Zeitschrift: Tätigkeitsbericht der Naturforschenden Gesellschaft Baselland
Herausgeber: Naturforschende Gesellschaft Baselland
Band: 18 (1948-1949)

Artikel: Die Oberflächengewässer, Grundwasservorkommen und Abwässer des untern Birstales
Autor: Schmassmann, Hansjörg / Schmassmann, Walter / Wylemann, Ernst
DOI: https://doi.org/10.5169/seals-676754

Nutzungsbedingungen
Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. Mehr erfahren

Conditions d'utilisation
L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. En savoir plus

Terms of use
The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. Find out more

Download PDF: 11.12.2025

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, https://www.e-periodica.ch

Die Oberflächengewässer, Grundwasservorkommen und Abwässer des untern Birstales

Von HANSJÖRG SCHMASSMANN, WALTER SCHMASSMANN und ERNST WYLEMANN

Bericht über die im Auftrag der Baudirektion des Kantons Basel-Landschaft unter Leitung des kantonalen Wasserwirtschafts-Experten durch W. & J. RAPP A.G. Muttenz, und Dr. HANSJÖRG SCHMASSMANN, Liestal, als Grundlagen für die Projektierung zentraler Abwasser-Reinigungsanlagen ausgeführten wasserwirtschaftlichen Untersuchungen

Inhaltsverzeichnis

Seite

A. Veranlassung und Durchführung der Untersuchungen 171

B. Das Einzugsgebiet der Birs

1. Geologie und Topographie des Einzugsgebietes der Birs 173
2. Der Wasserhaushalt des Einzugsgebietes der Birs 177
3. Wohnbevölkerung und Abwasseranfall im Einzugsgebiet der Birs . . . 195

C. Wohnbevölkerung, Trinkwasserverbrauch und Abwasseranfall im untern Birstal

1. Erhebungen über den Stand der Wohn-, Trinkwasser- und Abwasserverhältnisse 196
2. Wohndichten bestehender Baugebiete 208
3. Trinkwasserverbrauch und Abwasseranfall der Siedlung Wasserhäuser . 236
4. Zukünftige Entwicklung der Wohnbevölkerung 243
5. Zukünftige Entwicklung des Trinkwasserverbrauchs und des Abwasseranfalls 260

D. Methodik und allgemeine Gesichtspunkte bei den Gewässer- und Abwasseruntersuchungen

1. Gelöste mineralische Stoffe 262
2. Gelöste Gase und Wasserstoff-Ionenkonzentration 265
3. Organische Stoffe 266
4. Zur Methodik der Dispersoid-Analyse von Abwässern 267
5. Über die Selbstreinigung 270
6. Die Beurteilung des Reinheitsgrades fliessender Gewässer nach dem BSB 277
7. Zur Methodik der biologischen Untersuchungen 277

E. Untersuchung des Reinacher Dorfbaches

1. Zweck und Durchführung der Untersuchung 280
2. Verlauf und Gliederung des Dorfbaches 282
3. Abfluss und Witterung an den Untersuchungstagen 284
4. Der Stoffhaushalt des Reinacher Dorfbaches zwischen seiner Quelle und dem Erlenhof 294

Seite

5. Der Stoffhaushalt des offenen Gewässers unterhalb Erlenhof 295
6. Der Stoffhaushalt des offenen Gerinnes unterhalb des Dorfes Reinach 298
7. Biologische Untersuchungen 302
8. Praktische Schlussfolgerungen 309

F. Untersuchung des Arlesheimer Dorfbaches

1. Zweck und Durchführung der Untersuchung 312
2. Verlauf und Gliederung des Dorfbaches 314
3. Abfluss und Witterung an den Untersuchungstagen 316
4. Der Stoffhaushalt des offenen Gewässers oberhalb des Dorfes Arlesheim 330
5. Die Veränderung des Gewässers durch die Einleitung der häuslichen Abwässer 333
6. Der Stoffhaushalt des Gewässers unterhalb des Dorfes Arlesheim . . . 340
7. Biologische Untersuchungen 346
8. Praktische Schlussfolgerungen 355

G. Untersuchung der Abwässer der Siedlung Wasserhäuser in Münchenstein und Bemerkungen über den Stoffanfall in häuslichen Abwässern

1. Ergebnisse einer Untersuchung der Abwässer der Siedlung Wasserhäuser 356
2. Allgemeines über den Stoffanfall in häuslichen Abwässern 365

H. Hydrographie der Birs und der von ihr abzweigenden Kanäle unterhalb der Lützelmündung

1. Hydrographische Charakteristik der untersuchten Teilstrecken und Lage der Probefassungsstellen 370
2. Die Wasserführung der Birs 373
3. Die Fliessgeschwindigkeiten 396
4. Die abwasserliefernden Siedlungen und Industrien 399

Anhang: Resultate der chemischen Untersuchungen in der Birs und den von ihr abzweigenden Kanälen (Tabellen) 401

I. Die Thermik der Birs und der von ihr abzweigenden Kanäle

1. Die Witterung und die Abflussverhältnisse an den Untersuchungstagen 422
2. Allgemeines über die Wassertemperatur 422
3. Die Wassertemperaturen an den Untersuchungstagen 425
4. Zusammenfassung 435

K. Die gelösten Mineralbestandteile in der Birs und den von ihr abzweigenden Kanälen

1. Die Gewässer oberhalb Angenstein 436
2. Der Hauptwasserstrom von Angenstein bis zum Rhein 441
3. Die vom Kanal der Spinnerei Angenstein umflossene Birsstrecke von Aesch bis zur Wasserrückgabe des Kanals 447
4. Die vom Kanal der Spinnerei Arlesheim umflossene Birsstrecke 448
5. Die vom Kanal der Brown Boveri & Cie. umflossene Birsstrecke 449
6. Die vom St. Alban-Teich umflossene Birsstrecke 450
7. Zusammenfassung 451
8. Der Vorfluter des Birstales bei Hochwasser und Betrachtungen über die Abtragung im Einzugsgebiet der Birs 452

L. Die organischen Substanzen in der Birs und den von ihr abzweigenden Kanälen

1. Die Gewässer oberhalb Angenstein 455
2. Der Hauptwasserstrom von Angenstein bis zum Rhein 462
3. Die vom Kanal der Spinnerei Angenstein umflossene Birsstrecke von Aesch bis zur Wasserrückgabe des Kanals 469
4. Die vom Kanal der Spinnerei Arlesheim umflossene Birsstrecke 469
5. Die vom Kanal der Brown Boveri & Cie. umflossene Birsstrecke 470
6. Die vom St. Alban-Teich umflossene Birsstrecke 471

Seite

M. Der Gasstoffwechsel in der Birs und den von ihr abzweigenden Kanälen
1. Die Gewässer oberhalb Angenstein 473
2. Der Hauptwasserstrom von Angenstein bis zum Rhein 480
3. Die vom Kanal der Spinnerei Angenstein umflossene Birsstrecke von Aesch bis zur Wasserrückgabe des Kanals 482
4. Die vom Kanal der Spinnerei Arlesheim umflossene Birsstrecke 482
5. Die vom Kanal der Brown Boveri & Cie. umflossene Birsstrecke 483
6. Die vom St. Alban-Teich umflossene Birsstrecke 484
7. Die tägliche Periodizität der Milieufaktoren eines fliessenden Gewässers 490

N. Biologische Untersuchungen in der Birs und den von ihr abzweigenden Kanälen
1. Ergebnisse einer systematischen Bestandesaufnahme 492
2. Beurteilung des Hauptwasserstromes 496
3. Beurteilung der von den Kanälen umflossenen Birsstrecken 497

O. Der Reinheitsgrad der Birs und der von ihr abzweigenden Kanäle
1. Hauptwasserstrom 500
2. Die vom Kanal der Spinnerei Angenstein umflossene Birsstrecke . . . 504
3. Die vom Kanal der Spinnerei Arlesheim umflossene Birsstrecke 504
4. Die vom Kanal der Brown Boveri & Cie. umflossene Birsstrecke 505
5. Die vom St. Alban-Teich umflossene Birsstrecke 505
6. Zusammenfassung 505

P. Der Zustand des Grundwassers im untern Birstal
1. Allgemeine Problemstellung und Durchführung der Untersuchung . . . 506
2. Grundwasserstrom und diluviale Rinne 512
3. Allgemeines über den Zusammenhang des Grundwassers mit dem Oberflächengewässer 514
4. Die Lage der Probefassungsstellen 515
5. Thermik 518
6. Die hydrochemische Gliederung des Grundwasserstromes auf Grund der wichtigsten gelösten mineralischen Stoffe 520
7. Weitere gelöste mineralische Stoffe 527
8. Die im Grundwasser gelösten organischen Stoffe 528
9. Der Sauerstoffgehalt des Grundwassers 528
10. Kohlensäure und Aggressivität 531
11. Schlussfolgerungen und Zusammenfassung der Untersuchungsergebnisse 532

Q. Generelle Beurteilung der Abwassersanierung im untern Birstal
1. Die vorgesehenen Reinigungsanlagen 533
2. Ziel der Abwasserreinigung 534
3. Grundlagen für die Ermittlung des notwendigen Reinigungsgrades der zentralen Anlagen 534
4. Selbstreinigungsvermögen des Hauptwasserstromes ohne Abwasser-Einleitungen unterhalb Angenstein 537
5. Der notwendige Reinigungseffekt der Anlagen im untern Birstal . . . 538
6. Die Möglichkeiten der Verminderung des notwendigen Reinigungseffektes durch eine Regulierung des Wasserhaushaltes 540
7. Verbesserung des Wasserhaushaltes durch Rückhaltebecken, von H. J. Rapp 542
8. Verregnung der gereinigten Abwässer 557
9. Verregnung der gereinigten Abwässer in Verbindung mit einer Regulierung des Wasserhaushaltes 559
10. Zusammenfassung 560

R. Literaturverzeichnis 561

Zusammenfassung 564

A. Veranlassung und Durchführung der Untersuchungen

Schon seit einigen Jahrzehnten hat die Verunreinigung der Birs zu mancherlei Missständen geführt. Es sei zunächst auf die im Hinblick auf die Volksgesundheit schwerwiegenden Beeinträchtigungen des Flusses als Badegelegenheit, auf die Belästigung der Anwohner durch üble Gerüche im Sommer und auf die Schädigung des Fischbestandes hingewiesen. Den ersten uns bekannten Anlass zu Einwendungen gegen die Belastung der Birs mit Abwasser gab die Erstellung der Wohnkolonien Freidorf (Gemeinde Muttenz) und Wasserhäuser (Gemeinde Münchenstein). Gegen die Einleitung der Abwasser dieser beiden Wohnkolonien in die Birs erhoben in den Jahren 1920 und 1921 das Baudepartement des Kantons Basel-Stadt und der Gemeinderat Birsfelden in mehreren Eingaben an die zuständigen Behörden des Kantons Basel-Landschaft Einsprache. Der Gemeinderat Birsfelden stellte u. a. fest, dass sich die Ärzte darin einig seien und in ihrer Meinung vom Physikus in Basel, Herrn Dr. Hunziker, unterstützt würden, dass die Einführung der Kanalisation Freidorf in die Birs speziell für Birsfelden eine grosse Gefahr bedeute. Da auch andere Fachleute, wie Herr Ing. Gübely (Vorsteher des Kanalisationswesens in Basel), schwere Bedenken gegen diese Art der Abwasserbeseitigung hätten, sei die Erregung des Publikums begreiflich. Das Baudepartement des Kantons Basel-Stadt beauftragte das Hygienische Institut der Universität, Untersuchungen über den Verunreinigungszustand der Birs durchzuführen. Das Gutachten dieses Institutes kam zum Schluss, dass eine völlige oder fast völlige Beseitigung der Faulfähigkeit der Abwasser zu fordern sei. Es wies u. a. darauf hin, dass durch das Faulen des Schlammes im Birsgerinne üble Gerüche entstehen, die z. T. auch vom Abwasser selbst herrühren. Dieser Umstand falle besonders ins Gewicht, weil die Birs durch besiedeltes Gelände ziehe und zum Baden benützt werde. Ferner wurde festgestellt, dass der momentan noch ziemlich intensive Selbstreinigungsprozess „insuffizient" werden könne, wenn das Birswasser durch Anrainer seine derzeitige Beschaffenheit ändere, die Abwassermenge des Freidorfes zunehme oder die Qualität des Abwassers sich ändere – kurz, wenn eines der wahrscheinlichsten Ereignisse eintrete, welche das im Augenblick gerade die Selbstreinigung noch ermöglichende Verhältnis zwischen Vorfluter und Abwasser ändern würden. Zu diesem Gutachten bemerkte indessen das Strassen- und Wasserbauinspektorat des Kantons Baselland, dass die darin gemachten Bemerkungen nur Hypothesen seien und die „wahrscheinlichen Ereignisse" nicht so bald eintreten würden; die Wohnkolonien Wasserhäuser und Freidorf seien deshalb nicht zur Erstellung der vom Baudepartement Basel-Stadt geforderten Kläranlagen zu verpflichten. Im Jahre 1923 beschwerte sich das baselstädtische Baudepartement jedoch erneut über die Verunreinigung der Birs und drückte sein Bedauern darüber aus, dass sich die basellandschaftlichen Behörden noch zu keinen Schritten zur Behebung dieser Übelstände haben entschliessen können. Seiner Auffassung nach seien solche Zustände mit dem modernen Empfinden über die Aufgabe des Staates in hygienischen Belangen nicht zu vereinbaren. Diese erneute Beschwerde bewog den Regierungsrat des Kantons Basel-Landschaft, die Baudirektion einzuladen, über die Frage der Klärung der in die Birs einmündenden Kanalisationen der Wohnkolonien Freidorf und Wasserhäuser eine Vorlage einzubringen; eine weitere Behandlung der Angelegenheit scheint aber in der Folge unterlassen worden zu sein.

Nach dem wasserarmen Sommer 1929 gab die starke Verunreinigung der Ergolz den Anlass zu chemischen und biologischen Untersuchungen dieses Gewässers, welche als Grundlage für das Projekt einer sachgemässen Abwasserbeseitigung dienen sollten (W. Schmassmann 1944 b). Zugleich wurde in Aussicht genommen, auch den Zustand der Birs festzustellen.

Im Jahre 1934 wurde wiederum in vermehrtem Masse Beschwerde gegen die Verunreinigung der Birs geführt. In der Tagespresse erschienen Einsendungen, welche auf die unhaltbaren Zustände auf der Strecke Münchenstein–Birsfelden hinwiesen. Von

Seite der Gemeinde Birsfelden wurde erneut die Aufhebung der Kanalisationseinläufe der Wohnkolonien Wasserhäuser und Freidorf verlangt. In diesem Jahre wurden dann auch Verhandlungen aufgenommen, welche zu einem Anschluss der Kanalisationen von Muttenz und Freidorf an das Netz der Stadt Basel führten. Ebenso wurden 1934 durch Dr. W. SCHMASSMANN in Verbindung mit dem kantonalen Lebensmittelinspektor Dr. E. GERHARD und unter Mithilfe von Frau M. SCHMASSMANN-MESMER die 1930 in Aussicht genommenen chemischen und biologischen Untersuchungen begonnen, wobei die chemische Untersuchung der von ihnen gefassten Proben (ausser Sauerstoff und Sauerstoffbedarf-Bestimmungen) durch den Kantonschemiker Basel-Stadt ausgeführt wurden.

Veranlasst durch die Pächter der Fischweiden in der Birs befasste sich im Jahre 1935 auch der Schweizerische Fischereiverein mit der Angelegenheit der Verunreinigung der Birs. Anlässlich einer zwischen den zuständigen Behörden und den interessierten Fischereivereinen am 2. März 1935 in Basel stattgefundenen Besprechung wurde festgestellt, dass die Ursachen der Verunreinigung nicht allein auf basellandschaftlichem Gebiet liegen. Es wurde deshalb angeregt, die Untersuchungen des Vorfluters auch auf das solothurnische und bernische Gebiet auszudehnen. Zu diesem Zwecke fand am 25. September 1935 eine Besprechung zwischen den zuständigen Behördemitgliedern der Kantone Basel-Landschaft, Solothurn und Bern statt, an welcher eine Ausdehnung der Untersuchungen auf solothurnisches und bernisches Gebiet vereinbart wurde. Die Kantone Solothurn und Bern hatten sich in der Folge bereit erklärt, sich an den Untersuchungen finanziell zu beteiligen und die entstehenden Kosten in angemessener Weise zu übernehmen. Aus verschiedenen Gründen wurden jedoch die 1934 und 1937 in Angriff genommenen Untersuchungen der Birs unterbrochen.

Durch die starke Steigerung des Trinkwasserbedarfes bedingte Untersuchungen haben in den Jahren 1937/38 erstmals gezeigt, dass die Grundwasservorkommen des unteren Birstales infolge der unsachgemässen Abwasserbeseitigung zunehmend in Mitleidenschaft gezogen werden (W. SCHMASSMANN 1944 a). Zur Verunreinigung der Birs gesellte sich also eine im Hinblick auf die Volksgesundheit und -wohlfahrt noch wesentlich bedenklichere Begleiterscheinung der bestehenden Siedlungs-Entwässerung, nämlich die Gefährdung des einen unentbehrlichen Rohstoff bildenden Trinkwassers. Damit erwies sich die zweckmässige Ableitung der Abwasser und deren Reinigung in vermehrtem Masse als eine dringende Aufgabe.

Die Baudirektion des Kantons Basel-Landschaft erteilte deshalb im Jahre 1944 der Firma W. & J. RAPP A.G. den Auftrag, die Grundlagen für die Projektierung zentraler Abwasserreinigungs-Anlagen im Birstal bereitzustellen. Für den hydrologischen und hydrochemischen Teil dieser Arbeit wurde seitens der beauftragten Firma Dr. HANSJÖRG SCHMASSMANN zugezogen. Die gesamten Arbeiten standen unter der Oberleitung des kantonalen Wasserwirtschafts-Experten Dr. W. SCHMASSMANN, der sich – soweit ihm die jeweils notwendige Zeit zur Verfügung stand – auch an den Untersuchungen im Feld und im Laboratorium beteiligte.

Die Untersuchungen über den Zustand der Gewässer des Birstales und über den Abwasseranfall, deren Ergebnisse im folgenden mitgeteilt werden, bilden einen Teil der genannten Vorstudien für die Projektierung zentraler Abwasserreinigungs-Anlagen. Weitere, an dieser Stelle nicht näher beschriebene Untersuchungen, wurden über die Zusammensetzung industrieller Abwässer, über die Disposition der Reinigungsanlagen und über die zweckmässige Führung der Sammelkanäle durchgeführt.

Die Firma W. & J. RAPP A.G. führte gemeinsam mit den Gemeindebehörden Erhebungen über den Stand der Abwasserbeseitigung, über die Trinkwasserversorgung und über die Wohnverhältnisse sowie die Auswertung dieser Erhebungen durch. Über ein ganzes Jahr ausgeführte Mengenmessungen des Trinkwasserverbrauchs und des Abwasseranfalls erfolgten bei der Wohnkolonie Wasserhäuser. Ing. E. WYLEMANN studierte die zukünftige Entwicklung der Wohnbevölkerung, des Trinkwasserver-

brauchs und des Abwasseranfalls. Durch Herrn Ing. H. J. Rapp wurden die Möglichkeiten einer Verbesserung des Wasserhaushaltes im Einzugsgebiet der Birs einer generellen Prüfung unterzogen. Herr E. Stegmaier leistete bei allen diesen Arbeiten wertvolle Mithilfe.

Bei der hydrochemischen Untersuchung der Gewässer und der Abwasser stellte die Firma W. & J. Rapp A.G. unter der Leitung von Ing. E. Wylemann sowie das kantonale Wasserwirtschaftsamt die für die Erhebung der Proben notwendigen Hilfskräfte zur Verfügung.

Die chemische und physikalische Untersuchung von Wasser- und Abwasserproben wurde z. T. bereits am Orte der Probefassung und z. T. im Laboratorium ausgeführt. In diese Arbeit teilten sich der kantonale Wasserwirtschafts-Experte und vom Büro Dr. H. Schmassmann dessen Inhaber und die Herren Dr. O. Bayramgil (1945/46), C. Strübin (1945/46) und H. von Castelmur (1947). Die gestellte Aufgabe machte die Feststellung sowohl der örtlichen Veränderungen im Längsprofil als auch diejenige der zeitlichen Veränderung im Laufe eines Tages notwendig. Da dies die gleichzeitige Anwesenheit von eingearbeiteten Personen an mehreren Stellen bedingte, musste an bestimmten Tagen ein grösserer Mitarbeiterstab eingesetzt werden; die bei diesen Untersuchungen von Frau M. Schmassmann-Erb geleistete Mitarbeit sei hier dankend erwähnt.

Nachdem bereits in den Jahren 1935–1943 und in Verbindung mit den hydrochemischen Untersuchungen vereinzelte biologische Untersuchungen ausgeführt worden waren, wurde im Frühjahr 1950 unter Mitwirkung von Herrn Th. Strickler eine systematische biologische Aufnahme der einzelnen Gewässer durchgeführt.

Die Auswertung des Materials der hydrochemischen Untersuchungen sowie das Studium der hydrographischen Verhältnisse im Einzugsgebiet der Birs erfolgte durch Dr. H. Schmassmann. Herrn Dr. M. Bider verdanken wir die Mitteilung der meteorologischen Daten der Anstalt St. Margarethen-Binningen.

Dank eines namhaften finanziellen Beitrages hat der Regierungsrat des Kantons Basel-Landschaft die Drucklegung der vorliegenden Ergebnisse, die für einen weitern Kreis von Interesse sein dürften, ermöglicht, wofür die Verfasser ihm und besonders auch dem Vorsteher der Baudirektion, Herrn Regierungsrat H. Abegg, den besten Dank aussprechen.

B. Das Einzugsgebiet der Birs

1. Geologie und Topographie des Einzugsgebietes der Birs

Die Birs ist der bedeutendste schweizerische Jurafluss. Sie entspringt an der Pierre Pertuis bei Tavannes und fliesst auf dem grössten Teil ihres 73 km langen Laufes durch den Kettenjura, wobei sie in verschiedenen engen Tälern (Klusen) die Antiklinalen quert. Unterhalb des letzten Quertales tritt sie in das Gebiet des Oberrheintalgrabens ein und verläuft bis zu ihrer Mündung bei Birsfelden längs der Grenze zwischen diesem und dem schweizerischen Tafeljura.

Stark wasserdurchlässige Gesteine haben im Einzugsgebiet der Birs eine grosse Verbreitung. Es handelt sich dabei vor allem um die Kalke des Malmes, des Doggers und des Muschelkalkes, ferner um tertiäre und quartäre Schotter sowie Gehängeschutt- und Bergsturzbil-

dungen. Vorwiegend wasserundurchlässig sind die Mergel und Tone (Tertiär, Argovien, Opalinuston und Keuper). Der Quellaustritt erfolgt meist in Quer-, Isoklinal- und Synklinaltälern, oft auch an tektonischen Störungen oder am Fusse von Gehängeschutt-, Bergsturz und Sackungsmassen.

Über die petrographische Zusammensetzung der Gesteine orientiert Blatt Nr. 1 der Geotechnischen Karte der Schweiz 1:200 000, aus welcher vor allem auch der überwiegende Anteil an wasserdurchlässigen Kalken hervorgeht. Über die geologischen Verhältnisse besteht eine umfangreiche Spezialliteratur, von welcher hier nur die neuesten Arbeiten von P. Bitterli über die Blauenkette (1945) und von P. Epple über das das Quellgebiet der Birs einschliessende Blatt Sonceboz (1947), welche auch die Hydrologie berücksichtigen, genannt seien. Gute Überblicke über die Geologie des Birstales geben Blatt 2 der Geologischen Generalkarte der Schweiz 1:200 000 sowie die Tektonische Übersichtskarte des nordwestschweizerischen Jura 1:250 000 von A. Buxtorf und P. Christ (1936).

Für die hydrologische Beurteilung ist auch die starke Bewaldung des Gebietes von Wichtigkeit. Die Bewaldungsziffer des Juras beträgt nach Flury (1914) durchschnittlich 33% der Gesamtfläche (Schweizerisches Mittel = 22,7%), ein Wert, der seiner Grössenordnung nach auch für das Einzugsgebiet der Birs zutrifft.

Gegen die benachbarten Flussgebiete ist das Einzugsgebiet der Birs wie folgt begrenzt:

a) Gegen das Einzugsgebiet des Rheins im Westen durch eine in der Schotterebene des Birs- bzw. Rheintales verlaufende Wasserscheide zwischen dem Birsfluss und dem von ihm abzweigenden, aber direkt in den Rhein mündenden St. Alban-Teich;
b) gegen das Einzugsgebiet des Birsigs durch das von altdiluvialen Schotter- und Lössbildungen bedeckte Bruderholzplateau und durch die Blauenkette;
c) gegen das Einzugsgebiet der Ill durch die Glaserberg-Kette;
d) gegen das Einzugsgebiet des Doubs durch die Ketten von Les Rangiers und St. Brais;
e) Gegen das Einzugsgebiet der Aare verläuft die Grenze im Gebiet des Hochplateaus der Freiberge sehr kompliziert. Südlich des Tales der Trame ist die Grenze durch die Kette der Montagne du Droit (Sonnenberg) gegeben und verläuft weiter über die Pierre Pertuis und die Montoz-Kette, wechselt bei Gänsbrunnen auf die Graitery- (Fahrisberg-) Kette und schliesslich beim Scheltenpass auf die Passwangkette.
f) Gegen das Einzugsgebiet der Ergolz verläuft die Grenze zunächst etwa senkrecht zum Streichen der Juraketten und dann über die Hochflächens des Tafeljuras (Passhöhen zwischen Seewen und Büren und zwischen Gempen und Nuglar) gegen das Rheintal.
g) Gegen das Einzugsgebiet des Rheins im Osten durch die Tafeljurahöhen des Kohlholzes und des Wartenbergs und schliesslich durch eine innerhalb der Schotterebene des Rheins verlaufende, topographisch nicht mehr genau fassbare Wasserscheide.

Das Gewässernetz im Einzugsgebiet der Birs geht aus Abbildung 1 hervor.

Das gesamte Einzugsgebiet der Birs wurde für die vorliegende Bearbeitung entsprechend der Einteilung im Werk über die Wasserkräfte der Schweiz (1914) in sechs Teileinzugsgebiete unterteilt (vgl. Abb. 1). Aus der Höhenstufenkarte (Abb. 2) haben wir die Flächen der Höhen-

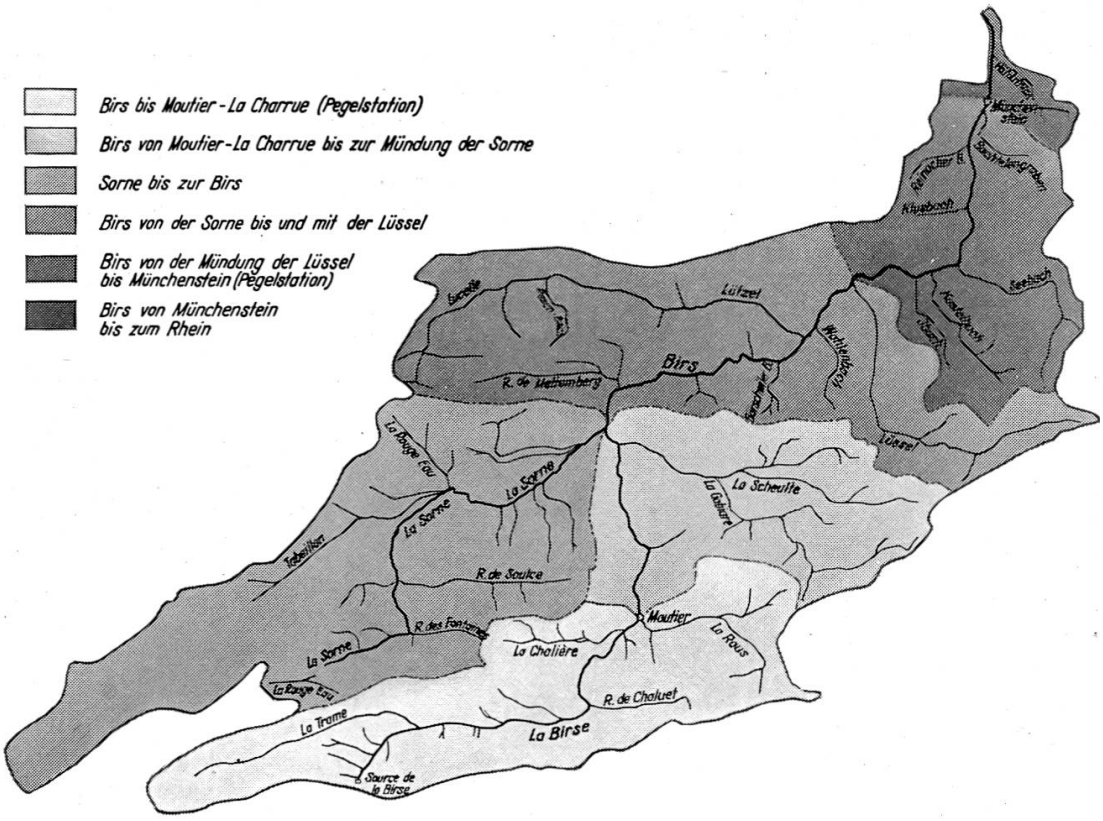


Abbildung 1. Einzugsgebiet der Birs 1:500 000

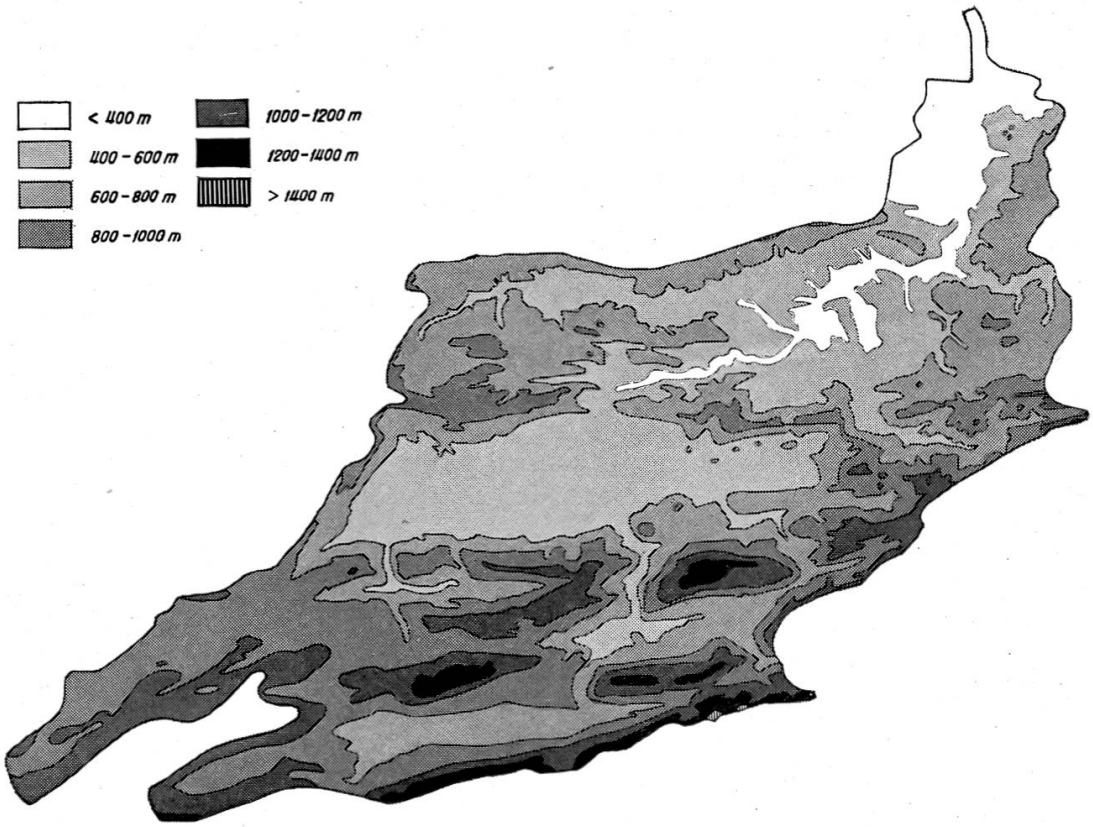


Abbildung 2. Höhenstufenkarte des Einzugsgebietes der Birs 1:500 000

stufen jedes Teileinzugsgebietes ermittelt[1]). Die mittleren Höhen der Teileinzugsgebiete wurden aus den Flächen der Höhenstufen unter Berücksichtigung der höchsten und tiefsten Punkte berechnet (Tabelle 1).

Flächen der Einzugsgebiete und der Höhenstufengebiete

Tabelle 1

Einzugsgebiet	Mittlere Höhe ü. M.	200 bis 400	400 bis 600	600 bis 800	800 bis 1000	1000 bis 1200	1200 bis 1400	1400 bis 1600	Total
		km²							
Birs bis Moutier (Pegel La Charrue) . .	924	—	5,4	48,4	61,0	48,4	15,1	0,3	178,6
Birs von Moutier bis zur Sorne	722	—	46,2	40,9	27,6	15,6	0,2	—	130,5
Birs bis zur Sorne	838	—	51,6	89,3	88,6	64,0	15,3	0,3	309,1
Sorne bis zur Birs	807	—	63,0	38,9	99,9	45,5	1,4	—	248,7
Birs bis und mit der Sorne	825	—	114,6	128,2	188,5	109,5	16,7	0,3	557,8
Birs von der Sorne bis und mit der Lüssel	633	15,1	86,2	94,5	29,6	2,8	—	—	228,2
Birs bis und mit der Lüssel	768	15,1	200,8	222,7	218,1	112,3	16,7	0,3	786,0
Birs von der Lüssel bis Münchenstein (Pegel)	543	34,0	36,4	46,2	3,8	—	—	—	120,4
Birs bis Münchenstein (Pegel)	739	49,1	237,2	268,9	221,9	112,3	16,7	0,3	906,4
Birs von Münchenstein bis zum Rhein .	372	11,9	3,4	0,6	—	—	—	—	15,9
Birs bis zum Rhein	731	61,0	240,6	269,5	221,9	112,3	16,7	0,3	922,3

Einen anschaulichen Eindruck vom allgemeinen vertikalen Aufbau des Einzugsgebietes vermitteln die hypsographischen Kurven (Abbildung 3). Man sieht daraus vor allem den verhältnismässig geringen flächenmässigen Anteil der höchsten Erhebungen und den steilen Abfall von denselben. Deutlich zum Ausdruck kommt ferner in der hypsographischen Kurve des Einzugsgebietes der Sorne der zur Hauptsache durch das Hochplateau der Freiberge bedingte grosse Anteil der Höhenstufe 800–1000 m.

---

[1]) Über die Karte des Einzugsgebietes 1:200 000 wurde ein quadratisches Netz (Quadrate von 5 mm Seitenlänge) gelegt und die Länge der Linien über jedem Höhenstufenbereich sowohl in nordsüdlicher als auch in ostwestlicher Richtung ausgemessen. Die Flächen in km² ergeben sich dann bei dem gewählten Masstab aus den Summen der ausgemessenen Strecken in cm. Wenn man berücksichtigt, dass die Wasserscheide an vielen Stellen, besonders im Gebiet der Freiberge, nicht genau ermittelt werden kann und dass wir unserer Untersuchung eine Karte mit verhältnismässig grossem Masstab zu Grunde gelegt haben, so ergibt sich bei den Gesamtflächen der Teileinzugsgebiete eine gute Übereinstimmung mit den Angaben im Werk über die Wasserkräfte der Schweiz (1914).

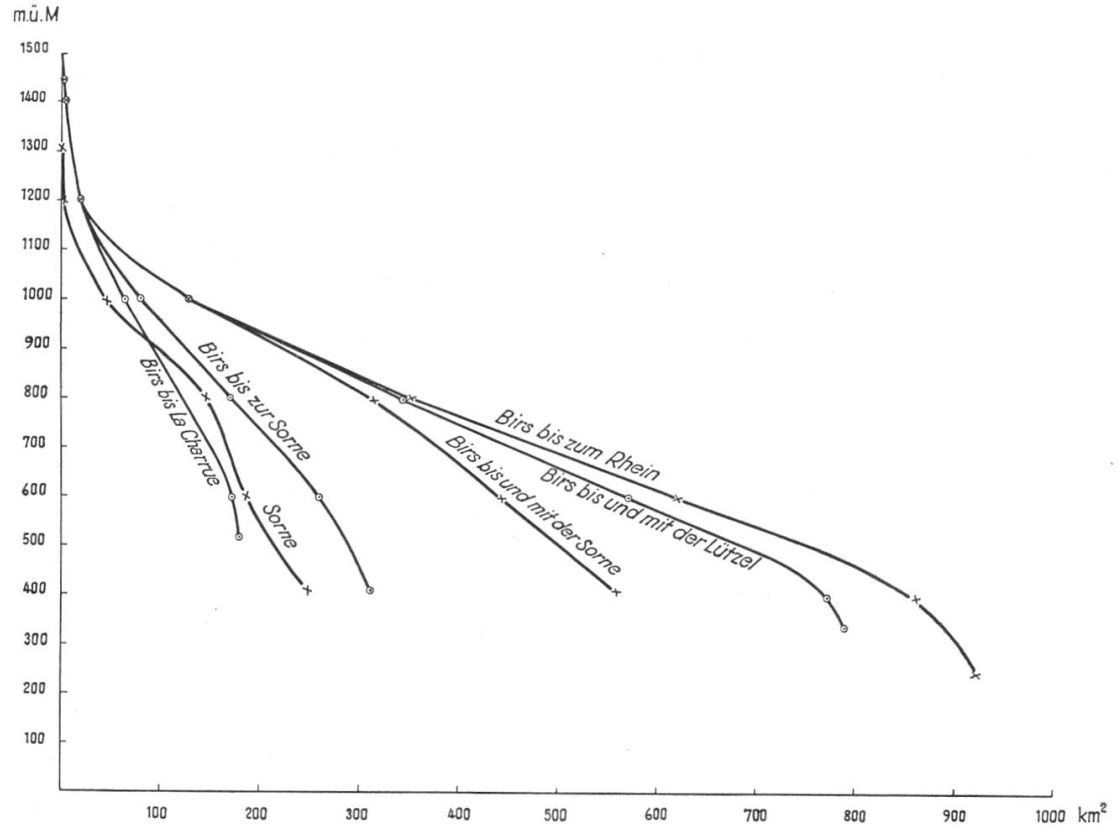


Abbildung 3. Hypsographische Kurven des Einzugsgebietes der Birs

2. Der Wasserhaushalt des Einzugsgebietes der Birs

a) Die Niederschläge

Für die Konstruktion einer genauen Niederschlagskarte und die Ermittlung der auf das Einzugsgebiet der Birs fallenden Niederschläge durch Planimetrierung einer solchen Karte ist das Beobachtungsnetz viel zu wenig dicht. Einen möglichst genauen Wert kann man deshalb nur durch Anwendung einer Bezugslinie zwischen Niederschlag und Höhenlage erhalten. Solche Bezugslinien werden zwar von den massgebenden Meteorologen und Hydrologen dort zu Recht abgelehnt, wo es sich darum handelt, die mittlere Niederschlagshöhe einer Station zu ermitteln. Im vorliegenden Falle handelt es sich jedoch lediglich darum, die mittlere Niederschlagshöhe eines grösseren Gebietes kennen zu lernen, in dem die Verhältnisse auch nicht so verwickelt sind wie z. B. in dem von Lütschg (1945) bearbeiteten Hochgebirge.

Drenkhahn (1927) hat für das unserem Gebiet benachbarte Schwarzwald-Gebirge als Bezugslinie zwischen Niederschlag (N_h in mm/Jahr) und Meereshöhe (H_m in m) folgende Beziehung erhalten:

$N_h = 630 + 0{,}0810 . H_m$

Um zu prüfen, ob diese Beziehung auch für unser Gebiet Gültigkeit hat, haben wir die mittleren Jahressummen der Periode 1901–1940 (UTTINGER 1949) von 51 im Einzugsgebiet der Birs und benachbarten Gebieten gelegenen Stationen statistisch untersucht.

Das untersuchte Gebiet ist durch eine die folgenden Stationen verbindende Linie begrenzt: Les Brenets – Fontainemelon – Cernier – Evilard – Allerheiligen – Bözberg – Hagen (Wiesental) – Mormont – Les Brenets. Das Material (51 Stationen) umfasst sämtliche innerhalb dieses Gebietes oder auf der Grenzlinie gelegenen und in Tabelle 1 von UTTINGER angeführten Stationen (mit Ausnahme der Station Weissenstein, deren Werte nach UTTINGER zu niedrig sind).

Die statistische Untersuchung ergab für das Einzugsgebiet der Birs und seine Nachbargebiete folgende Abhängigkeit zwischen Niederschlag (N_h in mm/Jahr) und Meereshöhe (H_m in m):

$$N_h = 656 + 0{,}0792 . H_m$$

Man sieht, dass diese für den Jura ermittelte Gleichung praktisch mit der von DRENKHAHN für den Schwarzwald erhaltenen übereinstimmt. Für das Einzugegebiet der Birs beim Pegel Münchenstein ergibt sich z. B. nach der DRENKHAHNschen Gleichung eine mittlere Niederschlagshöhe von 1229 mm/Jahr, nach unserer Gleichung eine solche von 1241 mm/Jahr; die Differenz ist also kleiner als 1%.

Die für die 51 Jura-Stationen ermittelte Regressionsgleichung hat ein Bestimmtheitsmass von 0,89. Die Streuung der Niederschlagshöhen lässt sich somit zu 89% durch lineare Regression aus der Veränderung der Meereshöhe erklären. Auch dies zeigt, dass die Anwendung der Bezugslinie zwischen Niederschlag und Höhenlage für den vorliegenden praktischen Zweck als zulässig betrachtet werden kann.

Für die Beurteilung des Wasserhaushaltes ist es nun besonders wichtig, zu wissen, wie sich die Niederschläge auf die einzelnen Monate verteilen. Auf Grund der Angaben bei UTTINGER (1949) haben wir für die neun innerhalb des Einzugsgebietes der Birs (Pegel Münchenstein) gelegenen Stationen den relativen Anteil der einzelnen Monate an der mittleren Jahresniederschlagshöhe berechnet und in Tabelle 2 zusammengestellt.

Aus der Zusammenstellung der Promille-Werte der einzelnen Monate am Jahresmittel erkennt man, dass es nicht möglich ist, generell jedem Monat einen bestimmten Anteil des Gesamtniederschlages zuzuordnen. Die einzelnen Monate verhalten sich regional und in bezug auf die Zunahme der Niederschlagshöhe mit der Meereshöhe durchaus verschieden. Es können deshalb auch keine exakten Angaben über die in jedem Monat im Einzugsgebiet der Birs fallenden Niederschläge gemacht werden. Für eine approximative Erfassung des Wasserhaushaltes kann man jedoch

Monatliche Niederschläge im Einzugsgebiet der Birs in $^0/_{00}$ des Jahresmittels

Tabelle 2

Station	Monat											
	Jan.	Feb.	März	April	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.	Okt.	Nov.	Dez.
a) Weissenstein . .	79	69	76	77	78	98	100	94	83	83	75	88
b) Saignelégier . .	64	61	72	82	94	101	102	98	89	85	74	78
c) Bellelay . . .	72	64	78	85	93	101	90	91	86	80	76	84
d) Mervelier . . .	62	56	72	83	96	112	105	104	92	80	69	69
e) Seewen	54	53	66	79	104	124	113	104	90	80	68	65
f) Choindez . . .	60	57	71	84	95	113	102	104	91	80	70	73
g) Delémont . . .	58	53	68	80	103	113	104	105	92	82	69	73
h) Pfeffingen . . .	54	51	64	79	103	123	113	109	89	80	71	64
i) Grellingen . .	56	55	69	81	101	120	108	104	94	80	67	65
Mittel a bis d . .	69	63	75	81	90	103	99	97	88	82	73	80
Mittel a bis g . .	64	59	72	81	95	109	102	100	89	81	72	76

das mittlere Verhalten einer Anzahl ausgewählter Stationen als Grundlage für ein grösseres Gebiet wählen. Die Stationen a bis d der Tabelle 2 entsprechen z. B. regional und der mittleren Meereshöhe nach den Verhältnissen im Einzugsgebiet der Birs beim Pegel Moutier, die Stationen a bis g den Verhältnissen im Einzugsgebiet der Birs beim Pegel Münchenstein. Wir haben deshalb die Mittel der betreffenden Stationen berechnet und sie der Annahme der mittleren monatlichen Niederschlagshöhe der beiden Einzugsgebiete zu Grunde gelegt.

b) Der Abfluss

Die für die Beurteilung des Wasserhaushaltes notwendigen Angaben über den Abfluss im Einzugsgebiet der Birs sind in Tabelle 3 zusammengestellt. Die Werte über die gesamte Abflussmenge und derjenigen pro Flächeninhalt sind dem Hydrographischen Jahrbuch der Schweiz entnommen. Vergleichsweise sind die Werte für das Ergolzgebiet beigefügt.

Die geologischen Verhältnisse im Jura bedingen, dass die oberirdische und die unterirdische Wasserscheide in den wenigsten Fällen genau übereinstimmen. Es ergibt sich daraus, dass sowohl ein Entzug stattfindet als auch gebietsfremdes Wasser zugeführt wird. Die hydrologischen Verhältnisse sind im ganzen Einzugsgebiet der Birs noch zu wenig erforscht, um hierüber genaue Angaben machen zu können. Vergleicht man jedoch den geologischen Bau mit der Topographie, so

Abflussmenge der Birs in m^3/sec (Monatsmittel)

Tabelle 3

	Gewässer						
	Birs	Birs	Birs	Ergolz	Birs	Birs	Ergolz
	Periode						
	1917/1946	1917/1946	1912/1946	1934/1946	1917/1946	1912/1946	1934/1946
	Pegel						
	Münchenstein	Münchenstein	Moutier	Liestal	Münchenstein	Moutier	Liestal
	m^3/sec	l/sec und km^2			% des Jahresmittels		
Januar	17,1	18,8	19,7	16,7	113	108	115
Februar	17,1	18,8	18,9	23,1	113	104	160
März	18,9	20,7	22,6	21,5	125	124	148
April	20,4	22,4	24,8	15,8	135	136	109
Mai	16,6	18,2	20,4	11,2	110	112	77
Juni	15,6	17,1	18,2	13,6	102	100	94
Juli	11,4	12,5	14,6	10,2	75	80	70
August	9,16	10,1	12,5	7,59	61	69	52
September . . .	10,8	11,9	13,2	11,8	72	73	81
Oktober	12,2	13,4	14,5	12,4	81	80	86
November . . .	16,4	18,0	19,6	16,5	108	108	114
Dezember . . .	15,9	17,5	19,3	13,6	105	106	94
Jahresmittel . .	15,1	16,6	18,2	14,4	100	100	100

erkennt man, dass sich – gesamthaft betrachtet – die Verschiebungen von oberirdischer und unterirdischer Wasserscheide gegenseitig etwa ausgleichen. Es darf angenommen werden, dass dieselben für den Wasserhaushalt des Gebietes keine oder nur eine geringe Rolle spielen.

c) Die Beziehung zwischen Niederschlag und Abfluss

Sofern keine unterirdischen Wasserverluste oder -Gewinne aus gebietsfremden Arealen stattfinden, so ist im langjährigen Mittelwert die Differenz zwischen Niederschlag und Abfluss der Verdunstung gleichzusetzen. Für das Normaljahr gilt somit die Gleichung

$$N - A = V$$

Bei der Betrachtung von Einzeljahren, Einzelmonaten und Normalmonaten sind dagegen die Bildung von Rücklagen (R) und der Aufbruch früherer Rücklagen (B) zu berücksichtigen, in diesen Fällen wird

$$N = A + V + (R - B),$$

wobei der Ausdruck (R—B) im langjährigen Jahresmittel praktisch als Null angenommen werden kann.

Wie wir dargelegt haben, sind für das Einzugsgebiet der Birs gesamthaft betrachtet keine ins Gewicht fallenden Wasserverluste oder -Gewinne festzustellen. Eine Ausnahme macht das neben dem Pegel Münchenstein im Grundwasserstrom vorbeifliessende Wasser, worauf wir noch zurückkommen werden.

Im Folgenden ermitteln wir nun für das Einzugsgebiet der Birs unter Benützung der bereits gegebenen Grundlagen für die Berechnung der Niederschlagshöhe[2]) und die Grösse des Abflusses die mittleren jährlichen Abfluss-Verlusthöhen. Vergleichsweise führen wir auch das Einzugsgebiet der Ergolz an, deren Niederschlagshöhe nicht auf Grund der mittleren Meereshöhe des Einzugsgebietes, sondern auf Grund der Regenkarte von Brockmann-Jerosch ermittelt wurde, und dessen Abflusshöhe das Mittel der Periode 1910–1931 betrifft.

Fluss Einzugsgebiet beim Pegel	1 Birs Moutier	2 Birs Münchenstein	3 Birs Münchenstein ohne 1 (Moutier)	4 Ergolz Riedacker
Mittlere Niederschlagshöhe N_h .	1378	1229	1189	1096
Mittlere Abflusshöhe A_h . . .	574	523	510	485
Mittlere Verlusthöhe V_h . . .	804	706	679	611
Abflussbeiwert %	42	43	43	44

Diese Verlusthöhen sind im Vergleich mit den Verdunstungshöhen anderer mitteleuropäischer Gebiete verhältnismässig hoch.

Nach der viel angewandten Gleichung von H. Keller (vgl. Schaffernak, Drenkhahn u. a.), welche aus Untersuchungen in Mitteleuropa abgeleitet wurde, ergäbe sich für das Einzugsgebiet beim Pegel Münchenstein

$$V_h = 405 + 0{,}058\ N_h = 405 + 0{,}058 \cdot 1229 = 476 \text{ mm.}$$

Unter Berücksichtigung der oberen Grenze des Streuungsbandes erhält man:

$$V_h = 460 + 0{,}116\ N_h = 460 + 0{,}116 \cdot 1229 = 603 \text{ mm.}$$

Lütschg hat im schweizerischen Hochgebirge eindeutig nachweisen können, dass die Verdunstungsgrösse mit zunehmender Höhenlage abnimmt. Die obigen Werte scheinen dagegen gerade ein gegenteiliges Verhalten anzuzeigen; nun können aber die Verhältnisse im stark bewaldeten Gebiet des Juras kaum mit denjenigen im Hochgebirge verglichen werden. Burger hat im Anschluss an die klassischen Untersuchungen von Engler erneut gezeigt, welchen bedeutenden Einfluss der Wald auf die Verdunstung auszuüben vermag. Die hauptsächlichsten Ergebnisse seiner Untersuchungen seien hier mit unsern Werten verglichen:

Untersuchungsgebiet	Bewaldungsziffer %	Mittlere Höhe ü. M.	Niederschlagshöhe mm N_h	Verlusthöhe mm V_h
Sperbelgraben (1927–1942)	99	1060	1685	849
Birs, Moutier	—	924	1378	804
Birs, Münchenstein	—	739	1229	706
Rappengraben (1927–1942)	31	1135	1738	657
Meleratal	85	1430	2105	642
Ergolz	38 [3])	—	1096	611

[2]) Drenkhahnsche Formel.

[3]) Nach P. Suter (1926).

Man sieht, dass die für das Birstal erhaltenen Werte in der Grössenordnung derjenigen in den Versuchsgebieten BURGERS liegen. Die Niederschläge sind zwar in jenen Gebieten durchaus grösser als im Birsgebiet; wie aber LÜTSCHG (1945) und FISCHER (zit. nach LÜTSCHG) nachweisen konnten, nähert sich bei zunehmendem Niederschlag die Verdunstung einem bestimmten Wert, der bei weiterer Steigerung des Niederschlages nicht mehr überschritten wird. Es scheint nun, dass bei den vorliegenden hohen Niederschlagswerten deren absolute Grösse keinen Einfluss auf die Grösse der Verdunstung ausübt. Diese dürfte wohl, wenn wir sowohl die Untersuchungen LÜTSCHGS als auch diejenigen BURGERS betrachten, mit steigender Höhe und sinkender Bewaldungsziffer abnehmen. Für die Bewaldungsziffern der Einzugsgebiete im Birstal stehen uns keine exakten Werte zur Verfügung; sie sind aber auf etwa ⅓ bis ½ des Gesamtareals zu schätzen.

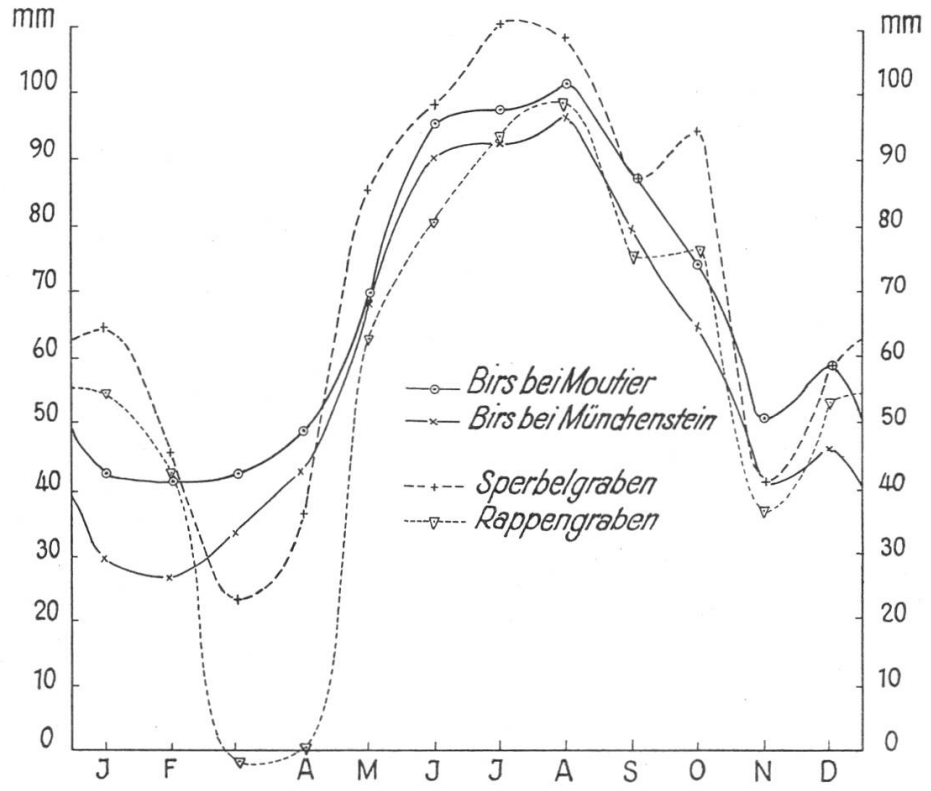


Abbildung 4. Ganglinien der monatlichen Verlusthöhen

Aus Tabelle 4 ist die Verteilung der gesamten Verlusthöhe auf die einzelnen Monate ersichtlich. Wir haben die Werte auf Abbildung 4 als Ganglinie der Verlusthöhe aufgetragen und mit denjenigen der BURGERschen Untersuchungsgebiete Sperbelgraben und Rappengraben im Emmental verglichen. Man sieht zunächst, dass die Ganglinien der Juragebiete einen sehr ähnlichen Verlauf wie diejenigen des Emmentals besitzen. Das winterliche Verlusthöhenminimum tritt beim Birstal im Februar, beim Rappen- und Sperbelgraben dagegen erst im März auf, was vor allem auf den mit zunehmender Höhenlage verschobenen Aufbrauch von Rücklagen (Schnee) zurückzuführen sein dürfte. Das sommerliche Verlusthöhenmaximum stellt man zunächst im Juli beim vollständig bewaldeten Sperbelgraben und dann im August beim Birstal sowie beim weniger bewaldeten Rappengraben fest. In den beiden Untersuchungsgebieten von BURGER zeigt sich schliesslich noch ein kleineres Oktobermaximum, welches dort mit einem zweiten Niederschlagsmaximum übereinstimmt; im Birstal, wo das Oktobermaximum der Niederschläge fehlt, ist dieses Verlusthöhenmaximum nicht vorhanden. Überein-

Wasserhaushalt des Einzugsgebietes der Birs (Normaljahr)

Tabelle 4

Einzugsgebiet der Birs beim Pegel Moutier (H_m = 924 m)	Januar	Februar	März	April	Mai	Juni	Juli	August	September	Oktober	November	Dezember	Jahr
N_h Mittlere Niederschlagshöhe .	95	87	103	112	124	142	136	134	121	113	101	110	1 378
A_h Mittlere Abflusshöhe	53	46	61	64	55	47	39	33	34	39	51	52	574
V_h Mittlere Verlusthöhe	42	41	42	48	69	95	97	101	87	74	50	58	804
V_h'' Mittlere Verdunstungshöhe .	8	16	32	64	153	153	153	121	56	32	8	8	804
(R_h-B_h) Mittlere Rücklage . . .	34	25	10	—16	—84	—58	—56	—20	31	42	42	50	± 0
Abflussbeiwert %	56	53	59	57	44	33	29	24	28	35	51	47	42
Einzugsgebiet der Birs beim Pegel Münchenstein (H_m = 739 m)													
N_h Mittlere Niederschlagshöhe .	79	72	88	100	117	134	125	123	110	100	88	93	1 229
A_h Mittlere Abflusshöhe	50	46	55	58	49	44	33	27	31	36	47	47	523
V_h Mittlere Verlusthöhe	29	26	33	42	68	90	92	96	79	64	41	46	706
Au_h Mittl. Grundwasserabflusshöhe	3	3	3	4	3	3	2	2	2	2	3	3	33
V_h—Au_h = V_h'	26	23	30	38	65	87	90	94	77	62	38	43	673
V_h'' Mittlere Verdunstungshöhe .	7	13	27	54	128	128	128	100	47	27	7	7	673
(R_h—B_h) Mittlere Rücklage . .	19	10	3	—16	—63	—41	—38	— 6	30	35	31	36	± 0
Abflussbeiwert %	63	64	62	58	42	33	26	22	28	36	53	51	43

stimmend finden wir sowohl im Birstal als auch in den beiden emmentalischen Gräben ein Novemberminimum, welchem im erstgenannten Gebiet ein Dezembermaximum und im zweitgenannten ein Januar-Maximum folgt. Wir finden somit im grossen und ganzen die Ganglinie der Verlusthöhe, wie wir sie für das Birstal ermittelt haben, durch die Untersuchungen BURGERS im Emmental bestätigt.

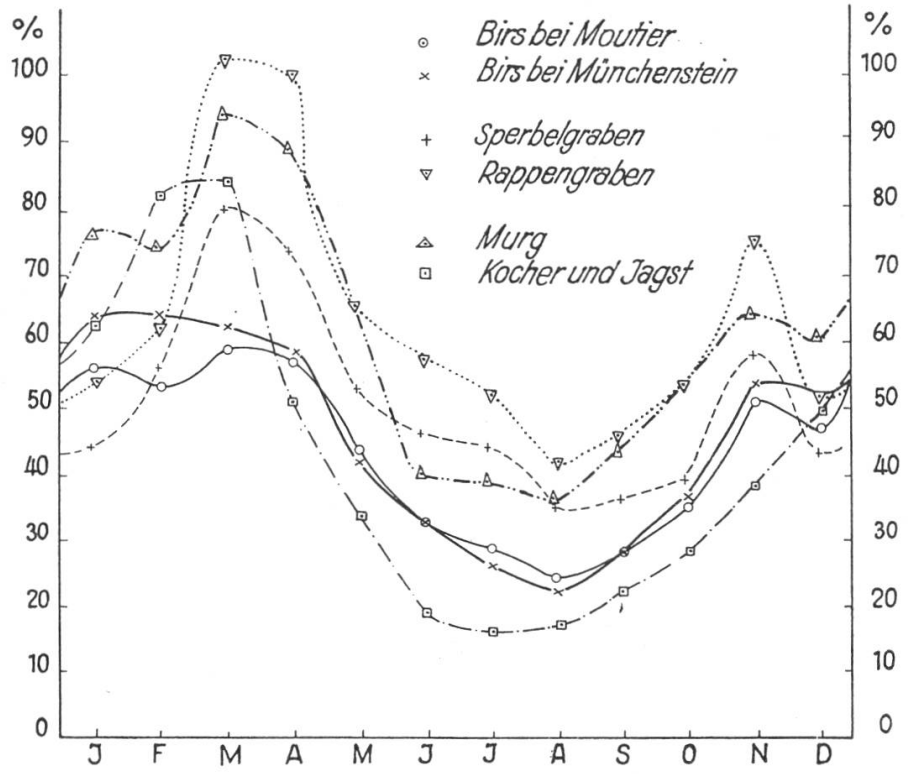


Abbildung 5. Ganglinien der monatlichen Abflussbeiwerte

In Abbildung 5 haben wir den Gang des monatlichen Abflussbeiwertes als prozentualen Anteil des Abflusses am Niederschlag für die Einzugsgebiete des Birstales, des Rappen- und Sperbelgrabens (nach BURGER) sowie von zwei südwestdeutschen Flüssen (nach DRENKHAHN) aufgetragen. Auch hier erkennt man den weitgehend gleichsinnigen Verlauf der Ganglinien in den einzelnen Gebieten.

d) Der unterirdische Abfluss (Grundwasserstrom) neben dem Pegel Münchenstein

In der jährlichen Verlusthöhe des Einzugsgebietes beim Pegel Münchenstein ist auch noch der unterirdische Abfluss des Grundwasserstromes westlich der Pegelstation enthalten. Es soll deshalb hier versucht werden, denselben mengenmässig zu schätzen. Der als Grundwasserstrom erfolgende unterirdische Abfluss ist durch die Geschwindigkeit desselben, durch den Porengehalt des Grundwasserträgers und durch die Abfluss-Querschnittsfläche bestimmt. Die Grundwassergeschwindigkeit ist im Birstal verhältnismässig gross, was auf eine gute Durchlässigkeit der hier vorkommenden Schotter zurückzuführen ist. Durch einen

von W. SCHMASSMANN ausgeführten Salzungsversuch wurde z. B. im Grundwassergebiet von Schänzli–St. Jakob eine wirkliche mittlere Grundwassergeschwindigkeit von v = 75 m/Tag = 0,00087 m/sec bestimmt. Werte, welche grössenordnungsmässig damit übereinstimmen, ergaben sich auch an andern Orten des Birstales. Für das erwähnte Beispiel beträgt die Gefällszahl (Heber Birsfelden-Pumpwerk Schanz am 27. 8. 1945) J = 0,0021. Der Porengehalt des Bodens kann zu n = 0,35 geschätzt werden. Die gesamte (Brutto-) Abfluss-Querschnittsfläche dürfte auf Grund zahlreicher Bohrungen etwa 2100 m² betragen. Unter Zugrundelegung dieser Annahmen beträgt die in der Zeiteinheit durch die Fläche F des Grundwasserträgers strömende Wassermenge:

$$Q = v.n.F = 0{,}0087 \cdot 0{,}35 \cdot 2100 = 0{,}64\ m^3/sec$$
$$= 20\ Mio.\ m^3/Jahr$$

Nun verliert jedoch der Grundwasserstrom beim Kreuzen mit der Birs unterhalb Neuewelt als Grundwasseraustritte eine in obiger Zahl nicht enthaltene Wassermenge. Der unterirdische Abfluss beim Pegel Münchenstein setzt sich somit aus demjenigen bei St. Jakob und dem erwähnten Verlust zusammen.

Praktisch wird der Abfluss der Birs unterhalb des Wehres Neuewelt fast ausschliesslich von den zwischen der Holzbrücke und St. Jakob–Schänzli erfolgenden Grundwasseraustritten sowie von Abwasser-Zuläufen gebildet.

Im Jahre 1945 hat H. SCHMASSMANN im Auftrage der Gemeinde Muttenz auf der genannten Strecke zwei Salzungsversuche zur Abklärung einer eventuellen Birsinfiltration in den Grundwasserstrom ausgeführt (ein solcher Zusammenhang war nicht nachzuweisen). Die ausgeführten Untersuchungen erlauben nun, eine annähernd den tatsächlichen Verhältnissen entsprechende Angabe der Abflussmenge dieser Birsstrecke zu geben. Die Ergebnisse können natürlich, da die Untersuchungen einen anderen Zweck verfolgten, nicht die Genauigkeit von Abflussmengenbestimmungen mittelst Salzmischungen beanspruchen, sind aber als Anhaltspunkt doch recht wertvoll.

Anlässlich der beiden Untersuchungen wurden bei der Holzbrücke Neuewelt 200 kg Kochsalz in die Birs abgegeben und 1300 m flussabwärts, bei der Schänzlibrücke, die erhöhten Chloridkonzentrationen bestimmt. Die Auswertung dieser Untersuchungen ergibt für die gesamte Strecke folgende Resultate:

	27. 8. 1945	15. 9. 1945	Mittel
Maximalgeschwindigkeit (Spitze der Salzwelle) cm/sec .	13,1	14,3	13,7
Mittlere Geschwindigkeit cm/sec	9,0	9,5	9,3
Abflussmenge, Q in m³/sec	0,32	0,30	0,31

Ausser dem austretenden Grundwasser hat der Abwasseranfall von insgesamt 1468 Einwohnern (Münchenstein V und Münchenstein VI) Anteil am Gesamtabfluss der untersuchten Birsstrecke. Unter Annahme eines Trinkwasserverbrauches von 420 Liter/Einwohner und Tag ergibt sich hiefür ein Wert von etwa 0,007 m³/sec.

Berücksichtigt man auch noch die geringe Sickerwassermenge beim Wehr, so ergibt sich eine in die Birs austretende Grundwassermenge von

ca. 0,3 m^3/sec. Die gesamte beim Pegel Münchenstein unterirdisch abfliessende Wassermenge kann demnach zu 0,64 + 0,3 = 0,94 m^3/sec = 29,6 Mio m^3/Jahr geschätzt werden. Dies entspricht einer Abflusshöhe von 33 mm/Jahr.

e) Die Verdunstung in den einzelnen Monaten

Da in den einzelnen Monatswerten der Verlusthöhen ausser der Verdunstung auch noch die Bildung von Rücklagen und der Aufbrauch früherer Rücklagen enthalten sind, muss die der Jahresverdunstungshöhe gleichzusetzende Jahresverlusthöhe des Normaljahres (langjähriges Mittel) so aufgeteilt werden, dass die Rücklage gleich Null wird. Für diese Aufteilung ist jedoch die Kenntnis des relativen Verlaufs der Verdunstung während eines Normaljahres notwendig. Zu dieser Kenntnis kann man durch verschiedene Methoden gelangen.

Maurer und Lütschg (zit. Lütschg 1946) haben z. B. am Greifensee, Zürichsee, Zugersee, Ägerisee, Hopschensee und Barberine-See aus dem Wasserhaushalt des Sees, also aus Zu- und Abfluss, Niederschlag und Seespiegelschwankungen, die Verdunstungsgrösse ermittelt. Ganzjährige Untersuchungen liegen jedoch nur vom Zuger- und Ägerisee vor. Diese Untersuchungen können für unsere Zwecke nicht in Betracht kommen, da die Eigenwärme des Sees die winterliche Verdunstung sicher begünstigt und sich ausserdem die Bestimmungen auf nur ein Jahr mit einem vorwiegend kühlen und regnerischen Sommer beschränken. Eine weitere Methode der Verdunstungsmessung besteht in der Messung der Verdunstung an der freien Wasserfläche eines Gefässes. Solche Untersuchungsergebnisse haben z. B. Lütschg (1946) aus den Alpen und Burger (1934a) von Haidenhaus im Kanton Thurgau publiziert. Zu dieser methodischen Gruppe gehören auch die von L. Zehntner (1948) in der Trockenzone Brasiliens ausgeführten Untersuchungen. Solche Untersuchungen haben für unsere Zwecke den Nachteil, dass das Verhältnis zwischen der Landverdunstung und der Verdunstung einer freien Wasserfläche nicht zu jeder Jahreszeit gleich gross ist. Dem Boden kann auch zeitweise das Wasser fehlen, das er verdunsten könnte, während im Verdunstungsgefäss hiezu immer Wasser zur Verfügung steht.

Um die natürlichen Verhältnisse, unter denen die Landverdunstung verläuft, besser erfassen zu können, hat man deshalb besondere Einrichtungen konstruiert, mit denen die von einer natürlichen Landoberfläche (z. B. der mit Gras bestandenen Oberfläche eines Erdkörpers) versickernde Wassermenge gemessen werden kann. Wird gleichzeitig die gefallene Niederschlagsmenge bestimmt, so kann aus diesen Messungen die Landverdunstung berechnet werden. Solche sogenannten Lysimeter-Messungen sind z. B in Göttingen (vgl. Koehne 1948), an der Bayrischen Landesstelle für Gewässerkunde in München (vgl. Koehne 1948, Burger 1934 b), in Holland (Krul und Liefrinck 1946) und in Cambridge (vgl. H. Schmassmann 1949a) durchgeführt worden. Auch durch dieses Verfahren lassen sich die vielgestaltigen Verhältnisse der freien Natur, wie Seen, Wiesen, Äcker, bewaldeter oder brachliegender Böden oder Täler und Hänge, Bergrücken usw. nicht genügend nachbilden (vgl. Schaffernak 1935). Doch, wenn Schaffernak darauf hinweisen kann, dass man mit dem Verfahren der Gefässverdunstungsmessung der Frage nach dem jährlichen Gang der Gebietsverdunstung näherzukommen vermag, wenn die Verhältnisse des Einzugsgebietes entsprechend eingeschätzt werden, so hat diese Feststellung sicher noch in höherem Masse für die Lysimeter-Untersuchungen Geltung.

An Details, welche hiebei zu berücksichtigen sind, erwähnt BURGER (1934, S. 337) den Umstand, dass bei Laubhölzern die Transpiration im Winter nur etwa 1%, bei Nadelhölzern aber immerhin etwa 10% der Jahrestranspiration ausmacht. Zudem verdunstet von dem auf den Kronen verteilten Schnee mehr als von der geschlossenen Schneedecke des Freilandes.

Leider sind uns weder aus dem Jura noch aus benachbarten Gebieten die Ergebnisse von Lysimeter-Untersuchungen bekannt. Wir verwenden deshalb zur Aufteilung der Verdunstung des Normaljahres die wohl auf unsere Verhältnisse am ehesten übertragbaren Ergebnisse der Lysimeteruntersuchungen an der Bayrischen Landesstelle für Gewässerkunde, und zwar in der von BURGER (1934 b) zitierten monatlichen Prozent-Verteilung. Diese ist für die einzelnen Monate:

	Monat											
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
% der Jahres-verdunstung .	1	2	4	8	19	19	19	15	7	4	1	1

f) Der Wasserhaushalt in den einzelnen Monaten

In Tabelle 4 und den Abbildungen 6 bis 8 wird eine Zusammenstellung des Wasserhaushaltes des Normaljahres in den beiden untersuchten Einzugsgebieten des Birstales gegeben. Die Berechnung der mittleren jährlichen Niederschlagshöhe erfolgte nach der DRENKHAHNschen Formel, die Verteilung auf die einzelnen Monate nach im Abschnitt a gegebenen Gesichtspunkten. Die mittleren Abflusshöhen ergeben sich aus den Abflussmengen der Pegelstationen (Mittel der Perioden 1912–1946 bzw. 1917–1946). Die Differenz zwischen Niederschlagshöhe und Abflusshöhe ergibt die mittlere Verlusthöhe. Deren Jahreswert wurde nach Abzug des unterirdischen Abflusses (monatliche Verteilung entsprechend dem oberirdischen Abfluss) unter Benützung des sich aus den in Abschnitt e) genannten Lysimeteruntersuchungen ergebenden relativen Gangs der Gebietsverdunstung auf die einzelnen Monate aufgeteilt (Mittlere monatliche Verdunstungshöhe). Durch Subtraktion des Abflusses (ober- und unterirdisch) und der Verdunstung vom Niederschlag erhält man die mittlere Rücklage. Es kann sich hiebei lediglich um eine vorläufige, grössenordnungsmässige Darstellung des Ablaufs der einzelnen Vorgänge handeln. Eine eingehendere Analyse besonders auch für Einzeljahre, muss späteren Untersuchungen vorbehalten bleiben. Doch kann den Darstellungen folgendes entnommen werden:

Mit dem Eintritt der Vegetationsruhe im September können sich durch Aufspeicherung von Wasser im Boden Rücklagen bilden. Die

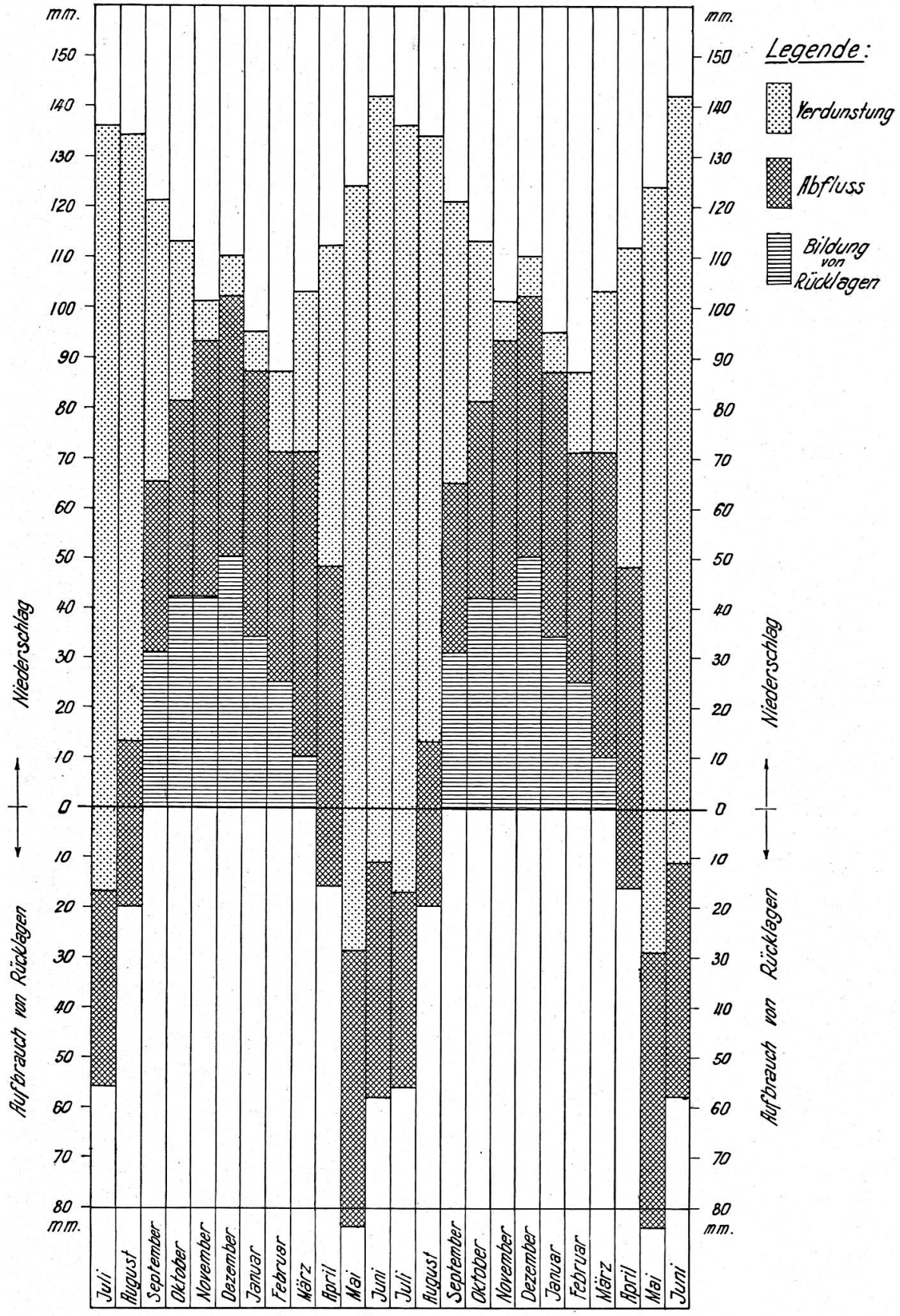


Abbildung 6. Wasserhaushalt des Einzugsgebietes der Birs bei Moutier im Normaljahr

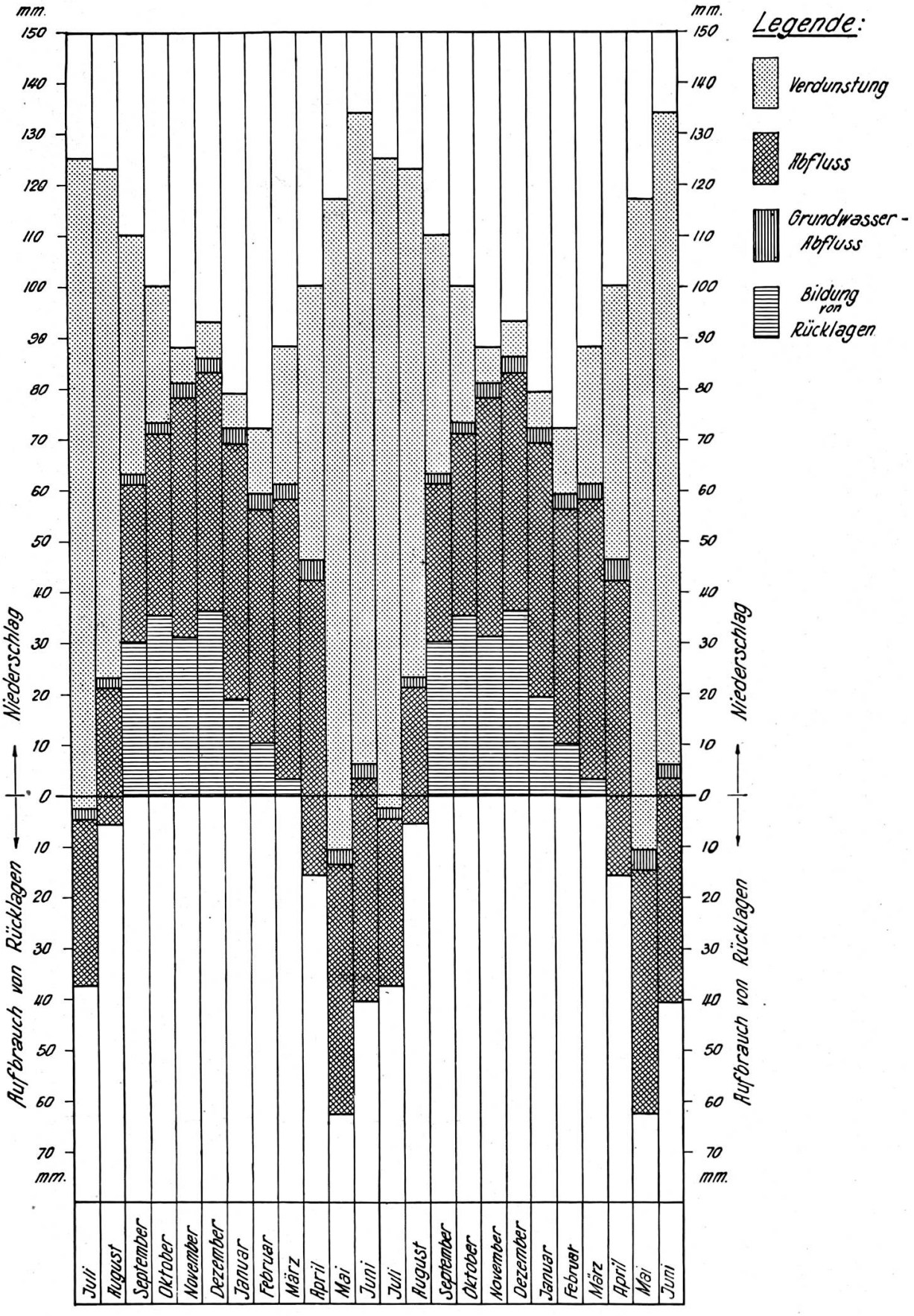


Abbildung 7. Wasserhaushalt des Einzugsgebietes der Birs bei Münchenstein im Normaljahr

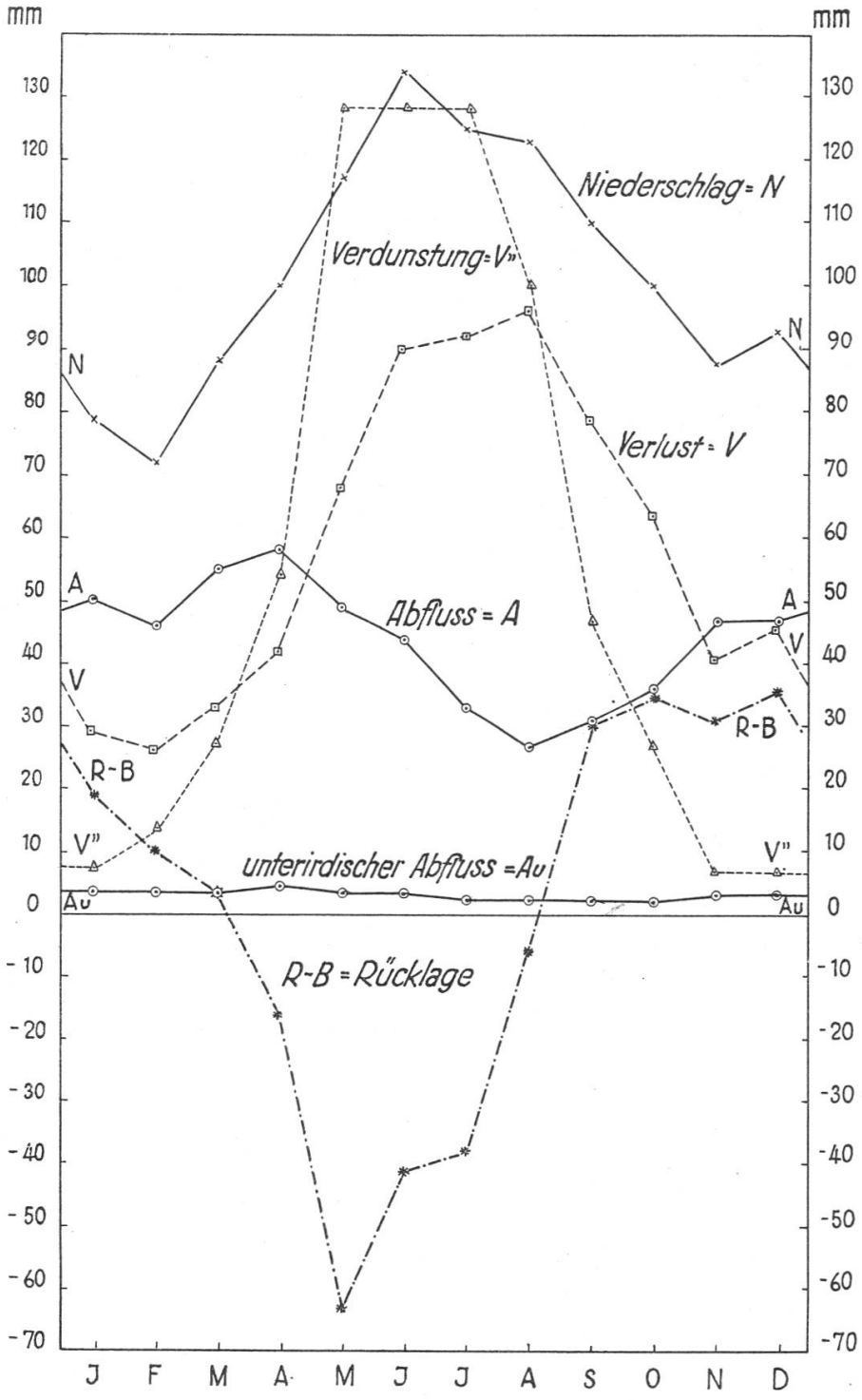


Abbildung 8. Ganglinien der einzelnen Elemente des Wasserhaushaltes im Einzugsgebiet der Birs bei Münchenstein

Aufspeicherung erreicht fast den Wert des Abflusses. Die in den eigentlichen Wintermonaten Dezember bis Februar gebildeten Reserven bestehen zum Teil aus Schnee. Durch Beginn der Liquidation der herbstlichen Bodenaufspeicherung und periodische Schneeschmelzen in den tieferen Lagen scheint jedoch bereits im Januar und Februar gleichzeitig

mit der Bildung neuer Rücklagen ein beträchtlicher Aufbrauch früherer Rücklagen stattzufinden, so dass die Differenz (R_h — B_h) im Vergleich zu den Monaten September bis Dezember kleiner wird.

Betrachten wir die gesamte Zeit, in der eine positive Differenz R_h — B_h besteht, d. h. die Monate September bis März, so erhalten wir für das Einzugsgebiet des Pegels Münchenstein eine Gesamtrücklage von 164 mm (= rund 150 Millionen m^3), welche dem Gesamtaufbrauch in den Monaten April bis August entspricht. Das sind 78% des oberflächichen Sommer-Abflusses (Monate April bis August) oder 73% des mutmasslichen Gesamtabflusses im Sommer. Der Einfluss der im Winter gebildeten Rücklagen auf den Sommer-Abfluss ist also ein recht bedeutender.

Mit dem Einsetzen der Vegetationsperiode in den tiefern und der Schneeschmelze in den höheren Lagen wird die Differenz zwischen Rücklage und Aufbrauch negativ. Die Abflusshöhe nimmt zwischen April und Juni trotz zunehmender Niederschläge und stark gesteigertem Aufbrauch von Rücklagen infolge der Verdunstung grosser Wassermengen ab. Im Juni bis August beträgt die Verdunstung das drei- bis vierfache des Abflusses und erst der September leitet zu den winterlichen Verhältnissen über.

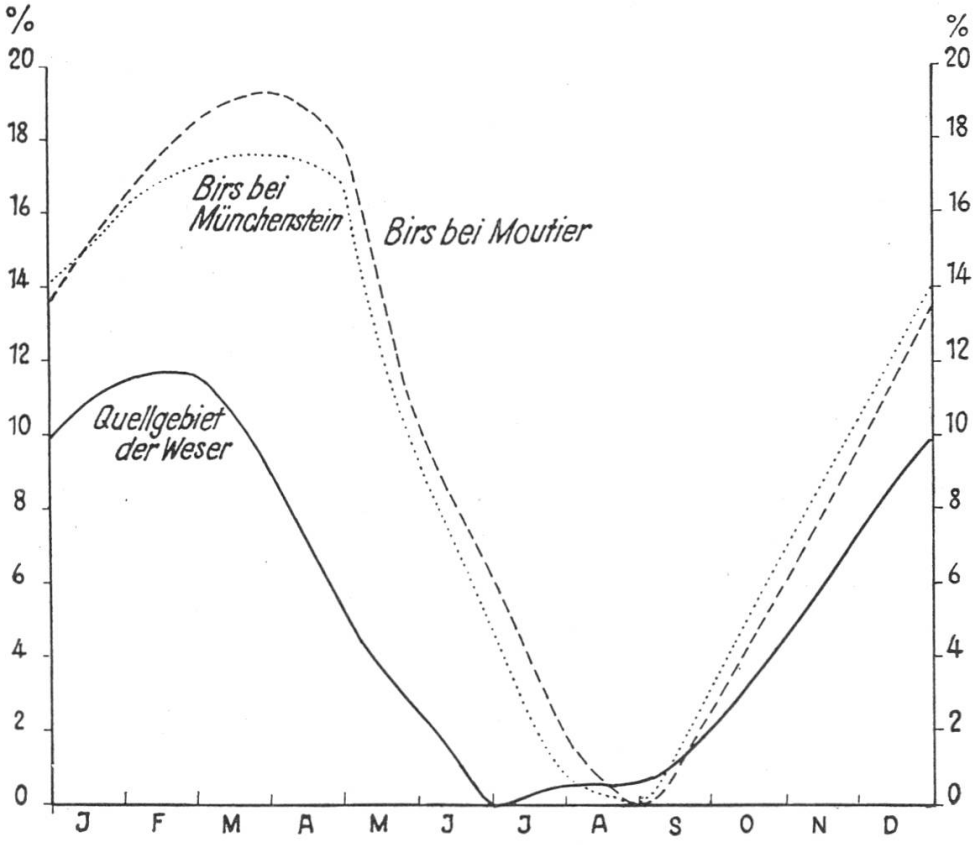


Abbildung 9. Ganglinien der summierten Rücklagen in % der jährlichen Niederschlagshöhen

Vergleichen wir auf Abbildung 9 die Ganglinien der summierten Rücklagen in Prozenten der jährlichen Niederschlagshöhen im Birsgebiet mit derjenigen im Quellgebiet der Weser (nach FISCHER, zit. bei SCHAFFERNAK und bei KOEHNE), so sehen wir, dass die relative Gesamtrücklage in diesem Gebiet mit 11,6% kleiner ist als im Birstal (19,4 bzw. 17,6%), dass aber die Ganglinie ähnlich verläuft. Das Maximum der summierten Rücklagen ist in dem tiefer gelegenen Wesergebiet gegenüber dem Birsgebiet um einen Monat, das Minimum um zwei Monate vorverschoben.

g) Der Wasserhaushalt im Jahre 1947

Der Sommer des Jahres 1947 war durch eine aussergewöhnliche Trockenheit gekennzeichnet, in deren Folge die Birs vom 27. Mai bis zum 14. November dauernd unter 6m³/sec und in der Zeit vom 22. Juli bis 11. November dauernd unter 4 m³/sec Wasser führte. Die kleinste Wasserführung wurde am 21. August mit 1,3 m³/sec erreicht. Es ist nun von Interesse, den Wasserhaushalt unter diesen extrem ungünstigen Verhältnissen kennen zu lernen.

Auf Grund der Werte der Niederschlagsstationen Saignelégier, Bellelay, Mervelier, Seewen und Delémont, die in ihrer Gesamtheit höhenmässig und regional als repräsentativ für das Einzugsgebiet der Birs gelten können, wurden die mittleren, in Prozenten der Normalmengen ausgedrückten monatlichen Niederschlagsummen des Birstales (Einzugsgebiet beim Pegel Münchenstein) geschätzt und daraus die mittleren monatlichen Niederschlagshöhen des Jahres 1947 abgeleitet.

Im einzelnen geht der Wasserhaushalt aus Tabelle 5 und Abbildung 10 hervor.

Wasserhaushalt des Einzugsgebietes der Birs beim Pegel Münchenstein 1947 *Tabelle 5*

	Werte 1947 in mm			Abfluss-beiwert (Abfluss in % des Niederschlags)	Werte 1947 in Prozenten des Normaljahres		
	Niederschlagshöhe	Abflusshöhe	Verlusthöhe		Niederschlagshöhe	Abflusshöhe	Verlusthöhe
Januar	71	50	21	71	90	100	73
Februar	35	15	20	43	49	33	77
März	158	96	62	61	180	175	198
April	40	29	11	73	40	50	26
Mai	75	16	59	21	64	33	87
Juni	87	10	77	12	65	23	86
Juli	95	9	86	9	76	27	94
August	80	6	74	8	65	22	77
September	38	5	33	13	35	16	42
Oktober	58	6	52	10	58	17	81
November	152	24	128	16	173	51	313
Dezember	142	56	86	40	153	119	187
Jahr	1 031	322	709	31	83	62	100

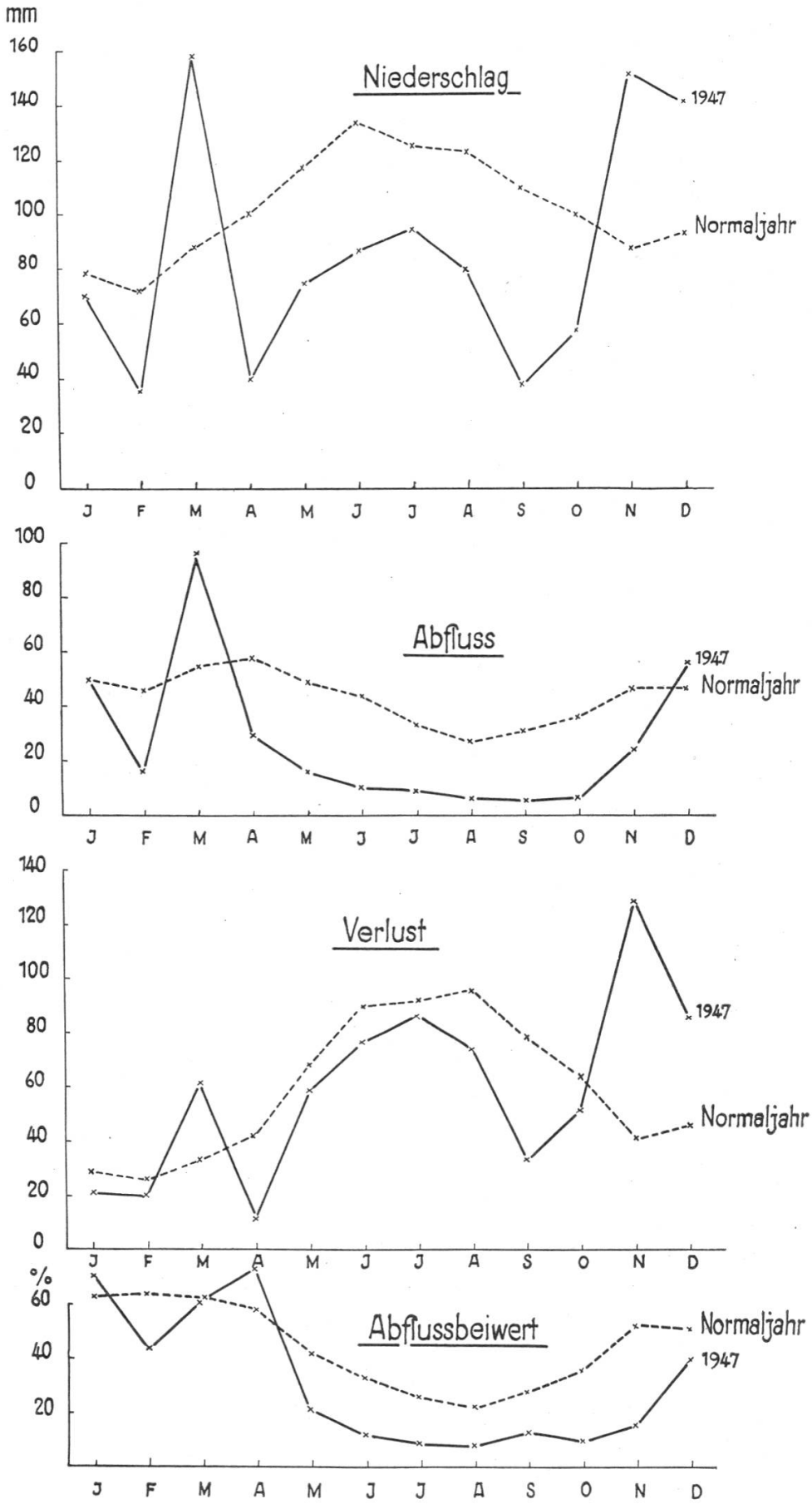


Abbildung 10. Wasserhaushalt im Einzugsgebiet der Birs beim Pegel Münchenstein im Jahre 1947

Der Jahresgang des Niederschlages ist dadurch gekennzeichnet, dass zwischen dem sehr niederschlagsreichen Monat März 1947 und dem ebenfalls ausgiebige Niederschläge aufweisenden Winter 1947/48 eine 7monatige Periode liegt, während welcher in allen Monaten das langjährige Niederschlagsmittel wesentlich unterschritten wurde. Besonders niederschlagsarm waren die Monate April und September, zwischen denen im Juli ein sömmerliches Maximum liegt.

Noch ausgeprägter als im Gang der Niederschläge zeigt sich die Trockenheit im Gang des Abflusses. Während z. B. im September immerhin noch 35% des normalen Niederschlagswertes vorhanden waren, hatte die Birs in diesem Monat nur noch einen Abfluss von 16% des Normalwertes. Lediglich im April finden wir noch einen höheren Abflussbeiwert als normal, was auf den Aufbrauch von im niederschlagsreichen März gebildeten Rücklagen zurückzuführen ist. Alle nachfolgenden Monate haben Abflussbeiwerte, welche geringer sind als diejenigen des Normaljahres. Dies gilt auch noch für die niederschlagsreichen Monate November und Dezember, was zeigt, dass damals der Niederschlag zu einem grossen Teil zur Neubildung der während der Trockenperiode aufgebrauchten Rücklagen verwendet worden war. Obwohl der Niederschlag des Monats November 173% des Normalwertes erreichte, betrug der Abfluss dieses Monats nur 51% des Normalwertes. Auf das Wasserregime des Flusses hat sich deshalb die Trockenheit viel länger ausgewirkt, als dies aus den Niederschlagsverhältnissen hervorgeht.

Bemerkenswert ist, dass die Jahresverlusthöhe von 1947 praktisch gleich gross ist wie diejenige des Normaljahres, indem das Verlust-Defizit der Monate April bis Oktober fast vollständig durch die Verlust-Überschüsse der Monate November und Dezember gedeckt wurde. Wenn wir die im Winter verhältnismässig geringe Verdunstung und den unterirdischen Abfluss ausser Betracht lassen, so ergibt sich, dass in den Monaten November und Dezember natürliche Rücklagen von 214 mm entsprechend rund 200 Millionen m³ gebildet wurden.

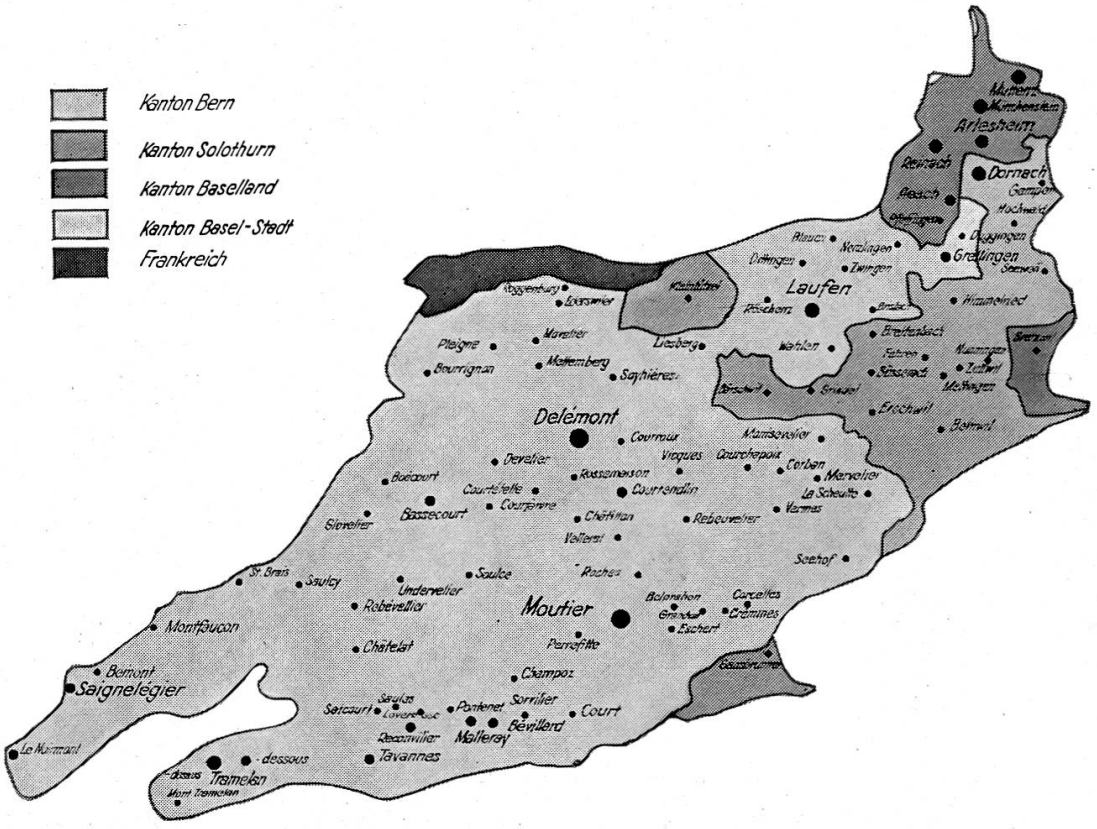


Abbildung 11. Territoriale Verhältnisse im Einzugsgebiet der Birs 1:500 000

3. Wohnbevölkerung und Abwasseranfall im Einzugsgebiet der Birs

Abbildung 11 orientiert über die territorialen Verhältnisse im Einzugsgebiet der Birs. Es ist daraus ersichtlich, dass der Kanton Bern flächenmässig den überwiegenden Anteil an diesem Einzugsgebiet hat. Die Lage des Kantons Baselland, welcher nach dem Flächenanteil erst an dritter Stelle nach dem Kanton Solothurn folgt, ist dadurch gekennzeichnet, dass er beim Eintritt der Birs in sein Gebiet einen Fluss übernimmt, der bereits durch aus den Kantonen Bern und Solothurn stammende Abwässer stark belastet ist.

Die im ganzen Einzugsgebiet der Birs wohnhafte Bevölkerung geht aus Tabelle 6 hervor.

Wohnbevölkerung des Birstales 1941 *Tabelle 6*

Gebiet	1000 Einwohner				Bevölkerungsdichte Einwohner pro km²
	Bern	Solothurn	Baselland	Total	
Birs bis Moutier-La Charrue . .	23,4	0,2	—	23,6	129
Birs von Moutier bis zur Sorne .	7,3	—	—	7,3	54
Birs bis zur Sorne	30,7	0,2	—	30,9	97
Sorne bis zur Birs[1])	14,6	—	—	14,6	60
Birs bis und mit der Sorne . . .	45,3	0,2	—	45,5	81
Birs von der Sorne bis und mit der Lüssel[2])	8,3	5,8	—	14,1	62
Birs bis und mit der Lüssel . .	53,6	6,0	—	59,6	75
Birs von der Lüssel bis zum Rhein[3])	3,1	7,4	21,2	31,7	236
Total (Birs bis zum Rhein) . . .	56,7	13,4	21,2	91,3	99
Total ohne Muttenz	56,7	13,4	15,2	85,3	—
davon in Ortschaften					
mit über 1000 Einwohnern . .	36,9	6,5	14,2	57,6	—
mit über 2500 Einwohnern . .	21,2	3,1	14,2	38,5	—
mit über 5000 Einwohnern . .	11,7	—	15,2	16,9	—
	Prozentuale Verteilung				
Total	62	15	23	100	—
Total ohne Muttenz	66	16	18	100	—
davon in Ortschaften					
mit über 1000 Einwohnern . .	64	11	25	100	—
mit über 2500 Einwohnern . .	55	8	37	100	—
mit über 5000 Einwohnern . .	69	0	31	100	—

[1]) ohne Le Noirmont, Saignelégier, Bémont und Montfaucon mit total 3,6 Tausend Einwohner.
[2]) ohne Frankreich.
[3]) ohne Birsfelden und Basel.

Wir sehen aus Tabelle 6, dass die Bevölkerungsdichte im obersten und im untersten Birstal die grössten Werte erreicht, während das mittlere Birstal verhältnismässig wenig dicht besiedelt ist.

Von der gesamten Wohnbevölkerung des Birstales sind 62% im Kanton Bern ansässig. Da im allgemeinen bei den kleineren Ortschaften noch eine landwirtschaftliche Verwertung der Abwässer üblich ist, kommen diese für die Beurteilung der Belastung des Vorfluters weniger in Frage. Ausser Betracht fällt für diese Beurteilung auch die wohl im Einzugsgebiet der Birs liegende, aber ihre Abwässer direkt nach dem Rhein entwässernde Ortschaft Muttenz. Sehen wir von den Ortschaften mit weniger als 1000 Einwohnern und der Gemeinde Muttenz ab, so beträgt der Anteil des Kantons Bern an der Gesamtbevölkerung 64%, derjenige des Kantons Solothurn 11% und derjenige des Kantons Baselland 25%.

Es ist schon allein aus diesen Zahlen ersichtlich, dass sich eine einwandfreie Sanierung der Abwasserverhältnisse nicht allein auf den Kanton Baselland beschränken kann, sondern auch zumindest die grösseren Gemeinden der Kantone Bern und Solothurn in sich schliessen muss.

C. Wohnbevölkerung, Trinkwasserverbrauch und Abwasseranfall im untern Birstal

1. Erhebungen über den Stand der Wohn-, Trinkwasser- und Abwasserverhältnisse

a) Zweck, Umfang und Durchführung der Erhebungen

Unterhalb Angenstein wird das häusliche und industrielle Abwasser von sechs Gemeinden der Birs zugeleitet; leider wird häusliches Abwasser teilweise auch noch in den Untergrund versenkt und damit dem Grundwasserstrom zugeführt. Die Abwasser entstammen den basellandschaftlichen Gemeinden Pfeffingen, Aesch, Arlesheim, Reinach und Münchenstein und der solothurnischen Gemeinde Dornach. Im Jahre 1944 wurden in allen Liegenschaften dieser Gemeinden, mit Ausnahme von Höfen und Einzelhäusern in den peripheren Gemeinde-Gebieten, Erhebungen durchgeführt, die die Wohnverhältnisse, den Trinkwasserverbrauch und die Abwasserbeseitigung zu beurteilen gestatten. Diese Erhebungen und deren Auswertungen dienen nicht nur der ökonomischen Abwasserbeseitigung, sondern auch der Planung, die mit ihr in engster Beziehung steht. Es besteht die Absicht, die Abwasser der ge-

nannten Gemeinden ohne Berücksichtigung der politischen Grenzen in zwei zentralen Reinigungsanlagen aufzuarbeiten.

Die Erhebungen wurden mittelst Fragebogen durch hiezu instruierte Organe der einzelnen Gemeinden durchgeführt. Einzelne Bogen waren lückenhaft ausgefüllt und mussten durch ergänzende Erhebungen vervollständigt werden. Die Zuverlässigkeit der Erhebungen wurde durch Stichproben überprüft.

Die Erhebungsergebnisse wurden strassenweise zusammengestellt und nach den Einzugsgebieten der heutigen Entwässerung geordnet (Abb. 12). Tabelle 7 zeigt die Zusammenfassung nach Gemeinden und Einzugsgebieten.

Für die in der Tabelle 7 aufgeführten Zahlen gelten nachfolgende Erläuterungen:

Dachfläche resp. Hausgrundfläche: Soweit in den einzelnen Grundbüchern enthalten, wurden die darin aufgeführten Hausgrundflächen übernommen. Mussten die Flächen an Ort erhoben werden, so wurden die Dachflächen eingesetzt.

Bebauungsziffer: Sie wurde ermittelt als Verhältniszahl von überbauter Fläche zur gesamten Grundstückfläche.

Bewohnerzahlen: Da die Erhebungen in erster Linie den Zweck verfolgten, einzugsgebietweise die abwasserliefernde Einwohnerzahl und damit die Abwassermenge festzustellen, mussten auch die nur über Tag sich in Liegenschaften aufhaltenden Personen (Angestellte und Arbeiter in Betrieben, Schüler in Schulen) mitberücksichtigt werden. Sie sind in der Kolonne «Bewohner über Tag» aufgeführt. Mit dem Drittel ihrer Anzahl wurden sie zusätzlich in diesen Gebieten einbezogen. Ein Abzug an ihren Wohnstätten konnte nicht vorgenommen werden, weil damit zu komplizierte Erhebungen notwendig geworden wären.

Abwasserverhältnisse: Als frisch wurde Abwasser bezeichnet, das direkt oder durch eine Frischwasserklärgrube zur Versickerung oder in die Kanalisation und den Vorfluter gelangt. Als faul gilt Überlaufwasser von Absetz- und Jauchegruben.

b) Bodennutzung

Die Bodennutzung der einzelnen Gemeinden ist sehr unterschiedlich, bedingt durch den Charakter der Gemeinde, der bei grösserer Entfernung von Basel sich mehr dem bäuerlichen Typus nähert. Dieser Charakter drückt sich deutlich aus in der Einwohnerzahl pro ha Gesamtgemeindefläche, Wald und produktiver Fläche. Münchenstein ist wegen seiner Stadtnähe, Arlesheim und Dornach wegen der vorzüglichen milden Wohnlage bevorzugtes Wohngebiet, während Reinach und Aesch, solange andere, nähere oder klimatisch günstigere Gebiete noch Landreserven besitzen, baulich wesentlich hinter den anderen Gemeinden zurück bleiben werden. Pfeffingen hat wegen seiner Entfernung von der Stadt und dem Fehlen einer Fahrverbindung seinen ländlichen Charakter bewahrt.

Tabelle 8 gibt detaillierten Aufschluss über die bestehenden Verhältnisse.

Erhebungen über den Stand der Wohn-, Trinkwasser-

Nr.	Einzugsgebiet	Mündungsstelle	Liegenschaftsverhältnisse			Wohnverhältnisse					
			Grundfläche m²	Hausgrundfläche m³	Bebauungsziffer	Zahl der Wohnungen	Küchen	WC	Bad	Waschküchen	Zimmer
	Gemeinde Pfeffingen										
	(ganzes Gemeindegebiet)	(Klusbach)	580 921	16 075	0,03	97	98	119	16	32	409
	Gemeinde Aesch										
I	Linsacker	Linsacker	63 175	4 313	0,07	33	33	41	16	17	162
II	Dorf	Bahnhofstrasse	818 122	54 437	0,07	496	497	555	84	228	1 951
III	Baselweg-Weiden	Weiden	202 135	11 568	0,06	128	127	137	32	76	478
IV	Bahnhof	rechtes Birsufer (3)	43 718	10 140	0,23	17	17	17	3	9	54
V	Neu-Aesch	keine	41 329	3 423	0,08	68	69	69	9	31	247
	Total		1 168 479	83 881	0,07	742	743	819	144	361	2 892
	Gemeinde Dornach										
I	Dornachbrugg	Dornachbrugg	162 152	17 914	0,11	144	143	207	63	51	710
II	Goetheanum-Bruggweg	Kanzleimatt	249 661	40 496	0,16	319	318	488	198	168	1 529
III	Oberdornach	In den Weiden	197 441	24 994	0,13	205	204	241	51	72	786
IV	Metallwerke	Kanal	187 244	33 028	0,18	50	50	96	23	27	229
V	Gempenstrasse	Lolibach	115 595	9 590	0,08	63	63	62	10	16	215
VI	Im Asp-Apfelsee	keine	34 771	3 671	0,11	43	43	41	3	16	135
	Total		946 864	129 693	0,14	824	821	1 135	348	350	3 604
	Gemeinde Arlesheim										
I	Im Boden-Kreuzmatt	BBC	304 884	37 970	0,12	236	235	357	126	174	1 034
II	Dorf	Bachtelengraben	690 087	47 255	0,07	452	454	616	215	242	1 987
III	Hirsland	Dornachbrugg	330 505	27 732	0,08	220	220	363	134	120	1 115
IV	Schweinbach	Schweinbach	71 726	4 340	0,06	42	41	77	40	30	245
V	In den Weiden	keine	265 442	2 403	0,01	8	8	14	5	3	38
VI	Schappe	Kanal Schappe	128 101	17 317	0,14	9	9	62	13	3	43
	Total		1 790 745	137 017	0,08	967	967	1 489	533	572	4 462
	Gemeinde Reinach										
I	Dorf	In den Weiden	384 339	38 298	0,10	376	380	423	66	144	1 493
II	Hollen-Talacker	keine	108 418	8 910	0,08	104	106	136	39	73	436
III	Surbaum	In der Au	123 319	6 548	0,05	99	101	125	54	71	402
IV	Loog	keine	164 821	8 247	0,05	136	137	166	70	102	540
	Total		780 897	62 003	0,08	715	724	850	229	390	2 871
	Gemeinde Münchenstein										
I	Heiligholz	keine	98 559	13 435	0,14	145	145	195	122	122	643
II	Altes Dorf	Aliothstrasse	229 297	49 835	0,22	384	385	477	79	149	1 296
III	Hinter der Kirche	Elektra	138 656	8 469	0,06	62	63	106	33	34	263
IV	Gartenstadt-Loog	Hofmatt	283 965	34 008	0,12	404	410	598	353	298	1 825
V	Ruchfeld-Wasserhäuser	Wasserhäuser	280 033	39 758	0,14	538	540	641	369	346	2 102
VI	Teichweg	Holzbrücke	46 988	4 698	0,10	45	48	52	4	7	153
	Total		1 077 498	150 203	0,14	1 578	1 591	2 069	960	956	6 282
	Total der 6 Gemeinden		6 345 404	578 872	0,09	4 923	4 944	6 481	2 230	2 661	20 520

und Abwasserverhältnisse im unteren Birstal 1944

Tabelle 7

Wohnverhältn.		Bewohner			Trinkwasserverhältnisse					Abwasserverhältnisse (Personen)				
					Anzahl Hahnen					Abwasserbeseitigung durch				
											Versickerung		Vorflut	
Autoboxen	Gewerbliche Räume	a ständig	b über Tag	Wert $a+\frac{b}{3}$	Haus	WC	Garten	Total	Wasserverbrauch Jahresmittel 1939-1943 m³	Verjauchung	faul	frisch	faul	frisch
2	8	410	43	425	174	46	7	227	11 084	127	4	—	231	63
3	33	138	125	179	112	36	2	150	—	21	2	3	74	79
30	304	1 904	560	2 089	1 136	296	14	1 446	—	630	150	293	572	444
14	43	457	17	464	291	112	15	418	—	118	188	113	—	45
—	35	52	90	82	47	28	1	76	—	—	—	—	61	21
3	6	264	7	267	130	54	4	188	—	66	49	39	109	4
50	421	2 815	799	3 081	1 716	526	36	2 278	—	835	389	448	816	593
12	97	545	95	579	491	174	5	670	—	37	11	12	218	301
31	148	1 115	80	1 142	1 518	461	29	2 008	—	27	86	71	380	578
7	38	776	236	854	585	159	4	748	—	143	31	18	354	308
11	55	186	790	450	722	85	6	813	—	46	31	40	44	289
5	11	215	15	221	148	33	5	186	—	42	9	8	115	47
—	—	178	1	178	104	35	—	139	—	29	—	3	133	13
66	349	3 015	1 217	3 424	3 568	947	49	4 564	—	324	168	152	1 244	1 536
34	108	782	542	962	1 201	342	49	1 592	—	12	—	65	520	365
43	283	1 621	229	1 698	1 733	532	80	2 345	—	126	—	29	778	765
42	155	800	430	944	1 110	333	80	1 523	—	96	8	35	324	481
6	18	159	6	162	258	79	28	365	—	4	—	35	48	75
3	21	38	8	41	41	9	2	52	—	21	—	20	—	—
4	11	39	503	207	121	63	4	188	—	—	—	—	10	197
132	596	3 439	1 718	4 014	4 461	1 358	243	6 065	—	259	8	184	1 680	1 883
25	272	1 502	204	1 567	774	245	54	1 073	—	696	148	238	276	209
10	41	429	291	526	283	129	34	446	—	171	88	177	51	39
23	17	328	18	333	315	122	61	498	—	83	122	66	40	22
9	27	478	6	480	473	155	37	665	—	92	266	119	3	—
67	357	2 737	519	2 906	1 845	651	186	2 682	—	1 042	624	600	370	270
18	51	501	133	546	859	201	105	1 165	18 051	—	484	58	—	4
22	310	1 249	655	1 467	1 071	356	41	1 468	38 575	149	78	117	597	526
9	29	215	196	280	242	82	26	350	6 222	25	22	5	113	115
84	90	1 384	380	1 509	2 518	619	266	3 403	60 174	34	27	28	545	875
68	132	1 744	190	1 807	3 072	573	315	3 960	70 244	59	284	123	562	779
1	16	144	31	155	78	12	1	91	5 829	10	17	1	102	25
202	628	5 237	1 585	5 764	7 840	1 843	754	10 437	199 095	277	912	332	1 919	2 324
519	2 359	17 653	5 881	19 614	19 607	5 371	1 275	26 253	—	2 864	2 105	1 716	6 260	6 669

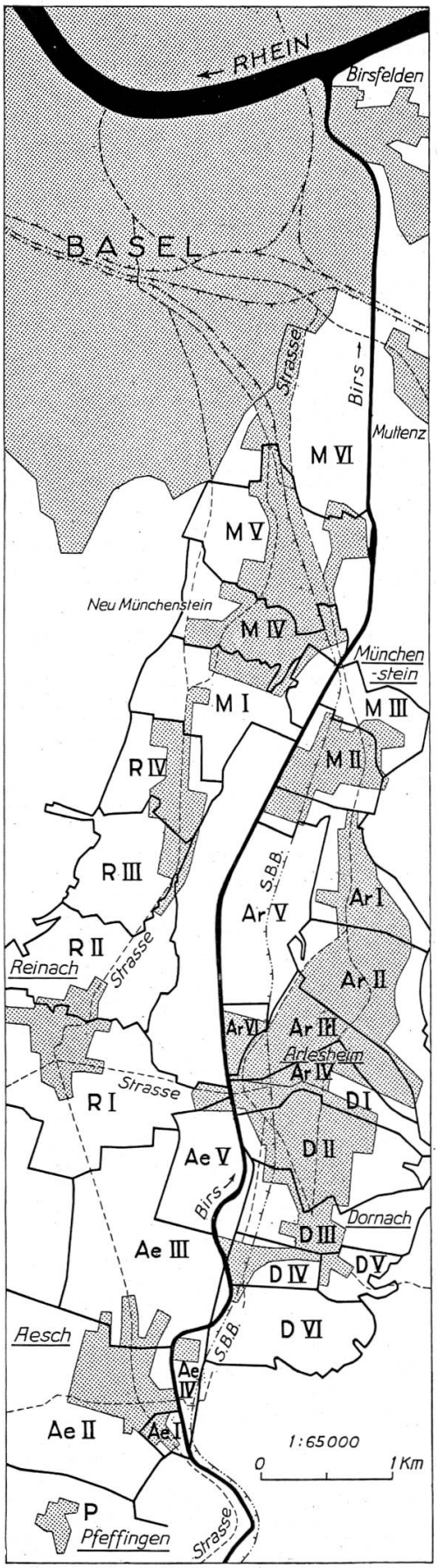


Abbildung 12. Erhebungen 1944: Einzugsgebiete. Masstab 1:65 000

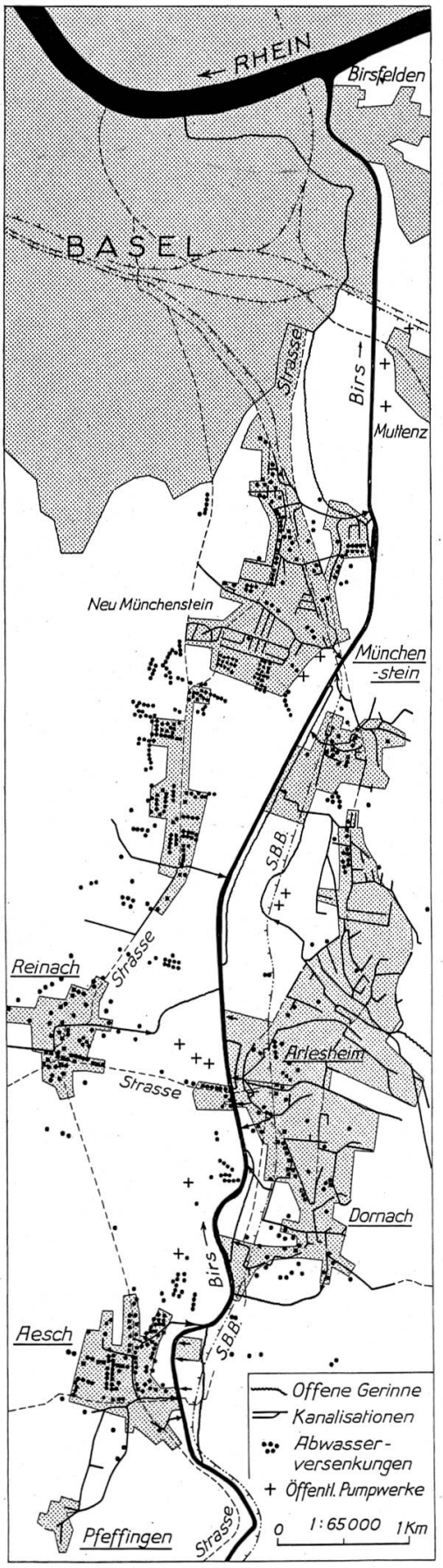


Abbildung 13. Erhebungen 1944: Bestehende Kanalisationen und Abwasserversenkungen. Masstab 1:65 000

Bodennutzung im unteren Birstal 1946 *Tabelle 8*

	Pfeffingen	Aesch	Dornach	Arlesheim	Reinach	Münchenstein	Birstal
Bestand in ha							
Wald	215	107	254	345	96	165	1 182
Produktives Land	195	445	201	213	478	364	1 896
Baugebiet[1])	62	110	97	94	64	135	562
Unproduktives Land	10	68	30	41	60	55	264
Totale Fläche	482	730	582	693	698	719	3 904
Durch Erhebungen 1944 erfasst	58[1])	117	95	179[1])	78	108	635
Einwohner							
Total	415	2 994	3 300	3 469	3 079	5 540	18 797
Durch Erhebungen 1944 erfasst (Wert a)	410	2 815	3 015	3 439	2 737	5 237	17 653
Aren pro Einwohner							
Wald	51,7	3,6	7,7	9,9	3,1	3,0	6,3
Produktives Land	47,0	14,8	6,1	6,1	15,4	6,6	10,1
Baugebiet	14,9	3,7	2,9	2,7	2,1	2,4	3,0
Unproduktives Land	2,4	2,3	0,9	1,2	1,9	1,0	1,4
Total	116,0	24,4	17,6	19,9	22,5	13,0	20,8
Wohndichten							
Einwohner pro ha, bezogen auf Baugebiet	7	27	34	37	48	41	33
Einwohner pro ha, bezogen auf Gemeindegebiet	1	4	6	5	4	8	5
Entfernung von Basel in Fahrminuten	–	31	28	22	23	9–15	–

[1]) Einschliesslich Baulücken, für die Bebauung vorgesehene Parzellen und Landbesitz grosser Güter (Baugebiet-Flächen nach Angaben der Gemeindeverwaltungen).

c) Wohnverhältnisse

Sehen wir beim Vergleich der effektiven Verhältnisse (Abb. 14) wiederum von Pfeffingen ab, so kann festgestellt werden, dass ausser dem stadtnächsten Münchenstein heute die übrigen vier Gemeinden an-

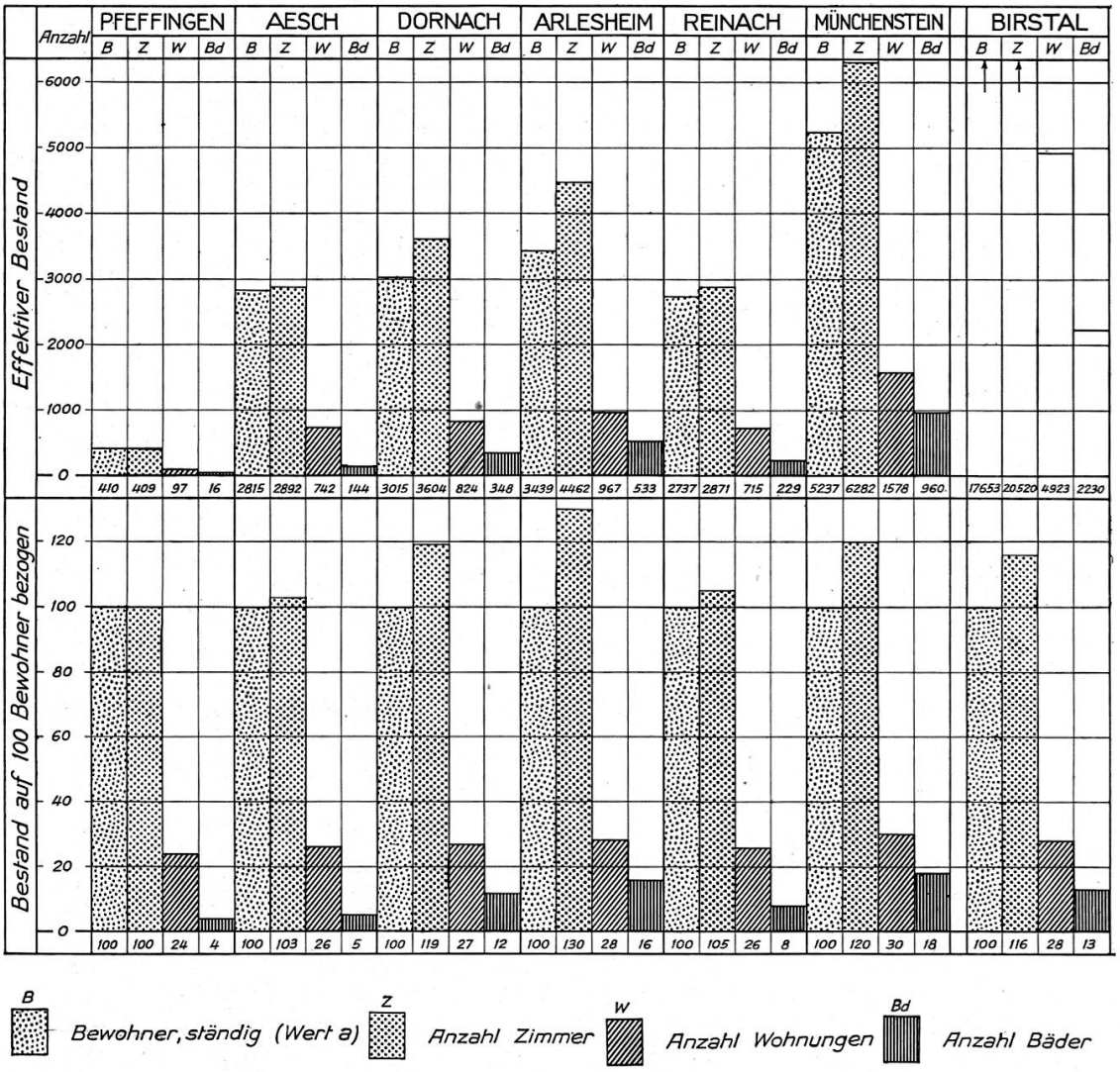


Abbildung 14. Wohnverhältnisse 1944

nähernd gleichviele Einwohner aufweisen. Interessant ist der Vergleich der Anzahl Zimmer und Wohnungen der verschiedenen Gemeinden. Auf 100 Personen fallen im Mittel 116 Zimmer (max. 130, min. 100) und 28 Wohnungen (max. 30, min. 24), d. h. etwa 4 Personen pro Wohneinheit.

Mit der Stadtnähe steigt die relative Zahl der Bäder. Für diesen Umstand ist die verhältnismässig grosse Zahl der Bauerngewerbe bei weiterer Entfernung von der Stadt massgebend. Reinach mit einer grösseren Anzahl bäuerlicher Gewerbe steht in dieser Hinsicht ebenfalls hinter den anderen Gemeinden zurück.

d) Trinkwasserverhältnisse

Der häusliche Wasserverbrauch wird nur in den Gemeinden Pfeffingen und Münchenstein mittelst Wassermessern festgestellt. Über den

effektiven häuslichen Wasserverbrauch der übrigen Gemeinden können keine gültigen Angaben beigebracht werden. Diese Gemeinden berechnen den zu leistenden „Wasserzins“ nach einem Schlüssel, in dem die Hahnenzahl pro Haus eine integrierende Rolle spielt.

Die Auswirkung dieser Berechnungsart zeigt sich in der in Abb. 15 gegebenen Darstellung. Die Gemeinde Pfeffingen als reine Bauernge-

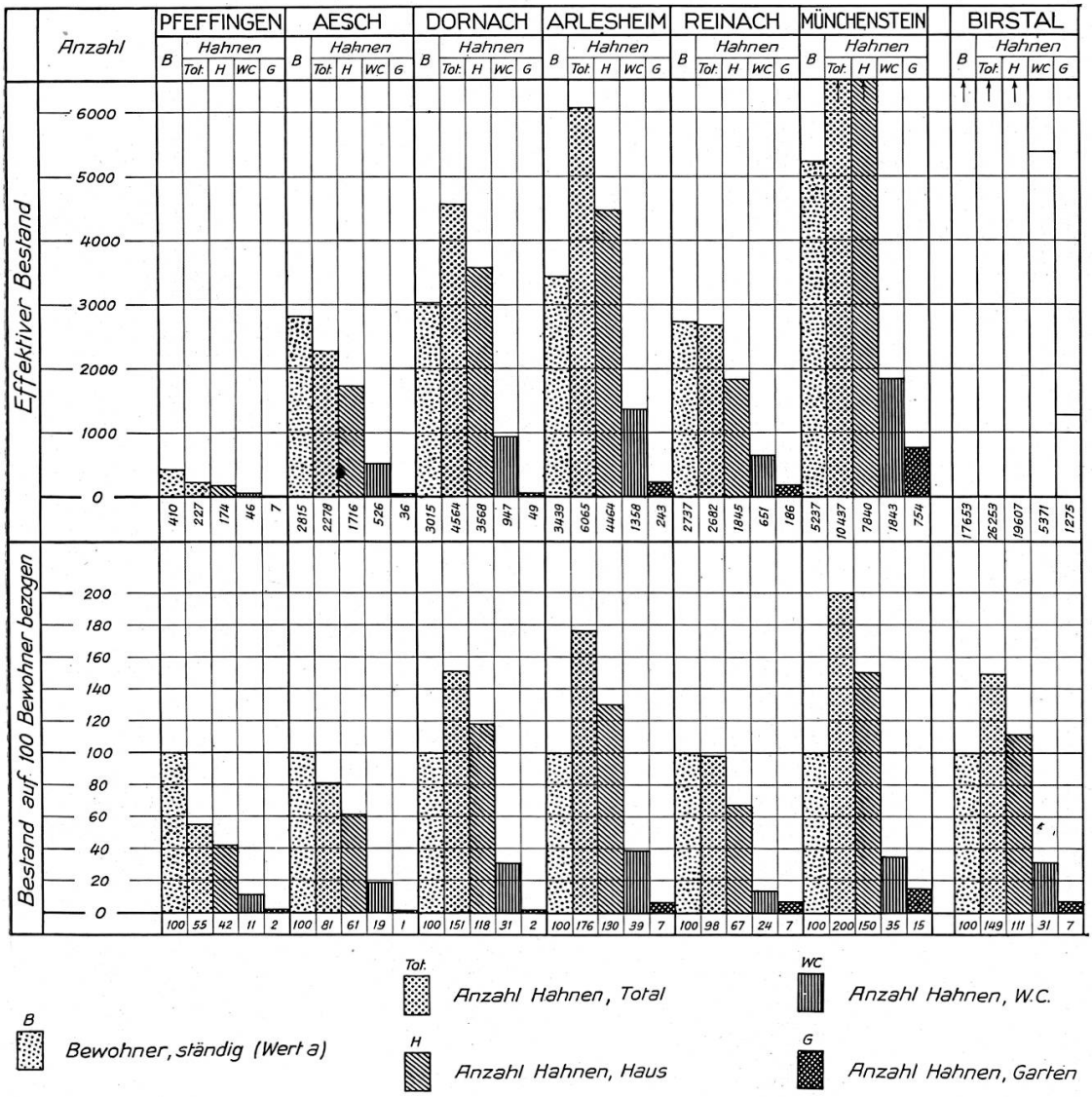


Abbildung 15. Trinkwasserverhältnisse (Entnahmestellen) 1944

meinde muss beim Vergleich ausscheiden. Die graphische Darstellung des auf 100 Einwohner bezogenen Bestandes zeigt deutlich, dass die Gemeinden Dornach und Arlesheim trotz ihres relativ hohen Wohnstandards nicht die Hahnenzahl der Gemeinde Münchenstein erreichen. Auch der Vergleich der Hahnen in Gärten zeigt, dass Münchenstein mehr als die doppelte Hahnenzahl (pro 100 Einwohner) als die anderen Gemeinden aufweist.

e) Wasserverbrauch

Auffallend ist, wieder abgesehen von Pfeffingen, der relativ hohe Wasserverbrauch pro Einwohner und Tag und ein langsames Ansteigen des Jahresverbrauches (Abb. 16). Dieser hohe Wasserverbrauch lässt sich zum Teil durch ausserordentlich grosse Wasserverluste in den Leitungsnetzen erklären. 1949 konnten in Arlesheim bereits Leitungsverluste festgestellt und behoben werden, die 100 l pro Einwohner und Tag übersteigen.

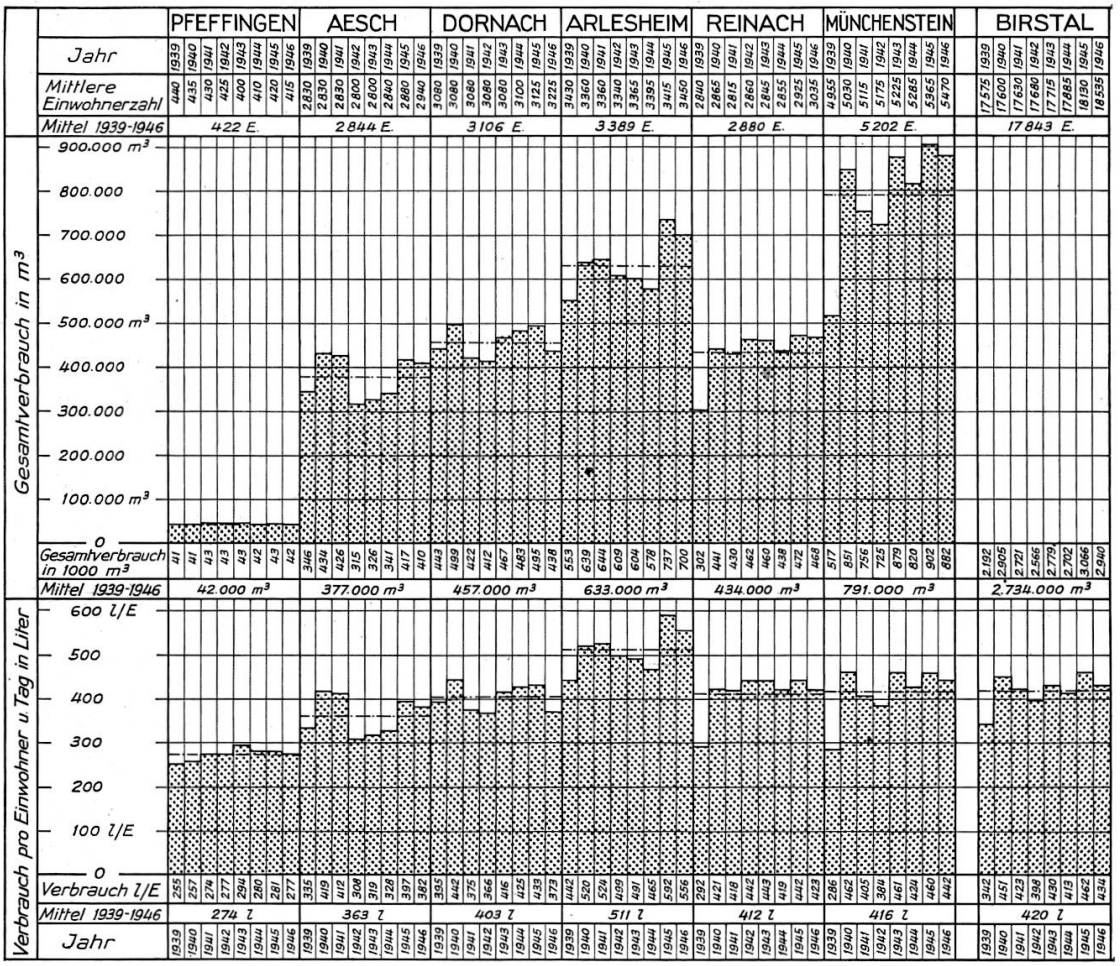


Abbildung 16. Wasserverbrauch 1939–1946
Gesamtverbrauch in m³ und Verbrauch pro Einwohner und Tag in Liter

Um den effektiven häuslichen resp. kontrollierten Wasserverbrauch der Gemeinde Münchenstein festzustellen, wurden die periodischen Ablesungen der häuslichen Wassermesser dem Wasserbezug aus Grundwasser und Quellen gegenübergestellt (Tabelle 9). Um eine Beurteilung dieser Verbrauchszahlen zu ermöglichen, wurden sie mit den genauen Statistiken des Wasserwerkes Basel verglichen.

Wasserbezug und Wasserverbrauch Münchenstein und Basel 1940–1946

Tabelle 9

Jahr	MÜNCHENSTEIN					MÜNCHENSTEIN					MÜNCHENSTEIN					BASEL						MÜNCHENSTEIN					BASEL						Jahr
		WASSERBEZUG in m^3				WASSERVERBRAUCH in m^3					WASSERVERBRAUCH pro Einw. u. Tag in Liter					WASSERVERBRAUCH pro Einw. u. Tag in Liter						WASSERVERBRAUCH in %					WASSERVERBRAUCH in %						
	Mittlere Einwohnerzahl	Grundwasser und Quellen	Direkt an öffentliche Brunnen angeschlossene Quellen	Total		Hausverbrauch (gemäss Wassermesser-Ablesungen)	Öffentliche Brunnen und 2% von Kol. 3 für Selbstverbrauch, Öffentliche Dienste, Bauwasser	Total kontrollierter Verbrauch	Verlust	Total	Hausverbrauch	Öffentl. Brunnen und 2% v. Kol. 3	Total kontrollierter Verbrauch	Verlust	Total	Hausverbrauch (ohne Verlustanteil)	Öffentl. Brunnen einschl. Brunnenwerke und Selbstverbr. (ohne Verlustanteil)	Total kontrollierter Verbrauch	Grossverbraucher	Verlust	Total	Hausverbrauch (ohne Verlustanteil)	Öffentl. Brunnen und 2% v. Kol. 3	Total kontrollierter Verbrauch	Verlust	Total	Hausverbrauch (ohne Verlustanteil)	Öffentl. Brunnen etc. (ohne Verlustanteil)	Total kontrollierter Verbrauch	Grossverbraucher	Verlust	Total	
				Kol. 3+4				Kol. 6+7		Kol. 8+9	entspr. Kol. 6	entspr. Kol. 7	entspr. Kol. 8	entspr. Kol. 9	entspr. Kol. 10			Kol. 16+17			Kol. 18+19+20	entspr. Kol. 11	entspr. Kol. 12	entspr. Kol. 13	entspr. Kol. 14	entspr. Kol. 15	entspr. Kol. 16	entspr. Kol. 17	entspr. Kol. 18	entspr. Kol. 19	entspr. Kol. 20	entspr. Kol. 21	
1	2	3	4	5		6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33
1940	5030	827.000	24.000	851.000		236.200	82.100	318.300	532.700	851.000	128	45	173	289	462	145	23	168	83	18	269	28	10	38	62	100	54	8	62	31	7	100	1940
1941	5115	731.500	24.000	755.500		226.100	80.200	306.300	449.200	755.500	121	44	165	240	405	147	25	172	70	16	258	30	11	41	59	100	57	10	67	27	6	100	1941
1942	5175	701.000	24.000	725.000		247.100	79.600	326.700	398.300	725.000	131	42	173	211	384	151	20	171	73	22	266	35	10	45	55	100	57	7	64	27	9	100	1942
1943	5225	854.500	24.000	878.500		284.600	82.700	367.300	511.200	878.500	149	43	192	269	461	156	18	174	76	15	265	33	9	42	58	100	59	7	66	28	6	100	1943
1944	5285	796.200	24.000	820.200		299.200	81.500	380.700	439.500	820.200	155	42	197	227	424	156	16	172	72	23	267	37	10	47	53	100	58	6	64	27	9	100	1944
1945	5365	878.300	24.000	902.300		343.500	83.200	426.700	475.600	902.300	175	42	217	243	460	167	17	184	75	23	282	38	9	47	53	100	59	6	65	27	8	100	1945
1946	5470	857.700	24.000	881.700		337.100	82.800	419.900	461.800	881.700	169	42	211	231	442	167	18	185	118	23	326	38	10	48	52	100	51	6	57	36	7	100	1946

Im Wasserbezug wurden sämtliche Bezüge eingeschlossen: Die Grundwasserbezüge nach den Ablesungen der Wassermesser im Pumpwerk, die Quellwasserbezüge nach den Messungen des Brunnmeisters und die nicht an die allgemeine Wasserversorgung angeschlossenen öffentlichen Brunnen durch eigene Messungen. Analog wurden bei den Vergleichszahlen in Basel die alten Brunnwerke mit eigenem Netz ebenfalls einbezogen. Die Messung der Quellwasserbezüge darf nicht als absolut einwandfrei angesehen werden. Fehler spielen jedoch keine grosse Rolle, da diese Mengen von unbedeutender Grössenordnung sind.

Beim Vergleich des Wasserverbrauches pro Einwohner und Tag ist die Feststellung interessant, dass der Hausverbrauch in Münchenstein und Basel fast gleich gross ist. Der Verbrauch der öffentlichen Brunnen ist gemäss den Messungen eingetragen. Analog der Berechnung in Basel ist für den Selbstverbrauch der Gemeinde (Reinigung von Strassen, Strassenbesprengung im Sommer, Reinigung von Wasserversorgungsanlagen und Kanalisationen, Bauwasser) ein bestimmter Prozentsatz des kontrollierten Verbrauches eingesetzt. Die Differenz zwischen dem gesamten kontrollierten Verbrauch und dem effektiven Wasserbezug muss als Verlust bezeichnet werden.

Die Zusammenstellung in Tabelle 9 lässt den Schluss zu, dass in Münchenstein erhebliche Mengen Trinkwasser durch Leitungsverluste oder andere Defekte der Versorgungsanlagen verloren gehen. Eine einwandfreie Kontrolle des Wasserverbrauches der einzelnen Gemeinden ist jedoch erst möglich, wenn der ganze Wasserbezug (auch Quellen) und jede Wasserabgabe durch Wassermesser festgehalten und darüber von jeder Gemeinde genau Buch geführt wird.

f) Stand der Abwasserbeseitigung (Abb. 17)

In Anbetracht der gegenseitigen Beziehungen von Abwasser, Grundwasser und Oberflächenwasser war es erwünscht festzustellen, in welchem Masse Abwasser dem Untergrunde oder den Vorflutern zugeleitet wird. Ebenfalls wurde festgestellt, inwieweit Abwasser landwirtschaftlich genutzt wird. Bei Liegenschaften, die ihre Abwasser auf verschiedene Arten beseitigen, wurde folgender, auf der Sauerstoffzehrung beruhender Verteilungsschlüssel angenommen:

Fäkalabwasser	70–75%
Küchenabwasser	15–20%
Bad- und Waschküchenabwasser . .	5–15%

Bei der Durchführung der Erhebungen wurden faul und frisch versenkte oder in die Vorflut abgegebene Abwasser unterschieden. Dem Unterschied ist nur eine relative Bedeutung zuzumessen, da nicht durchwegs mit Sicherheit getrennt werden konnte.

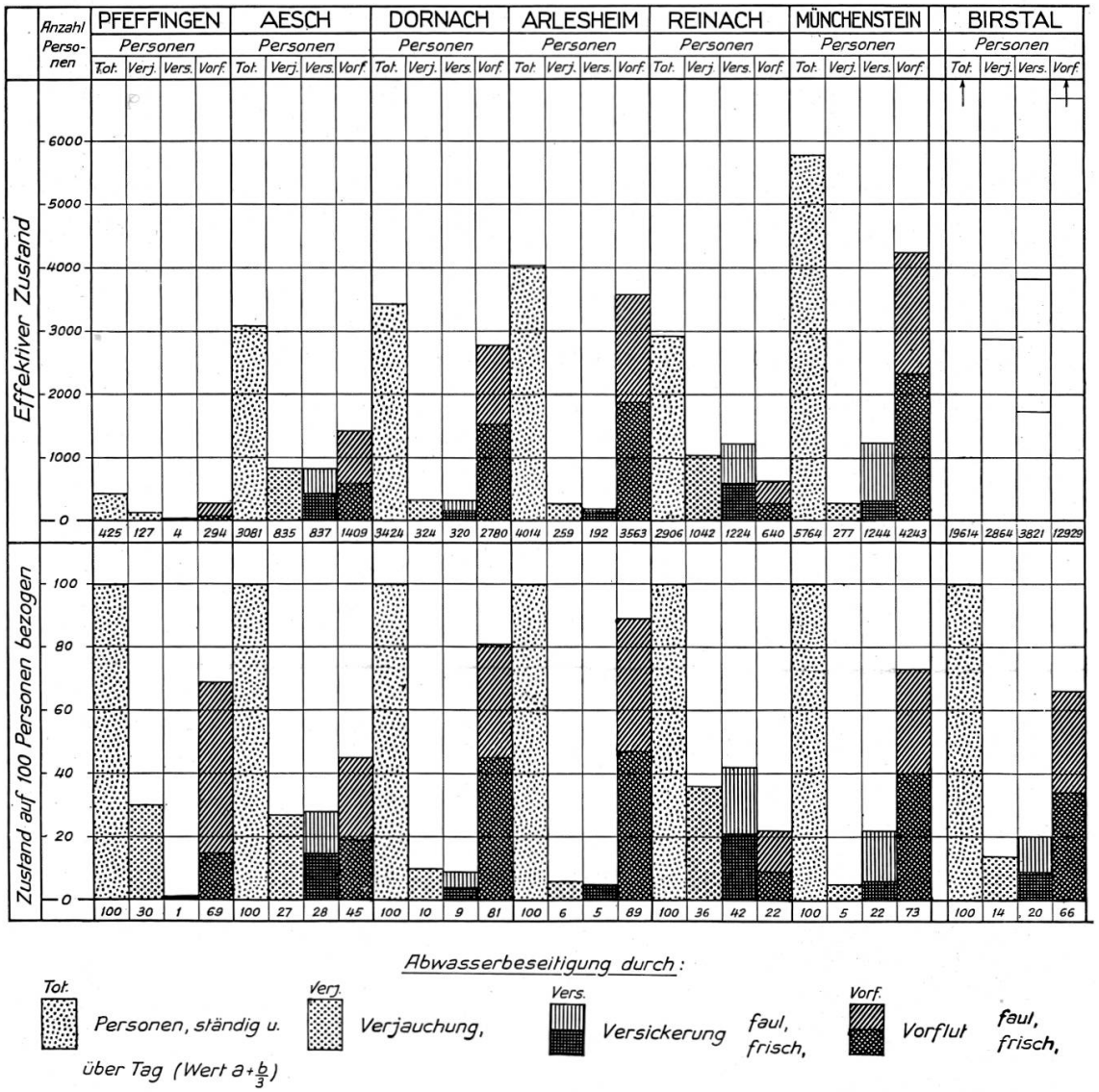


Abbildung 17. Abwasserverhältnisse 1944

In Abbildung 13 sind die örtliche Verteilung der heutigen Versenkungen häuslicher Abwasser und die bestehenden Kanalisationen dargestellt. Abbildung 17 zeigt, dass bei Berücksichtigung der relativen Verhältnisse (Bezug auf 100 Einwohner) die Gemeinde Reinach am meisten Abwasser in den Untergrund versenkt. Bei Betrachtung der absoluten Werte sind es vor allem die Gemeinden Aesch, Reinach und Münchenstein, die beträchtliche Mengen Abwasser dem Untergrund übergeben. Bei der Besprechung der Grundwasserverhältnisse wird auf die Auswirkung dieser Abwasserbeseitigung zurückgekommen. Es sei hier nur angeführt, dass die Beeinträchtigung des Grundwassers durch das grosse Ausmass der Abwasserversenkungen und deren lokale Verteilung weitgehende Erklärung fand (siehe Kapitel P).

2. Wohndichten bestehender Baugebiete

a) Zweck der Auswertungen

Die Zuleitungskanäle zu den zentralen Abwasser-Reinigungsanlagen müssen einerseits so dimensioniert werden, dass sie der Entwicklung und den zukünftigen Bedürfnissen der Gemeinden genügen. Andererseits sollen überdimensionierte Kanalisationsstränge aus ökonomischen Gründen vermieden werden. Entsprechend diesen Überlegungen muss versucht werden, die zukünftig anfallenden Abwassermengen mit grösstmöglicher Wahrscheinlichkeit zu ermitteln.

Die Kenntnis der bei verschiedenen Überbauungsarten pro Flächeneinheit tatsächlich vorhandenen Einwohnerzahlen ist eine unentbehrliche Grundlage für derartige Berechnungen.

b) Umfang und Durchführung der Wohndichte-Bestimmungen

Für die Berechnung von tatsächlichen Wohndichten bestimmter Überbauungsarten standen die 1944 im unteren Birstal durchgeführten Erhebungen (vgl. Kapitel C 1) zur Verfügung. Die Auswertungen erfolgten getrennt nach folgenden Überbauungsarten:

1. Dorfkern bzw. Ortskern
2. Hoher Wohnbau, 3 Geschosse, Reihenhäuser
3. Niedriger Wohnbau, 2 Geschosse, Reihenhäuser
4. Niedriger Wohnbau, 2 Geschosse, gemischte Bauweise
5. Niedriger Wohnbau, 2 Geschosse, Einzelhäuser
6. Niedriger Wohnbau, weiträumig, 2 Geschosse, Einzelhäuser

Das Reihenhaus in 2- oder 3geschossiger Ausführung ist bis heute im Gebiet des unteren Birstales noch nicht sehr verbreitet. Mit der Verdichtung der Bewohnung in den einzelnen Gemeinden und dem dadurch bedingten Ansteigen der Landpreise wird jedoch das Reihenhaus aus wirtschaftlichen Gründen zukünftig in vermehrtem Masse gebaut werden. Da in unserem Erhebungsmaterial aus dem unteren Birstal nur wenige gute Beispiele für die Reihenbauweise vorhanden sind, wurden neuere Siedlungen dieser Überbauungsart aus dem Kanton Basel-Stadt in die Auswertungen einbezogen. Mit Ausnahme der Bauten an der Reinacherstrasse handelt es sich dabei um Wohngenossenschaften. Die Unterlagen wurden uns vom Stadtplanbüro, den Architekten der einzelnen Siedlungen und den Wohngenossenschafts-Verwaltern entgegenkommenderweise zur Verfügung gestellt.

Um möglichst zuverlässige, von lokalen Zufälligkeiten unabhängige Durchschnittswerte zu erhalten, wurden die Auswertungen über ein möglichst ausgedehntes Gebiet durchgeführt. Die Lage der ausgewählten typischen Gebiete mit bestimmter Überbauungsart ist aus Abbildung 18 ersichtlich.

Die Gesamtfläche der ausgewerteten Baugebiete (Beispiele 1–28) umfasst ohne Einschluss der Strassen eine Fläche von 85,0 ha und mit Einschluss der Strassen eine solche von 97,7 ha. Der mittlere Anteil der Strassenfläche beträgt somit 13,0%. Die Strassenflächen wurden aus den vorhandenen Übersichtsplänen der einzelnen Gemeinden berechnet, wobei nur die durch die Vermarkung ausgewiesenen Flächen berücksichtigt wurden.

Bei der Mehrzahl der für die Auswertung gewählten Beispiele handelt es sich um Gebiete, deren Überbauung im Laufe der Jahre langsam und wenig einheitlich anwuchs. Aus diesem Grunde war eine strenge Zuordnung dieser Gebiete in bestimmte Zonen, wie sie in der Praxis der Zonenplanung vorgesehen sind, nicht durchwegs möglich. In den mit «Niedriger Wohnbau» bezeichneten Baugebieten finden sich vereinzelt 3geschossige Bauten und 2geschossige Bauten mit ausgebautem Dachstock. Diese Abweichungen von der zur Zeit üblichen Zoneneinteilung sind jedoch unwesentlich und beeinflussen die Resultate der Auswertungen kaum. Zudem zeichnet sich heute bereits die Tendenz ab, zur Vermeidung einer Eintönigkeit in niederen Bauzonen an gewissen zentralen Punkten höhere Bebauungen zuzulassen. Damit dürften die ermittelten Werte auch zur Errechnung von Wohndichten zukünftiger Überbauungen ihre Gültigkeit behalten.

Um Zahlen geschlossener Baugebiete zu erhalten, wurden die Baulücken (nicht überbaute Parzellen) innerhalb der einzelnen Baugebiete als überbaut angenommen und dafür aus dem entsprechenden Baugebiet errechnete Mittelwerte eingesetzt (Tabelle 10, Kolonnen 4 und 5, Baugebiete mit Einschluss der Baulücken). Infolgedessen sind auch die im Zeitraum zwischen den Erhebungen (1944) und den Auswertungen (1949) entstandenen Neubauten in den vorliegenden Untersuchungen berücksichtigt. Im gleichen Zeitabschnitt vorgenommene Umbauten wurden dagegen nicht berücksichtigt; sie fallen jedoch wegen ihres geringen Umfanges für die Auswertungen nicht in Betracht.

c) Ergebnisse der Auswertungen

Ausser den für die vorliegenden Untersuchungen besonders interessierenden Ermittlungen der Bebauungsziffern und der Einwohnerzahlen

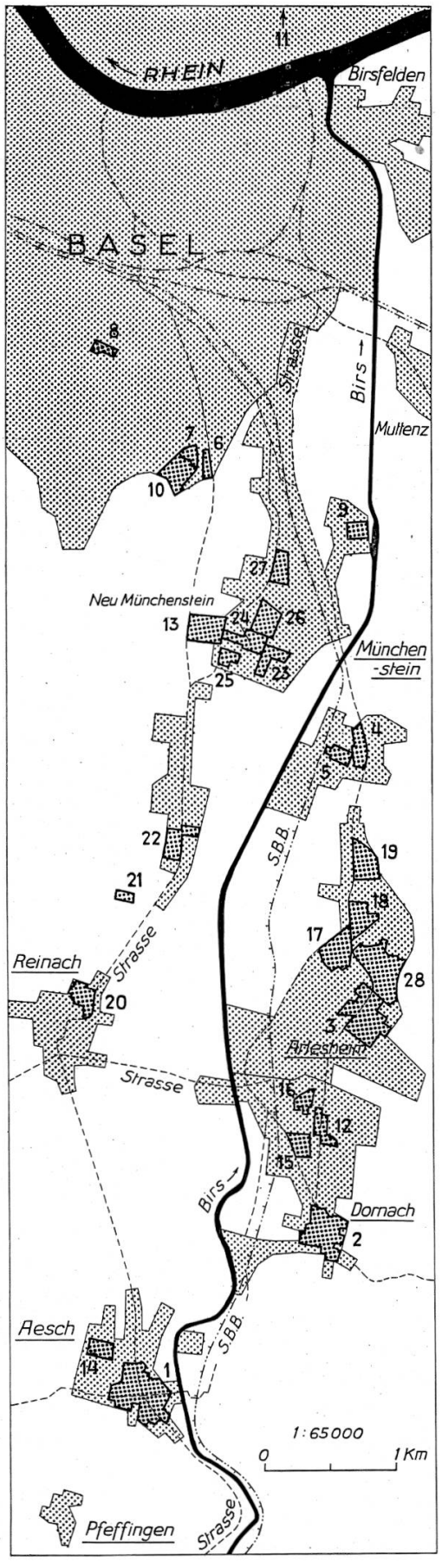


Abbildung 18.
Wohndichten bestehender Baugebiete. Situation der Beispiele 1–28. Masstab 1:65000

pro ha (Wohndichte) wurden die Auswertungen auch auf weitere, allgemein interessierende Angaben ausgedehnt. So wurden die Werte für die Zahl der Wohnungen pro Liegenschaft und die Zahl der Bewohner pro Wohnung ermittelt. Sämtliche genannten und für insgesamt 28 Beispiele durchgeführten Auswertungen sind in Tabelle 10 mit den entsprechenden Mittelwerten zusammengestellt.

Betrachten wir die einzelnen Bebauungskategorien, so lassen sich nachfolgende Grenzwerte feststellen, wobei unter der Bebauungsziffer das Verhältnis von überbauter Fläche zur Grundstückfläche verstanden wird.

Baugebiet	Bebauungsziffer (Kol. 10)		Wohndichte Bewohner pro ha (Kol. 19)	
	min.	max.	min.	max.
Dorfkern	1:3,3	1:2,4	85	116
Hoher Wohnbau				
3 Geschosse, Reihenhäuser .	1:6,3	1:3,3	115	267
Niedriger Wohnbau				
2 Geschosse, Reihenhäuser .	1:5,1	1:3,0	116	167
2 Geschosse, gemischte Bauweise	1:5,6	1:4,8	69	87
2 Geschosse, Einzelhäuser . .	1:9,4	1:5,5	40	80
Niedriger Wohnbau, weiträumig				
2 Geschosse, Einzelhäuser . .	1:12,3		25	

Um die Anwendung der ermittelten Zahlen für Planungen zu erleichtern, wurden von den 28 überprüften Beispielen 18 charakteristische im Masstab 1:3500 dargestellt. Den Baucharakter der einzelnen Gebiete zeigt die jedem Beispiel beigegebene Foto einer typischen Strasse oder Hausgruppe (siehe Abb. 19–36). Die vorliegenden Beispiele gestatten für generelle Berechnungen bei Ortsplanungen nachstehende Zahlen anzunehmen:

Baugebiet	Bebauungsziffer (Kol. 10)	Wohndichte Bewohner pro ha (Kol. 19)
Dorfkern	1:3	90 – 100
Hoher Wohnbau		
3 Geschosse, Reihenhäuser . . .	1:7 – 1:5	160 – 260
Niedriger Wohnbau		
2 Geschosse, Reihenhäuser . . .	1:5 – 1:3	120 – 160
2 Geschosse, gemischte Bauweise	1:6 – 1:5	70 – 90
2 Geschosse, Einzelhäuser . . .	1:9 – 1:6	40 – 80
Niedriger Wohnbau, weiträumig		
2 Geschosse, Einzelhäuser . . .	1:15– 1:10	20 – 30

Wohndichten bestehender Baugebiete. Zusammenstellung der ausgewerteten Beispiele 1–28

Tabelle 10

Beispiel Nº	Gemeinde	Gebiet	Grösse des Baugebietes ohne Strassen	Grösse des Baugebietes mit Strassen	Anteil der Strassenfläche	Überbaute Fläche	Bebauungsziffer: Anteil der überbauten Fläche an der Grösse des Baugebietes ohne Str.	Bebauungsziffer: Anteil der überbauten Fläche an der Grösse des Baugebietes mit Str.	Bebauungsziffer: Verhältnis der Hausfläche zur Parzellenfläche (H:P) ohne Str.	Bebauungsziffer: Verhältnis der Hausfläche zur Parzellenfläche (H:P) mit Str.	Zahl der Liegenschaften	Zahl der Wohnungen	Zahl der Wohnungen pro Liegenschaft	Bewohner im Baugebiet	Bewohner pro Liegenschaft	Bewohner pro Wohnung	Wohndichte: Bewohner pro ha ohne Strassen	Wohndichte: Bewohner pro ha mit Strassen	Wohndichte: Aren pro Bewohner ohne Strassen	Wohndichte: Aren pro Bewohner mit Strassen
			ha	ha	%	ha	%	%	1 : x	1 : x'									a	a
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21
	Dorfkern																			
1	Aesch	Dorfkern	11.069	12.532	11.7	3.384	30.6	27.0	1:3.3	1:3.7	184	323	1.8	1166	6.3	3.6	105	93	0.95	1.08
2	Dornach	Dorfkern	4.651	5.482	15.1	1.545	33.2	28.2	1:3.1	1:3.5	77	126	1.6	472	6.1	3.7	101	86	0.99	1.16
3	Arlesheim	Dorfkern	7.280	8.811	17.4	2.608	35.8	29.6	1:2.8	1:3.4	129	216	1.7	749	5.8	2.7	103	85	0.97	1.18
4	Münchenstein	Dorfkern	2.057	2.523	18.5	0.846	41.2	33.5	1:2.4	1:3.0	45	91	2.0	293	6.5	3.2	142	116	0.70	0.86
	Mittelwerte		25.057	29.348	14.6	8.383	33.5	28.6	1:3.0	1:3.5	435	756	1.7	2680	6.2	3.5	107	91	0.94	1.10
	Hoher Wohnbau, 3 Geschosse, Reihenhäuser																			
5	Münchenstein	Gstad	1.501	1.750	14.2	0.457	30.4	26.1	1:3.3	1:3.8	42	120	2.9	350	8.3	2.9	233	200	0.43	0.50
6	Basel	Reinacherstrasse	0.982	1.104	11.1	0.189	19.2	17.1	1:5.2	1:5.9	10	60	6.0	210	21.0	3.5	214	190	0.47	0.53
7	Basel	Jakobsbergerholz	1.135	1.301	12.8	0.180	15.9	13.8	1:6.3	1:7.3	7	52	7.4	150	21.4	2.9	132	115	0.76	0.87
8	Basel	Thierstein	1.158	1.439	19.6	0.292	25.2	20.3	1:4.0	1:4.9	19	117	6.2	383	20.2	3.3	331	267	0.30	0.38
	Mittelwerte		4.776	5.594	14.6	1.118	23.4	20.0	1:4.3	1:5.0	78	349	4.5	1093	14.0	3.1	229	196	0.44	0.51
	Niedriger Wohnbau, 2 Geschosse, Reihenhäuser																			
9	Münchenstein	Beim Wasserhaus	1.507	1.822	17.3	0.351	23.2	19.2	1:4.3	1:5.2	60	60	1.0	213	3.6	3.6	141	117	0.71	0.85
10	Basel	Jakobsbergerholz	3.021	3.594	16.0	0.592	19.6	16.5	1:5.1	1:6.1	94	94	1.0	419	4.5	4.5	139	116	0.72	0.86
11	Basel	Zur Eiche (Eglisee)	0.748	0.920	18.6	0.247	33.0	26.8	1:3.0	1:3.7	38	38	1.0	154	4.1	4.1	206	167	0.49	0.60
	Mittelwerte		5.276	6.336	16.7	1.190	22.6	18.8	1:4.4	1:5.3	192	192	1.0	786	4.1	4.1	149	124	0.67	0.81

Niedriger Wohnbau, 2 Geschosse, Gemischte Bauweise (vereinzelt 3 Geschosse)

12	Dornach	Im äussern Ziel	1.686	1.901	11.3	0.349	20.7	18.3	1:4.8	1:5.4	26	47	1.8	166	6.4	3.5	98	87	1.02	1.14
13	Münchenstein	Gartenstadt	5.454	6.429	15.2	0.981	18.0	15.3	1:5.6	1:6.6	101	143	1.4	444	4.4	3.1	81	69	1.23	1.45
	Mittelwerte		7.140	8.330	14.3	1.330	18.6	16.0	1:5.4	1:6.2	127	190	1.5	610	4.8	3.2	85	73	1.18	1.37

Niedriger Wohnbau, 2 Geschosse, Einzelhäuser (zum Teil ausgebauter Dachstock)

14	Aesch	Neumatt	2.060	2.340	12.0	0.231	11.2	9.9	1:8.9	1:10.1	21	26	1.2	102	4.9	3.9	50	44	2.02	2.29
15	Dornach	Hätzlismatt	2.584	2.724	5.1	0.306	11.8	11.2	1:8.4	1:8.9	20	32	1.6	108	5.4	3.4	42	40	2.39	2.52
16	Dornach	Buggelirain	1.314	1.425	7.8	0.191	14.5	13.4	1:6.9	1:7.5	14	17	1.2	57	4.1	3.4	43	40	2.31	2.50
17	Arlesheim	Hübelmatten	4.781	5.310	10.0	0.529	11.0	10.0	1:9.0	1:10.0	50	86	1.7	266	5.3	3.1	56	50	1.79	2.00
18	Arlesheim	Im Lee	3.336	3.634	8.2	0.369	11.1	10.1	1:9.0	1:9.8	39	51	1.3	144	3.7	2.8	43	40	2.32	2.50
19	Arlesheim	Im Nullen	3.698	4.308	14.2	0.395	10.7	9.2	1:9.4	1:10.9	53	61	1.2	221	4.2	3.6	60	51	1.67	1.95
20	Reinach	Bei der Brauerei	2.117	2.448	13.5	0.246	11.6	10.0	1:8.6	1:10.0	29	35	1.2	124	4.3	3.5	59	51	1.71	1.98
21	Reinach	Mischeliacker	0.725	0.848	17.1	0.091	12.6	10.7	1:8.0	1:9.3	14	14	1.0	48	3.4	3.4	66	57	1.51	1.77
22	Reinach	Surbaum	1.987	2.331	14.8	0.231	11.6	9.9	1:8.6	1:10.1	33	43	1.3	134	4.1	3.1	67	57	1.48	1.74
23	Münchenstein	Schmidhölzli	1.740	2.082	16.4	0.293	16.8	14.1	1:5.9	1:7.1	35	46	1.3	166	4.7	3.6	95	80	1.05	1.25
24	Münchenstein	Schulacker	2.721	3.162	14.0	0.493	18.1	15.6	1:5.5	1:6.4	56	70	1.3	229	4.1	3.3	84	72	1.19	1.38
25	Münchenstein	Schulacker	0.955	1.111	14.1	0.137	14.3	12.3	1:7.0	1:8.1	17	18	1.1	65	3.8	3.6	68	59	1.47	1.71
26	Münchenstein	Obere Loog	3.150	3.569	11.8	0.476	15.1	13.3	1:6.6	1:7.5	56	68	1.2	233	4.2	3.4	74	65	1.35	1.53
27	Münchenstein	Fichtenhölzli	2.263	2.603	13.1	0.357	15.8	13.7	1:6.3	1:7.3	36	50	1.4	171	4.7	3.4	76	66	1.32	1.52
	Mittelwerte (Beispiele 14-19)		17.773	19.741	10.0	2.021	11.4	10.2	1:8.8	1:9.8	197	273	1.4	898	4.6	3.3	51	46	1.96	2.17
	Mittelwerte (Beispiele 20-22)		4.829	5.627	14.2	0.568	11.8	10.1	1:8.5	1:9.9	76	92	1.2	306	4.0	3.3	63	54	1.59	1.85
	Mittelwerte (Beispiele 23-27)		10.829	12.527	13.5	1.756	16.2	14.0	1:6.2	1:7.1	200	252	1.3	864	4.3	3.4	80	69	1.25	1.45
	Mittelwerte Beispiele 14-27		33.431	37.895	11.8	4.345	13.0	11.4	1:7.7	1:8.8	473	617	1.3	2068	4.4	3.3	62	55	1.61	1.82

Niedriger Wohnbau weiträumig, 2 Geschosse, Einzelhäuser

28	Arlesheim	Bildstöckli	9.316	10.204	7.9	0.759	8.2	7.4	1:12.3	1:13.4	58	65	1.1	256	4.4	3.9	27	25	3.64	3.98

Soll die für die Zonenplanung im Kanton Baselland hauptsächlich in Frage kommende 2geschossige Bauweise als Ganzes, ohne Trennung in Reihen- und Einzelhäuser, erfasst werden, so ist vor allem notwendig, Klarheit zu schaffen über das Verhältnis

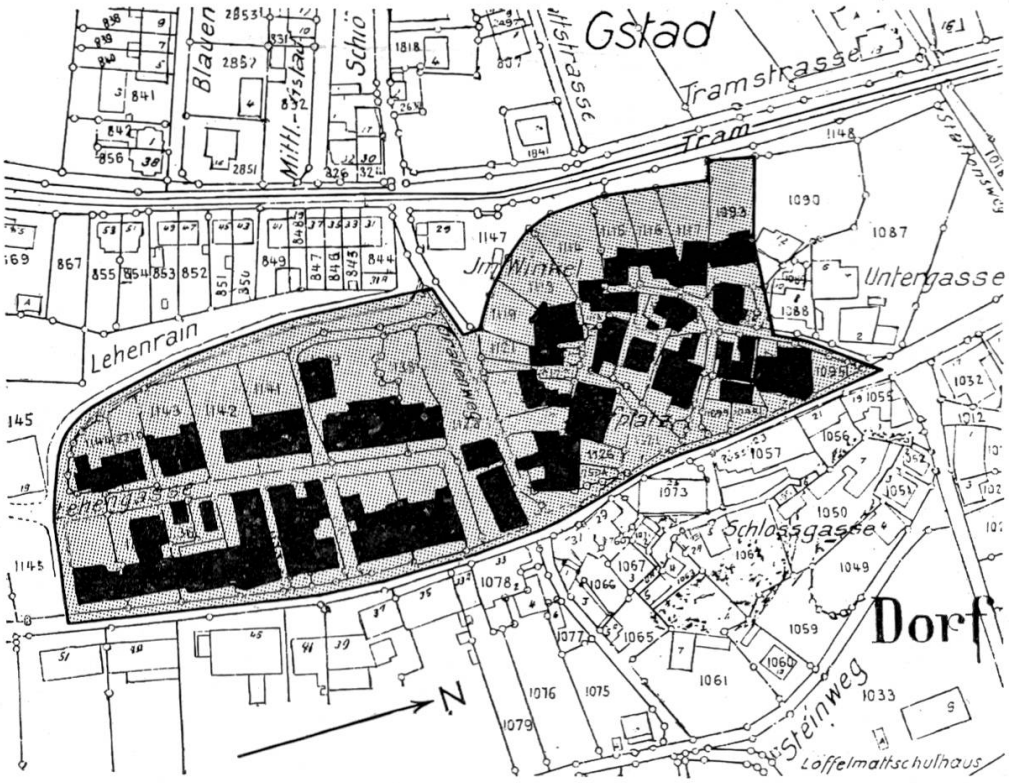
Reihenhäuser (R) zu Einzelhäuser (E)

Nachstehend sind die Wohndichten für verschiedene Bebauungsverhältnisse ermittelt:

		Mittlere Wohndichte
1 R : 1 E	rund	100 Einwohner/ha
1 R : 2 E	rund	87 Einwohner/ha
1 R : 3 E	rund	80 Einwohner/ha
1 R : 4 E	rund	76 Einwohner/ha
1 R : 6 E	rund	71 Einwohner/ha
1 R : 8 E	rund	69 Einwohner/ha

Für die gemischte Bauweise ergaben die Auswertungen 70–90 Einwohner/ha

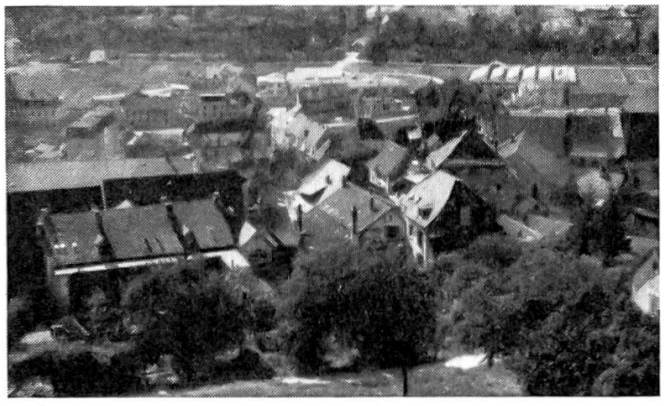
Auf Grund der vorstehenden Bebauungsziffern, Wohndichten und Verhältniszahlen kann für die Vollbesiedlung bei einem gegebenen Baugebiet die zukünftige Einwohnerzahl, oder umgekehrt, bei einer gegebenen Einwohnerzahl das zukünftige Baugebiet annähernd bestimmt werden.



Baulücken entsprechend der bestehenden Überbauung als überbaut angenommen

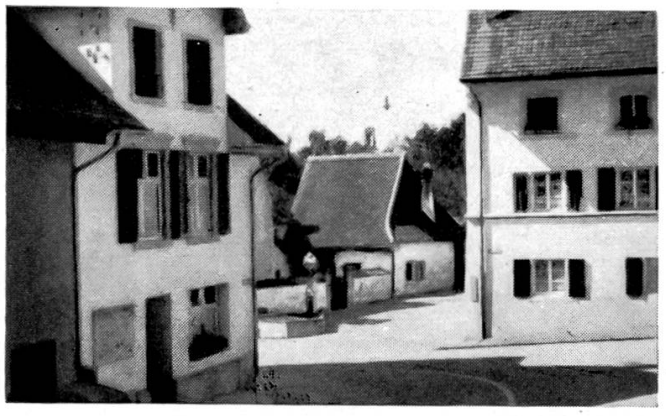
Gemeinde: Münchenstein
Gebiet: Dorf
Situation 1:3500

Grösse des Baugebietes, mit Strassen, ha	2,523
Bebauungsziffer H:P, ohne Strassen	1:2,4
Zahl der Wohnungen pro Liegenschaft	2,0
Bewohner pro Liegenschaft	6,5
Wohndichte: Bewohner pro ha, mit Strassen	116
Wohndichte: Aren pro Bewohner, ohne Str.	0,70

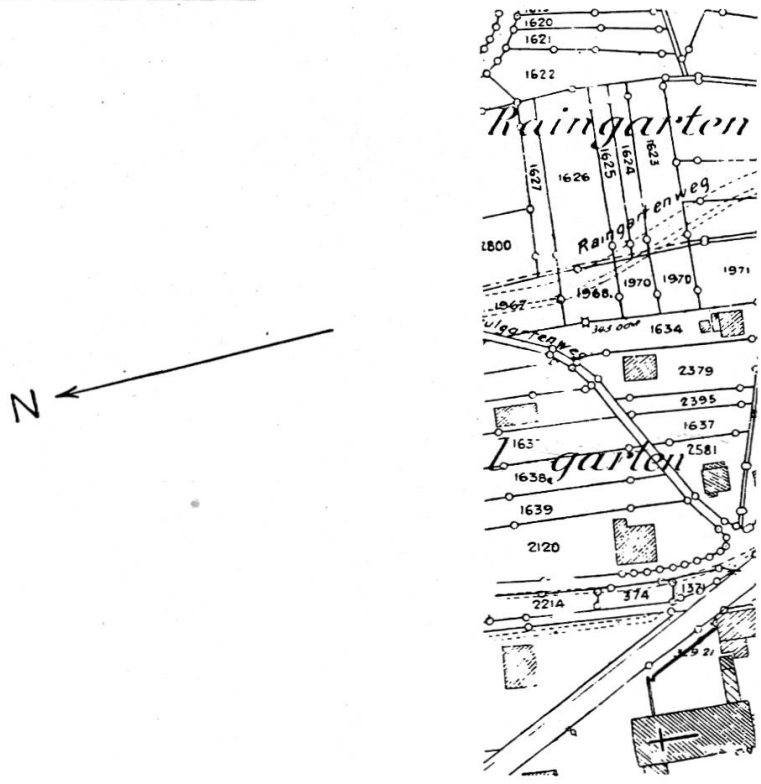


Zone:
Dorfkern

Abbildung 19. Wohndichten bestehender Baugebiete. Beispiel Nr. 2

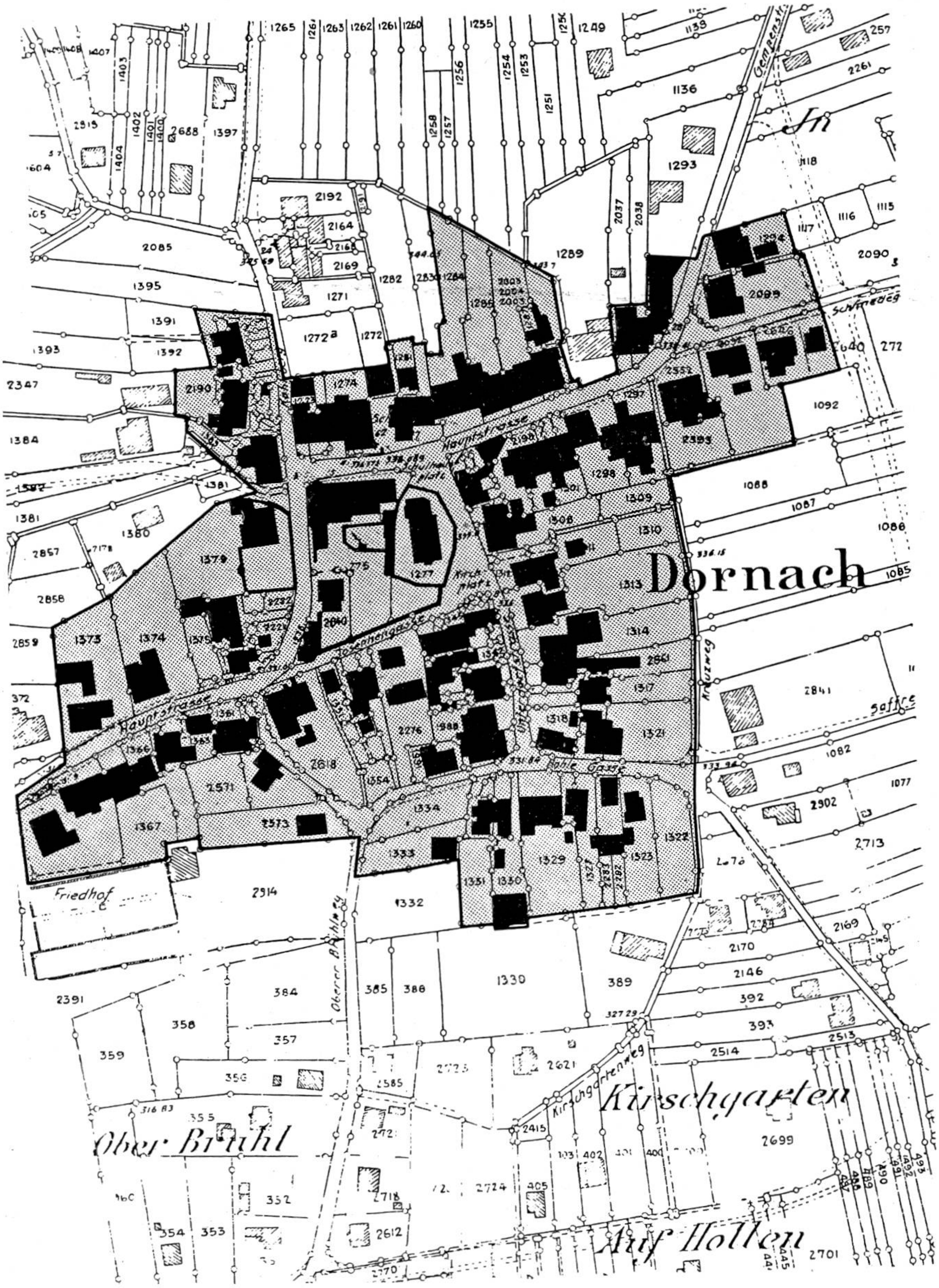


Zone:
Dorfkern

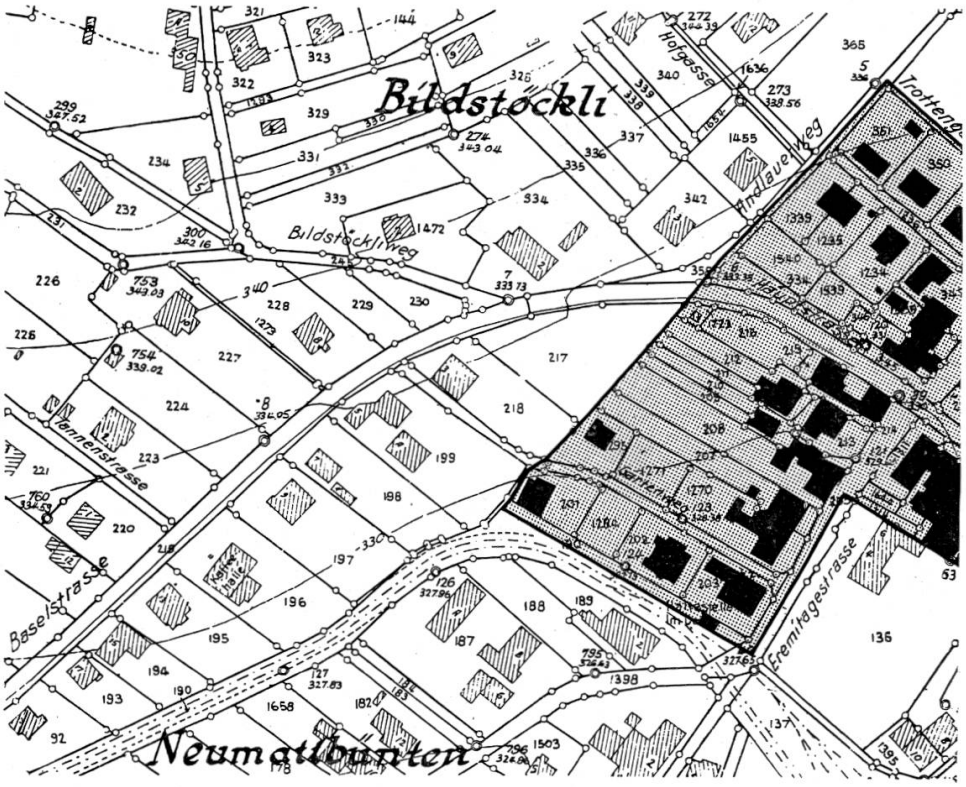


Baulücken entsprechend der bestehenden Überbauung als überbaut angenommen	
Gemeinde: Dornach **Gebiet: Dorf** **Situation 1:3500**	*Grösse des Baugebietes, mit Strassen, ha...:* 5,482 *Bebauungsziffer H:P, ohne Strassen.....:* 1:3,1 *Zahl der Wohnungen pro Liegenschaft....:* 1,6 *Bewohner pro Liegenschaft.....:* 6,1 *Wohndichte: Bewohner pro ha, mit Strassen...:* 86 *Wohndichte: Aren pro Bewohner, ohne Str...:* 0.99

Abbildung 20. Wohndichten bestehender Baugebiete. Beispiel Nr. 3

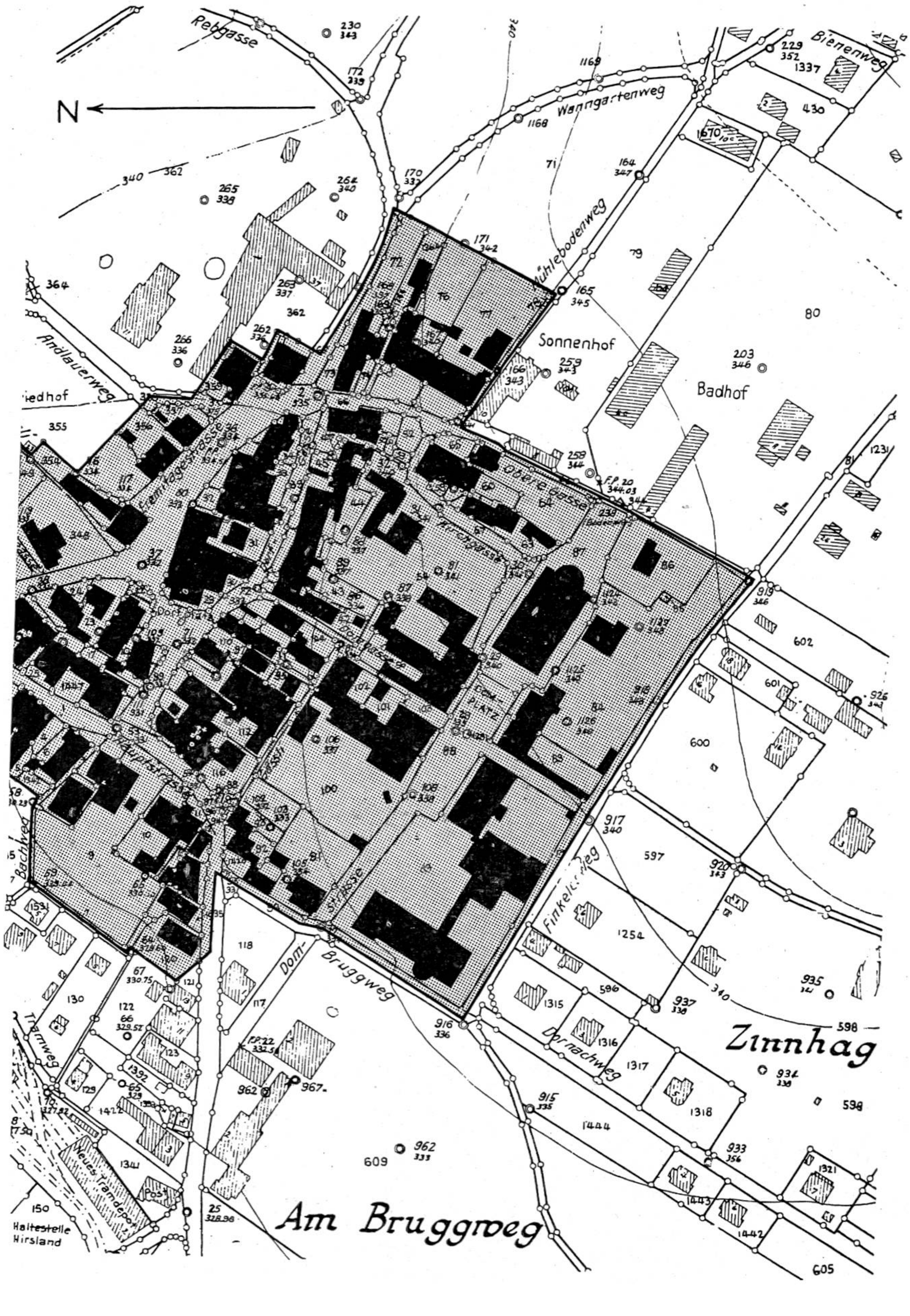

Dornach
Kirschgarten
Ober Brühl
Auf Hollen
Friedhof
Hauptstrasse
Rosenheimgasse
Hohle Gasse
Oberer Brühlweg
Kirschgartenweg
Kreuzweg
Schmiedeg
Gempenstr
Kirch platz
In

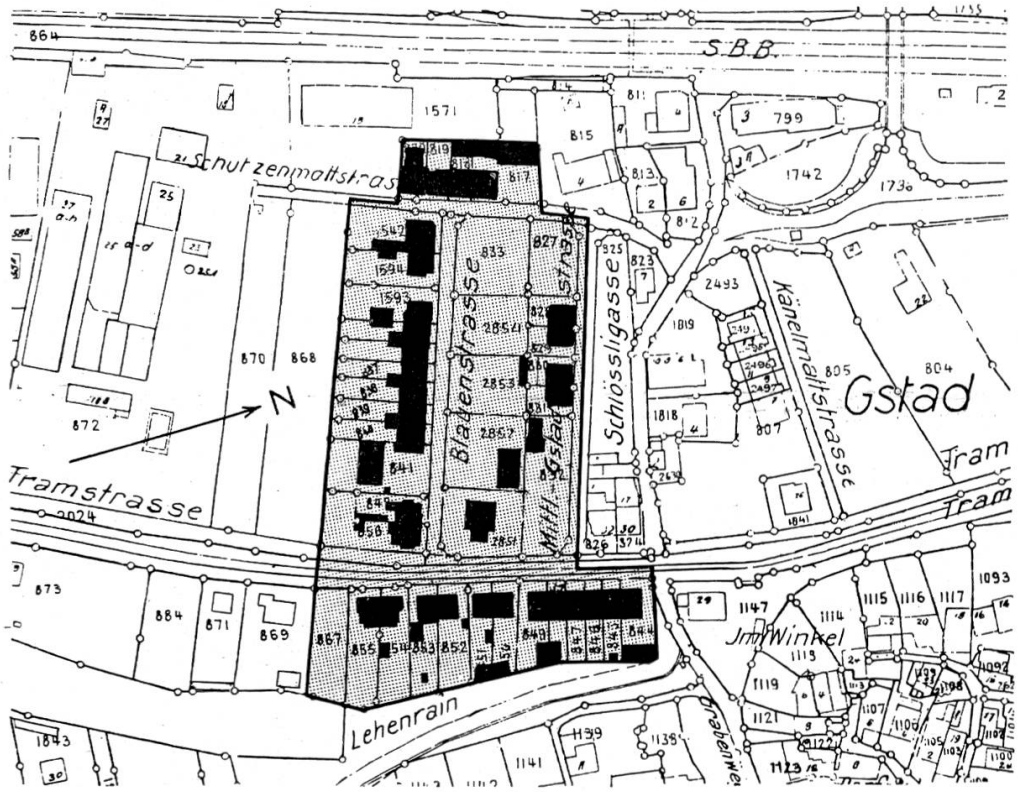
Zone:
Dorfkern



Baulücken entsprechend der bestehenden Überbauung als überbaut angenommen	
Gemeinde: **Arlesheim** **Gebiet:** **Dorf** **Situation** **1:3500**	*Grösse des Baugebietes, mit Strassen, ha...:* 8,811 *Bebauungsziffer H:P, ohne Strassen.....:* 1:2,8 *Zahl der Wohnungen pro Liegenschaft....:* 1,7 *Bewohner pro Liegenschaft.....* 5,8 *Wohndichte: Bewohner pro ha, mit Strassen..:* 85 *Wohndichte: Aren pro Bewohner, ohne Str...:* 0,97

Abbildung 21. Wohndichten bestehender Baugebiete. Beispiel Nr. 4


N
Rebgasse
Wanngartenweg
Bienenweg
Mühlebodenweg
Sonnenhof
Badhof
Andlauerweg
Obere Gasse
Finkelerweg
Bruggweg
Dornachweg
Zinnhag
Am Bruggweg
Haltestelle
Hirsland
Neues Tramdepot
Tramweg
Bachweg

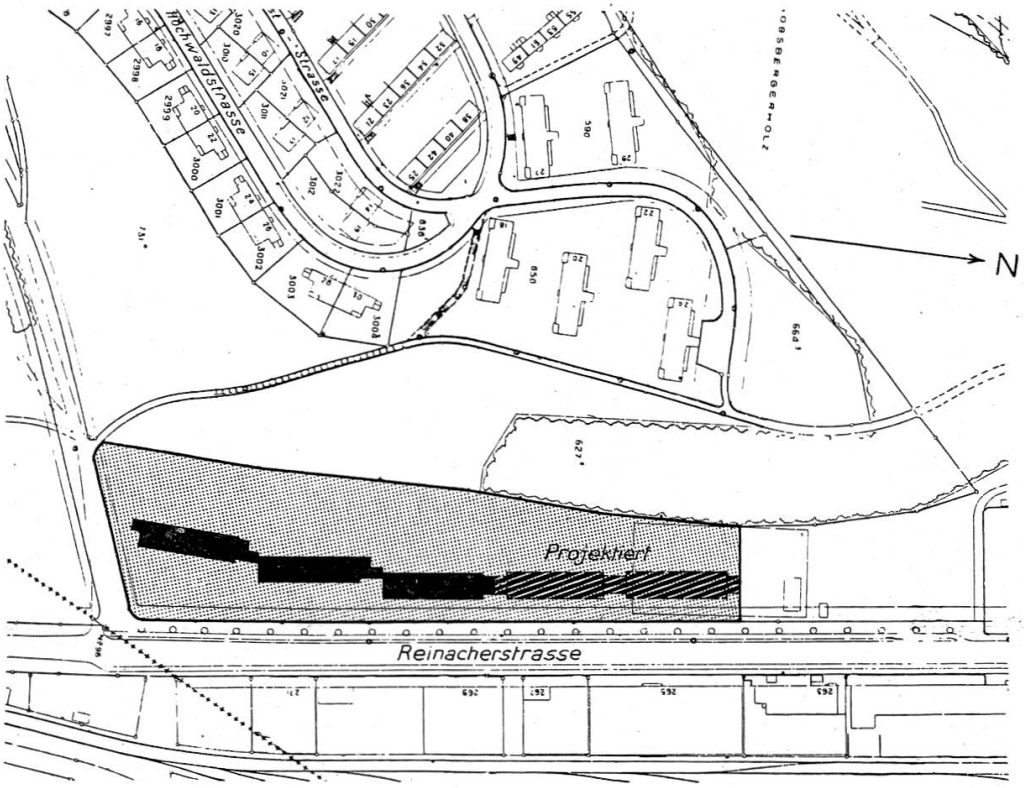


Baulücken entsprechend der bestehenden Überbauung als überbaut angenommen

Gemeinde: **Münchenstein**	Grösse des Baugebietes, mit Strassen, ha ..: 1,750
Gebiet: **Gstad**	Bebauungsziffer H : P, ohne Strassen .....: 1 : 3,3
Situation **1 : 3500**	Zahl der Wohnungen pro Liegenschaft ....: 2,9
	Bewohner pro Liegenschaft .....: 8,3
	Wohndichte: Bewohner pro ha mit Strassen ..: 200
	Wohndichte: Aren pro Bewohner, ohne Str ..: 0,43

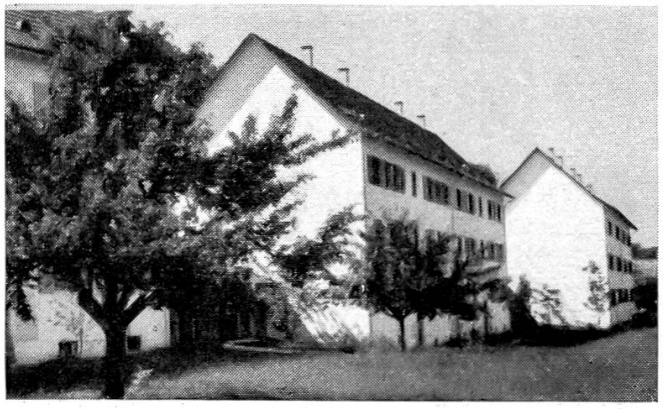
Zone:
Hoher Wohnbau

Abbildung 22. Wohndichten bestehender Baugebiete. Beispiel Nr. 5



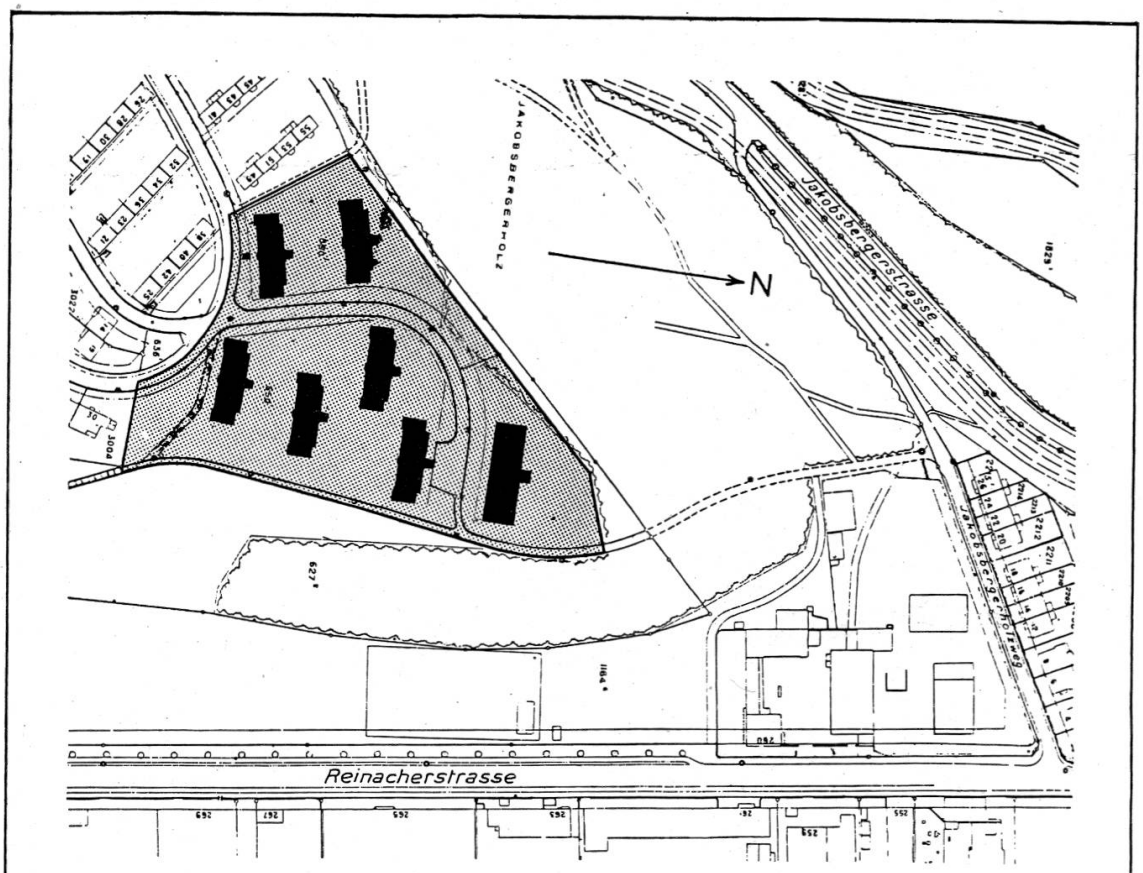
Baulücken entsprechend der bestehenden Überbauung als überbaut angenommen

Gemeinde: Basel	Grösse des Baugebietes, mit Strassen, ha...: 1,104
Gebiet: Reinacherstrasse	Bebauungsziffer H : P, ohne Strassen.....: 1 : 5,2
Situation 1 : 3500	Zahl der Wohnungen pro Liegenschaft.....: 6,0
	Bewohner pro Liegenschaft.....: 21,0
	Wohndichte: Bewohner pro ha, mit Strassen..: 190
	Wohndichte: Aren pro Bewohner, ohne Str...: 0,47



Zone:
Hoher Wohnbau

Abbildung 23. Wohndichten bestehender Baugebiete. Beispiel Nr. 6

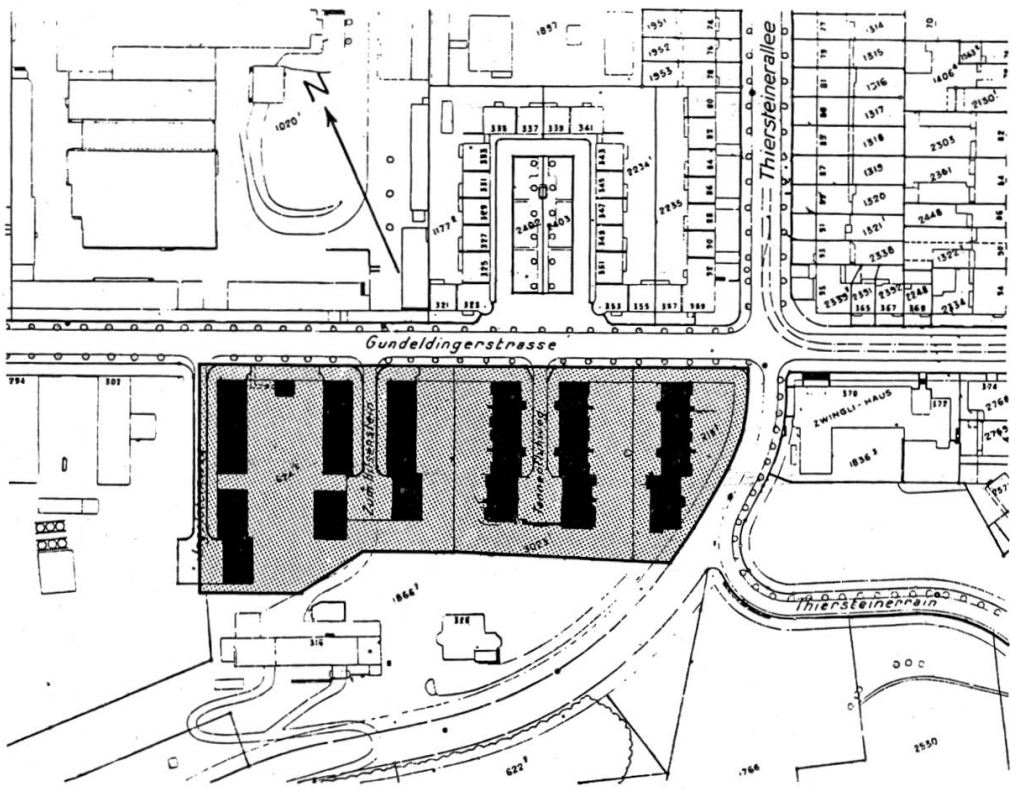


Baulücken entsprechend der bestehenden Überbauung als überbaut angenommen

Gemeinde: Basel	Grösse des Baugebietes, mit Strassen, ha ..: 1,301
Gebiet: Jakobsbergerholz	Bebauungsziffer H : P, ohne Strassen .....: 1 : 6,3
Situation 1:3500	Zahl der Wohnungen pro Liegenschaft ....: 7,4
	Bewohner pro Liegenschaft .....: 21,4
	Wohndichte: Bewohner pro ha, mit Strassen ..: 115
	Wohndichte: Aren pro Bewohner, ohne Str. ..: 0,76

Zone:
Hoher Wohnbau

Abbildung 24. Wohndichten bestehender Baugebiete. Beispiel Nr. 7



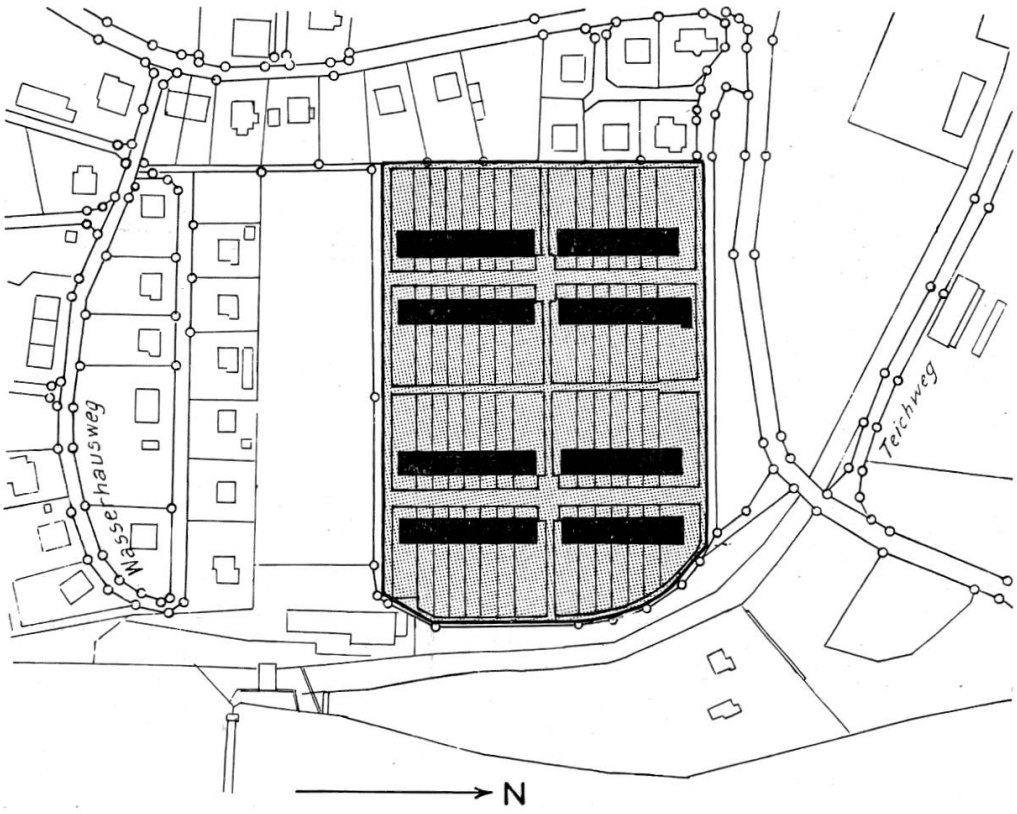
Baulücken entsprechend der bestehenden Überbauung als überbaut angenommen

Gemeinde: Basel
Gebiet: Thierstein
Situation 1:3500

Grösse des Baugebietes, mit Strassen, ha	1,439
Bebauungsziffer H:P, ohne Strassen	1:4,0
Zahl der Wohnungen pro Liegenschaft	6,2
Bewohner pro Liegenschaft	20,2
Wohndichte: Bewohner pro ha, mit Strassen	267
Wohndichte: Aren pro Bewohner, ohne Str.	0,30

Zone:
Hoher Wohnbau

Abbildung 25. Wohndichten bestehender Baugebiete. Beispiel Nr. 8

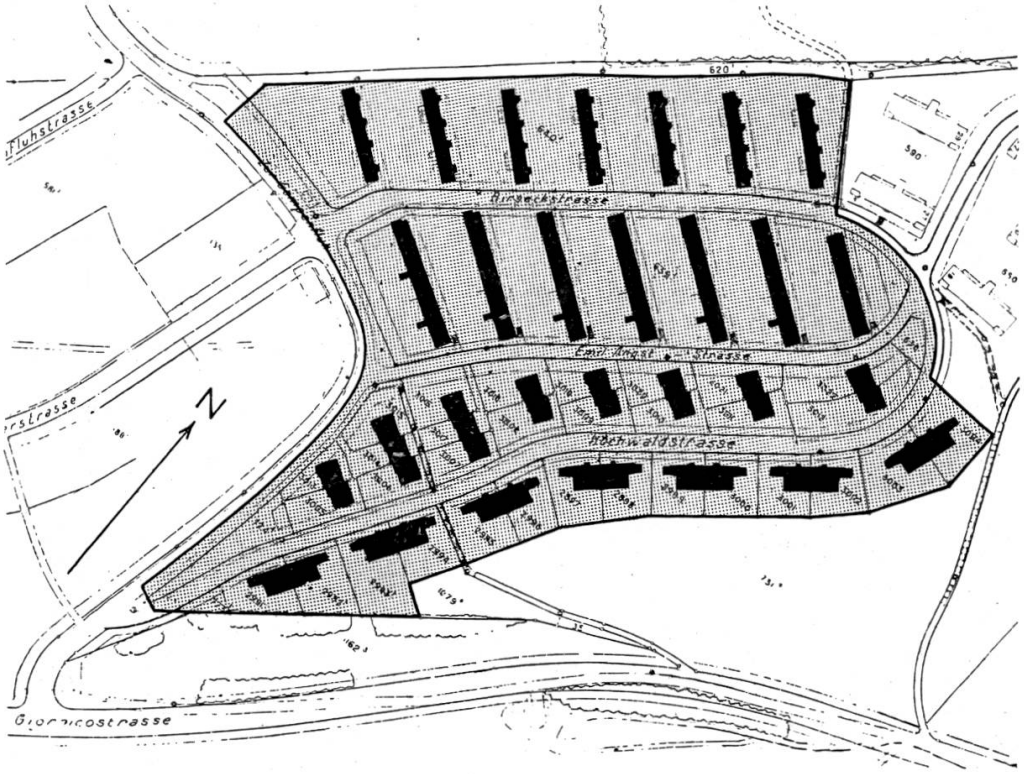


Baulücken entsprechend der bestehenden Überbauung als überbaut angenommen

Gemeinde:	**Münchenstein**	Grösse des Baugebietes, mit Strassen, ha ..: 1,822
Gebiet:	**Beim Wasserhaus**	Bebauungsziffer H : P, ohne Strassen .....: 1 : 4,3
Situation	**1 : 3500**	Zahl der Wohnungen pro Liegenschaft ....: 1,0
		Bewohner pro Liegenschaft .....: 3,6
		Wohndichte: Bewohner pro ha, mit Strassen .: 117
		Wohndichte: Aren pro Bewohner, ohne Str. .: 0,71

Zone:
Niedriger Wohnbau

Abbildung 26. Wohndichten bestehender Baugebiete. Beispiel Nr. 9

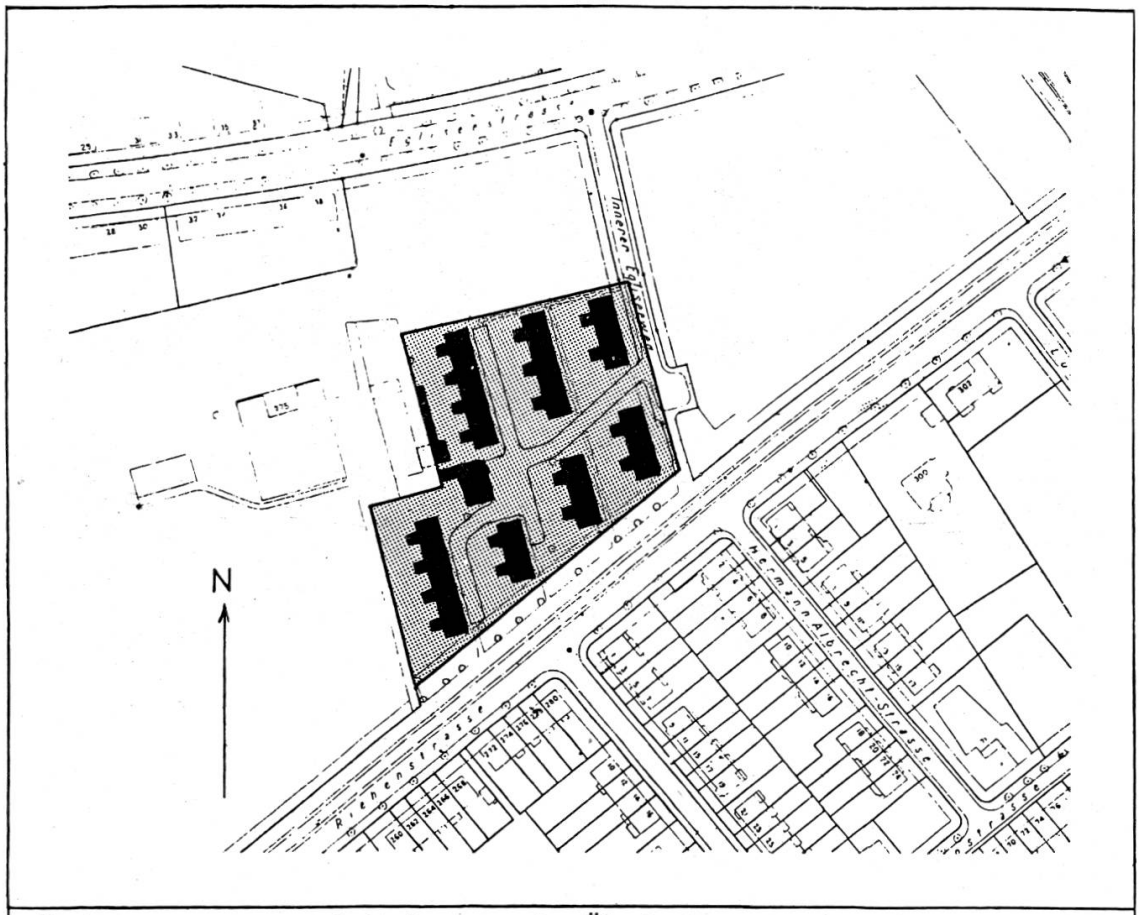


Baulücken entsprechend der bestehenden Überbauung als überbaut angenommen

Gemeinde:	**Basel**	Grösse des Baugebietes, mit Strassen, ha ..: 3,594
Gebiet:	**Jakobsbergerholz**	Bebauungsziffer H : P, ohne Strassen .....: 1 : 5,1
Situation	**1 : 3500**	Zahl der Wohnungen pro Liegenschaft ....: 1,0
		Bewohner pro Liegenschaft .....: 4,5
		Wohndichte: Bewohner pro ha, mit Strassen ..: 116
		Wohndichte: Aren pro Bewohner, ohne Str. ..: 0,72

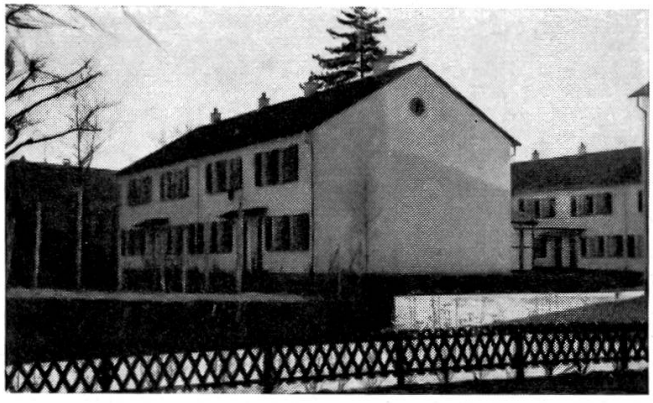
Zone:
Niedriger Wohnbau

Abbildung 27. Wohndichten bestehender Baugebiete. Beispiel Nr. 10



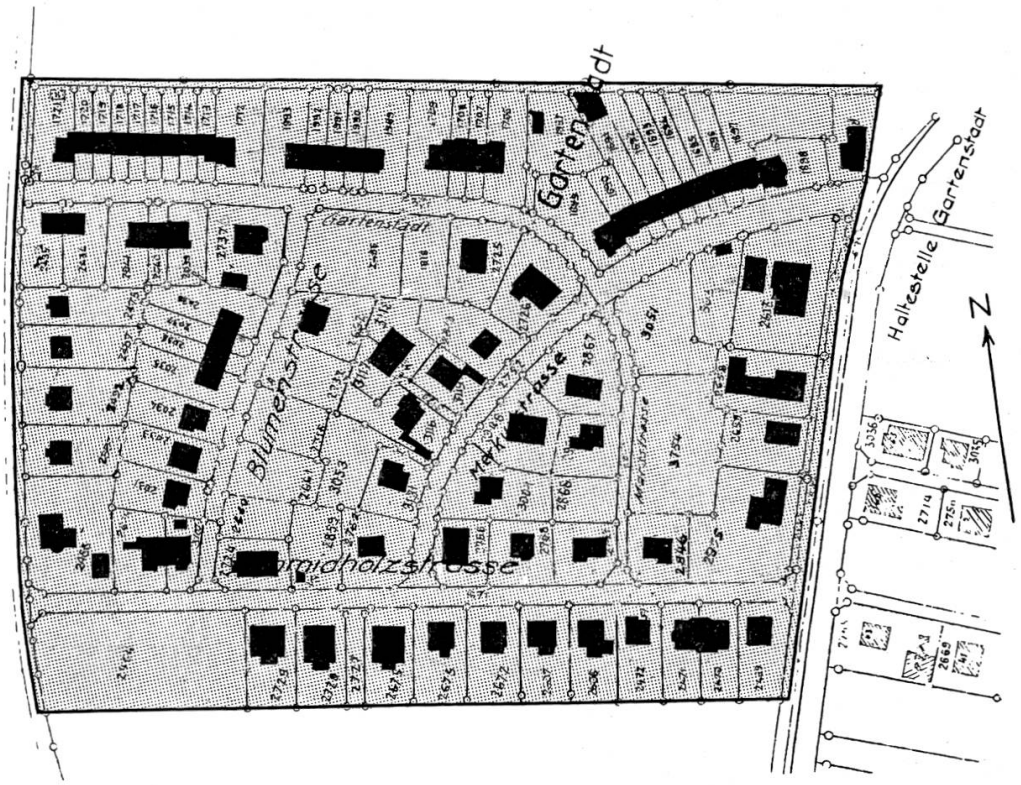
Baulücken entsprechend der bestehenden Überbauung als überbaut angenommen

Gemeinde: **Basel**	*Grösse des Baugebietes, mit Strassen, ha...:* 0,920
Gebiet: **Zur Eiche (Eglisee)**	*Bebauungsziffer H:P, ohne Strassen.....:* 1:3,0
Situation **1:3500**	*Zahl der Wohnungen pro Liegenschaft....:* 1,0
	Bewohner pro Liegenschaft.....: 4,1
	Wohndichte: Bewohner pro ha, mit Strassen..: 167
	Wohndichte: Aren pro Bewohner, ohne Str...: 0,49



Zone:
Niedriger Wohnbau

Abbildung 28. Wohndichten bestehender Baugebiete. Beispiel Nr. 11

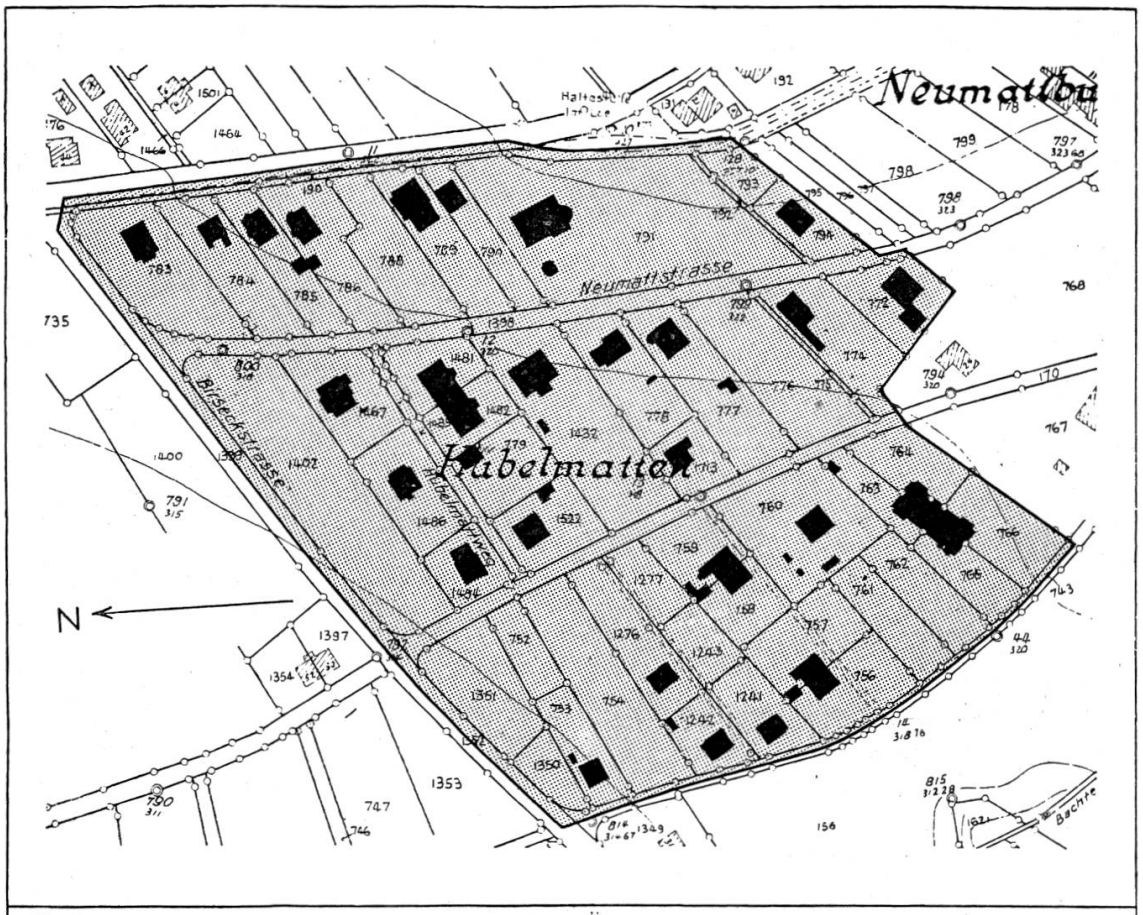


Baulücken entsprechend der bestehenden Überbauung als überbaut angenommen

Gemeinde:	**Münchenstein**	Grösse des Baugebietes, mit Strassen, ha ...: 6,429
Gebiet:	**Gartenstadt**	Bebauungsziffer H : P, ohne Strassen .....: 1 : 5,6
Situation	**1:3500**	Zahl der Wohnungen pro Liegenschaft ....: 1,4
		Bewohner pro Liegenschaft .....: 4,4
		Wohndichte: Bewohner pro ha, mit Strassen ..: 69
		Wohndichte: Aren pro Bewohner, ohne Str. ..: 1,23

Zone:
Niedriger Wohnbau

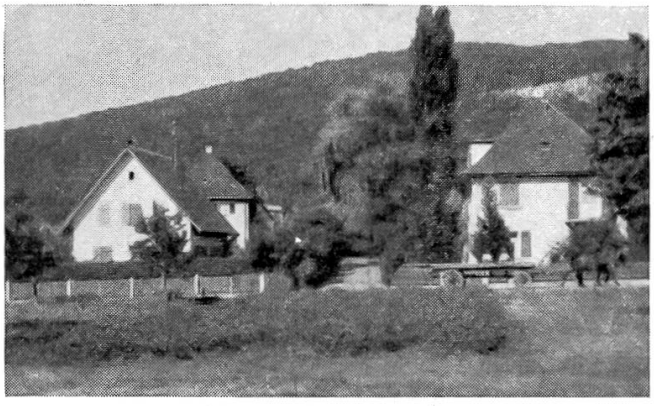
Abbildung 29. Wohndichten bestehender Baugebiete. Beispiel Nr. 13



Baulücken entsprechend der bestehenden Überbauung als überbaut angenommen

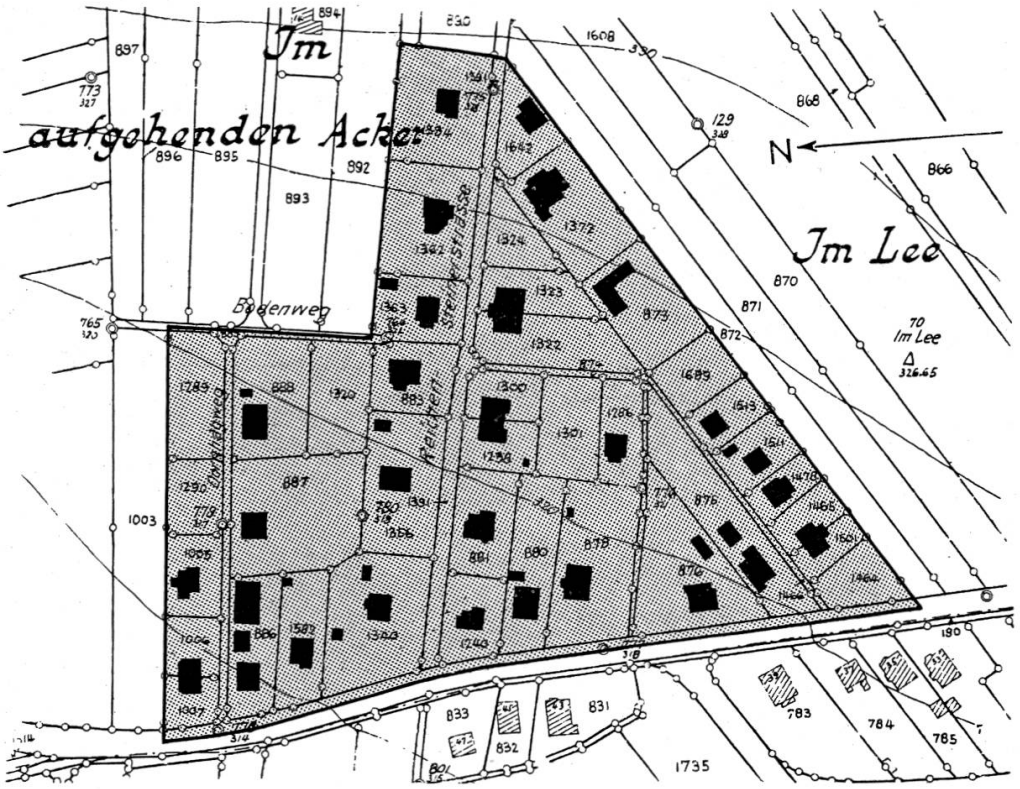
Gemeinde: Arlesheim
Gebiet: Hübelmatten
Situation 1:3500

Grösse des Baugebietes, mit Strassen, ha	5,310
Bebauungsziffer H : P, ohne Strassen	1 : 9,0
Zahl der Wohnungen pro Liegenschaft	1,7
Bewohner pro Liegenschaft	5,3
Wohndichte: Bewohner pro ha, mit Strassen	50
Wohndichte: Aren pro Bewohner, ohne Str.	1,79



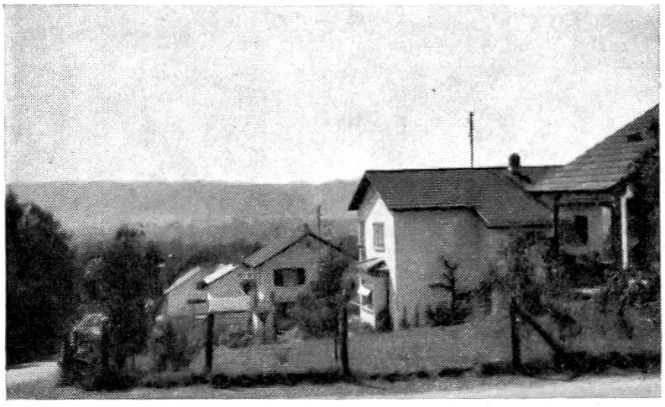
Zone:
Niedriger Wohnbau

Abbildung 30. Wohndichten bestehender Baugebiete. Beispiel Nr. 17



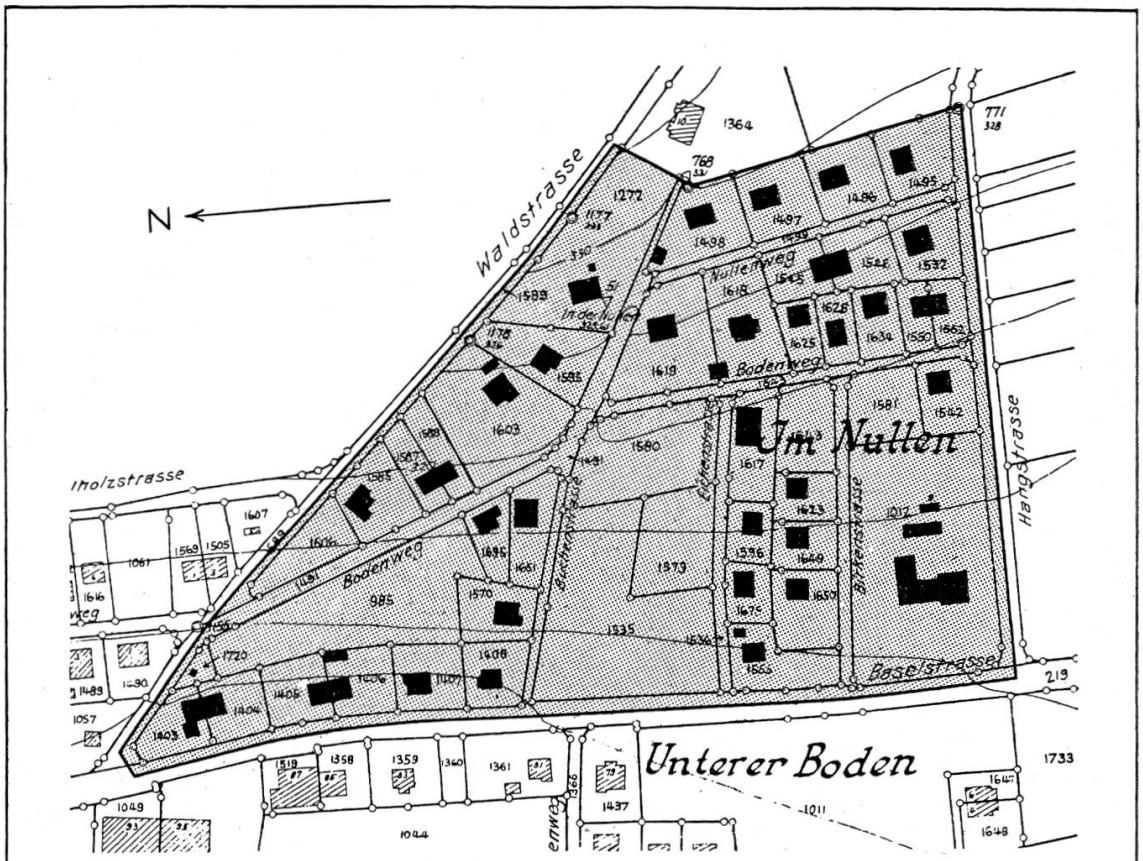
Baulücken entsprechend der bestehenden Überbauung als überbaut angenommen.

Gemeinde: Arlesheim	Grösse des Baugebietes, mit Strassen, ha...: 3,634
Gebiet: Im Lee	Bebauungsziffer H:P, ohne Strassen.....: 1:9,0
Situation 1:3500	Zahl der Wohnungen pro Liegenschaft....: 1,3
	Bewohner pro Liegenschaft.....: 3,7
	Wohndichte: Bewohner pro ha, mit Strassen..: 40
	Wohndichte: Aren pro Bewohner, ohne Str...: 2,32



Zone:
Niedriger Wohnbau

Abbildung 31. Wohndichten bestehender Baugebiete. Beispiel Nr. 18

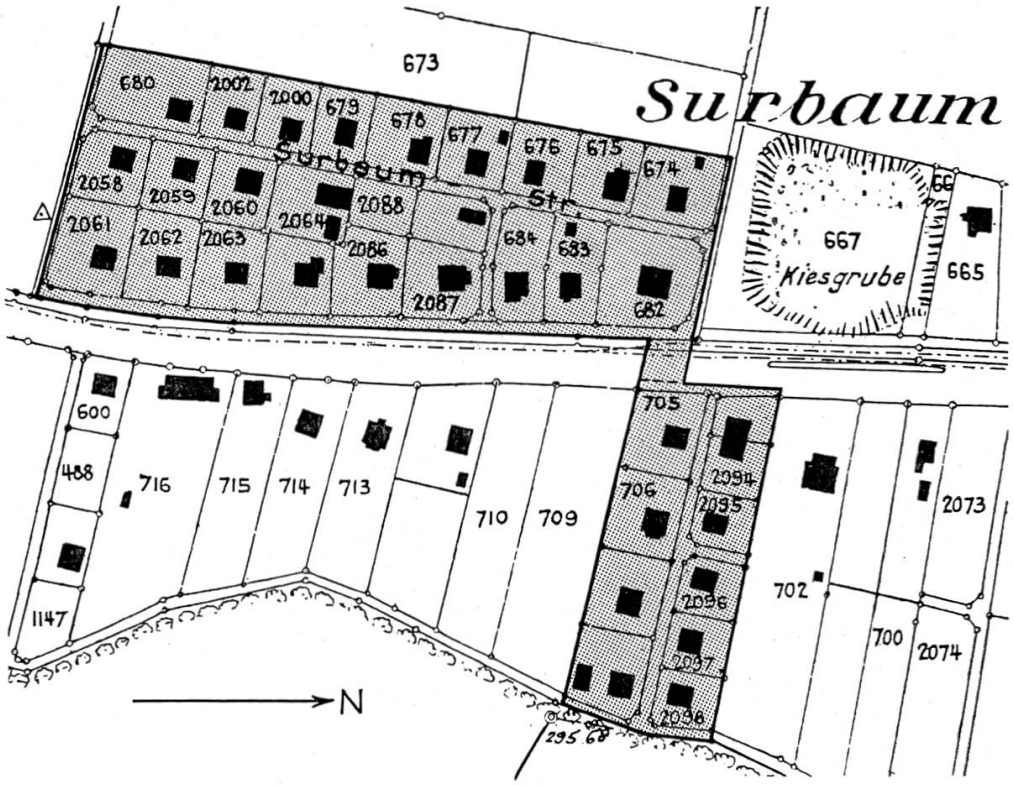


Baulücken entsprechend der bestehenden Überbauung als überbaut angenommen

Gemeinde:	**Arlesheim**	
Gebiet:	**Im Nullen**	
Situation	**1:3500**	
Grösse des Baugebietes, mit Strassen, ha	...	*4,308*
Bebauungsziffer H : P, ohne Strassen	...	*1 : 9,4*
Zahl der Wohnungen pro Liegenschaft	...	*1,2*
Bewohner pro Liegenschaft	...	*4,2*
Wohndichte: Bewohner pro ha, mit Strassen	...	*51*
Wohndichte: Aren pro Bewohner, ohne Str.	...	*1,67*

Zone:
Niedriger Wohnbau

Abbildung 32. Wohndichten bestehender Baugebiete. Beispiel Nr. 19



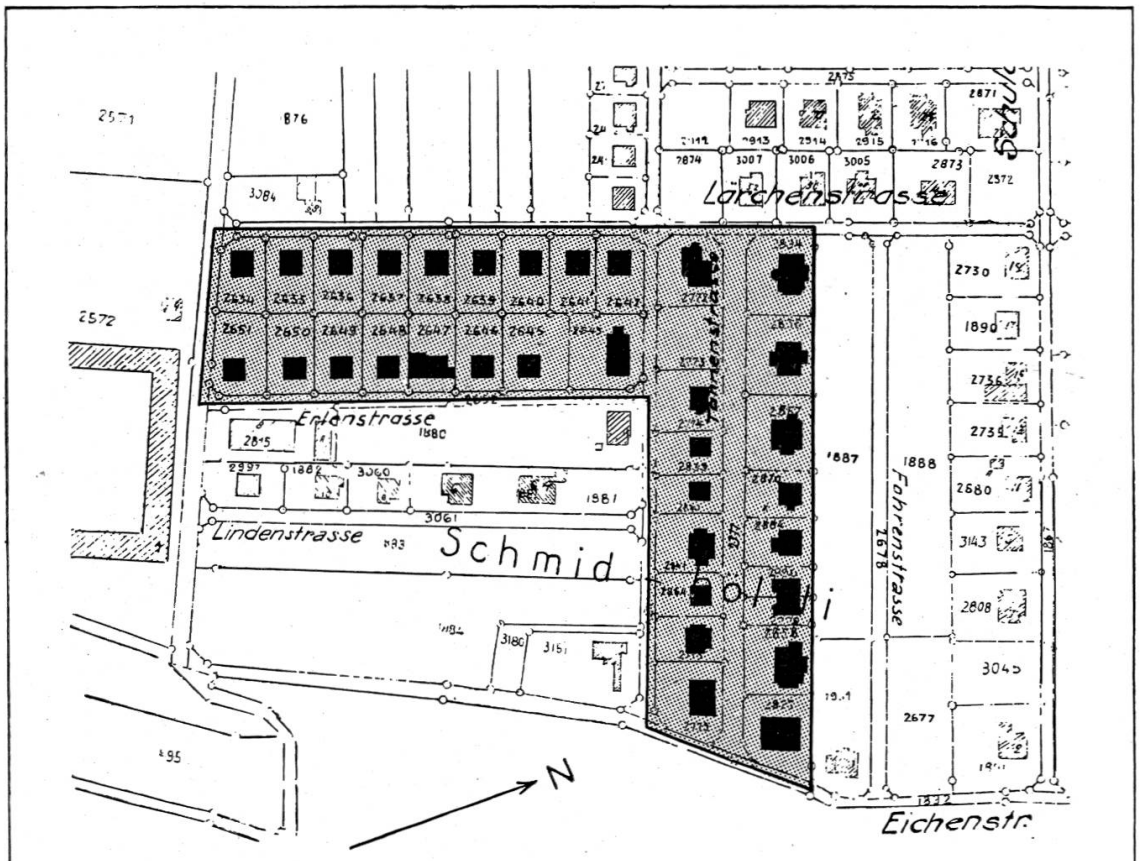
Baulücken entsprechend der bestehenden Überbauung als überbaut angenommen

Gemeinde: Reinach
Gebiet: Surbaum
Situation 1:3500

Grösse des Baugebietes, mit Strassen, ha:	2,331
Bebauungsziffer H:P, ohne Strassen:	1:8,6
Zahl der Wohnungen pro Liegenschaft:	1,3
Bewohner pro Liegenschaft:	4,1
Wohndichte: Bewohner pro ha, mit Strassen:	57
Wohndichte: Aren pro Bewohner, ohne Str.:	1,48

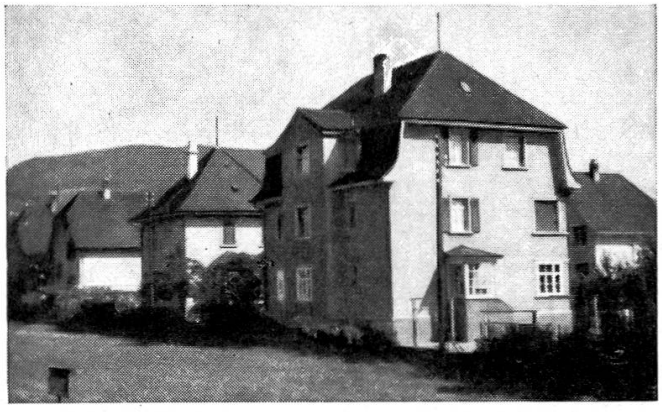
Zone:
Niedriger Wohnbau

Abbildung 33. Wohndichten bestehender Baugebiete. Beispiel Nr. 22



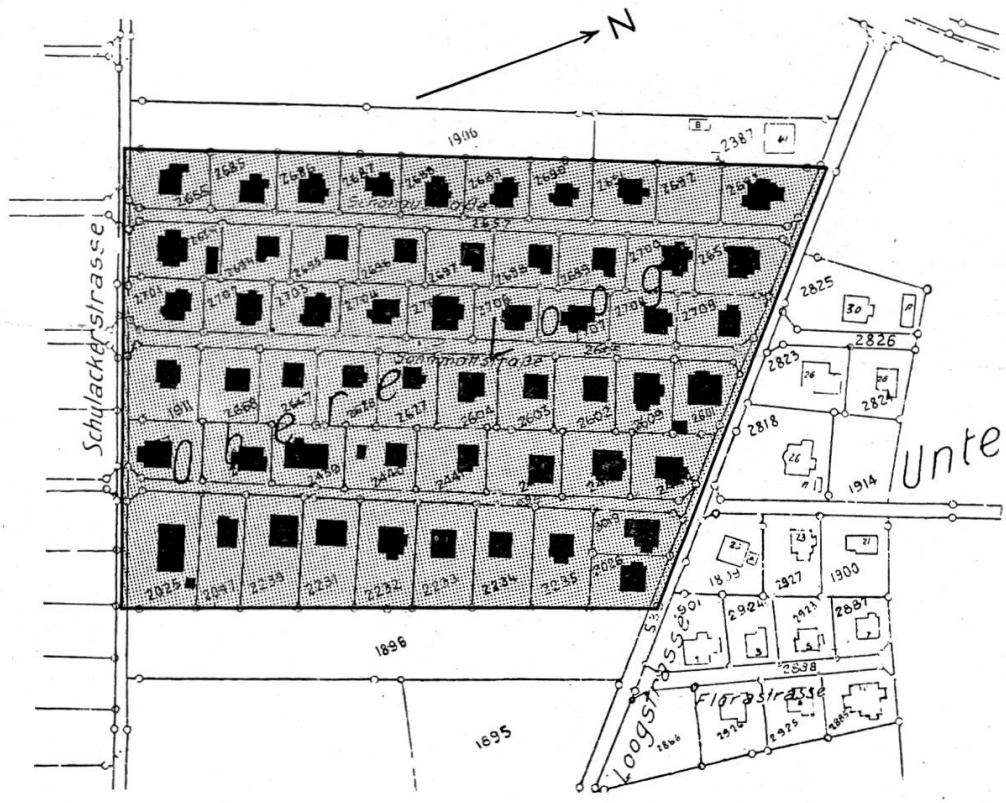
Baulücken entsprechend der bestehenden Überbauung als überbaut angenommen

Gemeinde: **Münchenstein**	Grösse des Baugebietes, mit Strassen, ha...: 2,082
Gebiet: **Schmidhölzli**	Bebauungsziffer H : P, ohne Strassen.....: 1 : 5,9
Situation **1:3500**	Zahl der Wohnungen pro Liegenschaft....: 1,3
	Bewohner pro Liegenschaft.....: 4,7
	Wohndichte: Bewohner pro ha, mit Strassen..: 80
	Wohndichte: Aren pro Bewohner, ohne Str...: 1,05



Zone:
Niedriger Wohnbau

Abbildung 34. Wohndichten bestehender Baugebiete. Beispiel Nr. 23



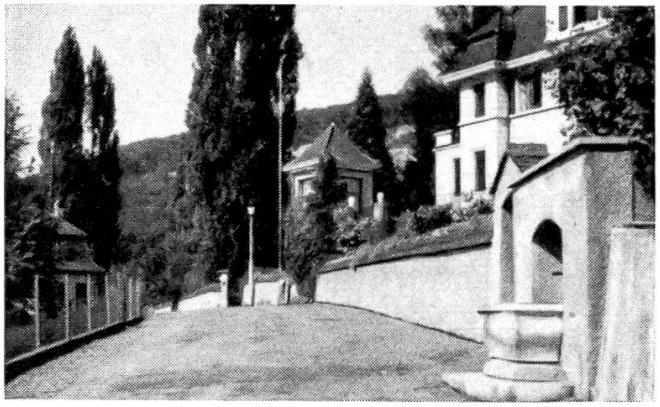
Baulücken entsprechend der bestehenden Überbauung als überbaut angenommen

Gemeinde: **Münchenstein**
Gebiet: **Obere Loog**
Situation **1:3500**

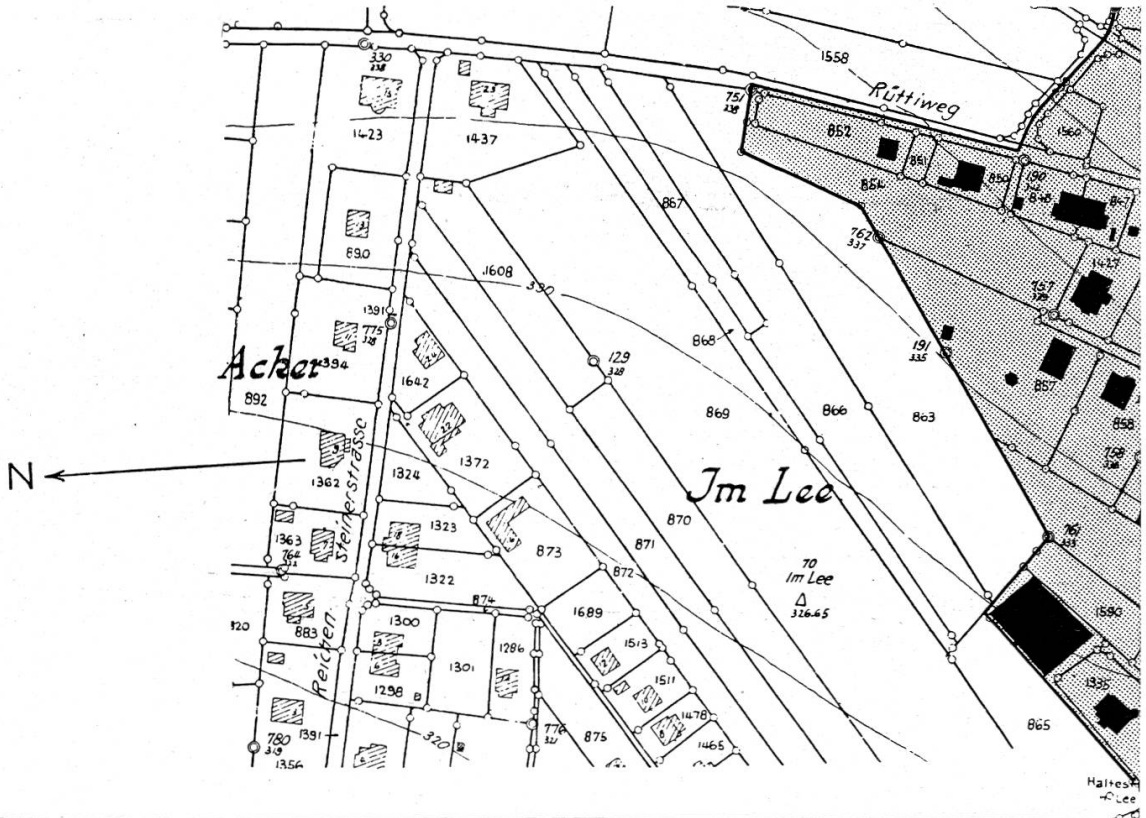
Grösse des Baugebietes, mit Strassen, ha	3,569
Bebauungsziffer H : P, ohne Strassen	1 : 6,6
Zahl der Wohnungen pro Liegenschaft	1,2
Bewohner pro Liegenschaft	4,2
Wohndichte: Bewohner pro ha, mit Strassen	65
Wohndichte: Aren pro Bewohner, ohne Str.	1,35

Zone:
Niedriger Wohnbau

Abbildung 35. Wohndichten bestehender Baugebiete. Beispiel Nr. 26

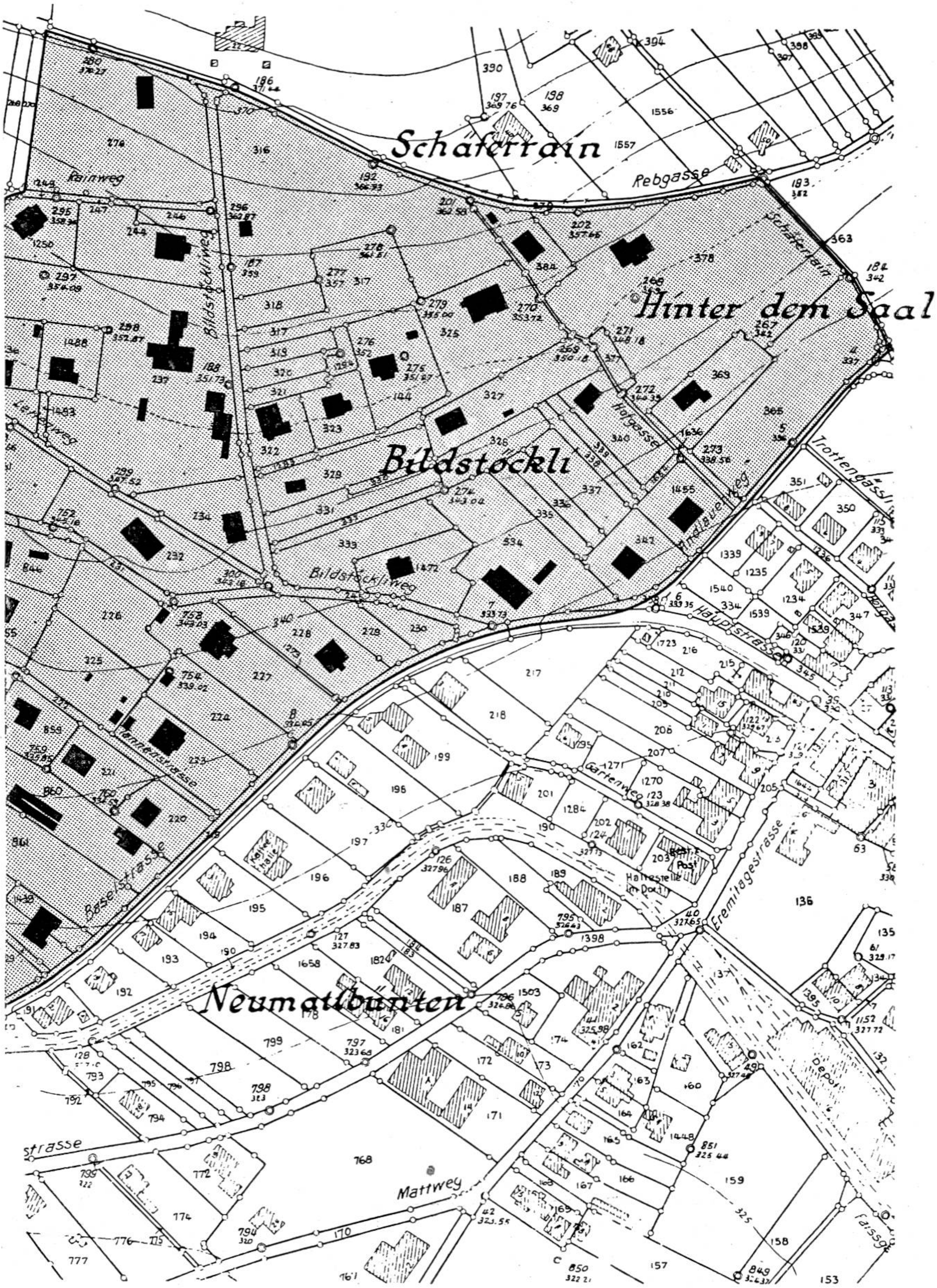


Zone:
Niedriger Wohnbau
weiträumig



Baulücken entsprechend der bestehenden Überbauung als überbaut angenommen	
Gemeinde: Arlesheim	*Grösse des Baugebietes, mit Strassen, ha...:* 10,204
Gebiet: Bildstöckli	*Bebauungsziffer H:P, ohne Strassen.....:* 1:12,3
Situation 1:3500	*Zahl der Wohnungen pro Liegenschaft....:* 1,1
	Bewohner pro Liegenschaft.....: 4,4
	Wohndichte: Bewohner pro ha, mit Strassen..: 25
	Wohndichte: Aren pro Bewohner, ohne Str...: 3,64

Abbildung 36. Wohndichten bestehender Baugebiete. Beispiel Nr. 28


Schäferrain
Hinter dem Saal
Bildstöckli
Neumattbunten
Rebgasse
Rainweg
Bildstöckliweg
Hauptstrasse
Gartenweg
Eremitagestrasse
Mattweg
Trottengässli

3. Trinkwasserverbrauch und Abwasseranfall der Siedlung Wasserhäuser

a) Zweck und Durchführung der Messungen

Bei der Planung der zentralen Abwasser-Reinigungsanlagen und der Zuleitungskanäle wird es notwendig sein, die täglich anfallenden Abwassermengen und ihre zeitliche Verteilung über die Tagesstunden zu kennen. In der Schweiz sind diesbezügliche Messungen bisher noch nie in grösserem Umfange und über längere Zeitperioden durchgeführt worden. Da das Einzugsgebiet der im unteren Birstal zu projektierenden Reinigungsanlagen immerhin ein Gebiet von über 10 km² umfasst, war es gegeben, solche Unterlagen zu beschaffen.

Was den Wasserverbrauch in den Gemeinden des unteren Birstales betrifft, so haben vor allem die in einem vorstehenden Abschnitt (Kapitel C 1) besprochenen Erhebungen Anhaltspunkte geliefert. Für die Durchführung von Messungen der zeitlichen Verteilung von Trinkwasserverbrauch und Abwasseranfall musste ein Wohngebiet gewählt werden, das eine einfache Messung der betreffenden Werte gestattete. Hiezu eignete sich im unteren Birstal das Gebiet der Siedlung Wasserhäuser in der Gemeinde Münchenstein am besten (Abb. 26). Diese Siedlung wurde 1919 erstellt und besteht aus 60 gleichartigen Einfamilien-Reihenhäusern mit 3,6 Einwohnern pro Haus. Die Gesamtzahl der Einwohner betrug während der Messperiode vom August 1944 bis Oktober 1945 217 Personen. Die einzelnen Häuser enthalten 4 Zimmer (Reihenhäuser) bzw. 5 Zimmer (Eckhäuser), Bad, Küche, Waschküche und WC. mit Spülhahn. In sämtlichen Liegenschaften sind Hauswasserzähler installiert. Die Abwasser gelangen durch eine einkammerige Absetzgrube in das Kanalisationsnetz. Die mittlere Bebauungsziffer beträgt für die Reihenhäuser 1:3,7, für die Eckhäuser 1:5,6 und im Mittel 1:4,3. Die Wohndichte errechnet sich bei Einbezug der Strassen zu 119 Einwohner/ha und ohne Strassen zu 144 Einwohner/ha.

Die 60 Häuser der Siedlung Wasserhäuser werden durch eine einzige Zuleitung mit Wasser versorgt. In diese Zuleitung wurde ein registrierender WOLTMANN-Wassermesser der Firma Aquametro Basel eingebaut. Die Auswechslung der Messblätter erfolgte täglich zwischen 6 und 8 Uhr. Zur Kontrolle der als Summenlinie aufgetragenen Registierung wurde täglich der Stand des Wassermessers notiert. Monatlich wurden die Wasserzähler der einzelnen Wohnhäuser abgelesen, so dass ein Vergleich mit den Verbrauchszahlen des Hauptwasserzählers möglich war.

Gleichfalls wird diese Siedlung durch ein eigenes in sich geschlossenes Kanalisationssystem entwässert, so dass im Hauptsammelstrang eine Messtation eingebaut werden konnte, welche ausschliesslich die Abwasser dieser 60 Häuser messen liess. Die Wasserspiegelhöhen vor dem Überfallwehr wurden mittelst eines RITTMEYER-Limnigraphen laufend registriert. Als Überfallwehr wurde ein THOMPSON-Wehr (V-Wehr) eingebaut. Zur Beruhigung des in einem steilen Kanal von ⌀ 30 cm zufliessenden Abwassers wurden nach längeren Versuchen verschiedene Tauchwände und Stäbe angebracht, so dass im Messbereich ein absolut ruhiges Fliessen und damit ein einwandfreies Messen erreicht wurde. Wegen der jeder Hauskanalisation nachgeschalteten Grube gelangten nur wenig gröbere Feststoffe in den Kanal und eine Belegung des Messwehres trat nur selten ein.

Die Absetzgruben dienten ursprünglich der Verwendung der Abwasser zur Düngung der Gärten. Nachfragen ergaben, dass in der Messperiode nur noch einige wenige Hausbewohner ein- oder zweimal im Jahre ihre Grube zur Düngung des Gartens entleerten. Diese Entleerungen beeinflussten somit die Genauigkeit der Messungen nicht. Für die mengenmässige Messung des Abwassers waren diese Gruben ohne Einfluss, da die Abwassermengen ohne Verzögerung zum Abfluss gelangten. Der im Messkanal abgelagerte Schlamm wurde durch Öffnen einer im Wehr eingebauten Klappe täglich abgelassen.

Da durch die Messungen der Trockenwetterabfluss ermittelt werden sollte, mussten alle Messungen, die von Niederschlägen beeinflusst waren, ausgeschieden werden. Hiezu wurden die Regenmengen mit Hilfe eines selbstregistrierenden Pluviographen zeitlich und mengenmässig gemessen, wobei die Messblätter täglich ausgewechselt wurden. Leider war es nicht möglich, aus den gemessenen Regen- und Abwassermengen zuverlässige Abfluss- resp. Versickerungs- und Verdunstungs-Koeffizienten zu gewinnen.

b) Die Messgenauigkeit gebrauchter Hauswasserzähler

Da der Wasserverbrauch für die Siedlung gesamthaft und für die einzelnen Haushaltungen einzeln mittelst Hauswasserzählern gemessen wurde, ergab sich die günstige Gelegenheit, die Genauigkeit von Hauswasserzählern in der Praxis zu überprüfen, über deren Mass in vielen Gemeinden, speziell bei relativ hartem Trinkwasser, sehr unterschiedliche Meinungen vertreten werden.

Der Vergleich der Wassermessungen des Haupt-Wasserzählers mit den Messungen der einzelnen Haus-Wasserzähler ergab, dass die Summe der einzelnen Hausmesser im Mittel um 16% = 21 Liter/Kopf und Tag zu klein war. Um Irrtümer auszuschliessen, wurde der Haupt-Wasserzähler vor und nach dem Einbau, sowie einmal im Laufe der

Messungen durch die Firma Aquametro überprüft. Bei jeder Prüfung wurde einwandfreies Funktionieren festgestellt.

Die Differenz in den Messungen liess sich nur dadurch erklären, dass die Haus-Wasserzähler bei geringem Wasserverbrauch nicht zum Anlaufen kamen. Dies ist um so eher möglich, als die Wassermesser im Verhältnis zum gemessenen Verbrauch zu gross sind. Der verwendete Typ 20 mm/5 m^3 ist für einen mittleren täglichen Wasserverbrauch von 5000 Liter/Tag berechnet, während der mittlere Wasserverbrauch pro Zähler in der Siedlung Wasserhäuser nur 385 Liter/Tag beträgt. Die untere Genauigkeitsgrenze neu eingebauter Wassermesser liegt bei diesem Zählertyp bei 40 Liter/Std. Nimmt man den mittleren stündlichen Wasserverbrauch pro Zähler als $^1/_{10}$ des täglichen Wasserverbrauches an, so beträgt er in der Siedlung Wasserhäuser nur 38 Liter/Std. Unter diesen Verhältnissen darf die Messgenauigkeit der Haus-Wasserzähler noch als erstaunlich gut bezeichnet werden.

Am 16. Februar 1945 wurden die seit den Jahren 1929/30 ohne Revision in Betrieb stehenden Wasserzähler durch die Firma Aquametro Wassermesserfabrik AG., Basel, auf ihre Genauigkeit geprüft.

Als Wegleitung für die Prüfung diente die «Eidgenössische Vollziehungsverordnung betreffend die amtliche Prüfung und Stempelung von Wassermessern, vom 29. Oktober 1918». Diese Verordnung wurde allerdings durch Bundesbeschluss vom 4. Januar 1929 aufgehoben und nicht mehr ersetzt. In Ermangelung neuer Bestimmungen gilt sie jedoch heute noch als Richtlinie für Wasserwerke und Wassermesserfabriken in bezug auf Prüfung und zulässige Fehlergrenzen. Die vorstehende Vollziehungsverordnung bestimmte unter anderem, dass die Verbrauchswassermesser folgenden Ansprüchen zu genügen haben:

1. Neue Messer dürfen bei einer Belastung von 5 bis 50% der Durchlassfähigkeit in der Anzeige einen Fehler von $\pm$ 3% nicht überschreiten und müssen bei 2% Belastung anlaufen.
2. Reparierte Messer dürfen bei einer Belastung von 5 bis 50% der Durchlassfähigkeit einen Fehler von $\pm$ 4% nicht überschreiten und müssen bei 3% Belastung anlaufen.
3. Wassermesser, welche zur Nachprüfung gelangen, dürfen im Verkehr belassen werden, wenn sie bei der Richtigkeitsprüfung bei einer Belastung von 10–50% einen Fehler von weniger als $\pm$ 5% aufweisen und bei einer Belastung von 5% anlaufen.

Die 56 geprüften Wassermesser der Siedlung Wasserhäuser erfüllten die Bedingungen wie folgt:

a) Bei der Prüfung der Anlaufbelastung: sämtliche 56 Zähler die Bedingungen für neue Wassermesser.
b) Bei der Prüfung der Fehlergrenze bei einer Belastung von 50%: 45 Zähler die Bedingungen für neue Wassermesser, 10 Zähler die Bedingungen für reparierte Wassermesser. Nur ein Zähler bestand die Prüfung für nachgeprüfte Zähler nicht.
c) Bei der Prüfung der Fehlergrenze bei einer Belastung von 5%: 52 Zähler die Bedingungen für neue Wassermesser, 4 Zähler die Bedingungen für reparierte Wassermesser.

Die Zähler der Siedlung Wasserhäuser, die während 15 Jahren ohne Unterbruch in Gebrauch waren, haben somit über Erwarten gut und genau funktioniert. Das oft von Gegnern der Einführung von Wasserzählern vorgebrachte Argument, solche Wassermesser seien nach wenigen Jahren ungenau, wird hiedurch widerlegt. Die Nachprüfung der Haus-Wasserzähler erlaubte, die mit dem Haupt-Wasserzähler ermittelten Verbrauchszahlen als einwandfrei zu betrachten.

Trinkwasserverbrauch und Abwasseranfall der Siedlung Wasserhäuser (Mittelwerte)

Tabelle 11

		0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	
Trinkwasserverbrauch. Anteile bezogen auf 7 Wochentage = 700% Stunden																											
Mittlere Wochentagswerte	Montag . . .	0,68	0,48	0,39	0,36	0,27	0,68	3,93	6,44	5,90	7,80	8,24	8,28	7,11	7,50	6,91	6,19	5,75	4,76	5,60	6,01	4,59	3,87	3,10	1,55	= 106,4
	Dienstag . .	0,68	0,42	0,33	0,39	0,39	1,01	4,23	6,10	6,52	7,35	8,40	8,99	7,62	7,86	7,56	6,79	5,18	6,10	5,56	6,52	4,65	3,51	2,68	1,19	= 110,0
	Mittwoch . .	0,83	0,71	0,39	0,51	0,57	1,10	4,82	6,34	7,12	7,65	7,56	7,77	6,52	7,69	6,52	5,48	5,12	5,45	5,12	5,86	5,30	3,93	2,86	1,40	= 106,6
	Donnerstag .	0,83	0,42	0,33	0,33	0,33	1,37	3,84	5,84	7,02	6,94	6,70	6,85	6,16	6,70	6,10	4,80	4,20	4,80	5,49	6,22	4,94	3,57	2,36	1,40	= 97,5
	Freitag . . .	0,83	0,51	0,42	0,42	0,45	1,22	4,35	6,35	5,51	5,94	5,45	6,56	5,60	6,15	5,57	4,29	4,05	4,65	4,92	5,40	4,71	3,34	2,95	1,43	= 91,1
	Samstag . .	0,77	0,48	0,39	0,36	0,51	0,83	3,46	5,99	5,69	6,22	7,00	7,20	6,67	7,26	6,82	5,63	5,18	5,03	5,39	4,86	5,09	4,38	3,42	1,99	= 100,6
	Sonntag . . .	1,31	0,57	0,39	0,30	0,51	0,68	2,17	4,02	6,74	8,08	7,75	6,88	5,54	5,96	5,36	3,90	3,42	3,28	4,32	4,56	4,35	3,31	2,74	1,67	= 87,8
Summe d. mittl. WT-Werte		5,93	3,59	2,64	2,67	3,03	6,89	26,80	41,08	44,50	49,98	51,10	52,53	45,22	49,12	44,84	37,08	32,90	34,07	36,40	39,43	33,63	25,91	20,11	10,63	= 700 %
Gemittelte Tageswerte .		0,85	0,51	0,38	0,38	0,43	0,99	3,84	5,87	6,36	7,14	7,30	7,51	6,46	7,02	6,41	5,30	4,70	4,87	5,20	5,63	4,81	3,70	2,87	1,52	= 100 %
Abwasseranfall. Anteile bezogen auf 7 Wochentage = 540% des Trinkwasserverbrauchs																											
Mittlere Wochentagswerte	Montag . . .	1,03	0,92	0,78	0,84	0,84	0,90	2,35	4,03	4,39	5,60	6,02	5,37	4,84	6,10	5,10	4,87	3,86	3,69	3,84	3,52	2,97	2,57	2,15	1,20	= 77,8
	Dienstag . .	0,78	0,79	0,68	0,73	0,81	0,78	1,97	4,08	4,68	5,27	5,55	6,25	4,84	6,17	6,00	5,55	3,73	4,38	3,62	4,25	3,24	2,41	1,81	1,08	= 79,4
	Mittwoch . .	0,92	0,87	0,72	0,70	0,75	0,89	2,68	4,13	5,66	5,56	5,33	5,62	4,52	6,81	5,53	4,86	3,83	3,94	3,18	3,77	3,41	2,62	2,21	1,23	= 79,8
	Donnerstag .	0,94	0,82	0,76	0,79	0,70	0,85	2,50	4,27	5,89	5,19	5,36	5,50	4,97	6,31	5,28	4,09	3,21	3,57	3,85	4,21	3,29	2,56	1,99	1,25	= 78,2
	Freitag . . .	1,11	0,88	0,85	0,75	0,72	1,01	2,13	4,32	4,59	4,32	4,19	5,46	4,26	5,57	4,75	3,93	3,67	3,28	3,41	3,87	3,57	2,91	2,42	1,77	= 73,8
	Samstag . .	0,98	0,86	0,80	0,80	0,86	0,95	1,78	3,64	4,41	4,56	4,59	4,68	4,38	5,45	5,47	4,02	3,20	3,40	3,52	3,44	3,61	3,23	2,61	1,78	= 73,0
	Sonntag . . .	1,36	1,08	0,88	0,88	0,85	0,88	1,63	2,95	5,70	7,33	6,25	5,94	4,51	5,96	4,82	3,60	3,16	2,95	3,46	3,66	3,56	2,88	2,21	1,53	= 78,0
Summe d. mittl. WT-Werte		7,12	6,16	5,47	5,49	5,53	6,26	15,04	27,42	35,32	37,83	37,29	38,82	32,32	42,37	36,95	30,92	24,66	25,21	24,88	26,72	23,65	19,18	15,40	9,84	= 540 %
Gemittelte Tageswerte .		1,02	0,88	0,78	0,78	0,79	0,89	2,15	3,92	5,04	5,41	5,33	5,55	4,62	6,05	5,28	4,41	3,52	3,60	3,55	3,82	3,38	2,74	2,20	1,40	= 77 %

c) Auswertung der Messungen

Auf Grund der in einem Zeitraum von 15 Monaten ununterbrochen durchgeführten Messungen wurden vom September 1944 bis August 1945 die Messresultate ausgewertet und graphisch dargestellt.

Die Auswertung der Abwassermessungen erfolgte für Zeitabschnitte von 5 Minuten; auf diese Weise konnten aus 12 Einzelwerten möglichst genaue stündliche Mittelwerte errechnet werden. Der Trinkwasserverbrauch wurde stündlich ermittelt. Die erhaltenen Resultate wurden genau überprüft und fragliche, durch Niederschläge, Gartenbesprengung oder andere Umstände beeinträchtigte Abflusswerte gekennzeichnet bzw. ausgeschaltet. Aus den als einwandfrei befundenen Werten wurden Mittelwerte, nach Wochentagen und Tagesstunden geordnet, ermittelt und auf 1000 Personen umgerechnet.

Um die Beziehung zwischen Trinkwasserverbrauch und Abwasseranfall kennen zu lernen, wurde die mittlere wöchentliche Trinkwassermenge zum mittleren wöchentlichen Abwasseranfall in Relation gesetzt.

Der mittlere tägliche Trinkwasserverbrauch der verschiedenen Wochentage variierte in den Grenzen von 87,8% bis 110,0% des gemittelten mittleren Tagesverbrauches von 100%. Bei der Umwandlung der effektiven Zahlenwerte in prozentuale Werte wurde deshalb der mittlere Tages-Trinkwasserverbrauch 100% gleichgesetzt.

Der mittlere tägliche Abwasseranfall der einzelnen Wochentage, ebenfalls bezogen auf den täglichen Trinkwasserverbrauch von 100%, bewegte sich zwischen 73,0% und 79,8%. Der gemittelte mittlere Tagesanfall wurde mit 77% errechnet.

Die Summen der mittleren Wochentagswerte betrugen nach den vorstehenden Ermittlungen für den Trinkwasserverbrauch $7 \times 100 = 700\%$ und für den Abwasseranfall $7 \times 77 = 540\%$.

Die Messungen ergaben demnach ein Verhältnis

Trinkwasserverbrauch zu Abwasseranfall = 100 : 77.

Dieser Wasserverlust scheint auf den ersten Blick hoch. Er muss in der Hauptsache mit der Verdunstung erklärt werden, die bei jedem Arbeiten mit Wasser im Haus (Waschen, Aufwaschen, Abwaschen, Baden) eintritt. Anderseits fliessen während den Trockenzeiten gegenüber den Regenzeiten äusserst geringe Wassermengen durch die Haus- und Hauptkanäle und damit ergeben sich für die Entlüftung optimale Bedingungen, d. h. die Verdunstungsmenge erreicht ihren maximalen Wert. Eine gewisse Versickerung von Abwasser in den Absetzgruben ist theoretisch denkbar, dürfte sich aber in bezug auf den Wasserverlust praktisch

kaum auswirken, da durch die jahrelange Verwendung dieser Gruben allfällige Undichtigkeiten längst kolmatiert sein sollten.

In Tafel I ist der Tagesgang des mittleren Trinkwasserverbrauches und des Abwasseranfalles an den einzelnen Wochentagen graphisch aufgetragen. Die Kurven resp. die Säulen der höheren Werte stellen den Trinkwasserverbrauch, die niederen Werte den Abwasseranfall dar. Die obere Darstellung in Säulen zeigt den effektiven Trinkwasserverbrauch resp. Abwasseranfall der Siedlung Wasserhäuser, umgerechnet auf 1000 Personen in l/s, während die untere Darstellung die prozentuale Verteilung des Trinkwasserverbrauches resp. Abwasseranfalles, bezogen auf einen mittleren Wochentagsverbrauch, zeigt. Um die täglichen Abweichungen der mittleren Wochentagskurve erkennen zu können, ist die gemittelte mittlere Tageskurve durch die ganze Woche ebenfalls eingetragen. Die Kurven geben den mittleren stündlichen Verbrauch resp. Anfall in % der gemittelten mittleren Wochentagswerte.

Für die Wasserhäuser betragen die effektiven mittleren Zahlen, umgerechnet auf 1000 Personen:

	Wasserverbrauch	Abwasseranfall
Minimum	0,3 l/s	0,3 l/s
Maximum	3,1 l/s	2,4 l/s
Mittel	1,4 l/s	1,1 l/s

Die Zahlen der gemittelten Tageswerte in Prozenten sind aus Tabelle 11 ersichtlich.

Betrachtet man die einzelnen Tageskurven der «Wasserhäuser», so lassen sich die Gewohnheiten des täglichen Lebens deutlich erkennen. Während der Nacht ist der Wasserverbrauch gering. Für die Zeit von Mitternacht bis etwa 05.30 Uhr kann die Trinkwasserkurve infolge des sehr geringen Wasserverbrauches nicht als genau angesprochen werden. Werktags um 05.30 und sonntags um 06.00 Uhr beginnt ein rascher Anstieg des Verbrauches bis etwa 07.30–08.00 Uhr. Am Montag und Dienstag steigt die Verbrauchskurve weiter bis gegen 11 Uhr, was sich durch die Gewohnheit des Waschens an diesen beiden Tagen erklären lässt. Am Sonntag wird das absolute Maximum des Wasserverbrauches zwischen 9 und 10 Uhr erreicht (Bäder), während am Montag und Dienstag der maximale Wasserverbrauch zwischen 11 und 12 Uhr fällt (Ausspülen der Wäsche). Der nachmittägliche Wasserverbrauch bleibt im allgemeinen hinter dem Verbrauch des Vormittags zurück. Typisch ist der sich an allen Tagen zeigende Minderverbrauch zwischen 12 und 13 Uhr (Essenszeit) und der erneute Anstieg zwischen 13 und 14 Uhr (Geschirr spülen

usw.). Speziell am Dienstag zeigt sich ein erhöhter Wasserverbrauch am Nachmittag bis gegen 16 Uhr (Wäschetag), während am Sonntag der Verbrauch am Nachmittag gegenüber den Wochentagen auffällig zurückgeht. An allen Tagen ist ein leichter Anstieg des Wasserverbrauches in der Zeit zwischen 19 und 20 Uhr festzustellen (Reinigungsarbeiten in der Küche usw.), wobei am Sonntag ein gewisser Minderverbrauch und eine gewisse Verbreiterung der Verbrauchskurve beobachtet werden kann. Nach Mitternacht erreicht der Wasserverbrauch im allgemeinen den Tiefpunkt. Die Nächte auf Samstag, Sonntag und Montag verzeichnen ihr Minimum ca. 1 Stunde später.

Berücksichtigt man, dass der Trinkwasserverbrauch 30% höher ist als der Abwasseranfall, so ergibt sich für die Wasserhäuser ein Verbrauch über die Nachtzeit von ca. 1%/Stunde (nach Brix ca. 1,5%). In Abbildung 37 ist der Tagesgang des gemittelten mittleren Trinkwasserver-

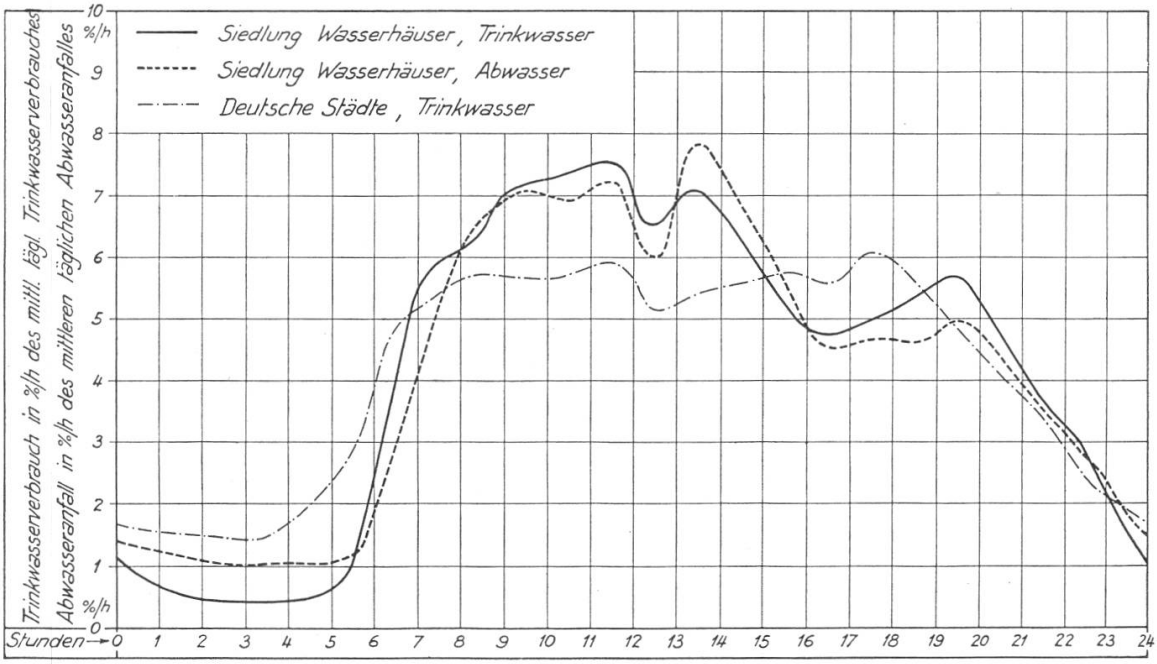


Abbildung 37. Tagesgang von Trinkwasserverbrauch und Abwasseranfall der Siedlung Wasserhäuser im Vergleich mit deutschen Städten (Mittelwerte)

brauches und Abwasseranfalles der Siedlung Wasserhäuser mit den von J. Brix (1936, S. 75) angegebenen mittleren Stundenwerten des Verbrauches deutscher Städte verglichen. Beim Vergleich muss berücksichtigt werden, dass sich die Kurve der Wasserhäuser auf ein Einzugsgebiet mit nur 217 Personen, die deutsche Kurve dagegen auf den Gesamtverbrauch von Gebieten mit über 100 000 Einwohnern bezieht. Trotz der unterschiedlichen Grösse der Einzugsgebiete kann eine gute Überein-

stimmung der ermittelten Werte festgestellt werden. Die Brixsche Kurve wurde vergleichsweise auch in die untere Darstellung von Tafel I übernommen.

d) Schlussfolgerungen

Die durchgeführten Untersuchungen und Messungen gestatten, über die Verteilung des Trinkwasserverbrauches und des Abwasseranfalles über den Tag und über die Woche, sowie über die Beziehung zwischen Trinkwasserverbrauch und Abwasseranfall folgende allgemein gültige Schlüsse zu ziehen:

1. Der häusliche Abwasseranfall beträgt ca. 80% der Trinkwasserzufuhr.
2. Der tägliche Wasserverbrauch und Abwasseranfall sind im grossen ganzen an allen Wochentagen ähnlich; Erhöhungen treten am Montag und Dienstag auf.
3. Der maximale stündliche Wasserverbrauch fällt in die Zeit zwischen 09.00 und 14.00 Uhr und beträgt etwa 8% der 24stündigen Trinkwasserzufuhr.
4. Der maximale stündliche Abwasseranfall fällt ebenfalls in die Zeit zwischen 09.00 und 14.00 Uhr und ist mit etwa 6% der 24stündigen Trinkwasserzufuhr oder mit etwa 8% des mittleren 24stündigen Abwasseranfalles einzusetzen. Die ermittelte grösste Stundenmenge stimmt also grössenordnungsmässig mit der von Imhoff angegebenen Menge ($^1/_{14}$ des Tagesabflusses) überein.
5. Der minimale Wasserverbrauch und Abwasseranfall fällt in die Zeit von Mitternacht bis 06.00 Uhr. Die mittlere Stundenmenge in diesem Zeitabschnitt beträgt ca. 1% der mittleren täglichen Trinkwasserzufuhr.

4. Zukünftige Entwicklung der Wohnbevölkerung

a) Entwicklung der Wohnbevölkerung in der Region Basel in den letzten 100 Jahren

Um sich über die Tendenzen und Möglichkeiten des Bevölkerungswachstums im unteren Birstal Klarheit zu schaffen, muss man dieses Gebiet im Rahmen einer einigermassen geschlossenen Wirtschaftseinheit betrachten. Als solche Wirtschaftseinheit können wir das schweizerische Gebiet um Basel in einem Umkreis von ca. 25–30 km annehmen (Abb. 38).

Das nachstehend für unsere Untersuchungen als «Region Basel» bezeichnete Gebiet von insgesamt 836 km² umfasst:

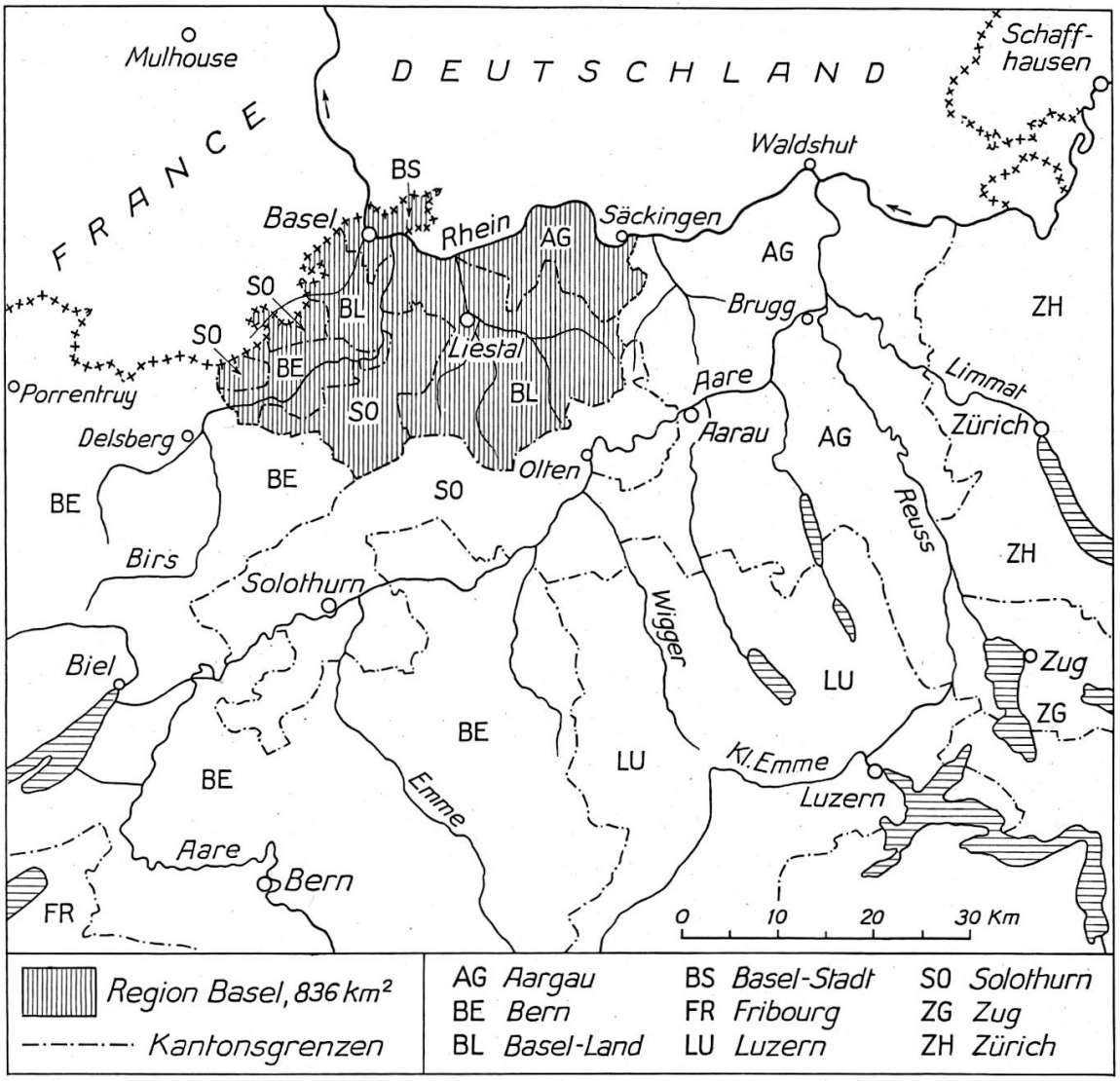


Abbildung 38. Übersichtskarte der Region Basel. Masstab 1:1000000

Die Kantone Basel-Stadt und Basel-Land,
Die Bezirke Dorneck und Thierstein des Kantons Solothurn,
Den Bezirk Laufen des Kantons Bern und
Den Bezirk Rheinfelden des Kantons Aargau.

Es kann angenommen werden, dass der grösste Teil der Bevölkerung dieser Region unter sich in gewissen wirtschaftlichen Beziehungen steht und weitgehend die Personalbedürfnisse der Wirtschaft und der Industrie Basels und seiner Umgebung alimentiert.

In Abb. 40 sind die Ganglinien der effektiven Bevölkerungsbewegung der einzelnen Teilgebiete der Region Basel in den letzten 100 Jahren aufgetragen. Die Aufteilung der Region in diese Teil-Gebiete erfolgte in der Hauptsache auf Grund der bisherigen Bevölkerungsentwicklung

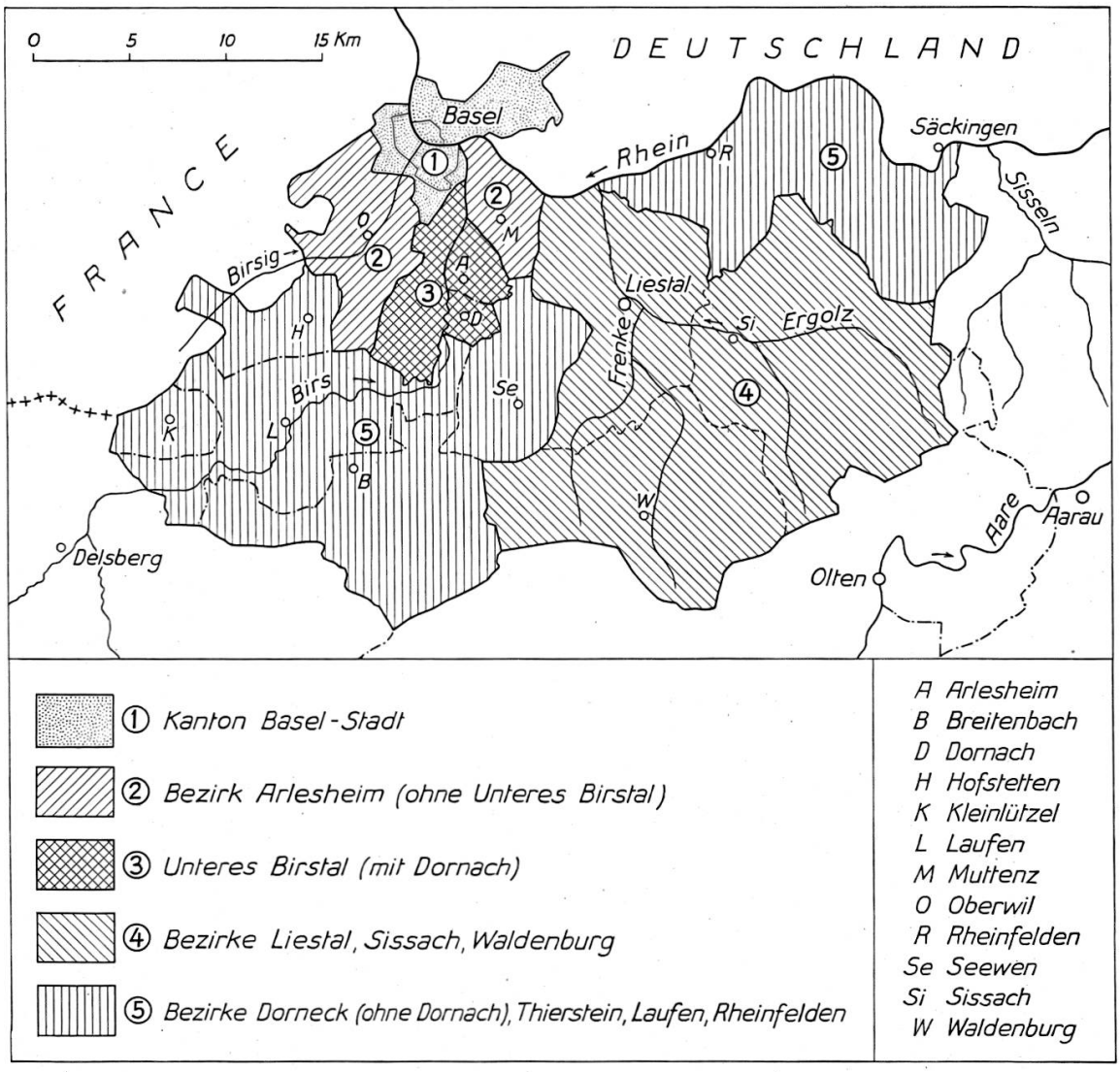


Abbildung 39. Die Region Basel und ihre Teilgebiete. Masstab 1:500000

und berücksichtigt Kantons- oder Bezirksgrenzen erst in zweiter Linie (Abb. 39).

Um das Bevölkerungswachstum mit der schweizerischen Bevölkerungsbewegung vergleichen zu können, sind in der gleichen Darstellung entsprechende mittlere schweizerische Entwicklungslinien eingetragen. Diese Darstellung zeigt die gesteigerte Entwicklung des Kantons Basel-Stadt, die der schweizerischen Entwicklung ungefähr gleichlaufende Bevölkerungsbewegung des Kantons Basel-Land und die hinter der mittleren schweizerischen Entwicklung zurückbleibenden Bezirke Dorneck, Thierstein, Laufen und Rheinfelden. Daraus lässt sich eine Abwanderung der Bevölkerung der stadtfernen nach den stadtnahen Gebieten erkennen. Einen zahlenmässig noch deutlicheren Eindruck über die in charakteristischen Zeitabschnitten der letzten 100 Jahre in den Teil-

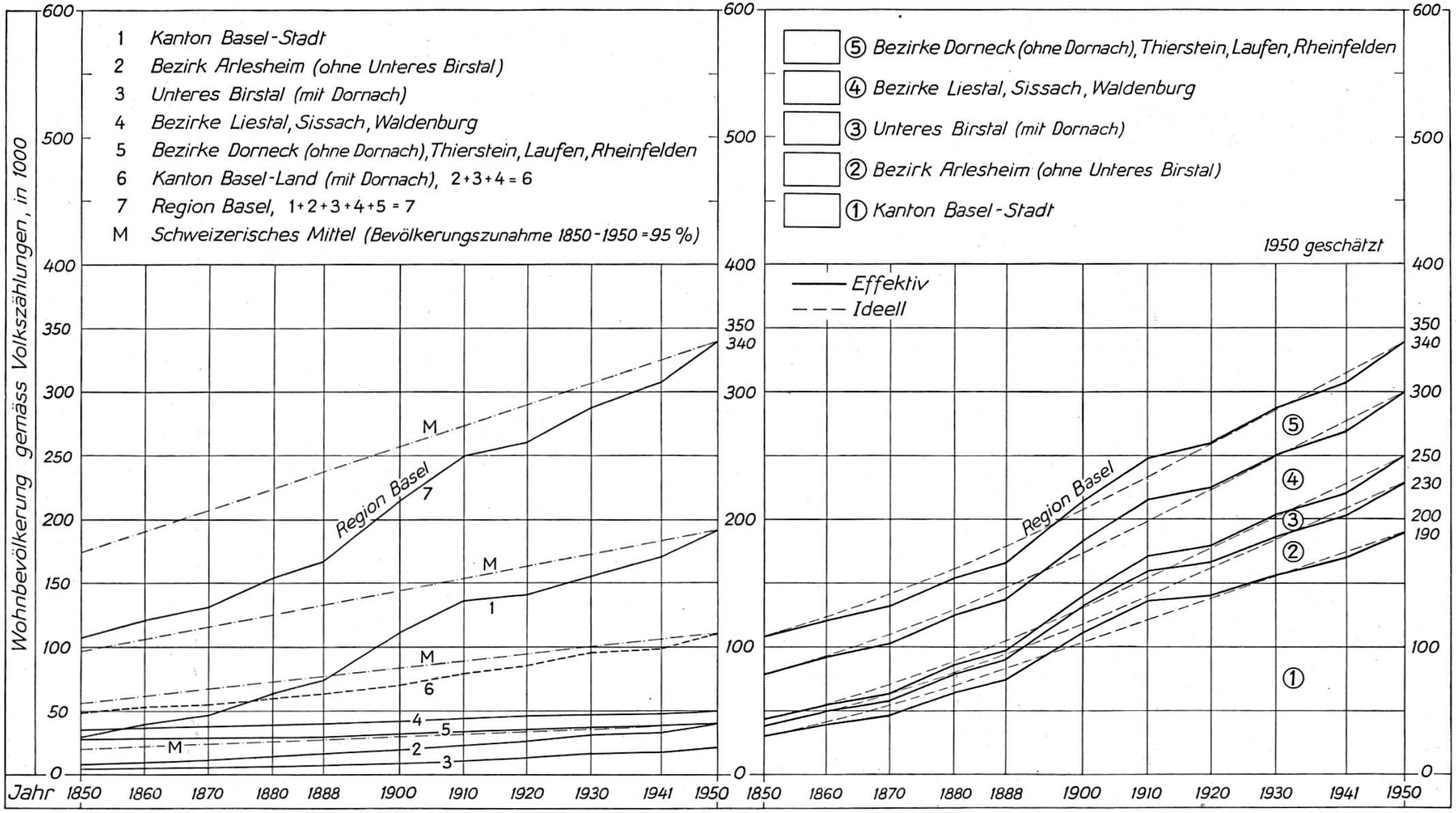


Abbildung 40. Effektive Bevölkerungsbewegung in der Region Basel 1850–1950 Ganglinien der Teilgebiete

Abbildung 41. Effektive und ideelle Bevölkerungsbewegung in der Region Basel 1850–1950. Summation der Teilgebiete

Bevölkerungsentwicklung in der Region Basel und in der Schweiz 1850–1950

Tabelle 12 (zu Abb. 40)

Gebiet	Fläche km²	Wohnbevölkerung gemäss Volkszählungen						Mittlere Jahreszunahme in ‰					Mittlere Jahreszunahme in ‰ 1850-1950	*Zunahme in % 1850-1950*
		1850	1870	1888	1910	1930	1950 geschätzt	1850-1870	1870-1888	1888-1910	1910-1930	1930-1950		
1 Kanton Basel-Stadt	**37**	29 700	47 040	73 750	135 920	155 030	190 000	23,2	25,3	28,2	6,6	10,2	**18,7**	*540*
2 Bezirk Arlesheim (ohne unteres Birstal)	**63**	8 050	10 880	16 680	23 290	31 630	40 000	15,2	24,0	15,3	15,4	11,8	**16,2**	*400*
3 Unteres Birstal (mit Dornach) .	**39**	4 790	5 700	6 470	10 850	16 750	20 000	8,7	7,0	23,8	21,9	8,9	**14,4**	*320*
4 Bezirke Liestal, Sissach, Waldenburg	**331**	35 880	38 480	40 040	44 440	47 220	50 000	3,5	2,2	4,7	3,0	2,8	**3,3**	*40*
5 Bezirke Dorneck (ohne Dornach), Thierstein, Laufen, Rheinfelden.	**366**	28 800	29 180	28 910	34 130	34 970	40 000	0,7	–0,5	7,6	1,2	6,7	**3,3**	*40*
7 Region Basel, 1 + 2 + 3 + 4 + 5 = 7	**836**	107 220	131 280	165 850	248 630	285 600	340 000	10,2	13,1	18,5	6,9	8,8	**11,6**	*220*
6 Kanton Basel-Land (mit Dornach), 2 + 3 + 4 = 6	**433**	48 720	55 060	63 190	78 580	95 600	110 000	6,1	7,7	9,9	9,6	7,0	**8,2**	*125*
Schweiz	**41 324**	2 392 740	2 655 000	2 917 750	3 753 290	4 066 400	4 660 000	5,2	5,2	11,5	4,0	10,9	**6,7**	*95*

Die mittlere Jahreszunahme in ‰ wurde gerechnet nach der Formel $1000 \left(\sqrt[Z]{\frac{We}{Wa}} - 1 \right)$ wobei:

Z = Zählperiode (Zahl der Jahre), We = Wohnbevölkerung am Ende der Zählperiode, Wa = Wohnbevölkerung am Anfang der Zählperiode.

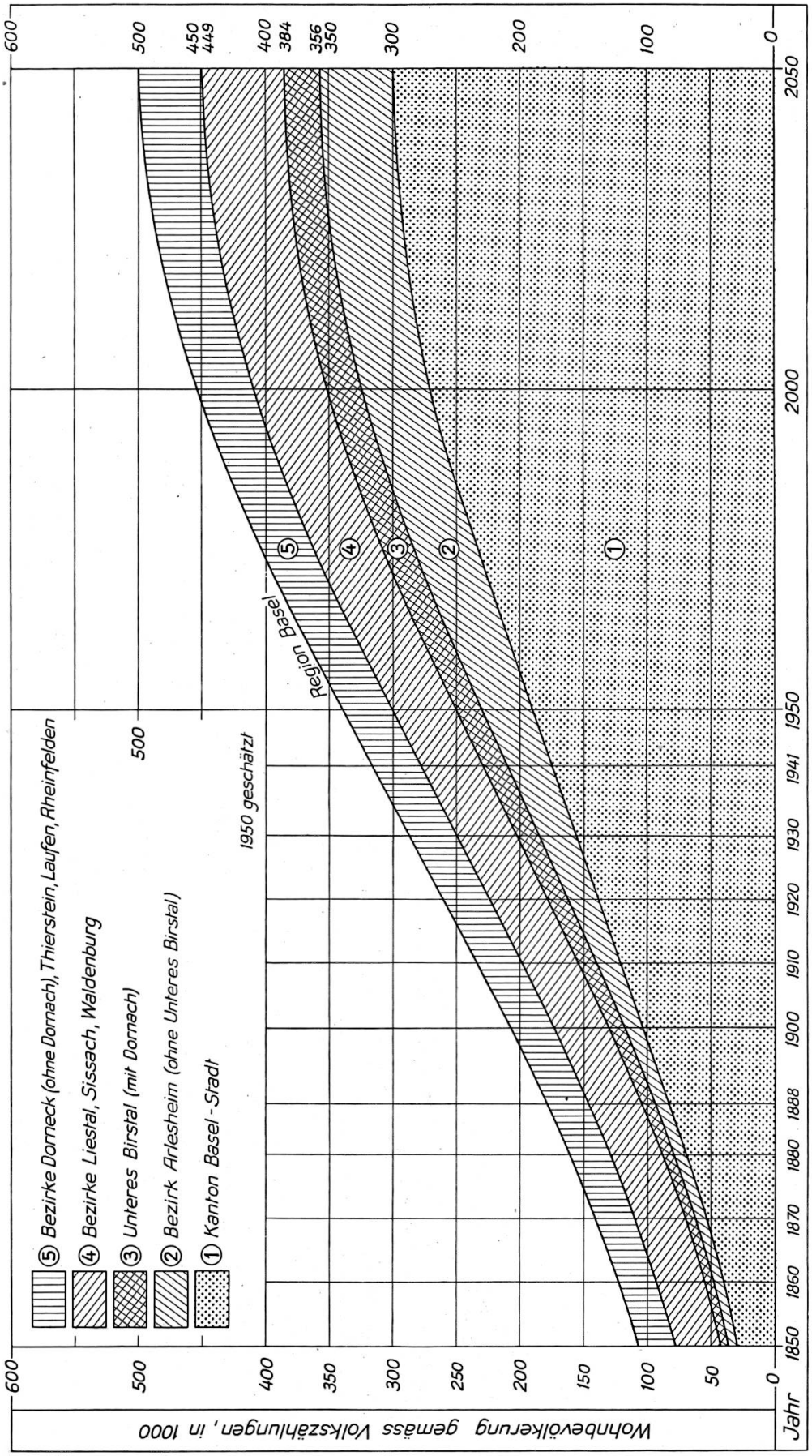


Abbildung 42. Ideelle Bevölkerungsbewegung in der Region Basel 1850–2050 Variante 1. Unteres Birstal 28 000 Einwohner

Gebieten aufgetretenen Entwicklungstendenzen vermittelt die zu Abb. 40 gehörende Tabelle 12. Der Kanton Basel-Stadt erreichte seine maximale Wachstumsperiode in der Zeit von 1870–1910, während der Bezirk Arlesheim einer maximalen Wachstumszeit erst entgegenzustreben scheint, was auf die eingetretene stärkere Entwicklung der um Basel liegenden Gemeinden infolge des wirtschaftlichen Potentials der Gesamtregion hinweist.

Abb. 41 zeigt die flächenmässig zur Region Basel zusammengefügten Teil-Gebiete. Diese sind, mit Basis Kanton Basel-Stadt, als effektive Summenlinien aufgetragen. Durch diese Summenlinien sind Entwicklungskurven gelegt.

b) Entwicklungsmöglichkeiten der Region Basel in den nächsten 100 Jahren

Früher wurde das Bevölkerungswachstum exponential angenommen. Diese Funktionsannahme führt zu unendlichen Werten. Die in Tabelle 12 aufgeführten Werte zeigen deutlich, dass sich die jährliche Bevölkerungszunahme gegenüber früher bereits vermindert hat, so dass versucht werden muss, extrapolierend ideelle Ganglinien nicht exponentieller Form einzulegen.

Versuche aus der Biologie lehren, dass jedes Wachstum einem stationären, endlichen Wert zustrebt, eine Tatsache, die auch auf die Bevölkerungsentwicklung anzuwenden ist. Durchgeht man die neueren Veröffentlichungen über die Theorie des Bevölkerungswachstums (W. Friedli 1928, E. Zwinggi 1929, H. Hess 1938, um nur einige zu nennen), so ersieht man, dass allgemein angenommen wird, dass sich das Tempo der Bevölkerungszunahme der Erde und der einzelnen Länder verlangsamen muss resp. sich für viele Länder bereits verlangsamt hat und dass die Entwicklung der Bevölkerung einem Beharrungszustand zustrebt. Bereits im 18. Jahrhundert erkannte dies T. R. Malthus. Auf seinen Ideen und den belgischen und französischen statistischen Beobachtungen stellte der belgische Mathematiker P. F. Verhulst im Jahre 1838 ein mathematisches Bevölkerungsgesetz auf. «Dieses brachte zum Ausdruck, dass die Bevölkerung eine Zeitlang nahezu in geometrischer Reihe anwachse, um dann immer langsamer zuzunehmen und schliesslich einen dauernden Höchststand, den Beharrungszustand, zu erreichen.» (W. Friedli 1928.) Dieses Wachstumsgesetz geriet in Vergessenheit. Hundert Jahre später erkannten die amerikanischen Biologen Robertson, Reed und Holland beim Studium von Wachstumsvorgängen die aufgeführte Gesetzmässigkeit, und die beiden Biologen Pearl und Reed wiesen nach, dass sich diese Gesetzmässigkeit auch auf die Vermehrung von Gesamtheiten anwenden lasse und bewiesen dies auf Grund der Bevölkerungsbewegung in Amerika. Diesen Biologen waren aber die Arbeiten von Verhulst unbekannt, und erst der Neuenburger Professor L. G. du Pasquier wies in einer Veröffentlichung im Jahre 1918 auf die Zusammenhänge hin. Inzwischen wurden auch für andere Länder auf Grund der Statistiken nachgewiesen, dass die Bevölkerungen nach einem anfänglichen raschen Wachstum einem stationären Zustand entgegenstreben. Umfangreiche Berechnungen hat das «Office of Population Research» der Société des Nations 1944 in seiner Veröffentlichung «La population future de l'Europe et l'Union soviétique» bekanntgegeben.

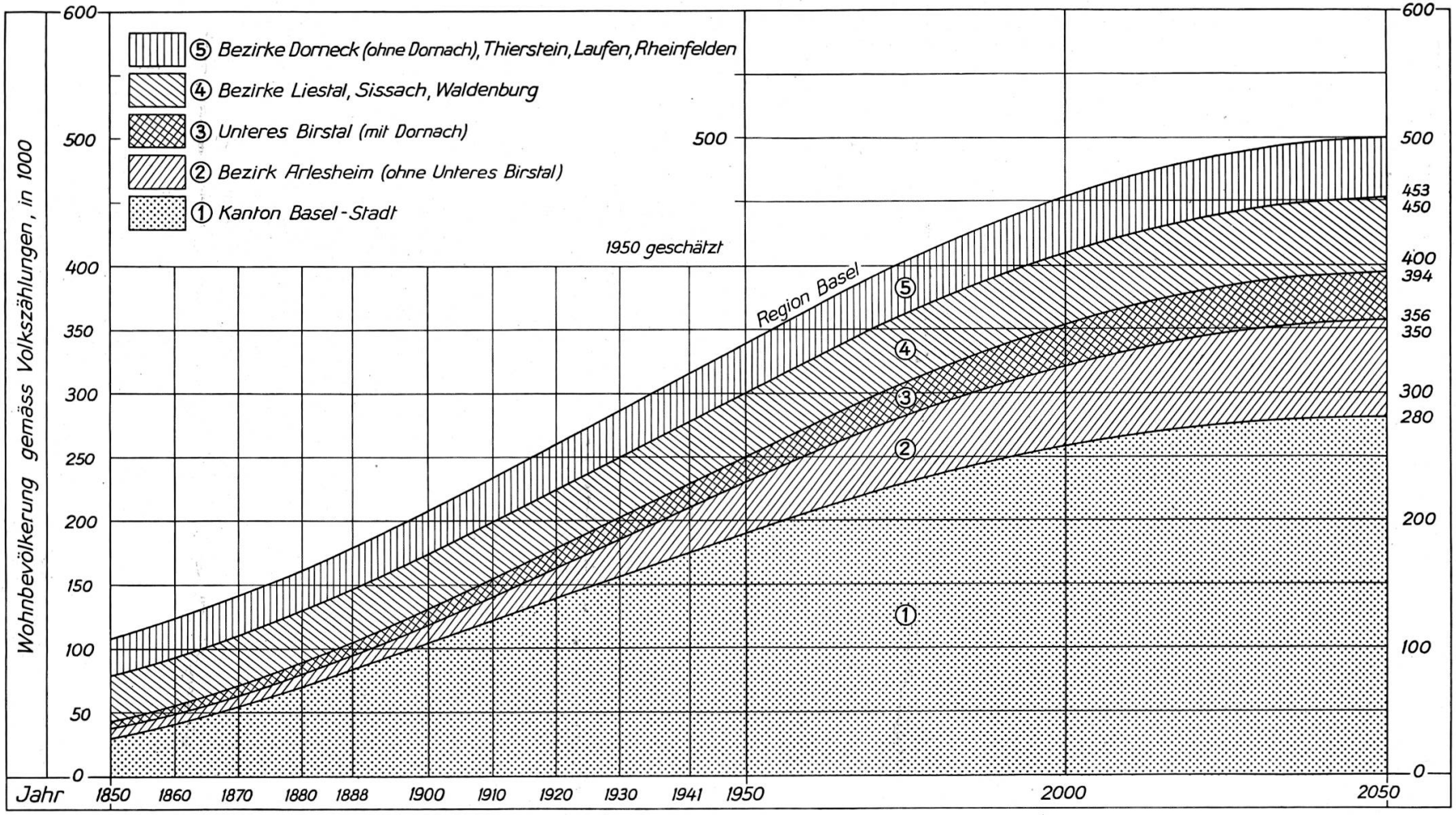


Abbildung 43. Ideelle Bevölkerungsbewegung in der Region Basel 1850–2050. Variante 2. Unteres Birstal 38 000 Einwohner

Für die Schweiz wurde dabei das Bevölkerungsmaximum bereits zwischen den Jahren 1945–1950 mit 4 260 000 Einwohnern angenommen. Wenn nun die Einwohnerzahl entgegen dieser Berechnung bis 1950 auf rund 4 660 000 angewachsen ist, so ist dies vor allem auf die hohen Geburtenziffern der Kriegsjahre zurückzuführen, die eine allgemeine, nicht nur eine schweizerische Erscheinung sind. Das Bevölkerungsmaximum wird dadurch etwas höher werden und zeitlich später eintreffen als in früheren Prognosen errechnet worden ist. Bereits zeichnet sich denn auch in den Statistiken des Jahres 1949 die Tendenz einer erneuten rückläufigen Bevölkerungsbewegung ab.

Nun ist es klar, dass eine Bevölkerungsbewegung sich nicht in ein so einfaches Gesetz wie das VERHULSTsche oder logistische, wie es heute genannt wird, zwingen lässt. Es muss vielmehr angenommen werden, dass sich eine Bevölkerung in gewissen Zyklen entwickelt, die vom Stande der Zivilisation abhängen. Jeder Zyklus stellt in sich eine logistische Teilkurve dar. Diese Einzelkurven reihen sich aneinander und können als Gesamtheit als auf einer logistischen Grundkurve aufgesetzte logistische Zyklenkurven betrachtet werden.

Selbstverständlich führt eine gesamtschweizerische Bevölkerungsabnahme nicht unmittelbar zu rückläufigen Entwicklungen in den stadtnahen und industriestarken Gebieten. Diese können sich auf Kosten anderer Gebiete noch über längere Zeit stark vergrössern, speziell solange aus dem Wohnen in solchen Gebieten den Einwohnern wirtschaftliche und soziale Vorteile erwachsen.

Um für die Region Basel und damit im speziellen für das untere Birstal Zahlen einer möglichen Bevölkerungsentwicklung zu erhalten, seien einige Faktoren und Annahmen festgehalten, die diese Entwicklung massgebend beeinflussen:

1. Der Entwicklung des Wirtschaftszentrums Basel sind durch die geographisch-politische Lage Grenzen gesetzt.
   Nehmen wir an, dass das ganze Kantonsgebiet mit Ausnahme der Gemeinde Bettingen und den relativ geringen Waldflächen in der Gemeinde Riehen einen städtischen Ausbau erfahren soll, so kann bei Vollbesiedlung des gesamten verfügbaren Baugebietes mit einer maximalen Wohnbevölkerung von 280 000–300 000 gerechnet werden. Diese Zahlen werden auch heute vom Statistischen Amt des Kantons Basel-Stadt als oberste mögliche Grenze erachtet. 1914 hat der damalige Kantonsstatistiker in der Mitteilung «Die Bevölkerung des Kantons Basel-Stadt» nur für das Stadtgebiet allein eine maximale Einwohnerzahl von 280 000–300 000 angenommen. Im «Ratschlag 3038, betreffend die Anpassung des Kanalisations-Systems und der Rheinufer an den Rückstau des Kraftwerkes Kembs» vom 3. Juli 1930 wurde allerdings eine höchstmögliche Bevölkerungszahl für den Kanton Basel-Stadt einschliesslich den Landgemeinden von 342 000 vorgesehen. Diese Annahme mag für die Dimensionierung der Kanalisationsanlagen richtig sein. Für die

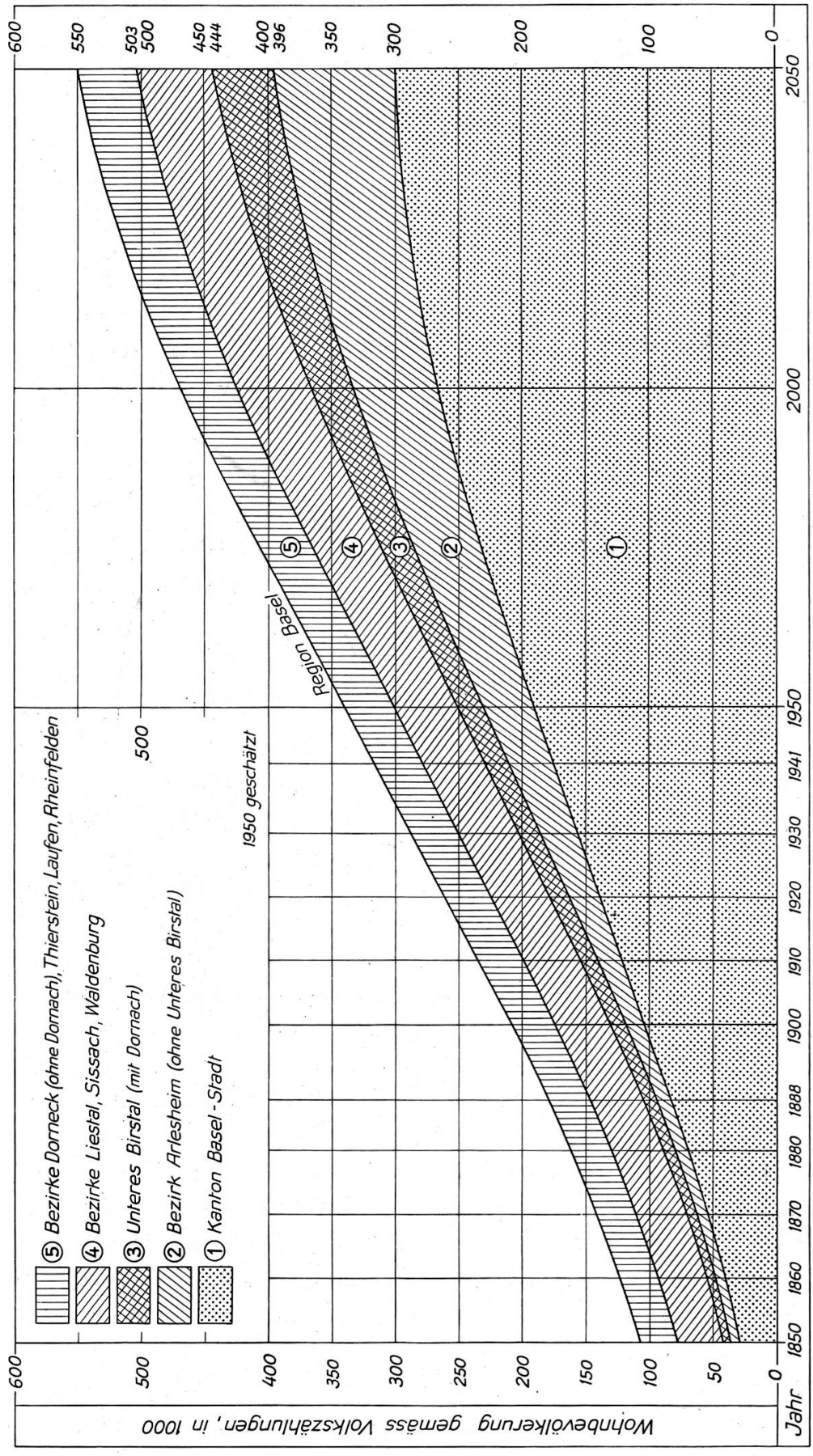


Abbildung 44. Ideelle Bevölkerungsbewegung in der Region Basel 1850–2050 Variante 3. Unteres Birstal 48 000 Einwohner

vorliegenden Untersuchungen ist sie jedoch zu hoch, da bei einer Annahme von 500 000 bis 550 000 Einwohnern für die ganze Region Basel die umliegenden Gemeinden zu niedere Einwohnerzahlen erhielten.

Nehmen wir für den Kanton Basel-Stadt 280 000–300 000 Einwohner an, so entspricht dies einer Wohndichte von 87–94 Einwohnern pro ha.

Um die erwähnten Ziffern vergleichend betrachten zu können, seien nachstehend Bevölkerungszahlen verschiedener schweizerischerischer Städte angeführt:

Stadt	Stadtgebiet ha	Einwohnerzahl	Einwohner pro ha	Aren pro Einwohner
Basel (ohne Landgemeinden)	2280	177 300	78	1,3
Basel (mit Riehen)	3200	186 000	58	1,7
Zürich 1930 (vor Eingemeindungen) .	4480	249 800	56	1,8
Zürich 1947 (mit 8 Vororten)	8785	370 900	42	2,4
Genf	1542	142 500	92	1,1
Bern	5120	138 500	27	3,7
Lausanne	4107	100 800	24	4,1

Der Vergleich zeigt, dass Basel und Genf bereits heute die grössten Bevölkerungsdichten schweizerischer Grosstädte aufweisen und dass in Basel mit einer Wohndichte von ca. 100 Einwohnern/ha wohl die oberste Grenze erreicht sein dürfte.

2. Das Wirtschaftszentrum Basel behält unbeachtet der Sättigung seine wirtschaftliche Anziehungskraft, so dass eine zusätzliche Bevölkerungsvermehrung den angrenzenden Gemeinden zugute kommt, bis zu dem Zeitpunkt, wo infolge eines allgemeinen Bevölkerungsrückganges eine sehr starke Verlangsamung oder ein Stillstand eintreten muss. Ein möglicher Stillstand oder eine Verminderung der Bevölkerungsentwicklung ist erst nach dem Jahre 2050 angenommen.
3. Der sich ergebende Überschuss an Bevölkerung verteilt sich auf die Gemeinden mit überschüssigem Wohnraum, die dank der vorhandenen Verkehrsmittel in kurzen Fahrzeiten von den Arbeitszentren erreicht werden können. Dies betrifft alle Gemeinden des unteren Baselbietes. Dabei werden die stadtnahen Wohngebiete bevorzugt werden.
4. Die Region Basel strebt bevölkerungsmässig einem Maximum zu, das zwischen 500 000–550 000 Einwohnern liegen mag, gegenüber einer Einwohnerzahl von 340 000 im Jahre 1950.
5. Die Teil-Gebiete ausserhalb des Bezirkes Arlesheim (einschliesslich unteres Birstal mit der Gemeinde Dornach) werden sich ungefähr

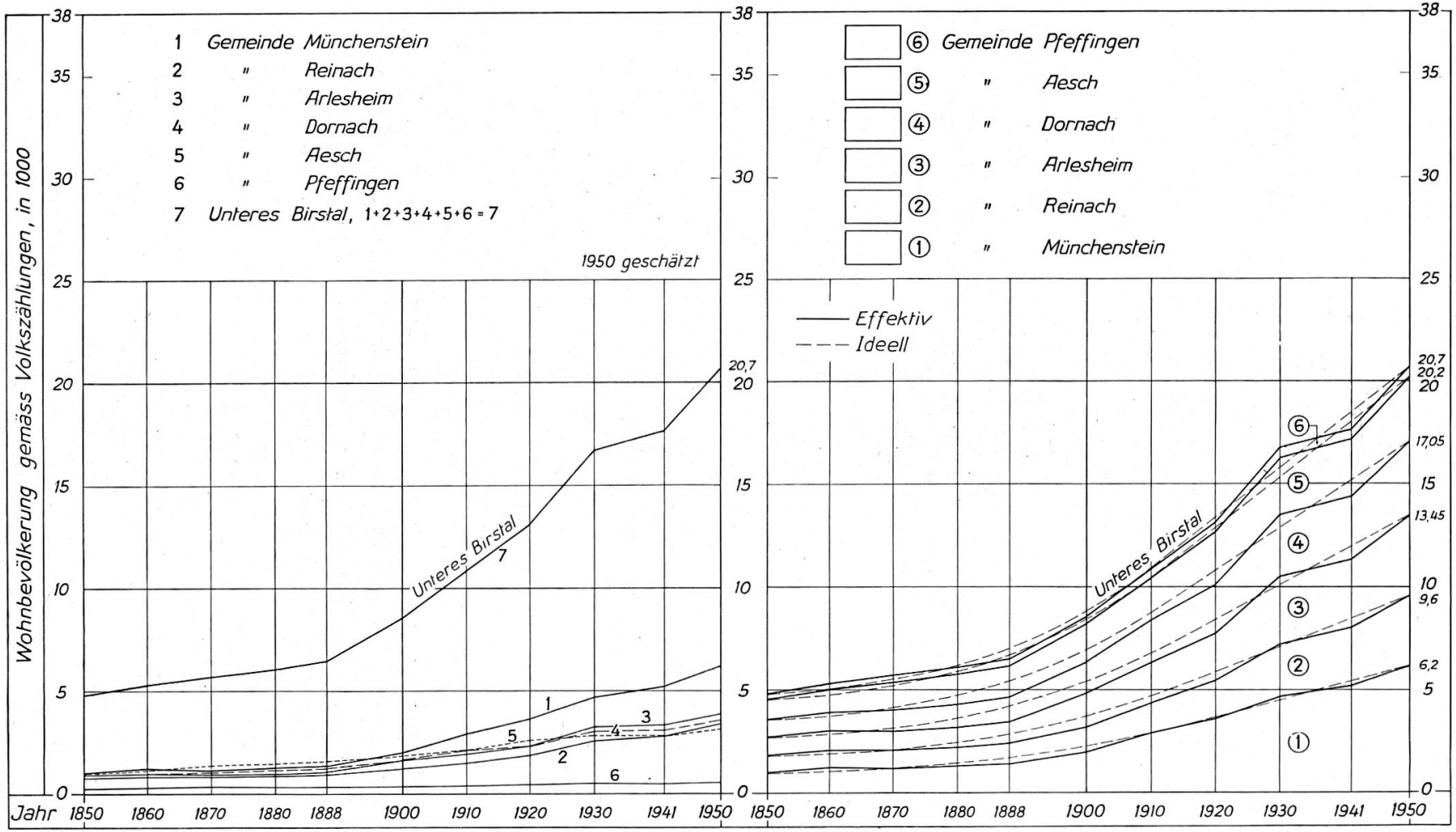


Abbildung 45. Effektive Bevölkerungsbewegung im Unteren Birstal 1850–1950. Ganglinien der einzelnen Gemeinden

Abbildung 46. Effektive und ideelle Bevölkerungsbewegung im Unteren Birstal 1850–1950. Summation der einzelnen Gemeinden

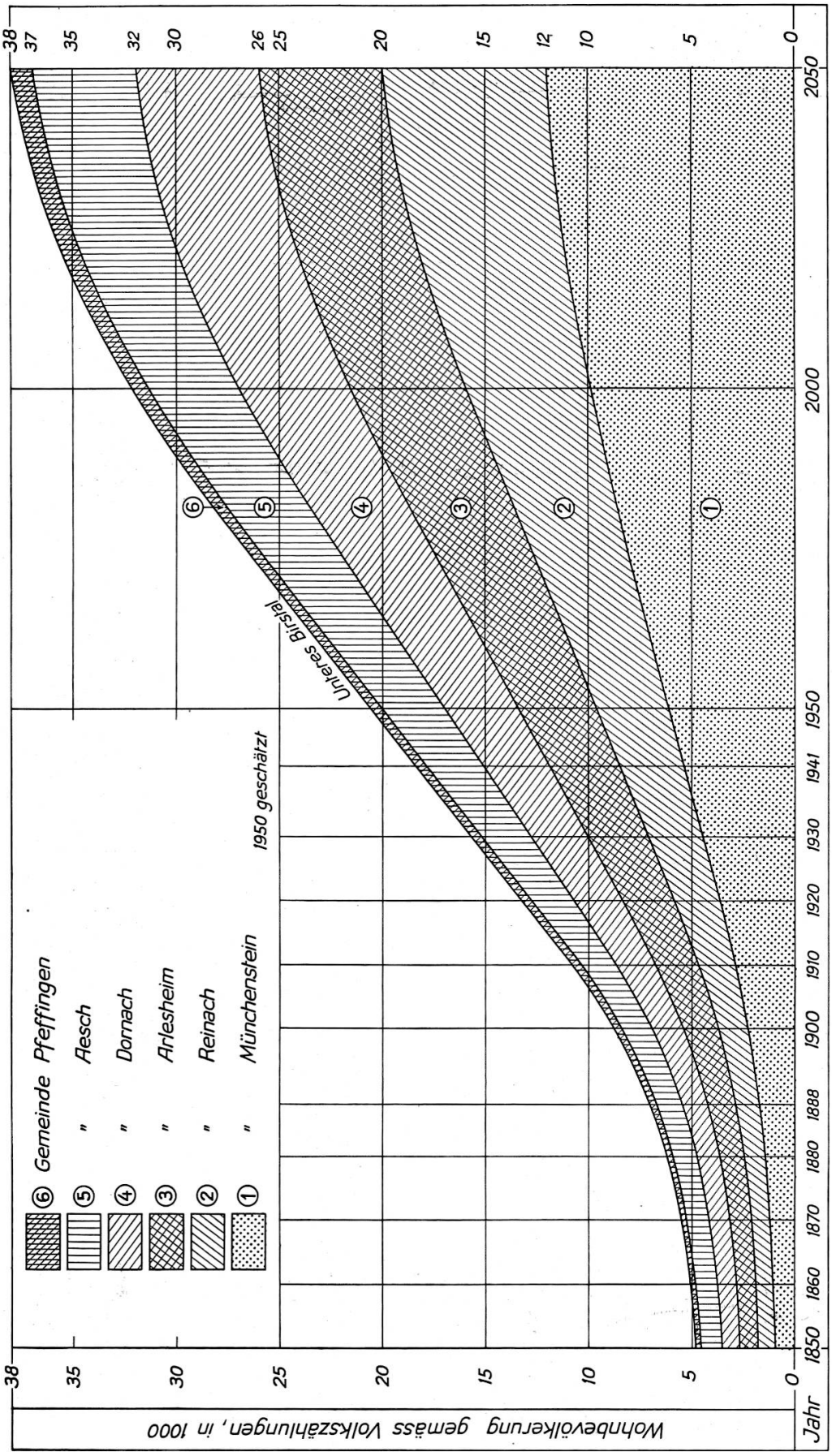


Abbildung 47. Ideelle Bevölkerungsbewegung im Unteren Birstal 1850–2050.

Baugebiete, Wohndichten und Wohnbevölkerung im unteren Birstal

Tabelle 13

	Gemeinde		Münchenstein	Reinach	Arlesheim	Dornach	Aesch	Total ohne Pfeffingen	Pfeffingen	Total mit Pfeffingen
Baugebiete, Flächen in ha	Bestand 1946[1])		135	64	94	97	110	500	62	562
	Wohnzonen nach Stand der Ortsplanung 1949 (einschliesslich Flächen der Wohnstrassen)	1. Dorfkern	9	28	9	11	11	68	10[2])	78
		2. Hoher Wohnbau, 3 Geschosse	53	22	10	11	14	110	—	110
		3. Niedriger Wohnbau, 2 Geschosse	111	136	112	65	83	507	—	507
		4. Niedriger Wohnbau, weiträumig, 2 Geschosse	—	40	12	30	—	82	—	82
		Total 1–4	173	226	143	117	108	767	10	777
		5. Zusätzliche Bauzonen	33	4	4	—	7	48	—	48
		Baugebiete, Total	206	230	147	117	115	815	10	825
Wohndichten, Einwohner pro ha	Auf Grund unserer in Tabelle **10** zusammengestellten Untersuchungen	1. Dorfkern	120	100	100	100	100		100	
		2. Hoher Wohnbau, 3 Geschosse	200	200	150	150	150		—	
		3. Niedriger Wohnbau, 2 Geschosse	80	80	65	70	60		—	
		4. Niedriger Wohnbau, weiträumig, 2 Geschosse	—	40	30	30	—		—	
		5. Zusätzliche Bauzonen	80	80	65	—	60		—	
Wohnbevölkerung	Bestand 1946		5 540	3 079	3 469	3 300	2 994	18 382	415	18 797
	Bei Vollbesiedlung der vorgesehenen Wohnzonen nach Angaben der Ortsplaner		20 000	10 000	6 300	5 000	5 000	46 300	1 000[2])	47 300
	Bei Vollbesiedlung der vorgesehenen Wohnzonen unter Berücksichtigung der Wohndichten auf Grund obiger Angaben	1. Dorfkern	1 080	2 800	900	1 100	1 100	6 980	1 000	7 980
		2. Hoher Wohnbau, 3 Geschosse	10 600	4 400	1 500	1 650	2 100	20 250	—	20 250
		3. Niedriger Wohnbau, 2 Geschosse	8 880	10 880	7 280	4 550	4 980	36 570	—	36 570
		4. Niedriger Wohnbau, weiträumig, 2 Geschosse	—	1 600	360	900	—	2 860	—	2 860
		Total 1–4	20 560	19 680	10 040	8 200	8 180	66 660	1 000	67 660
		5. Zusätzliche Bauzonen	2 640	320	260	—	420	3 640	—	3 640
		Baugebiete, Total	23 200	20 000	10 300	8 200	8 600	70 300	1 000	71 300
	Nach unseren Untersuchungen der Bevölkerungsbewegung (Abb. **45, 46** und **47**)	Jahr 1850	955	816	910	840	998	4 519	270	4 789
		Jahr 1900	1 988	1 213	1 599	1 543	1 867	8 210	347	8 557
		Jahr 1950	6 200	3 400	3 850	3 600	3 150	20 200	500	20 700
		Jahr 2000	10 000	6 000	5 500	5 500	4 500	31 500	700	32 200
		Jahr 2050	12 000	8 000	6 000	6 000	5 000	37 000	1 000	38 000

[1]) Einschliesslich Baulücken, für die Bebauung vorgesehene Parzellen und Landbesitz grosser Güter. (Baugebiet-Flächen nach Angaben der Gemeindeverwaltungen). [2]) Gemeinde Pfeffingen. Unsere Annahme, da keine Ortsplanung.

proportional der Entwicklung der letzten hundert Jahre weiter entwickeln.

In den Abbildungen 42, 43 und 44 sind unter Berücksichtigung der 5 obigen Punkte Entwicklungsmöglichkeiten dargestellt, wobei selbstverständlich nur die Grundkurven zur Darstellung gelangen können. Die ermittelten Zahlen sind nicht direkt belegbar, aber sie zeigen immerhin, dass unter Berücksichtigung der Erkenntnisse der neueren Forschung über das Bevölkerungswachstum für das untere Birstal eine maximale Einwohnerzahl in den Grenzen von 28 000–48 000 angenommen werden kann.

Für unsere weiteren Untersuchungen nehmen wir im unteren Birstal im Jahre 2050 eine Wohnbevölkerung von 38 000 an (Abb. 43).

c) Entwicklung der Wohnbevölkerung und Baugebietbedarf

In den letzten Jahren wurden in sämtlichen Gemeinden des unteren Birstales – mit Ausnahme der rein bäuerlichen Gemeinde Pfeffingen – Zonen- und Bebauungspläne aufgestellt. Tabelle 13 zeigt in ihrem oberen Teil die Flächen der gemäss dem Stand der Planungsarbeiten Ende 1949 ausgeschiedenen Wohnzonen. Die Werte für Dornach wurden dem von Jeltsch (1949, Abb. 14) publizierten Ortsplanungsvorschlag entnommen. Ohne Pfeffingen wird nach diesen Unterlagen im gesamten unteren Birstal eine Baugebietsfläche von 815 ha ausgewiesen.

In vorangegangenen Untersuchungen (Kapital C 2) haben wir die effektiven Wohndichten im Birstal festgestellt. Aus den bei den Ortsplanungen ausgewiesenen Baugebietsflächen und den effektiven Wohndichten kann die Wohnbevölkerung bei Vollbesiedlung der vorgesehenen Wohnzonen ermittelt werden. Dabei wurde berücksichtigt, dass die stadtnahen Gemeinden grössere Wohndichten aufweisen werden als die stadtfernen.

Im unteren Teil der Tabelle 13 sind die Bevölkerungszahlen einander gegenübergestellt, wie sie

a) von den Ortsplanern geschätzt werden,
b) sich auf Grund der in den Zonenplänen zur Verfügung gestellten Bauflächen ergeben und
c) nach unseren Untersuchungen über die Bevölkerungsbewegung in der Region Basel anzunehmen sind.

Die Gegenüberstellung zeigt, dass die Ortsplaner im allgemeinen mit zukünftigen Bevölkerungszahlen rechnen, die – mit Ausnahme von

Münchenstein – den von uns extrapolierten Werten ähnlich sind, dass aber zu grosse Baugebietsflächen ausgeschieden wurden.

In Tabelle 14 ist der für das Jahr 2000 notwendige effektive Baugebietbedarf den nach den Zonenplänen ausgewiesenen Baugebieten gegenübergestellt. Bei der Ermittlung des effektiv notwendigen Baugebietbedarfs wurden die Flächenverhältnisse zwischen den verschiedenen Überbauungsarten gleich wie in den vorliegenden Zonenplänen gewählt. Es darf angenommen werden, dass bei der heutigen Tendenz, Wohngebiete rationeller zu erschliessen, eher grössere Gesamtwohndichten erreicht werden als in den durch individuelles Bauen entstandenen Wohngebieten. Die aus der voraussichtlichen Bevölkerungsentwicklung und den erhobenen Wohndichtezahlen ermittelten Baugebietflächen dürfen daher als genügend angesehen werden.

Baugebietbedarf und Wohnbevölkerung im unteren Birstal

Tabelle 14

Gemeinde[1])	Zonenplan 1949				Jahr 2000	
	Vorgesehenes Baugebiet (einschliesslich zusätzliche Bauzonen) ha	Wohnbevölkerung bei Vollbesiedlung der vorgesehenen Baugebiete (nach Tab. 13)	Mittlere Wohnbevölkerung pro ha		Mutmassliche Wohnbevölkerung (nach Abb. 47)	Baugebietbedarf ha
			im Baugebiet	im Gemeindegebiet		
Münchenstein	206	23 200	112	32	10 000	90
Reinach	230	20 000	87	29	6 000	70
Arlesheim	147	10 300	70	15	5 500	80
Dornach	117	8 200	70	14	5 500	80
Aesch	115	8 600	75	12	4 500	60
Total	815	70 300	86	21	31 500	380

[1]) Pfeffingen wurde als landwirtschaftliche Gemeinde in die Zonenplanung nicht einbezogen.

Die Gegenüberstellung in Tabelle 14 zeigt mit grosser Deutlichkeit, wie die Zonenplanung der einzelnen Gemeinden viel zu grosse Gebiete der Bebauung zugewiesen hat.

Im allgemeinen werden die Grenzen von Zonenplanungen zu weit gezogen, um möglichst viele Landeigentümer in den Besitz von Bauland zu bringen. Dem Vorteil, dass dadurch die Baulandpreise infolge des grösseren Angebots niedriger gehalten werden können, steht der Nach-

teil gegenüber, dass durch die damit vorauszusehende unorganische und sporadische Bebauung die Gemeinde gezwungen wird, gleichzeitig Strassen und Werkleitungen in diesen Neubaugebieten zu erstellen. Die Anlagen müssen wegen relativ wenig Personen bereits auf den Vollausbau dimensioniert werden und verursachen der Gemeinde und damit allen Steuerzahlern unnötige Belastungen.

Sollen Sammelleitungen und gemeinsame Anlagen für verschiedene Gemeinden erstellt werden, so müssen sich die projektierenden Organe über die zukünftige bauliche Entwicklung sorgfältigste Rechenschaft geben. Auch für die einzelnen beteiligten Gemeinden kann es dabei nicht gleichgültig sein, wie weit ihr Gemeindegebiet als Bauland und damit als beitragspflichtig einbezogen wird.

Welche finanziellen Konsequenzen die bei Ortsplanungen zu weit gehenden Zuweisungen von Bauland haben werden, wird in Tabelle 15 durch die Gegenüberstellung von Baugebietbedarf und Erschliessungskosten nachgewiesen.

Die Erschliessungskosten pro ha Bauland können für Baugebiete, wie sie das untere Birstal aufweist, wie folgt eingesetzt werden:

Wohnstrassen:	Landwert	m^2 1400 à Fr. 8.—	Fr. 11 000.—
	Ausbau	m^2 1400 à Fr. 20.—	Fr. 28 000.—
Werkleitungen:	Kanalisation	m^1 200 à Fr. 110.—	Fr. 22 000.—
	Wasser	m^1 200 à Fr. 45.—	Fr. 9 000.—
	Gas	m^1 200 à Fr. 40.—	Fr. 8 000.—
	Kabel	m^1 200 à Fr. 50.—	Fr. 10 000.—
	Anteil an Erschliessungsstrassen, Sammelleitungen usw., ca.		Fr. 12 000.—
		Total	Fr. 100 000.—

Nehmen wir an, dass die Zuweisung von Bauland in der Weise erfolge, dass bis zum Jahre 2000 ein Gebiet ohne Baulücken erschlossen wäre, und stellen wir diesem theoretischen Gebiet das durch die Zonenplanung der Bebauung freigegebene Gebiet gegenüber, so erhalten wir die Differenzflächen, die der zu weit gegangenen Planung entsprechen.

Wird das heute als Bauzone bezeichnete Gebiet der Überbauung freigegeben, so wird selbstverständlich innerhalb dieses Gebietes eine sporadische Bauentwicklung einsetzen, die die Erstellung von Strassen und Werkleitungen über das ganze Gebiet erfordert. Die dadurch entstehenden unnötigen Kosten sind in Tabelle 15 zusammengestellt und lassen sich für das untere Birstal, ohne Berücksichtigung der Verzinsung des zu früh oder zu viel investierten Kapitals, mit über 40 Millionen Franken einsetzen.

Baugebietbedarf und Erschliessungskosten im unteren Birstal

Tabelle 15

Gemeinde	Wohnbevölkerung		Baugebietbedarf		Überschuss infolge zu weitgehender Planung	
	Jahr 1950 (geschätzt)	Jahr 2000 (nach Tab. 14)	nach Zonenplan 1949	Jahr 2000 (nach Tab. 14)	Baugebiet ha	Erschliessungskosten[1]) in Mio Fr.
Münchenstein	6 200	10 000	206	90	116	11,6
Reinach	3 400	6 000	230	70	160	16,0
Arlesheim	3 850	5 500	147	80	67	6,7
Dornach	3 600	5 500	117	80	37	3,7
Aesch	3 150	4 500	115	60	55	5,5
Total	20 200	31 500	815	380	435	43,5

[1]) Strassen (einschliesslich Landerwerb) und Werkleitungen: Erschliessungskosten 100 000 Fr. pro ha.

Die Zusammenstellungen in Tabellen 14 und 15 ergeben, dass eine Revidierung der Zonenpläne eine absolute Notwendigkeit wird. Zum mindesten sollten weite Baugebiete in zusätzliche Bauzonen umgewandelt werden oder die einzelnen Gemeinden hätten Etappenpläne aufzustellen, die es ermöglichen, neue Baugebiete erst dann zu erschliessen, wenn die vorhandenen überbaut sind.

5. Zukünftige Entwicklung des Trinkwasserverbrauchs und des Abwasseranfalls

Der gegenwärtige Wasserverbrauch in den Gemeinden des unteren Birstales wurde bereits in Kapitel C 1 e behandelt. Die dort (Abb. 16) angegebenen Werte der Wasserförderung pro Kopf und Tag sind teils wegen des Fehlens von Wassermessern und teils wegen der zwischen den Pumpwerken und den Verbrauchsstellen stattfindenden Wasserverlusten zu hoch, um aus ihnen auf den zukünftigen Abwasseranfall schliessen zu können.

Es ist deshalb angezeigt, für die Schätzung des zukünftigen Abwasseranfalls die Entwicklung des Wasserverbrauchs in Städten mit einwandfreier Wassermessung zu berücksichtigen. Abbildung 48 zeigt den Trinkwasserverbrauch in Basel und in Zürich seit der Einführung der Wassermessung mittelst Zählern. Der häusliche Trinkwasserverbrauch pro Einwohner und Tag hat in Basel von 1890 bis 1948 durchschnitt-

lich um 1 Liter pro Jahr zugenommen, während der Wasserverbrauch mit Einschluss der Grossverbraucher ohne eigene Wasserversorgung in Basel und in Zürich sich pro Einwohner und Tag um 2 Liter pro Jahr steigerte. Aus der bisherigen Entwicklung kann geschlossen werden, dass der häusliche tägliche Trinkwasserverbrauch in den nächsten 50 bis 100 Jahren von 200 l auf 300 l pro Einwohner und Tag, der Verbrauch mit Einschluss der Grossverbraucher von 300 l auf 500 l pro Einwohner und Tag ansteigen wird[4]).

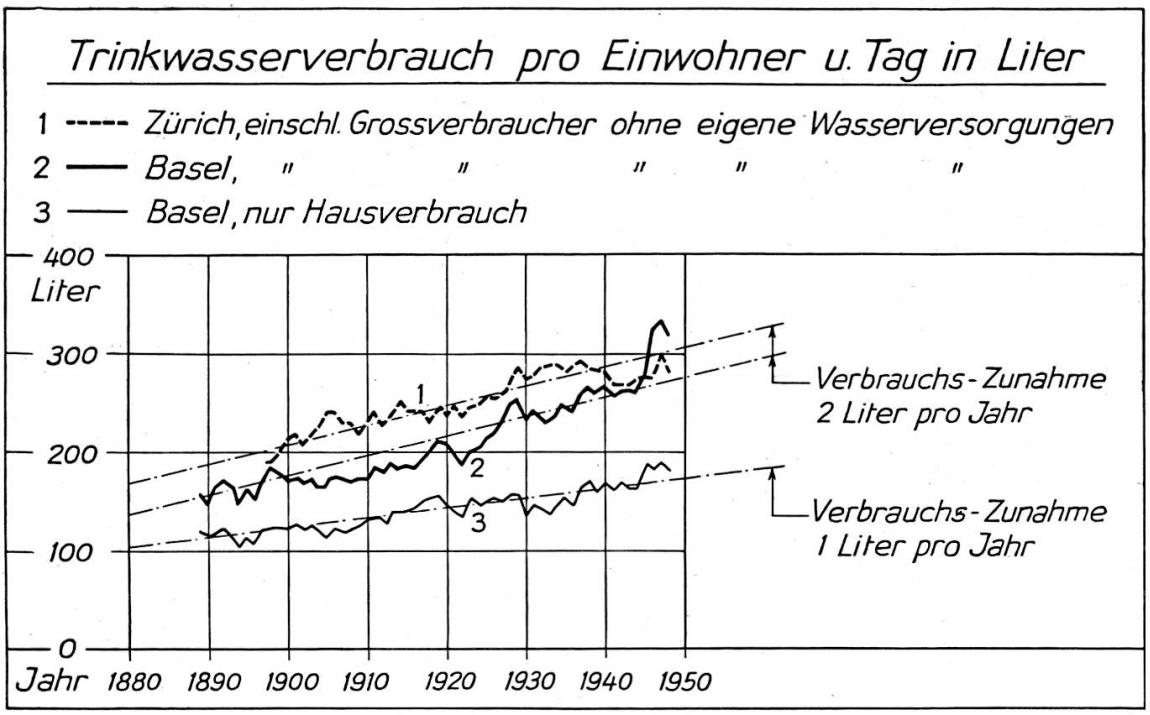


Abbildung 48. Zunahme des Trinkwasserverbrauches in Basel und Zürich

Für die Gemeinden des unteren Birstales kann einerseits angenommen werden, dass die Einführung von Wassermessern und einer einwandfreien Kontrolle des Wasserverbrauchs den Gesamtverbrauch reduzieren wird. Andererseits wird die allgemeine Entwicklung des häuslichen und industriellen Verbrauchs zu ähnlichen Verbrauchswerten wie in den grossen Städten führen. Es kann deshalb für die nächsten 50 bis 100 Jahre mit einem Anstieg des Wasserverbrauchs auf 500 l pro Einwohner und Tag gerechnet werden.

Zurzeit kennen wir von grösseren Ansiedlungen oder Städten keine Messungen, die das Verhältnis zwischen Trinkwasserverbrauch und Ab-

[4]) Die Zahlen über den Wasserverbrauch der Städte Basel und Zürich beruhen zum Teil auf direkten Mitteilungen der Wasserwerke, zum Teil auf Angaben, die dem «Bericht über die zukünftige Entwicklung der Wasserversorgung der Stadt Basel» (Frühjahr 1948, Gas- und Wasserwerk Basel) entnommen werden konnten.

wasseranfall zeigen. Wir müssen uns deshalb an unsere eigenen Untersuchungen in der Siedlung Wasserhäuser (Kapitel C 3 c/d) halten und folgendes Verhältnis annehmen:

Trinkwasserverbrauch zu Abwasseranfall = 100 : 80

Für die Projektierung der Sammelkanäle und der Reinigungsanlagen haben wir demnach im unteren Birstal bei einem mittleren täglichen Trinkwasserverbrauch von 500 l pro Einwohner und Tag mit einem Abwasseranfall von 400 l pro Einwohner und Tag zu rechnen, wobei die Abwasser der grossen Industrien mit übernormalem Wasserverbrauch und eigener Wasserversorgung nicht berücksichtigt sind. Je nach der Beurteilung mag die Annahme von 400 l Abwasser pro Einwohner und Tag etwas hoch erscheinen. Berücksichtigt man indessen, dass die zu erstellenden Anlagen über ein Jahrhundert in ihren wesentlichen Teilen genügen sollten, rechtfertigt es sich, eher eine zu hohe als eine zu geringe Abwassermenge in Rechnung zu setzen.

D. Methodik und allgemeine Gesichtspunkte bei den Gewässer- und Abwasseruntersuchungen

1. Gelöste mineralische Stoffe

a) Bestimmungsmethoden

Die Bestimmung der Hydrokarbonate wurde als alkalimetrische Titration des Wassers gegen Methylorange ausgeführt (Tillmans 1932, S. 135, H. Schmassmann 1948). Bei gegen Phenolphthalein alkalisch reagierenden Wässern wurde auch die Alkalität gegen Phenolphtalein bestimmt und die Ergebnisse entsprechend den erhaltenen Resultaten ausgewertet.

Bis 1946 erfolgte die Bestimmung der Sulfate nach der Kaliumpalmitat-Methode (Deutsches Einheitsverfahren D 5), später nach einer eigenen komplexometrischen Methode, deren Ergebnisse mit der Kaliumpalmitat-Methode in Einklang stehen (H. Schmassmann 1948).

Das Chlor-Ion wurde nach der Mohrschen Methode quantitativ bestimmt (Tillmans 1932, S. 37).

Die kolorimetrische Bestimmung der Nitrite erfolgte bis 1947 mit der Indol-Methode nach Bujwid, später wurde dagegen hiezu die Alpha-naphthylamin-Reaktion unter Anwendung der Kolorimeter-Scheibe von Hellige (USA.) benutzt.

Die Nitrate wurden mit Diphenylamin-Schwefelsäure nach dem Verfahren von Tillmans und Sutthoff (Tillmans 1932, S. 34) bestimmt.

Als Methode der Phosphat-Bestimmung diente die im Deutschen Einheitsverfahren (D 11) beschriebene.

Ammonium-Ion und freies Ammoniak bestimmten wir kolorimetrisch mit Nesslers Reagens, wobei ab 1948 die Kolorimeter-Scheibe von Hellige (USA.) Verwendung fand.

Anfänglich wurde zur Bestimmung der Gesamthärte die Blachersche Kaliumpalmitat-Methode angewandt (Tillmans 1932, S. 134). Später führten wir eine

verbesserte Methode mit Komplexon III SIEGFRIED ein, welche mit der Palmitatmethode übereinstimmende Ergebnisse liefert (H. SCHMASSMANN 1948).

Bei den Wässern, deren Gesamthärte nach BLACHER bestimmt wurden, ermittelten wir die Konzentration der Magnesium-Ionen mit Hilfe der Methode von FROBOESE (TILLMANS 1932, S. 137). Nach Einführung der Kompexon-Methode zur Gesamthärtebstimmung wurde an Stelle des Magnesium-Ions das Calcium-Ion nach einer verbesserten komplexometrischen Methode (H. SCHMASSMANN 1948) bestimmt. Als Differenz von der Gesamthärte wurde im einen Fall das Calcium-, im anderen Fall das Magnesium-Ion rechnerisch ermittelt. Beide Methoden liefern übereinstimmende Resultate (H. SCHMASSMANN 1948c).

Die Eisen-Bestimmung erfolgte als Gesamteisen nach dem Deutschen Einheitsverfahren (E 1, einfaches Verfahren Nr. 2).

Auf Mangan wurde qualitativ nach der Vorschrift des Deutschen Einheitsverfahrens (E 2) geprüft.

Zur Ermittlung der gesamten in einem Wasser gelösten und suspendierten Stoffe bedient man sich der Bestimmung des Abdampfungsrückstandes. Dabei wird das Gewicht des durch Eindampfen und Trocknen bei 105° C erhaltenen Rückstandes bestimmt. Der Abdampfrückstand entspricht jedoch nicht genau der Menge der im Wasser vorhandenen Stoffe. Selbst bei einem Wasser, das keine suspendierten und nur sehr geringe Mengen an organischen Stoffen enthält, kann der Abdampfrückstand nur als ungefähres Mass der im Wasser gelösten Salze gelten. Die möglichen Umsetzungen können nach TILLMANS (1932, S. 25) so ins Gewicht fallen, dass eine Kontrolle der einzelnen Bestimmungen durch den Abdampfrückstand ausgeschlossen ist. Noch viel unsicherer ist die Bestimmung des weiter unten zu besprechenden Glühverlustes. Die Prüfung unserer Untersuchungsergebnisse hat die TILLMANNschen Feststellungen bestätigt. Die Menge der im Wasser vorhandenen Salze ist besser durch die Gesamt-Ionenkonzentration und die Menge der organischen Substanz durch den Biochemischen Sauerstoffbedarf und den Kaliumpermanganatverbrauch gekennzeichnet.

b) Angabe der Analysenresultate (Masseinheiten)

Für die Angabe der Konzentration gelöster mineralischer Stoffe sind drei verschiedene Masse üblich. Bei den Hydrokarbonat-, Calcium- und Magnesium-Ionen erfolgte die Angabe bisher meistens in französischen oder deutschen Härtegraden. Ein französischer Härtegrad entspricht 10 Milligrammen Calciumkarbonat in 1 Liter Wasser, ein deutscher Härtegrad dagegen 10 Milligrammen Calciumoxyd in 1 Liter Wasser. Dabei wird die Summe der Hydrokarbonat- und Karbonat-Ionen-Konzentration in Graden Karbonathärte, die Summe der Calcium- und Magnesium-Ionen-Konzentration in Graden Gesamthärte und die Differenz zwischen Gesamt- und Karbonathärte in Graden bleibender Härte ausgedrückt.

Bei den übrigen gelösten mineralischen Stoffen oder Ionen ist die Angabe in Milligrammen pro Liter gebräuchlich.

Vom Gesichtspunkt der modernen Anschauungen über die gegenseitigen Wirkungs- und Gleichgewichtsverhältnisse der im Wasser gelösten Stoffe befriedigt weder die Angabe in Härtegraden noch diejenige in Milligrammen pro Liter (mg/l). Ein sinnvoller Vergleich der in einem Wasser gelösten Stoffe ist nur unter Anwendung einer chemischen Masseinheit möglich. Diese ist für die dissoziierten Stoffe das Val. Man versteht unter Val die Zahl der Grammäquivalente eines Ions, Radikals oder Salzes in 1 Liter Wasser, unter Millival (mval) ein Tausendstel eines Vals.

Wenn die wichtigsten Anionen (Hydrokarbonat, Chlorid, Nitrat) und unter den wichtigsten Kationen Calcium und Magnesium bestimmt sind, so kann man die Konzentration des Wassers an Alkalien (Natrium und Kalium) ungefähr berechnen. Die Summe der Anionen in Millival kann nämlich der Summe der Kationen in Millival

gleichgesetzt werden. Wenn ausser Calcium, Magnesium und Alkalien keine anderen Kationen in wesentlichen Mengen vorhanden sind, so lässt sich als Differenz zwischen der Summe der Anionen (in mval) und der Summe von Calcium und Magnesium (Gesamthärte in mval) die Konzentration der Alkalien Natrium und Kalium ermitteln. Als Gesamtionenkonzentration wird die Summe der Konzentration der Anionen und der Konzentration der Kationen bezeichnet; sie ergibt sich also aus der Verdoppelung der Anionen-Konzentration (in mval).

Bei der Ausführung von Stoffanfall-Berechnungen hat neben der Angabe in einer chemischen Masseinheit natürlich auch die Angabe in einer physikalischen Masseinheit (z. B. mg/l) ihre Berechtigung.

In den der vorliegenden Schrift beigegebenen Tabellen haben wir uns nun im allgemeinen darauf beschränkt, die Analysenresultate nur in einer Masseinheit anzugeben. Mit Rücksicht auf die wichtigsten Auswertungen wurde dabei für Hydrokarbonate, Sulfate, Calcium und Magnesium die Angabe in mval, bei den übrigen Ionen dagegen diejenige in mg/l gewählt.

Die Konzentration eines Ions in mval erhält man, indem man die in mg/l angegebene Konzentration durch das Äquivalentgewicht dividiert. Umgekehrt wird die Konzentration in mg/l aus der mval-Angabe durch Multiplikation mit dem Äquivalentgewicht erhalten. Schliesslich kann man die französischen Härtegrade durch Multiplikation der in mval angegebenen Konzentration mit der Zahl 5 berechnen.

Um dem Leser die Umrechnung zu erleichtern, geben wir hier die Äquivalentgewichte der wichtigsten Ionen wieder:

Hydrokarbonat-Ion	HCO_3'	61	Natrium-Ion	$Na^{\cdot}$	23
Sulfat-Ion	SO_4''	48	Calcium-Ion	$Ca^{\cdot\cdot}$	20,1
Chlor-Ion	Cl'	35,5	Magnesium-Ion	$Mg^{\cdot\cdot}$	12,2
Nitrit-Ion	NO_2'	46	Eisen (II)-Ion	$Fe^{\cdot\cdot}$	27,9
Nitrat-Ion	NO_3'	62	Ammonium-Ion	$NH_4^{\cdot}$	18
Phosphat-Ion	PO_4'''	31,7			

Beim Phosphat-Ion ist noch zu erwähnen, dass die Angabe als PO_4''' erfolgt, während in einem natürlichen Wasser das Phosphat in der Regel als HPO_4'' vorhanden sein dürfte. Da 1 mg/l $PO_4''' = 1{,}01$ mg/l HPO_4'', ist die Differenz jedoch bei Angabe in mg/l unwesentlich.

Was Ammonium-Ion, Nitrit-Ion und Nitrat-Ion betrifft, so ist es zur Ermittlung des gesamten anorganischen Stickstoffs wichtig, die Umrechnungsfaktoren auf Ammoniak-Stickstoff, Nitrit-Stickstoff bzw. Nitrat-Stickstoff zu kennen. Diese lauten: 1 mg/l $NH_4^{\cdot} = 0{,}777$ mg/l N; 1 mg/l $NO_2' = 0{,}304$ mg/l N; 1 mg/l $NO_3' = 0{,}226$ mg/l N.

c) Weitere Erläuterungen zu den Analysentabellen

Diese Erläuterungen gelten nicht nur für die Werte der gelösten mineralischen Stoffe, sondern für alle in den Analysen-Tabellen enthaltenen experimentell bestimmten oder berechneten Werte.

Die zahlenmässige Angabe erfolgte in der Regel nur so genau, dass in der letzten Stelle gerade noch eine gewisse Unsicherheit liegt. Die mval- und pH-Werte wurden auf $^1/_{20}$ genau, die Härtegrade auf $^1/_4$ genau angegeben.

Die Zahl 0 (null) bedeutet, dass der betreffende Stoff nicht vorhanden ist, das Zeichen ∅ dagegen, dass es mit den angewandten Methoden nicht nachgewiesen werden konnte.

War der betreffende Stoff in Spuren vorhanden, aber mit den angewandten Methoden nicht quantitativ bestimmbar, so wird dies auf den Analysentabellen durch das Zeichen «Sp.» angegeben. Auf Grund der rein subjektiven Wahrnehmung wurde

noch besonders angegeben, wenn der betreffende Stoff nur in sehr geringen Spuren vorhanden war. In diesem Falle haben wir ein «H.» (= Hauch) gesetzt.

Faktoren, die nicht bestimmt bzw. berechnet wurden, sind in den Analysentabellen durch das Zeichen «–» angegeben.

2. Gelöste Gase und Wasserstoff-Ionenkonzentration

a) Bestimmungsmethoden

Die freie Kohlensäure wurde nach TILLMANS und HEUBLEIN (TILLMANS 1932, S. 74, H. SCHMASSMANN 1948) bestimmt und in den Analysentabellen in mg/l angegeben. Ein Millival entspricht 22 mg/l.

Die kalkaggressive Kohlensäure nach HEYER (vgl. H. SCHMASSMANN 1948 a) haben wir nur bei der Untersuchung der Birs vom 12. 12. 1945 bestimmt. Der Befund war negativ und wurde deshalb in den Analysentabellen nicht angeführt.

Die Sauerstoff-Konzentration haben wir nach der üblichen Methode von WINKLER ermittelt.

Auf Schwefelwasserstoff wurde qualitativ mit Bleiazetatpapier geprüft.

Für die experimentelle Bestimmung des pH-Wertes verwendeten wir den HELLIGE-Komparator (Freiburg i. Br.).

b) Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht

Über die Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichts-Verhältnisse eines Wassers hat H. SCHMASSMANN (1947, 1948 a, 1948 b) eine ausführliche Darstellung gegeben. Zur Erläuterung der in den Analysen-Tabellen gegebenen Werte wiederholen wir daraus kurz folgendes:

Als zugehörige Kohlensäure bezeichnet man diejenige Menge an freier Kohlensäure, die zur Aufrechterhaltung des Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichtes notwendig und ausreichend ist.

Die positive Differenz zwischen der experimentell bestimmten gesamten freien Kohlensäure und der zugehörigen Kohlensäure nennt man rostschutzverhindernde Kohlensäure.

Diejenige Menge der Kohlensäure, welche dem durch die gesamte freie Kohlensäure auflösbaren Calciumkarbonat äquivalent ist, nennt man kalkaggressive Kohlensäure.

Aus der Konzentration der freien Kohlensäure, der Hydrokarbonatkonzentration und der Temperatur kann nach TILLMANS der pH-Wert berechnet werden. Er wurde bei den vorliegenden Untersuchungen einheitlich für die Temperatur $t = 18^0$ C berechnet und in den Analysentabellen als «pH ber.» angeführt.

Nach STROHECKER kann man auch denjenigen pH-Wert berechnen, der dem Wasser im Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht zukommen würde. Wir haben ihn bei den vorliegenden Untersuchungen einheitlich für die Temperatur $t = 20^0$ C berechnet und in den Analysentabellen als «pH Gl.» angeführt.

Der Vergleich von experimentell bestimmtem pH-Wert und Gleichgewichts-pH gibt einen Anhaltspunkt für die Aggressivität eines Wassers. Eine positive Differenz zwischen Gleichgewichts-pH und experimentell bestimmten pH lässt ein aggressives Wasser erwarten.

Die angewandten Berechnungsverfahren sind in den erwähnten Publikationen von H. SCHMASSMANN enthalten und näher erläutert.

c) Sauerstoffsättigung

Auch bei der Erläuterung des Begriffs der Sauerstoffsättigung wollen wir uns kurz fassen und auf die an anderer Stelle (H. SCHMASSMANN 1949 b) gegebene ausführliche Darstellung verweisen.

«Unter der Sauerstoff-Sättigungskonzentration (oder kurz: Sauerstoffsättigung) versteht man diejenige Sauerstoffkonzentration, die sich bei der dem Wasser eigenen Temperatur unter den an der Oberfläche des Gewässers herrschenden natürlichen Druckbedingungen im Gleichgewicht mit der Atmosphäre befindet.»

«Unter Sauerstoff-Sättigungsindex oder relativer Sauerstoffsättigung verstehen wir das in Prozenten ausgedrückte Verhältnis der aktuellen Sauerstoffkonzentration zur Sauerstoff-Sättigungskonzentration». Dieser Wert ist in den vorliegenden Analysentabellen enthalten.

3. Organische Stoffe

Für die einheitliche Erfassung des vielseitig zusammengesetzten Gemisches der organischen Substanzen sind bisher keine oder nur ungeeignete Methoden bekannt (KALLE 1943, S. 56). Man bedient sich deshalb indirekter Verfahren, um die Menge der in einem Wasser enthaltenen organischen Substanzen zahlenmässig zu erfassen.

So stellt z. B. bei der Untersuchung von Abwässern die Bestimmung des sogenannten Glühverlustes ein praktisch geeignetes Verfahren zur ungefähren gewichtsmässigen Erfassung der organischen Substanzen dar. Zu seiner Bestimmung glüht man den bei 105° getrockneten Abdampfrückstand des Wassers während einer Stunde bei etwa 700° C und stellt den eingetretenen Gewichtsverlust fest. Da es indessen auch mineralische Stoffe gibt, die verglühen (IMHOFF 1941, S. 73), ist das Verfahren bei der Untersuchung von Gewässern, deren Konzentration an organischen Substanzen verhältnismässig gering ist, nicht geeignet.

In der Praxis der Abwasseruntersuchung wird das Verfahren der Bestimmung des Biochemischen Sauerstoffbedarfes allgemein angewandt, um ein Mass für die Menge der biochemisch-oxydierbaren organischen Substanzen zu erhalten. Der Biochemische Sauerstoffbedarf (BSB) umfasst die Sauerstoffmenge, die durch die biochemische Oxydation der organischen Substanz in einer bestimmten normierten Zeit und bei einer bestimmten Temperatur im Dunkeln aufgezehrt wird. Im allgemeinen wird der Biochemische Sauerstoffbedarf nach 5 Tagen bei etwa 20° C (= BSB_5) bestimmt. Der BSB für andere Abbauzeiten und andere Temperaturen lässt sich daraus berechnen, worauf wir noch zurückkommen werden.

Als weiteres Mass für die organische Substanz eines Wassers wird der Kaliumpermanganat-Verbrauch betrachtet. Das Prinzip dieser Methode besteht darin, dass die organischen Stoffe durch Kaliumpermanganat ($KMnO_4$) oxydiert werden, wobei das Permanganat zu Manganverbindungen reduziert wird. Wir haben zur Bestimmung das KUBELsche Verfahren (Deutsches Einheitsverfahren H 4) angewandt.

Schon wiederholt, so von HAUPT (1935), ist darauf hingewiesen worden, dass die empirische Methode der Permanganatverbrauchs-Bestimmung zu falschen Schlussfolgerungen führen kann und dass eigentlich nur der Biochemische Sauerstoffbedarf eines Wassers sichere Anhaltspunkte für seinen wahren Gehalt an abbaufähigen organischen Verunreinigungen gibt. Man glaubte früher, dass die vom Kaliumpermanganat abgespaltene Sauerstoffmenge ungefähr gleich der Menge sei, die auch unter natürlichen Bedingungen für die Oxydation der organischen Stoffe benötigt wird. Es wurde zu wenig berücksichtigt, dass die Oxydation durch den im natürlichen Wasser vorhandenen Sauerstoff viel milder verläuft als die Oxydation durch Permanganat und Schwefelsäure in der Hitze. Infolgedessen ist es durchaus möglich, dass manche Stoffe mit beträchtlichem Permanganatverbrauch z. B. dem Wasser eines Vorfluters doch

nur wenig Sauerstoff entziehen, weil sie unter den Bedingungen in der Natur einer Oxydation nur schwer zugänglich sind.

Es ist auch bekannt, dass die gleichen Gewichtsmengen der verschiedenen organischen Stoffe sehr verschiedene Permanganatzahlen aufweisen, wobei für die Grösse des Kaliumpermanganatverbrauchs in erster Linie die chemische Konstitution des Moleküls ausschlaggebend ist. Ferner ist das Verhältnis des Biochemischen Sauerstoffbedarfs zum Kaliumpermanganatverbrauch bei verschiedenen organischen Substanzen einheitlicher Natur sehr unterschiedlich. Wenn wir trotz dieser Umstände auf eine Diskussion der Permanganatwerte nicht verzichten wollen, so hat dies seinen Grund vor allem darin, dass durch deren Bestimmung gerade diejenigen organischen Substanzen erfassbar werden, die nur schwer biochemisch abbaubar sind. Ferner ergab sich, dass wenigstens bei häuslichen Abwässern eine gewisse Proportionalität zwischen Permanganatverbrauch und Glühverlust vorhanden ist.

4. Zur Methodik der Dispersoid-Analyse von Abwässern

a) Einleitung

Von einem dispersen System kann nach GESSNER (1931) dann gesprochen werden, wenn ein Körper so weit zerteilt (dispergiert) ist, dass uns die einzelnen Teilstücke an sich nicht mehr interessieren, sondern die Gesamtheit der Teilstücke als System.

Die physikalische Chemie nennt den zerteilten Stoff die disperse Phase, das Zwischenmedium Dispersionsmittel. Je nach der Grösse der Teilchen zeigen solche Systeme charakteristische Eigenschaften. Nach der Grössenordnung der Teilchen teilt man sie zweckmässig in die folgenden Gruppen ein (nach GESSNER):

1. Grobdisperse Systeme, Teilchen grösser als 0,0001 mm (0,1 μ) Durchmesser = Suspensionen und Emulsionen;
2. Kolloiddisperse Systeme, Teilchen mit 0,0001–0,000001 mm (0,1–0,001 μ) Durchmesser = kolloide Lösungen;
3. Maximaldisperse oder molekulardisperse Systeme, Teilchen kleiner als 0,000001 mm (0,001 μ Durchmesser = echte Lösungen.

Die Grenze zwischen grobdispersen Systemen und Kolloiden ist in diesem Fall sehr weit unten gezogen. ZSIGMONDY[5]) gibt die Grenze mit 0,2 μ, FREUNDLICH[6]) mit 0,5 μ) an. Der Übergang erfolgt stetig.

Bei der Beurteilung eines Abwassers ist die mengenmässige Feststellung sowohl der einzelnen dispersen Systeme als auch deren organischen Anteile wichtig.

Im Abwasser kann das Wasser als Dispersionsmittel und die darin enthaltenen Substanzen als disperse Phase aufgefasst werden. Das sogenannte grobdisperse System muss zur Beurteilung des Abwassers noch weiter unterteilt werden, nämlich in die absetzbaren Stoffe und in die nicht absetzbaren Schwebestoffe. Gewisse chemisch charakterisierte Einzelbestandteile der molekulardispersen Phase werden ferner gesondert quantitativ bestimmt.

Die Dispersoidanalyse von Abwässern kann nicht vollständig mit schlämmanalytischen Methoden durchgeführt werden, wie dies in der Bodenkunde und in der Sedimentpetrographie gemacht wird. Der Grund dafür ist vor allem darin zu suchen, dass die STOKESsche bzw. die STOKES-OSEENsche Gleichung die Grundlage für die schlämmanalytischen Untersuchungen bildet; die zu einer numerischen Auflösung dieser Gleichung notwendigen Werte sind jedoch bei einem Abwasser weitgehend unbekannt.

Die Trennung der einzelnen Systeme kann deshalb nach folgenden Prinzipien erfolgen:

---

[5]) Kolloidchemie 3. Auflage.

[6]) Kapillarchemie 2. Auflage.

a) Trennung absetzbare Schwebestoffe/nicht absetzbare Schwebestoffe: auf Grund des hydraulischen Verhaltens.
b) Trennung nicht absetzbare Schwebestoffe/Kolloide: auf Grund der Korngrösse.
c) Trennung Kolloide/Echt gelöste Stoffe: auf Grund des physikalisch-chemischen Verhaltens.

Wir haben die Durchführung dieser Trennungen auf verschiedene Arten versucht, worüber im folgenden diskutiert werden soll.

b) Die Trennung der absetzbaren von den nichtabsetzbaren Schwebestoffen

IMHOFF beschränkt den Begriff der «absetzbaren Stoffe» auf diejenigen Stoffe, die sich in einem 0,4 m hohen Trichterglas in 2 Stunden absetzen. In diesem Sinne wird der Begriff auch im vorliegenden Bericht verwendet.

Im Absetzglas nach IMHOFF wird die raummässige Bestimmung der absetzbaren Stoffe durchgeführt. Dabei ermittelt man das Volumen der aus einem Liter Abwasser nach 30, 60 und 120 Minuten sedimentierten Stoffe.

Durch Ablassen der nach 120 Minuten sedimentierten Stoffe und nachherige Bestimmung des Trockengewichtes bei 105° lässt sich der gewichtsmässige Anteil der absetzbaren Stoffe ermitteln. Durch Glühen der gewogenen Trockensubstanz bei 600 bis 700° erhält man den Glührückstand. Subtrahiert man den Glührückstand vom Trockengewicht, so ergibt sich der Glühverlust der absetzbaren Stoffe, welcher bei Abwässern ungefähr ihrem Gehalt an absetzbaren organischen Substanzen entspricht.

Die überstehende Flüssigkeit enthält nichtabsetzbare Schwebestoffe, Kolloide und Echt gelöste Stoffe.

Der Absetzversuch nach IMHOFF trennt die Substanzen nicht bei einer bestimmten Korngrössen-Grenze, da die Bedingungen der STOKESschen Formel nicht erfüllt sind. Vielmehr entspricht die Trennungsgrenze Teilchen mit gleicher Fallgeschwindigkeit, wofür der Begriff «Teilchen gleichen hydraulischen Wertes» verwendet wird (vgl. GESSNER 1931, H. SCHMASSMANN 1945).

c) Die Trennung der nichtabsetzbaren Schwebestoffe von den Kolloiden

Für diese Trennung haben wir verschiedene Methoden ausprobiert.

Bei einer ersten Gruppe industrieller Abwässer wurde versucht, die gesamten grobdispersen Stoffe (absetzbare und nichtabsetzbare Schwebestoffe) von der Summe der Kolloide und Echt Gelösten mit Hilfe eines Porzellanfiltertiegels zu trennen. Die Methode hat den Nachteil, dass sich bei den meisten Abwässern das Filter sehr schnell verstopft. Die Bestimmung erforderte unter diesen Umständen in der Regel mehrere Tage, oft sogar Wochen.

Bei einer weiteren Untersuchung eines industriellen Abwassers wurde versucht, die Schwebestoffe durch Sedimentation von der Summe der Kolloide und Echt Gelösten zu trennen. Dabei wurde die überstehende Flüssigkeit aus dem IMHOFF-Glas 65 Stunden ruhig stehen gelassen. Unter Annahme eines spezifischen Gewichtes der Schwebestoffe von etwa 1,4 und einer Fallhöhe von 5 cm ergibt sich eine Grössenordnung der kleinsten noch sedimentierten Teilchen von etwa 10 μ. Im überstehenden Wasser sind somit bei dieser Versuchsanordnung neben Kolloiden und Echt gelösten Stoffen auch noch die kleinsten Schwebestoffe vorhanden. Auch diese Methode erwies sich somit nicht als zweckmässig.

Anlässlich der Untersuchung der häuslichen Abwässer der Siedlung Wasserhäuser vom 22./23. 10. 1945 haben wir dann erstmals eine weitere Methode angewandt, die in

der Folge beibehalten wurde. Bei diesem Verfahren wird eine grössere Abwassermenge durch ein hartes Papierfilter von der Qualität SCHLEICHER & SCHÜLL Nr. 588 oder 560 (als Bogen unter den Nummern 595 und 597 im Handel) filtriert. Nach Auskunft der Firma CARL SCHLEICHER & SCHÜLL, Düren (Schreiben vom 19. 12. 1942 an H. SCHMASSMANN) haben Untersuchungen von H. WITZMANN ergeben, dass das Filterpapier 595 einen mittleren Porenradius von 2,3 μ und das Filterpapier 597 einen solchen von 2,1 μ besitzt. Es laufen somit im Durchschnitt Teilchen von 4,2 bis 4,6 μ noch durch. Dies ist die Grössenordnung der Grenze zwischen Schwebestoffen und Kolloiden. Die Filtration stellt somit eine Trennung zwischen grobdispersem System und kolloid- und molekulardispersem System dar. Wenn man nun sowohl den Rückstand der überstehenden Flüssigkeit des IMHOFF-Glases als auch denjenigen des Filtrates der Hartfilter-Filtration bestimmt, so ergibt sich aus der Differenz der Rückstand der nichtabsetzbaren Schwebestoffe.

d) Die Trennung der Kolloide von den Echt gelösten Stoffen

Noch wesentlich grössere Schwierigkeiten als bei der vorhin besprochenen Trennung ergeben sich bei der Trennung der Kolloide von den Echt gelösten Stoffen. Auch hiebei wurden mehrere Methoden versuchsweise angewandt.

Eine erste Methode bestand darin, filtriertes Abwasser in Anlehnung an das Verfahren von BACH (TILLMANS 1932, S. 220) mit Bariumsulfat zu behandeln, wobei die Kolloide an das Bariumsulfat adsorbiert werden. Das so behandelte Abwasser wurde filtriert und der Kaliumpermanganatverbrauch des Filtrates, welches nur noch die Echt gelösten Stoffe enthalten soll, bestimmt. Man erhält also auf diesem Wege eine Trennung des Kaliumpermanganatverbrauchs der kolloiddispersen und der molekulardispersen organischen Substanz.

Bei einem anderen Verfahren wurde versucht, die Kolloide an Eisenhydroxyd zu adsorbieren, wobei die Kolloide und Echt gelöste Stoffe enthaltende Flüssigkeit mit einer Ferrichloridlösung versetzt wurde. Diese Methode wurde u. a. bei der Untersuchung der Abwässer der Siedlung Wasserhäuser angewandt. In allen Proben konnte dort nach dem Zusatz des Eisenchlorids die Entstehung des rotbraunen Eisenhydroxydsols beobachtet werden. Die Flockung des Sols konnte dagegen nur bei einer in jedem Einzelfall auszuprobierenden Konzentration erreicht werden. Im allgemeinen kann gesagt werden, dass die zu einer Ausflockung führende Eisenchloridkonzentration um so grösser sein muss, je grösser die Konzentration des Abwassers ist. Die vom ausgeflockten Eisenhydroxyd abfiltrierte Flüssigkeit war in allen Fällen vollständig klar und somit frei von Kolloiden. Im Filtrat wurde das Trockengewicht, der Kaliumpermanganatverbrauch, die Chloridzunahme gegenüber dem Originalwasser und der Eisengehalt bestimmt. Auf Grund dieser Resultate wurde versucht, den Glühverlust der Echt Gelösten zu berechnen. Die Chlor-Ionen-Zunahme war bei allen Proben ungefähr der zugesetzten Menge Eisenchlorid äquivalent. Die Menge der nicht auf dem Filter zurückgehaltenen Eisenverbindungen kann vernachlässigt werden. Um das Trockengewicht der Echt Gelösten zu ermitteln, ist demnach vom Trockengewicht der vom ausgeflockten Eisenhydroxyd abfiltrierten Flüssigkeit mindestens die Zunahme an Chlor-Ionen zu subtrahieren. (Es muss vorläufig dahingestellt bleiben, welche Kationen-Äquivalente diesen Chlor-Ionen entsprechen). Wir können annehmen, dass die Kolloide vorwiegend organischer Natur sind und praktisch keinen Glührückstand besitzen. In diesem Falle kann der Glührückstand der Echt Gelösten dem Glührückstand der Summe von Kolloiden und Echt Gelösten gleichgesetzt werden. Durch Subtraktion dieses Wertes vom Trockengewicht der Echt Gelösten würde man somit den Glühverlust der Echt Gelösten und durch Subtraktion dieses Glühverlustes vom Glühverlust der Summe von Kolloiden und Echt Gelösten den Glühverlust der Kolloide erhalten.

Zur Beurteilung der Brauchbarkeit der so erhaltenen Werte war ein Vergleich mit den Permanganatverbrauchs-Bestimmungen aufschlussreich. Der Kaliumpermanganat der Summe von Kolloiden und Echt Gelösten nimmt etwa linear mit dem Glühverlust derselben Summe zu. Das Verhältnis des Kaliumpermanganatverbrauchs zum Glühverlust betrug in den Wasserhäuser-Proben etwa 1:1,25. Die Streuung der einzelnen Punkte zu der durch dieses Verhältnis gegebenen Geraden war verhältnismässig gering. Dasselbe Verhältnis gilt übrigens auch bei der Summe von nichtabsetzbaren Schwebestoffen, Kolloiden und Echt Gelösten. Stellt man dagegen das Verhältnis zwischen dem Permanganatverbrauch der Echt Gelösten und dem nach der geschilderten Methode erhaltenen Wert für den Glühverlust der Echt Gelösten entsprechend dar, so ergab sich eine grosse Streuung. Zudem war der erhaltene Wert für den Glühverlust der Echt Gelösten bei einigen Proben grösser als der experimentell bestimmte Glühverlust der Summe von Kolloiden und Echt Gelösten. Wir haben ohne Resultate versucht, einen Korrekturfaktor zu ermitteln, der einen brauchbaren Wert für den wirklichen Glühverlust der Echt Gelösten ergeben würde. Die bei der Kolloidfällung stattfindenden Umsetzungen anorganischer Natur sind in ihrer Auswirkung im einzelnen nicht übersehbar, so dass die Bestimmung des Trockengewichtes des vom Eisenhydroxydniederschlag abfiltrierten Filtrates als unbrauchbar bewertet werden muss. Wir sahen uns daher gezwungen, den Glühverlust der Kolloide und Echt Gelösten auf Grund der Kaliumpermanganatwerte aufzuteilen. Diese zeigen in einer Reihe «nichtabsetzbare Schwebestoffe + Kolloide + Echt Gelöste» — «Kolloide + Echt Gelöste» — «Echt Gelöste» immer eine Abnahme.

Einen weiteren Versuch der Trennung von Kolloiden und Echt Gelösten haben wir anlässlich der Untersuchung des Arlesheimer Bachtelengrabens durchgeführt. Er bestand darin, die Trennung mittelst Filtrierung durch frisch gefälltes Aluminiumhydroxyd vorzunehmen. Auch hiebei liess sich die Trennung der Kolloide von den Echt Gelösten als solche einwandfrei durchführen. Die quantitative Bestimmung der beiden Systeme in den erhaltenen Fraktionen stiess jedoch auf ähnliche Schwierigkeiten wie bei dem vorhin erwähnten Verfahren. Der Anteil der Kolloide und der Echt Gelösten an ihrer Summe kann deshalb bei den im vorliegenden Zusammenhang ausgeführten Untersuchungen lediglich auf Grund der Permanganatverbrauchs-Werte geschätzt werden. Dabei muss die Annahme, dass sich die Kaliumpermanganatverbrauchswerte proportional zum Gewicht der organischen Substanz verhalten, vorläufig als Hypothese betrachtet werden.

In der Folge haben wir dann bei der Untersuchung der Abwässer eines industriellen Betriebes, deren Ergebnisse hier allerdings nicht zur Diskussion stehen, eine weitere Art der Trennung von Kolloiden und Echt Gelösten versucht. Diese bestand in einer Filtrierung durch das bei der chromatographischen Analyse verwendete Aluminiumoxyd und zeigte auch hinsichtlich der quantitativen Trennung befriedigende Resultate. Die Beantwortung der Frage, ob dieses Verfahren auch bei der Dispersoidanalyse häuslicher Abwässer geeignet ist, muss weiteren Untersuchungen vorbehalten bleiben.

5. Über die Selbstreinigung

a) Allgemeines[7])

In den untersuchten Gewässern finden mannigfaltige Stoffwechselvorgänge statt. Die Resultate der chemischen Untersuchungen geben nur über das Wesen und die Auswirkung derselben einen Anhaltspunkt.

[7] Literatur: Bransby 1946, Holluta 1937, Olszewsky 1940.

Zum Verständnis dieser Vorgänge seien im folgenden den speziellen Ausführungen einige allgemeine Erläuterungen vorausgeschickt.

Betrachten wir zunächst ein von den Einflüssen der menschlichen Zivilisation unberührtes Gewässer, so sehen wir, dass es voll von tierischem und pflanzlichem Leben ist, wobei zwischen den einzelnen Lebewesen die mannigfaltigsten Beziehungen bestehen. Die Tiere nehmen z. B. beim Atmungsprozess Sauerstoff auf und geben gleichzeitig Kohlensäure ab. Auch die Pflanzen atmen in der Dunkelheit; unter dem Einfluss des Lichtes nehmen aber diejenigen, die Chlorophyll enthalten, Kohlensäure auf und geben Sauerstoff ab. Bei diesem als Assimilation bezeichneten Vorgang wird der Kohlenstoff im anorganischen Zustand aufgenommen und in organische Verbindungen, wie Zucker, Stärke und Eiweiss, eingebaut. Ein weiteres Element dieser Lebensgemeinschaft bilden neben den Tieren und grünen Pflanzen die Bakterien. Sie benutzen die Exkremente der Tiere und die abgestorbenen Lebewesen als Nahrung. Bei Anwesenheit von gelöstem Sauerstoff vollzieht sich diese bakterielle Tätigkeit in Form einer Bio-Oxydation, wobei die kohlenstoffhaltigen organischen Stoffe unter Sauerstoffaufnahme (aerob) abgebaut werden. Es findet also wie bei den Tieren eine Atmung statt, wobei der Sauerstoffgehalt des Wassers abnimmt. Bei der Atmung des menschlichen und tierischen Körpers werden die kohlenstoffhaltigen organischen Stoffe ziemlich restlos in Form von Kohlensäure ausgeschieden. In einem Gewässer findet man nicht immer eine solche restlose Umwandlung der im Wasser vorhandenen organischen kohlenstoffhaltigen Stoffe. Wenn z. B. in einem Gewässer der gelöste Sauerstoff aufgebraucht ist, so sind noch verschiedene Bakterienarten fähig zu leben, da sie den von ihnen benötigten Sauerstoff von Nitraten und anderen sauerstoffhaltigen Verbindungen und sogar von organischen Substanzen selbst abzuspalten vermögen. Bei diesem anaeroben Prozess entstehen andere Gase als Kohlensäure, nämlich Methan, Schwefelwasserstoff und verschiedene übelriechende Stoffe.

Unter natürlichen Bedingungen halten sich in einem fliessenden Gewässer die assimilatorischen Aufbauprozesse der Pflanzen und die Atmungsvorgänge der Tiere und Bakterien in der Regel so das Gleichgewicht, dass weder ein Sauerstoffdefizit noch ein Kohlensäureüberschuss entsteht.

Fliesst nun indessen einem solchen natürlichen Gewässer Abwasser zu, so wird eine ganze Reihe von Ereignissen ausgelöst: Das Wasser wird getrübt, wodurch die sauerstoffproduzierenden Assimilationsvorgänge eine Einschränkung erfahren. Die Bakterien nehmen zu. Bei

starker Verunreinigung verschwindet der Sauerstoff vollständig und alle höheren Tiere und grünen Pflanzen sterben ab und überlassen ihren Lebensraum nieder organisierten Tierformen und anaeroben Bakterien.

Erfahrungsgemäss erlangt ein so verunreinigter Fluss nach kürzerem oder längerem Weg seinen ursprünglichen Reinheitsgrad wieder zurück. Fliesst das Gewässer z. B. langsam, so fallen die in Schwebe gehaltenen Stoffe aus. Dadurch gelangt wieder Licht in die Wassermassen; Algen und höhere Pflanzen beginnen wieder zu wachsen und können wieder Sauerstoff produzieren. Fliesst das Gewässer dagegen schnell, so kann Sauerstoff in vermehrtem Masse aus der Atmosphäre aufgenommen werden. Mit dem Sauerstoff werden auch für die höheren Tiere wieder günstige Lebensbedingungen geschaffen; diese fressen Bakterien und Stücke der toten organischen Substanz auf. Schliesslich wird nach einem genügenden Weg dieser Selbstreinigungsvorgang vollständig.

Biologisch gesehen vollzieht sich der Selbstreinigungsvorgang eines fliessenden Gewässers in mehreren Phasen, die teils hintereinander, teils nebeneinander verlaufen:

1. Bio-Reduktion: Diese erste Phase der Selbstreinigung ist durch den anaeroben Abbau der eingeleiteten Abwasserstoffe gekennzeichnet. In der Birs, wo es nie zu einem vollständigen Fehlen von Sauerstoff kommt, wird sie sehr rasch durchschritten.

2. Bio-Oxydation: Die Vorgänge der Bio-Oxydation können als zweite Phase bald nach Einleitung des Abwassers einsetzen. Die Endprodukte der Bio-Oxydation sind ausser stabilen Stoffen mineralischer Natur organische Restsubstanzen und abgestorbene bzw. überschüssige Bakterienzellen, welche in der dritten Phase der Selbstreinigung erfasst werden. Für die Beurteilung des Chemismus der Birs interessiert uns vor allem der Ablauf der Bio-Oxydation. Diese Phase zerfällt in zwei Stufen:

a) Zunächst oxydieren die sogenannten saprophytischen Bakterien den grössten Teil der organischen Substanzen zu Kohlensäure, Ammoniak und Wasser. Das Verhältnis der gebildeten Kohlensäure zum aufgenommenen Sauerstoff ist ein wenig kleiner als 1.

b) Bei der zweiten Stufe wird das in der ersten gebildete oder schon ursprünglich im Abwasser vorhandene Ammoniak durch sogenannte nitrifizierende Bakterien zu Nitriten und schliesslich zu Nitraten oxydiert. Diese Bakterien können für ihre Tätigkeit nur freien Sauerstoff gebrauchen.

Bei der zweiten Phase der Selbstreinigung handelt es sich also um Vorgänge des Sauerstoff-Kohlensäure-Haushaltes und des Sauerstoff-Stickstoff-Haushaltes.

3. Bildung lebender organischer Substanz: Die Reststoffe der Bio-Oxydation werden in der dritten Phase der Selbstreinigung erfasst. Sie dienen tierischen und pflanzlichen Lebewesen als Nährstoffe und jene bilden ihrerseits die Nahrung für höher organisierte Tierformen. Die dritte Phase ist somit schlussendlich eine Umwandlung der organischen Restsubstanzen in lebende organische Substanz und mit ihr ist die Selbstreinigung des Gewässers abgeschlossen.

b) Der Biochemische Sauerstoffbedarf

Der Biochemische Sauerstoffbedarf (BSB oder englisch B.O.D.= biochemical oxygen demand) umfasst die Sauerstoffmenge, die durch verschmutzte Abwässer bei der biologischen Selbstreinigung in einer bestimmten normierten Zeit und bei einer bestimmten Temperatur im Dunkeln aufgezehrt wird.

Nach Mohlmann, Eduards und Swope (zit. Olszewsky 1940, S. 76) werden in den ersten 10 Tagen die kohlenstoffhaltigen Verbindungen abgebaut. In der zweiten Stufe geht dann die Nitrifizierung vor sich.

Aus dem experimentell bestimmten Biochemischen Sauerstoffbedarf nach 5 Tagen bei 20° C (= BSB_5) lässt sich der BSB für andere Abbauzeiten und andere Temperaturen auf Grund folgender Gleichungen berechnen (nach Rohde 1934):

$L = 1{,}46\ B$ — L = gesamter BSB bei 20° C; B = BSB_5 bei 20°

$L_t = L\ (0{,}02\ t + 0{,}6)$ — L_t = gesamter BSB bei t°

$X_T = L_t\ (1-10^{-kT})$ — X_T = Biochemischer Sauerstoffbedarf in T Tagen; k = Oxydationskonstante = $0{,}1\ (1{,}047^{t-20})$

k ist z. B.	0°	5°	10°	15°	20°	25°	30°
	0,040	0,050	0,063	0,079	0,100	0,126	0,158

Häufig wird an Stelle des BSB_5 die sogenannte Sauerstoffzehrung nach 48 Stunden – das ist der BSB_2 – bestimmt (vgl. unsere Untersuchungen vom 1. 6. 1934). Nach obiger Gleichung ist das Verhältnis des BSB_5 zum BSB_2 etwa 1,85, was praktisch mit den Untersuchungen von Waser, Husmann und Blöchliger an der Glatt (S. 284) übereinstimmt, wo im Jahresmittel der BSB_5 etwa doppelt so gross ist wie die Sauerstoffzehrung nach 48 h.

c) Der Einfluss der Temperatur auf den Reinigungsvorgang

Nach der van't Hoffschen Regel wird die Geschwindigkeit einer Reaktion durch eine Temperaturerhöhung um 10° um das 2–3fache gesteigert. Diese Regel gilt grundsätzlich nicht nur für rein chemische,

sondern auch für biologisch-chemische Umsetzungen. Doch kommt sie hierbei gewöhnlich nur bei einfachen Vorgängen und nur innerhalb eines kleinen Temperaturbereiches zur Geltung. Bei der laboratoriumsmässigen Bestimmung des BSB wurde zwischen 2 und 25° ein entsprechender Einfluss der Temperatur beobachtet, was in obigen Formeln zum Ausdruck kommt.

Ein ganz anderes Bild ergeben dagegen die Beobachtungen an biologischen Reinigungsanlagen. Aus Versuchen, welche VIEHL (1935) ausgeführt hat, geht zum Beispiel hervor, dass die Oxydation des anorganischen Stickstoffes etwa zwischen 2 und 25° nach der VAN'T HOFFschen Regel verläuft. Der Bestwert für die Nitratbildung wurde bei 26°, für die Nitritbildung bei 35° gefunden. Oberhalb 45° trat keine Nitrifikation mehr ein. Dagegen ist der Einfluss der Temperatur auf den aeroben Abbau der organischen Substanz verhältnismässig sehr gering. Die Oxydationsgeschwindigkeit war bei den Versuchen von VIEHL zwischen 15° und 30° praktisch dieselbe. Oberhalb 35° trat ein starker Rückgang ein. Daraus geht hervor, dass bei der biologischen Abwasserreinigung die rein chemische Oxydation gegenüber dem biochemischen Abbau unbedeutend ist, da sonst die Leistung mit steigender Temperatur weiter zunehmen müsste. Bei 8° war die Abbaugeschwindigkeit etwas, bei 1,5° im Anfang sehr stark verzögert. Doch besserte sich bei dieser niederen Temperatur (1,5°) die Wirkung im Laufe von zwei Monaten ganz bedeutend, so dass die durchschnittliche Leistung der Anlage bei 8° annähernd erreicht werden konnte. Offenbar wird der aerobe Abbau der Schmutzstoffe von häuslichem Abwasser im Vergleich zum anaeroben dadurch so wenig durch die Kälte beeinflusst, dass unter den Wasserbakterien viele Arten sind, die auch bei Temperaturen nahe dem Nullpunkt noch gut wachsen.

Die bei der Bestimmung des BSB beobachtete starke Abhängigkeit der Oxydationsgeschwindigkeit von der Temperatur ist wahrscheinlich dadurch zu erklären, dass sich die Bakterien und Protozoen der jeweiligen Temperatur noch nicht richtig angepasst hatten. Aus den Untersuchungen von SIERP ergibt sich, dass die biologische Oxydation bestimmter Substanzen, wie die des anorganischen Stickstoffs, der Phenole und vermutlich weiterer bestimmter organischer Substanzen, nach der VAN'T HOFFschen Regel verläuft. Dagegen kommt der Einfluss der Temperatur auf den Reinigungsvorgang von häuslichem Abwasser, in dem eine grosse Zahl ganz verschiedenartiger Bestandteile enthalten ist, in viel geringerem Masse zur Geltung, so dass erst bei Temperaturen nahe dem Nullpunkt eine stärkere Verzögerung der Abbaugeschwindig-

keit eintritt. Das gilt nach VIEHL sowohl für die künstlichen biologischen Verfahren unter aeroben Verhältnissen als auch für die natürliche Selbstreinigung in den Flüssen, wie überhaupt zwischen den beiden Vorgängen keine grundsätzlichen Unterschiede bestehen.

d) Der Einfluss des Biotops auf den Reinigungsvorgang

Es ist bekannt, dass die Reinigungsvorgänge bei kleinen und seichten Gewässern viel schneller vor sich gehen als bei grossen und tiefen Flüssen. Da die Schmutzstoffe viel mehr Gelegenheit haben, sich an schwimmende oder auf dem Boden wachsende Pflanzen aller Art anzuheften, werden sie viel schneller abgebaut (SIERP 1939). Grundsätzlich finden wir dasselbe bei den künstlichen Reinigungsverfahren, wo sich die Schmutzstoffe z. B. beim Belebtschlammverfahren an kleinste im Wasser schwebende belebte Schlammteile ansetzen oder bei den Tropfkörpern über dünnste Schichten belebter Häute rieseln können.

Daraus geht hervor, dass die Abbauleistung bei der Selbstreinigung eines Vorfluters nicht nur von der Temperatur abhängt, sondern dass auch die Art und Tiefe des Flussbettes einen wesentlichen Einfluss ausübt. Einen weiteren Einfluss übt schliesslich der Schmutzgehalt des Flusswassers bzw. die Verdünnung des Abwassers aus.

e) Die wahre Oxydationskonstante

Um diejenigen Faktoren, deren Einfluss auf den Reinigungsvorgang unbekannt ist, erfassen zu können, führen wir an Stelle der temperaturabhängigen Oxydationskonstanten k versuchsweise die «wahre Oxydationskonstante» k′ als neuen Begriff ein.

In einem Vorfluter oder einer Reinigungsanlage sei der experimentell bei 20^0 bestimmte BSB_5 an der Stelle (1) und zur Zeit $T = 0$ mit $B_{(1)}$ bezeichnet. Der gesamte BSB ist dann bei beliebiger Temperatur t

$$L_{t\,(1)} = 1{,}46\ B_{(1)}\ (0{,}02\ t + 0{,}6)$$

An der Stelle (2) und zur Zeit T habe das Wasser noch einen BSB_5 (20^0) von $B_{(2)}$ und einen gesamten BSB von

$$L_{t\,(2)} = 1{,}46\ B_{(2)}\ (0{,}02\ t + 0{,}6)$$

Die organischen Substanzen sind auf der in der Zeit T zurückgelegten Strecke zwischen den Stellen (1) und (2) um einen der Differenz

zwischen $L_{t\,(1)}$ und $L_{t\,(2)}$ entsprechenden Betrag oxydiert worden. Diese Differenz setzen wir dem wahren BSB des Gewässers nach T Tagen X'_T gleich:

$$X'_T = 1{,}46\ (B_{(1)} - B_{(2)})\ (0{,}02\ t + 0{,}6)$$

Setzen wir an Stelle von k die unbekannte wahre Oxydationskonstante k', so ist X'_T aber auch:

$$X'_T = L_{t\,(1)}\ (1 - 10^{-k'T}) = 1{,}46\ B_{(1)}\ (0{,}02\ t + 0{,}6)\ (1 - 10^{-k'T})$$

Aus den beiden Gleichungen für X'_T ergibt sich

$$B_{(1)} - B_{(2)} = B_{(1)}\ (1 - 10^{-k'T})$$

Setzen wir $\frac{B_{(1)} - B_{(2)}}{B_{(1)}} = a$, so ist

$$1 - a = 10^{-k'T} \text{ oder}$$

$$k' = \frac{-\log\ (1 - a)}{T}$$

An Stelle des BSB_5 (20°) kann für $B_{(1)}$ und $B_{(2)}$ auch ein nach beliebigen Tagen und bei beliebiger Temperatur experimentell bestimmter BSB eingesetzt werden.

An Hand einiger der Literatur entnommenen Angaben über die biochemischen Abbauvorgänge wollen wir nachfolgend einige Werte der wahren Oxydationskonstante angeben. In einem seichten Gewässer mit weniger als 0,5 m Tiefe beträgt der tägliche Sauerstoffverbrauch nach Fair (Imhoff 1941, S. 259) 37 bis 50% des gesamten BSB. Die wahre Oxydationskonstante k' können wir für diesen Fall zu 0,2 bis 0,3 berechnen. – Beim Belebtschlammverfahren werden nach Imhoff (1941, S. 259) nach 6 bis 10 Stunden 90% des gesamten BSB abgebaut, was einer wahren Oxydationskonstante k' von 2,4 bis 4 entsprechen würde. – Nach Imhoff (1941, S. 259) werden in einem Tropfkörper nach 1 Stunde 90% des gesamten BSB abgebaut; die wahre Oxydationskonstante würde in diesem Falle k' = 24 betragen. – Viehl (1935, S. 255/8) hat – wie bereits erwähnt – den Einfluss der Temperatur auf die biochemischen Abbauprozesse in einer Belebtschlammanlage untersucht. Auf Grund der von ihm mitgeteilten Untersuchungsergebnisse haben wir die wahren Oxydationskonstanten der betreffenden Anlage wie folgt berechnet:

Temperatur C°	1,5	8	17	26	35	45	55
k'	2,4	3,5	4,3	4,4	4,35	2,5	1,3

6. Die Beurteilung des Reinheitsgrades fliessender Gewässer nach dem BSB

Die britische Royal Commission on Sewage Disposal hat die Flüsse je nach dem BSB_5 ihres Wassers in folgende Klassen eingeteilt:

	BSB_5 (mg/l)
1. Sehr rein	unter 1
2. Rein	1– 2
3. Mässig rein	2– 3
4. Zweifelhaft	3– 5
5. Schlecht	5–10

Die Erfahrungen in der Birs, in den von ihr abzweigenden Kanälen und in ihren Seitenbächen haben gezeigt, dass diese Einteilung sehr geeignet ist, eine allgemeine Charakterisierung des Reinheitsgrades zu geben. Als 6. Klasse («sehr schlecht») haben wir dabei noch Wasser mit einem BSB_5 von über 10 mg/l angeführt.

7. Zur Methodik der biologischen Untersuchungen

a) Einleitung

Bereits anlässlich der an den Gewässern des Birstales durchgeführten chemischen Untersuchungen wurden auch biologische Beobachtungen gemacht. Ausser der Untersuchung des Chemismus kann auch die Feststellung des Organismenbestandes der Beurteilung des Reinheitsgrades eines Gewässers dienen. Aus diesem Grunde haben wir die systematischen chemischen Untersuchungen und gelegentlichen biologischen Beobachtungen im Frühjahr 1950 durch systematische biologische Untersuchungen ergänzt. Das dabei aufgesammelte Material wurde durch Herrn Th. Strickler bearbeitet.

In der Reihenfolge abnehmender Verschmutzung werden bei Gewässern folgende «Zonen» unterschieden: Polysaprobion, α-Mesosaprobion, β-Mesosaprobion, Oligosaprobion und Katharobion. Je nach dem Reinheitsgrad eines Gewässers sind die darin vorkommenden Organismengesellschaften qualitativ und quantitativ verschieden zusammengesetzt. Die verschiedenen Zonen sind deshalb auch durch spezifische Leitformen charakterisiert, worauf das Saprobien-System von Kolkwitz und Marsson beruht.

Kolkwitz (1950) empfiehlt jedoch selbst, bei der Untersuchung eines Gewässers nicht nur bestimmte Leitorganismen, sondern die ganze Lebensgemeinschaft zu beachten. «Es kommen also soziologische

Untersuchungen in Frage, wie sie auch für die Landorganismen seit längerer Zeit, besonders auch in den letzten Dezennien angewendet worden sind.» Die soziologische Untersuchung von Lebensgemeinschaften der Gewässer, insbesondere der fliessenden, ist indessen bis heute noch kaum in Angriff genommen worden, so dass das für eine diesbezügliche Beurteilung notwendige Vergleichmaterial fehlt.

Wir haben nun bei den im Birstal durchgeführten biologischen Untersuchungen versucht, soziologische Gesichtspunkte mit zu berücksichtigen, um so mit der Zeit das bei der Beurteilung anderer Gewässer wünschbare Vergleichsmaterial zu besitzen. Die sich auf die Gesellschaftsstruktur beziehenden ergänzenden Beobachtungen liessen sich dabei ohne einen wesentlich grösseren Zeitaufwand gleichzeitig mit den üblichen und lediglich zu einer Artenliste führenden biologischen Bestandesaufnahmen durchführen.

b) Die Bestandesaufnahme

Wahl der Aufnahme-«Stelle»: Als «Probefassungsstelle» ist jeweilen eine 20 bis 30 m lange Gewässerstrecke von ungefähr homogenem biologischem Charakter und gleichmässiger Beschaffenheit der Sohle gewählt worden. Bei grösseren Gewässern wird die Aufnahmefläche entweder auf eines der Ufer oder auf die Flussmitte beschränkt.

Schichteinteilung: Konsequent wurden folgende Schichten unterschieden:

Pelagial: Sämtliche Organismen, die vom Substrat unabhängig im freien Wasser oder auf der Wasseroberfläche leben, einschliesslich der vom Substrat losgelösten benthonischen Formen.

Emerse Krautschicht: Sämtliche Pflanzen, deren Laubsprosse sich wesentlich über die Wasseroberfläche erheben.

Submerse Krautschicht: Sämtliche vom Substrat abhängigen, auf der Wasseroberfläche schwimmenden und sämtliche untergetauchten Wasserpflanzen, die sich mehr als 3 cm über die Gewässersohle erheben. Eingeschlossen sind sämtliche den submersen Pflanzen und dem submersen Teil emerser Pflanzen aufsitzenden Tiere und Pflanzen.

Bodenschicht: Sämtliche Organismen des Bodens, soweit sie sich nicht mehr als 3 cm über die Flussohle erheben.

Aufzeichnungen über die soziologischen Verhältnisse

Provisorische Artenliste: Für jede der vier unterschiedenen Schichten wurde an Ort und Stelle je eine Liste der makroskopisch erkennbaren Organismen erstellt.

Quantitative Angaben: Diese provisorische Artenliste wurde durch Angaben über die quantitativen soziologischen Verhältnisse ergänzt, wobei in Anlehnung an die pflanzensoziologische Methodik folgende Skalen benutzt wurden:

Skala	Abundanz = Individuenhäufigkeit	Dominanz = Deckungsgrad	Soziabilität = Geselligkeit	Skala
5	sehr häufig	75–100% der Aufnahmefläche bedeckend	herdenweise (ganze Flecken)	5
4	häufig	50–75% der Aufnahmefläche bedeckend	scharenweise (grosse Gruppen)	4
3	reichlich	25–50% der Aufnahmefläche bedeckend	truppweise (grössere Polster)	3
2	ziemlich reichlich	5–25% der Aufnahmefläche bedeckend	gruppenweise, Horste	2
1	wenig	reichlich vorhanden, jedoch weniger als 5% der Aufnahmefläche bedeckend	einzeln	1
+	sporadisch	wenig vorhanden, Deckungswert gering	—	+

Probefassungen: Ausser der Aufsammlung aller makroskopisch erkennbaren Organismen wurden folgende Proben erhoben:
Plankton-Netz-Probe, wobei die Strecke kürzer als die 20–30 m lange «Probefassungsstelle» gewählt werden konnte.
Sieb-Probe des Bodens.
Ungesiebte Bodenprobe.

Bearbeitung der Proben: Die Bestimmung der in den Proben vorgefundenen Organismen erfolgte getrennt nach den unterschiedenen Schichten. Von jeder Form wurden dabei die Abundanz-Verhältnisse für jede Schicht getrennt geschätzt[8]). Bei den Bestimmungen wurden neben anderen Arbeiten vor allem folgende Werke benutzt: Brauer (1909-1912), Brohmer (1914, 1949), Huber-Pestalozzi (1938–1943), Karny (1934), Mez (1888), Migula (1907–1909), Schoenichen (1927), Senft (1905).

[8]) Einzig bei der ersten der durchgeführten Untersuchungen (Reinacher Dorfbach) wurde die Abundanz noch gesamthaft für die ganze Probefassungsstelle bewertet.

E. Untersuchung des Reinacher Dorfbaches

1. Zweck und Durchführung der Untersuchung

Der Reinacher Dorfbach ist ein Gewässer, dessen Abfluss etwa hälftig aus häuslichen Abwässern besteht. Seine Untersuchung bot Gelegenheit, die Frage zu prüfen, wie und in welchem Ausmass in einem solchen Gewässer die Selbstreinigung stattfindet. Damit konnten auch Anhaltspunkte über den Abwasseranfall aus Siedlungen und über die Wünschbarkeit der Trennung von Reinwasser und Abwasser gewonnen werden.

Eine erste Vorprüfung wurde am 21. 5. 1946 ausgeführt. Am 16. 10. 1946 gelangte dann eine systematische Untersuchung zur Durchführung. Dabei wurde an zwei ausgewählten Messtationen alle 5 Minuten eine Teilprobe gefasst und zu einstündigen Sammelproben vereinigt. Die Sammelprobe 0700–0800 umfasst dabei die von 0700 bis 0755 gefassten Teilproben. Die Abflussmenge wurde an diesen Stellen alle 5 Minuten und die Temperatur alle 10 Minuten gemessen. Ausserdem wurden an diesem Tage an 12 Stationen in etwa dreistündigen Abständen Einzelproben gefasst, wobei die Bestimmung der freien Kohlensäure und das Ansetzen von Sauerstoff- und Sauerstoffzehrungsproben bei der Probeentnahme erfolgte. Das Ansetzen von verdünnten BSB_5-Proben erfolgte in einem in Reinach behelfsmässig eingerichteten Laboratorium, ebenso die laufende Verarbeitung der Sauerstoffproben (Abb. 49).

Abbildung 49. Behelfsmässiges Laboratorium in Reinach. 16. 10. 1946 (Phot. E. W.)

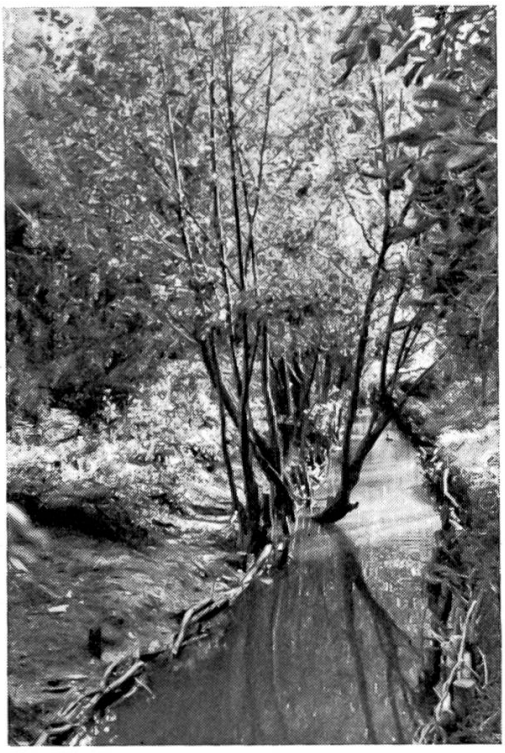


Abbildung 50. Reinacher Dorfbach im Entengarten oberhalb Probefassungsstelle 2. Blick bachaufwärts. 16.10.1946 (Phot. E. W.)

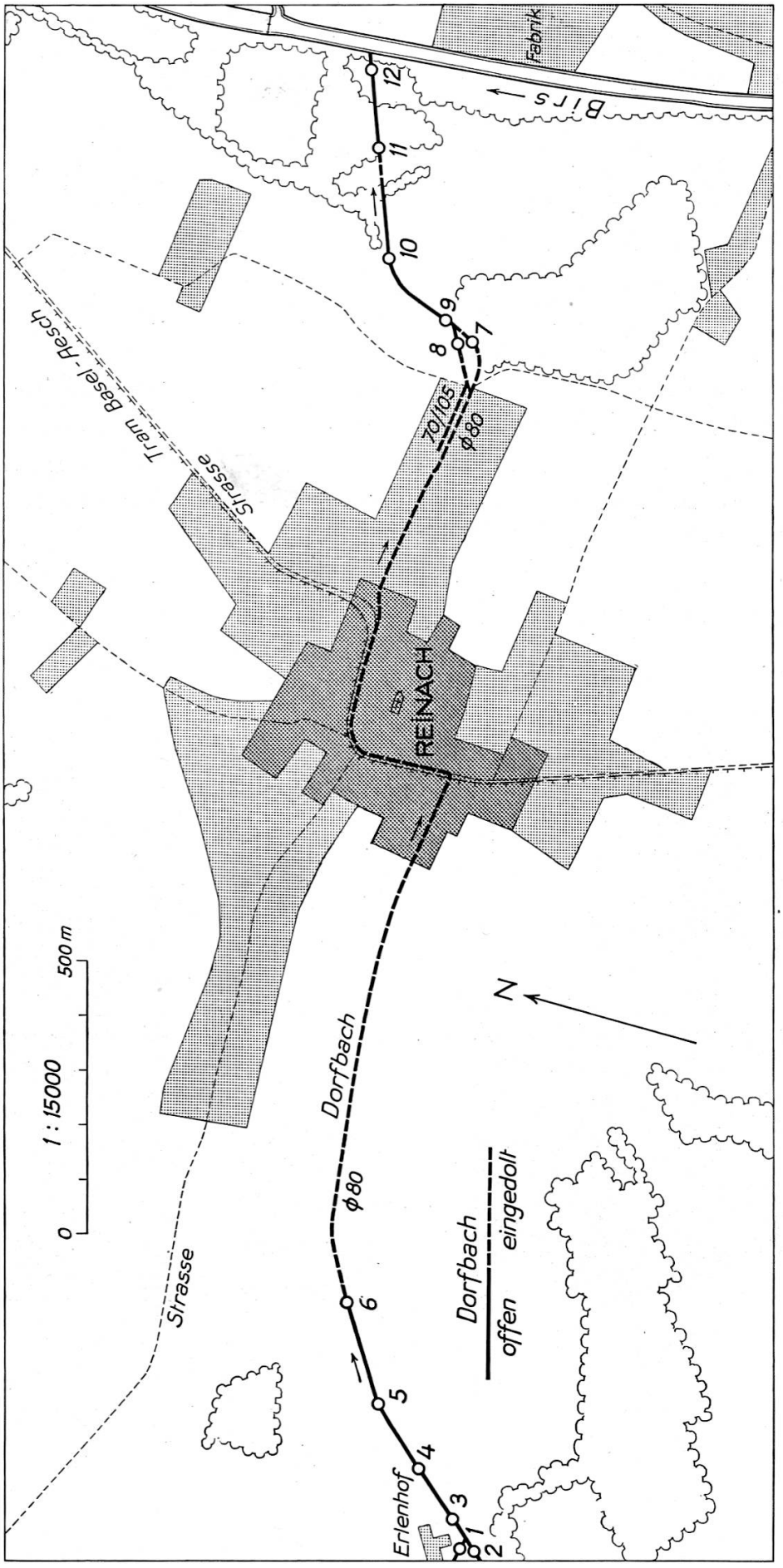


Abbildung 51. Situation des Reinacher Dorfbaches 1:15000

Eine orientierende Aufnahme der chemischen Verhältnisse erfolgte während der Trocken- und Hitzeperiode des Sommers 1947 am 30. 7. 1947.

Die Fliessgeschwindigkeiten wurden am 7. 11. 1946 bestimmt.

2. Verlauf und Gliederung des Dorfbaches

Als eigentliche Quelle des Reinacher Dorfbaches ist heute eine oberhalb (südwestlich) des Erlenhofes mündende Drainageleitung zu betrachten (= Probefassungsstelle 0). Oberhalb dieser Stelle ist das Bachbett durch die Drainage trockengelegt. Beim Erlenhof ist der Bachlauf etwas gestaut; der Stau dient als Entenweiher (Abb. 50).

Der Ablauf dieses Entenweihers ist bei der Brücke fassbar (Probefassungsstelle 2), wo der Bach von Westen eine weitere Drainage aufnimmt (Probefassungsstelle 1). Diese entstammt dem Torfgebiet vom Erlenhof. Durch den Drainagezufluss wird die gesamte Abflussmenge etwa verdoppelt.

Das vereinigte Wasser wurde durch die etwa 50 m unterhalb der Brücke gelegene Probefassungsstelle 3 erfasst. Die Probefassungsstelle 4

Abbildung 52. Reinacher Dorfbach unterhalb Erlenhof, Probefassungsstelle 4, Blick bachabwärts. Verkrautung mit *Sparganium ramosum*. 16. 10. 1946 (Phot. E. W.)

Abbildung 53. Offenes Gerinne des Reinacher Dorfbaches unterhalb Probefassungsstelle 9. 30. 7. 1947 (Phot. H. S.)

liegt etwa 200 m unterhalb der Brücke, die Probefassungsstelle 5 etwa 300 m unterhalb derselben.

Zwischen den Probefassungsstellen 3 und 4 erfolgt der Zufluss der Abwässer des Landerziehungsheimes Erlenhof. Dessen Bewohnerzahl setzte sich anfangs 1947 aus 60 Zöglingen und 26 Angestellten zusammen, umfasst also insgesamt etwa 90 Personen.

Die Gewässerstrecke unterhalb des Erlenhofes ist stark verkrautet (Abb. 52). Die Breite des Gewässers beträgt ungefähr 75 cm.

Etwa 500 m bachabwärts der Brücke Erlenhof ist das Gewässer in einem Rohr (⌀ 80 cm) kanalisiert. Der gesamte Abfluss des Gewässers aus dem Gebiet oberhalb des Dorfes Reinach wurde beim Einlauf des offenen Gewässers in das Rohr durch die Probefassungsstelle 6 (vgl. Abb. 54) erfasst.

Abbildung 54. Messtelle 6 des Reinacher Dorfbaches. 16. 10. 1946 (Phot. E.W.)

Der weitere Lauf des Gewässers erfolgt unterhalb der Messtelle A auf einer etwa 1960 m langen Strecke unterirdisch. Auf dieser Strecke werden die Abwässer des Dorfes Reinach, soweit sie dem Vorfluter zugeführt sind, aufgenommen (485 Einwohner im Jahre 1944, davon von 276 Personen faule und von 209 Personen frische Abwässer).

Die unterste, etwa 580 m lange Gewässerstrecke ist ein offenes künstliches Gerinne. Die Wasserrückgabe des kanalisierten Baches in dieses Gerinne erfolgt in zwei getrennten Rohren (Probefassungsstellen 7 und 8). Die Probefassungsstelle 9 liegt etwa 10 m unterhalb des seitlichen westlichen Zuflusses (Probefassungsstelle 8).

Über die Bauweise des künstlichen Gerinnes zwischen den Probefassungsstellen 7 und 10 orientiert die Abbildung 53. Die Breite des Wasserspiegels beträgt hier etwa 1,00 m.

Zwischen den Probefassungsstellen 10 und 11 hat das künstliche Gerinne ein starkes Gefälle. Es ist meist als offener Kanal mit einer Breite von 80 cm ausgebildet. Streckenweise ist es in Rohre (⌀ = 80 cm) gelegt.

Der Zustand und der gesamte Abfluss des Reinacher Dorfbaches bei der Mündung in die Birs wurde durch die Probefassungsstelle 12 erfasst. Die Mündung erfolgt in die durch das Wehr der Brown Boveri & Co. gestaute Birsstrecke (Abb. 110).

3. Abfluss und Witterung an den Untersuchungstagen

a) Abfluss und Abwasseranfall

Der Abfluss wurde während der Untersuchungen vom 16. 10. 1946 an den beiden Messtellen mittelst eines Hohlmasses bestimmt. Die Mittelwerte dieser Bestimmungen und die stündlichen Abflussmengen sind in Tabelle 18 enthalten.

Abwasseranfall in den Reinacher Dorfbach am 16. 10. 1946 in m³/Stunde

Tabelle 16

Stunde	oberhalb Station 6	vom Dorf Reinach
6– 7	0	5,4
7– 8	1,1	7,2
8– 9	1,4	10,2
9–10	5,0	13,0
10–11	5,0	8,6
11–12	4,6	16,2
12–13	5,0	15,2
13–14	1,4	12,3
14–15	1,1	8,0
15–16	0,4	7,2
16–17	0,4	13,0
17–18	0,0	13,3
18–19	1,1	12,2
19–20	1,8	10,0
20–21	2,1	10,4
6–21	30,4	162,2
	m³/Einwohner	
6–21	0,338	0,335

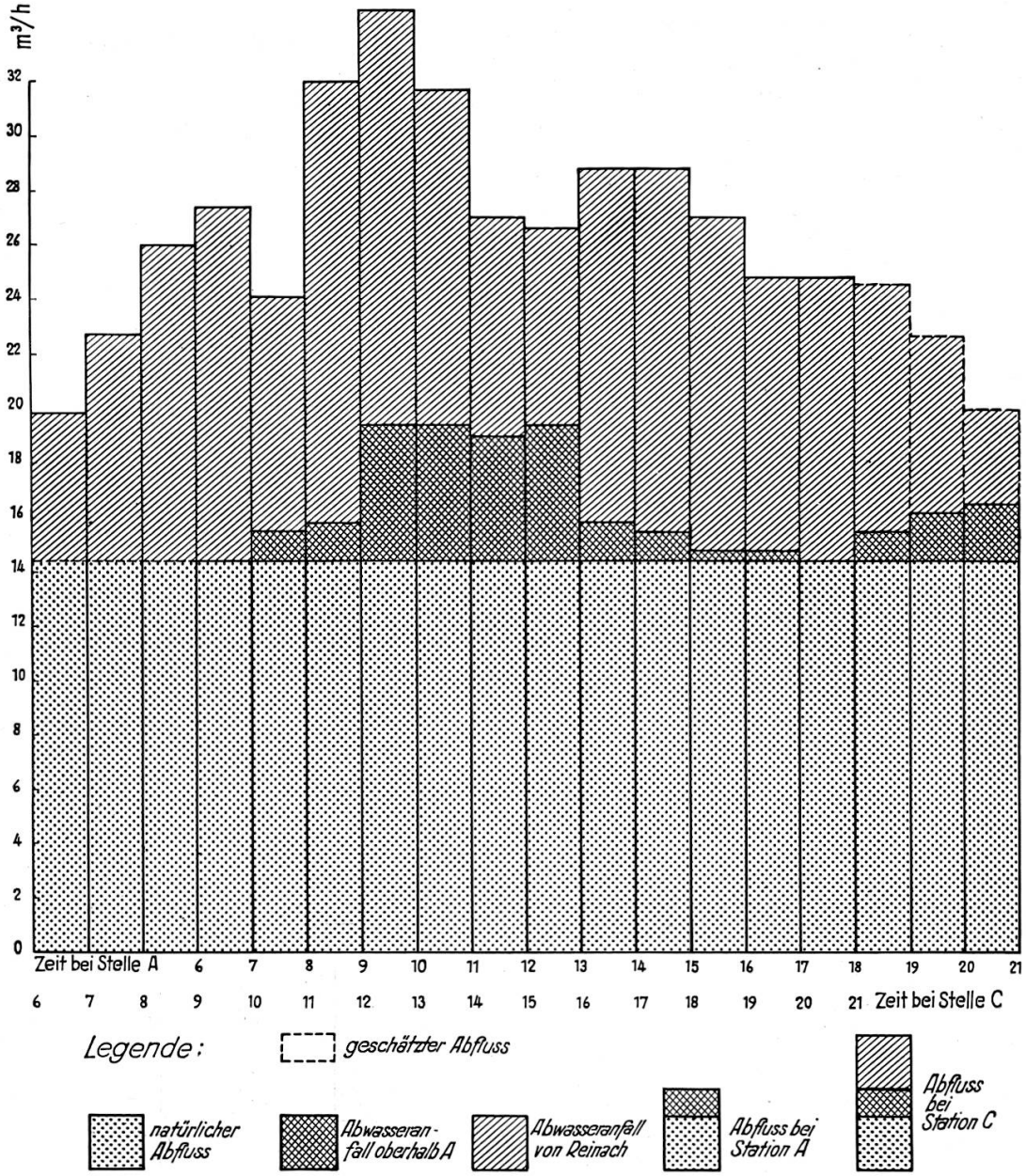


Abbildung 55. Gang der Abflussmenge des Reinacher Dorfbaches am 16. 10. 1946 von 0600 bis 2100 Uhr

Der um 0645 bei der Station 6 gemessene Abflusswert von 4,0 l/sec kann ungefähr dem natürlichen Abfluss des Gewässers am Untersuchungstage gleichgesetzt werden. Die Differenz des in den einzelnen Stunden gemessenen Abflusses mit diesem Wert (14,4 m³/h) kann als die oberhalb der Station 6 anfallende Abwassermenge betrachtet werden.

Da die Fliesszeit zwischen den Stationen 6 und 12 etwa 2½ bis 3 Stunden beträgt, muss man die Abflussmengen der Station 12 mit den 3 Stunden früher bei der Station 6 gemessenen vergleichen um die zwischen den Stationen 6 und 12 anfallende Abwassermenge zu erfassen (Tabelle 16 und Abb. 55).

Nach den Untersuchungen bei der Siedlung Wasserhäuser fallen in der Zeit zwischen 6 bis 21 h etwa 84% des gesamten täglichen Abwasseranfalls an, so dass der letztere am Mittwoch, den 16. 10. 1946 in Reinach etwa 400 Liter/Einwohner betragen haben dürfte.

Da der Abwasseranfall etwas kleiner ist als der Trinkwasserverbrauch, entspricht dieser Anfall grössenordnungsmässig dem Mittel des Trinkwasserverbrauchs der Gemeinde Reinach (Jahre 1939–1946) von 412 Liter pro Einwohner und Tag.

b) Fliessgeschwindigkeiten

Die maximalen Wassergeschwindigkeiten auf den einzelnen Strecken bei normaler Wasserführung gehen aus Tabelle 17 und Abb. 56 hervor.

Maximale Wassergeschwindigkeiten des Reinacher Dorfbaches bei Niederwasser. Färbungsversuche vom 7. November 1946

Tabelle 17

km ab Brücke Erlenhof	Probefassungsstelle	Totaler Zeitbedarf ab Brücke Erlenhof (Min.)	Beobachtungsstrecke		
			Länge in km	Durchflusszeit in Min.	Mittlere Maximalgeschwindigkeit in cm/sec
0,000	1 und 2	0			
		.....	0,050	5	16
0,050	3	5			
		.....	0,120	40	5
0,170	4	45			
		.....	0,130	18	12
0,300	5	63			
		.....	0,200	24	14
0,500	6	87			
		.....	1,960	146	22
2,460	7	233		(117)[1]	(28)[1]
2,460[1]	8	(204)[1]			
		.....	0,200	11	30
2,670	10	244			
		.....	0,200	3	11
2,870	11	247			
		.....	0,180	10	30
3,050	12	257			

[1]) Nebenkanal

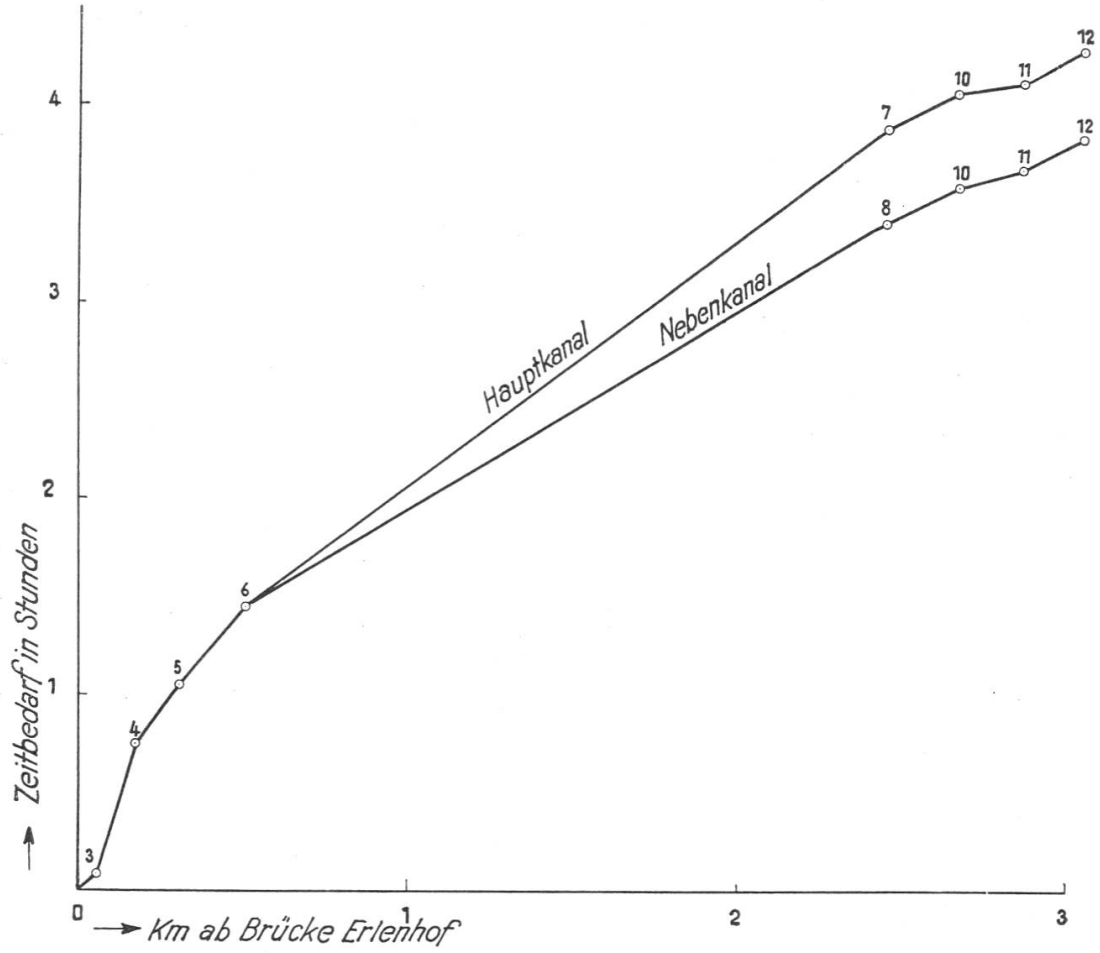


Abbildung 56. Zeitbedarf der Spitze der Farbwelle im Reinacher Dorfbach ab Brücke Erlenhof am 7. 11. 1946

c) Witterung

Auf Abb. 57 ist der Gang der Lufttemperatur am 16. 10. 1946 bei der Meteorologischen Anstalt Binnigen-St. Margarethen aufgetragen (Werte um 0030, 0130 usw.) und mit dem Gang der Wassertemperatur der Messtellen A und C verglichen. Über den Temperaturkurven ist die Sonnenscheindauer von Binningen-St. Margarethen auf Grund der stundenweise (jeweilen von Beginn bis Schluss einer Stunde wahrer Ortszeit) zur Verfügung stehenden Prozentwerte graphisch aufgetragen. Die mittlere Lufttemperatur des 16. 10. 1946 (0030 bis 2430) betrug 8,17° C und die gesamte Sonnenscheindauer 6,96 Stunden. Niederschläge waren am 16. 10. 1946 keine gefallen.

Betreffend die Witterung vom 30. 7. 1947 verweisen wir auf die Darstellung der Untersuchungen der Birs und der von ihr abzweigenden Kanäle.

Resultate der chemischen Untersuchungen des Reinacher

Zeit von bis	Abfluss Mittel l/sec	Abfluss m³/h	Hydrokarbonat HCO_3' mval	Sulfat SO_4'' mval	Calcium $Ca^{\cdot\cdot}$ mval	Magnesium $Mg^{\cdot\cdot}$ mval	Chlorid Cl' mg/l	Nitrat NO_3' mg/l	Nitrit NO_2' mg/l	Ammoniak $NH_4^{\cdot}$ mg/l
Probefassungsstelle Nr. 6 (oberhalb Reinach)										
0600–0700	4,0	14,4	—	—	—	—	—	—	—	—
0700–0800	4,3	15,5	6,15	0,25	4,65	1,75	13	16	0,05	4
0800–0900	4,4	15,8	6,55	0,25	4,95	1,85	17,5	16	0,1	5
0900–1000	5,4	19,4	6,15	0,2	4,65	1,75	13	16,5	0,1	3
1000–1100	5,4	19,4	6,05	0,25	4,6	1,7	11	20	0,2	2
1100–1200	5,3	19,0	5,9	0,3	4,5	1,7	10,5	20,5	0,2	1,5
1200–1300	5,4	19,4	6,1	0,3	4,7	1,7	11,5	20	0,2	2,5
1300–1400	4,4	15,8	6,05	0,25	4,55	1,75	11,5	20	0,2	2
1400–1500	4,3	15,5	5,95	0,2	4,55	1,65	10,5	23	0,2	1
1500–1600	4,1	14,8	6,05	0,25	4,6	1,7	11,5	20,5	0,2	2
1600–1700	4,1	14,8	5,95	0,25	4,5	1,7	10,5	22	0,2	1
1700–1800	4,0	14,4	5,9	0,3	4,55	1,65	10,5	21	0,2	1,5
1800–1900	4,3	15,5	6,0	0,3	4,65	1,65	10	21	0,1	1,5
1900–2000	4,5	16,2	6,0	0,3	4,6	1,7	11	20,5	5	2
2000–2100	4,6	16,5	6,1	0,3	4,65	1,75	11	21	0,1	2
Probefassungsstelle Nr. 12 (Mündung in die Birs)										
0600–0700	5,5	19,8	6,6	0,2	5,1	1,7	11	16	0,2	2
0700–0800	6,3	22,7	6,7	0,2	5,15	1,75	12,5	15	0,3	5
0800–0900	7,2	26,0	6,95	0,15	5,3	1,8	14,5	13	0,2	7
0900–1000	7,6	27,4	6,85	0,15	5,2	1,8	14,5	15	0,1	11
1000–1100	6,7	24,1	6,45	0,3	5,1	1,7	15	22	0,3	6,5
1100–1200	8,9	32,0	7,35	0,25	5,95	1,65	19	15	0,3	12
1200–1300	9,6	34,6	7,0	0,3	5,5	1,8	17,5	13	0,3	13
1300–1400	8,8	31,7	7,1	0,2	5,5	1,8	18,5	12,5	0,3	3
1400–1500	7,5	27,0	6,7	0,2	5,15	1,75	28,5	15	0,3	2,5
1500–1600	7,4	26,6	6,7	0,2	5,05	1,75	29,5	15	0,3	3
1600–1700	8,0	28,8	6,6	0,2	5,1	1,7	25	18	0,2	3
1700–1800	8,0	28,8	6,35	0,15	4,8	1,7	22,5	15	0,2	2,5
1800–1900	7,5	27,0	6,25	0,2	4,75	1,7	41	21	0,3	2,5
1900–2000	6,9	24,8	6,55	0,15	4,95	1,75	23,5	16	0,3	3
2000–2100	6,9	24,8	6,25	0,25	4,8	1,7	20	20,5	0,3	3,5

Dorfbaches: Sammelproben vom 16. Oktober 1946

Tabelle 18

Eisen Fe mg/l	Phosphat PO_4''' mg/l	pH exp.	Abdampf-rückstand mg/l	Glüh-verlust mg/l	$KMnO_4$-verbrauch mg/l	Chlorid Cl' kg/h	Nitrat NO_3' kg/h	Nitrit NO_2' g/h	Ammoniak $NH_4^{\cdot}$ g/h	Phosphat PO_4''' g/h	$KMnO_4$-verbrauch g/h
—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
0,1	0,2	7,6	370	45	7,9	0,20	0,25	1	62	3	122
0,3	0,3	7,6	367,5	45	10,5	0,28	0,25	1,5	79	4,5	171
0,2	0,1	7,6	375	47,5	8,9	0,25	0,32	2	58	2	173
0,1	0,2	7,6	382,5	50	9,0	0,21	0,39	4	39	4	175
0,2	0,2	7,6	385	50	20,5	0,20	0,40	4	29	4	390
Sp.	0,2	7,6	387,5	55	8,7	0,22	0,39	4	49	4	169
∅	0,2	7,6	390	55	8,7	0,18	0,32	3	32	3	137
∅	0,3	7,6	395	55	13,1	0,16	0,36	3	16	4,5	203
∅	0,2	7,6	397,5	55	8,7	0,17	0,30	3	30	3	129
∅	0,2	7,5	400	60	10,1	0,16	0,33	3	15	3	149
∅	0,2	7,6	397,5	57,5	13,4	0,15	0,30	3	22	3	193
∅	0,2	7,5	395	55	13,4	0,16	0,33	1,5	23	3	208
∅	0,3	7,5	390	47,5	12,6	0,18	0,33	82,5	32	5	204
H	0,25	7,6	395	52,5	10,3	0,18	0,35	1,5	33	4	170
∅	0,2	7,6	415	60	9,0	0,22	0,32	4	40	4	178
∅	0,2	7,6	422,5	62,5	9,0	0,28	0,34	7	114	4,5	204
∅	0,2	7,6	430	67,5	9,2	0,38	0,34	5	182	5	239
∅	0,2	7,6	430	67,5	9,0	0,40	0,41	2,5	300	5,5	246
∅	0,1	7,5	445	70	15,8	0,36	0,53	7	157	2,5	381
H	Sp.	7,5	457,5	75	16,1	0,61	0,48	9,5	385	—	516
∅	0,1	7,5	455	75	13,6	0,61	0,45	10,5	450	3,5	471
∅	0,1	7,5	450	75	13,3	0,59	0,40	9,5	95	3	422
∅	0,1	7,5	457,5	77,5	15,8	0,77	0,41	8	68	2,5	427
∅	Sp.	7,5	460	80	15,8	0,79	0,40	8	80	—	420
∅	0,1	7,6	457,5	75	14,5	0,72	0,52	6	86	3	418
∅	0,2	7,6	455	72,5	14,8	0,65	0,43	6	72	6	426
∅	0,3	7,6	455	75	15,2	1,11	0,57	8	68	8	411
∅	0,2	7,6	430	70	15,2	0,58	0,40	7,5	74	5	378
∅	0,2	7,6	412,5	65	17,0	0,50	0,51	7,5	87	5	422

Resultate der chemischen Untersuchungen des

Station	Zeit	Temperatur C°	Hydrokarbonat HCO_3' mval	Sulfat SO_4'' mval	Calcium $Ca^{\cdot\cdot}$ mval	Magnesium $Mg^{\cdot\cdot}$ mval	Chlorid Cl' mg/l	Nitrat NO_3' mg/l	Nitrit NO_2' mg/l	Ammoniak $NH_4^{\cdot}$ mg/l	Eisen Fe mg/l	Phosphat PO_4''' mg/l
Untersuchungen vom 21. Mai 1946												
9	1115	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Untersuchungen vom 16. Oktober 1946												
6	0645	—	6,2	0,3	4,8	1,7	9,5	19	0,2	0,5	∅	0,2
7	0730	12,15	6,25	0,25	4,8	1,7	13,5	27	0,3	11	∅	1,0
8	0730	12,45	7,0	0,2	5,4	1,8	21	27	0,3	22	∅	0,9
9	0730	12,4	6,0	0,2	4,6	1,6	13	26	0,2	10	∅	0,2
10	0745	12,1	6,3	0,15	4,8	1,65	14	21	0,3	12	∅	0,6
11	0800	11,6	7,1	0,25	5,6	1,75	16,5	15	0,4	12	∅	0,8
12	0810	11,5	6,6	0,2	5,05	1,75	16	17	0,3	11	∅	0,3
1	0905	12,2	5,6	0,2	4,3	1,5	8	22,5	0,05	H	H	Sp.
2	0910	9,7	5,85	0,25	4,5	1,6	8	21	Sp.	∅	∅	H
3	0920	10,7	5,75	0,15	4,35	1,55	7	20	0,05	H	H	H
4	0925	10,55	5,85	0,15	4,4	1,6	9,5	21	0,2	0,6	∅	Sp.
5	0930	10,65	6,05	0,25	4,65	1,65	9,5	21	0,2	0,6	∅	0,3
6	0940	10,55	5,85	0,25	4,5	1,6	11	23	0,2	0,7	H	Sp.
7	1010	12,3	6,65	0,2	5,05	1,75	13,5	20	0,3	10	∅	0,3
8	1015	12,95	6,45	0,25	5,05	1,65	25	27	0,3	22	∅	0,3
9	1020	12,3	5,95	0,2	4,65	1,55	15	26	0,2	10	∅	0,6
10	1025	12,0	6,4	0,2	4,95	1,65	16	21	0,3	12	∅	0,5
11	1035	11,85	6,15	0,25	4,8	1,6	15,5	25	0,3	10	∅	0,8
12	1045	11,6	6,05	0,15	4,55	1,65	15,5	22	0,2	9	∅	0,4
1	1140	12,2	5,6	0,3	4,4	1,5	8	22,5	0,1	H	H	H
2	1145	10,55	5,8	0,3	4,5	1,6	8	21	H	H	∅	H
3	1155	11,2	5,75	0,2	4,35	1,55	8	21	0,05	H	H	H
4	1210	11,6	5,9	0,2	4,45	1,65	10	21,5	0,2	1	∅	0,5
5	1215	11,9	6,05	0,2	4,65	1,65	9,5	21	0,2	0,6	∅	0,3
6	1220	11,0	6,2	0,25	4,75	1,7	12	21,5	0,2	0,8	H	H
7	1320	12,4	6,9	0,25	5,35	1,8	19,5	17	0,3	10	∅	0,2
8	1325	13,0	7,3	0,25	5,7	1,85	23,5	16	1,0	18	∅	0,1
9	1330	12,9	6,1	0,15	4,65	1,6	21	24	0,3	15	∅	0,4
10	1340	13,8	6,9	0,25	5,4	1,75	22	16	0,3	11	∅	0,9
11	1350	13,7	6,1	0,2	4,7	1,6	20,5	24,5	0,3	10	∅	0,6
12	1400	13,2	6,45	0,2	4,9	1,7	22	19	0,2	9	∅	0,2

Reinacher Dorfbaches: Längsprofile (1. Teil)

Tabelle 19

Freie Kohlensäure CO_2 mg/l	Zugehörige Kohlensäure mg/l	pH exp.	pH ber.	pH Gl.	pH exp. ÷ pH ber.	pH Gl. ÷ pH ber.	pH Gl. ÷ pH exp.	Sauerstoff O_2 mg/l	Sauerstoff Sättigungsindex	BSB_5 mg/l	$KMnO_4$-Verbrauch mg/l Original	$KMnO_4$-Verbrauch mg/l Hartfilter-Filtrat
—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	12	30,2	—
—	—	7,6	—	7,25	—	—	— 0,35	—	—	—	6,6	6,3
20	43	7,6	7,65	7,25	— 0,05	— 0,4	— 0,35	6,7	64	>6,7	12,0	11,0
18	64	7,6	7,75	7,1	— 0,15	— 0,65	— 0,5	4,2	40	12,2	24,5	18,3
21	38	7,6	7,65	7,25	— 0,05	— 0,4	— 0,35	7,0	67	>7,0	14,5	13,0
20	44	7,6	7,65	7,25	— 0,05	— 0,4	— 0,35	7,0	66	>7,0	12,6	12,6
22	64	7,6	7,7	7,1	— 0,1	— 0,6	— 0,5	8,4	78	>8,4	14,9	14,7
20	50	7,6	7,7	7,2	— 0,1	— 0,5	— 0,4	8,6	80	>8,6	14,2	13,1
17	31	7,65	7,7	7,3	— 0,05	— 0,4	— 0,35	9,9	94	6,2	6,8	6,0
17	33	7,65	7,7	7,3	— 0,05	— 0,4	— 0,35	8,0	72	1,1	6,0	4,7
14	31	7,65	7,8	7,3	— 0,15	— 0,5	— 0,35	9,0	83	1,6	5,4	3,5
19	33	7,6	7,65	7,3	— 0,05	— 0,35	— 0,3	7,7	71	4,9	8,0	6,3
14	37	7,6	7,8	7,25	— 0,2	— 0,55	— 0,35	7,8	72	3,3	8,2	6,3
14	33	7,6	7,8	7,3	— 0,2	— 0,5	— 0,3	7,9	73	7,2	9,8	9,8
20	52	7,6	7,7	7,2	— 0,1	— 0,5	— 0,4	5,5	52	>5,5	12,3	(12,5)
19	50	7,6	7,7	7,2	— 0,1	— 0,5	— 0,4	3,8	37	13,4	28,0	19,9
22	38	7,6	7,6	7,25	± 0,0	— 0,35	— 0,35	5,5	52	6,2	15,2	14,8
15	47	7,55	7,8	7,2	— 0,25	— 0,6	— 0,35	6,4	60	>6,4	14,5	14,5
20	41	7,6	7,65	7,25	— 0,05	— 0,4	— 0,35	9,2	86	>9,2	15,8	14,9
17	37	7,6	7,7	7,25	— 0,1	— 0,45	— 0,35	7,7	72	>7,7	14,0	(14,7)
18	31	7,6	7,65	7,3	— 0,05	— 0,35	— 0,3	9,5	91	0,2	3,2	(3,5)
15	33	7,65	7,75	7,3	— 0,1	— 0,45	— 0,35	7,5	69	0,8	6,3	4,7
21	32	7,6	7,6	7,3	± 0,0	— 0,3	— 0,3	8,6	80	2,2	6,3	4,3
18	35	7,6	7,7	7,3	— 0,1	— 0,4	— 0,3	6,7	63	6,2	10,0	6,8
19	39	7,6	7,65	7,25	— 0,05	— 0,4	— 0,35	7,4	70	7,3	9,2	7,0
18	41	7,65	7,7	7,25	— 0,05	— 0,45	— 0,4	8,5	79	7,5	10,4	(12,6)
28	60	7,55	7,55	7,15	±0,0	— 0,4	— 0,4	4,0	38	10,6	15,8	15,8
21	74	7,6	7,7	7,1	— 0,1	— 0,6	— 0,5	3,1	30	12,0	27,5	18,6
21	40	7,5	7,65	7,25	— 0,15	— 0,4	— 0,25	4,6	44	12,6	16,1	15,2
23	64	7,55	7,65	7,15	— 0,1	— 0,5	— 0,4	7,9	77	14,0	15,8	13,3
18	42	7,6	7,7	7,25	— 0,1	— 0,45	— 0,35	9,0	88	10,2	14,9	14,7
18	48	7,6	7,75	7,2	— 0,15	— 0,55	— 0,4	7,0	68	10,8	16,7	15,8

Resultate der chemischen Untersuchungen des

Station	Zeit	Temperatur C°	Hydrokarbonat HCO_3' mval	Sulfat SO_4'' mval	Calcium $Ca^{\cdot\cdot}$ mval	Magnesium $Mg^{\cdot\cdot}$ mval	Chlorid Cl' mg/l	Nitrat NO_3' mg/l	Nitrit NO_2' mg/l	Ammoniak $NH_4^{\cdot}$ mg/l	Eisen Fe mg/l	Phosphat PO_4''' mg/l
Untersuchungen vom 16. Oktober 1946 (Fortsetzung)												
0	1440	13,5	5,35	0,15	4,05	1,45	6	21	∅	∅	∅	Sp.
1	1450	12,3	5,7	0,2	4,35	1,55	8	22	0,1	Sp.	0,2	∅
2	1450	10,0	5,8	0,35	4,5	1,65	7	21	0,1	H	∅	Sp.
3	1500	11,0	5,75	0,15	4,35	1,55	8,5	21	0,1	H	∅	H
4	1510	11,4	5,75	0,2	4,4	1,6	10	23	0,2	2	∅	0,5
5	1515	12,4	5,95	0,2	4,6	1,6	10	22	0,2	0,7	∅	0,7
6	1525	13,0	6,0	0,3	4,65	1,65	12	22,5	0,2	0,8	∅	0,5
7	1605	12,45	6,55	0,15	5,0	1,7	26	20	0,3	8	∅	0,4
8	1610	13,15	7,45	0,2	5,7	1,9	25,5	6	0,05	22	∅	0,1
9	1615	12,6	6,1	0,2	4,7	1,6	20,5	21	0,3	9	∅	0,4
10	1625	12,4	6,55	0,25	5,1	1,7	22,5	17	0,2	9	∅	0,8
11	1635	12,25	6,1	0,25	4,7	1,6	20,5	21,5	0,2	10	H	0,3
12	1645	12,4	6,15	0,15	4,7	1,6	23,5	27	0,2	9	H	0,5
1	1745	12,3	5,6	0,2	4,3	1,5	7	21,5	Sp.	H	∅	H
2	1745	10,1	5,85	0,25	4,45	1,65	7,5	21	0,1	H	∅	Sp.
3	1750	10,8	5,75	0,2	4,4	1,55	8	21	0,05	H	∅	Sp.
4	1800	10,4	5,9	0,2	4,45	1,6	10	21,5	0,2	0,4	∅	0,5
5	1805	10,2	6,2	0,25	4,75	1,7	10,5	22	0,1	0,8	∅	0,3
6	1815	11,4	6,1	0,25	4,7	1,65	11	21,5	0,2	0,7	∅	0,5
7	1840	12,6	6,15	0,35	4,7	1,7	22	25	0,3	5	∅	—
8	1845	13,0	6,95	0,25	5,4	1,8	19	17	6,0	10	Sp.	0,3
9	1850	12,6	6,25	0,15	4,8	1,6	20,5	24	0,2	4	∅	0,4
10	1900	11,85	6,7	0,05	5,2	1,7	20	12,5	0,2	4	∅	0,7
11	1915	11,35	6,4	0,25	5,0	1,65	20,5	16	0,1	5	∅	0,2
12	1920	11,3	6,45	0,2	5,15	1,6	21,5	15,5	0,1	6	H	0,1
Untersuchungen vom 30. Juli 1947												
6	1240	19,4	6,0	2,85	6,9	0,7	13	>25	5	2	H	∅
9	1250	16,9	6,7	2,0	5,85	0,95	15	< 5	0,8	10	0,08	0,8
12	1305	22,9	6,6	1,1	4,5	1,4	20	< 5	1	7	H	0,8

Reinacher Dorfbaches: Längsprofile (2. Teil)

Tabelle 20

Freie Kohlensäure CO_2 mg/l	Zugehörige Kohlensäure mg/l	pH exp.	pH ber.	pH Gl.	pH exp. ÷ pH ber.	pH Gl. ÷ pH ber.	pH Gl. ÷ pH exp.	Sauerstoff O_2 mg/l	Sauerstoff Sättigungsindex	BSB_5 mg/l	$KMnO_4$-Verbrauch mg/l Original	$KMnO_4$-Verbrauch mg/l Hartfilter-Filtrat
15	28	7,55	7,75	7,35	— 0,2	— 0,4	— 0,2	9,9	97	0,0	2,8	—
33	32	7,5	7,4	7,3	+ 0,1	— 0,1	— 0,2	8,3	79	6,2	18,8	8,7
21	33	7,65	7,6	7,3	+ 0,05	— 0,3	— 0,35	8,1	74	1,4	7,8	5,8
21	32	7,5	7,6	7,3	— 0,1	— 0,3	— 0,2	8,0	74	7,6	6,6	4,4
22	33	7,6	7,6	7,3	± 0,0	— 0,3	— 0,3	6,2	58	13,4	14,4	9,8
13	37	7,6	7,85	7,25	— 0,25	— 0,6	— 0,35	7,0	67	5,0	10,1	7,3
17	39	7,7	7,7	7,25	± 0,0	— 0,45	— 0,45	7,7	75	7,0	9,8	(10,4)
24	50	7,55	7,6	7,2	— 0,05	— 0,4	— 0,35	5,0	48	5,2	12,8	(13,0)
19	76	7,55	7,75	7,05	— 0,2	— 0,7	— 0,5	2,8	27	12,6	41,8	24,2
22	41	7,5	7,6	7,25	— 0,1	— 0,35	— 0,25	5,0	48	8,0	12,3	11,7
17	52	7,55	7,75	7,2	— 0,2	— 0,55	— 0,35	5,7	54	13,0	14,2	13,9
15	41	7,6	7,8	7,25	— 0,2	— 0,55	— 0,35	7,8	74	11,2	15,8	14,7
16	41	7,3	7,75	7,25	— 0,45	— 0,5	— 0,05	6,5	60	9,6	15,5	14,9
22	31	7,6	7,6	7,3	± 0,0	— 0,3	— 0,3	—	—	—	4,3	4,0
18	33	7,65	7,7	7,3	— 0,05	— 0,4	— 0,35	8,1	74	1,8	10,9	7,9
15	32	7,6	7,75	7,3	— 0,15	— 0,45	— 0,3	8,4	77	1,8	4,1	3,2
20	34	7,6	7,65	7,3	— 0,05	— 0,35	— 0,3	6,5	69	6,2	11,4	7,3
17	40	7,6	7,75	7,25	— 0,15	— 0,5	— 0,35	9,4	85	11,6	15,8	11,7
12	39	7,7	7,9	7,25	— 0,2	— 0,65	— 0,45	5,8	54	6,5	11,9	11,1
20	41	7,55	7,65	7,25	— 0,1	— 0,4	— 0,3	—	—	5,0	12,0	11,7
23	64	7,3	7,65	7,1	— 0,35	— 0,55	— 0,2	2,1	20	25,5	38,0	22,1
26	44	7,5	7,55	7,25	— 0,05	— 0,3	— 0,25	4,6	44	8,2	14,9	14,2
17	54	7,55	7,75	7,15	— 0,2	— 0,6	— 0,4	4,7	42	12,2	14,9	14,2
16	46	7,6	7,8	7,2	— 0,2	— 0,6	— 0,4	5,6	60	15,6	15,8	15,2
18	48	7,55	7,75	7,2	— 0,2	— 0,55	— 0,35	5,5	51	6,5	15,2	13,9
15	70	7,4	7,8	7,1	— 0,4	— 0,7	— 0,3	8,7	95	2,6	20,1	—
—	—	7,8	—	7,1	—		— 0,7	3,9	41	—	32,4	—
—	—	7,85	—	7,25	—		— 0,6	12,7	145	—	40,9	—

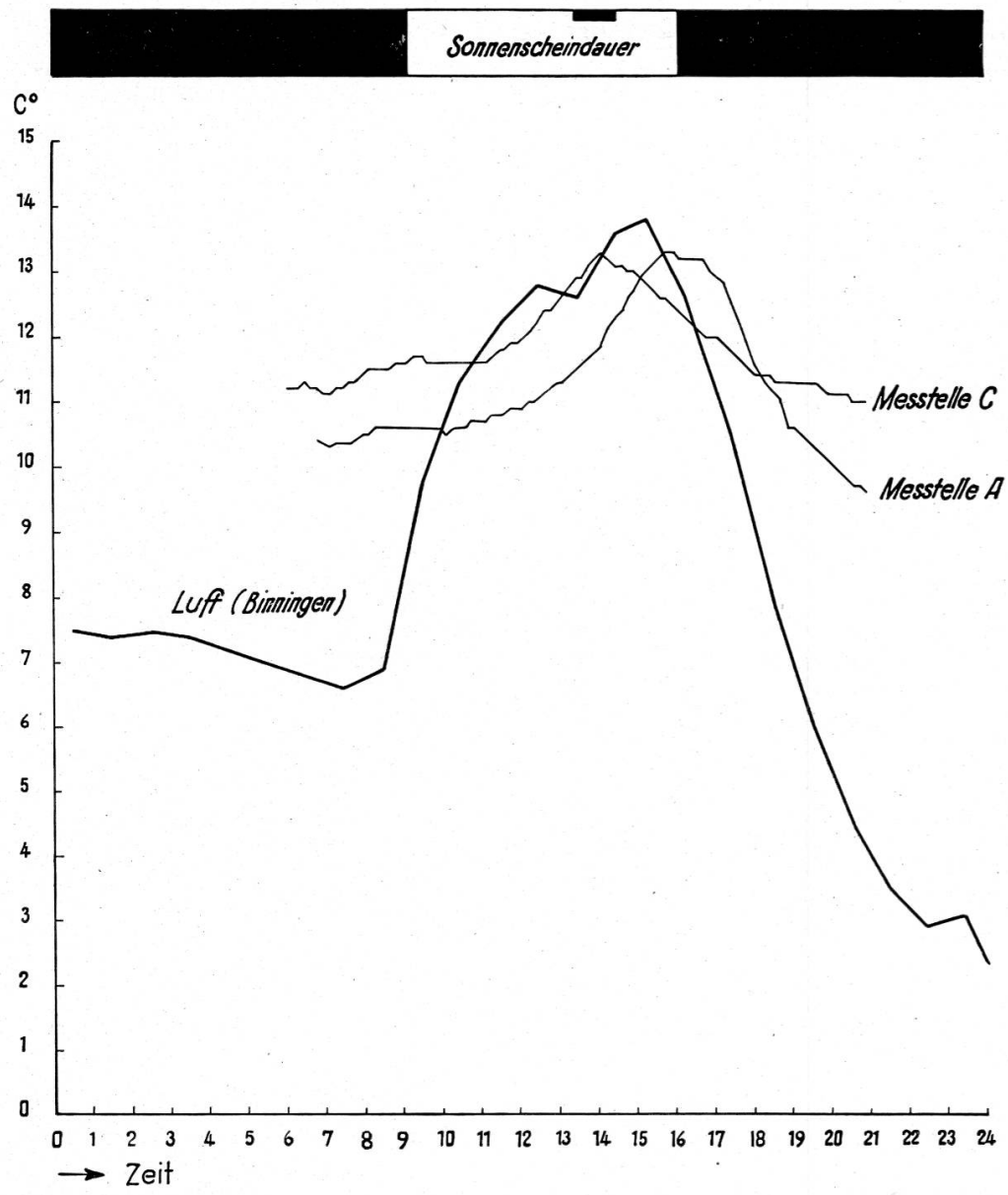


Abbildung 57. Temperaturen des Reinacher Dorfbaches und der Luft am 16. 10. 1946

4. Der Stoffhaushalt des Reinacher Dorfbaches zwischen seiner Quelle und dem Erlenhof

Die Temperatur der die Quelle des Gewässers bildenden Drainagemündung war am 16. 10. 1946 mit 13,5° verhältnismässig hoch. Das Wasser kühlte sich in dem meist beschatteten Lauf bis zur Station 2 wohl durch Wärmeabgabe an die Luft während des ganzen Tages ab. Das aus dem Torfgebiet stammende Drainagewasser (Station 1) hatte während des ganzen Tages eine ziemlich konstante Temperatur von 12,2 bis 12,3°. Die Temperatur des Mischwassers (Station 3) lag immer zwischen den Temperaturen der beiden Zuflüsse.

Zwischen den Probefassungsstellen 0 und 2 fand eine merkliche Veränderung des Chemismus statt. Dies ist offenbar zur Hauptsache auf die Geflügel-Fäkalien des Entengartens zurückzuführen. Was die gelösten mineralischen Bestandteile betrifft, so war vor allem die Zunahme der Hydrokarbonat-, der Calcium- und der Chloridkonzentration deutlich. Unterhalb des Entengartens waren ferner fast während des ganzen Tages die im Quellwasser nicht vorkommenden typischen Verunreinigungsindikatoren, Nitrite und Ammoniak vorhanden. Doch blieb sowohl der Biochemische Sauerstoffbedarf als auch der Kaliumpermanganatverbrauch während des ganzen Tages verhältnismässig niedrig. Dagegen muss der Sauerstoffverbrauch im Bachlauf selbst oberhalb der Station 2 beträchtlich sein, denn der Sauerstoffgehalt war ungefähr vom Sättigungswert (Station 0) bis auf 69% der theoretischen Sättigung gesunken.

Der Chemismus des aus dem Torfgebiet stammenden Drainagewassers (Station 1) war im Gegensatz zu dessen Temperatur Schwankungen unterworfen. Es betrifft dies vor allem die organischen Substanzen, für die Biochemischer Sauerstoffbedarf und Kaliumpermanganatverbrauch ein Mass geben. Diese Werte waren in einzelnen Proben verhältnismässig hoch, was darauf zurückzuführen sein dürfte, dass noch Abwässer von Ökonomiegebäuden an die Drainage angeschlossen sind. Typisch für dieses «Moorwasser» ist der in einer Probe festgestellte Eisengehalt.

5. Der Stoffhaushalt des offenen Gewässers unterhalb Erlenhof

a) Thermik

Beim Erlenhof (Probefassungsstelle 3) hatte das Gewässer am 16. 10. 1946 nur verhältnismässig geringe Temperaturschwankungen. Je weiter wir uns bachabwärts begeben, um so grösser war an diesem Tage die tägliche Amplitude. Am Morgen und zweifellos auch in der vorangehenden Nacht fand bachabwärts durch Wärmeaustausch mit der Luft eine Abkühlung des Wassers statt, während die Sonnenstrahlung tagsüber eine beträchtliche Erwärmung hervorzurufen vermochte. Bei der Probefassungsstelle 6 wurde das Temperaturmaximum erst um 16 h erreicht.

Trotz des verhältnismässig seichten Charakters des Gewässers ist die Abhängigkeit der Wassertemperatur von der Lufttemperatur nicht so gross wie in der Birs. Dies geht auch aus den Untersuchungen vom

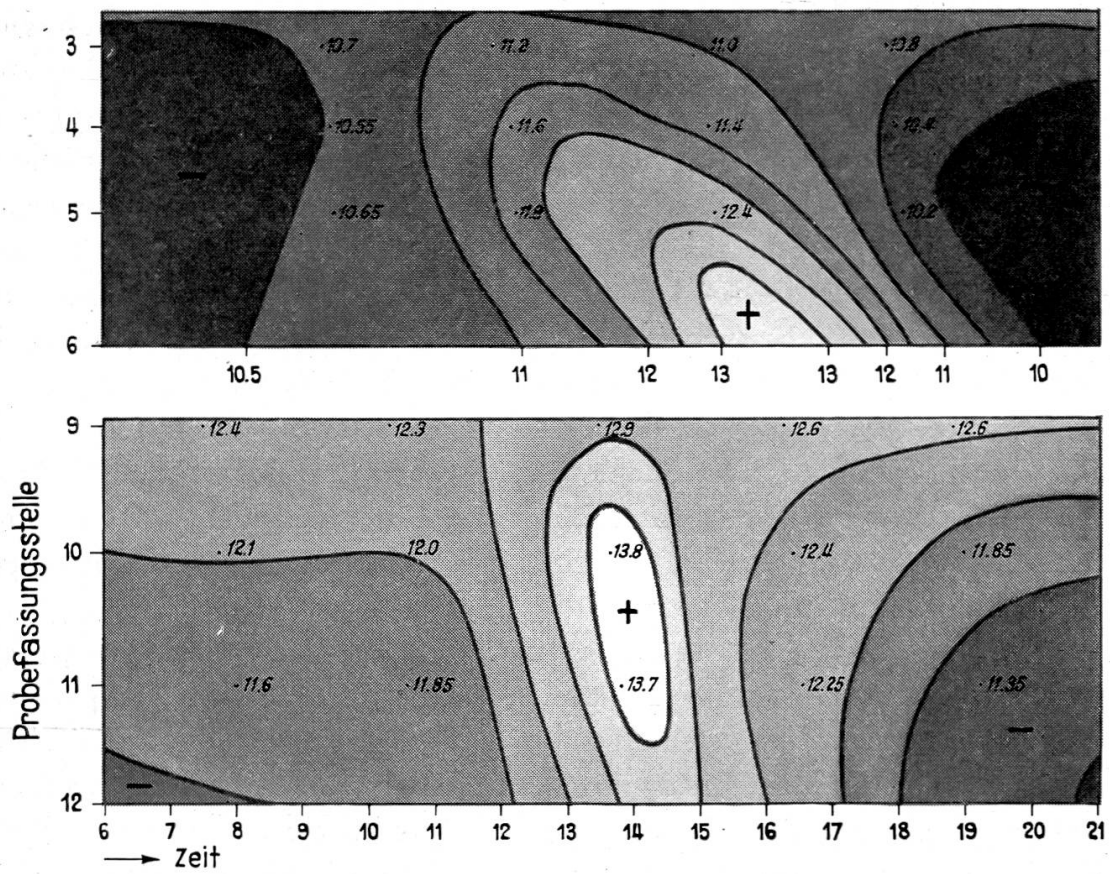


Abbildung 58. Temperatur des Reinacher Dorfbaches am 16. 10. 1946

30. 7. 1947 hervor. Um die Mitttagszeit hatten bei einer Lufttemperatur von etwa 34° C der Hauptwasserstrom des Birstales eine Temperatur von 22,3° C und die vom BBC-Kanal umflossene Birsstrecke unweit unterhalb der Grundwasseraustritte eine solche von 20,2° C, während der Reinacher Dorfbach bei der Probefassungsstelle 6 lediglich auf 19,4° C erwärmt war.

b) Die gelösten mineralischen Stoffe

Der Anfall an gelösten mineralischen Stoffen aus dem Einzugsgebiet oberhalb Erlenhof in den 14 Beobachtungsstunden des 16. 10. 1946 kann aus den mittleren Konzentrationswerten bei der Station 3 und dem mutmasslichen natürlichen Abfluss von 14,4 m^3/sec geschätzt werden. Ein Vergleich mit der Summe der bei der Station 6 beobachteten stündlichen Anfallwerte ergibt ungefähr die durch die Abwässer bedingte Zunahme.

Für diejenigen Stoffe, deren Zunahme abwasserbedingt ist, erhalten wir folgende Werte:

	Cl'	NO_3'	NO_2'	NH_4^+	PO_4'''
Mittlere Konzentration bei Station 3 mg/l	8,0	21	0,05	H	H
Anfall bei Station 3 kg/14 Std.	1,61	4,24	0,01	—	—
Anfall bei Station 6 kg/14 Std.	2,70	4,62	0,036[9])	0,519	0,05
Zusätzlicher Anfall kg/14 Std.	1,09	0,38	0,026	0,519	0,05
Zusätzlicher Anfall g/Einwohner und in den 14 Tagesstunden	12,1	4,2	0,3	5,8	0,6

Die Konzentration der im vorliegenden Falle typischen Abwasserstoffe Nitrate, Nitrite, Ammoniak und Phosphate war von Station 4 an abwärts beträchtlich. Für die ersten drei der genannten Bestandteile konnte zwischen den Stationen 4 und 6 eine Konzentrationsveränderung nicht erkannt werden. Dagegen verminderte sich offenbar die Phosphatkonzentration bachabwärts infolge des Verbrauches durch die Lebewesen, so dass der ursprüngliche Phosphatanfall eher höher war als oben angegeben. Der Phosphatverbrauch der Lebewesen kommt auch im Fehlen von Phosphaten in der am 30. 7. 1947 bei der Station 6 erhobenen Probe zum Ausdruck.

Durch die Abwasserzuflüsse zwischen den Stationen 3 und 4 fand am 16. 10. 1946 eine Zunahme des Hydrokarbonat- und des Calcium-Gehaltes statt.

Eine durch die Assimilationsvorgänge bedingte Erniedrigung der Hydrokarbonat-Konzentration war am 16. 10. 1946 während des Tages bei der Station 6 – wenn auch undeutlich – vorhanden.

Das Ammoniak hatte während der frühen Morgenstunden (0700–1000) seine höchsten Konzentrationswerte. Zu dieser Zeit waren andererseits die niedrigsten Nitrat-Konzentrationen vorhanden.

Noch höhere Nitrat- und Nitritkonzentrationen als am 16. 10. 1946 waren bei Station 6 am 30. 7. 1947 vorhanden.

c) Die organischen Stoffe

Bereits das Wasser der Station 3 besass am 16. 10. 1946 in einer Probe einen verhältnismässig hohen Biochemischen Sauerstoffbedarf. Durch die Einleitung der Abwässer erfolgte eine bedeutende Zunahme des Biochemischen Sauerstoffbedarfs und des Kaliumpermanganatverbrauchs. In den 14 Beobachtungsstunden betrug der BSB_5-Anfall bei der Station 3 unter Berücksichtigung des Mittelwertes aus 4 Proben

[9]) ohne Berücksichtigung der Probe 1900/2000.

0,66 kg und bei der Station 4 1,78 kg, die Zunahme also etwa 1,12 kg. Die Zunahme entspricht 12,5 g BSB_5 pro Einwohner in den 14 Tagesstunden. Dieser Wert ist im Vergleich zu dem allgemein angenommenen verhältnismässig niedrig; doch ist zu berücksichtigen, dass bald nach der Abwassereinmündung ein grosser Teil der Abwasserstoffe in dem stark verkrauteten Bachbett als Schlamm zur Ablagerung gelangt. Eine weiter bachabwärts erfolgende Abnahme des Biochemischen Sauerstoffbedarfs, d. h. eine Selbstreinigung war nicht mit Sicherheit festzustellen. Ebenso bleibt der Kaliumpermanganatverbrauch zwischen den Stationen 4 und 6 annähernd konstant.

d) Die Gase

Zwischen den Stationen 4 und 6 nahm der Sauerstoffgehalt am 16. 10. 1946 bei gleichzeitiger Abnahme der freien Kohlensäure meist zu. Die Wirkung von Assimilationsvorgängen ist somit unverkennbar. Trotzdem war – vielleicht mit Ausnahme der Station 6 – kein entsprechender täglicher Gang dieser Gaskonzentration vorhanden, was wohl ebenfalls auf den bedeutenden Einfluss der entgegengesetzt wirkenden Dissimilationsvorgänge zurückzuführen ist. Da wir jedoch im Wasser keine solchen Vorgängen entsprechende Abnahme des BSB_5 feststellen konnten, hangen sie wahrscheinlich mindestens zu einem wesentlichen Teil mit der schwierig erfassbaren Belastung durch organische Stoffe des Bodenschlammes zusammen.

6. Der Stoffhaushalt des offenen Gerinnes unterhalb des Dorfes Reinach

a) Thermik

Bei den Probefassungsstellen 7 und 8 war am 16. 10. 1946 der bei der Station 6 zu beobachtende Gang der Temperatur nicht mehr zu erkennen. Infolge des Wärmeaustausches mit dem Boden und der Vermischung mit offenbar gleichmässig temperiertem Abwasser wies die Temperaturganglinie nur eine sehr geringe Amplitude auf. Erst weiter bachabwärts verursachen Wärmeaustausch mit der Luft und Strahlung eine typische Tagesganglinie. Die im offenen Gewässer unterhalb des Erlenhofes beobachtete Thermik mit Abkühlung während des Morgens und Abends und Erwärmung tagsüber wiederholt sich hier in ähnlicher Weise; das Temperaturmaximum trat aber am 16. 10. 1946 bei der Station 12 bereits 2 Stunden früher ein als bei der Station 6.

Am Vormittag des 30. 7. 1947 fand auf der ca. 570 m langen und in weniger als einer halben Stunde durchflossenen Strecke zwischen den

Stationen 9 und 12 bei einer Lufttemperatur von mehr als 34° eine Erhöhung der Wassertemperatur um 6,0° statt. Die Wirkung der Strahlung scheint in diesem Betongerinne besonders intensiv zu sein.

b) Die gelösten mineralischen Stoffe

Für die Schätzung des Anfalls der hauptsächlichsten abwasserbedingten mineralischen Stoffe im Dorf Reinach vergleichen wir $^{15}/_{14}$ des 14stündigen Anfalls bei der Station 6 mit dem 15stündigen Anfall bei der Station 12 und berücksichtigen dabei auch den Gehalt an den betreffenden Stoffen im reinen Gebrauchswasser (Grundwasser der Pumpwerke Reinach). Wir erhalten dann folgende Werte:

	Cl'	NO_3'	NO_2'	$NH_4^{\cdot}$	PO_4'''
15 Std. des Anfalls bei Messtelle 6 kg/15 Std.	2,89	4,94	0,039	0,555	0,054
Natürlicher Anfall aus Gebrauchswasser kg/15 Std.	1,54	1,14	—	—	—
Total	4,43	6,08	0,039	0,555	0,054
Anfall bei Messtelle 12 kg/15 Std.	8,57	6,51	0,107	2,258	0,058
Zusätzlicher Anfall kg/15 Std.	4,14	0,43	0,068	1,703	0,004
Zusätzlicher Anfall g/Einwohner in den 15 Tagesstunden	8,5	0,9	0,14	3,5	0,008

Der gesamte Anfall an anorganischem Stickstoff pro Kopf während der beobachteten Tagesstunden beträgt:

	Erlenhof		Reinach	
	g	g N	g	g N
NO_3'	4,2	0,95	0,9	0,20
NO_2'	0,3	0,09	0,14	0,04
$NH_4^{\cdot}$	5,8	4,5	3,5	2,7
Total		5,54		2,94

Der Anfall an Phosphaten beträgt in den Tagesstunden für Erlenhof mindestens 0,6 g pro Kopf, für Reinach dagegen nur 0,008 g pro Kopf.

Unterhalb des Dorfes Reinach findet offenbar schon im geschlossenen Kanal (Rohr) ein beträchtlicher Phosphatverbrauch durch die Lebewesen statt, welcher im offenen Gerinne weiter verfolgt werden kann.

Auch bei den anorganischen Stickstoffverbindungen scheint der Gehalt gesamthaft gesehen im offenen Gerinne abzunehmen, so dass der oben für Reinach gegebene Anfall in Wirklichkeit grösser sein und etwa demjenigen vom Erlenhof entsprechen dürfte.

Der Chloridgehalt des Wassers war am 16. 10. 1946 am Nachmittag und am Abend wesentlich höher als am Vormittag. Die Schwankungen der Hydrokarbonatkonzentration war im wesentlichen durch die Art des

Abwasseranfalls bedingt. Eine Assimilationsvorgängen entsprechende Ganglinie war bei der Station 12 nicht zu erkennen.

Die Wirkung von Abwasseranfall einerseits und Lebenstätigkeit im Gewässer andererseits auf die Konzentration der anorganischen Bestandteile kann nicht auseinandergehalten werden.

Am 30. 7. 1947 hielten sich die meisten Konzentrationen der gelösten mineralischen Bestandteile im Rahmen der am 16. 10. 1946 beobachteten Werte.

c) Die organischen Stoffe

Dass zwischen den Probefassungsstellen 6 und 7 eine zusätzliche Verunreinigung stattfindet, ist durch die deutliche Zunahme der Chloride, der Hydrokarbonate, des Calciums und des Ammoniaks in den Längsprofilen vom 16. 10. 1946 belegt. Trotzdem erfuhr der Biochemische Sauerstoffbedarf zwischen diesen Stationen keine und der Kaliumpermanganatverbrauch nur eine geringe Zunahme. Es fand demnach offenbar bereits im geschlossenen Rohr, aus welchem auch *Sphaerotilus*-zotteln ausgeschwemmt wurden, eine bedeutende Selbstreinigung statt, worauf auch die 36 bis 62% betragenden Sauerstoffdefizite hinweisen.

Stärker verunreinigt als der durch Probefassungsstelle 7 erfasste Zufluss des offenen Gerinnes war dessen seitlicher Zufluss (Probefassungsstelle 8). Er hatte nicht nur höhere Konzentrationen an Chloriden, Hydrokarbonaten und Ammoniak als das Wasser der Station 7; auch der Biochemische Sauerstoffbedarf und der Kaliumpermanganatverbrauch waren sehr hoch. Der durch Schwebestoffe (absetzbare und nicht absetzbare) gebildete Anteil, welcher bei der Station 7 keine Rolle spielt, war bei der Station 8 verhältnismässig gross. Bachabwärts der Station 9 war am 16. 10. 1946 eine eindeutige Abnahme der organischen Verunreinigung nicht zu erkennen.

Die in den Einzelproben vom 21. 5. 1946 und vom 30. 7. 1947 bestimmten Kaliumpermanganatwerte waren zwei- bis dreimal so hoch wie die Werte vom 16. 10. 1946.

Den ungefähren Anfall an oxydierbaren organischen Substanzen am 16. 10. 1946 ergibt ein Vergleich der oberhalb und unterhalb des Dorfes bestimmten BSB_5- und Permanganat-Werte.

	BSB_5	$KMnO_4$
$^{15}/_{14}$ des Anfalls der Station 6 . . . . . kg/15 Std.	1,9	2,8
Natürlicher Anfall aus Gebrauchswasser . . . . . kg/15 Std.	—	0,5
Total	1,9	3,3
Anfall bei Station 12. . . . . kg/15 Std.	5,1	6,2
Zusätzlicher Anfall . . . . . kg/15 Std.	3,2	2,9
Zusätzlicher Anfall g/Einwohner in den 15 Tagesstunden . . .	6,4	6,0

Die sehr niedrigen BSB_5- und $KMnO_4$-Werte pro Einwohner sind auffallend. Zum Teil mögen sie darauf zurückzuführen sein, dass ein Teil der Abwässer in Hauskläranlagen von den absetzbaren Stoffen befreit ist. Andererseits erscheint es auch nicht als ausgeschlossen, dass bereits im geschlossenen Rohr eine gewisse Selbstreinigung stattfindet. Nehmen wir an, der ursprüngliche BSB_5 der Abwässer betrage 54 g/Kopf und Tag, in den 15 Tagesstunden würden 80% der organischen Substanzen anfallen und die Fliesszeit des Abwassers im geschlossenen Rohr betrage etwa 2 Stunden, so würden wir als Mass des Selbstreinigungseffektes eine wahre Oxydationskonstante[10]) k′ von etwa 10 erhalten. Es würde also ein etwa zwischen Belebtschlammanlagen und Tropfkörpern liegender Reinigungseffekt erzielt. Ob er wirklich dieses Ausmass besitzt, bleibt natürlich allein auf Grund der vorliegenden Untersuchungen fraglich. Sein Bestehen wird jedoch durch das reichliche Vorkommen von *Sphaerotilus*zotteln, an welchen sich in reichem Masse auch eine weitere biooxydativ wirkende Lebewelt ansiedeln mag, erklärt. Einen Hinweis auf diese Erklärung gibt auch der wesentlich höhere Permanganatverbrauch im Sommer bei Fehlen der *Spharotilus*zotteln.

d) Die Gase

Bei den durch Abwässer belasteten Zuflüssen des offenen Gerinnes betrug der Sauerstoffgehalt am 16. 10. 1946 minimal 38 bzw. 20% der theoretischen Sättigung (= Defizite von 62 bzw. 80%). Im offenen Gerinne nahm dann das Wasser Sauerstoff aus der Atmosphäre auf, was bereits bei der Station 9 bemerkbar war. Eine weitere Zunahme fand zwischen den Stationen 9 und 11 statt. Die Strecke zwischen den Stationen 11 und 12 scheint dagegen am 16. 10. 1946 durch eine gewisse Abnahme gekennzeichnet zu sein. Das Defizit betrug bei der Station 12 immer noch 20 bis 49%.

Für die Schätzung der Sauerstoffaufnahme aus der Atmosphäre dienen folgende Unterlagen, wobei der stündliche Abfluss zu 27 m^3 angenommen wird.

	Gewässerstrecke zwischen den Stationen				
	9/10	10/11	9/11	10/12	9/12
Zunahme (Mittel aus 5 Proben) mg/l .	1,0	1,7	2,7	0,8	1,8
Aufnahme g/pro Stunde	27	46	73	21,5	48,5
Fläche m^2	190	160	350	304	494
Aufnahme g/m^2 + Std.	0,14	0,29	0,21	0,07	0,10
Aufnahme auf g/m^2 + Tag umgerechnet	3,4	6,9	5,0	1,7	2,4
Mittlerer Sättigungsgrad (ca.)	55	69	63	68	64

[10]) vgl. Kapitel D 5.

Diese Sauerstoff-Aufnahmewerte stimmen ungefähr mit den Angaben von IMHOFF (S. 266) überein. Nach IMHOFF kann man u. a. bei einem Sättigungsgrad von 60% etwa folgende Zahlen für die Sauerstoffaufnahme bei 20° schätzen:

Langsam fliessender Fluss	2,7 g/m² Tag
Grosser Fluss	3,8 g/m² Tag
Rasch fliessendes Gewässer	6,2 g/m² Tag

Am 30. 7. 1947 bestand bei der Station 9 noch ein Defizit von 59%, was den am 16. 10. 1946 beobachteten Werten entspricht. Zwischen den Stationen 9 und 12 nahm jedoch der Sauerstoffgehalt um 8,8 mg/l zu. Die Sauerstoffaufnahme betrug also rund 5mal mehr als am 16. 10. 1946 und bei der Station 12 bestand ein Sauerstoffüberschuss von 45%. Hieraus erhellt deutlich, wie stark die im Oktober praktisch fehlenden Assimilationsvorgänge im Sommer in den Stoffhaushalt des Gewässers eingreifen.

7. Biologische Untersuchungen

a) Ergebnisse der Untersuchungen vom 21. März 1950

Die bei den biologischen Untersuchungen ausgewählten Probefassungsstellen waren am Untersuchungstage wie folgt charakterisiert:

	Probefassungsstelle 0	2	6	9	12
	Ort: unterhalb Drainagemündung	Entenweiher (abgelassen)	Einlauf in Kanalisation	unterhalb Kanalisation	vor der Mündung in die Birs
	Zeit: 0800	1000	1430	1630	1730
Temperatur des Wassers C°	7,8	8,9	15,7	9,8	10,1
Wassertiefe (ca.) in cm . . .	5	7	10	5	5
Wasserbeschaffenheit	klar	klar	leicht opal	trübe	leicht trübe
Beschaffenheit der Gewässersohle	mit eingeschwemmter Humuserde bedeckt	mit eingeschwemmter Humuserde bedeckt	Schlamm 15–20 cm mächtig	Betonsohle	Betonsohle

Die makroskopisch im Gewässer in Erscheinung tretenden Organismen zeigten hinsichtlich ihrer Dominanz (D) und ihrer Sociabilität (S) folgende Verhältnisse:

	Probefassungsstelle 0		2		6		9		12	
	D	S	D	S	D	S	D	S	D	S
Emerse Krautschicht:										
Sparganium ramosum . . .	–	–	–	–	5	5	–	–	–	–
Agrostis alba	–	–	–	–	1	5	–	–	–	–
Submerse Krautschicht:										
Bryophyta	+	3	1	3	–	–	–	–	–	–
Elodea canadensis	–	–	3	5	+	1	–	–	–	–
Köcherfliegenlarve *(Limnophilus)*	–	–	+	2	–	–	–	–	–	–
Limnaea	–	–	+	1	1	1	–	–	–	–
Bodenschicht:										
Sphaerotilus natans	–	–	–	–	3	5	5	5	3	4
Grüne Algen	–	–	1	5	2	5	–	–	3	5
Planorbis	+	1	1	1	–	–	–	–	–	–
Rote Chironomiden-Larven .	–	–	–	–	2	4	1	1	–	–
Gammarus pulex.	1	4	1	4	–	–	–	–	–	–
Köcherfliegenlarven	1	1	1	1	+	1	–	–	–	–
Triturus (Molch)	–	–	+	1	–	–	–	–	–	–
Froschlaich *(Rana)*	–	–	1	5	–	–	–	–	–	–
Pelagial:										
Helophorus	–	–	–	–	+	1	–	–	–	–
Mücken-Puppen *(Chironomus)*	–	–	–	–	1	5	+	1	–	–

Die Untersuchung der aufgesammelten Proben ergab folgende Artenliste und Abundanzverhältnisse:

	Probefassungsstelle 0	2	6	9	12
Schizomycetes (Bakterien)					
Leptothrix parasitica Kg.	–	–	2	2	2
Sphaerotilus natans Kg.	–	–	5	5	4
Schizophycetes (Blaualgen)					
Chroococcus turgidus (Kg.)	–	–	2	3	2
Chrysomonadales (Goldalgen)					
Dinobryon utriculus Stein	–	1	2	–	–
Euglenales					
Euglena viridis Ehrbg.	–	1	3	+	+
Bacillariales (Kieselalgen)				[11])	[11])
Melosira distans (Ehrbg.)	–	2	2		
Melosira varians Ag.	2	2	3		
Diatoma elongatum Ag.	3	3	3		
Diatoma vulgare Bory	–	2	4		
Synedra capitata Ehrb.	3	–	2		
Synedra ulna (Nitzsch)	2	2	4		
Gomphonema olivaceum (Lyngb.)	–	2	2		
Navicula cuspidata Kg.	2	3	2		
Navicula nodosa Ehrbg.	–	1	1		
Navicula viridis (Nitzsch)	–	3	2		

[11]) Bei den Probefassungsstellen 9 und 12 wurde die Diatomeen-Flora der Probefassungsstelle 6 in wesentlich geringerer Individuenzahl ebenfalls festgestellt; auf eine Bearbeitung dieser abgeschwemmten Organismen wurde jedoch verzichtet.

	Probefassungsstelle				
	0	2	6	9	12
Stauroneis phoenicenteron Ehrbg.	–	2	2		
Gyrosigma acuminatum (Ktzg.)	–	1	1		
Bacillaria paradoxa Gmel.	1	2	2		
Nitzschia linearis (Ag.)	–	2	1		
Nitzschia palea (Kg.)	–	3	3		
Surirella ovalis Breb.	2	3	3		
Volvocales					
Pandorina morum Bory	–	1	2	+	–
Chlorococcales					
Oocystis lacustris Chodat	–	1	2	–	–
Botryococcus braunii Kg.	–	1	2	+	–
Actinastrum hantzschii Lagerh.	–	–	4	–	–
Ulothrichales					
Ulothrix zonata (Wer und Mohr)	–	1	2	+	1
Oedogonium giganteum (Kg.)	–	1	2	+	1
Siphonocladales					
Cladophora glomerata Kg.	–	1	2	1	1
Bryophyta (Moose)					
Fontinalis antipyretica L.	1	2	–	–	–
Monocotyledones (Einkeimblättrige)					
Sparganium ramosum Huds.	–	–	5	–	–
Elodea canadensis Michx.	–	5	1	–	–
Agrostis alba L. var. *prorepens* Aches.	–	–	2	–	–
Rhizopoda (Wurzelfüsser)					
Amoeba proteus (Pallas)	1	2	1	–	1
Ciliata (Wimperinfusorien)					
Glaucoma scintillans Ehrbg.	–	1	2	2	1
Colpidium colpoda St.	–	1	2	3	2
Paramaecium aurelia (O. F. M.)	–	1	2	4	2
Stentor roeselii Ehrb.	–	1	1	–	–
Rotifera (Rädertiere)					
Hydatina senta Ehrb.	2	2	2	–	+
Euchlanis dilatata Ehrb.	–	–	2	–	–
Lepadella ovalis (O. F. M.)	–	1	1	–	–
Clitellata (Gürtelwürmer)					
Nais lurida Timm.	–	1	4	+	2
Gastropoda (Schnecken)					
Limnaea ovata Drap.	–	2	3	–	–
Planorbis vortex (L.)	+	3	–	–	–
Bryozoa (Mosstiere)					
Cristatella mucedo Cuv.	–	+	+	–	–
Crustacea (Krebstiere)					
Cyclops fimbriatus Fischer	–	–	3	–	–
Cyclops fimbriatus Fischer, Nauplius	–	–	1	–	–
Gammarus pulex (L.)	4	4	–	–	–
Coleoptera (Käfer)					
Helophorus aquaticus L.	–	–	1	–	–

	Probefassungsstelle				
	0	2	6	9	12
Trichoptera (Köcherfliegen)					
Hydropsyche pellucidula CURT	1	1	+	–	–
Anabolia nervosa LEACH	1	1	–	–	–
Limnophilus rhombicus L.	4	1	–	–	–
Stenophylax stellatus CURT.	1	1	–	–	–
Sericostoma pedemontanum MCLACH	1	2	–	–	–
Diptera (Zweiflügler)					
Chironomus plumosus L., Larve	–	–	5	4	–
Chironomus plumosus L., Puppe	–	–	4	1	–
Amphibia (Lurche)					
Triturus sp.	–	+	–	–	–
Rana sp., Laich	–	2	–	–	

b) Beurteilung des Gewässers oberhalb Erlenhof

In seinem durch Ufergehölze stark beschatteten Oberlauf zeigte der Reinacher Dorfbach am 21. 3. 1950 eine verhältnismässig artenarme Lebensgemeinschaft. Diese trug einen oligosaproben bis höchstens schwach mesosaproben Charakter und war u. a. durch das massenhafte Auftreten des Flohkrebses *Gammarus pulex* und das Vorkommen von fünf verschiedenen Arten von Köcherfliegenlarven gekennzeichnet. Charakteristisch für das reine Quellgewässer sind auch die sieben beobachteten Kieselalgen-Arten sowie der Wurzelfüssler *Amoeba proteus*, während einzig das Rädertier *Hydatina senta* zu etwa mehr mesosaproben Verhältnissen überleitet.

An makroskopischen Formen waren am 28. 5. 1950 der Egel *Herpobdella octoculata* L., die Köcherfliegenlarven *Rhyacophila septentrionis* MCLACH. und *Ryacophila philopotamoides* MCLACH. sowie die Zweiflügler-Puppe *Tipula lateralis* MEIG. neu in Erscheinung getreten. In einer Probe des submersen Moos-Rasens vom 28. 5. 1950 wurde durch Herrn Dr. F. HEINIS ausser *Fontinalis antipyretica* L. auch *Amblystegium fluviatile* (SW.) festgestellt.

Gegenüber der Probefassungsstelle 0 hatte am 21. 3. 1950 bis zur Probefassungsstelle 2 in dem etwas weniger beschatteten Lauf sowohl die Arten- als auch die Individuenzahl zugenommen. Die Biocoenose setzte sich jedoch auch hier überwiegend aus Reinwasser-Formen zusammen. Einzig durch die teilweise Bedeckung des Bodens mit aus dem benachbarten Wald- und Kulturlandgebiet eingeschwemmtem organischem Material war auch wenigen saprophilen Organismen die Lebensmöglichkeit geboten, so vor allem vier verschiedene Arten von Wimperinfusorien und der autotrophen Flagellate *Euglena viridis*; auch das Rädertier *Hydatina senta* und die Kieselalge *Nitzschia palea* könnten hierzu gezählt werden.

Unter den anderen Organismen überwogen bei Probefassungsstelle 2 solche mit oligosaprobem Charakter. So trat auch hier wie weiter oben der Flohkrebs *Gammarus pulex* häufig auf. Die Köcherfliegenlarven-Fauna hatte sich artenmässig nicht verändert. Die kanadische Wasserpest *Elodea canadensis* bildete zusammen mit einigen Büscheln des Quellmooses *Fontinalis* eine submerse Krautschicht, in welcher die Köcherfliegenlarve *Limnophilus rhombicus*, die Schnecke *Limnaea ovata* und das Moostierchen *Cristatella mucedo* lebten.

Während das Gehäuse von *Limnophilus rhombicus* bei Probefassungsstelle 0 vorwiegend aus Holzteilchen bestand, hatte diese Larve bei Probefassungsstelle 2 aus den *Elodea*-Rasen kurze grüne Stengelstücke geschnitten und daraus ihr Gehäuse aufgebaut. *Anabolia nervosa* hatte am 21. 3. 1950 bei Probefassungsstelle 0 wie auch bei Probefassungsstelle 2, jedoch im Laubdetritus ausserhalb des *Elodea*-Rasens, ihr Gehäuse aus toten Blatteilen aufgebaut und mit einem Steinchen beschwert. Am 8. 5. 1950 fand sich dagegen dieselbe Art etwa bei der chemischen Probefassungsstelle 3 mit einem aus grünen *Elodea*-Blättern bestenden Gehäuse.

Weitere typische Vertreter der Reinwasserfauna von Probefassungsstelle 2 waren der Froschlaich, eine Molchart und die Schnecke *Planorbis vortex*, ferner der Wurzelfüsser *Amoeba proteus* und das Rädertier *Lepadella ovalis*.

Die oligosaprobe bis schwach mesosaprobe Diatomeen-Flora war von den bei Probefassungsstelle 0 festgestellten sieben Arten auf 14 angestiegen. Neu kam ferner eine Anzahl Grünalgen-Arten hinzu, unter ihnen die typisch oligosaproben *Botryococcus braunii*, *Ulothrix zonata* und *Cladophora glomerata*.

Gegenüber dem Zustand vom 21. 3. 1950 war am 28. 5. 1950 bei Probefassungsstelle 2 auch eine einen Deckungsgrad von etwa 15% aufweisende emerse Krautschicht aufgekommen; diese setzte sich aus *Sparganium ramosum* HUDS., *Agrostis alba* L. var. *prorepens* ACHES. und *Juncus conglomeratus* L. zusammen.

Es ergibt sich, dass die Lebensgemeinschaften oberhalb der Abwasser-Einläufe von Erlenhof einen überwiegend oligosaproben Charakter besitzen. Lediglich als Folge des Abbaus von organischen Substanzen, die vom benachbarten Wald- und Kulturland stammen, ist auf der Gewässersohle einzelnen mesosaproben Organismen die Lebensmöglichkeit geboten.

c) Beurteilung des Gewässers unterhalb Erlenhof

Unmittelbar unterhalb der Brücke Erlenhof (Chemische Probefassungsstelle 3) finden sich weitere submerse Rasen von *Elodea canadensis* und vereinzelte Büschel von *Fontinalis*. Zu diesen beiden Pflanzen gesellt sich das flutende Gras *Agrostis* alba var. *prorepens*, dessen Laubsprosse sich jedoch z. T. über die Wasseroberfläche erheben. Der typisch

emersen Krautschicht gehört hier die vereinzelt vorkommende Binse *Juncus effusus* L. an. In diesem Abschnitt konnten anlässlich einer am 8. 5. 1950 ausgeführten Begehung junge *Gammarus pulex* in grosser Individuenhäufigkeit festgestellt werden, während diese Art im Gegensatz zu den weiter oben gelegenen Stellen am 21. 3. 1950 noch nicht vorhanden war.

Unterhalb von Probefassungsstelle 3 ist der Bach durch eine dichte emerse Krautschicht gekennzeichnet, die vom Igelkolben *Sparganium ramosum* gebildet wird (Abb. 52). Weiter sind *Elodea* und *Agrostis* bis zum Ende des offenen Gewässers noch vereinzelt vorhanden. Zu diesen Arten gesellte sich am 28.5. 1950 auch die Schwertlilie *Iris pseudacorus* L. Je mehr Abwassereinläufe dem Bächlein zufliessen, desto mehr macht sich diese Verkrautung im allgemeinen Aspekt geltend. Als Folge der Kanalisationseinmündungen treten am Boden des Gewässers Faulschlammablagerungen auf, aus welchen Methan entweicht. Anlässlich der chemischen Untersuchungen konnte in diesem Faulschlamm der Röhrenwurm *Tubifex tubifex* zeitweise massenhaft festgestellt werden.

Die Verkrautung des Gewässers mit *Sparganium ramosum* hält bis zur Probefassungsstelle 6 an. Die hier am 21. 3. 1950 angetroffene Lebensgemeinschaft besitzt einen eigenartigen Charakter, indem oligosaprobe, mesosaprobe und polysaprobe Organismen miteinander vergesellschaftet waren, ohne dass von einem ausgesprochenen Überwiegen von Leitformen des einen oder anderen Saprobions gesprochen werden könnte.

Unter den polysaproben bis stark mesosaproben Organismen sind vor allem das typische Abwasserbakterium *Sphaerotilus natans* sowie Larve, Puppe und Imago der Zuckmücke *Chironomus plumosus* zu erwähnen. Ferner gehören einige bereits bei Probefassungsstelle 2, meist aber in geringerer Individuenhäufigkeit, festgestellte Organismen hierzu, so der autotrophe Flagellat *Euglena viridis*, die Kieselalge *Nitzschia palea*, vier verschiedene Arten von Wimperinfusoren und das Rädertier *Hydatina senta*. Neu war gegenüber Probefassungsstelle 2 ausser dem Vorkommen von *Sphaerotilus* und *Chironomus* auch das Auftreten der Blaualge *Chroococcus turgidus*.

Auch unter den oligosaproben bis schwach mesosaproben Organismen fanden wir einige, die uns bereits bei der Probefassungsstelle 2 begegnet waren, z. B. die artenreiche Kieselalgen-Flora, einige Grünalgenarten, der Wurzelfüssler *Amoeba proteus*, das Rädertier *Lepadella ovalis*, die Schnecke *Limnaea ovate* und das Moostier *Cristatella mucedo*. Vollständig verschwunden waren dagegen bei Probefassungsstelle 6 die

Schnecke *Planorbis vortex*, der Flohkrebs *Gammarus pulex* und – abgesehen von einigen *Hydropsyche pellucidula* – sämtliche Köcherfliegenlarven. An Reinwasser-Organismen sind dagegen gegenüber Probefassungsstelle 2 neu: das Bakterium *Leptothrix parasitica*, das Rädertier *Euchlanis dilatata* und der «Hüpferling» *Cyclops fimbriatus*. Eine Massenentwicklung zeigte die Grünalge *Actinastrum hantzschii*.

Zwischen den verschiedenen Pflanzen war am 21. 3. 1950 auch der Borstenwurm *Nais lurida* häufig. Am 8. 5. 1950 wurden im Bodenschlamm das reichliche Vorkommen von zwei weiteren Borstenwürmerarten festgestellt, nämlich von *Helodrilus oculatus* Hoffm. und von *Haplotaxis gordioides* (G. L. Hartm.). Das Vorkommen des letzteren, welcher nach Kolkwitz dem Oligosaprobion angehört, ist um so auffallender, als am gleichen Tage die stark mesosaprobe rote *Chironomus*-Larve häufig war.

Zusammenfassend ist jedenfalls festzuhalten, dass der qualitative Zustand des Gewässers durch die Abwassereinläufe des Erlenhofes stark verschlechtert wird. Immerhin scheint die durch die Verkrautung geförderte Selbstreinigung bis zum Ende des offenen Gewässers bereits beträchtlich fortgeschritten zu sein, was durch die Vergesellschaftung von oligosaproben Leitformen mit den typischen Schmutzwasserorganismen *Sphaerotilus natans* und *Chironomus plumosus* belegt ist.

d) Beurteilung des offenen Gerinnes unterhalb Reinach

Die Probefassungsstelle 9 welche unmittelbar nach der Wasserrückgabe des kanalisierten Baches liegt, war am 21. 3. 1950 dadurch gekennzeichnet, dass die Gewässersohle zu 80 bis 100% mit Rasen des Abwasserbakteriums *Sphaerotilus natans* und mit Fäkalien bedeckt war. Entsprechende Verhältnisse hatten auch während der chemischen Untersuchungen vom 16. 10. 1946 geherrscht (Abb. 59). Als weitere autochthone und in ihrem Charakter polysaprobe bis stark mesosaprobe Organismen können die Wimperinfusorien *Paramaecium aurelia*, *Colpidium colpoda* und *Glaucoma scintillans* sowie die Blaualge *Chroococcus turgidus* betrachtet werden. Alle anderen teils polysaproben, teils mesosaproben und teils oligosaproben Organismen waren aus dem offenen Gewässer oberhalb des Dorfes abgeschwemmt. Dies gilt auch für die Zuckmückenlarve *Chironomus*, welche im vorliegenden Betongerinne keine geeigneten Lebensbedingungen findet und zum grössten Teil als Leichen angeschwemmt wurde.

Abbildung 59. *Sphaerotilus*-Zotteln im offenen Gerinne des Reinacher Dorfbaches bei Probefassungsstelle 9. 16. 10. 1946 (Phot. E. W.)

Weiter unten, im Bereich des starken Gefälles, vermag sich auf der harten Betonsohle infolge der turbulenten Strömung keine artenreiche Lebensgemeinschaft anzusiedeln. *Sphaerotilus natans* war am 21. 3. 1950 bei Probefassungsstelle 12 noch verhältnismässig häufig. Mehr randlich fand sich mit ähnlichem Deckungsgrad wie *Sphaerotilus*, jedoch nur in dünner Schicht, eine oligosaprobe Grünalgenvegetation von *Ulothrix zonata*, *Oedogonium gigantea* und *Cladophora glomerata*, in welcher sich der Wurzelfüsser *Amoeba proteus* und der Borstenwurm *Nais lurida* zu halten vermochten. Ausser *Sphaerotilus* waren an polysaproben bis stark mesosaproben Organismen auch die bereits bei Probefassungsstelle 9 festgestellten Ciliaten-Arten vorhanden.

Ähnlich wie die Probefassungsstelle 6 zeigte somit auch die Probefassungsstelle 12 eine auffallende Vergesellschaftung von polysaproben mit oligosaproben Organismen. Dies und der Vergleich der Probefassungsstellen 9 und 12 zeigt, dass im offenen Betongerinne zwischen der Kanalisationsmündung und der Birs eine gewisse Selbstreinigung stattfindet. Trotz derselben ist der Reinacher Dorfbach bei seiner Mündung in die Birs noch als ein stark verunreinigtes Gewässer zu betrachten.

8. Praktische Schlussfolgerungen

a) Der Reinheitsgrad des Reinacher Dorfbaches

Nach den mittleren BSB_5-Werten vom 16. 10. 1946 ergibt sich folgende Beurteilung der einzelnen Gewässerstrecken (vgl. Kapitel D 6):

Quellbach bis Entenweiher	sehr rein
Entenweiher	rein
Drainage aus Torfgebiet	zweifelhaft
Bach zwischen Entenweiher und Abwasser-Einmündung	zweifelhaft
Bach unterhalb Abwasser-Einmündung Erlenhof . . .	schlecht
Offenes Gerinne unterhalb Reinach	schlecht bis sehr schlecht

Dieser Beurteilung entsprechen der biologische Befund und der allgemeine Aspekt. Bereits durch die Abwässer des Erlenhofes wird der Reinacher Dorfbach somit zu einem stark verunreinigten Gewässer. Der Sauerstoffgehalt ist ungenügend; der kleinste im offenen Gewässer beobachtete Wert entsprach oberhalb Reinach nur 54% und unterhalb Reinach nur 42% der theoretischen Sättigung.

b) Anhaltspunkte für die Projektierung zentraler Reinigungsanlagen

Für die Beurteilung der Belastung der zentralen Reinigungsanlagen mit biochemisch oxydierbaren organischen Substanzen gibt die vorliegende Untersuchung allein noch keine Anhaltspunkte. Dies ist darauf zurückzuführen, dass einerseits ein Teil der Abwässer in faulem Zustand in die Kanalisation gelangt und andererseits offenbar bereits im geschlossenen Kanalisationsrohr eine gewisse Selbstreinigung stattfindet. Die Beantwortung der Frage, inwieweit diese Selbstreinigung die zentralen Reinigungsanlagen entlastet und eventuell bei der Projektierung zu berücksichtigen ist, muss den in einem anderen Untersuchungsgebiet vorgesehenen Vergleichsuntersuchungen an frischen Abwässern vorbehalten bleiben.

Die Untersuchungen geben jedoch in anderer Hinsicht wertvolle Hinweise für die Abwassersanierung im Birstal.

Von den während der 15 Tagesstunden am 16. 10. 1946 abgeflossenen Wassermengen besteht nur etwa die Hälfte aus Abwasser, während die andere Hälfte reines oder nur leicht verunreinigtes Bachwasser darstellt. Um die Reinigungsanlage nicht übermässig zu belasten, muss deshalb eine strenge Trennung des eigentlichen Reinacher Dorfbaches und des Abwassers durchgeführt werden. Für das Wasser des Dorfbaches wird man dabei zur Anreicherung der Grundwasserreserven zweckmässig eine künstliche Versickerung in den Untergrund vorsehen, wodurch eigentlich nur der natürliche Zustand wiederhergestellt wird; denn früher erreichte der Bach die Birs ebenfalls nicht, sondern versickerte vorher in den Schottern der oberen Stufe der Niederterrasse.

Eine weiteres Problem, das sich im Rahmen der vorliegenden Untersuchungen stellt, ist die Frage, ob die Sammelkanäle offen oder geschlossen nach den zentralen Reinigungsanlagen geführt werden sollen. Innerhalb des bebauten Geländes hat die Abführung des Abwassers selbstverständlich aus hygienischen Gründen in geschlossenen Kanälen zu erfolgen, die mit einer genügenden Anzahl von Lüftungsschächten versehen sind. SIERP (1939, S. 224) hat jedoch bereits darauf hingewiesen, dass ausserhalb der Bebauungszone das Abwasser in durch Zäune weitgehend geschützten offenen Kanälen weitergeführt werden kann. In offenen Kanälen erfolgt eine viel reichlichere Sauerstoffzufuhr. Hierdurch wird das Abwasser frisch erhalten, was für die Reinigung wünschbar ist. Durch diese Frischhaltung werden auch in der Umgebung störende Geruchsbelästigungen vermieden. Die Verhältnisse beim Reinacher Dorfbach sind ein bestätigendes Beispiel für diese Ansicht. Das Wasser hat z. B. in den geschlossenen Rohren Sauerstoffdefizite bis zu 80% und würde wahrscheinlich bei weiterer geschlossener Abführung in faule Gärung übergehen.

Durch die Weiterführung in einem offenen Gerinne mit verhältnismässig grosser Wassergeschwindigkeit wird dies indessen verhindert; es sind z. T. sogar beträchtliche Aufnahmen von Sauerstoff festzustellen. Dies zeigt, dass dort, wo es technisch möglich ist, die Abführung der Abwässer nach den Reinigungsanlagen vorteilhaft in offenen Kanälen erfolgen sollte.

Abbildung 60. Materialtransport für Einrichtung des behelfsmässigen Laboratoriums in Arlesheim. 29. 9. 1948 (Phot. E. W.)

F. Untersuchung des Arlesheimer Dorfbaches

1. Zweck und Durchführung der Untersuchung

Wie der Reinacher Dorfbach so ist auch der Arlesheimer Dorfbach ein Gewässer, dessen Abfluss zu einem grossen Teil aus häuslichen Abwässern besteht. Der Untersuchung lagen deshalb im wesentlichen dieselben Fragestellungen zu Grunde wie beim Reinacher Dorfbach.

Eine erste orientierende Untersuchung des Gewässers wurde während der Trockenperiode des Sommers 1947 am 30. 7. 1947 ausgeführt.

Am 16. 9. 1948 wurden während der Tagesstunden an sechs Stationen je vier bis sechs Proben gefasst, welche nach gewässerchemischen Gesichtspunkten untersucht wurden. An drei der sechs Probefassungsstellen wurden alle 10 Minuten die Temperatur gemessen und der Abfluss mit Hilfe von Messwehren bestimmt.

Abbildung 61. Untersuchung und Vorbereitung von Proben am Orte der Fassung, Arlesheimer Dorfbach, Probefassungsstelle 4. 16. 9. 1948 (Phot. E. W.)

Am 29. 30. 9. 1948 wurden dann bei einer ausgewählten Messtelle über 24 Stunden alle 5 Minuten eine Teilprobe gefasst und zu einstündigen Sammelproben vereinigt. Bei einer weiteren Messtelle wurden in ähnlicher Weise sechsstündige Sammelproben erhoben. An diesen beiden Stellen wurde alle 5 Minuten die Abflussmenge und die Temperatur gemessen, während sich bei der obersten Abflussmesstelle die Kontrolle von Abfluss und Temperatur auf eine alle Stunden durchgeführte Beobachtung beschränkte. An allen drei Abflussmesstationen wurde alle Stunden eine Sauerstoffprobe erhoben. Die Sammelproben wurden nach abwasserchemischen Gesichtspunkten untersucht. An den am 16. 9. 1948 berücksichtigten Probefassungsstellen haben wir ferner je eine Einzelprobe erhoben, die nach gewässerchemischen Gesichtspunkten untersucht wurde. Die Untersuchung der Proben vom 16. 9. 1948 und vom 29./30. 9. 1948 wurde ähnlich wie bei den in Reinach durchgeführten Untersuchungen sofort nach der Probeentnahme in einem behelfsmässigen Laboratorium begonnen. Die Abbildung 60 veranschaulicht den für die Einrichtung eines solchen Laboratoriums notwendigen Materialtransport.

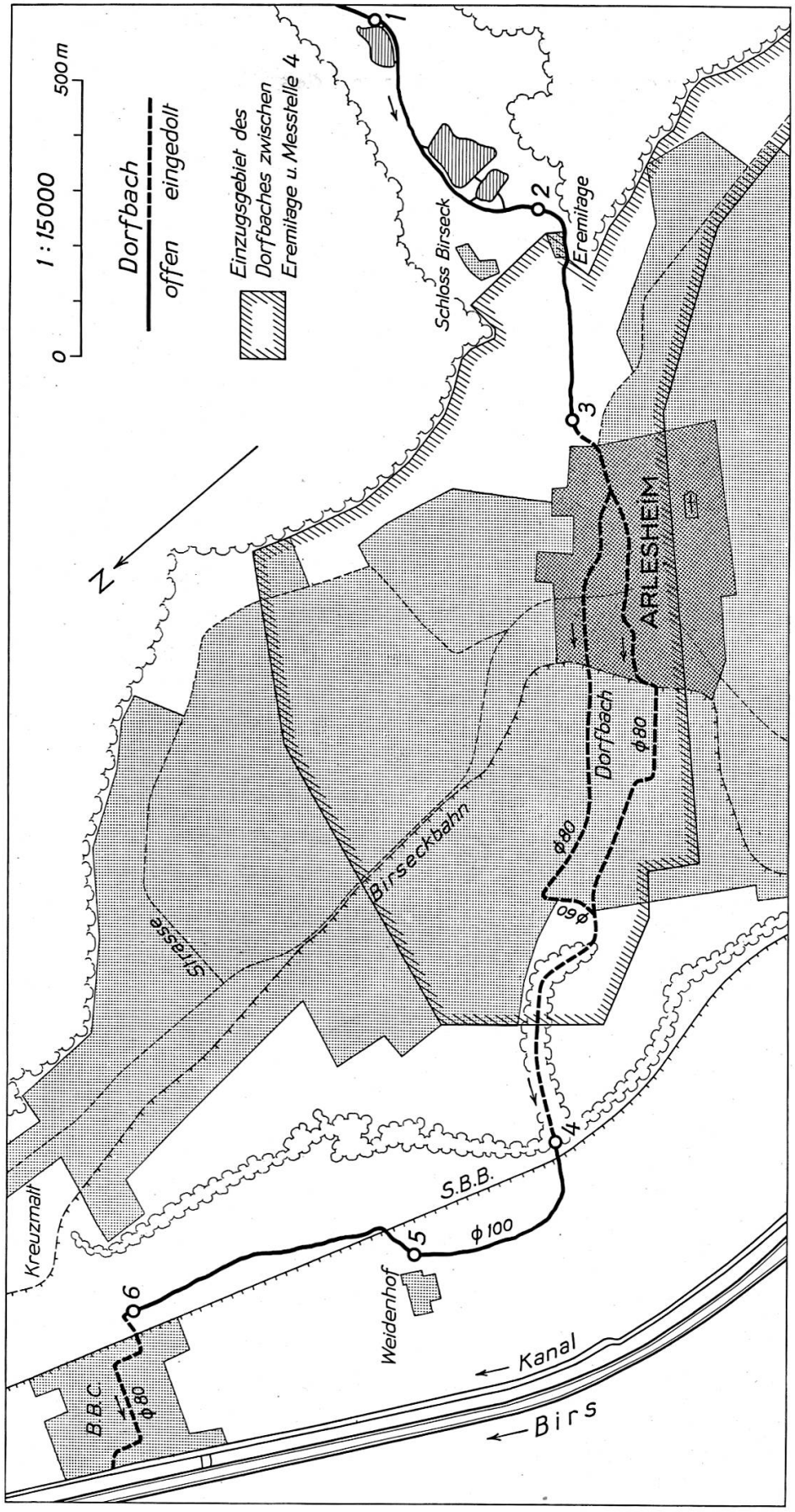


Abbildung 62. Situation des Arlesheimer Dorfbaches 1:15000

2. Verlauf und Gliederung des Dorfbaches

Das Gewässer entspringt am Westrand des Plateaus von Gempen, wobei an seiner Speisung vor allem einige Quellen beteiligt sind, die an der Grenze zwischen dem wasserdurchlässigen Hauptrogenstein und den wasserundurchlässigen Blagdeni-Schichten austreten. Ein Teil dieser Quellen ist durch die Wasserversorgung der Gemeinde Arlesheim gefasst, so dass von diesen höchstens der Quellfassungs-Überlauf am Abfluss des Gewässers teilhat.

Etwa 800 m unterhalb dieser Quellfassungen mündet das Bächlein oberhalb der sogenannten «Öle» in einen künstlich gestauten Weiher. Bei dieser Mündung wurde die Probefassungsstelle 1 gewählt. Unterhalb des genannten Weihers liegen zwischen «Öle» und «Eremitage» noch zwei weitere Stauweiher (Abb. 63), welche je nach der Wasser-

Abbildung 63. Mittlerer Weiher in der Eremitage. 16. 9. 1948 (Phot. H. S.)

führung vom Bächlein ganz oder teilweise durchflossen werden. Den untersten Weiher verlässt ein grosser Teil des Abflusses durch Undichtigkeiten des Staudammes. Die Distanz von der Probefassungsstelle 1 bis zum Damm des untersten Weihers beträgt etwa 440 m.

Etwa 90 m unterhalb dieses Dammes liegt die Probefassungsstelle 2, wo das die Weiher durchfliessende und das sie umfliessende Wasser in einem etwa 1 m breiten Bächlein vereinigt sind. Auf den nächsten 100 m Lauf fliesst das Gewässer an den Häusern von «Eremitage» vorbei, um etwa 400 m unterhalb der Station 2 einen Sandfang zu erreichen, wo die oberste Abflussmesstelle (= Probefassungsstelle 3) installiert wurde. Durch diese Messtelle wurde der natürliche Abfluss des Gewässers erfasst.

Ab dieser Stelle ist das Gewässer in Röhren gefasst und sein Lauf erfolgt – z. T. in zwei Strängen – auf einer ca. 1480 m langen Strecke unterirdisch, wobei aus dem Dorfe Arlesheim Abwässer aufgenommen werden.

Das Ende der kanalisierten Strecke liegt unmittelbar östlich der Bahnlinie Basel–Delémont. Von der Mündung des Kanals (= Probefassungsstelle 4 = Messtelle, Abb. 64) an fliesst der Dorfbach in flachem

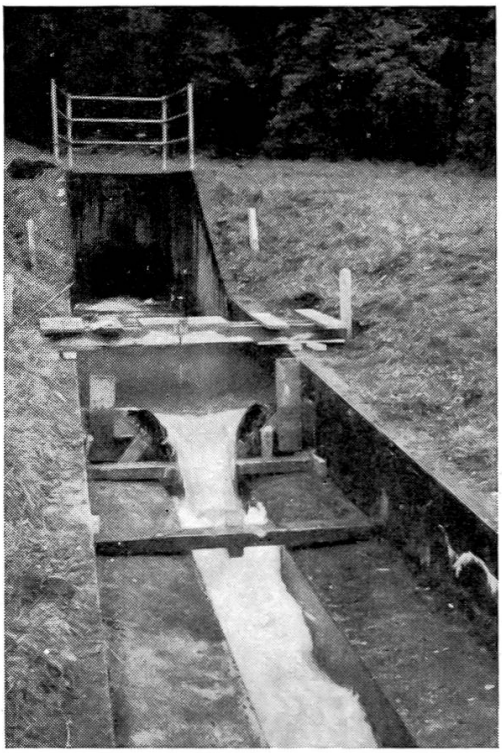


Abbildung 64. Messtelle bei der Probefassungsstation 4 des Arlesheimer Dorfbaches 16. 9. 1948 (Phot. H. S.)

Abbildung 65. Arlesheimer Dorfbach zwischen den Stationen 4 und 5. Blick bachabwärts. Wasserableitungen (vgl. auch Abb. 66) nach links. 16. 9. 1948 (Phot. H. S.)

Lauf als offenes Bächlein (Abb. 65). Auf der etwa 400 m langen Strecke zwischen der Station 4 und dem Weidenhof leitet der Pächter des Hofes bei Bedarf aus dem Bächlein Wasser mit natürlichem Gefälle auf das im Westen tiefer gelegene Kulturland zu Bewässerungszwecken ab (Abb.66). Beim Weidenhof selbst ist eine Staueinrichtung vorhanden, von welcher Wasser abgeleitet werden kann, um mittelst Pumpen auf dem gesamten Kulturland des Hofes verregnet zu werden. Bei der 400 m unterhalb Station 4 gelegenen Staueinrichtung wurde die Probefassungsstelle 5 gewählt.

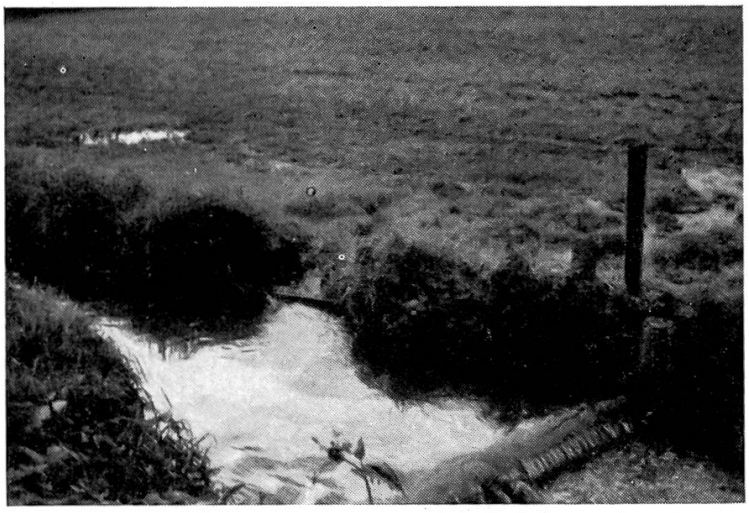


Abbildung 66. Wasserableitungen vom Arlesheimer Dorfbach auf tiefer gelegenes Kulturland beim Weidenhof, wo das Wasser in den Untergrund versickert. 16. 9. 1948 (Phot. H. S.)

Von dort fliesst das Bächlein in weiterhin flachem und – mit Ausnahme der Bahnunterführung – offenem Lauf (Abb. 67 und 68) auf einer etwa 560 m langen Strecke zu der östlich der Brown Boveri & Cie. gelegenen Probefassungsstelle 6 (= Messtelle). Dort wird es wiederum von einem geschlossenen Rohr aufgenommen, das nach etwa 310 m in den von der Birs abzweigenden Kanal der Brown Boveri & Cie mündet.

3. Abfluss und Witterung an den Untersuchungstagen

a) Abfluss, Abwasseranfall und Versickerung

Die stündlichen Mittelwerte der mittelst Messwehren bestimmten Abflussmengen sowie die stündlichen Abflussmengen des 16. 9. 1948 und des 29./30. 9. 1948 gehen aus den Tabellen 21 und 22 hervor.

In diesen Tabellen sind auch die Werte der Abflusszunahme zwischen den Stationen 3 und 4 und der Abflussabnahme zwischen den Stationen 4 und 6 enthalten.

Während der Trockenperiode des Sommers 1947, so auch am Untersuchungstage 30. 7. 1947, gelangte bei Station 3 kein Wasser aus dem natürlichen Einzugsgebiet in den die Abwassersammelleitung des Dorfes Arlesheim bildenden kanalisierten Bach, da der Oberlauf des Gewässers vollständig trocken war. Der Abfluss aus der Kanalisationsmündung bei Station 4 bestand somit am 30. 7. 1947 ausschliesslich aus Abwasser. Beim Weidenhof (Station 5) war der Bach vom Pächter des Hofes gestaut, das Wasser fast vollständig abgeleitet und auf den Feldern zur

Abfluss des Arlesheimer Dorfbaches am 16. September 1948

Tabelle 21

Zeit	Mittlerer Abfluss in l/sec			Mittlere Abfluss-		Abfluss in m³/h			Abfluss-	
	Station 3	Station 4	Station 6	zunahme zwischen 3 und 4	abnahme zwischen 4 und 6	Station 3	Station 4	Station 6	zunahme zwischen 3 und 4	abnahme zwischen 4 und 6
				in l/sec					in m³/h	
0600–0700	70	82	59	12	23	252	295	212	43	83
0700–0800	70	83	61	13	22	252	299	220	47	79
0800–0900	68	85	62	17	23	245	306	223	61	83
0900–1000	67	85	62	18	23	241	306	223	65	83
1000–1100	67	83	62	16	21	241	299	223	58	76
1100–1200	66	83	62	17	21	238	299	223	61	76
1200–1300	67	83	62	16	21	241	299	223	58	76
1300–1400	66	82	62	16	20	238	295	223	57	72
1400–1500	66	82	62	16	20	238	295	223	57	72
1500–1600	66	82	62	16	20	238	295	223	57	72
1600–1700	66	81	61	15	20	238	292	220	54	72
1700–1800	66	81	61	15	20	238	292	220	54	72
1800–1900	66	81	62	15	19	238	292	223	54	69
1900–2000	66	80	62	14	18	238	288	223	50	65
								m³/14 h		
0600–2000	67	82	62	15	20	3 376	4 152	3 102	776	1 050

Verregnung gebracht. Der Abfluss betrug auf Grund der Pumpenleistung um 1100 Uhr etwa 10 Liter pro Sekunde. Das von der Wasserabzapfung nicht erfasste Wasser versickerte unterhalb der Staueinrichtung. Etwa 20 m unterhalb derselben war das Bachbett vollständig trocken (Abb.68).

Nach den Erhebungen von 1944 waren insgesamt 1493 Personen an der durch den kanalisierten Dorfbach gebildeten Kanalisation angeschlossen. Der mittlere Trinkwasserverbrauch in Arlesheim betrug 1939–1946 511 Liter pro Kopf und Tag, so dass sich im Einzugsgebiet des Dorfbaches ein mittlerer Trinkwasserverbrauch von 760 m³/Tag oder durchschnittlich etwa 9 l/sec ergeben würde, womit der am 30. 7. 1947 ermittelte Abfluss von 10 l/sec grössenordnungsmässig übereinstimmt. In der Grössenordnung des zu erwartenden Abwasseranfalls liegt mit 814 m³/Tag auch die am 29./30. 9. 1948 beobachtete Abflusszunahme zwischen den Stationen 3 und 4. Verhältnismässig grösser war die Abflusszunahme am 16. 9. 1949. Es ist zu vermuten, dass unter den damaligen hydrologischen Verhältnissen ausser dem eigentlichen Abwasser noch wesentliche Mengen von Drainagewasser zwischen den Stationen 3 und 4 in die Kanalisation gelangten.

Abfluss des Arlesheimer Dorfbaches am 29./30. September 1948

Tabelle 22

Zeit	Mittlerer Abfluss in l/sec			Mittlere Abfluss-		Abfluss in m³/h			Abfluss-	
	Station 3	Station 4	Station 6	zunahme zwischen 3 und 4	abnahme zwischen 4 und 6	Station 3	Station 4	Station 6	zunahme zwischen 3 und 4	abnahme zwischen 4 und 6
				in l/sec					m³/h	
1400–1500	7,9	19,2	13,0	11,3	6,2	28	69	47	41	22
1500–1600	8,0	19,2	13,0	11,2	6,2	29	69	47	40	22
1600–1700	7,6	18,2	13,3	10,6	4,9	27	65	48	38	17
1700–1800	7,5	17,0	12,7	9,5	4,3	27	61	46	34	15
1800–1900	7,4	18,1	12,5	10,5	5,6	27	65	45	38	20
1900–2000	7,6	17,7	11,7	10,1	6,0	27	64	42	37	22
2000–2100	7,6	17,4	11,6	9,8	5,8	27	63	42	36	21
2100–2200	7,6	17,8	16,6	10,2	1,2	27	64	60	37	4
2200–2300	7,9	29,5	19,4	21,6	10,1	28	106	70	78	36
2300–2400	8,4	17,8	15,6	9,4	2,2	30	64	56	34	8
0000–0100	7,9	14,7	12,4	6,8	2,3	28	53	45	25	8
0100–0200	7,7	14,4	10,3	6,7	4,1	28	52	37	24	15
0200–0300	7,8	13,9	9,6	6,1	4,3	28	50	35	22	15
0300–0400	11,4	14,4	9,4	3,0	5,0	41	52	34	11	18
0400–0500	7,9	13,7	11,3	5,8	2,4	28	49	41	21	8
0500–0600	7,8	13,5	9,4	5,7	4,1	28	49	34	21	15
0600–0700	7,6	14,5	9,3	6,9	5,2	27	52	33	25	19
0700–0800	7,6	16,8	11,1	9,2	5,7	27	60	40	33	20
0800–0900	7,6	17,6	12,3	10,0	5,3	27	63	44	36	19
0900–1000	7,6	18,0	12,8	10,4	5,2	27	65	46	38	19
1000–1100	7,6	17,2	13,0	9,6	4,2	27	62	47	35	15
1100–1200	7,2	17,6	12,6	10,4	5,0	26	63	45	37	18
1200–1300	7,1	17,5	13,2	10,4	4,3	26	63	47	37	16
1300–1400	7,1	17,2	12,0	10,1	5,2	26	62	43	36	19
1400–1500	7,1	16,9	12,3	9,8	4,6	26	61	44	35	17
1500–1600	(7,1)	16,6	12,0	9,5	4,6	26	60	43	34	17
1600–1700	7,1	16,5	11,8	9,4	4,7	26	59	42	33	17
								m³/Tag		
1400–1400	7,8	17,2	12,4	9,4	4,8	671	1 485	1 074	814	411

Bereits vor Durchführung der Untersuchungen hatten wir in einer subjektiv wahrnehmbaren Abnahme des Abflusses zwischen den Stationen 4 und 6 erkannt, dass im Bett des Dorfbaches eine Versickerung

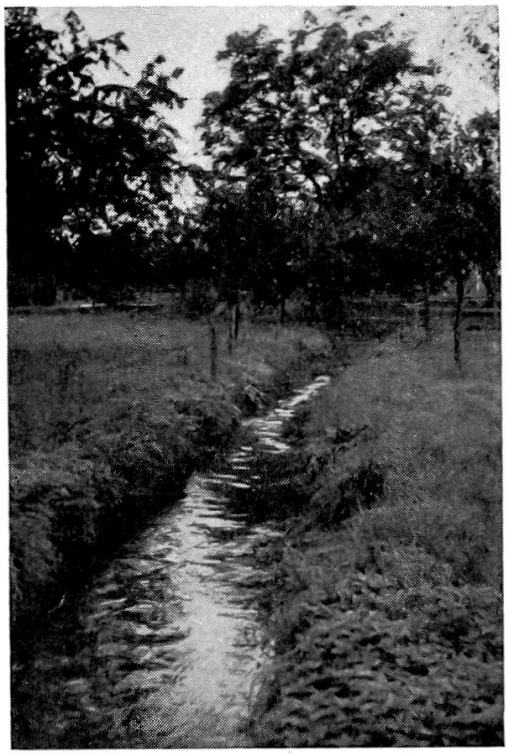


Abbildung 67. Arlesheimer Dorfbach unterhalb Weidenhof (chemische Probefassungsstelle 5). Blick bachabwärts. 16. 9. 1948 (Phot. H. S.)

Abbildung 68. Arlesheimer Dorfbach unterhalb Weidenhof. Dieselbe Bachstrecke wie auf Abbildung 67, vollständig trocken. 30. 7. 1947 (Phot. H. S.)

stattfindet. Dies konnte am 30. 7. 1947 bestätigt werden, als 20 m unterhalb der Staueinrichtung beim Weidenhof alles von der Wasserabzapfung nicht erfasste Wasser versickert war. Am 6. 4. 1950 war der Bach von etwa 200 m unterhalb des Weidenhofes an durch Wasserentnahme und Versickerung trockengelegt.

Die genauen Messungen vom 16. 9. 1948 und vom 29./30. 9. 1948 haben dann die früheren Beobachtungen nicht nur bestätigt, sondern auch erlaubt, die Versickerung quantitativ zu erfassen. Nachdem an beiden Untersuchungstagen vor Beginn der Messungen alle oberflächlichen Wässerungsabflüsse geschlossen worden waren, ergab sich die versickerte Wassermenge aus der Differenz zwischen dem Abfluss bei der Station 4 und demjenigen zwischen der Station 6. Beim Vergleich der stündlichen Abflussmengen auf Tabellen 32 und 33 hat man dabei zu berücksichtigen, dass zwischen den beiden Stationen eine Verschiebung der «Flut»-Wellen von etwa ½ Stunde vorhanden ist. Bei einem Vergleich der summierten Werte der gesamten Beobachtungszeit ergibt sich, dass am 16. 9. 1948 von 0600 bis 2000 25% und am 29./30. 9. 1948 von 1400 bis 1400 28% des bei Station 4 gemessenen Abflusses zwischen den

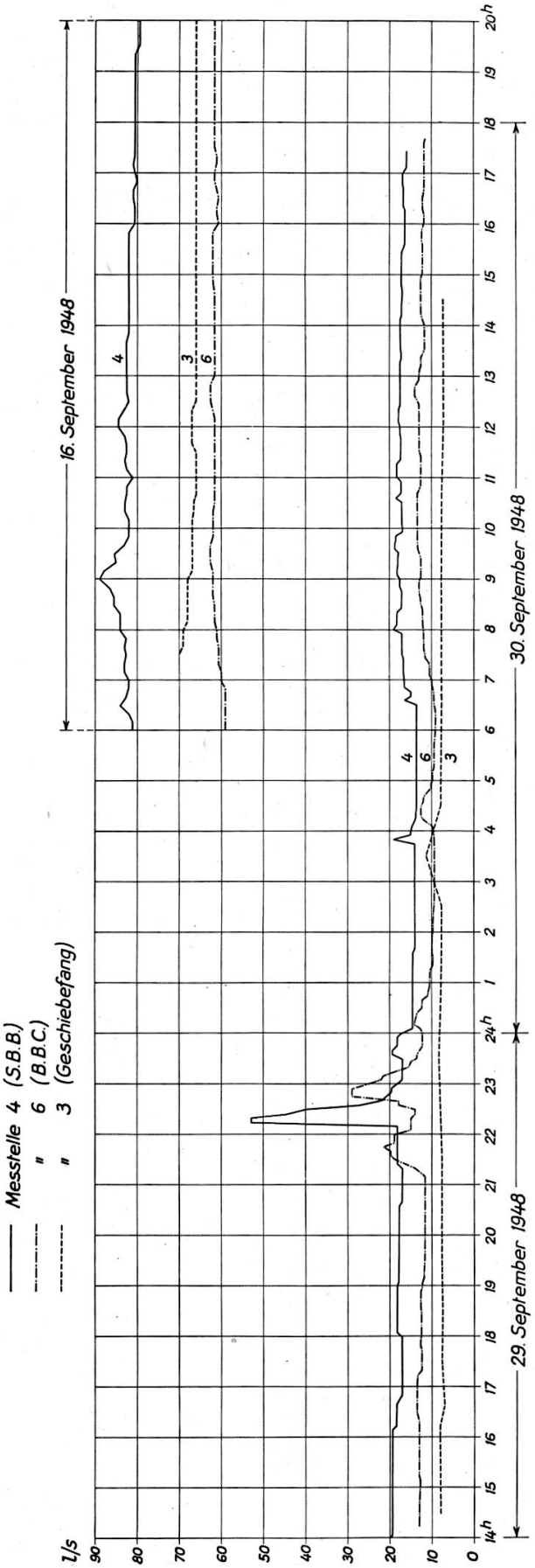


Abbildung 69. Gang des Abflusses an den drei Messtellen des Arlesheimer Dorfbaches am 16. 9. 1948 und am 29./30. 9. 1948

Stationen 4 und 6 versickerten. Diese Feststellungen wiesen mit erschreckender Eindrücklichkeit auf die Gefährdung des Grundwassers hin, welche infolge der teilweisen Versickerung des stark verunreinigten Bachlaufes in den Untergrund besteht. Auf die Auswirkungen dieses äusserst bedenklichen Zustandes werden wir bei der Besprechung der Grundwasserverhältnisse noch zurückzukommen haben.

b) Fliessgeschwindigkeiten

Die bei der betreffenden Wasserführung maximalen Fliessgeschwindigkeiten auf den einzelnen Strecken wurden am 30. 9. 1948 zwischen 1600 und 1730 Uhr bestimmt. Die mittleren Abflussmengen betrugen bei Station 3 etwa 7,1 l/sec, bei Station 4 etwa 16,5 l/sec und bei Station 6 etwa 11,8 l/sec.

Maximale Wassergeschwindigkeiten des Arlesheimer Dorfbaches bei Niederwasser. Färbungsversuche vom 30. September 1948 *Tabelle 23*

km ab Station 1	Beobachtungsort	Totaler Zeitbedarf ab unterem Weiher	Beobachtungsstrecke		
			Länge in km	Durchflusszeit in Min.	Mittlere Maximalgeschwindigkeit cm/sec
0,440	Damm unterer Weiher .	0			
		...	... 85	11	13
0,525	Station 2	11			
		...	... 95	19	8
0,620	Brücke innerhalb Häuser	30			
		...	... 280	47	10
0,900	Oberende Stauung . . .	77			
		...	... 30	16	3
0,930	Station 3	93			
		...	...1480	29	85
2,410	Station 4	122			
		...	... 150	8	31
2,560	Wässergrabeneinlauf . .	130			
		...	... 250	19	22
2,810	Station 5	149			
		...	... 460	33	23
3,270	100 m oberhalb Station 6	182			
		...	... 100	21	8
3,370	Station 6	203			
		...	... 310	7½	69
3,680	Mündung in Kanal BBC	210½			

Aus der Tabelle 23 geht u. a. hervor, dass die Spitze der Farbwelle zwischen den Stationen 4 und 6 einen Zeitbedarf von etwa 80 Minuten hatte, während nach den Abflussmessungen grössere und kleinere «Flut»-Wellen einen solchen von nur 30 Minuten hatten. Die Fortpflanzungsgeschwindigkeit der «Flut»-Wellen ist also wesentlich grösser als die Maximalgeschwindigkeit des Wassers.

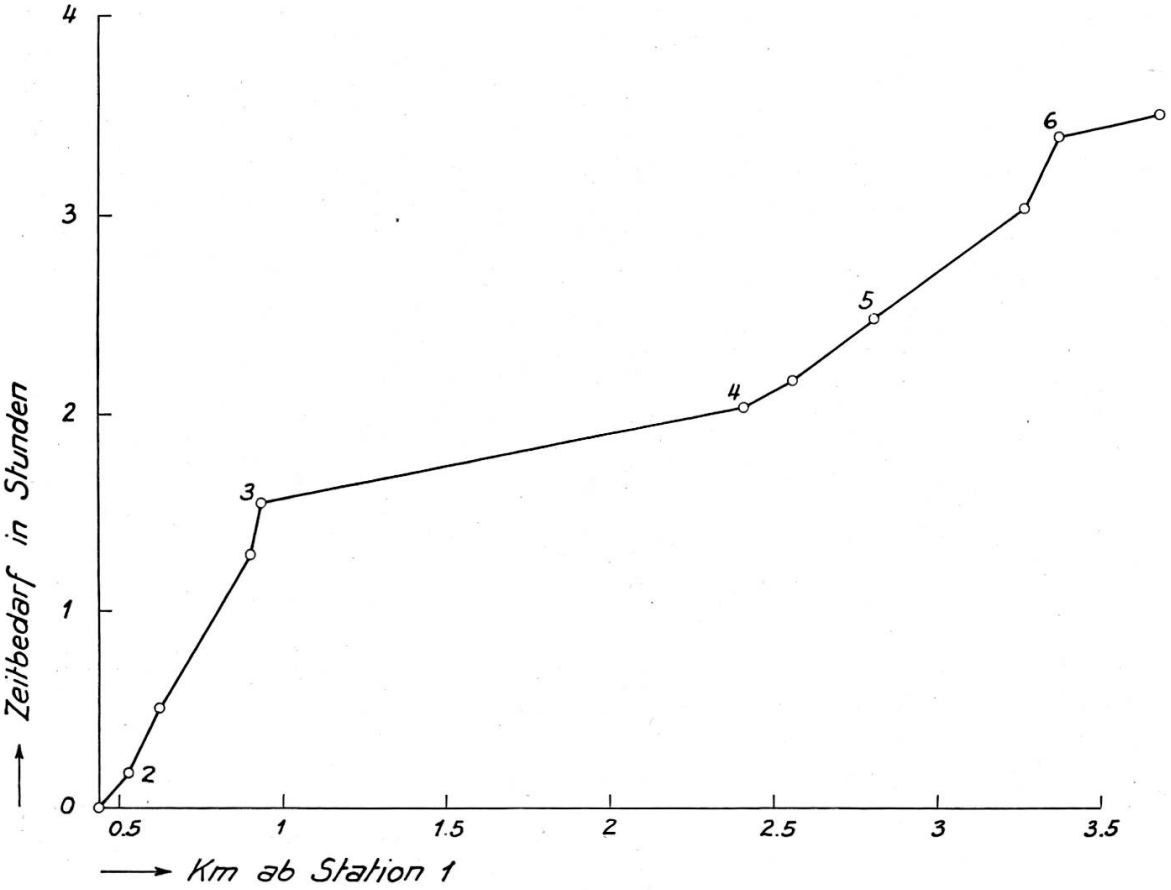


Abbildung 70. Zeitbedarf der Spitze der Farbwelle im Arlesheimer Dorfbach ab unterstem Weiher am 30. 9. 1948

Die auf den einzelnen Teilstrecken festgestellten Geschwindigkeiten zeigen auch, dass durch den Einbau der Messwehre bei den Stationen 3 und 6 die Abflussverhältnisse etwas verändert wurden, indem die Wassergeschwindigkeit in deren Oberwasser vermindert war.

c) Witterung

Der Gang der Lufttemperatur (Meteorologische Anstalt Binningen-St. Margarethen) an den beiden Untersuchungstagen im September 1948 ist auf den Abbildungen 71 und 72 aufgetragen und mit dem Gang der Wassertemperatur bei den Messtellen verglichen. Die mittlere Luft-

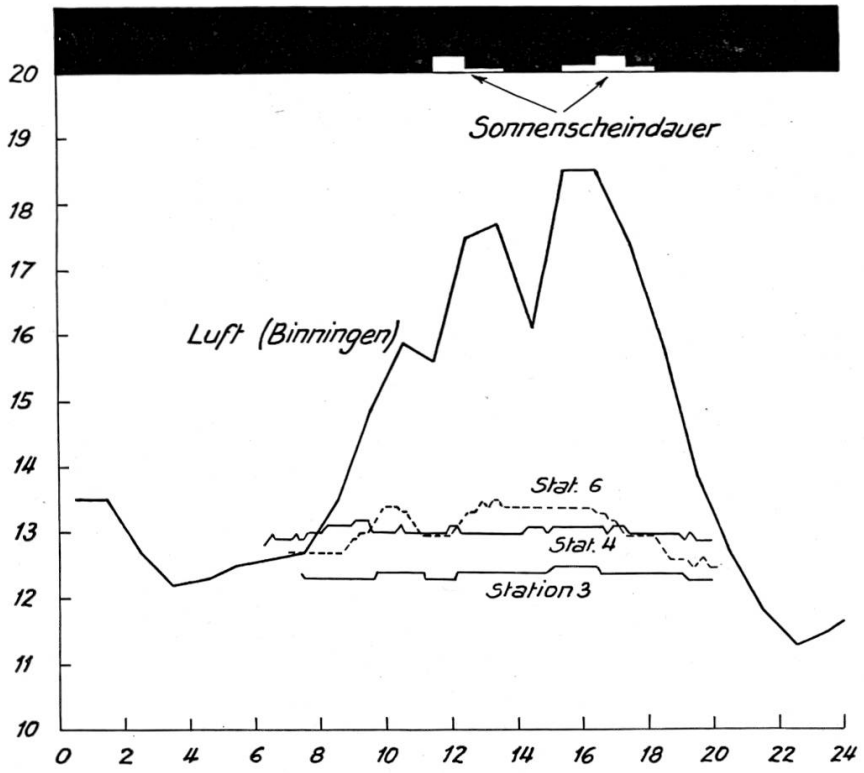


Abbildung 71. Temperatur des Arlesheimer Dorfbaches und der Luft am 16. 9. 1948

temperatur (0030 bis 2430) betrug am 16. 9. 1948 14,1°, am 29. 9. 1948 19,2° und am 30. 9. 1948 14,4°. Die gesamte Sonnenscheindauer der betreffenden Tage betrug 0,70, 9,48 bzw. 8,02 Stunden.

Am 16. 9. 1948 waren zu Beginn der Untersuchungen geringe Niederschläge gefallen. Die Niederschlagshöhe betrug in Binningen zwischen 6 und 8 Uhr 3,0 mm, zwischen 8 und 10 Uhr 0,4 mm.

Geringe Niederschläge waren auch am Abend des 29. 9. 1948 gefallen. Sie ergaben zwischen 19 und 21 Uhr in Binningen eine Niederschlagshöhe von 1,0 mm.

Resultate der chemischen Untersuchungen

Station	Zeit	Temperatur C°	Hydrokarbonat HCO_3' mval	Sulfat SO_4'' mval	Calcium $Ca^{\cdot\cdot}$ mval	Magnesium $Mg^{\cdot\cdot}$ mval	Chlorid Cl' mg/l	Nitrat NO_3' mg/l	Nitrit NO_2' mg/l	Ammoniak $NH_4^{\cdot}$ mg/l	Eisen Fe mg/l	Phosphat PO_4''' mg/l
Untersuchungen vom 30. Juli 1947												
4	1100	17,0	6,9	0,9	4,1	0,8	28,5	∅	∅	7	Sp.	3
5	1120	22,5	7,5	1,0	4,7	0,7	25,5	∅	∅	7	0,1	3
Untersuchungen vom 16. September 1948												
4	0615	12,8	4,5	0,65	4,95	0,35	9,5	15	1,6	0,6	∅	0,7
5	0630	12,5	4,8	0,85	5,0	0,2	7,5	15	2,0	Sp.	∅	Sp.
6	0645	12,6	4,8	0,65	4,95	0,15	8,0	15	0,3	0,05	∅	Sp.
1	0725	11,0	4,4	1,05	4,55	0,45	6,5	15	∅	∅	∅	Sp.
2	0750	12,9	4,5	0,8	4,7	0,3	6,0	12	Sp.	∅	∅	Sp.
3	0805	12,3	4,4	0,9	4,5	0,4	6,5	15	H	∅	∅	Sp.
4	0900	13,1	4,75	0,85	4,75	0,55	9	15	0,16	2,3	∅	1,5
5	0915	13,0	4,75	0,75	4,8	0,35	9	5	0,7	1,5	∅	1,0
6	0940	13,2	4,8	0,7	4,85	0,25	9,5	15	3,0	1,3	∅	0,5
1	1030	10,9	4,3	1,2	4,5	0,55	7,5	15	∅	∅	∅	H
2	1050	13,0	4,5	0,95	4,75	0,35	6	15	Sp.	∅	∅	H
3	1105	12,4	4,6	0,7	4,6	0,55	7,5	15	H	∅	∅	H
4	1155	13,0	5,0	0,55	4,95	0,45	12,5	5	1,3	∅	∅	0,8
5	1210	13,2	4,75	1,0	4,85	0,55	12	3	0,4	0,15	∅	1,5
6	1220	13,2	4,8	0,9	4,9	0,5	11,5	3	1,6	0,15	∅	Sp.
1	1400	11,8	4,3	1,15	4,5	0,45	7	15	∅	∅	∅	H
2	1415	12,7	4,55	1,05	4,75	0,4	7,5	15	Sp.	∅	∅	H
3	1425	12,4	4,45	1,25	4,55	0,55	7	15	H	∅	∅	Sp.
4	1455	13,0	4,95	1,15	4,95	0,4	11,5	5	0,07	0,05	∅	1,0
5	1520	13,0	4,8	1,15	4,95	0,45	9,5	5	1,6	∅	∅	0,8
6	1540	13,4	4,75	1,0	4,85	0,45	10,5	5	0,8	∅	∅	0,5
1	1630	11,1	4,35	1,25	4,5	0,55	7	10	∅	∅	∅	H
2	1700	12,9	4,55	1,05	4,85	0,35	6,5	5	H	∅	∅	H
3	1720	12,4	4,45	1,05	4,55	0,45	5,5	15	∅	∅	∅	H
4	1745	13,0	5,05	1,1	4,95	0,45	11,5	3	1,0	0,25	H	Sp.
5	1800	12,7	4,9	1,2	4,85	0,55	11,5	3	0,16	0,8	H	1,5
6	1825	12,8	4,85	1,0	4,9	0,35	11,5	5	0,4	0,6	H	1,0
4	1910	13,0	4,8	1,0	5,0	0,15	9,5	15	0,08	0,9	∅	1,5
5	1925	11,8	4,85	1,2	5,0	0,3	8	15	0,13	0,6	∅	1,5
6	1930	12,5	4,85	1,05	4,9	0,35	9	12	0,26	0,25	∅	0,5
WV.	1545	—	5,05	1,3	5,4	0,6	8	25	∅	—	—	—
Untersuchungen vom 30. September 1948												
1	1440	13,4	3,65	—	3,7	—	6,5	15	0,02	∅	—	—
2	1500	14,9	4,35	—	4,5	—	6,5	9	0,01	∅	—	—
3	1510	14,9	4,0	—	4,25	—	6,5	8	0,02	∅	—	—
4	1525	14,7	—	—	—	—	23	8	0,23	3,5	—	—
5	1535	15,6	5,65	—	4,75	—	19,5	∅	Sp.	3,2	—	—
6	1545	17,2	5,85	—	5,0	—	21,5	∅	∅	4,5	—	—

WV. = Trinkwasser der Wasserversorgung

des Arlesheimer Dorfbaches: Längsprofile

Tabelle 24

Freie Kohlensäure CO_2 mg/l	Zugehörige Kohlensäure mg/l	pH exp.	pH ber.	pH Gl.	pH exp ÷ pH ber.	pH Gl ÷ pH ber.	pH Gl ÷ pH exp.	Sauerstoff O_2 mg/l	Sauerstoff Sättigungsindex	BSB_5 mg/l	$KMnO_4$-verbrauch mg/l
—	—	7,5	—	7,25	—	—	— 0,25	5,1	53	>5,1	82,8
—	—	7,6	—	7,15	—	—	— 0,45	1,5	17	—	73,0
4	25	7,9	8,25	7,35	— 0,35	— 0,9	— 0,55	10,4	100	7,2	34,0
4	28	7,85	8,25	7,3	— 0,4	— 0,95	— 0,55	9,7	93	9,4	20,8
3	27	7,85	8,35	7,35	— 0,5	— 1,0	— 0,5	8,0	76	3,2	18,0
6	20	7,85	8,05	7,4	— 0,2	— 0,65	— 0,45	11,4	107	1,4	7,4
7	23	7,85	8,0	7,4	— 0,15	— 0,65	— 0,45	10,0	97	0,6	21,8
6	20	7,9	8,05	7,4	— 0,15	— 0,65	— 0,5	11,0	105	0,4	9,5
4	25	7,95	8,25	7,35	— 0,3	— 0,9	— 0,6	9,7	94	13,2	33,5
7	26	7,85	8,0	7,35	— 0,15	— 0,65	— 0,5	8,5	82	13,6	37,5
10	27	7,8	7,85	7,35	— 0,05	— 0,5	— 0,45	7,4	71	6,8	28,7
4	19	7,85	8,2	7,4	— 0,05	— 0,8	— 0,45	11,2	104	0,4	5,2
3	24	7,8	8,35	7,4	— 0,55	— 0,95	— 0,4	10,2	99	1,3	11,6
3	22	7,9	8,35	7,4	— 0,45	— 0,95	— 0,5	11,0	105	0,5	9,1
9	28	7,85	7,9	7,3	— 0,05	— 0,6	— 0,55	9,1	88	24,3	43,5
9	26	7,8	7,9	7,35	— 0,1	— 0,55	— 0,45	8,5	82	14,2	33,5
9	27	7,8	7,9	7,35	— 0,1	— 0,55	— 0,45	6,5	62	35,5	154
7	20	7,9	7,95	7,4	— 0,05	— 0,55	— 0,5	11,2	107	0,1	7,4
5	24	7,85	8,15	7,35	— 0,3	— 0,8	— 0,5	9,4	91	0,1	9,3
4	21	7,95	8,2	7,4	— 0,25	— 0,8	— 0,55	10,8	103	0,1	8,2
16	28	7,9	7,65	7,3	+ 0,25	— 0,35	— 0,6	9,8	95	14,2	25,5
9	28	7,8	7,9	7,35	— 0,1	— 0,55	— 0,45	8,8	85	9,0	26,5
12	26	7,8	7,75	7,35	+ 0,05	— 0,4	— 0,45	7,5	73	6,6	36,0
7	20	7,85	7,95	7,4	— 0,1	— 0,55	— 0,45	11,0	103	0,5	9,5
9	25	7,8	7,85	7,35	— 0,05	— 0,5	— 0,45	10,3	100	1,0	8,7
5	21	7,85	8,1	7,4	— 0,25	— 0,7	— 0,45	10,9	104	0,4	9,0
12	29	8,3	7,8	7,3	+ 0,5	— 0,5	— 1,0	8,5	82	22,5	313
5	27	7,9	8,15	7,35	— 0,25	— 0,8	— 0,55	8,3	80	11,9	67,5
10	27	7,9	7,85	7,35	+ 0,05	— 0,5	— 0,55	7,0	67	6,2	21,1
—	—	8,1	—	7,35	—	—	— 0,75	10,0	96	8,2	24,3
—	—	7,9	—	7,3	—	—	— 0,6	8,5	80	5,6	21,4
—	—	7,9	—	7,35	—	—	— 0,55	7,3	70	4,4	23,7
—	—	7,3	—	7,25	—	—	— 0,05	9,2	—	0,1	3,8
6	12	—	7,95	7,55	—	— 0,4	—	11,4	112	1,0	8,2
9	22	—	7,85	7,4	—	— 0,45	—	10,6	107	0,8	9,0
9	18	—	7,8	7,45	—	— 0,35	—	10,8	108	1,2	8,8
—	—	—	—	—	—	—	—	2,3	23	—	1480
25	32	—	7,55	7,3	—	— 0,25	—	2,4	24	—	46
22	39	—	7,6	7,25	—	— 0,35	—	1,6	17	—	41,5

Resultate der chemischen Untersuchungen des Arlesheimer

Zeit von	Zeit bis	Abfluss m³/h bzw. m³/6 h	Hydrokarbonat HCO_3' mval	Chlorid Cl' mg/l	Nitrat NO_3' mg/l	Nitrit NO_2' mg/l	Ammoniak NH_4' mg/l	pH exp.	Absetzbare Stoffe cm³	Abdampfrückstand mg/l	Glühverlust mg/l
Probefassungsstelle Nr. 4											
1400	1455	69	5,6	24	10	1,2	2,6	7,75	1	16	10
1500	1555	69	5,9	57	10	1,0	3,5	7,75	2,5	26	13
1600	1655	65	5,7	26,5	7	1,0	3,2	7,75	1	17	8
1700	1755	61	5,4	16,5	6	0,8	1,5	7,85	0,5	19	10
1800	1855	65	5,45	14	8	0,8	1,5	7,85	0,5	22	4
1900	1955	64	5,35	16,5	6	1,0	1,9	7,8	Sp.	13	2
2000	2055	63	5,25	17	5	1,2	2,6	7,8	Sp.	6	0
2100	2155	64	5,05	17	7	1,2	2,3	7,8	Sp.	5	1
2200	2255	106	3,95	13	4	0,7	1,7	7,8	1,5	89	13
2300	2355	64	4,65	12,5	10	0,5	1,5	7,85	Sp.	11	3
2400	0055	53	4,75	11,5	8	0,4	0,9	7,9	Sp.	4	4
0100	0155	52	4,75	9,5	9	0,3	0,6	7,75	—	0	0
0200	0255	50	4,8	9,5	8	0,23	0,3	7,85	—	0	0
0300	0355	52	4,8	9	7	0,20	0,25	7,85	—	0	0
0400	0455	49	4,8	9,5	7	0,26	0,45	7,9	—	0	0
0500	0555	49	4,75	11	10	0,3	0,8	7,9	—	0	0
0600	0655	52	5,5	10,5	7	0,7	3,5	7,85	1	16	6
0700	0715	60	6,3	30,5	1,5	0,20	11,6	7,85	2,5	20	4
0800	0855	63	5,85	22	1,2	0,26	4,5	7,8	1,5	49	17
0900	0955	65	6,15	19,5	4	1,0	6,4	7,8	2,5	18	6
1000	1055	62	6,0	20	4	0,7	7,1	7,8	2,5	30	8
1100	1155	63	5,9	18	4	0,8	3,2	7,8	1	26	9
1200	1255	63	5,6	25,5	4	0,8	1,9	7,65	Sp.	22	8
1300	1355	62	5,5	20,5	6	0,8	3,5	7,6	0,5	26	11
Probefassungsstelle Nr. 6											
1400	1955	275	5,85	31	$< 0,5$	0,07	3,9	7,85	Sp.	22	7
2000	0155	310	4,75	15	$< 0,5$	0,13	3,2	7,75	6,0	96	48
0200	0755	217	4,9	10,5	$< 0,5$	0,03	1,3	7,6	Sp.	9	1
0800	1355	272	5,95	20	$< 0,5$	0,06	5,2	7,7	Sp.	17	1

Dorfbaches: Sammelproben vom 29./30. September 1948

Tabelle 25

BSB_5 Total minus absetzbare Stoffe	Kaliumpermanganatverbrauch mg/l				Abdampfrückstand mg/l	Glühverlust mg/l	Färbung	Aussehen	Geruch
	Schwebestoffe	Kolloide	Echt Gelöste	Total					
63	1,1	26,6	18,3	46,0	412	39	grau	trüb	n. bes.
53	0	27,5	42,5	70,0	495	84	grau	trüb	Abwasser
39	32,2	14,5	18,7	65,4	366	8	grau	trüb	n. bes.
31	12,9	5,6	16,8	35,3	315	0	grau	trüb	leicht Abw.
34	13,4	7,8	24,9	46,1	289	—	grau	trüb	leicht Abw.
29	7,3	7,5	20,6	35,4	392	37	grau	trüb	leicht Abw.
27	16,4	6,5	19,0	41,9	354	47	grau	trüb	leicht Abw.
29	4,4	5,4	29,4	39,2	327	32	grau	trüb	leicht Abw.
18	38,4	9,7	32,4	80,5	354	58	grau	trüb	n. bes.
7,7	0,6	11,8	23,6	36,0	354	81	gräulich	—	n. bes.
3,8	0,9	14,1	9,4	24,4	313	50	gräulich	—	n. bes.
3,9	0,8	0	17,8	18,6	293	34	leicht opal	—	n. bes.
2,0	0	0	14,5	14,5	186	2	leicht opal	—	n. bes.
2,6	0	0	18,6	18,6	286	34	leicht opal	—	n. bes.
2,5	0	0	23,7	23,7	314	61	leicht opal	—	n. bes.
4,5	0	5,0	12,3	17,3	291	36	leicht opal	—	n. bes.
40	17,0	6,4	94,7	118,1	372	81	grau	trüb	leicht Abw.
49	22,1	5,1	98,5	125,7	445	58	grau	trüb	leicht Abw.
48	11,1	0	56,2	67,3	404	—	grau	trüb	leicht Abw.
31	16,1	16,8	37,5	70,4	367	—	grau	trüb	Abwasser
33	0	23,5	29,6	53,1	363	40	grau	trüb	Abwasser
36	6,0	19,0	30,9	55,9	344	52	gräulich	leicht trüb	Abwasser
41	3,8	5,1	47,3	56,2	423	59	gräulich	leicht trüb	leicht Abw.
52	4,1	13,7	44,8	62,6	382	80	gräulich	leicht trüb	leicht Abw.
12	6,8	9,1	21,1	37,0	370	40	opal	leicht trüb	n. bes.
19	6,3	20,0	30,3	56,6	303	22	gräul.-opal	—	n. bes.
4,2	0	9,7	13,3	23,0	343	7	—	fast klar	n. bes.
17	7,5	1,7	47,6	56,8	397	14	—	fast klar	n. bes.

Sauerstoffbestimmungen im Arlesheimer Dorfbach am 29./30. September 1948

Tabelle 26

Zeit	Station Nr. 3			Station Nr. 4			Station Nr. 6		
	Temperatur C°	O_2 mg/l	Sättigungsindex %	Temperatur C°	O_2 mg/l	Sättigungsindex %	Temperatur C°	O_2 mg/l	Sättigungsindex %
1430	15,0	10,2	103	14,8	4,3	43	18,7	1,2	13
1530	15,5[1])	10,1	103	14,9	3,9	39	18,4	1,2	13
1630	15,7[2])	9,8	100	14,6	4,7	47	17,7	1,2	13
1730	15,9	9,9	102	14,5	4,9	49	16,7	0,7	7
1830	15,0	9,8	99	14,7	4,3	43	15,9	0,3	3
1930	15,0	9,8	99	14,7	3,0	30	14,9	—	—
2030	—	—	—	14,7	5,4	54	14,7	0,1	1
2130	14,9	9,9	100	14,5	5,5	55	14,9	1,4	14
2230	14,9	9,9	100	14,5	5,6	56	15,3	2,7	27
2330	14,8	10,2	103	14,5	7,8	78	15,5	ca. 0	0
0030	14,4	10,2	102	14,5	8,4	84	15,8	0,0	0
0130	14,7	10,8	108	14,2	9,4	93	15,3	3,1	31
0230	14,6	10,2	102	14,2	9,7	96	15,0	4,0	40
0330	14,6	10,0	100	14,2	9,4	93	14,7	0,9	9
0430	14,1	10,2	101	14,1	10,6	104	14,4	1,1	11
0530	14,3	10,2	102	14,0	9,5	94	14,1	0,5	5
0630	14,3	10,3	103	14,0	4,2	41	14,1	0,9	9
0730	—	—	—	14,0	4,7	46	14,0	1,1	11
0830	14,1	10,2	101	14,1	—	—	14,1	1,0	10
0930	14,1	10,5	104	14,1	5,5	54	14,6	0,9	9
1030	14,4	10,6	106	14,2	6,3	62	14,6	2,0	20
1130	14,6	10,5	105	14,2	5,9	58	16,4	0,7	7
1230	14,8	10,6	107	14,2	4,6	45	16,7	0,4	4
1330	14,8	10,4	105	14,2	6,2	60	17,1	1,1	11

[1]) 1610 [2]) 1640

Stoffanfall und Stoffumsatz im Arlesheimer Dorfbach am 29./30. September 1948

Tabelle 27

Zeit von	bis	Chlorid Cl'	Nitrat NO_3'	Nitrit NO_2'	Ammoniak NH_4^+	Absetzbare Stoffe: Abdampfrückstand	Absetzbare Stoffe: Glühverlust	BSB_5 Total minus Absetzbare	Kaliumpermanganatverbrauch: Schwebestoffe	Kaliumpermanganatverbrauch: Kolloide	Kaliumpermanganatverbrauch: Echt Gelöste	Kaliumpermanganatverbrauch: Total
Stündlicher Anfall bei Probefassungsstelle 4 in kg												
1400	1455	1,7	0,7	0,08	0,18	1,1	0,7	4,3	0,1	1,8	1,3	3,2
1500	1555	3,9	0,7	0,07	0,24	1,8	0,9	3,7	0,0	1,9	2,9	4,8
1600	1655	1,7	0,5	0,07	0,21	1,1	0,5	2,5	2,1	0,9	1,2	4,2
1700	1755	1,0	0,4	0,05	0,09	1,2	0,6	1,9	0,8	0,3	1,0	2,1
1800	1855	0,9	0,5	0,05	0,10	1,4	0,3	2,2	0,9	0,5	1,6	3,0
1900	1955	1,1	0,4	0,06	0,12	0,8	0,1	1,9	0,5	0,5	1,3	2,3
2000	2055	1,1	0,3	0,08	0,16	0,4	0,0	1,7	1,0	0,4	1,2	2,6
2100	2155	1,1	0,4	0,08	0,15	0,3	0,1	1,9	0,3	0,3	1,9	2,5
2200	2255	1,4	0,4	0,07	0,18	9,4	1,4	1,9	4,1	1,0	3,4	8,5
2300	2355	0,8	0,6	0,03	0,10	0,7	0,2	0,5	0,0	0,8	1,5	2,3
2400	0055	0,6	0,4	0,02	0,05	0,2	0,2	0,2	0,0	0,8	0,5	1,3
0100	0155	0,5	0,5	0,02	0,03	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	1,0	1,0
0200	0255	0,5	0,4	0,01	0,02	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,7	0,7
0300	0355	0,5	0,4	0,01	0,01	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	1,0	1,0
0400	0455	0,5	0,3	0,01	0,02	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	1,2	1,2
0500	0555	0,5	0,5	0,01	0,04	0,0	0,0	0,2	0,0	0,2	0,6	0,8
0600	0655	0,5	0,4	0,04	0,18	0,8	0,3	2,1	0,9	0,3	4,9	6,1
0700	0755	1,8	0,1	0,01	0,70	1,2	0,2	2,9	1,3	0,3	5,9	7,5
0800	0855	1,4	0,1	0,02	0,28	3,1	1,1	3,0	0,7	0,0	3,5	4,2
0900	0955	1,3	0,3	0,07	0,42	1,2	0,4	2,0	1,1	1,1	2,4	4,6
1000	1055	1,2	0,2	0,04	0,44	1,9	0,5	2,0	0,0	1,5	1,8	3,3
1100	1155	1,1	0,3	0,05	0,20	1,6	0,6	2,3	0,4	1,2	1,9	3,5
1200	1255	1,6	0,3	0,05	0,12	1,4	0,5	2,6	0,2	0,3	3,0	3,5
1300	1355	1,3	0,4	0,05	0,22	1,6	0,7	3,2	0,3	0,8	2,8	3,9
1400	1355	28,0	9,5	1,05	4,26	31,2	9,3	43,5	14,7	14,9	48,5	78,1
6stündlicher Anfall bei Probefassungsstelle 6 in kg bezogen auf Abfluss bei 4												
1400	1955	12,2	$<0,2$	0,03	1,53	8,7	2,8	4,7	2,7	3,6	8,3	14,6
2000	0155	6,0	$<0,2$	0,05	1,28	38,6	19,3	7,6	2,5	8,0	12,2	22,7
0200	0755	3,3	$<0,2$	0,01	0,41	2,8	0,3	1,3	0,0	3,0	4,2	7,2
0800	1355	7,5	$<0,2$	0,02	1,96	6,4	0,4	6,4	2,8	0,6	18,0	21,4
1400	1355	29,0	$<0,8$	0,11	5,18	56,5	22,8	20,0	8,0	15,2	42,7	65,9

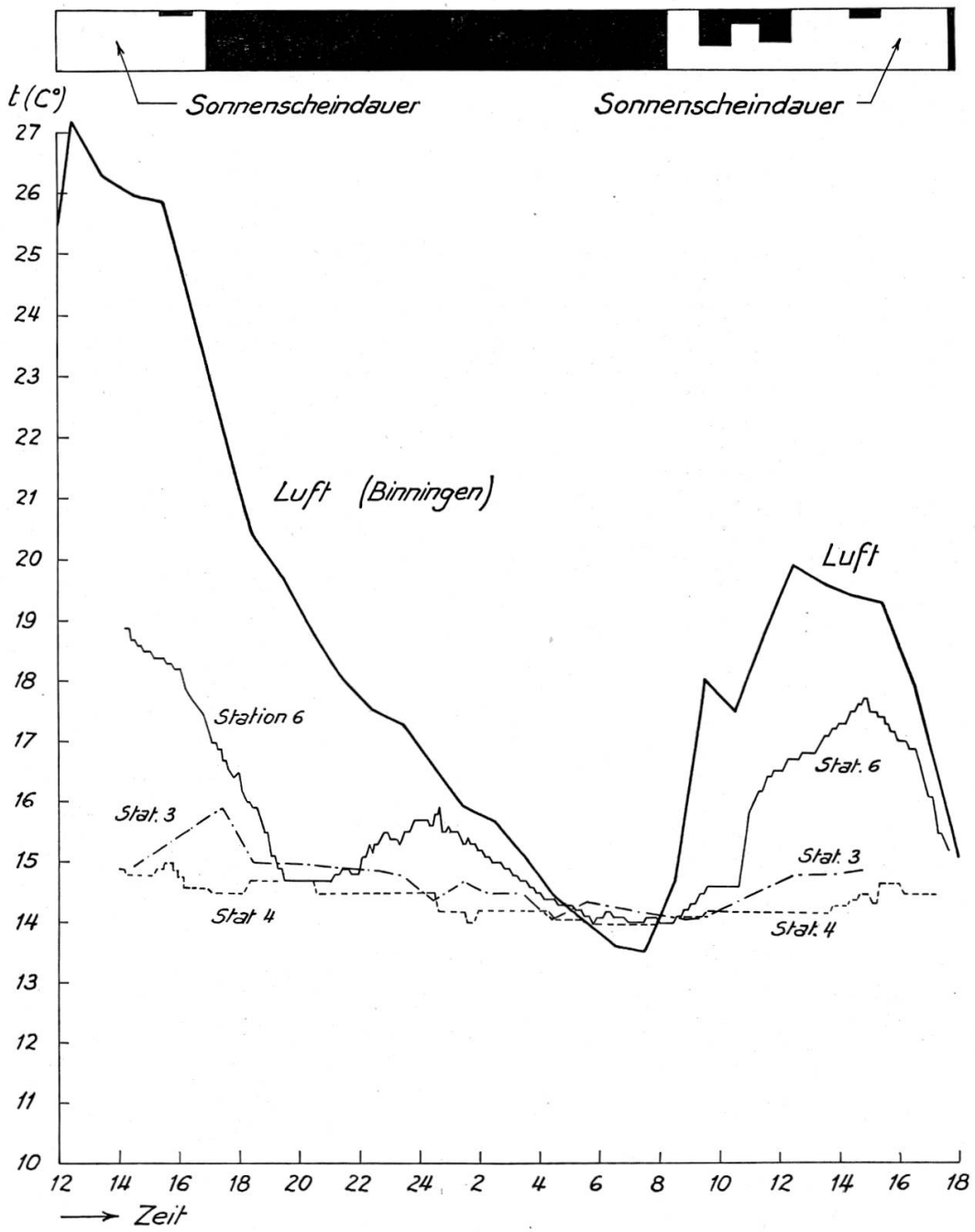


Abbildung 72. Temperatur des Arlesheimer Dorfbaches und der Luft am 29./30. 9. 1948

4. Der Stoffhaushalt des offenen Gewässers oberhalb des Dorfes Arlesheim

a) Thermik

Das Quellgewässer bei Station 1 zeigte am 16. 9. 1948 tagsüber eine ziemlich konstante Temperatur von 10,9 bis 11,8°. Dasselbe gilt auch für das mit 12,7 bis 13,0° etwas höher temperierte Gewässer unterhalb der Weiher (Station 2). Auf dem verhältnismässig schattigen Lauf zwischen den Stationen 2 und 3 fand während des ganzen Tages eine mässige

Temperaturabnahme statt; die Temperaturen der Station 3 schwankten nur zwischen 12,3 und 12,5°, so dass das Nachmittagsmaximum lediglich schwach angedeutet war (vgl. Abbildung 73).

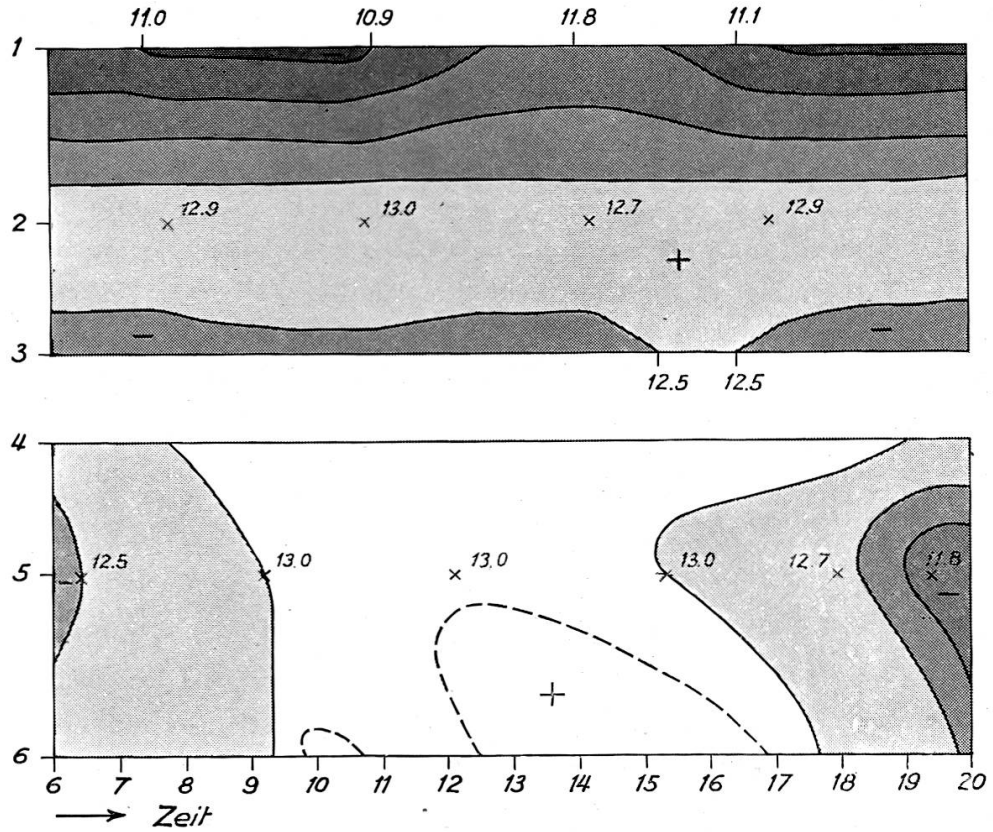


Abbildung 73. Temperatur des Arlesheimer Dorfbaches am 16. 9. 1948

An dem sonnigeren und wärmeren 30. 9. 1948 waren die Temperaturen mit 13,4 bis 15,9° auf der ganzen Gewässerstrecke höher als am 16. 9. 1948. Auch an diesem Tage erfuhr das Gewässer beim Durchfliessen der Weiher eine Temperaturerhöhung. Der Tagesgang der Wassertemperatur bei der Station 3 entsprach dem Gang der Lufttemperatur, wenn auch die Amplitude der Wassertemperatur mit 1,8° C (14,1 bis 15,9) wesentlich geringer war als die Amplitude der Lufttemperatur (rund 14°) oder die Amplitude der Wassertemperatur bei Station 6 (4,9°).

b) Die gelösten mineralischen Stoffe

Im Mittel der vier Einzelproben vom 16. 9. 1948 ergaben sich folgende Konzentrationen an gelösten mineralischen Stoffen:

		Station 1	2	3
Hydrokarbonat	mval	4,35	4,55	4,5
Sulfat	mval	1,15	0,95	1,0
Calcium	mval	4,5	4,75	4,55
Magnesium	mval	0,5	0,35	0,5
Chlorid	mg/l	7	6,5	6,5
Nitrat	mg/l	14	12	15
Nitrit	mg/l	∅	Sp.	H.
Ammoniak	mg/l	∅	∅	∅
Phosphat	mg/l	H	H	H

Es ergibt sich, dass das Gewässer an allen drei Stationen einen ähnlichen Chemismus aufweist. Die geringe Differenz zwischen den Stationen 1 und 2 ist vermutlich auf die durch die Weiher bedingte zeitliche Verschiebung, eventuell auch auf gewisse stoffliche Umsetzungen in den Weihern zurückzuführen. Dasselbe gilt für die etwas grössere Differenz im Chemismus zwischen den Stationen 1 und 2, wie sie sich aus der Kontrolluntersuchung vom 30. 9. 1948 ergibt und wo sie vor allem in der Hydrokarbonat- und Calcium-Konzentration zum Ausdruck kommt.

c) Die organischen Stoffe

Der Gehalt des Wassers an organischer Substanz ist durch den Biochemischen Sauerstoffbedarf und den Kaliumpermanganatverbrauch gekennzeichnet, welche am 16. 9. 1948 folgende Mittelwerte besassen:

		Station 1	2	3
BSB_5	mg/l	0,6	0,6	0,4
$KMnO_4$-Verbrauch	mg/l	7,4	12,9	9,0

Die Werte liegen innerhalb der für ein reines Gewässer üblichen Grössenordnung. Innerhalb der untersuchten Gewässerstrecke ist ausser der Zunahme des Permanganatverbrauchs nach Durchfliessen der Weiher keine wesentliche Veränderung zu beobachten. Diese Feststellung wurde durch die Untersuchung vom 30. 9. 1948 bestätigt.

d) Die Gase

Sowohl am 16. 9. 1948 als auch am 30. 9. 1948 wies während des ganzen Tages die Station 1 die höchsten Sauerstoffkonzentrationen auf. Das Wasser war bei dieser Station mit Sauerstoff leicht übersättigt, was auf die Wirkung assimilatorischer Prozesse hinweist. Unterhalb der Weiher (Station 2) hatte das Wasser einen um 0,7 bis 1,8 mg/l niedrigeren Sauerstoffgehalt, wobei zum Teil geringe Sauerstoff-Defizite auftraten. Es scheint somit, dass an den Untersuchungstagen bzw. in der ihnen

vorangehenden Zeit in den Weihern dissimilatorische gegenüber assimilatorischen Vorgängen überwogen. Bei allen Untersuchungsserien zeigte sich zwischen den Stationen 2 und 3 eine Erhöhung der Sauerstoffkonzentration, was auf die Assimilationstätigkeit grüner Pflanzen zurückgeführt werden muss. Da diese jedoch verhältnismässig gering ist, war kein dieser Tätigkeit entsprechender täglicher Gang der Sauerstoffkonzentration in ausgeprägter Weise vorhanden.

Der Wert der freien Kohlensäure war an beiden Untersuchungstagen wesentlich geringer als die dem Gleichgewichtszustand entsprechende sogenannte zugehörige Kohlensäure.

5. Die Veränderung des Gewässers durch die Einleitung der häuslichen Abwässer

a) Thermik

Die Temperatur-Amplitude des Wassers der Station 4 war an den beiden Untersuchungstagen nur gering. Sie betrug am 16. 9. 1948 zwischen 0600 und 2000 0,4° C und am 29./30. 9. 1948 während 24 Stunden 1,0°. Der tägliche Gang der Temperatur ist dementsprechend nur schwach ausgeprägt.

b) Die gelösten mineralischen Stoffe

Aus den sechs Einzelproben vom 16. 9. 1948 haben wir die in nachfolgender Tabelle enthaltenen Konzentrationsmittelwerte des Wassers der Station 4 erhalten. Auf Grund des Abflusses von 0600—2000 können wir daraus den 14-stündigen Anfall bei Station 4 annäherungsweise berechnen. Die abwasserbedingte Verunreinigung ergibt sich aus der Differenz zwischen diesen Werten einerseits und den Summen des Anfalls bei Station 3 und des Anfalls im Gebrauchswasser andererseits:

		Cl'	NO_3'	NO_2'	$NH_4^{\cdot}$	PO_4'''
Mittlere Konzentration bei Station 4	mg/l	10,6	9,7	0,7	0,68	0,92
Anfall bei Station 3	kg/14 Std.	22	51	—	—	—
Natürlicher Anfall des Gebrauchswassers	kg/14 Std.	6	19	—	—	—
	Total	28	70	—	—	—
Anfall bei Station 4	kg/14 Std.	44	40	2,9	2,8	3,8
Zusätzlicher Anfall	kg/14 Std.	16	—30	2,9	2,8	3,8
Zusätzlicher Anfall g pro Einwohner in den 14 Tagesstunden		10,7	—13,4	1,9	1,9	2,5

Aus der Untersuchung der Sammelproben über 24 Stunden (vgl. Tabelle 28) vom 29./30. 9. 1948 ergibt sich pro Einwohner und Tag

folgender zusätzlicher Anfall an abwasserbedingten mineralischen Stoffen:

	Cl'	NO_3'	NO_2'	NH_4'
Zusätzlicher Anfall g pro Einwohner in 24 Stunden	11,4	—10,9	0,7	2,8

Der abwasserbedingte Anfall an Chloriden lag am 16. 9. 1948 und am 29./30. 9. 1948 in der Grössenordnung der beim Reinacher Dorfbach ermittelten Werte. Am 30. 7. 1947 betrug er zur Beobachtungszeit etwa 0,97 kg pro Stunde entsprechend etwa 0,65 g pro Einwohner und Stunde oder auf 14 Stunden bezogen etwa 9 g, was ebenfalls grössenordnungsmässig mit den anderen Werten übereinstimmt.

Der Phosphatanfall betrug am 30. 7. 1947 etwa 110 g pro Stunde oder auf 14 Stunden bezogen etwa 1 g pro Einwohner, während am 16. 9. 1948 in 14 Stunden 2,5 g pro Einwohner angefallen waren.

Bei den Stickstoffverbindungen zeigte sich am 16. 9. 1948 und am 29./30. 9. 1948 zwischen den Stationen 3 und 4 eine Abnahme der Nitrate und eine Zunahme der Nitrite. Bilanzmässig ist während der 24stündigen Beobachtungsperiode vom 29./30. 9. 1948 weder eine Zunahme noch eine Abnahme des anorganisch gebundenen Stickstoffs festzustellen. Zwischen dem natürlichen Anfall (Station 3 und Trinkwasser) und dem Anfall bei Station 4 ergibt sich eine Abnahme der Nitrate um etwa 2,4 g N pro Einwohner und Tag, welcher bei Umrechnung auf Stickstoff (N) eine gleich grosse Zunahme an Nitriten und Ammoniak gegenübersteht. Da jedoch auch im Abwasser ein beträchtlicher Anfall an anorganischem Stickstoff stattfindet, kann diese Tatsache z. B. durch die Tätigkeit denitrifizierender Bakterien erklärt werden, die ihren Sauerstoffbedarf aus der Reduktion von Nitraten und Nitriten zu elementarem Stickstoff decken.

Noch ausgeprägter dürften die denitrifizierenden Vorgänge am 16. 9. 1948 gewesen sein, wo während der 14 Tagesstunden die Nitrate um 3,0 g N pro Einwohner abgenommen und die Nitrite und Ammoniak um 2,1 g N pro Einwohner zugenommen hatten. Am 30. 7. 1947 war der anorganische Stickstoff bei der Station 4 ausschliesslich in Form von Ammoniak vorhanden. Der Stickstoffanfall entsprach auf 14 Stunden umgerechnet etwa 2,3 g N. Die Nitrate, welche im Arlesheimer Gebrauchswasser vorhanden sind, waren vollständig reduziert.

Die Alkalinität (Hydrokarbonat-Konzentration) nimmt durch die Abwasserzufuhr stark zu. Während am 16. 9. 1948 bei der Station 3 Werte zwischen 4,4 und 4,6 mval beobachtet wurden, schwankten sie bei der Station 4 zwischen 4,5 und 5,05 mval. Zum Teil ist diese Erhöhung auf die höhere Hydrokarbonat-Konzentration des Gebrauchs-

wassers (5,05 mval), das am 16. 9. 1948 rund $^1/_5$ des Gesamtabflusses lieferte, zurückzuführen. Dass jedoch auch durch Verunreinigungsstoffe wesentliche Alkalinitätserhöhungen stattfinden, zeigen die Untersuchungen vom 29./30. 9. 1948, die bei geringerer Wasserführung durchgeführt worden waren. Tagsüber, von 6 bis 21 Uhr war die Alkalinität des Wassers bei Station 4 durchwegs höher als diejenige des Gebrauchswassers. Sie erreichte ein Maximum von 6,3 mval. Ein noch höherer Wert (6,9 mval) wurde bei der geringen Wasserführung des 30. 7. 1947 festgestellt.

Die Konzentration der gelösten mineralischen Stoffe (Abb. 74) zeigt nach den Untersuchungen vom 29./30. 9. 1948 einen täglichen Gang, der eng mit dem Tagesgang der menschlichen Tätigkeiten verknüpft ist. Die Nachtruhe ist – wie bereits erwähnt – zwischen 21 und 6 Uhr durch eine niedere Alkalinität gekennzeichnet. Bei den Chloriden, den Nitriten und dem Ammoniak ist das Minimum zwischen 3 und 4 Uhr vorhanden. Zwischen 4 und 5 Uhr dürften sich bei diesen typisch fäkalischen Verunreinigungsstoffen bereits die ersten Frühaufsteher geltend machen. Doch bleibt die Konzentrationserhöhung beim Ammoniak bis 6 Uhr und bei den Chloriden bis 7 Uhr in bescheidenem Rahmen. Sowohl bei den Chloriden als auch beim Ammoniak findet sich eine ausgeprägte Spitze zwischen 7 und 8 Uhr, deren Ursprung zweifellos zur Hauptsache der menschliche Harn ist. Die während der Morgenstunden vorhandene starke Belastung mit oxydierbaren organischen Stoffen begünstigt denitrifizierende Prozesse, die ein Nitratminimum verursachen und selbst im Gang der Nitritkonzentration zum Ausdruck kommen. Chlorid-, Nitrit- und Ammoniak-Konzentrationen bleiben während des ganzen Tages verhältnismässig hoch. Schwierig zu erklären ist ein ausgeprägtes Chloridmaximum zwischen 15 und 16 Uhr. Konzentrations-Minima der genannten Stoffe werden zwischen 17 und 19 Uhr erreicht. Fäkalische Stoffe machen sich dann nochmals mit Konzentrationsmaxima zwischen 20 und 22 Uhr geltend, wenn sich ein Grossteil der Bevölkerung zur Nachtruhe begibt.

Nach 22 Uhr nehmen die Konzentrationen bis 3 Uhr allmählich ab.

c) Die organischen Stoffe

Der abwasserbedingte Anfall organischer Stoffe ergibt sich für die 14stündige Beobachtungsperiode des 16. 9. 1948 aus folgender bilanzmässiger Zusammenstellung:

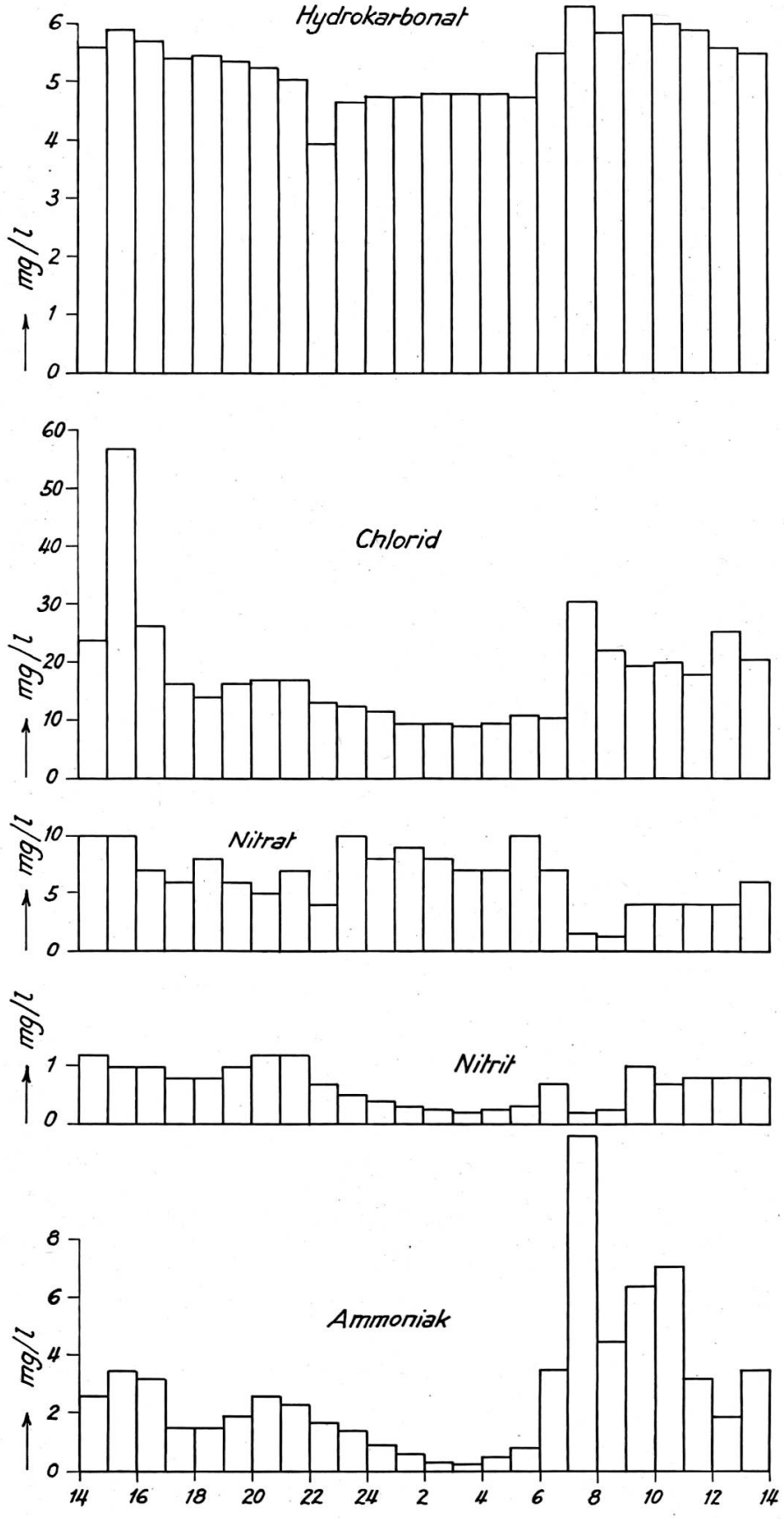


Abbildung 74. Täglicher Gang der Konzentration der gelösten mineralischen Stoffe bei der Probefassungsstelle 4 des Arlesheimer Dorfbaches am 29./30. 9. 1948

		BSB_5	$KMnO_4$-Verbrauch
Mittlere Konzentration bei Station 4	mg/l	14,9	79
Anfall bei Station 3	kg/14 Std.	1,4	30
Natürlicher Anfall des Gebrauchswassers	kg/14 Std.	0,1	3
	Total	1,5	33
Anfall bei Station 4	kg/14 Std.	62	328
Zusätzlicher Anfall	kg/14 Std.	60,5	295
Zusätzlicher Anfall g pro Einwohner in den 14 Tagesstunden		40	197

Zu den angegebenen Kaliumpermanganat-Werten ist zu bemerken, dass im Mittelwert die um 17.45 Uhr gefasste Probe enthalten ist, welche einen ungewöhnlich hohen Permanganatverbrauch zeigte, welcher kaum fäkalischen Ursprungs ist und offenbar als Zufall gewertet werden muss. Lassen wir diese Probe unberücksichtigt, so beträgt der Mittelwert 32 mg/l, der Anfall bei Station 4 133 kg, der zusätzliche Anfall 100 kg und damit der zusätzliche Anfall pro Einwohner in den 14 Tagesstunden 67 g.

Aus der Untersuchung der Sammelproben (vgl. Tabelle 28) vom 29./30. 9. 1948 ergibt sich pro Einwohner und Tag der durch folgende Werte gekennzeichnete zusätzliche Anfall abwasserbedingter organischer Stoffe:

		g pro Einwohner und Tag
Absetzbare Stoffe	Trockensubstanz	21
	Glühverlust	6
BSB_5	total minus absetzbare	28½
$KMnO_4$-Verbrauch	Schwebestoffe	10
	Kolloide	10
	Echt Gelöste	26
	Total	46

Bei der Verwendung dieser Werte ist festzustellen, dass einerseits etwa die Hälfte der Einwohner die Abwässer nicht in frischem Zustand der Kanalisation übergibt und andererseits, dass – aus den Sauerstoffverhältnissen zu schliessen – bei der Station 4 bereits gewisse Abbauprozesse stattgefunden haben.

Wie bei den gelösten mineralischen Stoffen, so ist auch bei den die organische Substanz charakterisierenden Werten der tägliche Gang ausgeprägt und mit dem täglichen Gang der menschlichen Tätigkeit verknüpft (Abb. 75). Nach den Untersuchungen vom 29./30. 9. 1948 ist der Biochemische Sauerstoffbedarf von 0 bis 6 Uhr gering. Nach 6 Uhr steigt er stark an und weist wie die Chlorid- und die Ammoniak-Konzentration zwischen 7 und 8 Uhr ein erstes Maximum auf. Im weiteren Verlauf des Vormittags sinkt er zunächst, um dann wieder anzusteigen und von 14–15 Uhr sein absolutes Maximum zu erreichen. Das letztere erfolgt

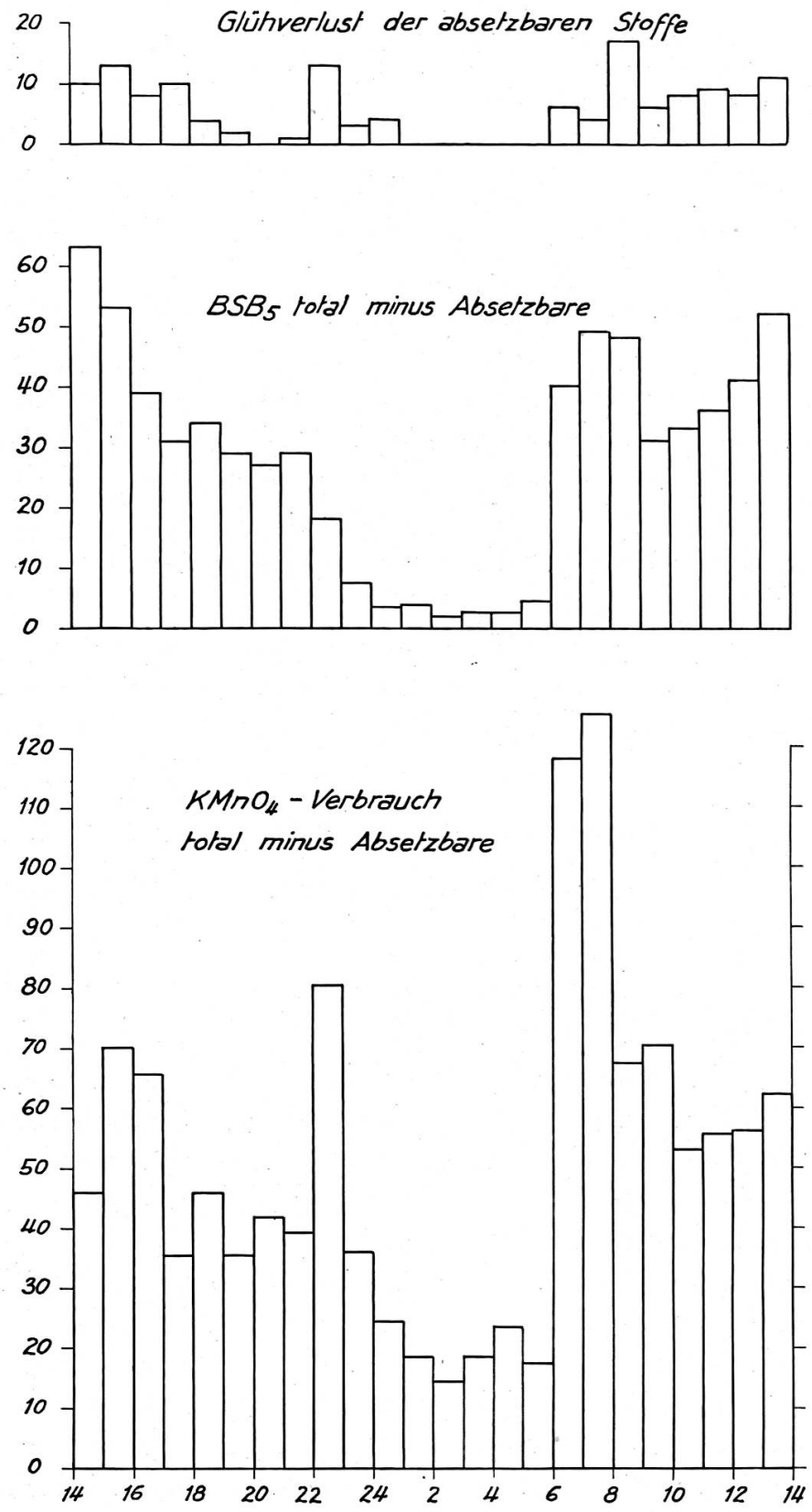


Abbildung 75. Täglicher Gang der Konzentration der organischen Stoffe bei der Probefassungsstelle 4 des Arlesheimer Dorfbaches am 29./30. 9. 1948

offenbar im Anschluss an die nachmittäglichen Küchenarbeiten. Im weiteren Verlauf des Nachmittags und Abends sinkt er dann im grossen und ganzen gesehen allmählich zum nächtlichen Minimum ab.

Wie der Biochemische Sauerstoffbedarf, so hat auch der Kaliumpermanganatverbrauch während der Nacht sein Minimum. Nach 6 Uhr steigt er ebenfalls stark an, um zwischen 7 und 8 Uhr sein absolutes Maximum zu erreichen. Der weitere Tagesgang ist von demjenigen des Biochemischen Sauerstoffbedarfs verschieden, was bestätigt, dass der Kaliumpermangantverbrauch kein zuverlässiges Mass für die biochemisch oxydierbaren Substanzen bildet. Insbesondere ist auch das zeitlich verschiedene Auftreten des absoluten Maximums der beiden Masszahlen auffallend. Nicht zu erklären ist das Permanganatmaximum zwischen 22 und 23 Uhr, welches mit dem absoluten Abflussmaximum und dem absoluten Alkalinitäts-Minimum übereinstimmt. In dieser Stunde sind rund 40 m^3 mehr Wasser abgeflossen als in den benachbarten Stunden, ohne dass dies in irgendeiner Tätigkeit des menschlichen Haushaltes seine Erklärung finden könnte. Es muss vielmehr angenommen werden, dass irgendwo eine grössere Menge Abwasser abgelassen wurde, das durch eine verhältnismässig geringe Alkalinität und eine verhältnismässig hohe Oxydierbarkeit gekennzeichnet war.

Ein spezielles Abwasser wurde am 16. 9. 1948 um 1220 bei Station 6 und am 30. 9. 1948 um 1525 bei Station 4 in den erhobenen Proben festgestellt. Die Proben zeichnen sich durch hohe Permanganatwerte aus und dadurch, dass sie sich beim Zusatz von Schwefelsäure rot färbten. Die Probe vom 30. 9. 1948 hatte einen deutlich wahrnehmbaren Geruch nach Kirsch. Es handelt sich also zweifellos um Brennereiabwässer, welche die hohe Verunreinigung der betreffenden Wässer verursacht haben.

d) Die Gase

Die Sauerstoffkonzentration war am 16. 9. 1948 bei der Station 4 durchwegs geringer als bei der Station 3. Der Sättigungsindex, der bei Station 3 103 bis 105% betrug, sank durch die Abwasserbelastung auf 76 bis 100%.

Noch ausgeprägter war die bereits in der Kanalisation stattfindende Sauerstoffabnahme während der geringeren Wasserführung vom 29./30.9. 1948. Das Wasser der Station 3 hatte an diesem Tage Sättigungsindices von 99 bis 108%. Bei der Station 4 wurde dagegen während der 24stündigen Beobachtungszeit der Sättigungsgrad nur einmal erreicht bzw. überschritten, sank jedoch z. T. bis auf 30%.

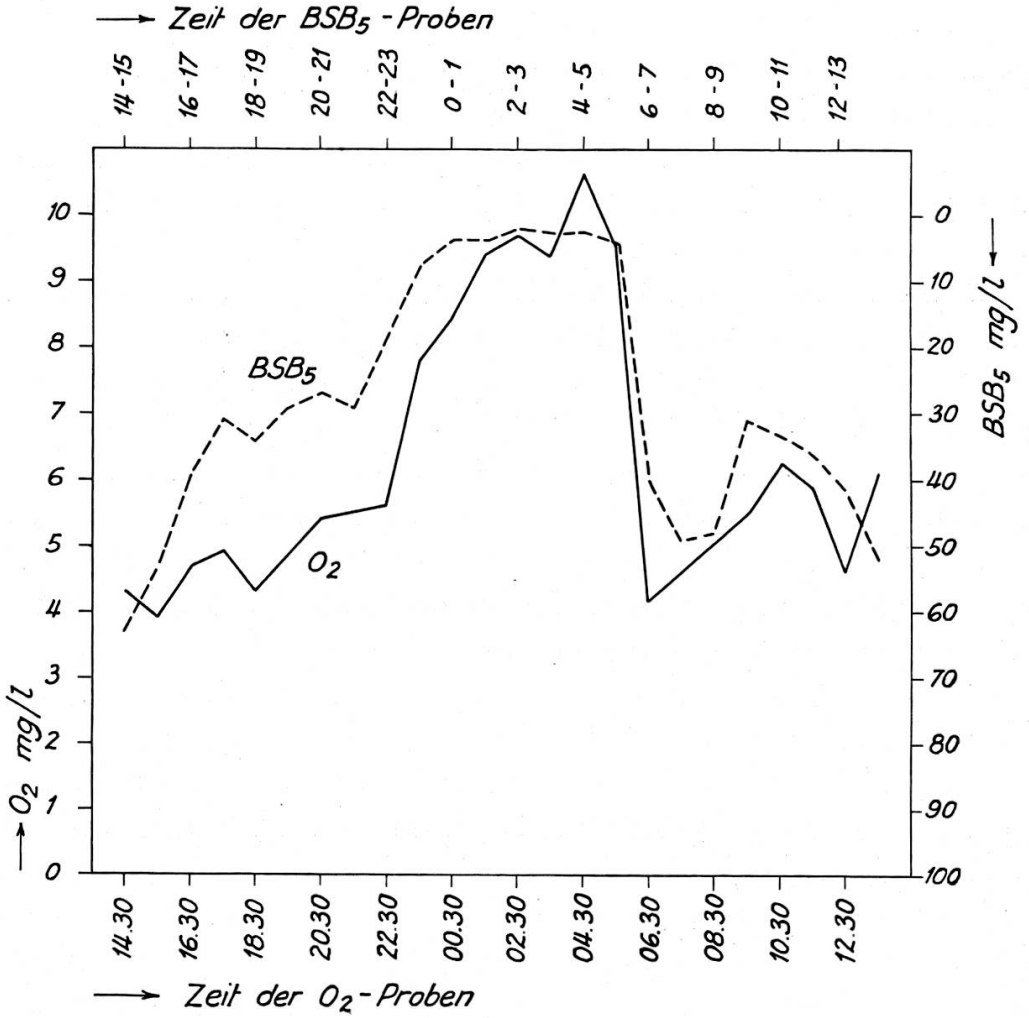


Abbildung 76. Täglicher Gang der Sauerstoffkonzentration und des Biochemischen Sauerstoffbedarfs bei der Probefassungsstelle 4 des Arlesheimer Dorfbaches am 29./30. 9. 1948

Wie die Abbildung 76 veranschaulicht, besteht eine enge Beziehung zwischen der Ganglinie der Sauerstoffkonzentration und des Biochemischen Sauerstoffbedarfs, indem im allgemeinen bei steigendem BSB die Sauerstoffkonzentration sinkt und umgekehrt. Dem BSB-Minimum der Nachtstunden entspricht ein Sauerstoff-Maximum und die beiden BSB-Maxima fallen zeitlich mit Sauerstoff-Minima zusammen.

6. Der Stoffhaushalt des Gewässers unterhalb des Dorfes Arlesheim

a) Thermik

Tagsüber, etwa zwischen 9½ und 17½ Uhr war am 16. 9. 1948 zwischen den Stationen 4 und 6 eine geringe Temperaturerhöhung festzustellen, während vor 9½ Uhr und nach 17½ Uhr eine Abkühlung des

Wassers stattfand. Daraus resultiert bei der Station 6 während der 14stündigen Beobachtungsperiode eine Temperatur-Amplitude von 1,0° gegenüber nur 0,4° bei der Station 4. Gesamthaft gesehen war der Wärmeaustausch an diesem trüben Herbsttag immerhin gering, obwohl die Lufttemperatur während der Untersuchungszeit eine Amplitude von etwa 6° hatte.

Einen wesentlich höheren Wärmeaustausch zeigte sich am tagsüber vorwiegend sonnigen und einen geringeren Abfluss aufweisenden Untersuchungstag des 29./30. 9. 1948. Die Temperatur-Aplitude betrug während 24 Stunden bei Station 6 4,9° gegenüber 1,0° bei Station 4. Von etwa 14 bis 20 Uhr verlief der Gang der Wassertemperatur bei Station 6 ungefähr parallel dem Gang der Lufttemperatur. Eigenartig ist die zwischen etwa 20 und 5 Uhr stattfindende Temperaturerhöhung, die zeitweise über 1° beträgt und zwischen 0 und 1 Uhr ihr Maximum erreicht. Tagsüber hatte dann am 30. 9. 1948 die Wassertemperatur bei Station 6 einen der Lufttemperatur ungefähr entsprechenden Gang. Wie aus den Sauerstoffverhältnissen hervorgeht, haben um Mitternacht besonders intensive Dissimilationsprozesse stattgefunden. Es erscheint deshalb möglich, dass das nächtliche Temperaturmaximum auf das Freiwerden von Oxydationsenergie der organischen Substanz zurückzuführen ist.

b) Die gelösten mineralischen Stoffe

Im Mittel der sechs Einzelproben vom 16. 9. 1948 ergeben sich folgende Konzentrationen an gelösten mineralischen Stoffen:

		Station 4	5	6
Hydrokarbonat	mval	4,85	4,8	4,8
Sulfat	mval	0,9	1,0	0,9
Calcium	mval	4,9	4,9	4,9
Magnesium	mval	0,4	0,4	0,35
Chlorid	mg/l	10,6	9,6	10,0
Nitrat	mg/l	9,7	7,7	9,2
Nitrit	mg/l	0,70	0,83	1,06
Ammoniak	mg/l	0,68	0,51	0,39
Phosphat	mg/l	0,92	1,05	0,42

Aus der Zusammenstellung ist ersichtlich, dass die Konzentration der Hydrokarbonate, der Sulfate, des Calciums, des Magnesiums, der Chloride und der Nitrate auf der untersuchten Gewässerstrecke praktisch konstant blieb. Beim Ammoniak dürfte sich eine gewisse Oxydation zu Nitriten geltend gemacht haben. Beim Phosphat scheint dagegen zwi-

schen den Stationen 5 und 6 etwa die Hälfte durch die Organismen verbraucht worden zu sein.

Am 29./30. 9. 1948 betrug die mittlere Hydrokarbonatkonzentration bei der Station 4 5,3 mval und bei der Station 6 5,35 mval. Es ist also auch an diesem Tage keine gesicherte Veränderung festzustellen.

Aus der Tabelle 28 geht die Veränderung der übrigen am 29./30. 9. 1948 bestimmten mineralischen Stoffe hervor. Die Zusammenstellung zeigt, dass die Chloridkonzentration – wie zu erwarten – zwischen den Stationen 4 und 6 unverändert geblieben war. Dagegen war die Konzentration der Stickstoffverbindungen bei Station 6 gegenüber Station 4 verändert. Einer Zunahme von 0,72 kg/Tag Ammoniak-Stickstoff steht eine Abnahme von 0,28 kg/Tag Nitrit-Stickstoff und etwa 2 kg Nitrat-Stickstoff gegenüber. Etwa die Hälfte des bei der Station 4 anfallenden Stickstoffes wurde also entweder durch die Tätigkeit denitrifizierender Bakterien in elementaren Stickstoff umgewandelt oder aber in organische Verbindungen gebunden.

Stoffanfall und Stoffumsatz im Arlesheimer Dorfbach am 29./30. September 1948

Tabelle 28

Werte in kg/Tag	Chlorid Cl'	Nitrat NO_3'	Nitrit NO_2'	Ammoniak NH_4'	Absetzbare Stoffe: Abdampfrückstand	Absetzbare Stoffe: Glühverlust	BSB_5 Total minus Absetzbare	Kaliumpermanganatverbrauch: Schwebestoffe	Kaliumpermanganatverbrauch: Kolloide	Kaliumpermanganatverbrauch: Echt Gelöste	Kaliumpermanganatverbrauch: Total
Probefassungsstelle 3 (nach Analyse um 1510)	4,4	5,4	0,01	0,00	0,0	0,0	0,8	0,0	0,0	5,9	5,9
Trinkwasser nach Analyse vom 16. 9. 1948 ($Q = Q_4 - Q_3$) . .	6,5	20,4	0,00	0,00	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	3,1	3,1
Total Reinwasser (Summe Probefassungsstelle 3 + Trinkwasser)	10,9	25,8	0,01	0,00	0,0	0,0	0,9	0,0	0,0	9,0	9,0
Probefassungsstelle 4 . . .	28,0	9,5	1,05	4,26	31,2	9,3	43,5	14,7	14,9	48,5	78,1
Abwasser (Differenz Station 4 minus Reinwasser)	17,1	−16,3	1,04	4,26	31,2	9,3	42,6	14,7	14,9	39,5	69,1
Probefassungsstelle 6 bezogen auf Abfluss bei 4	29,0	< 0,8	0,11	5,18	56,5	22,8	20,0	8,0	15,2	42,7	65,9
Veränderung zwischen Stationen 4 und 6 (bezogen auf Abfluss bei 4)	+ 1,0	> −8,7 < −9,5	−0,94	+9,92	+ 25,3	+13,5	−23,5	− 6,7	+ 0,3	− 5,8	−12,2

c) Die organischen Stoffe

Der Biochemische Sauerstoffbedarf und der Kaliumpermanganatverbrauch besassen am 16. 9. 1948 folgende Mittelwerte:

	Station 4	5	6
BSB_5 (Mittel aller Serien)	14,9	10,4	10,4
$KMnO_4$-Verbrauch	79	35	47
BSB_5 (Mittel ohne 3. Serie)	13,0	9,9	5,4

Im BSB_5-Mittel aller Serien ist bei der Station 6 die einen besonders hohen BSB_5 aufweisende, mit Brennereiabwässern verunreinigte Probe enthalten, während bei den anderen Stationen keine entsprechende Probe erhoben wurde. Für die Beurteilung der Selbstreinigung ist es deshalb zweckmässig, bei allen Stationen das ohne Berücksichtigung der 3. Serie gebildete Mittel zu verwenden. Die mittlere Fliesszeit am 16. 9. 1948 kann zwischen den Stationen 4 und 5 auf etwa ½ Stunde, diejenige zwischen den Stationen 5 und 6 auf etwa 1 Stunde geschätzt werden. Wir erhalten unter Zugrundelegung dieser Annahme für die wahre Oxydationskonstante zwischen den Stationen 4 und 5 $k' = 5{,}7$, zwischen den Stationen 5 und 6 $k' = 6{,}3$ und zwischen den Stationen 4 und 6 $k' = 6{,}1$.

Am 29./30. 9. 1948 entsprach der tägliche Anfall an organischen Substanzen (ohne die Absetzbaren Stoffe) bei der Station 4 einem BSB_5 von 43,5 kg, bei der Station 6 (bezogen auf den Abfluss bei Station 4) einem solchen von 20,0 kg. Die kleinste Durchflusszeit (Spitze der Farbwelle) zwischen den Stationen 4 und 6 betrug bei der Wasserführung dieses Tages 81 Minuten; die mittlere Durchflusszeit kann nach dieser Messung auf etwa 2 Stunden geschätzt werden. Wir erhalten dann für die wahre Oxydationskonstante der 24stündigen Beobachtungsperiode einen Wert von $k' = 3{,}0$.

Wie die Zusammenstellung auf Tabelle 28 zeigt, nahm der Kaliumpermanganatverbrauch durch die stattfindende Selbstreinigung nicht im selben Masse ab wie der Biochemische Sauerstoffbedarf. Es geht auch aus diesem Umstand hervor, dass die Abnahme des $KMnO_4$-Verbrauchs kein geeignetes Mass für die stattfindende biologische Selbstreinigung ist.

Betreffend die Werte für absetzbare Stoffe ist zu bemerken, dass die bei Station 6 zwischen 2000 und 0155 erhobene Probe Häute von Mückenpuppen in grosser Zahl enthielt und dass der hohe Wert an absetzbaren Stoffen auf diese Häute zurückzuführen ist. Berücksichtigen wir bei der Beurteilung diesen Umstand, so sehen wir, dass die Konzentration der absetzbaren Stoffe zwischen den Stationen 4 und 6 keine wesentliche Veränderung erfährt.

d) Die Gase

An allen drei Untersuchungstagen war abwärts der Station 4 eine Abnahme der Sauerstoffkonzentration festzustellen. Der Unterlauf des Arlesheimer Dorfbaches zeigt also ein dem unteren Teil des Reinacher Dorfbaches gerade entgegengesetztes Verhalten. Dort begünstigt die rasche Fliessgeschwindigkeit und die dadurch bedingte geringe Wassertiefe die Sauerstoffvermehrung durch Aufnahme aus der Luft und durch assimilatorische Tätigkeit der Pflanzen. Hier im Arlesheimer Dorfbach vermag offenbar die Strahlung nicht in die stark getrübte und verhältnismässig tiefe Wasserschicht einzudringen, so dass sich grüne Pflanzen nicht oder nur spärlich entwickeln können und die Lebenstätigkeit zumindest überwiegend aus dissimilatorischen Vorgängen besteht, die sich dank der langen Fliesszeit in dem beobachteten Sinne einer starken Sauerstoffabnahme auswirken können (Abb. 77 und 78).

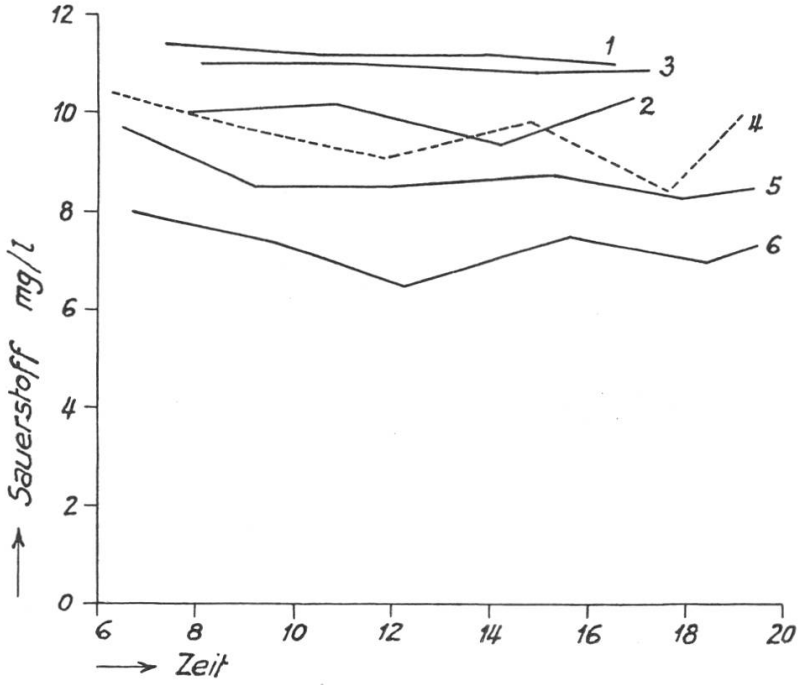


Abbildung 77. Täglicher Gang der Sauerstoffkonzentration im Arlesheimer Dorfbach am 16. 9. 1948

Am Vormittag des 30. 7. 1947 betrug der Sauerstoffgehalt bei der Station 4 53% der Sättigung, während das Wasser 400 m weiter unten, bei der Station 5, nur noch einen Sättigungsindex von 17% aufwies.

Die mittlere Sauerstoffkonzentration betrug am 16. 9. 1948 (sechs Proben) bei der Station 4 9,6 mg/l. Infolge der dissimilatorischen Vorgänge sank sie bis Station 5 auf 8,7 mg/l und bis Station 6 auf 7,3 mg/l.

Noch ausgeprägter war der Sauerstoffschwund am 29./30. 9. 1948. Die Station 4 hatte ein Tagesmittel der Sauerstoffkonzentration von 6,2 mg/l, die Station 6 dagegen nur noch ein solches von 1,1 mg/l.

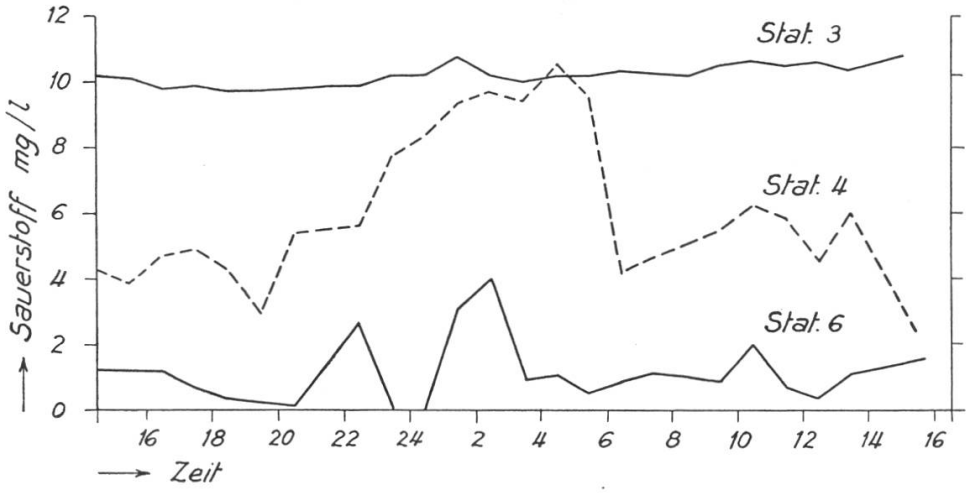


Abbildung 78. Täglicher Gang der Sauerstoffkonzentration im Arlesheimer Dorfbach am 29./30. 9. 1948

Der Tagesgang der Sauerstoffkonzentration bei den Stationen 5 und 6 zeigte weder am 16. 9. 1948 noch am 29./30. 9. 1948 irgendwelche Anzeichen einer Beeinflussung durch assimilatorische Vorgänge. Auch eine Abhängigkeit von der Konzentration biochemisch oxydierbarer organischer Stoffe im Wasser ist nicht klar ausgeprägt. Am Abend des 29. 9. 1948 stieg die Sauerstoffkonzentration zunächst an, was mit der Abnahme der biochemisch oxydierbaren Substanzen erklärt werden kann. Um Mitternacht trat dann jedoch ein Sinken der Sauerstoffkonzentration bis zum vollständigen Sauerstoffschwund ein, obwohl während der Nacht die Zufuhr biochemisch oxydierbarer Substanzen verhältnismässig gering ist. Nachdem um 0130 und 0230 die maximalen Sauerstoffwerte des ganzen Untersuchungstages festgestellt werden konnten, sank der Sauerstoffgehalt zwischen 0230 und 0330 erneut sehr stark. Dieser nächtliche Sauerstoffverbrauch kann nur dahin gedeutet werden, dass in dem im Bachbett abgelagerten Bodenschlamm intensive Abbauprozesse stattfanden. Warum diese zeitweise unterbrochen oder weniger ausgeprägt waren, ist nicht zu erkennen.

Wie im offenen Gewässer oberhalb Arlesheim, so sind auch unterhalb Arlesheim die experimentell bestimmten Werte der freien Kohlensäure geringer als die zugehörige Kohlensäure.

7. Biologische Untersuchungen

a) Ergebnisse der Untersuchungen vom 6. April 1950

Die bei den biologischen Untersuchungen ausgewählten Probefassungsstellen waren am Untersuchungstage wie folgt charakterisiert:

	Probefassungsstelle 1	2	3	4	5
	Ort				
	Chemische Probefassungsstelle Nr. 1 (oberhalb Weiher)	Auslauf des untersten Weihers	Chemische Probefassungsstelle Nr. 3 (Sandfang)	30 m unterhalb chemischer Probefassungsstelle Nr. 4	100 m unterhalb SBB-Unterführung beim Weidenhof
	Zeit				
	0315	1040	1630	1430	1330
Temperatur des Wassers C°	8,9	–	8,3	10,0	12,6
Wassertiefe (ca.) in cm . .	8–20	–	9	11	8–9
Wasserbeschaffenheit . . .	klar	klar	klar	trübe	leicht opal
Beschaffenheit der Gewässersohle	fein- bis grobkiesig, 30% Laub-Detritus	–	fein- bis grobkiesig, 20% Laub-Detritus	Schlamm, wenig Grobkies	Faulschlamm, schwarz und grau, 11 bis 15 cm mächtig

	Dominanz (D) und Soziabilität (S) der makroskopisch in der Bodenschicht in Erscheinung tretenden Organismen								
	D	S	nur Pelagialprobe	D	S	D	S	D	S
Sphaerotilus natans	–	–	–	–	–	5	5	1	5
Grüne Algen auf Steinen (Chlorophyceae und Bacillariales)	1	5	–	1	5	1	5	–	–
Lumbriculus	–	–	–	+	2	–	–	–	–
Gastropoda	–	–	–	+	1	–	–	–	–
Trichoptera	+	2	–	1	2	–	–	–	–

Die Untersuchung der aufgesammelten Proben ergab folgende Artenliste und Abundanzverhältnisse. P = Pelagial. B = Bodenschicht.

	Probefassungsstelle 1		2	3		4		5	
Schizomycetes (Bakterien)	P	B	P	P	B	P	B	P	B
Spirillum rugula WINTER	–	–	–	–	–	–	1	3	+
Leptothrix parasitica KG.	2	2	2	–	–	2	–	+	–
Sphaerotilus natans KG.	–	–	–	1	–	5	5	2	3
Zoogloea ramigera ITZIGSOHN . . .	–	–	–	–	–	+	–	4	2
Beggiatoa alba TREV.	–	+	–	–	+	–	2	4	4
Thiopolycoccus ruber WINOGR. . . .	–	–	–	–	–	–	4	–	–

	Probefassungsstelle 1		2	3		4		5	
	P	B	P	P	B	P	B	P	B
Schizophycetes (Blaualgen)									
Coelosphaerium kuetzingianum Naeg.	–	–	–	–	1	1	–	–	–
Microcystis aeruginosa Kg.	–	–	–	3	–	1	–	–	–
Anabaena flos-aquae (Lyngb.)	–	2	–	–	1	–	–	–	–
Oscillatoria limosa Ag.	–	–	–	–	+	–	–	–	–
Spirulina albida Kolkw.	–	–	–	+	–	+	–	–	1
Spirulina major Kg.	1	+	–	–	+	–	–	–	–
Chrysomonadales (Goldalgen)									
Chrysococcus rufescens Klebs	–	–	–	2	1	–	–	–	–
Uroglena americana Calk.	–	–	3	1	1	–	–	–	–
Bacillariales (Kieselalgen)									
Melosira granulata (Ehrbg.)	1	–	–	–	–	–	–	–	–
Cyclotella comta (Ehrbg.)	+	–	1	–	–	–	–	–	–
Cyclotella stelligera Cl. und Grun.	1	–	–	–	–	–	–	–	–
Stephanodiscus astraea (Ehrbg.)	1	–	+	–	2	–	–	–	–
Rhizosolenia eriensis H.L. Sm.	–	1	1	–	–	–	–	–	–
Diatoma vulgare Bory	–	1	2	–	–	–	–	–	–
Synedra ulna (Nitzsch)	2	–	2	1	2	1	1	+	1
Synedra capitata Ehrbg.	–	–	–	–	–	2	–	–	–
Eunotia arcus (Ehrbg.)	1	–	–	–	1	–	+	–	–
Eunotia pectinalis (Dillw.)	–	–	–	–	1	–	–	–	–
Cymbella cistula (Hempr.)	–	–	–	–	–	–	–	–	+
Cymbella ehrenbergii Kg.	–	–	1	1	–	–	–	–	–
Gomphonema acuminatum Ehrbg.	–	–	–	–	2	–	–	–	–
Gomphonema olivaceum (Lyngb.)	–	–	+	–	–	–	–	–	–
Navicula cuspidata Kg.	–	–	2	–	2	–	1	1	+
Navicula gracilis Ehrbg.	–	–	–	–	2	–	+	–	–
Navicula viridis (Nitzsch)	–	–	–	–	–	–	–	+	–
Stauroneis phoenicenteron Ehrbg.	–	2	–	–	1	+	+	+	1
Bacillaria paradoxa Gmel.	2	–	–	–	–	–	–	–	–
Nitzschia kützingiana Hilse	2	3	2	1	2	1	1	1	+
Nitzschia cf. *pelagica* O. Müll.	–	–	–	4	1	–	–	–	–
Surirella cf. *cuspidata* Hust.	1	–	1	–	–	–	–	–	–
Surirella cf. *pediculata* Hust.	1	–	–	1	1	–	–	–	+
Volvocales									
Pandorina morum Bory	2	1	2	1	1	–	+	–	–
Chlorococcales									
Botryococcus braunii Kg.	–	2	4	–	1	–	1	–	–
Rhaphidium fasciculatum Kg.	+	–	+	–	–	–	–	–	–
Gloeocystis gigas Kg.	–	3	–	2	–	–	–	–	–
Chodatella longiseta Lemmerm.	–	–	2	3	1	–	–	–	–
Ulothrichales									
Ulothrix zonata (Web. und Mohr)	1	1	–	1	2	–	1	+	–
Conferva bombycina (Ag.)	–	–	–	–	2	–	1	+	–
Chaetonema irregulara Now.	–	–	–	–	–	+	–	–	–
Siphonocladiales									
Cladophora glomerata Kg.	1	–	–	1	1	1	1	–	–
Siphonales									
Vaucheria uncinata Kg.	–	1	–	–	–	–	–	–	–
Heterocontae									
Botrydiopsis arrhiza Borzi	–	1	5	3	+	–	–	–	–

	Probefassungsstelle									
	1		2	3		4		5		
	P	B	P	P	B	P	B	P	B	
Phycomycetes (Algenpilze)										
Leptomitus lacteus Ag.	–	+	–	–	–	–	–	–	–	
Bryophyta (Moose)										
Amblystegium fluviatile (Sw.)	–	–	–	–	1	–	–	–	–	
Rhizopoda (Wurzelfüsser)										
Amoeba proteus (Pallas)	–	–	–	2	–	–	–	–	–	
Hyalodiscus limax (Duj.)	–	+	–	–	+	–	–	–	–	
Arcella vulgaris Ehrbg.	–	+	1	1	+	–	–	–	–	
Ciliata (Wimperinfusorien)										
Amphileptus claparadei St.	+	1	–	–	–	–	–	3	2	
Amphileptus carchesii St.	–	–	–	–	–	–	3	–	–	
Chilodon cucullulus Ehrbg.	–	–	–	2	–	1	4	–	3	
Glaucoma colpidium Schew.	–	–	–	–	2	–	–	–	–	
Glaucoma pyriformis Ehrbg.	–	–	–	3	–	–	–	–	–	
Glaucoma scintillans Ehrbg.	–	2	–	–	–	3	–	–	–	
Colpidium colpoda St.	–	–	–	–	–	–	–	4	–	
Colpoda steini Maupas	–	–	–	–	–	–	2	–	–	
Paramaecium aurelia (O.F.M.)	+	–	–	–	2	–	2	–	1	
Paramaecium bursaria (Ehrbg.)	–	2	–	–	–	–	–	–	–	
Paramaecium caudatum Ehrbg.	–	–	–	–	–	–	–	4	2	
Cyclidium glaucoma Ehrbg.	–	–	–	–	–	–	3	–	3	
Metopus sigmoides Cl. und L.	–	–	–	–	–	–	–	2	–	
Spirostomum ambiguum Ehrbg.	–	2	–	–	–	–	–	–	–	
Strombidium turbo Cl. und L.	–	–	–	–	–	–	–	4	4	
Urostyla grandis Ehrbg.	–	–	–	–	–	–	1	–	–	
Stylonychia mytilus (O.F.M.)	–	+	–	–	–	2	–	–	–	
Stylonychia steinii Sterki	–	–	–	–	–	–	–	3	2	
Vorticella campanula Ag.	–	+	–	–	–	–	–	–	–	
Vorticella nebulifera O.F.M.	–	–	–	–	–	1	–	–	2	
Vorticella sp.	–	–	–	–	+	–	–	–	–	
Carchesium lachmanni Kent	–	–	+	–	–	–	–	1	–	
Hydrozoa (Hydropolypen)										
Hydra vulgaris Pallas	2	2	2	2	+	1	+	+	–	
Nematodes (Fadenwürmer)										
Dorylaimus stagnalis Duj.	2	2	3	1	2	2	+	–	+	
Rotifera (Rädertiere)										
Euchlanis dilatata Ehrbg.	–	1	–	2	2	–	–	–	–	
Gastrotricha										
Ichthydium podura (O.F.M.)	–	1	–	–	–	–	–	–	–	
Clitellata (Gürtelwürmer)										
Nais lurida Timm.	1	1	–	–	–	–	–	–	–	
Lumbriculus variegatus Müll.	–	1	–	–	2	–	–	–	–	
Gastropoda (Schnecken)										
Limnaea ovata Drap.	–	–	–	–	2	–	–	–	–	
Planorbis vortex (L.)	–	–	–	–	1	–	–	–	–	
Planorbis sp.	–	–	–	–	1	–	–	–	–	
Tartigrada (Bärtierchen)										
Macrobiotus hufelandi Schultze	+	+	–	–	–	–	–	–	–	

	Probefassungsstelle 1		2	3		4		5	
	P	B	P	P	B	P	B	P	B
Crustacea (Krebstiere)									
Bosmina coregoni Baird	–	–	+	–	–	+	–	–	–
Chydorus ovalis Kurz	–	–	2	–	–	–	–	–	–
Cyclops viridis Jur.	–	–	–	+	2	+	–	–	–
Mesocyclops leuckarti (Claus)	–	–	2	–	–	–	–	–	–
Cyclops, Nauplius	–	–	2	+	+	–	–	–	–
Arachnoidea (Spinnentiere)									
Pionacercus leuckarti Piersig	1	–	–	–	–	–	–	–	–
Trichoptera (Köcherfliegen)									
Rhyacophila sp.	–	1	–	–	–	–	–	–	–
Anabolia nervosa Leach	–	–	–	–	2	–	–	–	–
Limnophilus bipunctatus Curt.	–	4	–	–	4	–	–	–	–
Stenophylax luctuosus Pill.	–	–	–	–	3	–	–	–	–

b) Beurteilung der Gewässer oberhalb Arlesheim

Das Bächlein hat bis zur Probefassungsstelle 1 vorwiegend längs Waldrändern in natürlichem Lauf eine etwa 1 km lange Strecke durchlaufen. Bei Probefassungsstelle 1 wiesen am Untersuchungstage vereinzelte Steine der Bachsohle einen grünen Vegetationsbelag auf, der vorwiegend aus der Grünalge *Gloeocystis gigas* und der Kieselalge *Nitzschia küntzingiana* bestand. Auf dem steinigen Grund fanden sich ferner einige typisch oligosaprobe bis schwach mesosaprobe Organismen, wie die Blaualge *Anabaena flos-aquae*, die Kieselalge *Stauroneis phoenicenteron*, die Grünalgen *Botryococcus braunii* und *Ulothrix zonata*, das Rädertier *Euchlanis dilatata*, das zu den Gastrotrichen gehörende *Ichthydium podura* und die Larven von zwei verschiedenen Köcherfliegenarten.

Im Laub-Detritus der Bachsohle wurden dagegen zahlreiche die organische Substanzen abbauende Organismen angetroffen, die meist stark mesosaproben bis polysaproben Charakter aufweisen, so die Wimperinfusorien *Glaucoma scintillans*, *Spirostomum ambiguum* und *Amphileptus claparadei*, der Fadenwurm *Dorylaimus stagnalis*, sowie ganz vereinzelt das Schwefelbakterium *Beggiatoa alba*, die Saprolegniacee *Leptomitus lacteus* und der Wurzelfüsser *Arcella vulgaris*. Zu den mehr oligosaproben Lebensverhältnissen leitet das Bakterium *Leptothrix parasitica* und der Hydropolyp *Hydra vulgaris* über.

Die pelagiale Lebensgemeinschaft war mit Ausnahme weniger aus dem Laub-Detritus ausgeschwemmter Formen vorwiegend oligosaprob und durch einige Kieselalgen-Arten sowie durch die Grünalgen *Ulothrix zonata* und *Cladophora glomerata* gekennzeichnet.

Als Ganzes trug das Gewässer einen ausgesprochenen Reinwasser-Charakter. Sein Selbstreinigungsvermögen war genügend, um den aus den benachbarten Wäldern angeschwemmten Detritus lokal abzubauen.

Auch der Auslauf des untersten der drei Weiher von Eremitage (Probefassungsstelle 2), durch welche ein grosser Teil des Abflusses des Bächleins fliesst, zeigte eine typisch oligosaprobe bis schwach mesosaprobe Lebensgemeinschaft. Polysaprobe und stark mesosaprobe Organismen fehlten vollständig. Unter Berücksichtigung des Saprobien-Systems von Kolkwitz (1950) waren die vorhandenen Organismen etwa je zur Hälfte oligosaprob und β-mesosaprob. Bemerkenswert ist das gegenüber dem Oberlauf des Bächleins viel massenhaftere Auftreten der beiden Grünalgen *Botryococcus braunii* und *Botryodiopsis arrhiza*. An durch die besonderen Lebensverhältnisse im Weiher neu hinzutretenden Formen sind vor allem die Algen *Uroglena americana* und *Chodatella longiseta* sowie die Crustaceen *Bosmina coregoni*, *Chydorus ovalis* und *Mesocyclops leuckarti* zu erwähnen.

Während der chemischen Untersuchungen vom 16. 9. 1948 hatten wir bei den Probefassungsstellen 1 und 2 auch einige makroskopisch erkennbare Organismen aufgesammelt. Es handelte sich um die Köcherfliegenlarve *Phryganea minor* Curt, den Flohkrebs *Gammarus pulex* de Geer und die Wasserassel *Asellus aquaticus* L. Die beiden ersteren sind typisch oligosaprobe Organismen, während *Asellus* mehr mesosaproben Charakter zeigt. Wenn auch die Makro-Fauna des September 1948 eine ganz andere spezifische Zusammensetzung zeigte als diejenige des April 1950, so stimmen doch beide hinsichtlich der Saprobität überein.

Auf der die Weiher umfliessenden, ein verhältnismässig starkes Gefälle aufweisenden Gewässerstrecke sind ausgedehnte Rasen von *Fontinalis antipyretica* L. vorhanden.

Zwischen den Probefassungsstellen 2 und 3 ist das Gewässer im allgemeinen mit Ufergehölzen bestanden.

Die Lebensgemeinschaft der Probefassungsstelle 3 zeigte am 6. 4. 1950 gesamthaft betrachtet einen ähnlichen Charakter wie die Probefassungsstelle 1. Immerhin ist die quantitative Zusammensetzung etwas anders und die Individuenzahlen sind meist grösser. Die Abschwemmungen aus den Weihern erklären die grossen Individuenhäufigkeiten einiger Formen, so diejenige der Grünalgen *Chodatella longiseta* und *Botryodiopsis arrhiza*.

Bemerkenswert ist die am Untersuchungstage bei Probefassungsstelle 3 beobachtete auffallend grosse Individuenhäufigkeit der Köcher-

fliegenlarven *Limnophilus bipunctatus*, *Stenophylax luctuosus* und *Anabolia nervosa*. Auf und über der kiesigen Bachsohle waren weitere typisch oligosaprobe bis schwach mesosaprobe Organismen vorhanden, z. B. das Bakterium *Leptothrix parasitica*, die Blaualgen *Coelosphaerium kuetzingianum* und *Anabaena flos-aquae*, eine grosse Zahl von Kieselalgen-Arten, die Grünalgen *Ulothrix zonata* und *Cladophora glomerata*, der Fadenwurm *Dorylaimus stagnalis*, das Rädertier *Euchlanis dilatata*, drei verschiedene Schneckenarten sowie der «Hüpferling» *Cyclops viridis*.

Dadurch, dass die Bachsohle auch bei Probefassungsstelle 3 teilweise von sich im Abbau befindlichem Laub-Detritus bedeckt war, fanden sich in der Bodenschicht ausser diesen Reinwasser-Formen auch einige Organismen von stark mesosaproben bis polysaprobem Charakter, so das Wimperinfusorium *Paramaecium aurelia*, der Borstenwurm *Lumbriculus variegatus* und das Schwefelbakterium *Beggiatoa alba*. Zwei weitere wohl aus diesem Detritus abgeschwemmte saprophile Organismen, nämlich das Wimperinfusorium *Chilodon cucullulus* und das Bakterium *Sphaerotilus natans*, fanden sich in geringer Zahl im Pelagial. Das Auftreten des sonst typischen Abwasser-Bakteriums *Sphaerotilus natans* ist möglicherweise auf den geringen Zufluss häuslicher Abwässer bei der Eremitage zurückzuführen.

Abgesehen von diesen beiden saprophilen Formen und den bereits weiter oben erwähnten, aus den Weihern eingeschwemmten Organismen besass die pelagiale Biocoenose überwiegend einen ausgesprochen oligosaproben Charakter, der u. a. durch die reichlich vorkommende Blaualge *Microcystis aeruginosa* sowie durch die Goldalgen *Chrysococcus rufescens* und *Uroglena americana* gekennzeichnet ist.

Zusammenfassend ergibt sich in Übereinstimmung mit dem Befund der chemischen Untersuchungen, dass der Arlesheimer Bach oberhalb des Dorfes durch einen hohen Reinheitsgrad gekennzeichnet ist. Abgesehen von lokalen, sich in Zersetzung befindlichen Laub-Detritus-Ablagerungen trägt die ganze Lebewelt überwiegend einen oligosaproben bis höchstens schwach mesosaproben Charakter. Vor den niederschlagsarmen Sommern 1947 und 1949, in welchen das Bächlein trocken lag, war das Gewässer dementsprechend mit Bachforellen (*Salmotrutta fario* L.) besetzt.

c) Beurteilung des Gewässers unterhalb Arlesheim

In dem durch die Abwässer des Dorfes Arlesheim stark verunreinigten Gewässer dominierte am 6. 4. 1950 bei Probefassungsstelle 4 das polysaprobe Fadenbakterium *Sphaerotilus natans*; es bedeckte 95% des

Bodens und trieb im flutenden Wasser. Unter dem *Sphaerotilus*-Rasen fand sich ein schwarzer Schlamm, für welchen die ebenfalls polysaproben Schwefelbakterien *Thiopolycoccus ruber* und *Beggiatoa alba* charakteristisch sind. Zu dieser polysaproben Lebensgemeinschaft gehörten am Boden und im Pelagial ferner die Wimperinfusorien *Amphileptus carchesi*, *Chilodon cucullulus*, *Glaucoma scintillans*, *Colpoda steinii*, *Paramaecium aurelia*, *Cyclidium glaucoma* und *Stylonchia mytilus* sowie der Fadenwurm *Dorylaimus stagnalis*.

Neben diesen ausgesprochenen Schmutzwasser-Organismen gab es auf Steinen im Bereich des Wasserspiegels — sowohl wenig darunter als auch wenig darüber — lokal eine Algenvegetation von oligosaproben bis schwach mesosaprobem Charakter. Sie war durch die Grünalgen *Ulothrix zonata*, *Conferva bombycina* und *Cladophora glomerata*, mit welchen einige Kieselalgen vergesellschaftet waren, gekennzeichnet.

Ausserdem fanden sich im Pelagial und in den *Sphaerotilus*-Rasen vereinzelt typisch oligosaprobe bis schwach mesosaprobe Organismen, die aus dem Bachlauf oberhalb des Dorfes abgeschwemmt waren. Sie können deshalb nicht als eigentliche Bestandteile der Lebensgemeinschaft aufgefasst werden, sondern eher als Übergang zwischen einer allochthonen Biocoenose und einer Taphocoenose (Grabgemeinschaft). Dazu gehören das Bakterium *Leptothrix parasitica*, die Blaualgen *Coelosphaerium kuetzingianum* und *Microcystis aeruginosa*, der Hydropolyp *Hydra vulgaris* und die beiden Crustaceen-Arten *Cyclops viridis* und *Bosmina coregoni*.

Während im Auslauf des Weihers und z. T. auch bei Probefassungsstelle 3 *Cyclops* schwach mit *Carchesium lachmanni* besetzt war, traten bereits bei Probefassungsstelle 3 an einigen Exemplaren Ansätze von *Sphaerotilus natans* auf. Bei Probefassungsstelle 4 war dann die ganze Körperoberfläche mit einem dichten *Sphaerotilus*-Rasen bewachsen, was die Bewegungsfähigkeit des Tieres vollständig aufhob (Abb. 79).

Von der Probefassungsstelle 4 bis zum Weidenhof war der Aspekt des Gewässers am 6. 4. 1950 durch die Dominanz von *Sphaerotilus natans* gekennzeichnet. Vom Weidenhof bachabwärts trat *Sphaerotilus* immer mehr zurück und zeigte bei der etwa 200 m unterhalb Weidenhof gelegenen Probefassungsstelle 5 nur noch einen verhältnismässig geringen Deckungsgrad. Während ferner bei Probefassungsstelle 4 noch massenhaft makroskopisch erkennbare Bestandteile von fäkalischen Abwässern beobachtet wurden, fehlten diese bei Probefassungsstelle 5 vollständig. Ungefähr unterhalb der Probefassungsstelle 5 war der Bach gestaut und der gesamte Abfluss zu Bewässerungszwecken auf das be-

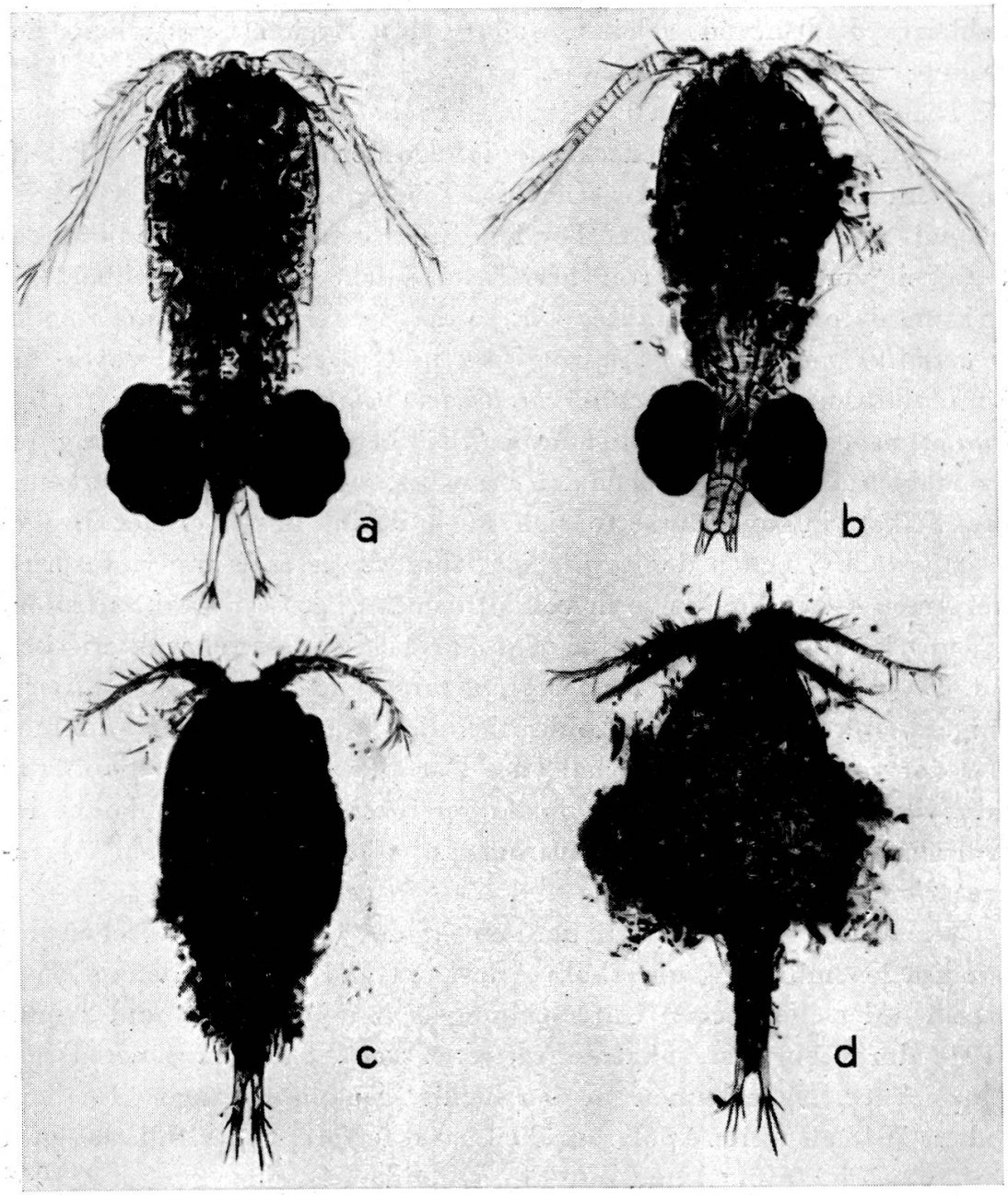


Abbildung 79. Cyclopiden aus Gewässern mit verschiedenem Reinheitsgrad (Furkalzweige auf den Bildern unvollständig)

a. *Cyclops strenuus* FISCHER, ohne aufsitzende Organismen aus einem Grundwasser-Weiher, Quakenrain bei Neudorf (Oberelsass), Januar 1950

b. *Mesocyclops leuckarti* (CLAUS), mit aufsitzenden Wimperinfusorien-Kolonien der Species *Carchesium lachmanni* KENT, Ausfluss des untersten Weihers der Eremitage (Arlesheim, Station 2), 6. 4. 1950.

c. *Cyclops viridis* JUR., mit aufsitzenden Kolonien des Abwasserbakteriums *Sphaerotilus natans* KG., Arlesheimer Dorfbach oberhalb Arlesheim (Station 3), 6. 4. 1950

d. *Cyclops viridis* JUR., Cephalotorax mit einem dichten Rasen von *Sphaerotilus natans* KG. bewachsen, Arlesheimer Dorfbach unterhalb Arlesheim (Station 4), 6. 4. 1950.

Phot. TH. STRICKLER und A. HABETH

nachbarte Kulturland geleitet, sodass das Bachbett unterhalb der Stauung vollständig trocken war.

Die Bachsohle war am 6. 4. 1950 bei Probefassungsstelle 5 von einem schwarzen Faulschlamm bedeckt, der infolge Methangasbildung z. T. auftrieb; eine klare Trennung zwischen den Biocoenosen des Bodens und des Pelagials war deshalb nicht vorhanden. Unter den in grosser Individuenhäufigkeit vorhandenen Arten herrschten solche von polysaprobem bis stark mesosaprobem Charakter vor, so die Bakterien *Spirillum rugula*, *Sphaerotilus natans*, *Zoogloea ramigera* und *Beggiatoa alba* sowie die Wimperinfusorien *Amphileptus claparadei*, *Chilodin cucullulus*, *Colpidium colpoda* und *Cyclidium glaucoma*. Die bereits in der Änderung des allgemeinen Aspektes zwischen den Probefassungsstellen 4 und 5 erkennbare Selbstreinigung äusserte sich auch darin, dass bei der Probefassungsstelle 5 neben den typischen Schmutzwasser-Wimperinfusorien zwei Arten dieser Tierklasse in verhältnismässig grosser Zahl auftraten, die sonst im allgemeinen nur für oligosaprobe Gewässer charakteristisch sind. Es handelt sich um *Strombidium turbo* und *Vorticella nebulifera*. Einige weitere Formen sind wahrscheinlich allochthon und stammen entweder vom Gewässer oberhalb des Dorfes, wie *Leptothrix parasitica* und *Hydra vulgaris*, oder aber von der vereinzelte aus dem Schlamm des verunreinigten Unterlaufs herausragende Steine besiedelnden Algenvegetation, wie *Ulothrix zonata* und *Confera bombycina*.

Wie am 6. 4. 1950 so war der Aspekt des Gewässers zwischen der Kanalisationsmündung unterhalb Arlesheim und dem Weidenhof auch anlässlich der chemischen Untersuchungen vom 16. 9. 1948 und 29./30. 9. 1948 durch ein massenhaftes Auftreten von *Sphaerotilus natans* gekennzeichnet. Dazu kamen an den beiden genannten Tagen des Septembers 1948 als weitere polysaprobe Charakterformen der Röhrenwurm *Tubifex tubifex* (MÜLL.) und rote Chironomiden. In einer am 16. 9. 1948 beim Weidenhof erhobenen Probe wurde ferner das Schwefelbakterium *Beggiatoa alba* festgestellt.

Am 16. 9. 1949 war die Selbstreinigung bis zum Ende des offenen Gewässers (Probefassungsstelle 6) soweit fortgeschritten, dass *Sphaerotilus* nicht mehr in Erscheinung trat und *Tubifex* nur noch spärlich vorkam, dafür Larven von Köcherfliegen den Boden bevölkerten.

Bei der niedereren Wasserführung des 29./30. 9. 1948 war dagegen das ganze Gewässer zwischen den Stationen 4 und 6 durch *Sphaerotilus* gekennzeichnet. Am Abend des 29. 9. 1948 wurden ausserdem massenhaft Häute von Mückenlarven und während des ganzen Tages rote Chironomiden abgeschwemmt.

Die Ergebnisse der chemischen Untersuchungen werden durch den biologischen Befund bestätigt. Der Arlesheimer Dorfbach stellt in seinem Unterlauf ein stark verunreinigtes Gewässer dar. Immerhin lässt der biologische Aspekt in gewissen Fällen, wie z. B. am 16. 9. 1949 und am 6. 4. 1950, den Vorgang einer bemerkenswerten Selbstreinigung erkennen.

8. Praktische Schlussfolgerungen

a) Der Reinheitsgrad des Arlesheimer Bachtelengrabens

Nach den mittleren BSB_5-Werten der drei Untersuchungstage ergibt sich folgende Beurteilung der einzelnen Gewässerstrecken:

	30. 7. 1947	16. 9. 1948	29./30. 9. 1948
Quellgebiet bis Kiesfang oberhalb Arlesheim	(trocken)	sehr rein	sehr rein
Offenes Gerinne von Kanalisationsmündung bis Weidenhof	sehr schlecht	sehr schlecht	sehr schlecht
Weidenhof bis Mündung in BBC-Kanal	(trocken)	schlecht bis sehr schlecht	sehr schlecht

Der oberhalb Arlesheim sehr reine Bachtelengraben wird durch die Einleitung der Abwässer zu einem stark verunreinigten Gewässer, das einen ungenügenden Sauerstoffgehalt aufweist und vor seiner Mündung noch in hohem Masse mit biochemisch oxydierbaren Substanzen belastet ist. Diesem Ergebnis entspricht auch der Befund der biologischen Untersuchungen.

b) Grundwasserschutz

Da nach unseren Untersuchungen ein wesentlicher Teil des Abflusses dieses stark verunreinigten Gewässers versickert und so in das Grundwasser gelangt, ist der gegenwärtige Zustand untragbar. Da es ferner wahrscheinlich ist, dass eine solche Versickerung schon oberhalb des Weidenhofes stattfindet, müssen die Pumpwerke der Gemeinde Arlesheim als in hygienischer Hinsicht stark gefährdet betrachtet werden.

Eine Vermehrung der Grundwasserreserven wäre wasserwirtschaftlich sehr erwünscht, wenn sie mit reinem Wasser stattfinden würde. Ferner muss eine übermässige Belastung der zu projektierenden Reinigungsanlage vermieden werden. Es ist deshalb wie beim Reinacher Dorfbach auch beim Arlesheimer Bachtelengraben eine strenge Trennung des eigentlichen Gewässers und des Abwassers durchzuführen. Wenn diese Trennung durchgeführt ist, so wird man sogar zweckmässig danach trachten, die Versickerung des von Abwasserzuflüssen befreiten Gewässers durch künstliche Massnahmen zu vermehren.

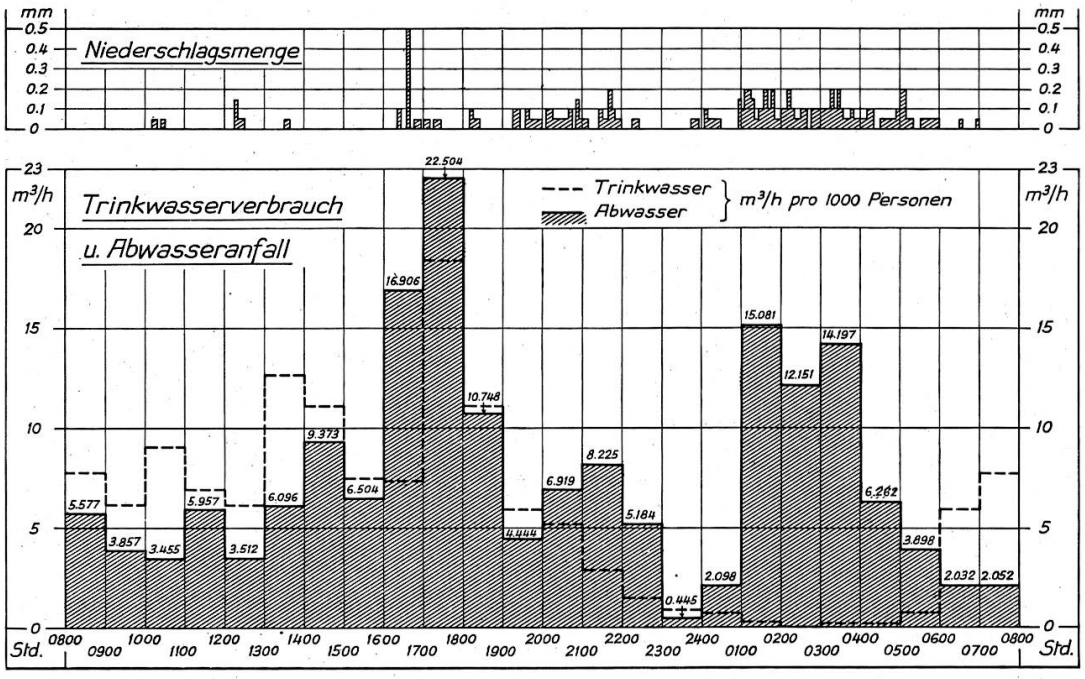


Abbildung 80. Gang der Niederschlagsmenge, des Trinkwasserverbrauchs und des Abwasseranfalls bei der Siedlung Wasserhäuser am 22./23. 10. 1945

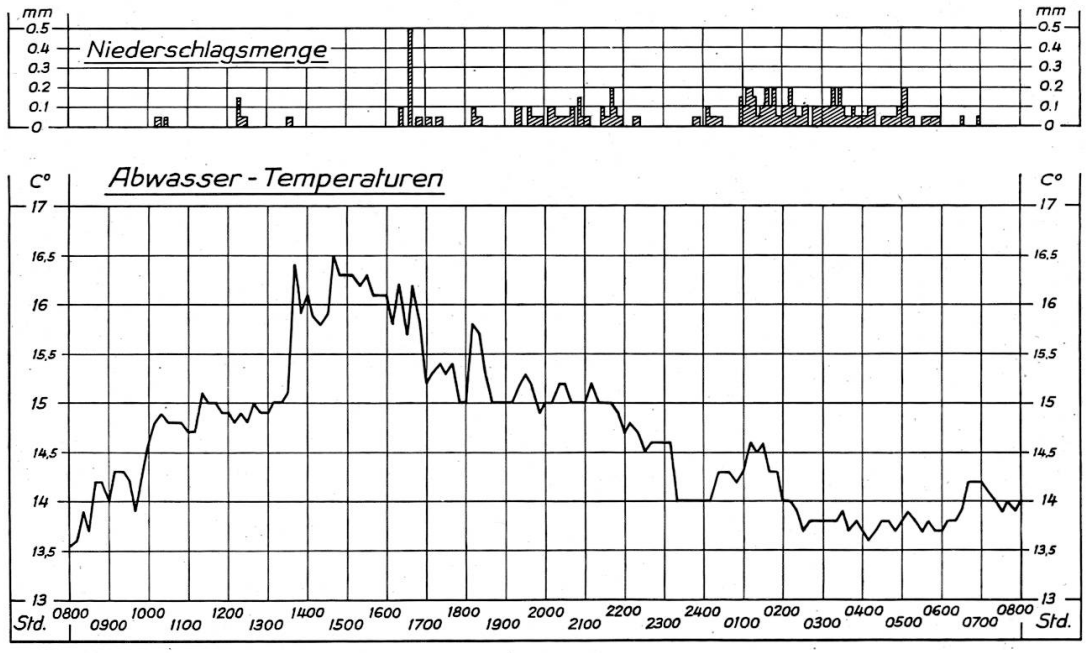


Abbildung 81. Gang der Niederschlagsmenge und der Abwassertemperatur bei der Siedlung Wasserhäuser am 22./23. 10. 1945

G. Untersuchung der Abwässer der Siedlung Wasserhäuser in Münchenstein und Bemerkungen über den Stoffanfall in häuslichen Abwässern

1. Ergebnisse einer Untersuchung der Abwässer der Siedlung Wasserhäuser

a) Durchführung der Untersuchung

In der 217 Einwohner zählenden Siedlung Wasserhäuser sind der Trinkwasserverbrauch und der Abwasseranfall während eines Jahres gemessen worden. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen sind in Kapitel C 3 dargestellt worden.

Um auch über die Qualität des Abwassers dieser Siedlung Anhaltspunkte zu erhalten, haben wir am 22./23. Oktober 1945 chemische Untersuchungen ausgeführt. Dabei wurden bei der Abwassermesstation aus der Kanalisation alle 5 Minuten Teilproben gefasst und dieselben zu einstündigen Sammelproben vereinigt[13]). Gleichzeitig mit der Probefassung wurden Temperaturmessungen vorgenommen.

Mit der Verarbeitung der Sammelproben wurde an Ort und Stelle in einem behelfsmässig eingerichteten Laboratorium begonnen. So haben wir sofort nach der Probeentnahme die Durchsichtigkeit und die absetzbaren Stoffe bestimmt. Ferner setzten wir hier auch die Versuche zur Ermittlung des Biochemischen Sauerstoffbedarfs an.

Die Resultate der Untersuchungen sind in Tabelle 29 zusammengestellt.

Für die graphischen Darstellungen haben wir die bei den Untersuchungen erhaltenen Werte auf die gesamte während einer Stunde anfallende Wassermenge und auf 1000 Personen umgerechnet, indem wir sie mit dem stündlichen Abwasseranfall (in Liter) und dem Faktor $\frac{1000}{217}$ multiplizierten.

b) Abwasseranfall

Die Untersuchungen sind insofern gestört worden, als besonders während der Nacht starker Regen fiel und die beträchtlichen Niederschlagsmengen, welche durch die Kanalisation abflossen, von der Untersuchung ebenfalls erfasst wurden. Die anfallende Abwassermenge war dadurch gegenüber dem Trinkwasserverbrauch stark erhöht (vgl. Abb. 80).

c) Anorganische Stickstoffverbindungen

Von 0700–2000 waren nur geringe Mengen von Nitraten vorhanden. Zwischen 2000 und 2100 begann der Nitratgehalt des Abwassers anzusteigen, um dann bis 0700 verhältnismässig hohe Werte beizubehalten.

Der Nitritgehalt des Abwassers nahm einen ähnlichen Verlauf wie der Nitratgehalt. Während zwischen 0700 und 2100 Nitrite praktisch abwesend waren, wiesen die zwischen 2100 und 0700 gefassten Abwässer messbare Mengen an Nitriten auf.

---

[13]) Die Sammelprobe 8–9 umfasst dabei die von 0800–0855 gefassten Teilproben.

Resultate der chemischen Untersuchungen der Abwässer der Sied-

Zeit von	bis	Abfluss Liter pro Stunde	Säurebindungsvermögen mval	Chlorid Cl' mg/l	Nitrat NO_3' mg/l	Nitrit NO_2' mg/l	Ammoniak NH_4^+ mg/l	Schwefelwasserstoff H_2S	pH exp.	Absetzbare Stoffe cm³	Abdampfrückstand mg/l	Glühverlust mg/l
0800	0900	1 210	12,25	100	Sp.	∅	90	+	7,55	1,0	49,4	22,2
0900	1000	837	14,3	115	Sp.	∅	95	+	7,55	2,2	50	24
1000	1100	750	15,45	140	0,2	∅	100	∅	7,55	2,0	17,8	10,8
1100	1200	1 293	13,25	105	Sp.	∅	65	H	7,55	8,5	361	225
1200	1300	762	13,3	130	Sp.	∅	75	H	7,55	1,5	40	32
1300	1400	1 323	13,95	140	0,1	∅	90	∅	7,5	2,0	61	44
1400	1500	2 034	11,25	100	0,5	∅	60	++	7,5	2,3	64	39
1500	1600	1 412	9,2	110	Sp.	∅	35	∅	7,5	1,5	155	82
1600	1700	3 669	8,65	70	H	∅	30	∅	7,5	4,0	250	150
1700	1800	4 884	6,05	60	0,3	∅	10	∅	7,3	<1	20	15
1800	1900	2 332	8,1	55	H	H	25	∅	7,3	2,6	95	69
1900	2000	964	9,9	115	Sp.	∅	110	∅	7,3	2,4	45	32
2000	2100	1 502	6,65	70	0,9	H	20	∅	7,3	<1	53	36
2100	2200	1 785	4,8	65	10	0,04	18	∅	7,2	<1	23	20
2200	2300	1 125	4,35	60	10	0,06	18	∅	7,25	<1	Sp.	Sp.
2300	2400	96	8,7	105	9	0,04	70	∅	7,45	<1	7	5,5
0000	0100	455	6,0	75	9	0,05	60	∅	7,3	<1	4	2
0100	0200	3 273	2,15	40	9	0,03	15	∅	7,15	<1	26	19
0200	0300	2 637	1,7	40	4	0,01	5	∅	7,05	<1	2,5	2,5
0300	0400	3 081	1,75	35	5	0,01	5	∅	7,1	<1	2	1
0400	0500	1 359	1,9	35	6	0,01	5	∅	7,1	<1	0	0
0500	0600	846	2,4	40	10	0,01	5	∅	7,1	<1	7	5
0600	0700	441	6,8	90	10	0,05	50	∅	7,45	<1	8	7
0700	0800	445	13,85	150	H	∅	115	∅	7,5	1,0	23	18

lung Wasserhäuser in Münchenstein vom 22./23. Oktober 1945

Tabelle 29

Abdampfrückstand mg/l			Glühverlust mg/l			$KMnO_3$-Verbraauch mg/l					BSB_5 mg/l	Durchsichtigkeit der Originalprobe cm
nicht absetzbare Schwebestoffe	Gelöste Stoffe	Total ohne absetzbare Stoffe	nicht absetzbare Schwebestoffe	Gelöste Stoffe	Total ohne absetzbare Stoffe	nicht absetzbare Schwebestoffe	Kolloide	Echt Gelöste	Total der gelösten Stoffe	Total ohne absetzbare Stoffe	Total ohne absetzbare Stoffe	
120	817	937	44	301	345	30,7	151,0	86,9	237,9	268,6	299	1,5
129	826	955	6	244	250	71,7	120,1	71,1	191,2	262,3	253	3,0
52	878	930	50	210	260	45,9	93,2	85,3	178,5	224,4	174	2,8
144	805	949	118	235	353	56,9	75,8	72,7	148,5	205,4	238	2,3
95	745	840	78	175	253	86,9	63,2	74,3	137,5	224,4	133	3,0
220	865	1085	89	351	440	140,6	99,5	56,9	156,4	297,0	456	1,5
194	740	934	135	135	270	167,5	39,5	64,8	104,3	271,8	280	2,0
125	615	740	36	130	166	41,1	37,9	37,9	75,8	116,9	243	3,5
132	578	710	48	140	188	105,9	60,0	42,7	102,7	208,6	280	2,0
88	420	508	93	110	188	64,7	31,6	42,7	74,3	139,0	103	3,5
343	572	915	263	152	415	12,6	58,5	69,5	128,0	140,6	349	2,5
272	547	819	156	147	303	42,7	80,6	67,9	148,5	191,2	213	3,0
0	426	426	0	151	151	56,9	56,8	50,6	107,4	164,3	74	5,0
0	328	328	0	173	173	17,4	49,0	31,6	80,6	98,0	37	8,0
302	247	549	75	75	150	0	52,2	28,4	80,6	80,6	18	10,0
56	465	521	3	125	128	7,9	56,9	45,8	102,7	110,6	30	9,0
33	336	369	33	77	139	9,5	49,0	30,0	79,0	88,5	37	13,0
130	100	230	100	20	120	14,2	19,0	28,4	47,4	61,6	60	12,0
12	130	142	0	82	82	3,1	36,4	14,2	50,6	53,7	186	13,0
69	108	177	55	45	100	7,9	25,3	17,4	42,7	50,6	218	15,5
0	123	123	0	80	80	3,2	37,9	22,1	60,0	63,2	100	18,0
46	133	179	17	53	70	31,6	7,9	15,8	23,7	55,3	19	19,5
60	360	420	35	110	145	0	60,0	31,6	91,6	(83,7)	43	9,0
325	690	1015	169	176	345	23,7	127,9	50,6	178,5	202,2	68	4,5

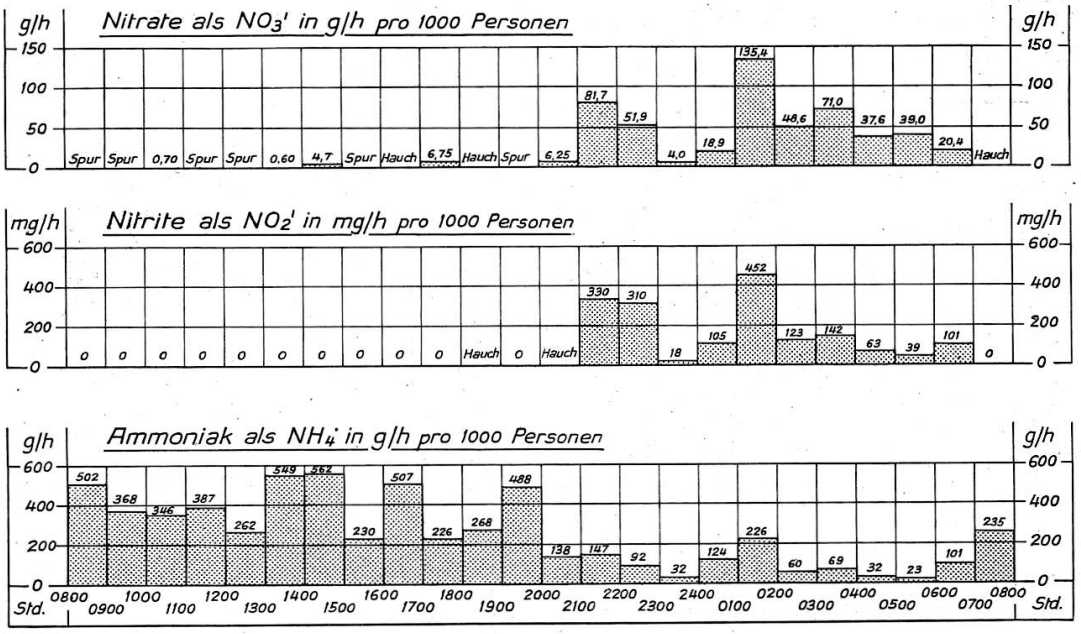


Abbildung 82. Gang der anorganischen Stickstoffverbindungen im Abwasser der Siedlung Wasserhäuser am 22./23. 10. 1945

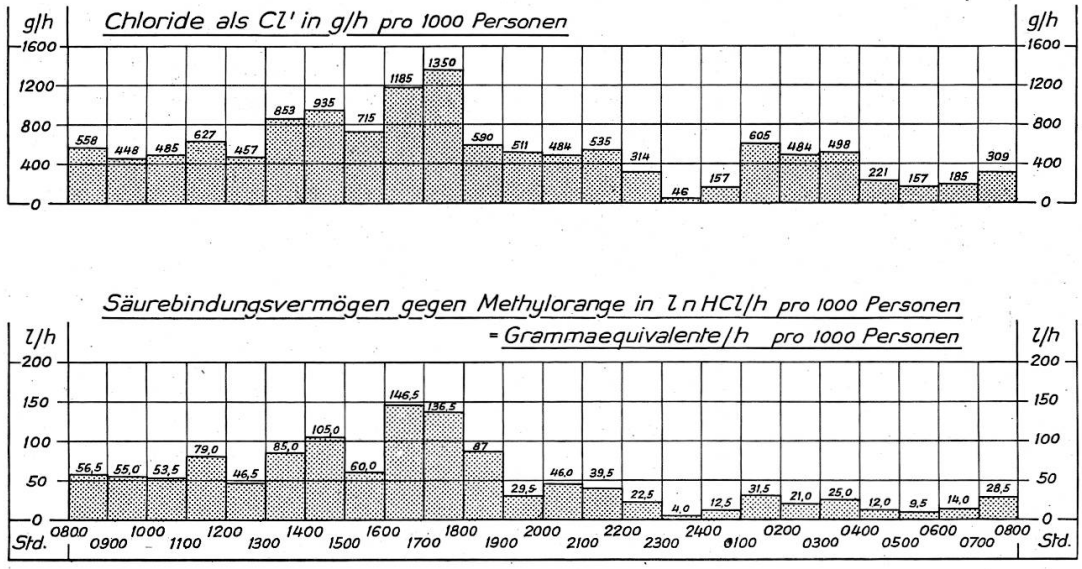


Abbildung 83. Gang der Chloride und des Säurebindungsvermögens im Abwasser der Siedlung Wasserhäuser am 22./23. 10. 1945

Der Gang der Ammoniakkonzentration verlief im allgemeinen demjenigen der Nitrate und Nitrite entgegengesetzt.

Dies geht sehr deutlich aus der Darstellung auf Abb. 82, wo der Ammoniak-Gehalt auf den stündlichen Anfall bezogen ist, hervor. Der im Abwasser enthaltene Stickstoff war somit während des Tages hauptsächlich in Ammoniak-, während der Nacht dagegen hauptsächlich in Nitrat- und Nitrit-Bindung vorhanden. Die Ursache dieser Erscheinung ist wohl darin zu suchen, dass während der Nacht die anfallende Wassermenge zur Hauptsache vom Regen stammte und die mitgeführten Schmutzstoffe im wesentlichen von der infolge des Regenwasseranfalls erfolgten Ausspülung der Absetzgruben herrührten. Die Stickstoffverbindungen waren in den Absetzgruben wohl schon weitgehend zu Nitraten und Nitriten oxydiert. Infolgedessen war das Verhältnis von Ammoniak und Nitrat-Nitrit gegenüber frischem Abwasser stark zugunsten der Nitrate und Nitrite verschoben.

Der tägliche Anfall an anorganischen Stickstoffverbindungen setzte sich ungefähr wie folgt zusammen:

	g pro Person	g N pro Person	
Nitrate, NO_3'	0,527	0,12	
Nitrite, NO_2'	7,75	2,35	
Ammoniak, NH_4'	5,98	4,66	
Total			7,13
Gehalt in 120 Liter[14]) Trinkwasser an Nitraten (11 mg/l)	1,32	0,30	
Gehalt in 58 Liter Regenwasser (2,9 mg/l N) [15])	–	0,17	0,47
Anfall an anorganischem Stickstoff in g pro Kopf und Tag			6,66

d) Chloride (Abb. 83)

Die Chloridwerte besassen einen ähnlichen Gang wie die Ammoniakwerte. Es fällt auf, dass während der Nacht einige grössere stündliche Chloridwerte auftraten als zu gewissen Tageszeiten. Auch dies hängt mit der Ausspülung der Gruben zusammen. Der Chloridanfall beträgt 12,7 g pro Kopf und Tag. In den etwa 120 Liter Reinwasser waren ca. 1,3 g vorhanden (11 mg/l). Da auch das Niederschlagswasser etwas Chloride enthält und die hohen nächtlichen Werte einen ausserordentlichen Anfall darstellen, kann der eigentliche Chloridanfall der Abwässer auf etwa 10 g pro Kopf und Tag geschätzt werden.

e) Säurebindungsvermögen und Wasserstoffionenkonzentration

Das Säurebindungsvermögen wurde mit n/10 Salzsäure gegen Methylorange bestimmt. In den Morgenstunden waren verhältnismässig hohe Werte vorhanden. Das Wasser des Pumpwerks Münchenstein, welches in den Wasserhäusern als Trinkwasser verwendet wird, hat ein Säurebindungsvermögen (HCO_3') von etwa 4,7 mval. Dieser Wert wird vom Abwasser weit überschritten. Starke Erniedrigungen machten sich vor allem während der nächtlichen Regenfälle zwischen 1 und 6 Uhr geltend. Der Untersuchungstag, ein Montag, war ein ausgesprochener Wäschetag. Ein wesentlicher Teil der säurebindenden Substanzen dürfte deshalb aus Waschküchen anfallen.

Die pH-Werte stehen in Abhängigkeit vom Säurebindungsvermögen:

---

[14]) Ungefährer Trinkwasserverbrauch.

[15]) 18 Werte aus Europa und Kanada nach Liesegang (zit. Kalle).

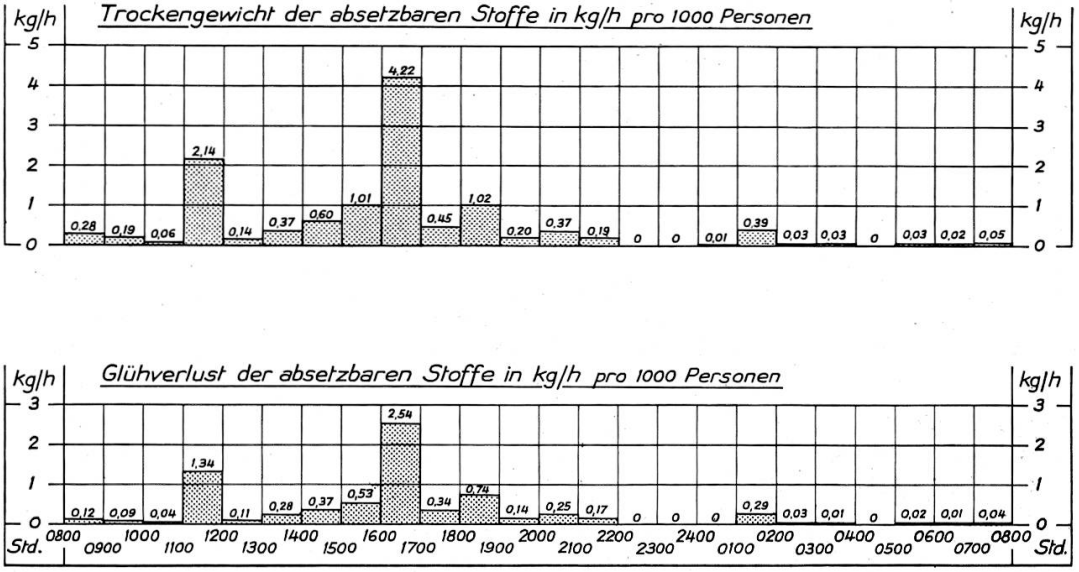


Abbildung 84. Gang der absetzbaren Stoffe im Abwasser der Siedlung Wasserhäuser am 22./23. 10. 1945

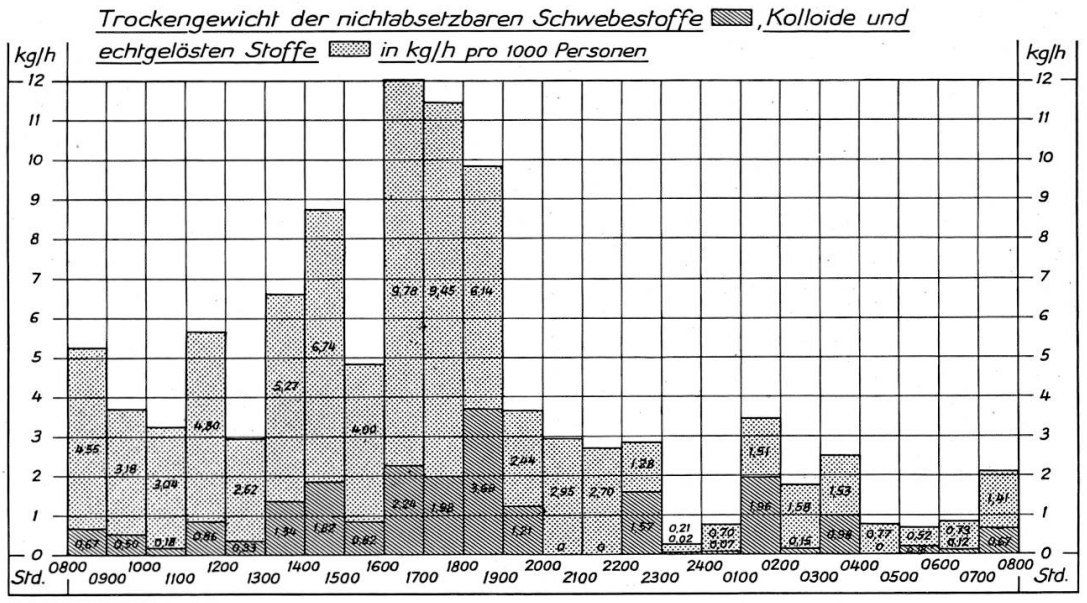


Abbildung 85. Gang des Trockengewichts der nichtabsetzbaren Stoffe im Abwasser der Siedlung Wasserhäuser am 22./23. 10. 1945

Säurebindungsvermögen mval	pH
> 10	7,5 bis 7,55
5 bis 10	7,3 bis 7,5
< 5	7,05 bis 7,25

Diejenigen Abwasser mit den maximalen pH-Werten (7,55) fielen von 0800 bis 1300 an. Der Anfall dieser am stärksten alkalischen Wässer fällt mit der Wäschezeit zusammen. Etwas niederere pH-Werte (7,5) waren von 1300 bis 1700 und von 0700 bis 0800 festzustellen. Schon von 0600–0700 hatte das Abwasser den pH-Wert 7,45. In der übrigen Zeit 1700 bis 0600 waren die pH-Werte mit einer Ausnahme (2300–2400: pH = 7,45) höchstens 7,3. Die minimalen Werte mit 7,05 bis 7,15 traten um 0100 bis 0600 auf, d. h. während der nächtlichen Regenfälle.

Pro Person und Tag betrug das Säurebindungsvermögen des Abwassers 1,21 Grammäquivalente, wovon in den 120 Liter Trinkwasser bereits etwa 0,57 Grammäquivalente vorhanden waren. Es ergibt sich eine Zunahme um ca. 0,64 Grammäquivalente.

f) Absetzbare Stoffe (Abb. 84)

Die absetzbaren Stoffe waren gegenüber den bei frischen Abwässern vorliegenden Verhältnissen dadurch, dass die Häuser Absetzgruben besitzen, stark vermindert. Die Ausspülung der Gruben durch die Regenfälle wirkte sich nur unwesentlich auf die absetzbaren Stoffe aus. Es sind im wesentlichen nur Schwebestoffe, Kolloide und Echt gelöste Stoffe, die von der Ausspülung betroffen werden.

Es fielen pro Kopf und Tag nur 0,25 Liter absetzbare Stoffe an. Das Gewicht der absetzbaren Stoffe entsprach 11,8 g pro Kopf und Tag, wovon 7,5 g pro Kopf und Tag organisch (Glühverlust) waren.

g) Gewicht der nichtabsetzbaren Stoffe (Abb. 85 und 86)

Beim Trockengewicht der nicht absetzbaren Schwebestoffe, Kolloide + Echt Gelöste, war die Tagesspitze von 0800 bis 1800 deutlich ausgeprägt. Die Nachtwerte waren wiederum stark durch die Regenfälle beeinflusst.

Die Glühverluste machten im wesentlichen die Schwankungen der Trockengewichte mit.

Pro Kopf und Tag ergaben sich folgende Anfallwerte (in g pro Kopf und Tag):

	Trockengewicht	Glühverlust
Nichtabsetzbare Schwebestoffe .	21,3	12,9
Kolloide	–	ca. 12,7
Echt gelöste Stoffe	–	ca. 10,4
Kolloide und Echt gelöste Stoffe .	78,0	23,1
Total	99,3	36,0

h) Biochemischer Sauerstoffbedarf (Abb. 86)

Naturgemäss ist der Biochemische Sauerstoffbedarf während der Tageszeit am grössten. Die maximalen Werte waren am Nachmittag von 1300 bis 1900 zu beobachten. Daneben traten aber auch bei besonders starkem Regenfall infolge der Ausspülung der Absetzgruben während der Nacht verhältnismässig hohe Werte auf.

Der tägliche Anfall an biochemisch oxydierbaren nichtabsetzbaren Stoffen entspricht nach unseren Untersuchungen vom 22./23. 10. 1945 einem BSB_5 von 32 g/Kopf und Tag.

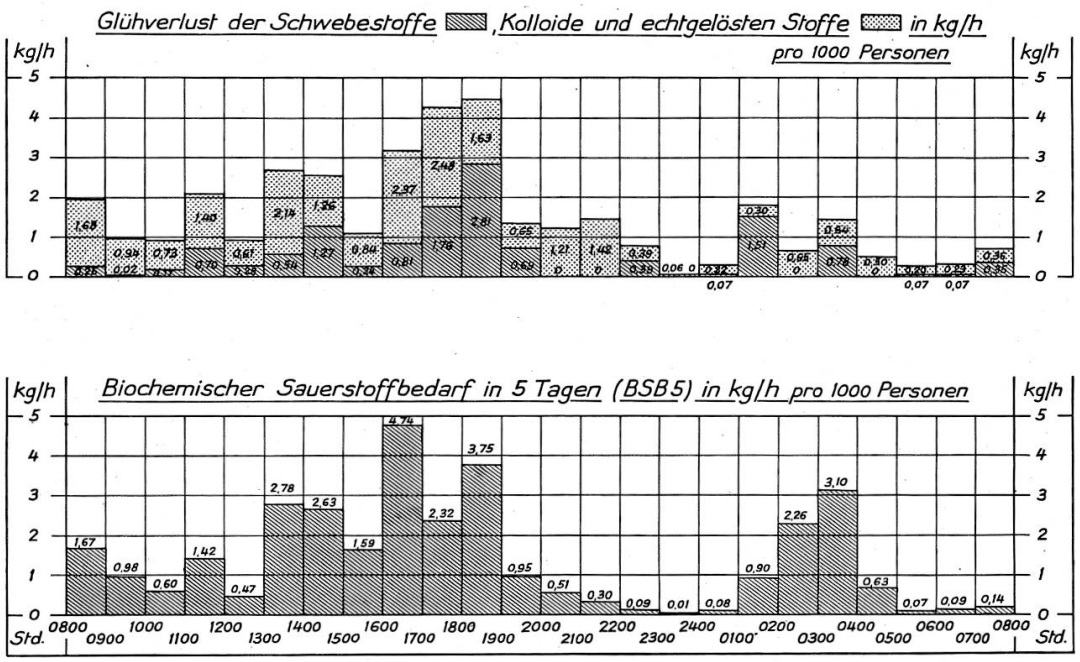


Abbildung 86. Gang des Glühverlustes und des Biochemischen Sauerstoffbedarfs der nichtabsetzbaren Stoffe im Abwasser der Siedlung Wasserhäuser am 22./23. 10. 1945

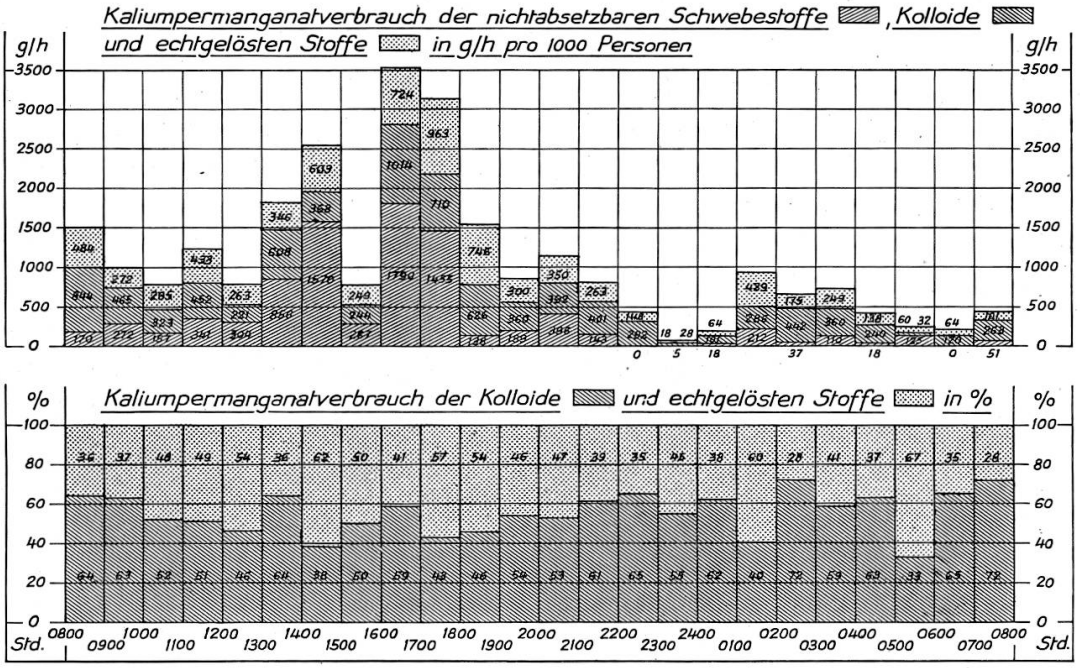


Abbildung 87. Gang des Kaliumpermanganatverbrauchs im Abwasser der Siedlung Wasserhäuser am 22./23. 10.1945

i) Kaliumpermanganatverbrauch

Ähnliche Verhältnisse wie beim Biochemischen Sauerstoffbedarf zeigten sich auch beim Kaliumpermanganatverbrauch. Wenn nur unwesentliche Regenmengen fielen, wie von 2300 bis 2400, war der stündliche Verbrauch während der Nacht sehr gering.

Der Kaliumpermanganatverbrauch der Kolloide + Echt Gelösten setzte sich im Durchschnitt aus etwa $^{11}/_{20}$ aus dem Kaliumpermanganatverbrauch der Kolloide und zu etwa $^{9}/_{20}$ aus demjenigen der Echt gelösten Stoffe zusammen.

Der Kaliumpermanganatverbrauch der nichtabsetzbaren Stoffe betrug 24,9 g/Kopf und Tag, wovon 7,9 g auf die Schwebestoffe, 9,2 g auf die Kolloide und 7,8 g auf die Echt gelösten Stoffe entfielen.

2. Allgemeines über den Stoffanfall in häuslichen Abwässern

a) Einleitung

Nach der Besprechung der Untersuchungen am Reinacher Dorfbach, am Arlesheimer Dorfbach und an den Abwässern der Siedlung Wasserhäuser ist es angezeigt, die hinsichtlich des Stoffanfalls in häuslichen Abwässern erzielten Ergebnisse zusammenzufassen. Dies gibt uns auch Gelegenheit, diese Ergebnisse mit den in der Literatur enthaltenen Angaben zu vergleichen. Die aus diesen Erörterungen zu machenden Schlussfolgerungen geben Anhaltspunkte für den in Reinigungsanlagen zu erwartenden Stoffanfall und liefern zugleich Grundlagen für die Beurteilung des Wasserchemismus im Hauptvorfluter der Talschaft.

b) Anorganische Stickstoffverbindungen

Nach WUHRMANN (1947, S. 238) enthält ein häusliches Abwasser in städtischen Verhältnissen des Jahres 1946 6 g organisch und 10 g anorganisch gebundenen, also insgesamt 16 g Stickstoff pro Kopf und Tag. LETHEBY (vgl. SIERP 1939) gibt für den organisch gebundenen Stickstoff mit 15,1 g pro Kopf und Tag sogar noch einen höheren Wert an.

Da sich unsere Untersuchungen auf die Bestimmung des anorganisch gebundenen Stickstoffs beschränken, erörtern wir hier nur dessen Anfall. Die Untersuchung des Reinacher Dorfbaches, des Arlesheimer Bachtelengrabens und der Abwässer von Wasserhäuser ergab durchaus niedrigere Werte als der von WUHRMANN angegebene von 10 g pro Kopf und Tag. Zum Teil dürfen sie allerdings als noch grössenordnungsmässig mit diesem übereinstimmend betrachtet werden, so der Anfallwert für Erlenhof[16]) (16. 10. 1946) mit 7 g pro Kopf und Tag und derjenige für Wasserhäuser (22./23. 10. 1945) mit 6,7 g pro Kopf und Tag. Nur noch etwa $^1/_3$ des WUHRMANNschen Wertes ergab mit 3,7 g pro Kopf und Tag die

[16]) Geschätzt als $^{10}/_8$ des in den 14 bzw. 15 Tagesstunden ermittelten Anfalls.

Anfallberechnung für Reinach[16]) (16. 10. 1946). Schliesslich war bei den Untersuchungen in Arlesheim überhaupt kein abwasserbedingter Anfall von anorganischem Stickstoff feststellbar. Dieser Umstand kann nur entweder durch die Tätigkeit denitrifizierender Bakterien, die ihren Sauerstoffbedarf aus der Reduktion von Nitriten und Nitraten zu elementarem Stickstoff decken, oder durch den bei der Lebenstätigkeit anderer Organismen stattfindenden Einbau von Stickstoff in organische Verbindungen erklärt werden.

c) Chloride

Da die Chloride im Gegensatz zu den Stickstoffverbindungen auf dem Wege von den Häusern zu den Abwasser-Probefassungsmöglichkeiten keinen Umsetzungen unterworfen sind, entsprechen die von uns ermittelten Chlorid-Anfallwerte viel besser den Erwartungen als die Stickstoff-Anfallwerte. Der tägliche (24 Stunden) Chloridanfall betrug im Abwasser der Siedlung Wasserhäuser etwa 10 g und im Abwasser von Arlesheim (29./30. 9. 1948) etwa 11,4 g pro Kopf. Dies entspricht etwa den bei der Untersuchung des Reinacher Dorfbaches (16. 10.1946) für Erlenhof und Reinach in den 14 bzw. 15 Tagesstunden erhaltenen Werten von 12,1 bzw. 8,5 g pro Kopf und Tag. Auch der in den 14 Tagesstunden im Abwasser von Arlesheim (16. 9. 1948) ermittelte Anfall von 10,7 g pro Kopf und Tag bestätigt die Grössenordnung dieser Werte.

Im wesentlichen dürften die anfallenden Chloride dem menschlichen Harn entstammen, beträgt doch der Anfall aus demselben nach Neuberg (Sierp 1939) 9,1 g und nach Cameron und White (1946) 6,1 bis 9,1 g pro Kopf und Tag.

d) Phosphate

Ähnlich wie die Stickstoffverbindungen, so können auch die Phosphate auf dem Weg des Abwassers zwischen den Häusern und den Abwasserfassungsmöglichkeiten Umsetzungen unterworfen sein. In 14 bis 15 Tagesstunden bestimmten wir den Phosphat-Anfall für Erlenhof (16. 10. 1946) zu 0,6 g, für Reinach (16. 10. 1946) zu 0,008 g und für Arlesheim (16. 9. 1948) zu 2,5 g pro Kopf und Tag. Man erkennt, dass die ermittelten Werte in einem sehr grossen Bereich schwanken. Dies gilt jedoch auch für die Phosphat-Anfallwerte der Literatur. Wuhrmann gibt z. B. einen täglichen Phosphat-Anfall von 0,3 g P pro Kopf (= 0,92 g PO_4'''), Letheby (Sierp 1939) dagegen einen solchen von 4,3 g Phosphorsäure an. Nach Neuberg (Sierp 1939) sowie nach

Cameron und White (1946) sollen allein im menschlichen Harn 3,2 g Phosphate (HPO_4'') pro Kopf und Tag anfallen.

e) Absetzbare Stoffe

Das Volumen der absetzbaren Stoffe betrug im Abwasser der Siedlung Wasserhäuser (22./23. 10. 1945) 0,25 Liter, während Kuisel für häusliche Abwässer einen Wert von 1,4 (Kuisel 1944) bzw. 1,5 (Kuisel 1945 b) Liter angibt. Im Falle der Abwässer von Wasserhäuser sind die absetzbaren Stoffe dadurch vermindert, dass die Häuser Absetzgruben besitzen.

Nach Kuisel entsprechen bei den absetzbaren Stoffen 1,4 Litern Volumen etwa 70 g Trockengewicht, somit 1 Liter Volumen 50 g. Bei der Untersuchung Wasserhäuser entsprechen 0,25 Liter 11,8 g, d. h. 1 Liter 47 g. Dieses Verhältnis zwischen Volumen und Gewicht stimmt somit gut mit dem von Kuisel angegebenen überein.

Die meisten Autoren geben einen geringeren gewichtsmässigen Anfall an absetzbaren Stoffen als Kuisel an. Wir entnehmen hierüber und über die Verteilung von organischer und mineralischer Substanz in den absetzbaren Stoffen der Literatur, unseren Untersuchungsergebnissen sowie einem Bericht über die Abwasseruntersuchung im Ergolztal[17]) folgende Angaben:

	organisch g/Kopf und Tag	mineralisch g/Kopf und Tag	total g/Kopf und Tag	organisch %
Kroll (Berlin, n. Holluta 1937) .	36,4	14,6	51	71
Prüss (Sierp 1939)	35	15	50	70
Imhoff (1941)	40	20	60	67
Sierp (1939)	37,5	15	52,5	71
Liestal	45,2	33,8	79	58
Wasserhäuser (22./23. 10. 1945) . .	7,5	4,3	11,8	64
Arlesheim (29./30. 9. 1948)	6	15	21	29

Aus dieser Zusammenstellung erkennen wir, dass in der Siedlung Wasserhäuser durch die bestehenden Absetzgruben etwa $^4/_5$ der absetzbaren Stoffe zurückgehalten werden. Die prozentuale Verteilung von organischen und mineralischen Stoffen entspricht dort den allgemeinen Erfahrungen, während in Arlesheim der organische Anteil verhältnismässig gering erscheint.

f) Gewicht der nichtabsetzbaren Stoffe

Was das Trockengewicht der nichtabsetzbaren Stoffe betrifft, so lassen sich höchstens für die nichtabsetzbaren Schwebestoffe und die

[17]) Durchschnittliche Zusammensetzung des häuslichen Abwassers der Gemeinde Liestal, Plan Nr. 2647 Ing. E. Holinger.

Kolloide allgemein gültige Angaben machen, da der Gehalt eines Abwassers an Echt gelösten Stoffen wesentlich von der Zusammensetzung des Reinwassers abhängt.

Das Trockengewicht der nichtabsetzbaren Schwebestoffe ermittelten wir in den Abwässern von Wasserhäuser zu 21,3 g pro Kopf und Tag, was gut mit den Angaben von KROLL (22 g/Kopf + Tag), PRÜSS (25 g/Kopf + Tag) und SIERP (23,5 g/Kopf + Tag) übereinstimmt, während IMHOFF und KUISEL mit je 30 g/Kopf + Tag einen höheren Wert angeben.

Auch der in Wasserhäuser ermittelte Wert des Glühverlustes (organischer Anteil) der nichtabsetzbaren Schwebestoffe von 12,9 g stimmt eher mit den Angaben von KROLL (14,6 g), PRÜSS (17,5 g) und SIERP (15 g) als mit demjenigen von IMHOFF (20 g) überein.

Für den Glühverlust der Kolloide und Echt Gelösten haben wir in Wasserhäuser einen Wert von 23,1 g ermittelt. PRÜSS gibt 25 g und SIERP 27 g, IMHOFF und KUISEL dagegen je 50 g an.

g) Biochemischer Sauerstoffbedarf

Der tägliche Anfall biochemisch oxydierbarer nichtsabsetzbarer Stoffe wurde für Wasserhäuser (22./23. 10. 1945) zu 32 g/Kopf + Tag ermittelt. Grössenordnungsmässig entsprechende Werte werden in der Literatur von IMHOFF (35 g) und von SIERP (36 g) angegeben. KUISEL erhielt bei seinen Untersuchungen der Liestaler Abwässer 34,2 g/Kopf + Tag. In einer publizierten Arbeit (1945) gibt dagegen KUISEL einen Wert von 50–75 g/Kopf + Tag für den BSB_5 der Summe der nichtabsetzbaren Stoffe an. Bei der Untersuchung des Reinacher Dorfbaches erhielten wir für Erlenhof einen Wert von nur 12,5 g und für Reinach sogar einen solchen von nur 6,4 g. Wir haben jedoch bereits auf die dort vor der Probefassungsstelle stattfindenden Sedimentationsvorgänge und Abbauprozesse hingewiesen. Besser mit den anderen Untersuchungsergebnissen steht der für Arlesheim (29./30. 9. 1948) ermittelte Wert von 28½ g pro Kopf + Tag in Einklang.

Die praktische Übereinstimmung der von SIERP und von IMHOFF angegebenen Werte mit den Ergebnissen der Abwasseruntersuchungen von Liestal, Wasserhäuser und – allerdings in etwas vermindertem Masse – von Arlesheim (29./30. 9. 1948) zeigt, dass für die nichtabsetzbaren Stoffe mit einem BSB_5 von etwa 35 g/Kopf + Tag gerechnet werden darf.

Wir haben deshalb bei unserer Beurteilung des Vorfluters (Birs und von ihr abzweigende Kanäle) für den gesamten BSB_5 (absetzbare und nichtabsetzbare Stoffe) den von SIERP und von IMHOFF angegebenen Wert von 54 g/Kopf + Tag berücksichtigt. Dies entspricht auch der Angabe von SOUTHGATE (1948, S. 48), der einen «per capita oxygen demand» (= Einwohnergleichwert) von 0,12 lb (= 54 g) annimmt. Damit steht auch der für die absetzbaren und die nichtabsetzbaren Stoffe während der 14 Tagesstunden bei Arlesheim (16. 9. 1948) ermittelte Wert von 40 g/Kopf + Tag in gutem Einklang.

Der von SIERP und von IMHOFF mitgeteilte Wert von 54 g/Kopf + Tag setzt sich wie folgt zusammen:

	nach IMHOFF	nach SIERP
Absetzbare Stoffe	19	18
Nichtabsetzbare Schwebestoffe	12	12
Kolloide und Echt Gelöste	23	24
Total	54	54

h) Kaliumpermanganatverbrauch

Entsprechend den BSB_5-Werten ist auch der sich aus der Untersuchung des Reinacher Dorfbaches ergebende Kaliumpermanganatverbrauch gering. Wir müssen deshalb die betreffenden Werte ausser Betracht lassen.

Für die absetzbaren und die nichtabsetzbaren Stoffe ergab sich für die 14 Tagesstunden bei Arlesheim (16. 9. 1948) ein Permanganatverbrauch von 67 g/Kopf + Tag.

Die Permanganatwerte der 24stündigen Untersuchungen von Wasserhäuser und Arlesheim (29./30. 9. 1948) betreffen nur die nichtabsetzbaren Stoffe. Diese setzen sich wie folgt zusammen:

	Wasserhäuser		Arlesheim	
	g/Kopf und Tag	%	g/Kopf und Tag	%
Nicht absetzbare Schwebestoffe	7,9	32	10	22
Kolloide	9,2	37	10	22
Echt Gelöste	7,8	31	26	56
	24,9	100	46	100

Der Permanganatverbrauch von nicht absetzbaren Schwebestoffen und Kolloiden liegt also bei Wasserhäuser und Arlesheim in einer ähnlichen Grössenordnung, während die Untersuchung bei Arlesheim für die Echt gelösten Stoffe einen wesentlich höheren Wert ergab als diejenige bei Wasserhäuser.

Für die gesamten nichtabsetzbaren Stoffe erhielten wir nach obiger Zusammenstellung bei Wasserhäuser 24,9 und bei Arlesheim 46 g pro

Kopf + Tag. KUISEL gibt erheblich höhere Werte an, nämlich 80–120 g pro Kopf + Tag, WUHRMANN sogar 200–300 g/Kopf + Tag. Die letzteren scheinen nach unseren Untersuchungen als sehr unwahrscheinlich.

Wir wollen nun noch die Zusammensetzung des Permanganatverbrauches der kolloid- und molekulardispersen Phase bei Wasserhäuser und Arlesheim mit den in der Literatur zu findenden Angaben über die gewichtsmässige Zusammensetzung der organischen Substanz derselben Phase vergleichen:

	g $KMnO_4$-Verbrauch bzw. g organische Substanz pro Kopf und Tag			Prozente		
	Kolloide	Echt Gelöste	Total	Kolloide	Echt Gelöste	Total
Wasserhäuser ($KMnO_4$) .	9,2	7,8	17,0	54	46	100
Arlesheim ($KMnO_4$) . . .	10	26	36	28	72	100
Liestal ($KMnO_4$)	21,1	30,1	51,2	41	59	100
PRÜSS (org. Substanz) . .	10[18])	15	25	40	60	100
KUISEL (org. Substanz) .	15	35	50	30	70	100

Man erkennt, dass sowohl unsere Untersuchungsergebnisse als auch die Literaturangaben eine verhältnismässig grosse Variabilität in der relativen Zusammensetzung der kolloid- und molekulardispersen Phase zeigen, was nicht zuletzt durch die Untersuchungsmethoden bedingt sein dürfte.

H. Hydrographie der Birs und der von ihr abzweigenden Kanäle unterhalb der Lützelmündung

1. Hydrographische Charakteristik der untersuchten Teilstrecken und Lage der Probefassungsstellen

Die chemischen Untersuchungen des Vorfluters beschränkten sich auf die Strecke der Birs und die von ihr abzweigenden Industriekanäle zwischen der Mündung der Lützel in die Birs und der Mündung der Birs bzw. des St. Alban-Teiches in den Rhein (Abb. 88). Diese Strecke (26,55 km) entspricht dem untersten Drittel des gesamten Laufes der Birs (73,0 km). Das zusätzliche Einzugsgebiet beträgt dagegen nur etwa $^2/_9$ des gesamten Einzugsgebietes der Birs (Abb. 89).

Die Birs hat auf der untersuchten Strecke noch ein Gefälle von etwa 110 m, welches zum grössten Teil durch Wasserkraftanlagen ausgenutzt ist (Abb. 90).

Unter Berücksichtigung der bei Niederwasser herrschenden Verhältnisse, bei welchen die meisten Industriekanäle die noch vorhandene Wassermenge zum grössten Teil dem natürlichen Birsbett entziehen, unterscheiden wir grundsätzlich zwischen

[18]) 8,5 bis 12,5 g von total 25 g gesamten organischen gelösten Stoffen.

a) Hauptwasserstrom, d.h. den Kanalstrecken und der Birs zwischen denselben, und

b) von den Kanälen umflossenen Birsstrecken.

Die auf den folgenden 21 Seiten wiedergegebenen Abbildungen 91–122 mögen den Leser mit dem Charakter der untersuchten Gewässer vertraut machen.

Abbildung 88. Lage der Probefassungsstellen in der Birs und den von ihr abzweigenden Kanälen. 1:125000

Auf 10 schematischen Situationsplänen werden die wichtigsten hydrographischen Angaben gemacht und die genaue Lage der Probefassungsstellen dargestellt.

Oberhalb Aesch diente der Topographische Atlas der Schweiz (1:25000) als Grundlage für die Längenmessungen. Für den Abschnitt Aesch bis Rhein konnten hiezu Pläne des Eidgenössischen Oberbauinspektorates und des basellandschaftlichen Strassen- und Wasserbauinspektorates verwendet werden. Aus diesen Plänen wurde

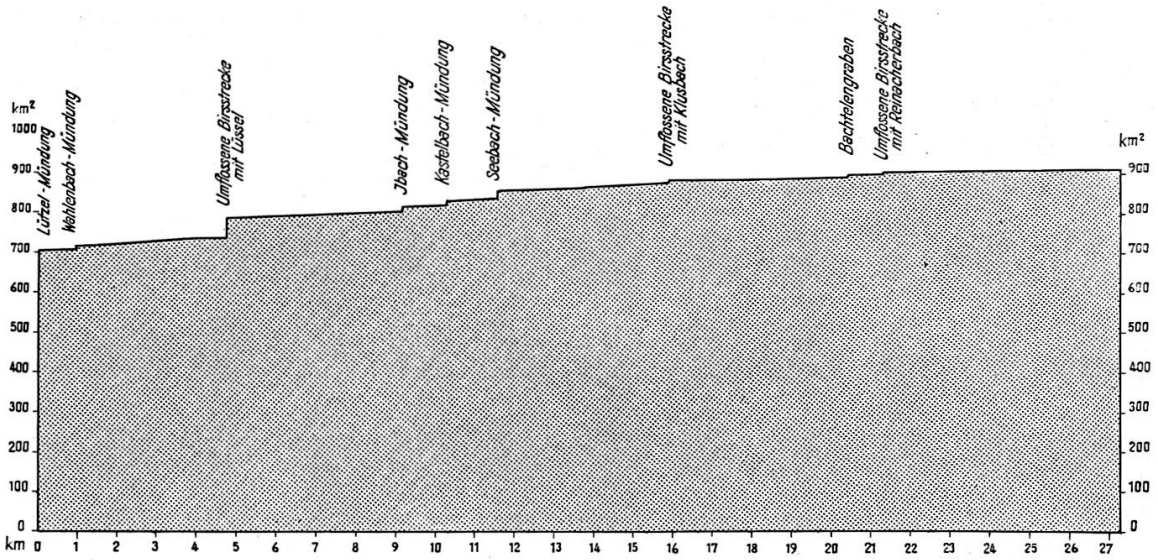


Abbildung 89. Hauptwasserstrom zwischen Lützel und Rhein: Fläche des Einzugsgebietes

vor allem auch die ab Birsmündung erfolgende Kilometrierung der Birs bis Aesch übernommen. Die Sohlenhöhen und die Breiten der Birs wurden Querprofilen aus dem Jahre 1944 entnommen. Die Angaben über die Höhe des mittleren Wasserspiegels, die Fläche der Einzugsgebiete und über Wasserkraftnutzungen entnahmen wir den Publikationen über die «Wasserkräfte der Schweiz» (1914–1916) und der «Statistik der Wasserkraftanlagen» (1928). Die wichtigsten von Aesch bis Münchenstein erfolgenden Kanalisationseinmündungen wurden auf Grund unserer eigenen Erhebungen eingezeichnet.

Die 22 photographischen Aufnahmen und der ihnen beigegebene Begleittext sollen an ausgewählten Beispielen den allgemeinen Charakter des untersuchten Gewässersystems veranschaulichen.

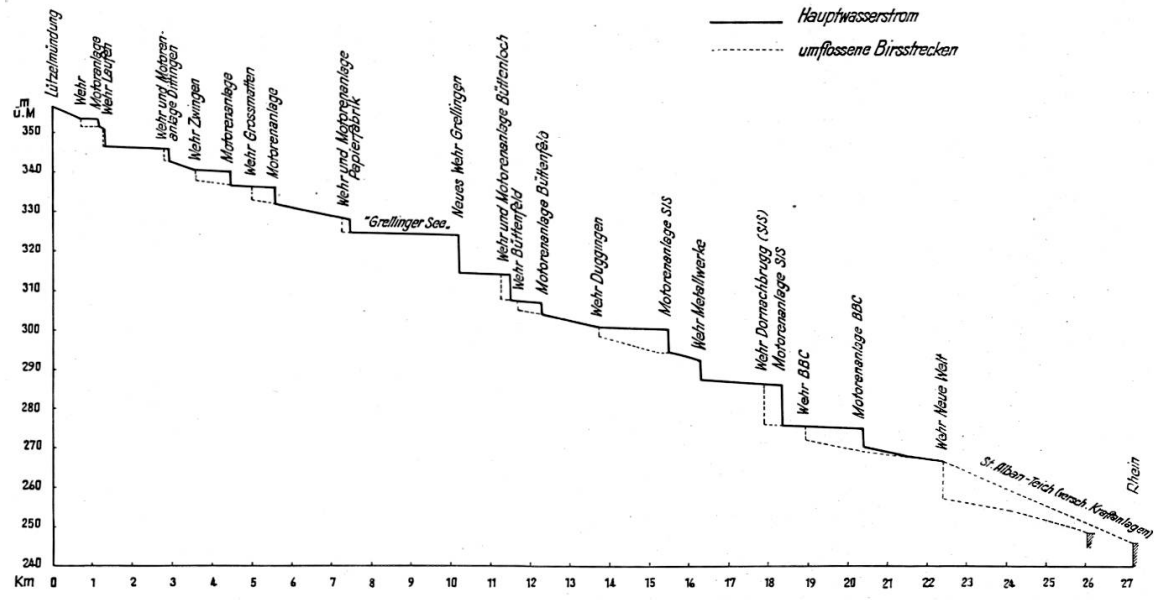


Abbildung 90. Längsprofil der Birs von der Lützelmündung bis zum Rhein. Höhen 1:2500, Längen 1:250 000

2. Die Wasserführung der Birs

Für die Beurteilung der Wasserführung des Hauptwasserstromes im Bereiche der untersuchten Flusstrecke stehen uns die Aufzeichnungen vom Pegel Münchenstein zur Verfügung. Die bei dieser Station ermittelten mittleren monatlichen Abflussmengen der Birs haben wir bereits weiter oben in Tabelle 3 zusammengestellt, während wir die speziellen Abflussverhältnisse unserer Untersuchungstage im Kapitel I darstellen wollen.

In der 30jährigen Beobachtungsperiode 1917–1946 betrug die gemittelte mittlere Jahresabflussmenge (MQ) 15,1 m^3/sec. Die mittlere Jahresabflussmenge der Untersuchungsjahre 1945 bis 1947 war kleiner als dieser langjährige Normalwert, nämlich im Jahre 1945 11,3 m^3/sec, im Jahre 1946 14,7 m^3/sec und im Jahre 1947 nur 9,4 m^3/sec. Die kleinste mittlere Jahresabflussmenge wurde im Jahre 1921 mit 6,1 m^3/sec ermittelt, während die grösste mittlere Jahresabflussmenge 1939 mit 28,2 m^3/sec erreicht wurde.

Die grösste Abflussmenge (Spitze) der 30jährigen Beobachtungsperiode (HHQ) wurde am 14. Juni 1946 gemessen und betrug 260 bis 290 m^3/sec. Diese ist sogar grösser als die kleinste Abflussmenge des ein 40mal grösseres Einzugsgebiet erfassenden Rheins bei Basel (NNQ = 202 m^3/sec, Febr. 1858).

Die kleinste Abflussmenge (Tagesmittel) der 30jährigen Beobachtungsperiode (NNQ) wurde im Juli 1921 gemessen und betrug 0,83 m^3/sec.

Wie aus diesen Angaben hervorgeht, weist der Abfluss der Birs sehr grosse Schwankungen auf. Das Verhältnis NNQ : MQ : HHQ beträgt 1 : 18,2 : 350, während der Rhein bei Basel z. B. ein solches von 1 : 2,9 : 15,7 hat!

Auf Abbildung 123 ist die Durchflussmengen-Dauerlinie der Periode 1917–1946 aufgetragen. Sie zeigt u. a. das zeitliche Vorherrschen von Niederwasserständen. So wird z. B. im langjährigen Mittel die gemittelte mittlere Jahresabflussmenge nur in etwa 30% aller Tage überschritten. Die Grösse des mittleren Jahresabflusses wird also wesentlich durch die ausserordentlichen Hochwasser beeinflusst.

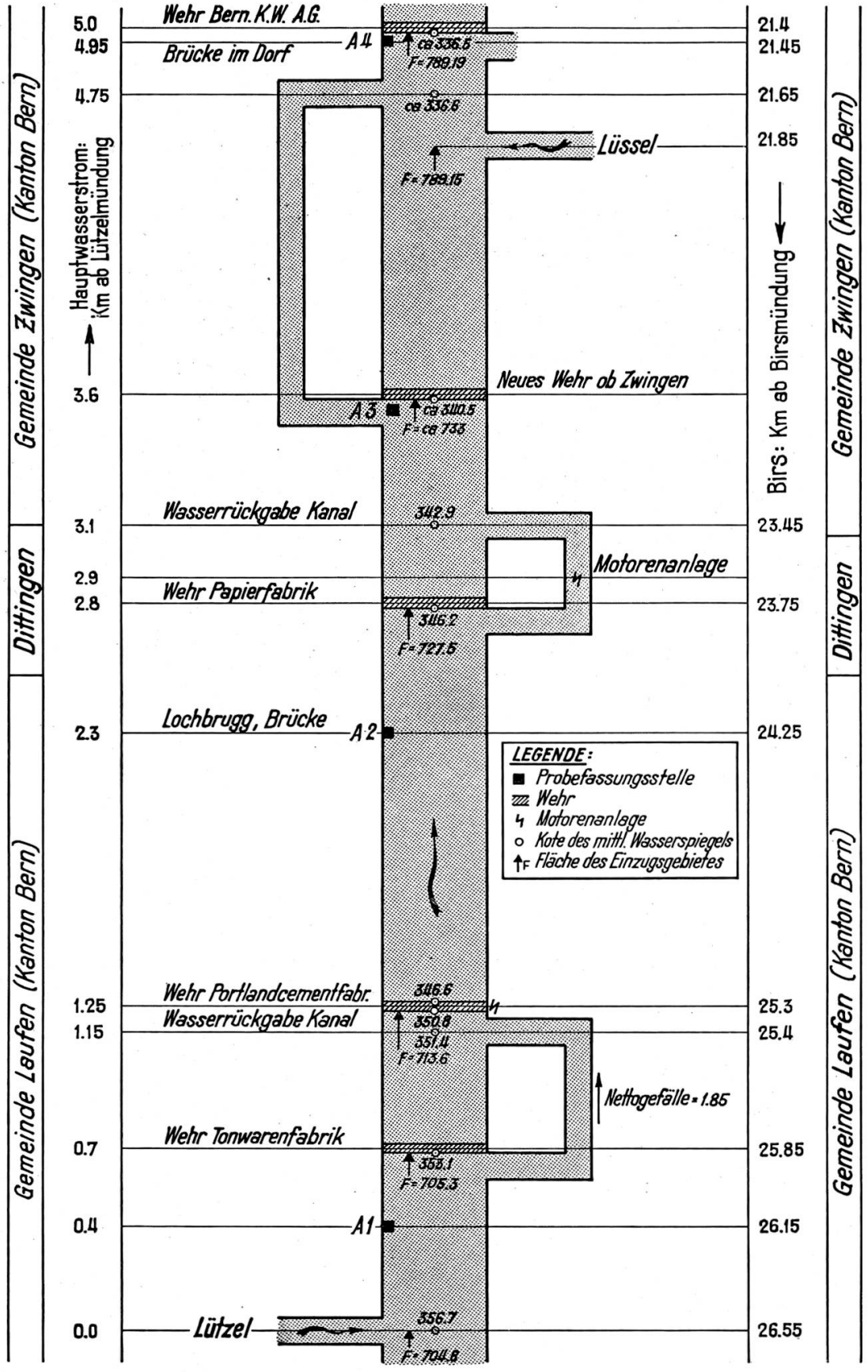


Abbildung 91. Birs und Kanäle von der Lützelmündung bis Zwingen
(Schematischer Situationsplan)

Abbildung 92. Birs oberhalb Laufen bei Probefassungsstelle A 1, Blick flussaufwärts. – km 0,4. – Die Birs hat hier auf ihrem 47 km langen Lauf bereits ein Areal von 705 km² entwässert. – Zwischen der Lützelmündung und Zwingen ist die Birsstrecke durch fünf Stauwehre unterteilt, was im allgemeinen einen langsamen und verhältnismässig wenig turbulenten Abflussvorgang bedingt. Wie die Probefassungsstelle A 1, so liegen auch die Stellen A 2, A 3 und A 4 in gestauten, langsam fliessenden Gewässerstrecken. 14. 4. 1946. (Phot. H. S.)

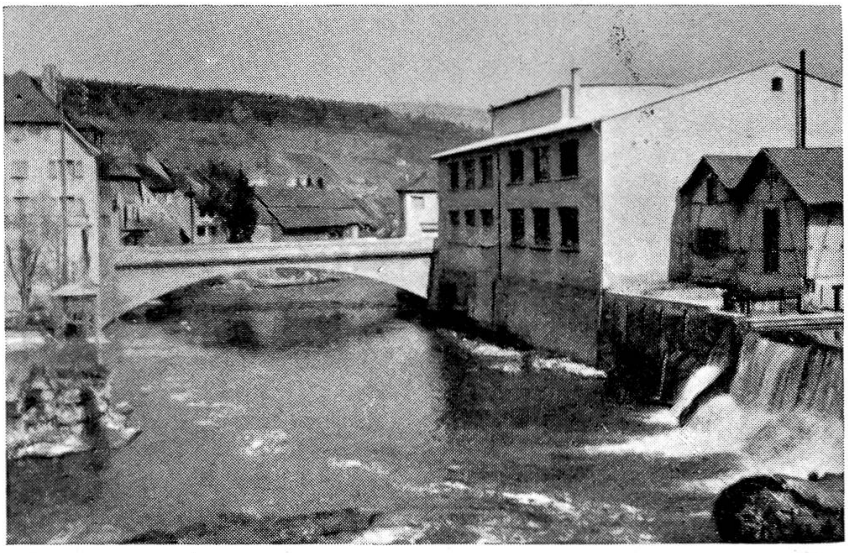


Abbildung 93. Birs im Städtchen Laufen. Blick flussaufwärts. km 1,25. – Eine gewisse Belüftung ist dort gewährleistet, wo wie beim Wehr der Portlandcementfabrik ein Teil des Wassers über Wehre oder Kanalüberläufe fällt. 14. 4. 1946. (Phot. H. S.)

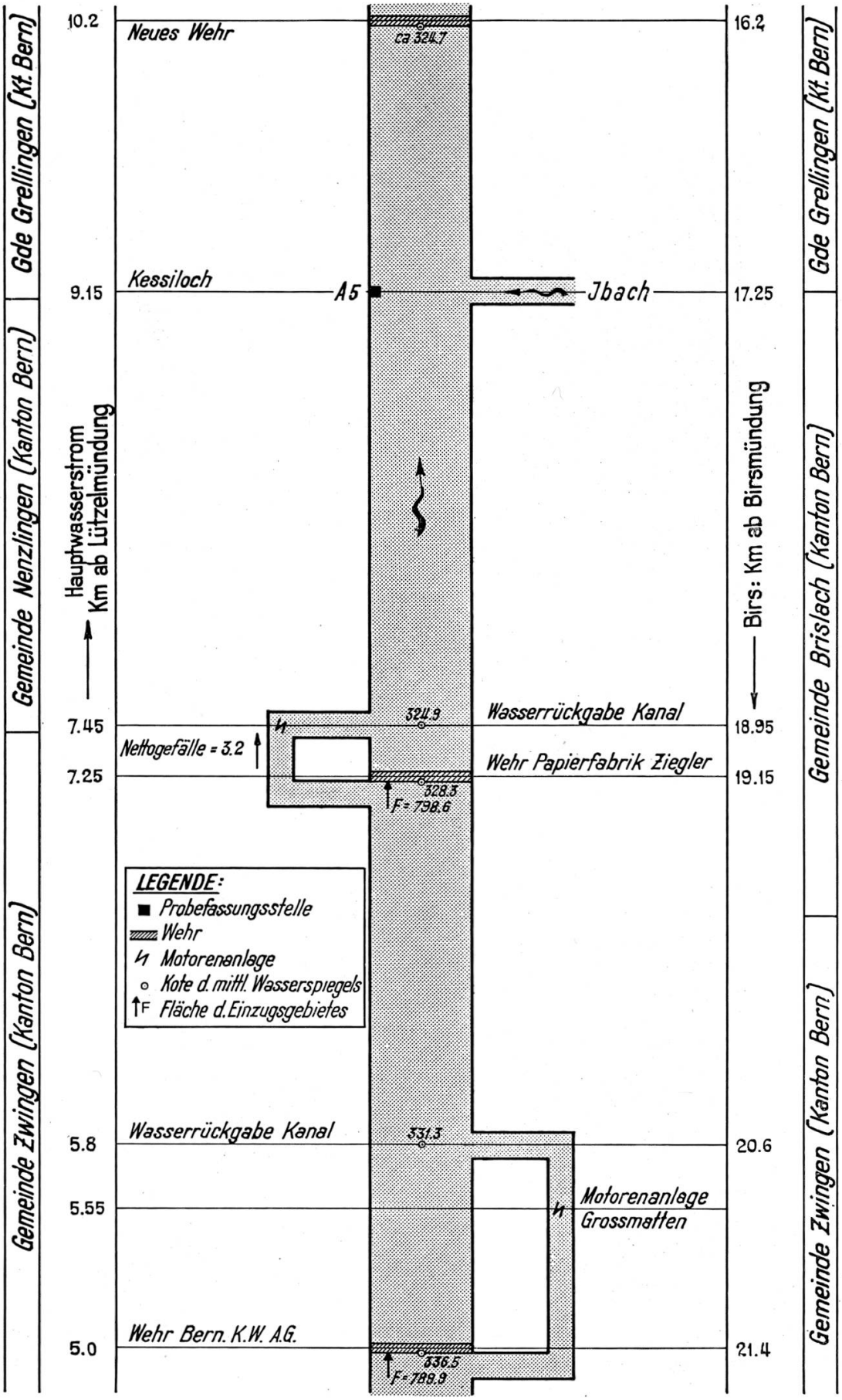


Abbildung 94. Birs und Kanäle zwischen Zwingen und neuem Wehr oberhalb Grellingen
(Schematischer Situationsplan)

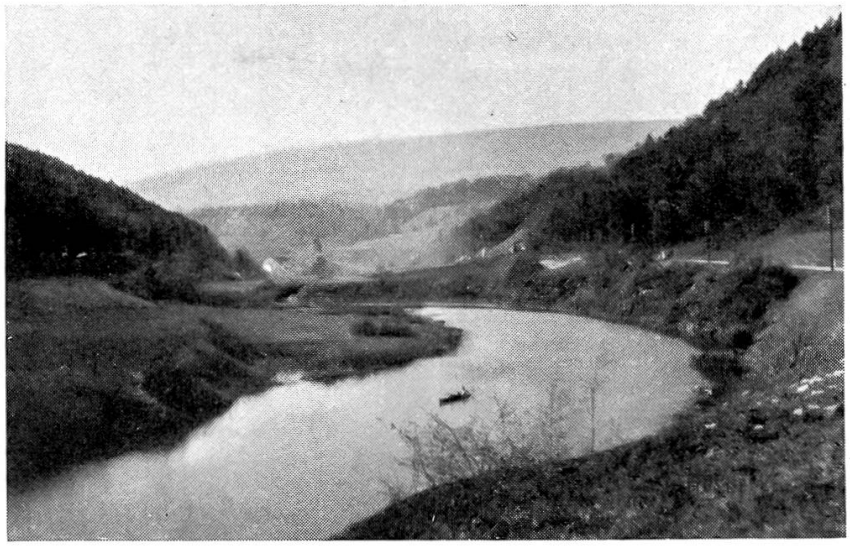


Abbildung 95. Stau von Grellingen oberhalb Kessiloch. Blick flussaufwärts. km ca. 8,5. – Von Zwingen bis unterhalb Grellingen ist die Birs durch weitere vier Wasserkraftanlagen in Stufen unterteilt. Für den Stoffhaushalt besonders einschneidend ist das Wehr oberhalb Grellingen. Das Bild zeigt den durch dieses geschaffenen «Grellinger See». 14. 4. 1946. (Phot. H. S.)

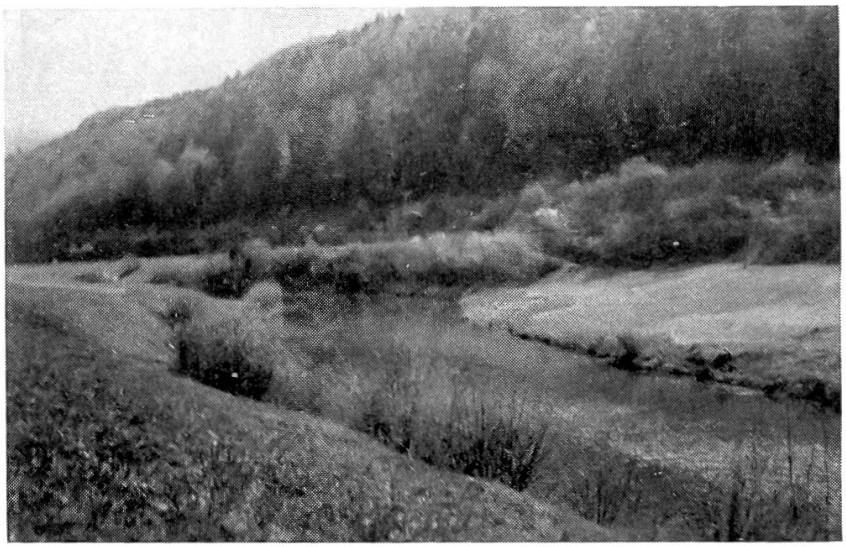


Abbildung 96. Stau von Grellingen oberhalb Kessiloch. Blick flussabwärts. km ca. 8,5. – Das Ufer des «Grellinger Sees» ist zum Teil flach. – Die Probefassungsstelle A 5 wurde dort gewählt, wo der Stausee durch die Enge des «Kessilochs» verschmälert wird (ausserhalb des linken Bildrandes). 14. 4. 1946. (Phot. H. S.)

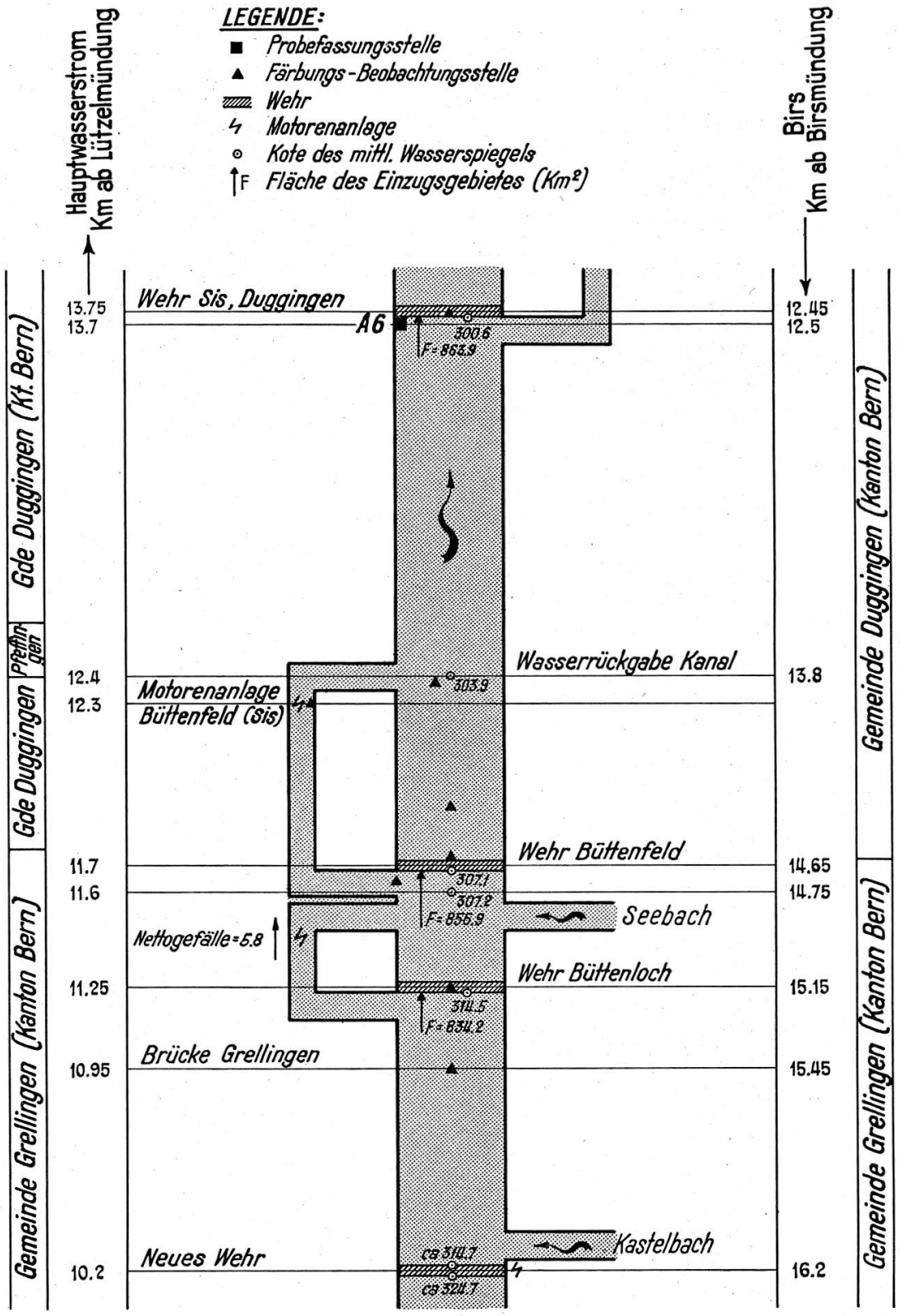


Abbildung 97. Birs und Kanäle zwischen neuem Wehr oberhalb Grellingen und Wehr Duggingen (Schematischer Situationsplan)

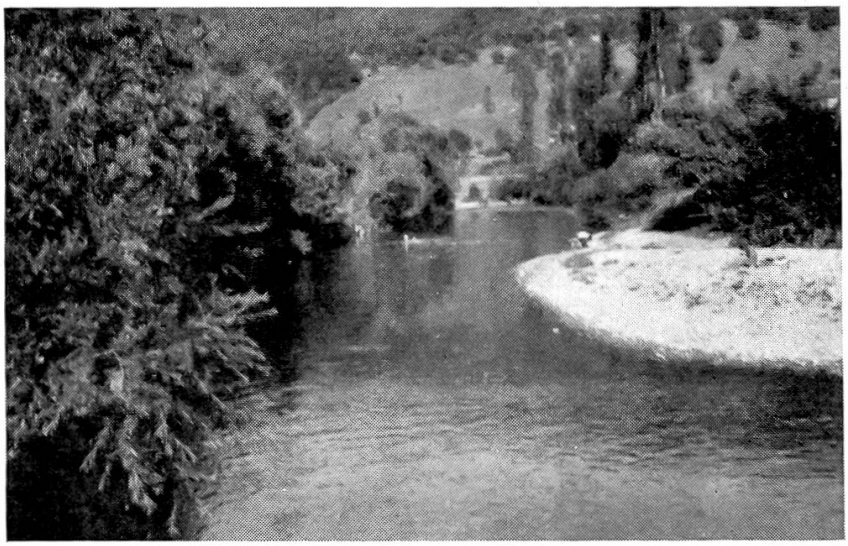


Abbildung 98. Birs bei Duggingen oberhalb des Wehres. Blick flussaufwärts. km ca. 13,0. Zwischen der Wasserrückgabe der Kraftanlage im Büttenfeld unterhalb Grellingen und dem Wehr von Duggingen besitzt die Birs noch einen weitgehend natürlichen Lauf. Am Ende dieser Strecke liegt die Probefassungsstelle A 6. – 30. 7. 1947 (Phot. H. S.)

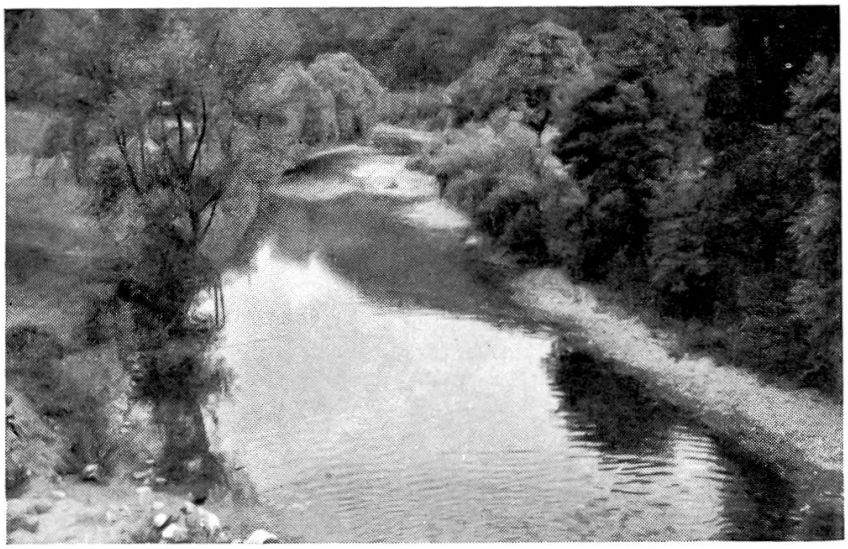


Abbildung 99. Vom Kanal der Spinnerei Angenstein umflossene Birsstrecke unterhalb des Wehres Duggingen. Blick flussabwärts. km 13,75. – Bei Niederwasser fliesst nur eine geringe Wassermenge über das Wehr in die vom Kanal umflossene Birsstrecke. Jene besitzt deshalb in langen Zeiträumen nur einen kleinen Abfluss. Weiter flussabwärts wird er durch Wasseraustritte am rechten Birsufer etwas vermehrt, wobei es sich zum Teil um Sickerwasser des Kanals und zum Teil um Quell- und Grundwasseraustritte handelt. Der Austritt von unterirdischen Wasservorkommen ist durch das Auftreten des Quellmooses *Fontinalis* gekennzeichnet. 30. 7. 1947 (Phot. H. S.)

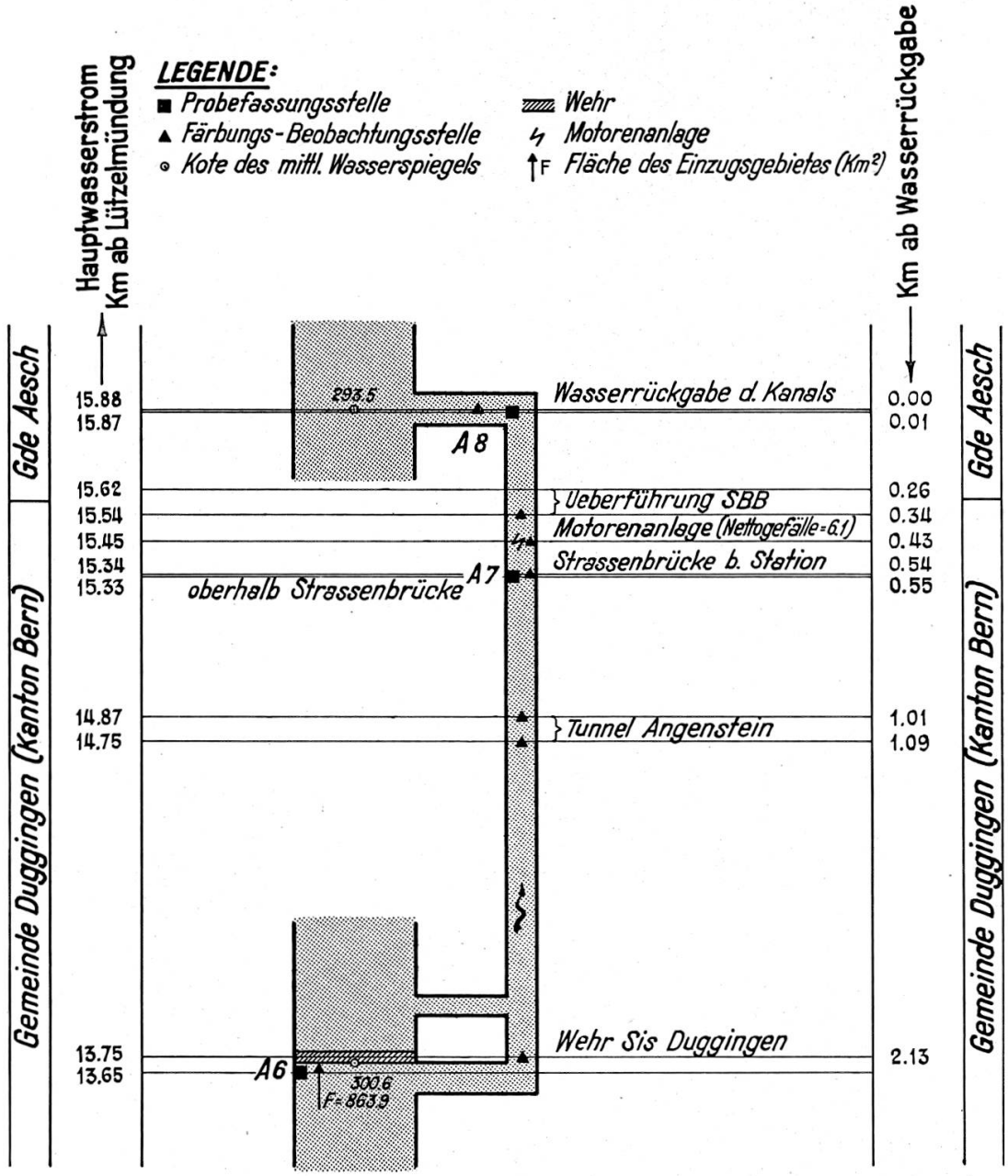


Abbildung 100. Kanal der Spinnerei Angenstein (Schematischer Situationsplan)

Abbildung 101. Kanal der Spinnerei Angenstein bei Probefassungsstelle A 7. Blick flussaufwärts. km 15,33. – Der über 2 km lange Kanal zweigt vom Wehr Duggingen ab. Die Probefassungsstelle A 7 liegt in demselben etwa 120 m oberhalb der Motorenanlage. – 26. 3. 1946. (Phot. H. S.)

Abbildung 102. Birs unterhalb Aesch (oberhalb der Wasserrückgabe des Angensteiner Kanals). Blick flussabwärts. – Das unterste Teilstück der vom Angensteiner Kanal umflossenen Birsstrecke ist durch ein sehr breites Hochwasserbett und durch eine eindrückliche An-Erosion des linken Ufers gekennzeichnet. – Probefassungsstelle C 2 und C 3. – 10. 11. 1947. (Phot. H. S.)

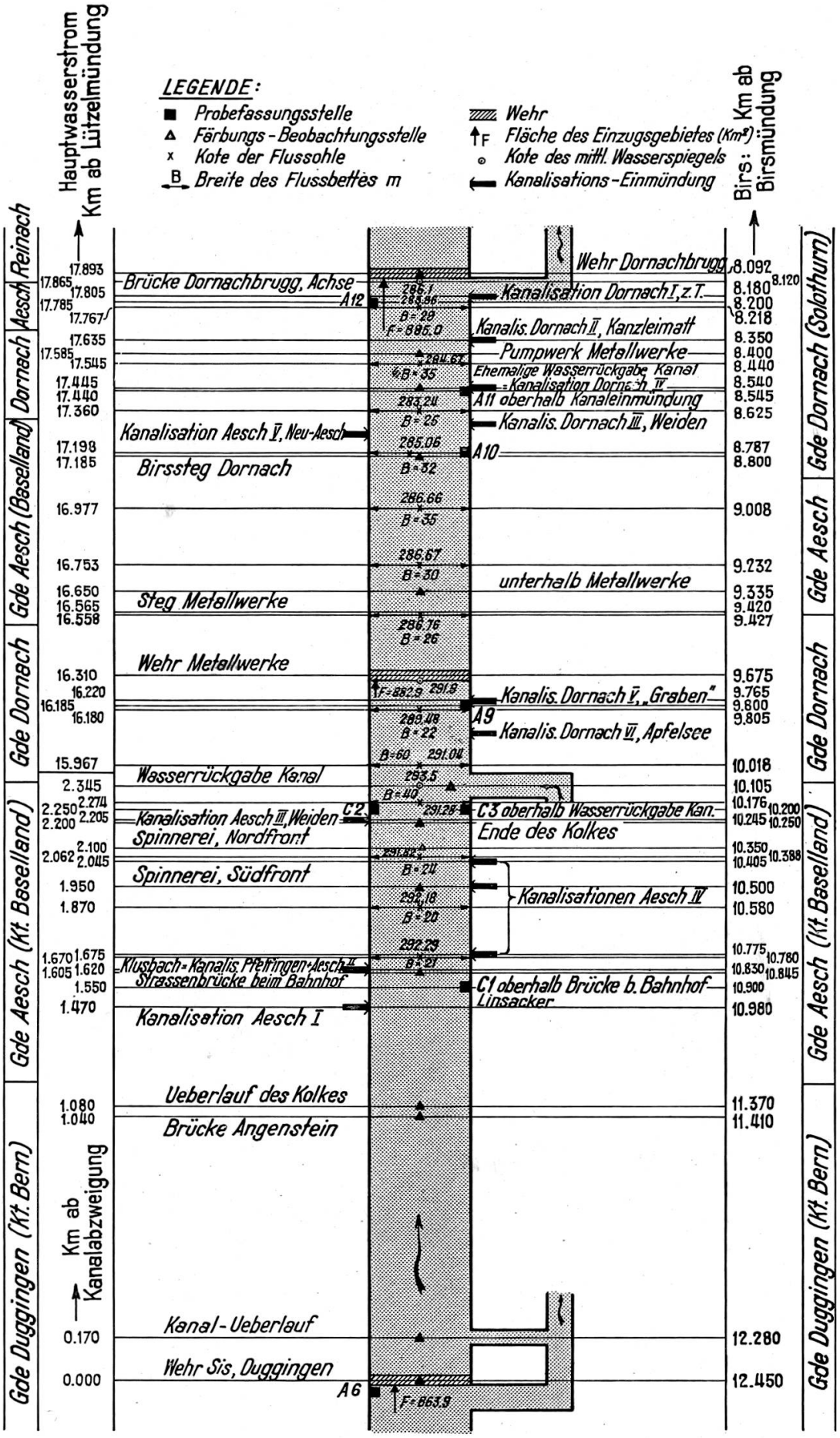


Abbildung 103. Birs zwischen Wehr Duggingen und Wehr Dornachbrugg
(Schematischer Situationsplan)

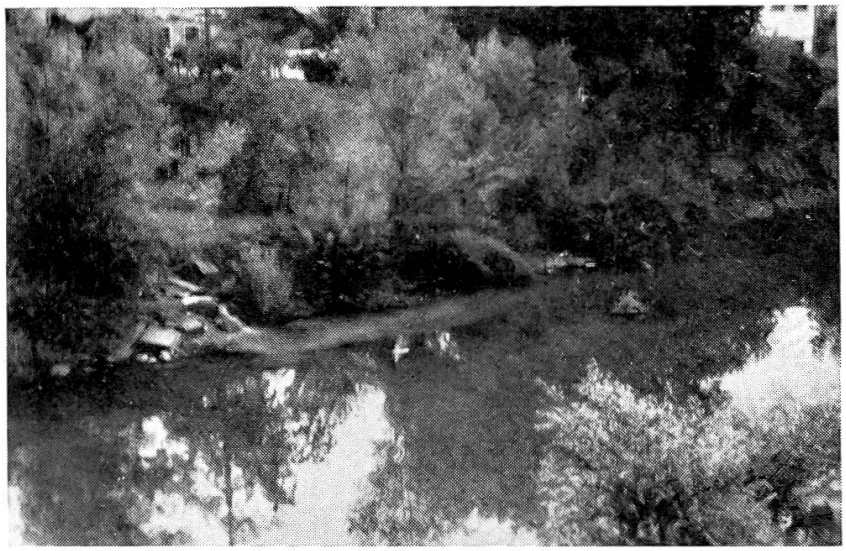


Abbildung 104. Klusbach-Mündung mit Abwasserfahne. Blick flussabwärts. – Durch die unterhalb der Probefassungsstelle C 1 erfolgende Einmündung des Klusbaches findet eine bei Niederwasser sehr auffallende Verschmutzung der vom Angensteiner Kanal umflossenen Birsstrecke statt. Sie lässt sich noch weit flussabwärts als eine graue, linksufrige Abwasserfahne verfolgen. – 30. 7. 1947. (Phot. H. S.)

Abbildung 105. Birs mit ehemaliger Wasserrückgabe des Kanals der Metallwerke Dornach. Blick flussaufwärts. km 17,545. – Zwischen der Wasserrückgabe des Kanals der Spinnerei Angenstein und dem Wehr von Dornachbrugg haben sich die Verhältnisse im Laufe der Untersuchungsperiode insofern geändert, als bei den Untersuchungen der 30er-Jahre der Kanal der Metallwerke noch der Energieerzeugung diente, während heute der grösste Teil des Abflusses über das Wehr fliesst. Die Probefassungsstelle A 10 lag deshalb am 17. 8. 1937 im Kanal, während sie 1945–1947 in die Birs verlegt wurde. – Die geringe, heute beim Wehr vom Kanal der Metallwerke noch aufgenommene Wassermenge dient lediglich der Abspülung der Abwässer. Der Kanal ist in seinem heutigen Zustand als offenes Abwassergerinne zu betrachten. – Etwas unterhalb der ehemaligen Wasserrückgabe des Kanals beginnt die durch das Wehr von Dornachbrugg gestaute Birsstrecke, an deren Ende die Probefassungsstelle A 12 liegt. 26. 3. 1946 (Phot. H. S.)

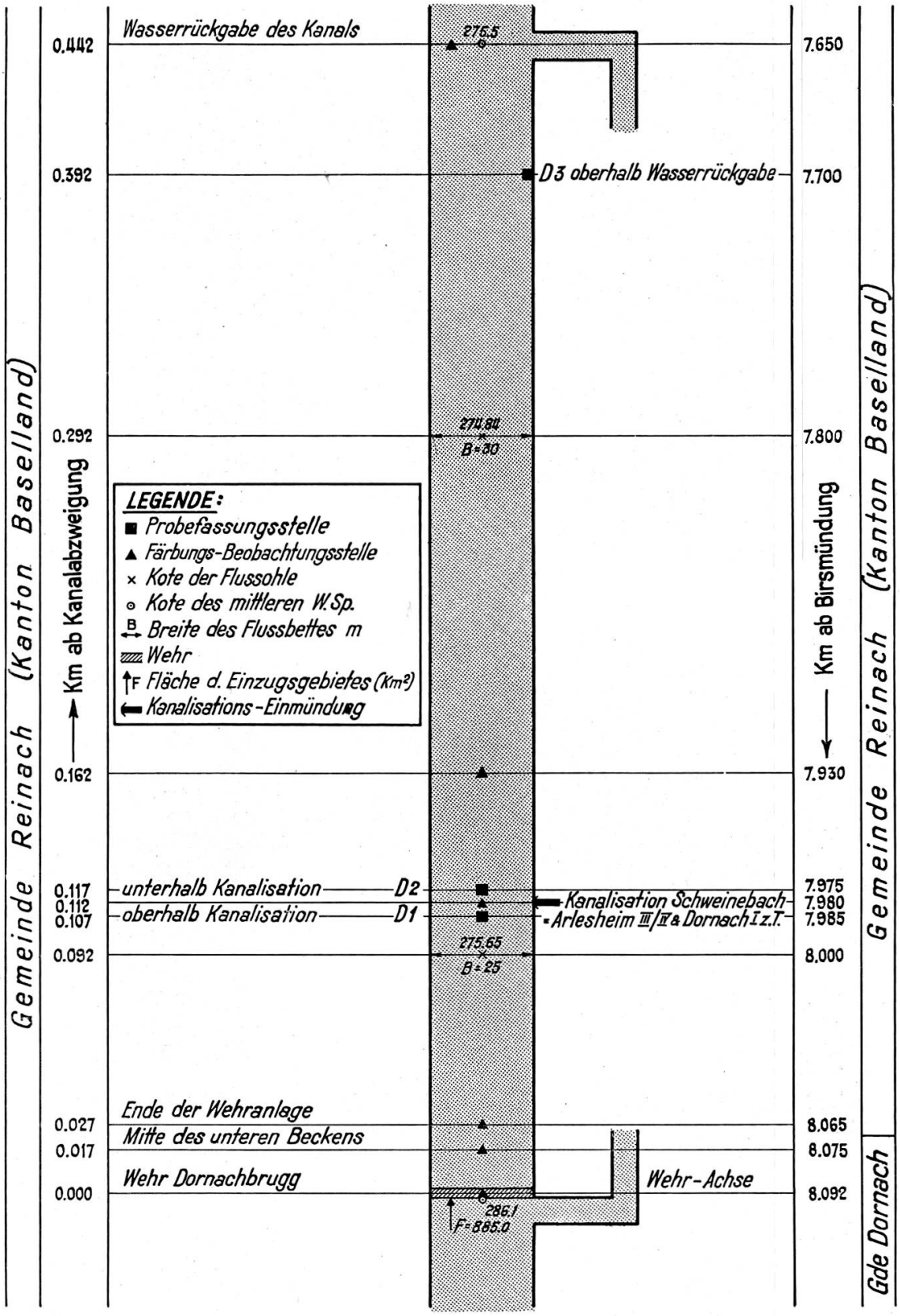


Abbildung 106. Vom Kanal der Spinnerei Arlesheim umflossene Birsstrecke
(Längenmasstab dieses schematischen Situationsplanes 10mal grösser als bei den andern Situations-Schemata)

Abbildung 107. Vom Kanal der Spinnerei Arlesheim umflossene Birsstrecke. Blick flussaufwärts. — Bei Niederwasser gelangt nur ein sehr geringer Teil des Birsabflusses als Sickerwasser des Wehres in die umflossene Birsstrecke. Da auch das Gefälle klein ist, fliesst das Wasser ausserordentlich langsam. Die mittlere Fliesszeit der etwa 390 m langen Strecke dürfte nach unseren Beobachtungen 1 bis 2 Tage betragen. In der oberen Hälfte der Strecke mündet der kanalisierte Schweinbach ein, der die Abwässer von etwa 1000 Personen zuführt. 26. 3. 1946 (Phot. H. S.)

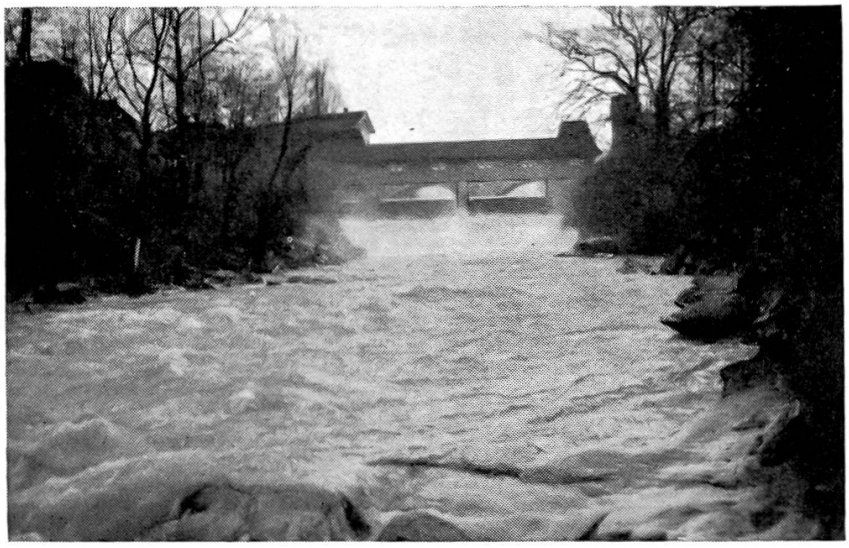


Abbildung 108. Vom Kanal der Spinnerei Arlesheim umflossene Birsstrecke bei winterlichem Hochwasser. Bei Hochwasser nimmt die Strecke einen vollständig veränderten Charakter an. Das Bild wurde bei einer Abflussmenge von etwa 60 m^3/sec aufgenommen. 4. 1. 1948 (Phot. H. S.)

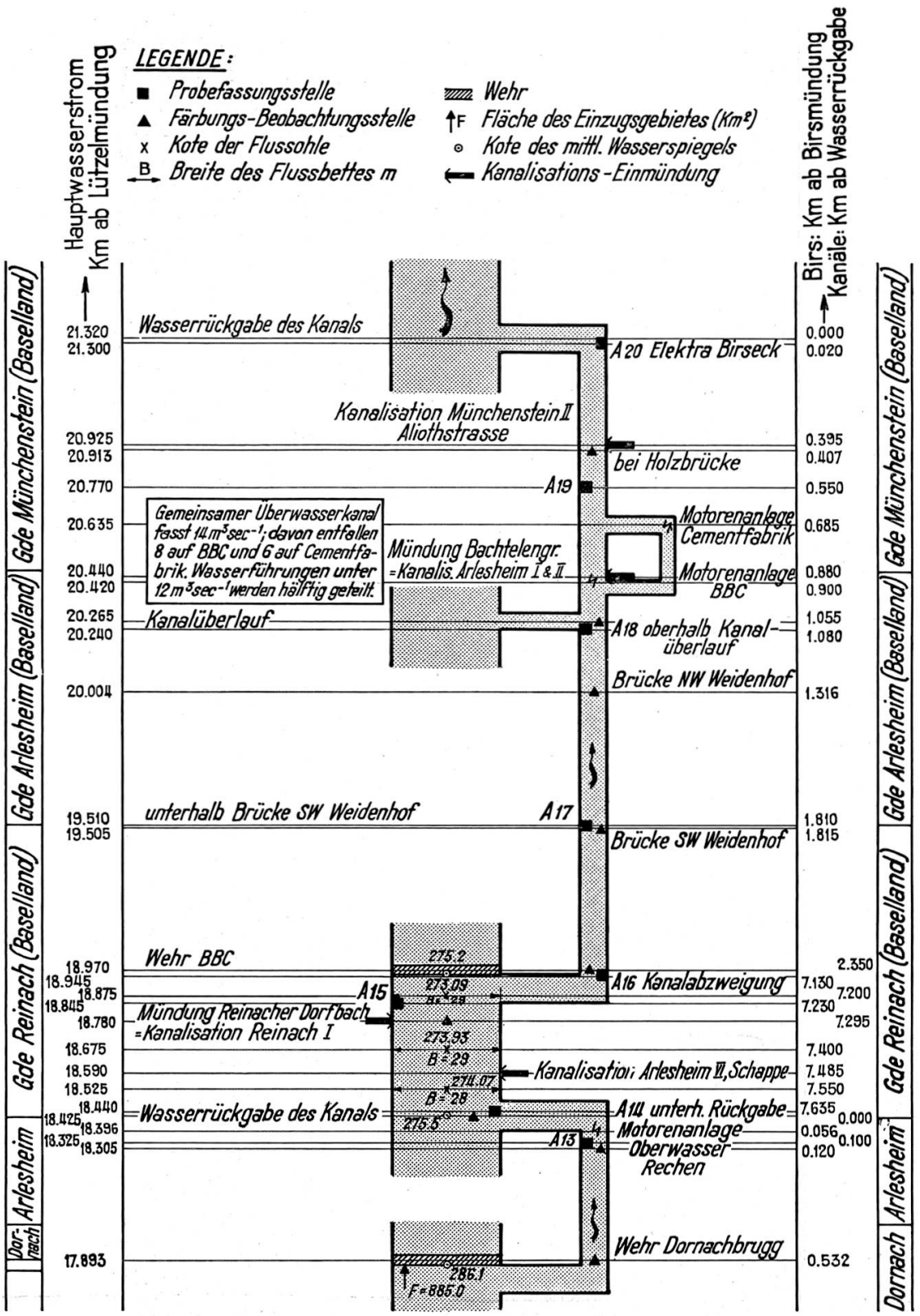


Abbildung 109. Hauptwasserstrom zwischen Wehr Dornachbrugg und Elektra Birseck, Münchenstein (Schematischer Situationsplan)

Abbildung 110. Birs (Stau des BBC-Wehres) bei der Mündung des Reinacher Dorfbaches, Blick flussaufwärts, km 18,780 – Nach der Wasserrückgabe des Kanals der Spinnerei Arlesheim, wo die Vereinigung mit der stark verunreinigten umflossenen Birsstrecke erfolgt, gelangt der Hauptwasserstrom in das Gebiet des durch das BBC-Wehr bedingten Staus. Etwa 200 m oberhalb des Wehres mündet der Reinacher Dorfbach in die Birs (rechter Bildrand) 16. 10. 1946. (Phot. E. W.)

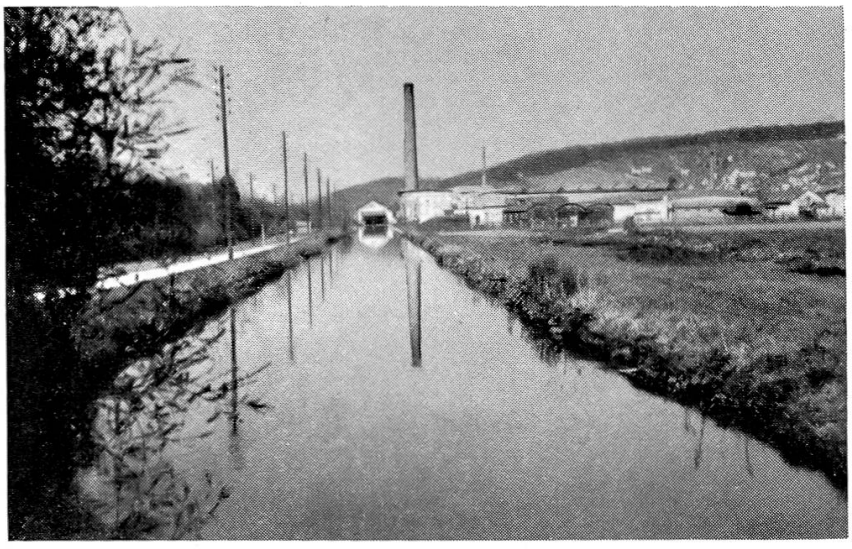


Abbildung 111. BBC-Kanal oberhalb Motorenanlagen. Blick flussabwärts, km1, 216. Der Kanal nimmt bei Niederwasser praktisch den gesamten Abfluss der Birs auf. In seinem unteren Teilstück erfolgt die Einmündung des Arlesheimer Dorfbaches 14. 4. 1946. (Phot. H. S.)

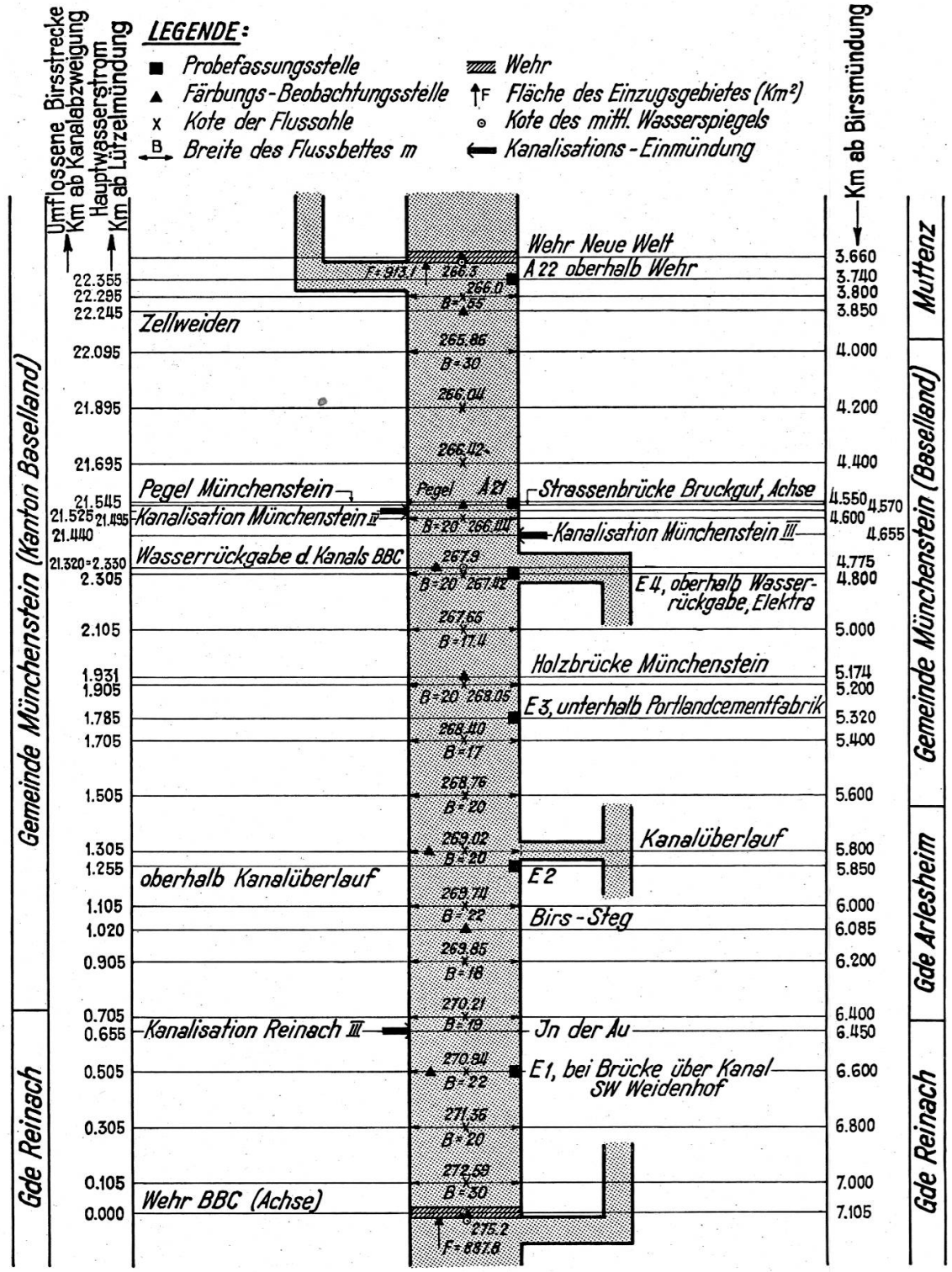


Abbildung 112. Birs zwischen Wehr BBC und Wehr Neue Welt
(Schematischer Situationsplan)

Abbildung 113. Vom BBC-Kanal umflossene Birsstrecke mit Holzbrücke Münchenstein
Bei niederem Wasserstand fliesst ausser wenigem Sickerwasser höchstens noch etwas Wasser durch den Fischpass in die vom BBC-Kanal umflossene Birsstrecke. Der Abfluss derselben entstammt dann im wesentlichen den unterhalb des Wehres linksufrig austretenden Grundwasseraufstössen und kann auf etwa 0,2 bis 0,4 m^3/sec geschätzt werden. — (Phot. B. Wolf, Basel)

Abbildung 114. Wasserrückgabe des BBC-Kanals bei der Elektra Birseck, Münchenstein.
Links klare umflossene Birsstrecke. Rechts grautrüber Hauptwasserstrom (Kanal). – Das Wasser der grundwassergespiesenen umflossenen Birsstrecke ist viel klarer als dasjenige des Hauptwasserstromes, der trüb ist und eine graue Farbe besitzt. Der Unterschied ist auf dem bei der Vereinigung der beiden Gewässer aufgenommenen Bild sehr gut ersichtlich. – 30. 7. 1947 (Phot. H. S.)

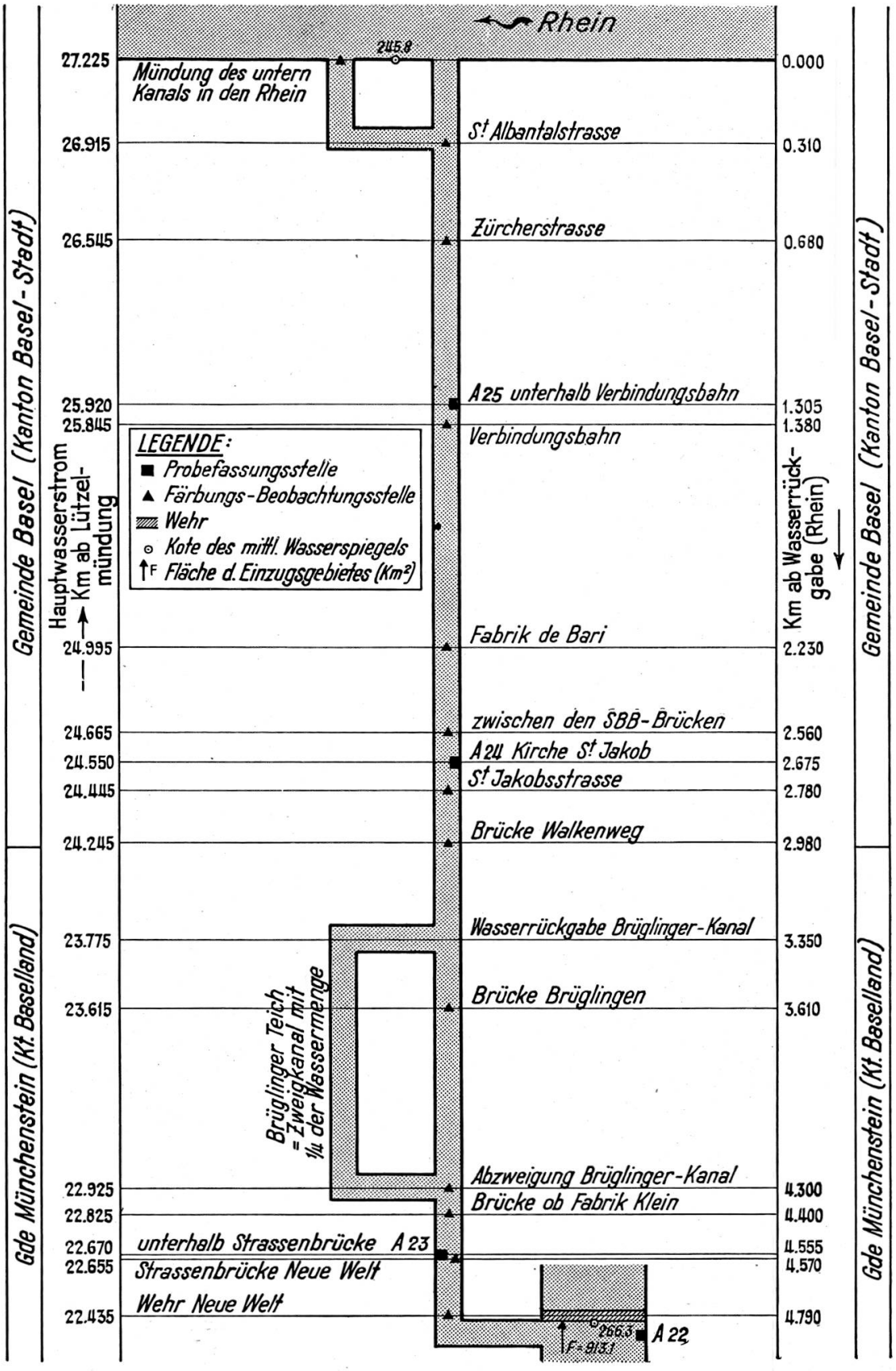


Abbildung 115. St. Alban-Teich (Schematischer Situationsplan)

Abbildung 116. Oberwasser des Wehres Neuewelt mit Abzweigung des St. Alban-Teiches und «Wasserhaus», km 22,435. – Das Wehr von Neuewelt leitet bei Niederwasser mit Ausnahme geringer Sickerwassermengen den gesamten Abfluss nach dem St. Alban-Teich oder Neuewelt-Teich genannten Industrie- und Gewerbekanal. Das Gefälle dieses Kanals bis zum Rhein beträgt noch über 20 m und wird von verschiedenen Wasserkraftanlagen ausgenutzt. Bei Brüglingen fliesst der Kanal geteilt; ebenso erfolgt die Mündung in den Rhein in zwei verschiedenen Kanälen. (Phot. B. Wolf, Basel.)

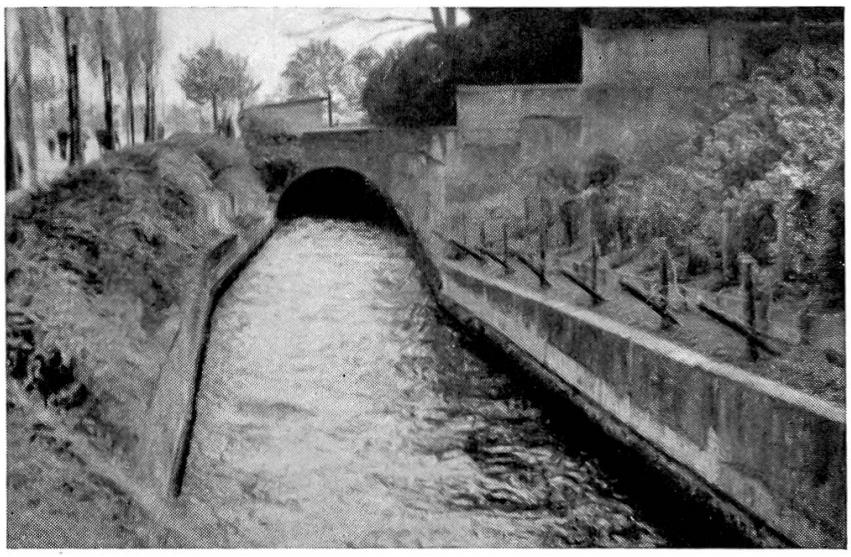


Abbildung 117. St. Alban-Teich bei der Kirche St. Jakob. Probefassungsstelle A 24, km 24,550. 14. 4. 1946. (Phot. H. S.)

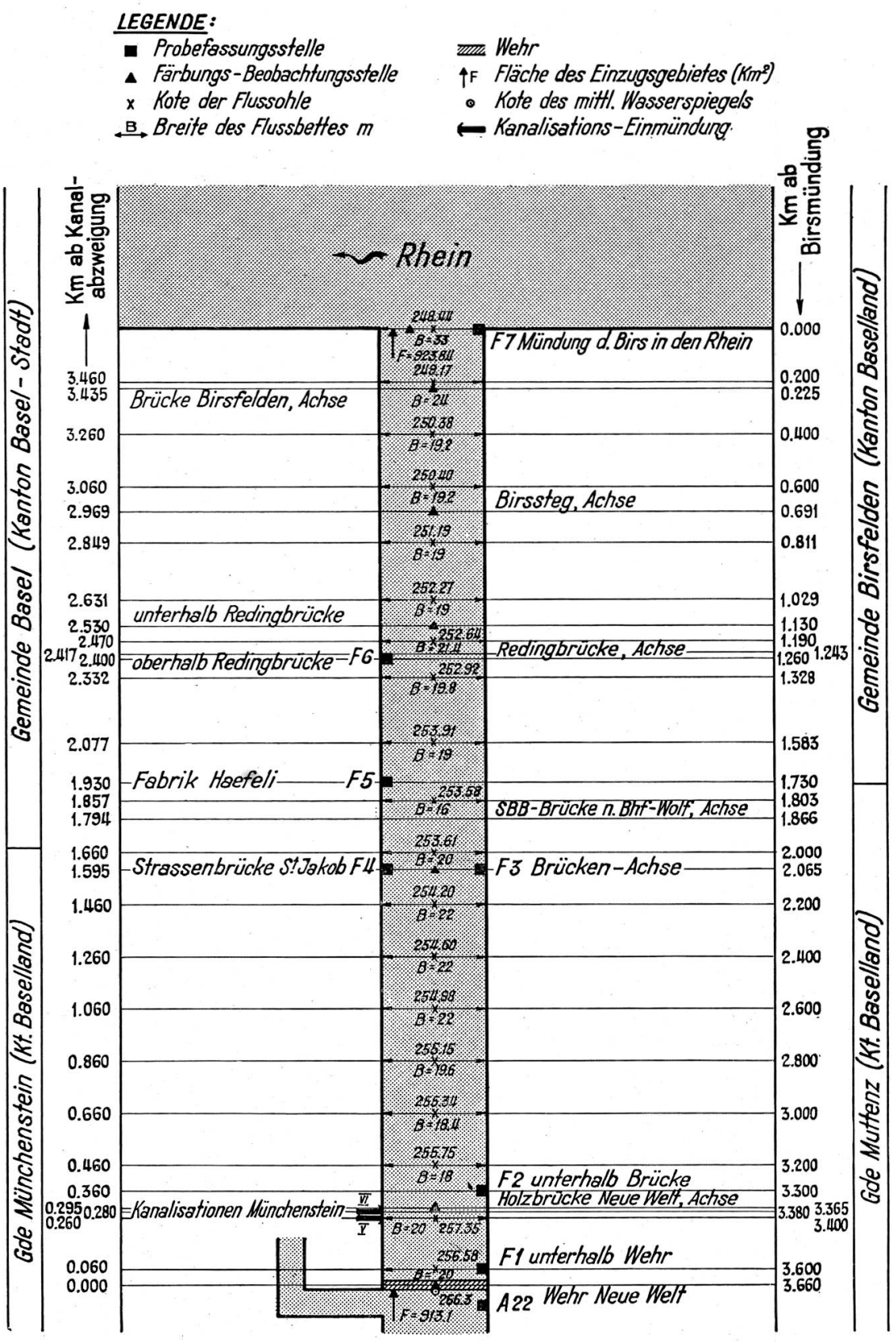


Abbildung 118. Birs vom Wehr Neuewelt bis zur Mündung in den Rhein
(Schematischer Situationsplan)

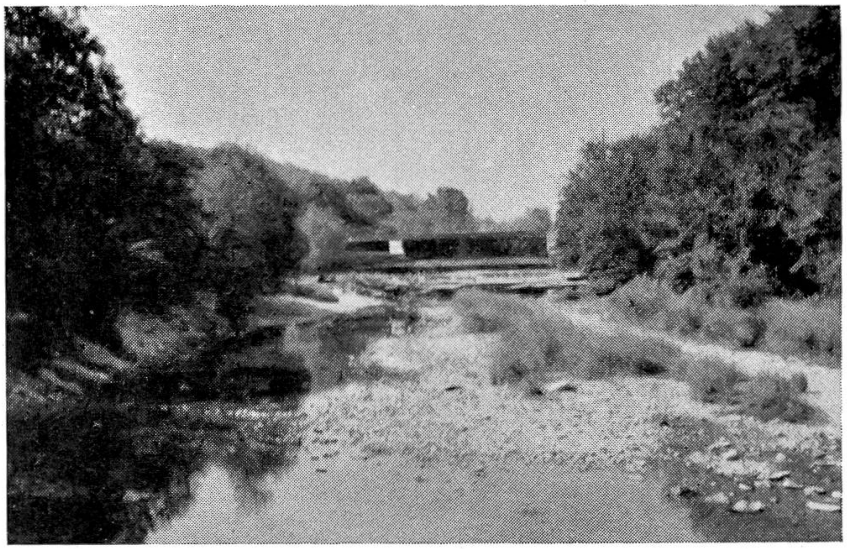


Abbildung 119. Wehr Neuewelt bei Niederwasser. – In ihrem obersten Teil hat die vom St. Alban-Teich umflossene Birsstrecke nur einen sehr geringen, hauptsächlich aus Sickerwasser bestehenden Abfluss. – 30. 7. 1947 (Phot. H. S.)

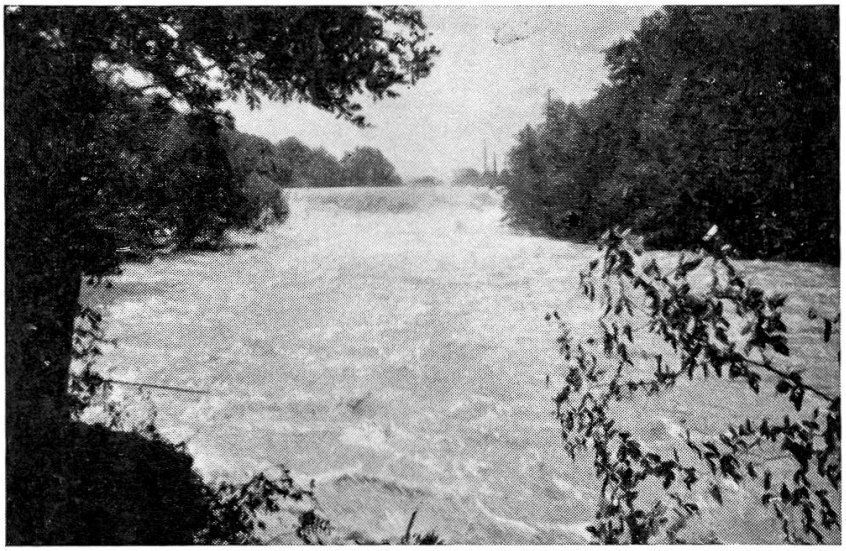


Abbildung 120. Wehr Neuewelt bei Hochwasser. – Bei Hochwasser wird das unterhalb des Wehres seichte Bächlein zu einem reissenden Strom, der oberhalb des Wehres über die Ufer tritt und weite Flächen des benachbarten Landes überschwemmt. – 14. 6. 1946 (Phot. H. S.)

Abbildung 121. Strassenbrücke St. Jakob–Schänzli. – Birs bei Niederwasser. Blick flussaufwärts. Probefassungsstellen F 3 und F 4. – Unterhalb der Holzbrücke Neuewelt wird der Abfluss der vom St. Alban-Teich umflossenen Birsstrecke durch Grundwasseraustritte wesentlich vergrössert. – 14. 4. 1946. (Phot. H. S.)

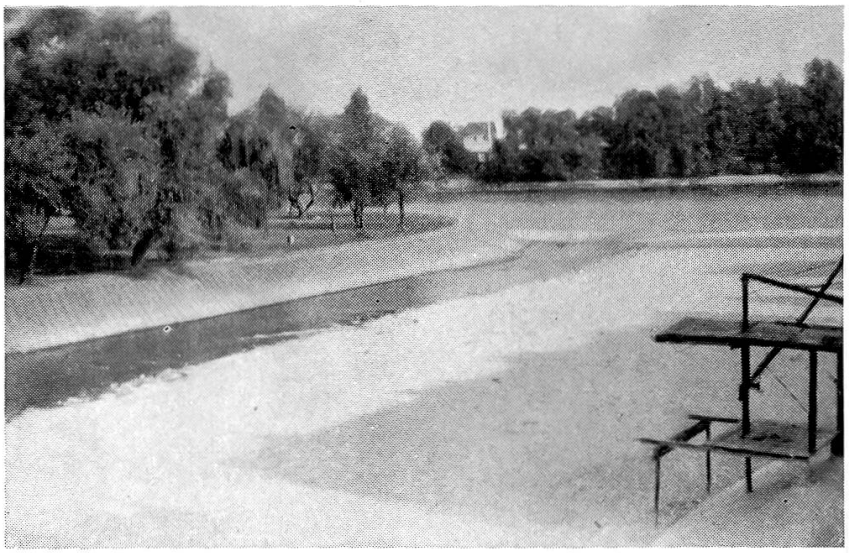


Abbildung 122. Birsmündung in den Rhein bei Niederwasser mit Kiesaufschüttung des Juni-Hochwassers. – 1. 8. 1946. (Phot. H. S.)

Abbildung 124. Birs bei Hochwasser oberhalb ihrer Mündung in den Rhein. Q = 260 bis 290 m³/sec. 14. 6. 1946, (Phot. H. S.)

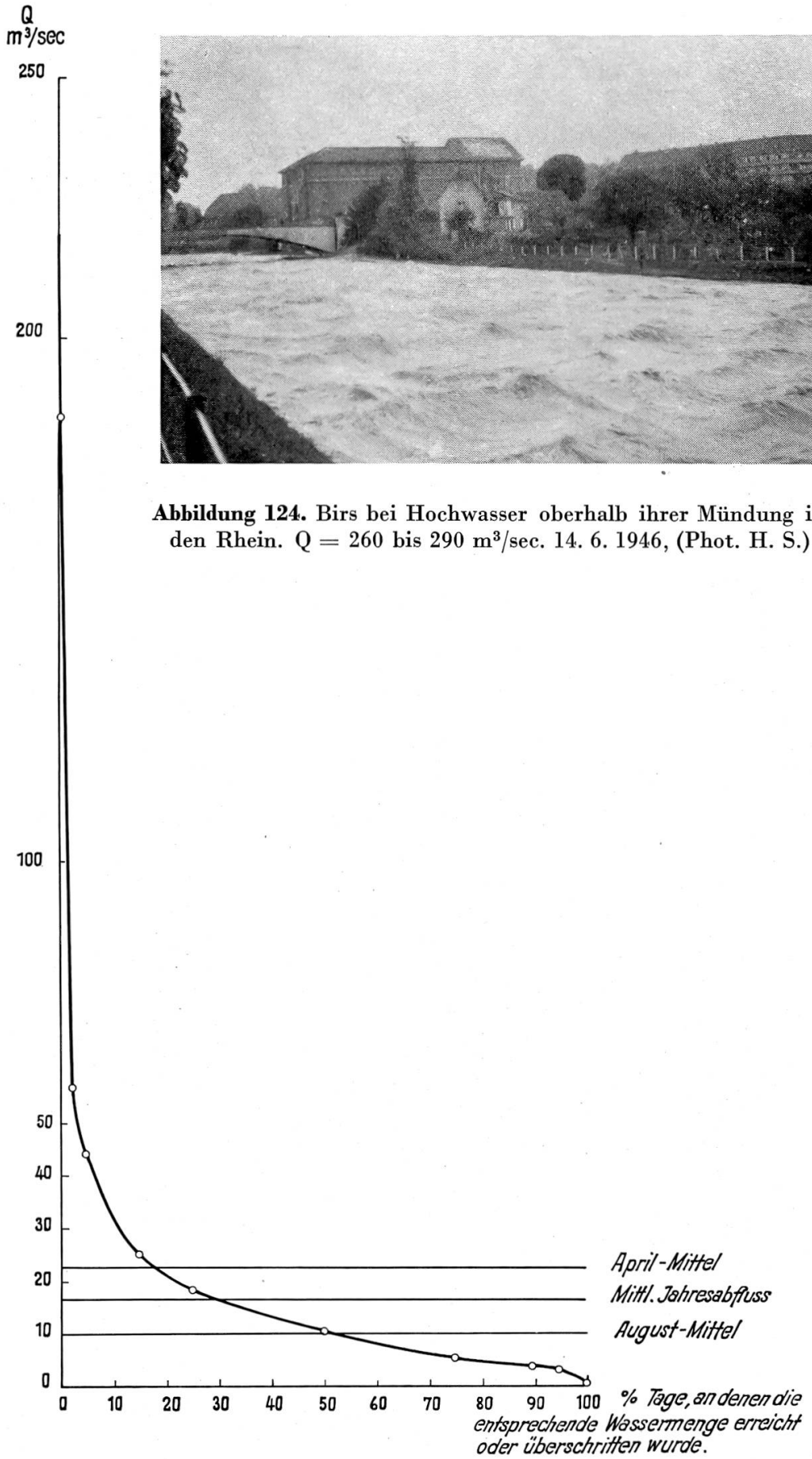


Abbildung 123. Durchflussmengen-Dauerlinie der Birs bei Münchenstein 1917–1946

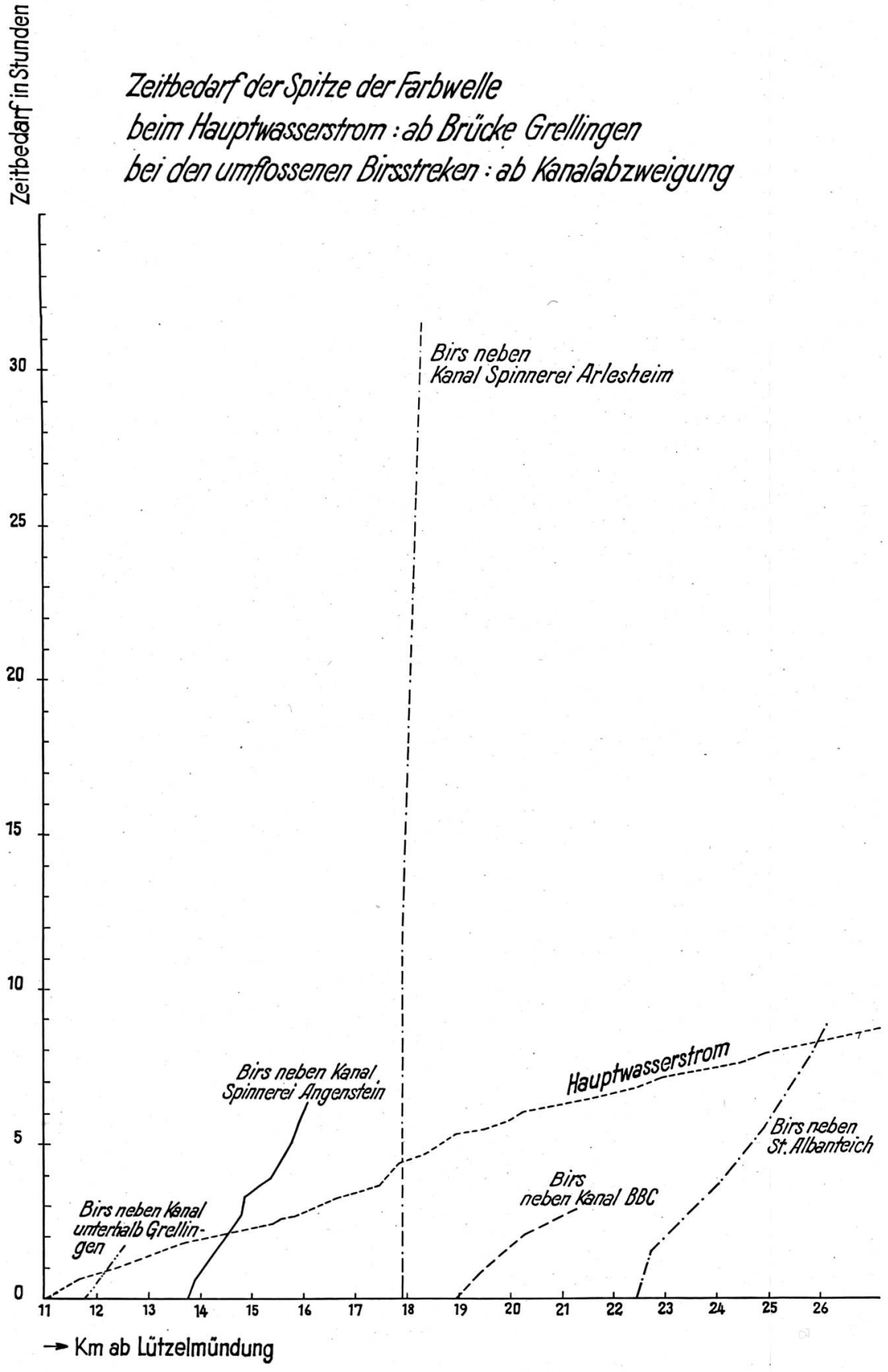


Abbildung 125. Färbungsversuche vom 6./7. 11. 1946. Zeitbedarf der Spitze der Farbwelle

3. Die Fliessgeschwindigkeiten

a) Maximale Wassergeschwindigkeiten bei normalem Niederwasserstand (Tabelle 30)

Diese Geschwindigkeiten wurden am 6. und 7. November 1946 durch Färbungsversuche mit Fluorescein bestimmt. Der Abfluss betrug an den beiden Tagen in Münchenstein 4,58 bzw. 4,49 m^3/sec.

b) Weitere Geschwindigkeitsbestimmungen

Mit Hilfe von schwimmenden Körpern wurde am 16. 8. 1946 um 1100 h versucht, die Oberflächengeschwindigkeit des Kanals bei der Station A 7 und der Birs bei der Station C 1 zu bestimmen. In der Kanalmitte wurde eine Geschwindigkeit von 0,54 m/sec, am Ufer des Kanals eine solche von 0,43 m/sec und in der Birs eine solche von 0,31 m/sec ermittelt. Die Werte stimmen grössenordnungsmässig mit den auf den betreffenden Gewässerstrecken erzielten Untersuchungsergebnissen vom 6. 11. 1946 überein.

Geschwindigkeitsbestimmungen mit Hilfe von Salzungen in der vom St. Albanteich umflossenen Birsstrecke wurden bereits im Kapitel B 2 d erwähnt.

c) Die mittleren Fliessgeschwindigkeiten

Vorgängig der Untersuchungen vom 6./7. 11. 1946 wurde am 22. 1. 1946 ein probeweiser Färbungsversuch durchgeführt. Die Färbung erfolgte etwa um 0800 h oberhalb der Spinnerei Angenstein. Eine etwa um 1200 h ausgeführte Kontrolle ergab, dass die Färbung auf eine sehr lange Strecke, etwa von Dornachbrugg (Birs und Kanal) bis zum BBC-Wehr und von da im BBC-Kanal bis zu dessen Einmündung in die Birs und in der Birs bis zu den Wasserhäusern zu beobachten war. Es kann also nicht davon gesprochen werden, dass z. B. eine gewisse zu einer bestimmten Zeit bei Angenstein untersuchte Wasserwelle zu einer bestimmten anderen Zeit an irgendeiner Stelle unterhalb Angenstein wieder erfasst werden könnte. Durch die zeitweise Trennung der Wassermassen in Kanal und Birs und durch die im Querprofil des Gewässers verschiedenen Wassergeschwindigkeiten wird diese Wasserwelle so zerrissen, dass sie nur wenige Kilometer weiter flussabwärts auf mehrere Stunden verteilt vorbeifliesst und mit Wassermassen vermischt ist, die Angenstein vor oder nach ihr passiert haben.

Diese Verhältnisse zeigen auch, dass z. B. eine an einer bestimmten Stelle zu einer bestimmten Zeit gefasste Probe des Vorfluters Verunreinigungen enthält, welche ihm an einer andern Stelle weiter flussaufwärts während eines grösseren Zeitraumes zugeflossen sind. Die Dauer dieses Zeitraumes nimmt mit wachsender Entfernung der Verunreini-

Maximale Wassergeschwindigkeiten in der Birs und in den von ihr umflossenen Kanälen bei Niederwasser. Färbungsversuche vom 6./7. November 1946

Tabelle 30

km ab Lützelmündung: oberes Ende der Beobachtungsstrecke	unteres Ende der Beobachtungsstrecke	Beobachtungsstrecke: Länge in km	Durchflusszeit in min	Mittlere Maximal-Geschwindigkeit cm/sec
A. Hauptwasserstrom				
10,950	11,250	0,300	15	33,3
11,250	11,700	0,500[1])	23	36,3
11,700	12,300	0,600	20	50,0
12,300	13,750	1,450	52	46,5
13,750	14,790	1,040	21	82,6
14,790	14,870	0,080	2	66,7
14,870	15,340	0,470	10	78,3
15,340	15,450	0,110	4	45,8
15,450	15,540	0,090	5	30,0
15,540	15,880	0,340	7	81,0
15,880	16,650	0,770	35	36,7
16,650	17,185	0,535	15	59,4
17,185	17,445	0,260	8	54,1
17,445	17,585	0,140	12	19,4
17,585	17,893	0,308	34	15,1
17,893	18,305	0,412	14	49,0
18,305	18,425	0,120	5	40,0
18,425	18,780	0,355	22	26,8
18,780	18,970	0,190	14	22,6
18,970	19,505	0,535	10	89,2
19,505	20,004	0,499	16	52,0
20,004	20,265	0,261	17	25,6
20,265	20,913	0,648	11	98,2
20,913	21,320	0,407	8	84,8
21,320	21,545	0,225	6	62,5
21,545	22,245	0,700	15	77,8
22,245	22,435	0,190	7	45,2
22,435	22,655	0,220	9	40,7
22,655	22,825	0,170	6	47,2
22,825	22,925	0,100	5	33,3
22,925	23,615	0,690	12	95,8
23,615	24,245	0,630	11	95,4
24,245	24,445	0,200	5	66,7
24,445	24,665	0,220	6	61,1
24,665	24,995	0,330	13	42,4
24,955	25,845	0,850	20	70,9
25,845	26,545	0,700	15	77,8
26,545	26,915	0,370	9	68,5
26,915	27,225	0,310	7	73,9

km ab Kanalabzweigung: oberes Ende der Beobachtungsstrecke	unteres Ende der Beobachtungsstrecke	Beobachtungsstrecke: Länge in km	Durchflusszeit in min	Mittlere Maximal-Geschwindigkeit cm/sec
B. Vom Kanal SIS im Büttenfeld unterhalb Grellingen umflossene Birsstrecke				
0,000	0,220	0,220	19	19,3
0,220	0,850	0,630	106	9,9
C. Vom Kanal der Spinnerei Angenstein umflossene Birsstrecke				
0,000	0,170	0,170	40	7,1
0,170	1,040	0,870	120	12,0
1,040	1,080	0,040	35	1,9
1,080	1,605	0,525	35	25,0
1,605	1,950	0,345	60	9,6
1,950	2,100	0,150	30	8,4
2,100	2,200	0,100	30	5,6
2,200	2,345	0,145	30	8,4
D. Vom Kanal der Spinnerei Angenstein umflossene Birsstrecke				
0,000	0,017	0,017	380	0,07
0,017	0,027	0,010	ca. 350[2])	ca. 0,05
0,027	0,112	0,085	240	0,6
0,112	0,162	0,050	140	0,6
0,162	0,442	0,280	ca. 780[2])	ca. 0,6
E. Vom Kanal der BBC umflossene Birsstrecke				
0,000	0,505	0,505	55	15,3
0,505	1,020	0,515	45	19,1
1,020	1,305	0,285	22	21,5
1,305	1,931	0,626	31	33,7
1,931	2,330	0,399	19	35,0
F. Vom St. Alban-Teich umflossene Birsstrecke				
0,000	0,295	0,295	95	5,2
0,295	1,595	1,300	125	17,3
1,595	2,530	0,935	120	13,0
2,530	2,969	0,439	65	11,3
2,969	3,435	0,466	75	10,4
3,435	3,660	0,350[3])	45	13,0

[1]) wegen Kanaltrockenlegung über Birs!

[2]) wegen eingetretener Dunkelheit nicht genau beobachtet

[3]) Distanz von km 3,435 bis zur Mündung beim Wasserstand des Beobachtungstages

gungsstelle von der Probefassungsstelle zu. Theoretisch betrachtet heisst dies, dass bei unendlich (praktisch = sehr grosser) Entfernung der Verunreinigungsstelle von der Probefassungsstelle die täglichen Schwankungen des Verunreinigungszuflusses keinen Einfluss auf die Wasserqualität an der Probefassungsstelle besitzen.

Unsere Untersuchungen vom 6./7. 11. 1946 geben lediglich einen Anhaltspunkt über die Geschwindigkeit der Spitze der Farbwelle, d. h. der maximalen Oberflächengeschwindigkeit.

Dieser Wert wurde auch am 16. 8. 1946 durch die Bestimmung in der Kanalmitte bei A 7 ermittelt. Die Oberflächengeschwindigkeit am Ufer betrug dort nur $^{8}/_{10}$ derjenigen der Kanalmitte oder die mittlere Oberflächengeschwindigkeit nur etwa $^{9}/_{10}$ derselben. Nach Erfahrungswerten (SCHAFFERNAK, S. 306) beträgt das Verhältnis der mittleren Geschwindigkeit im Gesamtquerschnitt zur mittleren Oberflächengeschwindigkeit für ein kiesiges Flussbett 0,867 (bei Breite des Durchflussprofils $< 3{,}0$ m) bzw. 0,884 (bei Breite = 3–10 m). Wir würden somit ein Verhältnis zwischen mittlerer Geschwindigkeit im Gesamtquerschnitt und maximaler Oberflächengeschwindigkeit von etwa 0,78 erhalten. Bei unsern in Kapitel B 2 dargestellten Untersuchungen in der vom St. Albanteich umflossenen Birsstrecke beträgt dieses Verhältnis auf Grund der Salzungsversuche etwa 0,66 bis 0,69.

Als rohe Annäherung können wir nach diesen Überlegungen annehmen, die mittlere Fliessgeschwindigkeit der untersuchten Gewässer betrage bei Niederwasser etwa $^{7}/_{10}$ der am 6./7. 11. 1946 bestimmten Geschwindigkeiten der Spitze der Farbwelle. Das heisst die mittlere Fliesszeit des Wassers ist etwa $^{10}/_{7}$ mal grösser als die Fliesszeit der Spitze der Farbwelle. Dass diese Annahme annähernd richtig ist, zeigt die Zeitdifferenz der Stoffkonzentrations-Maxima zwischen den Stationen A 7 und A 24, welche durch Tagesquerschnitte erfasst wurden (vgl. Kapitel K 2 und L 2).

4. Die abwasserliefernden Siedlungen und Industrien

Die Anzahl der Personen, deren Abwasser an den einzelnen Einlaufstellen unterhalb Angenstein in den Vorfluter gelangen, geht aus den in Kapitel C 1 gemachten Angaben hervor. Die Belastung des Vorfluters mit organischen Stoffen durch industrielle Abwässer ist bei den durch unsere Erhebungen erfassten Gemeinden im Vergleich zur Belastung durch häusliche Abwässer verhältnismässig gering. Anders verhält es sich mit einigen anorganischen Stoffen und speziellen organischen Gift-

stoffen (z. B. Phenole). Die Abwässer der einzelnen Industrien wurden eingehend untersucht, um die notwendigen Unterlagen für die Projektierung der zentralen Reinigungsanlagen zu erhalten. Da die Untersuchungsergebnisse jedoch für die Beurteilung des gegenwärtigen Zustandes des Vorfluters nicht von grosser Bedeutung sind, verzichten wir an dieser Stelle auf ihre Darstellung.

Eine Untersuchung der Abwässer der in den Kantonen Bern und Solothurn (mit Ausnahme von Dornach) ansässigen Industrien lag ausserhalb unseres Arbeitsprogrammes. Doch muss hier erwähnt werden, dass einige dieser Industrien bedeutende Mengen organischer Abwässer der Birs zuführen. Es handelt sich dabei unseres Wissens vor allem um die Papierfabriken von Laufen, Zwingen und Grellingen. Einer Zusammenstellung von MÜLLER (1940) lässt sich entnehmen, dass alle drei Fabriken zusammen im Jahre 1935 eine auf das ganze Jahr gleichmässig verteilte mittlere Tagesproduktion von 50 Tonnen Papier hatten. Seither dürfte die Produktion allerdings noch wesentlich gesteigert worden sein. Auf Grund von verschiedenen ausländischen Angaben[19]) kann man für die Abwässer von Papierfabriken bei vorsichtiger Schätzung mit einem Einwohnergleichwert von 200 pro Tonne Papier rechnen. Unter Zugrundelegung der Produktionsziffern von 1935 erhalten wir dann eine zusätzliche Belastung des Vorfluters von etwa 10 000 Einwohnergleichwerten. Dieser Wert gibt wenigstens grössenordnungsmässig einen Anhaltspunkt dafür, welch bedeutenden Anteil die durch die Papierfabriken verursachte Verunreinigung an der Gesamtbelastung des Vorfluters besitzt.

[19]) IMHOFF (1941, S. 212); United States Public Health Service (1944, S. 1193); Interstate Commission on the Potomac River Basin (1947, S. 30).

Resultate der chemischen Untersuchungen in der Birs und den von ihr abzweigenden Kanälen vom 1. Juni 1934

Tabelle 31

Station	Zeit	Temperatur C°	Hydrokarbonat HCO_3' mval	Chlorid Cl' mg/l	Nitrat NO_3' mg/l	Nitrit NO_2' mg/l	Ammoniak NH_4' mg/l	Sauerstoff O_2 mg/l	Sauerstoff Sättigungsindex	BSB_2	Abdampfrückstand mg/l	Glühverlust mg/l
A 12	vormittags	15,3	4,0	6	8	+	0,14	8,1	84	2,2	268	34
A 16		15,5	4,1	7	7	+	0,30	8,4	87	2,2	255	26
A 20		15,0	4,9	9	21	Sp.	0,16	10,8	111	4,9	341	43
A 22		15,5	4,0	6	8	+	0,20	8,5	89	3,2	253	29
C 1		13,0	4,4	7	8	+	0,10	9,5	94	1,1	280	33
E 4		15,0	4,1	13	5	∅	0,48	7,5	77	7,5	376	77
F 2		14,5	4,1	3	4	∅	2,50	6,7	68	6,7	389	98
F 3		14,2	4,1	8	17	+	0,24	11,7	118	1,4	289	48
F 5		14,1	4,6	13	3	∅	4,00	6,4	65	6,4	387	71
F 7		15,5	4,1	9	13	+	0,26	11,1	116	2,1	410	53

Resultate der chemischen Untersuchungen in der Birs und den von ihr abzweigenden Kanälen vom 13. August 1937

Tabelle 32

Station	Zeit	Temperatur C°	Hydrokarbonat HCO_3' mval	Chlorid Cl' mg/l	Nitrat NO_3' mg/l	Nitrit NO_2' mg/l	Ammoniak NH_4' mg/l	Sauerstoff O_2 mg/l	Sauerstoff Sättigungsindex	BSB_5 mg/l	$KMnO_4$-Verbrauch mg/l	Abdampfrückstand mg/l	Glühverlust mg/l
A 8	0900	17,2	3,5	5	8	∅	0,28	7,9	83	4,8	7	263	12
A 9	0955	17,0	3,6	5	6	∅	0,02	7,7	81	4,9	7	271	21
A 10	0930	17,1	3,9	5	6	∅	0,02	8,1	84	5,8	6	278	26
A 12	1020	17,4	4,0	5	7	∅	0,02	8,6	90	3,7	9	276	17
A 16	1040	17,8	4,0	5	7	+	1,60	8,8	94	3,7	8	264	26
A 20	1100	17,3	3,9	6	6	∅	0,06	9,3	98	3,1	7	277	34
A 22	1115	17,5	4,0	5	8	∅	0,04	9,7	102	3,2	7	274	17
C 1	0845	16,0	4,3	3	6	∅	0,60	7,7	79	4,4	6	280	43
C 3	0900	16,0	4,1	4	14	∅	0,04	7,7	79	5,1	10	282	50
E 4	1100	14,5	4,5	6	17	∅	0,30	12,6	125	2,1	4	332	36
F 2	1400	20,1	4,5	10	13	∅	0,06	7,9	86	7,9	11	323	11
F 3	1420	22,0	3,6	7	15	Sp.	1,40	20,4	233	5,7	11	328	46
F 5	1440	19,8	4,4	8	19	+	0,02	12,8	141	3,0	7	363	37
F 7	1500	20,3	4,2	7	18	+	0,02	11,1	123	2,7	6	324	30

Resultate der chemischen Untersuchungen in der Birs und

Station	Zeit	Temperatur C°	Hydrokarbonat HCO_3'	Calcium $Ca^{\cdot\cdot}$ mval	Magnesium $Mg^{\cdot\cdot}$ mval	Chlorid Cl' mg/l	Nitrat NO_3' mg/l	Nitrit NO_2' mg/l	Ammoniak $NH_4^{\cdot}$ mg/l	Eisen Fe mg/l	Phosphat PO_4''' mg/l	Freie Kohlensäure CO_2 mg/l
A 6	0830	2,15	4,95	5,25	0,45	7	3	∅	∅	∅	∅	8
A 7	0910	2,2	4,95	4,95	0,35	7,5	7	∅	∅	∅	∅	6
A 8	0925	2,2	5,0	4,8	0,25	3,5	3	∅	∅	∅	∅	6
A 9	1000	2,3	5,05	6,7	0,35	7	4	∅	∅	∅	∅	5
A 10	1025	2,3	5,05	4,5	0,55	7,5	2,5	∅	∅	∅	∅	13
A 11	1045	2,3	5,05	4,85	0,25	7,5	3	∅	∅	∅	∅	10
A 12	1100	2,2	4,95	4,7	0,3	7,5	3	∅	∅	∅	∅	12
A 13	1120	2,3	4,9	4,6	0,3	7,5	4	∅	∅	∅	∅	6
A 14	1145	2,5	4,95	4,8	0,2	6	4	∅	∅	∅	H.	6
A 16	1325	2,7	4,95	4,5	0,5	9	4	∅	∅	∅	H.	7
A 17	1330	2,7	4,95	4,75	0,25	8	3	∅	∅	∅	H.	6
A 18	1350	2,7	4,95	4,65	0,35	8	3	∅	∅	∅	∅	11
A 19	1410	2,7	5,0	4,8	0,3	8,5	3	∅	∅	∅	∅	7
A 20	1425	2,7	5,05	5,9	0,35	7,5	3	∅	∅	∅	∅	8
A 22	1450	2,8	4,95	4,75	0,25	7,5	2,5	∅	∅	∅	∅	7
A 23	1510	2,9	4,8	4,7	0,3	7	3	∅	H.	∅	∅	7
A 24	1545	2,9	4,9	5,25	0,2	7,5	3	∅	∅	∅	∅	9
A 25	1615	2,9	4,9	5,6	0,2	7,5	3	∅	∅	∅	∅	9
C 1	0900	2,9	4,95	4,85	0,35	2	3	∅	∅	∅	∅	7
C 3	0935	2,7	5,0	4,75	0,3	7,5	4	∅	∅	∅	∅	7
D 3	1130	4,0	5,9	5,45	0,5	7	4	Sp.	15	∅	Sp.	21
E 1	1340	8,5	4,9	4,7	0,3	9,5	5	∅	∅	∅	∅	17
E 2	1400	7,9	4,75	4,6	0,25	8,5	4	∅	∅	∅	∅	8
E 3	1415	6,7	4,75	4,5	0,3	9	4	∅	∅	∅	∅	7
E 4	1435	6,5	4,3	4,4	0,3	9,5	6	∅	∅	∅	∅	9
F 1	1500	4,3	4,65	6,65	0,25	8	5	∅	5	∅	∅	14
F 2	1525	4,0	5,1	5,5	0,2	12	3	∅	H.	∅	Sp.	10
F 3	1535	7,0	4,85	5,15	0,25	11,5	7	∅	∅	∅	H.	10
F 5	1555	7,7	4,95	5,15	0,3	10	6	∅	∅	∅	H.	9
F 6	1605	7,0	5,1	5,8	0,3	11	9	∅	∅	∅	∅	10
F 7	1630	3,9	4,9	5,1	0,3	9	7	∅	∅	∅	∅	9

den von ihr abzweigenden Kanälen vom 12. Dezember 1945

Tabelle 33

Zugehörige Kohlensäure mg/l	pH exp.	pH ber.	pH Gl.	pH exp. ÷ pH ber.	pH Gl. ÷ pH ber.	pH Gl. ÷ pH exp.	Sauerstoff O_2 mg/l	Sauerstoff Sättigungsindex	BSB_5 mg/l	$KMnO_4$-Verbrauch mg/l	Abdampfrückstand mg/l	Glühverlust mg/l
22	7,9	8,0	7,3	—0,1	—0,7	—0,6	13,6	102	2,9	7,9	273	38
20	7,9	8,1	7,3	—0,2	—0,8	—0,6	12,8	96	1,7	8,2	300	42
20	7,95	8,1	7,35	—0,15	—0,75	—0,6	12,7	95	1,8	8,4	290	40
29	7,9	8,15	7,2	—0,25	—0,95	—0,7	12,4	93	0,7	6,0	288	25
19	7,65	7,8	7,35	—0,15	—0,45	—0,3	15,2	114	3,6	8,2	293	33
21	7,9	7,85	7,3	+0,05	—0,55	—0,6	14,3	107	2,6	7,3	290	40
19	7,9	7,8	7,35	+0,1	—0,45	—0,55	14,0	105	2,1	6,3	295	39
19	7,9	8,1	7,35	—0,2	—0,75	—0,55	14,0	104	2,0	6,6	308	41
20	7,95	8,1	7,35	—0,15	—0,75	—0,6	15,0	113	3,1	7,4	298	39
19	7,9	8,05	7,35	—0,15	—0,7	—0,55	15,0	114	3,8	7,3	338	38
20	8,0	8,1	7,35	—0,1	—0,75	—0,65	14,2	108	2,4	7,6	288	37
20	7,9	7,85	7,35	+0,05	—0,5	—0,55	13,9	105	2,0	6,3	285	38
21	7,9	8,05	7,3	—0,15	—0,75	—0,6	14,6	111	2,8	6,0	285	37
26	7,85	8,0	7,25	—0,15	—0,75	—0,6	14,4	109	2,0	5,9	298	39
20	7,95	8,05	7,35	—0,1	—0,7	—0,6	14,2	107	1,7	4,7	290	38
19	7,7	8,05	7,35	—0,35	—0,7	—0,35	15,0	114	2,9	7,3	275	36
22	7,9	7,95	7,3	—0,05	—0,65	—0,6	14,2	108	2,9	6,3	295	38
23	7,95	7,9	7,25	+0,05	—0,65	—0,7	14,0	107	3,0	6,0	280	30
21	7,85	8,05	7,35	—0,2	—0,7	—0,5	13,4	102	2,1	7,9	278	43
29	7,9	8,05	7,35	—0,15	—0,7	—0,55	12,9	98	1,9	8,1	290	35
34	7,55	7,6	7,2	—0,05	—0,4	—0,35	11,4	90	7,8	11,7	268	5
23	7,5	7,65	7,35	—0,15	—0,3	—0,15	12,6	110	1,1	2,8	300	41
21	7,6	7,95	7,35	—0,35	—0,6	—0,25	15,2	130	1,5	3,2	295	39
20	7,95	8,0	7,4	—0,05	—0,6	—0,55	18,5	143	2,8	9,2	291	38
15	8,0	7,9	7,45	+0,1	—0,45	—0,55	19,1	158	3,0	3,2	273	35
26	7,5	7,7	7,2	—0,2	—0,5	—0,3	12,2	96	1,8	4,7	420	53
26	7,4	7,9	7,25	—0,5	—0,65	—0,15	13,4	105	>13,4	12,3	340	28
24	7,9	7,85	7,3	+0,05	—0,55	—0,6	15,9	134	1,7	4,4	330	50
25	7,9	7,95	7,3	—0,05	—0,65	—0,6	16,2	139	1,7	4,4	325	38
30	7,85	7,9	7,2	—0,05	—0,7	—0,65	14,1	118	1,2	5,5	345	45
22	7,9	7,9	7,3	±0	—0,6	—0,6	14,2	110	1,9	6,2	325	65

Resultate der chemischen Untersuchungen in der Birs und den von

Station	Zeit	Temperatur C°	Hydrokarbonat HCO_3' mval	Calcium $Ca^{\cdot\cdot}$ mval	Magnesium $Mg^{\cdot\cdot}$ mval	Chlorid Cl' mg/l	Nitrat NO_3' mg/l	Nitrit NO_2' mg/l	Ammoniak $NH_4^{\cdot}$ mg/l	Eisen Fe mg/l	Phosphat PO_4''' mg/l
A 1	1450	9,2	3,55	3,35	0,35	6	5	H	∅	∅	H
A 2	1510	9,2	3,7	3,4	0,4	7	6	H	Sp.	∅	Sp.
A 3	1525	9,1	3,8	3,45	0,45	7	6	H	∅	∅	Sp.
A 4	1535	9,5	3,75	3,6	0,4	6,5	6	∅	Sp.	∅	Sp.
A 5	1550	9,5	3,85	3,5	0,5	6,5	6	H	Sp.	∅	H
A 6	1605	10,1	3,75	3,5	0,4	6,5	6	H	∅	∅	Sp.
A 7	1600	10,4	3,6	3,35	0,45	7	6	H	∅	∅	H
A 12	1700	11,4	3,5	3,5	0,3	7	5	H	Sp.	∅	Sp.
A 17	1710	11,4	3,45	3,5	0,3	7,5	4,5	H	Sp.	0,15	Sp.
A 20	1720	11,4	3,5	3,5	0,3	7	4,5	H	Sp.	0,18	H
A 23	1730	12,4	3,5	3,5	0,3	7	4	H	Sp.	Sp.	H
A 24	1800	12,3	3,5	3,4	0,4	7	6	∅	∅	∅	H
A 25	1745	12,6	3,5	3,5	0,3	6,5	4,5	H	Sp.	∅	H
C 1	1630	10,3	3,6	3,5	0,45	7	5,5	H	∅	∅	H
C 2	1645	11,4	3,45	3,3	0,3	8,5	5,5	H	Sp.	∅	Sp.
C 3	1630	10,8	3,5	3,5	0,3	8	5,5	H	Sp.	∅	Sp.

Resultate einer orientierenden chemischen Untersuchung der Birs vom 26. März 1946

Tabelle 34

Station	Zeit	Temperatur	Sauerstoff		$KMnO_4$-Verbrauch
			mg/l	Sättigungsindex	
A 7	1415	10,1	12,6	114	5,6
A 12	1520	10,9	12,5	114	6,0
A 15	1550	11,1	12,6	117	6,5
A 16	1600	10,9	—	—	5,1

ihr abzweigenden Kanälen vom 11. April 1946 (Längsprofil)

Tabelle 35

pH exp.	pH Gl.	pH Gl. ÷ pH exp.	Sauerstoff O_2 mg/l	Sauerstoff Sättigungsindex	BSB_5 mg/l	$KMnO_4$-verbrauch mg/l	Abdampfrückstand mg/l	Glühverlust mg/l
7,7	7,65	— 0,05	14,3	128	2,1	5,7	245	43
7,7	7,6	— 0,1	14,5	130	2,7	6,3	251	46
7,7	7,6	— 0,1	15,8	141	4,4	7,1	243	25
7,7	7,55	— 0,15	15,2	137	4,1	7,1	255	38
7,7	7,55	— 0,15	14,2	128	3,5	6,6	268	33
7,7	7,6	— 0,1	13,5	123	3,6	7,4	260	25
7,7	7,6	— 0,1	13,6	124	2,0	6,0	268	20
7,7	7,6	— 0,1	14,1	131	2,3	7,3	250	29
7,7	7,6	— 0,1	13,2	122	1,5	7,1	253	13
7,7	7,6	— 0,1	13,9	129	2,1	7,1	278	45
7,7	7,6	— 0,1	13,2	125	0,4	7,9	273	63
7,7	7,65	— 0,05	12,7	120	1,6	7,7	265	45
7,7	7,6	— 0,1	13,0	124	2,0	7,6	243	35
7,6	7,65	+ 0,05	14,3	130	1,4	6,2	263	50
7,7	7,65	— 0,05	18,5	172	4,6	7,3	245	18
7,7	7,6	— 0,1	15,7	145	1,9	6,6	245	18

Resultate der chemischen Untersuchungen in der Birs und den und vom

Station	Zeit	Temperatur C°	Hydrokarbonat HCO_3' mval	Calcium $Ca^{\cdot\cdot}$ mval	Magnesium $Mg^{\cdot\cdot}$ mval	Chlorid Cl' mg/l	Nitrat NO_3' mg/l	Nitrit NO_2' mg/l	Ammoniak $NH_4^{\cdot}$ mg/l	Eisen Fe mg/l	Phosphat PO_4''' mg/l	Freie Kohlensäure CO_2 mg/l
Untersuchungen vom 16. August 1946												
A 1	1630	17,8	4,1	3,9	0,4	7,5	16	H	∅	∅	Sp.	8
A 2	1705	17,8	4,1	3,9	0,4	7	16	H	∅	∅	Sp.	9
A 5	1610	18,8	4,1	3,95	0,4	7	16	H	∅	∅	Sp.	7
A 6	1545	18,0	4,15	4,0	0,4	7,5	16,5	H	∅	∅	Sp.	5
A 7	1500	17,9	4,15	3,95	0,4	7,5	16,5	H	H	∅	Sp.	6
A 10	1245	19,0	4,15	4,0	0,45	7	16,5	H	Sp.	∅	Sp.	5
A 12	1230	18,7	4,2	4,05	0,45	7,5	17,5	H	∅	∅	Sp.	5
A 15	1200	18,0	4,2	4,15	0,45	7	17,5	H	∅	∅	Sp.	8
A 16	1210	18,1	4,25	4,15	0,5	7	17,5	H	∅	∅	Sp.	6
A 17	1130	17,5	4,25	4,15	0,5	7,5	17,5	H	∅	∅	Sp.	6
A 18	1100	17,3	4,3	4,2	0,5	7,5	17,5	H	∅	∅	Sp.	6
A 20	1030	17,0	4,25	4,0	0,45	7,5	17,5	H	Sp.	∅	Sp.	5
A 21	1010	17,0	4,2	4,0	0,45	7,5	18	H	Sp.	H	Sp.	6
A 22	0955	16,8	4,15	3,95	0,45	7,5	18	∅	H	∅	Sp.	6
A 23	0920	16,7	4,1	4,05	0,4	7,5	18	H	H	∅	Sp.	8
A 24	0900	15,3	4,2	4,15	0,4	8	18	H	Sp.	∅	Sp.	9
A 25	0830	16,3	4,2	4,0	0,45	7	18	H	H	∅	Sp.	8
C 1	1630	17,35	4,2	4,1	0,4	7	16,5	H	H	∅	Sp.	5
C 3	1535	19,8	4,15	4,0	0,45	7,5	16,5	H	Sp.	∅	Sp.	5
E 1	1140	16,2	4,5	4,55	0,55	7,5	17,5	H	∅	∅	Sp.	28
E 2	1110	16,2	4,25	4,1	0,5	7	17,5	∅	∅	∅	Sp.	11
E 4	1040	16,9	4,2	3,95	0,45	7,5	17,5	∅	∅	∅	Sp.	10
F 1	0945	18,9	4,1	4,0	0,4	8	18	∅	∅	∅	Sp.	13
F 2	0900	17,8	4,15	4,2	0,4	7,5	18	H	Sp.	∅	Sp.	7
F 3	0850	14,7	4,15	4,0	0,4	7,5	18	H	∅	∅	Sp.	12
F 7	0810	15,1	4,2	4,0	0,45	7	18	H	∅	∅	Sp.	7
Untersuchungen vom 14. Juni 1946												
E 4	1030	10,7	4,0	4,0	0,3	6	15	H	Sp.	H	∅	13

von ihr abzweigenden Kanälen vom 16. August 1946 (Längsprofil)
14. Juni 1946

Tabelle 36

Zugehörige Kohlensäure mg/l	pH exp.	pH ber.	pH Gl.	pH exp. ÷ pH ber.	pH Gl. ÷ pH ber.	pH Gl. ÷ pH exp.	Sauerstoff O_2 mg/l	Sauerstoff Sättigungsindex	BSB_5 mg/l	$KMnO_4$-Verbrauch mg/l	Abdampfrückstand mg/l	Glühverlust mg/l
18	7,6	7,85	7,5	—0,25	—0,35	—0,1	10,7	114	0	4,6	258	40
18	7,6	7,8	7,5	—0,2	—0,3	—0,1	10,0	107	1,5	4,9	260	40
18	7,6	7,9	7,5	—0,3	—0,4	—0,1	10,6	115	1,8	4,9	278	55
21	7,6	8,1	7,45	—0,5	—0,65	—0,15	9,6	102	1,0	6,0	243	40
19	7,6	8,0	7,5	—0,4	—0,5	—0,1	10,2	109	2,0	6,2	258	45
19	7,6	8,1	7,5	—0,5	—0,6	—0,1	10,4	113	0,7	6,5	278	60
20	7,6	8,1	7,45	—0,5	—0,65	—0,15	11,0	119	1,6	6,5	270	58
20	7,6	7,9	7,45	—0,3	—0,45	—0,15	10,6	113	1,2	6,3	265	50
21	7,6	8,0	7,45	—0,4	—0,55	—0,15	10,9	116	2,4	6,3	250	48
20	7,6	8,0	7,45	—0,4	—0,55	—0,15	10,9	115	2,4	6,3	275	50
21	7,6	8,0	7,45	—0,4	—0,55	—0,15	10,7	112	1,0	6,5	273	58
19	7,6	8,1	7,45	—0,5	—0,65	—0,15	10,4	108	1,6	6,2	295	60
19	7,6	8,0	7,5	—0,4	—0,5	—0,1	10,5	109	0,8	4,1	293	63
18	7,6	8,0	7,5	—0,4	—0,5	—0,1	10,4	108	1,5	4,1	328	70
18	7,6	7,9	7,5	—0,3	—0,4	—0,1	10,2	105	1,5	5,7	285	58
18	7,6	7,85	7,45	—0,25	—0,4	—0,15	10,0	101	1,5	6,8	338	55
18	7,6	7,9	7,5	—0,3	—0,4	—0,1	9,9	101	1,4	6,0	288	60
19	7,6	8,05	7,45	—0,45	—0,6	—0,15	9,7	102	2,5	5,1	265	48
23	7,55	8,1	7,45	—0,55	—0,65	—0,1	11,5	127	3,9	6,2	275	55
24	7,45	7,35	7,4	+0,1	+0,05	—0,05	10,5	108	1,5	4,1	310	65
19	7,55	7,75	7,45	—0,2	—0,3	—0,1	11,5	118	2,6	4,4	295	63
19	7,55	7,8	7,5	—0,25	—0,3	—0,05	11,8	122	3,4	3,8	260	53
19	7,55	7,65	7,5	—0,1	—0,15	—0,05	8,0	86	0,5	3,9	355	78
20	7,55	7,95	7,45	—0,4	—0,5	—0,1	10,8	114	2,1	6,0	300	65
17	7,55	7,7	7,5	—0,15	—0,2	—0,05	11,9	118	1,1	4,7	335	70
18	7,55	7,95	7,5	—0,4	—0,45	—0,05	11,4	114	1,6	5,9	345	75
14	7,9	7,65	7,5	+0,25	—0,15	—0,4	12,5	114	0,8	40,8	803	58

Resultate der chemischen Untersuchungen in der Birs und den

Station	Zeit	Temperatur C°	Hydrokarbonat HCO_3' mval	Sulfat SO_4'' mval	Calcium $Ca^{\cdot\cdot}$ mval	Magnesium $Mg^{\cdot\cdot}$ mval	Chlorid Cl' mval	Nitrat NO_3' mg/l	Nitrit NO_3' mg/l	Ammoniak $NH_4^{\cdot}$ mg/l	Eisen Fe mg/l	Phosphat PO_4''' mg/l
A 6	1725	23,7	3,8	0,0	3,85	0,35	7	3	H	∅	0,2	∅
A 7	1710	24,7	3,8	0,4	3,8	0,3	6	3	H	H	0,2	∅
A 12	1610	25,0	3,8	0,35	3,65	0,4	6	4	H	H	0,2	∅
A 14	1530	25,0	3,85	0,4	3,6	0,5	10,5	5	Sp.	0,7	0,3	∅
A 17	1145	22,3	3,95	0,3	4,2	0,2	8	3	Sp.	H	0,2	H
A 20	1030	21,9	4,25	0,4	4,2	0,2	8	3	H	H	H	Sp.
A 23	1015	22,6	4,2	0,5	3,9	0,7	8	3	H	Sp.	H	∅
A 24	1845[1])	22,4	4,2	—	4,35	0,25	7,5	4	∅	∅	—	H
A 25	0900	22,9	3,8	0,4	3,45	0,55	10	3	H	∅	0,2	∅
C 1	1655	23,6	3,85	0,7	4,15	0,45	7,5	2,5	H	∅	H	∅
C 2	1635	24,7	3,8	0,3	3,8	0,5	7,5	3	H	0,4	Sp.	Sp.
D 1	1550	24,3	3,65	0,6	3,7	0,5	8	3	∅	∅	0,2	∅
D 2	1555	23,0	4,75	0,9	4,35	0,45	14	10	0,05	4,0	0,2	H
D 3	1520	28,9	3,6	1,15	4,1	0,5	12,5	10	0,08	1,5	0,2	Sp.
E 1	1200	20,2	4,45	1,1	4,9	0,4	8	12	∅	H	0,2	∅
E 4	1040	18,2	3,85	1,05	4,4	0,3	9	15	∅	H	0,2	H
F 1	0945	22,5	3,95	0,8	4,1	0,5	8,5	3	∅	Sp.	H	H
F 2	0930	20,4	4,25	1,3	4,7	0,4	11	10	Sp.	3	H	Sp.
F 3	0915	16,5	4,35	2,1	4,85	0,75	9	8	H	H	∅	Sp.
F 7	0845	20,2	4,05	1,1	4,6	0,4	8,5	5	H	0,1	Sp.	∅

[1]) 25. Juli 1947

von ihr abzweigenden Kanälen vom 30. Juli 1947

Tabelle 37

Freie Kohlensäure CO_2 mg/l	Zugehörige Kohlensäure mg/l	pH exp	pH ber.	pH Gl.	pH exp. ÷ pH ber.	pH Gl. ÷ pH ber.	pH Gl. ÷ pH exp.	Sauerstoff O_2 mg/l	Sauerstoff Sättigungsindex	BSB_5 mg/l	$KMnO_4$-Verbrauch mg/l
10	18	7,7	7,75	7,55	—0,05	—0,2	—0,15	9,8	115	5,7	15,5
6	18	7,7	8,0	7,55	—0,3	—0,45	—0,15	9,7	115	5,4	13,9
2	17	7,75	8,45	7,55	—0,7	—0,9	—0,2	9,9	119	5,8	12,5
2	18	7,45	8,45	7,55	—1,0	—0,9	+0,1	9,9	120	>9,9	24,5
3	20	7,9	8,3	7,5	—0,4	—0,8	—0,4	9,2	105	6,2	15,6
5	23	7,65	8,1	7,45	—0,45	—0,65	—0,2	8,0	92	4,5	16,0
5	21	7,9	8,1	7,5	—0,2	—0,6	—0,4	9,0	103	2,9	11,9
—	24	8,2	—	7,45	—	—	—0,75	10,2	118	—	9,6
4	16	7,9	8,15	7,6	—0,25	—0,55	—0,3	8,3	96	4,7	10,1
4	20	7,8	8,15	7,5	—0,35	—0,65	—0,3	10,9	128	5,1	11,1
4	18	7,65	8,15	7,55	—0,5	—0,6	—0,1	11,2	133	5,9	12,8
2	16	8,1	8,45	7,55	—0,35	—0,9	—0,55	10,4	123	4,1	5,8
—	31	7,25	—	7,4	—	—	+0,15	9,0	104	>9,0	32,1
2	20	7,3	8,45	7,55	—1,15	—0,9	+0,25	13,5	172	12,3	19,1
7	28	7,75	8,0	7,35	—0,25	—0,65	—0,4	11,4	125	2,6	4,6
3	18	7,7	8,25	7,45	—0,55	—0,8	—0,25	14,6	155	3,6	5,2
8	20	7,8	7,85	7,5	—0,05	—0,35	—0,3	6,7	77	6,2	5,5
4	25	7,1	8,2	7,4	—1,1	—0,8	+0,3	7,3	81	7,2	17,2
2	24	8,1	8,5	7,4	—0,4	—1,1	—0,7	12,9	131	3,5	9,0
4	22	7,9	8,2	7,45	—0,3	—0,75	—0,45	9,9	108	2,4	10,7

Resultate der chemischen Untersuchungen im Kanal der

Zeit	Temperatur C°	Hydrokarbonat HCO'_3 mval	Calcium $Ca^{\cdot\cdot}$ mval	Magnesium $Mg^{\cdot\cdot}$ mval	Chlorid Cl' mg/l	Nitrat NO_3' mg/l	Nitrit NO_2'	Ammoniak NH_4'	Eisen Fe	Phosphat PO_4'''	Freie Kohlensäure CO_2 mg/l
0800	9,2	3,6	3,45	0,45	6,5	6	H	∅	∅	H	9
0900	9,2	3,6	3,45	0,45	6,5	6	H	∅	∅	H	11
1000	9,5	3,55	3,35	0,45	7	6	H	∅	∅	H	6
1100	9,9	3,55	3,35	0,45	7	6	H	∅	∅	H	6
1200	10,1	3,6	3,45	0,45	6,5	6	H	∅	∅	H	7
1300	10,6	3,6	3,45	0,4	7	5,5	H	∅	∅	H	7
1400	10,6	3,6	3,4	0,4	7,5	5,5	H	∅	∅	H	4
1500	10,5	3,6	3,35	0,45	7,5	6	H	∅	∅	H	5
1600	10,4	3,6	3,35	0,45	7	6	H	∅	∅	H	5
1700	10,2	3,6	3,4	0,4	6,5	5,5	H	∅	∅	H	6
1800	9,6	3,6	3,45	0,45	7,5	5,5	H	∅	∅	H	7
1900	8,9	3,6	3,45	0,4	7,5	6	H	∅	∅	H	8
2000	8,6	3,65	3,45	0,45	7	6	H	∅	∅	H	7
2100	8,2	6,7	3,35	0,45	7	6	H	∅	∅	H	8
2200	7,9	2,0	3,95	0,25	74	5,5	H	∅	∅	H	8
2300	7,9	3,7	3,75	0,45	7	5,5	H	∅	∅	H	5
2400	7,9	3,75	3,55	0,45	7	5,5	H	∅	∅	H	7
0100	8,0	3,7	3,55	0,45	6,5	5,5	H	∅	∅	H	5
0200	8,0	3,7	3,55	0,45	7	5,5	H	∅	∅	H	4
0300	8,0	3,75	3,55	0,45	7	5,5	H	∅	∅	H	4
0400	8,0	3,75	3,55	0,45	7,5	5,5	H	∅	∅	H	6
0500	8,1	3,75	3,55	0,45	7,5	5,5	H	∅	∅	H	7
0600	7,9	3,75	3,5	0,5	6,5	5,5	H	∅	∅	H	6
0700	8,0	3,75	3,5	0,5	7	5,5	H	∅	∅	H	5
0800	8,3	3,75	3,5	0,5	7	5,5	H	∅	∅	H	8

Spinnerei Angenstein (Station A 7) vom 11./12. April 1946

Tabelle 38

Zugehörige Kohlensäure mg/l	pH exp.	pH ber.	pH Gl.	pH exp. ÷ pH ber.	pH Gl. ÷ pH ber.	pH Gl. ÷ pH exp.	Sauerstoff O_2 mg/l	Sauerstoff Sättigungsindex	BSB_5 mg/l	$KMnO_4$-Verbrauch mg/l	Abdampfrückstand mg/l	Glühverlust mg/l
10	7,7	7,75	7,6	—0,05	—0,15	—0,1	11,9	105	1,9	7,0	248	25
10	7,7	7,7	7,6	±0,0	—0,1	—0,1	12,1	107	3,1	8,7	—	—
9	7,7	7,95	7,65	—0,25	—0,3	—0,05	13,2	118	2,6	14,1	265	40
9	7,7	7,95	7,65	—0,25	—0,3	—0,05	13,9	126	2,3	6,3	—	—
10	7,7	7,9	7,6	—0,2	—0,3	—0,1	13,5	123	3,1	6,8	260	20
10	7,7	7,9	7,6	—0,2	—0,3	—0,1	14,3	131	2,3	6,5	—	—
10	7,7	8,1	7,6	—0,4	—0,5	—0,1	14,1	129	3,1	6,2	275	35
10	7,7	8,05	7,6	—0,35	—0,45	—0,1	13,7	126	2,0	6,5	—	—
10	7,7	8,05	7,6	—0,35	—0,45	—0,1	13,6	124	2,0	6,0	268	20
10	7,7	7,95	7,6	—0,25	—0,35	—0,1	13,6	122	2,2	6,2	—	—
10	7,7	7,9	7,6	—0,2	—0,3	—0,1	13,4	120	2,5	6,0	270	35
9	7,7	7,85	7,6	—0,15	—0,25	—0,1	12,5	110	2,0	5,9	—	—
9	7,7	7,9	7,6	—0,2	—0,3	—0,1	12,3	108	2,1	6,6	273	25
8	7,7	7,85	7,65	—0,15	—0,2	—0,05	12,2	106	2,6	5,9	—	—
3	6,3	7,55	7,8	—1,25	+0,25	+1,5	12,2	105	2,5	5,7	352	58
10	7,7	8,1	7,55	—0,4	—0,55	—0,15	11,9	102	3,1	5,4	—	—
10	7,7	7,9	7,6	—0,2	—0,3	—0,1	11,8	101	2,1	5,9	258	23
10	7,7	8,05	7,6	—0,35	—0,45	—0,1	12,9	113	2,9	5,7	—	—
10	7,7	8,15	7,6	—0,45	—0,55	—0,1	12,2	106	2,0	5,7	275	20
10	7,7	8,15	7,6	—0,45	—0,55	—0,1	12,1	105	1,7	5,9	—	—
10	7,7	7,95	7,6	—0,25	—0,35	—0,1	11,9	106	2,0	5,9	275	50
10	7,7	7,95	7,6	—0,25	—0,35	—0,1	12,4	108	2,2	5,7	—	—
10	7,7	8,0	7,6	—0,3	—0,4	—0,1	12,2	105	2,4	5,4	278	43
10	7,7	8,1	7,6	—0,4	—0,5	—0,1	12,6	109	2,3	5,4	—	—
10	7,7	7,9	7,6	—0,2	—0,3	—0,1	12,7	110	2,5	6,0	280	45

Resultate der chemischen Untersuchungen im Kanal der

Zeit	Temperatur C°	Hydrokarbonat HCO_3' mval	Calcium $Ca^{\cdot\cdot}$ mval	Magnesium $Mg^{\cdot\cdot}$ mval	Chlorid Cl' mg/l	Nitrat NO_3' mg/l	Nitrit NO_2' mg/l	Ammoniak $NH_4^{\cdot}$	Eisen Fe	Phosphat PO_4'''	Freie Kohlensäure CO_2 mg/l
1400	17,6	4,15	3,95	0,35	7	16,5	H	H	∅	Sp.	5
1500	17,65	4,15	3,95	0,35	7	16,5	H	H	∅	Sp.	6
1600	17,95	4,1	3,95	0,35	7,5	16,5	H	H	∅	Sp.	8
1700	17,9	4,1	3,95	0,35	7	16,5	H	H	∅	Sp.	7
1800	17,4	4,15	3,8	0,4	7	16,5	H	H	∅	Sp.	8
1900	17,0	4,15	3,6	0,4	7,5	16,5	H	H	∅	Sp.	7
2000	16,8	4,15	4,05	0,4	7,5	16,5	H	H	∅	Sp.	7
2100	16,4	4,15	3,6	0,4	7	16,5	H	H	∅	Sp.	8
2200	16,1	4,2	4,1	0,4	7	16,5	H	H	∅	Sp.	8
2300	16,3	4,15	3,95	0,4	7	16,5	H	H	∅	Sp.	5
2400	16,5	4,15	3,95	0,4	7	16,5	H	H	∅	Sp.	5
0100	15,7	4,2	4,0	0,4	7,5	16,5	H	H	∅	Sp.	6
0200	15,6	4,2	4,1	0,4	7,5	16,5	H	H	∅	Sp.	5
0300	15,45	4,25	4,1	0,45	7	16,5	H	H	∅	Sp.	6
0400	15,35	4,2	4,05	0,45	7	17	H	H	H	Sp.	4
0500	15,2	4,2	4,1	0,4	7	17	H	H	H	Sp.	6
0600	15,3	4,2	4,0	0,4	6,5	16,5	H	H	Sp.	Sp.	4
0700	15,35	4,25	4,05	0,4	6,5	17	H	H	H	Sp.	6
0800	15,5	4,25	4,05	0,4	7	16,5	H	H	∅	Sp.	8
0900	15,95	4,2	4,05	0,4	7	16,5	H	H	∅	Sp.	6
1000	16,3	4,2	4,0	0,4	7	16,5	H	H	∅	Sp.	4
1100	16,9	4,15	4,0	0,4	7	16,5	H	H	∅	Sp.	6
1200	17,4	4,15	4,05	0,4	7,5	17	H	H	∅	Sp.	4
1300	17,9	4,1	4,05	0,35	7	17	H	H	∅	Sp.	6
1400	18,35	4,1	4,05	0,35	7	16,5	H	H	∅	Sp.	4
1500	17,9	4,15	3,95	0,4	7,5	16,5	H	H	∅	Sp.	6
1600	17,3	4,2	4,0	0,4	7	16,5	H	H	∅	Sp.	7
1700	16,7	4,15	3,95	0,4	7	16,5	H	H	∅	Sp.	7

Spinnerei Angenstein (Station A 7) vom 15./16. August 1946

Tabelle 39

Zugehörige Kohlensäure mg/l	pH exp.	pH ber.	pH Gl.	pH exp. ÷ pH ber.	pH Gl. ÷ pH ber.	pH Gl. ÷ pH exp.	Sauerstoff O_2 mg/l	Sauerstoff Sättigungsindex	BSB_5 mg/l	$KMnO_4$-Verbrauch mg/l	Abdampfrückstand mg/l	Glühverlust mg/l
18	7,6	8,1	7,5	—0,5	—0,6	—0,1	10,2	108	2,1	6,2	255	40
18	7,6	8,0	7,5	—0,4	—0,5	—0,1	10,7	114	1,8	6,3	260	45
18	7,6	7,9	7,5	—0,3	—0,4	—0,1	10,5	112	1,6	6,5	258	45
18	7,6	7,9	7,5	—0,3	—0,4	—0,1	10,3	110	1,6	6,3	260	50
17	7,6	7,9	7,5	—0,3	—0,4	—0,1	10,2	108	1,3	6,3	260	53
16	7,6	7,95	7,55	—0,35	—0,4	—0,05	9,7	101	3,1	6,5	263	50
18	7,6	7,95	7,5	—0,35	—0,45	—0,1	9,6	100	1,2	6,3	260	48
16	7,6	7,9	7,55	—0,3	—0,35	—0,05	9,1	94	1,9	6,5	265	53
19	7,6	7,9	7,45	—0,3	—0,45	—0,15	8,9	91	1,8	6,3	265	50
17	7,6	8,1	7,5	—0,5	—0,6	—0,1	9,0	93	1,0	6,3	263	50
17	7,6	8,05	7,5	—0,45	—0,55	—0,1	8,9	91	1,2	6,6	265	48
18	7,6	8,0	7,5	—0,4	—0,5	—0,1	9,6	98	1,9	7,0	268	50
19	7,6	8,15	7,45	—0,55	—0,7	—0,15	9,5	97	1,5	7,4	268	55
19	7,6	8,05	7,45	—0,45	—0,6	—0,15	9,3	95	1,4	7,3	270	53
18	7,6	8,2	7,45	—0,6	—0,75	—0,15	9,1	92	1,3	6,8	270	48
18	7,6	8,05	7,45	—0,45	—0,6	—0,15	9,2	93	1,8	6,3	273	50
18	7,6	8,2	7,5	—0,6	—0,7	—0,1	9,4	95	1,4	6,0	275	53
18	7,6	8,05	7,45	—0,45	—0,6	—0,15	9,8	99	1,8	5,9	275	53
18	7,6	7,9	7,45	—0,3	—0,45	—0,15	9,2	94	1,2	5,7	273	53
18	7,6	8,05	7,45	—0,45	—0,6	—0,15	9,4	99	2,4	5,5	268	50
18	7,6	8,2	7,5	—0,6	—0,7	—0,1	10,6	109	3,0	5,7	263	48
18	7,6	8,05	7,5	—0,45	—0,55	—0,1	10,2	107	3,7	6,0	265	48
19	7,6	8,25	7,5	—0,65	—0,75	—0,1	10,0	106	3,2	6,2	263	50
18	7,6	8,0	7,5	—0,4	—0,5	—0,1	7,7	82	0,7	6,5	260	48
19	7,6	8,2	7,5	—0,6	—0,7	—0,1	10,5	108	1,8	6,3	260	45
18	7,6	8,0	7,5	—0,4	—0,5	—0,1	10,2	109	2,0	6,2	258	45
19	7,6	7,95	7,5	—0,35	—0,45	—0,1	10,1	106	1,9	6,0	258	48
18	7,6	7,95	7,5	—0,35	—0,45	—0,1	9,6	100	2,1	6,3	260	48

Resultate der chemischen Untersuchungen im St. Alban-

Zeit	Temperatur C°	Hydrokarbonat HCO_3' mval	Calcium $Ca^{\cdot\cdot}$ mval	Magnesium $Mg^{\cdot\cdot}$ mval	Chlorid Cl' mg/l	Nitrat NO_3' mg/l	Nitrit NO_2'	Ammoniak $NH_4^{\cdot}$	Eisen Fe	Phosphat PO_4'''	Freie Kohlensäure CO_2 mg/l
0800	8,0	3,85	3,85	0,55	7	6	∅	∅	∅	Sp.	20
0900	8,4	3,8	3,7	0,5	7	6	∅	∅	∅	Sp.	22
1000	8,8	3,8	3,6	0,5	7,5	6	H	∅	∅	Sp.	15
1100	9,3	3,7	3,6	0,5	7,5	6	H	∅	∅	Sp.	14
1200	10,0	3,7	3,65	0,45	7,5	6	∅	∅	∅	Sp.	14
1300	10,7	3,65	3,6	0,45	7,5	6	H	∅	∅	Sp.	14
1400	11,5	3,6	3,5	0,4	7	6	H	∅	∅	Sp.	12
1500	12,1	3,55	3,5	0,4	7	6	∅	∅	∅	Sp.	14
1600	12,2	3,55	3,5	0,4	7,5	6	H	∅	∅	Sp.	14
1700	12,4	3,5	3,45	0,4	7,5	6	H	∅	∅	Sp.	15
1800	12,3	3,5	3,4	0,4	7	6	H	∅	∅	H	17
1900	12,0	3,55	3,45	0,4	7	6	H	∅	Sp.	Sp.	18
2000	11,4	3,55	3,45	0,4	7	6	H	∅	∅	Sp.	19
2100	10,8	3,6	3,5	0,4	7,5	6	∅	∅	∅	Sp.	17
2200	10,4	3,6	3,5	0,45	7,5	6	∅	∅	∅	Sp.	19
2300	9,8	3,65	3,5	0,45	7	5,5	H	Sp.	∅	Sp.	16
2400	9,1	3,7	3,5	0,45	7,5	5,5	H	∅	∅	H	14
0100	8,5	3,75	3,65	0,45	7,5	5,5	H	∅	∅	Sp.	15
0200	8,2	3,8	3,6	0,5	7,5	5,5	H	∅	∅	Sp.	16
0300	7,9	3,8	3,6	0,5	7,5	5,5	H	∅	∅	H	16
0400	7,5	3,7	3,65	0,4	7,5	5	H	∅	∅	H	16
0500	7,3	3,7	3,65	0,4	7	5	H	∅	∅	H	15
0600	7,2	3,7	3,65	0,4	7	5	H	∅	∅	H	15
0700	7,4	3,75	3,65	0,4	7	5	H	∅	∅	H	16
0800	7,5	3,75	3,65	0,4	7,5	6	H	∅	∅	H	17

Teich (Station A 24) vom 11./12. April 1946

Tabelle 40

Zugehörige Kohlensäure mg/l	pH exp.	pH ber.	pH Gl.	pH exp. − pH ber.	pH Gl. − pH ber.	pH Gl. − pH exp.	Sauerstoff O_2 mg/l	Sauerstoff Sättigungsindex	BSB_5 mg/l	$KMnO_4$-Verbrauch mg/l	Abdampfrückstand mg/l	Glühverlust mg/l
12	7,7	7,45	7,55	+0,25	+0,1	—0,15	12,3	106	3,0	6,6	273	28
11	7,7	7,4	7,55	+0,3	+0,15	—0,15	12,7	110	2,1	7,0	—	—
11	7,7	7,6	7,55	+0,1	—0,05	—0,15	13,4	118	2,0	8,1	285	58
11	7,7	7,6	7,6	+0,1	±0,0	—0,1	13,4	119	1,8	6,6	—	—
11	7,7	7,6	7,55	+0,1	—0,05	—0,15	13,0	118	0,9	7,0	283	43
11	7,7	7,6	7,6	+0,1	±0,0	—0,1	13,2	120	1,3	7,1	—	—
10	7,7	7,65	7,6	+0,05	—0,05	—0,1	13,6	121	3,0	8,1	278	48
10	7,7	7,6	7,6	+0,1	±0,0	—0,1	13,1	123	2,3	9,3	—	—
10	7,7	7,6	7,6	+0,1	±0,0	—0,1	13,5	127	2,7	7,4	245	33
10	7,7	7,55	7,6	+0,15	+0,05	—0,1	12,9	123	2,0	7,0	—	—
10	7,7	7,5	7,65	+0,2	+0,15	—0,05	12,7	120	1,6	7,7	265	45
10	7,7	7,45	7,6	+0,25	+0,15	—0,1	12,4	117	2,0	7,9	—	—
10	7,7	7,45	7,6	+0,25	+0,15	—0,1	12,1	112	2,2	7,1	268	30
10	7,7	7,5	7,6	+0,2	+0,1	—0,1	12,8	118	2,8	6,6	—	—
10	7,7	7,45	7,6	+0,25	+0,15	—0,1	12,0	109	2,1	7,3	288	55
10	7,7	7,55	7,6	+0,15	+0,05	—0,1	12,2	109	2,0	8,1	—	—
10	7,7	7,6	7,6	+0,1	±0,0	—0,1	11,7	103	1,6	6,5	275	40
11	7,7	7,6	7,6	+0,1	±0,0	—0,1	12,0	104	1,8	18,5	—	—
11	7,7	7,55	7,55	+0,15	±0,0	—0,15	11,8	102	2,0	6,3	278	28
11	7,7	7,55	7,55	+0,15	±0,0	—0,15	12,4	107	2,0	6,0	—	—
10	7,7	7,55	7,55	+0,15	±0,0	—0,15	12,1	103	1,8	6,6	293	45
10	7,7	7,55	7,55	+0,15	±0,0	—0,15	11,9	101	1,3	6,2	—	—
10	7,7	7,55	7,55	+0,15	±0,0	—0,15	12,4	105	1,9	6,8	273	35
10	7,7	7,55	7,55	+0,15	±0,0	—0,15	12,4	105	1,3	6,2	—	—
11	7,7	7,5	7,55	+0,2	+0,05	—0,15	12,8	108	1,6	7,0	285	38

Resultate der chemischen Untersuchungen im St. Alban-

Zeit	Temperatur C°	Hydrokarbonat HCO_3' mval	Calcium $Ca^{\cdot\cdot}$ mval	Magnesium $Mg^{\cdot\cdot}$ mval	Chlorid Cl' mg/l	Nitrat NO_2' mg/l	Nitrit NO_3'	Ammoniak $NH_4^{\cdot}$	Eisen Fe	Phosphat FO_4'''	Freie Kohlensäure CO_2 mg/l
1500	19,3	4,0	4,05	0,35	—	18	H	Sp.	∅	Sp.	7
1600	19,0	4,0	4,05	0,35	8	18	H	Sp.	∅	Sp.	10
1700	19,2	4,05	3,95	0,4	8	18	H	∅	∅	Sp.	8
1800	19,0	4,05	3,9	0,4	7,5	18	H	Sp.	∅	Sp.	12
1900	18,5	4,1	3,9	0,4	8	18	H	H	∅	Sp.	10
2000	18,2	4,05	3,95	0,4	7,5	18	H	Sp.	∅	Sp.	12
2100	17,9	4,1	3,95	0,4	7,5	18	H	Sp.	∅	Sp.	10
2200	17,8	4,05	4,05	0,35	8	18	H	Sp.	∅	Sp.	10
2300	17,5	4,0	3,95	0,35	8	17,5	H	Sp.	∅	Sp.	8
2400	17,2	4,05	3,85	0,4	7,5	17,5	H	Sp.	∅	Sp.	9
0100	16,9	4,1	3,8	0,4	8	17,5	H	Sp.	∅	Sp.	8
0200	16,5	4,15	3,9	0,4	8	17,5	H	Sp.	∅	Sp.	10
0300	16,1	4,15	3,95	0,4	7,5	17,5	H	H	∅	Sp.	7
0400	15,8	4,15	4,2	0,45	8	17,5	H	H	∅	Sp.	6
0500	15,6	4,2	4,15	0,45	7,5	17,5	H	H	∅	Sp.	6
0600	15,2	4,2	4,2	0,45	7,5	17,5	H	Sp.	∅	Sp.	4
0700	15,1	4,2	4,2	0,45	8	17,5	H	Sp.	H	Sp.	7
0800	15,1	4,15	4,15	0,4	8	17,5	H	H	∅	Sp.	8
0900	15,3	4,2	4,15	0,4	8	18	H	H	∅	Sp.	9
1000	15,55	4,2	3,95	0,45	8	18	H	H	∅	Sp.	10
1100	16,0	4,25	4,1	0,45	8	18	H	H	∅	Sp.	8
1200	16,4	4, 2	4,1	0,4	8	18	H	H	∅	Sp.	10
1300	16,9	4,15	4,1	0,4	7,5	18	H	H	∅	Sp.	8
1400	17,25	4,1	4,05	0,4	8	18	H	H	∅	Sp.	8
1500	17,65	4,2	4,0	0,4	7,5	18	H	H	∅	Sp.	8
1600	17,9	4,2	3,95	0,4	8	18	H	Sp.	∅	Sp.	7
1700	17,9	4,15	3,95	0,4	8	18	H	Sp.	∅	Sp.	7

Teich (Station A 24) vom 15./16. August 1946

Tabelle 41

Zugehörige Kohlensäure mg/l	pH exp.	pH ber.	pH Gl	pH exp. ÷ pH ber.	pH Gl. ÷ pH ber.	pH Gl. ÷ pH exp.	Sauerstoff O_2 mg/l	Sauerstoff Sättigungsindex	BSB_5 mg/l	$KMnO_4$-Verbrauch mg/l	Abdampfrückstand mg/l	Glühverlust mg/l
18	7,6	7,95	7,5	—0,35	—0,45	—0,1	10,6	115	2,6	—	—	—
18	7,6	7,75	7,5	—0,15	—0,25	— 0,1	10,3	111	3,0	6,8	285	55
18	7,6	7,9	7,5	—0,3	—0,4	—0,1	10,9	118	10,1	7,0	300	45
18	7,6	7,7	7,5	—0,1	—0,2	—0,1	10,4	112	6,4	7,1	323	50
18	7,6	7,8	7,5	—0,2	—0,3	—0,1	9,9	106	3,4	7,1	320	50
18	7,6	7,7	7,5	—0,1	—0,2	—0,1	9,6	102	2,0	7,3	325	48
18	7,6	7,8	7,5	—0,2	—0,3	—0,1	9,4	100	2,9	7,1	325	50
17	7,6	7,8	7,5	—0,2	—0,3	—0,1	9,5	100	1,6	7,1	330	55
17	7,6	7,9	7,5	—0,3	—0,4	—0,1	9,4	99	0,0	7,0	333	55
17	7,6	7,8	7,5	—0,2	—0,3	—0,1	9,1	95	2,0	7,0	330	58
17	7,6	7,9	7,5	—0,3	—0,4	—0,1	9,4	98	1,5	6,8	335	58
17	7,6	7,8	7,5	—0,2	—0,3	—0,1	8,6	89	1,4	7,0	335	60
17	7,6	7,95	7,5	—0,35	—0,45	—0,1	9,7	99	1,4	7,0	330	58
18	7,6	8,0	7,45	—0,4	—0,55	—0,15	9,5	97	1,2	8,1	333	58
18	7,6	8,05	7,45	—0,45	—0,6	—0,15	9,8	99	2,0	7,9	338	60
18	7,6	8,2	7,45	—0,6	—0,75	—0,15	9,9	99	1,9	6,8	335	58
18	7,6	7,95	7,45	—0,35	—0,5	—0,15	9,7	97	2,1	6,5	330	55
18	7,6	7,9	7,45	—0,3	—0,45	—0,15	9,8	98	1,9	6,6	340	60
18	7,6	7,85	7,45	—0,25	—0,4	—0,15	10,0	101	1,5	6,8	338	55
18	7,6	7,8	7,5	—0,2	—0,3	—0,1	10,4	105	2,0	7,0	320	50
19	7,6	7,9	7,45	—0,3	—0,45	—0,15	10,4	106	2,1	6,8	310	43
19	7,6	7,8	7,45	—0,2	—0,35	—0,15	10,4	107	2,0	6,6	310	45
18	7,6	7,9	7,5	—0,3	—0,4	—0,1	10,5	109	2,0	6,5	300	48
18	7,6	7,9	7,5	—0,3	—0,4	—0,1	10,1	105	1,9	6,5	303	50
19	7,6	7,9	7,5	—0,3	—0,4	—0,1	10,9	115	1,8	6,6	305	50
19	7,6	8,0	7,5	—0,4	—0,5	—0,1	10,7	113	3,0	6,3	310	53
18	7,6	8,0	7,5	—0,4	—0,5	—0,1	10,5	111	2,2	6,6	323	55

Resultate der chemischen Untersuchungen in der vom Kanal der Spinne-

Zeit	Temperatur C°	Hydrokarbonat HCO_3' mval	Calcium $Ca^{\cdot\cdot}$ mval	Magnesium $Mg^{\cdot\cdot}$ mval	Chlorid Cl' mg/l	Nitrat NO_3' mg/l	Nitrit NO_2'	Ammoniak NH_4'	Eisen Fe	Phosphat PO_4'''	Freie Kohlensäure CO_2 mg/l
Untersuchung vom 11./12. April 1946											
0830	8,8	3,7	3,45	0,45	6	5	H	∅	∅	H	7
1030	9,4	3,6	3,35	0,45	6,5	5	H	∅	∅	H	7
1230	11,3	3,6	3,55	0,4	7	5	H	∅	∅	H	5
1430	11,6	3,6	3,5	0,45	7	5	H	∅	∅	H	5
1630	10,3	3,6	3,5	0,45	7	5,5	H	∅	∅	H	6
1830	9,7	3,7	3,45	0,45	7	5,5	H	∅	∅	H	8
2030	8,5	3,75	3,4	0,5	7	6	H	∅	∅	H	9
2230	8,1	3,75	3,4	0,5	7	6	H	∅	∅	H	8
0030	7,6	3,7	3,4	0,5	7	5,5	H	∅	∅	Sp.	9
0230	7,5	3,75	3,4	0,5	7	5	∅	∅	∅	∅	7
0430	7,4	3,75	3,5	0,5	7	5	H	∅	∅	H	8
0630	6,7	3,75	3,5	0,5	7	5	H	∅	∅	H	6
0830	8,0	3,75	3,5	0,5	7,5	5	H	∅	∅	Sp.	7
Untersuchungen vom 15./16. August 1946											
1430	18,45	4,05	3,9	0,4	7,5	16,5	H	H	∅	Sp.	4
1630	18,05	4,1	4,0	0,4	7,5	16,5	H	H	∅	Sp.	7
1830	17,1	4,15	3,9	0,4	7,5	16,5	H	H	∅	Sp.	8
2030	15,9	4,2	4,0	0,5	7	16,5	H	H	∅	Sp.	9
2230	15,4	4,25	4,1	0,5	7	17	H	H	∅	Sp.	9
0030	15,0	4,25	4,15	0,45	7	16,5	H	H	∅	Sp.	7
0230	14,65	4,25	4,1	0,45	7	16,5	H	H	∅	Sp.	5
0430	14,35	4,3	4,0	0,45	7	16	H	H	∅	Sp.	7
0630	14,3	4,35	4,05	0,45	7	16,5	H	H	∅	Sp.	7
0830	14,9	4,35	4,05	0,45	7	17	H	H	∅	Sp.	8
1030	16,4	4,3	4,0	0,45	7	17	H	H	∅	Sp.	6
1230	17,9	4,2	3,9	0,4	7	16,5	H	H	∅	Sp.	5
1430	18,3	4,2	4,0	0,4	7	16,5	H	H	∅	Sp.	5
1630	17,35	4,2	4,1	0,4	7	16,5	H	H	∅	Sp.	5

rei Angenstein umflossenen Birsstrecke (Station C 1): Tagesquerschnitte

Tabelle 42

Zugehörige Kohlensäure CO_2 mg/l	pH exp.	pH ber.	pH Gl.	pH exp. ÷ pH ber.	pH Gl. ÷ pH ber.	pH Gl. ÷ pH exp.	Sauerstoff O_2 mg/l	Sauerstoff Sättigungsindex	BSB_5 mg/l	$KMnO_4$-Verbrauch mg/l	Abdampfrückstand mg/l	Glühverlust mg/l
10	7,6	7,9	7,6	—0,3	—0,3	±0,0	12,8	113	2,0	6,0	255	20
9	7,6	7,9	7,6	—0,3	—0,3	±0,0	14,0	125	1,8	8,3	263	35
10	7,6	8,0	7,6	—0,4	—0,4	±0,0	14,5	135	2,8	5,9	265	30
10	7,6	8,0	7,6	—0,4	—0,4	±0,0	13,9	130	3,2	7,6	238	18
10	7,6	7,95	7,6	—0,35	—0,35	±0,0	14,3	130	1,4	6,2	263	50
10	7,6	7,85	7,6	—0,25	—0,25	±0,0	12,6	113	1,8	6,6	270	25
9	7,6	7,8	7,6	—0,2	—0,2	±0,0	11,5	100	2,2	5,4	288	30
9	7,6	7,85	7,6	—0,25	—0,25	±0,0	11,8	102	2,5	5,7	275	20
9	7,6	7,8	7,65	—0,2	—0,15	+0,05	11,3	97	1,2	5,9	288	43
9	7,6	7,9	7,6	—0,3	—0,3	±0,0	11,3	96	1,4	5,4	258	15
9	7,6	7,9	7,6	—0,3	—0,3	±0,0	11,3	96	1,6	5,2	298	50
9	7,6	7,95	7,6	—0,35	—0,35	±0,0	14,2	119	4,2	5,9	260	38
9	7,6	7,95	7,6	—0,35	—0,35	±0,0	13,7	118	2,4	5,7	265	23
17	7,55	8,25	7,5	—0,7	—0,75	—0,05	10,8	116	1,8	7,1	258	45
18	7,55	7,95	7,5	—0,4	—0,45	—0,05	10,7	114	1,6	6,5	265	45
18	7,6	7,9	7,5	—0,3	—0,4	—0,1	9,6	100	1,3	5,7	265	48
18	7,6	7,85	7,5	—0,25	—0,35	—0,1	8,7	89	1,4	5,7	265	48
19	7,6	7,85	7,45	—0,25	—0,4	—0,15	10,5	106	3,4	5,5	288	50
18	7,65	7,95	7,45	—0,3	—0,5	—0,2	7,8	78	0,5	5,4	285	50
19	7,65	8,15	7,45	—0,5	—0,7	—0,2	8,8	88	1,7	5,4	295	53
18	7,65	7,95	7,45	—0,3	—0,5	—0,2	8,6	85	0,9	5,4	290	53
19	7,6	7,95	7,45	—0,35	—0,5	—0,15	9,2	91	1,3	5,2	298	50
19	7,6	7,95	7,45	—0,35	—0,5	—0,15	9,8	98	1,8	5,2	290	50
19	7,6	8,0	7,45	—0,4	—0,55	—0,15	10,4	107	1,7	5,2	268	48
19	7,65	8,15	7,5	—0,5	—0,65	—0,15	11,1	118	2,3	5,1	258	45
19	7,6	8,1	7,45	—0,5	—0,65	—0,15	10,7	115	1,8	4,7	260	45
19	7,6	8,05	7,45	—0,45	—0,6	—0,15	9,7	102	2,5	4,9	265	48

Resultate der chemischen Untersuchungen in der vom

Zeit	Temperatur C°	Hydrokarbonat HCO_3' mval	Calcium $Ca^{\cdot\cdot}$ mval	Magnesium $Mg^{\cdot\cdot}$ mval	Chlorid Cl' mg/l	Nitrat NO_3' mg/l	Nitrit NO_2'	Ammoniak NH_4'''	Eisen Fe	Phosphat PO_4'''	Freie Kohlensäure CO_2 mg/l
Untersuchungen bei Station F 3 (St. Jakob, rechtes Ufer)											
0830	5,5	4,4	3,75	0,75	10	12,5	H	∅	∅	H	18
1030	9,0	4,1	3,45	0,65	10,5	12,5	H	Sp.	∅	Sp.	8
1230	14,5	3,5	3,45	0,4	10	12,5	H	Sp.	∅	Sp.	9
1430	18,4	3,2	3,15	0,3	10,5	12,5	H	∅	∅	H	13
1630	16,9	3,4	3,2	0,35	8	12	H	∅	∅	Sp.	10
1830	13,1	3,75	3,45	0,45	9	12	H	∅	∅	Sp.	19
2030	10,6	4,25	3,7	0,7	9	12	H	∅	∅	Sp.	20
2230	8,8	4,3	3,85	0,7	10	12	Sp.	∅	∅	Sp.	24
0030	7,8	4,2	3,75	0,7	9	12,5	Sp.	Sp.	∅	H	24
0230	7,2	4,1	3,9	0,65	9	12,5	Sp.	∅	∅	H	25
0430	6,4	4,2	3,8	0,7	9	12,5	H	∅	∅	H	24
0630	6,0	4,1	3,9	0,7	9	12	H	∅	∅	H	22
0830	6,8	4,05	4,05	0,65	9,5	12	H	∅	∅	H	16
Untersuchungen bei Station F 4 (St. Jakob, linkes Ufer)											
0930	8,5	4,2	3,55	0,7	10	12,5	H	∅	∅	Sp.	17
1130	13,3	4,0	3,4	0,6	9,5	13	H	Sp.	∅	Sp.	13
1330	16,8	3,75	3,45	0,45	10	12,5	H	Sp.	∅	Sp.	12
1530	18,1	3,45	3,2	0,35	9,5	12	H	∅	∅	H	9
1730	12,8	4,0	3,55	0,6	9,5	12,5	H	∅	∅	Sp.	15
1930	10,5	4,25	3,65	0,7	10	15	H	∅	∅	Sp.	23
2130	8,8	4,5	3,75	0,8	8,5	13	H	∅	∅	Sp.	24
2330	7,9	4,3	3,7	0,8	9,5	13	H	Sp.	∅	H	23
0130	7,2	4,5	3,75	0,8	9,5	13	H	∅	∅	H	22
0330	6,8	4,55	3,95	0,8	9,5	13	H	∅	∅	H	23
0530	6,3	4,5	3,75	0,8	10	12	H	∅	∅	H	22
0730	6,5	4,55	3,9	0,8	9	13	H	∅	∅	H	21
Untersuchungen bei Station F 4 (St. Jakob, linkes Ufer)											
1530	18,5	4,25	4,5	0,5	11	18	H	Sp.	∅	Sp.	17
1630	17,5	4,35	4,55	0,5	11,5	18	H	H	∅	Sp.	18
1830	15,7	4,45	4,65	0,55	10,5	18	H	∅	Sp.	Sp.	21
2030	14,3	4,55	5,0	0,6	23	17	H	1,2	H	Sp.	21
2230	13,7	4,55	4,5	0,6	11	17	H	H	Sp.	Sp.	17
0030	13,4	4,5	4,9	0,55	11	17	H	H	H	Sp.	13
0230	13,0	4,6	4,75	0,6	11	17	H	∅	∅	Sp.	14
0430	12,9	4,6	4,6	0,6	10,5	18	H	∅	∅	Sp.	13
0630	12,7	4,55	4,7	0,6	10,5	17	H	∅	∅	Sp.	10
0830	12,7	4,5	4,75	0,55	11	18	H	∅	∅	Sp.	8
1030	16,8	4,45	4,55	0,55	11	18	H	Sp.	∅	Sp.	12
1230	18,4	4,4	4,4	0,55	11	18	H	H	∅	Sp.	11
1430	17,5	4,35	4,4	0,5	10,5	18	H	∅	∅	Sp.	14
1630	16,15	4,4	4,65	0,5	10,5	18	H	∅	∅	Sp.	16

St. Alban-Teich umflossenen Birsstrecke: Tagesquerschnitte

Tabelle 43

Zugehörige Kohlensäure CO_2 mg/l	pH exp.	pH ber.	pH Gl.	pH exp. ÷ pH ber.	pH Gl. ÷ pH ber.	pH Gl. ÷ pH exp.	Sauerstoff O_2 mg/l	Sauerstoff Sättigungsindex	BSB_5 mg/l	$KMnO_4$-Verbrauch mg/l	Abdampfrückstand mg/l	Glühverlust mg/l
vom 11./12. April 1946												
14	7,65	7,55	7,5	+0,1	—0,05	—0,15	17,2	127	1,8	4,9	320	45
12	7,65	7,9	7,55	—0,25	—0,35	—0,1	22,5	198	4,3	6,0	283	38
9	7,65	7,75	7,65	—0,1	—0,1	±0,0	26,5	257	3,4	7,4	285	55
9	7,65	7,6	7,7	+0,05	+0,1	+0,05	26,7	284	3,4	9,0	248	45
10	7,7	7,7	7,65	±0,0	—0,05	—0,05	24,0	248	4,1	7,3	270	50
11	7,7	7,45	7,6	+0,25	—0,15	—0,1	17,3	166	3,1	7,6	300	50
14	7,55	7,5	7,5	+0,05	±0	—0,05	10,6	97	3,1	6,3	328	60
15	7,55	7,4	7,5	+0,15	+0,1	—0,05	7,5	65	2,2	6,3	328	45
13	7,55	7,4	7,5	+0,15	+0,1	—0,05	7,7	66	1,4	12,3	345	60
13	7,55	7,4	7,5	+0,15	+0,1	—0,05	8,3	70	1,3	5,9	345	55
13	7,55	7,4	7,5	+0,15	+0,1	—0,05	9,0	75	2,5	5,4	330	45
12	7,55	7,45	7,5	+0,1	+0,05	—0,05	9,9	81	0,9	5,2	330	48
13	7,65	7,55	7,5	+0,1	—0,05	—0,15	16,0	134	1,9	5,1	315	45
vom 11./12. April 1946												
13	7,6	7,55	7,55	+0,05	±0,0	—0,05	21,4	186	2,1	4,9	320	50
13	7,6	7,65	7,55	—0,05	—0,1	—0,05	24,3	234	3,7	8,4	308	65
13	7,6	7,65	7,6	—0,05	—0,05	±0,0	24,7	255	3,6	6,6	288	53
10	7,6	7,75	7,65	—0,15	—0,1	+0,05	25,0	270	3,4	7,6	273	50
13	7,6	7,6	7,55	±0,0	—0,05	—0,05	18,1	173	1,7	5,9	305	53
14	7,55	7,4	7,5	+0,15	+0,1	—0,05	12,0	109	1,2	4,6	323	55
16	7,5	7,45	7,5	+0,05	+0,05	±0,0	8,9	78	1,9	4,9	325	45
14	7,5	7,45	7,5	+0,05	+0,05	±0,0	8,9	76	1,4	15,3	333	58
15	7,5	7,5	7,5	±0,0	±0,0	±0,0	9,1	77	1,9	4,4	338	48
16	7,55	7,45	7,45	+0,1	±0,0	—0,1	9,5	79	0,7	4,1	338	43
15	7,55	7,5	7,5	+0,05	±0,0	—0,05	9,4	78	0,4	5,1	340	50
15	7,6	7,5	7,45	+0,1	—0,05	—0,15	12,5	103	1,0	5,1	345	65
vom 15./16. August 1946												
22	7,55	7,55	7,4	±0,0	—0,15	—0,15	13,3	142	2,2	4,6	325	70
23	7,55	7,55	7,4	±0,0	—0,15	—0,15	12,5	131	2,3	4,6	325	65
23	7,55	7,5	7,4	+0,05	—0,1	—0,15	9,6	97	2,9	4,4	320	50
25	7,45	7,5	7,35	—0,05	—0,15	—0,1	7,7	76	1,3	4,6	395	65
22	7,45	7,6	7,4	—0,15	—0,2	—0,05	6,4	62	1,8	4,7	360	60
23	7,45	7,7	7,35	—0,25	—0,35	—0,1	7,3	70	1,4	4,4	355	55
23	7,45	7,7	7,35	—0,25	—0,35	—0,1	7,6	73	1,2	3,9	363	63
23	7,5	7,7	7,4	—0,2	—0,3	—0,1	7,6	73	1,4	3,9	300	45
22	7,5	7,85	7,4	—0,33	—0,45	—0,1	8,4	80	0,8	3,9	310	48
23	7,5	7,9	7,4	—0,4	—0,5	—0,1	11,6	111	1,2	4,1	280	43
23	7,55	7,75	7,4	—0,2	—0,35	—0,15	13,4	139	2,2	4,1	293	45
23	7,55	7,8	7,4	—0,25	—0,4	—0,15	14,1	150	2,6	4,3	323	55
22	7,55	7,65	7,4	—0,1	—0,25	—0,15	14,1	148	2,6	4,7	355	60
23	7,55	7,6	7,4	—0,05	—0,2	—0,15	12,0	122	2,3	4,3	370	68

I. Die Thermik der Birs und der von ihr abzweigenden Kanäle

1. Die Witterung und die Abflussverhältnisse an den Untersuchungstagen

Die Angaben über den täglichen Gang der meteorologischen Elemente der Untersuchungstage betreffen Messungen der meteorologischen Anstalt auf St. Margarethen-Binningen.

Auf Abbildung 126 ist der Gang der Lufttemperatur an den einzelnen Untersuchungstagen dargestellt. Bereits diese Darstellung zeigt deutlich, dass wir durch unsere Untersuchungen die unter sehr verschiedenartigen meteorologischen Bedingungen herrschenden Verhältnisse erfasst haben.

In den Abbildungen 127, 128 und 130 ist über den Ganglinien der Luft- und Wassertemperaturen die Sonnenscheindauer graphisch aufgetragen. Die Werte der Sonnenscheindauer standen uns dabei stundenweise (jeweilen von Beginn bis Schluss einer Stunde wahrer Ortszeit) in $^1/_{100}$ Stunden zur Verfügung. Die Darstellungen zeigen als weiss gelassene Flächen den Zeitraum mit Sonnenschein und als schwarze Flächen den Zeitraum ohne Sonnenschein (einschliesslich der Nacht). Als Abszisse wurde die Zeit und als Ordinate die relative Sonnenscheindauer gewählt.

Keine Niederschläge fielen am 12. 12. 1943, am 11. 4. 1946, am 15. 8. 1946 und am 30. 7. 1947. In der dem 30. 7. 1947 vorangehenden Zeit waren seit dem 21. 7. 1947 keine Niederschläge gefallen. Auch am 16. 8. 1946 fielen vor Abschluss der Untersuchungen (um 1700) keine Niederschläge; erst die Zeit von 1730 bis 0030 brachte insgesamt 4,7 mm Regen. Somit waren einzig die Untersuchungen vom 1. 6. 1934 und 13. 8. 1937 verregnet. Am 1. 6. 1934 fielen von 0730 bis 1130 8,3 mm Regen. Der 13. 8. 1937 hatte vor Beginn der Untersuchungen (0430–0830) 5,7 mm, während der Untersuchungen (1030–1130) 0,3 mm und nach Abschluss der Untersuchungen (1730–0030) 10,2 mm Niederschlag.

In Tabelle 44 geben wir eine Übersicht der an den Untersuchungstagen herrschenden Witterungs- und Abflussverhältnisse.

2. Allgemeines über die Wassertemperatur

Für die Stoffwechselvorgänge in einem Gewässer sind die Temperaturverhältnisse von ausschlaggebender Bedeutung. Die Wassertemperatur ist von verschiedenen Faktoren abhängig. Unter diesen spielt die Sonnenstrahlung eine besonders wichtige Rolle. Dazu kommen der Wärmeverlust durch Ausstrahlung und Verdunstung, der Wärmeaustausch zwischen dem Wasser und der Luft und derjenige zwischen dem Wasser und dem Boden des Gewässers. Neben diesen Faktoren hat die bei der Oxydation organischer Substanzen entstehende Wärme nur untergeordnete Bedeutung.

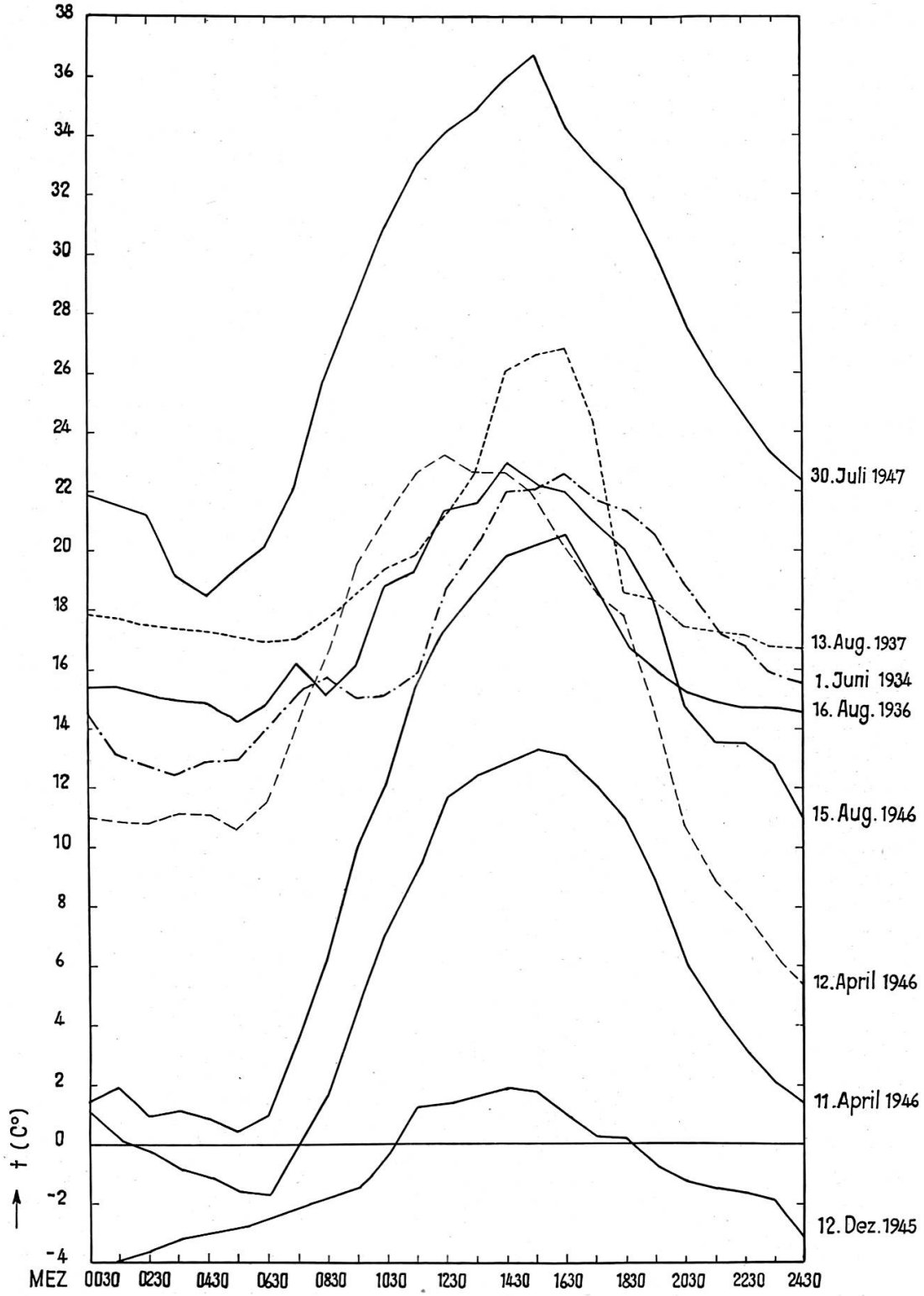


Abbildung 126. Täglicher Gang der Lufttemperatur an den Untersuchungstagen (Observatorium St. Margarethen-Binningen)

Übersicht über Witterung und Abfluss an den Untersuchungstagen (Mittel und Summen von 24 Stunden) *Tabelle 44*

Datum	30. 7. 47	13. 8. 37	15 8 46	1. 6. 34	16. 8. 46	12. 4. 46	11. 4. 46	12. 12. 45
Temperatur-mittel C⁰. . .	27,26	19,39	17,05	17,00	16,48	9,99	5,43	– 1,05
(Langjähriges Monatsmittel (1901/1930). .	(17,9)	(17,0)	(17,0)	(16,0)	(17,0)	(8,2)	(8,2)	(1,6)
Temperatur-Maximum C⁰ .	36,7	26,8	22,9	22,6	23,2	20,5	13,3	1,9
Temperatur-Minimum C⁰ .	18,4	16,9	14,2	12,4	10,6	0,4	– 1,7	– 3,9
Temperatur-Amplitude C⁰.	18,3	10,1	12,0	10,2	12,6	20,1	15,0	5,8
Sonnenschein-dauer Std. . .	9,0	2,22	9,52	1,92	5,78	12,52	12,44	0,06
Niederschlag mm	8,3	16,2	—	—	4,7	—	—	—
Niederschlags-dauer Std. . .	2,4	4,6	—	—	6,2	—	—	—
Abfluss (Tages-mittel) Mün-chenstein l/sec	2,36	3,56	4,4	3,43	4,58	6,24	6,24	7,14
(Langjähriges Monatsmittel)	(12,5)	(10,1)	(10,1)	(17,1)	(10,1)	(22,4)	(22,4)	(17,5)
Abfluss-Tages-mittel unter-schritten an Tagen (ca.). .	ca. 7	26	49	23	55	102	102	119

Ausser den jahreszeitlichen Temperaturschwankungen ist auch immer eine mehr oder weniger grosse tägliche Amplitude vorhanden, worüber besonders die Untersuchungen in Tagesquerschnitten guten Aufschluss geben. Die Beurteilung der in Längsprofilen ausgeführten Messungen ist dagegen komplizierter. Man hat dabei nicht nur den täglichen Temperaturgang zu berücksichtigen sondern auch den flussabwärts zwischen den einzelnen Stationen stattfindenden Wärmehaushalt.

Wir betrachten nun die Thermik der untersuchten Gewässer unter den verschiedenen jahreszeitlichen und meteorologischen Bedingungen, wobei als Vergleiche die Lufttemperaturen der Station Binningen-St. Margarethen herangezogen werden.

Bei der Mittelberechnung sowohl der Temperaturen als auch der Stoffkonzentrationen wurde bei den zweimal vorkommenden Tagesstunden jeweils deren durchschnittlicher Wert ermittelt und das Tagesmittel unter Berücksichtigung dieser Werte einheitlich aus den Werten von 24 bzw. 12 Terminen berechnet.

3. Die Wassertemperaturen an den Untersuchungstagen

a) Trüber Wintertag (12. 12. 1945)

Die Wassertemperaturen des Hauptwasserstromes waren am Untersuchungstage mit 2,15 bis 2,9° C verhältnismässig niedrig. Flussabwärts und mit fortschreitender Tagesstunde fand ein leichter Anstieg der Temperaturen statt. Die in Terminablesungen in Binningen-St. Margarethen festgestellten Lufttemperaturen waren mit maximal 1,9° durchwegs niedriger als die Wassertemperaturen mit minimal 2,15°. auch das absolute Maximum der Lufttemperatur erreichte nur einen Wert von 2,3°. Wenn es auch möglich ist, dass die Lufttemperaturen im Gebiete des Birstales etwas höher waren als in Binningen, so scheint die während des Tages stattgefundene Temperaturerhöhung trotz bewölktem Himmel durch den Einfluss der Himmelsstrahlung entstanden zu sein. Obwohl die Lufttemperatur (Binningen) in der Nacht vor dem Untersuchungstag einige Grade unter den Nullpunkt gesunken war (absolutes Minimum des Untersuchungstages – 5,1°), betrug die Wassertemperatur um 0830 noch 2,15°. Der Einfluss der nächtlichen Abkühlung und Ausstrahlung ist somit bescheiden. Als Ganzes ergibt sich nur eine geringe tägliche Temperaturamplitude.

Auf den von den Industriekanälen umflossenen Birsstrecken waren die Wassertemperaturen durchwegs höher als im Hauptwasserstrom. So hatte die vom Kanal der Spinnerei Angenstein umflossene Birsstrecke bei C 1 eine etwa 0,75° höhere Temperatur als der Hauptwasserstrom. Diese Erhöhung ist durch die oberhalb Angenstein stattfindenden Wasseraustritte aus dem wärmeren Boden zu erklären. Flussabwärts kühlte sich das Wasser unter dem Einfluss der tiefen Lufttemperatur ab.

In der vom Kanal der Spinnerei Arlesheim umflossenen Birsstrecke hatten wir mit 4° eine 1,8° höhere Temperatur als in der Birs oberhalb des Wehres. Dies ist einerseits darauf zurückzuführen, dass das Wasser dieser Strecke bei Niederwasser vorwiegend aus im Boden erwärmtem Sickerwasser besteht. Andererseits ist darauf hinzuweisen, dass auch die Temperaturen der weiter unten untersuchten seichten Gewässerstrecken (E und F) tagsüber nicht oder nur unwesentlich unter

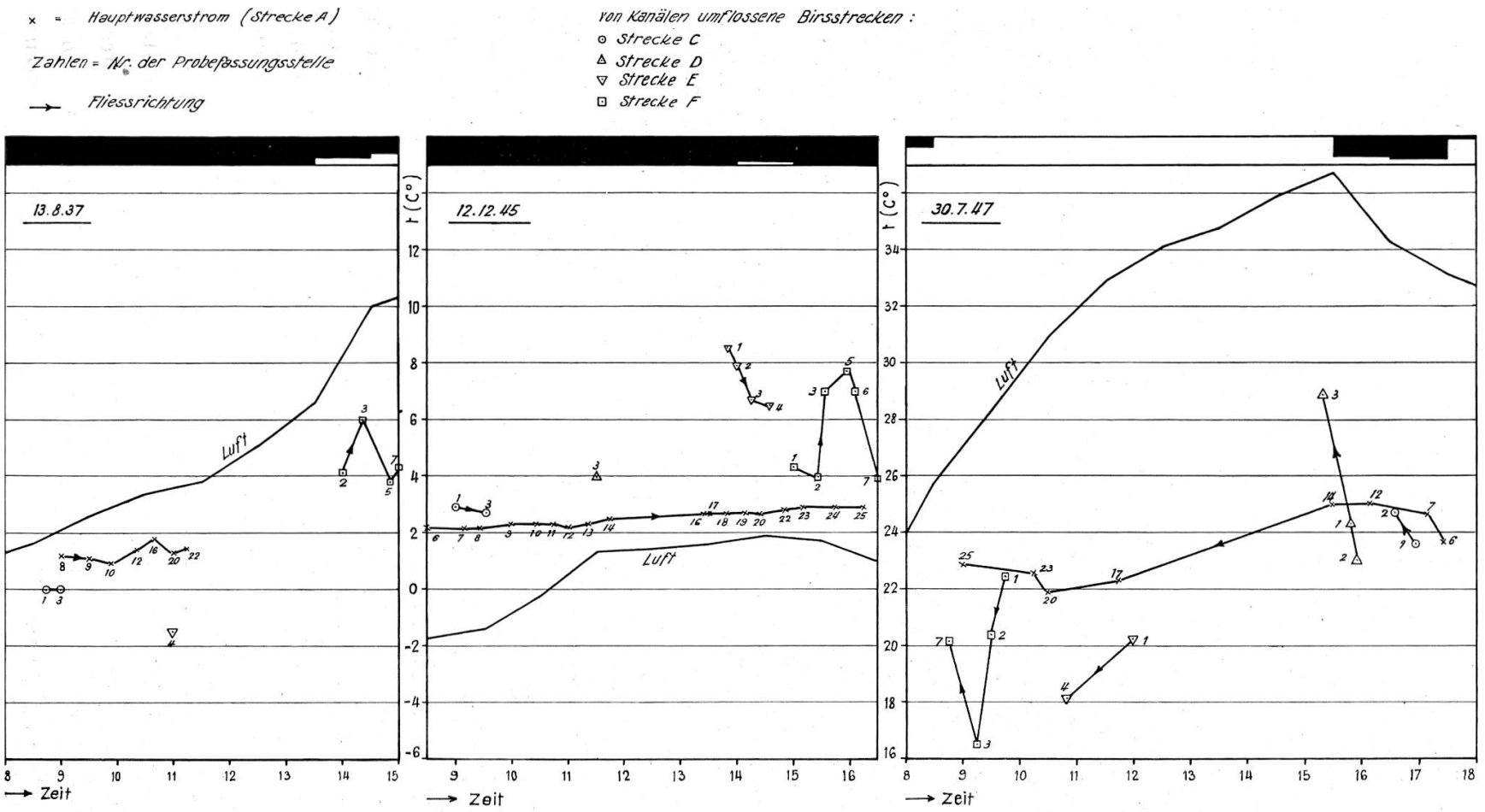


Abbildung 127. Temperaturen des Wassers und der Luft am 13. 8. 1937, 12. 12. 1945 und 30. 7. 1947

4° sanken, so dass hier unter Umständen auch durch die Einstrahlung eine stärkere Erwärmung stattfand als im Hauptwasserstrom.

In der vom BBC-Kanal umflossenen Birsstrecke machten sich die unterhalb des Wehres auftretenden Grundwasseraustritte sehr ausgeprägt geltend. Bei E 1 hatten wir eine Birstemperatur von 8,5° gemessen, die um etwa 3,5° unter der sömmerlichen Temperatur des Grundwassers selbst, aber 5,8° über der oberhalb des Wehres gemessenen Temperatur des Hauptwasserstromes lag. Flussabwärts wurde das Wasser auf der 1,8 km langen Strecke um 2° abgekühlt.

Interessant sind auch die Verhältnisse unterhalb des Wehres von Neue Welt. Das aus Sickerwasser des Wehres bestehende Birswasser unterhalb desselben zeigte zunächst als Folge der Erwärmung im Boden und Vermischung mit einem kleinen, rechtsseitig zufliessenden Quellauf eine 1,5° höhere Temperatur als die Birs oberhalb des Wehres. Weiter flussabwärts stellten wir als Folge des Wärmeaustausches mit der Luft eine Temperaturerniedrigung fest. Noch weiter flussabwärts, nämlich unterhalb der Holzbrücke, gelangten wir dann in das Gebiet der linksseitigen Grundwasseraustritte. Die Folge war eine Erhöhung der Birstemperatur um 3,7°. Nach unseren Grundwasseruntersuchungen kreuzt der Grundwasserstrom die Birs oberhalb der Birsprobefassungsstelle F 3. Dementsprechend sind auch die Grundwasseraustritte oberhalb dieser Stelle anzunehmen. Eine Temperaturerhöhung auf der Strecke zwischen F 3 und F 5, wie sie aus unseren Messungen hervorzugehen scheint, ist deshalb nicht wahrscheinlich. Vielmehr war dieser Temperaturgang darauf zurückzuführen, dass die Grundwasseraustritte am linken Ufer erfolgen, die «Fahne» des verhältnismässig warmen Grundwasseranteils sich aber noch längere Zeit am linken Birsufer hält und deshalb das Wasser der linksufrigen Station F 5 eine höhere Temperatur besass als die rechtsufrige Station F 3. Weiter flussabwärts kühlte sich dann das Wasser wieder ab.

b) Heiterer Frühlingstag (11./12. 4. 1946)

Dieser Untersuchungstag ist dadurch gekennzeichnet, dass sowohl der Tag als auch die Nacht vollkommen klaren Himmel aufwiesen. Entsprechend war auch die Amplitude der Lufttemperatur mit 13,7° (zwischen 1530 und 0530) wesentlich grösser als an dem vorhin besprochenen trüben Wintertag, an welchem sie nur 5,8° betrug. Eine ähnlich grosse Amplitude zeigte die Wassertemperatur der sehr seichten, vom St. Alban-Teich umflossenen Birsstrecke. Die Temperatur-

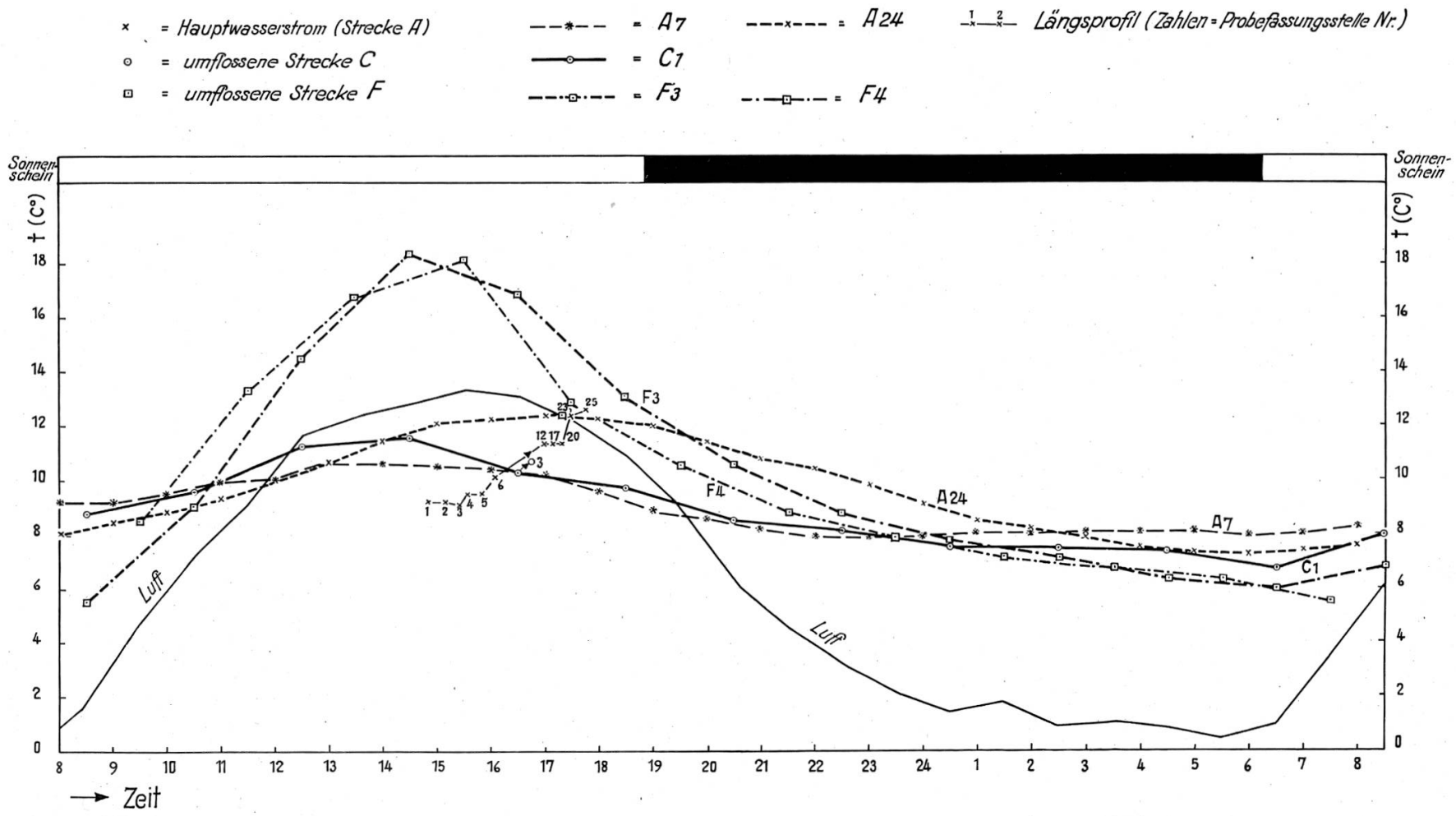


Abbildung 128. Temperaturen des Wassers und der Luft am 11./12. 4. 1946

differenz betrug bei der Station F 3 am 11. 4. 1946 zwischen 0830 und 1430 12,9° und bei der Station F 4 zwischen 1530 (11. 4. 1946) und 0530 (12. 4. 1946) 11,8°. Die Wirkung von Ausstrahlung und Einstrahlung war also bei diesem seichten Gewässer ganz ähnlich wie bei der Luft. Das Maximum des 11. 4. 1946 lag jedoch bei der Wassertemperatur um 5,1°, das Minimum der Nacht vom 11./12. 4. 1946 um 5,6° und das Mittel des ganzen Zeitraumes der Untersuchung um 4,4° höher als bei der Lufttemperatur (mittlere Lufttemperatur = 6,0°). Die mittlere Wassertemperatur betrug bei F 3 10,4° und bei F 4 10,3°; sie entsprach somit ungefähr der Temperatur des Grundwassers, welches den hauptsächlichsten Anteil des Abflusses bildet. Während des Tages war jedoch die Temperatur auf maximal 18,4° gestiegen, um während der Nacht auf minimal 5,5° abzusinken. Die Bedeutung des Grundwasserzuflusses einerseits und von Wärmeaustausch und Ein- und Ausstrahlung andererseits für den Wärmehaushalt des Gewässers geht aus diesen Messungen deutlich hervor. Eine temperaturausgleichende Wirkung des Grundwasserzutrittes war darin zu erkennen, dass die am Ufer der Grundwasseraustritte gelegene Station F 4 eine etwas geringere Temperaturamplitude aufwies als die gegenüberliegende Station F 3. Im übrigen waren die an den beiden Ufern zu beobachtenden Temperaturen besonders auch durch die tägliche Richtungsänderung der Einstrahlung bestimmt. So waren am Vormittag die Temperaturen des westlichen linken Ufers höher als diejenigen des zu dieser Tageszeit z. T. im Schatten des Ufergeländes liegenden rechten Ufers. Am Nachmittag war entsprechend dem Lauf der Sonne ein umgekehrtes Verhalten zu beobachten.

Viel weniger ausgeprägt als in der seichten und breiten Birs unterhalb des Wehres von Neue Welt war der tägliche Gang der Temperatur in dem zu einem grossen Teil von tiefen und schmalen Kanälen gebildeten Hauptwasserstrom. Bei der Station A 7 betrug die tägliche Temperaturamplitude nur 2,7°. Einerseits vermochte das Wasser während der Tagesstunden die Temperatur der Luft nicht zu erreichen und andererseits machte sich die nächtliche Abkühlung kaum bemerkbar. Immerhin waren Wärmeaufnahmen und -abgaben durch Strahlung und Austausch mit der Luft auch im Hauptwasserstrom vorhanden. Dies zeigt besonders auch ein Vergleich der täglichen Temperaturganglinie von A 7 mit derjenigen der 9,2 km flussabwärts gelegenen Station A 24. Während A 7 das Temperaturmaximum um 1300 und 1400 aufwies, war dasselbe bei A 24 erst um 1700 zu beobachten. Diese Phasenverschiebung ist darauf zurückzuführen, dass die wärmsten Wassermassen im oberen

Teil der untersuchten Flusstrecke eine der Fliesszeit entsprechende Zeit benötigten, bis sie im unteren Teil angelangt waren. Wenn dabei die Phasenverschiebung nicht der vollen Fliesszeit entsprach, so hängt dies mit den gegen Abend eintretenden Abkühlungsvorgängen zusammen.

Der zwischen A 7 und A 24 stattfindende Wärmeaustausch durch Strahlung und mit der Luft kommt darin zum Ausdruck, dass die Wassertemperatur zwischen 1300 und 0200 bei A 24 höher war als bei A 7, zwischen 0300 und 1200 dagegen tiefer, wodurch bei A 24 eine Temperaturamplitude von 5,2° entstand gegenüber nur 2,7° bei A 7! Der Wärmegewinn während des Tages war jedoch grösser als der Wärmeverlust während der Nacht, so dass die mittlere Wassertemperatur bei A 24 mit 9,7° um 0,8° höher war als bei A 7. Die Verhältnisse im Hauptwasserstrom können wir dahin zusammenfassen, dass flussabwärts eine Zunahme der Maximaltemperatur und eine Vergrösserung der täg-

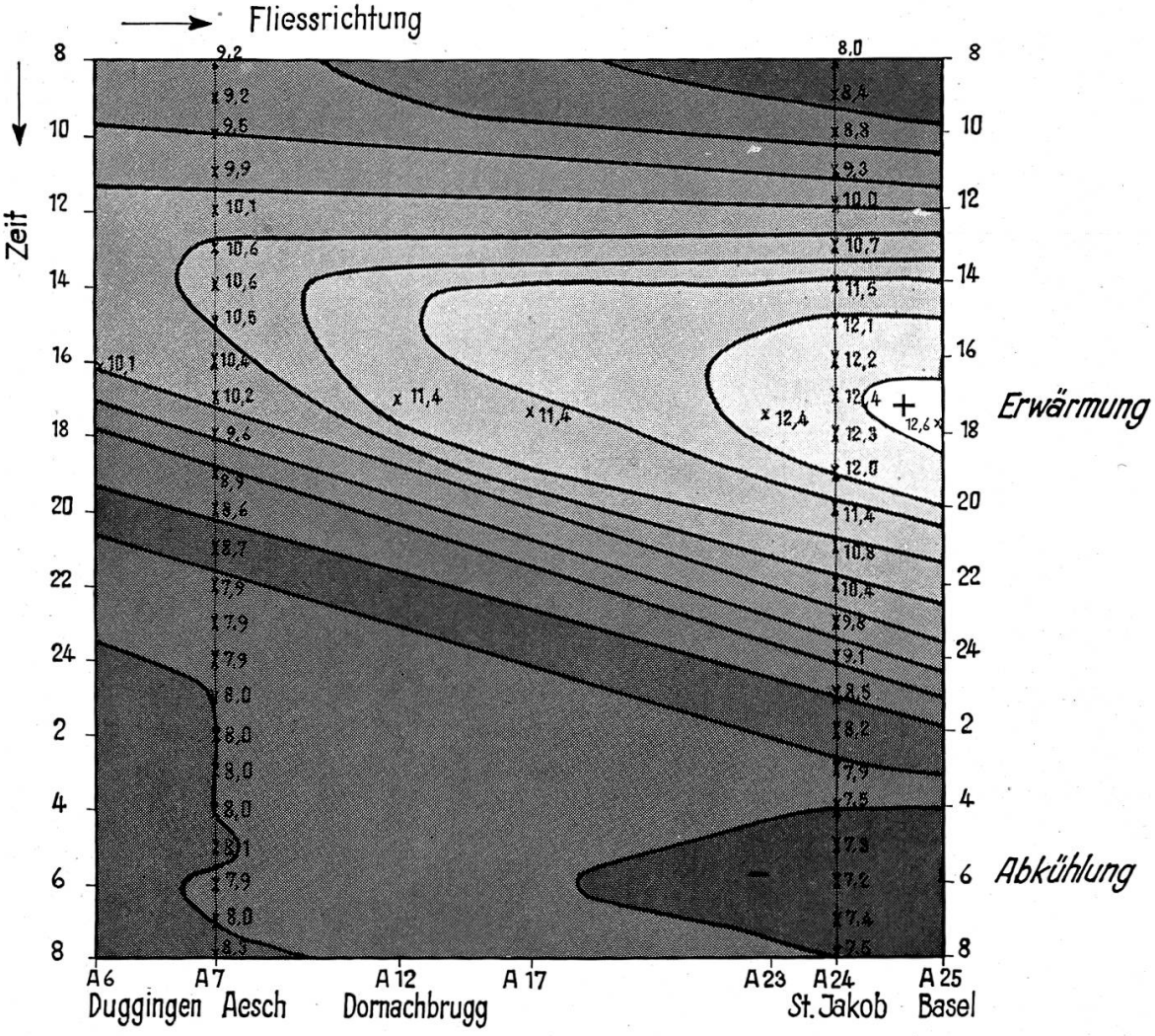


Abbildung 129. Temperaturen des Hauptwasserstromes zwischen Duggingen und Basel am 11./12. 4. 1946

lichen Amplitude stattfand. Theoretisch muss die Temperaturamplitude flussaufwärts dem Wert Null zustreben. Dass die während des Tages vorhandenen Temperaturen flussaufwärts von A 7 noch mehr abnahmen, zeigen die im Längsprofil gemachten Messungen. Die Station A 1 hatte um 1450 eine Temperatur von 9,2°, 15 km flussabwärts war zu gleicher Zeit (1500) bei A 7 eine 1,3° höhere Temperatur vorhanden und weitere 9,2 km flussabwärts nahm die Temperatur nochmals um 1,6° zu.

Über die mutmassliche zeitliche Verteilung der Temperatur im Längsprofil orientiert am besten die Abbildung 129, welche auch die Erwärmungs- und Abkühlungsvorgänge deutlich veranschaulicht.

Die vom Kanal der Spinnerei Angenstein umflossene Birsstrecke zeigt einen ähnlichen Gang der Temperatur wie der Hauptwasserstrom. Die Verhältnisse waren lediglich etwas extremer, wodurch eine Amplitude von 4,9° entstand. Die mittlere Temperatur entsprach dagegen mit 8,9° derjenigen des Hauptwasserstromes bei A 7.

c) Trübe und regnerische Sommertage (1. 6. 1934 und 13. 8. 1937)

Der Vormittag des 1. 6. 1934, an welchem die erste Untersuchung durchgeführt wurde, war trübe und regnerisch. Die Lufttemperatur blieb von 0730 bis 1130 zwischen 15,0 und 15,8°. Das Wasser des Hauptwasserstromes hatte mit 15,0 bis 15,5° eine entsprechende Temperatur. Ebenso vermochten sich die vom BBC-Kanal und vom St. Alban-Teich umflossenen Birsstrecken etwa auf dieselbe Höhe zu erwärmen.

Eine ähnliche Witterung herrschte am 13. 8. 1937, wobei allerdings die Hauptmenge des Regens vor und nach Durchführung der Untersuchung fiel. So hatten wir denn auch während des Vormittags, zu welcher Zeit die Messungen im Hauptwasserstrom durchgeführt wurden, eine kontinuierliche Zunahme der Lufttemperatur. Trotzdem war eine entsprechende Zunahme der Wassertemperatur im Hautpwasserstrom nur undeutlich ausgeprägt, was offenbar auf der fehlenden Sonnenstrahlung beruhte.

Während des Nachmittags des 13. 8. 1937 stieg dann die Lufttemperatur verbunden mit einer Bewölkungsabnahme steil an, was auf der zu dieser Zeit untersuchten, vom St. Alban-Teich umflossenen Birsstrecke bis zu 22° C hohe Temperaturen zur Folge hatte.

d) Heiterer Sommertag (15./16. 8. 1946)

Die mittleren Lufttemperaturen der beiden Untersuchungstage (17,05 bzw. 16,48°) entsprachen ungefähr der normalen August-Tem-

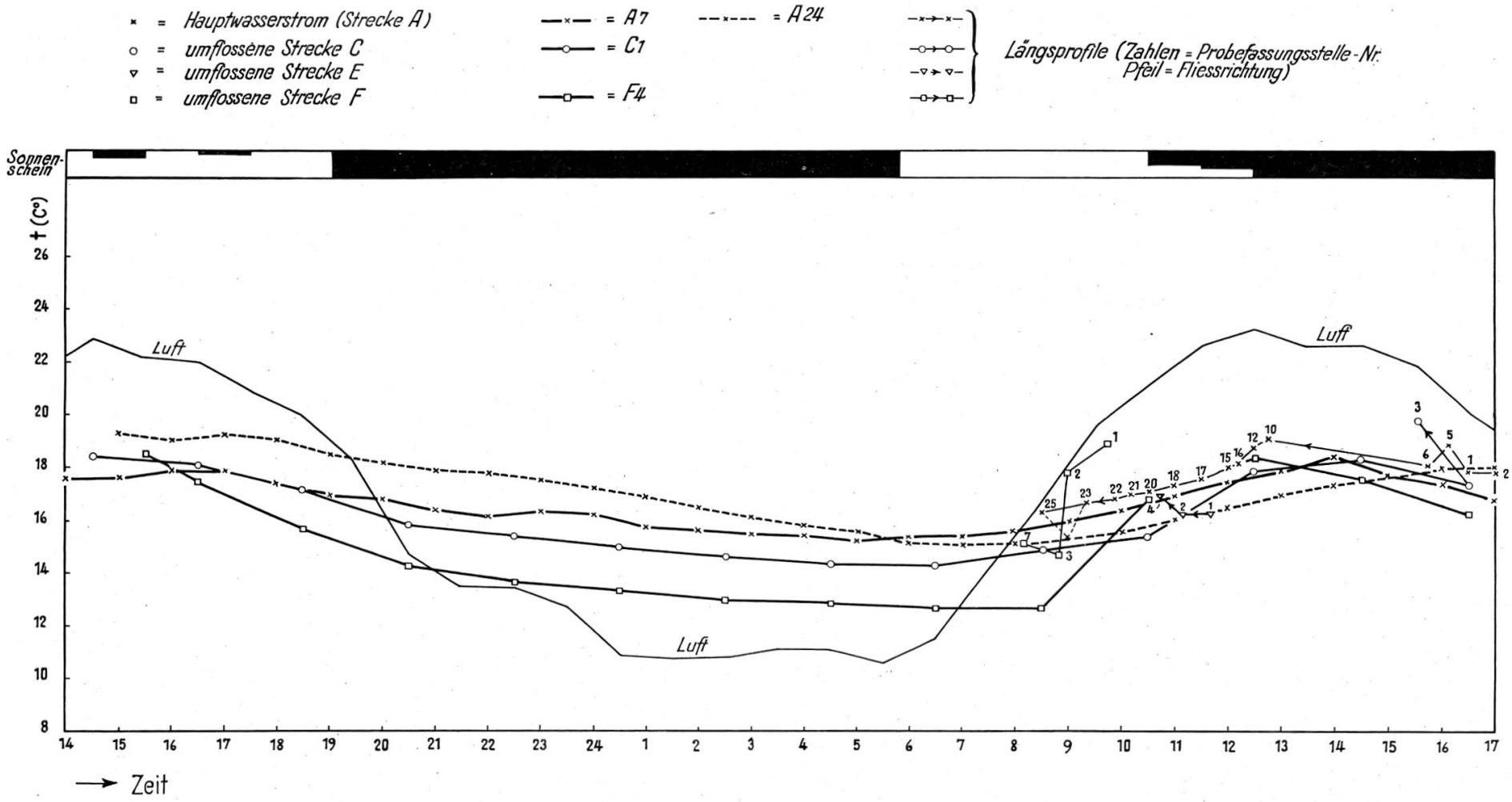


Abbildung 130. Temperaturen des Wassers und der Luft am 15./16. 8. 1946

peratur (17°). Die Lufttemperatur-Amplitude betrug während der Zeit der Untersuchung 12,6°, war also ähnlich derjenigen vom 11./12. 4. 1946 (13,7°).

Während jedoch bei der vom St. Alban-Teich umflossenen grundwassergespiesenen Birsstrecke die Amplitude der Wassertemperatur am 11./12. 4. 1946 ungefähr derjenigen der Lufttemperatur entsprach, betrug sie am 15./16. 8. 1946 nur 5,6°. Ein Vergleich der Ganglinien der beiden Untersuchungsdaten gewährt einen wertvollen Einblick in den Wärmehaushalt des Gewässers. Die maximale Wassertemperatur betrug am 11. 4. 1946 bei F 4 18,1°; am 15. 8. 1946 war sie nur um 0,3° höher, obwohl zwischen den maximalen Luft-Temperaturen eine Differenz von 9,6° bestand. Die während des Tages erfolgende Temperaturerhöhung ist demnach im wesentlichen als eine Folge der Einstrahlung zu erklären. Deshalb blieb die maximale Wassertemperatur am 15./16. 8. 1946 um 4,4° unter der maximalen Lufttemperatur, während sie am 11. 4. 1946 die letztere um 4,8° übertraf.

Die Verschiedenheit des Verlaufs der beiden Ganglinien liegt vor allem in der nächtlichen Abkühlung. Die Temperatur des zufliessenden Grundwassers beträgt etwa 10–11°; die grundwassergespiesene Flussstrecke hatte aber in der Nacht vom 15. auf den 16. 8. 1946 eine minimale Temperatur von 12,7°, obwohl nach Mitternacht durchwegs der Grundwassertemperatur entsprechende Lufttemperaturen vorhanden waren. Die beobachtete Erhöhung ist offenbar auf einen Wärmetransport von der während des Tages erwärmten Flussohle nach dem Wasser zurückzuführen. In der Nacht vom 11. auf den 12. 4. 1946 war dagegen die Lufttemperatur um rund 10° niedriger als die Grundwassertemperatur, was eine Abkühlung des Wassers um 4–5° bewirkte. Die mittlere Wassertemperatur betrug bei F 4 am 15./16. 8. 1946 14,8° gegenüber 10,3° am 11./12. 4. 1946.

Zusammenfassend erkennen wir, dass der Wärmehaushalt der Gewässer während des Tages offenbar zur Hauptsache durch die Strahlung, in der Nacht dagegen im wesentlichen durch Austauschvorgänge bestimmt wird.

Im Hauptwasserstrom waren die Verhältnisse insofern von der besprochenen, grundwassergespiesenen Strecke verschieden, als der Wärmeaustausch nicht wie dort auf einer kurzen Strecke und in kurzer Zeit stattfand. Die Temperatur des Wassers an den Untersuchungsstationen war vielmehr das Produkt von Strahlungs- und Austauschvorgängen im ganzen Einzugsgebiet und während mehrerer Tage. Da die nächtlichen Lufttemperaturen im Sommer verhältnismässig hoch

bleiben und sich die Abkühlung durch Austausch mit der Luft in bescheidenem Rahmen hält, vermochte die mehrtägige Summation der Zufuhr von Strahlungswärme beim Hauptwasserstrom im Gegensatz zur grundwassergespiesenen, vom St. Alban-Teich umflossenen Birsstrecke wesentlich höhere Maximalwassertemperaturen zu erzeugen als im April. Die tägliche Amplitude hielt sich dagegen im gleichen Rahmen, so dass auch die mittleren und minimalen Wassertemperaturen erheblich höher waren. Während in der grundwassergespiesenen Birsstrecke (F 4) die Differenz zwischen den mittleren Temperaturen vom 11./12. 4. 1946 und vom 15./16. 8. 1946 nur 4,5° beträgt, ist sie im Hauptwasserstrom, der am 15./16. 8. 1946 eine mittlere Temperatur von 16,4° (A 7) bzw. 16,8° (A 24) hatte, 7,5° bzw. 7,1°! Die mittleren Wassertemperaturen des 15./16. 8. 1946 entsprachen ungefähr den mittleren Lufttemperaturen dieses Tages.

Der zwischen den Stationen A 7 und A 24 erfolgende Wärmegewinn und das Erscheinen von tagsüber weiter oben erwärmten Wassermassen in der Nacht bei A 24 machte sich wiederum darin geltend, dass die Wassertemperatur von A 24 während des Nachmittags und der Nacht höher war als bei A 7. Diese Erscheinung äusserte sich auch in den Temperaturverhältnissen, wie sie nach einsetzender Bewölkung am Nachmittag des 16. 8. 1946 zu beobachten waren. Während bei A 7 (wie auch bei C 1 und F 4) nach 1400 kein weiterer Wärmegewinn erfolgte, stieg die Temperatur bei A 24 bis mindestens 1600 immer noch an.

e) Ausserordentlich warmer Sommertag (30. 7. 1947)

Der heisseste Tag der 120jährigen Temperaturreihe von Basel war der 29. 7. 1947 mit einer mittleren Tagestemperatur von 29,5° und einer Maximaltemperatur von 38,6°. Der folgende Tag, unser Untersuchungstag, war nur wenig von ihm verschieden, erreichte doch die Maximaltemperatur in Binningen-St. Margarethen einen Wert von 37,7°. Die grössere Luftfeuchtigkeit bewirkte, dass die Hitze noch weit unangenehmer empfunden wurde als am Vortag. Im Laufe des Nachmittags überzog sich dann der Himmel, und die mittlere Tagestemperatur war mit «nur» 27,3 um 2,2° niedriger als am Vortag.

Verhältnismässig niedrige Temperaturen zeigten sich vor allem auf den beiden grundwassergespiesenen Birsstrecken, nämlich der vom BBC-Kanal und der vom St. Alban-Teich umflossenen, wobei allerdings zu berücksichtigen ist, dass die betreffenden Messungen nicht während der grössten Hitze stattfanden.

Die zwischen A 20 und A 25 am Vormittag gemessenen Temperaturen dürften nach den Erfahrungen über den täglichen Gang der Wassertemperatur bei A 24 ungefähr der minimalen Temperatur des Hauptwasserstromes am betreffenden Tag entsprechen. Die bei A 12 und A 14 zur Zeit der grössten Hitze beobachtete Temperatur von 25° kann als Maximaltemperatur des Hautpwasserstromes betrachtet werden. Es ergibt sich für den 30. 7. 1947 im Hauptwasserstrom grössenordnungsmässig eine ähnliche tägliche Temperatur-Amplitude wie am 11./12. 4. 1946 und 15./16. 8. 1946.

Eine aussergewöhnlich hohe Wassertemperatur von 28,9° wurde schliesslich in der vom Kanal der Spinnerei Arlesheim umflossenen und seichten Birsstrecke beobachtet. Das Sickerwasser des Wehres hatte eine Temperatur, die unter derjenigen des Hauptwasserstromes lag, es wurde dann weiter durch den Kanalisationszufluss abgekühlt und erwärmte sich auf der nur etwa 300 m langen Strecke um etwa 6° auf 28,9°.

4. Zusammenfassung

Für die beiden hauptsächlichsten Gewässertypen des Birstales können wir folgende thermische Charakteristik formulieren:

a) Hauptwasserstrom

Tägliche Amplitude bei heiterer Witterung nur etwa 4—5°, bei trüber Witterung noch geringer.

Jährliche Temperaturschwankungen gross.

Temperatur im Sommer tagsüber niedriger als diejenige der Luft, nachts höher.

Temperatur im Winter während des Tages und der Nacht höher als diejenige der Luft.

Mittlere Tagestemperatur im Winter und den Übergangsmonaten höher als diejenige der Luft, bei normaler Sommerwitterung etwa der Lufttemperatur entsprechend, bei extrem heisser Witterung niedriger als die Lufttemperatur.

b) Grundwassergespiesene Flusstrecken

Extreme Tagesschwankungen der Temperatur bei heiterer Witterung und kalten Nächten, hauptsächlich durch die Sonnenstrahlung und den nächtlichen Wärmeaustausch mit der Luft bedingt.

Durch Grundwasserzutritte ausgeglichene Jahresschwankungen.

Temperatur im Sommer tagsüber niedriger als diejenige der Luft, nachts höher.
Temperatur im Winter wesentlich höher als diejenige der Luft.
Mittlere Tagestemperatur im Winter und in den Übergangsmonaten höher, im Sommer durchwegs niedriger als diejenige der Luft.
Flussabwärts deutliche Abkühlung im Winter und Erwärmung im Sommer.

K. Die gelösten Mineralbestandteile in der Birs und den von ihr abzweigenden Kanälen

1. Die Gewässer oberhalb Angenstein

a) Chloride

Der Stoffanfall aus dem Einzugsgebiet der Birs oberhalb Angenstein ergibt sich aus den im Hauptwasserstrom bei A 7 und in der Birs bei C 1 ausgeführten Untersuchungen.

Die Chlorid-Konzentration war an der Station A 7 bei allen Jahreszeiten und Wasserführungen ziemlich konstant. Lediglich am 11. 4. 1946 wurde um 2200 eine sehr hohe Chlorid-Konzentration festgestellt. Da wir keine genaue Kenntnis von der Beschaffenheit der im Einzugsgebiet anfallenden Abwässer haben, lässt sich jedoch über die Ursache dieser Besonderheit nichts aussagen.

In der bei Aesch vom Hauptwasserstrom umflossenen Birsstrecke waren die Chlorid-Konzentrationen denjenigen des Kanals (Hauptwasserstrom bei A 7) ähnlich.

Der Tagesanfall an Chloriden im Einzugsgebiet oberhalb Angenstein kann aus den mittleren Konzentrationswerten der Tagesquerschnitte vom 11./12. 4. 1946 und 15./16. 8. 1946 und den Abflussmengen dieser Untersuchungstage ermittelt werden. Die Abflussmengen müssen dabei auf Grund der Werte von Münchenstein geschätzt werden.

Untersuchungsserie	11./12. 4. 1946	11./12. 4. 1946 (ohne Berücksichtigung von A 7, 2200 h)	15./16. 8. 1946
Mittlere Chlorid-Konzentration in mg/l			
Hauptwasserstrom (A 7)	9,8	7,0	7,1
Birs (C 1)	6,9	6,9	7,1
Abflussmengen in m^3/Tag			
Hauptwasserstrom (A 7)	458 000	458 000	337 000
Birs (C 1)	52 000	52 000	35 000
Chlorid-Anfall in kg Cl'/Tag			
Hauptwasserstrom (A 7)	4 490	3 210	2 390
Birs (C 1)	360	360	250
Total	4 850	3 570	2 640

Wäre dieser Anfall nur menschlicher Herkunft, so ergäben sich bei Annahme eines solchen von 10 g/Kopf + Tag 264 000 bis 458 000 Einwohnergleichwerte, während das gesamte Einzugsgebiet nur eine Bevölkerung von etwa 67 000 Personen aufweist. Diese Werte zeigen, dass der überwiegende Anteil des gesamten Chloridanfalls nicht aus häuslichen Abwässern stammt, sondern auf natürliche Mineralisationsvorgänge zurückzuführen ist. Dies wird auch durch die weitgehende Konstanz der Chlorid-Konzentration bestätigt. Eine gewisse Einwirkung der Abwässer lässt sich immerhin daran erkennen, dass die Chlorid-Konzentration während der frühen Morgenstunden allgemein gegenüber den anderen Tages- und Nachtzeiten erniedrigt war.

b) Nitrate

Folgende Zusammenstellung enthält die in den Tagesquerschnitten festgestellten Werte der mittleren Nitrat-Konzentration und des täglichen Nitrat-Anfalls:

Untersuchungsserie	11./12. 4. 1946	15./16. 8. 1946
Mittlere Nitrat-Konzentration in mg/l		
Hauptwasserstrom (A 7)	5,7	16,6
Birs (C 1)	5,3	16,6
Nitrat-Anfall in kg NO_3'/Tag		
Hauptwasserstrom (A 7)	2 610	5 590
Birs (C 1)	270	570
Total	2 880	6 160

Man sieht, dass die Nitrifikation der Stickstoffverbindungen im August 1946 offenbar viel weiter fortgeschritten war als im April des gleichen Jahres.

Da andere anorganische Stickstoffverbindungen nur in Spuren vorhanden sind, lässt sich aus obigen Werten der tägliche Anfall an anorganischem Stickstoff auf 650 bzw. 1400 kg N pro Tag schätzen. Nehmen wir den täglichen Anfall von Gesamtstickstoff in häuslichen Abwässern mit 16 g/Kopf + Tag sowie eine vollständige Nitrifikation der Stickstoffverbindungen an, so ergäbe sich ein Einwohnergleichwert von 41 000 bzw. 88 000. Das Einzugsgebiet der Stationen A 7 und C 1 hat eine Bevölkerung von etwa 67 000 Personen, wovon rund 40 000 in Ortschaften mit über 1000 Einwohnern wohnen. Ein Vergleich des Nitrat-Stickstoffanfalls mit diesen Bevölkerungszahlen zeigt, dass zumindest ein Teil des Stickstoffes natürlichen Ursprungs (Vegetation) sein dürfte.

c) Hydrokarbonate (Karbonathärte)
Jährliche Konzentrations-Schwankungen

Die Hydrokarbonat-Konzentration ist je nach Witterung und Wasserführung bemerkenswerten Schwankungen unterworfen. Bei den während Niederwasserständen ausgeführten Untersuchungen weist sie – in grossen Zügen gesehen – besonders an sonnenreichen Tagen niedere Werte auf. Die Hydrokarbonat-Konzentration erscheint somit im wesentlichen als eine Funktion der Assimilationstätigkeit der Pflanzen. Da der bei A 7 bestimmte Wert jeweilen das Endprodukt des ganzen Gewässersystems, in welchem das Wasser bereits einen längeren Weg durchflossen hat, darstellt, so wäre natürlich für eine genauere Erfassung des Problems das Studium der hydrochemischen Verhältnisse im gesamten Einzugsgebiet notwendig, und die Besonnungsverhältnisse wären nicht nur für den Tag der Probefassung, sondern auch für die vorangehenden Tage zu prüfen. Noch viel besser als im Kanal ist es in der seichten vom Kanal umflossenen Flusstrecke C ersichtlich, in welchem Masse die Hydrokarbonatkonzentration von der Assimilationstätigkeit der Pflanzen und damit von der Witterung abhängig ist. Wählen wir als rohen Anhaltspunkt des allgemeinen Witterungscharakters die Sonnenscheindauer des Untersuchungstages und berücksichtigen wir die in den Längsprofilen ermittelte Hydrokarbonat-Konzentration, so ist die Abhängigkeit sowohl im Hauptwasserstrom als auch in der umflossenen Birsstrecke bereits deutlich zu erkennen:

	Tag					
	11. 4. 1946	30. 7. 1947	16. 8. 1946	13. 8. 1937	1. 6. 1934	12. 12. 1945
Sonnenscheindauer in Stunden, Binningen	12,44 ←	9,0 ←	5,78 ←	2,22 ←	1,92 ←	0,06
Hydrokarbonat-Konzentration in mval (Längsprofile)						
Hauptwasserstrom (A 7). . .	3,6 →	3,8 →	4,15 →	–	– →	4,95
Birs (C 1) . . .	3,6 →	3,85 →	4,2 →	4,3 →	4,4 →	4,95
Hydrokarbonat-Konzentration in mval (Mittel der Tagesquerschnitte)						
Hauptwasserstrom (A 7). . .	3,65[20])	–	4,18	–	–	–
Birs (C 1) . . .	3,69	–	4,24	–	–	–

[20]) Ohne Berücksichtigung der Werte um 2100 und 2200.

Tägliche Konzentrations-Schwankungen

Welchen Einfluss die Assimilationstätigkeit der Pflanzen auf die Hydrokarbonat-Konzentration auszuüben vermag, ist auch aus den Tagesprofilen zu erkennen.

Im Tagesquerprofil bei A 7 vom 15./16. 8. 1946 wurde die minimale Hydrokarbonatkonzentration (4,1 mval) am 15. 8. 1946 um 1600 und 1700 erreicht. Derselbe Wert war am folgenden Tage schon um 1300 und 1400 zu beobachten; eine weitere Abnahme unterblieb jedoch, weil sich der Himmel nach Mittag mit Wolken bedeckte. Die maximale Konzentration war in diesem Tagesquerschnitt in den frühen Morgenstunden (0300, 0700, 0800) festzustellen. Da auch der Kalk-Kohlensäurehaushalt der weiter oben durchflossenen Gewässerstrecken – wie bereits erwähnt– eine Rolle spielt, wirkte sich die biogene Enthärtung des 15. 8. 1946 bei A 7 bis in die Nacht hinein aus. Für die verschiedenen Tageszeiten erhalten wir folgende Mittelwerte:

	Zeit		
	1100–1800	1900–0200	0300–1000
mval HCO_3'	4,14	4,17	4,22

Im Tagesquerschnitt vom 11./12. 4. 1946 liess sich bei A 7 der tägliche Gang der Hydrokarbonat-Konzentration nicht so anschaulich verfolgen, da während der Nacht eine allgemeine Konzentrations-Erhöhung eingetreten war. Im einzelnen war der Gang der Hydrokarbonat-Konzentration zunächst durch eine leichte Erniedrigung in den späten Vormittagsstunden gekennzeichnet, was mit den Assimilationsvorgängen in Zusammenhang gestanden haben dürfte. Während des Nachmittags blieb die Konzentration konstant. Um 2100 trat dann unvermittelt eine Erhöhung um 3,1 mval gegenüber der konstanten Konzentration des Nachmittags ein. War schon diese starke Erhöhung merkwürdig, so wurden die Verhältnisse am Abend des 11. 4. 1946 noch dadurch eigentümlicher, dass bei der folgenden, eine Stunde später gefassten Probe die Konzentration um 1,6 mval unter den Normalwert des Nachmittags sank. Dieses Absinken der Hydrokarbonat-Konzentration war mit dem bereits erwähnten starken Anstieg der Chlorid-Konzentration verbunden. Eine weitere Stunde später, um 2300, und in den darauffolgenden Stunden war die Hydrokarbonat-Konzentration wieder angestiegen, und zwar auf einen 0,1 bis 0,15 mval höheren Wert als an den Proben des Vortages bestimmt wurde. Wir hatten hier offenbar die Auswirkungen einer massiven Verunreinigung durch ein industrielles Abwasser erfasst, über deren Quelle wir allerdings nichts auszusagen vermögen.

Die während des Tages infolge der Assimilationstätigkeit der Pflanzen eintretende Enthärtung kommt im Tagesgang der Hydrokarbonat-Konzentration der umflossenen Birsstrecke (Station C 1) wiederum deutlich zum Ausdruck (vgl. Abb. 131).

d) Calcium und Magnesium

Wie die Hydrokarbonat-Konzentration, so ist auch die sich aus Calcium- und Magnesium-Konzentration zusammensetzende Gesamt-

härte Schwankungen unterworfen, die sich sowohl im täglichen Gang als auch beim Vergleich verschiedener Untersuchungstage äussern.

Beim Tagesquerschnitt bei A 7 vom 11./12. 4. 1946 ist von Interesse, dass um 2100 die Gesamthärte keine wesentliche Änderung erfahren hatte. Die erhöhte Hydrokarbonat-Konzentration ist deshalb nicht auf Erdalkalikarbonate, sondern eher auf Alkalikarbonate zurückzuführen. Dagegen war um 2200 die Gesamthärte gegenüber dem Mittelwert um 0,45 mval erhöht und 2,2 mval höher als die Hydrokarbonat-Konzentration der betreffenden Probe. Die bleibende Härte (Differenz zwischen Gesamt-Härte und Hydrokarbonat-Konzentration) lag ca. 2,0 mval über dem Mittelwert, was ungefähr der Chloriderhöhung entspricht. Wir können aus diesen Verhältnissen schliesssen, dass irgendwo oberhalb der Probefassungsstelle A 7 (da die Durchmischung offenbar eine sehr geringe ist, muss Grellingen oder Duggingen als Stelle der Verunreinigung vermutet werden) zuerst ein alkalisches Abwasser und später Salzsäure abgeleitet wurde. Die letztere hat nicht nur eine weitgehende Umwandlung der Hydrokarbonate in Chloride bewirkt, wie aus der Erhöhung der Calcium-Konzentration (Kalkhärte) hervorgeht, sondern hatte auch eine gewisse Auflösung von Kalk im Flussbett zur Folge.

Weder bei der Hydrokarbonat-Konzentration noch bei der Chlorid-Konzentration haben wir am 15./16. 8. 1946 ausserordentliche Schwankungen feststellen können. Dagegen zeigte die Konzentration der Calciumionen am 15. 8. 1946 wiederum – das heisst, wie am 11. 4. 1946 – in den späten Abendstunden einen ungewöhnlichen Verlauf. Es traten zwischen 1900 und 2200 von einer Stunde zur andern Konzentrationsschwankungen bis zu 0,5 mval auf, während die durch die Assimilationsvorgänge bedingten Schwankungen kaum mehr als 0,2 mval betrugen. Das am 11. 4. 1946 beobachtete Ereignis scheint demanch nicht zufälliger Natur gewesen zu sein, sondern periodisch in mehr oder weniger ausgeprägtem Masse wiederzukehren. Das Beispiel zeigt jedenfalls, wie empfindlich die Einleitung anorganischer Abwässer zeitweise in den Stoffhaushalt des Gewässers einzugreifen vermag.

Die mittlere Konzentration beträgt bei den beiden Tagesquerschnitten der Stationen A 7 und C 1:

	Tagesmittel mval			
	11./12. 4. 1946		15./16. 8. 1946	
	$Ca^{\cdot\cdot}$	$Mg^{\cdot\cdot}$	$Ca^{\cdot\cdot}$	$Mg^{\cdot\cdot}$
A 7	3,49	0,44	3,80	0,40
C 1	3,45	0,47	4,02	0,44

Der tägliche Gesamtanfall an Härtebildnern bei Aesch ergibt sich aus folgender Zusammenstellung:

	Tagesanfall in Millionen Grammäquivalente pro Tag			
	11./12. 4. 1946		15./16. 8. 1946	
	$Ca^{\cdot\cdot}$	$Mg^{\cdot\cdot}$	$Ca^{\cdot\cdot}$	$Mg^{\cdot\cdot}$
Hauptwasserstrom (Kanal)	1,58	0,20	1,28	0,13
Birs	0,18	0,02	0,14	0,02
Total	1,76	0,22	1,42	0,15

Allein der tägliche Anfall an Calcium-Ionen entspricht einer Menge von rund 90 bzw. 70 Tonnen Calcium pro Tag, was etwa 30 m^3 Kalkstein gleichkommt.

e) Weitere gelöste Mineralbestandteile[21])

Eisen konnte bei verschiedenen Proben des Hauptwasserstromes – zum Teil in beträchtlichen Konzentrationen (bis 0,3 mg/l) – festgestellt werden. Die Verteilung in den Längsprofilen ist jedoch derart unregelmässig, dass nichts Näheres über das Vorkommen dieses Elementes ausgesagt werden kann. Wir können lediglich auf die betreffenden Tabellen verweisen.

Als Ursache des Eisengehaltes kommen industrielle Abwässer in Frage. In diesem Zusammenhang seien besonders die Abwässer der Bohnerz-Wäschereien von Delsberg erwähnt, durch welche die Birs oft rostrot gefärbt wird.

Diese Verunreinigung der Birs wurde schon von GOPPELSROEDER (1867) beobachtet. Er schreibt darüber: «Zuweilen besitzt das Birswasser eine hochrothe Färbung, welche vom Erzwaschen in der Gegend von Delsperg und von suspendirtem Eisenoxyde herrührt. Durch Filtration lässt sich das Wasser vollständig klären; im Filtrate ist dann keine Spur von Eisen nachweisbar.»

Mangan, auf welches anlässlich der Untersuchungen vom 15./16. 8. 1946 in allen Längs- und Querprofilproben geprüft wurde, konnte nicht nachgewiesen werden.

2. Der Hauptwasserstrom von Angenstein bis zum Rhein

a) Chloride

Bei Niederwasser machte sich zwischen Angenstein und dem Rhein allgemein eine gewisse Erhöhung der Chloridkonzentration geltend. Bisweilen zeigten einzelne Stationen verhältnismässig hohe Konzentrationen, was offenbar auf einer noch unvollständigen Durchmischung von Birswasser und eingeleiteten Abwässern beruhte.

Die allgemeine Erhöhung der Chloridkonzentration hat wohl verschiedene Ursachen. Einerseits hat das Trinkwasser der Ortschaften des unteren Birstales, das als Abwasser in den Vorfluter gelangt, eine höhere Chlorid-Konzentration als die Birs. Andererseits enthalten auch die häuslichen und die meisten industriellen Abwässer zusätzliche Chloridmengen.

Folgende Zusammenstellung enthält die durch Tagesquerschnitte festgestellten mittleren Chlorid-Konzentrationen bei der Probefassungsstelle A 24 (St. Jakob), den an jener Stelle stattfindenden täglichen Gesamtanfall an Chloriden sowie den zusätzlichen Chlorid-Anfall zwischen Angenstein (A 7 und C 1) und St. Jakob (A 24):

Untersuchungs-Serie	11./12. 4. 1946[22])	15/16. 8. 1946
Mittlere Chlorid-Konzentration im Hauptwasserstrom bei A 24 in mg/l	7,3	7,8
Abfluss in m^3/sec, Münchenstein	6,24	4,5
Chlorid-Anfall in kg Cl'/Tag		
bei St. Jakob (A 24)	3 920	3 030
oberhalb Angenstein (A 7 und C 1)	3 570	2 640
Zunahme	350	390

[21]) Nitrite, Ammoniak, Phosphate und Sulfate: vgl. Kap. 2e.

[22]) Ohne Berücksichtigung von A 7, 2200 h.

Ausser den Einlaufstellen Münchenstein V und VI erfasst die Station A 24 sämtliche dem Vorfluter zugeleiteten Abwässer der Ortschaften des unteren Birstales, d. h. zusätzlich insgesamt diejenigen von rund 11 500 Personen. Rechnet man mit einem täglichen Chloridanfall von 10 g/Kopf + Tag, so sieht man, dass ungefähr ⅓ der zwischen Angenstein und St. Jakob erfolgenden Zunahme des Chloridanfalls auf häusliche Abwässer (ohne deren Frischwassergehalt) zurückgeführt werden kann.

b) Nitrate

Die Nitrat-Konzentration scheint flussabwärts von Aesch im Winter und Frühjahr (12. 12. 1945, 11. 4. 1946) eher eine konstante bis abnehmende, im Sommer (16. 8. 1946) dagegen eher eine zunehmende Tendenz zu besitzen.

Am 11./12. 4. 1946 hatte die mittlere tägliche Nitrat-Konzentration zwischen Aesch (A 7) und St. Jakob (A 24) keine Veränderung erfahren, wenn man lediglich diese beiden Stationen für sich betrachtet. Doch zeigte das Längsprofil, dass an einzelnen Stellen, welche zwischen A 7 und A 24 liegen, niederere Nitratwerte als die kleinsten dort beobachteten auftraten. Dies deutet darauf hin, dass es sich bei der scheinbaren Konstanz zwischen den beiden Stationen nicht um eine einfache Beziehung handelt, sondern lediglich eine Kompensation zwischen Nitratverbrauch der Vegetation und Nitrifikationsvorgängen vorliegt.

Anders lagen die Verhältnisse am 15./16. 8. 1946, wo bei stark fortgeschrittener Nitrifikation der Stickstoffverbindungen eine kontinuierliche Zunahme der Nitrat-Konzentration zwischen A 7 und A 24 festzustellen war.

Bei Auswertung der Tagesquerschnitte der Station A 24 erhalten wir folgende mittlere Konzentrationen und tägliche Anfallwerte:

Untersuchungs-Serie	11./12. 4. 1946	15./16. 8. 1946
Mittlere Nitrat-Konzentration in mg/l	5,7	17,8
Nitrat-Anfall in kg NO'_3/Tag	3 070	6 910

Die tageszeitliche Schwankung ist bei A 24 insofern ausgeprägt als sowohl am 11./12.4. 1946 als auch am 15./16. 8. 1946 die niedrigsten Konzentrationswerte während der Nacht (2300 bis 0700 bzw. 0800) auftraten. Auch in der vom Angensteiner Kanal umflossenen Birsstrecke (C 1) liess sich am 11. 4. 1946 ein entsprechender täglicher Gang feststellen; dort fand zwischen 1430 und 2030 ein zwar geringer, aber doch deutlich ausgeprägter Konzentrationsanstieg und ab 2230 eine entsprechende Erniedrigung statt.

Der gesamte Nitrathaushalt des Gewässers ist sehr komplexer Natur. So wirkt sich im Sinne einer Erhöhung des Nitratgehaltes nicht nur die

Menge der z. B. durch Abwässer zufliessenden Stickstoffverbindungen, sondern auch die Intensität der Nitrifikationsvorgänge aus. Eine Erniedrigung kann einerseits durch Nährsalzbedarf der Vegetation und andererseits dadurch entstehen, dass Nitrate bei der Oxydation organischer Verbindungen verwertet werden und ihr chemisch gebundener Sauerstoff einen Teil des bei der Selbstreinigung des Vorfluters benötigten Sauerstoffs liefert.

Der Umstand, dass die niedrigsten Nitratwerte nicht während des Tages auftreten, zeigt, dass der Nährsalzbedarf der Vegetation beim Hauptwasserstrom des Birstales im Rahmen des Gesamthaushaltes nur eine untergeordnete Rolle spielt. Vielmehr scheint dem nächtlichen Überwiegen der mit den Dissimilationsvorgängen verbundenen Denitrifikationen gegenüber den Nitrifikationsvorgängen die entscheidende Bedeutung zuzukommen.

Diese Schlussfolgerung kann natürlich nicht verallgemeinert werden, hatten doch am 17./18. 11. 1931 in der Ergolz bei Niederschönthal ausgeführte Untersuchungen ein deutliches Nitratmaximum während der Nacht ergeben (vgl. W. Schmassmann 1944).

Von einigem Interesse dürften noch die Nitrat-Bestimmungen sein, die Goppelsroeder (1871) am 30. Juli 1871 in der Birs ausgeführt hat. Er fand (von uns auf NO_3' umgerechnet) an diesem Tage «oberhalb Mönchenstein, gegen Dornachbruck zu» einen Nitratgehalt von 2,4 mg/l, bei «St. Jacob» einen solchen von 1,0 mg/l und «bei Birsfelden» einen solchen von 2,3 mg/l. Werte ähnlich niedriger Grössenordnung hatten wir genau 76 Jahre später (30. 7. 1947) und am 12. 2. 1945 festgestellt, während die übrigen Untersuchungstage im allgemeinen höhere Nitrat-Konzentrationen aufwiesen.

c) Hydrokarbonate

Jährliche Konzentrations-Schwankungen

Betrachten wir die untersten Probefassungsstellen des Hauptwasserstromes, so sehen wir, dass auch hier wie bei Aesch in sonnenreichen Zeiten verhältnismässig niederere und in sonnenarmen Zeiten verhältnismässig höhere Hydrokarbonat-Konzentrationen vorkommen.

		Tag					
		11. 4. 1946	30. 7. 1947	16. 8. 1946	13. 8. 1937	1. 6. 1934	12. 12. 1946
Sonnenscheindauer in Stunden, Binningen		12,44	9,0	5,78	2,22	1,92	0,06
Hydrokarbonat-Konzentration in mval							
Längsprofile:	A 22	–	–	4,15	4,0	4,0	4,95
	A 25	3,5	3,8	4,2	–	–	4,9
Mittel der Tagesquerschnitte							
	A 24	3,67	–	4,13	–	–	–

Tägliche Konzentrations-Schwankungen

Die durch die assimilatorische Tätigkeit der Pflanzen tageszeitliche Schwankung der Hydrokarbonat-Konzentration ist in unseren Untersuchungs-Serien bei A 24 (St. Jakob) deutlicher ausgeprägt als bei A 7 (Angenstein):

Untersuchungsserie	11./12. 4. 1946	15./16. 8. 1946
Tägliche Amplitude der Hydrokarbonatkonzentration in mval		
bei A 7 (Kanal, Angenstein)	0,2 [23])	0,15
bei A 24 (Kanal, St. Jakob)	0,35	0,25

Bei A 24 trat die minimale Hydrokarbonat-Konzentration am 11. 4. 1946 um 1700 und 1800 ein; sie ist also gegenüber A 7 um etwa 7 Stunden verschoben. Im Tagesquerschnitt vom 15./16. 8. 1946 wurde ein erstes Minimum bei Beginn der Beobachtungsreihe um 1500 und 1600 festgestellt, also ungefähr zur gleichen Zeit wie bei A 7. Ein zweites Minimum folgte wiederum etwa 7 Stunden später. Diese siebenstündige

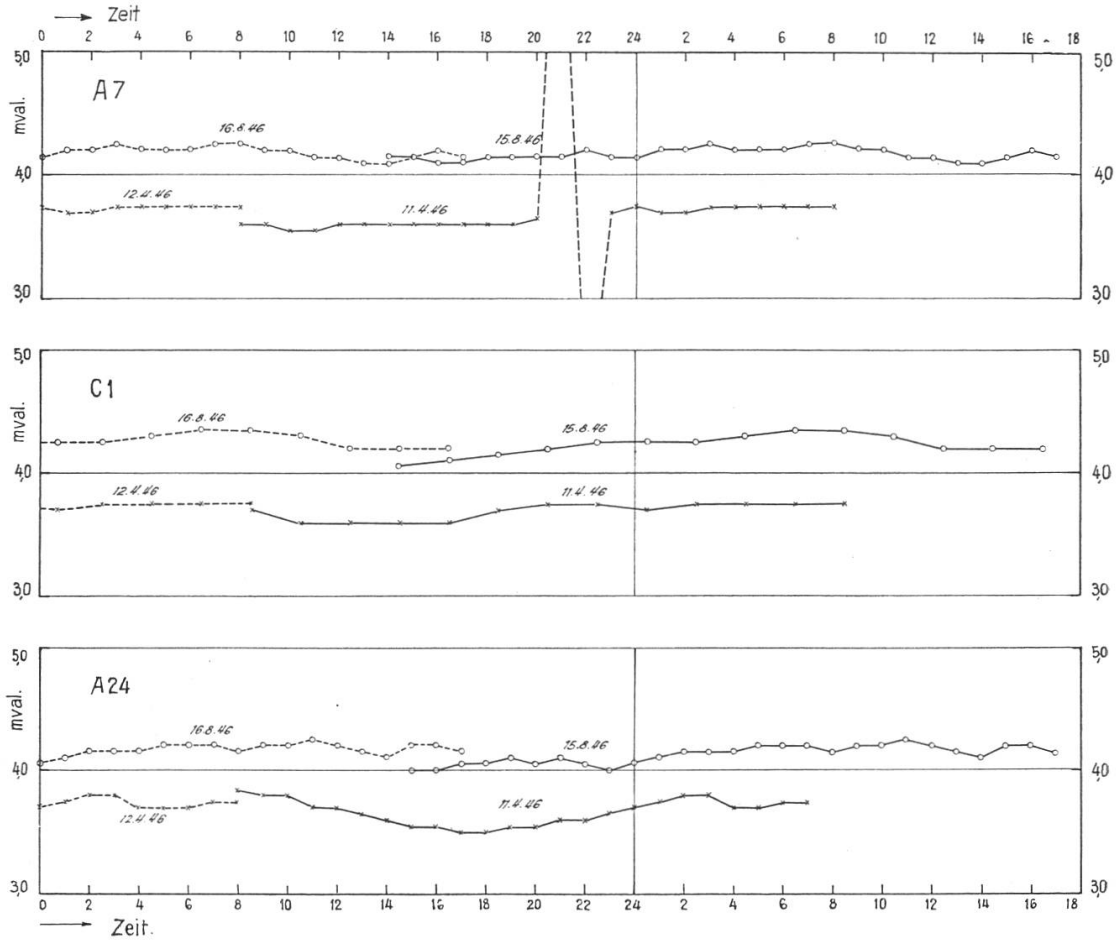


Abbildung 131. Täglicher Gang der Hydrokarbonat-Konzentration bei den Probefassungsstellen A 7, C 1 und A 24

[23]) ohne Berücksichtigung der Proben um 21 00 und 22 00.

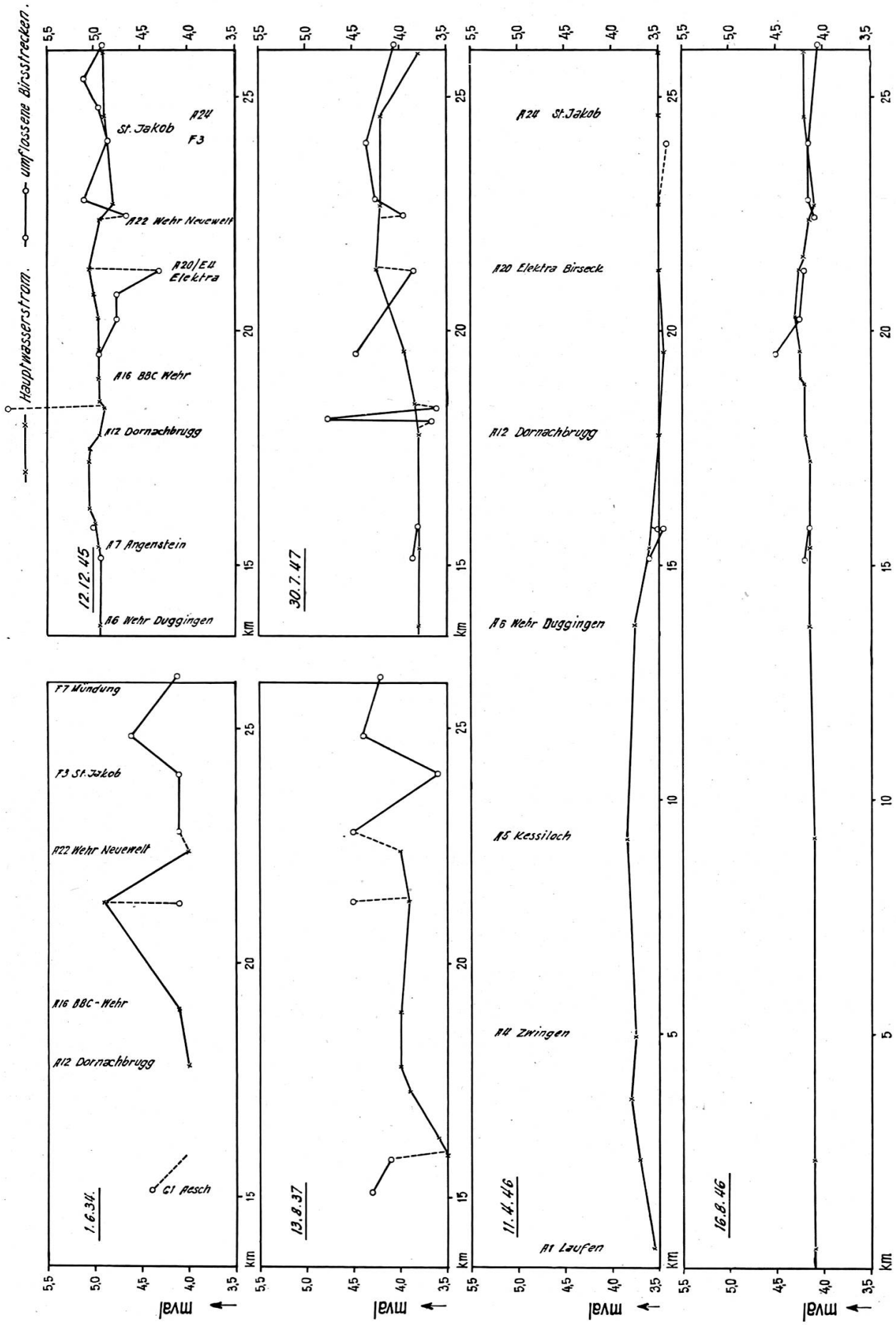


Abbildung 132. Längsprofil der Hydrokarbonat-Konzentration

Differenz entspricht etwa der auf Grund unserer Messungen vom 6./7. 11. 1946 anzunehmenden mittleren Fliesszeit! — Wie bei A 7 so war auch bei A 24 am 16. 8. 1946 mit der um Mittag beginnenden Bewölkung eine Zunahme der Hydrokarbonat-Konzentration zu beobachten.

Konzentrationsänderungen im Längsprofil

Die oberhalb Angenstein (A 7) in Längsprofilen festgestellten Hydrokarbonat-Konzentrations-Änderungen sind im allgemeinen nicht eindeutig, da die Probefassungen nicht zu genau vergleichbaren Zeiten erfolgten. Einzig die am Nachmittag des sonnenreichen 11. 4. 1946 ausgeführten Untersuchungen ergaben zwischen der oberhalb Grellingen gelegenen Probefassungsstelle A 5 und der Station A 7 eine gesicherte Abnahme von 0,25 mval. Wie der konstante Konzentrationswert dieses Nachmittags bei A 7 zeigt, war diese Abnahme nicht zufälliger Natur; sie erhellt deutlich die Bedeutung der Assimilationsvorgänge für das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht.

Eine Erhöhung der Hydrokarbonat-Konzentration war von Aesch an flussabwärts besonders bei niederen Wasserständen (1. 6. 1934, 13. 8. 1937, 30. 7. 1947) festzustellen. An den anderen Tagen blieb sie in den Längsprofilen mehr oder weniger konstant. Ein Vergleich der mittleren Konzentrationswerte von A 7 mit denjenigen von A 24 zeigt, dass am 11./12. 4. 1946 und am 15./16. 8. 1946 trotz der zweifellos während der Tagesstunden infolge Assimilation stattfindenden Konzentrationsverminderungen im Durchschnitt keine wesentliche Veränderung stattfand. Dies dürfte auf die sich im Tagesmittel auswirkende Wechselwirkung zwischen Assimilations- und Dissimilationsvorgängen zurückzuführen sein.

d) Calcium und Magnesium

Flussabwärts von Aesch scheint – allgemein gesehen – eine gewisse Zunahme der Gesamthärte, besonders des Calcium-Anteils derselben stattzufinden. In den Tagesquerschnitten wurde eine solche Zunahme am 15./16. 8. 1946 bestätigt, während am 11./12. 4. 1946 die mittlere Calcium-Konzentration von A 24 und bei beiden Untersuchungsserien die mittleren Magnesium-Konzentrationen denjenigen der Station A 7 gleichkommen:

	Tagesmittel im mval			
	11./12. 4. 1946		15./16. 8. 1946	
	$Ca^{\cdot\cdot}$	$Mg^{\cdot\cdot}$	$Ca^{\cdot\cdot}$	$Mg^{\cdot\cdot}$
A 7	3,49	0,44	3,80	0,40
A 24	3,5	0,44	4,02	0,41

Am 12. 12. 1945 zeigte die Calcium-Konzentration im Längsprofil bei A 9 und A 20 eigenartige Maxima; es dürfte sich wohl um zufällige Abwasserwellen handeln.

GOPPELSROEDER (1867) hatte am 29. 3. 1867 eine relative Gesamthärtebestimmung des Birswassers («bei St. Jakob») mit einer Seifenlösung ausgeführt. Gesamtanalysen des Birswassers liegen von diesem Autor nicht vor. Doch hatte er mit derselben Seifenlösung, von der er beim Birswasser 158,3 cm^3 pro Liter verbrauchte, auch Grund- und Quellwässer titriert, von denen Gesamtanalysen vorliegen (GOPPELSROEDER 1867, 1875). Aus dem Calcium- und Magnesium-Gehalt der letzteren kann man schliessen, dass für die Titration von 1 mval Gesamthärte etwa 35 cm^3 der Seifenlösung verbraucht worden waren. Das heisst, die Gesamthärte (Calcium und Magnesium) des Birswassers betrug etwa 4,5 mval, was mit unseren Untersuchungsergebnissen in gutem Einklang steht.

e) Weitere gelöste Mineralbestandteile[24])

Nitrite und Ammoniak können als typische Verunreinigungs-Indikatoren angesprochen werden.

GOPPELSROEDER (1867) hatte bereits 1866 und 1867 im Birswasser Nitrite qualitativ in Spuren nachgewiesen, nämlich am 6. 11. 1866 im «Birscanalwasser, bei der Säge vor dem St. Albanthore» und am 29. 3. 1867 «bei St. Jacob, beim sogenannten Stege».

Bei unseren Untersuchungen waren mit Ausnahme vom 13. 8. 1937 und vom 12. 12. 1945 Nitrite bei der überwiegenden Zahl der Probefassungsstellen des Hauptwasserstromes in Spuren nachweisbar.

Die Ammoniakbestimmungen der früheren und der neueren Untersuchungsserien können nicht genau miteinander verglichen werden, da bei den Untersuchungen vom 1. 6. 1934 und 13. 8. 1937 eine andere Bestimmungsmethode angewandt worden war. Immerhin lassen die Untersuchungsergebnisse erkennen, dass – ausgenommen im Winter – Ammoniak zeitweise vorhanden ist. Zwei aussergewöhnlich hohe Werte (13. 8. 1937 bei A 16 und 30. 7. 1947 bei A 14), waren jedoch offenbar auf eine ungenügende Durchmischung von Abwasserzuflüssen zurückzuführen.

Phosphatanreicherungen sind als Folge von Zuflüssen häuslicher Abwässer zu erwarten. Auf der anderen Seite werden Phosphate von der Vegetation konsumiert. So findet eine ständige Wechselwirkung statt, die zu einer unregelmässigen Verteilung in den Längsprofilen führt.

Sulfatbestimmungen sind nur am 30. 7. 1947 durchgeführt worden. Die Konzentration war im Hauptwasserstrom mit 0,3 bis 0,5 mval verhältnismässig niedrig und konstant.

3. Die vom Kanal der Spinnerei Angenstein umflossene Birsstrecke von Aesch bis zur Wasserrückgabe des Kanals

In den Längsprofilen liess sich zwischen den Probefassungsstellen C 1 und C 3 (bzw. C 2) meist eine gewisse Erhöhung der Chloridkonzentration feststellen. Diese ist sehr wahrscheinlich z. T. auf die Einleitung von häuslichen, z. T. aber auch auf diejenige von industriellen Abwässern zurückzuführen.

---

[24]) Eisen und Mangan vgl. Kap. K 1e.

Auch die Nitratkonzentration wies bei einzelnen Längsprofilen zwischen C 1 und C 3 (bzw. C 2) eine Erhöhung auf. Doch bestand gerade an den Tagen, an welchen bei C 1 Tagesquerschnitte ausgeführt wurden, kein Unterschied, so dass sich nicht entscheiden lässt, wie weit die festgestellten Differenzen lediglich zufälligen, durch die Zeit der Probeentnahme bedingten Charakter besassen.

Die Hydrokarbonatkonzentration erfuhr am Nachmittag des 11. 4. 1946 zwischen C 1 einerseits und C 2 und 3 andererseits eine deutliche und durch den Tagesquerschnitt bei C 1 sichergestellte Abnahme. Bei C 1 besassen alle Konzentrationen der vorangehenden Stunden einen Wert von 3,6 mval, der durch Assimilationsvorgänge bis C 2 und C 3 auf 3,45 bis 3,5 mval gesenkt wurde. Auch in den anderen Längsprofilen ergaben sich mit Ausnahme des praktisch sonnenlosen 12. 12. 1945 Abnahmen der Hydrokarbonatkonzentration um 0,05 bis 0,2 mval.

4. Die vom Kanal der Spinnerei Arlesheim umflossene Birsstrecke

In folgender Zusammenstellung vergleichen wir die am 30. 7. 1947 ermittelte chemische Zusammensetzung des Wassers[25]) im Hauptwasserstrom oberhalb des Wehres Dornachbrugg mit denjenigen der Probefassungsstellen in der umflossenen Birsstrecke:

	A 12	D 1	D 2	D 3
Kationen mval				
Ammonium, $NH_4^{\cdot}$ und Ammoniak frei	–	–	0,2	0,1
Alkalien ergänzt	0,3	0,35	1,2	0,55
Calcium, $Ca^{\cdot\cdot}$	3,65	3,7	4,35	4,1
Magnesium, $Mg^{\cdot\cdot}$	0,4	0,5	0,45	0,5
Total Kationen	4,35	4,55	6,2	5,25
Anionen mval				
Chloride, Cl'	0,15	0,25	0,4	0,35
Nitrate, NO_3'	0,05	0,05	0,15	0,15
Sulfate, SO_4''	0,35	0,6	0,9	1,15
Hydrokarbonate, HCO_3'	3,8	3,65	4,75	3,6
Total Anionen	4,35	4,55	6,2	5,25
Gesamtionenkonzentration	8,7	9,1	12,4	10,5

Das durch die Probefassungsstelle D 1 erfasste Sickerwasser des Wehres war demjenigen des Hauptwasserstromes ähnlich. Durch die Einleitung der Abwässer zwischen D 1 und D 2 erfuhr dann der Chemismus eine bedeutende Veränderung, was zeigt, dass das durch die Kanalisation in die Birs gelangende Abwasser einen wesentlichen Anteil am Gesamtabfluss besass.

[25]) Nur Bestandteile mit Konzentrationen über 0,05 mval.

Die Chloriderhöhung betrug 4,5 bis 6 mg/l (D 2 und D 3), d. h. im Mittel etwa 5 mg/l. Rechnen wir mit einem Chloridanfall von 10 g/Kopf und Tag, so würden die rund 1000 Personen im Mittel etwa 115 mg Cl' pro Sekunde liefern. Der Gesamtabfluss der umflossenen Birsstrecke am Untersuchungstag kann somit auf etwa 0,02 m^3/sec geschätzt werden, wovon der Anteil der Kanalisation etwa $\frac{1}{4}$ betragen dürfte.

Eine starke Zunahme erfuhr durch die Abwässer auch die Hydrokarbonatkonzentration. Doch wurde diese im weiteren Verlauf des Gewässers zwischen D 2 und D 3 wieder ungefähr auf die Grösse des ursprünglichen Wertes erniedrigt.

Die zwischen D 2 und D 3 stattfindende Erniedrigung der Alkalien-Konzentration war vielleicht zumindest zum Teil auf den Kalium-Verbrauch durch die Pflanzen zurückzuführen, deren assimilatorische Tätigkeit wohl auch die Abnahme der Hydrokarbonate bedingte.

Am 12. 12. 1945 bestand bei D 3 noch eine im Vergleich zum Hauptwasserstrom wesentlich höhere Hydrokarbonat-Konzentration, was zeigt, dass an diesem Tage die Assimilationstätigkeit stark eingeschränkt war.

5. Die vom Kanal der Brown Boveri & Cie. umflossene Birsstrecke

Die Zusammensetzung des Birswassers bei E 1 entspricht im allgemeinen ungefähr derjenigen des austretenden Grundwassers, wobei allerdings zwischen den Aufstössen und der Station E 1 vermutlich bereits gewisse stoffliche Umsetzungen, wie biogene Entkalkung infolge Assimilation und Verbrauch von kali- und stickstoffhaltigen Nährsalzen durch die Pflanzen stattgefunden haben. Eine Gegenüberstellung des Birswassers vom 30. 7. 1947 und des Grundwassers vom 18. 7. 1945 mag dies veranschaulichen; zum Vergleich führen wir auch noch die Zusammensetzung des Hauptwasserstromes bei A 17 an:

Station	E 1	Mittel der Grundwasseraufstösse Nr. 14 und 15	A 17
	30. 7. 1947	Datum 18. 7. 1945	30. 7. 194
Kationen mval			
Alkalien ergänzt	0,7	1,2	0,15
Calcium	4,9	5,2	4,2
Magnesium	0,4	0,3	0,2
Summe	6,0	6,7	4,55
Anionen mval			
Chlorid	0,25	0,3	0,25
Nitrat	0,2	0,3	0,05
Sulfat	1,1	1,15	0,3
Hydrokarbonat	4,45	4,95	3,95
Summe	6,0	6,7	4,55
Gesamtionenkonzentration	12,0	13,4	9,1

Die zwischen den Stationen E 1 und E 4 stattfindende biogene Entkalkung kommt in der Abnahme der Hydrokarbonat- und der Calcium-Konzentration sehr deutlich zum Ausdruck. Sie betrug bis zu 0,6 mva-HCO_3', was bei einer Wasserführung von 0,3 m^3/sec einer Kalkausfällung von 32 kg $CaCO_3$ pro Stunde gleichkommt.

6. Die vom St. Alban-Teich umflossene Birsstrecke

a) Chloride

Die Chloridkonzentration im Unterwasser des Wehres (F 1) war an den Untersuchungstagen derjenigen des Hauptwasserstromes ähnlich. Nach Einleitung der Abwässer oberhalb der Station F 2 konnte an einigen Tagen eine Erhöhung derselben festgestellt werden.

Bei der Schänzlibrücke bestehen je nach der Wasserführung Unterschiede zwischen der Chloridkonzentration des linken (F 4) und des rechten Ufers (F 3):

	Datum			
	27. 8. 1945	15. 9. 1945	11./12. 4. 1946	16. 8. 1946
	Mittel aus 10 bzw. 12 Proben vor Cl′-Erhöhung infolge Salzungsversuch	Mittel aus 5 bzw. 4 Proben vor Cl′-Erhöhung infolge Salzungsversuch	Tagesmittel	Einzelprobe
	0940–1125 bzw. 0845–1145	0830–1030 bzw. 0845–1015	0830–0830	0850 bzw. 0830
F 3 (rechts) . . .	9,25	9,9	9,4	7,5
F 4 (links)	10,0	10,0	9, 63	11,0

Die bei F 4 gegenüber F 3 etwas erhöhten Konzentrationen sind darauf zurückzuführen, dass der von den linksufrigen Austritten stammende Grundwasseranteil bei der am linken Ufer gelegenen Station grösser ist als bei der rechtsufrigen.

b) Nitrate

Bei F 1 war die Nitratkonzentration ähnlich derjenigen im Hauptwasserstrom. Weiter flussabwärts trat zumeist eine Erhöhung ein. Diese Erhöhung ist wohl z. T. durch die Abwasserzuflüsse und z. T. auf die hohen Nitratkonzentrationen des austretenden Grundwassers zurückzuführen.

c) Hydrokarbonate und Calcium

Die Hydrokarbonat-Konzentration wurde durch die Zuleitung der Abwässer zwischen F 1 und F 2 erhöht. Weiter flussabwärts fand tagsüber eine biochemische Enthärtung statt, welche auch in den Tagesquerschnitten bei F 3 und F 4 sehr deutlich zum Ausdruck kam. Die

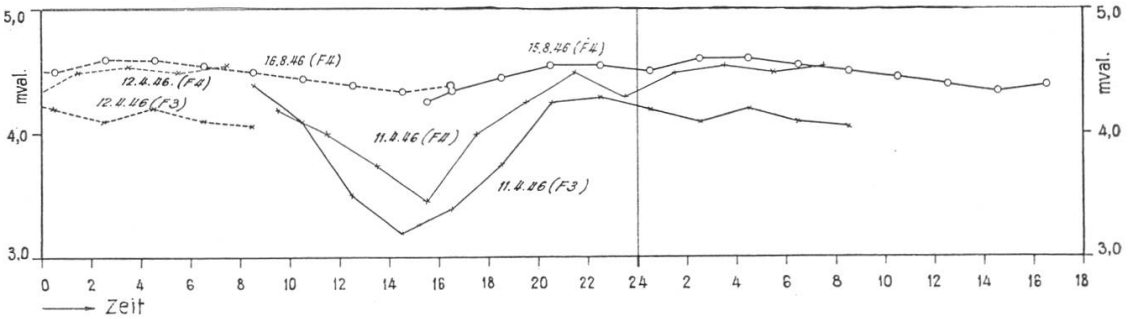


Abbildung 133. Täglicher Gang der Hydrokarbonat-Konzentration bei den Probefassungsstellen F 3 und F 4

Schwankung betrug am 11./12. 4. 1946 bei F 3 1,2 mval und bei F 4 1,1 mval. An den sonnenärmeren Untersuchungstagen im August (15./16. 8. 1946) war sie wesentlich geringer (0,35 mval). Die kleinsten Werte traten übereinstimmend während des Nachmittags (1430—1530) auf, die höchsten dagegen während der Nacht.

Wie die Konzentration der Chloride und auch diejenige der Nitrate, so war auch die Hydrokarbonat-Konzentration bei der Schänzlibrücke in Übereinstimmung mit dem Chemismus des Grundwassers linksufrig höher als rechtsufrig:

	11./12. 4. 1946			15./16. 8. 1946	
	F 3 rechtes Ufer	F 4 linkes Ufer	Mittel	F 3 rechtes Ufer	F 4 linkes Ufer
Tagesmittel	3,94	4,21	4,08	–	4,48
Maximum	4,4	4,55	4,48	–	4,6
Minimum	3,2	3,45	3,33	–	4,25
Einzelproben um 0850 bzw. 0830	–	–	–	4,15	4,5

Ein den Hydrokarbonaten entsprechendes Verhalten zeigte das Calcium. Selbst das Magnesium war, wie der tägliche Gang dessen Konzentration zeigt, von der biogenen Enthärtung mitbetroffen.

7. Zusammenfassung

Ihren Chloridgehalt verdanken die untersuchten Gewässer des unteren Birstales vorwiegend natürlichen Mineralisationsvorgängen; doch ist der Einfluss der Einleitung von Abwässern sowohl in tageszeitlichen Schwankungen als auch in einer im Hauptwasserstrom flussabwärts erfolgenden Erhöhung zu erkennen. Eine stärkere allgemeine Konzentrationserhöhung der Chloride tritt lediglich auf der vom Kanal der Spinnerei Arlesheim umflossenen Birsstrecke auf, welche eine im Verhältnis zum Gesamtabfluss sehr grosse Abwassermenge aufzunehmen hat.

Der Nitratgehalt ist verhältnismässig starken jahreszeitlichen Schwankungen unterworfen. Eine flussabwärts erfolgende Zunahme ist lediglich im Sommer ausgeprägt. Die tageszeitlichen Schwankungen sind gering. Wo eine tägliche Periodizität erkannt werden kann, liegt das Minimum in der Nacht, was offenbar mit den während des Tages intensiveren Nitrifikationsvorgängen zusammenhängt.

Sowohl die Hydrokarbonat- als auch die Calcium-Konzentration sind besonders wegen der mit der Assimilationstätigkeit der grünen Pflanzen in Zusammenhang stehenden biogenen Entkalkungsvorgängen grossen Schwankungen unterworfen. Die tägliche Periode ist an sonnenreichen Tagen und in den seichten Gewässerstrecken ausgeprägt.

Die stark abweichende chemische Beschaffenheit einzelner Proben zeigt, in welch einschneidender Weise die Einleitung anorganischer Abwässer in den Stoffhaushalt des Gewässers einzugreifen vermag.

8. Der Vorfluter des Birstales bei Hochwasser und Betrachtungen über die Abtragung im Einzugsgebiet der Birs

a) Allgemeines

Während der Vorfluter bei Niederwasser deutlich in zwei verschiedene Gewässertypen, den Hauptwasserstrom und die von den Kanälen umflossenen Birsstrecken, geschieden ist, verschwindet dieser hydrologische Unterschied mit zunehmender Wasserführung und besteht bei Hochwasser überhaupt nicht mehr. Auch dürften die qualitativen Verschiedenheiten im Längsprofil weitgehend wegfallen. Dies erlaubt, die am 14. 6. 1946 bei E 4 erhobene Wasserprobe als Typus für das ganze Gewässersystem zu betrachten.

Der mittlere Abfluss betrug am 14. 6. 1946 beim Pegel Münchenstein 182 m^3/sec, d. h. 26 bis 54 mal mehr als anlässlich der übrigen hier dargestellten Untersuchungen (Längsprofile und Tagesquerschnitte) und etwa 12mal mehr als die gemittelte mittlere Jahresabflussmenge. Der grösste Abfluss erreichte sogar einen Wert von 250 bis 290 m^3/sec!

Vom Charakter des Gewässers bei dieser Wasserführung geben die Abbildungen 120 und 124 ein eindrückliches Bild.

b) Schwebestoffe

Über die Schwebestofführung der Birs bei Hochwasser orientieren folgende am 14. 6. 1946 ausgeführten Untersuchungen:

	Trockenrückstand mg/l	Glühverlust mg/l	Kaliumpermanganat-verbrauch mg/l
Gesamtprobe	803	58	40,8
Absetzbare Schwebestoffe (IMHOFF-Glas nach 2 Stunden, Volumen = 1,8 cm³/Liter)	298	16	–
Nichtabsetzbare Stoffe	505	42	–
Nichtabsetzbare Schwebestoffe	230	12	–
Gelöste Stoffe	275	30	31,3

Der wesentlichste Unterschied des bei grossem Abfluss anfallenden Wassers gegenüber den bei Niederwasserstand herrschenden Verhältnissen besteht in der Schwebestofführung. Der Anfall an ungelösten Stoffen betrug beim Hochwasser vom 14. 6. 1946 528 g/m³. Es ist interessant, diesen Wert mit der Schlammführung einiger anderer Flüsse zu vergleichen:

	g/m³	Literatur
Rhone, Porte-du-Scex, Februar-Mittel 1905	19	UETRECHT
Rhein (Mittel)	54	KALLE
Rhone, Porte-du-Scex, Mittel 1904/1905	228	UETRECHT
Birs 14. 6. 1946	528	
Mississippi (Mittel)	629	KALLE
Rhone, Porte-du-Scex, Juli-Mittel 1904	690	UETRECHT
Vedret di Cambrena, Bernina, Einzelprobe 15. 10. 1946 (Gletschermilch)	1249	[26])
Indus (Mittel)	2500	KALLE

Obwohl die Birs am 14. 6. 1946 sicher einen der grösstmöglichen Schwebestoffgehalte besass, ist er beim Vergleich derjenigen anderer Flüsse nicht besonders auffallend. Er ist noch wesentlich niedriger als derjenige eines Gletscherbaches, der bei uns im allgemeinen als Typus eines durch Schwebestoffe stark befrachteten und deshalb trüben Gewässers betrachtet werden kann.

Legt man der Berechnung den Gehalt unserer Probe und den mittleren Abfluss des Tages zu Grunde, so erhält man einen Schwebestoffwert von 98 kg/sec oder rund 8,500 Tonnen pro Tag, oder ca. 9,3 Tonnen pro km² des Einzugsgebietes und Tag. Dies entspricht bei einem spezifischen Gewicht der Gesteine von 2,7 einem mittleren mechanischen Abtrag von 0,0035 mm pro Tag. Es wären also etwa 3000 Tage mit einer derjenigen des 14. 6. 1946 entsprechenden Schwebestoffracht notwendig um die mittlere Höhe des Einzugsgebietes der Birs um 1 cm zu erniedrigen.

c) Gelöste Stoffe

Der Chlorid-Gehalt der Hochwasserprobe entsprach mit 6 mg/l etwa der mittleren Konzentration bei Niederwasser, was bestätigt, dass

[26]) Unveröffentlichte Untersuchung H. SCHMASSMANN.

der Chloridanfall nur zu einem sehr geringen Teil auf die menschliche Tätigkeit zurückzuführen ist.

Der Nitrat-Gehalt war höher als der anlässlich der bei Niederwasser ausgeführten Untersuchungen – mit Ausnahme des 15./16. 8. 1946 – festgestellte. Er betrug 15 mg/l NO_3' entsprechend 3,4 mg/l Nitrat-Stickstoff. Es ist zu vermuten, dass ein Teil dieses Stickstoffs direkt dem Niederschlag entstammte. Über die Grössenordnung der im Niederschlagswasser gelösten Stickstoffverbindungen orientiert uns eine Angabe von LIESEGANG (zit. nach KALLE); dieser Autor gibt als Mittel von 18 Werten aus Europa und Kanada einen Gesamtstickstoffgehalt von 2,9 mg/l an.

Die am 14. 6. 1946 festgestellte Hydrokarbonatkonzentration entspricht grössenordnungsmässig etwa dem Mittel der bei Niederwasser festgestellten Konzentrationen. Dasselbe gilt auch für das Calcium, das Magnesium und – wie wir bereits festgestellt haben – auch für die Chloride.

Wenn wir von einer Berücksichtigung der bereits im Niederschlagswasser enthaltenen Salze absehen (mit Ausnahme der Stickstoff-Verbindungen), so können wir deshalb mit Hilfe des mittleren jährlichen Abflusses (15,1 m^3 sec^{-1}) die Werte für eine grössenordnungsmässige Berechnung des mittleren chemischen Abtrages im Einzugsgebiet benützen:

Cl' = 6 mg/l	als NaCl	=	10	mg/l
HCO_3' = 4,0 mval $Ca^{\cdot\cdot}$ = 4,0 mval $Mg^{\cdot\cdot}$ = 0,3 mval	als $CaCO_3$ $Mg\,CO_3$ und $Ca\,SO_4$	=	218	mg/l
Total			228	mg/l[27])
Anfall pro Sekunde		= ca.	3,5	kg/sec
Anfall pro Jahr		=	108 000	to/Jahr
Chemischer Abtrag im gesamten Einzugsgebiet der Birs		=	118	to/km² und Jahr
		=	11,8	mg/cm² und Jahr
		=	0,047	mm/Jahr

Nach KALLE beträgt der durch den chemischen Teil des Verwitterungsvorganges bedingte Abtrag des humiden Gebietes der Erde etwa 0,013 mm pro Jahr. Im Einzugsgebiet der Birs ist dieser demnach 3–4mal grösser als im Mittel der humiden Gebiete und kommt einer chemischen Abtragung von 1 cm in rund 230 Jahren gleich.

Ungenügend sind wir vorläufig über den mechanischen Abtrag im Einzugsgebiet der Birs orientiert. Die durch denselben bedingte Schwebe-

[27]) Der Rest des Trockenrückstandes besteht im wesentlichen aus organischen Stoffen und Stickstoffverbindungen; einen gewissen Anteil mögen auch die hier nicht berücksichtigten Kieselsäure- und Aluminiumverbindungen besitzen.

stofführung des Flusses schwankt zwischen praktisch Null (Niederwasser) und etwa 528 mg/l (Hochwasser vom 14. 6. 1946). Die mittlere Schwebestofführung dürfte in der Grössenordnung der Konzentration an gelösten mineralischen Bestandteilen (ca. 228 mg/l) liegen und die mechanische Abtragung einen der chemischen entsprechenden Wert erreichen. Der gesamte mittlere jährliche Abtrag des Einzugsgebietes der Birs kann demnach zu etwa 0,1 mm/Jahr oder zu 1 cm in 100 Jahren geschätzt werden. Dieser Wert entspricht annähernd der mittleren Abtragung des humiden Gebietes der Erde, der nach KALLE 0,085 mm/Jahr beträgt, während er im Hochgebirge wesentlich grösser ist (Rhone = 0,288 mm, Arve = 0,21 mm, Reuss = 0,24 mm; nach UETRECHT).

Was jedoch das Einzugsgebiet der Birs deutlich vom mittleren Verhalten der humiden Gebiete unterscheidet, ist der Anteil von chemischer und mechanischer Abtragung. Das Verhältnis zwischen gelöstem und suspendiertem Material beträgt etwa:

Birs	ca. 1 : 1
Rhone (Porte-du-Scex)	1 : 3,3
Humide Gebiete (Mittel)	1 : 5,5

In dem durch die Birs erfolgenden Stofftransport kommt somit deutlich der Verwitterungscharakter des Kalkgebirges zum Ausdruck.

Dass die Birs bei Hochwasser bedeutende Mengen an organischen Stoffen führt, geht aus dem hohen Kaliumpermanganatverbrauch hervor. Es dürfte sich hierbei wohl zur Hauptsache um beim mechanischen Abtrag weggeschwemmte organische Substanzen (Humus) handeln, die wohl eine hohe chemische Oxydierbarkeit besitzen, deren Biochemischer Sauerstoffbedarf aber gering ist.

L. Die organischen Substanzen in der Birs und den von ihr abzweigenden Kanälen

1. Die Gewässer oberhalb Angenstein

Änderungen im Längsprofil

Wie aus den am 11. 4. 1946 und 16. 8. 1946 ausgeführten Bestimmungen des Biochemischen Sauerstoffbedarfs und des Kaliumpermanganatverbrauchs hervorgeht, findet im allgemeinen und gesamthaft betrachtet zwischen der Lützelmündung (A 1) und Duggingen (A 6) eine Zunahme der Konzentration oxydierbarer organischer Substanzen statt. Dies ist nicht weiter erstaunlich, wenn man bedenkt, dass die Birs auf

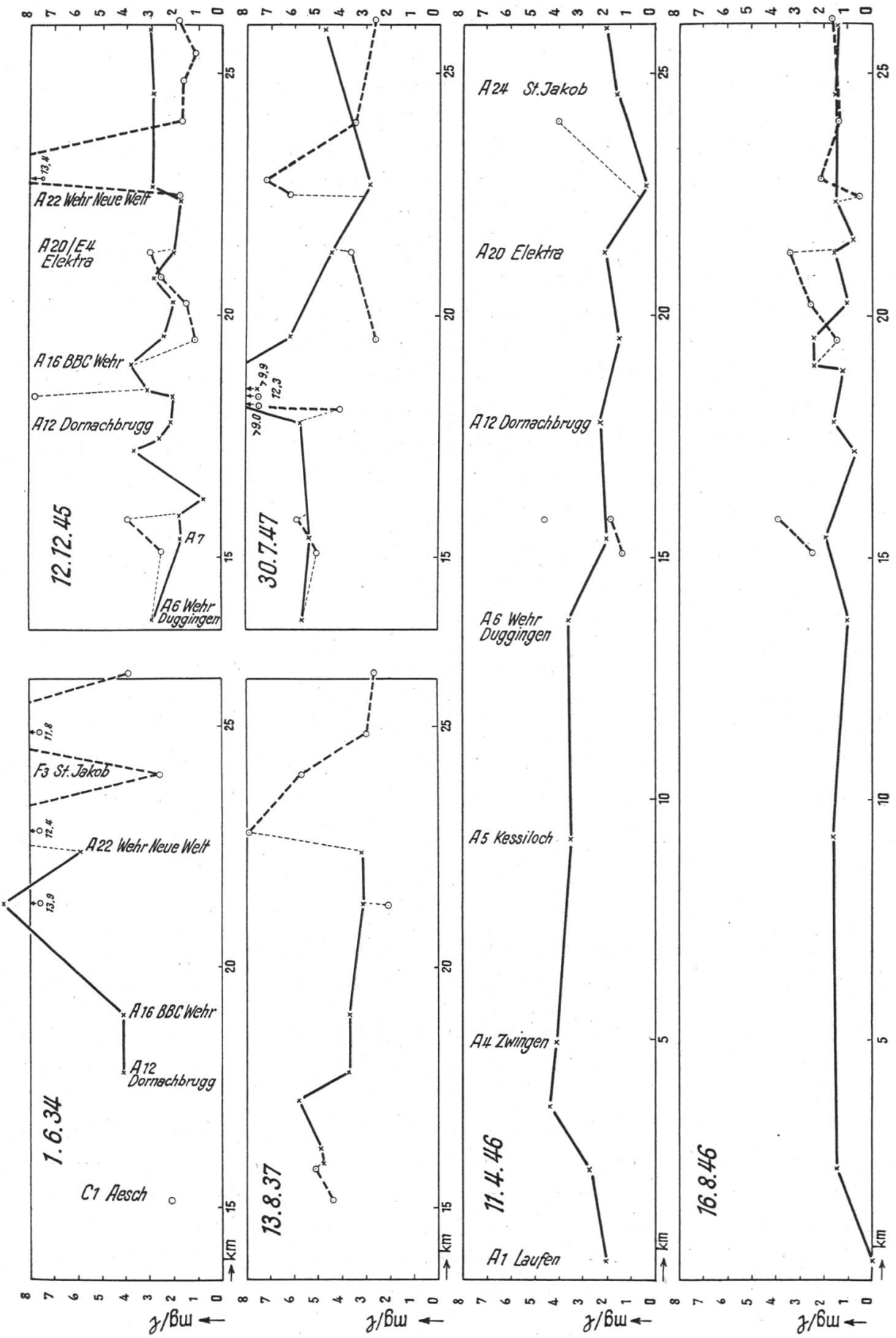


Abbildung 134. Längsprofile des Biochemischen Sauerstoffbedarfs (BSB_5) (1. 6. 34.: aus BSB_2 berechnet)

dieser Strecke die Abwässer von drei grösseren Ortschaften und von drei Papierfabriken aufzunehmen hat. Immerhin ist die Zunahme der Belastung mit organischen Substanzen nicht so gross, wie sie auf Grund der erfolgenden Zufuhr organischer Stoffe anzunehmen wäre. Dies weist auf ein bemerkenswertes Selbstreinigungsvermögen dieser Gewässerstrecke hin.

Die Kanalstrecke zwischen den Stationen A 6 und A 7, welche keine zusätzlichen Verunreinigungen erhält, zeigte im Längsprofil des 11. 4. 1946 eine deutliche Abnahme des BSB_5. Dass diese Verminderung des BSB_5 nicht zufällig ist, geht daraus hervor, dass von oberhalb Zwingen (A 3) bis Duggingen (A 6) BSB_5-Werte zwischen 3,5 und 4,4 mg/l festgestellt wurden, während wir bei A 7 im ganzen Tagesquerschnitt keinen solch hohen Wert beobachtet hatten. Da die Fliesszeit zwischen A 6 und A 7 weniger als eine Stunde beträgt, kommen für einen Vergleich die bei A 6 um 1605 und die bei A 7 um 1600 und 1700 gefassten Proben in Frage. Aus diesem Vergleich ergibt sich zwischen A 6 und A 7 eine Abnahme des BSB_5 von etwa 1,4 bis 1,6 mg/l. – Auch in den Längsprofilen vom 12. 12. 1945 und vom 30. 7. 1947 sehen wir zwischen A 6 und A 7 eine Abnahme des BSB_5.

Anfall organischer Substanzen bei Angenstein

Aus den Tagesquerschnitten bei A 7 und C 1 lässt sich der durch die im Hauptwasserstrom und in der umflossenen Birsstrecke anfallenden organischen Stoffe bedingte Biochemische Sauerstoffbedarf ermitteln. Näherungswerte dieses Stoffanfalls können wir auch aus den in Längsprofilen erhobenen Einzelproben schätzen.

	Tag				
	13. 8. 1937[29])	12. 12. 1945[29])	11./12. 4. 1946[28])	15./16. 8. 1946[28])	30. 7. 1947[29])
BSB_5 in mg/l					
Hauptwasserstrom (A 7/8)	4,8	1,75	2,34	1,84	5,4
Birs (C 1)	4,4	2,1	2,19	1,68	5,1
BSB_5 in kg/Tag[30])					
Hauptwasserstrom (A 7/8)	1 290	900	1 070	620	930
Birs (C 1)	110	130	110	60	90
Total	1 400	1 030	1 180	680	1 020
Einwohnergleichwerte . . .	26 000	19 000	22 000	13 000	19 000

[28]) Tagesmittel (Tagesquerschnitte).

[29]) Einzelproben (Längsprofile).

[30]) Die Abflussmengen wurden auf Grund der Werte von Münchenstein wie folgt geschätzt:

	13. 8. 1937	12. 12. 1945	11./12. 4. 1946	15./16. 8. 1946	30. 7. 1947
			m^3/Tag		
A 7/8	268 000	518 000	458 000	337 000	175 000
C 1	26 000	60 000	52 000	35 000	18 000

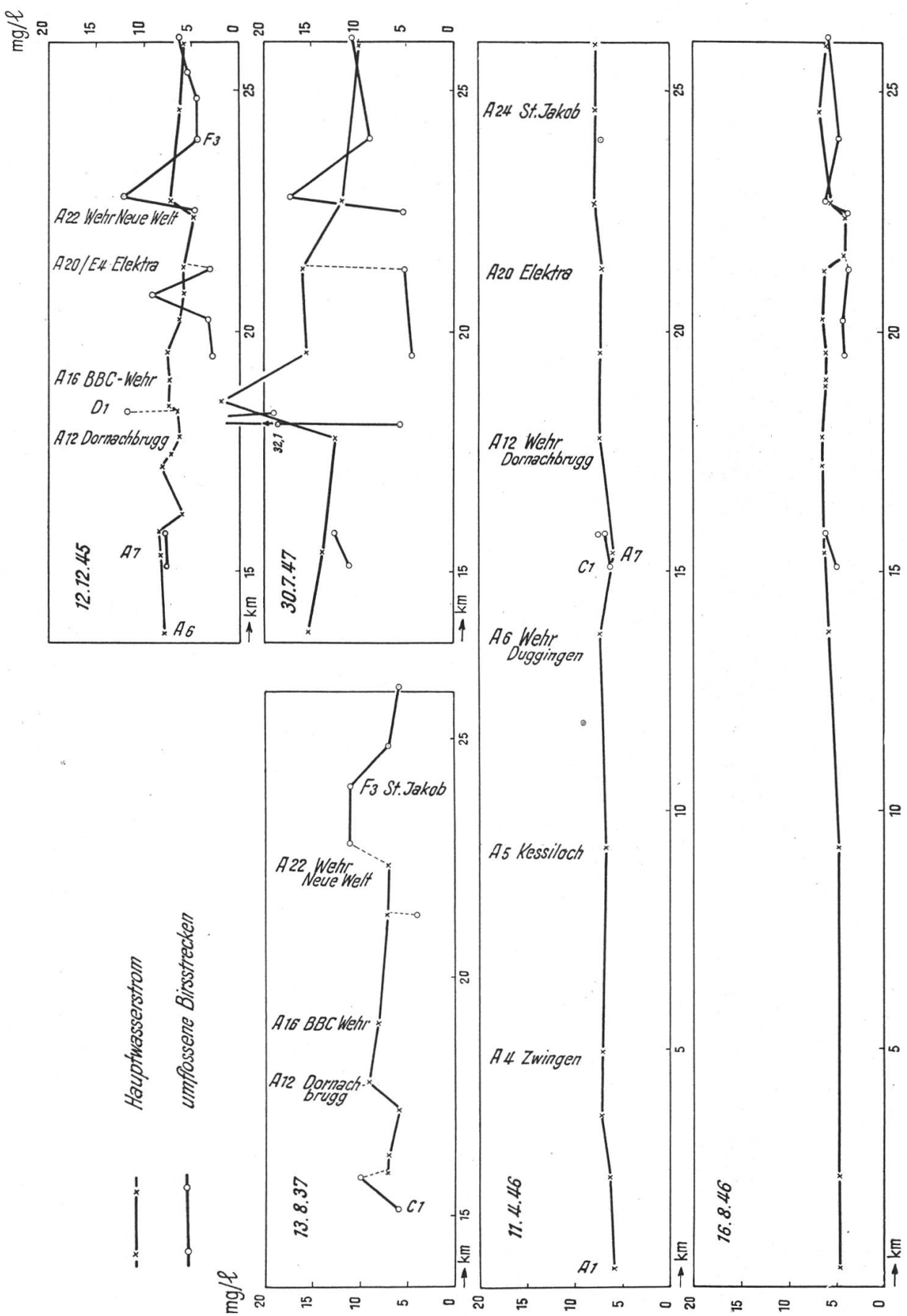


Abbildung 135. Längsprofile des Kaliumpermanganat-Verbrauchs

Nach den Werten der Tagesquerschnitte wirken sich die an der bernisch-basellandschaftlichen Kantonsgrenze bei Angenstein im Kanal (Hauptwasserstrom) und in der umflossenen Birsstrecke anfallenden organischen Substanzen so aus, wie wenn dort die Abwässer einer Stadt von 13 000 bis 22 000 Einwohnern eingeleitet würden. Wenn man bedenkt, dass die zwischen Angenstein und der Mündung des St. Alban-Teiches in den Rhein angeschlossenen Kanalisationen zusätzlich die Abwässer von einer geringeren Einwohnerzahl, nämlich 11 500 Personen, dem Hauptwasserstrom zuführen, so ist deutlich ersichtlich, welche beträchtliche Verunreinigung der durch den Kanton Baselland fliessende Unterlauf der Birs aus deren bernischem und solothurnischem Einzugsgebiet zu übernehmen hat.

Würde im Vorfluter oberhalb Angenstein keine Selbstreinigung stattfinden, so wäre ein Anfall von rund 50 000 Einwohnergleichwerten zu erwarten. Durch die Selbstreinigung findet somit ein Abbau auf etwa ¼ bis ½ des ursprünglichen Anfalls an organischen Substanzen statt.

Tägliche Schwankungen

Die tägliche Ganglinie der Einzelwerte des BSB_5 bei A 7 gibt ein wenig klares Bild der zeitlichen Verteilung des Anfalls biochemisch oxydierbarer organischer Stoffe. Wir bilden deshalb aus je drei Werten sogenannte übergreifende Mittel. In der Ganglinie dieser übergreifenden Mittel sind nun deutlich je zwei Maxima und zwei Minima des BSB_5 zu erkennen; diese erscheinen jedoch an beiden Untersuchungstagen zeitlich verschoben. Am 16. 8. 1946 stieg der BSB von 6–11 Uhr morgens steil an, um dann ebenso steil wieder abzufallen. Im Tagesquerschnitt vom 11./12. 4. 1946 war dieses Maximum ebenfalls zu erkennen, es war aber viel breiter und dauerte bis in den Nachmittag an. Ein zweites Maximum trat im August am späten Abend (etwa 1800–2000), im April dagegen erst vor Mitternacht auf. Man sieht jedenfalls, dass der tägliche Gang des Anfalls biochemisch oxydierbarer Substanzen je nach den in der oberhalb der Probefassungsstelle gelegenen Abbaubedingungen und je nach den Abflussmengen sehr verschieden sein kann. Bemerkenswert ist auch, dass das absolute Konzentrations-Maximum im August trotz des kleineren Mittelwertes grösser war als im April.

Auffallend ist ferner der Unterschied der Ganglinie von BSB und Kaliumpermanganatverbrauch, was zeigt, dass die zeitlichen Schwankungen des Anfalls biochemisch oxydierbarer und rein chemisch oxydierbarer Substanzen nicht zusammenfallen. Dies dürfte damit zu-

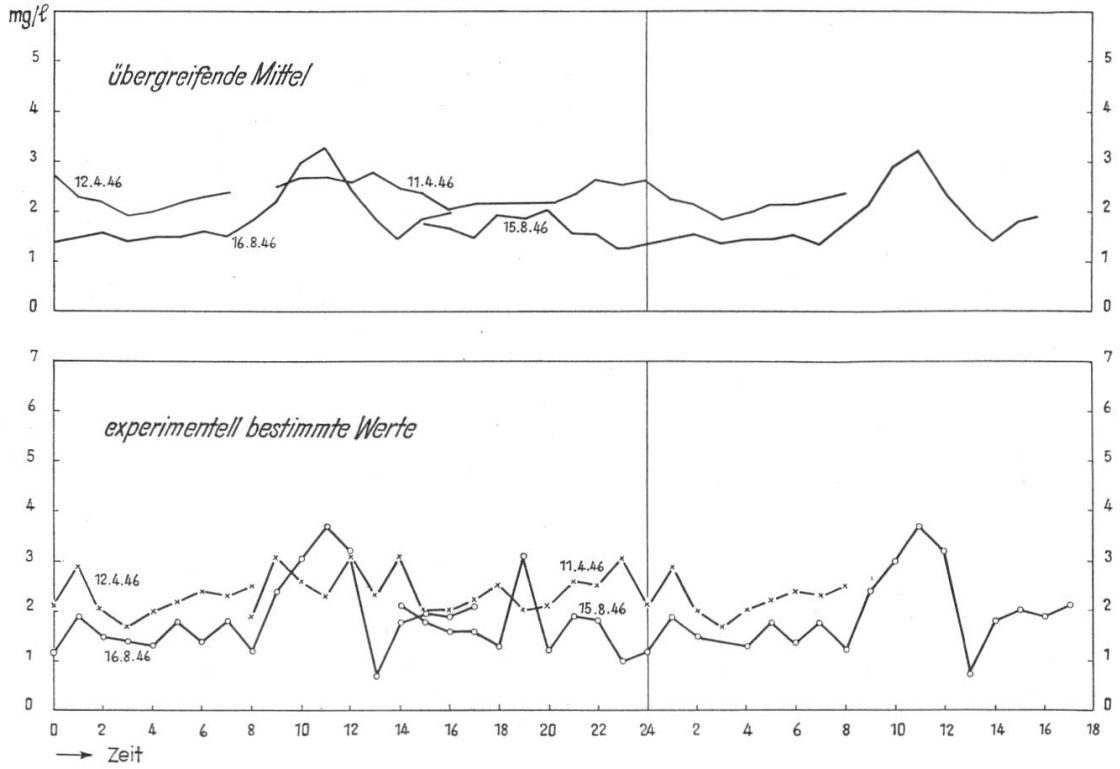


Abbildung 136. Täglicher Gang des Biochemischen Sauerstoffbedarfs (BSB_5) bei A 7

sammenhängen, dass die vorhandene organische Verunreinigung nicht das Ergebnis der Verunreinigung eines einheitlichen Abwassers ist; sie stellt offenbar das Produkt der Einleitung von mindestens zwei Abwässern, welche ein verschiedenes Verhältnis zwischen biochemischem und rein chemischem Sauerstoffbedarf besitzen, dar. Als Beispiel sei hier noch auf die ausgeprägte Spitze der Ganglinie des $KMnO_4$-Verbrauchs

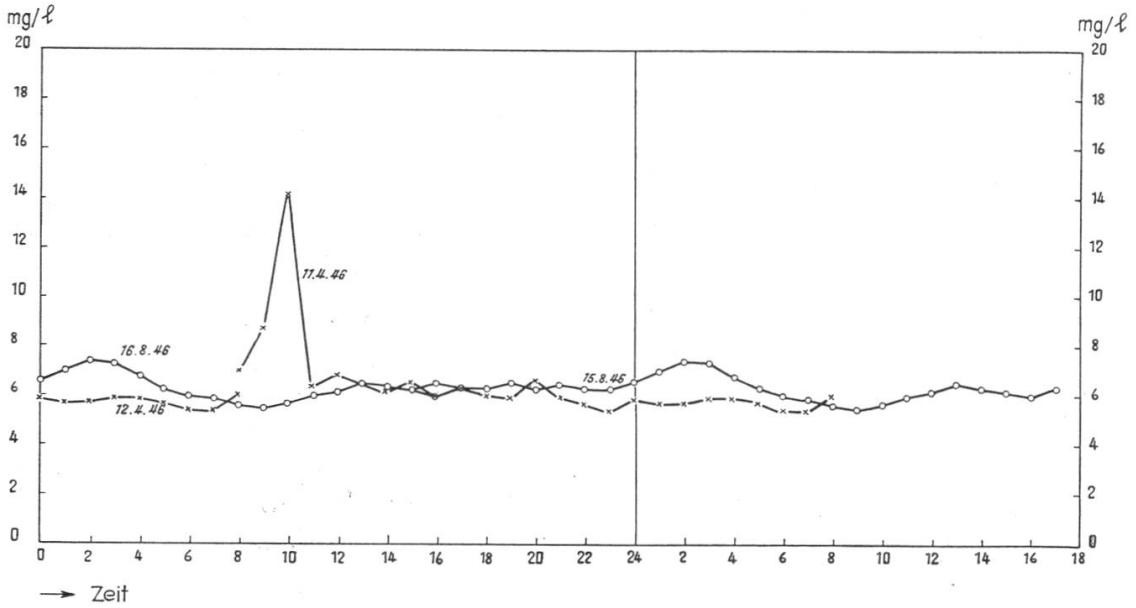


Abbildung 137. Täglicher Gang des Kaliumpermanganat-Verbrauchs bei A 7

vom 11. 4. 1946 um 1000 verwiesen, welche in der BSB_5-Ganglinie kein Äquivalent besitzt.

Bei C 1, in der umflossenen Birsstrecke, besitzt die tägliche Ganglinie des BSB_5 einen ganz anderen Verlauf, was insofern nicht erstaunlich ist, als die Fliesszeit zwischen dem Wehr, wo sich Kanal und Birs trennen, und A 7 weniger als eine Stunde, zwischen Wehr und C 1 dagegen mehrere Stunden beträgt. Bei C 1 tritt deshalb eine Verzögerung des Anfalls organischer Substanzen ein, was zusammen mit den täglichen Schwankungen der Abbaubedingungen den abweichenden Verlauf der Ganglinie des BSB_5 erklären lässt.

Der mittlere BSB_5 der umflossenen Birsstrecke war an beiden Tagen, an denen Tagesquerschnitte durchgeführt wurden, niedriger als derjenige des Kanals. Dies muss z. T. auf die längere und günstigere Selbstreinigungsmöglichkeit und z. T. auf die Beimischung von nicht oder wenig verunreinigtem Grundwasser zurückgeführt werden.

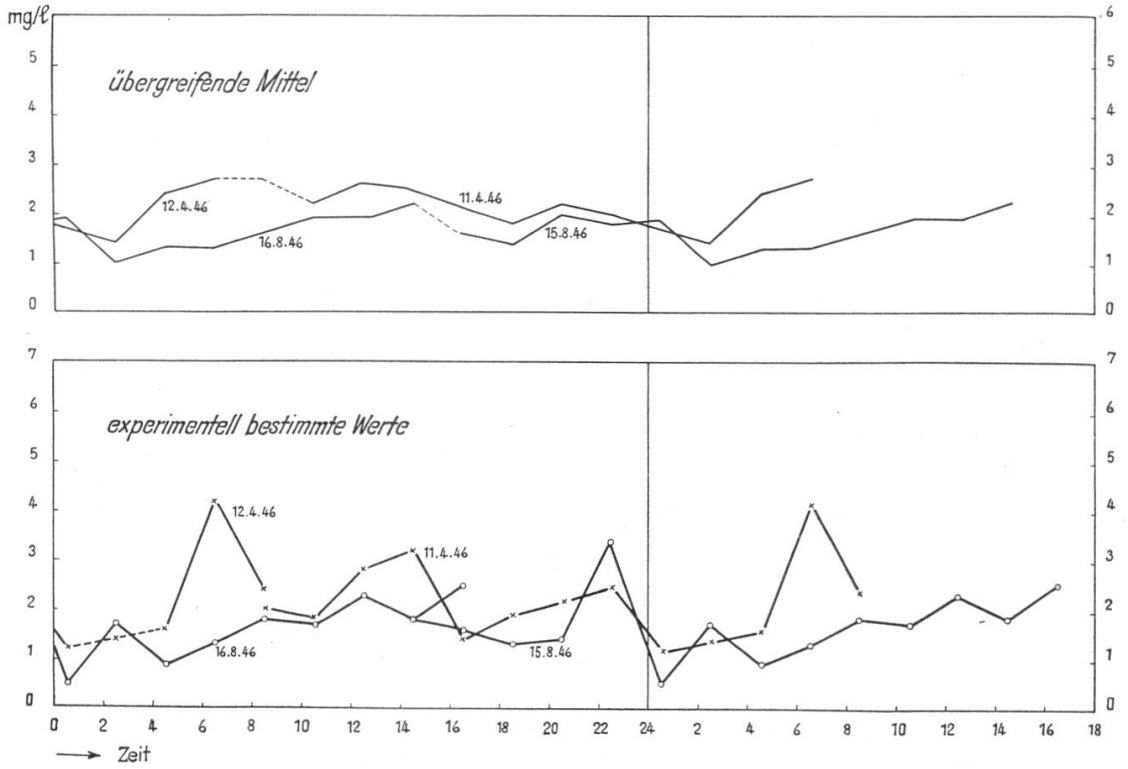


Abbildung 138. Täglicher Gang des Biochemischen Sauerstoffbedarfs (BSB_5) bei C 1

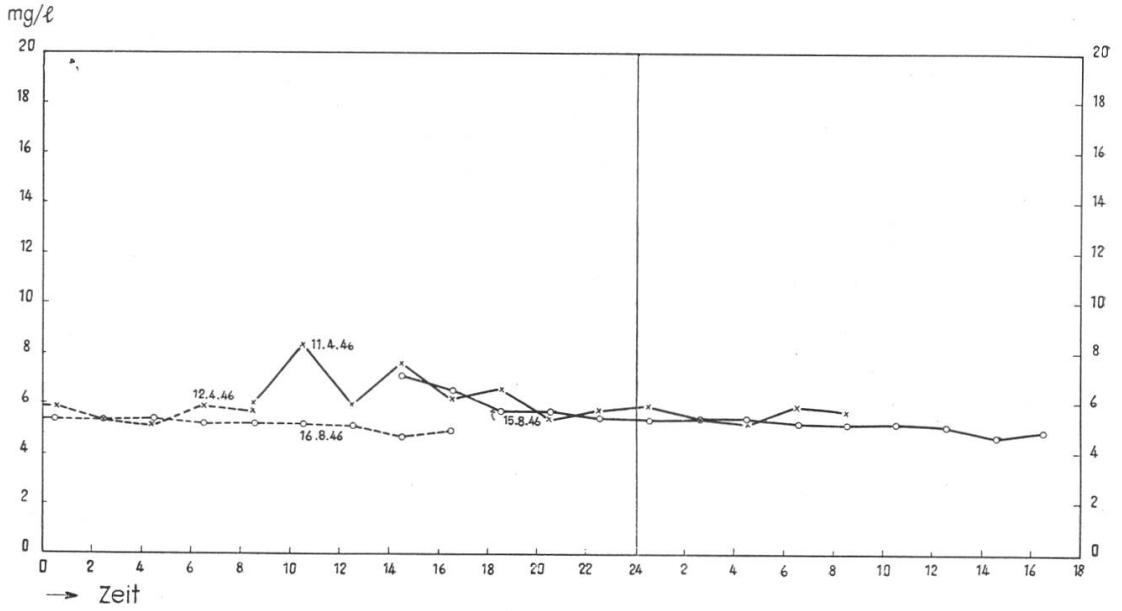


Abbildung 139. Täglicher Gang des Kaliumpermanganat-Verbrauchs bei C 1

2. Der Hauptwasserstrom von Angenstein bis zum Rhein

Änderungen im Längsprofil

Unterhalb Aesch wird der Hauptwasserstrom durch verschiedene Abwasserzuleitungen weiter verunreinigt. Die Verteilung der BSB_5-Werte im Längsprofil zeigt jedoch, dass die einzelnen Werte z. T. durch örtliche und zeitliche Besonderheiten stark beeinflusst sind. Zum Beispiel dürfte bei der linksufrig erfolgten Probefassung A 14 vom 20. 7. 1947 die Durchmischung noch sehr unvollständig gewesen und durch die Probe noch zur Hauptsache das der umflossenen Birsstrecke entstammende Wasser erfasst worden sein. Andererseits hatte am 16. 8. 1946 die am gleichen Ufer wie die Mündung des Reinacher Dorfbaches und nur 65 m flussabwärts derselben gelegene Station A 15 sogar einen niedereren BSB_5-Wert als A 12, während sowohl die am andern Ufer gelegene A 16 sowie der Kanal (A 17) am selben Tage Werte besassen, die gegenüber denjenigen von A 12 deutlich erhöht waren. Es scheint somit, dass die Abwasserfahne des Reinacher Baches nicht dem linken Ufer entlang streicht, sondern von dem abzweigenden Kanal angezogen wird.

Diese Verhältnisse bedingen, dass wir uns auf eine Darstellung des allgemeinen Charakters der Gewässerstrecke beschränken müssen:

Zwischen der Wasserrückgabe des Angensteiner Kanals und Dornachbrugg heben sich – generell gesehen – die Wirkungen von zusätzlichen Abwasserzuflüssen und Selbstreinigungsvorgängen ungefähr auf.

Durch die Einmündung der umflossenen Birsstrecke von Dornachbrugg und des Reinacher Dorfbaches erfährt der BSB_5 bei A 16 an ein-

zelnen Tagen eine Erhöhung (12. 12. 1945, 16. 8. 1946); an anderen bleibt er trotz der stattfindenden Verunreinigungen konstant (1. 6. 1934, 13. 8. 1937).

Gesamthaft betrachtet, findet, soweit erkannt werden kann, zwischen der Abwassereinleitungsgruppe von Dornachbrugg/Reinach und derjenigen des Arlesheimer Dorfbaches und von Münchenstein II eine Selbstreinigung statt, welche jedoch aus oben erwähnten Gründen auch nicht annähernd quantitativ erfasst werden kann. Sie ist durch die Abnahme des BSB_5 zwischen A 16 einerseits und A 17 und A 18 andererseits am 12. 12. 1945, zwischen A 12 und A 17 am 11. 4. 1946 und A 17 und A 18 am 16. 8. 1946 angedeutet.

Die Selbstreinigung bedingt, dass der BSB_5 an einzelnen Untersuchungstagen zwischen Wehr und Wasserrückgabe des Kanals abnahm, obwohl auf dieser Strecke unterhalb A 18 weitere bedeutende Verunreinigungen erfolgen. Besonders auffallend ist die Abnahme zwischen A 17 und A 20 am 30. 7. 1947; diese gute Selbstreinigung wurde z. T. dadurch ermöglicht, dass der Arlesheimer Dorfbach an diesem Tage vom Pächter des Weidenhofes zu Bewässerungszwecken vollständig leergepumpt und diese Verunreinigung dadurch dem Vorfluter entzogen worden war.

Zusammenfassend erkennen wir jedenfalls in den BSB_5-Längsprofilen der verschiedenen Untersuchungstage, dass der Verunreinigungsgrad der Birs (Hauptwasserstrom) unterhalb Angenstein entweder verringert wird oder aber doch nicht in dem Masse eine Vergrösserung erfährt, wie sie bei fehlender Selbstreinigung aus der zusätzlich stattfindenden Verunreinigung zu erwarten wäre.

Tägliche Schwankungen

Aus der Darstellung der Ganglinie der übergreifenden BSB_5-Mittel (Abbildung 140) ist die tägliche Schwankung der biochemisch oxydierbaren Substanzen bei St. Jakob (A 24) an den beiden Tagesquerschnitt-Untersuchungstagen ersichtlich. Ein sehr ausgeprägtes Maximum war vor allem am Nachmittag des 15. 8. 1946 vorhanden. Da in den vorangehenden Stunden bei A 7 noch keine Beobachtungen ausgeführt wurden, lässt sich nicht direkt entscheiden, ob die dieses Maximum verursachende Verunreinigung von oberhalb oder von unterhalb Angenstein stammt; betrachten wir aber bei A 7 die Kurve des nachfolgenden Tages, so stellen wir dort etwa zwischen 0900 und 1300 ebenfalls ein ausserordentliches Maximum fest, dessen Spitze um 1100 beobachtet

wurde. Da die mittlere Fliesszeit zwischen A 7 und A 24 etwa 7 bis 8 Stunden beträgt und die Untersuchungen bei A 24 um 1700 abgebrochen wurden, konnte das Erscheinen dieser Spitze bei A 24 nicht mehr festgestellt werden. Immerhin sind die am 15. 8. 1946 bei A 24 und die am 16. 8. 1946 bei A 7 beobachteten Maxima so auffällig, dass wir vorläufig als Arbeitshypothese annehmen wollen, sie hätten ihre Ursache in einer zur gleichen Tageszeit stattgefundenen Verunreinigung, deren genauer Zeitpunkt der Einleitung und deren Ausmass an den beiden Tagen etwas verschieden sein mag. Betrachten wir nun die Kurven der übergreifenden BSB_5-Mittel, so stellen wir für diese Maxima zwischen A 7 und A 24 eine Phasendifferenz von ca. 7 Stunden fest. Da diese Differenz der mittleren Fliesszeit entspricht, kommt unserer Annahme, die das bedeutende BSB_5-Maximum bei A 24 verursachende Verunreinigung finde oberhalb Angenstein statt, eine grosse Wahrscheinlichkeit zu.

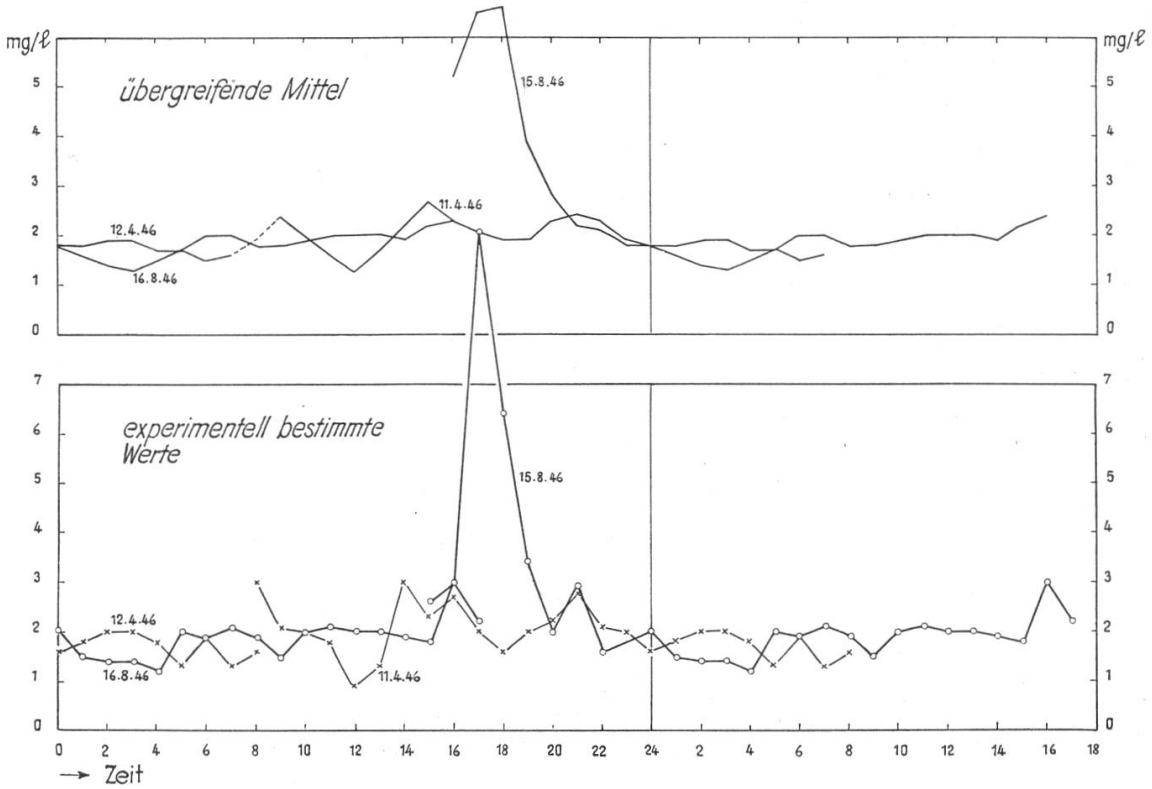


Abbildung 140. Täglicher Gang des Biochemischen Sauerstoffbedarfs (BSB_5) bei A 24

Bestätigt wird schliesslich diese Annahme, wenn wir die Verhältnisse am 11. 4. 1946 betrachten: Das bei A 7 um Mittag beobachtete breite Maximum erschien bei A 24 am späten Abend: die Spitzen der Kurve der übergreifenden Mittel zeigen eine Phasendifferenz von etwa 8 Stunden.

Die übrigen Schwankungen der BSB_5 bei A 24 können nicht sicher mit solchen bei A 7 verglichen werden. Zum Teil dürften sie eben ihre

Ursache in Verunreinigungen, welche zwischen A 7 und A 24 stattfinden, haben. Besonders gilt dies für die am 11. 4. 1946 etwa zwischen 1400 und 1600 beobachtete Spitze. Eigentümlich erscheint allerdings das sehr frühe Auftreten der Morgenspitze des 16. 8. 1946. In den Einzelwerten des BSB_5 zeigt sich ein plötzlicher Anstieg zwischen 0400 und 0500. Vielleicht handelt es sich hier um das Eintreffen der Verunreinigung, welche die Station A 7 vor Mitternacht passiert hat.

Wie bei Station A 7 zeigt sich auch bei Station A 24 keine Beziehung zwischen dem täglichen Gang des BSB_5 und demjenigen des Kaliumpermanganatverbrauchs. In den Ganglinien vom 11. 4. 1946 treten einige ausgeprägte Spitzen auf, welche vermutlich auf in kurzer Zeit erfolgte Verunreinigungen mit rein chemisch oxydierbaren Substanzen beruhen.

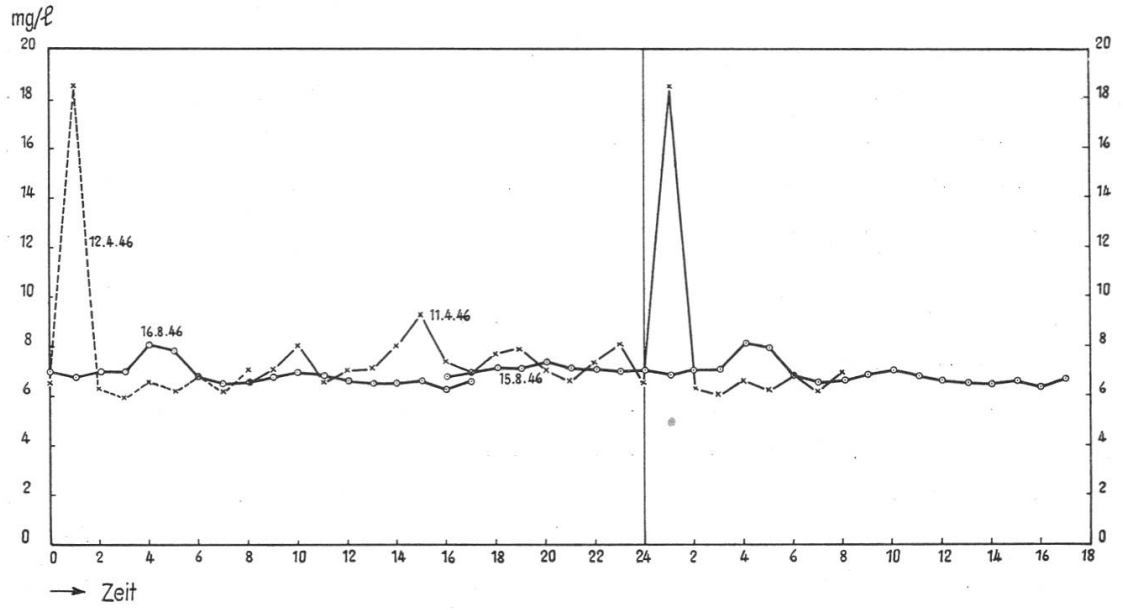


Abbildung 141. Täglicher Gang des Kaliumpermanganat-Verbrauchs bei A 24

Anfall organischer Substanzen bei St. Jakob im Vergleich zum Anfall bei Angenstein

Die Änderung des Anfalls biochemisch oxydierbarer organischer Substanzen zwischen Angenstein (A 7 und C 1) und St. Jakob (A 24) lässt sich aus den Tagesquerschnitten ermitteln.

Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, dass die BSB_5-Mittelwerte des 15./16. 8. 1946 durch die bereits erwähnten Maxima stark beeinflusst sind. Die das Maximum im Tagesquerschnitt von A 24 verursachende Verunreinigung des 15. 8. 1946 hat jedoch auf Grund der festgestellten Werte ein etwas grösseres Ausmass besessen als die Verunreinigung des 16. 8. 1946, die im Tagesmittel von A 7 zum Ausdruck kommt. Der

Mittelwert des BSB_5 von A 7 ist somit nicht streng mit demjenigen von A 24 vergleichbar. Wir führen deshalb nachfolgend die Berechnung der am 15./16. 8. 1946 stattgefundenen Veränderung biochemisch oxydierbarer organischer Substanzen sowohl mit als auch ohne Berücksichtigung der störenden Maxima[31]) aus.

Untersuchungs-Serie	11./12. 4. 1946	15./16. 8. 1946	15./16. 8. 1946 (ohne störende Maxima)
Mittlerer BSB_5 im Hauptwasserstrom bei A 24 in mg/l	1,95	2,34	1,87
Anfall an biochemisch oxydierbaren organischen Substanzen bei A 24 in kg BSB_5/Tag	1 050	910	730
in Einwohnergleichwerten:			
Bei St. Jakob (A 24)	19 500	16 900	13 500
Oberhalb Angenstein (A 7 und C 1)	22 000	13 000	11 200[32])
Veränderung	— 2 500	+ 3 900	+ 2 300

Obwohl zwischen Angenstein und St. Jakob die Einleitung der Abwässer von rund 11 500 Personen erfolgte, hatte der Biochemische Sauerstoffbedarf auf dieser Strecke am 15./16. 8. 1946 (ohne Berücksichtigung der störenden Maxima) nur eine Zunahme um rund 2 300 Einwohnergleichwerte und am 11./12. 4. 1946 sogar eine Abnahme um rund 2 500 Einwohnergleichwerte erfahren.

Rückblickend können wir an Hand der Längsprofile und aus dem Vergleich der Tagesquerschnitte nochmals feststellen, dass die Hauptquellen der Verunreinigung im Einzugsgebiet oberhalb Angenstein gelegen sind und dass der Hauptwasserstrom unterhalb Angenstein ein Selbstreinigungsvermögen besitzt, das die zusätzlichen Verunreinigungen weitgehend abzubauen vermöchte.

Der durchschnittliche Kaliumpermanganatverbrauch erfährt zwischen Aesch und St. Jakob eine leichte Zunahme, wie folgender Vergleich von Mittelwerten der Tagesquerschnitte zeigt:

	11./12. 4. 1946	15./16. 8. 1946
	mg/l $KMnO_4$	
A 7	6,45	6,38
C 1	6,16	5,45
A 24	7,59	6,94

Wahre Oxydationskonstante

Da die von Aesch bis Münchenstein anfallenden Abwässer zum Teil schon vor ihrer Einleitung in den Hauptwasserstrom dem biochemischen

[31]) Störende Maxima: bei A 7 von 0900 bis 1200, bei A 24 von 1600 bis 1900.

[32]) Tagesmittel des BSB_5 bei A 7 = 1,60 mg/l, Tagesanfall = 540 kg/Tag, Tagesanfall bei A 7 und C 1 = 600 kg/Tag.

Abbau unterworfen sind (z. B. umflossene Birsstrecke bei Dornachbrugg, Arlesheimer Dorfbach usw.), rechnen wir bei der Schätzung der wahren Oxydationskonstante des Hauptwasserstromes mit einem rund 9 500 Einwohnern entsprechenden zusätzlichen Anfall zwischen A 7 und A 24 (d. h. mit ca. 6 g BSB_5 pro Sekunde). Die Grundlage für die grössenordnungsmässige Berechnung der wahren Oxydationskonstante k′ sind dann:

	11./12. 4. 1946 Tagesmittel	15./16. 8. 1946 Tagesmittel	15./16. 8. 1946 Tagesmittel ohne störende Maxima
BSB_5 aus dem Einzugsgebiet oberhalb Angenstein g/sec	13,7	7,9	6,9
BSB_5 durch zusätzliche Verunreinigung g/sec	6,0	6,0	6,0
BSB_5 total g/sec	19,7	13,9	12,9
BSB_5 total umgerechnet auf Abfluss bei A 24 mg/l = $B_{(1)}$	3,15	3,09	2,87
BSB_5 bei A 24 = $B_{(2)}$	1,95	2,34	1,87
$\triangle$ B	1,2	0,75	1,0
$\triangle$ B: $B_{(1)}$	0,38	0,24	0,35
Mittlere Fliesszeit der ursprünglichen Verunreinigung, Tage	0,32	0,32	0,32
Mittlere Fliesszeit der zusätzlichen Verunreinigung, Tage	0,14	0,14	0,14
Mittlere Fliesszeit der Gesamtverunreinigung Tage = T	0,27	0,24	0,24
$k' = \frac{-\log 1-a}{T}$	0,8	0,5	0,8

Die wahre Oxydationskonstante k′ kann demnach sowohl am 11./12. 4. 1946 und am 15./16. 8. 1946 zu ungefähr k′ = 0,8 geschätzt werden. Eine Temperaturabhängigkeit ist somit aus diesen Untersuchungen nicht zu erkennen.

Mit Hilfe obiger Grundlagen kann nun auch näherungsweise berechnet werden, welcher Anteil der gesamten Verunreinigung (biochemisch oxydierbare Substanzen) bei A 24 aus dem bernisch-solothurnischen Einzugsgebiet und welcher aus den Gemeinden Pfeffingen, Aesch, Reinach, Dornach, Arlesheim und Münchenstein stammt.

Für die Berechnung dient dabei die Beziehung $B_{(2)} = B_{(1)}\ 10^{-k'T}$

	mg/l 11.12. 4. 1946	mg/l 15./16. 8. 1946	% 11./12. 4. 1946	% 15./16. 8. 1946	% Mittel
Bei A 24 noch vorhandener BSB:					
aus Einzugsgebiet oberhalb Angenstein	1,22	0,85	63	45	54
aus Baselland und Dornach	0,73	1,02	37	55	46
Total	1,95	1,87	100	100	100

Der Anteil der im Einzugsgebiet oberhalb Angenstein stattfindenden Verunreinigungen beträgt auf Grund dieser

Werte etwa die Hälfte der bei A 24 vorhandenen Gesamtverunreinigung. In Wirklichkeit ist der Anteil jedoch noch grösser, da in diesen Zahlen die stossweise anfallenden Verunreinigungen, wie sie z. B. am 15./16. 8. 1946 ausgeprägt in Erscheinung traten, nicht berücksichtigt sind.

Zur Prüfung des Wertes für k′ ziehen wir noch vergleichsweise die im Längsprofil vom 30. 7. 1947, bei extrem hoher Temperatur, beobachteten Verhältnisse bei. Da es sich bei den diesbezüglichen Beobachtungen nur um solche von Einzelproben handelt, kommt dem Vergleich natürlich nur orientierender Charakter zu. Der Anfall an biochemisch oxydierbaren Stoffen bei A 7 und C 1 entsprach einem BSB_5 von 11,8 g/sec. Den zusätzlichen Anfall schätzen wir, da an diesem Tag der Arlesheimer Dorfbach mit seinen rund 1500 Einwohnern als Verunreinigungsquelle wegfiel, zu 5,5 g/sec. Der theoretisch bei A 24 vorhandene BSB_5 würde sich dann wie folgt zusammensetzen:

Bei A 24 noch vorhandener BSB:	mg/l	%
aus Einzugsgebiet oberhalb Angenstein . .	2,77	61
aus Baselland und Dornach	1,80	39
Total	4,57	100

In Wirklichkeit wurden bei den oberhalb und unterhalb A 24 liegenden Stationen[33]) A 20 und 25 BSB_5-Werte von 4,5 bzw. 4,7 bestimmt, was grössenordnungsmässig mit dem theoretisch zu erwartenden Wert (4,57) übereinstimmt.

Unsere Betrachtung der Verhältnisse vom 30. 7. 1947 veranschaulicht deutlich, dass es nicht genügen würde, allein die Abwässer der Ortschaften zwischen Aesch und Münchenstein zu reinigen, um im Unterlauf des Hauptwasserstromes einen annehmbaren Reinheitsgrad zu erreichen.

Wie aus den im Längsprofil vom 12.12. 1945 beobachteten Verhältnissen hervorgeht, hat offenbar der Wert k′ = ca. 0,8 keine Geltung bei Wassertemperaturen, die nahe dem Nullpunkt liegen.

Wir finden damit die von Viehl auf Grund von Versuchen geäusserte Ansicht, dass der Einfluss der Temperatur auf den aeroben Abbau der organischen Substanz verhältnismässig gering ist und erst bei Temperaturen nahe dem Nullpunkt eine stärkere Verzögerung der Abbaugeschwindigkeit eintritt, durch Beobachtungen an einem natürlichen Gewässer bestätigt.

---

[33]) Bei A 24 wurde an diesem Tage keine Probe erhoben; der Wert von A 23 erscheint bei Betrachtung der ganzen Reihe als zufällig.

3. Die vom Kanal der Spinnerei Angenstein umflossene Birsstrecke von Aesch bis zur Wasserrückgabe des Kanals

Gesamthaft betrachtet ist die Belastung dieser Birsstrecke mit biochemisch oxydierbaren organischen Substanzen an ihrem unteren Ende (C 2 und C 3) meist grösser als an ihrem oberen Ende (C 1). Diese stärkere Verschmutzung äussert sich auch in flussabwärts zunehmenden Permanganatwerten und z. T. im Auftreten von grösseren Ammoniak-Konzentrationen.

Die Probefassung am untern Ende der Flusstrecke erfolgte zumeist am rechten Ufer. Lediglich am 11. 4. 1946 wurden sowohl linksufrig (C 2) als auch rechtsufrig (C 3) Proben gefasst. Die dabei festgestellte grosse Differenz zwischen den BSB_5-Werten der beiden Ufer zeigt, dass offenbar noch keine genügende Durchmischung der eingeleiteten Abwasser mit dem Birswasser stattgefunden hatte und dass die nur linksufrig gefassten Proben den Gesamtanfall an organischen Substanzen nicht vollständig erfassen. Für den zahlenmässigen Vergleich des Anfalls bei C 1 mit demjenigen bei C 2/3 können wir deshalb nur die Werte vom 11. 4. 1946 (Mittel der Proben bei C 2 und C 3) sowie denjenigen vom 30. 7. 1947, an welchem Tag die Probe dank der geringen Wasserführung etwa in der Flussmitte gefasst werden konnte, verwenden. – Die mittlere Fliesszeit zwischen C 1 und C 2/3 beträgt bei Niederwasser etwas über 3 Stunden. Die am 11. 4. 1946 um 1630 bei C 2/3 gefassten Proben sind demnach etwa mit den bei C 1 um 1230 und 1430 gefassten zu vergleichen.

Der BSB_5Anfall der in die Birsstrecke zwischen C 1 und C 2 eingeleiteten Abwässer (1590 Personen) kann auf etwa 1 g pro Sekunde geschätzt werden. Für eine grössenordnungsmässige Berechnung der wahren Oxydationskonstante k′ erhalten wir folgende Grundlagen. Die Fliesszeit T wird dabei für den 11. 4. 1946 auf Grund der Messungen vom 7. 11. 1946 zu etwa 0,13 Tagen angenommen und für den 30. 7. 1947 zu etwa 0,2 Tagen geschätzt.

	Tag 11. 4. 1946	30. 7. 1947
Abfluss geschätzt m^3/sec	0,6	0,2
BSB_5 bei C 1 mg/l	3,0	5,1
BSB_5 zusätzlich mg/l	1,7	5,0
$B_{(1)}$ (total)	4,7	10,1
$B_{(2)}$ (C 2/3)	3,2	5,9
$\triangle$ B	1,5	4,2
k′	1,3	1,2

Man sieht, dass die biochemische Oxydation etwas rascher als im Hauptwasserstrom erfolgen dürfte.

4. Die vom Kanal der Spinnerei Arlesheim umflossene Birsstrecke

Bei D 1 war der Biochemische Sauerstoffbedarf (BSB_5) am 30. 7. 1947 gegenüber dem Hauptwasserstrom um 1,7 mg/l von 5,8 auf 4,1 mg/l erniedrigt. Vom Wehr bis oberhalb der Kanalisationseinmündung fand

also eine gewisse Selbstreinigung statt. Die Abnahme des Kaliumpermanganatsverbrauchs betrug sogar mehr als die Hälfte des ursprünglichen Wertes. Die mittlere Fliesszeit zwischen dem Wehr und D 1 beträgt etwa 1 Tag. Die wahre Oxydationskonstante kann auf Grund dieser Werte zu ungefähr $k' = 0{,}15$ geschätzt werden.

Durch die Einleitung der Abwässer zwischen D 1 und D 2 wurde der Biochemische Sauerstoffbedarf am 30. 7. 1947 grösser als der im Wasser vorhandene Sauerstoff. Der Kaliumpermanganatverbrauch nahm um 26,3 mg/l zu. Nehmen wir einen Gesamtabfluss von 0,02 m^3/sec (vgl. oben) an, so ergäbe sich ein Permanganatverbrauch von etwa 45 g/Einwohner + Tag. Dieser Wert entspricht tatsächlich der Grössenordnung nach dem nach unseren Abwasseruntersuchungen anzunehmenden. Der Biochemische Sauerstoffbedarf beträgt dementsprechend bei D 2 schätzungsweise 4,1 + 31 = ca. 35 mg/l (Annahme 54 g/Einw.+Tag). Er beträgt nach Durchfliessen der Strecke zwischen D 2 und D 3 noch 12,3 mg/l. Verwendet man zu einer Berechnung diese Werte und schätzt die mittlere Fliesszeit zu 0,76 Tagen, so wird $k' = 0{,}6$. Trotz der stattfindenden Selbstreinigungsvorgänge blieb die Birs bis vor der Vereinigung mit dem Hauptwasserstrom sehr stark verunreinigt. Dies gilt auch für den 12. 12. 1945.

Die Verunreinigung äusserte sich auch am hohen Gehalt an Nitriten und Ammoniak, welche z. T. schon im zugeleiteten Abwasser vorhanden sind, z. T. beim weiteren Abbau der organischen Stoffe entstehen. Wir haben an allen andern Probefassungsstellen in der Birs und den von ihr abzweigenden Kanälen keine so hohen Nitrit- und Ammoniak-Konzentrationen wie bei D 2 und D 3 festgestellt. Dass die Nitrifikationsvorgänge im Sommer rascher verlaufen als im Winter zeigt die Abnahme der Ammoniak-Konzentration am 30. 7. 1947 zwischen D 2 und D 3 von 4,0 auf 1,5 mg/l, während sie am 12. 12. 1945 bei D 3 zehnmal grösser war. Wenn der Nitratgehalt trotzdem konstant blieb, so ist dies offenbar auf den Verbrauch dieses Stoffes durch die Vegetation zurückzuführen.

5. Die vom Kanal der Brown Boveri & Cie. umflossene Birsstrecke

Zwischen E 1 und E 2 führt eine Kanalisation die Abwässer von etwa 70 Personen (1944) zu. Obwohl diese Zufuhr nur eine geringe Verunreinigung erwarten lässt, beobachtet man in allen Längsprofilen zwischen E 1 einerseits und E 2, E 3 und E 4 andererseits eine Zunahme des Biochemischen Sauerstoffbedarfs. Diese eigentümlichen Verhältnisse sind schwierig mit Sicherheit zu beurteilen. Es liegt nahe, daran zu

denken, dass bei der vorhandenen intensiven Algenentwicklung absterbende Pflanzenteile die zusätzlichen biochemisch oxydierbaren Substanzen liefern oder dass es bei den Probeerhebungen eben nicht zu vermeiden war, dass mit dem Wasser auch lebende Algen und andere Vegetationselemente mitgefasst wurden, die dann im Versuch dem biochemischen Abbau unterworfen waren. So täuschen die BSB_5-Werte eine Verunreinigung vor, die dem ausgezeichneten allgemeinen Aspekt des Gewässers in keiner Weise entspricht.

6. Die vom St. Alban-Teich umflossene Birsstrecke

In den Tagesquerschnitten F 3 und F 4 stellten wir folgende mittlere Konzentrations- und Anfallwerte von biochemisch oxydierbaren Substanzen fest:

	11./12. 4. 1946			15./16. 8. 1946	
	F 3	F 4	Mittel	F 4	Mittel [34])
Tagesmittel BSB_5 mg/l . .	2,63	1,92	2,27	1,81	2,15
Abfluss geschätzt $m^3\ sec^{-1}$.	–	–	0,3	–	0,3
Tagesmittel g/sec BSB_5 .	–	–	0,68	–	0,64
Tagesanfall kg/Tag BSB_5 .	–	–	59	–	56
Einwohnergleichwerte . . .	–	–	1090	–	1030

Bei einem Abwasseranfall von 1468 Personen und einer mittleren Fliesszeit von 0,136 Tagen zwischen den Einleitungsstellen und F 3/4 würde die wahre Oxydationskonstante k' am 11./12. 4. 1946 den Wert 0,95 und am 15./16. 8. 1946 den Wert 1,05 besitzen. Diese Werte können besonders wegen des nur roh geschätzten Abflusses lediglich einen grössenordnungsmässigen Anhaltspunkt geben. Doch zeigen sie, dass die biochemische Oxydationsgeschwindigkeit im Mittel nicht wesentlich von derjenigen des Hauptwasserstromes abweichen dürfte.

Das in den Längprofilen zum Ausdruck kommende Ausmass der Abnahme des BSB_5 zwischen F 2 und F 3 war nur zum Teil auf biochemische Abbauvorgänge zurückzuführen. Die Ursache dieser Abnahme lag vor allem in der durch die Grundwasserzutritte stattfindenden Verdünnung.

Das Grundwasser hat hier nur einen bescheidenen Biochemischen Sauerstoffbedarf. Zuverlässige Anhaltspunkte hierüber liefern vor allem die in Pumpwerken erhobenen Wasserproben; am 19. 7. 1945 wurden in den drei rechts der Birs gelegenen Grundwasserpumpwerken BSB_5-Werte zwischen 0,0 und 0,2 bestimmt. Der diesbezügliche Einfluss kommt auch in den gegenüber F 3 erniedrigten BSB_5-Werten der vom

[34]) Geschätzt unter der Annahme, dass das Mittel wie am 11./12. 4. 1946 ca. 118% des Wertes von F 4 betrage.

Grundwasser stärker beeinflussten Station F 4 beim Tagesquerschnitt vom 11./12. 4. 1946 zum Ausdruck.

Viel deutlicher als im Hauptwasserstrom war der tägliche Gang des BSB_5. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die Verunreinigung an einer einzigen (bzw. zwei sehr nahe beieinanderliegenden) Einlaufstelle erfolgt. In der Ganglinie trat sowohl am 11./12. 4. 1946 als auch am 15./16. 8. 1946 ein ausgeprägtes Maximum während des Tages in Erscheinung.

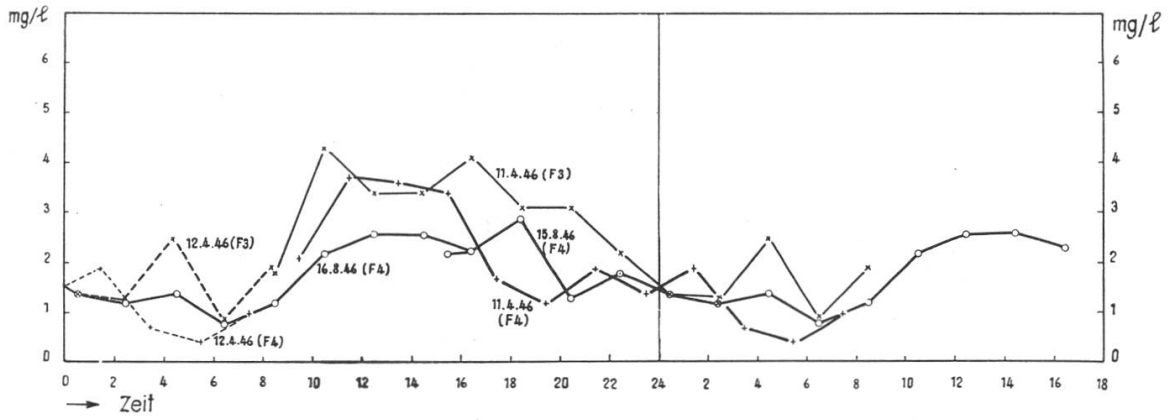


Abbildung 142. Täglicher Gang des Biochemischen Sauerstoffbedarfs bei F 3 und F 4

Auch der Kaliumpermanganatverbrauch besass im allgemeinen während des Tages höhere Werte als in der Nacht; doch war dieser Gang durch eine am 11./12. 4. 1946 um Mitternacht unvermittelt auftretende Spitze gestört. Der mittlere Kaliumpermanganatverbrauch betrug am 11./12. 4. 1946 6,98 (F 3) bzw. 6,41 (F 4) mg/l und am 15./16. 8. 1946 4,29 (F 4) mg/l.

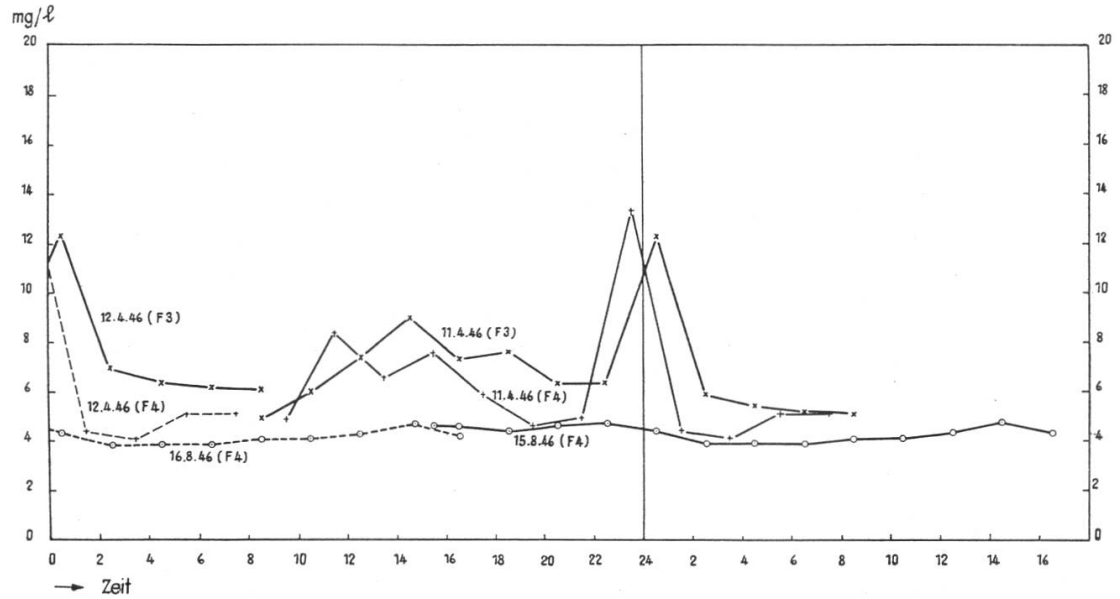


Abbildung 143. Täglicher Gang des Kaliumpermanganat-Verbrauchs bei F 3 und F 4

Auf der vom St. Alban-Teich umflossenen Birsstrecke haben sich die Verhältnisse im Laufe der Untersuchungsjahre dadurch verändert, dass die Kanalisationseinläufe von Muttenz und Freidorf aufgehoben wurden. Ihr Einfluss kommt deshalb lediglich noch im Längsprofil vom 1. 6. 1934 zur Geltung. Wir erkennen ihn z. B. im Anstieg des Biochemischen Sauerstoffbedarfs zwischen F 3 und F 5.

Der Zustand dieser Birsstrecke vor Aufhebung der Kanalisationseinläufe geht auch aus einer am 17. 8. 1921 vom Hygienischen Institut der Universität Basel durchgeführten Untersuchung hervor. Die untersuchte Birsstrecke liegt unterhalb unserer Probefassungsstationen F 3/F 4. Anlass zu den Untersuchungen gaben die im Kapitel A erwähnten Beschwerden betreffend die Einleitung der Kanalisation von Freidorf. Zur Charakterisierung der damaligen Verhältnisse entnehmen wir dem Protokoll des Hygienischen Institutes folgende Werte:

		Probefassungsstelle in der Birs		
		10 m oberhalb Kanalisation	30 m unterhalb Kanalisation	100 m unterhalb Kanalisation
Hydrokarbonate HCO_3'	mval	4,0	3,9	3,9
Chlorid Cl'	mg/l	7	7	7
Nitrat NO_3'	mg/l	22	22	22
Nitrit NO_2'		∅	∅	∅
Freies Ammoniak NH_4'	mg/l	0,04	0,10	0,04
Albuminoides Ammoniak . . .	mg/l	0,07	0,14	0,08
Kaliumpermanganatverbrauch .	mg/l	5,1	7,6	5,6
Abdampfrückstand	mg/l	315	330	330
Glühverlust	mg/l	60	70	70

M. Der Gasstoffwechsel in der Birs und den von ihr abzweigenden Kanälen

1. Die Gewässer oberhalb Angenstein

a) Sauerstoff

Von der Lützelmündung (A 1) bis zum Wehr Duggingen (A 6) war die Sauerstoff-Konzentration bei allen während des Tages ausgeführten Längsprofil-Untersuchungen grösser als der theoretische Sättigungswert. Eine geringe, offenbar mit den Selbstreinigungsvorgängen in Zusammenhang stehende Konzentrationsabnahme war am 11. 4. 1946 unterhalb Zwingen zu verzeichnen. Zwischen den Probefassungsstellen A 6 (Wehr Duggingen) und A 7 (Kanal bei Aesch) war die Sauerstoff-Konzentration an den Nachmittagen des 11. 4. 1946, des 16. 8. 1946 und des 30. 7. 1947 praktisch konstant. Dagegen konnte am 12. 12. 1945 trotz der mit der flussabwärts ausgeführten Untersuchung gegen Mittag fortschreitenden Tageszeit zwischen A 6 und A 7 eine Abnahme der Sauerstoff-Konzentration beobachtet werden, die sogar zu einem kleinen Defizit führte.

Der durch die Assimilationstätigkeit der Pflanzen bedingte tägliche Gang der Sauerstoff-Konzentration war in

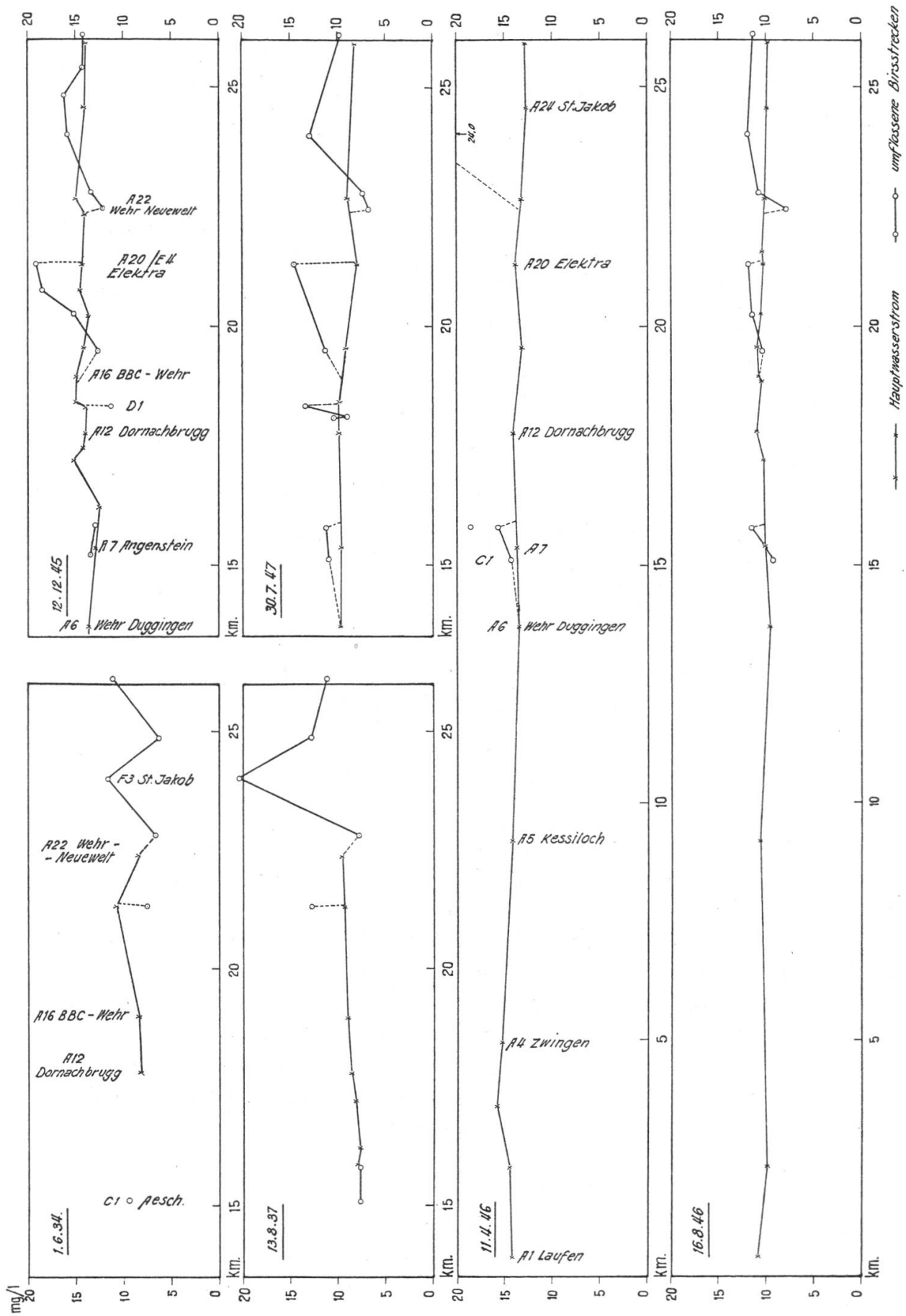


Abbildung 144. Längsprofile der Sauerstoff-Konzentration

den Tagesquerschnitten bei A 7 (Kanal) und noch ausgeprägter in denjenigen bei C 1 (umflossene Birsstrecke) zu erkennen:

Untersuchungs-Serie	11./12. 4. 1946		15./16. 8. 1946	
Station	A 7	C 1	A 7	C 1
Zeit der Konzentrations-Extremwerte				
Maximum	1300	1230	1500	1230
Minimum	2400	0230	2400	0030
Konzentrations-Extrem- und Mittelwerte in mg/l				
Maximum	14,3	14,5	10,7	11,1
Minimum	11,8	11,3	8,9	7,8
Mittel	12,75	12,83	9,54	9,63
Amplitude	2,5	3,2	1,8	3,3
Sättigungs-Indices				
Maximum	131	135	114	118
Minimum	101	96	91	78

Die grössere Amplitude der Sauerstoff-Sättigungskonzentration in der umflossenen Birsstrecke ist nicht nur eine Folge gesteigerter Assimilationstätigkeit, sondern eine solche gesteigerter Lebenstätigkeit überhaupt. Die Bedeutung der Dissimilationsvorgänge geht deutlich aus der

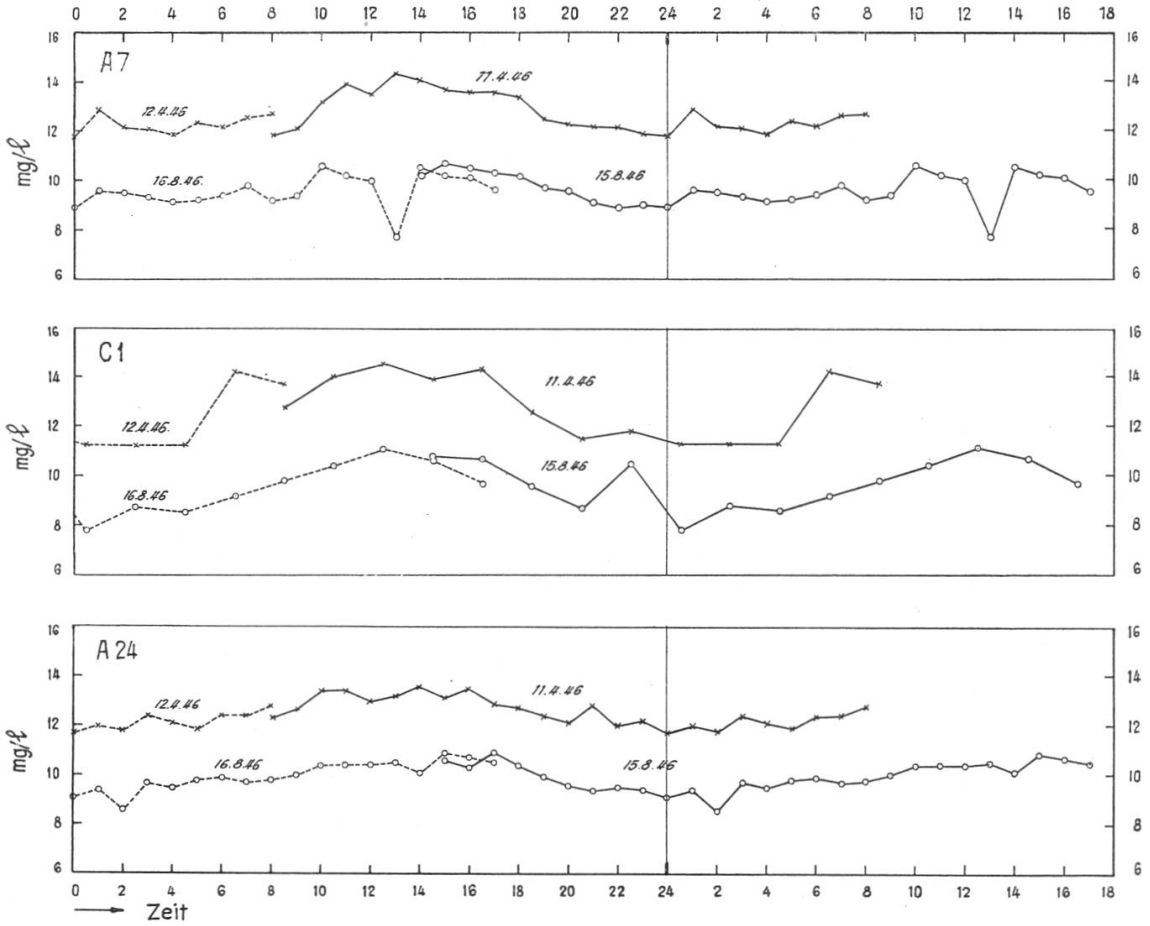


Abbildung 145. Täglicher Gang der Sauerstoff-Konzentration bei A 7, C 1 und A 24

starken Abnahme der Sauerstoff-Konzentration in der Nacht hervor. Diese vermochten in der umflossenen Birsstrecke Defizite von 4 bzw. 22% zu erzeugen, während gleichzeitig im Kanal noch ein Sauerstoffüberschuss bzw. ein geringeres Defizit bestand. Die mittlere Konzentration hielt sich dementsprechend in der umflossenen Birsstrecke (C 1) trotz der gesteigerten Assimilationstätigkeit in der Grössenordnung derjenigen des Kanals (A 7).

Einige Besonderheiten zeigt die Ganglinie der Sauerstoff-Konzentration bei A 7 vom 15./16. 8. 1946. Wie im April sank die Konzentration während des Nachmittags und Abends bis Mitternacht auf den kleinsten Wert. Während jedoch am 11./12.4.1946 der Sauerstoffgehalt dauernd höher als der theoretische Sättigungswert war, bestand in der Nacht vom 15./16. 8. 1946 und in den frühen Morgenstunden des 16. 8. 1946 (2100 bis 0900 h) ein Defizit. Etwa um 1000 h des 16. 8. 1946 begann sich der Himmel zu bedecken. Die Folge davon war eine verminderte Assimilationstätigkeit, was sich in einer allmählichen Abnahme der Sauerstoff-Konzentration zwischen 1000 h und 1200 h äusserte. Sprunghaft verminderte sich schliesslich der Sauerstoffgehalt zwischen 1200 und 1300 h, um dann aber bis 1400 h trotz fehlender Besonnung wieder

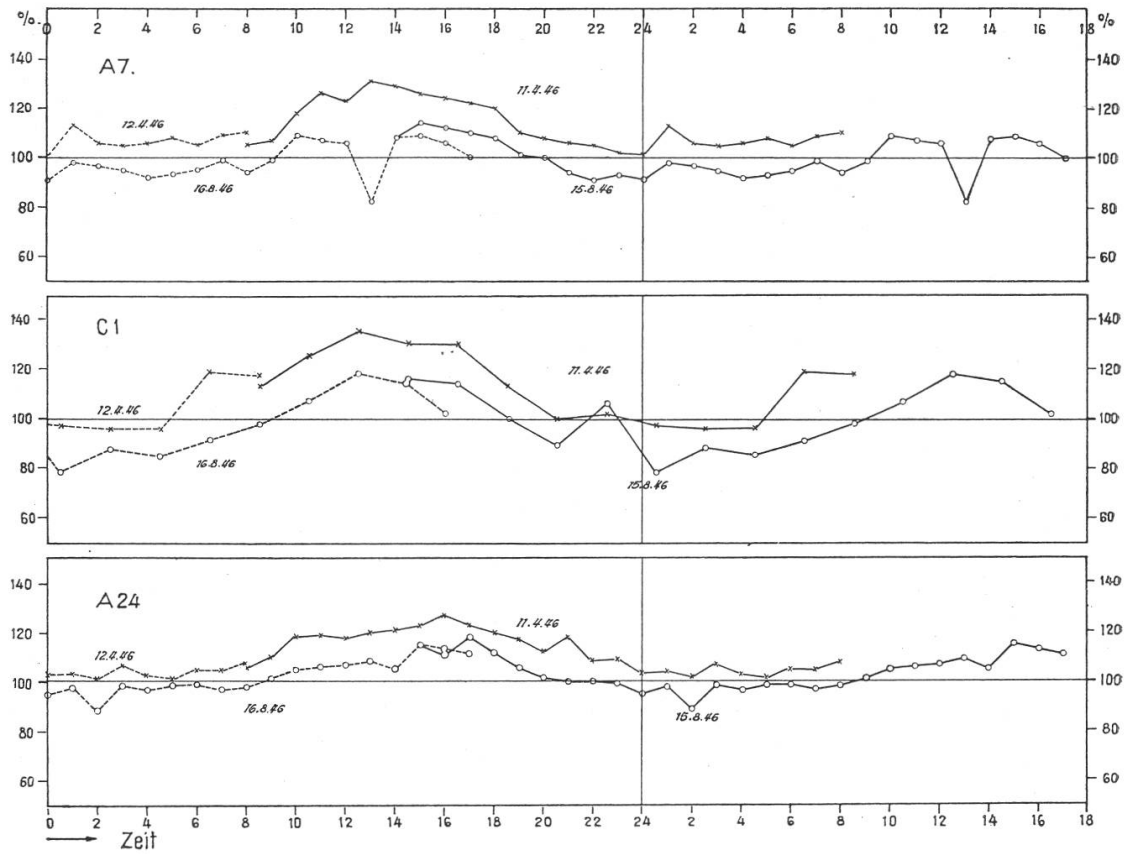


Abbildung 146. Täglicher Gang des Sauerstoff-Index bei A 7, C 1 und A 24

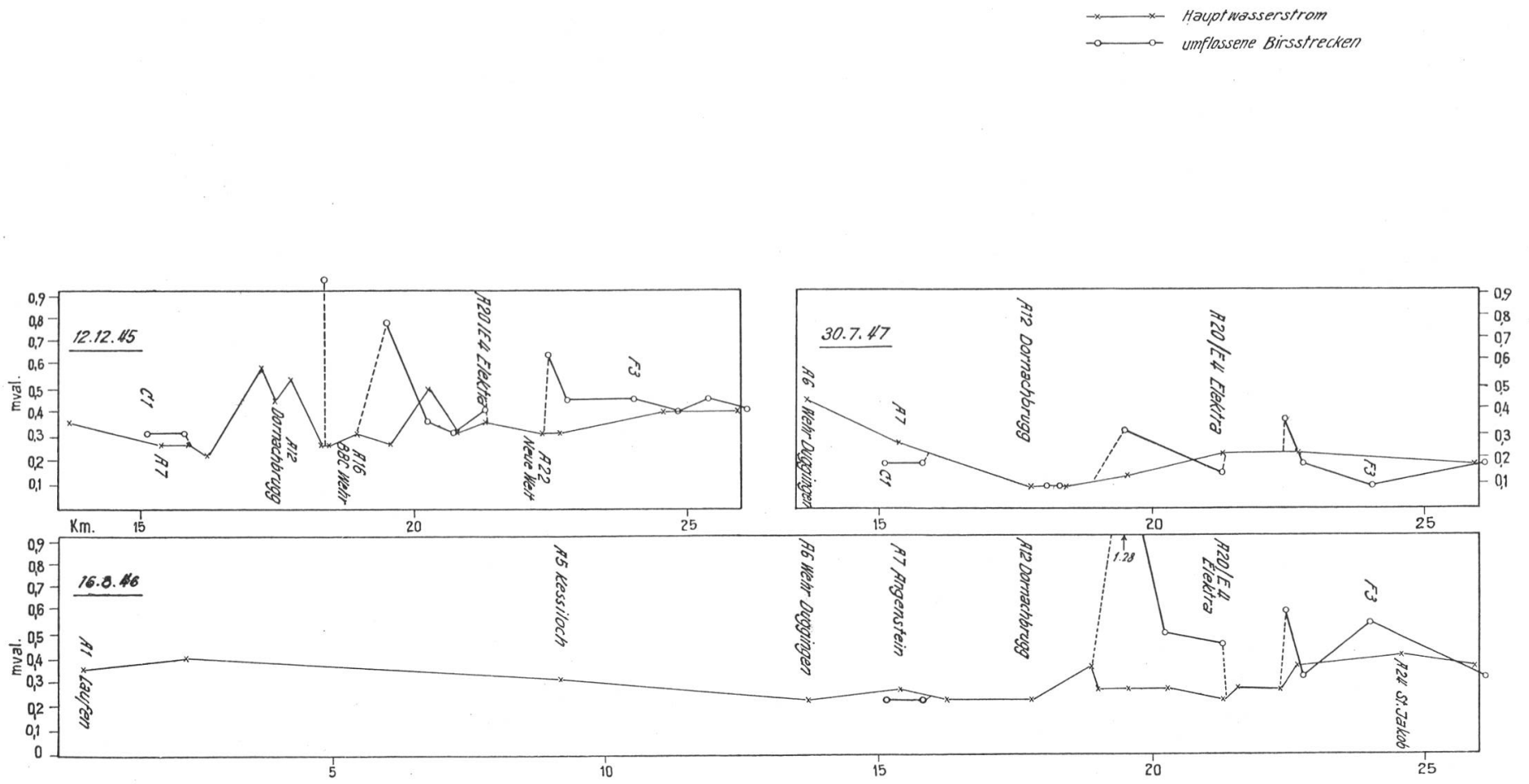


Abbildung 147. Längsprofile der Kohlensäure-Konzentration

ebenso sprunghaft anzusteigen. Es scheint, dass es sich bei dieser Erscheinung um eine Folge des um diese Zeit erfolgten Wetterumschlages handelte. SIERP (1939, S. 248) weist z. B. darauf hin, dass plötzliche Schwankungen des Barometerstandes, wie sie bei Gewittern usw. auftreten, schon oft den Sauerstoffgehalt von Gewässern so weit herabgesetzt haben, dass Fischsterben auftreten konnten. Ähnliche Erfahrungen haben wir auch bei in der Ergolz und im Birsig vorgekommenen Fischsterben gemacht.

Die ungünstigsten Sauerstoffsättigungsverhältnisse waren am relativ sonnenarmen 13. 8. 1937 angetroffen worden; am Morgen dieses Tages bestand bei A 8 ein Defizit von 17%. Als wesentlich günstiger erwies sich in dieser Beziehung trotz höheren Konzentrationen an oxydierbaren organischen Substanzen der sonnige 30. 7. 1947.

b) Kohlensäure

Um den täglichen Gang der Kohlensäure-Konzentration gut überblicken zu können, wenden wir vorteilhaft die Darstellung der Ganglinie der übergreifenden Mittel an. Man sieht aus dieser Darstellung, dass der tägliche Gang bei der Station A 7 sowohl am 11./12. 4. 1946 als auch am 15./16. 8. 46 zwei ausgeprägte Maxima besass. Der Verlauf der Linie gibt einen wertvollen Einblick in die Wechselwirkung von Dissimilations- und Assimilationsvorgängen. Verhältnismässig niedere Kohlensäure-Werte traten zunächst während des Tages auf, da ein grosser Teil der bei den biochemischen Oxydationsvorgängen gebildeten freien Kohlensäure durch Assimilationsvorgänge aufgebraucht wird. Mit der gegen Abend abnehmenden Intensität der Assimilationsvorgänge nahm auch die Kohlensäurekonzentration wieder zu. Der Anstieg erfolgte etwa bis 2100; dann sank die Konzentration offenbar als Folge der verminderten Zufuhr dissimilierbarer organischer Substanzen ab. Der Morgen scheint dann durch starke Dissimilationsvorgänge gekennzeichnet zu sein, deren Endprodukt, die freie Kohlensäure, wegen der zu dieser Zeit geringen Assimilationsvorgänge nicht oder nur unvollständig aufgebraucht wurde. Erst im Laufe des Vormittags trat wieder — verbunden mit einer Erniedrigung der Kohlensäure-Konzentration — ein gewisses Gleichgewicht zwischen Dissimilations- und Assimilationsvorgängen ein.

Von den im Kanal (A 7) festgestellten Konzentrations-Maxima trat in der umflossenen Birsstrecke (C 1) nur noch das abendliche in den beiden Tagesquerschnitten deutlich in Erscheinung. Es war durch

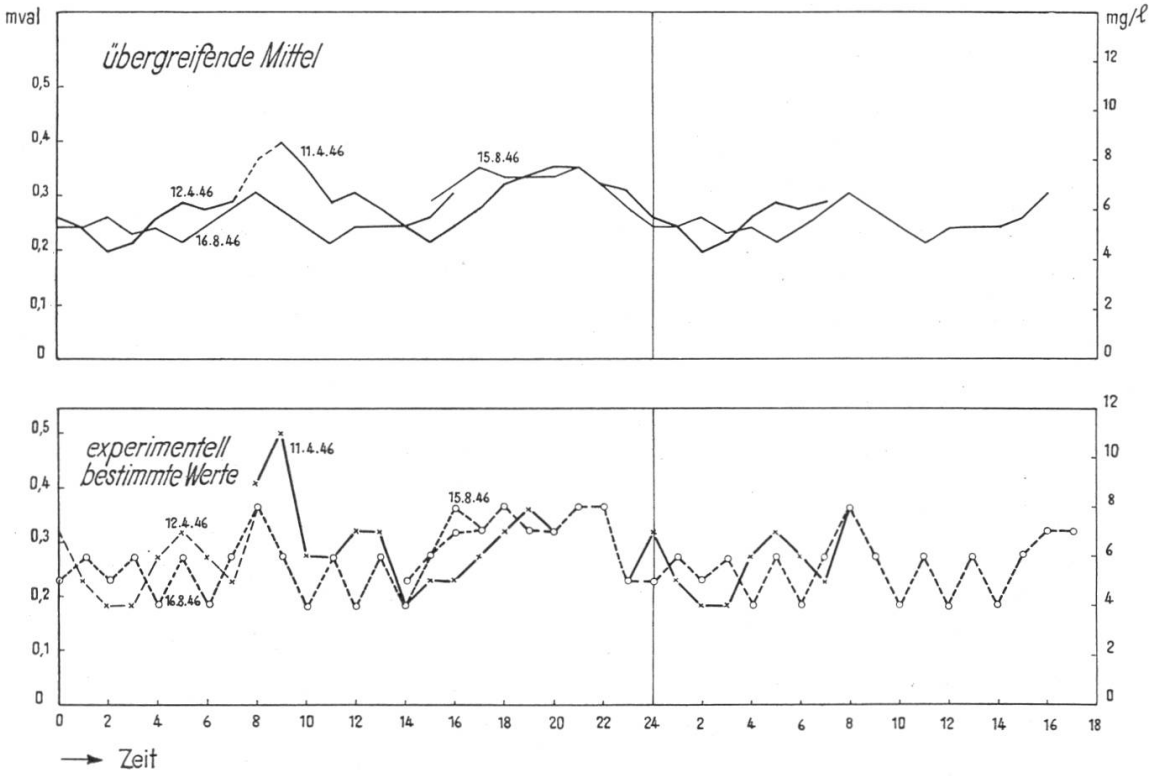


Abbildung 148. Täglicher Gang der Kohlensäure-Konzentration bei A 7

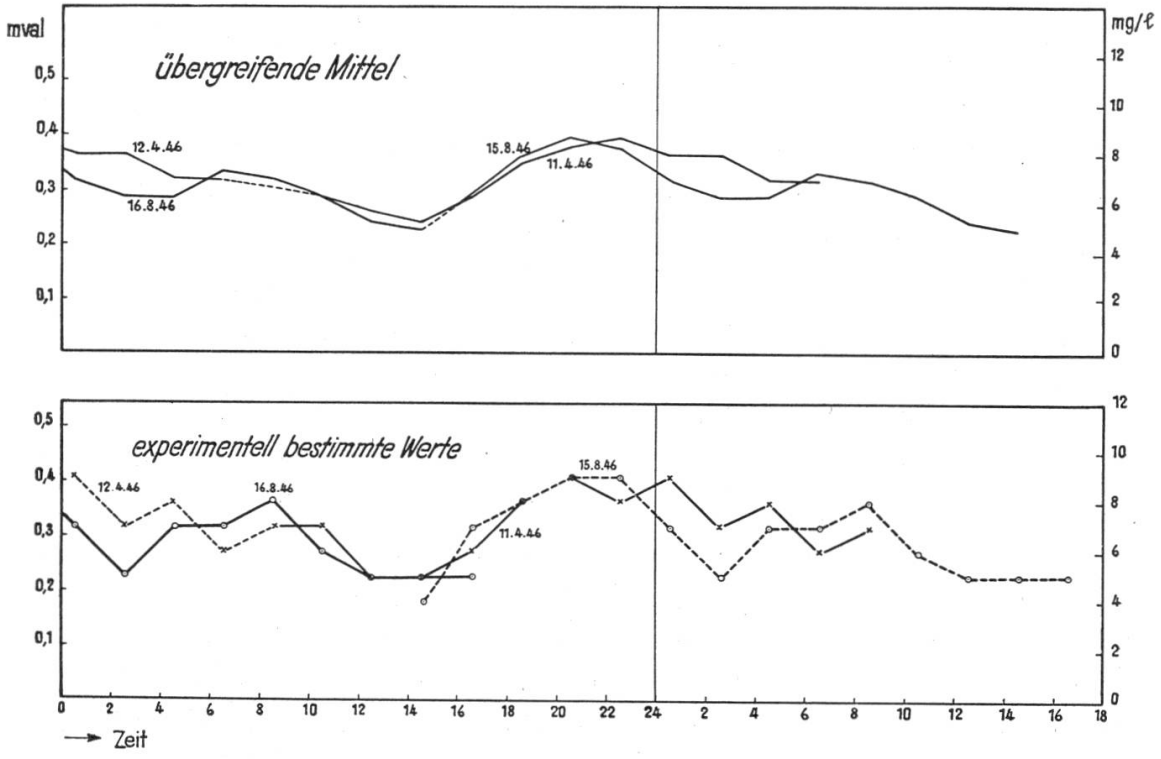


Abbildung 149. Täglicher Gang der Kohlensäure-Konzentration bei C 1

die Abnahme der Assimilationsvorgänge bei gleichzeitigem Andauern der Dissimilationsprozesse bedingt. Das Maximum des frühen Morgens war nicht (12. 4. 1946) oder nur wenig ausgeprägt (16. 8. 1946) vorhanden. Für seine Entstehung waren die Bedingungen in der Birs offenbar deshalb nicht vorhanden, weil die Verunreinigungswelle des Morgens im Gegensatz zur Probefassungsstelle A 7 erst in einem Zeitpunkt eintrat, in dem die beim Abbau der organischen Stoffe entstehende freie Kohlensäure bereits durch Assimilationsprozesse aufgebraucht wurde.

2. Der Hauptwasserstrom von Angenstein bis zum Rhein

a) Sauerstoff

Zwischen der Wasserrückgabe des Kanals der Spinnerei Angenstein und dem Wehr von Dornachbrugg (A 12) nahm die Sauerstoffkonzentration trotz stattfindender Oxydationsvorgänge im allgemeinen zu. Besonders gross war die Zunahme am 12. 12. 1945, an welchem Tage sie wegen des im oberen Teilstück herrschenden Defizites zum Teil auf einer Aufnahme von Sauerstoff aus der Luft bestanden haben dürfte. Dasselbe gilt auch für das Längsprofil des 13. 8. 1937. Im übrigen ist jedoch anzunehmen, dass die Zunahme zur Hauptsache auf der assimilatorischen Tätigkeit der Pflanzen beruht.

Im Längsprofil zwischen Dornachbrugg (A 12) und Elektra Birseck (A 20) fand am 1. 6. 1934, am 13. 8. 1937 und am 12. 12. 1945 eine Zunahme des Sauerstoffgehaltes statt, während am 11. 4. 1946, am 16. 8. 1946 und am 30. 7. 1947 auf der gleichen Strecke Abnahmen zu verzeichnen sind. Teilweise mögen jedoch für diesen Verlauf tageszeitliche Schwankungen verantwortlich sein, so dass eine Beurteilung schwierig ist.

Immerhin sei festgehalten, dass parallel mit den durch die BSB-Differenz zwischen A 17 und A 20 angedeuteten biochemischen Oxydationsvorgängen (Dissimilation) im BBC-Kanal am 30. 7. 1947 eine merkliche Abnahme der Sauerstoff-Konzentration stattfand, welche an diesem Tage bei A 20 sogar zu einem kleinen Defizit (8%) führte.

Die im St.-Albanteich bei St. Jakob (A 24) durchgeführten Tagesquerschnitte ergaben am 11./12. 4. 1946 eine mittlere Sauerstoffkonzentration von 12,60 mg O_2/l und am 15./16. 8. 1946 eine solche von 9,89 mg O_2/l. Am 11./12. 1946 war die mittlere Konzentration um 0,15 mg/l niedriger und am 15./16. 8. 1946 um 0,35 mg/l höher als bei A 7. Es trat also an diesen beiden Tagen auf der baselland-

schaftlichen Birsstrecke keine wesentliche Änderung des Sauerstoffgehaltes ein.

Wie im Angensteiner Kanal (A 7) so zeigte sich auch im St. Albanteich (A 24) ein deutlicher täglicher Gang der Sauerstoffkonzentration. Ebenso liessen sich die Veränderungen anlässlich des Wetterumschlages vom 16. 8. 1946 in ähnlicher Weise wie dort feststellen.

Am 11./12. 4. 1946 war der Hauptwasserstrom durchwegs mit Sauerstoff übersättigt; dagegen traten in der Nacht vom 15. auf den 16. 8. 1946 bis zu 11% betragende Defizite auf.

b) Kohlensäure

Durch die zwischen Angenstein und St. Jakob stattfindenden Dissimilationsvorgänge wird die Konzentration der freien Kohlensäure erhöht. Eine ganz wesentliche Erhöhung zeigt besonders ein Vergleich der mittleren Konzentrationswerte vom 11./12. 4. 1946; aber auch aus den Mittelwerten vom 15./16. 8. 1946 ergibt sich eine leichte Konzentrationszunahme zwischen Angenstein (A 7) und St. Jakob (A 24):

Untersuchungs-Serie	11./12. 4. 1946	15./16. 8. 1946
	Tagesmittel CO_2 mg/l	
Angensteiner Kanal (A 7)	6,4	6,0
Birs bei Aesch (C 1)	7,1	6,8
St. Alban-Teich bei St. Jakob (A 24) . .	16,0	8,5

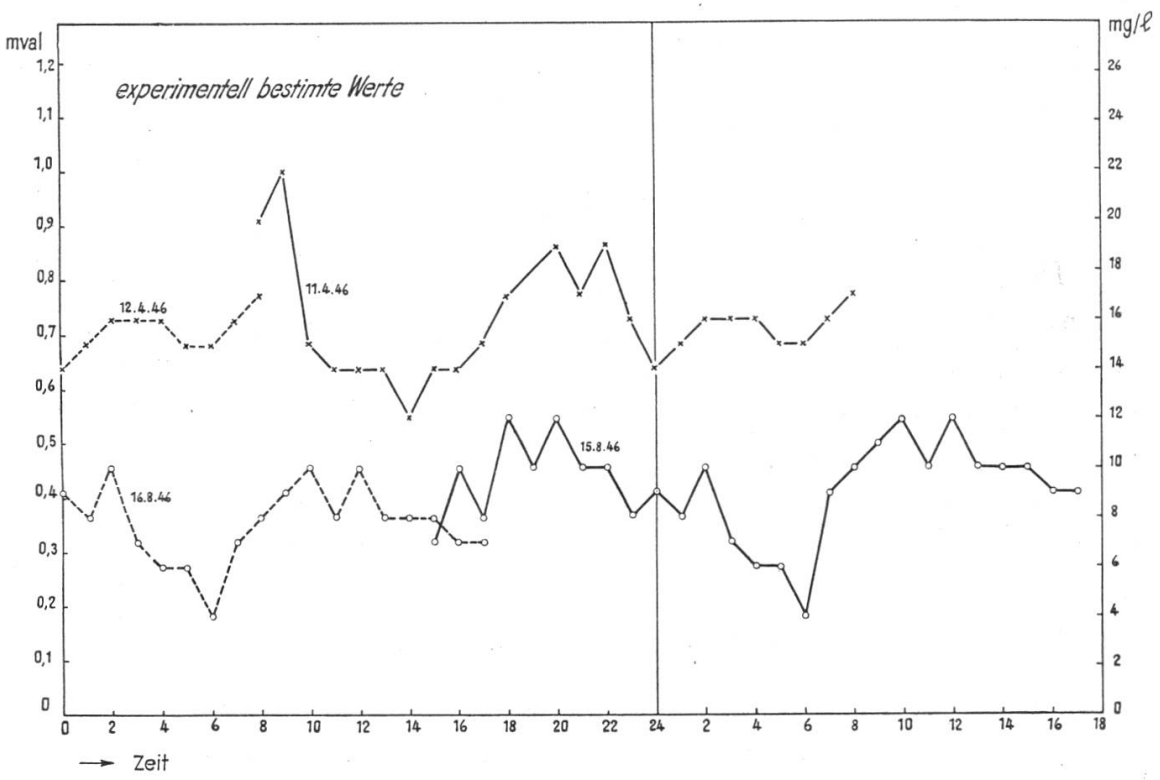


Abbildung 150. Täglicher Gang der Kohlensäure-Konzentration bei A 24

Der tägliche Gang der Konzentration an freier Kohlensäure ist im St. Alban-Teich (A 24) ähnlich demjenigen im Angensteiner Kanal (A 7). Er war durch je ein Maximum am Morgen (etwa 0800 h bis 1000 h) und am späten Abend (etwa 1800 h bis 2200 h) sowie durch je ein Minimum am Nachmittag (etwa 1200 h bis 1600 h) und in den Stunden nach Mitternacht gekennzeichnet. Betreffend die Erklärung dieses täglichen Ganges verweisen wir auf die bei der Besprechung der Tagesquerschnitte bei A 7 gemachten Erläuterungen.

In allen Proben der Hauptwasserstrom-Längsprofile vom 12. 12. 1945, 16. 8. 1946 und 30. 7. 1947 sowie in den Tagesquerschnitten vom 15./16. 8. 1946 bestand gegenüber dem theoretischen Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichtszustand eine Kalkübersättigung. Ausser am 12. 12. 1945 war jedoch die negative Differenz zwischen Gleichgewichts-pH und experimentell bestimmtem pH nur gering, so dass das Ausmass der erwähnten Kalkübersättigung wahrscheinlich nur ein scheinbares ist und damit zusammenhängt, dass man bei der Berechnung des Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichtes mit der scheinbaren Dissoziationskonstanten der Kohlensäure rechnet, während die wirkliche Konstante im vorliegenden Falle grösser sein dürfte (vgl. H. Schmassmann 1947).

Umgekehrt waren die Werte der experimentell bestimmten freien Kohlensäure bei der Station A 24 am 11./12. 4. 1946 durchwegs höher als die dem theoretischen Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht zugehörige Kohlensäure. Es wäre also das Vorhandensein aggressiver Kohlensäure zu vermuten; dagegen spricht die im täglichen Gang der Hydrokarbonatkonzentration deutlich zum Ausdruck kommende Enthärtung. Auch die Ermittlung der Aggressivität nach dem Verfahren von Strohecker (Vergleich von Gleichgewichts-pH und experimentell bestimmtem pH) lässt keine aggressiven Wässer erwarten. Dieses Verfahren hat den Vorteil, dass man bei der Berechnung unabhängig von dem wechselnden Wert der Dissoziationskonstante der Kohlensäure ist und dürfte deshalb die wirklichen Verhältnisse besser wiedergeben als der Vergleich von experimentell bestimmter und sog. zugehöriger Kohlensäure.

3. Die vom Kanal der Spinnerei Angenstein umflossene Birsstrecke von Aesch bis zur Wasserrückgabe des Kanals

Der Sauerstoffgehalt erfuhr zwischen C 1 und C 3 (bzw. C 2) mit Ausnahme des 12. 12. 1945 und des 13. 8. 1937 eine Zunahme. Bei C 1 wurden in den vollständigen Tagesquerschnitten des 11./12. 4. 1946 und des 15./16. 8. 1946 keine so hohen Sauerstoffkonzentrationswerte erreicht wie bei den Einzelproben der Stationen C 3 und C 2.

Die Konzentration an freier Kohlensäure blieb an den Tagen, an denen dieser Bestandteil bestimmt wurde, konstant.

4. Die vom Kanal der Spinnerei Arlesheim umflossene Birsstrecke

Obwohl die vom Kanal der Spinnerei Arlesheim umflossene Birsstrecke stark mit oxydierbaren organischen Stoffen belastet ist, war der Sauerstoffgehalt am 30. 7. 1947 bei allen Probefassungsstellen grösser

als der theoretische Sättigungswert. Die Einleitung der Abwässer zwischen D 1 und D 2 machte sich zwar in einer gewissen Erniedrigung des Sauerstoffgehaltes bemerkbar, ohne dass dadurch aber der Sättigungswert unterschritten worden wäre. Zwischen D 2 und D 3 fand indessen an diesem Tage eine so starke Assimilationstätigkeit statt, dass trotz daneben verlaufender Dissimilationsvorgänge der Sauerstoffgehalt bei D 3 einen 172% der Sättigung betragenden Wert erreichte. Es ist dies die höchste am 30. 7. 1947 beobachtete Übersättigung!

Am 12. 12. 1945 war dagegen bei verminderter Assimilationstätigkeit ein Defizit von 10%, d. h. das grösste an diesem Tage beobachtete, vorhanden. Dies mag zeigen, welchen extremen Schwankungen die hydrochemischen Verhältnisse auf der hier besprochenen Birsstrecke unterworfen sind.

Je nach dem Überwiegen assimilatorischer oder dissimilatorischer Vorgänge schwankt ganz entsprechend auch der Gehalt an freier Kohlensäure. Er betrug am 30. 7. 1947 nur ein Zehntel des am 12. 12. 1945 beobachteten Wertes. Immerhin ist der pH-Wert am 30. 7. 1947 im Vergleich zum theoretisch berechneten aussergewöhnlich stark erniedrigt, was auf eine starke Dissoziation der vorhandenen Kohlensäure hinzuweisen scheint.

Die in der vom Kanal der Spinnerei Arlesheim umflossenen Birsstrecke festgestellten Veränderungen der Konzentrationen an Sauerstoff, freier Kohlensäure, Hydrokarbonat-Ionen und biochemisch oxydierbaren organischen Substanzen zeigen deutlich, dass durch die düngende Wirkung der zwischen D 1 und D 2 eingeleiteten Abwässer nicht nur die Dissimilationsvorgänge sondern auch die Assimilationsvorgänge wesentlich gesteigert werden.

Wie aus der Abnahme des Ammoniakgehaltes hervorgeht, verlaufen neben diesem Sauerstoff-Kohlenstoff-Stoffwechsel auch Nitrifikationsvorgänge, welche jedoch offenbar durch den Nitratbedarf der Pflanzen kompensiert werden.

5. Die vom Kanal der Brown Boveri & Cie. umflossene Birsstrecke

Durch die Assimilationsvorgänge findet eine bedeutende Zunahme der Sauerstoffkonzentration statt. Bei den Grundwasseraufstössen hatten wir am 18. 7. 1945 Sauerstoffdefizite von 32 bzw. 69% der theoretischen Sättigung festgestellt, während das Birswasser schon bei E 1 an allen drei Untersuchungsdaten Übersättigungen aufwies.

Der Gehalt an freier Kohlensäure betrug am 18. 7. 1945 bei den Grundwasseraufstössen 31 bzw. 40 mg/l; bei E 1 wurden dagegen nur noch Werte von 7 bis 28 mg/l festgestellt. Flussabwärts erfuhr die Kohlensäurekonzentration eine weitere beträchtliche Verminderung.

Aus der Abnahme der Konzentration an Hydrokarbonat und freier Kohlensäure erhalten wir einen Wert für die gesamte Assimilationstätigkeit zwischen E 1 und E 4, welchen wir mit der Zunahme der Sauerstoff-Konzentration vergleichen können:

	12. 12. 1945	16. 8. 1946	30. 7. 1947
$\triangle$ CO_2 total mmol . . .	—0,48	—0,56	—0,39
$\triangle$ O_2 mmol . . .	+0,20	+0,04	+0,10

Da der respiratorische Quotient der Lebewesen in der Nähe von 1 liegt, sollte die Zunahme des Sauerstoffs theoretisch gleich gross sein wie die Abnahme der Kohlensäure. In Wirklichkeit ist jedoch durchwegs weniger Sauerstoff vorhanden als auf Grund der durch die Assimilationsvorgänge bedingten Abnahme der Kohlensäure zu schliessen ist. Dies zeigt, dass offenbar bei den vorliegenden Übersättigungsverhältnissen der grösste Teil des entstandenen Sauerstoffs an die Atmosphäre abgegeben wird.

6. Die vom St. Alban-Teich umflossene Birsstrecke

Die Sauerstoffkonzentration des Wassers der vom St. Alban-Teich umflossenen Birsstrecke war allgemein durch eine starke Abhängigkeit von der Assimilationstätigkeit der Pflanzen charakterisiert. Die tägliche Ganglinie zeichnete sich durch ihren auffallend regelmässigen Verlauf aus. Sie stieg mit Beginn des Tages steil an und erreichte ihr Maximum zwischen 1230 und 1530, um dann fast ebenso steil abzufallen. Der kleinste Wert wurde zwischen 2130 und 2330 erreicht. Dann stieg die Ganglinie mit dem Nachlassen der Zufuhr sauerstoffzehrender Substanzen allmählich wieder an.

Durch die Wechselwirkungen des Sauerstoff-Kohlensäure-Haushaltes entstand am sonnenreichen 11./12. 4. 1946 eine tägliche Amplitude von 19,2 mg/l Sauerstoff; der grösste Wert war mit 26,7 mg/l rund 3½mal grösser als der kleinste (7,5 mg/l)! Weniger extrem waren die Verhältnisse im Tagesquerschnitt des 15./16. 8. 1946; die tägliche Amplitude betrug immerhin noch 7,7 mg/l, wobei der maximale Wert mehr als doppelt so gross war als der minimale.

Am 11. 4. 1946 hatte das Wasser bei F 3 um 1430 einen 284% des theoretischen Sättigungswertes entsprechenden Sauerstoffgehalt, während es um 2230 nur noch zu 65% gesättigt war! In beiden Tagesquer-

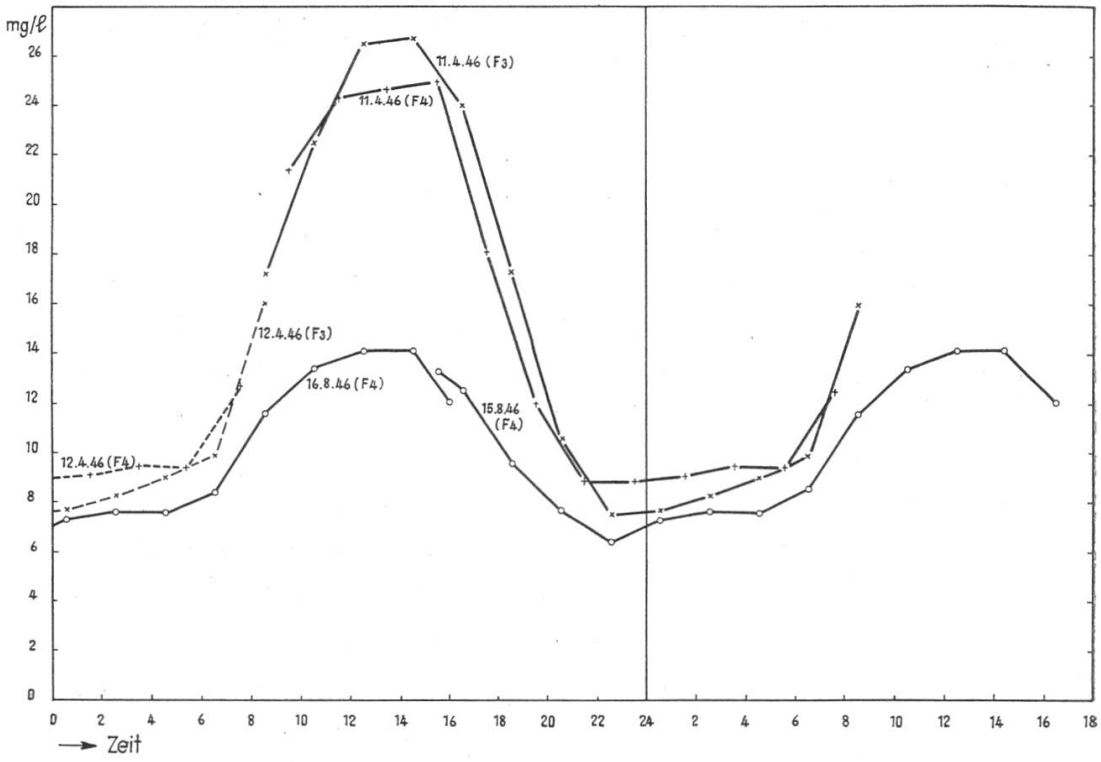


Abbildung 151. Täglicher Gang der Sauerstoff-Konzentration bei F 3 und F 4

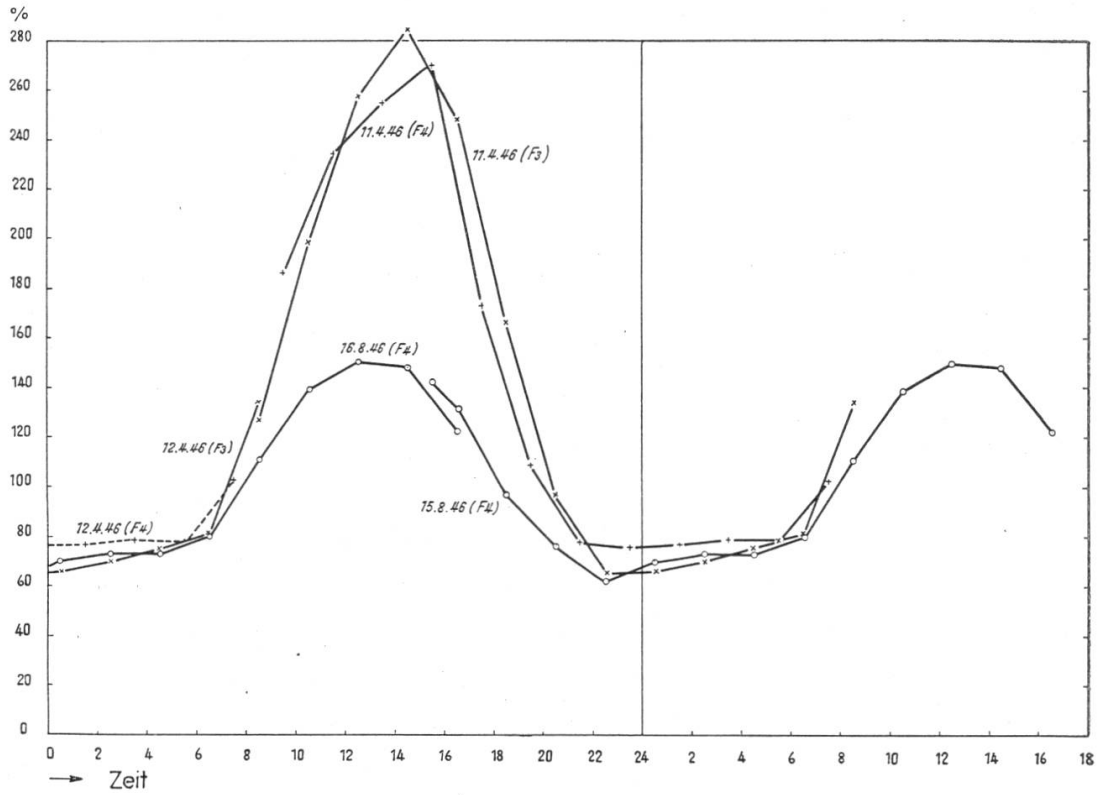


Abbildung 152. Täglicher Gang der Sauerstoff-Index bei F 3 und F 4

schnitten bestand während des Tages ein Sauerstoffüberschuss und während der Nacht ein Sauerstoffdefizit.

Die Ursache des nächtlichen Defizites liegt wohl im wesentlichen darin, dass die den Hauptanteil des Abflusses bildenden Grundwasseraustritte an Sauerstoff untersättigt sind. Anlässlich der Aufnahme des Grundwasserfeldes vom 19. 7. 1945 waren bei den 5 Beobachtungsstellen links der Birs Sättigungswerte von durchschnittlich 75%, bei den 4 Probefassungsstellen rechts der Birs solche von durchschnittlich 66% vorhanden. Am 27. 8. 1945 betrug der entsprechende Wert rechts der Birs 74%. Man kann demnach annehmen, dass die in den frühen Morgenstunden in der Birs festgestellten Werte von 75% (F 3, 12. 4. 1946, 0430), 78% (F 4, 12. 4. 1946, 0530) und 73% (F 4, 16. 8. 1946, 0430) ungefähr denjenigen des Grundwassers entsprechen, während die noch niedereren, in den Stunden vor Mitternacht auftretenden Werte auf zusätzliche biochemische Abbauvorgänge zurückzuführen sind.

Eine den Sauerstoffgehalt des Grundwassers übersteigende Konzentration konnte erst mit dem Anbruch des Tages beobachtet werden. Die tägliche Ganglinie zeigte deutlich die aussergewöhnliche Intensität der die Konzentrationssteigerung verursachenden Assimilationsvorgänge. Wie aus den Einzelroben des Längsprofils vom 12. 12. 1945 hervorgeht, ist die Aktivität dieser sauerstoffproduzierenden Tätigkeit der Pflanzen selbst im Winter noch verhältnismässig gross.

Den Tagesquerschnitten entnehmen wir folgende mittlere Konzentrationen:

	11./12. 4. 1946			15./16. 8. 1946
	F 3	F 4	F 3/4	F 4
Tagesmittel O_2 mg/l . .	15,6	15,3	15,4	10,0

Die Konzentration der freien Kohlensäure bei den Stationen F 3 und F 4 war wie diejenige des Sauerstoffs beträchtlichen täglichen Schwankungen unterworfen. Besonders deutlich kam der tägliche Gang in den Tagesquerschnitten vom 11./12. 4. 1946 zum Ausdruck. Er war vorwiegend durch die Assimilationstätigkeit der Pflanzen bedingt, welche das während des Tages auftretende Minimum hervorriefen.

Einen anderen Verlauf zeigte die tägliche Ganglinie vom 15./16. 8. 1946. Sie hatte ihr Minimum schon um 0830 morgens, stieg dann mit einem Unterbruch bis 1800 an und fiel bereits während der Nacht wieder ab. Man erhält den Eindruck, es habe sich bei ihr um die Resultante von Assimilations- und Respirationsvorgängen gehandelt.

Da der respiratorische Quotient der Lebewesen ungefähr = 1 ist, sollte theoretisch die jeweilige Abnahme der Kohlensäure-Konzentration

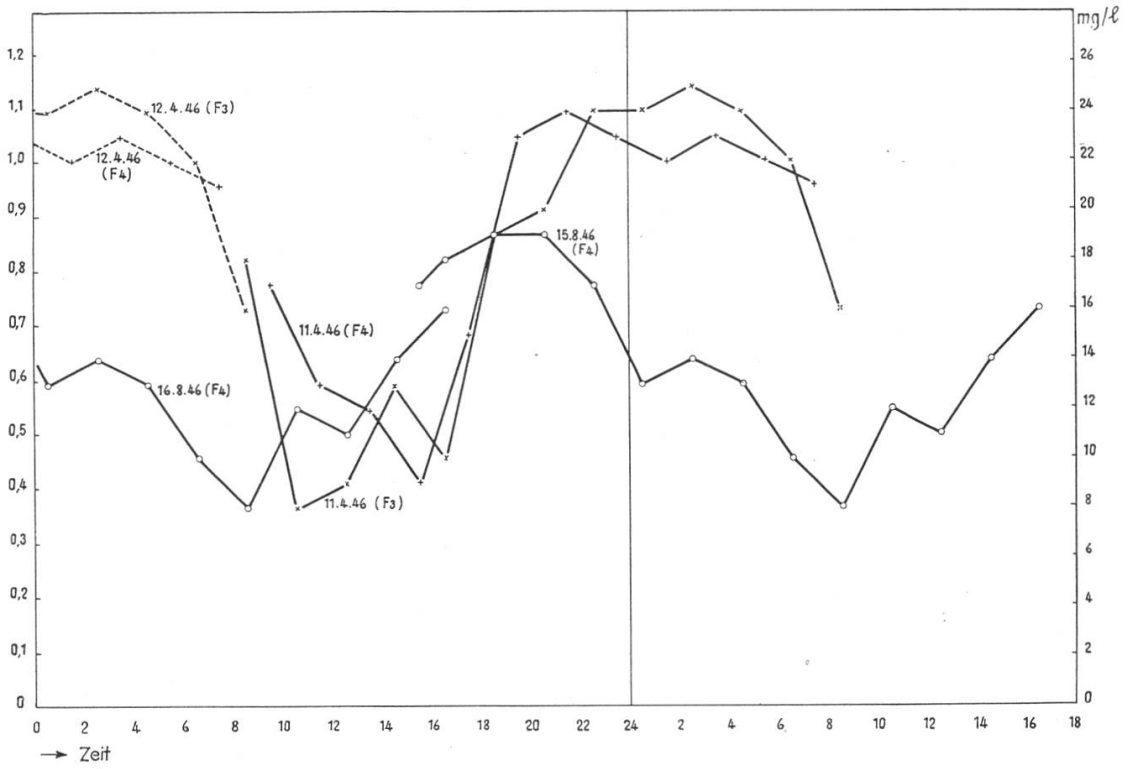


Abbildung 153. Täglicher Gang der Kohlensäure-Konzentration bei F 3 und F 4

(CO_2 + HCO_3) der Zunahme der Sauerstoff-Konzentration entsprechen. Um einen besseren Überblick über die diesbezüglichen Verhältnisse zu erhalten, haben wir die übergreifenden Mittel von je 3 zeitlich benachbarten Werten gebildet und diese als positive oder negative Differenz der Gesamtkohlensäure- bzw. Sauerstoff-Konzentration auf den der Zeit 0230 (bzw. 0130) entsprechenden Wert bezogen. Wählt man bei der Darstellung der Ganglinien dieser Differenzen als einheitlichen Masstab die Anzahl der Millimol des betreffenden Gases per Liter und trägt Sauerstoff- und Kohlensäurekonzentration in entgegengesetzter Ordinatenrichtung auf, so sollten sich bei strenger Anwendbarkeit des respiratorischen Quotienten auf die Beurteilung des biologischen Kohlenstoff-Sauerstoff-Haushaltes die beiden Ganglinien decken. Wie die Darstellungen auf Abbildung 154 zeigen, ist dies nicht der Fall; doch besitzen die Ganglinien der verglichenen Gas-Konzentration in allen drei Untersuchungsserien einen annähernd parallelen Verlauf. Dies bestätigt wenigstens, dass die Stoffwechselvorgänge den dominierenden Einfluss auf deren Verlauf ausüben. Die festgestellten Abweichungen sind z. T. darauf zurückzuführen, dass der Quotient der Atmung $CO_2 : O_2$ im allgemeinen etwas kleiner als 1 ist, wodurch bei Überwiegen der respiratorischen Vorgänge die Zunahme der Kohlensäure kleiner bleibt als die Abnahme des Sauerstoffs. Vor allem ist jedoch zu berücksichtigen, dass

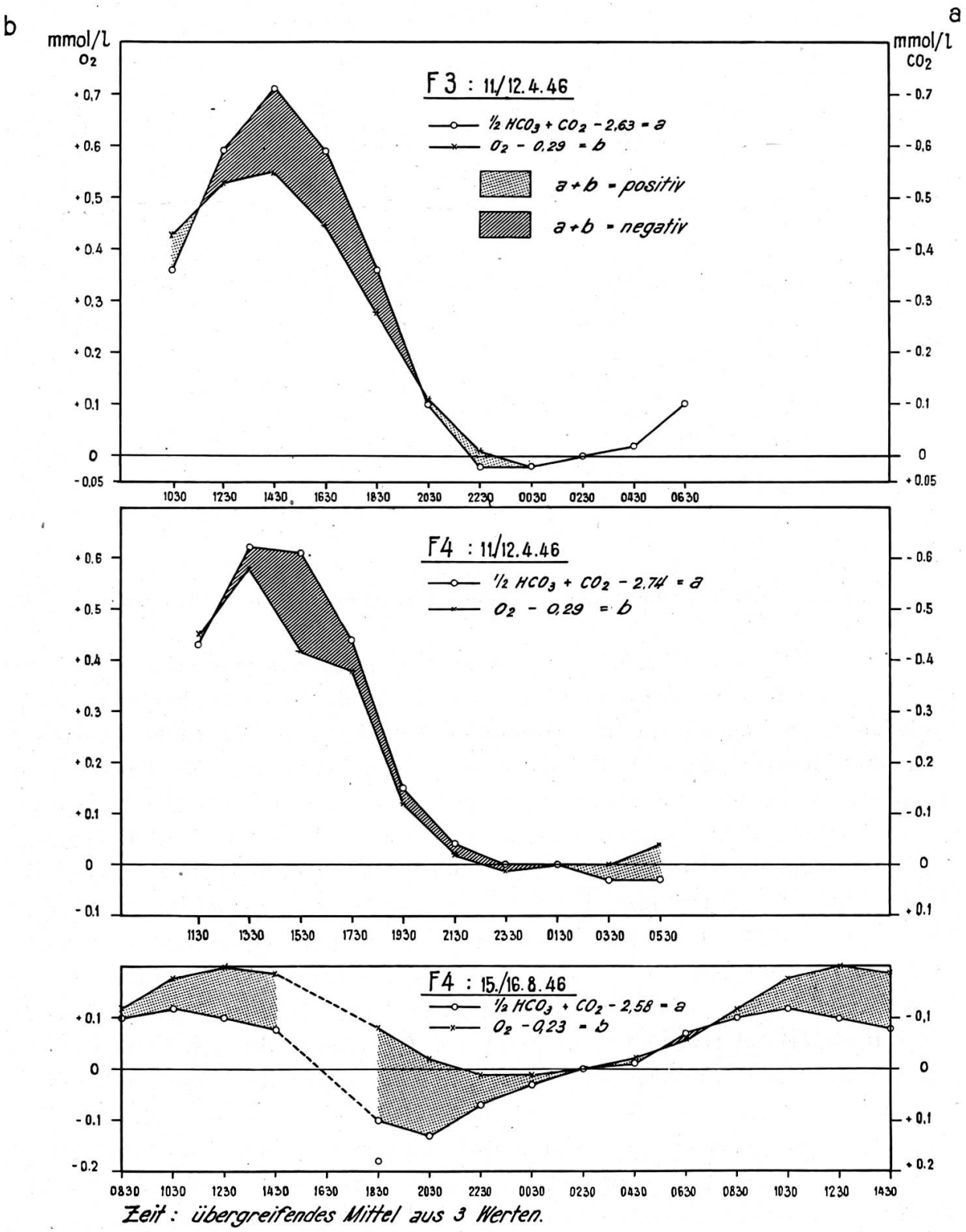


Abbildung 154. Täglicher Gang der Differenz der Gesamtkohlensäure- und der Sauerstoff-Konzentration gegenüber den betreffenden Werten um 0230 (bzw. 0130) bei F 3 und F 4

die Gaskonzentrationen nicht allein als Funktion des inneren Stoffkreislaufes aufgefasst werden können, sondern dass auch dem Gasaustausch mit der Atmosphäre eine wichtige Rolle zukommt. So dürfte z. B. bei der starken Übersättigung in den Nachmittagsstunden des 11. 4. 1946 eine Abgabe von Sauerstoff stattgefunden haben, was die auf den oberen beiden Darstellungen der Abbildung 154 zum Ausdruck kommenden Differenzen erklärt.

Wir sehen, dass durch die reiche Lebewelt der vom St. Alban-Teich umflossenen Birsstrecke aussergewöhnlich extreme hydrochemische Verhältnisse entstehen. Die durch unsere Tagesquerschnitte erfassten Schwankungen waren bei weitem noch nicht die grössten der in diesem Gewässer vorkommenden. Dies mögen folgende Analysenresultate einer am 27. 8. 1945 um 1455 bei F 3 erhobenen Probe veranschaulichen:

HCO_3'	= 1,95 mval	CO_2, frei	= nicht vorhanden
$Ca^{\cdot\cdot}$	= 2,4 mval		
$Mg^{\cdot\cdot}$	= 0,15 mval	O_2	= 25,9 mg/l

An diesem Tage wurde somit mehr als die Hälfte des Normalwertes der gesamten Kohlensäure durch die Assimilationsvorgänge aufgebraucht und eine entsprechende Menge Kalk biogen ausgefällt. Trotzdem wurde die schon bei geringem Kohlensäureverbrauch am 11. 4. 1946 festgestellte maximale Sauerstoff-Konzentration nicht überschritten. Dieser ist offenbar eine bestimmte obere Grenze gesetzt, die zwischen 26 und 27 mg/l liegen dürfte.

Mit den geschilderten Stoffwechselvorgängen steht auch ein deutlicher täglicher Gang der Wasserstoff-Ionen-Konzentration in Zusammenhang, wie er z. B. im Hauptwasserstrom nicht ausgeprägt ist. Die niedrigsten pH-Werte, d. h. die höchsten Wasserstoff-Ionen-Konzentrationen, traten in der Nacht in Verbindung mit dem Kohlensäure-Maximum auf.

Die Verhältnisse in den Längsprofilen sind naturgemäss nur schwer zu überblicken, da die Werte – wie wir gesehen haben – eine starke Abhängigkeit von der Tageszeit zeigen. Das Sickerwasser des Wehres bei F 1 hatte in allen Untersuchungsserien ein Sauerstoffdefizit, welches in einzelnen Fällen auch noch bei F 2 vorhanden war. Erst auf der Strecke zwischen F 2 und F 3/4 machte sich tagsüber die Wirkung der Assimilationsvorgänge deutlich geltend. Unterhalb F 3 wirkte sich am 1. 6. 1934 noch die Einleitung der Abwässer von Freidorf als Erniedrigung der Sauerstoffkonzentration aus.

7. Die tägliche Periodizität der Milieufaktoren eines fliessenden Gewässers

Die täglichen Perioden der Sauerstoff- und der Kohlensäure-Konzentrationen haben ihre Hauptursachen in der Periodizität des Vorherrschens assimilatorischer oder dissimilatorischer Vorgänge. Ihr Gang ist deshalb einerseits von der täglichen Periodizität der Strahlungs- und der Temperaturverhältnisse und andererseits von der kulturbedingten Periodizität des Anfalls an biochemisch oxydierbaren organischen Substanzen beeinflusst. Die Art und das Ausmass der täglichen Perioden ist im wesentlichen vom Verschmutzungsgrad (Saprobität) des Gewässers abhängig. Dementsprechend können wir folgende Gewässertypen unterscheiden:

a) Polysaprobe Gewässer: Bei diesem Gewässertyp herrschen die dissimilatorischen dauernd gegenüber den assimilatorischen Vorgängen vor. Eine tägliche Periodizität der Gaskonzentrationen kann deshalb namentlich durch die tägliche Periodizität des kulturbedingten Anfalls an biochemisch oxydierbaren organischen Stoffen entstehen.

Der eine solche Periodizität aufweisende Gewässertypus ist durch den Unterlauf des Arlesheimer Dorfbaches vertreten (Untersuchungen vom 29./30. 9. 1948). Das Maximum des Biochemischen Sauerstoffbedarfs ist während des Tages vorhanden; mit ihm geht ein ebenfalls abwasserbedingtes Maximum der Elektrolytkonzentration parallel. Entsprechend zeigt das Gewässer während des Tages sein Sauerstoff-Konzentrationsminimum und sein Kohlensäure-Konzentrationsmaximum.

Zu diesem Gewässertyp gehört auch der Unterlauf der Ergolz. Nach Untersuchungen, die am 14. 10. 1931 in Augst ausgeführt worden waren, «reichte die Assimilationstätigkeit der Pflanzen infolge der grösseren Zufuhr von sauerstoffzehrenden Abwassern und offenbar auch wegen der Überdeckung der Pflanzen mit Sedimentationsschlamm nicht aus, um die Zehrung zu kompensieren oder gar zu übertreffen. Als Folge der starken Belastung ergab sich eine fast kontinuierliche Abnahme der Sauerstoffsättigung von 73,5% um 0700 auf 34,6% um 1800». (W. Schmassmann 1944, S. 78.)

Charakteristisch für diesen Gewässertyp sind auch die am 17./18. 11. 1932 im Unterlauf der Ergolz bei Niederschönthal unterhalb Liestal ausgeführten Untersuchungen. Die Verunreinigung ist hier während der Nacht wesentlich geringer als tagsüber. Entsprechend war in diesem

Tagesquerschnitt der Sauerstoffgehalt während der Nacht höher als während des Tages.

Abweichungen von der durch ein während des Tages vorhandenes Sauerstoff-Konzentrationsminimum und ein nächtliches Sauerstoff-Konzentrationsmaximum gekennzeichneten täglichen Periodizität können dann auftreten, wenn die Gewässersohle von Bodenschlamm bedeckt ist und während der Nacht in diesem Schlamm intensive Abbauprozesse stattfinden, wie wir dies im Arlesheimer Dorfbach (29./30. 9. 1948, Station 6) beobachtet haben. Durch die dabei freiwerdende Oxydationsenergie kann selbst die sonst im allgemeinen der täglichen Strahlungsperiodizität entsprechende tägliche Periode der Wassertemperatur erheblich beeinflusst werden.

b) Mesosaprobe Gewässer: Die täglichen Perioden der Sauerstoff- und der Kohlensäure-Konzentrationen haben ihre Hauptursache in der während des Tages vorherrschenden Assimilationstätigkeit der Pflanzen und in der während der Nacht vorherrschenden Atmung der Organismen. Der Einfluss der täglichen Periodizität des kulturbedingten Anfalls an biochemisch oxydierbaren organischen Stoffen konnte allerdings bei den von uns untersuchten und zu diesem Typus gehörenden Gewässern teilweise ebenfalls erkannt werden. Ferner wird der tägliche Gang der Sauerstoff- und Kohlensäure-Konzentrationen durch Austauschvorgänge mit der Atmosphäre modifiziert.

Dieser Gewässertypus ist während des Tages durch ein Sauerstoff-Konzentrationsmaximum sowie durch Minima der Konzentrationen an freier Kohlensäure und Hydrokarbonat-Ionen (und damit auch an Gesamt-Elektrolyten) gekennzeichnet. Während der Nacht treten die minimalen Sauerstoff-Konzentrationen und die maximalen Konzentrationen an freien Kohlensäure und an Hydrokarbonat-Ionen auf.

Der Hauptwasserstrom und die von Kanälen umflossenen Birsstrecken — soweit sie untersucht wurden — zeigen eine solche Periodizität. Ebenso gehört der Oberlauf der Ergolz (Untersuchungen in Sissach am 14. 10. 1931) diesem Typus an.

Naumann (1931, S. 661) hat darauf hingewiesen, dass die tägliche Periodizität des «CO_2-Standards» und des «O_2-Standards» besonders in eutrophen (d. h. nährstoffreichen) Gewässern scharf ausgeprägt sei. Dies ist jedoch nur bedingt richtig. So haben die Tagesquerschnitte im Hauptwasserstrom wie auch in der vom Angensteiner Kanal umflossenen Birsstrecke trotz ähnlichen Konzentrationen an Nährstoffen und an biochemisch oxydierbaren organischen Substanzen eine bedeutend weniger ausgeprägte Periodizität ergeben als die Tagesquerschnitte in

der vom St. Alban-Teich umflossenen Birsstrecke. Das Ausmass der täglichen Periodizität ist nicht nur vom Trophiezustand, sondern auch ganz erheblich von den morphometrischen Verhältnissen und der Trübung des Gewässers abhängig. In einem tiefen und trüben Gewässer (z. B. Kanäle) erfahren eben die sauerstoffproduzierenden Assmiliationsvorgänge eine starke Einschränkung. Das dadurch bedingte verminderte Wachstum der grünen Pflanzen verkleinert andererseits auch das Ausmass der Atmungsvorgänge während der Nacht. Ferner ist in einem tiefen und vegetationsarmen Gewässer die benetzte Fläche und damit die Besiedlungsmöglichkeit für die organische Stoffe oxydierenden Organismen viel geringer als in einem seichten Gewässer mit reichem Pflanzenwachstum.

c) Oligosaprobe Gewässer: Während die grünen Pflanzen in den mesosaproben Gewässern ihre höchste Produktion erreichen, sind sie in den oligosaproben Gewässern wieder spärlicher vorhanden. Infolge der dadurch bedingten geringen Assimilationstätigkeit und des bescheidenen und konstanten Anfalls an biochemisch oxydierbaren organischen Substanzen ist eine tägliche Periodizität der Sauerstoff- und Kohlensäure-Konzentrationen nicht vorhanden oder nur ganz schwach ausgeprägt.

Dieser Gewässertypus wird durch den Oberlauf des Arlesheimer Dorfbaches charakterisiert.

N. Biologische Untersuchungen in der Birs und den von ihr abzweigenden Kanälen

1. Ergebnisse einer systematischen Bestandesaufnahme

Eine systematische Bestandesaufnahme wurde am 21. 4. 1950 an drei Stellen im St. Alban-Teich und der von demselben umflossenen Birsstrecke durchgeführt. Die ausgewählten Probefassungsstellen waren am Untersuchungstage wie folgt charakterisiert:

	Probefassungsstelle A 25 St. Alban-Teich unterhalb Verbindungsbahnbrücke, Mitte und rechtes Ufer		Probefassungsstelle F 2 Birs unterhalb Holzbrücke Neue Welt, rechtes Ufer		Probefassungsstelle F 4 Birs oberhalb Strassenbrücke St. Jakob, linkes Ufer	
	Zeit 1400		Zeit 1800		Zeit 1600	
Temperatur des Wassers C⁰	10,0		9,5		9,6	
Wassertiefe (ca.) in cm	140		35–50		35–50	
Wasserbeschaffenheit	leicht grünlich trübe		leicht trübe		leicht trübe	
Beschaffenheit der Gewässersohle	hartverbautes Ufer		fein- bis grobkiesig		fein- bis grobkiesig	
	Dominanz (D) und Soziabilität (S) der makroskopisch in Erscheinung tretenden Organismen					
Pelagial:	D	S	D	S	D	S
Elritze *(Phoxinus phoxinus)*	–	–	1	4	1	4
Alet *(Squalius cephalus)*	–	–	+	2	+	2
Bartgrundel *(Cobitis barbatula)*	–	–	1	2	1	2
Emerse Krautschicht:						
Agrostis alba	–	–	+	4	1	4
Submerse Krautschicht:						
Fontinalis antipyretica	–	–	–	–	1	3
Eurhynchium sp.	[35]	[35]	–	–	–	–
Bodenschicht:						
Grüne Algen	–	–	3	5	3	5
Herpobdella	–	–	–	–	+	1
Limnaea	–	–	–	–	+	2

Die Untersuchung der aufgesammelten Proben ergab folgende Artenliste und Abundanzverhältnisse:

	A 25		F 2		F 4	
Schizomycetes (Bakterien)	P	B	P	B	P	B
Spirochaeta plicatilis Ehrbg.	1	3	–	–	+	–
Cladothrix dichotoma Cohn	2	–	2	–	1	–
Leptothrix ochracea Kg.	–	4	–	2	–	+
Sphaerotilus natans Kg.	1	–	2	2	+	+
Beggiatoa alba Trev.	2	4	3	3	1	+
Thiospirillum sanguineum (Ehrbg.)	1	4	–	2	–	–
Schizophycetes (Blaualgen)						
Microcystis aeruginosa Kg.	–	2	–	–	–	2
Aphanizomenon flos-aquae (L.)	–	3	–	1	–	1
Anabaena flos-aquae (Lyngb.)	–	+	1	2	–	–
Oscillatoria limosa Ag.	2	3	+	2	1	1
Oscillatoria rubescens D. C.	1	3	–	1	+	1
Chrysomonadales (Goldalgen)						
Chrysococcus rufescens Klebs	4	2	2	4	2	4
Uroglena volvox Ehrbg.	2	–	1	–	+	–
Dinobryon utriculus St.	1	–	–	–	–	–

[35]) Am Beton-Ufer.

	A 25		F 2		F 4	
	P	B	P	B	P	B
Euglenales						
Euglena viridis Ehrbg.	3	5	–	–	2	–
Bacillariales (Kieselalgen)						
Melosira granulata (Ehrbg.)	–	–	+	–	+	–
Stephanodiscus astraea (Ehrbg.)	1	–	–	–	1	–
Diatoma vulgare Bory	2	3	4	3	3	4
Fragilaria capucina Desm.	–	+	–	+	–	–
Synedra capitata Ehrbg.	1	2	2	1	1	2
Synedra ulna (Nitzsch)	2	3	2	3	2	2
Eunotia pectinalis (Dillw.)	–	2	–	3	–	2
Amphora ovalis Kg.	–	–	–	1	–	1
Cymbella cistula (Hempr.)	–	–	2	3	1	2
Cymbella prostrata (Berk)	4	4	3	2	4	2
Gomphonema augur Ehrbg.	2	–	–	–	2	4
Gomphonema olivaceum (Lyngb.)	–	2	1	3	3	2
Navicula cuspidata Kg.	1	3	1	2	2	–
Navicula nodosa Ehrbg.	2	–	–	–	–	–
Navicula viridis (Nitzsch)	–	+	–	–	–	2
Stauroneis phoenicenteron Ehrbg.	2	1	–	–	–	–
Nitzschia amphibia Grun	–	3	–	2	–	1
Nitzschia kützingiana Hilse	2	4	1	2	2	3
Nitzschia palea (Kg.)	3	4	3	3	2	3
Cymatopleura eliptica (Breb.)	–	2	–	2	–	3
Surirella ovalis Breb.	1	1	2	2	1	2
Conjugatae (Jochalgen)						
Closterium costatum Corda	1	2	1	+	1	3
Volvocales						
Chlamydomonas monadina St.	–	4	1	3	2	3
Pandorina morum Bory	3	–	2	–	3	2
Eudorina elegans Ehrbg.	–	2	1	3	–	1
Chlorococcales						
Botryococcus braunii Kg.	–	1	–	–	–	–
Coelastrum microsporum Naeg.	–	–	–	–	–	1
Ulothrichales						
Ulothrix zonata (Web. et Mohr)	2	1	3	5	2	5
Conferva bombycina (Ag.)	–	–	–	+	–	–
Oedogonium pringsheimi Cram.	1	–	1	1	1	2
Siphonocladales						
Cladophora glomerata Kg.	2	1	1	1	2	3
Bryophyta (Moose)						
Fontinalis antipyretica L.	–	–	–	–	–	2[36])
Eurynchium sp. [37])	–	3[36])	–	–	–	–
Monocotyledones (Einkeimblättrige)						
Agrostis alba L. var. *prorepens* Aches. [37])	–	–	–	1[36])	–	3[36])
Flagellatae (Geisseltierchen)						
Heteronema acus (Ehrbg.)	–	–	1	2	–	2
Rhizopoda (Wurzelfüsser)						
Difflugia pulex Pen.	–	–	+	–	–	–
Arcella vulgaris Ehrbg.	–	–	+	–	+	–

[36]) Krautschicht.

[37]) Bestimmt durch Dr. F. Heinis.

	A 25		F 2		F 4	
	P	B	P	B	P	B
Cyphoderia laevis Pen.	–	–	–	–	1	–
Actinosphaerium eichhorni (Ehrbg.)	–	4	–	–	–	2
Actinophrys sol Ehrbg.	–	2	–	3	2	1
Ciliata (Wimperinfusorien)						
Enchelys arcuata Cl. et L.	–	–	–	2	–	–
Spathidium spatula (O. F. M.)	2	2	–	–	–	–
Lacrymaria elegans (Engelm.)	–	–	–	2	–	–
Amphileptus claparedei St.	2	4	–	–	–	–
Chilodon cucullulus Ehrbg.	–	2	2	1	2	1
Glaucoma scintillans Ehrbg.	–	–	–	–	–	1
Ophryoglena flavicans Ehrbg.	1	–	–	–	2	–
Colpoda steini Maupas	–	–	–	–	–	3
Paramaecium aurelia (O. F. M.)	–	–	–	–	–	2
Paramaecium caudatum Ehrbg.	–	4	1	3	2	3
Paramaecium putrinum Cl. et L.	–	4	–	–	–	–
Cyclidium glaucoma Ehrbg.	–	–	2	–	2	–
Blepharisma lateritium (Ehrbg.)	–	4	–	–	–	–
Spirostomum ambiguum Ehrbg.	–	–	+	–	–	–
Urostyla grandis Ehrbg.	–	–	–	–	1	–
Stylonychia mytilus (O. F. M.)	–	3	–	–	–	–
Euplotes charon (O. F. M.)	–	1	–	–	–	–
Vorticella campanula Ehrbg.	1	–	–	–	3	–
Hydrozoa (Hydropolypen)						
Hydra vulgaris Pallas	1	+	–	–	1	+
Nematodes (Fadenwürmer)						
Dorylaimus stagnalis Duj.	4	5	3	2	1	4
Rotifera (Rädertiere)						
Notommata najas Ehrbg.	1	2	2	–	–	–
Colurus dulcis Ehrbg.	–	–	–	–	2	–
Gastrotricha						
Ichthydium podura (O. F. M.)	2	1	1	+	–	–
Clitellata (Gürtelwürmer)						
Herpobdella atomaria Carena	–	–	–	–	–	2
Gastropoda (Schnecken)						
Limnaea ovata Drap.	–	–	–	–	–	2
Limnaea truncatula Müll.	–	–	–	–	–	+
Tardigrada (Bärtierchen)						
Macrobiotus hufelandi Schultze	–	2	–	1	–	4
Crustacea (Krebstiere)						
Cyclops fimbriatus Fischer	4	–	–	–	–	2
Cyclops sp., Nauplius	–	–	1	–	+	–
Diptera (Zweiflügler)						
Chironomiden, junge unbestimmbare Larven	2	5	1	3	1	3
Pisces (Fische)						
Phoxinus phoxinus L.	–	–	4	–	4	–
Squalius cephalus Heckel	–	–	+	–	+	–
Cobitis barbatula L.	–	–	3	–	3	–

2. Beurteilung des Hauptwasserstromes

Die anlässlich der Untersuchung vom 21.4.1950 im St. Alban-Teich (A 25) festgestellte Lebensgemeinschaft trägt nach der Artenliste einen sehr gemischten ökologischen Charakter. Betrachtet man jedoch die Individuenhäufigkeit der festgestellten Arten, so bemerkt man ein deutliches Dominieren von stark mesosaproben und polysaproben Organismen. Folgen wir KOLKWITZs System, so finden wir in der Bodenschicht an häufig bis sehr häufig vorkommenden Arten vier polysaprobe Organismen, nämlich das Schwefelbakterium *Beggiatoa alba*, den Flagellaten *Euglena viridis*, die Wimperinfusorien *Paramaecium caudatum* und *Paramaecium putrinum*, vier α-mesosaprobe Organismen, nämlich das Schwefelbakterium *Thiospirillum sanguineum*, die Kieselalge *Nitzschia palea*, das Wimperinfusorium *Amphileptus claparedei* und junge Zuckmückenlarven (? *Chironomus plumosus*), sowie vier β-mesosaprobe Organismen, nämlich die Grünalge *Chlamydomonas monadina*, den Wurzelfüsser *Actinosphaerium eichhorni*, das Wimperinfusorium *Blepharisma lateritium* und den Fadenwurm *Dorylaimus stagnalis*. Weniger Bedeutung als diesen Leitformen kommt offenbar der Kieselalge *Cymbella prostrata* zu, die von KOLKWITZ zum Oligosaprobion gestellt wird und am 21. 4. 1950 zusammen mit *Nitzschia kützingiana* und vielen anderen Formen eine individuen- und artenreiche Diatomeenflora bildete. Das Eisenbakterium *Leptothrix ochracea* kann wohl weniger als Saprobitäts-Anzeiger, denn als eine durch den von industriellen Abwässern herrührenden Eisengehalt des Birswassers bedingte Charakterform bewertet werden.

Eine als Ganzes betrachtet weniger saprophile Lebensgemeinschaft als der Boden zeigte am 21.4.1950 das Pelagial des St. Alban-Teiches. Wir finden darin einen Teil der bereits aus der Bodenschicht erwähnten Arten. Unter den bei der Station A 25 ausschliesslich im Pelagial gefundenen Formen ist vor allem der „Hüpferling" *Cyclops fimbriatus* zu erwähnen, der von KOLKWITZ zu den Oligosaprobien gestellt wird. Bei den in geringerer Häufigkeit vorhandenen Organismen ist namentlich das polysaprobe Abwasserbakterium *Sphaerotilus natans* zu nennen, das allerdings in ungefähr gleicher Häufigkeit wie das für weniger verunreinigte Wasser bezeichnende Bakterium *Cladothrix dichotoma* auftritt.

Gesamthaft gesehen kann das Gewässer am ehesten dem α-Mesosaprobion zugerechnet werden, in welchem z. B. nach KOLKWITZ *Sphaerotilus* in Gemeinschaft mit mesosaproben Kieselalgen und mit *Cladothrix* auftreten kann. Es ist noch zu bemerken, dass die Birs am

Untersuchungstage mit etwa 14 m^3/sec eine verhältnismässig reichliche Wasserführung hatte, so dass bei Niederwasser eher noch ungünstigere Verhältnisse zu erwarten sind.

Eine am 13. 8. 1937 in der Birs oberhalb des Wehres Neue Welt (Station A 22) erhobene Bodenprobe (Schlamm und verschlammtes Moos) enthielt als Hauptformen Diatomeen und Chironomidenlarven der Gattung *Eutanytarsus*. Ausserdem fanden sich darin Oscillatorien, Chlorophyceen, Nematoden, Tipuliden-Larven (*Tipula gigantea* SCHRANK) und Ceratopogoniden-Larven (*Dasyhelea* sp.). Diese Lebensgemeinschaft trägt als ganzes eher einen weniger saproben Charakter als die am 21. 4. 1950 im St. Alban-Teich näher untersuchte.

Faunistisch ist der Hauptwasserstrom zwischen Aesch und Neue Welt auch dadurch gekennzeichnet, dass die Forelle (*Salmo trutta* L.) nur noch vereinzelt gefangen wird. Dominierend sind die Weissfische, vor allem der Alet (*Squalius cephalus* HECK.), die Barbe (*Barbus barbus* L.) und die Elritze (*Phoxinus phoxinus* L.).

3. Beurteilung der von den Kanälen umflossenen Birsstrecken

a) Die vom Kanal der Spinnerei Angenstein umflossene Birsstrecke

Am 22. 9. 1935 beobachteten wir oberhalb von Angenstein an einer rasch fliessenden Stelle nur eine ärmliche makroskopisch erkennbare Fauna, die aus dem Egel *Herpobdella* sp. (und Cocons), dem Flohkrebs *Gammarus pulex*, dem Wasserkäfer *Helmis* sp. und Köcherfliegenlarven mit Steingehäuse bestand. Kleine Büschel von *Fontinalis* waren am Ufer verschlammt. Ausser einer kleinen Grundel (*Cobitis barbatula* L.) konnten keine Fische beobachtet werden.

An ruhigeren Stellen oberhalb Angenstein und bei der Brücke von Aesch (Station C 1) fanden wir am selben Tage einen verschlammten Boden vor. Unter den Steinen war der Boden gelb, aber meist ohne eine makroskopisch erkennbare Fauna. Einzig wenige Cocons von *Herpobdella* und der Flohkrebs *Gammarus pulex* konnten gefunden werden.

Am 22. 9. 1935 bestand die Fischfauna aus Jung-Elritzenschwärmen und Grundeln. Anlässlich der Untersuchungen der Jahre 1946/47 konnten dann immer auch grössere Weissfische beobachtet werden.

b) Die vom Kanal der Brown Boveri & Cie. umflossene Birsstrecke

Die Fischfauna dieser bei Niederwasser hauptsächlich mit Grundwasser gespiesenen Strecke ist dadurch gekennzeichnet, dass neben Weissfischen auch die an die Wasserqualität hohe Anforderungen stellende Aesche (*Thymallus thymallus* (L.)) vorkommt.

c) Die vom St. Alban-Teich umflossene Birsstrecke

Der 21. 4. 1950, an welchem Tage an zwei Stellen systematische Untersuchungen ausgeführt wurden, war durch eine verhältnismässig grosse Wasserführung gekennzeichnet, so dass auch reichlich Wasser über das Wehr von Neue Welt in die umflossene Birsstrecke gelangte. Dadurch war einerseits die Wasserbeschaffenheit bei der Station F 2 eine ähnliche wie im Hauptwasserstrom und andererseits wurden Elemente der Lebensgemeinschaften des Hauptwasserstromes in die umflossene Birsstrecke abgeschwemmt.

Gegenüber dem tiefen St. Alban-Teich (Station A 25) zeigte jedoch die seichte umflossene Birsstrecke bei der Station F 2 hinsichtlich des Reinheitsgrades einen günstigeren biologischen Befund. Es ist sowohl eine Verminderung der Individuenhäufigkeit polysaprober und stark mesosaprober Organismen als auch eine Vermehrung der Individuenhäufigkeit schwach mesosaprober und oligosaprober Organismen festzustellen. Unter den polysaproben Arten sind *Euglena virdis* und *Paramaecium putrinum* vollständig verschwunden, während *Beggiatoa alba* und *Paramaecium caudatum* eine bemerkbare Abnahme zeigen. Ähnliches zeigt sich auch bei den α-mesosaproben Arten. In grösserer Abundanz und Dominanz als im St. Alban-Teich traten vor allem schwach mesosaprobe bis oligosaprobe Grünalgen auf, unter welchen *Ulothrix zonata* vorherrschte.

Einen ganz entsprechenden Aspekt bot eine bei Station F 2 am 13. 8. 1937 erhobene Probe. Sie enthielt *Beggiatoa alba*, Schizophyceten (*Oscillatoria* u. a.), Diatomeen (häufig), Protozoen, Rotatorien, Oligochaeten, Trichoptera, Chironomiden (häufig) und Psychodidenlarven. Ebenso wurden Weissfische und Grundeln beobachtet.

Die unterhalb der Station F 2 stattfindende Selbstreinigung kann bei der Beurteilung der am 21. 4. 1950 bei Station F 4 festgestellten Biocoenose erkannt werden. Die typisch polysaproben Organismen *Sphaerotilus natans* und *Beggiatoa alba* sind bei Station F 4 weitgehend verschwunden. An polysaproben Organismen vermochte

einzig das Wimperinfusorium *Paramaecium caudatum* sich noch zu halten und die Flagellate *Euglena viridis* sogar neu aufzukommen. Unter den oligosaproben Leitformen vermochte vor allem die Grünalge *Cladophora glomerata* zu einer reichlicheren Entwicklung als bei Station F 2 zu gelangen. Charakteristisch für die grundwassergespiesene Flussstrecke ist das Vorkommen des Quellmooses *Fontinalis antipyretica.*

Viel ausgeprägter als bei der verhältnismässig grossen Wasserführung vom 21. 4. 1950 zeigt sich die zwischen den Stationen F 2 und F 4 stattfindende und durch die Grundwasserzutritte geförderte Selbstreinigung bei niederem Wasserstand. Am 13. 8. 1937 und am 22. 10. 1943 setzte sich z. B. die makroskopisch erkennbare Fauna ausschliesslich aus Reinwasserformen zusammen. Die Erhebung der Probe vom 22. 10. 1943 wurde durch eine Beschwerde der Gemeinde Birsfelden betreffend die Veralgung der Birs veranlasst. Es konnte dabei beobachtet werden, dass die Birssohle mit einem dichten Algenrasen bewachsen war. Herr Prof. Dr. O. Jaag stellte damals an Hand einer eingesandten Probe fest, dass es sich um eine Massenentwicklung von *Cladophora glomerata* handle. Wie bei unserer systematischen Aufnahme vom 21. 4. 1950 waren auch Oscillatorien, Diatomeen und die Jochalge *Closterium* vorhanden. Die Zusammensetzung der am 13. 8. 1937 am Boden von Station 5 und am 22. 10. 1943 in den dicht mit anderen Lebewesen besiedelten *Cladophora*-Rasen und am Boden von Station F 3/4 aufgesammelten Faunen ergibt sich aus folgender Artenliste (** = Hauptformen, * = vorhanden):

	Probefassungsstelle F 5	F 3/4
	Datum 13. 8. 1937	22. 10. 1943
Clitellata (Gürtelwürmer)		
Lumbriculus variegatus Müll.	–	*
Herpobdella atomaria Carena	–	**
Gastropoda (Schnecken)		
Limnaea ovata Drap.	–	*
Crustacea (Krebstiere)		
Cyclops fimbriatus Fischer	–	*
Cyclops viridis Jurine	*	*
Cypris reticulata Zadd.-Vav.	–	*
Gammarus pulex De Geer	–	*
Arachnoidea (Spinnentiere)		
Hygrobates reticulatus Kramer	*	*
Ephemerida (Eintagsfliegen)		
Ephemeriden-Larven	*	–
Coleoptera (Käfer)		
Halipliden-Larven	–	*
Esolus angustatus Müll., Imago	–	*
Helmis maugei Bedel, Larve	–	*
Helmis maugei Bedel, Imago	*	–

	Probefassungsstelle F 5	F 3/4
	Datum 13. 8. 1937	22. 10. 1943
Trichoptera (Köcherfliegen)		
Hydroptila femoralis Eat.	–	*
Oxyethira costalis Curt.	*	–
Polycentropus flavomaculatus Pict.	–	*
Diptera (Zweiflügler)		
Pericoma sp.	*	*
Chironomiden-Larven	**	–
Eutanytarsus sp.	–	**
Simuliiden-Larve	–	*
Tipula lateralis Meig.	–	*
Tipula sp.	*	–

Zusammenfassend kann für die von St. Alban-Teich umflossene Birsstrecke festgestellt werden, dass sie in ihrem Oberlauf noch verhältnismässig stark verunreinigt ist und zwar bei Mittelwasserstand sowohl durch das über das Wehr laufende Wasser des Hauptwasserstromes als auch durch die Abwassereinläufe bei der Holzbrücke, und bei Niederwasser allein durch die letzteren. Weiter flussabwärts findet eine bemerkenswerte Selbstreinigung statt, so dass die Lebensgemeinschaften bereits bei den Brücken von St. Jakob (Stationen F 3, 4 und 5) vorwiegend einen schwach mesosaproben bis sogar oligosaproben Charakter zeigen.

O. Der Reinheitsgrad der Birs und der von ihr abzweigenden Kanäle

1. Hauptwasserstrom

Für die graphische Darstellung des Reinheitsgrades der Birs und der Kanäle (Abbildung 155) haben wir die sich auf den BSB_5 stützende Einteilung der Royal Commission on Sewage Disposal (vgl. Kapitel D 6) benutzt. Die Darstellung beruht auf den in den Längsprofilen beobachteten Werten, wobei jedoch nur vereinzelte nach unten oder oben abweichende Zufallswerte unberücksichtigt blieben.

Oberhalb Laufen ist der Verunreinigungsgrad — soweit sich aus den Einzelproben beurteilen lässt — relativ gering. Diese günstigen Verhältnisse sind dadurch zu erklären, dass die Birs unterhalb der letzten grösseren abwasserliefernden Siedlung (Delémont) einen längeren Weg in z. T. flachem und z. T. turbulentem Lauf durchflossen hat und die Selbstreinigungsvorgänge dadurch oberhalb Laufen bereits weit fortgeschritten sind. Der Reinheitsgrad der Birs oberhalb Laufen ist deshalb als solcher nicht zu beanstanden; er ist aber im allgemeinen doch noch

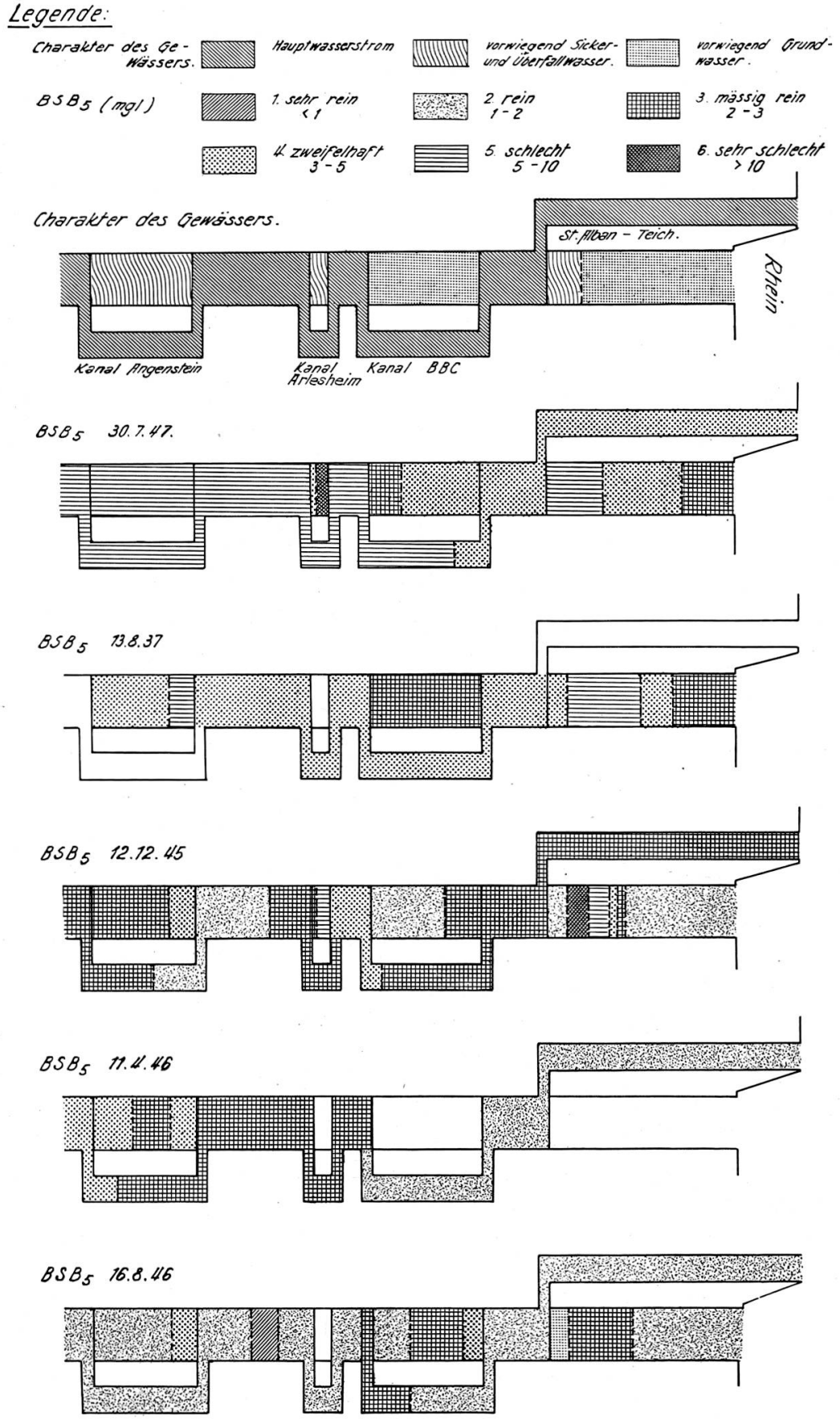


Abbildung 155. Reinheitsgrad von Birs und Kanälen zwischen Duggingen und Rhein

nicht so hoch, dass die Verunreinigungen des Städtchens und der Papierfabrik Laufen ohne Schaden der Birs zugeführt werden. Durch diese Abwässer ist die Birs unterhalb Laufen heute stark belastet. Eine gewisse Besserung des Zustandes konnten wir dann von unterhalb Laufen bis oberhalb Grellingen feststellen. Diese dürfte z. T. durch biochemische Abbauprozesse, z. T. aber auch durch die Sedimentation von organischen Schwebestoffen im Grellinger Stausee bedingt sein. Zu erwähnen ist, dass der Hauptwasserstrom des Birstales am 11. 4. 1946 von oberhalb Grellingen bis zur Mündung in den Rhein trotz weiterer Verunreinigungen überhaupt nicht mehr den zwischen Laufen und Zwingen beobachteten starken Verunreinigungsgrad erreichte.

Bei seinem Eintritt in das basellandschaftliche Kantonsgebiet stellt der Vorfluter des Birstales (Hauptwasserstrom) zeitweise ein sehr stark verunreinigtes Gewässer dar. Würde die unmittelbar oberhalb Angenstein liegende Gewässerstrecke nicht ein verhältnismässig günstiges Selbstreinigungsvermögen besitzen, so wäre der Anfall an organischen Stoffen offenbar noch beträchtlich grösser.

Das Aussehen des bei Angenstein den Hauptwasserstrom bildenden Gewässers, der Kanal der Spinnerei, entspricht in jeder Beziehung dem Befund der chemischen Untersuchung. Schon am 22. 9. 1935 haben wir in einer Aktennotiz für die Probefassungsstelle A 7 bemerkt: «stark trüb, ausser wenigen Algen keine Flora» und für Probefassungsstelle A 8 «Sohle grau verschlammt». Dieser Zustand hat sich bei Niederwasser bis heute nicht sichtbar verändert.

Auf Grund unserer Untersuchungen muss auch angenommen werden, dass im oberliegenden Gebiet stossweise Einleitungen anorganischer und organischer Abwässer stattfinden, welche den Stoffhaushalt des Gewässers empfindlich stören.

Trotz Einleitung weiterer Abwässer ist der qualitative Zustand der Birs bei Dornachbrugg gegenüber demjenigen unterhalb Aesch (Wasserrückgabe des Angensteinerkanals) nicht oder wenigstens nicht bedeutend verschlechtert. Betrachtet man etwa das mittlere Verhalten bei Niederwasserständen, so würde das Selbstreinigungsvermögen der Strecke gerade etwa ausreichen, um die zusätzlichen Verunreinigungen abzubauen.

Der Umstand, dass die Birs auch bei Dornachbrugg noch stark verunreinigt ist, kann deshalb im wesentlichen auf die im Einzugsgebiet oberhalb Angenstein stattfindenden Abwassereinleitungen zurückgeführt werden.

Die Sohle der Birs ist in der ungestauten oberen Strecke meist grau verschlammt. Die Wasseroberfläche hat oft ein schlieriges oder öliges Aussehen.

Die gesamten Stoffwechselvorgänge der Birsstrecke zwischen der Wasserrückgabe des Angensteinerkanals und der Station A 12 sind schwer zu überblicken, da im Stau von Dornachbrugg eine Ablagerung von Schlamm stattfindet, der zumindest zeitweise einer Methan-Gärung unterworfen ist. Methan liess sich z. B. am 22. 9. 1935 beim Einstechen in den Schlamm nachweisen.

Sehen wir von dem wohl mehr zufälligen Charakter besitzenden BSB-Wert bei A 20 vom 1. 6. 1934 ab, so bemerken wir, dass der qualitative Zustand des Vorfluters zwischen dem Wehr Dornachbrugg und Münchenstein zumindest nicht verschlechtert wird und zeitweise sogar eine gewisse Besserung zu erfahren scheint, obwohl auf dieser Strecke weitere Abwassereinleitungen vorhanden sind.

Betrachten wir den Hauptwasserstrom zwischen Angenstein und Rhein als Ganzes, so sehen wir, dass die Untersuchungen vom 30. 7. 1947 die ungünstigsten Verhältnisse erfasst haben. Der Reinheitsgrad war an diesem Tage vom Eintritt des Hauptwasserstromes in das basellandschaftliche Kantonsgebiet bis Münchenstein «schlecht.» Weiter flussabwärts verbesserte er sich trotz weiterer Abwasseranfälle und kann bis zum Rhein als «zweifelhaft» bewertet werden. Auch der 13. 8. 1937 zeigte im Hauptwasserstrom einen «zweifelhaften» Reinheitsgrad. Am 12. 12. 1945 war er meist «mässig rein». Am 11. 4. 1946 war wie am 30. 7. 1947 innerhalb der basellandschaftlichen Strecke eine Besserung deutlich zu erkennen. Der Reinheitsgrad änderte flussabwärts von «zweifelhaft» über «mässig rein» nach «rein». Verhältnismässig gute Reinheitsgrade haben lediglich die Untersuchungen vom 16. 8. 1946 ergeben. Doch sind diese Untersuchungen wahrscheinlich in bezug auf den Anfall organischer Substanzen insofern nicht mit den anderen vergleichbar, als den biochemischen Abbauvorgängen als Sauerstofflieferanten nicht nur freier Sauerstoff, sondern auch bedeutende Nitratmengen zur Verfügung standen, so dass der Zehrungsversuch (Ermittlung der Abnahme des Gehaltes an freiem Sauerstoff bei der Bestimmung des BSB_5) möglicherweise zu niedrige Werte ergab.

Trotz der starken zusätzlichen Belastung mit Abwassern besitzt der Vorfluter des Birstales vor der Mündung in den Rhein keinen ungünstigeren Reinheitsgrad als bei seinem Eintritt in das basellandschaftliche Kantonsgebiet. Unter bestimmten Verhältnissen vermag die Selbstreinigung sogar eine gewisse qualitative Besserung zu verursachen. Immer-

hin ist als Schlussfolgerung der Gesamtbetrachtung festzuhalten, dass der bei Niederwasser zu beobachtende Reinheitsgrad in keiner Weise befriedigt.

2. Die vom Kanal der Spinnerei Angenstein umflossene Birsstrecke

Da in der umflossenen Birsstrecke eine grössere Zeit für die Selbstreinigung zur Verfügung steht und die Selbstreinigungsvorgänge selbst offenbar in diesem seichten Gewässer grössere Intensität besitzen, ist die Verunreinigung bei Niederwasser im Tagesmittel etwas geringer als in dem den Hauptwasserstrom bildenden Kanal. Trotzdem muss auch diese Strecke auf Grund der auftretenden BSB_5-Werte noch als ein zeitweise verhältnismässig stark verunreinigtes Gewässer angesehen werden. Die gesteigerte Dissimilationstätigkeit bedingt schliesslich auch, dass während der Nacht grössere Sauerstoffdefizite auftreten als im Kanal.

Durch die Einleitung der Abwässer der Ortschaften Aesch und Pfeffingen erfährt die vom Kanal der Spinnerei Angenstein umflossene Birsstrecke eine zusätzliche Verunreinigung. Andererseits findet zwischen den Probefassungsstellen C 1 und C 2/3 eine Selbstreinigung statt. Als Endprodukt der beiden gegensätzlichen Vorgänge bleibt jedoch bei Niederwasser in den meisten Fällen eine gegenüber der Station C 1 stärkere Belastung mit organischen Stoffen. Der Reinheitsgrad der Gewässerstrecke ist demnach als «zweifelhaft» bis «schlecht» zu bewerten. Unterhalb der Einmündung des die meisten Abwässer von Aesch und Pfeffingen zuführenden Klusbaches kann es sogar zur Ablagerung von grauschwarzem Faulschlamm kommen (z. B. am 22. 9. 1935).

3. Die vom Kanal der Spinnerei Arlesheim umflossene Birsstrecke

Die vom Kanal der Spinnerei Arlesheim umflossene Birsstrecke wird bei Niederwasser durch die Einleitung einer Kanalisation sehr stark verunreinigt. Bei der Vereinigung dieser Gewässer mit dem Hauptwasserstrom ist die stattgefundene Selbstreinigung noch ungenügend. Die starke Belastung mit organischen Stoffen ergibt sich auch aus den verhältnismässig hohen Konzentrationen an Ammoniak und Nitriten. Subjektiv macht das Gewässer den Eindruck eines offenen Abwassergerinnes. Sein Reinheitsgrad ist «schlecht» bis «sehr schlecht».

Trotz der starken Belastung traten bei den am Tage ausgeführten Untersuchungen keine oder nur geringe Sauerstoffdefizite (höchstens 10%) auf. Aus der Intensität der Dissimilationsvorgänge muss jedoch geschlossen werden, dass während der Nacht, d. h. bei fehlender Assimilation, grössere Sauerstoffdefizite vorkommen.

4. Die vom Kanal der Brown Boveri & Cie. umflossene Birsstrecke

Nach dem allgemeinen Aspekt weist die vom BBC-Kanal umflossene Birsstrecke einen hohen Reinheitsgrad auf. Durch die Assimilationstätigkeit der reichen Vegetation treten während des Tages beträchtliche Sauerstoffsättigungen auf.

5. Die vom St. Alban-Teich umflossene Birsstrecke

Das Gewässer ist unmittelbar nach der Einleitung der Abwässer bei der Holzbrücke Neue Welt stark verunreinigt. Sein Reinheitsgrad ist «schlecht» bis «sehr schlecht». Durch Verdünnung mit austretendem Grundwasser und Selbstreinigungsvorgänge geht es flussabwärts in einen nur mässig verunreinigten Zustand über. Bei der Mündung in den Rhein liegt ein «reines» bis «mässig reines» Wasser vor.

Die Nährstoffanreicherung führt im seichten Gewässer zur Entwicklung einer intensiv wachsenden Vegetation. Durch das im Tagesgang zum Ausdruck kommende Wechselspiel zwischen Assimilations- und Dissimilationsvorgängen entstehen sehr extreme hydrochemische Verhältnisse. So haben wir in diesem Gewässer nicht nur den höchsten im ganzen Birstal festgestellten Sauerstoffsättigungsgrad, sondern auch den niedrigsten beobachtet. Während tagsüber bis zu mindestens 284% des theoretischen Sättigungswertes an Sauerstoff vorhanden sein können, treten in der Nacht bedeutende Defizite auf.

6. Zusammenfassung

Nach den Vorschlägen der britischen königlichen Kommission darf der BSB_5 eines Flusswassers durch eingeleitete Abwässer bei einer Sommertemperatur von 18,3° C bei Trockenwetter den Wert 4 mg/l nicht übersteigen. Dieser Grenzwert ist für unsere Verhältnisse, in welchen nicht nur der Reinheitsgrad des Gewässers als solcher, sondern auch dessen durch Infiltration erfolgender Einfluss auf das Grundwasser zu beurteilen ist, eher noch als zu hoch zu betrachten. Doch zeigen unsere Untersuchungen, dass der Hauptwasserstrom des Birstales und auch z. T. die umflossenen Birsstrecken nicht einmal diese Bedingung erfüllen. Die untersuchten Gewässer zeigen meist einen derart schlechten Reinheitsgrad, dass das Baden in ihnen schwerste hygienische Bedenken hervorrufen muss. In fischereilicher Hinsicht wirken sich vor allem einzelne, stossweise Abwasseranfälle und die Überdeckung der Sohle langsamfliessender Gewässerstrecken mit ausfallendem Abwasser-

schlamm ungünstig aus, während der Sauerstoffgehalt allgemein für die Fisch-Fauna noch als erträglich bezeichnet werden kann. Auf den längs der Birs Erholung Suchenden macht das Gewässer heute auf weite Strecken einen ekelerregenden Eindruck.

Dass das infiltrierte Oberflächenwasser mit seinem zeitweise sehr hohen Sauerstoffbedarf bei seiner Infiltration in den Grundwasserstrom zu den anlässlich der Untersuchung über den Zustand des Grundwassers im unteren Birstal beobachteten Erscheinungen einer ungenügenden Sauerstoffsättigung und dem Vorhandensein aggressiver Kohlensäure führen muss, ist weiter nicht erstaunlich. Zu dieser Beeinträchtigung des Grundwassers kommt als weitere Unzulänglichkeit in der Abwasserbeseitigung die direkte Versickerung von Abwässern in den Untergrund.

Die Untersuchungen der Verhältnisse des Vorfluters und diejenigen des Zustandes des Grundwassers zeigen somit deutlich, wie akut die Frage der Abwasserbeseitigung im Birstal geworden ist. Dass durch die Erstellung zentraler Reinigungsanlagen im unteren Birstal (Baselland und Dornach) eine wesentliche Besserung erzielt werden kann, ist selbstverständlich. Doch wird auch dann noch kein genügender Reinheitsgrad erzielt werden können und insbesondere bleibt das Grundwasser weiterhin gefährdet, da eine Hauptinfiltrationsstrecke bei Aesch vorhanden ist, das Wasser jedoch hier bereits durch die in dem oberhalb gelegenen Einzugsgebiet anfallenden industriellen und häuslichen Abwässer sehr stark verunreinigt ist. Das Endziel der Sanierung muss deshalb sein, die Abwässer des gesamten Einzugsgebietes und nicht nur diejenigen der basellandschaftlichen Gemeinden und der Gemeinde Dornach zu reinigen.

P. Der Zustand des Grundwassers im unteren Birstal

1. Allgemeine Problemstellung und Durchführung der Untersuchung

Wie wir bereits einleitend bemerkt haben, ist die qualitative Beeinträchtigung des Grundwassers eine der bedenklichsten Folgeerscheinungen der unsachgemässen Abwasserbeseitigung im Birstal. Durch verschiedene Einzeluntersuchungen war bekannt, dass das Grundwasser des unteren Birstales in zunehmendem Masse Erscheinungen qualitativer Beeinträchtigung zeigt. Nach der Art dieser Beeinträchtigungen musste

Fortsetzung Seite 512

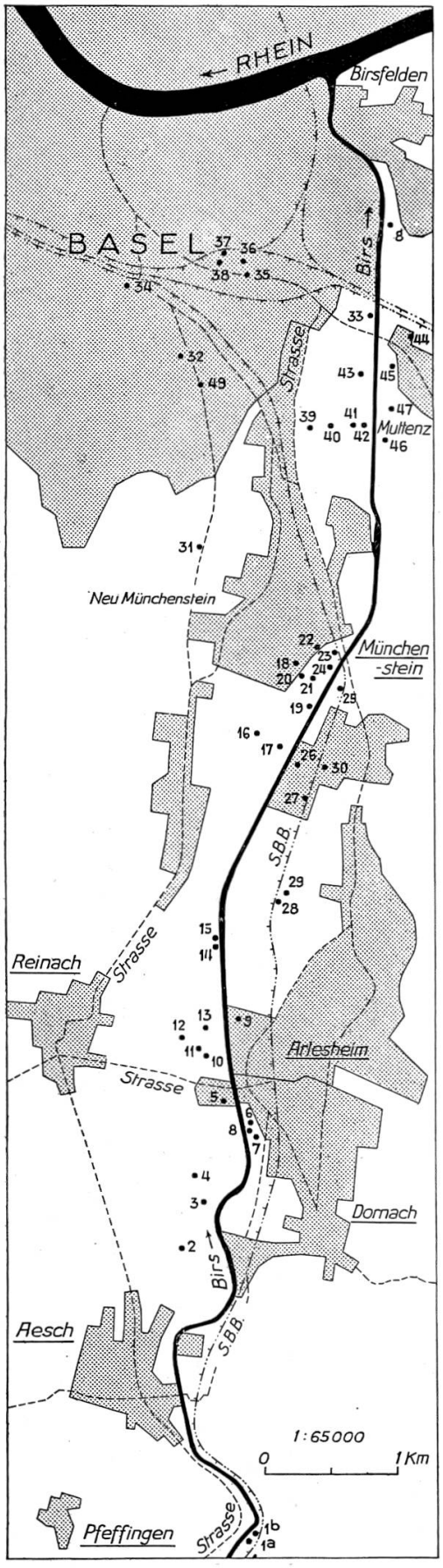


Abbildung 156. Lage der Probefassungsstellen im Grundwasser des unteren Birstales. Masstab 1:65 000

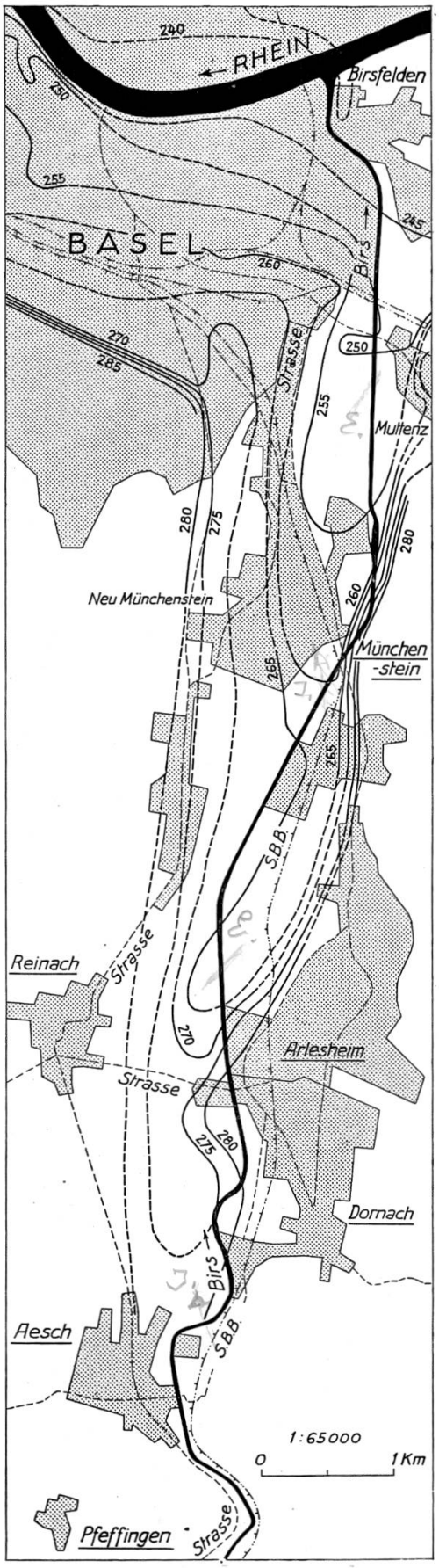


Abbildung 157. Isohypsen der Felsoberfläche (Auflagerungsfläche der quartären Schotter) im unteren Birstal. Masstab 1:65 000. Aequidistanz = 5 m

Resultate der chemischen Untersuchungen des Grundwassers

Station	Gemeinde	Art der Fassungsstelle	Bezeichnung der Fassungsstelle	Kationen in mval			
				Alkalien $Na^{\cdot} + K^{\cdot}$ ergänzt	Calcium $Ca^{\cdot\cdot}$	Magnesium $Mg^{\cdot\cdot}$	Total
1a	Duggingen . .	Grundwasseraufstoss	oberer	0,7	4,3	0,45	5,45
1b	Duggingen . .	Grundwasseraufstoss	unterer	0,65	5,15	0,35	6,15
2	Aesch	Pumpwerk	Aesch	0,05	4,4	0,3	4,75
3	Aesch	Schlagrohr	516	0,6	4,25	0,3	5,15
4	Aesch	Pumpwerk	Dornach	0,75	4,4	0,3	5,45
5	Aesch	Sodbrunnen	Madeux	2,4	5,75	0,9	9,05
6	Dornach . . .	Heber	Metallwerke g. Ochsen	1,4	4,4	0,35	6,15
7	Dornach . . .	Heber	Metallwerke g. Schopf	0,65	5,3	0,3	6,25
8	Dornach . . .	Heber	Metallwerke im Pumpwerk	0,2	4,5	0,3	5,0
9	Arlesheim . . .	Pumpwerk	Spinnerei SIS	0,95	6,35	0,3	7,6
10	Reinach	Pumpwerk	IV	0,7	4,75	0,45	5,9
11	Reinach	Pumpwerk	III	0,65	4,4	0,3	5,35
12	Reinach	Pumpwerk	I	0,5	4.35	0,35	5,2
13	Reinach	Sondierbohrung	V b	1,0	4,35	0,3	5,65
14	Reinach	Grundwasseraufstoss	oberhalb Schwelle	1,7	5,4	0,3	7,4
15	Reinach	Grundwasseraufstoss	unterhalb Schwelle	0,75	5,0	0,3	6,05
16	Münchenstein .	Schlagrohr	531	0,5	5,8	0,35	6,65
17	Münchenstein .	Schlagrohr	530	1,55	5,65	0,55	7,75
18	Münchenstein .	Pumpwerk	altes	0,85	4,65	0,5	6,0
19	Münchenstein .	Schlagrohr	550	0,75	4,55	0,4	5,7
20	Münchenstein .	Schlagrohr	503	0,7	4,45	0,6	5,75
21	Münchenstein .	Schlagrohr	527	0,6	4,75	0,3	5,65
22	Münchenstein .	Pumpwerk	neues (Hofmatt)	0,65	4,7	0,45	5,8
23	Münchenstein .	Schlagrohr	525	0,7	5,2	0,45	6,35
24	Münchenstein .	Schlagrohr	536	0,7	4,2	0,3	5,2
25	Münchenstein .	Pumpwerk	Elektra Birseck	0,6	5,8	0,6	7,0
26	Münchenstein .	Pumpwerk	Portlandcement-Fabrik	0,5	4,35	0,5	5,35
27	Arlesheim . . .	Pumpwerk	BBC	0,8	4,5	0,2	5,5
28	Arlesheim . . .	Pumpwerk	Arlesheim I	0,65	4,85	0,5	6,0
29	Arlesheim . . .	Pumpwerk	Arlesheim II	0,6	5,2	0,6	6,4
30	Arlesheim . . .	Pumpwerk	Van Baerle & Co. AG	5,65	1,1	0,7	7,45
31	Arlesheim . . .	Sodbrunnen	Hübeliacker (Rapp)	1,45	6,0	0,6	8,05
32	Basel	Pumpwerk	Depot Feldschlösschen	1,0	5,65	2,9	9,55
33	Basel	Pumpwerk	Kühlhaus AG	0,9	6,4	0,3	7,6
34	Basel	Sodbrunnen	Hochstrasse (Rapp)	0,75	7,5	1,3	9,55
35	Basel	Pumpwerk	Milchverb., Käsekeller	2,25	7,25	1,1	10,6
36	Basel	Pumpwerk	Milchverb., östl. Brunnen	0,4	6,8	0,4	7,6
37	Basel	Pumpwerk	Milchverb., nördl. Brunnen	1,4	7,0	0,45	8,85
38	Basel	Pumpwerk	Milchverb., westl. Brunnen	1,1	6,35	0,7	8,15
39	Münchenstein .	Schlagrohr	südlich Brüglingen	1,4	6,95	0,6	8,95
40	Münchenstein .	Schlagrohr	213	0,65	5,15	0,45	6,25
41	Münchenstein .	Schlagrohr	214	0,5	5,0	0,45	5,95
42	Münchenstein .	Schlagrohr	215	0,5	5,1	0,45	6,05
43	Münchenstein .	Schlagrohr	222	0,35	5,25	0,4	6,0
44	Muttenz	Pumpwerk	Schanz	0,65	5,0	0,55	6,2
45	Muttenz	Pumpwerk	Birsland	0,3	4,9	0,55	5,75
46	Muttenz	Heber	Birsfelden	0,7	5,25	0,5	6,45
47	Muttenz	Pumpwerk	Birsfelden	0,55	7,4	0,8	8,75
48	Birsfelden . . .	Schlagrohr	bei der Redingbrücke	0,85	5,55	0,35	6,75
49	Basel	Pumpwerk	Dreispitz, Kan.-Büro	0,9	7,0	1,75	9,65

im unteren Birstal vom 18./19. Juli 1945. 1. Teil

Tabelle 45

Anionen in mval					Gesamtionenkonzentration	Härten in französischen Graden				
Chlorid Cl'	Nitrat NO_3'	Sulfat SO_4''	Hydrokarbonat HCO_3'	Total		Karbonat	Gesamt	Bleibend	Kalk	Magnesium
0,3	0,1	0,65	4,4	5,45	10,9	22,0	23,75	1,75	21,5	2,25
0,25	0,25	0,5	5,15	6,15	12,3	25,75	27,5	1,75	25,75	1,75
0,25	0,05	0,2	4,25	4,75	9,5	21,25	23,5	2,25	22,0	1,5
0,3	0,05	0,6	4,2	5,15	10,3	21,0	22,75	1,75	21,25	1,5
0,35	0,05	0,8	4,25	5,45	10,9	21,25	23,5	2,25	22,0	1,5
0,85	0,45	1,45	6,3	9,05	18,1	31,5	33,25	1,75	28,75	4,5
0,25	0,45	0,9	4,55	6,15	12,3	22,75	23,75	1,0	22,0	1,75
0,3	0,1	0,5	5,35	6,25	12,5	26,75	28,0	1,25	26,5	1,5
0,3	0,05	0,2	4,45	5,0	10,0	22,25	24,0	1,75	22,5	1,5
0,45	0,4	1,0	5,75	7,6	15,2	28,75	33,25	4,5	31,75	1,5
0,3	0,3	0,6	4,7	5,9	11,8	23,5	26,0	2,5	23,75	2,25
0,3	0,1	0,6	4,35	5,35	10,7	21,75	23,5	1,75	22,0	1,5
0,25	0,1	0,65	4,2	5,2	10,4	21,0	23,5	2,5	21,75	1,75
0,25	0,1	1,1	4,2	5,65	11,3	21,0	23,25	2,25	21,75	1,5
0,3	0,3	1,7	5,1	7,4	14,8	25,5	28,5	3,0	27,0	1,5
0,3	0,3	0,6	4,85	6,05	12,1	24,25	26,5	2,25	25,0	1,5
0,35	0,2	1,25	4,85	6,65	13,3	24,25	30,75	6,5	29,0	1,75
0,25	0,2	1,95	5,35	7,75	15,5	26,75	31,0	4,25	28,25	2,75
0,35	0,2	0,65	4,8	6,0	12,0	24,0	25,75	1,75	23,25	2,5
0,3	0,25	0,55	4,6	5,7	11,4	23,0	24,75	1,75	22,75	2,0
0,3	0,2	0,65	4,6	5,75	11,5	23,0	25,25	2,25	22,25	3,0
0,3	0,3	0,45	4,6	5,65	11,3	23,0	25,25	2,25	23,75	1,5
0,3	0,2	0,55	4,75	5,8	11,6	23,75	25,75	2,0	23,5	2,25
0,4	0,4	0,5	5,05	6,35	12,7	25,25	28,25	3,0	26,0	2,25
0,25	0,15	0,6	4,2	5,2	10,4	21,0	22,5	1,5	21,0	1,5
0,35	0,35	0,8	5,5	7,0	14,0	27,5	32,0	4,5	29,0	3,0
0,25	0,2	0,35	4,55	5,35	10,7	22,75	24,25	1,5	21,75	2,5
0,3	0,25	0,4	4,55	5,5	11,0	22,75	23,5	0,75	22,5	1,0
0,3	0,4	0,35	4,95	6,0	12,0	24,75	26,75	2,0	24,25	2,5
0,35	0,35	0,4	5,3	6,4	12,8	26,5	29,0	2,5	26,0	3,0
0,6	0,4	1,4	4,35	7,45	14,9	9,0	9,0	0,0	5,5	3,5
0,4	0,75	0,7	6,2	8,05	16,1	31,0	33,0	2,0	30,0	3,0
0,5	0,75	1,85	6,45	9,55	19,1	32,25	42,75	10,5	28,25	14,5
0,45	0,65	1,15	5,35	7,6	15,2	26,75	33,5	6,75	32,0	1,5
1,2	0,8	1,85	5,7	9,55	19,1	28,5	44,0	15,5	37,5	6,5
0,9	0,8	3,1	5,8	10,6	21,2	29,0	41,75	12,75	36,25	5,5
0,55	0,75	0,7	5,6	7,6	15,2	28,0	36,0	8,0	34,0	2,0
0,6	0,8	1,9	5,55	8,85	17,7	27,75	37,25	9,5	35,0	2,25
0,6	0,8	1,3	5,45	8,15	16,3	27,25	35,25	8,0	31,75	3,5
0,55	0,8	1,85	5,75	8,95	17,9	28,75	37,75	9,0	34,75	3,0
0,35	0,5	0,7	4,7	6,25	12,5	23,5	28,0	4,5	25,75	2,25
0,35	0,3	0,45	4,85	5,95	11,9	24,25	27,25	3,0	25,0	2,25
0,35	0,3	0,55	4,85	6,05	12,1	24,25	27,75	3,5	25,5	2,25
0,35	0,35	0,45	4,85	6,0	12,0	24,25	28,25	4,0	26,25	2,0
0,35	0,25	0,75	4,85	6,2	12,4	24,25	27,75	3,5	25,0	2,75
0,35	0,3	0,35	4,75	5,75	11,5	23,75	27,25	3,5	24,5	2,75
0,35	0,4	0,85	4,85	6,45	12,9	24,25	28,75	4,5	26,25	2,5
0,4	0,4	3,1	4,85	8,75	17,5	24,25	41 0	16,75	37,0	4,0
0,35	0,55	1,15	4,7	6,75	13,5	23,5	29,5	6,0	27,75	1,75
0,9	0,45	1,55	6,75	9,65	19,3	33,75	43,75	10,0	35,0	8,75

Resultate der chemischen Untersuchungen des Grundwassers

Station	Temperatur C°	Chlorid Cl' mg/l	Nitrat NO_3' mg/l	Nitrit NO_2' mg/l	Ammoniak $NH_4^{\cdot}$ mg/l	Eisen Fe mg/l	Mangan Mn mg/l	Phosphat PO_4''' mg/l	Kohlensäure CO_2 mg/l			
									Freie	Zugehörige	Rostschutzverhindernde	Kalkaggressive
1a	14,0	10	5	∅	∅	∅	∅	—	42	20	22	13
1b	11,5	8	16	∅	∅	∅	∅	—	47	31	16	9
2	9,2	8,5	2,5	∅	∅	∅	∅	Sp.	28	17	11	8
3	12,7	10	4	∅	∅	∅	∅	—	—	17	—	—
4	11,1	12,5	4	∅	∅	∅	∅	—	19	18	1	0
5	12,5	31	27	∅	∅	∅	∅	—	64	52	12	5
6	14,8	9	27	∅	Sp.	∅	∅	—	30	23	7	3
7	12,9	11	6	∅	∅	∅	∅	—	23	36	0	0
8	16,8	11	2	∅	H	H	∅	—	25	23	2	1
9	11,7	16,5	25	∅	∅	∅	∅	Sp.	46	47	0	0
10	10,95	11,5	18	∅	∅	∅	∅	—	36	23	13	8
11	11,2	10,5	7	∅	∅	∅	∅	—	21	18	3	1
12	10,8	8,5	7	∅	∅	∅	∅	—	33	17	16	10
13	10,8	9,5	7	∅	∅	∅	∅	—	24	17	7	4
14	12,0	10	17,5	∅	∅	∅	∅	—	31	32	0	0
15	11,9	10,5	17,5	∅	∅	∅	∅	H	40	26	14	8
16	11,5	12	11	∅	∅	∅	∅	—	—	30	—	—
17	13,9	8,5	11	∅	∅	∅	∅	—	44	39	5	2
18	13,6	12	11	∅	∅	∅	∅	—	23	25	0	0
19	16,6	10,5	17	∅	∅	∅	∅	—	28	25	3	2
20	13,5	10,5	11	∅	∅	∅	∅	—	20	22	0	0
21	15,2	10,5	19	∅	∅	∅	∅	—	25	25	0	0
22	13,0	11	11	∅	∅	∅	∅	H	31	25	6	3
23	13,5	13,5	25	∅	∅	∅	∅	—	23	31	0	0
24	16,4	9	10	∅	∅	∅	∅	—	21	19	2	1
25	12,0	12	23	∅	∅	∅	∅	—	25	40	0	0
26	11,0	9,5	11	∅	∅	∅	∅	—	23	20	3	2
27	10,9	10,5	15	∅	∅	∅	∅	—	29	21	8	5
28	11,2	11,5	24	∅	∅	∅	∅	—	19	26	0	0
29	10,9	12,5	22	∅	∅	0,5	∅	—	51	32	19	10
30	11,4	20,5	26	Sp.	∅	∅	∅	—	0	—	0	0
31	11,3	15	45	∅	∅	0,2	∅	—	29	25	0	0
32	12,0	17	45	∅	∅	∅	∅	—	65	53	12	5
33	12,7	15,5	40	∅	∅	∅	∅	—	33	43	0	0
34	11,6	42,5	50	∅	∅	∅	∅	—	31	54	0	0
35	13,3	32	50	∅	∅	∅	∅	—	40	58	0	0
36	13,0	20	45	∅	∅	∅	∅	Sp.	26	50	0	0
37	11,5	21	50	∅	∅	∅	∅	Sp.	37	48	0	0
38	(12,0)	21	50	∅	∅	∅	∅	Sp.	26	—	0	0
39	12,0	19,5	50	∅	∅	0,15	∅	Sp.	30	53	0	0
40	11,3	13	30	∅	∅	0,2	∅	H	31	25	6	3
41	11,3	12	20	∅	∅	0,25	∅	H	35	26	9	5
42	10,8	12,5	18	∅	∅	0,2	∅	1	25	26	0	0
43	(11,0)	12,5	22	∅	∅	0,4	∅	H	24	—	0	0
44	9,8	12,5	17	∅	∅	∅	∅	Sp.	22	25	0	0
45	10,7	12,5	18	∅	∅	∅	∅	∅	18	24	0	0
46	10,3	12	25	∅	∅	∅	∅	H	22	27	0	0
47	10,1	13,5	25	∅	∅	∅	∅	Sp.	23	38	0	0
48	9,8	13	35	0,05	Sp.	0,2	∅	Sp.	—	26	—	—
49	11,45	32,5	28	∅	∅	∅	∅	H	29	71	0	0

im unteren Birstal vom 18./19. Juli 1945. 2. Teil *Tabelle 46*

pH exp.	pH ber.	pH Gl.	pH exp. ÷ pH ber.	pH Gl. ÷ pH ber.	pH Gl. ÷ pH exp.	Sauerstoff		BSB_5 mg/l	$KMnO_4$-verbrauch mg/l
						O_2 mg/l	Sättigungsindex		
7,4	7,2	7,45	+ 0,2	+ 0,25	+ 0,05	2,4	24	—	4,7
7,2	7,2	7,3	± 0,0	+ 0,1	+ 0,1	8,8	82	—	4,4
7,4	7,35	7,45	+ 0,05	+ 0,1	+ 0,05	2,6	23	0,0	3,8
7,5	—	7,45	—	—	— 0,05	7,3	70	—	12,5
7,4	7,5	7,45	— 0,1	— 0,05	+ 0,05	7,6	70	0,5	3,6
7,4	7,15	7,15	+ 0,25	± 0,0	+ 0,25	4,5	43	0,9	34,6
7,4	7,35	7,4	+ 0,05	+ 0,05	± 0,0	2,1	21	1,1	6,6
7,4	7,55	7,25	— 0,15	— 0,3	— 0,15	3,3	32	0,8	4,4
7,2	7,4	7,4	— 0,2	± 0,0	+ 0,2	3,0	31	0,8	10,9
7,2	7,25	7,15	— 0,05	— 0,1	— 0,05	9,9	93	5,4	3,2
7,2	7,3	7,35	— 0,1	+ 0,05	+ 0,15	6,5	60	0,2	3,6
7,4	7,5	7,4	— 0,1	— 0,1	± 0,0	4,2	39	0,0	2,7
7,2	7,25	7,45	— 0,05	+ 0,2	+ 0,25	5,8	53	0,3	3,6
7,3	7,4	7,45	— 0,1	+ 0,05	+ 0,15	6,9	63	1,5	3,8
7,3	7,4	7,25	— 0,1	— 0,15	— 0,05	3,3	31	0,3	3,3
7,3	7,25	7,3	+ 0,05	+ 0,05	± 0,0	7,2	68	1,1	3,3
7,3	—	7,25	—	—	— 0,05	6,6	61	—	9,7
7,3	7,25	7,2	+ 0,05	— 0,05	— 0,1	11,1	108	—	9,9
7,3	7,5	7,35	— 0,2	— 0,15	+ 0,05	7,1	70	4,0	5,5
7,4	7,4	7,4	± 0,0	± 0,0	± 0,0	6,7	70	1,4	4,3
7,5	7,55	7,4	— 0,05	— 0,15	— 0,1	6,5	63	1,3	6,2
7,5	7,45	7,35	+ 0,05	— 0,1	— 0,15	6,8	68	1,2	5,8
7,4	7,35	7,35	+ 0,05	± 0,0	— 0,05	6,6	64	0,9	3,3
7,2	7,5	7,3	— 0,3	— 0,2	+ 0,1	5,7	56	0,2	4,4
7,5	7,45	7,45	+ 0,05	± 0,0	— 0,05	3,4	35	0,7	4,4
7,2	7,5	7,2	— 0,3	— 0,3	± 0,0	7,7	72	0,8	9,2
7,4	7,45	7,4	— 0,05	— 0,05	± 0,0	6,3	58	0,4	3,5
7,4	7,35	7,4	+ 0,05	+ 0,05	± 0,0	6,8	63	0,0	2,5
7,2	7,6	7,3	— 0,4	— 0,3	+ 0,1	8,1	75	1,0	2,2
7,2	7,2	7,25	± 0,0	+ 0,05	+ 0,05	7,9	72	1,3	2,5
8,5	—	—	—	—	—	5,1	47	0,4	7,6
7,0	7,5	7,15	— 0,5	— 0,35	+ 0,15	9,8	91	1,8	1,9
7,2	7,15	7,15	+ 0,05	± 0,0	— 0,05	8,5	80	0,0	2,7
7,0	7,4	7,15	— 0,4	— 0,25	+ 0,15	8,1	77	0,1	2,4
7,2	7,45	7,1	— 0,25	— 0,35	— 0,1	10,3	96	0,5	3,2
7,4	7,35	7,1	+ 0,05	— 0,25	— 0,3	3,3	32	0,0	3,9
7,2	7,5	7,1	— 0,3	— 0,4	— 0,1	9,3	90	0,8	3,9
7,2	7,35	7,1	— 0,15	— 0,25	— 0,1	10,3	96	1,4	2,4
7,2	7,5	7,15	— 0,3	— 0,35	— 0,05	9,3	(88)	2,4	3,6
7,2	7,45	7,1	— 0,25	— 0,35	— 0,1	9,1	85	0,9	5,4
7,2	7,35	7,3	— 0,15	— 0,05	+ 0,1	8,0	74	1,4	3,2
7,2	7,3	7,3	— 0,1	± 0,0	+ 0,1	7,5	70	0,8	2,2
7,2	7,45	7,3	— 0,25	— 0,15	+ 0,1	7,2	66	0,4	3,2
7,2	7,45	7,3	— 0,25	— 0,15	+ 0,1	8,0	(73)	0,5	3,8
7,2	7,5	7,3	— 0,3	— 0,2	+ 0,1	7,9	71	0,2	2,2
7,2	7,6	7,35	— 0,4	— 0,25	+ 0,15	7,4	68	0,0	2,2
7,2	7,5	7,3	— 0,3	— 0,2	+ 0,1	7,1	64	0,9	3,5
7,2	7,5	7,15	— 0,3	— 0,35	— 0,05	6,8	61	0,1	2,5
7,4	—	7,3	—	—	— 0,1	2,1	19	—	4,9
6,95	7,55	7,05	— 0,6	— 0,5	+ 0,1	11,3	98	2,5	0,8

als Ursache eine Verunreinigung des Grundwassers durch organische Substanzen angenommen werden. Als Quellen einer solchen Verunreinigung kommen einerseits Infiltrationen von hochgradig mit organischen Schmutzstoffen belasteten Oberflächengewässern (Birs und Seitenbäche) und andererseits die Versickerung von häuslichen Abwässern in den Untergrund in Frage.

Um festzustellen, welchen Umfang die einzelnen Beeinträchtigungen heute aufweisen, wurde eine umfassende chemische Untersuchung der Grundwasservorkommen durchgeführt. Ausser dieser Aufnahme des qualitativen Zustandes gestattete die Auswertung der Untersuchungen, wichtige Anhaltspunkte über den Verlauf und den Charakter des Grundwasserstromes des Birstales zu gewinnen.

Als Grundlage dienten am 18. und 19. Juli 1945 im Birstal zwischen Duggingen und der Reding-Brücke bei Birsfelden ausgeführte Untersuchungen. Zur Ergänzung wurde am 5. 10. 1945 das Wasser des Pumpwerks des Kanalisationsbureaus Basel-Stadt im Dreispitz (Station 49) gefasst und untersucht. Die Probefassung erfolgte in der Reihenfolge der Numerierung bei den Stationen 1 bis 27 am 18. 7. 1945 und bei den Stationen 28 bis 48 am 19. 7. 1945 (vgl. Abb. 156).

2. Grundwasserstrom und diluviale Rinne

Die im Diluvium tiefer liegenden Sohlen unserer Flusstäler sind heute durch fluviatile Ablagerungen eingedeckt. In diesen Aufschüttungen findet man über dem vordiluvialen Untergrund die als Grundwasserströme bezeichneten Wasservorkommen. Entsprechend der Verbindung der tiefsten Stellen eines Flussbettes kann für den Grundwasserstrom die Verbindung der tiefsten Stellen einer alten Flussrinne als Talweg bezeichnet werden. Dieser Talweg fällt in der Regel ungefähr mit der Zone der grössten Fliessgeschwindigkeit des Grundwassers zusammen, in deren Bereich die ergiebigsten Nutzungsmöglichkeiten liegen.

Um den Verlauf des Grundwasserstromes im Birstal ermitteln zu können, ist die Rekonstruktion des Verlaufs der entsprechenden diluvialen Rinne aufschlussreich. Die Lage und den Verlauf der alten Birsrinne können wir mit Hilfe der durch zahlreiche Bohrungen erschlossenen Felskoten feststellen. Eine solcher Rekonstruktionsversuch ist auf Abbildung 157 für das Birstal zwischen Aesch und St. Jakob dargestellt.

Durch die oberhalb Aesch gelegene Klus von Angenstein gelangt die Birs und damit auch deren Tal in das Gebiet des Oberrheintalgrabens.

Auf beiden Flussufern tritt bei Angenstein der anstehende Rauracien-Kalk bis ans heutige Bett der Birs. Ein zusammenhängender, das ganze Birsbett durchquerender Felsriegel ist jedoch anscheinend nirgends vorhanden, was BITTERLI (1945, S. 42) zur Annahme veranlasst, dass die mit Malmkalkblöcken und Schottern erfüllte diluviale Rinne direkt unter dem heutigen Bett liegt. Im Vergleich zu den Verhältnissen unterhalb, aber auch oberhalb Angenstein kann es sich hierbei jedoch höchstens um eine sehr schmale Rinne handeln.

Unterhalb Angenstein befindet sich die alte Rinne nach BITTERLI vermutlich für eine kurze Strecke rechtsseitig des heutigen Birslaufes und wechselt erst vor der Brücke beim Bahnhof Aesch auf die westliche Seite hinüber.

Bei Dornachbrugg ist die heutige Flussohle der Birs in den Fels (Molasse alsacienne) eingeschnitten, so dass die ältere tiefere Flussrinne sicher ausserhalb der heutigen Rinne zu suchen ist. Wir finden sie im Gebiet der Grundwasserpumpwerke der Gemeinde Reinach. Ungefähr beim Wehr zum Kanal der Brown Boveri & Cie. kreuzt sie den heutigen Birslauf. Unterhalb dieses Wehres ist die Birs wiederum in den Fels, diesmal in die Tüllinger Süsswasserkalke, eingeschnitten. Die alte Rinne liegt rechts dieses epigenetischen Flusslaufes. Bei der Hofmatt unterhalb Münchenstein wechselt die Grundwasserrinne wiederum auf die linke Seite des heutigen Birslaufes hinüber.

Der rechte Rand des Birstales ist gekennzeichnet durch eine grosse tektonische Störung, die Rheintalflexur, eine vertikale Verschiebung der Schichten von über 1000 m. Diese tektonische Störung stellt die Grenze zwischen Tafeljura und Rheintalgraben dar. Westlich der Flexur, im Rheintalgraben, finden wir als anstehenden Fels nur tertiäre Sedimente, wie wir sie als Molasse alsacienne und Tüllinger Süsswasserkalke bereits oben genannt haben. Östlich der Flexur werden dagegen viel ältere Schichten festgestellt, welche zum Mesozoikum oder Erdmittelalter gehören. In den Bereich dieser mesozoischen Schichten biegt der heutige Flusslauf bei der Brücke beim Bruckgut ein. Er hat sich zunächst in die Schichten des Doggers oder Braunen Jura epigenetisch eingeschnitten. Weiter talabwärts, bei der Neuen Welt, besteht das Flussbett aus Gesteinen des Keupers, d. h. aus dem Liegenden der Juraformation. Von der Neuen Welt an bleibt der heutige Birslauf stets im Bereich des von tertiären Sedimenten erfüllten Rheintalgrabens.

Die diluviale Rinne, die bei der Hofmatt den heutigen Birslauf von Osten nach Westen kreuzt, verläuft bis unterhalb der Neuen Welt auf der linken Seite der Birs. Sie wendet sich dann gegen den Rand des

Rheintalgrabens, die Flexur, und kreuzt dabei, etwa beim Stadion St. Jakob, nochmals den heutigen Birslauf. Hierauf folgt sie zunächst dem Rand des Rheintalgrabens.

3. Allgemeines über den Zusammenhang des Grundwassers mit dem Oberflächengewässer

Wo sich der heutige Birslauf und der Grundwasserstrom kreuzen, besteht die Möglichkeit eines Zusammenhanges zwischen Grundwasser und Oberflächengewässer. Dieser kann je nach der Lage der Wasserspiegel des oberirdischen und des unterirdischen Gewässers in einem Austritt von Grundwasser in die Birs oder in einer Infiltration von Birswasser in den Grundwasserstrom bestehen. Beide Möglichkeiten sind im Birstal vorhanden. Ob ein Austritt von Grundwasser oder eine Infiltration von Oberflächenwasser vorliegt, hängt in erster Linie von den Gefällsstufen des heutigen Birslaufes ab. Im Birslauf zwischen Angenstein und der Mündung treten vor allem zwei typische Gefällsstufen in Erscheinung, eine obere bei Dornachbrugg und eine untere bei der Neuen Welt. Oberhalb dieser Gefällsstufen ist der Birswasserspiegel gegenüber dem Grundwasserspiegel erhöht oder die beiden Spiegel liegen im hydrostatischen Gleichgewicht. Wir finden Infiltrationen von Flusswasser oberhalb der Gefällsstufe von Dornachbrugg zwischen Angenstein und Dornachbrugg und oberhalb der Gefällstufe Neue Welt-Wasserhäuser, dort, wo die diluviale Birsrinne bei der Hofmatt unterhalb Münchenstein die Birs kreuzt.

Unterhalb der Gefällsstufen behält das Grundwasser infolge des Porenwiderstandes auf eine längere Strecke talwärts einen gegenüber dem Unterwasser der Gefällsstufe erhöhten Spiegel bei. Kreuzt der Grundwasserstrom unterhalb einer solchen Gefällsstufe den Flusslauf, so kann Grundwasser zu Tage treten und dem Oberflächengewässer zufliessen. Dies ist namentlich bei Birsniederwasser gut zu beobachten, wenn kein oder wenig Wasser über die auf den beiden Gefällsstufen erstellten Wehre läuft. Bei niederm Wasserstand wird die Birs zwischen dem zweiten auf der Gefällsstufe von Dornachbrugg erstellten Wehr (BBC) und der Mündung des Unterwasserkanals, sowie zwischen dem Wehr des St. Alban-Teiches und der Birsmündung, ausschliesslich durch Grundwasser gespiesen, abgesehen von den Zuflüssen aus Kanalisationen. Unterhalb des Wehres der Brown Boveri & Cie. sind diese Austritte am linken Birsufer fassbar.

4. Die Lage der Probefassungsstsellen (Abb. 156)

a) Die Stationen oberhalb Angenstein

Unterhalb des Wehres der SIS bei Duggingen haben wir anlässlich unserer Untersuchungen zwei Wasseraustritte am rechten Birsufer gefasst. Das obere dieser Wasservorkommen (Station 1a), bestehend aus zahlreichen Wasseraustritten im Kies des rechten Birsufers, stellt in den Boden infiltriertes Wasser des Kanals der Industriegesellschaft für Schappe dar, das im tiefer liegenden Birsbett wieder zu Tage tritt. Das untere Wasservorkommen (Station 1b) dagegen scheint eher eine Quelle des Quellhorizontes der Grenze Blagdenischichten/Hauptrogenstein zu sein.

b) Die Stationen zwischen dem Infiltrationsgebiet von Aesch und den Grundwasseraustritten unterhalb des BBC-Wehres

Der Talweg der diluvialen Rinne findet sich auf dieser Strecke westlich der heutigen Birs. In seinem Bereich liegen das Pumpwerk der Gemeinde Aesch (Station 2, Felskote 273,74), das Beobachtungsrohr 516 (Station 3, Felskote = 273,42), das Pumpwerk der Gemeinde Dornach (Station 4, Felskote = 272,69), das Pumpwerk III des Wasserwerks Reinach und Umgebung (Station 11, Felskote = 267,20) und die Sondierbohrung V b desselben Werkes (Station 13, Felskote = 265,13, heute ausgebaut als Pumpwerk II). Das Gefälle der Sohle der diluvialen Rinne beträgt zwischen den Stationen 2 und 4 etwa $2^0/_{00}$, zwischen den Stationen 4 und 11 etwa $5^0/_{00}$ und zwischen den Stationen 11 und 13 etwa $11^0/_{00}$. Die heutige Gefällsstufe von Dornachbrugg kommt also auch bei der diluvialen Rinne deutlich in einer Zunahme des Sohlengefälles zum Ausdruck.

Dem rechten Rand des Rinnenabschnittes zwischen den Stationen 4 und 11 gehören der Sodbrunnen Madeux (Station 5) und die Heberbrunnen der Metallwerke Dornach (Stationen 6, 7 und 8, Felskoten = 281,33, 281,29 bzw. 279,47) an. Die drei genannten Heberbrunnen liegen östlich der heutigen Birs und in einem durch den Stau von Dornachbrugg bedingten lokalen Infiltrationsgebiet. Die Höhenlage der Felskote entspricht einer verhältnismässig jungen Erosion, die nicht wesentlich unter das Niveau des heutigen Birsbettes (Sohlenkote = 283 bis 284) griff. Von der diluvialen Rinne ist das Grundwassergebiet der Metallwerke durch einen Felsriegel getrennt, der durch eine 170 m

südlich der Station 5 niedergebrachte Bohrung auf Kote 288,34 erschlossen worden war.

Dem Bereich der diluvialen Rinne, aber bereits links bzw. rechts des Talweges liegend, gehören im Rinnen-Querprofil der Station 11 das Pumpwerk I (Station 12, Felskote = 269,0) und das Pumpwerk IV des Wasserwerks Reinach an. Noch randlicher (rechts des Talweges der Rinne und der heutigen Birs) liegt das Pumpwerk der Spinnerei Arlesheim (Station 9). Die bei den natürlichen Grundwasseraustritten (Stationen 14 und 15) gefassten Wässer dürften dagegen dem Bereich des linken Randes der Rinne entstammen.

c) Die Stationen zwischen den Grundwasseraustritten unterhalb des BBC-Wehres und dem Infiltrationsgebiet bei der Hofmatt

Auf dieser Strecke findet sich der Talweg der diluvialen Rinne östlich der heutigen Birs. Im Bereiche des Talweges dürfte das Pumpwerk der Brown Boveri & Cie. (Station 27, Sohle des Brunnens = 266,4, Fels nicht erbohrt) liegen. Eine der tiefsten Sohle der diluvialen Rinne entsprechende Felskote steht erst wieder im Infiltrationsgebiet der Hofmatt zur Verfügung. Dort hat eine Bohrung den Fels auf Kote 258,23 erschlossen. Das Sohlengefälle der Rinne zwischen der Station 13 und jener Bohrung beträgt etwa $2^0/_{00}$, so dass nach der Gefällstufe von Dornachbrugg wieder eine starke Verflachung des Rinnengefälles festzustellen ist.

Im Bereich der diluvialen Rinne liegen auf der besprochenen Strecke rechts des Talweges die Pumpwerke der Gemeinde Arlesheim (Stationen 28 und 29, Felskoten = 264,45 bzw. 263,86), das Pumpwerk der Chemischen Fabrik Van Baerle (Station 30) und das Pumpwerk der Elektra Birseck (Station 25) und links des Talweges das Pumpwerk der Portlandcementfabrik (Station 26, Felskote = 265,8). Noch weiter randlich liegen im Rinnenquerprofil der Station 26 die Beobachtungsrohre 530 und 531 (Stationen 17 und 16, Felskoten = 267,85 und 268,28).

d) Die Stationen zwischen dem Infiltrationsgebiet in der Hofmatt und den Grundwasseraustritten bei St. Jakob

Im Infiltrationsgebiet der Hofmatt steht eine grosse Anzahl von Probefassungsmöglichkeiten (Stationen 19 bis 24) zur Verfügung, wovon alle ungefähr im Bereiche des Talweges der Rinne liegen. Die Sohle der Rinne ist sehr flach und zeigt auf eine Breite von etwa 300 m eine

Höhenkote zwischen 258,2 bis 259,3 m. Talabwärts des Infiltrationsgebietes liegen die nächsten Probefassungsstellen am südlichen Ende des Stadions St. Jakob. Der Talweg der Rinne liegt hier noch links der heutigen Birs. Ihm gehört das Beobachtungsrohr 215 (Station 42, Felskote = 251,35) an. Das Sohlengefälle der Rinne zwischen dem Infiltrationsgebiet der Hofmatt und der Station 42 beträgt etwa $4^0/_{00}$; es wird also entsprechend der heutigen Gefällsstufe von Neue Welt wieder grösser als oberhalb der Hofmatt. Im Rinnenquerprofil der Station 42 liegen links des Talweges das Beobachtungsrohr 214 (Station 41, Felskote = 251,86), das Beobachtungsrohr 213 (Station 40, Felskote = 253,50) und das Beobachtungsrohr 212 (Station 39, Felskote 257,77). Der rechte Rand der Rinne und damit des Grundwasserstromes hat in diesem Profil unter Abgabe von Grundwasser an das Oberflächengewässer bereits auf das rechte Birsufer gewechselt. Ihm gehört der Heber zum Pumpwerk Birsfelden-Birsland (Station 46, Felskote = 252,43) und etwas weiter talabwärts gelegen auch das Pumpwerk Birsfelden-Birsland selbst (Station 47, Felskote = 251.95) an.

Unterhalb des Rinnenquerprofils der Station 42 wechselt dann auch der Talweg der Rinne auf das rechte Ufer der heutigen Birs. Wir finden 400 bis 500 m unterhalb Station 42 ungefähr im Bereich des Talweges linksufrig das Beobachtungsrohr 222 (Station 43, Felskote = 249,32) und rechtsufrig das Pumpwerk Muttenz-Birsland (Station 45, Felskote = 250,55). Etwa weitere 300 m talabwärts liegt dann der Talweg der Rinne deutlich rechts der heutigen Birs. Das 250 m vom rechten Birsufer entfernte Pumpwerk Muttenz-Schanz (Station 44, Felskote = 248,52) befindet sich in seinem Bereich, während das etwa 20 m vom linken Birsufer entfernte Pumpwerk der Kühlhaus AG (Station 33, Felskote = 252,40) dem linken Rand der Rinne angehört.

e) Die Stationen am linken Rand des Birstales und des Rheintales

Ausserhalb des Bereichs der diluvialen Rinne liegt am linken Rand des Birstales der Sodbrunnen Hübeliacker der W. & J. Rapp AG. (Station 31, Felskote = 275,90) und dort, wo der linke Rand des Birstales in den linken Rand des Rheintales übergeht, das Pumpwerk des Kanalisationsbureaus Basel-Stadt (Station 49, Felskote = 269,85). Weiter im Rheintal finden sich dann in der Fortsetzung des Birstales das Pumpwerk des Bierdepots der Brauerei Feldschlösschen (Station 32, Felskote = 267,61) und die Pumpwerke des Milchverbandes (Stationen

35 bis 38, Felskoten um 260 m). Wir haben diese Stationen hauptsächlich deshalb in die Untersuchung einbezogen, um einen Anhaltspunkt darüber zu erhalten, in welchem qualitativen Zustand sich die Grundwasservorkommen in diesem dicht besiedelten, aber sachgemäss kanalisierten Gebiet befinden.

5. **Thermik** (Temperatur des Grundwassers)

Wie W. SCHMASSMANN in seinem Artikel «Der Schutz des Grundwassers» ausführt, gehen die engen Beziehungen zwischen den Oberflächengewässern und dem Grundwasser aus dem Temperaturgang der beiden Gewässerarten hervor. Im Infiltrationsgebiet des Birstales (Hofmatt bei Münchenstein) beträgt die tiefste gemessene Grundwassertemperatur (Winter) 4,4° C, die höchste (Sommer) 16,9°. Bei der Beurteilung des Temperaturganges des Grundwassers ist zu berücksichtigen, dass die Temperaturextrema gegenüber denjenigen an der Bodenoberfläche zeitlich umso mehr verschoben sind, je tiefer das Grundwasser liegt. Aus den von A. SCHMIDT und E. LEYST (GEIGER 1942) veröffentlichten Temperaturmessungen bei Königsberg geht hervor, dass die Temperaturschwankung in 3 cm Bodentiefe etwa 20° C, in 7,53 m Tiefe nur noch etwas mehr als 1° C beträgt und dass das Maximum der Erwärmung in 3 cm Tiefe in den Juli, das Minimum in den Januar fällt, während in 7,53 m Tiefe das Maximum anfangs November, das Minimum anfangs Mai auftritt. Die gleichen Erscheinungen finden wir naturgemäss auch in dem die Poren des Bodens ausfüllenden Grundwasser.

So wies z. B. das Grundwasser des Pumpwerks Aesch während der Beobachtungsperiode 1938/39 im Winter höhere Temperaturen auf als im Sommer.

Pumpwerk	Temp. min.	Datum	Temp. max.	Datum
Aesch	9,5	18. 7. 1939	12,3	14. 1. 1939

Die Differenz zwischen den gemessenen höchsten und tiefsten Temperaturen übersteigt somit 3° C nicht. Die zeitliche Verzögerung der Extremwerte gegenüber denjenigen der Luft beträgt vermutlich etwa 5 bis 6 Monate. Andere Grundwasserstellen weisen ihre tiefste Temperatur im Frühjahr oder Vorsommer auf, ihre höchste im Spätsommer. Die zeitliche Verzögerung in der Thermik dieser Grundwasserstellen beträgt nur etwa 1 bis 2 Monate. Die gemessenen Temperaturdifferenzen bewegen sich etwa zwischen 3° und 5° C.

Während bei der Bodenluft die Amplitude der Temperaturschwankungen und ihre zeitliche Verzögerung als Funktion der Tiefe betrachtet

werden kann, sind beim Grundwasser zwei weitere Faktoren zu beachten: erstens die Wassermenge infolge der grossen Wärmekapazität des Wassers und zweitens die Infiltration von Oberflächenwasser.

Die zu einer bestimmten Zeit in einem einheitlichen Grundwasserstrom beobachtete Temperaturamplitude, d. h. die Differenz gegenüber dem Mittelwert ist demnach eine Funktion von Infiltration, Tiefe und Wassermenge:

$$\triangle t = f\left(\frac{\text{Infiltration}}{\text{Tiefe, Wassermenge}}\right)$$

Für die sommerlichen Temperaturverhältnisse gilt, dass die Temperaturen desto höher sind, je grösser die Infiltration und je geringer die Tiefe und die Wassermenge ist.

Diese theoretischen Überlegungen werden durch die Untersuchungsergebnisse vom 18./19. 7. 1945 bestätigt. Eine Zone tiefer sommerlicher Wassertemperaturen (unter 11°) zieht entsprechend dem Verlauf der diluvialen Rinne und damit des Grundwasserstromes vom Pumpwerk Aesch (Nr. 2) gegen das Pumpwerk Reinach I und die Sondierbohrung Vb (Nr. 12 und 13). Offenbar handelt es sich hier um einen mengenmässig mächtigen, von äussern Störungen freien Grundwasserstrom. Die Temperaturerhöhung, die im Verlauf dieser Zone vom Pumpwerk Aesch zum Pumpwerk Reinach zu beobachten ist, kann auf eine ungefähr beim Beobachtungsrohr 516 erfolgende Infiltration von Birswasser in den Grundwasserstrom zurückgeführt werden. Eine starke Infiltration aus dem Stau von Dornachbrugg erfolgt in das Grundwassergebiet der Metallwerke Dornach, was sich, unterstützt durch die geringe Tiefe und die geringe Wassermenge, im Sinne einer deutlichen Temperaturerhöhung auswirkt.

Im Gebiete der Hofmatt finden wir als Folge der dort stattfindenden Infiltration von Birswasser im Sommer verhältnismässig hohe Temperaturen. Sie nehmen im weiteren Verlaufe des Grundwasserstromes als Folge des Durchfliessens tiefer Bodenschichten allmählich wieder ab. Diese Temperaturabnahme in der Fliessrichtung wird möglicherweise dadurch verstärkt, dass die infiltrierte Komponente zu einem umso früheren Zeitpunkt ins Grundwasser gelangen musste, je weiter wir uns von der Infiltrationsstelle weg begeben. Hätte die Messung im Herbst stattgefunden, so hätte sich vermutlich dieser Einfluss im umgekehrten Sinne, d. h. als Temperaturzunahme feststellen lassen. Beim Pumpwerk Schanz endlich ist als weiterer temperatursenkender Faktor zu berücksichtigen, dass ein Teil des in diesen Brunnen einbezogenen Grund-

wassers wegen der östlich desselben vorliegenden mächtigen Überlagerung aus grösseren Tiefen stammt.

Am linken Rand des Birstales üben grosse Tiefen und geringe Wassermengen gegensätzliche Wirkungen aus. Die Verhältnisse sind deshalb hier schwieriger zu übersehen. Die verhältnismässig hohen Temperaturen des Wassers zweier Pumpwerke des Milchverbandes in Basel dürften wohl eine Folge der geringenWassermenge sein, die über dem unterirdischen Felssporn zirkuliert.

6. Die hydrochemische Gliederung des Grundwasserstromes auf Grund der wichtigsten gelösten mineralischen Stoffe

a) Allgemeines

Die Auswertung der bei der Bestimmung der gelösten mineralischen Stoffe gewonnenen Werte erlaubte, wichtige Anhaltspunkte über den chemischen Charakter des Grundwasserstromes des unteren Birstales im speziellen und über denjenigen von Grundwasserströmen im allgemeinen zu gewinnen. Die betreffenden Untersuchungsergebnisse haben W. SCHMASSMANN und H. SCHMASSMANN schon an anderen Orten dargelegt (W. SCHMASSMANN und H. SCHMASSMANN 1946a, 1946b, H. SCHMASSMANN 1949, W. SCHMASSMANN 1949). Aus der Erstveröffentlichung (W. SCHMASSMANN und H. SCHMASSMANN 1946a) zitieren wir hier folgendes:

«Anlässlich von umfangreichen Untersuchungen bei Münchenstein im untern Birstal hatte W. SCHMASSMANN bereits 1938 eine Zone weichen Wassers feststellen können, welche den ergiebigsten Streifen des Grundwasserstromes einnimmt und deren Verlauf demjenigen der hier mit Hilfe der erbohrten Felskoten festgestellten alten Rinne entspricht. An die Weichwasserzone reiht sich nach beiden Talseiten immer härter werdendes Grundwasser an. Mit dem für die Karbonathärte gewonnenen Bild fiel auch dasjenige der Chloridverteilung zusammen.»

Die hier besprochenen Untersuchungen vom 18./19. Juli 1945 «haben nun gezeigt, dass innerhalb des Grundwasserfeldes des Birstales die zonare Anordnung weiterer chemischer Werte dem Verlauf der diluvialen Rinne entspricht. So ist der mittlere Teil des Grundwasserstromes auch durch verhältnismässig geringe Nitratgehalte, Sulfatgehalte, bleibende Härten, Magnesiumhärten, Kalkhärten und Gesamtionenkonzentrationen gekennzeichnet. Ebenso nimmt die Wasserstoffionenkonzentration zu, je weiter wir uns von der Mitte der diluvialen Rinne entfernen, was sich in einer Abnahme des Wasserstoffexponenten

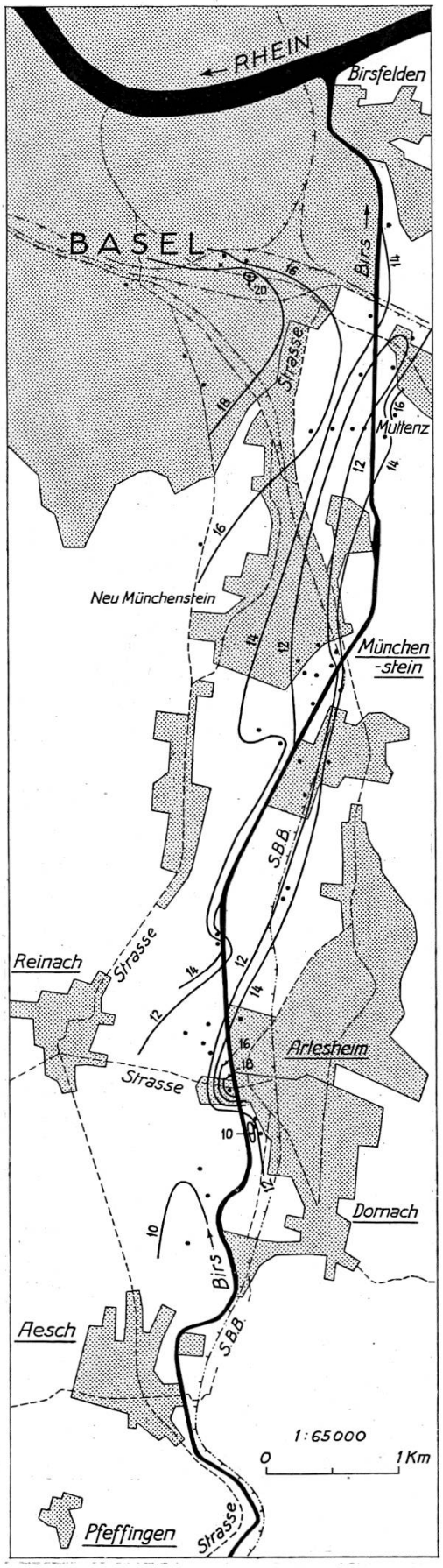


Abbildung 158. Kurven gleicher Gesamtionen-Konzentration im Grundwasser des unteren Birstales. Masstab 1:65000. Kurvendistanz = 2 Millival. 18./19. 7. 1945

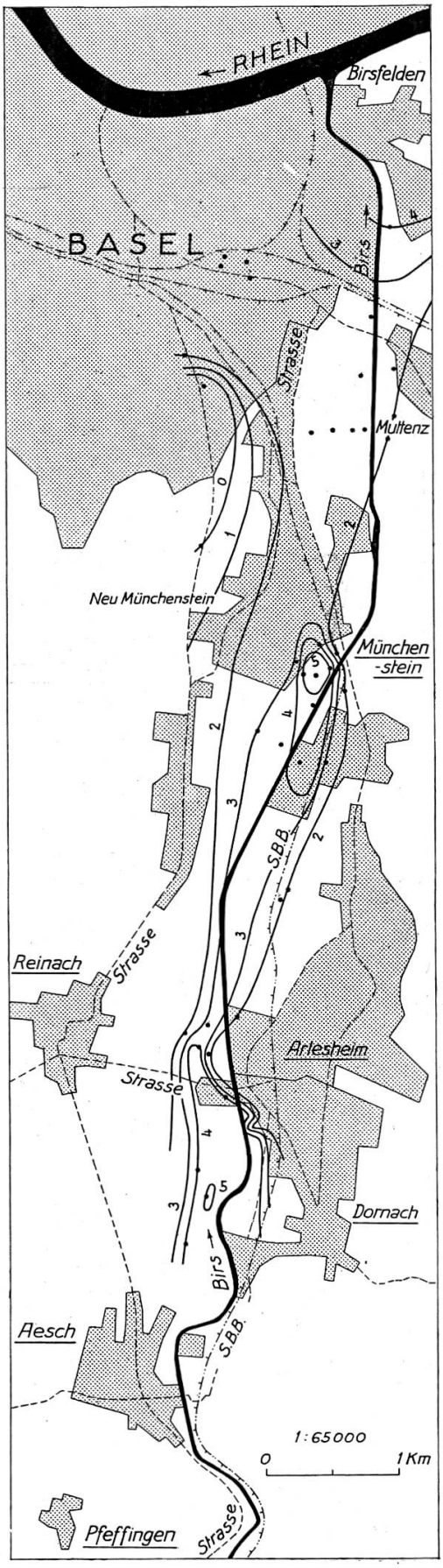


Abbildung 159. Kurven gleicher Wasserstoffexponenten (pH) im Grundwasser des unteren Birstales. Masstab 1:65000. Kurvendistanz = 0,1 pH. (Die Zahlen bezeichnen die Mantissen, Kennziffer = 7.) 18./19. 7. 1945

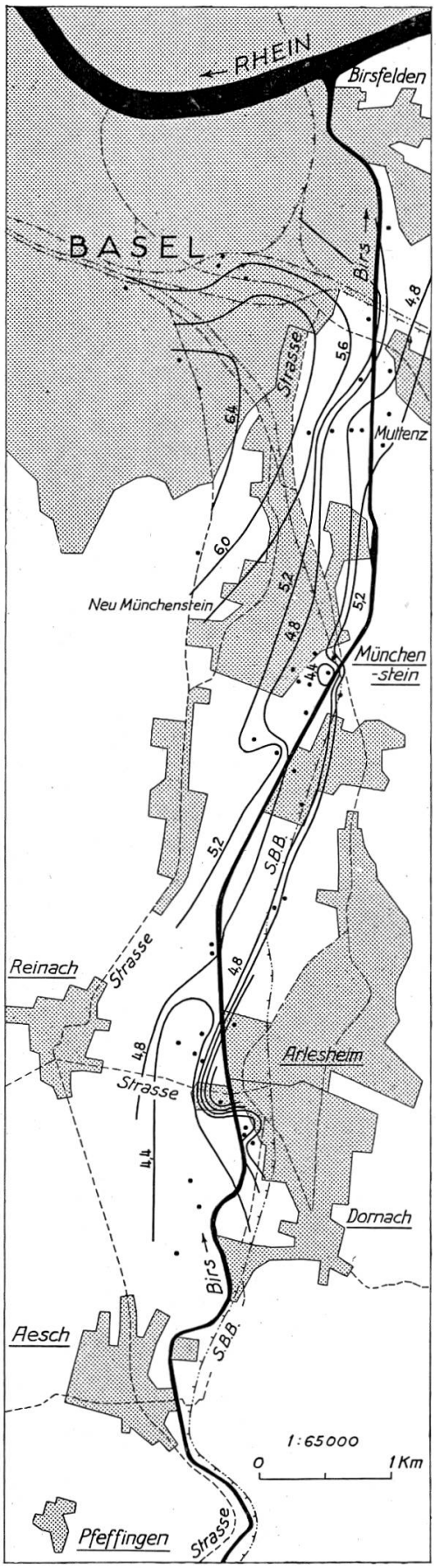


Abbildung 160. Kurven gleicher Bikarbonationen-Konzentration im Grundwasser des unteren Birstales. Masstab = 1:65 000. Kurvendistanz = 0,4 Millival. 18./19. 7. 1945

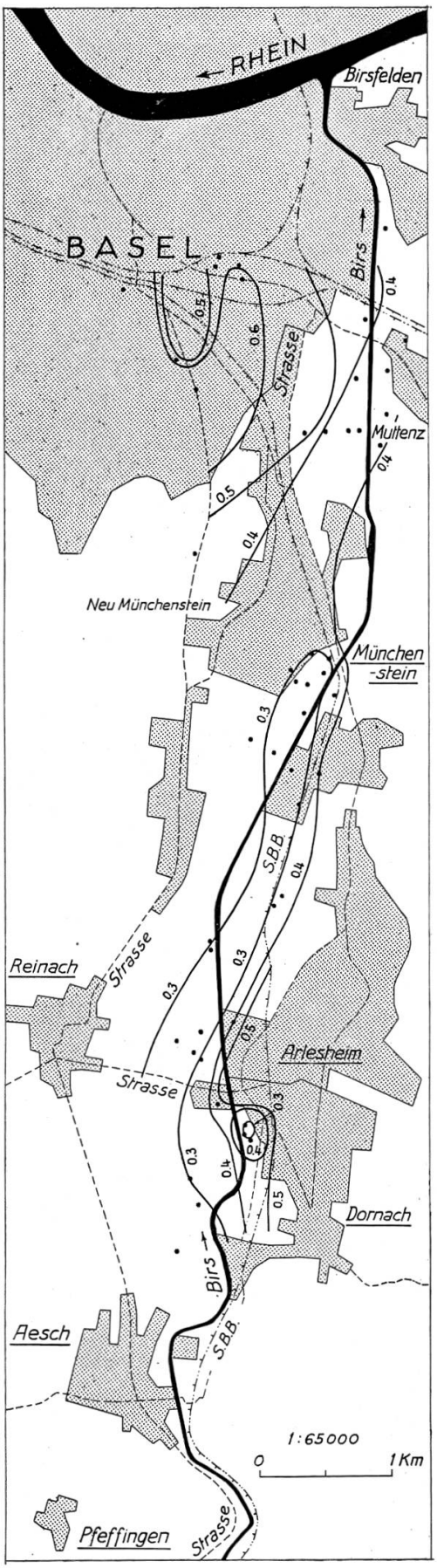


Abbildung 161. Kurven gleicher Chloridionen-Konzentration im Grundwasser des unteren Birstales. Masstab = 1:65 000. Kurvendistanz = 0,1 Millival. 18./19. 7. 1945.

(pH-Wert) ausdrückt. Dies ist darauf zurückzuführen, dass bei Wässern, welche sich im Kalk-Kohlensäuregleichgewicht befinden, einer zunehmenden Karbonathärte eine Abnahme des pH-Wertes parallel geht.»

b) Ursachen der beobachteten hydrochemischen Gliederung

«Die gewonnenen Ergebnisse lassen sich sowohl kartographisch (vgl. Abb. 158–161) als auch in Profilen (Beispiel: Abb. 164) darstellen. Im Birstal, wo sich aus der Übereinstimmung des Verlaufs der diluvialen Rinne mit demjenigen der hydrochemischen Zonen empirisch der eigentliche klassische Ausgangspunkt der neuen Methode ergab, gelang es uns, die Erscheinung auch theoretisch weitgehend abzuklären. Ein besonders aufschlussreiches Bild ergibt sich bei der Darstellung der Gesamtionenkonzentration (Abb. 158). Sie kann als eine Funktion der unterschiedlichen Fliessgeschwindigkeit eines Grundwassers aufgefasst werden. Wenn Niederschlagswasser von gegebener chemischer Zusammensetzung bei variierender Fliessgeschwindigkeit einen Grundwasserträger von gleichmässiger petrographischer Beschaffenheit durchfliesst, so bleibt es mit abnehmender Fliessgeschwindigkeit mit den Gesteinen des Grundwasserträgers länger in Kontakt und hat damit Gelegenheit, mehr mineralische Substanzen aus diesen Gesteinen zu lösen. Fliessen dem Grundwasserstrom ausserdem schon stärker mineralisierte oder durch Abbauprodukte organischer Substanzen verunreinigte Wässer zu, so werden sich die dadurch bedingten höheren Konzentrationen an gelösten Stoffen um so länger halten, je weniger die betreffende Partie des Grundwasserfeldes durchströmt wird.

Die Fliessgeschwindigkeit ist im Talweg eines Grundwasserstromes, wie bei einem Oberflächengewässer, grösser als am Rande. Da dieser Talweg aber durch den Verlauf der diluvialen Rinne gegeben ist, muss die Zone niedrigster Gesamtionenkonzentration, wenn die obigen Annahmen zutreffen, mit der Lage der tiefsten Sohle der Rinne übereinstimmen. Ein Vergleich der Karte des Verlaufs der diluvialen Rinne (Abb. 157) und der Karte der Gesamtionenkonzentration (Abb. 158) zeigt, dass tatsächlich im allgemeinen Übereinstimmung herrscht.

Abweichungen von dieser Regel können bei zu niederen Werten durch einen Zufluss von schwächer mineralisiertem Wasser hervorgerufen sein. Dabei handelt es sich meistens um eine Flusswasserinfiltration. Im Grundwasserstrom des Limmattales unterhalb Zürich hat Minder die Verteilung der Karbonathärte allein auf eine unmittelbare Flusswasserinfiltration zurückzuführen versucht, wobei sich aber keine all-

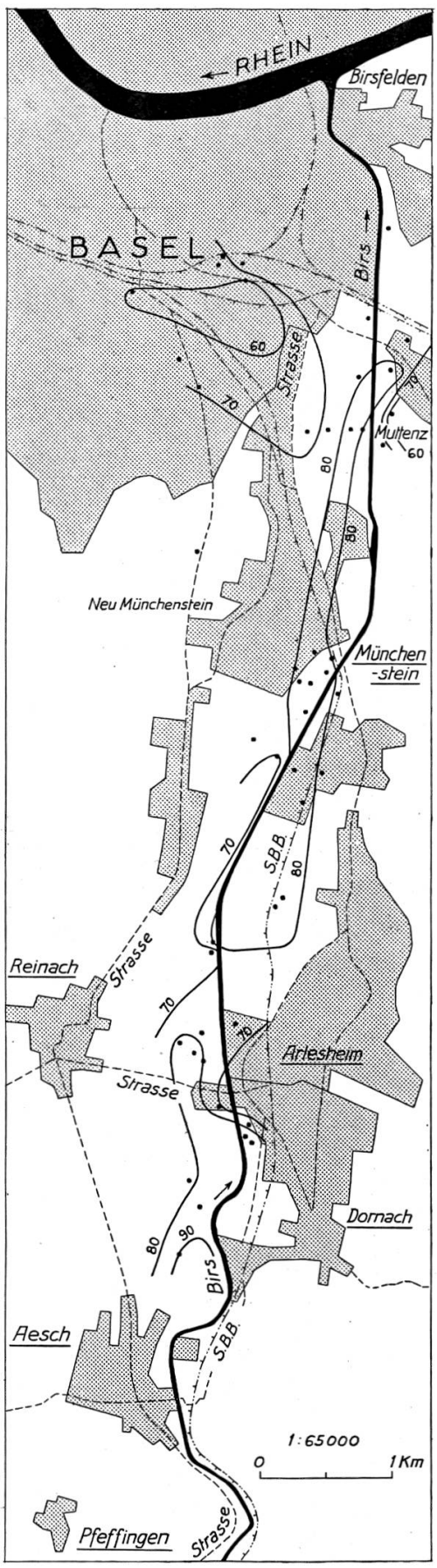


Abbildung 162. Kurven gleichen prozentualen Anteils der Bikarbonationen an der gesamten Anionen-Konzentratioen. Masstab = 1:65000. Kurvendistanz = 10%. 18./19. 7. 1945

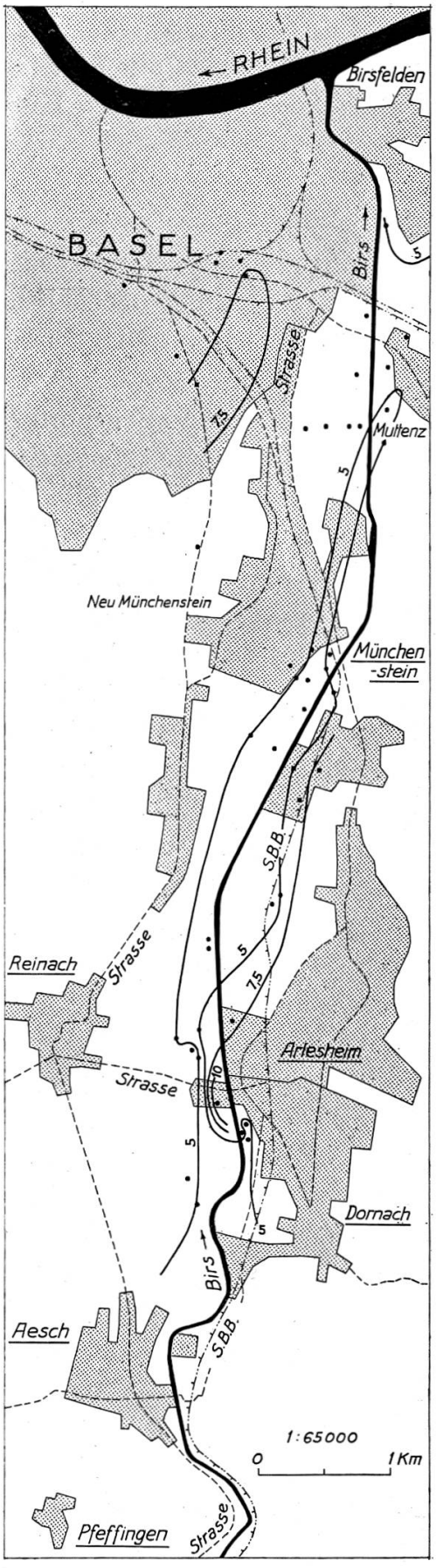


Abbildung 163. Kurven gleichen prozentualen Anteils der Chloridionen an der gesamten Anionen-Konzentration. Masstab = 1:65000. Kurvendistanz = 2,5%. 18./19. 7. 1945

gemein befriedigende theoretische Erklärung der tatsächlich vorliegenden Verhältnisse ergab. Aus den von MINDER gegebenen Daten kann aber vermutet werden, dass eine Berücksichtigung des rechts der Limmat gelegenen Grundwasserfeldes ebenfalls den Zusammenhang der Karbonathärte- und Chloridverteilung mit dem Verlauf einer alten Rinne nahe gelegt hätte.

Wo gegenüber der festgestellten Regel zu hohe Werte angetroffen werden, lässt sich dies vielfach auf die Zufuhr von Abwässern zurückführen. Diese enthalten mineralische Abfall- oder Abbauprodukte, oder aber deren organische Stoffe mineralisieren sich erst im Grundwasser selbst. Bei der Zersetzung organischer Stoffe im Grundwasser entsteht ausserdem freie Kohlensäure, was eine Erhöhung des Lösungsvermögens des Wassers verursacht und sich damit indirekt im Sinne einer Anreicherung mineralischer Stoffe auswirkt. Weitere Anomalien in der Anordnung der hydrochemischen Zonen sind schliesslich bei einem Zufluss stärker mineralisierten Quell- und Hangwassers festzustellen. Bei unseren Untersuchungen im Birstal konnten wir dies besonders über der Rheintalflexur feststellen, wo sich stellenweise der Zufluss stark mineralisierter Wässer erhöhend auf die Gesamtionenkonzentration auswirkt.»

c) Zusammensetzung der Gesamtionenkonzentration

«Die Regel, dass in den randlichen Wässern eines Grundwasserstromes eine Anreicherung mineralischer Stoffe stattfinde, kann schliesslich noch dahin ergänzt werden, dass unter den Anionen Chloride, Sulfate und Nitrate stärker angereichert werden als Bikarbonate. Dies geht aus einer Darstellung der Verteilung des prozentualen Anteils der einzelnen Anionen an der Gesamtionenkonzentration hervor. Im allgemeinen gilt, dass die Prozentwerte der Chloride (Abb. 163), Nitrate und Sulfate zunehmen und bei denjenigen der Bikarbonate (Abb. 164) aber abnehmen, je weiter wir uns von der Mittelzone des Grundwasserstromes entfernen. Diese Erscheinung ist dadurch zu erklären, dass der Sättigungswert für Chloride, Sulfate und Nitrate sehr hoch liegt und deshalb innerhalb der Grenzen, wie sie im Grundwasser gegeben sind, bedeutende Mengen dieser Salze in Lösung gehen können. Das Lösungsvermögen der Bikarbonate ist dagegen durch die Menge der vorhandenen freien Kohlensäure beschränkt. Ein Wasser, dessen Kalk-Kohlensäuregleichgewicht erreicht ist, wird aus dem Grundwasserträger keine weiteren Karbonate mehr lösen, und eine weitere Anreicherung mineralischer Stoffe ist nur durch Aufnahme anderer Salze als Bikarbonate möglich.

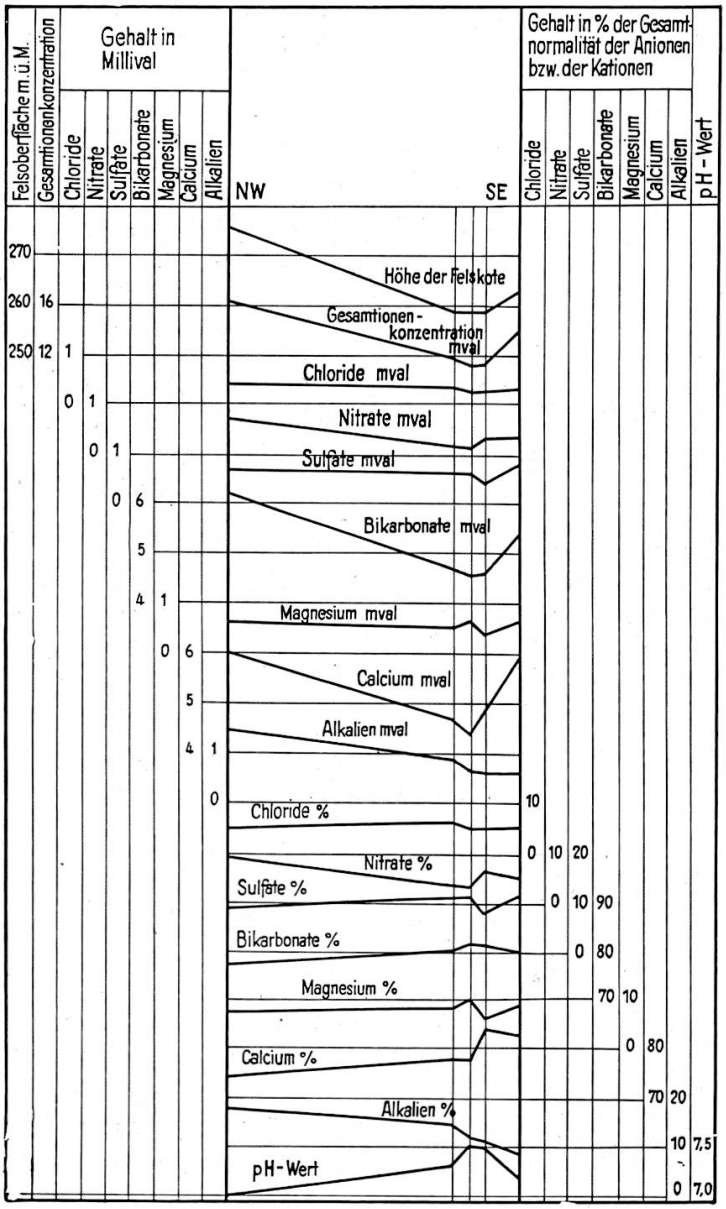


Abbildung 164. Chemisches Querprofil durch den Grundwasserstrom des Birstales bei Münchenstein. 18./19. 7. 1945. (Aus Ecl. geol. Helv. Vol. 39, S. 232)

Bei den Kationen verhalten sich die Calcium-Ionen entsprechend den Bikarbonat-Ionen, wie dies Abb. 164 veranschaulicht.

Es ergibt sich somit, dass nicht nur die absoluten Werte, sondern auch die prozentuale Zusammensetzung der Gesamtionenkonzentration eines Grundwassers zur Festlegung des Verlaufs eines Grundwasserstromes herangezogen werden kann.»

d) Lokale Besonderheiten

Eine erste kleine Ausnahme von den festgestellten Regeln macht das Grundwassergebiet der Metallwerke Dornach (Stationen 6 bis 8), wo die bereits bei der Besprechung der Temperaturverhältnisse festgestellte lokale Infiltration von Birswasser verhältnismässig niedere Konzentrationswerte an gelösten Mineralbestandteilen bewirkt.

Am linken Rand des Grundwasserstromes zwischen Reinach und Münchenstein (Stationen 14, 16, 17) ist eine im Vergleich zu den übrigen Konzentrationen beträcht-

liche Erhöhung des Sulfatgehaltes festzustellen, was auf seitliche Speisung des Grundwasserstromes durch Wasser des linken Birstalrandes zurückzuführen sein dürfte. Wasser aus dem Gebiet der Molasse alsacienne kann nämlich, wie wir dies bei Quellwasseruntersuchungen beobachtet haben, verhältnismässig hohe Sulfat-Gehalte aufweisen.

Gegenüber den festgestellten Regeln zu hohe Werte der meisten gelösten Mineralbestandteile finden wir auf der rechten Seite des Grundwasserstromes bei Arlesheim (Stationen 28 und 29). Es ist dies sehr wahrscheinlich eine Folge der Infiltration des stark mit Abwässern belasteten Wassers aus dem Arlesheimer Dorfbach. Dadurch wird einerseits infolge der Zunahme des Kohlensäuregehaltes durch Zersetzung organischer Substanzen die Löslichkeit des Wassers für Karbonate erhöht und andererseits werden mineralische Stoffe aus dem Abwasser direkt zugeführt.

Am linken Birstalrand im Gebiet der Stadt Basel finden wir beträchtliche Konzentrationswerte gelöster Mineralstoffe. Doch lässt sich im allgemeinen auch hier eine auffallende Aehnlichkeit im Verlauf der Kurven gleicher Konzentrationswerte und der Kurven gleicher Felskoten feststellen.

Einen vollständig anomalen Chemismus zeigt das Wasser des Pumpwerkes der Chemischen Fabrik Van Baerle (Station 30), wo eine lokale Verunreinigung durch industrielle anorganische Abfallprodukte vorliegt. Möglicherweise ist auch der hohe Sulfatgehalt des Wassers aus dem Brunnen im Käsekeller des Milchverbandes (Station 35) durch eine lokale Verunreinigung hervorgerufen.

Einen sehr hohen Wert erreicht die Sulfatkonzentration des Wassers des Pumpwerks Birsfelden (Station 35). Es muss angenommen werden, dass hier an der Flexur austretende gipsreiche Quellen in den Grundwasserstrom gelangen.

Im Bereich des Talweges des Grundwasserstromes zeigt sich talabwärts im grossen und ganzen eine Konzentrationszunahme der einzelnen gelösten Komponenten und damit auch der Gesamtionenkonzentration.

7. Weitere gelöste mineralische Stoffe

Die Nitrite stellen typische Indikatoren unabgebauter oder im Abbau begriffener organischer Verunreinigungen dar. Sie sind im Grundwasser des Birstales im allgemeinen nicht nachweisbar. Die beiden einzigen Ausnahmen wurden im Wasser aus dem Pumpwerk der Van Baerle & Cie. (Station 30) und dem Beobachtungsrohr bei der Redingbrücke (Station 48) festgestellt. Im ersten Falle dürfte der Nitritgehalt auf eine an Ort und Stelle erfolgende Verunreinigung zurückgehen. Der zweite Fall erklärt sich dadurch, dass das Rohr bei der Probefassung erstmals ausgepumpt wurde.

Das freie Ammoniak ist als Verunreinigungsindikator ähnlich zu bewerten wie die Nitrite. Es ist im Grundwasserstrom des Birstales in der Regel ebenfalls nicht nachweisbar. Vorhanden war es im Beobachtungsrohr bei der Redingbrücke (Station 48). Ferner fanden wir freies Ammoniak in zwei Brunnen der Metallwerke Dornach AG (Stationen 6 und 8), deren Grundwasser durch direkte Infiltration aus der stark verunreinigten Birs beeinflusst ist.

Eisen konnte in einem Heber der Metallwerke Dornach AG (Station 8), im neuen Pumpwerk Arlesheim, im Sodbrunnen Hübeliacker und im ganzen Grundwassergebiet von St. Jakob nachgewiesen werden. Im ersten Falle dürften direkt oder über die Birs in das Grundwasser gelangende Eisen-Ionen aus Abfallsäuren der Metallwerke die Ursache sein. Beim neuen Pumpwerk Arlesheim kann der hohe Gehalt an aggressiver Kohlensäure für das Eisenlösungsvermögen des Wassers verantwortlich gemacht werden. Dasselbe gilt für das Grundwassergebiet von St. Jakob, obwohl am Untersuchungstage nur an zwei Probefassungsstellen aggressive Kohlensäure vorhanden war. Doch ist die Aggressivität, wie später noch gezeigt wird, zeitlichen Schwankungen unterworfen, so dass auch an den übrigen Probefassungsstellen bei St. Jakob zeitweise Aggressivität anzunehmen ist.

Mangan ist im ganzen Grundwassergebiet des Birstales nicht nachweisbar.

Phosphate sind in den meisten der untersuchten Wässer in sehr kleinen Mengen nachweisbar. Sie dürften beim Abbau organischer phosphorhaltiger Stoffe entstanden sein.

8. Die im Grundwasser gelösten organischen Stoffe

Als Masstäbe für die aktuelle organische Verschmutzung des Grundwassers dienen der Biochemische Sauerstoffbedarf (BSB_5) und der Kaliumpermanganatverbrauch.

Die oberste Wasserfassungsstelle mit erhöhtem Kaliumpermanganatverbrauch ist das Beobachtungsrohr unterhalb Aesch (Station 3), wo vermutlich eine Infiltration von verunreinigtem Birswasser stattfindet. Durch eine solche Infiltration sind auch die verhältnismässig hohen Kaliumpermanganatwerte der beiden birsnäheren Heber der Metallwerke (Stationen 6 und 8) zu erklären, während beim Sodbrunnen MADEUX (Station 5) eher eine örtliche Verunreinigung (Abwasserversenkung) zu vermuten ist. Hohe Werte finden wir schliesslich bei Münchenstein sowohl am linken (Stationen 16, 17 und 20) als auch am rechten Rand (Stationen 25 und 30) des Grundwasserstromes. Am linken Rand (Station 18) wurde ebenfalls ein verhältnismässig hoher Biochemischer Sauerstoffbedarf festgestellt. Diese bei Münchenstein beobachteten Verunreinigungen können auf die dort stattfindenden Abwasserversenkungen zurückgeführt werden.

9. Der Sauerstoffgehalt des Grundwassers

Bei der Beurteilung der im Grundwasser enthaltenen organischen Substanz ist zu beachten, dass je nach den örtlichen Bedingungen (Wassermenge, Fliessgeschwindigkeit) die organischen Verbindungen in verhältnismässig kurzer Zeit unter Sauerstoffzehrung abgebaut werden können. Deshalb hat bei einem Grundwasserstrom weniger der Kaliumpermanganatverbrauch und der Biochemische Sauerstoffbedarf als vielmehr die Menge des noch vorhandenen Sauerstoffs als ein Mass für die stattgefundene Verunreinigung zu gelten.

Wasser, welches über 80% seines Sättigungswertes an Sauerstoff enthält, kann hinsichtlich dieses Faktors in chemisch-technologischer Hinsicht als gut bewertet werden (H. SCHMASSMANN 1948a). Wie aus der Verteilung des Sauerstoffgehaltes in Prozent der Sättigung hervorgeht, wird dieser Gütewert im Grundwassergebiet des Birstales nur an wenigen Stellen erreicht; aus der Darstellung (Abb. 165) geht deutlich hervor, dass es vor allem diejenigen Grundwassergebiete sind, welche weder durch Infiltration von Oberflächenwasser noch durch direkte Untergrundversenkung von Abwasser organisch verunreinigt werden. Im Gebiet der

Stadt Basel, wo die häuslichen Abwässer im wesentlichen kanalisiert sind und wo sich keine Infiltrationen von Oberflächenwasser geltend machen, zeigt das Grundwasser mit einer Ausnahme einen genügenden Sauerstoffgehalt. Die einzige Ausnahme ist der örtlich verunreinigte, nicht benützte Brunnen im Käsekeller des Milchverbandes (Station 35). Mit Ausnahme von zwei kleinen inselartigen Zonen ist im ganzen übrigen Grundwassergebiet des Birstales der Sauerstoffgehalt ungenügend. Der Zusammenhang zwischen der Dichte der Abwasserversenkungen und der Sauerstoffarmut des Grundwassers geht aus den Darstellungen auf Abb. 165 hervor.

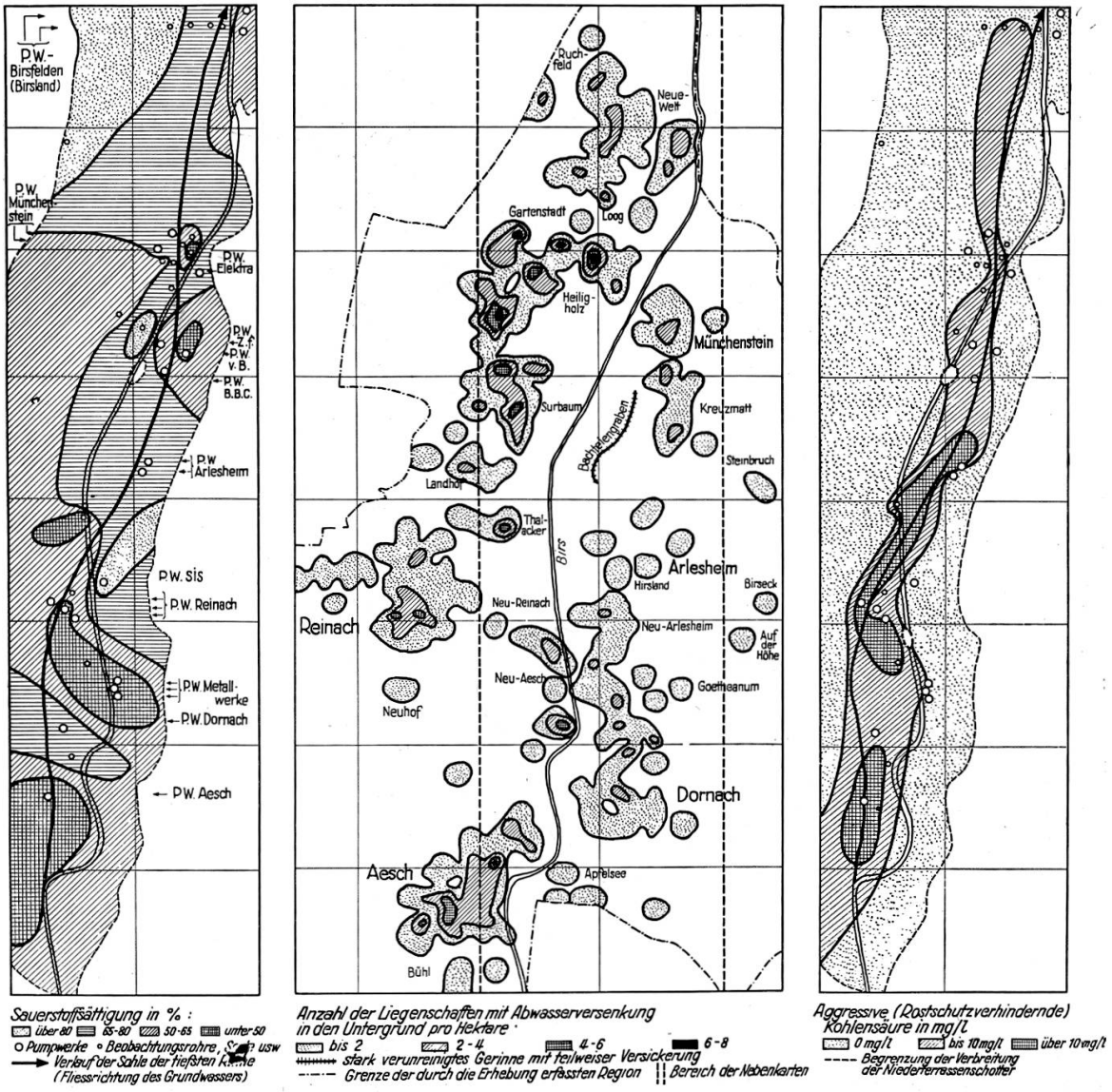


Abbildung 165. Qualitative Beeinträchtigung des Grundwassers im unteren Birstal durch Abwasserversenkung in den Untergrund. Zustand am 18./19. 7. 1945. (Aus Schweiz. Techn. Zeitschrift 1947, Nr. 22/23)

Durch die mit dem Sauerstoffschwund verbundenen Reduktionsvorgänge können Bedingungen für die Lösung von zweiwertigem Eisen und Mangan geschaffen werden. Bei niedern Sauerstoffgehalten wird der Abbau weiterer in das Grundwasser gelangender organischer Stoffe verlangsamt und schliesslich bei vollständiger Sauerstoffreiheit ganz verunmöglicht. Ebenso ist dann die Bildung von Ammoniak oder Schwefelwasserstoff möglich. Es ergibt sich, dass der Gehalt eines Wassers an Sauerstoff von allergrösster technischer und hygienischer Bedeutung ist. Wo die Sauerstoffsättigung unter 50% liegt, muss der Zustand des Grundwassers als sehr kritisch betrachtet werden.

Eine weitere Sauerstofferniedrigung würde, wie aus Abb. 165 hervorgeht, vor allem die Wasserversorgung der Gemeinde Aesch, der Metallwerke Dornach AG und der Gemeinde Reinach gefährden. Aber auch im Industriegebiet von Münchenstein und in der Hofmatt, dem Gebiet der Wasserversorgung der Gemeinde Münchenstein, sind die Verhältnisse derart, dass unter allen Umständen eine weitere Erniedrigung des Sauerstoffgehaltes vermieden werden muss.

Es ist zu beachten, dass die geschilderten kritischen Verhältnisse zum Teil erst im Laufe der letzten Jahre aufgetreten sind. Dies geht deutlich aus einem Vergleich der minimalen Sauerstoffsättigungswerte, die im Jahr 1938 festgestellt wurden, mit den am 18./19. 7. 1945 ermittelten Werten hervor:

	Probefassungsstelle	Minimaler festgestellter Sauerstoffsättigungsindex im Jahre 1938		Sauerstoffsättigungsindex 18./19. 7. 1945
		Datum	%	%
2	PW Aesch	1. 6. 1938	54	23
4	PW Dornach	1. 6. 1938	80	70
10	PW Reinach IV	1. 6. 1938	72	60
11	PW Reinach III	1. 6. 1938	88	39
12	PW Reinach I	1. 6. 1938	62	53
18	PW Münchenstein alt	1. 6. 1938	57	70
21	Schlagrohr 527	5. 4. 1938	54	68
22	PW Münchenstein neu	1. 6. 1938	46	64
25	PW Elektra Birseck	1. 6. 1938	68	72
26	PW Zementfabrik	8. 4. 1938	60	58
27	PW BBC	8. 4. 1938	55	63
28	PW Arlesheim alt	9. 4. 1938	63	75
30	PW Van Baerle	8. 4. 1938	92	47
45	PW Muttenz-Birsland	9. 4. 1938	68	68
47	PW Birsfelden-Birsland	1. 6. 1938	67	61

Im Gebiete der Pumpwerke Aesch, Dornach und Reinach ist somit seit 1938 eine auffallende Verschlechterung der Sauerstoffsättigungsverhältnisse eingetreten.

10. Kohlensäure und Aggressivität

Bei der Zersetzung der organischen Substanzen im Grundwasser bildet sich aus ihnen durch den Vorgang der Atmung der beteiligten Mikroorganismen unter Aufnahme von Sauerstoff Kohlensäure. Mit der Abnahme der Sauerstoffkonzentration geht also eine Zunahme der Kohlensäurekonzentration parallel. In einem natürlichen Wasser befindet sich eine gewisse Menge freier Kohlensäure immer im physikalisch-chemischen Gleichgewicht mit den in ihm enthaltenen Bikarbonaten (Hydrokarbonaten) und Calcium-Salzen. Diese einem Wasser im Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht zukommende Kohlensäure wird als «zugehörige Kohlensäure» bezeichnet. Nur wenn der Wert der gesamten freien Kohlensäure denjenigen der zugehörigen überschreitet, ist aggressive Kohlensäure vorhanden.

Sowohl das Vorhandensein von aggressiver Kohlensäure als auch das Fehlen einer genügenden Sauerstoffsättigung sind Eigenschaften eines Wassers, welche die Aggressivität desselben auf Eisen und Beton in hohem Masse fördern und somit in wasserwerkstechnischer Hinsicht zu beträchtlichen Schädigungen führen. Über die bei der Ermittlung aggressiver Eigenschaften eines Wassers anzuwendenden Methoden hat H. Schmassmann (1947b, 1948a, 1948b, 1948c, 1949c) an anderer Stelle berichtet. Wir verzichten deshalb hier auf eine nähere Darstellung, geben in den Tabellen jedoch die für die Beurteilung massgebenden Zahlenwerte und verweisen im übrigen auf die erwähnten Publikationen.

Bei der Betrachtung der Kohlensäure-Verhältnisse im Grundwasser des unteren Birstales ergibt sich, dass hinsichtlich der Bildung aggressiver Kohlensäure besonders die weicheren Wässer auf die Auswirkungen der Verunreinigung empfindlich sind. Diese sind jedoch gerade die Wässer der ergiebigsten Zone des Grundwasserstromes, in welcher die öffentlichen Pumpwerke liegen.

Brauchbare Anhaltspunkte über die Aggressivität des Wassers ergeben einerseits die Berechnung der rostschutzverhindernden und der kalkaggressiven Kohlensäure und andererseits der Vergleich zwischen experimentell bestimmten pH-Wert und Gleichgewichts-pH (vgl. H. Schmassmann 1947 b). Unter den 14 untersuchten Wässern öffentlicher Pumpwerke weisen bei 6 (Aesch, Dornach, Reinach I, II, IV, Arlesheim II) sowohl das Vorhandensein rostschutzverhindernder Kohlensäure als auch eine positive Differenz zwischen Gleichgewichts-pH und experimentell bestimmtem pH, bei 2 (Reinach III, Münchenstein neu) nur die rostschutzverhindernde Kohlensäure und bei 5 (Münchenstein alt, Arlesheim I, Muttenz-Schanz, Muttenz-Birsland, Birsfelden-Heber)

nur die pH-Differenz auf aggressive Eigenschaften hin. Lediglich eines dieser 14 Wässer (Birsfelden-Birsland) war am Untersuchungstage nicht aggressiv oder aggressivitätsverdächtig.

Untersuchungen durch H. SCHMASSMANN im Auftrage der Gemeinde Muttenz haben ferner gezeigt, dass die aggressiven Eigenschaften auch jahreszeitlichen Schwankungen unterworfen sein können. Am 19. 7. 1945 liess sich in den Pumpwerken der Gemeinde Muttenz keine aggressive Kohlensäure nachweisen. Die Wässer zeigten an diesem Datum sogar ein beträchtliches Kohlensäuredefizit. Untersuchungen vom 27. August 1945 haben dagegen überraschenderweise im Heber Muttenz-Birsland, im Pumpwerk Muttenz-Birsland und im Pumpwerk Schanz aggressive Kohlensäure ergeben, deren Vorhandensein sowohl rechnerisch ermittelt als auch im Marmorlösungsversuch nach HEYER experimentell nachgewiesen werden konnte.

Diese Untersuchungsergebnisse zeigen deutlich, dass der Zustand vom 18./19. 7. 1945 hinsichtlich der Aggressivität nicht dem schlimmsten der möglichen Zustände entspricht.

11. Schlussfolgerungen und Zusammenfassung der Untersuchungsergebnisse

1. Die ergiebigsten Grundwasservorkommen des Birstales sind an die in den anstehenden Untergrund eingeschnittene Rinne gebunden.
2. An den Kreuzungsstellen des heutigen Birslaufes mit der diluvialen Rinne können je nach der örtlichen Gegebenheit Infiltrationen von Birswasser ins Grundwasser oder umgekehrt Austritte von Grundwasser ins Birswasser vorkommen.
   a) bei Aesch vermutete Kreuzungsstelle: Birswasser infiltiert in den Grundwasserstrom.
   b) Kreuzungsstelle beim Wehr BBC: Grundwasser tritt ins Birsbett aus.
   c) Kreuzungsstelle bei der Hofmatt: Birswasser infiltriert in den Grundwasserstrom.
   d) Kreuzungstelle bei St. Jakob: Grundwasser tritt ins Birsbett aus.
3. Die Qualität des Grundwassers wird durch organische Verunreinigungen stark beeinträchtigt. Die Verhältnisse haben sich in den letzten Jahren verschlechtert. Aggressivität und Sauerstoffschwund mahnen zum Aufsehen.
4. Ursachen der Qualitätseinbusse sind:
   a) die Versenkung häuslicher und industrieller Abwässer in den Untergrund;

b) die Infiltration von verunreinigtem Wasser aus der Birs und ihrer Nebenbächen, hauptsächlich aus dem Arlesheim Dorfbach.

5. Die hydrochemischen Untersuchungen haben ergeben, dass innerhalb des Grundwasserfeldes des Birstales die zonare Anordnung zahlreicher chemischer Werte dem Verlauf der diluvialen Rinne entspricht.
6. Der Grundwasserstrom wird zu einem grossen Teil durch Birswasser gespiesen. Es ist dafür zu sorgen, dass in den Infiltrationsgebieten keine Bauten oder Verbauungen erstellt werden, die eine quantitative Beeinträchtigung des Grundwassers zur Folge haben.

Q. Generelle Beurteilung der Abwassersanierung im unteren Birstal

1. Die vorgesehenen Reinigungsanlagen

Um die Grundwasservorkommen und die Oberflächengewässer des unteren Birstales vor Verunreinigung zu schützen, ist es notwendig, sämtliche Abwässer des Gebietes durch Sammelkanäle zu erfassen, die sie zentralen Abwasserreinigungsanlagen zuführen.

Solche zentralen Reinigungsanlagen sind an folgenden Orten vorgesehen:

a) unterhalb der Spinnerei Arlesheim («Schappe»);
b) unterhalb der «Wasserhäuser», Münchenstein.

Diese Anlagen werden nach den im Kapitel C gemachten Angaben im Jahre 2000 die Abwässer von ungefähr folgenden Einwohnern aufzunehmen haben:

		Reinigungsanlage	
		Schappe	Wasserhäuser
Pfeffingen		700	—
Aesch		4 500	—
Dornach		5 500	—
Arlesheim	5 500		
Reinach	6 000		
	11 500	9 200	2 300
Münchenstein		—	10 000
Total		19 900	12 300
BSB_5 dieser Abwässer g/sec		12,4	7,7

2. Ziel der Abwasserreinigung

Das Ziel der Sanierung muss sein, die von den Sammelkanälen zugeführten Abwässer soweit zu reinigen, dass das Wasser des Vorfluters einen Reinheitsgrad besitzt, bei welchem

a) die Infiltration zu keiner Beeinträchtigung der hygienischen und der chemisch-technologischen Beschaffenheit des Grundwassers führt,
b) die Möglichkeit einer hygienisch unbedenklichen Benützung des Gewässers zum Baden besteht,
c) die Anwohner vor Geruchsbelästigungen und übermässigen Ungezieferplagen geschützt sind,
d) der Fischbestand nicht geschädigt wird.

Zur Erreichung dieses Ziels müssen nach den bei unseren Untersuchungen gemachten Erfahrungen folgende Anforderungen gestellt werden:

a) Auf den Grundwasserinfiltrations-Strecken bei Aesch und bei Münchenstein sollte der BSB_5 den Wert von 2,0 mg/l nicht überschreiten.
b) Im ganzen Gewässersystem sollte der BSB_5 an irgendeiner Stelle den Wert von 3,0 mg/l nicht überschreiten.
c) Schliesslich sollten der Hauptwasserstrom und die vom St. Alban-Teich umflossene Birsstrecke dem Rhein ein Wasser übergeben, das höchstens einen BSB_5 von 2,0 mg/l besitzt.

Man wird sich allerdings fragen müssen, ob es wirtschaftlich zu verantworten ist, diese Anforderungen auch bei extrem niederen Abflussmengen zu stellen. Aus diesem Grunde wollen wir bei unseren nachfolgenden Überlegungen vorläufig von den extrem niederen Wasserständen absehen und die Voraussetzung machen, dass die oben genannten Grenzwerte an höchstens 14 Tagen des Normaljahres (= 4% aller Tage) überschritten werden dürfen.

3. Grundlagen für die Ermittlung des notwendigen Reinigungsgrades der zentralen Anlagen

a) Allgemeines

Bei der Ermittlung des notwendigen Reinigungsgrades der zentralen Anlagen muss das Selbstreinigungsvermögen des Vorfluters in Rechnung gesetzt werden.

Um die natürlichen Reinigungsvorgänge in fliessenden Gewässern rechnerisch erfassen zu können, haben wir versuchsweise den Begriff der

«wahren Oxydationskonstante» k′ eingeführt (Kapitel D 5 e). Diese ist durch die Beziehung

$$B_{(1)} - B_{(2)} = B_{(1)} \, (1-10^{-k' \cdot T}) = B_{(1)} \cdot a$$

gegeben, wobei

$B_{(1)}$ = der Biochemische Sauerstoffbedarf an der Stelle (1) und
$B_{(2)}$ = der Biochemische Sauerstoffbedarf an der flussabwärts gelegenen, vom Fluss im Mittel nach T Tagen erreichten Stelle (2) ist.

Zur Ermittlung des Selbstreinigungsvermögens ist somit die Kenntnis des Biochemischen Sauerstoffbedarfs an der Stelle (1), der «wahren Oxydationskonstante» k′ und der mittleren Fliesszeit T notwendig:

$$B_{(2)} = B_{(1)} \, (1-a)$$

b) Anwendung der «wahren Oxydationskonstante»

Bei diesem Verfahren ist berücksichtigt, dass der biochemische Abbau unter natürlichen Verhältnissen im allgemeinen rascher verläuft als im Laboratoriumsversuch bei der Bestimmung des BSB_5. Dies ist unseres Erachtens der entscheidende Vorteil gegenüber den von IMHOFF (1941, S. 267 ff.) zitierten Verfahren.

Für k′ wurde im Hauptwasserstrom sowohl am 11./12. 4. 1946 als auch am 15./16. 8. 1946 übereinstimmend ein Wert von ca. 0,8 ermittelt, obwohl an einem Tag mittlere Wassertemperaturen von nur 8,9° (A 7) bis 9,7° (A 24), am andern aber Werte von 16,4° (A 7) bis 16,8° (A 24) vorhanden waren. Selbst bei extrem hohen Temperaturen (30. 7. 1947) behält dieser Wert offenbar seine Gültigkeit noch bei. Keine Geltung hat er dagegen vermutlich bei Temperaturen, die nahe beim Nullpunkt liegen. Diese Untersuchungsergebnisse stimmen mit der Ansicht von VIEHL überein, nach welcher der Einfluss der Temperatur auf den aeroben Abbau organischer Substanzen verhältnismässig gering ist und erst bei sehr niederen Temperaturen deutlich erkannt werden kann. Immerhin möchten wir es nicht unterlassen, zu erwähnen, dass WASER, HUSMANN und BLÖCHLIGER (S. 319 ff.) bei ihren Untersuchungen in der Glatt zu einem abweichenden Resultat gelangt sind. So soll dort z. B. vom Mai bis zum Juni bei einer Zunahme der mittleren Wassertemperatur von 12,7 auf 17,3° und einer nur leichten Zunahme der Wasserführung die Strecke der Selbstreinigung auf etwa ⅓ abgekürzt worden sein. Die günstigsten Monate für die Selbstreinigung sind in der Glatt nach den genannten Autoren Juni, Juli und August. Wir vermögen diese Ergebnisse nicht näher zu beurteilen, verweisen aber – was den Vorfluter des Birstales betrifft – auf unsere im Kapitel L gemachten Ausführungen.

Bei der vom Angensteiner Kanal umflossenen Birsstrecke ergibt sich für k′ ein Wert von etwa 1,3. Im oberen, sehr langsam fliessenden Abschnitt der umflossenen Birsstrecke von Dornachbrugg wurde k′ zu 0,15 geschätzt, was grössenordnungsmässig der im Laboratoriumsversuch geltenden Beziehung entspricht. Im unteren, etwa zehnmal rascher fliessenden Abschnitt derselben Strecke schätzten wir k′ zu etwa 0,6. In der vom St. Alban-Teich umflossenen Birsstrecke beträgt k′ etwa 1,0.

Zusammenfassend erhalten wir für die verschiedenen Gewässertypen folgende k′-Werte:

Q m³/sec	v cm/sec	Charakter	k′
3 bis 6	um 50	verhältnismässig tief	0,8
0,2 bis 0,7	ca. 7–12	seicht	1,0 bis 1,3
ca. 0,02	ca. 0,4	seicht	0,6
ca. 0,02	ca. 0,1	seicht	0,15

Diese Werte gelten nicht für Temperaturen nahe dem Nullpunkt. Für den Winter kann k′ auf Grund des Längsprofils vom 12. 12. 1945 im Mittel zu ungefähr 0,3 geschätzt werden.

c) Abflussmengen, Fliesszeiten und ursprünglicher BSB

Der an 14 Tagen pro Normaljahr bei Münchenstein unterschrittene Abfluss beträgt etwa 3,0 m³/sec. In der Regel findet diese Unterschreitung während der Sommermonate statt. Zur Beurteilung der Frage, wie das weiter oben gesetzte Ziel erreicht werden kann, haben wir deshalb die zu erwartende Selbstreinigung bei einem Sommer-Niederwasser von $Q_{Münchenstein}$ = 3,0 m³/sec zu untersuchen. Der Abfluss bei Angenstein kann bei diesem Wasserstand auf etwa 2,7 m³/sec und derjenige der vom BBC-Kanal und vom St. Alban-Teich umflossenen Birsstrecken auf etwa 0,3 m³/sec geschätzt werden.

Als Fliesszeiten T haben wir für die vorliegenden grössenordnungsmässigen Berechnungen die auf Grund der bei einem Abfluss von Q = ca. 4,5 m³/sec durchgeführten Messungen geschätzten mittleren Fliessgeschwindigkeiten eingesetzt.

Für die einzelnen zu prüfenden Gewässerstrecken können demnach auf Grund unserer Untersuchungen folgende Annahmen gemacht werden:

Gewässerstrecke	T	k′	1–a	Q
Wasserrückgabe des Angensteiner Kanals bis zur Reinigungsanlage Schappe	0,144	0,8	0,77	2,7
Reinigungsanlage Schappe bis Elektra Birseck (Hauptwasserstrom)	0,075	0,8	0,87	2,7
Reinigungsanlage Schappe bis Elektra Birseck (umflossene Birsstrecke)	0,12	1,0	0,76	0,3
Elektra Birseck bis Reinigungsanlage Wasserhäuser	0,025	0,8	0,96	3,0
Reinigungsanlage Wasserhäuser bis Mündung in den Rhein (Hauptwasserstrom)	0,11	0,8	0,82	3,0
Reinigungsanlage Wasserhäuser bis Mündung in den Rhein (umflossene Birsstrecke)	0,43	1,0	0,37	0,3

Bei der Wasserrückgabe des Angensteiner Kanals entspricht der BSB_5 heute infolge der oberhalb Angenstein stattfindenden Verunreinigungen demjenigen von etwa 20000 Einwohnern (= 12,5 g/sec).

Etwas schwierig ist es, den ursprünglichen eigenen BSB_5-Bedarf des Wassers der umflossenen und von Grundwasser gespiesenen Birsstrecken zu beurteilen. Unsere Untersuchungen haben auf diesen Strecken auch im noch nicht verunreinigten Wasser immer eine gewisse Sauerstoffzehrung gezeigt. Doch ist dabei zu berücksichtigen, dass die Proben naturgemäss offenbar reich an Organismen waren, die durchaus Reinwassercharakter besitzen können, deren organische Substanz im Zehrungsversuch dann zum oxydativen Abbau gelangt ist. Praktisch können wir den durch Abwässer bedingten BSB_5 in diesen Strecken als null annehmen.

4. Selbstreinigungsvermögen des Hauptwasserstromes ohne Abwasser-Einleitungen unterhalb Angenstein

Für die erste Berechnung wollen wir voraussetzen, dass die im Einzugsgebiet oberhalb Angenstein anfallenden Abwasser weder eine Reinigung noch eine Vermehrung gegenüber dem heutigen Zustand erfahren. Es soll weiter angenommen werden, dass im Birstal unterhalb Angenstein keinerlei Abwasser in den Hauptwasserstrom oder in die umflossenen Birsstrecken gelangen. Wir erhalten dann folgenden Gang der Selbstreinigung bei einem Abfluss von

$Q_{\text{Münchenstein}} = 3{,}0\ m^3/sec$:	BSB_5 g/sec	BSB_5 mg/l
Wasserrückgabe des Angensteiner Kanals = Grundwasserinfiltrations-Strecke Aesch	12,5	4,6
Reinigungsanlage Schappe	9,6	3,6
Elektra Birseck = Grundwasserinfiltrationsstrecke Münchenstein	8,3	2,8
Reinigungsanlage Wasserhäuser	8,0	2,7
Mündung in den Rhein	6,6	2,2

Wir sehen, dass die gesetzten Ziele im Hauptwasserstrom auch dann, wenn unterhalb Angenstein keine Abwasser eingeleitet würden, nicht erreicht werden können, sofern die im Birstal oberhalb Angenstein anfallenden Abwasser nicht gereinigt werden. Der BSB_5 würde bei dem noch an rund 14 Tagen des Normaljahres unterschrittenen Abfluss von 3,0 m^3/sec etwa 4,6 mg/l betragen. Diesen Wert vermöchte die Selbstreinigung im Sommer bis zum Rhein nur auf etwa 2,2 mg/l abzubauen.

Eine Reinigung der Abwasser des Einzugsgebietes oberhalb Angenstein ist deshalb notwendig. Diese Reinigung sollte mindestens so weit erfolgen, dass die Birs bei der Wasserrückgabe des Angensteiner Kanals höchstens an 14 Tagen pro Normaljahr einen 2,0 mg/l überschreitenden BSB_5-Wert besitzt.

Im Hinblick auf die kurz nach dieser Stelle stattfindenden Infiltrationen von Birswasser in den Grundwasserstrom stellt dies die Minimal-

forderung dar. Ihre Erfüllung würde es auch ermöglichen, die Reinigung der zusätzlich im unteren Birstal anfallenden Abwasser in wirtschaftlicher Weise durchzuführen.

Für die folgenden Berechnungen setzen wir voraus, dass die Abwasser des oberhalb Angenstein gelegenen Einzugsgebietes in dem geforderten Masse gereinigt werden. Zwischen der Wasserrückgabe des Angensteiner Kanals und der Reinigungsanlage Schappe ergibt sich dann folgender Gang der Selbstreinigung:

$Q_{Münchenstein} = 3{,}0\ m^3/sec$	BSB_5 g/sec	BSB_5 mg/l
Wasserrückgabe des Angensteiner Kanals	5,4	2,0
Reinigungsanlage Schappe	4,1	1,5

5. Der notwendige Reinigungseffekt der Anlagen im unteren Birstal

Die folgenden zahlenmässigen Darstellungen des Selbstreinigungsvorganges sollen zeigen, wie stark die zu prüfenden Gewässer durch die gereinigten Abwasser der Anlagen Schappe und Wasserhäuser belastet werden dürfen, um die einleitend gestellten Anforderungen zu erfüllen.

In einer ersten Variante wird angenommen, die gereinigten Abwasser beider Anlagen würden in den Hauptwasserstrom eingeleitet:

$Q_{Münchenstein} = 3{,}0\ m^3/sec$	BSB_5 g/sec	BSB_5 mg/l
Oberhalb Reinigungsanlage Schappe	4,1	1,5
Nach Einleitung Reinigungsanlage Schappe	6,9	2,5
Vor Vereinigung mit der umflossenen Birsstrecke bei Elektra Birseck	6,0	2,2
Nach Vereinigung mit der umflossenen Birsstrecke bei Elektra Birseck = Grundwasserinfiltrationsstrecke Münchenstein	6,0	2,0
Oberhalb Reinigungsanlage Wasserhäuser	5,8	1,9
Nach Einleitung Reinigungsanlage Wasserhäuser	7,3	2,4
Mündung in den Rhein	6,0	2,0

Die Zusammenstellung zeigt, dass die Belastungsmöglichkeit einzig durch die Forderung begrenzt ist, dass der BSB_5 auf den Grundwasserinfiltrations-Strecken und bei der Mündung in den Rhein den Wert 2,0 mg/l nicht überschreiten soll.

Bei dieser Variante wären für die beiden Anlagen folgende Reinigungsgrade vorzusehen:

Anlage	Möglicher BSB_5-Anfall in g/sec	Notwendiger Reinigungsgrad
Schappe	2,8	77%
Wasserhäuser	1,5	80%

In einer zweiten Variante soll angenommen werden, die gereinigten Abwasser beider Anlagen würden in die umflossenen Birsstrecken eingeleitet:

$Q_{Münchenstein} = 3{,}0\ m^3/sec$	BSB_5 g/ sec	BSB_5 mg/l
Hauptwasserstrom bei Reinigungsanlage Schappe . . .	4,1	1,5
Hauptwasserstrom bei Elektra Birseck vor Vereinigung mit der umflossenen Birsstrecke	3,6	1,3
Umflossene Birsstrecke nach Einleitung Reinigungsanlage Schappe	0,9	3,0
Umflossene Birsstrecke bei Elektra Birseck vor Vereinigung mit dem Hauptwasserstrom	0,7	2,3
Hauptwasserstrom bei Elektra Birseck nach Vereinigung mit der umflossenen Birsstrecke	4,3	1,4
Hauptwasserstrom bei Reinigungsanlage Wasserhäuser .	4,1	1,4
Hauptwasserstrom bei Mündung in den Rhein	3,4	1,1
Umflossene Birsstrecke nach Einleitung Reinigungsanlage Wasserhäuser	0,9	3,0
Umflossene Birsstrecke bei Mündung in den Rhein . . .	0,3	1,1

Bei dieser Variante ist die Belastungsmöglichkeit einzig durch die Forderung begrenzt, dass der BSB_5 im ganzen Gewässersystem den Wert 3,0 mg/l nicht überschreiten soll.

Die notwendigen Reinigungsgrade sind:

Anlage	Möglicher BSB_5-Anfall in g/sec	Notwendiger Reinigungsgrad
Schappe	0,9	93%
Wasserhäuser	0,9	88%

Ein Vergleich der beiden besprochenen Varianten zeigt, dass die Einleitung der gereinigten Abwasser in den Hauptwasserstrom bei beiden Anlagen einen geringeren Reinigungsgrad erfordert als die Einleitung in die umflossenen Birsstrecken.

Es ist nun noch zu prüfen, ob die für Variante 1 ermittelten Reinigungsgrade auch im Winter genügend sein würden. Als Abflussmenge kann dabei eine solche von $Q_{Münchenstein} = 4{,}0\ m^3/sec$ zu Grunde gelegt werden, die in diesen Monaten verhältnismässig selten unterschritten wird. Der Abfluss bei Angenstein wird bei diesem Wasserstand zu 3,6 m^3/sec geschätzt und die «wahre Oxydationskonstante» zu $k' = 0{,}3$ angenommen. Ferner wird angenommen, der BSB_5-Anfall bei Angenstein sei gleich gross wie beim Sommer-Niederwasser:

$Q_{Münchenstein} = 4{,}0\ m^3/sec$	Wert (1—a) der unterhalb der betreffenden Stelle liegenden Gewässerstrecke	BSB_5 g/sec	BSB_5 mg/l
Wasserrückgabe des Angensteiner Kanals	0,91	5,4	1,5
Oberhalb Reinigungsanlage Schappe	–	4,9	1,4
Nach Einleitung Reinigungsanlage Schappe	0,95	7,7	2,1
Vor Vereinigung mit der umflossenen Birsstrecke bei Elektra Birseck	–	7,3	2,0
Nach Vereinigung mit der umflossenen Birsstrecke bei Elektra Birseck	0,98	7,3	1,8
Oberhalb Reinigungsanlage Wasserhäuser	–	7,1	1,8
Nach Einleitung Reinigungsanlage Wasserhäuser	0,93	8,6	2,1
Mündung in den Rhein	–	8,0	2,0

Die für Variante 1 ermittelten Reinigungsgrade können somit auch beim angenommenen Winter-Niederwasserstand als genügend betrachtet werden.

6. Die Möglichkeiten der Verminderung des notwendigen Reinigungseffektes durch eine Regulierung des Wasserhaushaltes

Sowohl der heutige Zustand der Birs als auch die notwendigen Reinigungseffekte der zu projektierenden Reinigungsanlagen sind weitgehend durch den ungünstigen Wasserhaushalt der Birs bedingt, welcher durch das Verhältnis zwischen der kleinsten zur grössten Abflussmenge von 1:350 hinreichend gekennzeichnet ist.

Eine Regelung dieses Wasserhaushaltes hätte verschiedene Vorteile. Zunächst soll vor allem die abwassertechnische Seite des Problems geprüft werden. Welche Auswirkungen auf die Reinigungsbedürfnisse würde es z. B. haben, wenn der sömmerliche Abfluss bei Münchenstein dauernd auf mindestens 6 m^3/sec gehalten werden könnte?

Für die nachfolgende Prüfung dieser Frage soll angenommen werden, die Reinigung der Abwässer des Einzugsgebietes oberhalb Angenstein erfolge mindestens so weit, dass die Birs bei der Wasserrückgabe des Angensteiner Kanals einen BSB_5 von höchstens 2,0 mg/l besitzt. Dabei wird der mögliche BSB_5-Anfall gegenüber den bei einem Abfluss von 3,0 m^3/sec herrschenden Verhältnissen naturgemäss vergrössert und entsprechend der für die oberhalb Angenstein zu erstellenden Anlagen notwendige Reinigungsgrad vermindert.

Es soll ferner angenommen werden, der Abfluss bei Angenstein betrage bei diesem Wasserstand 5,5 m^3/sec. Grössenordnungsmässig

dürften die k'- und T-Werte den für das Sommer-Niederwasser von $Q = 3{,}0\ m^3/sec$ gültigen entsprechen.

$Q_{Münchenstein} = 6{,}0\ m^3/sec$	BSB_5 g/sec	BSB_5 mg/l
Wasserrückgabe des Angensteiner Kanals	11,0	2,0
Oberhalb Reinigungsanlage Schappe	8,5	1,5
Nach Einleitung Reinigungsanlage Schappe	13,8	2,5
Vor Vereinigung mit der umflossenen Birsstrecke bei Elektra Birseck	12,0	2,2
Nach Vereinigung mit der umflossenen Birsstrecke bei Elektra Birseck	12,0	2,0
Oberhalb Reinigungsanlage Wasserhäuser	11,5	1,9
Nach Einleitung Reinigungsanlage Wasserhäuser	14,6	2,4
Mündung in den Rhein	12,0	2,0

Der mögliche BSB_5-Anfall würde bei der Reinigungsanlage Schappe 5,3 g/sec und bei der Reinigungsanlage Wasserhäuser 3,1 g/sec betragen.

Folgende Gegenüberstellung zeigt, dass sich durch eine Regulierung des Wasserhaushaltes eine erhebliche Erniedrigung des notwendigen Reinigungsgrades der Anlage erzielen liesse:

	Notwendiger Reinigungsgrad ohne Regulierung des Wasserhaushaltes	Notwendiger Reinigungsgrad im Sommer bei Regulierung auf einen dauernden Abfluss von mindestens 6 m^3/sec
Abwasser oberhalb Angenstein	55%	12%
Reinigungsanlage Schappe	77%	57%
Reinigungsanlage Wasserhäuser	80%	60%

Damit beurteilt werden kann, ob eine Regulierung des Wasserhaushaltes in dem hier vorausgesetzten Masse technisch und wirtschaftlich möglich erscheint, haben wir zusammen mit Herrn Ing. H. J. Rapp die durch die Erstellung von Rückhaltebecken zu erreichende Regulierung geprüft. Herr Rapp hat die Ergebnisse dieser Untersuchungen im nachfolgenden Abschnitt niedergelegt.

Die Ersparnis beim Bau von Reinigungsanlagen und der mögliche Gewinn an elektrischer Energie würden allein die Wirtschaftlichkeit einer Regulierung des Wasserhaushaltes noch nicht sichern. Eine solche Regulierung hätte jedoch auch noch andere materielle und ideelle Vorteile. So wäre eine dauernde und gleichmässigere Speisung des besonders in Trockenzeiten stark beanspruchten Grundwassers gewährleistet. Eine von den getroffenen Annahmen abweichende Betriebsvorschrift der Rückhaltebecken würde es voraussichtlich auch erlauben, durch eine Regulierung die Hochwassergefahr erheblich zu vermindern. Ebenso ist denkbar, dass durch Verbesserungen des vorgelegten Projektes die Möglichkeit der Wasserentnahme aus dem Fluss zu landwirtschaftlichen Bewässerungszwecken in Trockenperioden geschaffen wird. Eine Ver-

grösserung des allein für die Abflussregulierung notwendigen Speichervolumens würde es erlauben, Talsperrenwasser zu Trink- und Gebrauchswasserzwecken zu verwenden. Schliesslich würde die Überbrückung von Niederwasserständen ganz allgemein den Lauf der Birs in hygienischer und ästhetischer Hinsicht verbessern.

7. Verbesserung des Wasserhaushaltes durch Rückhaltebecken

Von Hans Joachim Rapp

a) Aufgabe

Für die Bemessung aller Abwasserreinigungs-Anlagen, bei denen die Birs die Aufgabe des Vorfluters zu übernehmen hat, sind die Perioden mit geringster Wasserführung massgebend. Es ist denkbar, mit Hilfe von Rückhaltebecken im Einzugsgebiet der Birs in Zeiten grösserer Wasserführung Wasser aufzuspeichern und in Trockenperioden wieder abzugeben und dadurch die minimale Wasserführung zu erhöhen. Inwieweit ein solcher Vorschlag vom wirtschaftlichen Standpunkt aus vertretbar ist, wurde vorläufig nicht untersucht; immerhin wurde der durch solche Rückhaltebecken erzielbare Gewinn an elektrischer Energie abgeschätzt.

b) Topographische und geologische Möglichkeiten zur Anlage von Rückhaltebecken

Auf den ersten Blick scheint der von der Birs und ihren Zuflüssen durchzogene Teil des Kettenjuras reich zu sein an grossen, durch enge Sperrstellen abgeschlossenen Stauräumen. Die nähere Untersuchung zeigt jedoch, dass in den meisten Fällen die natürlichen Sperriegel aus durchlässigen Kalken gebildet werden oder dass Siedlungen und Verkehrswege die Nutzung des Stauraumes unmöglich machen. Die verbleibenden Stauräume wurden in zwei Gruppen unterteilt; die Becken der 1. Gruppe wurden als untersuchungswürdig betrachtet, während die Becken der 2. Gruppe zwar vom topographischen und geologischen Standpunkt aus als staufähig, vom baulichen Standpunkt aus jedoch als nicht mehr untersuchungswürdig bezeichnet werden mussten.

(A) Untersuchungswürdige Staubecken (Abb. 166)

(1) La Trame bei Le Fuet:

Topographie: Top. Atl. Bl. 105, Katastervermessung Kt. Bern 1:10000 Bl. 105.
Sperrstelle: 200 m oberhalb der obersten Häuser von Saicourt.

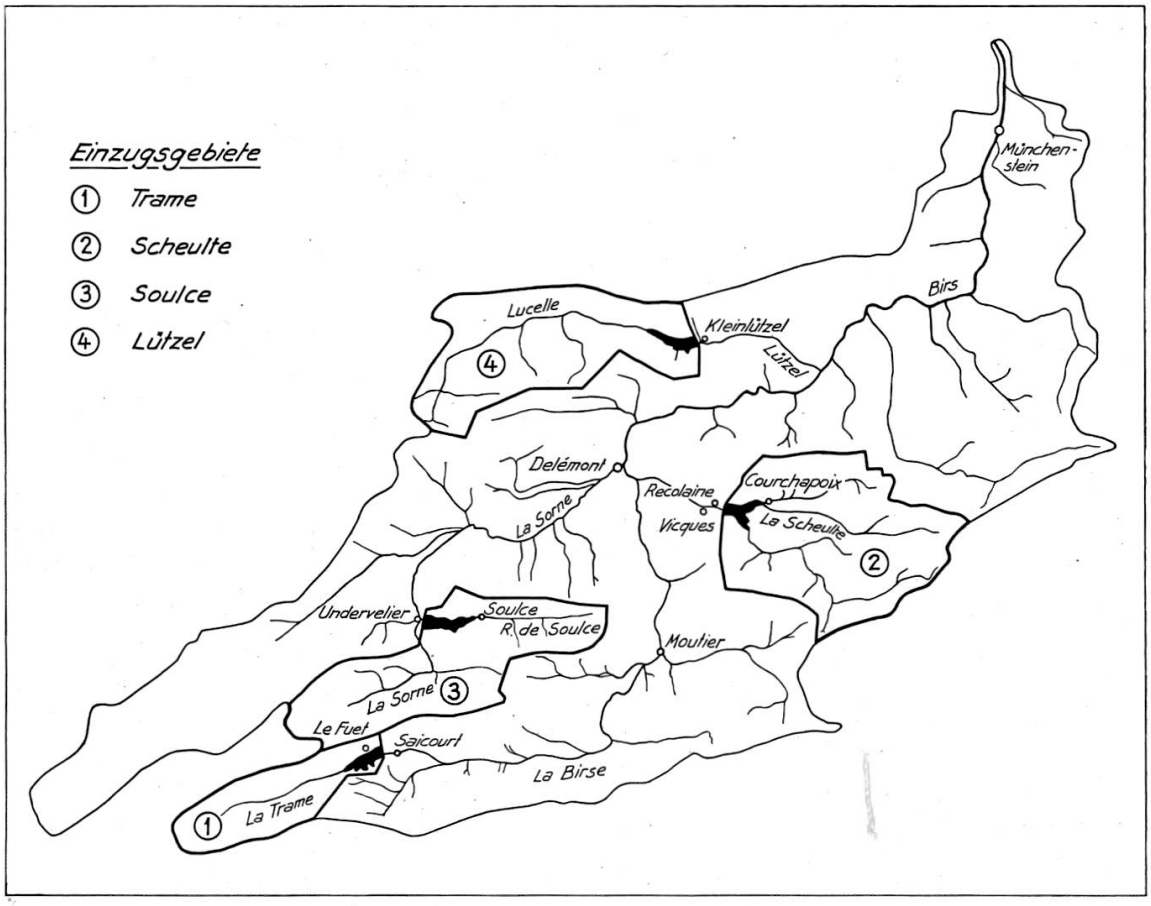


Abbildung 166. Übersichtskarte der untersuchten Rückhaltebecken mit Einzugsgebieten. Masstab 1:500000

Geologie: Sperrstelle: Delsberger Süsswasserkalk.
Becken: Tertiärmulde von Court, oligocäne und miocäne Molasse (ROLLIER 1901).

Höchste Staukote: rd. 800 (R.P.N. 373,60), weil die Seezunge im Oberlauf der Trame durchlässige Malmkalke berührt.

Speicherinhalt: Kurve Abb. 167. Inhalt für Kote 800: 15,3 Mio. m³.

(2) La Scheulte zwischen Courchapoix und Vicques:

Topographie: Top. Atl. Bl. 95, Katastervermessung Kt. Bern, 1:10000 Bl. 95.
Sperrstelle: rd. 70 m unterhalb Mündung der Gabiare.

Geologie: Sperrstelle: Chattien-Mergel/Delsberger Süsswasserkalk.
Becken: Vermutlich hauptsächlich undurchlässige Chattien-Mergel, am südlichen Dammende Delsberger Süsswasserkalk (KELLER und LINIGER 1930).

Höchste Staukote: rd. 490 (R.P.N. 373,60) wegen bestehender Bauten in Courchapoix.
La Gabiare verläuft oberhalb Kote rd. 494 in durchlässigem Malmkalk.

Speicherinhalt: Kurve Abb. 167. Inhalt für Kote 490: 8,5 Mio. m³.

(3) L'Eau de Soulce zwischen Soulce und Undervelier:

Topographie:	Top. Atlas Bl. 103 und 106, Katastervermessung Kt. Bern 1:10000 Bl. 103 und 106. Sperrstelle: oberhalb der obersten Häuser von Undervelier.
Geologie:	Sperrstelle: Oligocäne Molasse. Becken: Oligocäne Molasse (Rollier 1900, 1901, Birkhäuser 1925).
Höchste Staukote:	rd. 593 (R.P.N. 373,60).
Speicherinhalt:	Kurve Abb. 167. Inhalt für Kote 593: 14.8 Mio. m^3.
Einzugsgebiet:	Das natürliche Einzugsgebiet kann durch Zuleitung der Sorne erheblich vergrössert werden.

(4) Lützel oberhalb Kleinlützel:

Topographie:	Top. Atlas Bl. 93, Katastervermessung Kt. Solothurn 1:10000, Gemeinde Kleinlützel. Sperrstelle: Unmittelbar oberhalb der Ortschaft Kleinlützel, rd. 100 m oberhalb des von Norden einmündenden Seitenbaches.
Geologie:	Sperrstelle: Oxford und Callovien. Becken: Undurchlässiges Oxford und wenig durchlässiges Callovien (Keller und Liniger 1930).
Höchste Staukote:	rd. 460, weil nördl. Dammende und Seezunge an die Grenze Oxford-Rauracien gelangen; ein Seitenarm des Sees berührt Hauptrogenstein.
Speicherinhalt:	Kurve Abb. 167. Inhalt für Kote 460: 13,7 Mio. m^3.

(B) Nicht in die Untersuchung einbezogene Möglichkeiten der Anlage von Staubecken

(1) Ruisseau de Chaluet östlich Court,
(2) Le Gaibiat oberhalb Corcelles,
(3) La Scheulte oberhalb Courchapoix,
(4) L'Eau de Soulce oberhalb Soulce,
(5) La Rouge Eau südlich Montavon,
(6) Seebach zwischen Seewen und Grellingen.

c) Einzugsgebiete und Wassermengen

Die Einzugsgebiete wurden anhand der topographischen Karte bestimmt und planimetriert. Dabei ist nicht zu übersehen, dass die Wasserscheiden topographisch oft wenig deutlich ausgeprägt sind und dass vielfach die topographischen und hydrographischen Grenzen nicht zusammenfallen. Die angegebenen Einzugsflächen sind daher nicht absolut genau.

Im Einzugsgebiet der Birs bestehen zwei Wassermess-Stationen des Eidgenössischen Amtes für Wasserwirtschaft mit täglicher Angabe der Wassermenge, nämlich Moutier seit 1912 und Münchenstein seit 1917. Da sich der gewünschte Regulierungseffekt der Rückhaltebecken auf die

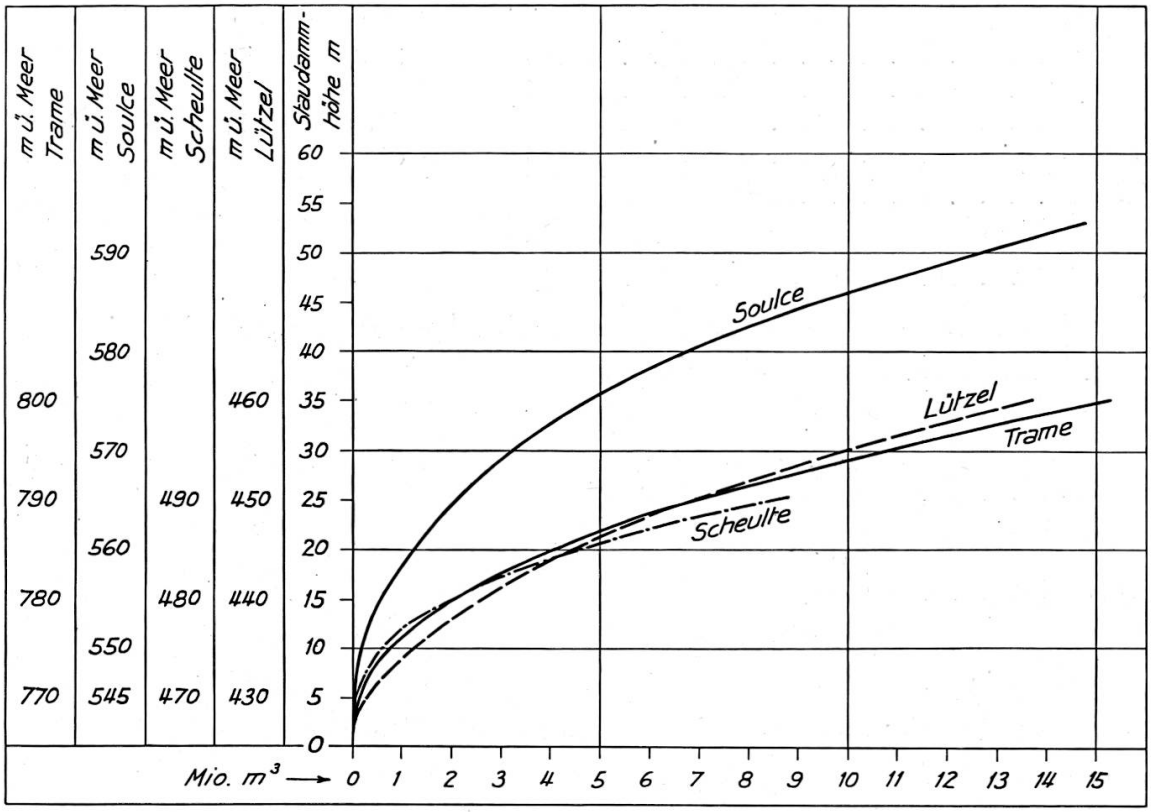


Abbildung 167. Speicherinhalt der untersuchten Rückhaltebecken in Funktion der Stauhöhe

Wasserführung der Birs unterhalb Angenstein bezieht, ergab sich die einfachste Berechnung durch die Annahme, die Zuflüsse der Teileinzugsgebiete seien stets genau proportional zu den in Münchenstein gemessenen Werten. Vergleiche zwischen den Stationen Moutier und Münchenstein lassen erkennen, dass die langjährigen mittleren spezifischen Abflüsse der oberen Station etwa um 10% grösser sind als diejenigen der unteren Station, was auf eine grössere spezifische Ertragsintensität der hochgelegenen Einzugsgebiete schliessen lässt. Die einzelnen aus den Monatsmitteln gewonnenen Verhältniszahlen weichen von der aus dem Jahresmittel berechneten Zahl nur wenig ab, so dass es erlaubt scheint, mit einem zeitunabhängigen einheitlichen Korrekturfaktor zu rechnen. Dieser Faktor f wird für jede Sperrstelle entsprechend der Höhenlage geschätzt, wobei vorsichtshalber auch für das höchstgelegene Einzugsgebiet der Trame kein höherer Wert als f = 1,1 angenommen wird.

Der Proportionalitätsfaktor a für die einzelnen Sperrstellen ergibt sich somit zu

$$a = f \cdot \frac{\text{Einzugsgebiet Sperrstelle}}{\text{Einzugsgebiet Münchenstein}}$$

Sperrstelle Messstelle	Höhe ü. M. m	E km²	f	a
Trame	765	30,0	1,1	0,036
Scheulte	465	75,2	1,05	0,087
Soulce	540	66,2[38])	1,1	0,080
Lützel	425	63,8	1,0	0,070
Total		235,2	1,06	0,273
Münchenstein	275	911	1,0	1,000
Moutier	530	183	1,1	

Über das Verhältnis zwischen maximal möglichem Speicherinhalt und jährlichem Zufluss gibt folgende Tabelle Auskunft:

	max. Speicher-inhalt Mio. m³	a	Mittel 1917–1948 Mio. m³	Maximum 1939 Mio. m³	Minimum 1921 Mio. m³
Trame	15,3	0,036	16,8	31,7	6,9
Scheulte	8,5	0,087	40,5	76,6	16,6
Soulce	14,8	0,080	37,2	70,4	15,2
Lützel	13,7	0,070	32,6	61,6	13,3
	52,3	0,273	127,1	240,3	51,8
Münchenstein		1,00	466	880	190

Aus der Tabelle ist ersichtlich, dass die Stauräume Scheulte und Soulce auch im trockensten Jahr mindestens einmal gefüllt werden können, während dies für Lützel knapp nicht mehr zutrifft und für Trame nur noch etwa zur Hälfte möglich ist.

d) Der Wasserhaushalt nach Erstellung von Rückkaltebecken

Trägt man die Kurve der täglichen Abflusswerte in Münchenstein für eine längere Reihe von Jahren auf, so ist vor allem ihre Regellosigkeit auffallend. Im Gegensatz zu den Alpenflüssen mit rhythmischer Wiederholung einer wasserarmen Winter- und einer wasserreichen Sommerperiode folgen sich bei der Birs die Extreme in viel grösseren und unregelmässigeren Abständen. Beispielsweise wird der Abflusswert von 6 m³/s in Münchenstein während der dreijährigen Periode vom Oktober 1938 bis September 1941 nur an 138 Tagen unterschritten gegenüber 513 Tagen der gleich langen Periode vom Oktober 1946 bis Oktober 1949.

Eine Regulierung kann sich daher nicht nur auf den Wasserhaushalt einer 12monatigen Periode beschränken, sondern muss mehrere Jahre umfassen. Dies hat ganz allgemein eine unregelmässige und daher wenig intensive Nutzung der Becken zur Folge.

Für die Regelung des Wasserhaushaltes nach Erstellung der Becken sind unzählige Varianten denkbar. Das Hauptziel besteht darin, die

[38]) Inkl. Zuleitung der Sorne.

Wellentäler der Abflusskurve in Münchenstein gleichmässig und so hoch als möglich aufzufüllen. Anderseits muss man sich darüber klar sein, dass die strenge Befolgung dieser Vorschrift die Voraus-Kenntnis von Amplitude und Frequenz künftiger Wellentäler bedingt, praktisch also undurchführbar ist. In Wirklichkeit wird man versuchen, bei ganz oder nahezu ganz gefüllten Speichern die Birs in Münchenstein nicht unter einen gewissen Grenzwert q_a fallen zu lassen. Wird dabei ein bestimmter Restinhalt der Speicher unterschritten, so muss der Grenzwert, eventuell stufenweise, gesenkt werden.

Für die Füllung der Speicher soll die Annahme gelten, dass nur dann gestaut werde, wenn die Birs in Münchenstein einen zweiten bestimmten Grenzwert q_r überschreitet, wobei nur die dem Überschuss über q_r entsprechende Wassermenge in den Speichern zurückgehalten wird. Es bleibt somit auch in den Füllperioden stets mindestens die Wassermenge $a \cdot q_r$ in den einzelnen Wasserläufen als «Dotation».

Für $q_r = 8$ m³/s betragen diese Wassermengen:

Trame	0,29 m³/s
Scheulte	0,70 m³/s
Soulce	0,64 m³/s
Lützel	0,56 m³/s

Durch diese Wassermengen werden die Interessen der unterhalb der Sperrstellen liegenden Birsanwänder vermutlich in genügendem Mass gewahrt; andere Lösungen des Dotationsproblems wären theoretisch möglich, hätten jedoch im vorliegenden Falle die Rechnung unnötig kompliziert.

Den nachfolgenden Berechnungen wurden die täglichen Abflusswerte der 20 Jahre, 1. Oktober 1929 bis 30. September 1949, zugrundegelegt. Diese Jahresreihe enthält die ganz aussergewöhnliche Trockenperiode des Sommers 1947. Ihr Einfluss wird verschärft durch die nachfolgende Trockenperiode des Jahres 1949, ohne dass das Zwischenjahr 1948 einen vollen Ausgleich geschaffen hätte.

Der Wasserhaushalt wurde für zwei verschiedene Annahmen durchgerechnet:

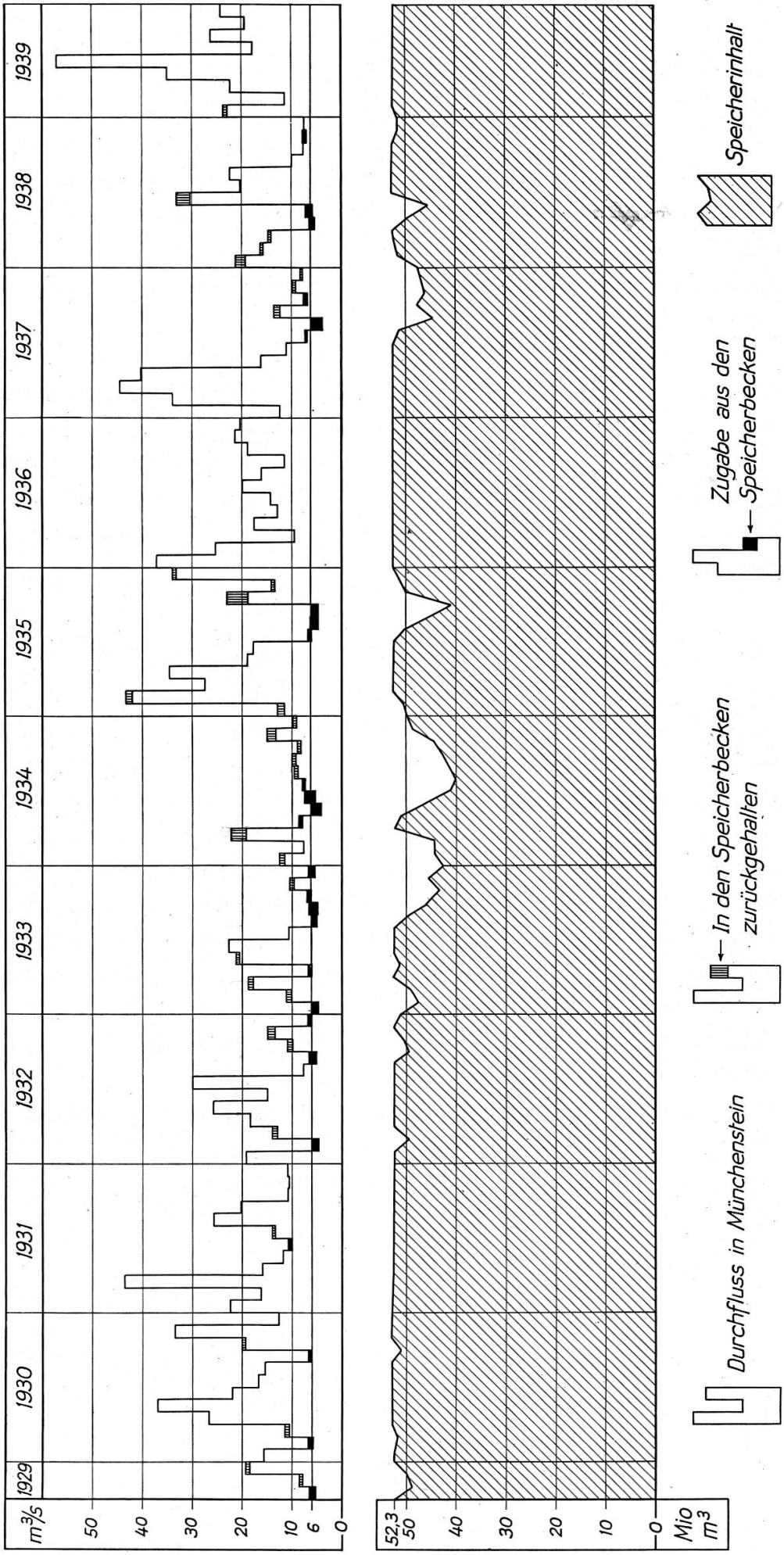
1. Annahme: Speicherinhalt:

Trame	15,3 Mio. m³
Scheulte	8,5 Mio. m³
Soulce	14,8 Mio. m³
Lützel	13,7 Mio. m³
Total	52,3 Mio. m³

Grenzwert für den Zuschuss: $q_a = 6$ m³/s, keine Reduktion bei abgesenktem Speicherbecken

Grenzwert für den Stau: $q_r = 8$ m³/s

Das Ergebnis dieser Annahme ist in Abb. 168 dargestellt.


m³/s
1929
1930
1931
1932
1933
1934
1935
1936
1937
1938
1939
50
40
30
20
10
6
0
52,3
50
40
30
20
10
0
Mio m³
Durchfluss in Münchenstein
In den Speicherbecken zurückgehalten
Zugabe aus den Speicherbecken
Speicherinhalt

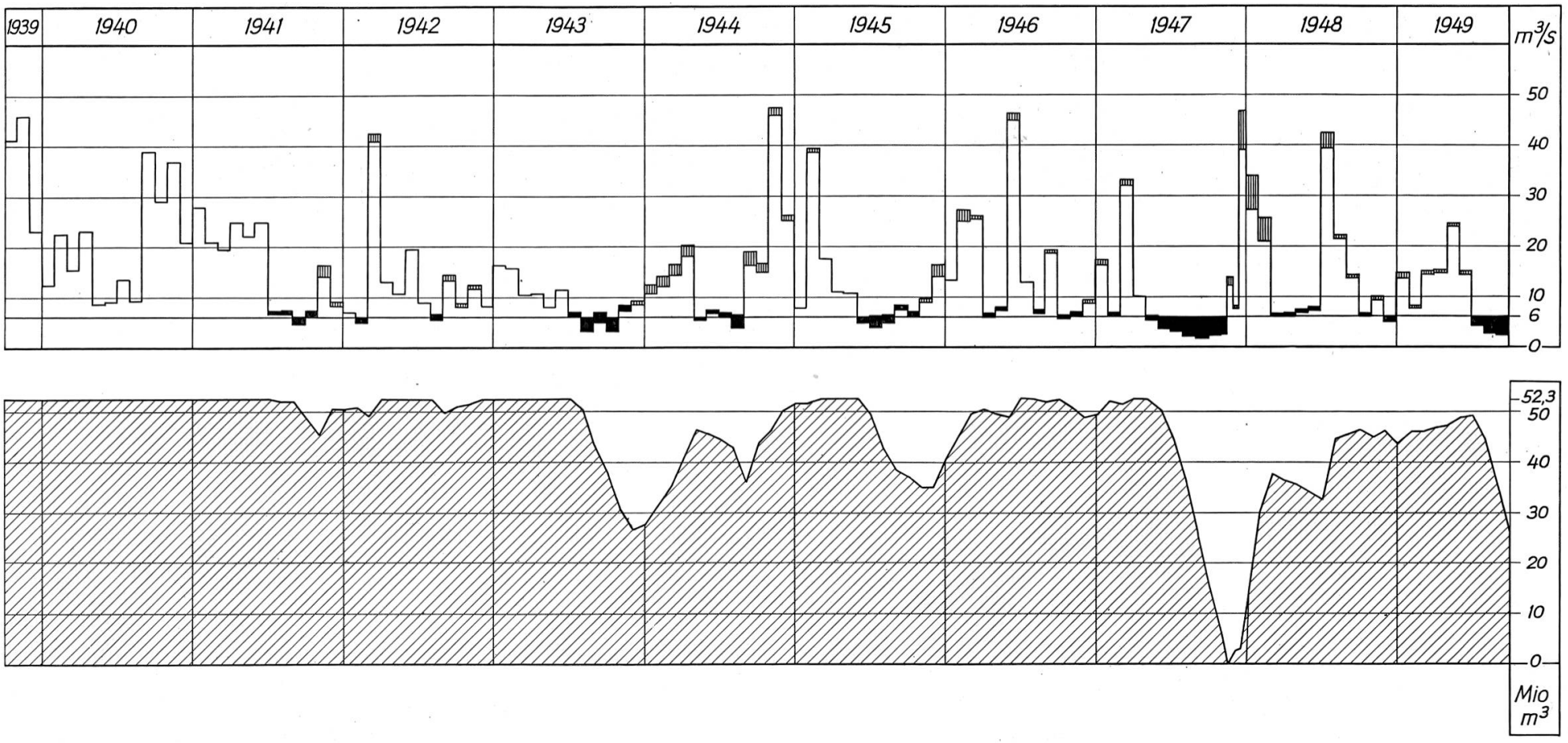
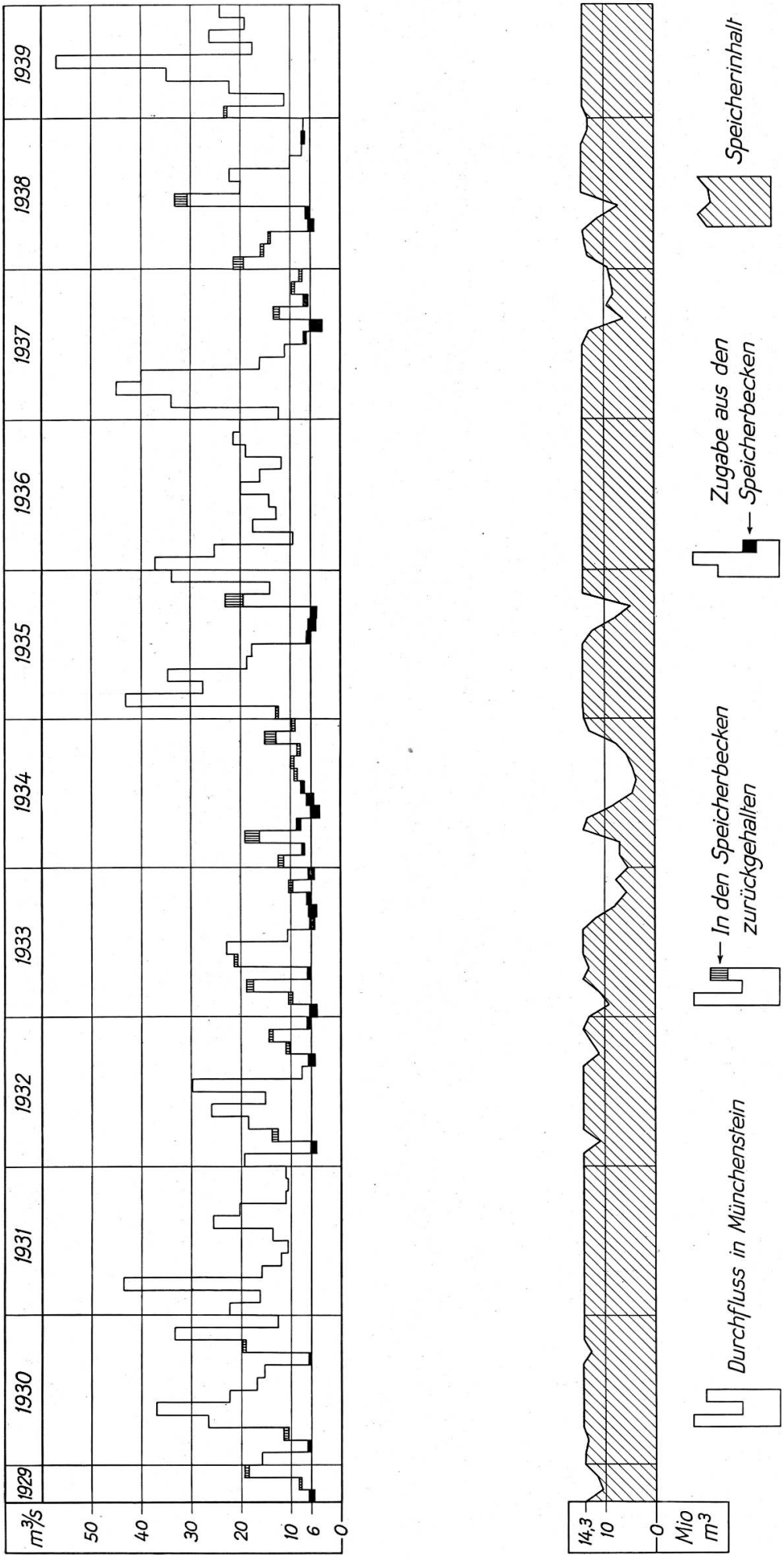


Abbildung 168. Regulierte Wasserführung der Birs in Münchenstein (Monatsmittel) und Wasserhaushalt der Speicherbecken für die Zeit vom 1. Oktober 1929 bis 30. September 1949 unter Voraussetzung eines Speicher-Nutzinhaltes von **52,3** Mio m³


m³/s
1929
1930
1931
1932
1933
1934
1935
1936
1937
1938
1939
50
40
30
20
10
6
0
14,3
10
0
Mio m³
Durchfluss in Münchenstein
In den Speicherbecken zurückgehalten
Zugabe aus den Speicherbecken
Speicherinhalt

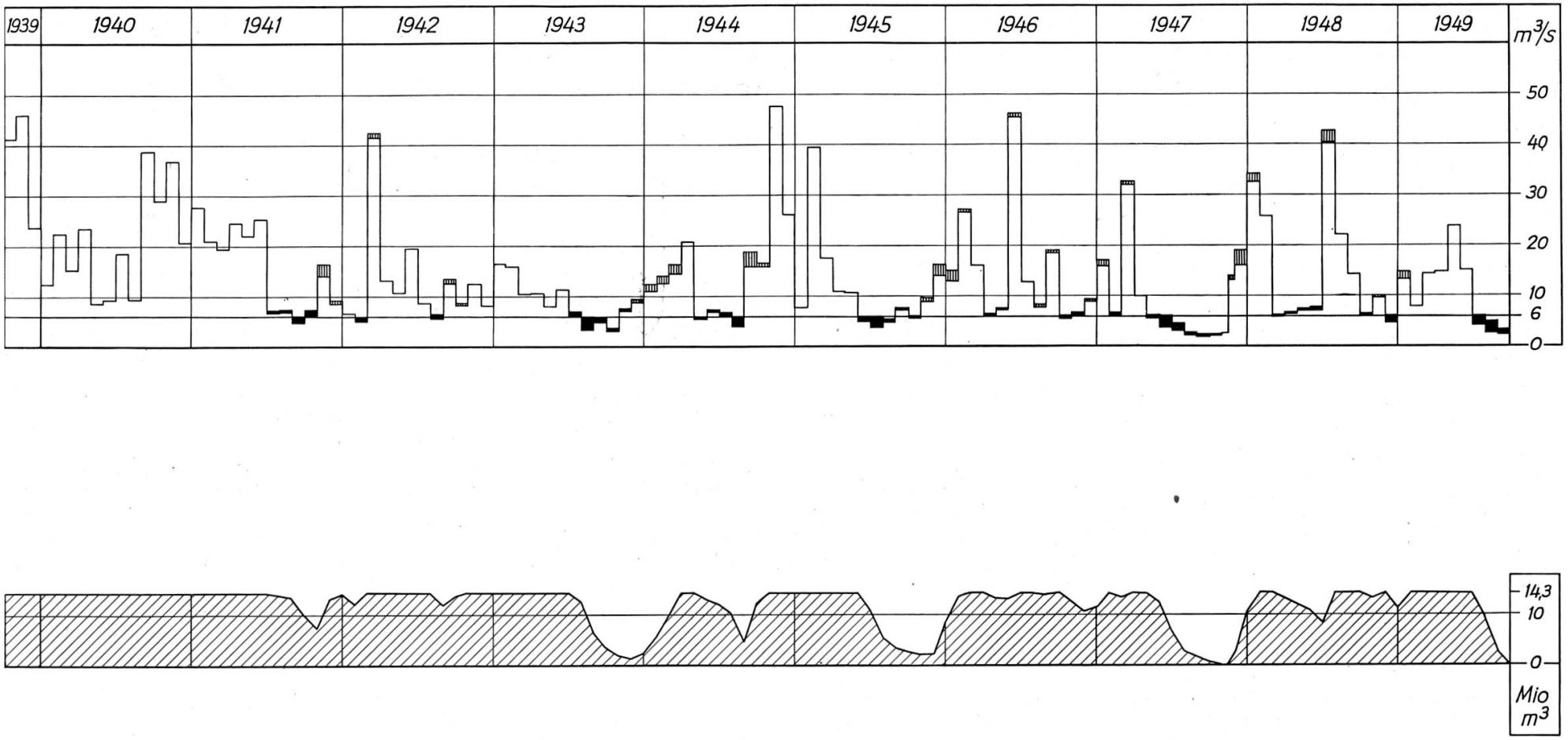


Abbildung 169. Regulierte Wasserführung der Birs in Münchenstein (Monatsmittel) und Wasserhaushalt der Speicherbecken für die Zeit vom 1. Oktober 1929 bis 30. September 1949 unter Voraussetzung eines Speicher-Nutzinhalts von **14,3** Mio. m³

Die Wassermenge von 6 m³/s in Münchenstein wird nicht mehr unterschritten. Der Stauraum von 52,3 Mio. m³ genügt gerade, um das Defizit des Jahres 1947 zu decken.

Der Stauraum wird innerhalb der Rechnungsperiode nur ein einziges Mal – im Herbst 1947 – vollständig beansprucht, in den übrigen Jahren bewegen sich die Schwankungen meist innerhalb von 50% des Stauraumes; die mittlere jährliche Nutzung der Speicherbecken beträgt nur rund 13 Mio. m³ = 25% des gesamten Inhaltes. Es ist anzunehmen, dass die getroffene Annahme vom wirtschaftlichen Standpunkt aus kaum vertreten werden kann.

2. Annahme: Speicherinhalt:

Trame	1,9 Mio. m³
Scheulte	4,5 Mio. m³
Soulce	4,2 Mio. m³
Lützel	3,7 Mio. m³
Total	14,3 Mio. m³

Der Speicherraum ist proportional den a-fachen Einzugsgebieten auf die einzelnen Speicher verteilt.
Grenzwert für den Zuschuss: $q_a = 6$ m³/s.
Wenn der gesamte Speicherinhalt unter den Halbwert von 7,15 Mio. m³ fällt, nimmt der Zuschuss q_a' proportional dem Restinhalt J ab.

$$q_a' = q_a \frac{J}{7{,}15}$$

Grenzwert für den Stau: $q_r = 8$ m³/s.

Das Ergebnis dieser Annahme ist in Abb. 169 dargestellt. Der Wert von 6 m³/s in Münchenstein kann im Mittel der Jahre während 339 Tagen, gegenüber 271 Tagen ohne Regulierung, aufrecht erhalten werden. Die mittlere jährliche Wasserabgabe beträgt rund 10 Mio. m³ = 70% des gesamten Stauraumes. Die Speicher werden also viel intensiver als nach Annahme 1 ausgenutzt.

In Abb. 170 sind Dauerkurven der Birs in Münchenstein für die unter 8 m³/s liegenden Werte und für die Periode vom Oktober 1929 bis September 1949 aufgetragen, und zwar:

a) für die unregulierte Birs;
b) für die regulierte Birs unter Voraussetzung eines Speicher-Nutzinhaltes von 52,3 Mio. m³ (Annahme 1);
c) für die regulierte Birs unter Voraussetzung eines Speicher-Nutzinhaltes von 14,3 Mio. m³ (Annahme 2).

Aus der Darstellung ist die Verbesserung der minimalen Wasserführung deutlich ersichtlich; die unterhalb 6 m³/s liegende Fläche verschwindet im Falle b gänzlich, während sie im Falle c auf rund 23% des ursprünglichen Wertes zurückgeht. Die absoluten Minimalwerte bleiben allerdings im Falle c nahezu dieselben wie im Falle a, da sich die Speicher

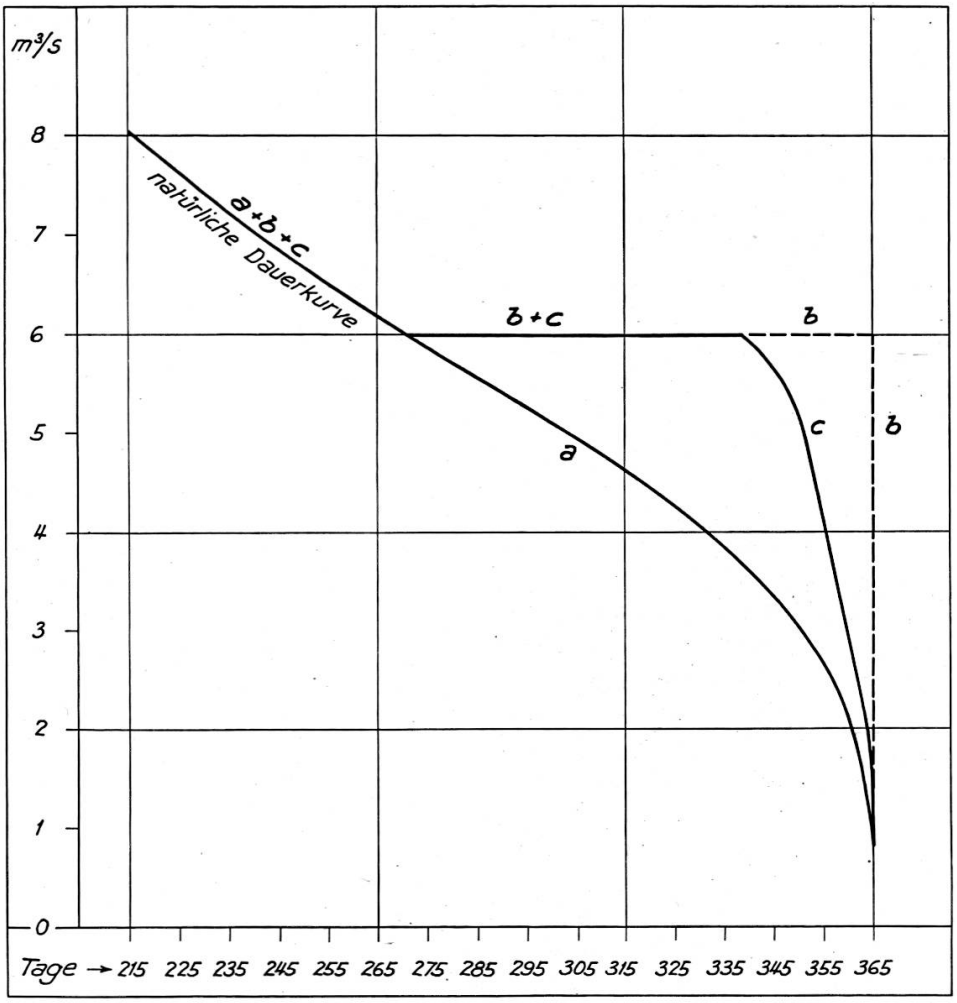


Abbildung 170. Dauerkurve der Minimal-Wasserführung der Birs in Münchenstein für die Zeit vom 1. Oktober 1929 bis 30. September 1949; a) für die unregulierte Birs; b) für die regulierte Birs unter Voraussetzung eines Speicher-Nutzinhalts von **52,3** Mio m^3; c) für die regulierte Birs unter Voraussetzung eines Speicher-Nutzinhalts von **14,3** Mio m^3

nach sehr langen Trockenperioden trotz der gebremsten Zugabe eben doch erschöpfen. Das absolute Minimum der Berechnungsperiode tritt am 9. November 1947 mit 1,52 m^3/s auf.

e) Energiegewinn aus den Rückhaltebecken

Es sind folgende Kategorien zusätzlicher elektrischer Energie zu unterscheiden:

a) Energiegewinn in bestehenden Laufwerken;
b) Energiegewinn in allfällig später zu erstellenden Laufwerken;
c) Energieerzeugung in Werken, die in unmittelbarer baulicher Verbindung mit den Speicherbecken stehen.

Eine genaue Berechnung der Energiemengen setzt die Kenntnis von Ausbau, Nettogefälle und Wirkungsgrad jedes einzelnen Werkes voraus. Da sich der Aufwand für eingehende Erhebungen im Rahmen der vorliegenden Studie nicht rechtfertigen liess, wurden folgende vereinfachende Annahmen als zulässig betrachtet:

1. Bestand und Ausbau der Werke wurden der Statistik des Eidg. Amtes für Wasserwirtschaft «Die Wasserkräfte der Schweiz», Bd. 4 und 5, 1914, entnommen. Bei einigen grösseren Werken wurden die Angaben dem heutigen Stand angepasst.
2. Die Energie wurde für alle Werke aus Wassermenge und Nettogefälle mit einem einheitlichen Gesamt-Wirkungsgrad von 75% berechnet; das Nettogefälle wurde für jedes Werk geschätzt.
3. Für die Laufwerke der Kategorien a und b entspricht die massgebende zusätzlich nutzbare Jahreswassermenge dem mittleren jährlich genutzten Speicherinhalt, sofern der Ausbau mindestens einer Wassermenge von 6 m^3/s in Münchenstein entspricht. Ist der Ausbau kleiner, so sind die nutzbaren Wassermengen mit Hilfe der Dauerkurve zu reduzieren. Für den Fall b gilt diese Einschränkung als nicht mehr bestehend.
4. Da die Stauperioden in die Zeiten reichlicher Wasserführung fallen, in denen bei den meisten Werken die Ausbauwassermenge erreicht oder überschritten wird, und da ferner der Wasserentzug jeweils nur einen Teil des Werk-Einzugsgebietes erfasst, wurde die Energieeinbusse während der Stauperioden in den Werken der Kategorie a und b vernachlässigt.
5. Die Werke der Kategorie c verarbeiten die ihrem Einzugsgebiet entsprechende Jahreswassermenge. Da die Speicher voraussetzungsgemäss fast ständig voll sind, ist ein Ausgleich von Hochwasserspitzen theoretisch kaum möglich, die Werke wären also reine Laufwerke. In Wirklichkeit würde man jedoch voraussichtlich die Werke als Spitzenproduzenten mit Tages- oder Wochenausgleich betreiben. Der Ausbau wäre dementsprechend relativ hoch anzunehmen. Rechnet man mit einem Ausbau gleich der doppelten mittleren Jahreswassermenge, so fallen, ohne Berücksichtigung der Speicherfähigkeit der Becken, 20% der anfallenden Wassermengen als nicht fassbare Hochwasserspitzen ausser Betracht. Für einen Ausbau gleich der einfachen Jahreswassermenge wäre der Verlust sogar 40%. Die Energieberechnungen wurden mit 20% Verlust, also 80% Nutzwassermenge durchgeführt.
6. Das Gefälle der Werke der Kategorie c erstreckt sich im Prinzip vom mittleren Seespiegel bis zum Dammfuss, einzig für das Werk Soulce wurde das Gefälle durch Einbezug der anschliessenden Strecke Undervelier-Berlincourt erweitert. Die bestehenden Werke von Blanches Fontaines und Forges d'Undervelier werden stillgelegt.

Die Energiemengen der einzelnen Kategorien sind für die beiden Varianten (Speicherinhalt 52,3 und 14,3 Mio. m^3) in der Tabelle 47 zusammengestellt.

f) Baukosten

Ohne eingehende Studien ist es unmöglich, verbindliche Zahlen über die Baukosten der Rückhaltebecken anzugeben. Die wichtigste Kostengrösse bildet die Sperre. Legt man diesem Bauwerk ein Normalprofil zugrunde und trifft einige Annahmen in bezug auf den notwendigen Fundamentaushub, so kann man die Grössenordnung der Baukosten abschätzen. Im vorliegenden Fall wurden als Sperrbauwerke Erddämme

Die mittleren jährlichen Wasser- und Energiemengen und die Baukosten der Rückhaltebecken

Tabelle 47

		Speicher-Nutzinhalt 52,3 Mio. m³					Speicher-Nutzinhalt 14,3 Mio m³				
		Trame	Scheulte	Soulce	Lützel	Total	Trame	Scheulte	Soulce	Lützel	Total
Speicherinhalt	Mio. m³	15,3	8,5	14,8	13,7	52,3	1,9	4,5	4,2	3,7	14,3
Als Zuschuss abgegeben	Mio. m³	3,8	2,5	3,9	3,6	13,8	1,3	3,2	2,9	2,6	10,0
Durchlaufende Wassermenge	Mio. m³	16,8	40,5	37,2	32,6	127,1	16,8	40,5	37,2	32,6	127,1
Nutzbare durchlaufende Wassermenge	Mio. m³	13,4	32,4	29,8	26,1	101,7	13,4	32,4	29,8	26,1	101,7
a) In bestehenden Werken nutzbares Gefälle	m	229	77	88	77		229	77	88	77	
b) Mögliches nutzbares Gefälle	m	400	175	209	99		400	175	209	99	
c) In den Speicherwerken nutzbares Gefälle	m	34	25	80	33		14	19	61	17	
a) Gewinn an Laufenergie in bestehenden Werken	Mio. kWh	1,5	0,3	0,6	0,5	2,9	0,5	0,4	0,5	0,3	1,7
b) Möglicher Gewinn an Laufenergie	Mio. kWh	3,1	0,9	1,6	0,7	6,3	1,1	1,1	1,3	0,5	4,0
c) Energie aus den Speicherwerken	Mio. kWh	0,9	1,7	3,9 [1]	1,8	8,3	0,4	1,2	2,8 [1]	0,9	5,3
Summe Energie b + c	Mio. kWh	4,0	2,6	5,5	2,5	14,6	1,5	2,3	4,1	1,4	9,3
Baukosten Damm	Mio. Fr.	14,2	9,1	33,0	17,2	73,5	2,1	5,2	8,4	4,2	19,9
Baukosten Speicherwerke c	Mio. Fr.	0,1	0,1	1,3 [2]	0,1	1,6	0,1	0,1 [2]	1,3 [2]	0,1	1,6
Summe Baukosten	Mio. Fr.	14,3	9,2	34,2	17,3	75,1	2,2	5,3	9,7	4,3	21,5
Kosten pro m³ Speicherinhalt	Fr./m³	0.94	0.97	2.32	1.26	1.43	1.16	1.17	2.31	1.16	1.50
Kosten pro kWh [3]	Rp./kWh	17,9	17,7	31,2	34,6	25,8	7,3	11,5	11,8	15,3	11,6

[1] Mit Abzug von 0,9 Mio. kWh für 2 stillgelegte Werke an der Sorne

[2] Inkl. Zuleitung der Sorne in den Speicher

[3] Jahreskosten zu 5% der Baukosten angenommen

mit Lehmkern angenommen. Die Kosten sind in Tabelle 47 zusammengestellt.

Aus der Tabelle ist ersichtlich, dass die Kosten für den Kubikmeter Speicherraum der einzelnen Becken stark divergieren. Es ist zu bemerken, dass die den Berechnungen zugrunde gelegte Aufteilung des Stauraumes auf die einzelnen Becken keineswegs die wirtschaftlich günstigste Lösung darstellt. Eine Reduktion des spezifisch teuersten Stauraumes Soulce und eine weitergehende Nutzung des billigsten Stauraumes Trame wäre anzustreben, umsomehr als sich dieser dank seiner hohen Lage energiewirtschaftlich am günstigsten stellt. Anderseits darf nicht übersehen werden, dass Beckeninhalt und Einzugsgebiet aufeinander abgestimmt werden müssen, damit die Füllung der Becken keine Schwierigkeiten bereitet. In dieser Beziehung sind gerade dem Stauraum an der Trame enge Grenzen gesetzt.

Die Kosten der erzeugten Energie sind, für sich betrachtet, weit ausserhalb der Wirtschaftlichkeitsgrenze. Die Energieproduktion ist hier jedoch nur Nebenzweck; eine unbeschränkte Nutzung der Speicherbecken nur mit dem Ziel eines maximalen Energiegewinns würde ein Mehrfaches der angegebenen Energiemengen zu erzeugen gestatten.

g) Schlussfolgerungen

Die ausführlichen Berechnungen und Erwägungen lassen sich wie folgt zusammenfassen:

1. Eine Aufhöhung der Birs-Niederwasser mit Hilfe von Rückhaltebecken im Einzugsgebiet erscheint technisch möglich.
2. Die Forderung einer Minimalwassermenge von 6 m^3/s in Münchenstein, die nie unterschritten werden darf, bedingt den Aufwand eines Stauraumes von 52,3 Mio. m^3.
3. Die Verbesserung der minimalen Wasserführung derart, dass die Wassermenge von 6 m^3/s in Münchenstein im Mittel jährlich nur noch während 26 statt 94 Tagen unterschritten wird, kann mit einem Stauraum von 14,3 Mio. m^3 erreicht werden.
4. Der mögliche Gewinn an elektrischer Energie in bestehenden oder neu zu erstellenden Werken genügt zur Finanzierung der Becken nicht.
5. Das vorliegende Projekt ist in bezug auf Wasserhaushalt und Aufteilung des Speicherraumes auf die verschiedenen Becken verbesserungsfähig. Die entsprechenden Berechnungen setzen jedoch eingehende Studien der Sperrstellen und der Sperrbauwerke voraus.

Trotz allen Einwänden wirtschaftlicher Natur verdient der Gedanke der Rückhaltebecken weitere Beachtung. Die Ersparnisse beim Bau künftiger Abwasser-Reinigungsanlagen, die Notwendigkeit einer gleichmässigeren Speisung der Grundwasserströme und der Wunsch, den Lauf der Birs in hygienischer und ästhetischer Hinsicht zu verbessern, können eines Tages zu einer günstigeren Beurteilung der Bauwürdigkeit von Rückhaltebecken führen. Ihre Verwirklichung setzt die gemeinsame Beteiligung und Anstrengung der ganzen, mehrere Kantone umfassenden Region voraus.

8. Verregnung der gereinigten Abwässer

Die Zeiten extrem niederer Wasserstände in der Birs sind zugleich Trockenperioden, während denen im allgemeinen für landwirtschaftliche Kulturen das Bedürfnis zusätzlicher Wassergaben besteht. In diesem Umstand liegt eine Möglichkeit, in der Birs auch bei Niederwasser oder bei einer nur beschränkten Regulierung des Wasserhaushaltes die einleitend als Ziel der Abwasserreinigung gestellten Anforderungen zu erfüllen.

Würde z. B. während der 14 Tage, an denen in Münchenstein ein Abfluss von 3,0 m^3/sec unterschritten wird, ein Teil der gereinigten Abwässer aller Anlagen oberhalb und unterhalb Angenstein durch Beregnung landwirtschaftlichen Kulturlandes vom Vorfluter ferngehalten, so wären die für einen Abfluss von 3,0 m^3/sec ermittelten Reinigungsgrade während der Sommermonate[39]) ausreichend. Die Menge des zu verregnenden Abwassers ergibt sich annäherungsweise wie folgt:

(1) Abfluss m^3/sec	(2) Zurückzuhaltender Anteil der Abwassermenge als 1/6	(3) Häufigkeit pro Normaljahr ohne Regulierung	(4) Produkt von Kol. (2) und Kol. (3) als 1/6
0,5–1,0	5	1	5
1,0–1,5	4	1	4
1,5–2,0	3	2	6
2,0–2,5	2	4	8
2,5–3,0	1	6	6
		14	29

An den 14 Tagen wäre somit ein dem Gesamtanfall von 29/6 = etwa 5 Tagen entsprechende Abwassermenge zurückgehalten. Nehmen wir an, dass die Abwassergabe auf das zu beregnende Kulturland im Normaljahr 150 mm nicht überschreiten soll, so wären für die beiden

[39]) Während der Winter-Monate, in denen allerdings Niederwasserstände erheblich seltener sind als im Sommer, müssten voraussichtlich noch weitergehende Massnahmen angestrebt werden. Um die Berechnungen, die lediglich zu ersten Annäherungswerten führen sollen, nicht weiter zu komplizieren, wurde jedoch auf eine Berücksichtigung der Verhältnisse bei Winter-Niederwasserständen verzichtet.

Reinigungsanlagen im unteren Birstal folgende der Abwasser-Bewässerung zu erschliessenden Flächen notwendig:

Anlage	Abwasseranfall im Jahre 2000 m³/Tag	Flächenbedarf für Verregnung ha
Schappe	8 000	27
Wasserhäuser . .	5 000	17
	13 000	44

Die Erschliessung der ermittelten Flächen für Zwecke der Abwasserverregnung wird in der Nähe der vorgesehenen Reinigungsanlagen voraussichtlich möglich sein. Zwischen der projektierten Reinigungsanlage Schappe und dem BBC-Areal befindet sich auf der unteren Terrassenstufe z. B. ein landwirtschaftlich genutztes Gebiet, das nach Ausscheidung einer Schutzzone für die dortigen Grundwasserpumpwerke eine Fläche von rund 40 ha umfasst. Dass es vom landwirtschaftlichen Gesichtspunkt aus wünschbar ist, dieses Land während Trockenzeiten zu bewässern, ergibt sich aus den bereits erwähnten Wasserentnahmen aus dem Unterlauf des Arlesheimer Dorfbaches (vgl. Kapitel F). Bei der Verregnung auf landwirtschaftliches Kulturland wird ausser der mechanischen und biologischen Reinigung jedenfalls auch eine Desinfektion des gereinigten Abwassers vorzusehen sein.

Da die biologisch gereinigten Abwasser noch grosse Mengen an Nährsalzen enthalten, die einerseits im Vorfluter zu einer unerwünschten Förderung des Pflanzenwachstums führen und andererseits wie das Wasser für landwirtschaftliche Kulturen wertvoll sind, ist zu überlegen, ob auch dann, wenn der unregulierte Abfluss der Birs mehr als 3 m³/sec beträgt, eine Verregnung vorgesehen werden sollte. Wenn das gereinigte Abwasser erst bei einem Abfluss von z. B. 6,0 m³/sec vollständig eingeleitet würde, so liesse sich ausser dem landwirtschaftlichen Nutzen eine wesentliche Verminderung des notwendigen Reinigungsgrades der einzelnen Anlagen erzielen. Für eine solche mit abnehmender Wasserführung des Vorfluters stufenweise verminderte Einleitung der gereinigten Abwasser können die zu verregnenden Abwasser-Anteile wie folgt geschätzt werden:

(1) Abfluss m³/sec	(2) Zurückzuhaltender Anteil der Abwassermenge als 1/6	(3) Häufigkeit pro Normaljahr ohne Regulierung	(4) Produkt von Kol. (2) und Kol. (3) als 1/6
0–1	6	1	6
1–2	5	3	15
2–3	4	10	40
3–4	3	20	60
4–5	2	27	54
5–6	1	33	33
		94	208

Die an den 94 Tagen pro Normaljahr zurückzuhaltende Abwassermenge würde dem Gesamtanfall von 208/6 = etwa 34½ Tagen entsprechen. Bei einer 150 mm/Normaljahr nicht überschreitenden Abwassergabe müssten bei der Anlage Schappe etwa 184 ha und bei der Anlage Wasserhäuser etwa 115 ha Kulturland der Abwasser-Bewässerung erschlossen werden.

Es wird schwierig sein, in der näheren und weiteren Umgebung der Reinigungsanlagen die für eine solche landwirtschaftliche Nutzung notwendigen Flächen zu finden.

Wir können somit einerseits feststellen, dass es zweckmässig sein wird, im Anschluss an die zentralen Reinigungsanlagen landwirtschaftliches Kulturland für die Beregnung zu erschliessen. Dies würde es ermöglichen, sowohl im Vorfluter selbst während extremer Niederwasser-Perioden einen befriedigenden Reinheitsgrad zu erzielen als auch die im Abwasser enthaltenen Nährstoffe zumindest teilweise nutzbar zu machen. Andererseits würden die Beregnungsanlagen allein nur dann eine wesentliche Verminderung des notwendigen Reinigungsgrades erlauben, wenn verhältnismässig grosse Flächen landwirtschaftlichen Kulturlandes zur Verfügung gestellt werden könnten.

9. Verregnung der gereinigten Abwässer in Verbindung mit einer Regulierung des Wasserhaushaltes

Die generelle Prüfung der Möglichkeiten einer Regulierung des Wasserhaushaltes hat gezeigt, dass mit einem Stauraum von 14,3 Mio. m³ erreicht werden könnte, dass der Abfluss von 6,0 m³/sec in Münchenstein nur noch während 26 Tagen pro Normaljahr unterschritten wird. Würde während diesen 26 Tagen ein Teil des gereinigten Abwassers verregnet, so wären die für eine Regulierung auf 6,0 m³/sec ermittelten Reinigungsgrade während der Sommermonate ausreichend. Die Menge des zu verregnenden Abwassers lässt sich schätzungsweise wie folgt ermitteln:

(1) Abfluss m³/sec	(2) Zurückzuhaltender Anteil der Abwassermenge als 1/6	(3) Häufigkeit pro Normaljahr mit Regulierung	(4) Produkt von Kol. (2) und Kol. (3) als 1/6
1–2	5	1	5
2–3	4	4	16
3–4	3	4	12
4–5	2	5	10
5–6	1	12	12
		26	55

Ohne Regulierung wäre an 94 Tagen eine dem Gesamtanfall von etwa 34½ Tagen, mit beschränkter Regulierung nur eine dem Gesamt-

anfall von 55/6 = etwa 9 Tagen entsprechende Abwassermenge durch Verregnung vom Vorfluter fernzuhalten. Bei einer 150 mm/Normaljahr nicht überschreitenden Abwassergabe wären für die beiden Reinigungsanlagen des unteren Birstales folgende der Abwasser-Beregnung zu erschliessende Flächen notwendig:

Anlage	Abwasseranfall im Jahre 2000 m³/Tag	Flächenbedarf für Verregnung ha
Schappe	8 000	48
Wasserhäuser	5 000	30
	13 000	78

Die Ergebnisse dieser generellen Prüfung zeigen, dass auch eine beschränkte Regulierung des Wasserhaushaltes eine Erniedrigung des notwendigen Reinigungsgrades der Abwasser-Reinigungsanlagen ermöglichen würde, wenn gleichzeitig eine Fläche für die Abwasser-Beregnung landwirtschaftlichen Kulturlandes ausgeschieden würde, deren Grösse unter den gegebenen Verhältnissen möglich erscheint.

10. Zusammenfassung

Die verschiedenen, generell geprüften Möglichkeiten der Abwassersanierung im unteren Birstal, ihre Wirksamkeit und die dabei notwendigen Massnahmen sind in folgender, den Vergleich erleichternder Tabelle nochmals zusammengestellt:

	1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.
In den zentralen Reinigungsanlagen zu erzielender Reinigungsgrad in %							
Abwässer oberhalb Angenstein .	0	12	55	12	12	55	12
Reinigungsanlage Schappe . .	100	57	77	57	57	77	57
Reinigungsanlage Wasserhäuser	100	60	80	60	60	80	60
Verregnung eines Teils der gereinigten Abwässer bei einem unterschrittenen Abfluss von m³/sec	–	–	–	–	6,0	3,0	6,0
Beregnungsfläche im unteren Birstal ha	–	–	–	–	300	44	78
Abflussregulierung Speichervolumen Mio. m³ . . .	–	14,3	–	52,3	–	–	14,3
Anzahl der Tage, an denen die Ziele der Sanierung nicht erreicht werden:	ca. 125	26	14	0	0	0	0
(Abschnitt dieses Kapitels, in welchem die Variante näher erläutert ist)	(4)	(9)	(5)	(6)	(8)	(8)	(9)

Unter diesen Möglichkeiten dürften es vor allem die Varianten 6 und 7 sein, die einen gangbaren Weg der Abwassersanierung zeigen.

R. Literaturverzeichnis

BAUMBERGER, E., Geologische Karte des Dünnerntales und der Umgebung von Corcelles. – in: Beitr. Geol. Schweiz, Geotechn. Serie 13, Bd. 1, 1923.

BIRKHÄUSER, M., Geologie des Kettenjura der Umgebung von Undervelier. – Verh. Natf. Ges. Basel 36, 1925.

BITTERLI, PETER, Geologie der Blauen- und Landskronkette südlich von Basel. – Beiträge zur Geologischen Karte der Schweiz N. F. 81, 1945.

BRANSBY-WILLIAMS, GEORGE, The purification of water supplies, 2nd ed., London 1946.

BRAUER, A., Die Süsswasserfauna Deutschlands, Hefte 2–15, Jena 1909–1912.

BRIX, J., HEID, H. und GERLACH, R., Die Wasserversorgung, 2. Bd., München und Berlin 1936.

BROCKMANN-JEROSCH, H., Die Vegetation der Schweiz, Bd. 1. – Beiträge zur geobotanischen Landesaufnahme 12, 1925–1929.

BROHMER, P., Fauna von Deutschland, 1. Aufl. – Heidelberg 1914; 2. Aufl. – Heidelberg 1949.

BURGER, HANS, Waldklimafragen, II. Mitteilung, Meteorologische Beobachtungen im Freien, in einem Buchen- und einem Fichtenbestand. – Mitt. der Schweiz. Anstalt für das forstliche Versuchswesen, Bd. XVIII, Heft 1, 1934a.

— Einfluss des Waldes auf den Stand der Gewässer, II. Mitteilung. Der Wasserhaushalt im Sperbel- und Rappengraben von 1915/16 bis 1926/27. – Mitt. der Schweiz. Anstalt für das forstliche Versuchswesen, Bd. XVIII, 2. Heft, 1934b.

— Einfluss des Waldes auf den Stand der Gewässer, III. Mitteilung. Der Wasserhaushalt im Sperbel- und Rappengraben von 1927/28 bis 1941/42. – Mitt. der Schweiz. Anstalt für das forstliche Versuchswesen, Bd. XXIII, Heft 1, 1943.

— Einfluss des Waldes auf den Stand der Gewässer, IV. Mitteilung, Der Wasserhaushalt im Valle di Melera von 1934/35 bis 1943/44. – Mitt. der Schweiz. Anstalt für das forstliche Versuchswesen, Bd. XXIV, Heft 1, 1945.

BUXTORF, A. und CHRIST, P., Erläuterungen zu Bl. 96–99 des Geologischen Atlas der Schweiz 1:25000 (enthält Tektonische Übersichtskarte des nordschweizerischen Juras 1:250000). – 1936.

— A. und TROESCH, A., Geologie des Grenchenbergtunnels mit Berücksichtigung der hydrographischen und thermischen Verhältnisse und der Tunnelbeben. – Separatabdruck aus Schlussbericht über den Bau der normalspurigen Hauptlinie Münster–Lengnau, Bern 1917.

DRENKHAHN, RUDOLF, Die hydrographischen Grundlagen für die Planung von Wasserkraftwerken in Südwestdeutschland. – Forschungsarbeiten auf dem Gebiet des Ingenieurwesens, Heft 278, Berlin 1926.

— Kreislauf des Wassers und Gewässerkunde. – Berlin und Leipzig 1927.

Einheitsverfahren der physikalischen und chemischen Wasseruntersuchung der Fachgruppe für Wasserchemie des Vereins Deutscher Chemiker. – Berlin 1936.

ELBER, R., Geologie der Raimeux- und der Vellerakette im Gebiet der Durchbruchtäler von Birs und Gabiare. – Verh. Natf. Ges. Basel 32, 1921.

ENGLER, ARNOLD, Untersuchungen über den Einfluss des Waldes auf den Stand der Gewässer. – Mitt. der Schweiz. Zentralanstalt für das forstliche Versuchswesen, Bd. XII, Zürich 1919.

EPPLE, PETER, Geologische Beschreibung der Umgebung von Sonceboz im Berner Jura. – Bern 1947.

FLURY, PHILIPP, Die forstlichen Verhältnisse der Schweiz. – Zürich 1914.

FRIEDLI, W., Bevölkerungsstatistische Grundlagen zur Alters- und Hinterlassenenversicherung in der Schweiz. – Bern 1928.

Gas- und Wasserwerk Basel, Bericht über die zukünftige Entwicklung der Wasserversorgung der Stadt Basel. – Basel 1948.

Geiger, R., Das Klima bodennaher Luftschichten, 1942.
Geologische Generalkarte der Schweiz 1:200000, Blatt 2, Basel-Bern 1942.
Geotechnische Karte der Schweiz 1:200000, Blatt Nr. 1 Neuchâtel-Bern-Basel. – Bern 1934.
Gessner, H., Die Schlämmanalyse. – Kolloidforschung in Einzeldarstellungen, Bd. 10, 1931.
Goppelsroeder, F., Über die chemische Beschaffenheit von Basel's Grund-, Bach-, Fluss- und Quell-Wasser. – Verh. Natf. Ges. Basel 1867.
— Bestimmungen des Salpetersäuregehaltes in Regenwasser, Quell-, Fluss- und Seewässern. – Journal für prakt. Chemie 4, 1871.
— Einige Angaben über die Mineralbestandtheile der Basler Trinkwasser. – Verh. Natf. Ges. Basel 1875.
Gutzwiller, A. und Greppin, E., Geologische Karte von Basel, 1. Teil, 1915.
Haupt, K., Die Permanganatzahl bei der Beurteilung der Zellstoff-Fabrikabwässer. – Vom Wasser 10, 1935.
Hess, H., Anwendungen der logistischen Funktion in der mathematischen Bevölkerungstheorie. – Zürich 1938.
Holluta, Die Chemie und chemische Technologie des Wassers. – Stuttgart 1937.
Huber-Pestalozzi, G., Das Phytoplankton des Süsswassers, 1. und 2. Teil. – Stuttgart 1938–1942.
Hydrographisches Jahrbuch der Schweiz (erscheint jährlich).
Interstate Commission on the Potomac Basin, Waste Treatment Guide. – Washington 1947.
Jeltsch, M., Wettbewerb Ortsplanung Arlesheim–Dornach. – Planen und Bauen im Kanton Solothurn Nr. 6, 1949.
Imhoff, K., Taschenbuch der Stadtentwässerung, 9. Auflage. – München und Berlin 1941; 13. Aufl. 1950.
Kalle, Kurt, Der Stoffhaushalt des Meeres. – Leipzig 1943.
Karny, H. H., Biologie der Wasserinsekten. – Wien 1934.
Keller, W. T. und Liniger, H., Geologischer Atlas der Schweiz 1:25000, Blätter 92–95. – 1930.
Kolkwitz, R., Ökologie der Saprobien. – Stuttgart 1950.
Krul, W. F. J. M., und Liefrinck, F. A., Recent Groundwater Investigations in the Netherlands. – NewYork–Amsterdam 1946.
Kuisel, H., Abwasser, aufgeteilt nach physikalischen Gesichtspunkten in Abwasserstoffgruppen. — Vervielfältigte Tabelle ZIA Kurs 1944.
— Der Qualitätsbegriff und die Qualitätsverschlechterung von Quell- und Grundwasser. Strasse und Verkehr, 31. Jahrg. 1945a.
— Gewerbliche und industrielle Abwässer. – Schweizer Chemiker-Zeitung 28, S. 405ff., 1945b.
Lütschg-Loetscher, O., Zum Wasserhaushalt des Schweizer Hochgebirges, II. Band, Zur Hydrologie der Landschaft Davos. – Beitr. zur Geologie der Schweiz – Geotechnische Serie-Hydrologie – 4. Liefg., Zürich 1944.
— Zum Wasserhaushalt des Schweizer Hochgebirges, I. Band, I. Teil, Allgemeines, Erste Abteilung. – Beitr. zur Geologie der Schweiz. – Geotechnische Serie-Hydrologie – 4. Liefg. Zürich 1945.
— Über die Verdunstungsgrösse freier Wasserflächen im Schweizer Hochgebirge. – Denkschriften der Schweizerischen Naturforschenden Gesellschaft, Bd. LXXVI, Abh. 2, Zürich 1946.
Mez, C., Mikroskopische Wasseranalyse. – Berlin 1898.
Migula, W., Kryptogamen-Flora von Deutschland, Deutsch-Österreich und der Schweiz, Bd. II. – Gera 1907–1909.

MINDER, L., Wissenschaftliche Vorarbeiten zum Grundwasserwerk Hardhof der Stadt Zürich, Vierteljahresschrift der Naturforschenden Gesellschaft Zürich, LXXXII, 1937.

MÜLLER, Alban, Die Entwicklung der Industrien im unteren Birstal mit besonderer Berücksichtigung des Standortes. – Diss. Basel 1939. – Laufen 1940.

NAUMANN, EINAR, Limnologische Terminologie, Berlin/Wien 1931.

OLSZEWSKY, WOLF., Beiträge zur Kennzeichnung und analytischen Untersuchung von Trink-, Brauch- und Abwasser. – Diss. Univ. München 1940 (Sep. aus Handbuch der Lebensmittelchemie VIII/2).

Regierungsrat des Kantons Basel-Stadt, Ratschlag 3038 betreffend die Anpassung des Kanalisations-Systems und der Rheinufer an den Rückstau des Kraftwerkes Kembs. – Basel 1930.

ROHDE, H., Der Begriff des «Einwohner-Gleichwertes» bei der Beurteilung des Verschmutzungsgrades von Abwasser. – Ges. Ing. 57, S. 45, 1934.

ROLLIER, L., Carte tectonique des environs de Moutier (Jura bernois) 1:25000. – 1900.

— Carte tectonique des environs de Bellelay (Jura bernois) 1:250000. – 1901.

SCHAFFERNAK, F., Hydrographie. – Wien 1935.

SCHMASSMANN, H., Stratigraphie des mittleren Doggers der Nordschweiz, Kapitel III: Petrographische Untersuchungen. – Tätigkeitsberichte Natf. Ges. Baselland 14, 1945.

— Naturwissenschaftliche Probleme der Orts- und Regionalplanung. – Schweiz. Techn. Zeitschr. 1947a.

— Die theoretischen Grundlagen bei der Bestimmung und Berechnung von aggressiver Kohlensäure in natürlichen Wässern. – Schweizer Archiv 13, 1947b, S. 275.

— Die chemisch-technologische Beurteilung natürlicher Wässer hinsichtlich ihrer Kalkaggressivität. – Schweizer Archiv 14, 1948a, S. 144.

— Die chemisch-technologische Beurteilung natürlicher Wässer hinsichtlich ihrer Aggressivität auf Eisen und Mangan. – Schweizer Archiv 14, 1948b, S. 169.

— Die experimentellen Grundlagen bei der Bestimmung und Berechnung aggressiver Eigenschaften natürlicher Wässer. – Schweizer Archiv 14, 1948b, S. 206.

— Ergebnisse hydrochemischer Untersuchungen in Grundwasserströmen. – Schweiz. Techn. Zeitschrift 1949a.

— Wasserwirtschaftliche Eindrücke einer Englandreise. – Schweiz. Techn. Zeitschr. 1949b.

— Die Sauerstoffsättigung natürlicher Wässer, ihre Ermittlung und ihre Bedeutung in der Hydrologie. – Schweiz. Zeitschr. für Hydrologie XI, 1949c.

SCHMASSMANN W., Der Schutz des Grundwassers. – Strasse und Verkehr, Bd. 30, 1944a.

— Die Ergolz als Vorfluter häuslicher und industrieller Abwasser. – Tätigkeitsberichte Natf. Ges. Baselland 13, 1944b.

— Über den Chemismus des Grundwassers. – Verh. Int. Ver. für Limnologie. Vol. X, 1949.

— und SCHMASSMANN, H., Hydrochemische Methoden bei der Erforschung von Grundwasservorkommen. Eclogae geologicae Helvetiae 39, 1946a.

— — Hydrochemische Methoden bei der Erforschung von Grundwasservorkommen. – Verh. Schweiz. Natf. Ges. 1946b.

SCHOENICHEN, WALTHER, Einfachste Lebensformen des Tier- und Pflanzenreiches, Bd. II, 5. Aufl., 1927.

SCHWABE, ERICH, Morphologie der Freiberge (Berner Jura). – Mitteilungen der Geographisch-Ethnologischen Gesellschaft in Basel, Bd. V. – Basel 1939.

SENFT, EMANUEL, Mikroskopische Untersuchung des Wassers. – Wien 1905.

SIERP, F., Häusliches und städtisches Abwasser. – Hdb. Lebensmittelchemie VIII/1.

SOUTHGATE, B. A., Treatment and disposal of industrial waste waters. – London 1948.

Statistik der Wasserkraftanlagen der Schweiz auf 1. Januar 1928. – Bern 1928.
Suckling, E. V., The examination of waters and water supplies, London 1944.
Tillmans, J., Die chemische Untersuchung von Wasser und Abwasser. – 2. Aufl. Halle (Saale) 1932.
Uetrecht, Erich, Die Ablation der Rhone in ihrem Walliser Einzugsgebiet im Jahre 1904/05. – Diss. Bern 1906.
United States Public Health Service, Ohio River Pollution Control. – House Document No 266, 78th Congress, 1st Session, Washington 1944.
Uttinger, H., Die Niederschlagsmengen in der Schweiz 1901–1940. – Zürich 1949.
Viehl, K., Der Einfluss der Temperatur auf die biologische Abwasserreinigung. – Ges. Ing. 58 (1935), S. 555/8.
Vogel, H., Geologie des Graitery und des Grenchenbergs. – Beitr. Geol. Karte Schweiz N. F. 26, 1934.
Waser, Husmann und Blöchliger, Die Glatt. – Ber. Schweiz. Botanische Gesellschaft Bd. 43 (1934).
Wasserkräfte der Schweiz, Die. – Veröffentlichungen der Abtl. f. Wasserwirtschaft, Bern 1916.
Wuhrmann, K., Abwasserprobleme bei Verarbeitungsbetrieben landwirtschaftlicher Produkte. – Schweiz. Fischereizeitung 55, S. 234 ff., 1947.
Zehntner, L., Meteorologische Beobachtungen in der Trockenzone Brasiliens. – Tätigkeitsber. Natf. Ges. Baselland 16, 1948.
Zwinggi, E., Beiträge zu einer Theorie des Bevölkerungswachstums. – Bern 1929.

Zusammenfassung

A. Veranlassung und Durchführung der Untersuchungen

1. In den vergangenen Jahrzehnten haben die durch die unsachgemässe Abwasserbeseitigung im unteren Birstal entstandenen Schäden immer mehr zugenommen. Insbesondere sind die Grundwasservorkommen, welche die Grundlage der Trinkwasserversorgung bilden, stark in Mitleidenschaft gezogen. Die Reinigung der im unteren Birstal anfallenden Abwasser ist somit eine dringende öffentliche Aufgabe.

2. Als Grundlagen für die Projektierung zentraler Abwasser-Reinigungsanlagen wurden im Auftrag der Baudirektion des Kantons Basel-Landschaft unter Leitung des kantonalen Wasserwirtschafts-Experten, Dr. W. Schmassmann, durch die W. & J. Rapp AG, Muttenz, und durch Dr. Hansjörg Schmassmann, Liestal, die in der vorliegenden Publikation dargestellten Untersuchungen ausgeführt.

3. Auf Grund des umfangreichen Untersuchungsmaterials soll versucht werden, von einem gesamtwasserwirtschaftlichen Standpunkt aus eine Darstellung der Oberflächengewässer und der Grundwasservorkommen des unteren Birstales zu geben. Besondere Aufmerksamkeit wird dabei dem Einfluss der menschlichen Siedlungen und technischer Massnahmen auf die gegenwärtigen und zukünftigen wasserwirtschaftlichen Verhältnisse dieses Gebietes geschenkt.

B. Das Einzugsgebiet der Birs

1. Die Birs ist der wichtigste der im Juragebirge entspringenden Nebenflüsse des Rheins. Auf ihr Einzugsgebiet fallen im langjährigen Jahresmittel etwa 123 cm Niederschläge. Davon verdunsten rund 67 cm oder 55%. Eine Bilanz des Wasserhaushaltes zeigt, dass etwa $^3/_4$ des sömmerlichen Abflusses dem Aufbrauch von winterlichen Rücklagen zu verdanken sind.

2. In dem 922 km² grossen Gesamteinzugsgebiet der Birs wohnen rund 91 300 Personen. 62% dieser Bevölkerung wohnen im Kanton Bern, 15% im Kanton Solothurn und 23% im Kanton Basel-Landschaft. Eine einwandfreie Sanierung der Abwasserverhältnisse wird sich somit nicht allein auf das Gebiet des Kantons Basel-Landschaft beschränken können, sondern auch die in den Kantonen Bern und Solothurn gelegenen Gebiete in sich schliessen müssen.

C. Wohnbevölkerung, Trinkwasserverbrauch und Abwasseranfall im unteren Birstal

1. Eingehendere Untersuchungen über die Wohn-, Trinkwasser- und Abwasserverhältnisse wurden in den sechs am Unterlauf der Birs gelegenen Gemeinden Pfeffingen, Aesch, Dornach, Arlesheim, Reinach und Münchenstein ausgeführt.

2. Der mittlere Wasserverbrauch ist im unteren Birstal mit 420 Liter pro Kopf und Tag verhältnismässig hoch. Dies ist zum Teil darauf zurückzuführen, dass der häusliche Wasserverbrauch in vier der sechs Gemeinden noch nicht mittelst Wassermessern kontrolliert wird. Leitungsverluste sind eine weitere Ursache der hohen Verbrauchswerte.

3. Der heutige Stand der Abwasserbeseitigungs-Verhältnisse zeigt ein aufsehenerregendes Bild. Rund 20% aller Bewohner der sechs Gemeinden versenken ihre Abwässer in den Untergrund, und rund 66% leiten sie ungeklärt oder nur in Hauskläranlagen mechanisch geklärt, dem Vorfluter zu.

4. Untersuchungen, die während 15 Monaten in der Siedlung Wasserhäuser durchgeführt wurden, haben ergeben, dass der häusliche Abwasseranfall etwa 80% der Trinkwasserzufuhr beträgt. Täglicher Wasserverbrauch und Abwasseranfall sind im grossen ganzen an allen Wochentagen ähnlich. Der maximale stündliche Abwasseranfall fällt in die Zeit zwischen 0900 und 1400 und beträgt etwa 6% der 24-stündigen Trinkwasserzufuhr.

5. Anlässlich der Untersuchungen in der Siedlung Wasserhäuser konnte auch die Genauigkeit von Hauswasserzählern geprüft werden. Die Prüfung ergab, dass die während 15 Jahren ohne Unterbruch und Revision in Gebrauch gewesenen Wasserzähler noch praktisch einwandfreie Verbrauchszahlen lieferten.

6. Unter Berücksichtigung der neuesten Theorien des Bevölkerungswachstums haben wir versucht, uns über die Tendenzen und Möglichkeiten der zukünftigen Entwicklung der Wohnbevölkerung im unteren Birstal Rechenschaft abzugeben. Nach diesen Untersuchungen ist anzunehmen, dass die heute 20 200 betragende Einwohnerzahl bis zum Jahre 2000 auf rund 31 500 ansteigen wird.

7. Durch Untersuchung zahlreicher bestehender Baugebiete wurden die effektiven Wohndichten im unteren Birstal festgestellt. Aus diesen effektiven Wohndichten und den bei den Ortsplanungen ausgewiesenen Baugebietsflächen kann die Wohnbevölkerung bei Vollbesiedlung der vorgesehenen Wohnzonen ermittelt werden; sie beträgt rund 70 300 Einwohner, während bis zum Jahre 2000 knapp die Hälfte dieses Wertes erwartet werden darf.

Wird das heute als Bauzone bezeichnete Gebiet der Überbauung freigegeben, so wird innerhalb desselben eine sporadische Bauentwicklung einsetzen, die die Erstellung von Strassen und Werkleitungen über das ganze Gebiet erfordert. Die dabei durch die zu weit gehende Planung entstehenden Kosten würden ohne Berücksichtigung der Verzinsung des zu früh oder zu viel investierten Kapitals allein im unteren Birstal über 40 Millionen Franken betragen. Diese Verhältnisse zeigen, dass im Interesse der Gemeindefinanzen eine Revision der bestehenden Zonenpläne angestrebt werden muss.

8. Der zukünftige Abwasseranfall kann im unteren Birstal zu 400 Liter pro Kopf und Tag geschätzt werden.

D. Methodik und allgemeine Gesichtspunkte bei den Gewässer- und Abwasseruntersuchungen

1. Die angewandte Methodik der chemischen Untersuchungen wird näher erläutert.

2. Um den in den Gewässern stattfindenden Selbstreinigungsvorgang quantitativ erfassen zu können, wurde versuchsweise die «wahre Oxydationskonstante» als neuer Begriff eingeführt.

3. Zur Beurteilung des Reinheitsgrades der Gewässer wurden die umfangreichen chemischen Untersuchungen durch biologische Un-

tersuchungen ergänzt. Dabei wurden vor allem auch soziologische Gesichtspunkte mitberücksichtigt.

E. Untersuchung des Reinacher Dorfbaches

1. Der Abfluss des Reinacher Dorfbaches besteht im Unterlauf etwa hälftig aus häuslichen Abwässern.

2. Oberhalb der Abwassereinläufe von Erlenhof handelt es sich um ein reines Gewässer, welches durch eine vorwiegend oligosaprobe Lebensgemeinschaft gekennzeichnet ist.

3. Durch die Abwasser des Erlenhofs wird der Bach zu einem stark verunreinigten Gewässer. Durch die Verkrautung des Bachbettes mit dem Igelkolben *Sparganium ramosum* wird die Selbstreinigung gefördert.

4. Eine starke Belastung mit organischen Schmutzstoffen erfährt das Gewässer durch die Einleitung der Abwässer des Dorfes Reinach. Sein Sauerstoffgehalt kann dadurch bis auf 20% der theoretischen Sättigung sinken. Durch Gasaustausch mit der Luft und durch Assimilationsvorgänge findet bachabwärts in dem turbulenten Lauf eine Zunahme der Sauerstoffkonzentration statt. Ebenso lässt sich eine gewisse Selbstreinigung feststellen.

5. Um die projektierte Reinigungsanlage nicht übermässig zu belasten, muss eine strenge Trennung des eigentlichen Dorfbaches und des Abwassers angestrebt werden, wobei man das reine Bachwasser zweckmässig zur Anreicherung der Grundwasserreserven verwenden wird.

F. Untersuchung des Arlesheimer Dorfbaches

1. Wie der Reinacher Dorfbach, so ist auch der Arlesheimer Dorfbach ein kleines Gewässer, dessen Abfluss im Unterlauf zu einem wesentlichen Teil aus häuslichen Abwässern besteht.

2. Oberhalb des Dorfes Arlesheim führt der Bach ein reines Wasser mit einer zur Hauptsache oligosaproben bis schwach mesosaproben Lebensgemeinschaft.

3. Während beim Reinacher Dorfbach ein vollständiger Sauerstoffschwund durch den turbulenten Lauf des stark verunreinigten Gewässers verhindert wird, führen die deutlich erkennbaren Selbstreinigungsvorgänge im langsamer fliessenden Unterlauf des Arlesheimer Dorfbaches zeitweise zu einem Aufbrauch des gesamten Sauerstoffs.

4. Die getrennte Abfuhr des reinen Bachwassers und des häuslichen Abwassers muss auch beim Arlesheimer Dorfbach vorgesehen werden, wobei das Reinwasser ebenfalls zur künstlichen Anreicherung der Grundwasservorkommen verwendet werden kann. Eine solche Versickerung in den Untergrund findet im Unterlauf des Arlesheimer Dorfbaches schon heute natürlicherweise statt und umfasst rund ¼ des Gesamtabflusses. Im Gegensatz zur Versickerung von Reinwasser ist diese Versickerung jedoch wegen des schlechten qualitativen Zustandes des Gewässers nicht erwünscht und bedeutet eine in chemisch-technologischer und in hygienischer Hinsicht bedenkliche Gefährdung des Grundwassers.

G. Untersuchung der Abwässer der Siedlung Wasserhäuser in Münchenstein und Bemerkungen über den Stoffanfall in häuslichen Abwässern.

1. Die Untersuchung der Abwässer der Siedlung Wasserhäuser sowie diejenigen des Reinacher und des Arlesheimer Dorfbaches haben die Möglichkeit gegeben, den abwasserbedingten Anfall bestimmter Stoffe zu beurteilen und die betreffenden in der Fachliteratur enthaltenen und sich oft widersprechenden Angaben zu überprüfen.

H. Hydrographie der Birs und der von ihr abzweigenden Kanäle unterhalb der Lützelmündung

1. Chemische Vorfluter-Untersuchungen wurden in der Birs und den von ihr abzweigenden Kanälen unterhalb der Lützelmündung ausgeführt.

2. Da die meisten Industriekanäle den bei Niederwasser noch vorhandenen Abfluss dem natürlichen Birsbett entziehen, wird grundsätzlich zwischen dem Hauptwasserstrom (Kanalstrecken und Birs zwischen denselben) und den von den Kanälen umflossenen Birsstrecken unterschieden. Durch schematische Situationspläne und Photographien wird der Charakter der untersuchten Gewässer erläutert.

3. Der Abfluss des Vorfluters ist sehr grossen Schwankungen unterworfen; so ist der grösste gemessene Abfluss 350 mal grösser als der kleinste gemessene Abfluss. In einem grossen Teil des Jahres ist die Wasserführung für eine einwandfreie Abführung der im Einzugsgebiet anfallenden Abwasser ungenügend.

4. Ausser den häuslichen Abwässern sind es vor allem die industriellen Abwässer von Papierfabriken, die den gegenwärtigen unbefriedigenden qualitativen Zustand des Vorfluters bedingen.

I. Die Thermik der Birs und der von ihr abzweigenden Kanäle

1. Die thermische Charakteristik der untersuchten Gewässerstrecken konnte in einigen Regeln formuliert werden.

2. Im Hauptwasserstrom ist die tägliche Amplitude verhältnismässig gering; die jährlichen Temperaturschwankungen sind dagegen relativ gross.

3. Im Gegensatz dazu können die von den Kanälen umflossenen und grundwassergespiesenen Flusstrecken extreme Tagesschwankungen der Temperatur aufweisen, während bei ihnen die Jahresschwankungen erheblich geringer sind als im Hauptwasserstrom.

K. Die gelösten Mineralbestandteile in der Birs und den von ihr umflossenen Kanälen

1. Der Gehalt des Wassers an gelösten mineralischen Bestandteilen ist zur Hauptsache auf natürliche Mineralisationsvorgänge zurückzuführen.

2. Eine Anzahl von Untersuchungsergebnissen zeigt immerhin, dass die Einleitung anorganischer Industrieabwässer zeitweise einschneidend in den Stoffhaushalt des Gewässers einzugreifen vermag.

3. Die Hydrokarbonat- und die Calcium-Konzentrationen sind besonders wegen der mit den Assimilationsvorgängen der grünen Pflanzen zusammenhängenden biogenen Entkalkungen jahreszeitlichen und täglichen Schwankungen unterworfen. Die tägliche Periode ist besonders an sonnenreichen Tagen und in den seichten Gewässerstrecken sehr ausgeprägt.

4. Der durch die Erosion und die natürlichen chemischen Lösungsvorgänge im Einzugsgebiet der Birs entstehende mittlere jährliche Abtrag beträgt etwa 1 cm in 100 Jahren, woran mechanische und chemische Abtragung je ungefähr gleichen Anteil besitzen; in diesem Umstand kommt der Verwitterungscharakter des Kalkgebirges zum Ausdruck.

L. Die organischen Substanzen in der Birs und den von ihr abzweigenden Kanälen

1. Die an der bernisch-basellandschaftlichen Kantonsgrenze bei Angenstein anfallenden organischen Substanzen wirken sich so aus, wie wenn dort die Abwässer einer Stadt von rund 20 000 Einwohnern eingeleitet würden.

2. Trotz der zusätzlichen Belastung mit den Abwässern von etwa 11 500 Personen besitzt der Vorfluter des Birstales vor seiner Mündung in den Rhein keinen ungünstigeren Reinheitsgrad als bei seinem Eintritt in das basellandschaftliche Kantonsgebiet. Unter bestimmten Verhältnissen vermag die Selbstreinigung sogar eine gewisse qualitative Besserung herbeizuführen. Diese Verhältnisse zeigen deutlich, welche beträchtliche Verunreinigung der durch den Kanton Baselland fliessende Unterlauf der Birs aus deren bernischem Einzugsgebiet zu übernehmen hat.

M. Der Gasstoffwechsel in der Birs und den von ihr abzweigenden Kanälen

1. Wertvolle Einblicke in den durch Assimilations- und Dissimilationsvorgänge beherrschten Sauerstoff-Kohlensäure-Haushalt ergaben vor allem die an ein und derselben Stelle über 24 Stunden ausgeführten Untersuchungen. Sie zeigen vor allem auch, dass es nicht möglich ist, allein auf Grund von während des Tages erhobenen Einzelproben eine sichere hydrochemische Beurteilung eines fliessenden Gewässers geben zu können. In einer von einem Kanal umflossenen Birsstrecke ergab sich z. B. ein nächtliches Sauerstoffsättigungs-Index-Minimum von 65%, während der Sauerstoffsättigungs-Index unter dem Einfluss der Assimilationsvorgänge tagsüber auf 284% anstieg.

2. Die Art und das Ausmass der täglichen Perioden der Sauerstoff- und Kohlensäure-Konzentrationen ist im wesentlichen vom Verschmutzungsgrad des Gewässers abhängig.

In einem polysaproben Gewässer herrschen die dissimilatorischen dauernd gegenüber den assimilatorischen Vorgängen vor. Eine tägliche Periodizität der Gaskonzentrationen kann bei ihnen durch die tägliche Periodizität des kulturbedingten Anfalls an biochemisch oxydierbaren organischen Stoffen entstehen.

Beim mesosaproben Gewässertyp überwiegt während des Tages die Assimilationstätigkeit der grünen Pflanzen, in der Nacht dagegen die Atmung der Organismen. Charakteristisch ist, dass während des Tages das Sauerstoff-Konzentrations-Maximum und die Konzentrations-Minima an freier Kohlensäure und Gesamtelektrolyten auftreten.

Im oligosaproben Gewässer ist schliesslich eine tägliche Periodizität der Sauerstoff- und Kohlensäure-Konzentrationen nicht vorhanden oder nur ganz schwach ausgeprägt.

N. Biologische Untersuchungen in der Birs und den von ihr abzweigenden Kanälen

1. Die Lebensgemeinschaften des Hauptwasserstroms zeigen gesamthaft betrachtet einen α-mesosaproben Charakter. Die Fischfauna ist durch die Dominanz von Weissfischen gekennzeichnet.

2. Im Gegensatz dazu vermag in einer bei Niederwasser hauptsächlich von Grundwasser gespiesenen Birsstrecke die an die Wasserqualität höhere Anforderungen stellende Aesche zu leben.

3. Die vom St. Alban-Teich umflossene Birsstrecke ist im oberen Teil durch über das Wehr fliessende Wasser des Hauptwasserstromes und durch Abwassereinläufe verunreinigt. Flussabwärts findet eine Selbstreinigung statt, so dass die Lebensgemeinschaften dort einen β-mesososaproben bis oligosaproben Charakter aufweisen.

O. Der Reinheitsgrad der Birs und der von ihr abzweigenden Kanäle

1. Auf Grund des Gehaltes an biochemisch oxydierbaren organischen Substanzen und unter Berücksichtigung der übrigen Untersuchungsergebnisse muss der Zustand der Birs bei Niederwasser als schlecht bis zweifelhaft beurteilt werden.

2. Bereits oberhalb der sechs näher untersuchten Gemeinden stellt der Vorfluter des Birstales ein stark verunreinigtes Gewässer dar.

P. Der Zustand des Grundwassers im unteren Birstal

1. Vom volkshygienischen und volkswirtschaftlichen Standpunkt aus gesehen ist das Grundwasser des unteren Birstales das durch die unsachgemässe Abwasserbeseitigung am schwersten betroffene Gewässer.

2. Die Untersuchungen haben gezeigt, dass die Qualität des Grundwassers durch die organischen Verunreinigungen erheblich beeinträchtigt wird, dass sich die Verhältnisse in den letzten Jahren verschlechtert haben und dass Aggressivität und Sauerstoffschwund zum Aufsehen mahnen.

3. Die Auswertung der bei der Bestimmung der wichtigsten gelösten mineralischen Stoffe gewonnen Werte ergab wichtige Anhaltspunkte über den chemischen Charakter des Grundwasserstromes des unteren Birstales im speziellen und über denjenigen von Grundwasserströmen im allgemeinen.

Q. Generelle Beurteilung der Abwassersanierung im unteren Birstal

1. Mit Hilfe der sich aus den Untersuchungen ergebenden «wahren Oxydationskonstante» wurde versucht, eine generelle Beurteilung der im Birstal vorzusehenden Reinigungsanlagen zu geben.

2. Diese Prüfung ergab, dass auch bei 100%iger Reinigung der Abwässer des unteren Birstales kein befriedigender Reinheitszustand des Vorfluters erreicht werden kann, wenn nicht auch eine Reinigung der im Birstal oberhalb des basellandschaftlichen Kantonsgebietes anfallenden Abwässer erfolgt. Selbstverständlich würde durch zentrale Reinigungsanlagen im unteren Birstal eine wesentliche Besserung erzielt; aber diese würde nicht genügend sein, um den Zustand des Gewässers als gut beurteilen zu können, und vor allem würden die Grundwasservorkommen des unteren Birstales weiterhin gefährdet bleiben. Das Endziel der Abwassersanierung muss deshalb eine solche des gesamten Einzugsgebietes sein.

3. Für die Reinigung der Abwässer des unteren Birstales bieten zentrale Reinigungsanlagen unterhalb der Spinnerei Arlesheim und unterhalb der «Wasserhäuser» (Münchenstein) die günstigsten technischen Voraussetzungen. In beiden Fällen müssen die gereinigten Abwässer dem Hauptwasserstrom zugeführt werden.

4. Die hohen Reinigungseffekte, welche in den zu projektierenden Reinigungsanlagen erzielt werden müssen, sind vor allem durch den ungünstigen natürlichen Wasserhaushalt der Birs bedingt. Wir haben deshalb geprüft, ob eine künstliche Regulierung dieses Wasserhaushaltes technisch möglich erscheint. Die Untersuchungen haben gezeigt, dass eine beschränkte Regulierung grundsätzlich mit Hilfe von Rückhaltebecken möglich ist und dass diese die Abwasserreinigung im Birstal wesentlich erleichtern würde. Es wurde dabei auch auf die anderen Vorteile, die eine künstliche Verbesserung des Wasserhaushaltes hätte, hingewiesen.

5. Schliesslich wurden auch die Möglichkeiten einer Verregnung der gereinigten Abwasser und die sich dadurch bei der Abwassersanierung ergebenden Erleichterungen erörtert.