

Diplomarbeit

Verunreinigung des Regenwasserabflusses von Dachflächen

ausgeführt am Institut für
Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau
der Technischen Universität Graz

Betreuer: o. Univ.-Prof. Dr. techn. DDipl.-Ing. Harald Kainz
Mitbetreuender Assistent: Dipl.-Ing. Martin Hochedlinger

erstellt von
Kobencic Reinhold
Graz, im November 2002

Erklärung

Ich erkläre an Eides statt, dass ich die vorliegende Arbeit selbständig und ohne fremde Hilfe verfasst, andere als die angegebenen Quellen nicht benutzt und die in den benutzten Quellen wörtlich oder inhaltlich entnommenen Stellen als solche kenntlich gemacht habe.

Graz, im November 2002

KURZFASSUNG

Wie heute aus einer Vielzahl von Untersuchungen im In- und Ausland bekannt ist, sind Niederschlagswässer und besonders deren Abflüsse durch organische und anorganische Stoffe mehr oder weniger stark belastet. Abgesehen von natürlichen, geogen bedingten Grundbelastungen treten anthropogene Belastungen stark in den Vordergrund.

Aufgrund dieser Tatsache und der sich daraus resultierenden Problematik beim Eintrag von Schmutz- und Schadstoffen in Gewässer bzw. in Böden durch Versickerungen ist es naheliegend, Niederschlagsabflüsse von Dachflächen näher zu untersuchen.

Im Messzeitraum vom 21. Mai 2002 bis zum 24. Juli 2002 wurde mit Hilfe einer Probenahmeverrichtung in den ersten Minuten eines Niederschlagsereignisses Proben des Regenwasserabflusses von der Dachfläche des Institutsgebäudes für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau gezogen. Durch diesen Aufbau war es möglich, den ersten Schwall des Niederschlagsabflusses, der besonders stark verunreinigt ist, zu untersuchen. Nach der Analyse dieser Regenwasserproben wurden für einzelne Parameter Konzentrationsganglinien erstellt.

Die Ergebnisse dieser Untersuchungsreihe ergaben, dass eine Korrelation zwischen den Schmutzstoffkonzentrationen und dem Abflussverlauf vorhanden ist. Zusätzlich konnte ein Zusammenhang zwischen Konzentrationen und der dem Niederschlagsereignis vorrangegangener Trockenperiode gezeigt werden.

SUMMARY

Many national and international analyses have proven that precipitation and its drain are polluted by organic and inorganic substances. Apart from a naturally caused basic pollution, anthropologically caused pollutions are in the foreground of these.

Due to these facts of pollutions and the knowledge of infiltration of dirt and harmful substances it is necessary to analyse rain water of roofs.

Between 21st May and 24th July 2002, samples of rainwater were taken from the roof of the Institute for Urban Water Management and Landscape Water Engineering at the University of Technology in Graz. By automatic sampling it was possible to analyse the first runoff of the polluted precipitation.

After analysing these samples, it was possible to show the contamination for each particular parameter.

The results of this analysis show a direct correlation between the degree of contamination and runoff. In addition to the former analysis, the interdependence of the concentration of pollution and dry periods could be shown.

INHALTSVERZEICHNIS

Kurzfassung.....	3
Summary.....	3
Inhaltsverzeichnis.....	5
1. Ziel und Veranlassung.....	8
2. Einleitung.....	9
3. Grundlagen.....	12
3.1. Ursachen und Einflussgrößen der Niederschlagsverschmutzung.....	12
3.1.1. Atmosphärische Verunreinigungen.....	12
3.1.2. Bodenoberflächenverunreinigungen.....	14
3.2. Akkumulation der Schmutzstoffe auf der Entwässerungsfläche.....	16
3.3. Abtrag der Schmutzstoffablagerungen von den Entwässerungs- flächen durch den Niederschlagsabfluss.....	19
3.4. Zusammenfassung durchgeführter Untersuchungen von Regenwässern.....	23
3.4.1 Wien.....	23
3.4.2. Graz.....	24
3.4.3. Karlsruhe/Waldstadt.....	26
4. Parameter.....	28
4.1. Parameter der Regenwasserverschmutzung.....	28
4.2. Beschreibung der Parameter.....	30
4.2.1. Elektrische Leitfähigkeit (LF).....	30
4.2.2. pH – Wert.....	31
4.2.3. Abfiltrierbare Stoffe.....	33
4.2.4. Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB).....	35
4.2.5. Ammonium – Stickstoff (NH ₄ -N).....	36

4.2.6. Nitrat – Stickstoff (NO ₃ -N).....	39
4.2.7. TOC (Total Organic Carbon).....	40
4.2.8. DOC (Disolved Organic Carbon).....	41
5. Standort und Funktionsweise des Probenehmers.....	42
5.1. Beschreibung des Standortes.....	42
5.2. Beschreibung der Probenahme-Anlage.....	45
5.2.1. Die Probenahme-Anlage.....	45
5.2.2. Das Niederschlagsmessgerät.....	47
5.2.3. Das Messwehr.....	49
5.2.4. Der Probenehmer.....	49
5.2.5. Der Memograph.....	51
5.2.6. Der Ablauf einer Probenahme.....	52
5.2.7. Die Entnahme der Proben.....	53
6. Ergebnisse.....	54
6.1. Abschätzung von Messfehlern.....	54
6.2. Konzentrationen der Verschmutzung.....	56
6.3. Regenereignisse und Trockenperioden.....	58
6.4. Darstellung der Messergebnisse.....	61
6.4.1. Charakteristik der Veränderungen der Verschmutzungs- konzentration während des Abflusses.....	62
6.5. Abhängigkeit zwischen den einzelnen Verschmutzungsparametern des Regenwassers.....	65
6.5.1. Statistische Auswertung.....	65
6.5.2. Allgemeines und statistische Zusammenhänge.....	66
6.5.3. Statistische Berechnung.....	67
6.5.4. Der Korrelationskoeffizient.....	68
6.5.5. Ergebnisse der Auswertung.....	68
7. Zusammenfassung und Ausblick.....	70
8. Anhang.....	72

Literaturverzeichnis.....	92
----------------------------------	-----------

Tabellen- und Abbildungsverzeichnis.....	95
---	-----------

1. Ziel und Veranlassung

Das Thema meiner Diplomarbeit setzt sich mit Verunreinigungen des Regenwasserabflusses von Dachflächen auseinander. Ziel war es, in den ersten Minuten eines Niederschlages Proben des Regenwasserabflusses zu nehmen, zu analysieren und für einzelne Parameter Konzentrationsganglinien zusammenzustellen. Diese sollen zeigen, dass gerade der erste Schwall des Niederschlagsabflusses besonders stark verunreinigt ist.

Die Aufgabenstellung beschränkt sich somit auf die Probenahme, auf die Auswertung der erzielten Analyseergebnisse und auf die Zusammenfassung der daraus gewonnenen Erkenntnisse.

Der Messzeitraum erstreckte sich vom 21. Mai 2002 bis zum 24. Juli 2002. In kurzen zeitlichen Abständen wurden zeitproportionale Proben von Regenwasserabflüssen von der Dachfläche des Institutsgebäudes für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau in der Stremayrgasse 10 in Graz gezogen. In dieser Zeit wurden von neun signifikanten Niederschlagsereignissen insgesamt 133 Regenwasserproben genommen und analysiert.

Da sich der Probenahmezeitraum nur über drei Monate erstreckte, ist die Versuchreihe als ein Nadelstich zu verstehen. Um aussagekräftigere Daten bezüglich der Schadstoffe im Niederschlagsabfluss zu erhalten, muss die Dauer des Messzeitraumes über einen längeren Zeitraum (eventuell mehrere Jahre) ausdehnt werden. So können in der vorliegenden Arbeit keine Aussagen über die jahreszeitlichen und klimatischen Einflüsse wie z.B. die Verschmutzung der Atmosphäre durch den Hausbrand getroffen werden.

Aus zeitlichen und technischen Gründen war es nicht möglich, Niederschlagsabflüsse von versiegelten Flächen (Parkflächen und Straßen) zu beproben und mit den Werten der Dachflächenwässer zu vergleichen.

Es soll versucht werden, folgende Fragen zu beantworten:

- Woher stammen die Verunreinigungen von Niederschlagsabflüssen?
- Welche Parameter sollen bei der Untersuchung von Niederschlagsabflüssen analysiert werden?
- Wie hoch sind die Schadstoffkonzentrationen der Regenwasserabflüsse?
- Welchen Zusammenhang zwischen Niederschlag und verunreinigten Abfluss gibt es?
- Wie wirken sich Trockenperioden auf die Schadstoffkonzentrationen verschiedener Parameter aus?
- Bestehen Zusammenhänge zwischen den untersuchten Parametern?

2. Einleitung

Wie nie zuvor sind menschliche Siedlungen unserer Zeit dermaßen von befestigten Flächen wie Dächer, Wege und Plätze geprägt. Somit hat das Komfort- und das Naturbedürfnis des Menschen dazu geführt, dass naturähnliche Flächen zu schützenswerten Oasen werden. Parallel zu der fortschreitenden Befestigung vorher durchlässiger und somit auch zur Versickerung von Niederschlägen beitragender Flächen, werden die Probleme der Regenwasserableitung größer. So entsteht auf befestigten Flächen mit geringster Zeitverzögerung aus Niederschlag Abfluss, der auf den Verkehr und anderen städtischen Bereichen störend wirken kann.

Die Ableitung des Regenwassers erfolgt in Kanalisationen, die sich an der Oberfläche in Form von Rinnsteinen fortsetzen. Bei einem Niederschlagsereignis kann man beobachten, dass der Abfluss im Rinnstein keineswegs sauber ist. Vielmehr ist er häufig stark getrübt, fast schon undurchsichtig und manche achtlos fortgeworfenen Abfälle werden treibend oder schwimmend mittransportiert. Wer solche Regenwasserabflüsse sieht, wird nicht mehr daran zweifeln, dass Niederschlagswasser von befestigten Flächen ähnlich wie Abwasser ist.

Die allgemeine Abwasseremissionsverordnung (BGBl. 1996/186) definiert in § 1 (1) lit. 3 den Geltungsbereich auch für *Niederschlagswasser, mit welchem Schadstoffe von der Landoberfläche eines Einzugsgebietes in ein Gewässer abgeschwemmt werden, die überwiegend durch menschliche Tätigkeiten in diesem Einzugsgebiet entstanden sind*. Ausdrücklich nicht anzuwenden ist die AAEV gemäß § 1 (2) lit. 1 auf *Niederschlagswasser, welches überwiegend atmosphärische Schadstoffe enthält, die nicht durch menschliche Tätigkeiten im Einzugsgebiet jenes Gewässers entstanden sind, zu dem das Niederschlagswasser abfließt oder welches Schadstoffe enthält, die nicht durch menschliche Tätigkeiten entstanden sind*. Andererseits wird in § 3 (3) bzw. § 3 (4) in der AAEV festgelegt, dass *nicht oder nur gering verunreinigtes Niederschlagswasser aus einem Siedlungsgebiet mit Mischkanalisation – soweit örtlich möglich – noch vor dem Eintritt in die Kanalisation dem natürlichen ober- und unterirdischen Abflussgeschehen überlassen werden soll*. Das gleiche Prozedere gilt auch für nicht oder nur gering verunreinigtes Niederschlagswasser aus einem Siedlungsgebiet mit Trennkanalisation. Jedoch *Niederschlagswasser mit anthropogenen Verunreinigungen aus Abschwemmungen von Flächen in Siedlungsgebieten mit Trennkanalisation, von stark frequentierten Verkehrsflächen sowie von sonstigen Flächen soll, sofern die Einleitung in ein Fließgewässer eine Veränderung der Wasserbeschaffenheit erwarten lässt, die das geringfügige Ausmaß übersteigt, mit Maßnahmen nach dem Stand der Technik sowie unter Berücksichtigung der Forderungen der Erhaltung der ökologischen Funktionsfähigkeit des betroffenen Fließgewässers gereinigt und eingeleitet wird*.

Regenwasser gilt somit nach der Wassergesetzgebung als Abwasser, jedenfalls dann, wenn es durch anthropogene Schadstoffe belastet wird. Regenwasser gilt nach F. Siecker (1997) natürlich erst recht als Abwasser, wenn es mit Schmutzwasser zu Mischwasser vermischt und in Mischkanalisationen eingeleitet wird. Der Reinigungsbedarf ist naturgemäß bei Mischwasserabflüssen im Allgemeinen höher als bei Regenwasser allein, das getrennt vom Schmutzwasser in Trennkanalisationen entsorgt wird.

Aber erst durch Regenentlastungen bei Mischsystemen und bei der Direkteinleitung des Regenwasserkanals bei Trennsystemen werden die Probleme ersichtlich und können nach dem heutigen Kenntnisstand in folgende Gruppen eingeteilt werden:

- Hydraulische Belastung des Vorfluters, insbesondere bei kleinen leistungsschwachen Gewässern. Dabei erodiert das Gewässerbett und die Biozönose (= Lebensgemeinschaft, die den belebten Teil eines Ökosystems ausmacht und mit ihrem Standort eine aufeinander angewiesene Einheit bildet) wird geschädigt („Hydraulischer Stress“).
- Eintrag biologisch abbaubarer Stoffe und Beeinträchtigung des Sauerstoffgehaltes. Dadurch kann es zur akuten Schädigung der Biozönose (z.B. Fischsterben) kommen (Schmutzstoßbelastung).
- Belastung mit suspendierten Feststoffen und Bildung von Sedimenten (Schmutzdauerbelastung).
- Eutrophierungsphänomene infolge der Einleitung von Nährstoffen.
- Gefährdung des Ökosystems infolge Akkumulation persistenter, toxischer Mikroschadstoffe (Schwermetalle und organischer Stoffe).
- Hygienische Belastung des Gewässers durch die Einleitung ungereinigten Mischwassers, sodass sie für die menschliche Nutzung (Baden, Trinkwassernutzung) entfallen.
- Durch die Miteinleitung von Grobstoffen, die sich an den Gewässerrändern sichtbar ablagern, wird die Ästhetik der Gewässer beeinträchtigt (Ästhetische Belastung).

Zu dieser Problematik kommt noch die Gefährlichkeit, die von der „einfachen“ Versickerung von Dachflächenwässern ausgeht. Nach F. Lebeth (1999) sind Dachflächenwässer derart verunreinigt, dass deren andauernde unregelmäßige und unkontrollierte Ableitung in Böden zu unzulässigen Stoffbelastungen führen. Durch die Versickerung gelangen diese gelösten Schadstoffe aus der anthropogen beeinflussten Biosphäre in das Grundwasser und können nach E. Hoehn (1994) zu folgenden Merkmalen führen:

- Grundsätzlich sind diese Verunreinigungsstoffe für Mensch, Umwelt oder technischen Anlagen schädlich.

- Zum Zweiten können sie durch ihre Beweglichkeit leicht mit dem strömenden Grundwasser verfrachtet werden, da sie im Untergrund nicht in genügendem Ausmaß zurückgehalten oder umgewandelt werden.
- Außerdem sind sie schwer abbaubar.

Hierbei spielen die im Dachaufbau häufig als Bleche, Rinnen und Fallrohre zur Anwendung gelangenden Metallteile, die durch Korrosion und mechanische Wirkungen abgetragen und sukzessive mit den Niederschlagsabflüssen in die Umwelt transportiert werden, eine wesentliche Rolle. Auch die organischen Verunreinigungen dürfen nicht außer Acht gelassen werden. Sie gelangen durch die in der Luft enthaltenen Schadstoffe in das Niederschlagswasser und deren Abflüsse .

3. Grundlagen

3.1. Ursachen und Einflussgrößen der Niederschlagsverschmutzung

Wie heute aus einer Vielzahl von Untersuchungen im In- und Ausland bekannt ist, sind Niederschlagswässer und deren Abflüsse durch organische und anorganische Stoffe mehr oder minder stark belastet. Abgesehen von natürlichen, geogen bedingten Grundbelastungen treten anthropogene Belastungen stark in den Vordergrund.

Das gesamte zur Verschmutzung der Niederschlagsabflüsse beitragende Verschmutzungspotential lässt sich in zwei wesentliche Ursachenbereiche zuordnen, aus denen es unter Einwirkung des Niederschlages verschmutzungswirksam wird. Es sind dies:

- Atmosphärische Verunreinigungen, also Schmutzstoffe in der Luft, die während der Trockenwetterperioden sedimentieren bzw. durch den Niederschlag ausgewaschen und gelöst werden und
- Bodenoberflächenverunreinigungen, worunter die Summe der auf den Entwässerungsflächen angesammelten Schmutzstoffe verstanden wird, die im Niederschlagsabfluss abgeschwemmt werden.

Im Falle von Niederschlagsabflüssen von Dachflächen sind die Verschmutzungsursachen hauptsächlich in atmosphärischen Verunreinigungen zu finden.

3.1.1. Atmosphärische Verunreinigungen

Die Verschmutzungsanreicherung stammt im Wesentlichen von gasförmigen Stoffen, die vorwiegend aus Verbrennungsprozessen der Energieerzeugung stammen. Ein weiterer zur Verunreinigung beitragender Teil ist die Staubbelastung, die von der Industrie oder von Winderosionen herrühren und großräumigen Verfrachtungen unterliegen. Ein Teil des atmosphärischen Staubes fällt bereits während der Trockenwetterphase aus und trägt zur Stoffakkumulation auf Oberflächen bei.

Laut U. Rott (1994) können Luftverunreinigungen aus der Atmosphäre das Niederschlagswasser über Auswaschungen beim Niederschlagsereignis (nasse Deposition) und über Staubbablagerungen während der niederschlagsfreien Zeit (trockene Deposition) belasten. Zur nassen Deposition tragen insbesondere die anorganischen Säurebildner Schwefeldioxid und Stickoxide bei (siehe Tabelle 3.1), bei den organischen Verbindungen müssen neben den in die Luft emittierten Substanzen auch ihre wasserlöslichen atmosphärischen Reaktionsprodukte beachtet werden. Bedeutung aus dieser Schadstoffgruppe haben neben den leichtflüchtigen halogenierten Kohlen-

wasserstoffen insbesondere aromatische Kohlenwasserstoffe, Pflanzenschutzmittel sowie Phthalate.

Als trockene Deposition wird die Sedimentation gas- und partikelförmiger Schadstoffe auf der Erdoberfläche, die Adsorption von Verunreinigungen an Oberflächen sowie die Ablagerung von Stoffen an Vegetationsoberflächen bezeichnet. Als Folge von Trockendepositionen auf Dachmaterialien können Niederschläge teilweise in beachtlichen Mengen verunreinigt werden. Von besonderen Interesse sind hier wiederum organische und anorganische Schadstoffe wie polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), adsorbierbare organisch gebundene Halogene oder Schwermetalle. Hierbei müssen die Schwermetalle, als umweltrelevante anorganische Belastung des Niederschlagsabflusses, besondere Beachtung finden. Die Wässer können dabei sowohl durch vorwiegend in Form von Stäuben in die Atmosphäre gelangten Depositionen als auch durch Reaktion mit den Dachmaterialien mit Schwermetallen belastet werden. Da in dieser Arbeit keine Schwermetallkonzentrationen der Dachwässer analysiert wurden, wird auf Tabelle 3.5 verwiesen. Hier sind Konzentrationswerte angeführt die von der selben Dachfläche stammen und von Wolschner E. (1997) analysiert wurden.

Die folgende Tabelle zeigt den Anteil der Emittentengruppen an den Gesamtemissionen des Jahres 1995 für die Stadt Graz und stammt aus dem Emissionskataster Graz.

Tab. 3.1 Gesamtemissionen des Jahres 1995 (t/a)

[t/a]	CO	CO ₂	NO _x	HCges	Part./Staub	SO ₂
Verkehr	8436	286975	1560	1405	86	145
Hausbrand	9814	458520	536	1201	239	1066
Haushalte *				559		
Betriebe	249	281500	271	992	47	75
Gesamt	18499	1026995	2367	4157	372	1286

* nur NMVOC

„NMVOC - Emissionen aus der Anwendung lösemittelhaltiger Produkte im Sektor Haushalte. Ein großer Unsicherheitsfaktor bei der Erstellung von Emissionskatastern ist die Quantifizierung der NMVOC-Emissionen aus dem Lösemiteleinsatz im Sektor private Haushalte. Aus einer Studie für Baden Württemberg für das Jahr 1990 geht hervor, daß pro Einwohner mit 2,33 kg/a NMVOC zu rechnen ist. Für Graz ergeben sich bei 240066 Einwohner im Jahr 1995 ca. 559 t/a an NMVOC - Emissionen.“

In der Tabelle 3.2 und der Abbildung 3.1 werden die prozentuellen Anteile der einzelnen Sektoren an der Gesamtemission dargestellt.

Tab. 3.2 Prozentueller Anteil der einzelnen Sektoren an den Gesamtemissionen

[%]	CO	CO ₂	NO _x	HCges	Part./Staub	SO ₂
Verkehr	46	28	66	33	23	11
Hausbrand *	53	45	23	43	64	83
Betriebe	1	27	11	24	13	6

* inklusive NMVOC - Emissionen aus Haushalten

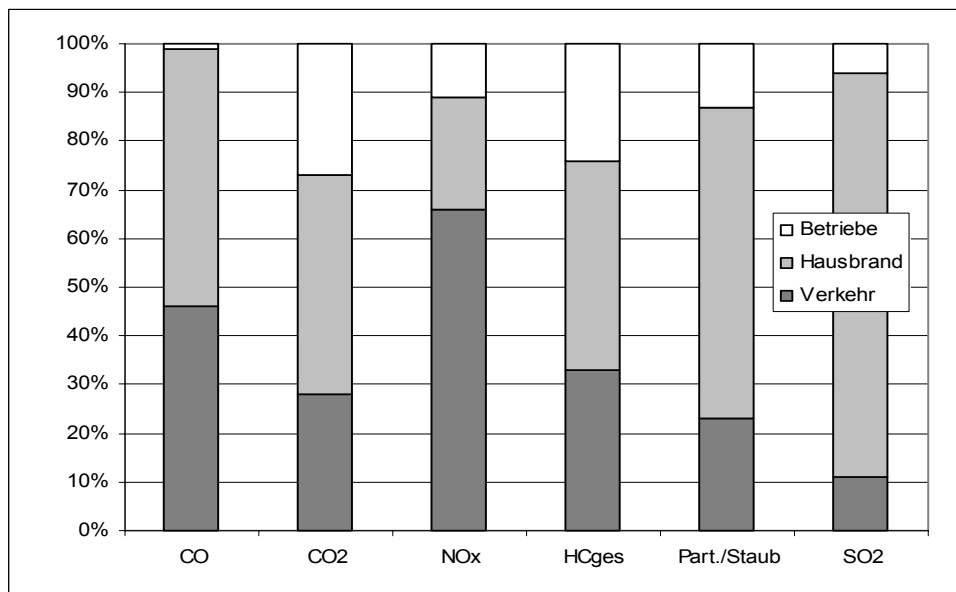


Abb. 3.1 Prozentueller Anteil der einzelnen Sektoren an den Gesamtemissionen 1995 (* inklusive NMVOC - Emissionen aus Haushalten)

3.1.2. Bodenoberflächenverunreinigungen

Laut A. Göttle (1978) werden unter dem Begriff der Bodenoberflächenverunreinigung im Folgenden alle Arten von Stoffen zusammengefasst, die sich während der niederschlagsfreien Zeitabschnitte auf den Oberflächen eines Entwässerungsgebietes ansammeln und für die Verschmutzung der Niederschlagsabflüsse von wesentlichen Einfluss sind, indem sie

- in bedeutendem Umfang durch den Oberflächenabfluss in gelöster oder suspendierter Form aufgenommen werden und
- ein für die Abflussbeschaffenheit maßgebliches Schmutzpotential beinhalten.

Oberflächenverunreinigungen werden zum überwiegenden Teil durch die Vorgänge auf den Entwässerungsflächen selbst verursacht. Staubbiederschläge aus der Atmosphäre spielen dabei eine untergeordnete Rolle. Dies trifft vor allem auf diejenigen befestigten Flächen eines Gebietes zu, die direkten Einwirkungen oder Nutzungen ausgesetzt sind. Dazu zählen vor allem Straßen, Parkflächen und Wege, nicht jedoch die übrigen versiegelten Flächen wie beispielsweise Dachflächen. Deren Verunreinigungen stammen fast ausschließlich von Schadstoffemissionen der Luft und sind dementsprechend verschieden in ihrer Zusammensetzung und ihrem Umfang.

Die Schmutzvorräte an der Gebietsoberfläche entstammen im Wesentlichen den flächenspezifischen Nutzungen. Sie setzen sich aus Abfällen des Stadt- und Straßenverkehrs zusammen, verursacht durch Fußgänger, Autofahrer und sonstigen Verkehrsteilnehmern. Hinzu kommen Vegetationsabfälle und Emissionen stationärer Feuerungsanlagen. Einen großen Teil der Oberflächenverschmutzung machen die Emissionen des Kraftfahrzeugverkehrs aus, besonders bei Straßenoberflächen, die schon frühzeitig als der stärker belastete Anteil des Oberflächenabflusses in städtischen Gebieten erkannt worden sind. Hier lagern sich Verbrennungsrückstände, Abriebe von Reifen, Bremsbeläge und Fahrbahnen sowie Verluste von Treib- und Schmierstoffen ab. Das Maß der verkehrsbedingten Schmutzproduktion ist abhängig vom Aufkommen und Charakteristik des Fahrzeugverkehrs. Eine weitere Verschmutzungsquelle stellt das Streugut im Winterdienst dar, das zu einer Erhöhung der absetzbaren bzw. abfiltrierbaren Stoffe und der Chloride führt.

In der Tabelle 3.3 ist nach A. Göttle (1978) der mittlere jährliche Gesamtschmutzstoffanfall städtischer Straßen über unterschiedlich verunreinigte Gebietsflächen angeführt. Da dieses Verschmutzungspotential zum überwiegenden Teil in den Niederschlagsabflüssen abgeschwemmt wird, ist ein Schluss auf die Abflussbeschaffenheit bzw. die abgetragenen Schmutzfrachten direkt möglich.

Tab. 3.3 Verschmutzungsanfall der Oberflächenverunreinigung städtischer Gebiete nach A. Göttle (1978)

Verschmutzungsparameter	Verschmutzungsanfall [kg/km]
Feststoffe	395
BSB ₅	3,8
CSB	26,8
org. abfiltrierbare Stoffe	28,2
P _{gesamt}	0,31
N _{gesamt}	0,03
Zink	0,18
Kupfer	0,06
Blei	0,16
ges. Coli (Organismen)	28 x 10 ⁹
fäkale Coli (Organismen)	1,6 x 10 ⁹

3.2. Akkumulation der Schmutzstoffe auf der Entwässerungsfläche

Während der Trockenperioden findet, als Folge der kontinuierlichen Schmutzstoffproduktion, der Aufbau einer Schmutzschicht statt. In Abhängigkeit von den örtlichen Bedingungen aus der Nutzung der Gebietsflächen und ihrer konstruktiven Gestaltung sowie den klimatischen und meteorologischen Verhältnissen finden während der Akkumulationsphase laufend auch Verschmutzungsverluste und Umverteilungen statt, die letztlich die tatsächlich für die Abschwemmung im Oberflächenabfluss verfügbaren Stoffmengen bestimmen.

Diese Stoffmengen setzen sich aus wasserlöslichem und hydraulisch transportablem Schmutz zusammen. Zu den wasserlöslichen Schmutzstoffen wird jener Schmutzanteil gezählt, der durch das Niederschlagswasser gelöst und mit dem Abfluss abgetragen wird (gelöste Wasserinhaltsstoffe). Der hydraulisch transportable Schmutz wird als der Schmutzanteil verstanden, der durch das Niederschlagswasser zwar nicht gelöst, jedoch hydraulisch von der Oberfläche abgespült werden kann (ungelöste Wasserinhaltsstoffe). Daneben gibt es noch mechanisch transportable und nicht abtragbare Schmutzanteile, die vom Niederschlagsabfluss nicht fortgespült werden können.

In Abbildung 3.2 ist nach M. Grottker (1988) die Dynamik der wesentlichen Einflussgrößen der Oberflächenverunreinigung schematisch dargestellt

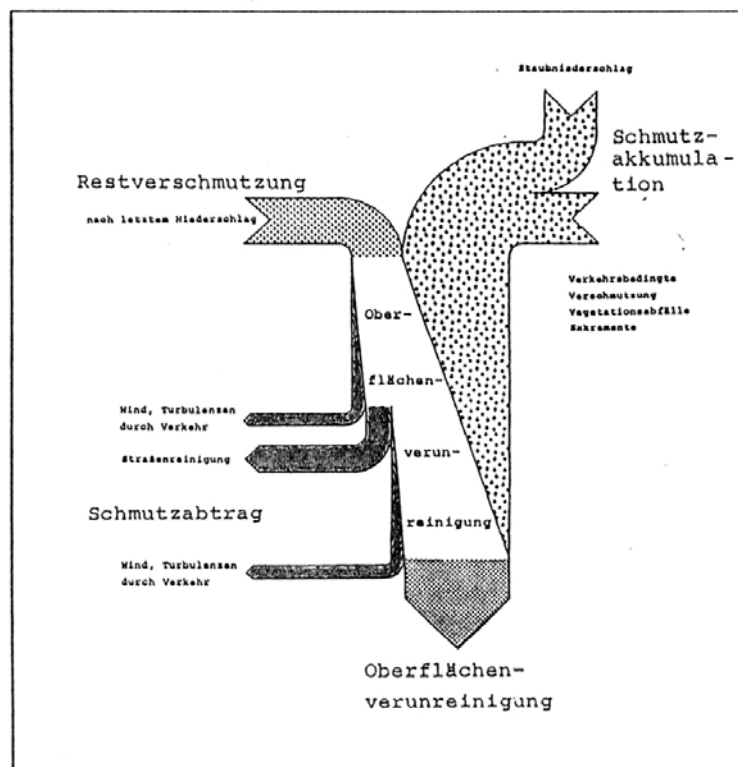


Abb. 3.2 Einflussgrößen der Oberflächenverunreinigungen

Ausgehend von der Restverschmutzung nach dem letzten Niederschlag sammelt sich während der Trockenphase kontinuierlich weiter Schmutz auf der Oberfläche an. Dieser besteht aus dem Staubniederschlag, den Verkehrsverschmutzungen, Vegetationsabfällen und Exkrementen von Tieren. Gleichzeitig unterliegt ein Teil des Schmutzes an der Oberfläche unterschiedlichen Verfrachtungs- und Abtragungsprozessen. Insbesondere auf Verkehrsflächen wird einerseits die durch den Fahrzeugverkehr verursachten Verwehungen und andererseits durch die diskontinuierliche Straßenreinigung der Schmutzabtrag begünstigt. Zu diesen Faktoren kommen noch die Einflüsse der Oberflächenstruktur der Entwässerungsflächen und der Bordsteinhöhen. Dies zeigt sich deutlich bei der Verteilung der Schmutzstoffe von der Bordsteinkante bis hin zur Straßenmitte. So lagern sich laut M. Grottker (1988) über 98% des Gesamtstaubes in einem Streifen mit der Breite von 2,2 m ab. Davon sammelt sich der prozentuell größte Anteil des Gesamtschmutzes (95 %) im Rinnsal an.

Bei den Dachflächen findet eine Zunahme der Ablagerungsmengen mit der Trockenperiode statt. Hier treten die Verluste in erster Linie durch Windeinwirkungen auf. Einen weiteren großen Einfluss hat die Dachneigung, die Höhe der Bebauung über dem Gelände, sowie die Materialien der Dachdeckung. Als Verschmutzungsquelle kann hauptsächlich die Luftverunreinigung angegeben werden. Lediglich bei geringen Bauhöhen kann durch Wind aufgewirbelter Boden- und Blütenstaub von Bedeutung sein. Dazu kommt noch, dass bei Regenwetter durch den Verkehr aufgewirbelte Aerosole von Straßenwässern auf Dachflächen gelangen können.

Wie schon in Abbildung 3.2 zu erkennen ist, wird durch den Niederschlagsabfluss nicht die Gesamtheit der vorhandenen Schmutzstoffe abgespült. Die Restverschmutzungsmenge verbleibt bis zum nächsten Regenereignis auf der Oberfläche. Dieses Akkumulationsverhalten der Oberflächenverschmutzung wird durch M. Grottker (1988) folgendermaßen beschrieben:

„Eine über die Zeit konstante Akkumulationsrate bewirkt eine stetige Zunahme des Schmutzpentials auf der Oberfläche. Der Schmutzabtrag durch atmosphärischen oder verkehrsbedingten Wind in Abhängigkeit des vorhandenen Schmutzpentials bewirkt einen exponentiellen Verlauf der Akkumulationsfunktion, der gegen einen Grenzwert $P_{\max}$ strebt. Dieser Grenzwert stellt einen Gleichgewichtszustand zwischen der Akkumulationsrate und dem Schmutzabtrag durch Wind dar, sofern keine weiteren Einflüsse z.B. durch Straßenreinigung oder Niederschlag stattfinden. Der Betrag des Grenzwertes wird insbesondere durch die geometrischen Bedingungen und die Struktur der Oberfläche bestimmt.“

In der Abbildung 3.3 wird dieser qualitative Verlauf der Akkumulationsfunktion dargestellt. Man erkennt zusätzlich, dass der Akkumulationsverlauf im kleinen Zeitmaßstab einer starken Variabilität unterworfen ist. Diese wird durch die zufälligen Schwankungen der Verschmutzungsrate und des Windabtrages hervorgerufen und ermöglicht ein örtlich begrenztes Ansteigen des aktuellen Schmutzvorrates über den Grenzwert $P_{\max}$. Dieses Überschreiten des Gleichgewichtszustandes bewirkt einen stärkeren Schmutzabtrag durch Wind als durch die konstante Akkumulationsrate hinzugefügt wird, was zu einer „negativen Akkumulation“ führt.

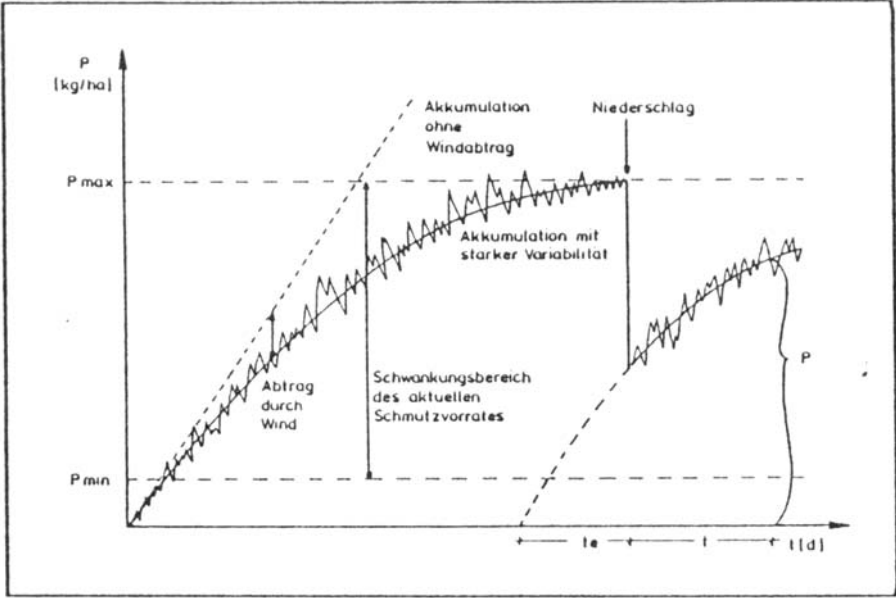


Abb. 3.3 Qualitativer Verlauf der Akkumulationsfunktion nach M. Grottker (1988)

$$P = P_{\max} \cdot [1 - e^{-k_1 \cdot (t_e + t)}]$$

$$P_{\max} = \frac{k}{k_1}$$

P.....Aktueller Schmutzvorrat [kg/ha]

$P_{\max}$Maximaler Schmutzvorrat [kg/ha]

k.....Konstante Akkumulationsrate [kg/ha.d]

k1.....Abtragsrate infolge Windeinfluss [1/d]

t.....Zeitintervall seit dem letzten Niederschlags- bzw. Straßenreinigungs-
ereignis [d]

te.....Theoretisches Zeitintervall bis zum letzten Niederschlags- bzw.
Straßenreinigungseignis [d]

Der aktuelle Schmutzvorrat wird nicht nur durch einen oberen sondern auch durch einen unteren Wert begrenzt. Dieser untere Grenzwert $P_{\min}$ stellt den Schmutzanteil dar, der weder durch den Niederschlagsabfluss noch durch Reinigungsmaßnahmen von der Oberfläche entfernt werden kann. Somit wird der Bereich, in dem sich der aktuelle Schmutzvorrat befindet, durch die Grenzwerte $P_{\max}$ und $P_{\min}$ festgelegt.

3.3. Abtrag der Schmutzstoffablagerungen von den Entwässerungsflächen durch den Niederschlagsabfluss

Der Niederschlagsabfluss von der Oberfläche stellt das Bindeglied für den Transport der Schmutzstoffablagerungen in die Kanalisation dar. Die Menge des abfließenden Niederschlages ist abhängig von der Art und Größe der Fläche sowie der Regendauer, der Regenintensität, der Geländeneigung, der Oberflächenrauigkeit, dem Grad der Durchlässigkeit und der Vorbefeuchtung. Nach A. Göttle (1978) vollzieht sich der Verschmutzungsabtrag von der Oberfläche auf zwei verschiedene Arten:

- Durch Lösung der Schmutzstoffe im Niederschlagswasser
- Durch den hydromechanischen Transport fester Partikel als Schwebstoff- und Geschiebeführung

Beide Transportmechanismen werden stark von den auf der Oberfläche herrschenden Fließverhältnissen geprägt. Die spezifischen Eigenschaften der Schmutzstoffe haben einen maßgeblichen Einfluss auf Abtragsart und Transportverlauf. Die Abflussvorgänge lassen sich vereinfacht so darstellen, dass mit fortschreitender Regendauer und Fließstrecke auch die Dicke der Wasserschicht und die Fließgeschwindigkeiten zunehmen. Geschwindigkeit und Wassertiefe vergrößern dabei die abgeführte Wassermenge so lange, bis es zu einem Gleichgewichtszustand zwischen Zufluss und Abfluss eines Flächenelementes kommt. Danach stellt sich eine parabelförmige Oberflächenwasserschicht ein, wie dies in Abbildung 3.4 dargestellt ist.

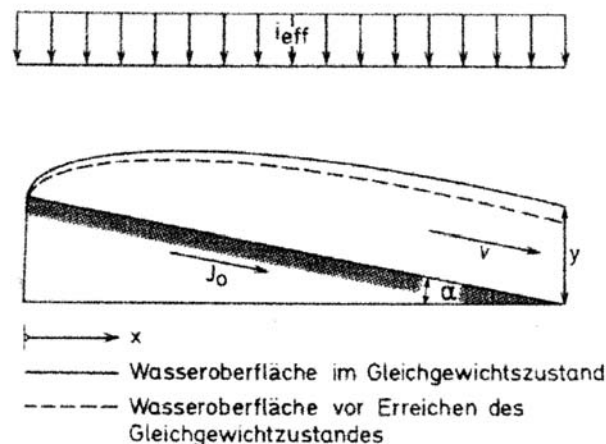


Abb. 3.4 Abflussbildung auf der Oberfläche nach A. Göttle (1978)

In Abhängigkeit von der effektiven Regenspende i_{eff} , der Flächenneigung I und der Oberflächenrauigkeit k_{st} entsprechen jedem Punkt bestimmte Werte für die Abflusstiefe y und die Fließgeschwindigkeit v .

Bis es zur eigentlichen Abflussbildung auf der Oberfläche kommt, muss der Niederschlag Benetzungsverluste, Muldenauffüllungsverluste und Verdunstungsverluste ausgleichen. Wenn die vorangegangene Trockenwetterphase kurz genug war, ist die zu entwässernde Fläche noch feucht. Infolgedessen ist die erforderliche Niederschlagsmenge für die Abflussbildung geringer als bei vollständig trockenen Flächen. Insbesondere teilgefüllte Mulden reduzieren die auftretenden Verluste. Dieser Zeitabschnitt wird als Anspringphase bezeichnet, an die sich dann die Aufstauphase anschließt. Erst in der Aufstauphase baut sich langsam ein Wasserfilm auf der Oberfläche auf, der bis zum Erreichen des oben beschriebenen Gleichgewichtszustandes andauert. In dieser Phase beginnt der Schmutzabtrag durch die zuvor genannten Transportmechanismen.

In der Anspringphase, auch als Stoffaufnahmephase bezeichnet, findet noch kein Verschmutzungsabtrag statt. Die ersten Regentropfen treffen auf die Oberfläche auf und kommen mit den Schmutzstoffen in Berührung. Zunächst findet eine Benetzung der Oberfläche und der Schmutzteilchen statt. Auf durchlässigen Flächen ist die zu benetzende Fläche wegen der vorhandenen Vegetation erheblich größer, zudem geht ein großer Teil des sich ausbildenden Wasserfilms in Versickerung über. An die Benetzungsphase schließt die Phase der Muldenauffüllung an, in der vorbefeuchtete Unebenheiten und Vertiefungen mit Regenwasser aufgefüllt werden.

Während der gesamten Zeitspanne - von Regenbeginn an - finden Reaktionen zwischen dem Niederschlag und den Schmutzstoffen statt. Lösliche Verschmutzungen beginnen in Lösung überzugehen und durch die Aufprallenergie der Regentropfen werden verkrustete und zusammengeballte Partikel voneinander und von der Oberfläche getrennt. In welchem Ausmaß zu Beginn der Abflussbildung Stoffe bereits in Lösung sind, wird von der Dauer der Benetzungs- und Muldenauffüllungsphase und den dabei gebundenen Niederschlagsmengen bestimmt. Leicht lösliche Substanzen können damit bereits zu Abflussbeginn in hohen Konzentrationen auftreten.

Mit Beginn der Aufstauphase setzt der Abtrag der Schmutzstoffe in Form von festen und gelösten Stoffen ein. Nicht lösliche Bestandteile werden je nach Größe, Beschaffenheit und spezifischen Gewichtes

- entsprechend den herrschenden Fließverhältnissen suspendiert oder
- wenn die Fließverhältnisse für eine Suspendierung noch nicht ausreichen, ähnlich dem Geschiebeabtrieb auf der Abflussfläche rollend und gleitend fortbewegt.

Da die Fließtiefe im Oberflächenabfluss relativ gering ist, kann bei den suspendierenden Stoffen von einer gleichmäßigen Verteilung über den Fließquerschnitt ausgegangen werden.

Komplexer ist der Mechanismus des Geschiebetransportes, bei dem Lösungsansätze für den Fall des gleichförmigen Abflusses und ausschließlich für nicht kohärente Materialien bestehen. Nach A. Göttle (1978) ist die Wandschubspannung an der Grenzfläche zwischen dem Abflussmedium und den abgelagerten Teilchen die maßgebliche Einflussgröße. Überschreitet die Schleppspannung den kritischen Wert τ_{krit} , so setzt die Teilchenbewegung ein.

$$\tau_{\text{krit}} = S_{\text{krit}} = \gamma \cdot h \cdot I$$

In Abbildung 3.5 sind die Abhängigkeiten zwischen der kritischen Schleppspannung und der Größe des Korndurchmessers auf der Grundlage der Beziehungen von Shields für Partikel verschiedener spezifischer Teilchengewichte, wie sie im Allgemeinen für die Feststoffe des Regenwasserabflusses zutreffen, graphisch ausgewertet. Für nicht voll von der Strömung eingehüllte Teilchen, die somit auch nur teilweise unter Auftrieb stehen, kann dieses Diagramm nicht angewendet werden. Außerdem gilt das Diagramm nur für gleichkörnige Materialien. Bei Korngemischen ist d_k näherungsweise durch den maßgebenden Korndurchmesser zu ersetzen.

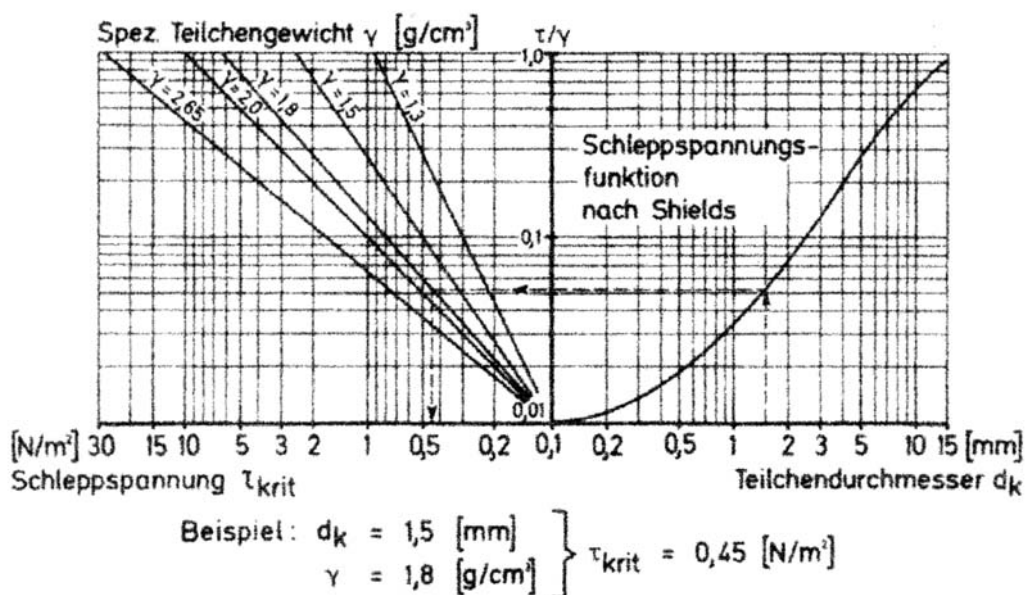


Abb. 3.5 Ermittlung der kritischen Schleppspannung

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass die Beschaffenheit von Dachflächenwässern nach F. Lebeth (1999) abhängig ist von:

- Der Lage und Ausrichtung des Daches: Der örtlichen Lage kommt im Zusammenhang mit Stoffemissionen im näheren Umfeld eine wesentlich Bedeutung zu (z.B. Siedlungsballungsräume, Industriestandorte). Bei der Ausrichtung des Daches spielen klimatische Faktoren (z.B.: verstärkte Sonneneinstrahlung, stärkere Windangriffe), aber auch die Merkmale Dachneigung, -höhe und -form eine wesentliche Rolle.
- Der Beschaffenheit des Niederschlagswassers selbst: Hier sind sowohl dessen stoffliche Belastungen als auch dessen chemisch-physikalische Eigenschaften (z.B. Lösungsvermögen) maßgeblich.
- Der Niederschlagsdauer und -intensität.
- Der Jahreszeit und der klimatischen Verhältnisse: Infolge des Heizbetriebes in den Wintermonaten ist mit höheren Emissionen zu rechnen.
- Der Art und der Menge an akkumulierten Schmutzstoffen seit dem letzten Niederschlagsereignis: Grundsätzlich ist bei zunehmender Trockendauer mit höheren Despositionskonzentrationen und -frachten im abfließenden Regenwasser zu rechnen.
- Art und Beschaffenheit der Dachdeckung: Durch Reaktions- und Lösungsprozesse der Inhaltsstoffe des Regenwassers mit den Dachmaterialien kann eine weitere Verunreinigung der Niederschlagsabflüsse erfolgen.

Diese Einflussfaktoren lassen erkennen, dass zum Teil erhebliche Unterschiede in der Beschaffenheit von Regenwasserabflüssen von Dachflächen auftreten können.

3.4. Zusammenfassung durchgeführter Untersuchungen von Regenwässern

Im folgenden werden drei Untersuchungen an Niederschlagsabflüssen kurz erläutert und die Ergebnisse in Tabellenform dargestellt. Diese Zusammenstellung dient dazu, den Konzentrationsbereich aufzuzeigen, in denen sich Verschmutzungen in erster Linie bewegen. Es muss jedoch darauf hingewiesen werden, dass ein direkter Vergleich der Messergebnisse in ihrer absoluten Größe nicht möglich ist, da in den angeführten Beispielen andere Messverfahren und Probenahmen zur Anwendung kamen. Zudem ist die Höhe des Niederschlages zur Probenahmezeit nicht angegeben.

Die Zusammenstellung beinhaltet Untersuchungen an unterschiedlichen Entwässerungsflächen in nachfolgend aufgelisteten Städten :

- Wien (Dachflächenabfluss)
- Graz (Dachflächenabfluss)
- Karlsruhe/Waldstadt (Straßenabfluss)

3.4.1. Wien

Um Klarheit über die Beschaffenheit von Dachflächenwässern im Zusammenhang mit Versickerungen zu erlangen, veranlasste die Magistratsabteilung 45 (Wasserbau in Wien) wasserwirtschaftliche Untersuchungen von Dachflächen. Insgesamt wurden an vier ausgewählten Messstellen die Niederschlagswässer von Dachflächen beprobt und untersucht. Die Messstellen befanden sich teils in dicht bebautem Wohngebiet, teils aber auch am Stadtrand von Wien. Die ermittelten Ergebnisse waren aus wasserwirtschaftlicher und hygienischer Sicht bedenklich. Alle Niederschlagsabflüsse von den Dachflächen hatten weder Trinkwasserqualität, noch entsprachen sie den Anforderungen der Allgemeinen Abwasseremissionsverordnung (AAEV).

Die in Tabelle 3.4 ausgewiesenen Werte sind Analyseergebnisse von Einzel- und Mischproben der im Zuge der Magistratsabteilung 45 untersuchten Regenereignisse.

Tab. 3.4 Gemessene Konzentrationen von Inhaltsstoffen in Dachflächenwässern im Raum Wien (1991 bis 1995)

Parameter	Einheit	Maximaler Wert Einzelprobe	Maximaler Wert Mischprobe	Minimaler Wert Mischprobe	Bereich der mittleren Werte Mischproben
pH-Wert	-	4,3 ¹⁾	8,3	5,8	6,3 - 7,7
LF	µS/cm	340	151	31	81
Abs. Stoffe	ml/l	0,6	0,6	< 0,1	*
Ammonium	mg/l	6,9	5,7	0,3	1,4 - 3,1
Nitrit	mg/l	2,31	1	0,1	0,3 - 0,5
Nitrat	mg/l	30,2	16	2,8	5,3 - 9,5
PO ₄ - P	mg/l	1,2	0,1	0,003	0,007 - < 0,06
CSB	mg/l	218	218	12	23 - 62
PAK	µg/l	5	3	< 0,05	0,48 ²⁾
SKW	mg/l	0,38	0,22	< 0,05	< 0,05 - 0,15
Cadmium	mg/l	0,34	0,13	< 0,001	*
Blei	mg/l	0,07	0,033	< 0,005	*
Zink	mg/l	8,64	4,1	0,57	1 - 2,39

¹⁾ Minimalwert

²⁾ Aufgrund der unterschiedlichen Nachweisgrenzen der Analysenmethoden wurde der Wert aus der Untersuchung Lutz (1993) angeführt.

* Aufgrund der hohen Häufigkeit von Werten unter der Nachweisgrenze wurde kein Wert ausgewiesen.

PAK ... polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe

SKW ...Summe der Kohlenwasserstoffe

3.4.2. Graz

Die folgenden Messwerte stammen aus der Diplomarbeit von E. Wolschner, die im Jahre 1997 Dachflächenwässer des Gebäudes Stremayrgasse 10 untersuchte. Insgesamt wurden in ihrer Arbeit an vier Standorten in drei verschiedenen Bundesländern das von Dachflächen ablaufende Regenwasser gezogen und analysiert.

Die Ergebnisse in Graz wiesen erhöhte Konzentrationen an Kaliumpermanganat (KMnO₄), bakteriologischen Parametern und Kupfer auf. Die erhöhten Kupferwerte wurden auf die in der Nähe der Probenahmestelle vorbeiführende Kupferoberleitung der Straßenbahn zurückgeführt.

Die in Tabelle 3.5 angegebenen Werte sind Analyseergebnisse von Mischproben eines untersuchten Regenereignisses.

Tab. 3.5 Schmutzstoffkonzentrationen von Mischproben (E. Wolschner, 1997)

Parameter	Einheit	Datum: 18.8.97 Zeit: 13.10 Uhr Probe 1 / 4027	Datum: 18.8.97 Zeit: 13.30 Uhr Probe 2 / 4028
pH-Wert	--	7,53	7,36
elektr. Leitfähigkeit	µS/cm	74,1	45,0
Geruch	--	keiner	keiner
absetzbare Stoffe	ml/l	0,3	0,5
abfiltrierbare Stoffe >0,45µm	mg/l	45,4	55,5
CSB unfiltriert	mg/l	17,4	22,1
TOC	mg/l	6,56	9,79
DOC	mg/l	3,750	0,252
KMnO ₄ -Index	mg/l	9,03	11,60
Ammonium	mg/l	1,45	1,43
Nitrit	mg/l	0,156	0,102
Nitrat	mg/l	13,10	5,87
PO ₄ -P	mg/l	0,003	0,012
Summe Kohlenwasserstoffe	mg/l	< 0,050	< 0,050
PAKs	mg/l	< 0,002	< 0,002
Cadmium	mg/l	< 0,005	< 0,005
Blei	mg/l	0,025	0,017
Zink	mg/l	0,088	0,149
Kupfer	mg/l	0,061	0,029
Bakteriologie:			
aerobe Koloniezahl bei 22° C	Kolonien je ml	5.800	5.300
aerobe Koloniezahl bei 37° C	Kolonien je ml	440	370
Escherichia coli	Keime je 100 ml	110.000	64.000
Coliforme	Keime je 100 ml	121.000	72.000
Enterokokken	Keime je 100 ml	88.500	81.200
Pseudomonas aeruginosa	Keime je 100 ml	n.g.	n.g.

n.g. nicht gemessen

3.4.3. Karlsruhe/Waldstadt

In diesem Teilprojekt ging es nach C. Xanthopoulos (1990) um die Untersuchung der Transportvorgänge anthropogener Schadstoffe auf Straßenoberflächen und die Quantifizierung des resultierenden Schadstoffeintrages in das Kanalsystem bei Regen.

Um möglichst aufschlussreiche Informationen über die Art und die Mechanismen der Regenwasserverschmutzung auf der Oberfläche zu gewinnen, wurden Wassermengen- und Wassergütemessungen an den Straßeneinläufen der Kanalisation durchgeführt. Das Messgebiet wird durch seine reine Wohnnutzung und sein geringes Gefälle charakterisiert. Die Hauptstraße, an der die Messanlage installiert wurde, ist mit einer gemessenen Verkehrsbelastung von ca. 3.200 Kraftfahrzeugen pro Tag als Sammelstraße zu bezeichnen.

Die Ergebnisse der Untersuchungen lassen laut C. Xanthopoulos (1990) folgenden Schluss zu:

„Aus den erhobenen Daten ist als erstes die Erhöhung des pH-Wertes und der Leitfähigkeit festzustellen, sobald der Regen auf die Straßenoberfläche trifft. Die Straßenoberfläche stellt eine deutliche Quelle für Feststoffe dar, wie es anhand der beiden Parameter „abfiltrierbare Stoffe“ und „Trockensubstanz“ zu erkennen ist. Die gemessenen Werte sind um das Drei- bis Fünffache höher, als die anderorts gemessenen Konzentrationen. Das ist auf drei Gründe zurückzuführen:

- Bei diesen Messungen werden die Straßenabspülungen unmittelbar im Sinkkasten beprobt, bevor sie sich im Kanal mit andersartigen Abflüssen (z.B. Dach- und Hofabflüssen, Fehllanschlüsse, Fremdwasser, etc.) verdünnt haben.
- Während die Wasserproben im Rahmen dieses Projektes aus dem (als vollständig durchmischt angenommenen) Probenahmeraum entnommen werden, erfolgte die Probenahme bei früheren Messprogrammen in der Regel aus dem Regenwasserkanal mit Hilfe von frei hängenden Probenahmeschläuchen.
- Bei der Entnahme von Proben aus dem Kanal und vor allen Dingen wenn größere Höhenunterschiede überwunden werden müssen, finden bereits im Probenahmeschlauch Entmischungsvorgänge statt.

Höhere Werte als in anderen Literaturstellen sind auch für die organischen Substanzen, beschrieben als CSB und DOC festzustellen. Die Konzentrationen der Stickstoffverbindungen sind dagegen niedrig und entsprechen den in der Literatur aufgeführten Werten.

Die Gehalte an anthropogenen Schadstoffen (Schwermetalle und organische Mikro-schadstoffe) sind als hoch zu bewerten. Die Schwermetallkonzentrationen sind um das Drei- bis Fünffache höher als die entsprechenden Werte in der Literatur.“

Die in Tabelle 3.6 angegebenen Werte sind arithmetische Mittelwerte, die während des ersten Betriebsjahres (Oktober 1988 bis September 1989) an den Straßeneinläufen erhoben wurden.

Tab. 3.6 Mittlere gemessene Konzentrationen der Proben aus dem Probenahme-
raum, verglichen einerseits mit den Konzentrationen des Niederschlages
und andererseits mit Ergebnissen früherer Messprogramme (Göttle, 1978;
Klein, 1982; Paulsen, 1984; Grottker, 1987).

Parameter	Niederschlag	Straßen- abfluss	frühere Messungen Regenkanal
pH-Wert	4,9	6,6	7,3
Leitfähigkeit [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	32	132	
Feststoffe			
Trockensubstanz [mg/l]	4	1053	
abfiltr. Stoffe [mg/l]	n.n.	980	134-252
organischer Anteil [%]	n.n.	33	
organische Substanzen			
CSB [mg/l]	5	260	47 - 120
DOC [mg/l]	1,5	36	--
TOC [mg/l]	5	--	28
Nährstoffe			
NH_4^+ [mg/l]	0,2	0,8	0,8
NO_3^- [mg/l]	0,6	1,7	1,8 - 3,5
NO_2^- [mg/l]	0,05	0,1	
Gesamtposphor [mg/l]	0,2	3	0,25 - 1,7
Schwermetalle			
Blei [$\mu\text{g}/\text{l}$]	30	980	163 - 304
Cadmium [$\mu\text{g}/\text{l}$]	5	20	2,8 - 6,1
Zink [$\mu\text{g}/\text{l}$]	200	1950	320 - 440
Kupfer [$\mu\text{g}/\text{l}$]	4	380	58 - 136
Nickel [$\mu\text{g}/\text{l}$]	6	116	35
organische Schadstoffe			
S PAK [$\mu\text{g}/\text{l}$]	--	3,1	0,24 - 2,9
HCH [$\mu\text{g}/\text{l}$]	--	0,036	--
S PCB [$\mu\text{g}/\text{l}$]	--	0,15	--
Mineralöl [$\mu\text{g}/\text{l}$]	--	0,9	0,9 - 7
AOX [$\mu\text{g}/\text{l}$]	--	600	--

4. Parameter

4.1. Parameter der Regenwasserverschmutzung

Im Vergleich zu Untersuchungen auf dem Sektor der Abwassertechnik wurde mit einer systematischen Untersuchung der Regenwasserverschmutzung erst relativ spät begonnen. Dabei wurden anfangs naturgemäß die selben Parameter untersucht, die auch bei Kläranlagen von signifikanter Bedeutung sind. Dazu zählen Summenparameter wie z.B. BSB₅ oder CSB, sowie die für den Prozess der Abwasserbehandlung typischen Produkte der Stoffumsetzungen (mineralische Nährstoffe, Stickstoff- und Phosphatverbindungen).

Die zur Verunreinigung des Regenwassers führenden Prozesse sind jedoch grundsätzlich andere, als bei einer Abwasserbehandlungsanlage. Somit liegt es auf der Hand, nicht nur die „typischen“ Kläranlageninhaltsstoffe, sondern auch die der Verschmutzung des Regenabflusses angepassten Inhaltsstoffe zu untersuchen. Dabei sind folgende Parametergruppen zu unterscheiden:

1. Parameter wie BSB₅ und CSB
2. Parameter wie Nährstoffe, Stickstoff- und Phosphorverbindungen
3. Toxische und gesundheitsgefährdende Stoffe, wie Schwermetalle und Kohlenwasserstoffe
4. Bakteriologische Parameter und endokrine Wirkstoffe
5. Feststoffe

Interessant sind hauptsächlich die Parameter der ersten Gruppe, da sie gemeinsam mit der Restverschmutzung der Kläranlagen die Gewässer belasten. Außerdem haben sie den Vorteil, dass man sie relativ leicht und kostengünstig bestimmen kann. Von besonderer Bedeutung sind die Parameter der dritten Gruppe, da sie insbesondere bei Straßenabflüssen im hohen Maße zur Verunreinigung beitragen. Sie sind allerdings nur mit großem Aufwand und dementsprechend kostenintensiv zu bestimmen. Hingegen sehr einfach zu bestimmen sind die Parameter der letzten Gruppe. Ihre Aussagekraft über die Gewässerbelastung ist eher gering, jedoch können sich Feststoffe unterhalb der Einleitung in den Vorfluter als Sedimente ausbilden und somit zu einer Dauerbelastung führen.

Da man bei Regenwasseruntersuchungen in der Regel mit einer Vielzahl an Proben zu rechnen hat, musste die Anzahl und Art der zu untersuchenden Parameter sowohl auf die zur Verfügung stehende Personalkapazität als auch auf die vorhandenen Geräte des Labors abgestimmt werden. Aus Zeit- und Kostengründen lag es aber nahe, in dieser Arbeit ähnliche Parameter festzulegen, wie sie auch bei der Bestimmung von Kläranlagenabläufen festgesetzt wurden.

Die Untersuchungen der Niederschlagswässer umfasste somit folgende acht Parameter:

- Elektrische Leitfähigkeit
- pH-Werte
- Abfiltrierbare Stoffe
- CSB
- Ammonium - Stickstoff
- Nitrat - Stickstoff
- TOC
- DOC

Die Laboruntersuchungen wurden im Labor der Technischen Universität Graz in der Stremayrgasse 10 durchgeführt. Nach Möglichkeit sind die Proben am Tag des Regenabflusses von der Messstelle, die sich im Keller des selben Gebäudes befindet, abgeholt und analysiert worden. War dies nicht möglich, mussten die Proben konserviert werden, da die Durchführung der Analyse erst zu einem späteren Zeitpunkt vorgenommen werden konnte. Als Konservierungsart wurde die Kühlung der Proben bei 4° C gewählt. Damit wurden die meisten mikrobiellen Stoffwechseltätigkeiten unterbunden und Veränderungen in der Zusammensetzung der Inhaltsstoffe zwischen dem Zeitpunkt der Probenahme und der Analyse gering gehalten.

Im Folgenden werden die einzelnen Parameter, ihre Bestimmung und die dazugehörigen Grenzwerte kurz beschrieben.

Die Grenzwerte stammen aus der Anlage A der allgemeinen Abwasseremissionsverordnung (BGBl. 1996/186) : Anforderungen an Einleitungen in ein Fließgewässer.

4.2. Beschreibung der Parameter

4.2.1. Elektrische Leitfähigkeit (LF)

Die LF ist ein Maß für die Ionenkonzentration im Wasser. Sie ist ein sogenannter Summenparameter, d. h. sie erlaubt eine pauschale Beurteilung des Ionengehaltes des Wassers, lässt jedoch keine Aussagen über die jeweilige Ionenart zu. Sie wird ausgedrückt in Siemens je Meter. Eine gebräuchliche Einheit ist $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Nach A. GÖTTLE (1978) ist die Leitfähigkeit im Niederschlag ein Maß für den Gehalt an gelösten, dissoziierten (= Spaltung chemischer Verbindungen unter Bildung kleinerer Einheiten) Verbindungen sowohl organischer als auch anorganischer Herkunft. Da sie stark mit der Summe der Anionen und Kationen und normalerweise auch mit den gelösten Feststoffen korreliert, verändert sie sich während eines Niederschlagsabflusses in signifikanter Weise und ist ein Maß für den Gehalt an dissoziierten anorganischen Salzen.

Bei einer hohen LF im Regenwasserabfluss kann auf Verunreinigungen mit organischen Stoffen bzw. auf das Mitführen von Salzfrachten geschlossen werden.

Als Richtwerte gelten ($\mu\text{S}/\text{cm}$, 25°C)

- Destilliertes Wasser, entionisiertes Wasser (Deionat)	< 3
- Regenwasser; Schneewasser	10 – 100
- Sehr schwach mineralisiertes Grund- bzw. Oberflächenwasser	50 – 200
- Schwach mineralisiertes Wasser; Tafelquellwasser	200 – 500
- Gut mineralisiertes Grund- bzw. Quellwasser	500 – 2000
- Mineralwässer	> 1000

Grenzwerte

Lt. AAEV (1996) gilt als Anforderung an die Einleitung in ein Fließgewässer folgende Emissionsbegrenzung.

Es sind keine Grenzwerte vorgeschrieben

Bestimmung der Elektrischen Leitfähigkeit

Die Messung erfolgt nach ÖNORM EN 27888. Meist verwendet man spezielle Leitfähigkeitsmessgeräte. Für die Wasseranalyse eignen sich insbesondere Geräte mit Eintauch-Messzellen, die mit zwei Elektroden bestückt sind. Eine Spannung wird angelegt und der Widerstand gemessen. Eine Eichung ist nicht nötig, da der Strom, der zwischen den beiden Elektroden (welche einen genormten Abstand voneinander haben) fließt, bereits das Messergebnis darstellt. Dieses ist nur von der Temperatur des

Wassers abhängig, wobei die Wassertemperatur bereits in der Sonde gemessen wird und sich dabei das Gerät automatisch kalibriert. Das hier verwendete Messgerät stammt von der Firma WTW (siehe Abbildung 4.1).



Abb. 4.1 Leitfähigkeitsmessgerät

4.2.2. pH – Wert

Der Begriff pH-Wert bringt zum Ausdruck, ob eine Flüssigkeit alkalisch, neutral oder sauer ist. Der pH-Wert ist dimensionslos.

Der alkalische, neutrale oder saure Zustand aber wird durch das Mengenverhältnis der Wasserstoffionen (H^+) und Hydroxidionen (OH^-) bestimmt. So herrscht Neutralität, wenn Wasserstoffionen und Hydroxidionen in gleicher Menge vorhanden sind, wie z.B. in destilliertem Wasser. Das Wasser ist dagegen sauer, wenn die Wasserstoffionen überwiegen, alkalisch, wenn die Hydroxidionen überwiegen. Allerdings ist grundsätzlich bei dieser Feststellung zu beachten, dass bei Vermehrung der einen Ionenart die andere um den gleichen Betrag abnimmt, so dass das Ionenprodukt stets konstant bleibt.

Diesen Ionenverhältnissen dient als Messwert das Gewicht der Wasserstoffionen in 1 Liter Flüssigkeit. Deshalb auch die Bezeichnung „pH“, die als Abkürzung von pondus Hydrogenii (Gewicht des Wasserstoffs) zu verstehen ist.

Der pH-Wert natürlicher Gewässer ist abhängig von den in diesen Gewässern gelösten Verbindungen. Kalkreiche, harte Gewässer sind in der Regel neutral bis schwach alkalisch, kalkarme, sehr weiche Gewässer leicht sauer.

Der pH-Wert ist genau genommen eine Maßzahl, die angibt, wie hoch die Konzentration an H_3O^+ - Ionen $[\text{H}_3\text{O}^+]$ in einer wässrigen Lösung ist. Sie wird durch den negativ dekadischen Logarithmus der H_3O^+ - Ionen-Konzentration ausgedrückt:

$$\text{pH} = -\log [\text{H}_3\text{O}^+]$$

Beispiel: In reinem Wasser befinden sich immer 10^{-7} mol/l an H_3O^+ - Ionen (und auch an OH^- - Ionen). Dies ergibt sich aus dem Ionenprodukt des Wassers. Wasser selbst wirkt also immer in geringem Umfang als Säure (oder als Base). Diese Eigenschaft wird als Autoprotolyse des Wassers bezeichnet. Nun wird die Konzentration der H_3O^+ - Ionen im Wasser in die Gleichung zur Berechnung des pH-Werts eingesetzt:

$$\text{pH} = -\log [10^{-7}] = -(-7) = 7$$

Dadurch ergibt sich ein pH-Wert von 7 für reines Wasser. Der pOH-Wert gibt die Konzentration an OH^- - Ionen im Wasser an. Für alle Säuren und Laugen lässt sich demnach immer ein pH-Wert und ein pOH-Wert berechnen. Die Summe der beiden Werte ergibt immer 14: $\text{pH} + \text{pOH} = 14$

Regenwasser hat in der Regel einen pH-Wert von 5 bis 6.

Grenzwerte

Lt. AAEV (1996) gilt als Anforderung an die Einleitung in ein Fließgewässer folgende Emissionsbegrenzung.

6,5 - 8,5

Bestimmung des pH-Wertes

Die Messung des pH-Wertes erfolgt meist elektrometrisch. Sie gehört zur Methode der potentiometrischen Messverfahren. Dabei benötigt man eine Bezugselektrode - hier ändert sich die Potenzialdifferenz zwischen der Flüssigkeit und dem festen Körper mit der Ionenkonzentration nicht – und einer Indikatorelektrode. In der Praxis sind beide Elektroden in einer Sonde eingebaut. Das hier verwendete Messgerät stammt von der Firma WTW (siehe Abbildung 4.2).

Die Eichung des Gerätes erfolgt mit Pufferlösungen, deren pH-Wert bekannt ist. Zuerst wird die Messgerade durch den Nullpunkt verschoben. Dies erfolgt mit einer Lösung, die genau einen pH-Wert von 7 aufweist. Danach kann mit Hilfe einer bekannten Lösung die Steilheit eingestellt werden. (lt. ÖNORM DIN 19266)

Der pH-Wert einer Lösung kann auch mittels Papierstreifentest durchgeführt werden. Diese Papierstreifen ändern je nach dem pH-Wert die Farbe, sobald sie mit der zu

prüfenden Flüssigkeit in Berührung kommen. Die Genauigkeit liegt ca. bei einem pH-Wert von $\pm 1,0$.



Abb. 4.2 pH-Wert Messgerät

4.2.3. Abfiltrierbare Stoffe

Im Sinne der ÖNORM M 6274 sind abfiltrierbare Stoffe die volumenbezogene Masse der im Wasser ungelösten Stoffe, die unter bestimmten Bedingungen abfiltriert und nach einem festgelegten Trocknungsprozess ausgewogen werden. Dies können Sink-, Schweb- und Schwimmstoffe organischer oder anorganischer Zusammensetzung sein. Abfiltrierbare Stoffe werden in mg/l angegeben.

Generell sind abfiltrierbare Stoffe ein sichtbarer Ausdruck von Verschmutzungen. Bei Einleitungen von Niederschlagsabflüssen in Vorflutern können sie zur Bildung von Sedimenten führen. Die organischen Anteile dieser Ablagerungen können dabei zu unangenehmen Folgeerscheinungen wie Faulungsprozesse und Geruchsentwicklung führen.

Grenzwerte

Lt. AAEV (1996) gilt als Anforderung an die Einleitung in ein Fließgewässer folgende Emissionsbegrenzung.

30 mg/l

50 mg/l bei betrieblichen Abwässern mit vorwiegend ungelösten anorganischen Stoffen

Bestimmung von abfiltrierbaren Stoffen

Die Messung zur Bestimmung der abfiltrierbaren Stoffe im Wasser wird in der Ö-NORM M 6274 beschrieben.

Der vorher abgewogene Papierfilter ist in das Filtriergerät (Membranfiltration lt. Abbildung 4.3) einzulegen und mit destilliertem Wasser anzufeuchten. Nach dem Durchfiltrieren der gut geschüttelten Probe, wird das Filterpapier samt abgefilterter Stoffe 120 min lang bei 105°C getrocknet. Nach der Wägung und dem Abzug des Filtergewichtes erhält man die Massenkonzentration an abfiltrierbaren Stoffen. Sie ist zugleich die Massenkonzentration der ungelösten Stoffe. Wird das Filterpapier mit den abfiltrierbaren Stoffen bei 550°C 60 min lang geglüht, erhält man den Glührückstand der abfiltrierbaren Stoffe. Dieser erlaubt Rückschlüsse auf das Verhältnis zwischen dem anorganischen und dem organischen Anteil der ungelösten Inhaltsstoffe.

Die Ergebnisse werden wie folgt angegeben:

Es sind bei einer Massenkonzentration von ≤ 100 mg/l auf 1mg/l bzw. von > 100 mg/l auf 10 mg/l gerundete Werte anzugeben, höchstens zwei signifikante Stellen.

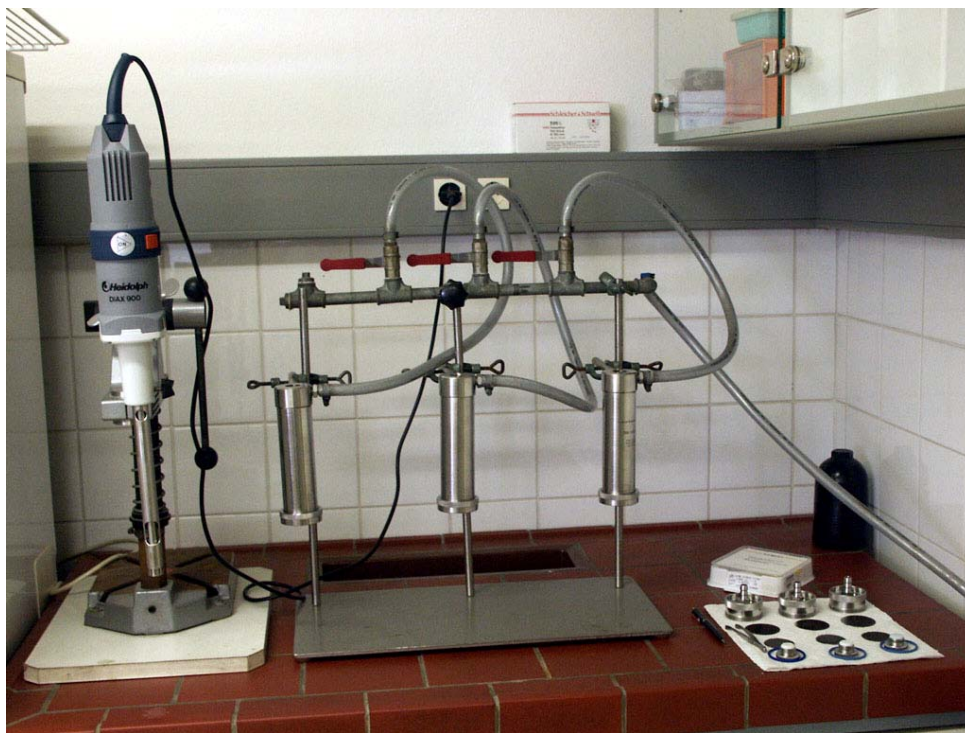


Abb. 4.3 Membranfiltration zur Bestimmung der abfiltr. Stoffe

4.2.4. Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)

Der chemische Sauerstoffbedarf CSB ist die Sauerstoffmenge die verbraucht wird, um die in einer Wasserprobe bei Einwirkung eines chemischen Oxidierungsmittels unter genormten Reaktionsbedingungen enthaltenen organischen Inhaltsstoffe chemisch zu oxidieren.

Der CSB wird in [mg/l] angegeben und erfasst :

- Alle biologisch abbaubaren Stoffe
- Alle biologisch schwer abbaubaren natürliche Stoffe; z.B. Zellulosefasern
- Alle biologisch schwer abbaubaren künstliche Stoffe; z.B. Pestizide, Lösungsmittel
- Einige nicht organische Stoffe; z.B. Nitrit

Die für derartige Summenbestimmungen ausgearbeitete Methode beruht auf der mehr oder weniger vollständig durchführbaren chemischen Oxidation der organischen Stoffe zu CO_2 und H_2O . Als Oxidierungsmittel wird Kaliumdichromat ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) verwendet.

Der CSB – Wert einer Wasserprobe kann zwar als Maß für die Summe der organischen Verunreinigungen angegeben werden, gestattet aber nicht ihre mengenmäßige Berechnung, wenn ihre Elementarzusammensetzung nicht bekannt ist.

Grenzwerte

Lt. AAEV (1996) gilt als Anforderung an die Einleitung in ein Fließgewässer folgende Emissionsbegrenzung.

75 mg/l CSB

Bestimmung des chemischen Sauerstoffbedarfes

Die genaue Methode der CSB-Bestimmung ist in der ÖNORM M 6265 festgelegt und wird hier kurz beschrieben:

Das Verfahren ist anwendbar für Wässer, deren chemischer Sauerstoffbedarf zwischen 15 mg/l und 300 mg/l liegt. Zusätzlich muss der Chlorid-Ionengehalt bei oder unter 1,0 g/l liegen. Eine Wasserprobe, die dieser Bedingung entspricht, wird direkt als Analysenprobe verwendet. Der Analysenprobe wird Kaliumdichromat als Oxidationsmittel und silbersulfathaltige Schwefelsäure als Katalysator zugegeben.

Nach dem Aufsetzen des Kühlers muss das Reaktionsgemisch 120 min. schwach sieden. Die meisten organischen Verbindungen werden unter den gegebenen Reaktionsbedingungen weitgehend oxidiert. Danach ist das Reaktionsgemisch auf Raumtemperatur abzukühlen. Nach Zugabe von zwei Tropfen Ferroin-Indikator-

Lösung ist das noch vorhandene Kaliumdichromat mit Ammoniumeisen(II)-sulfat-Lösung zu titrieren, bis die Farbe von blaugrün nach rotbraun umschlägt.

Aus der verbrauchten Menge an Ammoniumeisen(II)-sulfat-Lösung kann der chemische Sauerstoffbedarf der untersuchten Probe, ausgedrückt als Sauerstoff in mg/l, berechnet werden.

Die Ergebnisse sind auf 1 mg/l gerundet anzugeben, jedoch maximal drei signifikante Stellen. Analysenergebnisse von weniger als 15 mg/l sind als „Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) <15 mg/l“ anzugeben.



Abb. 4.4 Bestimmung des CSB-Wertes

4.2.5. Ammonium-Stickstoff ($\text{NH}_4\text{-N}$)

Ammonium bildet sich als Zwischenprodukt beim Abbau Stickstoff-haltiger organischer Substanzen. Der Stickstoff stammt vorwiegend aus den in den Exkrementen menschlichen oder tierischen Ursprungs enthaltenen Eiweiß und Harnstoff. Der darin befindliche organisch gebundene Stickstoff hydrolysiert zum größten Teil zu Ammonium (NH_4).

Bei dem Abbauprozess wird das entstehende Ammonium von aeroben Bakterien von Nitrit schließlich zu Nitrat umgewandelt. Dieser Prozess wird auch Nitrifizierung genannt (lat. nitrogénium = Stickstoff; lat. fácere = machen, tun). Die Nitrifikation ist die Umsetzung von Ammonium zu Nitrat. Sie wird im Wasser von nitrifizierenden Bakterien durchgeführt. Bis zum heutigen Tage wurde noch kein Bakterium identifiziert, das Ammonium direkt bis hin zum Nitrat oxidieren könnte; vielmehr sind an der Oxidation zwei Arten beteiligt:

- Die Ammoniumoxidierer (Nitrosomonas) wandeln durch bakterielle Oxidation (pH-Wert abhängig) über diverse Zwischenprodukte Ammonium in Nitrit um.
- Die Nitritoxidierer (Nitrobacter) oxidieren das entstandene Nitrit weiter zum Endprodukt Nitrat.

Ammonium und Nitrit wirken hierbei als Elektronendonatoren. Die Nitrifikation ist eine Reaktion mit sehr hohem Sauerstoffbedarf. Die Nitrifikanten gehören zu den aeroben Bakterien, weil sie Sauerstoff als Elektronenakzeptor benötigen. Als Kohlenstoffquelle nutzen sie organisches Kohlendioxid.

Der oben beschriebene Sachverhalt führt zu Problemen in natürlichen Gewässern, die mit großen Stickstoffmengen belastet sind. Durch die Oxidation von Ammonium zu Nitrat wird zum einen der Sauerstoffhaushalt eines Gewässers verändert. Hierbei werden 4,6 mg Sauerstoff pro 1 mg Ammonium-Stickstoff verbraucht. Dies kann zu Sauerstoffmangel führen. Zusätzlich besteht die Gefahr, dass bei steigenden Temperaturen und einem pH-Wert über 9, Ammonium in das fischgiftige Ammoniak (NH_3) umgewandelt wird.

Zum anderen entsteht bei Nutzung von Oberflächenwasser für die Trinkwasserversorgung ein weiteres Problem. Nitrat-Konzentrationen von über 10 mg/l Trinkwasser können bei Säuglingen zu Methämoglobinämie führen, welche sich als Cyanose ("Blausucht") bemerkbar macht, die in Extremfällen tödlich verläuft. Dies beruht weniger auf der Primärtoxizität des Nitrates, sondern auf der möglichen Reduktion zu Nitrit.

Die Nitrifikation ist unter anderem abhängig von:

- der Temperatur (ist die Temperatur kleiner als 5 Grad Celsius findet keine Nitrifikation statt).
- pH-Wert, Pufferkapazität: starke Abhängigkeit, optimaler Bereich 7,5-8,3
- der organischen Belastung
- der relevanten Substratkonzentrationen (Ammonium, Nitrit)
- der Spurenstoffversorgung
- eventuell Hemmstoffen und
- der Kontaktzeit zwischen nitrifizierender Biomasse und Abwasser

Grenzwerte

Lt. AAEV (1996) gilt als Anforderung an die Einleitung in ein Fließgewässer folgende Emissionsbegrenzung.

10 mg/l Ammonium-Stickstoff

Bestimmung von Ammonium-Stickstoff

Die spektrophotometrische Bestimmung von Ammonium bei einer Wellenlänge von 425 nm mittels Nessler's Reagenz eignet sich für Konzentrationen zwischen 0,02 und 5,0 mg/l NH_4 . Dabei wird die optische Durchlässigkeit der Probe gemessen. Licht wird beim Durchgang durch das zu prüfende Wasser geschwächt (absorbiert). Je stärker die Absorption, desto mehr Ammonium-Stickstoff befindet sich darin. Bei höheren Konzentrationen muss die Probe verdünnt werden.

Das zu untersuchende Wasser sollte innerhalb von 3 Stunden nach Probenahme analysiert werden. Ist dies nicht möglich, wird eine Konservierung empfohlen. Die Regenwasserproben wurden zur späteren Bestimmung des Ammoniumgehaltes bei 4° C gekühlt. Wie bereits erwähnt, findet bei diesen Temperaturen keine Nitrifikation mehr statt. Vor der photometrischen Untersuchung müssen die Proben noch filtriert werden.

Eine Ammonium-Konzentration von 1 mg/l entspricht einer Ammonium-Stickstoff-Konzentration von 0,78 mg/l.

Ammonium-Stickstoff-Gehalte zwischen 0,1-1,0 mg/l sind auf 0,02 mg/l genau, Werte über 1 mg/l auf 0,1 mg/l genau anzugeben.



Abb. 4.5 Photometer zur Bestimmung von Ammonium und Nitrat

4.2.6. Nitrat-Stickstoff ($\text{NO}_3\text{-N}$)

Nach L.A. HÜTTER (1979) ist Nitrat in fast allen Wässern in geringer Menge nachweisbar, in Oberflächenwässern etwa 0,4-8 mg/l, in verschmutzten Fließgewässern 50-150 mg/l NO_3 und mehr. Der oft beträchtliche Nitratgehalt von Grundwässern kann aus Salpeterlagern stammen, aus Düngerausschwemmungen oder aber auch aus den Abbau- und Oxidationsvorgängen organischer und anorganischer Stoffe. Dieser Prozess der Nitrifikation wurde schon beim Ammonium-Stickstoff näher erläutert.

Fehlen Ammonium und Nitrit und ist ein hoher Nitratgehalt nicht geologisch bedingt, so kann – wenn die bakteriologische Beschaffenheit des Wassers einwandfrei ist – daraus resultiert werden, dass zwar Verunreinigungen stattgefunden haben, jedoch die Selbstreinigungskraft zur Mineralisation ausreichend war.

Nitrat selbst ist nicht gesundheitsgefährdend, es kann jedoch im Körper zu Nitrit umgewandelt werden. Nitrit wiederum kann den Sauerstofftransport des Blutes beeinträchtigen. Zudem steht es im Verdacht, über Umwandlung zu Nitrosaminen indirekt krebserregend zu sein! Die Aufnahme von Nitraten bzw. Nitriten sollte deshalb so gering wie möglich sein!

Grenzwerte

Lt. AAEV (1996) gilt als Anforderung an die Einleitung in ein Fließgewässer folgende Emissionsbegrenzung.

Nitrat-Stickstoff soll im Bedarfsfall festgelegt werden

Bestimmung von Nitrat-Stickstoff

Die Messung zur Bestimmung des Nitrat-Ions im Wasser wird in der ÖNORM M 6238 Teil 1 beschrieben. Sie ist für die Untersuchung von Trinkwasser, Grundwasser und wenig verschmutztem Oberflächenwasser geeignet.

Gleich wie bei der Bestimmung des Ammonium-Stickstoffgehaltes wird auch bei der Bestimmung des Nitrat-Stickstoffgehaltes ein Spektrophotometer verwendet (siehe Abbildung 4.5). Allerdings beträgt die Wellenlänge hier 324 nm. Es kann eine Nitrat-Stickstoff-Konzentration bis zu 25 mg/l bestimmt werden, wobei die Nachweisgrenze bei 0,06 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$ liegt.

Die Proben sollten so rasch wie möglich nach der Probennahme untersucht werden. Ist dies nicht möglich, ist eine Lagerung der Proben bei 2°C bis 5°C notwendig. Auch die Regenwasserproben wurden bei 4°C konserviert, sofern die Untersuchung nicht sofort nach der Probenahme stattfand.

Eine Nitrat-Konzentration von 1 mg/l entspricht einer Nitrat-Stickstoff-Konzentration von 0,226 mg/l.

Nitrat-Stickstoff-Gehalte unter 1 mg/l sind auf 0,01 mg/l genau, Werte über 1 mg/l auf 0,1 mg/l genau anzugeben.

4.2.7. TOC (Total Organic Carbon)

Der TOC ist die Summe des gesamten organisch gebundenen Kohlenstoffes in gelöster und ungelöster Form. Der TOC ist somit genauso wie der CSB ein Summenparameter. Er liefert keinen Hinweis über die Art und Menge der vorliegenden organischen Substanz.

Weiters gibt es noch andere Kohlenstoffparameter die in der ÖNORM EN 1484 näher beschrieben werden wie z.B. :

Total Carbon (TC): Summe des organisch gebundenen und anorganisch gebundenen Kohlenstoffes in gelösten und ungelösten Verbindungen im Wasser, einschließlich des elementaren Kohlenstoffes.

Total Inorganic Carbon (TIC): Summe des anorganischen Kohlenstoffes in gelösten und ungelösten Verbindungen im Wasser.

Grenzwerte

Lt. AAEV (1996) gilt als Anforderung an die Einleitung in ein Fließgewässer folgende Emissionsbegrenzung.

25 mg/l TOC

Bestimmung von TOC

Die Vorgangsweise zur Bestimmung des TOC-Gehaltes steht in der ÖNORM EN 1484.

Jede Art von TOC Messung beruht auf der vollständigen chemischen Oxidation aller enthaltenen organischen Stoffe zu CO₂ und H₂O und der quantitativen Bestimmung des gebildeten CO₂ zur Berechnung des gesamten organischen Kohlenstoffes. Beim thermisch-katalytischen Verfahren wird der in einer Probe enthaltene organisch gebundene Kohlenstoff im Hochtemperatur-Ofen eines Analysegerätes mit Hilfe eines Katalysators zu Wasser und CO₂ oxidiert (siehe Abbildung 4.6). Das hierbei entstandene Kohlendioxyd wird anschließend mittels eines Detektor gemessen, wobei das Maß für den Kohlenstoffgehalt der Probe die aufintegrierte Menge des entstandenen CO₂ ist. Der anorganischer Kohlenstoff (TIC) wird vorher durch Ansäuern und Austreiben entfernt.

Die Ergebnisse werden in Milligramm je Liter Kohlenstoff angegeben. Die Ergebnisanzeige hängt vom zufälligen Fehler (Präzision) der Messung ab. Zwei bis drei signifikante Stellen werden angegeben.

4.2.8. DOC (Disolved Organic Carbon)

Beschreibt die Summe des gelösten organisch gebundenen Kohlenstoffes im Wasser.

Grenzwerte

Lt. AAEV (1996) gilt als Anforderung an die Einleitung in ein Fließgewässer folgende Emissionsbegrenzung.

Es sind keine Grenzwerte festgelegt

Bestimmung von DOC

Die Bestimmung des DOC-Gehaltes von Proben wird auf die gleiche Art und Weise durchgeführt wie die TOC-Bestimmung. Der einzige Unterschied ist, dass die DOC-Probe vorher bei einer Porenweite von $0,45\ \mu\text{m}$ membranfiltriert wird. Die genaue Methode der DOC-Bestimmung ist ebenfalls in der ÖNORM EN 1484 festgelegt.



Abb. 4.6 Bestimmung von TOC und DOC

5. Standort und Funktionsweise des Probenehmers

5.1. Beschreibung des Standortes

Um aussagekräftige Ergebnisse über die Wasserbeschaffenheit von Dachflächenwässern zu erhalten, sollte der Standort der Messstelle möglichst repräsentativ für bestimmte Stadtbereiche gewählt werden.

Dafür bot sich die Dachfläche des Institutsgebäudes für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau in der Stremayrgasse 10 in Graz an. Die Stremayrgasse verläuft im Bezirk Jakomini mitten im Zentrum der Stadt Graz. Dieser Stadtteil ist geprägt von dicht bebautem Wohngebiet mit hohem Hausbrandanteil und teilweiser gewerblicher Nutzung.

Zusätzlich hat dieser Standort den Vorteil, dass hier bereits die Grundkonstruktion des Probenehmers vorhanden war, und sich das Labor im selben Gebäude befindet.

Die Abbildung 5.1 zeigt das zu untersuchende Objekt, von dessen Dachfläche das abfließende Regenwasser untersucht worden ist. Es handelt sich dabei um ein zwei-stöckiges Gebäude, in dem die Wasserbauinstitute der Technischen Universität Graz untergebracht sind.



Abb. 5.1 Wasserbaugebäude der TU-Graz

Die Dachfläche des Gebäudes ist in drei Teile gegliedert. Der mittlere Teil des Daches besteht aus mehreren Sheddächern (zu erkennen in Abbildung 5.2), der vordere und der hintere Teil aus flach abfallenden Pultdächern. Jedes Sheddach hat eine Neigung von ca. 22° und eine Fläche von etwa 96 m^2 . Erst vor geraumer Zeit wurden alle Sheddächer mit einer neuen Aluminiumdeckung versehen. Als Entwässerung dienen Fallrohrleitungen, die jeweils an beiden Seiten eines Sheddaches angebracht sind und in das Innere des Gebäudes führen. An eine dieser Fallrohrleitungen wurde die Probenahme-Anlage angeschlossen. Die zu untersuchende Dachfläche hat somit eine Größe von 48 m^2 .



Abb. 5.2 Dachfläche des Wasserbaugebäudes

Die Probenahme-Anlage selbst wurde im Keller des Gebäudes aufgebaut. Dadurch ergaben sich keine Probleme mit äußeren Einflüssen, Verschmutzungen und unsachgemäßen Manipulationen.

Die Abbildungen 5.3 und 5.4 zeigen Details einer Sheddachfläche.



Abb. 5.3 Ansicht eines Sheddaches mit der Regenrinne



Abb. 5.4 Detail: Anschluss an das Fallrohr

5.2. Beschreibung der Probenahme-Anlage

Das Grundgerüst der Probenahme-Anlage war bereits aus dem Jahre 1997 vorhanden und stammte von Elke Wolschner, die ihre Diplomarbeit am Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau an der TU-Graz absolvierte. Ihre Diplomarbeit handelte ebenso von der Regenwasserverschmutzung, allerdings wurden bei ihrer Versuchreihe nur zwei Mischproben des Regenwasserabflusses gezogen.

Da in dieser Arbeit zeitproportionale Verschmutzungskonzentrationen des Regenabflusses in den ersten Minuten eines Niederschlagsereignisses gemessen wurden, war es notwendig, die alte Probenahme-Anlage neu zu adaptieren und mit weiteren Messgeräten auszustatten.

Die gesamte Anlage besteht somit aus mehreren Komponenten, deren Funktion und Aufbau im Folgenden näher beschrieben werden.

5.2.1. Die Probenahme-Anlage

Die Abbildung 5.5 zeigt das Grundgerüst der Probenahme-Anlage mit dem Messwehr. Sie besteht aus einem PE-Rohr, das mit ca. 5° gegen die Horizontale geneigt ist und an die gusseiserne Fallrohrleitung angeschlossen ist. Gestützt wird das Rohr von zwei A-förmigen Ständern. Das PE-Rohr besitzt zwei senkrecht nach unten stehende Ablaufstutzen, wobei der hintere Ablaufstutzen für die Probenahme nicht gebraucht und verschlossen wurde. Der vordere Ablaufstutzen wurde mit einem PVC-Rohr mit dem Durchmesser DN 100 verbunden, das den Niederschlagsabfluss über eine 90° Rohrverbindung zur Probenahmestelle weiterleitet. Dieses zur Probenahmestelle führende Rohr hat ebenfalls eine Neigung von ca. 5°.

Damit das Regenwasser auch bei stärkeren Niederschlagsereignissen nur beim ersten Ablaufstutzen abfließt, wurde das leicht geneigte PE-Rohr unmittelbar vor dem senkrechten Stutzen mit einem steileren Gefälle versehen. Zusätzlich verfügt die Anlage über ein weiterführendes PVC-Rohr, das als Ablauf dient. Während der gesamten Messperiode wurde jedoch auch bei Starkniederschlägen der gesamte Regenabfluss über den ersten Ablaufstutzen abgeleitet, sodass der Ablauf nie zur Verwendung kam.

An der eigentlichen Probenahmestelle ist in das PVC-Rohr ein Stahlrohr (in Abbildung 5.5 als Probenahmestutzen bezeichnet) eingebaut, das bis ca. 2 mm über den Boden des PVC-Rohres reicht. Es ist mit dem Probenahmeschlauch verbunden, der wiederum zum Probennehmer führt.

Am Ende des PVC-Rohres befindet sich eine Rückschlagklappe (siehe Abbildung 5.7). Sie dient dazu, den Niederschlagsabfluss innerhalb eines Probeintervalls im PVC-Rohr aufzustauen, um eine Probenahme zu ermöglichen. Dazu wurde an der Klappe ein Bügel montiert. Dieser Metallbügel führt zu einem Magneten, der auf der Rückschlagklappe situiert ist und mit dem Memographen per Kabel verbunden wurde. Sobald nun ein elektrisches Signal vom Memographen ausgelöst wird, aktiviert

sich der Magnet. Der Stahlbügel wird an den Magneten gepresst, und die mit dem Bügel verbundene Klappe verschließt das PVC-Rohr. Der Niederschlagsabfluss kann sich aufstauen und die Regenwasserprobe wird gezogen.

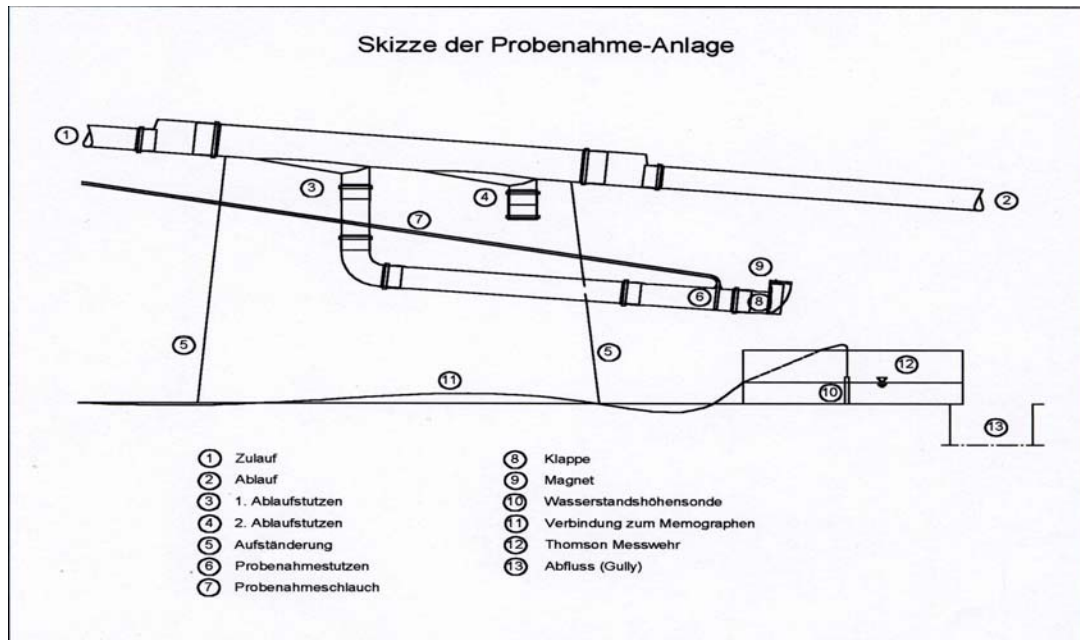


Abb. 5.5 Skizze der Probenahme-Anlage



Abb. 5.6 Probenahme-Anlage mit Memograph und Probenehmer



Abb. 5.7 Rückschlagklappe und Probenehmer

5.2.2. Das Niederschlagsmessgerät

Die Messung des Niederschlages erfolgte mit einem sogenannten Ombrometer. Das Gerät ist auf der Nordostseite des Institutsgebäudes in der Stremayrgasse 10 aufgestellt. Es funktioniert nach dem Wippenprinzip, wobei eine Wippenschale kippt, wenn sie sich mit einer Regenwassermenge gefüllt hat, die einer Niederschlagshöhe von 0,1 mm entspricht. Der Tag und die Uhrzeit der Kippung wird auf einer RAM – Speicherkarte, die im Meßsystem integriert ist, aufgezeichnet. Während sich diese Wippenschale nach der Kippung entleert, füllt sich eine zweite solange, bis die oben erwähnte Regenwassermenge auch diese zum Kippen bringt. Die Abspeicherung dieses Kippzeitpunktes ermöglicht die kontinuierliche Messung des Niederschlages.

Das in Abbildung 5.8 schematisch dargestellte Niederschlagsmessgerät besteht im wesentlichen aus vier Elementen:

- dem Auffangtrichter
- der Wippe mit der Pulsumformelektronik
- der Datenaufzeichnung
- dem Sammelgefäß

Die Auffangfläche des Niederschlagsmessgerätes beträgt 500 cm^2 . Die Wippe ist austauschbar und kann wahlweise mit einem Schaleninhalt von 5 cm^3 oder 10 cm^3 , entsprechend einer Niederschlagshöhe von $0,1 \text{ mm}$ bzw. $0,2 \text{ mm}$, eingebaut werden. Das bei der Messreihe verwendete Gerät hat einen Schaleninhalt von 5 cm^3 und kann somit Niederschlagshöhen von $0,1 \text{ mm}$ registrieren. Die Datenaufzeichnung erfolgt zeitvariabel, wobei der Zeitpunkt jeder einzelnen Wippung binär auf Festpeicher registriert wird. Das Niederschlagswasser wird nun in einen Auffangbehälter weitergeleitet. Da die im Behälter gesammelte Wassermenge mit der über die Wippungen gemessenen Menge übereinstimmen muss, kann durch einen Vergleich der beiden, eine sehr einfache Kontrolle der Funktionstüchtigkeit der Niederschlagsmessstation erfolgen.

Die Beschreibung des Niederschlagsmessgerätes stammt aus einem Bericht von O. Hable aus dem Jahre 1999.

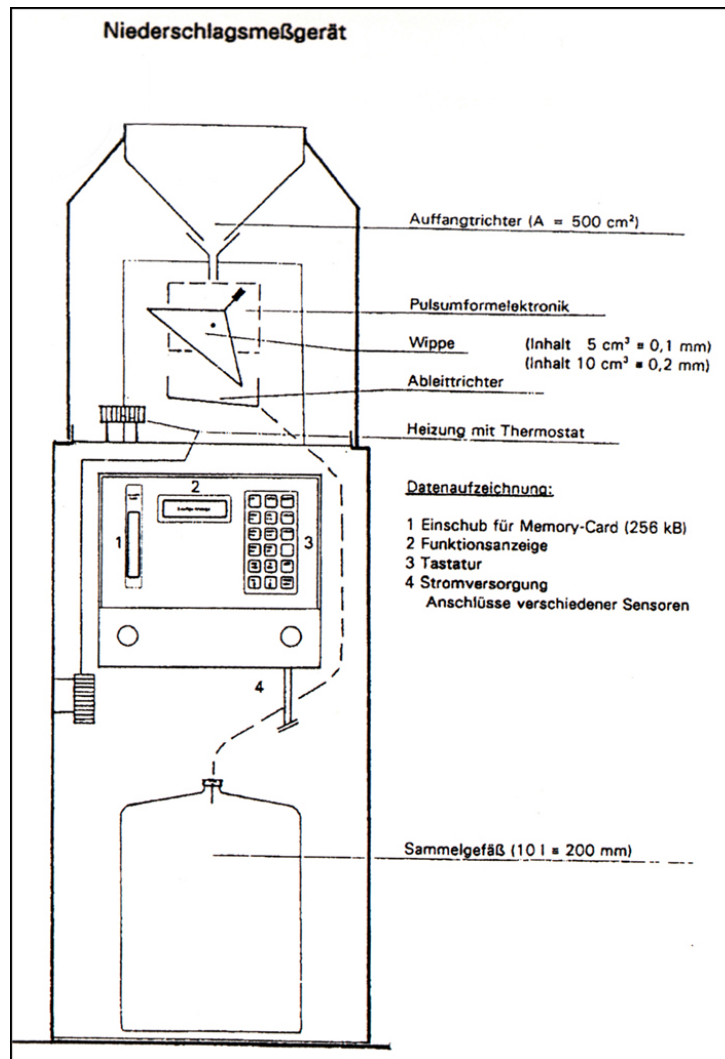


Abb. 5.8 Niederschlagsmessgerät (Hable, 1999)

5.2.3. Das Messwehr

Um die Menge des Niederschlagsabflusses kontinuierlich zu bestimmen, wurde in einem Messwehr eine Wasserstandssonde vertikal eingesetzt. Bei einem Niederschlagsereignis misst sie kontinuierlich alle 2 Sekunden die Wasserstandshöhe h im Wehr und leitet die Daten direkt zum Memographen weiter. Dort wird jede gemessene Wasserstandshöhe mit Datum und Uhrzeit auf Festplatte gespeichert.

Aus den so gewonnenen Wasserstandshöhen kann nun mittels dem Dreiecküberfall nach Thomson die Abflussmenge errechnet und gleichzeitig die Abflussintensität eines Niederschlagsereignisses ermittelt werden.

In Abbildung 5.9 ist das verwendete Messwehr schematisch dargestellt.

Die verwendeten Formeln zur Berechnung der Abflussmenge lauten:

$Q = \frac{8}{15} \cdot \mu \cdot \sqrt{2g} \cdot \tan \alpha \cdot h^{5/2} \quad \text{.....Abflussmenge [m}^3/\text{s]}$
$\mu = 0,565 + 0,0087 \cdot h^{-1/2} \quad \text{.....Überfallbeiwert, h in [m]}$

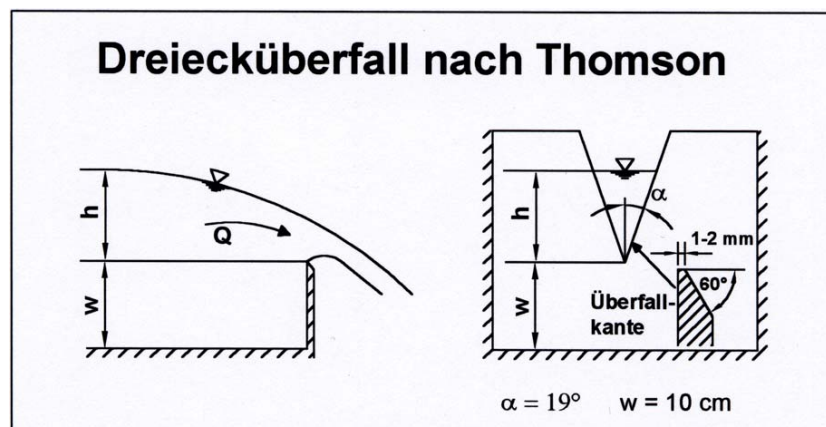


Abb. 5.9 Skizze des Messwehres

5.2.4. Der Probenehmer

Der Probenehmer, der bei dieser Messreihe verwendet wurde, hat die Bezeichnung Liquit-Port 2002 und stammt von der Firma Endress+Hauser. Wie in Abbildung 5.10 zu erkennen ist, besteht er aus dem Geräteoberteil mit den Steuereinrichtungen, der Schlauchpumpe und den elektrischen Anschlüssen. Im unteren, abnehmbaren Teil

des Probenehmers befinden sich 24 durchnummerierte Probeflaschen mit einem Nenninhalt von je 1 Liter.

Bei der eigentlichen Probenahme bestand die Aufgabe, zeitproportionale, d.h. in zeitlich konstanten Abständen konstante Probenvolumen zu entnehmen. Der Probenahmeintervall dauerte ca. 1 min 30 sec. Dabei betrug das gezogene Probenvolumen 500 ml.

Das Ansaugen und Dosieren der Probeflüssigkeit erfolgt mit einer Schlauchpumpe. Dabei wird der Pumpenschlauch durch eingreifende Rollen, die am Umfang umlaufen, periodisch verformt und damit eine Pumpwirkung erzeugt. Die Mediumsdetektion steuert die elektronische Volumenzählung. Danach wird die Probeflüssigkeit mittels eines drehbaren Verteilerrohres in die einzelnen Flaschen gefüllt.

Diese Beschreibung und die nachfolgenden Abbildungen 5.10 und 5.11 stammen von der Betriebsanleitung des Liquit-Port 2000 der Firma Endress+Hauser.

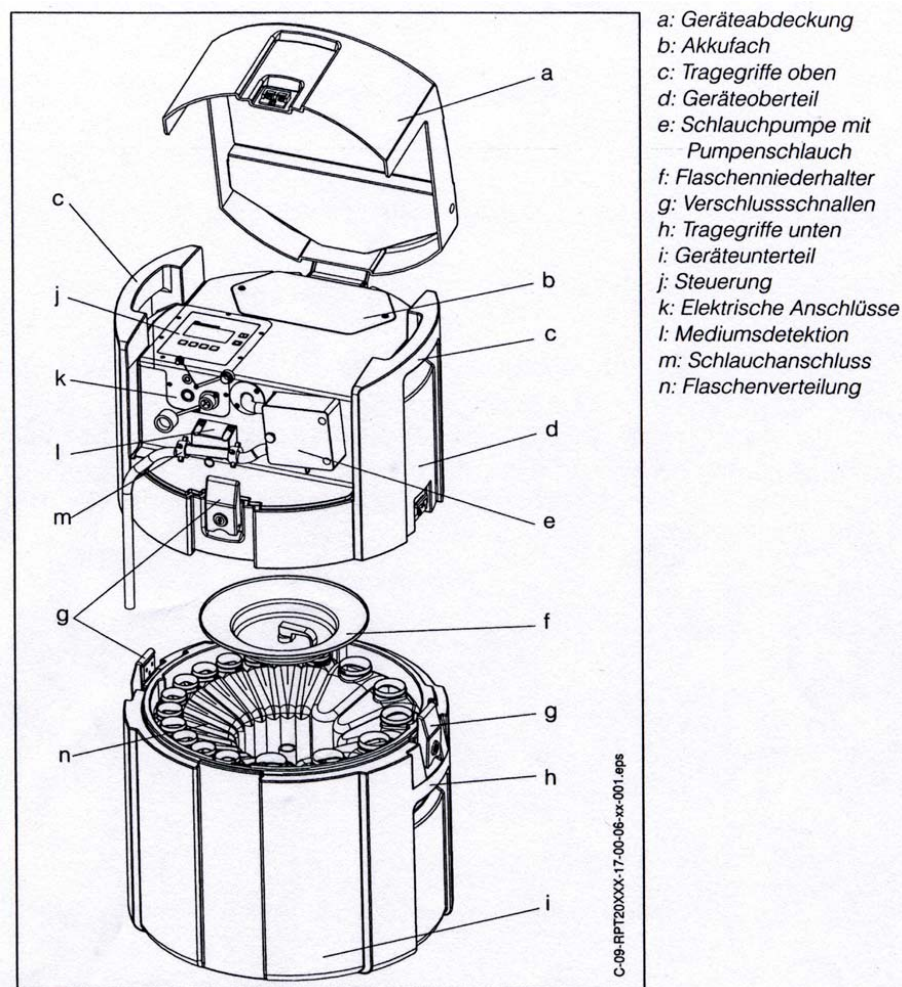


Abb. 5.10 Der Probenehmer (Endress+Hauser)

Die Probenahme erfolgt in 3 Schritten:

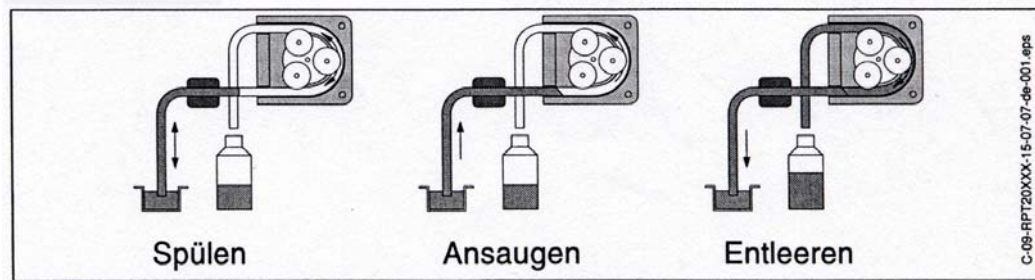


Abb. 5.11 Die Probenahme (Endress+Hauser)

- Spülen der Ansaugleitung: Die Probeflüssigkeit wird angesaugt, bis die Mediumsdetektion anspricht. Danach läuft die Pumpe rückwärts und drückt die Flüssigkeit zur Entnahmestelle zurück.
- Ansaugen der Probeflüssigkeit: Die Probeflüssigkeit wird von der Entnahmestelle zum Probennehmer angesaugt und das Probevolumen elektronisch durch Summierungen der Pumpendrehungen berechnet.
- Entleeren der Ansaugleitung: Nach der Probeentnahme wird die in der Ansaugleitung verbliebene Flüssigkeit in die Entnahmestelle zurückgepumpt.

5.2.5. Der Memograph

Der verwendete Memograph hat die Bezeichnung Visual Data Manager memo-graph Version II und stammt ebenfalls von der Firma Endress+Hauser. Es handelt sich hierbei um einen Bildschirmschreiber, der Signalverläufe aufzeichnet und die Daten intern auf einer Festplatte speichert. Diese können dann mittels Diskette ausgelesen und weiterverarbeitet werden.

Die Abbildung 5.12 zeigt den VDM memo-graph Version II und stammt aus der Betriebsanleitung der Firma Endress+Hauser.

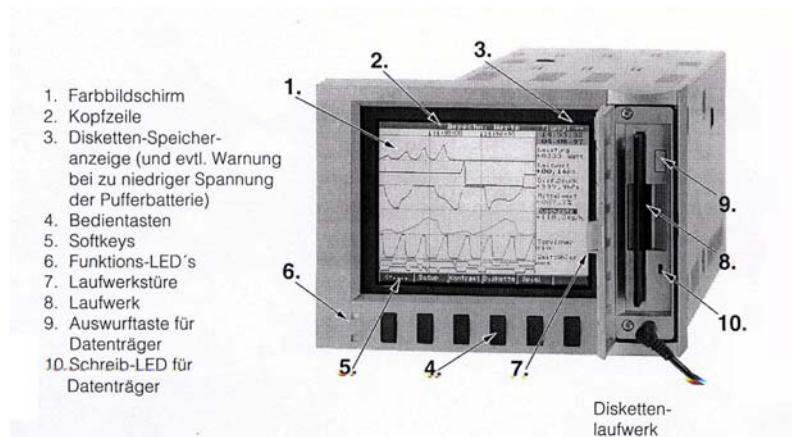


Abb. 5.12 VDM memo-graph (Endress+Hauser)

5.2.6. Der Ablauf einer Probenahme

Bei Regenbeginn sendet der Feuchtigkeitssensor, der neben dem Niederschlagsmessgerät installiert ist, ein Signal an den Memographen. Dieser aktiviert die Wasserstandssonde im Messwehr. Der auf das Dach fallende Regen wird über die Innendachentwässerung und deren Fallrohr in das Innere des Gebäudes bis hin zur Messstation geleitet. Die Wasserstandssonde registriert nun die Höhe des in das Messwehr abgeleiteten Wassers und sendet zugleich die Daten an den Memographen. Dieser zeichnet die gemessenen Höhen graphisch auf einen Monitor auf und speichert die Daten auf einer internen Festplatte ab.

Ab einer Wasserstandshöhe von 2 mm schaltet der Memograph den bis dahin aufstand by laufenden Probenehmer ein und aktiviert gleichzeitig den auf der Rückschlagklappe situierten Magneten. Dieser hält den Stahlbügel fest, die Klappe verschließt das PVC-Rohr und der Niederschlagsabfluss kann sich aufstauen. Die Probenahme beginnt.

Nach ca. 1 min 30 sec (Dauer des Probenahmeintervalls) wird der Magnet wieder deaktiviert und das aufgestaute Regenwasser kann in das Messwehr abfließen.

Danach beginnt der Probenahmezyklus wieder von vorne. Nach der letzten, von 24 möglichen Probenahmen, schaltet sich der Probenehmer automatisch ab. Bei langandauernden Regenereignissen reichten jedoch nach dem angewandten Probenahmeprinzip die verfügbaren 24 Probeflaschen nicht aus. Der ablaufende, in der Regel weniger verschmutzte Teil des Niederschlagsabflusses wird in diesen Fällen nicht beprobt. Der Memograph zeichnet weiterhin die Wasserhöhen auf, aber er gibt keine Signale mehr an den Magneten. Somit kann das nachfolgende Regenwasser ungehindert abfließen.

Die Einstellung, den Probenehmer erst ab 2 mm Wasserstandshöhenzunahme zu aktivieren, hat zwei Gründe:

1. Bei einem kurzen Nieselregen wäre durch die geringe Wassermenge eine Probenahme nicht möglich
2. Da der Feuchtigkeitssensor im Freien steht und sehr sensibel reagiert, könnte er durch mutwilligen Vandalismus aktiviert werden.

Dadurch konnten aber auch die ersten Liter des Regenabflusses nicht beprobt werden.

Ein Problem technischer Natur, das manchmal auftrat, war die Überfüllung des Probenehmers. Bei leichtem Regen war die aufgestaute Wassermenge im PVC-Rohr so gering, dass der Probenehmer nicht in der Lage war, in den 1 1/2 min das gewünschte Probenahmenvolumen von 500 ml anzusaugen. Die Probenahme dauerte wesentlich länger und aus technischen Gründen wurde wesentlich mehr Probevolumen gezogen. Daraus resultierte, dass entweder nur einzelne Probebehälter überfüllt waren oder aber der ganze untere Teil des Probenehmers voll mit Regenwasser war.

Im ersten Fall wurden die Proben trotzdem analysiert und ausgewertet. War jedoch der ganze Probenehmer überfüllt, gab diese Mischprobe keinen Aufschluss über die Schmutzstoffkonzentration und wurde deshalb verworfen.

5.2.7. Die Entnahme der Proben

Nach einem Regenereignis mussten die gezogenen Wasserproben vom Probenehmer in Kunststoffbehälter umgefüllt werden. Um dies zu bewerkstelligen, wurde das Signalkabel und das Netzkabel vom Probenehmer abgeschraubt und der Geräteoberteil abgenommen. Danach konnten die befüllten Probebehälter (bei den meisten Regenereignissen wurden nicht alle maximal 24 möglichen Proben gezogen) unter mehrmaligen Schütteln in Kunststoffbehälter umgefüllt werden.

Diese Arbeit und das vorherige Beschriften der Plastikflaschen mit Datum und Probennummer wurde entweder von mir persönlich oder von Mitarbeitern des Labors erledigt.

Die Proben wurden daraufhin in das Labor gebracht. Wenn eine sofortige Anlieferung nicht möglich war, z.B. am Wochenende, wurden die Proben in der Zwischenzeit vorschriftsmäßig konserviert. Die Proben wurden bis zur eigentlichen Analyse bei 4° C gekühlt gelagert.

Der Probenehmer mit den Probebehältern wurde gründlich ausgewaschen und die ganze Probenahme-Anlage für das nächste Regenereignis betriebsbereit gemacht.

6. Ergebnisse

Die im Anschluss dargestellten Ergebnisse der Verschmutzung des Regenwasserabflusses der Dachfläche des Wasserbaugebäudes in der Stremayrgasse 10 in Graz beruhen auf Untersuchungen im Zeitraum vom 21. Mai 2002 bis 24. Juli 2002. Ziel war es, durch die Auswertung des gewonnenen Datenmaterials, das Ausmaß der Verunreinigung der Niederschlagsabflüsse zu ermitteln und maßgebliche Einflussgrößen zu analysieren.

Die Größe der Konzentrationen, sowie die Charakteristik ihrer zeitlichen Veränderungen während eines Abflusses wurden im Einzelnen ausgewertet und in Diagrammen graphisch dargestellt.

6.1. Abschätzung von Messfehlern

Die genaue Bestimmung der Fehler ist laut O. Paulsen (1986) außerordentlich schwierig, da jede Art von Messwerten fehlerbehaftet ist und die tatsächlichen Zustandswerte unbekannt sind. Die auftretenden Fehler lassen sich in folgenden Gruppen einteilen:

- Messungenauigkeiten bei Niederschlags- und Wasserstandsmessungen
- Fehlerhafte Probenahme und falsche Probebehandlung
- Ungenauigkeiten der Laborverfahren
- Auswertungs- und Interpretationsfehler

Zu einem ähnlichen Schluss kommt auch J. Förster (1999) in einem Fachbericht :

„Die Bestimmung des Wertes einer Messgröße erfolgt in der Regel in einer Abfolge von (je nach Parameter und Methode unterschiedlich vielen) Schritten, mit der instrumentellen Analytik im Zentrum (siehe Abbildung 6.1). Da der Forscher einerseits stets nach möglichst richtigen Messergebnissen strebt, um auf optimaler Grundlage seine Schlüsse ziehen zu können, andererseits eine exakte Messung des wahren Wertes bestenfalls aus Zufall möglich sein wird, weil Messungen prinzipiell fehlerbehaftet sind, ist die Einschätzung der Größenordnung der Fehler, die während der verschiedenen Phasen einer Bestimmung möglich bzw. wahrscheinlich sind, von elementarer Bedeutung. Wie aus der Prinzipskizze in Abbildung 6.1 zu ersehen ist, zeitigt der in der Regel große zeitliche und materielle Aufwand für die instrumentelle Analytik von Schadstoffen seinen Erfolg in einem relativ kleinen Fehlerintervall, während der bei den notwendigerweise vor- und nachgeschalteten Schritten typische Fehler durchaus ein bis zwei Größenordnungen darüber liegen kann. Dieses ungünstige Verhältnis legt nahe, den kritischen Schritten der Probenahme und Probelageung sowie der Darstellung der Interpretationen der Messwerte mehr Zeit und

Arbeitskraft zu widmen, um ihr beachtliches Fehlerpotential – welches letztendlich fatale Fehlentscheidungen mitverursachen kann – zu senken.

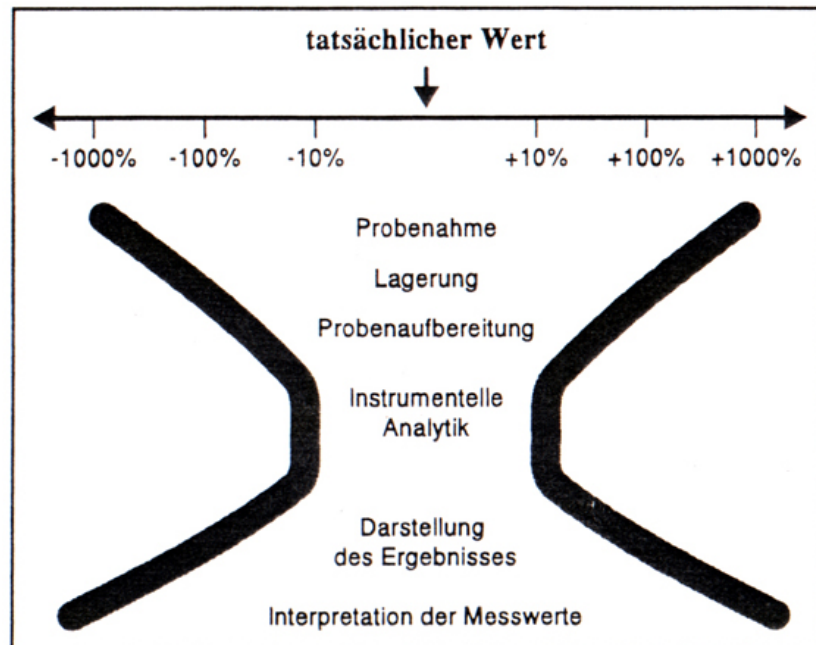


Abb.6.1 Einflüsse auf das Ergebnis der Untersuchung (Förster, 1999)

Weiter sollte beachtet werden, dass der Gesamtfehler der quantifizierbaren Schritte bestenfalls als statistische Größe greifbar wird und im Einzelfall immer unbekannt bleibt. Da die untersuchten Niederschlagsereignisse ebenso wie viele Randbedingungen nicht reproduzierbar sind, entfällt auch die Kontrolle der Richtigkeit einer Gesamtbestimmung durch Wiederholung. Glücklicherweise wirken sich viele der bei einer Untersuchung gemachten Fehler aber in der gleichen Richtung und in etwa gleicher Größe aus (z.B. bei nicht optimaler, aber gleicher Lagerung der Proben), so dass die Ergebnisse zwar vielleicht nicht „richtig“, wohl aber untereinander gut vergleichbar sind. Schlussfolgerungen sollten stets auf ihre Sensitivität für verschiedene Fehlertypen (zufällige und systematische Fehler) hin hinterfragt werden.“

Sicherlich traten bei dieser Versuchsreihe auch Messfehler auf, jedoch wurde keine genaue Fehleranalyse durchgeführt.

Eines der größten Fehlerpotentiale lag in der Probenahme selbst. Wie schon in Punkt 5.2.6 beschrieben, kam es bei leichten Niederschlägen zu Überfüllungen der Probebehälter bzw. des ganzen Probenehmers. Durch diese nicht ordnungsgemäße Befüllung der Probeflaschen wurde die Beschaffenheit des Inhaltes verfälscht. Weiters

war es durch die zeitliche Einstellung der Probenahme nicht möglich, den ersten Schwall des Regenabflusses zu analysieren.

Nach O. Paulsen (1986) wird eine nicht unerhebliche Verfälschung der Analysenwerte durch zu lange Lagerung bewirkt. In den meisten Fällen wurden die Wasserproben schon am Tag nach der Probenahme im Labor analysiert. War dies nicht möglich wurden sie im Kühlschrank bei 4° C zwischengelagert. Bei einer Aufbewahrung der Proben über 3 Tage kann jedoch eine Verfälschung der Wasseranalyse nicht ausgeschlossen werden. Dies gilt insbesondere für den pH-Wert und die sauerstoffzehrenden Substanzen.

Nicht zuletzt ist auch ein Fehler bei der Darstellung und der Interpretation der Messergebnisse möglich.

6.2. Konzentrationen der Verschmutzung

Laut A. GÖTTLE (1978) ist das unmittelbare Ergebnis der physikalischen, chemischen und biochemischen Analysen die Konzentration von Inhaltsstoffen im Regenwasserabfluss. Einen ersten Überblick über die Größenordnung, in der die Verschmutzungskonzentrationen im Regenwasserabfluss liegen, geben die in Tabelle 6.1 aufgetragenen Werte. Für die einzelnen Verschmutzungsparameter sind die gemessenen minimalen und maximalen Konzentrationswerte aufgelistet. Zusätzlich ist in der letzten Spalte die Anzahl der analysierten Proben aufgetragen. Aus denen und aus der Summe der Einzelwerte lassen sich die arithmetischen Mittelwerte der Verschmutzungskonzentration berechnen.

Anhand dieser Werte lässt sich abschätzen, mit welchen Schmutzstoffintensitäten bei Regenereignissen zu rechnen ist.

Tab. 6.1 Minimalwerte, Mittelwerte und Maximalwerte der festgestellten Konzentrationen des Regenwasserabflusses

Verschmutzungsparameter	Einheit	Mittelwert	Minimalwert	Maximalwert	Probenanzahl
Elektrische Leitfähigkeit	µS/cm	30	7	118	133
pH - Werte	-	7,16	6,60	9,79	133
CSB	mg/l	19	CSB < 15	265	133
Ammonium	mg/l	0,88	n.n.	3,8	133
Nitrat	mg/l	0,39	n.n.	3,4	133
TOC	mg/l	4,44	1,14	28,16	36
DOC	mg/l	2,89	n.n.	13,64	133
Abfiltrierbare Stoffe	mg/l	34	2	270	133

n.n.: nicht nachweisbar (Stoff ist mit dem verwendeten Analysenverfahren nicht nachweisbar, kann aber vorhanden sein)

CSB <15: Probe mit weniger als 15 mg/l Chemischer Sauerstoffbedarf

Zur Relativierung der in den einzelnen Spalten der Tabelle 6.1 aufgetragenen Konzentrationswerte sind in der Tabelle 6.2 die mittleren Konzentrationen des Kläranlagenzu- und -ablaufes der Grazer Kläranlage dargestellt. Die Vergleichswerte stammen von einer 24 Stunden Fremdüberwachung der Grazer Kläranlage vom 02. - 03. 07. 2002, die vom Labor des Instituts durchgeführt wurde. Dabei wurden zeitproportionale Mischproben gezogen.

Tab. 6.2 Vergleichswerte der mittleren Verschmutzungskonzentration im Kläranlagenzu- und im Kläranlagenablauf

Verschmutzungsparameter	Einheit	mittlere Konzentration im Kläranlagenzu- und -ablauf	mittlere Konzentration im Kläranlagenablauf
Elektrische Leitfähigkeit	µS/cm	1560	1226
pH - Werte	-	8,10	7,36
CSB	mg/l	942	85
Ammonium	mg/l	40	42
Nitrat	mg/l	0,4	0,3
TOC	mg/l	234	12
DOC	mg/l	n.a.	n.a.
Abfiltrierbare Stoffe	mg/l	n.a.	n.a.

n.a.: nicht analysiert

In einer Gegenüberstellung der analysierten Daten lässt sich zusammenfassend feststellen:

- Die mittleren Konzentrationen der zeitproportionalen Proben der Dachabflüsse sind für alle Parameter mit Ausnahme des Nitratgehaltes im Durchschnitt sehr viel geringer als die mittleren Konzentrationen im Kläranlagenzu- und -ablauf.
- Bei den maximalen Konzentrationen erreichen die Parameter CSB, Nitrat und TOC höhere Werte wie im Kläranlagenablauf.

Hier stellt sich die Frage, wie häufig besonders hohe Konzentrationen im Abfluss auftreten. Dazu wurde exemplarisch die Konzentration des CSB-Gehaltes der Abflüsse untersucht, da bei diesem Parameter die Schwankungsbreite (zwischen minimalen und maximalen Wert) der Konzentration groß ist.

Zunächst wurde eine Klasseneinteilung mit der Klassenbreite von 15 mg/l CSB vorgenommen. Für diese Klassen wurden absolute Häufigkeiten der aufgetretenen Konzentrationen ermittelt. Das Ergebnis ist in der Abbildung 6.2 dargestellt.

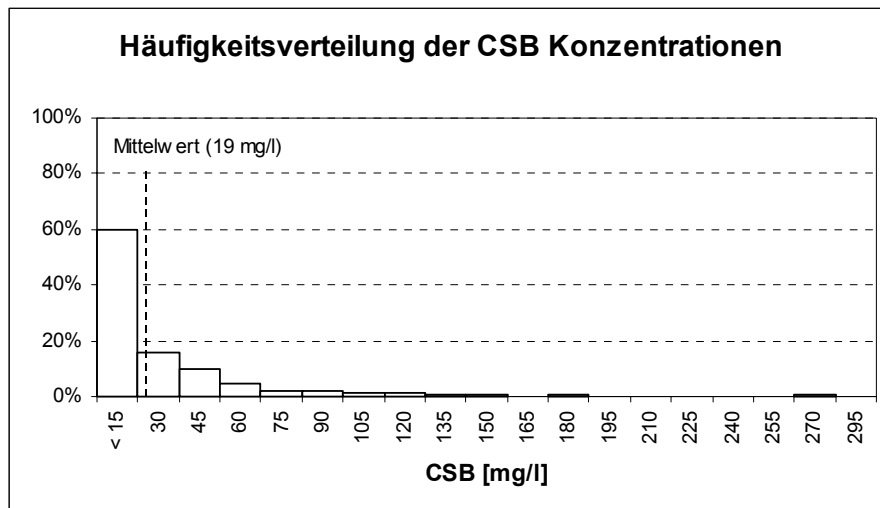


Abb. 6.2 Häufigkeitsverteilung der CSB Konzentration

Die Abbildung macht deutlich, dass hohe Konzentrationen nur von einem relativ geringen Anteil aller Proben bzw. nur während einer relativ kurzen Zeit erreicht werden. Andererseits werden sehr kleine Verschmutzungen vom Großteil aller Proben überschritten. Das hat zur Folge, dass der Mittelwert größer ist als der Modalwert (häufigster Wert). Somit verdeutlicht der Schwankungsbereich der beobachteten Konzentrationen die Unterschiedlichkeit der Abflüsse. So wurden durchaus Niederschläge erfasst, deren maximale Konzentration der Verschmutzung kleiner ist, als die mittlere Konzentration anderer Ereignisse. Dieses Verhalten ist für alle untersuchten Parameter, mit Ausnahme des pH-Wertes, etwa gleich.

6.3. Regenereignisse und Trockenperioden

Die während des Untersuchungszeitraumes von Mai 2002 bis Juli 2002 aufgezeichneten Niederschlagsmengen charakterisieren die wechselnden Witterungsverhältnisse der Messperiode. So hängt der Niederschlag, als zeitlich-örtlich veränderliches Ereignis, von zahlreichen Einflüssen wie, z.B. der geographischen sowie der topographischen Lage des Ortes, ab.

Die in den folgenden Tabellen angegebenen Niederschlagshöhen beruhen auf den Messungen des Niederschlagsmessgerätes, das auf der Nordostseite des Institutsgebäudes aufgestellt ist.

In Tabelle 6.3 sind die täglichen Niederschlagssummen des Jahres 2002 dargestellt. Die Niederschlagshöhen, angegeben in mm, beziehen sich auf die Auffangfläche des Niederschlagsmessgerätes. Sie beträgt 500 cm². Äquivalent dazu können die Regenmengen auch in Liter pro m² angegeben werden.

Von Bedeutung ist auch die zeitliche Abfolge der einzelnen Niederschlagsereignisse und somit die Dauer der Trockenwetterperioden. In dieser Zeit erfolgt die Akkumulation der Schmutzstoffe. In Abbildung 6.3 sind alle Regenereignisse, samt zugehöriger

Niederschlagsmengen, während der Messperiode in den Monaten Mai bis Juli, aufgetragen. Die roten Balken signalisieren Regenereignisse, an denen Proben gezogen worden sind. Die dargestellten Pfeile symbolisieren die Anzahl der Tage einer Trockenperiode. Damit ist in erster Linie ein Vergleich der gemessenen Ergebnisse mit den eingetretenen Niederschlägen möglich.

Da zum Teil nur wenige Stunden zwischen zwei Niederschlagsereignissen lagen, wurde, um repräsentative Ergebnisse zu erhalten, nicht jedes Regenereignis untersucht. So wurden manchmal schon gezogene Proben verworfen oder der Probennehmer wurde bei zu kurzer Trockenwetterperiode abgeschaltet.

Tab. 6.3 Tägliche Niederschlagssummen des Jahres 2002 (Niederschlagsmessstation TU-Graz, 2002)

Tägliche Niederschlagssummen des Jahres 2002

	Jan	Feb	März	April	Mai	Juni	Juli	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
1			2,0									
2			0,4									
3			1,9									
4							19,3					
5				0,9								
6						11,6	0,2					
7		4,1				6,0	2,6					
8						2,0						
9												
10		0,5		1,0		0,4						
11												
12				8,0	0,2							
13	6,0			0,5	0,3	0,2						
14	0,2	1,6		0,9	8,7		25,4					
15				1,8		4,1	5,8					
16						4,6	3,8					
17		4,1		0,7		0,1						
18		0,9		2,2	21,4							
19				1,9								
20				11,0	0,9							
21		0,1			6,1	1,9	3,7					
22					0,1		2,1					
23			0,1									
24					6,4		4,1					
25					1,4	1,7						
26					31,3							
27				12,8	6,3							
28		1,6			2,3	10,0						
29				0,9								
30												
31												
Summe	6,2	12,9	4,4	42,6	85,4	42,6	67,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Regenereignisse von Mai bis Juli 2002

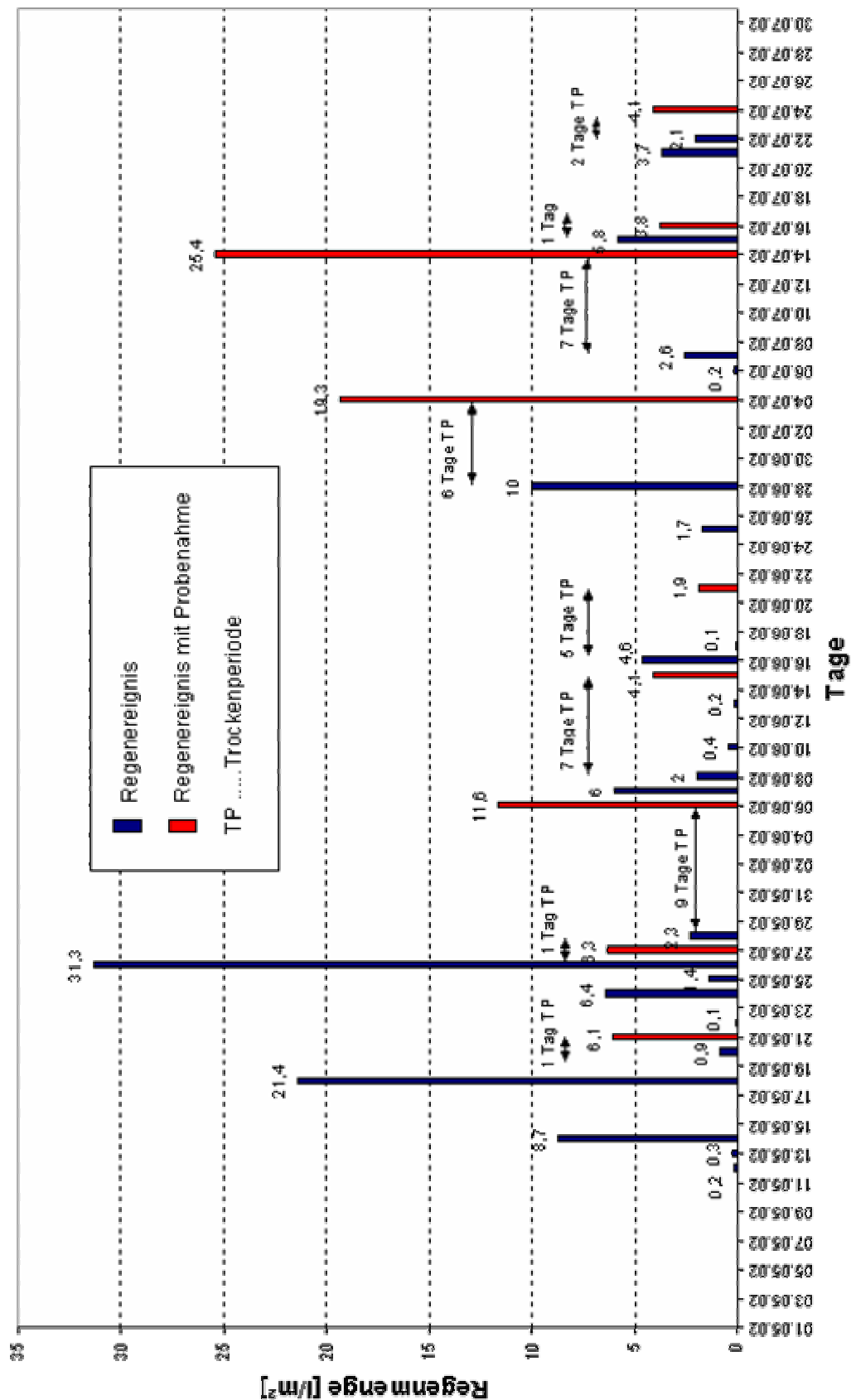


Abb. 6.3 Regenereignisse von Mai 2002 bis Juli 2002

6.4. Darstellung der Messergebnisse

Die Ergebnisse der Laboranalysen von 133 Einzelproben, die während neun Regenereignissen erfasst wurden, bilden die Ausgangsbasis der Betrachtungen über den zeitlichen Verlauf der Verschmutzung im Regenwasserabfluss.

Die im Punkt 6.4 angeführten Erläuterungen beziehen sich auf den Anhang, in dem eine Zusammenstellung der gemessenen Verschmutzungskonzentrationen vorgenommen wurde. Am Anfang eines jeden Regenereignisses ist eine tabellarische Zusammenstellung der gemessenen Verschmutzungskonzentrationen der einzelnen Parameter abgebildet. Die erste Spalte der Tabelle beinhaltet jeweils den Zeitpunkt der einzelnen Probenahmen. Weiters kann den Tabellen das Datum des Niederschlagsereignisses, die Anzahl der Tage der Trockenperiode und der Zeitpunkt des Regen- bzw. des Probenahmebeginns entnommen werden.

Die erste Abbildung zeigt die Abflussganglinie eines Regenereignisses. Sie gibt die vom Memographen während eines Niederschlages registrierten und danach in Abflussmengen umgerechneten Daten wieder. Auf der Abszisse ist die Uhrzeit aufgetragen, die Ordinate zeigt die Abflussmenge in Milliliter. Die deutlich erkennbaren Einkerbungen an der Abflussganglinie markieren den jeweiligen Zeitpunkt der Probenahmen.

Einen weit besseren Eindruck vom zeitlichen Verlauf der Verschmutzungen geben die graphisch aufgetragenen Konzentrationsganglinien wieder.

Aus Gründen der Platzersparnis und der besseren Vergleichbarkeit wurden die Konzentrationsverläufe folgender Parameter in einer Abbildung zusammengefasst:

- Elektrische Leitfähigkeit und pH-Wert,
- Ammonium und Nitrat und
- TOC, DOC, abfiltrierbare Stoffe und der CSB-Gehalt

Auf der Abszisse ist der Zeitpunkt der Probenahme dargestellt, die Ordinate zeigt die Einheit der dargestellten Parameter.

Bei den Abbildungen der Ganglinien der elektrischen Leitfähigkeit und des pH-Wertes symbolisiert ein horizontaler Balken den pH - neutralen Bereich. Ebenso wurde bei der Abbildung der Ganglinien TOC, DOC, abfiltrierbare Stoffe und CSB ein horizontaler Balken hinzugefügt, der den Grenzwert ausdrückt, ab dem der CSB-Gehalt exakt angegeben wird. Alle Analyseergebnisse von weniger als 15 mg/l sind zusammenfassend als CSB <15 mg/l angegeben.

6.4.1. Charakteristik der Veränderung der Verschmutzungskonzentration während des Abflusses

Bei den Konzentrationen der Regenwasserverschmutzung wurden während einer Probenreihe Werte mit großer Variabilität festgestellt. In nahezu allen aufgetragenen Ereignissen kommt jedoch die starke Korrelation des Konzentrationsverlaufes mit dem Abflussverlauf sowie die Abhängigkeit von der Abflussdauer deutlich zum Ausdruck. Die Konzentrationen der Verschmutzung steigen im Allgemeinen zu Abflussbeginn sehr rasch an und erreichen ihren Maximalwert immer vor der Abflussspitze. Hauptursache dafür ist die verstärkte Abspülung von auf den Entwässerungsflächen abgelagerten Schmutzstoffen in der Anfangsphase des Abflusses. Der nach Erreichen der Maximalkonzentration sich anschließende Abfall der Konzentrationsganglinien verläuft für die einzelnen Parameter nicht einheitlich, wie sich am Beispiel in den Abbildungen 6.4 und 6.5 zeigt. Er ist geprägt durch die Art und die Menge der Schmutzstoffablagerungen, den Verlauf der Abflussganglinie, sowie die Zeitdauer seit Beginn des Abflusses und die bis zu dem jeweiligen Betrachtungszeitpunkt abgeflossene Niederschlagsmenge.

Im gewählten Beispiel, wo drei markante Abflussintensitätsspitzen während der gesamten Abflussdauer auftraten, ist bei allen Verschmutzungsparametern, ausgenommen der abfiltrierbaren Stoffe, das Maximum der Konzentration schon am Beginn des Abflusses zu beobachten, also bereits nach relativ kurzer Abflussdauer.

Die abfiltrierbaren Stoffe und der CSB-Gehalt zeigen eine deutliche Abhängigkeit von der Abflussintensität, ihre Werte steigen mit zunehmenden Abfluss an. Hierfür muss das größere Abtragsvermögen intensiver Niederschläge, sowie das größere Transportvermögen großer Abflüsse verantwortlich gemacht werden.

Danach stellt sich nach jeder Konzentrationsspitze ein konkaver Verlauf ein, wobei die Abnahme der Konzentration langsamer erfolgt als vergleichsweise die Zunahme im Anfangsbereich jeder Abflussspitze. Weiters zeigt sich, dass die hohen Anfangskonzentrationen auch bei einer nachfolgenden Zunahme der Abflussintensität nur noch selten erreicht oder übertroffen werden.

Hingegen konnten bei den löslichen Stoffen, die nach hydraulischen Gesetzmäßigkeiten abfließen, kein Zusammenhang mit der Abflussstruktur festgestellt werden. Bei Regenbeginn weisen ihre Werte hohe Konzentrationen auf, die danach wieder rasch abfallen.

Diese unterschiedlichen Bindungen des Stofftransportes an die Fließverhältnisse kommen in den einzelnen Abflüssen unterschiedlich klar zum Ausdruck und werden in der Gegenüberstellung der Ganglinien deutlich sichtbar.

In den folgenden Abbildungen wurden die Konzentrationsganglinien über den Abflussganglinien gelegt, um eine bessere Vergleichbarkeit zu ermöglichen.

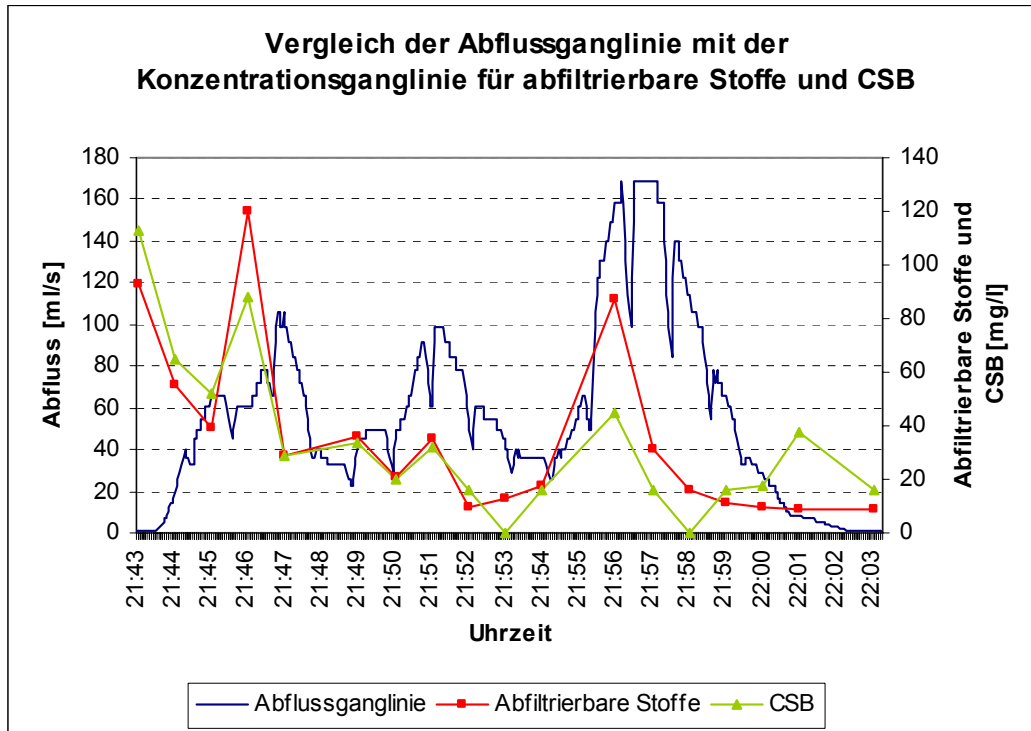


Abb. 6.4 Vergleich der Abflussganglinie mit der Konzentrationsganglinie für abfiltrierbare Stoffe und CSB

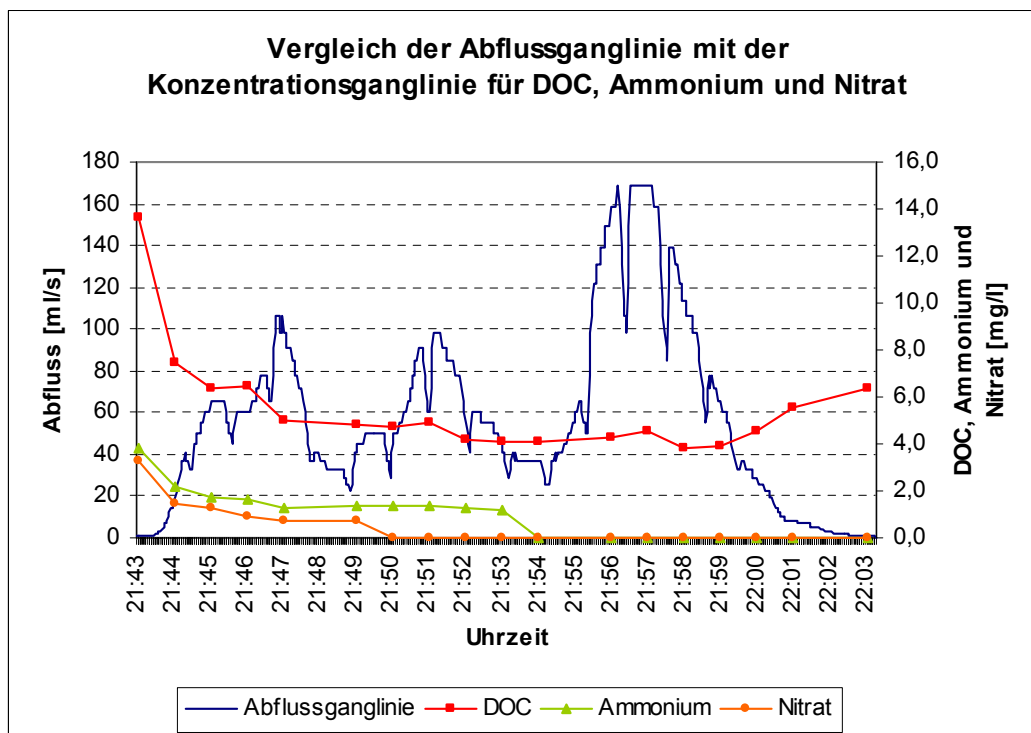


Abb. 6.5 Vergleich der Abflussganglinie mit der Konzentrationsganglinie für DOC, Ammonium und Nitrat

Beim Vergleich von Niederschlägen unterschiedlicher Intensität und zeitlichen Verlaufes (im Anhang sind verschiedene Beispiele angeführt) lässt sich auch erkennen, dass hohe Verschmutzungskonzentrationen in der Anfangsphase selbst bei geringen Abflussintensitäten auftreten können. Voraussetzung dafür ist aber, dass dem Regenereignis eine genügend lange Trockenperiode vorausgeht, in der sich ausreichend Schmutzstoffe auf der Dachfläche ansammeln können.

Die Abbildungen 6.6 und 6.7 zeigen übereinandergelegte Konzentrationsganglinien von den Parametern CSB und DOC. Sie stammen von Regenereignissen mit unterschiedlich lang, vorangegangenen Trockenperioden. Man erkennt deutlich, durch Kurvenscharen dargestellt, dass sich die Konzentrationswerte der angeführten Parameter am Beginn der Probennahme mit wachsender Zunahme der niederschlagsfreien Tage erhöhen.

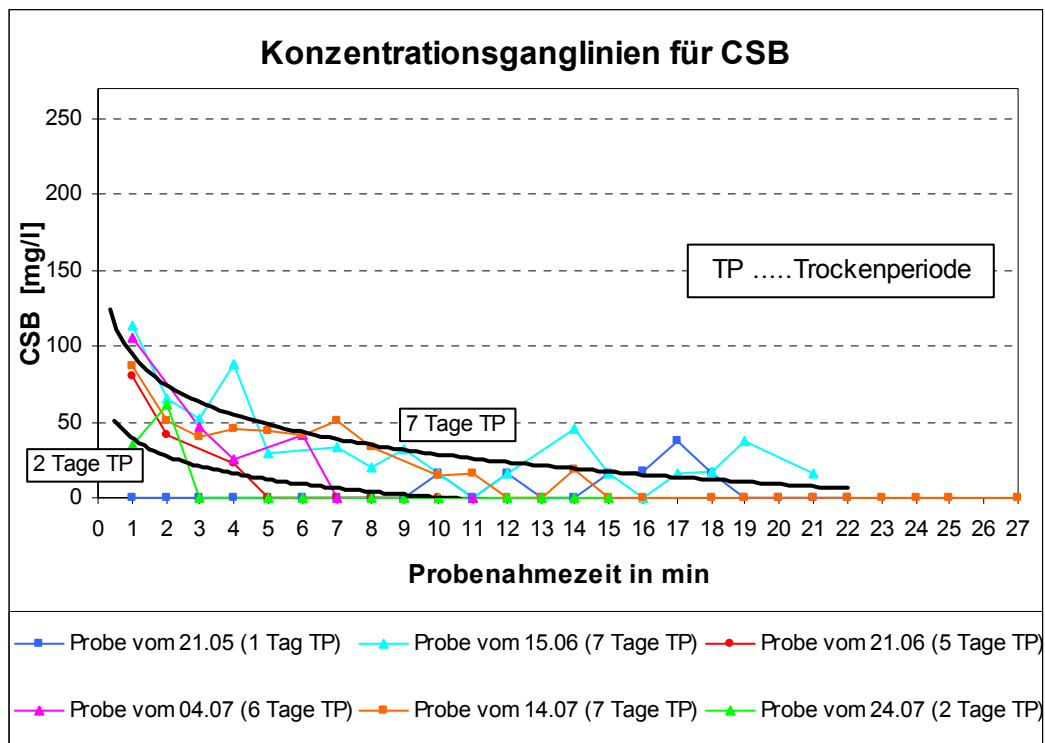


Abb.6.6 Abhängigkeit der CSB - Konzentration von der Dauer der Trockenperiode

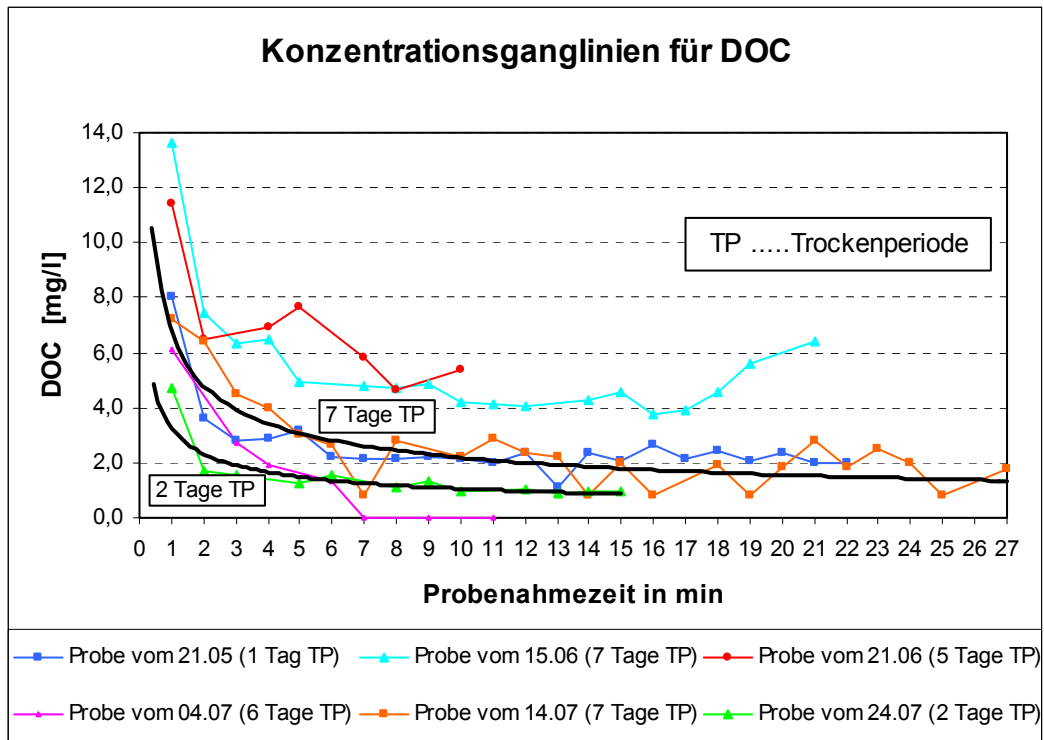


Abb.6.7 Abhängigkeit der DOC - Konzentration von der Dauer der Trockenperiode

6.5. Abhängigkeit zwischen den einzelnen Verschmutzungsparametern des Regenwassers

Laut A. GÖTTLE (1978) ist die Zusammensetzung der Inhaltsstoffe des Regenwassers und die jeweiligen Abhängigkeiten zwischen den Verschmutzungsgrößen von Interesse, da sie

- einen Anhalt über die Verschmutzungswirkung in einer Regenwasserbehandlungs- oder Kläranlage bzw. im Gewässer geben können,
- Grundlage einer Beurteilung von Verfahrensschritten zur Reduktion der Verschmutzung sein können,
- über die Bestimmung von schnell messbaren Parametern Rückschlüsse auf relativ aufwendig und langwierig zu messende Verschmutzungsgrößen ermöglichen.

6.5.1. Statistische Auswertung

Zur Bestimmung der Abhängigkeiten zwischen den Verschmutzungsparametern wurde das vorhandene Datenmaterial der Laboruntersuchungen einer Korrelationsanalyse unterzogen. Mit Hilfe dieser Analyse können Ergebnisse von Messungen

übersichtlich angeordnet und Zusammenhänge zwischen den Parametern ermittelt werden.

Die drei folgenden Kapitel (sie stammen aus der Diplomarbeit von Hochedlinger M. (1999)) zeigen aber auch deutlich die Gefahr einer Fehlinterpretation solcher Analysen auf. Deswegen sollten solche errechneten stochastischen Zusammenhänge stets mit Hilfe von ingenieurmäßigen Überlegungen überprüft werden, da die Existenz eines funktionierenden Zusammenhanges noch nichts über die kausale Verknüpfung einer Messreihe aussagt.

6.5.2. Allgemeines und statistische Zusammenhänge

Werden mehrere Merkmale gemeinschaftlich betrachtet, so erkennt man, dass Eigenschaften entweder unabhängig voneinander variieren oder sich miteinander in gesetzmäßiger Weise ändern. Im letzten Fall besteht zwar zumindest eine generelle Abhängigkeit, Korrelation genannt, aber nur selten ein eindeutiger mathematisch-funktionaler Zusammenhang: Dieser wird im Allgemeinen durch andere Einflüsse gestört, deren Richtung und Intensität sich zufällig ändern. Korrelationsuntersuchungen sind also insbesondere dann nützlich, wenn der Entstehungsprozess einer Erscheinung so komplex ist, dass er der quantitativen Aufschlüsselung durch bekannte Gesetzmäßigkeiten widersteht. Jedoch muss man sich der Gefahren eines solchen Vorgehens stets bewusst sein, wie die folgende Betrachtung zeigt.

Jede Verknüpfung mehrerer Größen durch eine Korrelation stellt einen Formal-Zusammenhang her, beweist aber keineswegs notwendig Kausalität. So lassen sich z.B. die beiden Aussagen „die Anzahl der Einwohner Hollands wächst“ und „die holländische Küste senkt sich“ sehr leicht in graphischer Darstellung korrelieren. Man hat lediglich zu beachten, dass zu jedem Zeitpunkt (z.B. jeweils am Jahresende) eine Einwohnerzahl x und Absenkung y gehört und benötigt nur korrespondierende x,y -Paare in ein Koordinatensystem einzutragen. Es wird jedoch kein vernünftiger Mensch bereit sein, die derart dokumentierte formale Abhängigkeit kausal zu deuten. So wie bei diesem absichtlich überspitzt gewählten Beispiel können beliebige zeitparallele Vorgänge formal ohne Rücksicht auf Kausalzusammenhänge verknüpft werden. Zeigt daher die Korrelationsuntersuchung eines komplexen Phänomens eine deutliche Abhängigkeit zwischen einem Trend und einer oder mehreren möglichen Ursachen, so sollte man – wenn immer möglich – außerstatistische Kriterien hinzuziehen, ehe man eine Intensitätsskala von Einflüssen setzt. Andernfalls können – bei Auftreten einer Scheinkorrelation – Fehldeutungen grober Art die Folge sein.

6.5.3. Statistische Berechnung

Die einfachste Art der Charakterisierung einer Variabilität besteht darin, auf die Darstellung der Auffächerung überhaupt zu verzichten und sich mit der Angabe irgendeines Mittelwertes zu begnügen, der in gewisser Weise das durchschnittliche Verhalten der Verteilung angibt. Die Anzahl der Daten ist mit n beschrieben.

$$\text{Arithmetisches Mittel } \bar{x}: \quad \bar{x} = \{x_1 + x_2 + \dots + x_n\} / n$$

Bei einer Häufigkeitsverteilung zweier Merkmale x und y kann sich ein Trend abzeichnen, der andeutet, dass generell eine Änderung von x eine Änderung von y nach sich zieht, die Abhängigkeit jedoch durch mehr oder weniger bedeutsame Nebeneinflüsse gestört ist. Um einen etwa vorhandenen Trend herauschälen und seine Güte zu beurteilen, wird zunächst der sogenannte Korrelationskoeffizient r berechnet. Er setzt sich aus den Standardabweichungen der beiden Datenreihen x und y , σ_x und σ_y der Randverteilungen und der im Folgenden erläuterten Kovarianz μ_{11} zusammen und ist durch

$$r = \mu_{11} / \sigma_x \cdot \sigma_y$$

definiert.

Die Kovarianz wird nun folgendermaßen berechnet: Aufsummiert werden alle Größen der Form $(x - \bar{x}) \cdot (y - \bar{y})$, wobei x und y im Allgemeinen von Datenwert zu Datenwert verschieden sind, und die Summierung über alle Daten zu erstrecken ist. Abgekürzt schreibt man daher auch mit dem mathematischen Summenzeichen Σ .

$$\mu_{11} = \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x}) \cdot (y_i - \bar{y})$$

Die Streuung σ^2 um $\bar{x}$, im folgenden Streuung oder Varianz genannt, wird folgendermaßen berechnet:

$$\sigma^2 = [(x_1 - \bar{x})^2 + (x_2 - \bar{x})^2 + \dots + (x_n - \bar{x})^2]$$

Soll zum Ausdruck gebracht werden, dass die Streuung einer Stichprobe und nicht der gesamten Mess- bzw. Datenreihe bestimmt wurde, so verwendet man s^2 anstatt σ^2 .

Die Standardabweichungen oder auch mittlere quadratische Abweichungen genannt, ist die positive Quadratwurzel aus der Varianz.

Werden nun die beiden Formeln des Mittelwertes und der Varianz verglichen, kann die Ähnlichkeit im Bau der beiden Formeln erkannt werden. $\bar{x}$ ist das Mittel der Zahlen x_1, x_2 usw. Also ist σ^2 das Mittel der Abweichungsquadrate $(x_1 - \bar{x})^2, (x_2 - \bar{x})^2$ usw. und damit σ ein Mittel aller Abweichungen von $\bar{x}$.

6.5.4. Der Korrelationskoeffizient

Man kann zeigen, dass der Korrelationskoeffizient r nur Werte zwischen -1 und $+1$ annehmen kann. Ist r gleich 1 , so liegen in einem rechtwinkligen Koordinatensystem alle Punkte der Häufigkeitsverteilung auf einer aufsteigenden Geraden, ist r gleich -1 , so liegen alle Punkte auf einer fallenden Geraden (x nimmt mit wachsenden y ab). Sind x und y voneinander statistisch unabhängig, so ist r gleich 0 und die Punkte bilden eine regellose Punktwolke oder liegen auf einer Gerade, die senkrecht auf der x - oder y -Achse steht. In beiden Fällen ist kein Trend vorhanden. Damit ist r ein gutes Maß zur formalen Beurteilung der Güte eines linearen Trends: Läuft r von Null gegen $+1$ oder -1 , so verdichtet sich die graphische Darstellung der Häufigkeitsverteilung von einer Punktwolke sukzessiv zu einer Punktkette, die auf einer schrägen Geraden verläuft. Man muss sich jedoch stets vor Augen halten, dass ein Trend nicht notwendig einen Kausalzusammenhang zwischen x und y beweist; selbst für $r = \pm 1$ kann Scheinkorrelation vorliegen.

6.5.5. Ergebnisse der Auswertung

Von den vorhandenen Konzentrationswerten wurde der Korrelationsfaktor für jedes Parameterpaar berechnet und in Tabelle 6.4 zusammengefasst. Zusätzlich sind einige dieser Zusammenhänge in Abbildung 6.7 graphisch dargestellt.

Tab. 6.4 Korrelation zwischen den Verschmutzungsgrößen im Regenwasserabfluss

Parameter	Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8
LF	1	1,00							
pH-Wert	2	0,02	1,00						
CSB	3	0,53	0,00	1,00					
Ammonium	4	0,65	-0,06	0,28	1,00				
Nitrat	5	0,87	-0,12	0,15	0,77	1,00			
TOC	6	0,53	-0,09	0,77	0,47	-0,27	1,00		
DOC	7	0,69	-0,23	0,39	0,76	0,81	0,45	1,00	
Abf. Stoffe	8	0,66	0,00	0,77	0,48	0,38	0,72	0,51	1,00

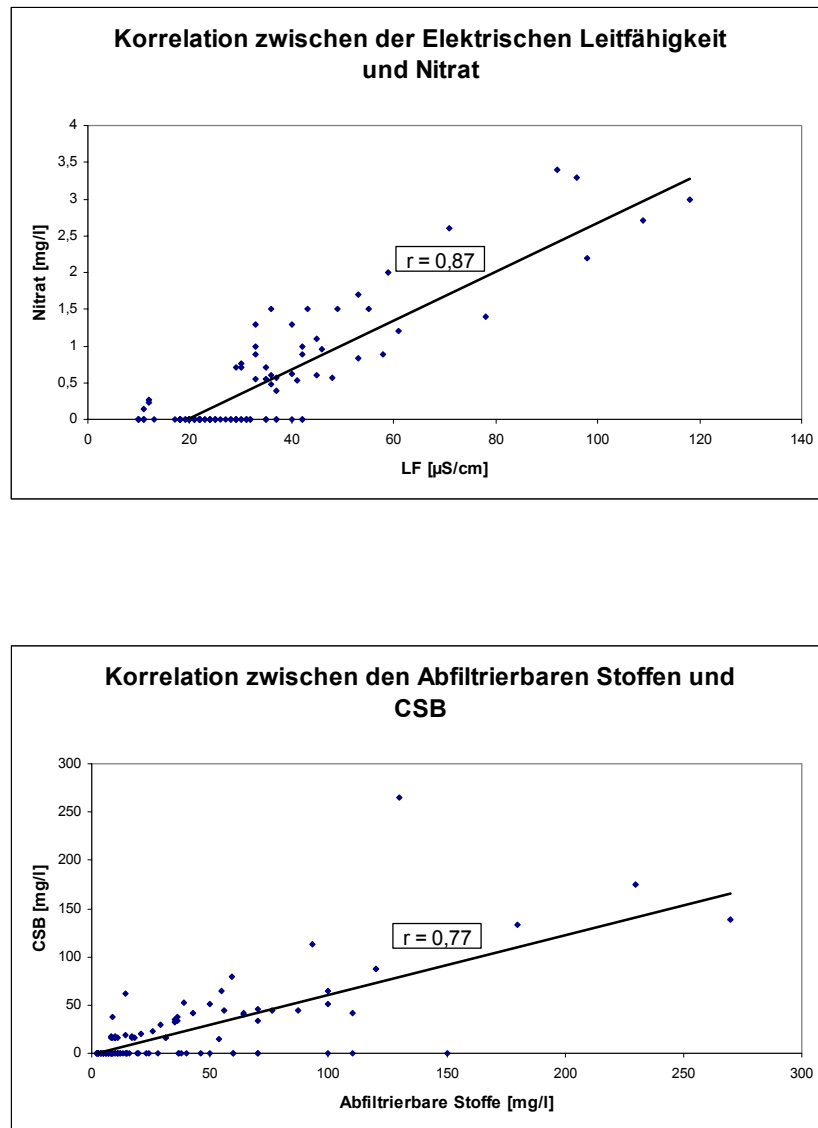


Abb. 6.8 Beziehungen zwischen den Verschmutzungsgrößen im Regenwasserabfluss

Die gezeigten Ergebnisse lassen sich soweit interpretieren, dass scheinbare Abhängigkeiten zwischen einzelnen Verschmutzungsgrößen durchaus bestehen. Ob es jedoch einen kausalen Zusammenhang gibt, ist mehr als fraglich. Somit lassen sich anhand der Ergebnisse keine einwandfreien Zusammenhänge zwischen leicht messbaren Verschmutzungsgrößen (z.B. pH-Wert) und aufwendig zu bestimmenden Parametern feststellen.

7. Zusammenfassung und Ausblick

Früher dachte man, dass das Niederschlagswasser sauber sei und keine Schmutzstoffe beinhalte. In der Mischwasserkanalisation wurde es als Verdünnung der Abwässer angesehen und somit auch üblicherweise ohne Behandlung in den Vorfluter eingeleitet. Zahlreiche Untersuchungen ergaben aber, dass diese Annahme falsch ist und Regenwasserabflüsse in den ersten Minuten des Niederschlages teils höher verschmutzt sind, als häusliche Abwässer.

Wie Beispiele zur Untersuchung der Verschmutzung der Niederschlagsabflüsse zeigen, muss jedoch sehr wohl eine Unterscheidung zwischen Dach- und Straßenabflüssen gemacht werden.

Aufgrund der vorliegenden Ergebnisse dieser Versuchsreihe kann die Frage, ob die Verschmutzung des Regenwasserabflusses von dieser Dachfläche eine Behandlung erfordert, verneint werden. Es traten keine außerordentlich hohen Belastungen des Niederschlagsabflusses auf. Ausgenommen davon sind die abfiltrierbaren Stoffe, deren arithmetischer Mittelwert leicht über der gesetzlichen Grenzmarke liegt. Jedoch muss man sich vor Augen halten, dass hohe Konzentrationen nur von einem relativ geringen Anteil aller Proben erreicht wurden, und dies auch nur bei Abflussbeginn.

Insgesamt ist die Variabilität der Verschmutzungskonzentrationen im Regenabfluss sehr groß. Die Ursachen liegen offensichtlich in den Prozessen begründet, die letztlich zu den Verschmutzungskonzentrationen im Regenwasserabfluss führen. Dazu gehören insbesondere der Einfluss der Trockenwetterperioden, aber auch das Geschehen während des Niederschlagsereignisses selbst. Die jahreszeitliche Schwankung der Verschmutzung (z.B. Einflüsse des Hausbrandes) spielt sicher auch eine Rolle, konnte aber in dieser Arbeit nicht nachgewiesen werden.

Zusammenfassend lassen die vorliegenden Ergebnisse der Niederschlagsuntersuchung folgendes Resultat zu:

- In nahezu allen ausgewerteten Ergebnissen korreliert der Verlauf der Schmutzstoffkonzentrationen stark mit der Abflussganglinie.
- Die Konzentrationen der Verschmutzung steigen zu Abflussbeginn rasch an und erreichen ihren Maximalwert vor der Abflussspitze.
- Der Verlauf der Konzentrationsabnahme mit zunehmender Abflussdauer erfolgt für gelöste Stoffe langsamer als für feststoffgebundene Substanzen.
- Ein erneuter Anstieg der Abflussintensität im Verlauf eines Niederschlagsereignisses führt nur noch zu kleinen Konzentrationszunahmen. Diese sind umso geringer, je höher die bereits abgeflossene Niederschlagsmenge ist. Die hohen Anfangskonzentrationen werden somit auch nicht mehr erreicht.
- Hohe Verschmutzungskonzentrationen können auch bei Regen mit geringer Intensität erreicht werden, vorausgesetzt, dem Niederschlagsereignis geht

eine genügend lange Trockenperiode voraus. So ist deutlich zu erkennen, dass die Höhe der Konzentrationen abhängig sind von der Anzahl der niederschlagfreien Tage. Für CSB und DOC konnte der Zusammenhang zwischen Konzentration und Trockenperiode gezeigt werden.

Um zukünftig noch genauere Aussagen treffen zu können, müssen Untersuchungen über einen längeren Zeitraum stattfinden. Bei einer größeren Datenmenge kann der Zusammenhang besonders zwischen Konzentration und Trockenperiode noch besser analysiert werden. Der Vergleich zwischen verschiedenen Flächen (Dachflächen, Straßen, Parkplätze etc.) muss noch durchgeführt werden, um Verschmutzungen von Niederschlägen besser einschätzen zu können. Diese Betrachtungen können eine Veränderung der Mischwasserbewirtschaftung zur Folge haben.

8. Anhang

In den nachfolgenden Tabellen sind die zahlenmäßigen Ergebnisse der Laboruntersuchungen und die Abbildungen der Abfluss- bzw. Konzentrationsganglinien nach dem Datum der Regenereignisse sortiert angeführt.

8.1. Niederschlag am 21. Mai 2002

Datum: 21.05.2002

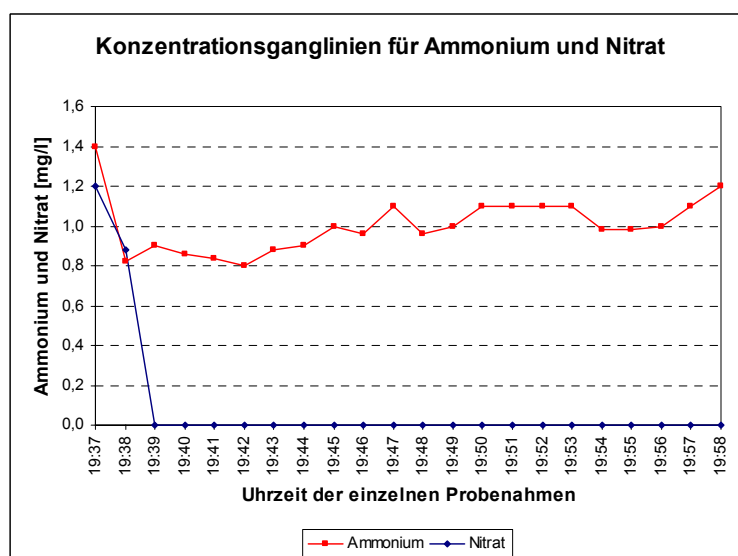
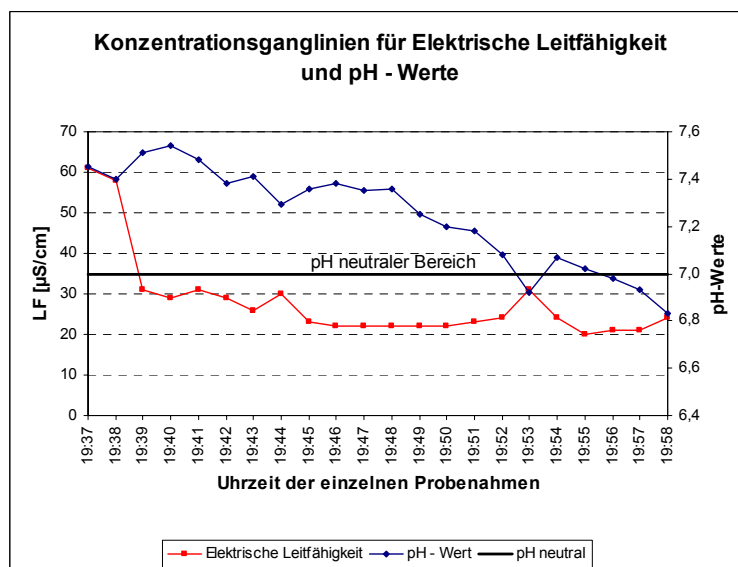
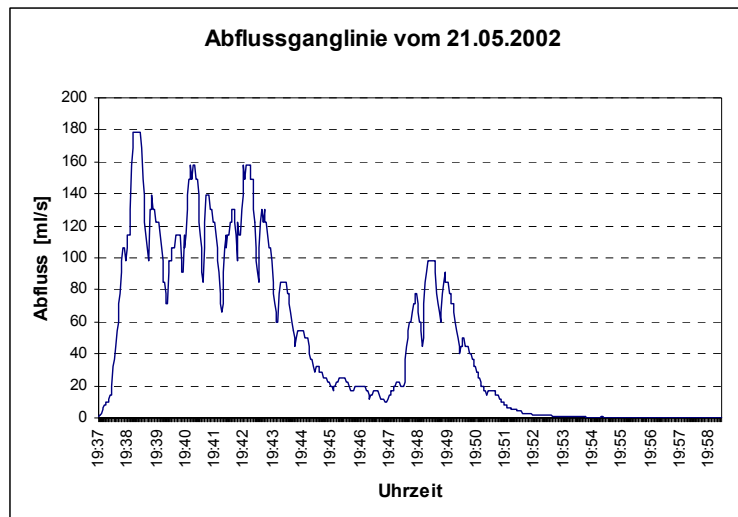
Trockenperiode: 1 Tag

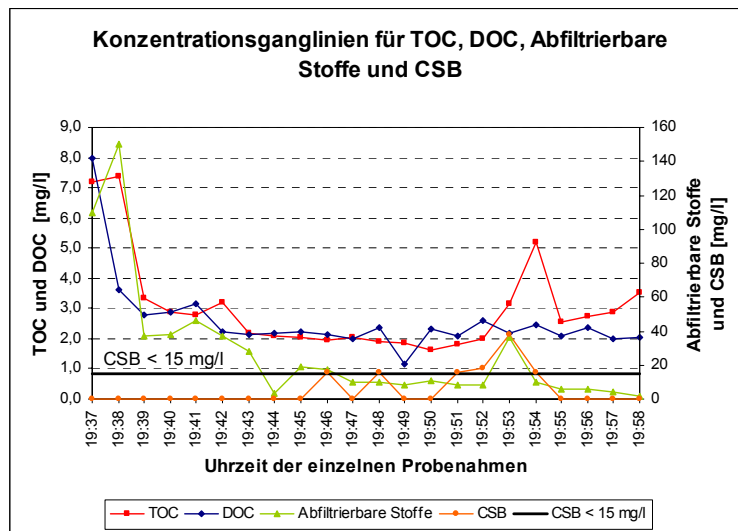
Regenbeginn: 19:32

Probenahmebeginn: 19:37

Zeit	LF [µS/cm]	pH [-]	CSB [mg/l]	NH ₄ -N [mg/l]	NO ₃ -N [mg/l]	TOC [mg/l]	DOC [mg/l]	abf. St. [mg/l]	Probenm. [ml]
19:37	61	7,45	<15	1,4	1,2	7,19	8,00	110	500
19:38	58	7,40	<15	0,82	0,88	7,37	3,63	150	470
19:39	31	7,51	<15	0,90	n.n.	3,35	2,77	37	480
19:40	29	7,54	<15	0,86	n.n.	2,89	2,87	38	470
19:41	31	7,48	<15	0,84	n.n.	2,80	3,16	46	480
19:42	29	7,38	<15	0,80	n.n.	3,18	2,21	37	490
19:43	26	7,41	<15	0,88	n.n.	2,17	2,12	28	470
19:44	30	7,29	<15	0,90	n.n.	2,11	2,17	3	490
19:45	23	7,36	<15	1,0	n.n.	2,03	2,21	19	480
19:46	22	7,38	16	0,96	n.n.	1,97	2,14	17	470
19:47	22	7,35	<15	1,1	n.n.	2,05	2,00	10	480
19:48	22	7,36	16	0,96	n.n.	1,88	2,36	10	490
19:49	22	7,25	<15	1,0	n.n.	1,84	1,14	8	560
19:50	22	7,20	<15	1,1	n.n.	1,61	2,34	11	470
19:51	23	7,18	16	1,1	n.n.	1,82	2,10	8	470
19:52	24	7,08	18	1,1	n.n.	1,99	2,62	8	730
19:53	31	6,92	38	1,1	n.n.	3,15	2,16	36	470
19:54	24	7,07	16	0,98	n.n.	5,19	2,45	10	470
19:55	20	7,02	<15	0,98	n.n.	2,54	2,07	6	470
19:56	21	6,98	<15	1,0	n.n.	2,75	2,37	6	470
19:57	21	6,93	<15	1,1	n.n.	2,86	2,01	4	950
19:58	24	6,83	<15	1,2	n.n.	3,54	2,02	2	950

n.n. nicht nachweisbar





8.2. Niederschlag am 27. Mai 2002

Datum: 27.05.2002

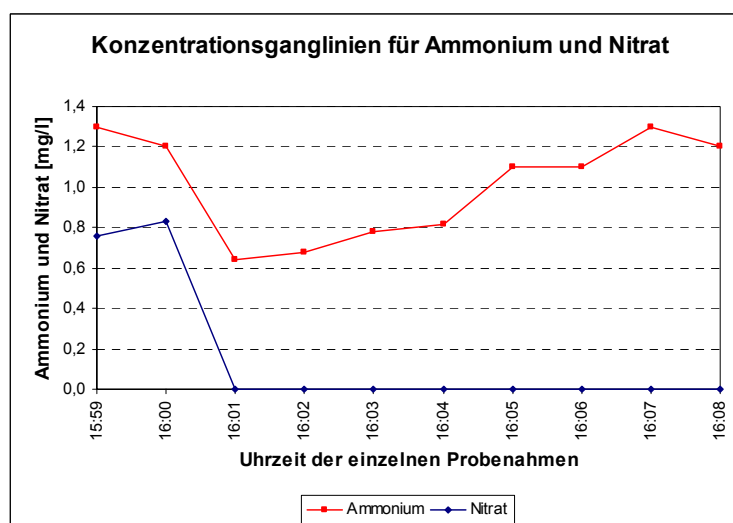
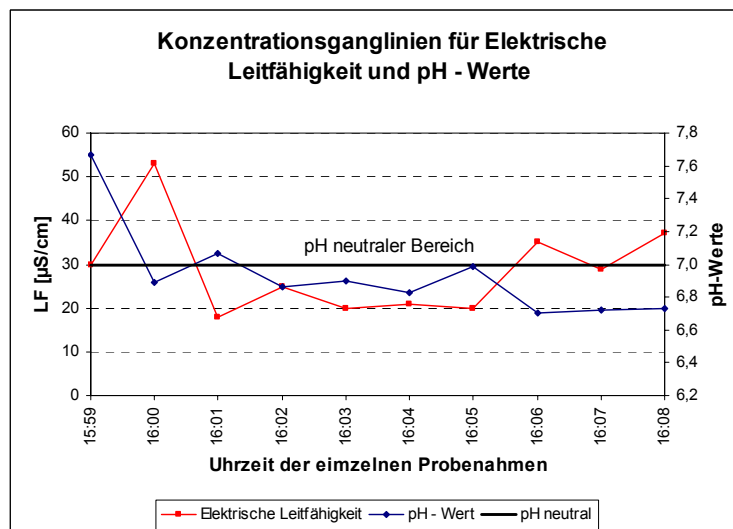
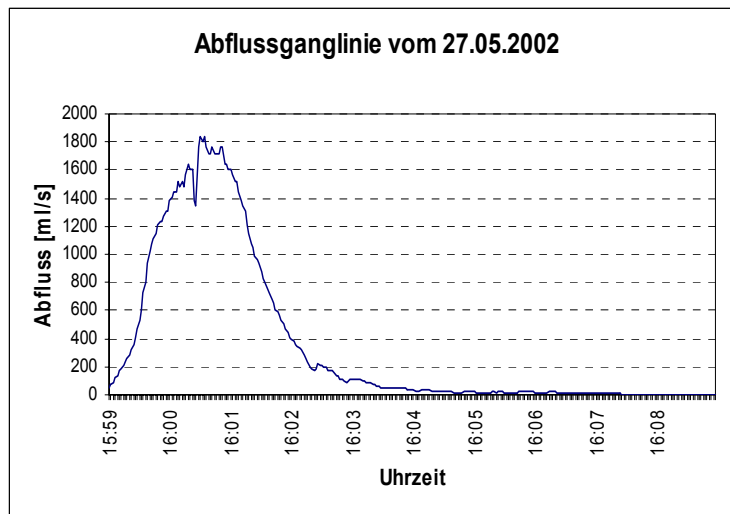
Trockenperiode: 1 Tag

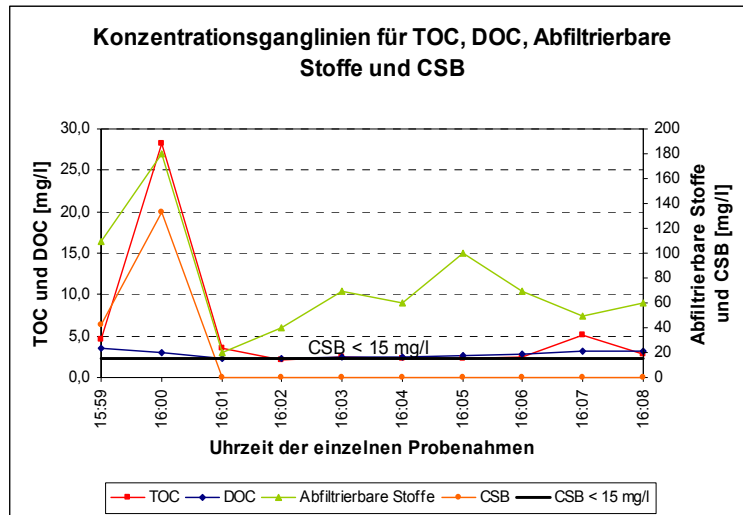
Regenbeginn: 15:59

Probenahmebeginn: 15:59

Zeit	LF [μS/cm]	pH [-]	CSB [mg/l]	NH ₄ -N [mg/l]	NO ₃ -N [mg/l]	TOC [mg/l]	DOC [mg/l]	abf. St. [mg/l]	Probenm. [ml]
15:59	30	7,67	42	1,3	0,76	4,67	3,46	110	1000
16:00	53	6,89	133	1,2	0,83	28,16	3,01	180	320
16:01	18	7,07	<15	0,64	n.n.	3,54	2,32	20	1000
16:02	25	6,86	<15	0,68	n.n.	2,19	2,34	40	650
16:03	20	6,90	<15	0,78	n.n.	2,42	2,42	70	530
16:04	21	6,83	<15	0,82	n.n.	2,23	2,48	60	530
16:05	20	6,99	<15	1,1	n.n.	2,30	2,65	100	1000
16:06	35	6,70	<15	1,1	n.n.	2,54	2,82	70	320
16:07	29	6,72	<15	1,3	n.n.	5,10	3,24	50	280
16:08	37	6,73	<15	1,2	n.n.	2,74	3,13	60	320

n.n. nicht nachweisbar





8.3. Niederschlag am 06. Juni 2002

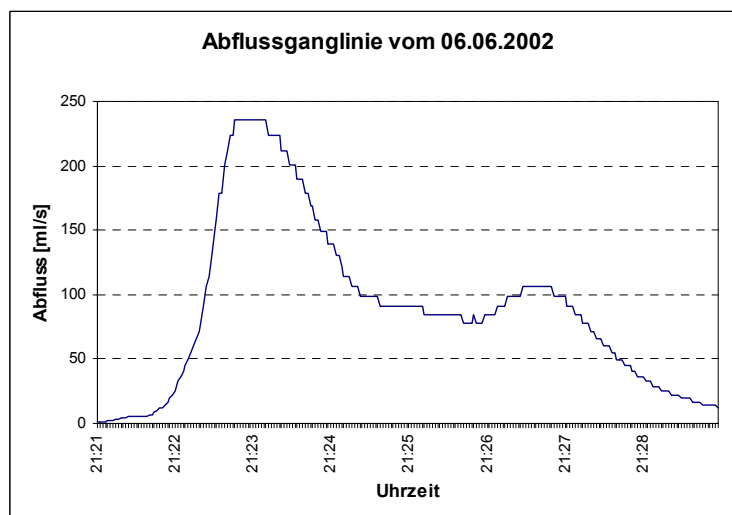
Datum: 06.06.2002

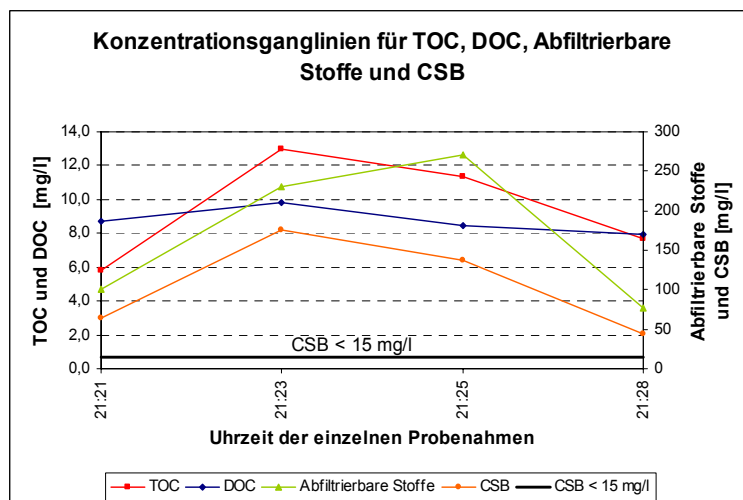
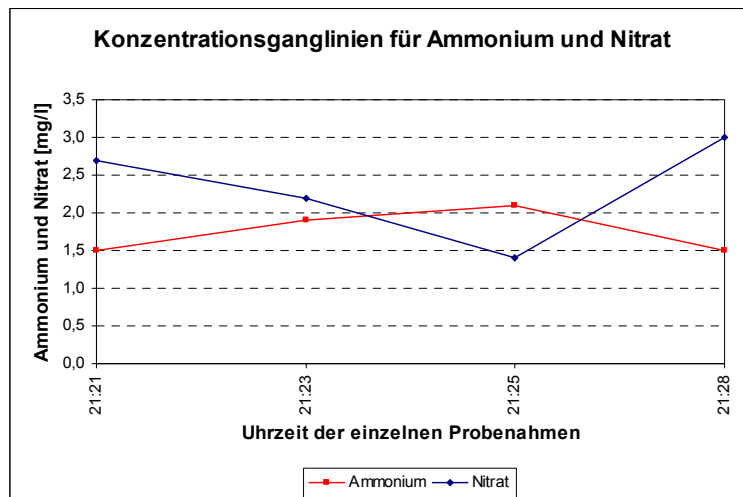
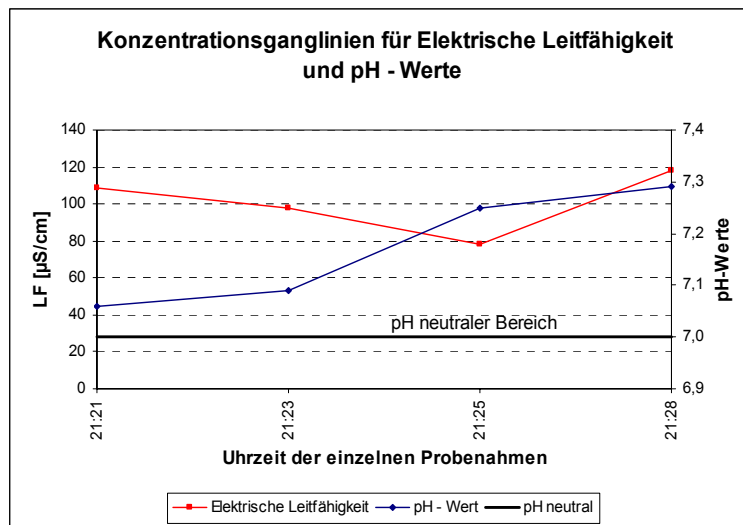
Trockenperiode: 9 Tage

Regenbeginn: 21:12

Probenahmebeginn: 21:21

Zeit	LF [μS/cm]	pH [-]	CSB [mg/l]	NH ₄ -N [mg/l]	NO ₃ -N [mg/l]	TOC [mg/l]	DOC [mg/l]	abf. St. [mg/l]	Probenm. [ml]
21:21	109	7,06	64	1,5	2,7	5,84	8,69	100	1400
21:23	98	7,09	175	1,9	2,2	12,96	9,81	230	600
21:25	78	7,25	138	2,1	1,4	11,32	8,42	270	430
21:28	118	7,29	44	1,5	3,0	7,70	7,95	76	4200





8.4. Niederschlag am 15. Juni 2002

Datum: 15.06.2002

Trockenperiode: 7 Tage

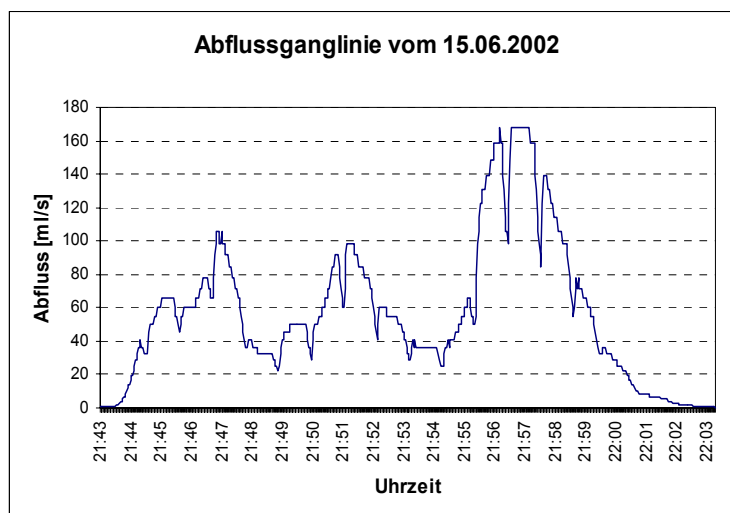
Regenbeginn: 21:43

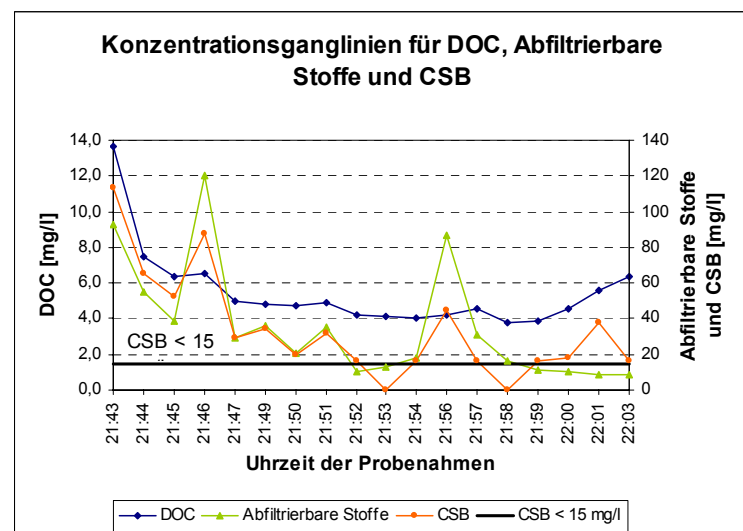
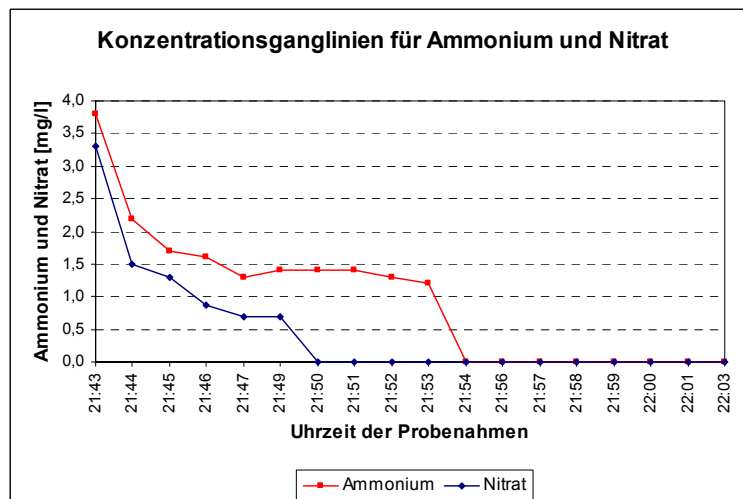
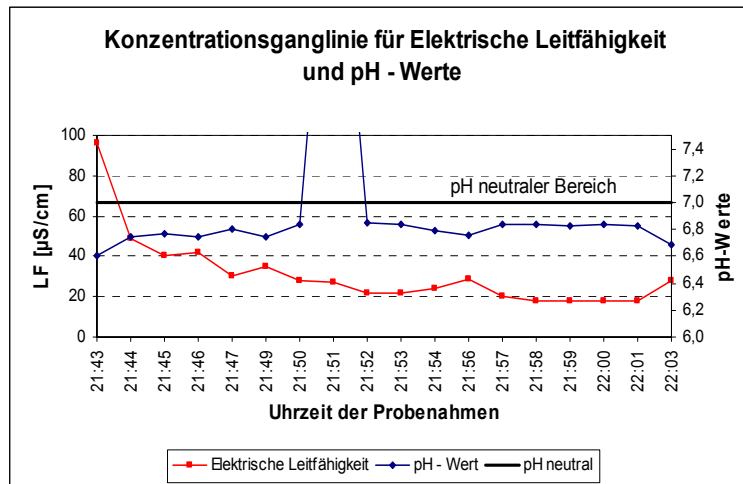
Probenahmebeginn: 21:43

Zeit	LF [μS/cm]	pH [-]	CSB [mg/l]	NH ₄ -N [mg/l]	NO ₃ -N [mg/l]	TOC [mg/l]	DOC [mg/l]	abf. St. [mg/l]	Probenm. [ml]
21:43	96	6,60	113	3,8	3,3	n.a.	13,64	93	1340
21:44	49	6,75	65	2,2	1,5	n.a.	7,44	55	500
21:45	40	6,77	52	1,7	1,3	n.a.	6,35	39	500
21:46	42	6,75	88	1,6	0,88	n.a.	6,50	120	500
21:47	30	6,80	29	1,3	0,70	n.a.	4,96	29	540
21:49	35	6,75	34	1,4	0,70	n.a.	4,79	36	500
21:50	28	6,84	20	1,4	n.n.	n.a.	4,73	21	500
21:51	27	9,79	32	1,4	n.n.	n.a.	4,89	35	500
21:52	22	6,85	16	1,3	n.n.	n.a.	4,18	10	500
21:53	22	6,84	<15	1,2	n.n.	n.a.	4,09	13	530
21:54	24	6,79	16	n.n.	n.n.	n.a.	4,07	18	500
21:56	29	6,76	45	n.n.	n.n.	n.a.	4,24	87	500
21:57	20	6,84	16	n.n.	n.n.	n.a.	4,58	31	500
21:58	18	6,84	<15	n.n.	n.n.	n.a.	3,79	16	520
21:59	18	6,83	16	n.n.	n.n.	n.a.	3,87	11	530
22:00	18	6,84	18	n.n.	n.n.	n.a.	4,54	10	580
22:01	18	6,83	38	n.n.	n.n.	n.a.	5,58	9	770
22:03	28	6,69	16	n.n.	n.n.	n.a.	6,38	9	1300

n.n. nicht nachweisbar

n.a. nicht analysiert





8.5. Niederschlag am 21. Juni 2002

Datum: 21.06.2002

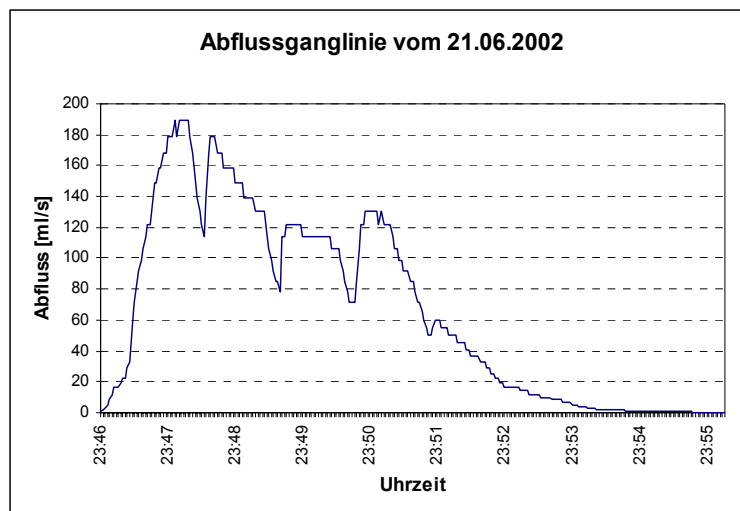
Trockenperiode: 5 Tage

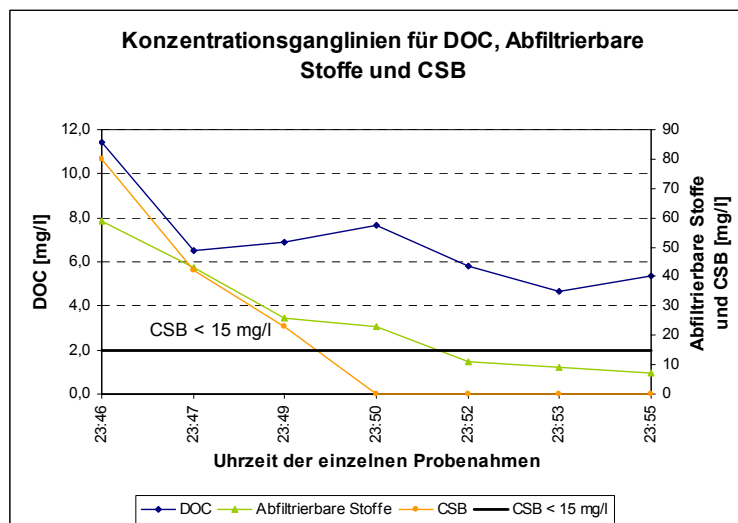
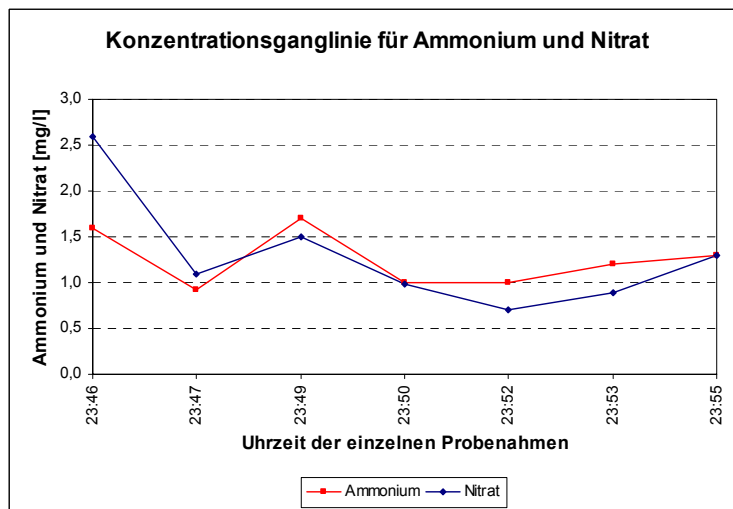
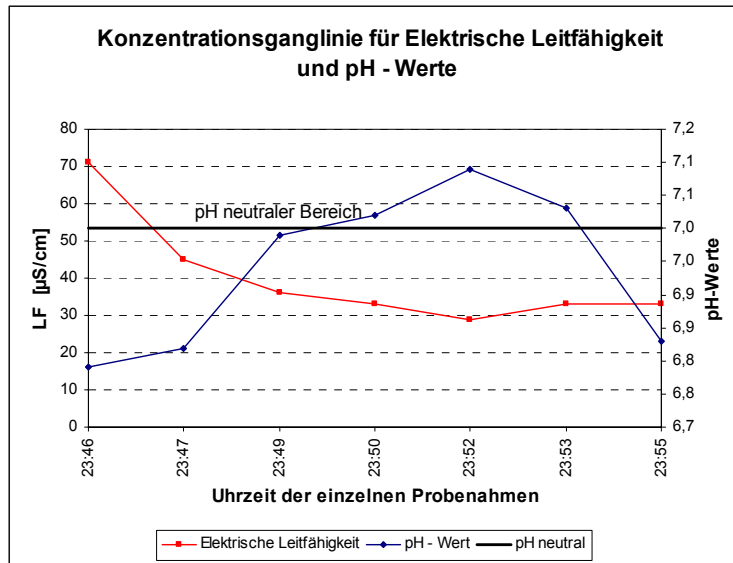
Regenbeginn: 23:45

Probenahmebeginn: 23:46

Zeit	LF [µS/cm]	pH [-]	CSB [mg/l]	NH ₄ -N [mg/l]	NO ₃ -N [mg/l]	TOC [mg/l]	DOC [mg/l]	abf. St. [mg/l]	Probenm. [ml]
23:46	71	6,79	80	1,6	2,6	n.a.	11,43	59	460
23:47	45	6,82	42	0,92	1,1	n.a.	6,49	43	460
23:49	36	6,99	23	1,7	1,5	n.a.	6,89	26	460
23:50	33	7,02	<15	1,0	0,99	n.a.	7,65	23	460
23:52	29	7,09	<15	1,0	0,71	n.a.	5,79	11	460
23:53	33	7,03	<15	1,2	0,89	n.a.	4,63	9	280
23:55	33	6,83	<15	1,3	1,3	n.a.	5,37	7	1350

n.a. nicht analysiert





8.6. Niederschlag am 04. Juli 2002

Datum: 04.07.2002

Trockenperiode: 6 Tage

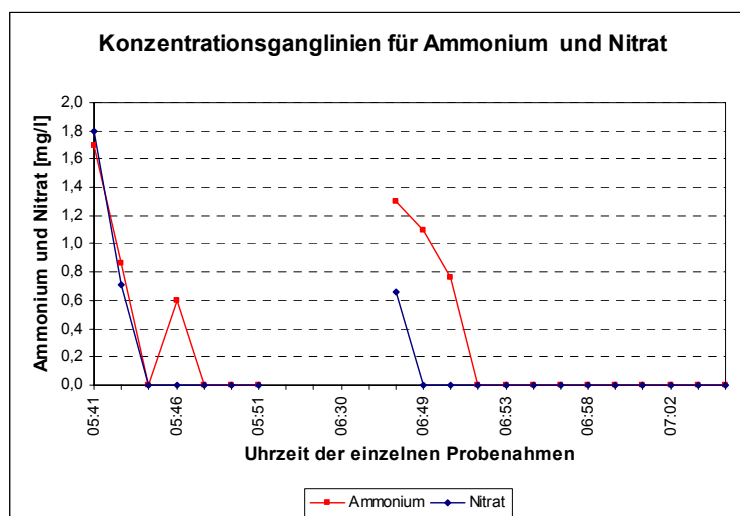
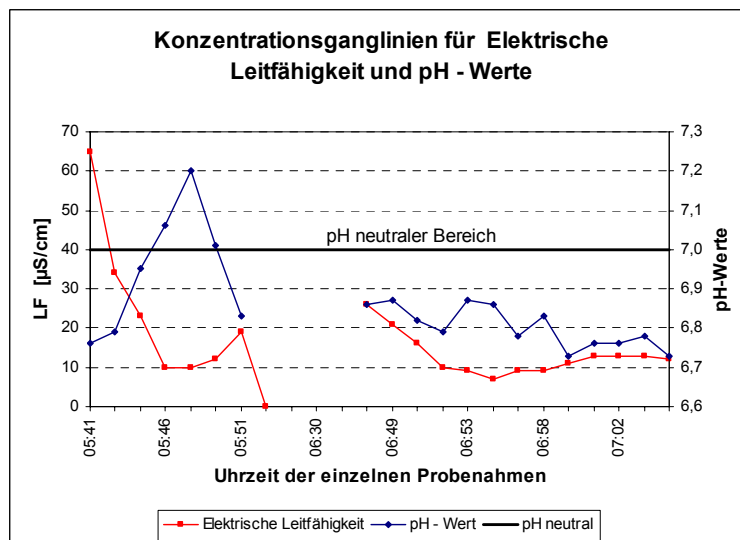
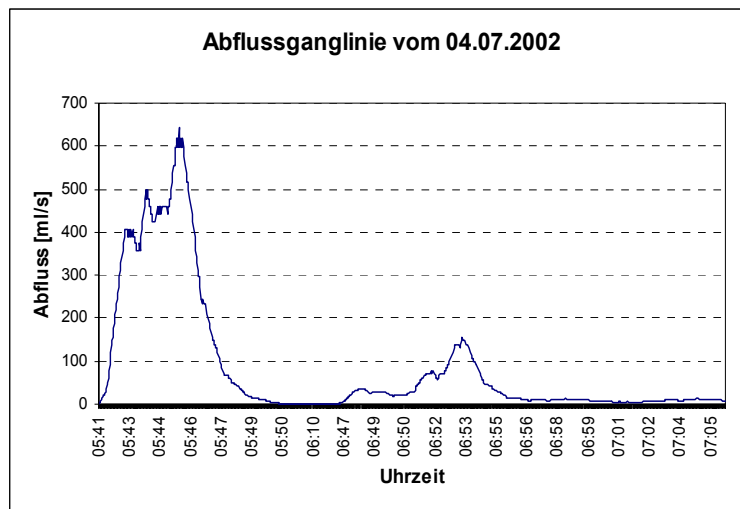
Regenbeginn: 05:38

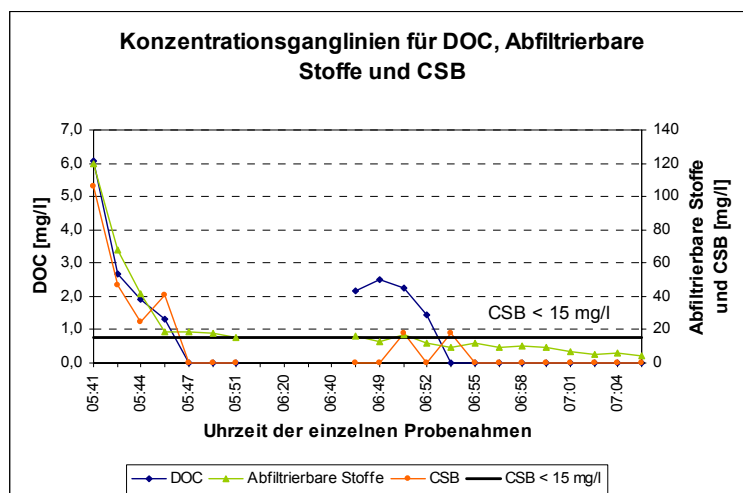
Probenahmebeginn: 05:41

Zeit	LF [µS/cm]	pH [-]	CSB [mg/l]	NH ₄ -N [mg/l]	NO ₃ -N [mg/l]	TOC [mg/l]	DOC [mg/l]	abf. St. [mg/l]	Probenm. [ml]
05:41	65	6,76	106	1,7	1,8	n.a.	6,08	120	450
05:43	34	6,79	47	0,86	0,71	n.a.	2,69	68	295
05:44	23	6,95	25	n.n.	n.n.	n.a.	1,89	42	295
05:46	10	7,06	41	0,60	n.n.	n.a.	1,33	19	1700
05:47	10	7,20	<15	n.n.	n.n.	n.a.	n.n.	19	475
05:49	12	7,01	<15	n.n.	n.n.	n.a.	n.n.	18	370
05:51	19	6,83	<15	n.n.	n.n.	n.a.	n.n.	15	1700
06:10	Niederschlagsfreie Zeit								
06:20									
06:30									
06:40									
06:47	26	6,86	<15	1,3	0,66	n.a.	2,17	16	620
06:49	21	6,87	<15	1,1	n.n.	n.a.	2,50	13	550
06:50	16	6,82	18	0,76	n.n.	n.a.	2,23	17	450
06:52	10	6,79	<15	n.n.	n.n.	n.a.	1,43	12	450
06:53	9	6,87	18	n.n.	n.n.	n.a.	n.n.	9	450
06:55	7	6,86	<15	n.n.	n.n.	n.a.	n.n.	12	430
06:56	9	6,78	<15	n.n.	n.n.	n.a.	n.n.	9	360
06:58	9	6,83	<15	n.n.	n.n.	n.a.	n.n.	10	320
06:59	11	6,73	<15	n.n.	n.n.	n.a.	n.n.	9	540
07:01	13	6,76	<15	n.n.	n.n.	n.a.	n.n.	7	370
07:02	13	6,76	<15	n.n.	n.n.	n.a.	n.n.	5	300
07:04	13	6,78	<15	n.n.	n.n.	n.a.	n.n.	6	280
07:06	12	6,73	<15	n.n.	n.n.	n.a.	n.n.	4	390

n.n. nicht nachweisbar

n.a. nicht analysiert





8.7. Niederschlag am 14. Juli 2002

Datum: 14.07.2002

Trockenperiode: 7 Tage

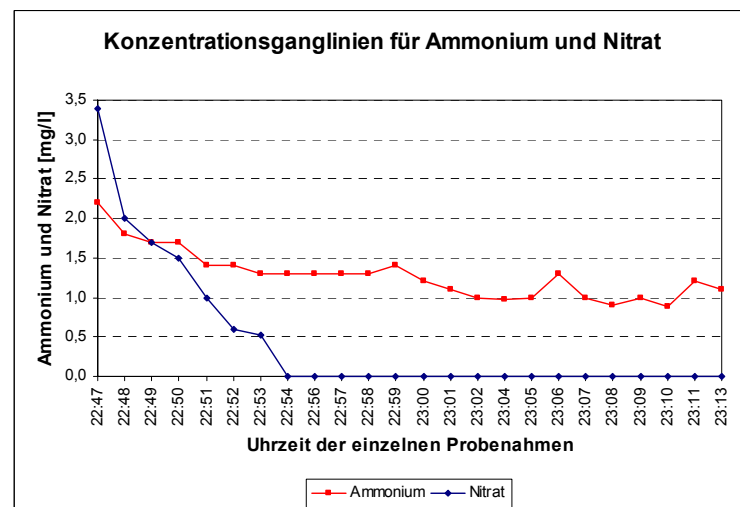
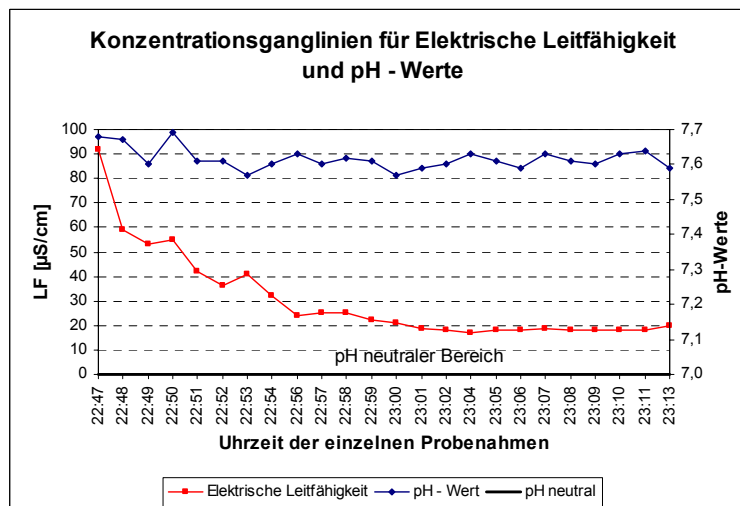
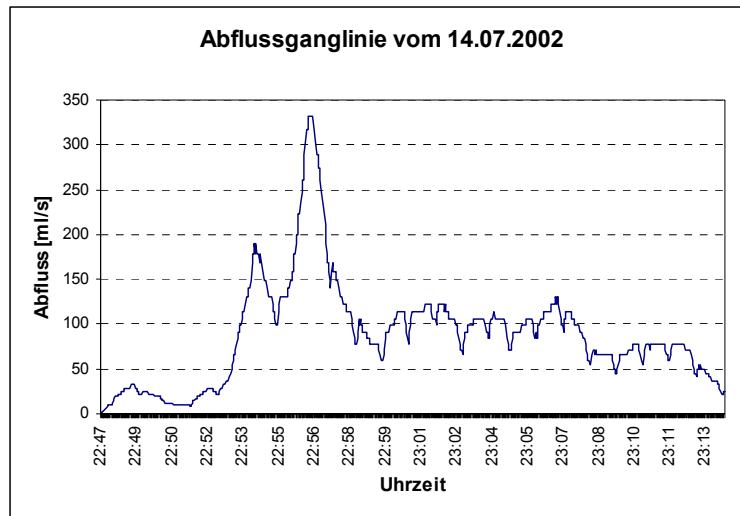
Regenbeginn: 22:45

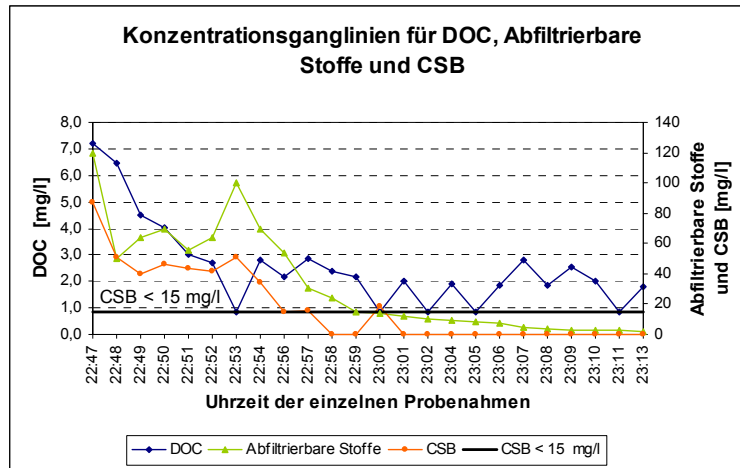
Probenahmebeginn: 22:47

Zeit	LF [µS/cm]	pH [-]	CSB [mg/l]	NH ₄ -N [mg/l]	NO ₃ -N [mg/l]	TOC [mg/l]	DOC [mg/l]	abf. St. [mg/l]	Probenm. [ml]
22:47	92	7,68	87	2,2	3,4	n.a.	7,22	120	520
22:48	59	7,67	51	1,8	2,0	n.a.	6,44	50	520
22:49	53	7,60	40	1,7	1,7	n.a.	4,50	64	260
22:50	55	7,69	46	1,7	1,5	n.a.	4,01	70	420
22:51	42	7,61	44	1,4	1,0	n.a.	3,04	56	540
22:52	36	7,61	42	1,4	0,60	n.a.	2,68	64	920
22:53	41	7,57	51	1,3	0,53	n.a.	0,84	100	490
22:54	32	7,60	34	1,3	n.n.	n.a.	2,80	70	440
22:56	24	7,63	15	1,3	n.n.	n.a.	2,19	54	420
22:57	25	7,60	16	1,3	n.n.	n.a.	2,85	31	420
22:58	25	7,62	<15	1,3	n.n.	n.a.	2,39	24	420
22:59	22	7,61	<15	1,4	n.n.	n.a.	2,19	15	420
23:00	21	7,57	19	1,2	n.n.	n.a.	0,84	14	420
23:01	19	7,59	<15	1,1	n.n.	n.a.	1,99	12	420
23:02	18	7,60	<15	1,0	n.n.	n.a.	0,84	10	420
23:04	17	7,63	<15	0,98	n.n.	n.a.	1,92	9	420
23:05	18	7,61	<15	1,0	n.n.	n.a.	0,84	8	420
23:06	18	7,59	<15	1,3	n.n.	n.a.	1,85	7	420
23:07	19	7,63	<15	1,0	n.n.	n.a.	2,82	5	420
23:08	18	7,61	<15	0,90	n.n.	n.a.	1,83	4	420
23:09	18	7,60	<15	1,0	n.n.	n.a.	2,52	3	420
23:10	18	7,63	<15	0,88	n.n.	n.a.	2,02	3	420
23:11	18	7,64	<15	1,2	n.n.	n.a.	0,84	3	420
23:13	20	7,59	<15	1,1	n.n.	n.a.	1,8	2	420

n.n. nicht nachweisbar

n.a. nicht analysiert





8.8. Niederschlag am 16. Juli 2002

Datum: 16.07.2002

Trockenperiode: 1 Tag

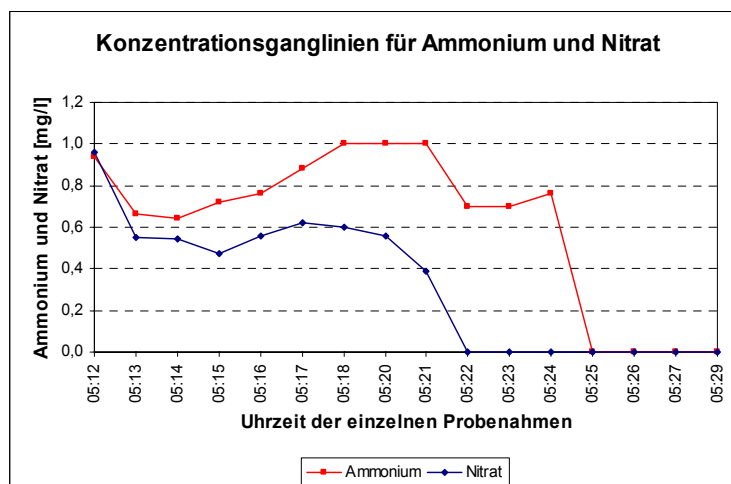
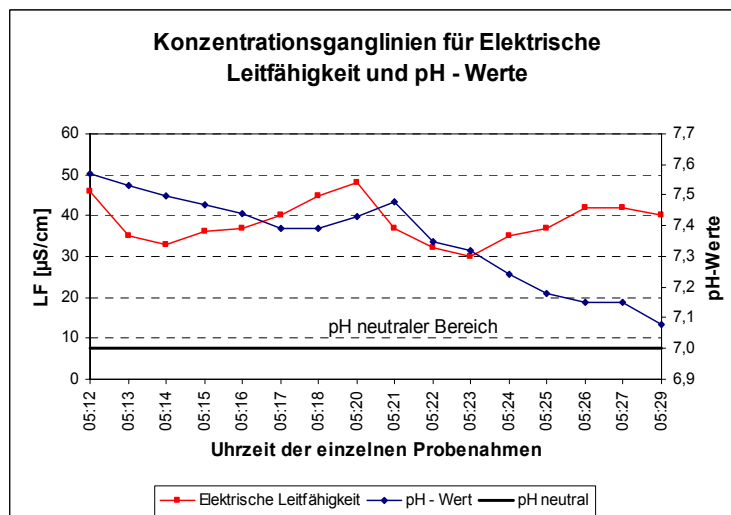
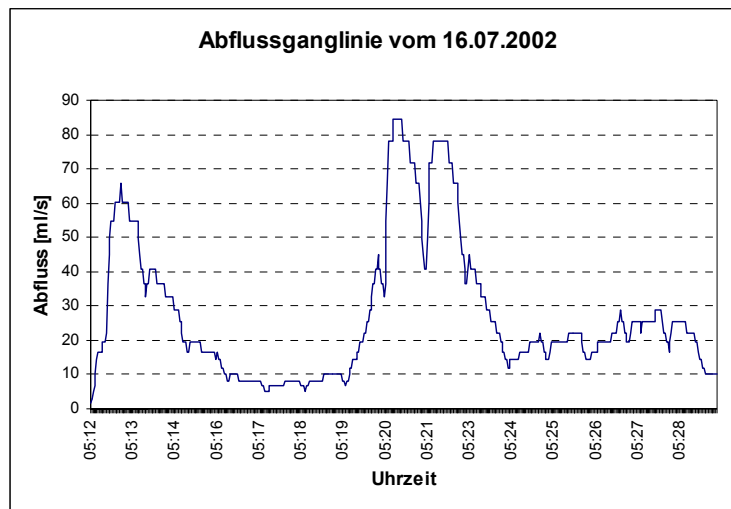
Regenbeginn: 05:10

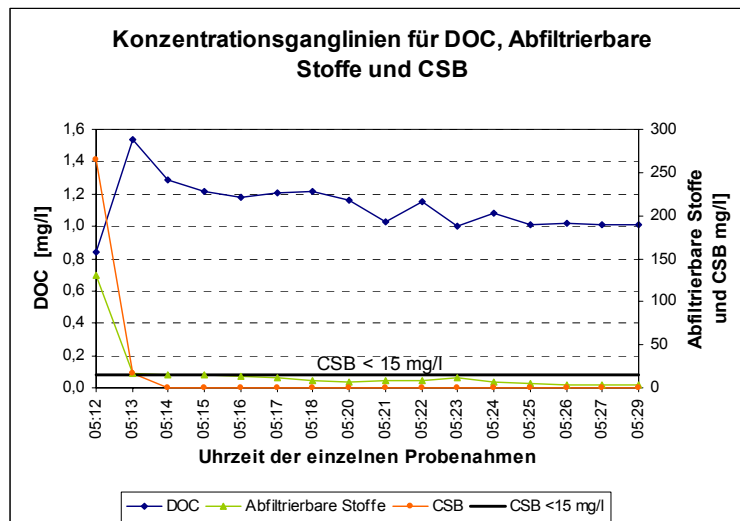
Probenahmebeginn: 05:12

Zeit	LF [μS/cm]	pH [-]	CSB [mg/l]	NH ₄ -N [mg/l]	NO ₃ -N [mg/l]	TOC [mg/l]	DOC [mg/l]	abf. St. [mg/l]	Probenm. [ml]
05:12	46	7,57	265	0,94	0,96	n.a.	0,84	130	420
05:13	35	7,53	17	0,66	0,55	n.a.	1,54	17	420
05:14	33	7,50	<15	0,64	0,54	n.a.	1,29	15	420
05:15	36	7,47	<15	0,72	0,47	n.a.	1,22	15	350
05:16	37	7,44	<15	0,76	0,56	n.a.	1,18	14	320
05:17	40	7,39	<15	0,88	0,62	n.a.	1,21	11	420
05:18	45	7,39	<15	1,0	0,6	n.a.	1,22	8	450
05:20	48	7,43	<15	1,0	0,56	n.a.	1,16	7	420
05:21	37	7,48	<15	1,0	0,39	n.a.	1,03	8	420
05:22	32	7,35	<15	0,70	n.n.	n.a.	1,15	9	450
05:23	30	7,32	<15	0,70	n.n.	n.a.	1,00	11	530
05:24	35	7,24	<15	0,76	n.n.	n.a.	1,08	7	420
05:25	37	7,18	<15	n.n.	n.n.	n.a.	1,01	5	540
05:26	42	7,15	<15	n.n.	n.n.	n.a.	1,02	4	540
05:27	42	7,15	<15	n.n.	n.n.	n.a.	1,01	4	540
05:29	40	7,08	<15	n.n.	n.n.	n.a.	1,01	3	610

n.n. nicht nachweisbar

n.a. nicht analysiert





8.9. Niederschlag am 24. Juli 2002

Datum: 24.07.2002

Trockenperiode: 2 Tage

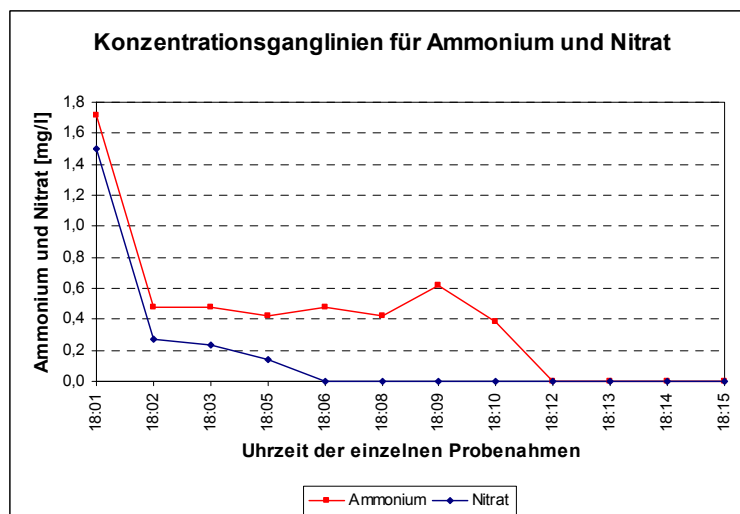
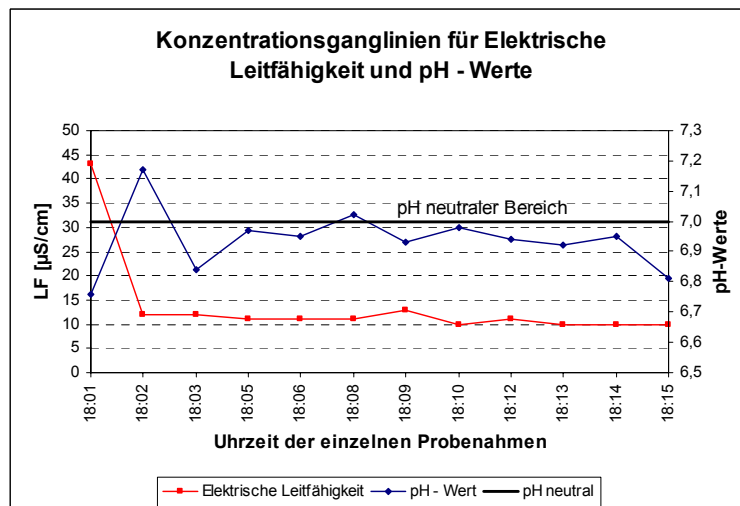
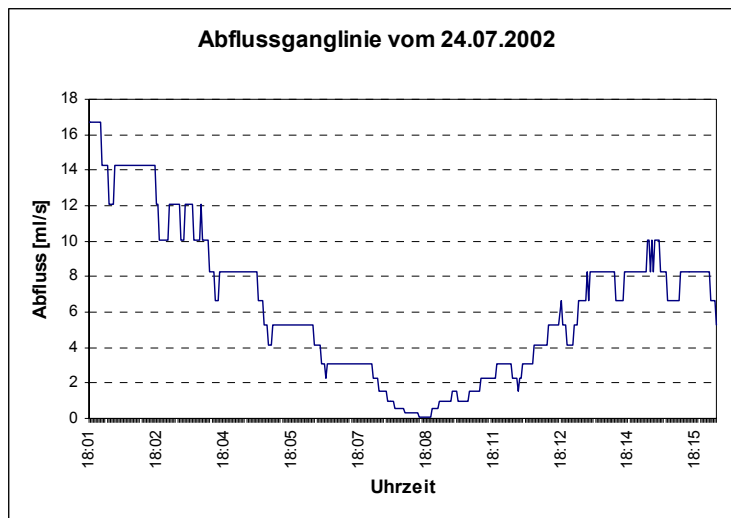
Regenbeginn: 17:41

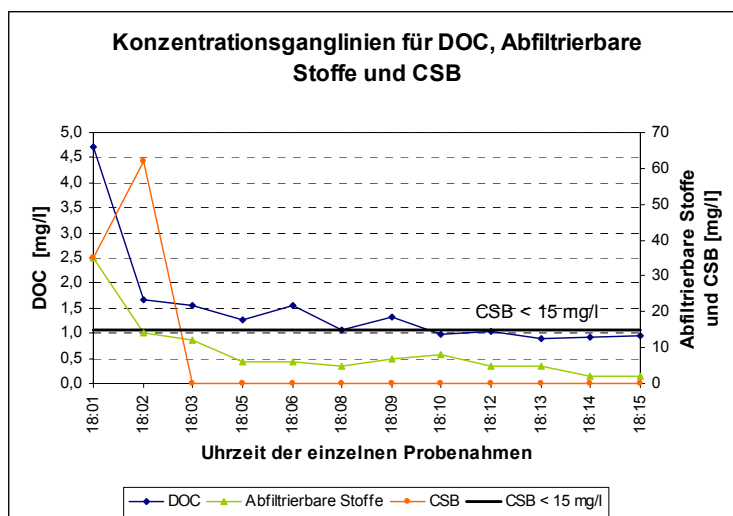
Probenahmebeginn: 18:01

Zeit	LF [μS/cm]	pH [-]	CSB [mg/l]	NH ₄ -N [mg/l]	NO ₃ -N [mg/l]	TOC [mg/l]	DOC [mg/l]	abf. St. [mg/l]	Probenm. [ml]
18:01	43	6,76	35	1,7	1,5	n.a.	4,72	35	1020
18:02	12	7,17	62	0,48	0,27	n.a.	1,68	14	1020
18:03	12	6,84	<15	0,48	0,23	n.a.	1,56	12	1020
18:05	11	6,97	<15	0,42	0,14	n.a.	1,27	6	1020
18:06	11	6,95	<15	0,48	n.n.	n.a.	1,56	6	1020
18:08	11	7,02	<15	0,42	n.n.	n.a.	1,07	5	1020
18:09	13	6,93	<15	0,62	n.n.	n.a.	1,31	7	1020
18:10	10	6,98	<15	0,38	n.n.	n.a.	0,99	8	1020
18:12	11	6,94	<15	n.n.	n.n.	n.a.	1,04	5	1020
18:13	10	6,92	<15	n.n.	n.n.	n.a.	0,89	5	1020
18:14	10	6,95	<15	n.n.	n.n.	n.a.	0,93	2	1020
18:15	10	6,81	<15	n.n.	n.n.	n.a.	0,94	2	1020

n.n. nicht nachweisbar

n.a. nicht analysiert





LITERATURVERZEICHNIS

- AAEV (1996)**, Allgemeine Begrenzung von Abwasseremissionen in Fließgewässern und öffentlichen Kanalisationen, BMfLuF, BGBl. Nr.186/96 vom 19. April 1996
- AEV Mischwasser (2000)**, Verordnung des Bundesministers für Land – und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Begrenzung von Emissionen aus Mischwasserentlastungen in Mischkanalisationen, BGBl. Nr. I 90/2000
- AEV Niederschlagswasser (1999)**, Verordnung des Bundesministers für Land – und Forstwirtschaft über die Begrenzung von Emissionen aus Niederschlagswasserkanälen von Trennkanalisationen, BGBl. I Nr. 155/1999
- ATV-DVWK-M 153 (2000)**, Handlungsempfehlung zum Umgang mit Regenwasser, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall
- Brunner P. G. et al. (1996)**, Handlungsempfehlung zum Umgang mit Regenwasser, 2. Arbeitsbericht der ATV-Arbeitsgruppe 1.4.3 „Regenwasserbehandlung“, Korrespondenz Abwasser 08/1996, Seite 1445 - 1454
- Daub J., Striebel T. (1995)**, Schadstofffrachten von Dachflächen und Straßen und Beobachtungen zu Quellen und zur Mobilität von Schadstoffen, Schadstoffe im Regenabfluss III, ISWW Universität Karlsruhe, Band 73, Seite 221 –245
- Endress+Hauser**, Betriebsanleitung für den Probenehmer Liquit-Port 2000
- Endress+Hauser**, Betriebsanleitung für den Visual Data Manager memo-graph Version II
- Erhart-Schipppek, Mascha & Partner (1999)**, Untersuchung über die Ableitung von Straßenabwässern in wasserwirtschaftlich relevanten Bereichen der Steiermark Amt der Steiermärkischen Landesregierung FA 2a, FA 3a
- Förster J. (1999)**, Schadstoffe im Regenabfluss werden die „richtigen“ Parameter berücksichtigt?, Schadstoffe im Regenabfluss IV, ISWW Universität Karlsruhe, Band 96, Seite 68 –82
- Göttle A. (1978)**, Ursachen und Mechanismen der Regenwasserverschmutzung – Ein Beitrag zur Modellierung der Abflussbeschaffenheit in städtischen Gebieten, Berichte aus Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen, Heft 23, Technische Universität München
- Grottke M. (1987)**, Regenwasserbehandlung in Trennsystemen, Mitteilungen des Instituts für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlicher Wasserbau der Universität Hannover, Heft 66
- Grottke M. (1988)**, Behandlungsmöglichkeiten von Regenwasser, Schriftenreihe für Stadtentwässerung und Gewässerschutz, Universität Hannover

- Grottker M. (1991)**, Möglichkeiten der Regenwasserbehandlung, Korrespondenz Abwasser 07/1991, Seite 905 – 915
- Hable O. (1999)**, Bericht über die Eichung von Niederschlagsmessgeräten am Beispiel des hydrologischen Versuchsgebietes Annabach in Graz, Technische Universität Graz
- Hochedlinger M. (1999)**, Datenevaluierung und Parameterprognosen für den Tunnelbau, Diplomarbeit am Institut für Felsmechanik und Tunnelbau, TU Graz
- Hoehn E. (1994)**, Grundwasser – vom Rohprodukt zum Lebensmittel. Schweizerische Vereinigung für Gewässerschutz und Lufthygiene (VGL), 3/94
- Hütter L. A. (1979)**, Wasser und Wasseruntersuchung, Laborbücher Chemie
- Kainz H., Kauch E. P., Renner H. (2002)**, Siedlungswasserbau und Abfallwirtschaft, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau, TU Graz, Verlag Manz
- Krauth Kh, Hauber G. (1988)**, Gewässerbelastung durch Stickstoff und Phosphor aus den Oberflächenabfluss von Straßen, Korrespondenz Abwasser 06/1988, Seite 558 – 562
- Lebeth F. (1999)**, Erfordernisse des Gewässerschutzes bei der Versickerung von Dachflächenwässern, Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft, Jg 51, Nr. 1/2, Seite 18 - 28
- Merck E.**, Die chemische Untersuchung von Wasser, 13. Auflage, Darmstadt
- ÖNORM DIN 19266 (2000)**, pH-Messung, Referenzpufferlösungen zur Kalibrierung von pH-Meßeinrichtungen
- ÖNORM EN 1484 (1997)**, Wasseranalytik, Anleitungen zur Bestimmung des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) und des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC)
- ÖNORM EN 27888 (1993)**, Wasserbeschaffenheit, Bestimmung der Elektrischen Leitfähigkeit (ISO 7888:1985)
- ÖNORM M 6238 Teil 1 (1986)**, Wasseruntersuchung, Bestimmung von Nitrat
- ÖNORM M 6265 (1983)**, Wasseruntersuchung, Bestimmung des Chemischen Sauerstoffbedarfes
- ÖNORM M 6274 (1985)**, Wasseruntersuchung, Bestimmung der Massenkonzentration an abfiltrierbaren Stoffen und ihres Glührückstandes

- Paulsen O. (1986)**, Kontinuierliche Simulation von Abflüssen und Stofffrachten in der Trennentwässerung, Mitteilungen des Instituts für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlicher Wasserbau der Universität Hannover, Heft 62
- Rott U., Schlichtig G. (1994)**, Regenwassernutzung – Ein Beitrag zum Gewässerschutz oder eine Gefährdung für die Sicherheit unserer Wasserversorgung?, Wasser & Boden, Jg 46, Nr. 11, Seite 14 - 21
- Schell R. (1996)**, Regenwasser - Wohin damit? Maßnahmen zur Verringerung des Regenwasseranfalles in der Kanalisation, Diplomarbeit am Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau, TU Graz
- Shields A. (1936)**, Anwendung der Ähnlichkeitsmechanik und der Turbulenzforschung auf die Geschiebebewegung, Mitt. der Preussischen Versuchsanstalt für Wasserbau und Schiffsbau, 26, Berlin
- Siecker F. (1997)**, Dezentrale Abwasserbehandlung in ländlich strukturierten Regionen, Schriftenreihe Wasserforschung 2, TU Berlin
- Wolschner E. (1997)**, Untersuchungen über die Kontamination der Niederschlagsabflüsse von Dachflächen, Diplomarbeit am Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau, TU Graz
- Xanthopoulos C. (1990)**, Methode für die Entwicklung von Modellregenspektren für die Schmutzfrachtberechnung, ISWW Universität Karlsruhe, Band 57
- Xanthopoulos C., Hahn H.H. (1990)**, Niederschlagsbedingter Schmutzstoffeintrag in Kanalsystemen – Erneute Bilanzierung aufgrund weitergehender Erfassung von Ereignissen, Schadstoffe im Regenabfluss aus städtischen Gebieten, ISWW Universität Karlsruhe, Band 58, Seite 114 – 145

Internet:

Gesamtemissionen des Jahres 1995 aus dem Emissionskataster Graz
(www.graz.at/umwelt/down/emikat)

ABBILDUNGS- UND TABELLENVERZEICHNIS

zu Kapitel 3

- Abb. 3.1 Prozentueller Anteil der einzelnen Sektoren an den Gesamtemissionen 1995 (* inklusive NMVOC - Emissionen aus Haushalten)
- Abb. 3.2 Einflussgrößen der Oberflächenverunreinigungen
- Abb. 3.3 Qualitativer Verlauf der Akkumulationsfunktion nach M. Grottker (1988)
- Abb. 3.4 Abflussbildung auf der Oberfläche nach A. Göttle (1978)
- Abb. 3.5 Ermittlung der kritischen Schleppspannung
-
- Tab. 3.1 Gesamtemissionen des Jahres 1995 (t/a)
- Tab. 3.2 Prozentueller Anteil der einzelnen Sektoren an den Gesamtemissionen
- Tab. 3.3 Verschmutzungsanfall und Verschmutzungswirkung der Oberflächenverunreinigung städtischer Gebiete nach A. Göttle (1978)
- Tab. 3.4 Gemessene Konzentrationen von Inhaltsstoffen in Dachflächenwässern im Raum Wien (1991 bis 1995)
- Tab. 3.5 Schmutzstoffkonzentrationen von Mischproben (E. Wolschner, 1997)
- Tab. 3.6 Mittlere gemessene Konzentrationen der Proben aus dem Probenahmeraum, verglichen einerseits mit den Konzentrationen des Niederschlages und andererseits mit Ergebnissen früherer Messprogramme (Göttle, 1978; Klein, 1982; Paulsen, 1984; Grottker, 1987).

zu Kapitel 4

- Abb. 4.1 Leitfähigkeitsmessgerät
- Abb. 4.2 pH-Wert Messgerät
- Abb. 4.3 Membranfiltration zur Bestimmung der abfiltr. Stoffe
- Abb. 4.4 Bestimmung des CSB-Wertes
- Abb. 4.5 Photometer zur Bestimmung von Ammonium und Nitrat
- Abb. 4.6 Bestimmung von TOC und DOC

zu Kapitel 5

- Abb. 5.1 Wasserbaugebäude der TU-Graz
- Abb. 5.2 Dachfläche des Wasserbaugebäudes
- Abb. 5.3 Ansicht eines Sheddaches mit der Regenrinne
- Abb. 5.4 Detail: Anschluss an das Fallrohr
- Abb. 5.5 Skizze der Probenahme-Anlage
- Abb. 5.6 Probenahme-Anlage mit Memograph und Probenehmer
- Abb. 5.7 Rückschlagklappe und Probenehmer
- Abb. 5.8 Niederschlagsmessgerät (Hable, 1999)
- Abb. 5.9 Skizze des Messwehres
- Abb. 5.10 Der Probenehmer (Endress+Hauser)
- Abb. 5.11 Die Probenahme (Endress+Hauser)
- Abb. 5.12 VDM memo-graph (Endress+Hauser)

zu Kapitel 6

- Abb. 6.1 Einflüsse auf das Ergebnis der Untersuchung (Förster, 1999)
- Abb. 6.2 Häufigkeitsverteilung der CSB Konzentration
- Abb. 6.3 Regenereignisse von Mai 2002 bis Juni 2002
- Abb. 6.4 Vergleich der Abflussganglinie mit der Konzentrationsganglinie für abfiltrierbare Stoffe und CSB
- Abb. 6.5 Vergleich der Abflussganglinie mit der Konzentrationsganglinie für DOC, Ammonium und Nitrat
- Abb. 6.6 Abhängigkeit der CSB - Konzentration von der Dauer der Trockenperiode
- Abb. 6.7 Abhängigkeit der DOC - Konzentration von der Dauer der Trockenperiode
- Abb. 6.8 Beziehungen zwischen den Verschmutzungsgrößen im Regenwasserabfluss

- Tab. 6.1 Minimalwerte, Mittelwerte und Maximalwerte der festgestellten Konzentrationen des Regenwasserabflusses
- Tab. 6.2 Vergleichswerte der mittleren Verschmutzungskonzentration im Kläranlagenzulauf und im Kläranlagenablauf

Tab. 6.3	Tägliche Niederschlagssummen des Jahres 2002 (Niederschlagsmessstation TU-Graz, 2002)
Tab. 6.4	Korrelation zwischen den Verschmutzungsgrößen im Regenwasserabfluss