Schwermetallkonzentrationen treten deshalb einerseits in Flüssen mit einer hohen industriellen Belastung auf, wie beispielsweise in der Birs und in der Glatt. Andererseits weisen auch Flüsse mit einer geringen anthropogenen Belastung jedoch mit einer hohen Schwebstoffführung, wie z. B. die Rhone bei Porte du Scex, hohe Schwermetallkonzentrationen auf, welche die in der Gewässerschutzverordnung geforderten Höchstwerte für Gesamtmetalle massiv überschreiten. Dabei handelt es sich hier um eine natürliche Hintergrundbelastung, welche lediglich aufgrund der hohen Schwebstoffkonzentrationen die Grössenordnung einer hohen anthropogenen Belastung erreicht. Zu beachten gilt dabei, dass die in der Verordnung angegebenen totalen Konzentrationen nur als Hilfsgrössen zur ungefähren Beurteilung der gelösten Konzentrationen zu verstehen sind. Sie beziehen sich auf mittlere Schwebstoffkonzentrationen von ca. 20–30 mg/l. Massgebend sind jedoch die gelösten Substanzen. Für eine bessere Beurteilung der Schwermetallbelastung in der Rhone bei Porte du Scex müssten zusätzlich die gelösten Konzentrationen bestimmt werden.

Folgende Trends bezüglich der Schwermetallkonzentrationen sind ersichtlich:

- Beim Blei ist in allen untersuchten Flüssen, bei denen Schwermetalle während einer genügend langen Messperiode erfasst wurden, ein Rückgang seit Ende der 80er Jahre ersichtlich. Dieser Rückgang ist auf die Einführung des Katalysators und den damit verbundenen rückläufigen Verbrauch von bleihaltigem Benzin zurückzuführen. Keine Abnahme der Bleikonzentrationen zeigt sich aufgrund der hohen Hintergrundbelastung aus der natürlichen Gesteinsverwitterung in der Rhone bei Porte du Scex.
- Die Abnahme in den Zink- und Kupferkonzentrationen ist v.a. in industriell und mit Haushaltsabwasser belasteten Flüssen wie beispielsweise in der Birs und Glatt ersichtlich, was einerseits auf diverse Sanierungen metallverarbeitender Betriebe und andererseits auf die Erhöhung des Rückhaltes von Schwebstoffen und damit auch von daran gebundenen Schwermetallen beim Ausbau vieler Kläranlagen zurückzuführen ist.

### **Fazit**

Es hat sich gezeigt, dass eine Charakterisierung bzw. Gruppierung anhand der Messreihen und Konzentrationsverläufen von chemischen Parametern möglich ist. Die verschiedenen Muster sind jedoch oft schwierig zu interpretieren, weil verschiedene Faktoren in komplexer Weise zusammenwirken.

Im allgemeinen werden die in der neuen Gewässerschutzverordnung aufgeführten Qualitätsziele bezüglich der Nährstoffe und Schwermetalle weitgehend eingehalten. Der Zustand der Schweizer Fließgewässer ist im Vergleich zum Ausland (z. B. Niederrhein) als gut zu beurteilen.

# 7 Schlussfolgerungen und Ausblick

Die im Rahmen des NADUF verfolgten Ziele während des 25-jährigen Bestehens des Messprogrammes wurden grösstenteils erreicht. Die langjährigen Messreihen bilden eine Datenbasis für die Beantwortung gewässerschutzrelevanter Fragestellungen einerseits und zur Gewinnung von wertvollen Erkenntnissen über die physikalischen und chemischen Verhältnisse in Fliessgewässern sowie ihrer Einzugsgebiete andererseits.

- Mit dem langfristigen Messprogramm konnten folgende Fortschritte bzw. Auswirkungen von verschiedenen Massnahmen im Gewässerschutz erfasst werden:
  - Die Phosphorbelastung hat seit Beginn der Messperiode als Folge der Massnahmen im baulichen Gewässerschutz, des Phosphatverbotes für Textilwaschmittel und der Ökologisierung der Landwirtschaft abgenommen.
  - Die Nitratbelastung hat aufgrund der intensivierten Landwirtschaft bis anfangs der 90er Jahre zugenommen. Seit ca. 1993 scheint eine Stabilisierung der Nitratbelastung feststellbar, welche mit der verbesserten Nitrifikationsleistung in Kläranlagen, der Reduktion der N-Depositionen aus der Luftbelastung und der Ökologisierung der Landwirtschaft einhergeht.
  - Die Schwermetallbelastung zeigt ebenfalls in vielen untersuchten Fliessgewässern eine rückläufige Tendenz, die auf den Ausbau bzw. auf den erhöhten Rückhalt der Schwebstoffe in Kläranlagen wie auch auf eine Reduktion der Metalle im Zulauf aufgrund von Sanierungen vieler metallverarbeitender Betriebe zurückzuführen ist. Der Rückgang beim Blei wird aus dem rückläufigen Verbrauch von bleihaltigem Benzin seit der Einführung des Katalysators Ende der 80er Jahre hergeleitet. Seit dem 1.1.2000 ist in der Schweiz der Verkauf von bleihaltigem Benzin gänzlich untersagt.
- Wertvolle Erfahrungen über die Methodik der Gewässeruntersuchungen, von der Probenahme über die Analytik bis zur Interpretation der Resultate konnten gewonnen werden und das Verständnis der in einem Fliessgewässer ablaufenden Prozesse konnte erweitert werden. Die Erkenntnisse fanden auch in verschiedenen Publikationen ihren Niederschlag (z. B. EDI 1982, Davis et al. 1985, Jakob et al. 1994).
- Mit speziellen Messprogrammen für die labilen Stickstoffparameter (Ammonium, Nitrit) konnten Erkenntnisse über die Messmethodik labiler Stickstoffverbindungen und über die Stickstoffdynamik insbesondere in stark mit Abwasser belasteten Gewässern (z. B. Glatt) gewonnen werden. Diese Erkenntnisse wurden ins NADUF-Programm implementiert, indem die Analytik angepasst wurde und seit 1991 Stickstoff-Messkampagnen in verschiedenen Flüssen mit der neuen Online-Messtechnik im Feld durchgeführt werden.
- Der Zugang zu den NADUF-Daten wird für Behörden, für die Öffentlichkeit und für private Fach- und Forschungsstellen mit dem jährlich erscheinenden Hydrologischen Jahrbuch der Schweiz sichergestellt, wo alle Messreihen des NADUF publiziert sind (siehe Bibliographie). Die Hydrologischen Jahrbücher können bei der LHG bezogen werden.
- Die Basisdaten und die Basisinfrastruktur des NADUF wurden für verschiedene Arbeiten, ergänzende Untersuchungen und Messprogramme zur Untersuchung spezieller Fragestellungen benutzt. Dies lieferte wesentliche Erkenntnisse für ein breites Spektrum von Bereichen:
  - Die lange Liste der Literatur, welche sich auf die im Rahmen des NADUF erhobenen Basisdaten stützt und bezieht, zeigt die grosse Bedeutung dieses Programmes als Ergänzung zu anderen wissenschaftlichen und praxisorientierten Arbeiten. Als Beispiel seien hier die Arbeiten von Braun et al. genannt (vgl. Bibliographie), in welchen Modelle zur Abschätzung der Nährstofffrachten aus diffusen Quellen für verschiedene Einzugsgebiete der Schweiz erstellt wurden. Diese bilden eine wissenschaftlich abgestützte Grundlage für die sehr schwierig zu erfassenden Stoffflüsse aus diffusen Quellen, welche heute aufgrund der schon fortgeschrittenen Abwasserreinigungstechniken immer mehr an Bedeutung gewinnen.
  - Zur Untersuchung der Repräsentativität der NADUF-Messstellen im Flussquerschnitt führte die EAWAG bei Inbetriebnahme neuer Stationen Messungen über die ganze Flussbreite durch. Je nach Aussagekraft oder Relevanz der Daten für andere Untersuchungen wurden sie in speziellen Fällen veröffentlicht (z. B. Schädler et al. 1986).
  - Zur Abklärung der Durchmischungsverhältnisse des Rheinwassers im Raum Basel führte die LHG



verschiedene Tracerversuche durch. Die Ergebnisse und Berichte stehen bei der LHG zur Verfügung (Naturaqua 1990, 1995).

- Im Rahmen der Radioaktivitätsüberwachung durch die Eidg. Kommission zur Überwachung der Radioaktivität (KUER) respektive das Bundesamt für Gesundheit (BAG) in der Schweiz wurden von den Stationen Schmitter/Diepoldsau, Rekingen, Village-Neuf, Porte du Scex und Chancy Proben durch speziell eingerichtete Laboratorien in Dübendorf (EAWAG) und Freiburg (Physikalisches Institut der Universität) analysiert. Die Daten werden vom BAG jährlich im „Bericht zuhanden des Bundesrates“ publiziert.
- Von 1984–1993 wurden im Zusammenhang mit dem Phosphatverbot in Waschmitteln Analysen der Phosphatersatzstoffe NTA und EDTA mit grosser Häufigkeit an allen Messstellen des NADUF-Programmes durchgeführt. Die Resultate sind beim BUWAL erhältlich (Houriet 1988, 1990, 1996a, 1996b; Müller 1986).
- Die Zusammenarbeit und Koordination mit anderen schweizerischen Monitoringprogrammen und mit Vollzugsbehörden wurde in folgenden Bereichen realisiert:
  - Für Forschungszwecke wurden analog der Methodik im NADUF-Programm zusätzliche Messstellen betrieben. Die Betreuung der Stationen durch die gleichen Stellen gewährleistet vergleichbare Resultate, die insbesondere für die Analyse von Langzeittrends von Bedeutung sind. Eine Übersicht dieser Messstationen und deren verantwortliche Stellen ist aus der Beilage ersichtlich.
  - In Zusammenarbeit mit der Schweizerischen Meteorologischen Anstalt wurden an sieben Orten (Echallens VD, Wahlendorf BE, Hausen a.A. ZH, Dübendorf ZH, Altnau TG, Olivone TI und Zürich) von 1974 bis 1979 monatliche Sammelproben der Niederschläge erhoben und durch die EAWAG analysiert. Die Ergebnisse lieferten zusätzliche Interpretationshilfen bei der Auswertung der Messreihen und sind im Hydrologischen Jahrbuch publiziert.
  - Den kantonalen Behörden wird die NADUF-Infrastruktur für den Betrieb der kantonalen Messnetze (z. B. Kt. Bern) bzw. für die Datenerhebung zur Verfügung gestellt. Daten und Know-how wer-

den intensiv ausgetauscht und fliessen in kantonale und gesamtschweizerische Auswertungen ein.

- Das NADUF beteiligt sich folgendermassen an verschiedenen internationalen Monitoringprogrammen:
  - Die NADUF-Infrastruktur wird für die Datenerhebung zur Verfügung gestellt (z. B. für CIPEL, IGKB, IKS). Die NADUF-Stationen stellen dabei – insbesondere in alpinen Einzugsgebieten – die Basisstationen von wenig belasteten bzw. „natürlichen“ Gewässern dar und dienen damit im internationalen Vergleich als „natürliche“ Referenz.
  - Zwischen den internationalen Organisationen findet ein intensiver Austausch von Daten und Know-how statt. Ebenfalls wird die Mitarbeit bei der Datenauswertung in Form von Stellungnahmen zu Berichten wahrgenommen. Dank dieser Zusammenarbeit mit internationalen Organisationen fliessen die NADUF-Daten sowohl in europäische als auch in globale Umweltberichte (EUA, GEMS-UNEP/WHO, OECD) ein.

In Zukunft sollten im Rahmen des NADUF vermehrt Anstrengungen in folgenden Bereichen vorgenommen werden, um neue Forschungsfelder zu erschliessen:

- Um die zu erwartenden positiven Auswirkungen der ab 1999 geförderten Ökologisierung der Landwirtschaft zu erfassen, sollten die Nährstoffe (Stickstoff und Phosphor) weiter kontinuierlich erfasst werden. Interessant in diesem Zusammenhang wäre zudem eine kontinuierliche Erfassung verschiedener Pestizide (z. B. Atrazin), um auch bezüglich dieser Stoffgruppen weitere Erkenntnisse zu gewinnen, die der Erfolgskontrolle im Gewässerschutz dienen könnten.
- Neben der Belastung durch Abwasser und durch die intensive Landwirtschaft stellen auch technische Eingriffe wie beispielsweise Ufer- und Sohlenverbauungen sowie Eindahlungen eine Bedrohung für unsere Fliessgewässer dar. Der Schutz der Flussläufe als wertvolle und charakteristische Landschaftselemente wird in Zukunft vermehrt wahrgenommen, indem Revitalisierungen und Renaturierungen zunehmend gefördert werden. Um diese erwartungsgemäss positiven Auswirkungen insbesondere auf die Selbstreinigung der Fliessgewässer aufzeigen zu können, sollten weiterhin die Abwasserinhaltsstoffe kontinuierlich erfasst werden.

- Zusätzlich zu den konventionellen, die Gewässer belastenden Stoffen gewinnen heute auch organisch-synthetische Produkte, spezifische Schadstoffe und endokrine Substanzen immer mehr an Bedeutung. Das NADUF-Messprogramm muss deshalb mit der Identifizierung und Quantifizierung von Einzelsubstanzen ergänzt bzw. erweitert werden, um das Vorkommen dieser Substanzen und ihre ökologischen Auswirkungen zu untersuchen und deren Entwicklung zu erfassen.
- Die Klimaproblematik gewinnt immer mehr an Bedeutung, weshalb die Auswertungen der geochemischen Parameter in diesem Zusammenhang vorangetrieben werden sollten, um weitere Erkenntnisse über die Auswirkungen von veränderten Witterungs-, Temperatur- und Niederschlagsverhältnissen auf die Fließgewässer zu gewinnen.
- Eine weitergehende Zusammenarbeit mit schweizerischen Projekten (z. B. nationales Beobachtungsnetz für Luftfremdstoffe (NABEL), nationales Bodenbeobachtungsnetz (NABO)) sollte in Form einer Koor-

dinierung der Messnetze angestrebt werden, um Synergien bezüglich der Datenauswertung zu schaffen.

- Mit internationalen Organisationen sollte ebenfalls eine bessere koordinierte Zusammenarbeit bei der Auswertung von Daten angestrebt werden, um konkrete Erfolge im internationalen Gewässerschutz zu erzielen.

Die Ergebnisse haben gezeigt, dass das Messprogramm NADUF auf nationaler und internationaler Ebene zweckmässig eingesetzt werden konnte, sowohl in praxisorientierten Bereichen als Instrument für die Erfolgskontrolle im Gewässerschutz als auch auf wissenschaftlicher Basis für die Erweiterung des Verständnisses in einem Fließgewässer ablaufender Prozesse. Um den Anforderungen eines erfolgreichen Monitoringprogrammes auch in Zukunft gerecht zu werden, müssen jedoch weitere Verbesserungen vorgenommen werden, um die nötigen Erkenntnisse betreffend den zahlreichen neuen wassergefährdenden Stoffen zu gewinnen und diese den neuen Forschungsfeldern zur Verfügung zu stellen.

# Verzeichnisse

## Literatur

- BERG, M. (1990): On-line Feldmessungen von  $\text{NH}_4$ ,  $\text{NH}_3$  und  $\text{NO}_2$  in Fliessgewässern. EAWAG-News 30: 25–29.
- DAVIS J. S., FAHRNI H.-P., LIECHTI P., SPRAEFICO M., STADLER K., ZOBRIST J. (1985): Das nationale Programm für die analytische Daueruntersuchung der schweizerischen Fliessgewässer – eine Standortbestimmung, gwa 3: 123–135.
- DAVIS, J.S. und ZOBRIST, J. (1978): The interrelationships among chemical parameters in rivers – Analysing the effect of natural and anthropogenic sources. Prog. Wat. Tech. 10: 65–78.
- EAWAG, BUWAL & LHG (1991): Beschreibung des nationalen Programmes für die analytischen Daueruntersuchung der schweizerischen Fliessgewässer (NADUF), Interner Bericht, 12 pp. und Anhang.
- EDI (1982): Empfehlungen über die Untersuchung der schweizerischen Oberflächengewässer. Bern.
- HOURIET, J.-P. (1988): Entwicklung der Konzentrationen des Waschmittelphosphatersatzstoffes NTA in den Gewässern. BUS-Bulletin 1/88: 42–52.
- HOURIET, J.-P. (1990): Entwicklung der Konzentrationen des Waschmittelphosphatersatzstoffes „NTA“ in den Gewässern, Situation 1990. BUWAL-Bulletin 3/90: 28–39.
- HOURIET, J.-P. (1996a): NTA dans les eaux. Cahier de l'environnement No 264, Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, Berne.
- HOURIET, J.-P. (1996b): NTA dans les eaux – Données de mesure. Documents environnement No 54, Annexes du No 264 des Cahiers de l'environnement, Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, Berne.
- JAKOB A., ZOBRIST J., DAVIS J. S., LIECHTI P., SIGG L. (1994): NADUF-Langzeitbeobachtung des chemisch-physikalischen Gewässerzustandes, gwa 3: 171–186.
- JAKOB A., TSCHUMI P.-A. (1988): Tagesschwankungen chemischer und physikalischer Faktoren in einem Fliessgewässer (Schüss, Berner Jura), Arch. Hydrobiol. 113 (4): 607–620.
- MÜLLER, E. (1986): Entwicklung der NTA-Konzentrationen in den Schweizer Gewässern. BUS-Bulletin 3: 4–9.
- NATURAQUA (1990): Markierversuche Rhein – Basel, Alarmstation Weil am Rhein. Markierversuche mit Querschnittsaufnahmen zur Festlegung der Probenahmestellen im Rhein-Querschnitt km 171.35. – Bericht zuhanden des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft und der Landeshydrologie und -geologie in Bern, 39 pp.
- NATURAQUA (1995): Rhein-Überwachungs-Station Weil a. Rhein. Markierversuche 10/90 und 12/94 zur Überprüfung der Probenahmestellen im Rhein-Querschnitt km 171.37, Bericht zuhanden des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft und der Landeshydrologie und -geologie in Bern, 41 pp.
- SCHÄDLER, B.; STADLER, K. und ZÜRCHER, F. (1986): Repräsentativität und Fehler einer Messstelle zur analytischen Daueruntersuchung von Fliessgewässern. Gas – Wasser – Abwasser 66: 597–606.
- Schweiz. Bundesrat: Gewässerschutzverordnung vom 28. Okt. 1998 SR 814.201.
- SIGG L., STUMM W. (1991): Aquatische Chemie, Verlag der Fachvereine Zürich, 388 pp.
- UEHLINGER U., BÜHRER H., REICHERT P. (1996): Periphyton dynamics in a floodprone prealpine river: evaluation of significant processes by modelling, Freshwater Biology 36: 249–263.
- WILLIAMS G. P., 1989: Sediment concentration versus water discharge during single hydrologic events in rivers. Journal of Hydrology, 111: 89–106.
- ZOBRIST J., SIGG L., DAVIS J. S., ZÜRCHER F. (1989): Querschnittuntersuchung des Rheins bei der NADUF Probenahmestation Village-Neuf. Interner Bericht der NADUF-Arbeitsgruppe EAWAG, 12 pp.

## Bibliographie

### NADUF-Literatur

- BINDERHEIM, E. und JAKOB, A. (2000): Chemisch-physikalische Inhomogenitäten im Rhein bei Basel. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 44, S. 2–9.
- DAVIS, J.S.; FAHRNI, H.-P.; LIECHTI, P.; SPREAFICO, M.; STADLER, K. und ZOBRIST, J. (1985): Das nationale Programm für die analytische Daueruntersuchung der schweizerischen Fliessgewässer – eine Standortbestimmung. *Gas – Wasser – Abwasser* 65: 123–135.
- DAVIS, J.S.; FAHRNI, H.-P.; LIECHTI, P.; SPREAFICO, M.; STADLER, K. und ZOBRIST, J. (1986): Le programme national pour l'étude analytique en continu des cours d'eau suisses – Point de la situation. *Gaz – Eaux – Eaux usées* 66: 473–485.
- EMMENEGGER, CH. (1985): Le programme NADUF dans le cadre de la surveillance qualitative des cours d'eau suisses. *Gaz – Eaux – Eaux usées* 65: 279–284.
- JAKOB, A.; ZOBRIST, J.; DAVIS, J.S.; LIECHTI, P. und SIGG, L. (1994): NADUF – Langzeitbeobachtung des chemisch-physikalischen Gewässerzustandes. *Gas-Wasser-Abwasser* 3: 171–186.
- JAKOB, A.; ZOBRIST, J.; DAVIS, J.S.; LIECHTI, P. und SIGG, L. (1995): NADUF – Observation à long terme de l'état physico-chimique des eaux. *Gaz-Eaux-Eaux usées* 5: 378–393.
- LHG (erscheint jährlich): *Hydrologisches Jahrbuch der Schweiz*.
- SCHÄDLER, B.; STADLER, K. und ZÜRCHER, F. (1986): Repräsentativität und Fehler einer Messstelle zur analytischen Daueruntersuchung von Fliessgewässern. *Gas – Wasser – Abwasser* 66: 597–606.
- SIGG, L.; DAVIS, J.S. und ZOBRIST, J. (1982): Untersuchung des chemischen Zustandes der schweizerischen Fliessgewässer (NADUF-Programm). *EA WAG-Jahresbericht 1981*: 27–32.
- ZOBRIST, J.; DAVIS, J.; SIGG, L. und WASMER, H. (1994): NADUF – Ein Programm zur Daueruntersuchung des physikalisch-chemischen Zustandes von Fliessgewässern. *Nouvelles der Landeshydrologie und -geologie* 1: 9–10.

### Literatur betreffend Messkampagnen mit Verwendung der NADUF-Infrastruktur

- AHEL, M.; GIGER, W. AND SCHAFFNER, CH. (1994): Behaviour of alkylethoxylate surfactants in the aquatic environment – II. Occurrence and transformation in rivers. *Water research* 28: 1143–1152.
- BERG, M. (1990): On-line Feldmessungen von  $\text{NH}_4$ ,  $\text{NH}_3$  und  $\text{NO}_2$  in Fliessgewässern. *EA WAG-News* 30: 25–29.
- CIPEL (erscheint jährlich): *Rapports sur les études et recherches entreprises dans le bassin lémanique*.
- GIGER, W.; MOLNAR, E.; AHEL, M.; IBRIC, S.; RUPRECHT, C. und SCHAFFNER CH. (1998): Spurenanalytik von Nonylphenol-Verbindungen in Abwasser und Gewässern. Posterpräsentation, EA WAG, Dübendorf.
- GIGER, W.; MOLNAR, E.; IBRIC, S.; RUPRECHT, C.; AHEL, M.; SCHAFFNER, CHR. und STOLL J.-M. (1999): Chemikalien aus Wasch- und Reinigungsmitteln in Schweizer Flüssen. *EA WAG-News* 46: 12–14
- GIGER, W.; SCHAFFNER, C.; KARI, F.G.; PONUSZ, H.; REICHERT, P und WANNER, O. (1991): Auftreten und Verhalten von NTA und EDTA in schweizerischen Flüssen. *EA WAG-News* 32: 27–31.
- GUJER, W. (1978): Nitrit in Fliessgewässern – Ein erweitertes Nitrifikationsmodell. *Schweiz. Z. Hydrol.* 40: 211–230.
- HOURIET, J.-P. (1988): Entwicklung der Konzentrationen des Waschmittelphosphatersatzstoffes NTA in den Gewässern. *BUS-Bulletin* 1/88: 42–52.
- HOURIET, J.-P. (1990): Entwicklung der Konzentrationen des Waschmittelphosphatersatzstoffes „NTA“ in den Gewässern, Situation 1990. *BUWAL-Bulletin* 3/90: 28–39.

- HOURIET, J.-P. (1996a): NTA dans les eaux. Cahier de l'environnement No 264, Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, Berne.
- HOURIET, J.-P. (1996b): NTA dans les eaux – Données de mesure. Documents environnement No 54, Annexes du No 264 des Cahiers de l'environnement, Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, Berne.
- KARI, F.G. AND GIGER, W. (1995): Modeling the photochemical degradation of ethylendiaminetetraacetate in the river Glatt. *Environmental Science and Technology* 29: 2814–2827.
- KUER (erscheint jährlich): Bericht zuhanden des Bundesrates.
- MÜLLER, E. (1986): Entwicklung der NTA-Konzentrationen in den Schweizer Gewässern. *BUS-Bulletin* 3: 4–9.
- SCHOTTERER, U.; STOCKER, TH.; HUNZIKER, J.; BUTTET, P. und TRIPET, J.-P. (1995): Isotope im Wasserkreislauf – Ein neues eidgenössisches Messnetz. *Gas – Wasser – Abwasser* 75: 714–720.
- Literatur mit Verwendung von NADUF-Daten**
- BERG, M. (1991): Stickstoffdynamik in der Glatt. *Gas – Wasser – Abwasser* 71: 822–830.
- BFS (erscheint jährlich): Statistisches Jahrbuch der Schweiz.
- BFS / BUWAL (1997): Umwelt in der Schweiz 1997 – Daten, Fakten, Perspektiven. 376 S., Bern.
- BLW (1998): Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme; erster Zwischenbericht. Bern.
- BRAUN, M.; FREI, M.; HURNI, P. und SIEBER, U. (1991): Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffverluste aus diffusen Quellen in die Gewässer im Rheineinzugsgebiet der Schweiz unterhalb der Seen (Stand 1986). Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene und Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft; Bern.
- BRAUN, M.; KOPŠE ROLLI, D. und PRASUHN V. (1997): Verminderung des Nährstoffeintrags in Gewässer durch Massnahmen in der Landwirtschaft. Schriftenreihe Umwelt Nr. 293, 100 S., BUWAL, Bern.
- BURRUS, D.; THOMAS, R.L.; DOMINIK, J. und VERNET, J.P. (1990): Seasonal delivery of the particulate forms of phosphorus to Lake Geneva from the upper Rhone river. *Aquatic Sciences* 52/3: 221–235.
- BUS (1983): Der Zustand der schweizerischen Fliessgewässer. Schriftenreihe Umweltschutz 19.
- BUS (1984): Abwasserreinigung und Gewässerzustand, Stand am 1. Januar 1983. Schriftenreihe Umweltschutz 20.
- BUS (1988): Schutz dem Rhein 1988 – Gewässerschutzmassnahmen im Einzugsgebiet des Rheins unterhalb der Seen. Faltprospekt
- BUWAL (1991): Zur Lage der Umwelt in der Schweiz – Umweltbericht 1990.
- BUWAL (1993): Der Stickstoffhaushalt in der Schweiz – Konsequenzen für Gewässerschutz und Umweltentwicklung. Schriftenreihe Umwelt 209.
- BUWAL (1999): Stoffe mit endokriner Wirkung in der Umwelt. Schriftenreihe Umwelt 308.
- DAVIS, J.S. (1980a): Jahreszeitlich bedingte Änderungen in der chemischen Zusammensetzung von Fliessgewässern. *Gas – Wasser – Abwasser* 60: 391–398.
- DAVIS, J.S. (1980b): Seasonal Changes of Chemical Components in Rivers. *EAWAG-News* 11: 4–7.
- DAVIS, J.S. (1980c): Variations saisonnières des composants chimiques dans les rivières. *EAWAG-News* 11: 4–7.
- DAVIS, J.S. (1986): Improving information utilization of data from rivers and streams. The role of seasonal factors and annual periodicity in the variance of biogeochemical parameters. *Trends in analytical chemistry* 5/9: 247–251.
- DAVIS, J.S. (1988): Entwicklung der Geräte für die Erfassung der Wassergüte. In: Mitteilung der Landeshydrologie und -geologie Nr. 9, 125 Jahre Hydrometrie in der Schweiz, S. 37–50, Bern.
- DAVIS, J.S. (1994): Long-term studies of biogeochemical and physical parameters in Swiss rivers. In: Hydrologie kleiner Einzugsgebiete – Gedenkschrift Hans M.

- Keller. Beiträge zur Hydrologie der Schweiz 35: 155–163. SGHL, Bern.
- DAVIS, J.S. und KELLER, H.M. (1983): Dissolved loads in streams and rivers – discharge and seasonally related variations. Proc. of the Hamburg Symposium, August 1983. IAHS Publ. 141: 79–89.
- DAVIS, J.S. und KELLER, H.M. (1984): Biogeochemical Parameters of Streams and Rivers: Discharge and seasonal related Fluctuations. *Physio-Géo* 9: 75–84.
- DAVIS, J.S. und ZOBRIST, J. (1978): The interrelationships among chemical parameters in rivers – Analysing the effect of natural and anthropogenic sources. *Prog. Wat. Tech.* 10: 65–78.
- DAVIS, J.S. und ZOBRIST, J. (1991): Entwicklung des chemischen Zustandes der Schweizer Flüsse. *EA WAG-News* 32: 24–27.
- EDI (1982): Empfehlungen über die Untersuchung der schweizerischen Oberflächengewässer. Bern.
- EEA, European Environment Agency (1995): Europe's Environment – The Dobriš Assessment. 676 p., Copenhagen.
- FENT, K. AND HUNN, J. (1995): Organotins in freshwater harbors and rivers: Temporal distribution, annual trends and fate. *Environmental Toxicology and Chemistry* 14: 1123–1132.
- IKSR (1991): Statusbericht Rhein.
- IKSR (erscheint jährlich): Zahlentafeln der physikalisch-chemischen Untersuchungen des Rheinwassers und des Schwebstoffs.
- LIECHTI, P. und JAKOB, A. (1992): Mittlere Konzentrationen ausgewählter chemischer Parameter in Oberflächengewässern. Hydrologischer Atlas der Schweiz, Tafel 7.2.
- MÜLLER, E. (1996): Phosphatverbot für Waschmittel. *EA WAG-News* 42: 3–5.
- MUSEUM FÜR GESTALTUNG BASEL (1992): Schmutz und Sauberkeit – Wasser. Katalog zur Ausstellung.
- PACINI, N.; ZOBRIST, J.; AMMANN, A. und GÄCHTER (1997): Water-Quality Surveillance of Swiss Rivers. *Chimia* 51: 929–934.
- POIGER, TH.; FIELD, J.A.; FIELD, TH.M. AND GIGER, W. (1996): Occurrence of fluorescent whitening agents in sewage and river water determined by solid-phase extraction and high-performance liquid chromatography. *Environmental Science and Technology* 30: 2220–2226.
- REICHERT, P. und WANNER, O. (1990): Modellierung des Stickstoffhaushaltes in Fließgewässern. *EA WAG-News* 30: 29–32.
- SCHÄDLER, B. und JAKOB, A. (1994): Switzerland – a New Participant in the ICP on Waters? In: Proceedings of the 9th Task Force Meeting, S. 5–11, November 1993, Oisterwijk, The Netherlands. DLO-Institute for Forestry and Nature Research (IBN-DLO), Wageningen.
- SCHWEIZER, H.U. und SIEBER, U. (1990): Internationale Vorgaben für die Stickstoffbegrenzung in den Fließgewässern. *EA WAG-News* 30: 36–37.
- SIEGRIST, HR. und BOLLER, M. (1996): Auswirkungen des Phosphatverbots auf die Abwasserreinigung. *EA WAG-News* 42: 9–11.
- SIGG, L. (1991): Schwermetalle in Fließgewässern. *EA WAG-News* 32: 32–35.
- SIGG, L.; Behra, R.; Boller, M.; Eggen, R.; Meier, W.; Sulzberger, B. und Xue, H. (1999): Bedeutung der Einträge von Kupfer in die Gewässer. *EA WAG-News* 46: 9–11.
- SIGG, L.; Behra, R.; Boller, M.; Eggen, R.; Meier, W.; Sulzberger, B. und Xue, H. (1999): Die Bedeutung von Kupfer in Gewässern. *Schweizer Ingenieur und Architekt*, 117. Jg. Heft 19, S.10–12.
- STOLL, J.M. AND GIGER, W. (1998): Mass balance for detergent-derived fluorescent whitening agents in surface waters of Switzerland. *Water Research* 32: 2041–2050.
- VAN DER WEIJDEN, C.H. und MIDDELBURG, J.J. (1989): Hydrogeochemistry of the river Rhine: long term and seasonal variability, elemental budgets, base levels and pollution. *Wat. Res.* 23: 1247–1266.
- WEHRLI, B.; WÜEST, A.; BÜHRER, H.; GÄCHTER, R. und ZOBRIST, J. (1996): Überdüngung der Schweizer Seen – erfreulicher Trend nach unten. *EA WAG-News* 42: 12–14.
- ZEH, M. (1993). Reproduktion und Bewegungen einiger ausgewählter Fischarten in einer Staustufe des Hochrheins. Diss. ETHZ Nr. 10288.

- ZEHNDER, A.J.B. (1996): Blick über die Grenzen. EAWAG-News 42: 24–26.
- ZOBRIST, J. (1978a): Charakterisierung und Interpretation des Zustandes von Fliessgewässern bezüglich ihrer organischen Inhaltsstoffe. In: Organische Verunreinigungen in der Umwelt – Erkennen, Bewerten, Vermindern. Erich Schmidt Verlag: 39–48.
- ZOBRIST, J. (1978b): Der chemische Zustand wichtiger Flüsse. Vortrag, gehalten an der Informationstagung für die Vorsteher der kantonalen Fachstellen für Gewässerschutz, 21./22.6.78, Davos.
- ZOBRIST, J. (1979): Erfassung des chemischen und physikalischen Zustandes der schweizerischen Fliessgewässer. Wasser und Boden 31: 209–211.
- ZOBRIST, J. (1981): Die Abflussmenge, eine notwendige Grösse zur Interpretation des Zustandes von Fliessgewässern. Mitteilung der Landeshydrologie 3: 95–115.
- ZOBRIST, J. (1983): Die Belastung der Gewässer mit Schadstoffen aus Abwässern und Niederschlägen. Gas – Wasser – Abwasser 63: 123–131.
- ZOBRIST, J. und STUMM, W. (1981): Chemical dynamics of the Rhine catchment area in Switzerland, extrapolation to the ‘pristine’ Rhine river input to the ocean. Proceedings of a SCOR Workshop „River Inputs to Ocean Systems“ held in Rome Italy, March 1979. Joint Publication by UNEP and UNESCO, New York.
- ZOBRIST, J.; BÜHRER, H. und DAVIS J.S. (1990): Zeitliche Entwicklung des Stickstoffs in schweizerischen Gewässern. EAWAG-News 30: 14–18.
- ZOBRIST, J.; DAVIS, J.S. und HEGI, H.R. (1976): Charakterisierung des chemischen Zustandes des Flusses Glatt. Gas – Wasser – Abwasser 56: 97–119.
- ZOBRIST, J.; DAVIS, J.S. und HEGI, H.R. (1977): Charakterisierung des chemischen Zustandes von Fliessgewässern. Gas – Wasser – Abwasser 57: 402–415.

## Liste der Kontaktadressen (Stand 1.1.2000)

Bundesamt für Wasser und Geologie  
Landeshydrologie und -geologie  
3003 Bern  
Tel. 031 / 324 77 58  
Fax 031 / 324 76 81

Dr. B. Schädler  
(Abteilung Hydrologie)  
Tel.: 031 / 324 76 66  
e-mail: bruno.schaedler@buwal.admin.ch

Dr. A. Jakob  
(Abteilung Hydrologie,  
Sektion Studien und Vorhersagen)  
Tel.: 031 / 324 76 71  
e-mail: adrian.jakob@buwal.admin.ch

S. Graf  
(Abteilung Hydrologie,  
Sektion Instrumente und Laborarbeiten)  
Tel.: 031 / 324 79 27  
e-mail: samuel.graf@buwal.admin.ch

Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft  
Abteilung Gewässerschutz und Fischerei  
3003 Bern  
Tel. 031 / 324 76 95; 031 / 322 69 69  
Fax 031 / 323 03 71

Dr. P. Liechti  
(Sektion Gewässerreinigung)  
Tel.: 031 / 322 93 63  
e-mail: paul.liechti@buwal.admin.ch

Dr. J.-P. Houriet  
(Sektion Gewässerreinigung)  
Tel.: 031 / 322 99 88  
e-mail: jean-philippe.houriet@buwal.admin.ch

Eidg. Anstalt für Wasserversorgung,  
Abwasserreinigung und Gewässerschutz  
Überlandstrasse 133  
8600 Dübendorf  
Tel. 01 / 823 55 11  
Fax 01 / 823 50 28

Dr. J. S. Davis  
Tel.: 01 / 823 50 72  
e-mail: davis@eawag.ch

Prof. Dr. L. Sigg  
(Abteilung Aquatische Umweltanalytik)  
Tel.: 01 / 823 54 94  
e-mail: sigg@eawag.ch

Dr. J. Zobrist  
(Abteilung Wasserressourcen und Trinkwasser)  
Tel.: 01 / 823 51 02; 01 / 823 51 05  
e-mail: zobrist@eawag.ch

Dr. A. Ammann  
(Abteilung Aquatische Umweltanalytik)  
Tel.: 01 / 823 54 89; 01 / 823 50 79  
e-mail: ammann@eawag.ch



# Beilage

## Zusammenstellung der mit NADUF vergleichbaren Messstationen

Gewässer	Messstelle	Messperiode	Ziel / verantwortliche Stelle
Reuss	Seedorf 690.085/193.210	1976–1977	Zuflussuntersuchungen Vierwaldstättersee, EAWAG, Abt. Limnologie
Muota	Ingenbohl 688.655/206.410	1976–1977	Zuflussuntersuchungen Vierwaldstättersee, EAWAG, Abt. Limnologie
Engelberger Aa	Büren 673.500/202.810	1976–1977	Zuflussuntersuchungen Vierwaldstättersee, EAWAG, Abt. Limnologie
Linth	Mollis 723.985/217.965	1978–1980	Zuflussuntersuchungen Walensee, EAWAG, Abt. Limnologie
Seez	Walenstadt 741.460/220.480	1978–1980	Zuflussuntersuchungen Walensee, EAWAG, Abt. Limnologie
Fabrikkanal	Walenstadt 742.795/220.270	1978–1980	Zuflussuntersuchungen Walensee, EAWAG, Abt. Limnologie
Linth	Weesen 725.160/221.380	1978–1980	Zuflussuntersuchungen Walensee, EAWAG, Abt. Limnologie
Rheintaler Binnenkanal	St. Margrethen 767.160/257.780	1979–1980	Zuflussuntersuchungen Bodensee, Int. Gewässerschutzkom. Bodensee
Steinach	Steinach 750.760/262.610	1979–1988	Kt. St. Gallen
Venoge	Ecublens 532.040/154.160	1979–	Zuflussuntersuchungen Genfersee, CIPEL
Aubonne	Allaman 520.720/147.410	1979–	Zuflussuntersuchungen Genfersee, CIPEL
Thielle	Yverdon 538.630/181.060	1982–	Zuflussuntersuchungen Neuenburgersee, Kt. VD
Liechtenstein. Binnenkanal	Ruggell 757.750/234.590	1975–	Fürst. Liechtenstein
Rhein	Bad Ragaz 757.090/209.600	1983–1988	Kt. Graubünden und Kt. St. Gallen

# Schriftenreihe Umwelt - Cahiers de l'environnement

## Gewässerschutz – Protection des eaux

- SRU-293-D Verminderung des Nährstoffeintrags in Gewässer durch Massnahmen in der Landwirtschaft. Bericht einer Studie über das Rheineinzugsgebiet der Schweiz unterhalb der Seen. 1997. 100 S. *Fr. 0.00*  
*BUWAL*
- SRU-263-D Gewässerschutzmassnahmen beim Strassenbau. Grundlagenbericht. 1996. 170 S. *Fr. 0.00*  
*BUWAL*
- SRU-209-D Der Stickstoffhaushalt in der Schweiz. Konsequenzen für Gewässerschutz und Umweltentwicklung. Bericht der Eidg. Gewässerschutzkommission. 1993. 74 S. *Fr. 15.00*  
*BUWAL*

## Oberflächengewässer - Eaux superficielles

- SRU-283-D Koordinierte biologische Untersuchungen am Hochrhein 1995; Makroinvertebraten. 1997. 115 S. *Fr. 14.00*  
*BUWAL*
- SRU-282-D Koordinierte biologische Untersuchungen am Hochrhein 1990-1995. Zusammenfassender Kurzbericht. 1997. 32 S. *Fr. 10.00*  
*BUWAL*
- SRU-264-F NTA dans les eaux. Evolution dans les eaux suisses de la concentration d'acide nitrilotriacétique (NTA), produit de substitution des phosphates dans les lessives. 1996. 65 p. *Fr. 0.00*  
*BUWAL*
- SRU-258-D Rückkehr der Lachse in Wiese, Birs und Ergolz. Strukturelle und ökologische Zustandserfassung der Rheinzufüsse im Raum Basel für ein Wiederansiedlungsprogramm des Atlantischen Lachses (*Salmo salar*). 1996. 118 S. *Fr. 14.00*  
*BUWAL*
- SRU-240-F Métaux dans les sédiments. Métaux et métalloïdes dans les sédiments déposés et dans les matières en suspension des cours d'eau suisses. 1995. 181 p. *Fr. 0.00*  
*BUWAL*
- SRU-237-D Der Zustand der Seen in der Schweiz. 1995. 159 S. *Fr. 0.00*
- SRU-237-F L'état des lacs en Suisse. *Fr. 0.00*  
*BUWAL*
- SRU-219-D Oekologische Folgen von Staurationsspülungen. Empfehlungen für die Planung und Durchführung spülungsbegleitender Massnahmen. 1994. 47 S. *Fr. 0.00*  
*BUWAL*
- SRU-197-D Koordinierte biologische Untersuchungen im Hochrhein 1990. Teil 4: Zusammenfassender Kurzbericht. Mai 1993. 28 S. *Fr. 0.00*  
*BUWAL*
- SRU-196-D Koordinierte biologische Untersuchungen im Hochrhein. 1990. Teil 3: Aufwuchs-Mikrophytenflora. Mai 1993. ca. 50 S. *Fr. 5.00*  
*BUWAL*
- SRU-191-D Koordinierte biologische Untersuchungen im Hochrhein 1990. Teil 2: Phyto- und Zooplankton. Dezember 1992. 87 S. *Fr. 10.00*  
*BUWAL*
- SRU-190-D Koordinierte biologische Untersuchungen im Hochrhein 1990. Teil 1: Makroinvertebraten. Dezember 1992. 127 S. *Fr. 10.00*  
*BUWAL*

## Grundwasser - Eaux souterraines

- SRU-231-D Grundwasserschutz bei Tunnelbauten. Grundlagenbericht. 1994. 60 S. *Fr. 0.00*  
*BUWAL*
- SRU-212-D Situation der Trinkwasserversorgung. Juni 1993. 180 S. *Fr. 0.00*  
*BUWAL*
- SRU-184-D Sicherstellung der Versorgung mit Trinkwasser in Notlagen. Finanzielle Auswirkungen. Oktober 1992. 30 S. *Fr. 0.00*
- SRU-184-F Garantie de l'approvisionnement en eau potable en temps de crise. Conséquences *Fr. 0.00*  
*BUWAL*

## Abwasser - Eaux usées

- SRU-276-D Stickstoff-Frachten aus Abwasserreinigungsanlagen. Istzustand, Eliminationspotential und Kostenwirksamkeit von Massnahmen. 1996. 70 S. *Fr. 0.00*  
*BUWAL*
- SRU-273-D Strategie zur Reduktion von Stickstoffemissionen. Bericht der Projektgruppe Stickstoffhaushalt Schweiz. 1996. 142 S. *Fr. 0.00*
- SRU-273-F Stratégie de réduction des émissions d'azote. Rapport du groupe d'étude Bilan de l'azote en Suisse. 1996. 142 p. *Fr. 0.00*  
*BUWAL*
- SRU-206-D Aerobthermophile Schlammbehandlung. August 1993. 33 S. *Fr. 10.00*  
*BUWAL*
- SRU-203-D Abwasserabgabe für die Schweiz. Lenkung, Finanzierung und Ausgleich in der Abwasserentsorgung. August 1993. 200 S. *Fr. 20.00*