

Generelle Planung der Regenwasserbewirtschaftung in Siedlungsgebieten

Dem Fachbereich Bauingenieurwesen
der Technischen Universität Darmstadt
zur Erlangung des akademischen Grades

Doktor-Ingenieur

vorgelegte Dissertation

von

Dipl.-Ing. Heiko Sieker

Dahlwitz-Hoppegarten b. Berlin,
Dezember 1999

Alles ist aus dem Wasser entsprungen!!

Alles wird durch Wasser erhalten!
Ozean, gönn uns dein ewiges Walten.
Wenn du nicht in Wolken sendetest,
Nicht reiche Bäche spendetest,
Hin und her nicht Flüsse wendetest,
Die Ströme nicht vollendetest,
Was wären Gebirge, was Ebenen und Welt?
Du bist's der das frischeste Leben erhält.

(Johann Wolfgang von Goethe)

KURZFASSUNG

Mit dem weitgehend abgeschlossenen Ausbau der Kläranlagen rückt die Gewässerbelastung durch Niederschlagsabflüsse aus Siedlungsgebieten zunehmend in den Vordergrund. Auch die nachteilige Wirkungen der bislang vorrangig praktizierten Niederschlagsableitung auf den Wasserhaushalt und nicht zuletzt die hohen Kosten zur Kompensation dieser negativen Wirkungen sind ein Grund, sich mit der generellen, d.h. großräumigen Planung der Regenwasserbewirtschaftung in Siedlungsgebieten zu beschäftigen.

Die heutzutage bekannten Maßnahmen zur Bewirtschaftung des Regenwassers sind außerordentlich vielseitig. Dezentrale Versickerungsanlagen, Regenwassernutzung oder Maßnahmen zur Regen- und Mischwasserbehandlung bilden nur die wichtigsten Kategorien. Diese verschiedenen Maßnahmen wirken unterschiedlich auf den Wasser- und Stoffhaushalt und verursachen unterschiedliche Investitions- und Betriebskosten. Das Problem für den Planer besteht nicht darin, diese Anlagen zu bemessen. Für nahezu jede Maßnahme existiert eine technische Regel oder Norm. Schwierig ist es vielmehr, sich für die eine oder andere Maßnahme zu entscheiden. Welche Methode der Regenwasserbewirtschaftung ist unter den gegebenen (lokalen) Randbedingungen die beste?

In dieser Arbeit wird ein Verfahrensschemas für die Bearbeitung einer Generellen Planung der Regenwasserbewirtschaftung (GBPR) vorgestellt. Dieses Schema soll möglichst allgemeingültig sein und auf viele unterschiedliche Bestandssituationen anwendbar sein. Als Basis für dieses Schema wird vorab eine Übersicht gegeben über die:

- zu berücksichtigenden Zielgrößen
- verschiedenen Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen (Maßnahmenkatalog),
- anzuwendenden Werkzeuge und
- erforderlichen Daten

Es wird aufgezeigt, wie mit den Werkzeugen (Simulationsmodelle, GIS, Bewertungsverfahren) eine angepasste, optimierte Lösung auch für große Planungsgebiete gefunden werden kann. Abschließend wird dargelegt, wie sich dieses Verfahrensschema unter Berücksichtigung der aktuellen Gesetzeslage in die momentane Verwaltungsstruktur einbinden lässt.

ABSTRACT

With the extensive construction of sewage treatment plants the water quality of German lakes and rivers has been improved in the last decades. On the other hand the pollution by storm water runoff becomes more important due to this improvement. Another reason for dealing with storm water runoff are the negative impacts of massive drainage on the water balance and last but not least the high costs for compensation of this negative impacts.

Many different best management practices for storm water runoff are known today. Infiltration techniques, storm water usage, treatment measures in separate or combined sewer systems are only examples for different categories. All the different measures have different impacts on the water cycle and the cycle of matter. The costs for implementation and maintaining can also differ a lot. The problem for the engineer is usually not to design a specific measures. For almost every measure a technical design rule is available. It's rather difficult, to make the decision for or against one measure. Which measure is the best one under the given local conditions?

In this thesis a scheme for the development of master plans is presented. This scheme should be generally applicable for many different situations. At the beginning an overview over:

- the different objectives of storm water management
- the different best management practices,
- the tools, which should be used and
- the data, which is necessary for the development of a master plan

is given as a base for this scheme. It is shown how an optimised and adapted solution even for large project areas can be elaborated. Finally the integration of the scheme in the actual structure of administration and the legal situation is shown.

Inhaltsverzeichnis

INHALTSVERZEICHNIS	I
1 EINFÜHRUNG.....	1
1.1 Veranlassung	3
1.2 Zielsetzung.....	5
1.3 Gliederung der Arbeit.....	6
2 RECHTLICHE GRUNDLAGEN.....	8
2.1 Überblick	8
2.2 Allgemeine Zusammenhänge im Umwelt- bzw. Wasserrecht, Begriffe	9
2.3 Rechtsvorschriften	12
2.3.1 EU-Richtlinien.....	12
2.3.2 Recht der Bundesrepublik Deutschland	17
2.3.3 Recht der Länder	24
2.3.4 Kommunalrecht	26
2.3.5 Zusammenfassung	26
2.4 Regelwerke	27
2.4.1 CEN-/DIN-Normen	27
2.4.2 ATV-Regelwerk	28
2.4.3 DVWK-Richtlinien/Merkblätter.....	40
2.4.4 BWK-Merkblätter.....	40
2.4.5 RAS-Vorschriften.....	41
2.4.6 Sonstige	41
2.4.7 Bewertung der Regelwerke als Ganzes	41
2.5 Vorhandene Instrumente zur großräumigen Planung.....	44
2.5.1 Wasserwirtschaftlicher Rahmenplan und Bewirtschaftungsplan	44
2.5.2 Abwasserbeseitigungsplan.....	45
2.5.3 Generalentwässerungsplan/Studie.....	46
2.5.4 Zusammenfassung	46
3 GENERELLE PLANUNG VON REGENWASSERBEWIRTSCHAFTUNGSMAßNAHMEN IM INTERNATIONALEN VERGLEICH.....	47
3.1 Überblick	47
3.2 <i>Stand der Regenwasserbewirtschaftung in Deutschland</i>	48
3.2.1 Vorherrschende Entwässerungsverfahren	48
3.2.2 Mischwasserbehandlung.....	50
3.2.3 Regenwasserbehandlung	50
3.2.4 Fazit	51
3.3 Niederlande.....	54
3.3.1 Vorbemerkung	54
3.3.2 Allgemeines	54
3.3.3 Rechtliche Vorgaben zum Gewässerschutz.....	54
3.3.4 Hydraulik	55
3.3.5 Mischwasserbehandlung.....	56

3.3.6	Vorgaben für Neuplanungen	57
3.3.7	Dezentrale Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen	57
3.4	Vereinigte Staaten von Amerika.....	58
3.4.1	Allgemeines	58
3.4.2	Rechtliche Vorgaben	58
3.4.3	Gewässerschutz (TMDL-Programm)	59
3.4.4	Mischwasserbehandlung (NPDES Program: Combined Sewer Overflows).....	61
3.4.5	NPDES Stormwater Program	63
3.4.6	Best Management Practices.....	63
3.5	Schweiz.....	64
3.6	Vergleichende Auswertung	67
3.6.1	Hydraulische Sicherheit von Kanalnetzen.....	67
3.6.2	Mischwasserbehandlung.....	67
3.6.3	Regenwasserbehandlung	68
3.6.4	Integrale Planung.....	68
3.6.5	Alternative Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen	69
3.6.6	Fazit	69
4	LEITBILDER, ZIELE UND ZIELGRÖßEN DER REGENWASSERBEWIRTSCHAFTUNGSPLANUNG.....	71
4.1	Überblick	71
4.2	Leitbilder für die Regenwasserbewirtschaftung	72
4.3	Entwicklungsziele der Regenwasserbewirtschaftungsplanung	74
4.3.1	Entwicklungsziel Gewässerqualität	74
4.3.2	Entwicklungsziele für den Wasserhaushalt in quantitativer Hinsicht	75
4.3.3	Entwicklungsziel Entwässerungskomfort.....	76
4.3.4	Entwicklungsziel Kostenminimierung	76
4.4	Zielgrößen.....	76
4.4.1	Zielgrößen für die hydraulische Leistungsfähigkeit, Entwässerungssicherheit ...	76
4.4.2	Regen-, Überstau- und Überflutungshäufigkeit.....	80
4.4.3	Mindestfließgeschwindigkeit.....	80
4.4.4	Wasserhaushaltsbezogene Zielgrößen	81
4.4.5	Zielgrößen für die Gewässerqualität.....	83
4.4.6	Zielgröße Boden- und Grundwasserschutz.....	84
4.4.7	Zielgröße Schmutzfrachtemissionen	86
4.4.8	Zielgröße Kostenminimierung.....	88
4.4.9	Weitere Zielgrößen für die Regenwasserbewirtschaftungsplanung	88
4.5	Zusammenfassung und Bewertung.....	89
5	MAßNAHMENKATALOG	94
5.1	Überblick	94
5.2	Allgemeine Vorbemerkungen.....	95
5.2.1	Verwendete Einheiten.....	95
5.2.2	Berechnungsgrundlagen und -methoden	95
5.2.3	Kostenermittlung	96
5.3	Maßnahmen zur Regenwasserableitung und -rückhaltung in Siedlungsgebieten	97
5.3.1	Regenwasserableitung in Kanalisationen	97
5.3.2	Offene und oberflächige Ableitungssysteme.....	102
5.3.3	Konventionelle Grundstücksentwässerung.....	105

5.3.4	Regenwasserrückhaltung	106
5.4	Dezentrale Regenwasserbewirtschaftung in Siedlungsgebieten.....	111
5.4.1	Entsiegelungsmaßnahmen	111
5.4.2	Versickerungsmaßnahmen.....	114
5.4.3	Mulden-Rigolen-Systeme.....	120
5.4.4	Regenwassernutzung	122
5.4.5	Begrünte Dächer	126
5.4.6	Weitere dezentrale Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen	129
5.5	Maßnahmen zur Regenwasserbehandlung im Trennsystem	132
5.5.1	Schadstoffe im Regenwasserabfluss.....	132
5.5.2	Allgemeines zur Regenwasserbehandlung im Trennsystem	135
5.5.3	Rechen/Siebe	136
5.5.4	<i>Sedimentationsverfahren</i>	137
5.5.5	Leichtstoffabscheider.....	144
5.5.6	Regenwasserbehandlung durch Filtration	145
5.5.7	Chemisch-physikalische Behandlungsverfahren	149
5.6	Maßnahmen zur Mischwasserbehandlung.....	155
5.6.1	Schadstoffe im Mischwasserabfluss.....	155
5.6.2	Allgemeines zur Mischwasserbehandlung	156
5.6.3	Mischwasserüberläufe	159
5.6.4	Rechen/Siebe	160
5.6.5	Mischwasserüberlaufbecken.....	163
5.6.6	Kanalstauraumbewirtschaftung durch Abflusssteuerung	168
5.6.7	Bodenfilterbecken.....	170
5.6.8	Erhöhte Beschickung der Kläranlage	174
5.6.9	Flächenabkopplung.....	174
5.7	Regenwasserbehandlung auf der Kläranlage.....	179
5.7.1	Regenwasserbehandlung in der Vorklärung.....	180
5.7.2	Regenwasserbehandlung mit dem Belebungsverfahren	183
5.7.3	Auswirkungen auf andere Reinigungsverfahren	188
5.7.4	Mischwasserspeicherung und Kläranlage (Gesamtemission)	188
5.8	Regenwasserbewirtschaftung außerhalb von Siedlungsgebieten	190
5.9	Maßnahmen im und am Gewässer.....	191
5.10	Sonstige Maßnahmen zur Schadstoffverminderung.....	191
5.11	Maßnahmenvergleich	192
5.11.1	Maßnahmenvergleich: Quantitative Wirkung auf den Wasserhaushalt	195
5.11.2	Maßnahmenvergleich: Schadstoffreduktion	203
5.11.3	Maßnahmenvergleich: Flächenbedarf.....	205
5.11.4	Maßnahmenvergleich: Kosten.....	207
6	LOKALE RANDBEDINGUNGEN.....	209
6.1	Überblick	209
6.2	Naturräumliche Faktoren.....	210
6.2.1	Klimatische Verhältnisse.....	210
6.2.2	Topografie	212
6.2.3	Geologische, hydrogeologische und bodenkundliche Randbedingungen	213
6.3	Flächennutzungsfaktoren.....	216
6.3.1	Einwohnerzahlen, Wasserverbrauch, Schmutzwasseranfall	216
6.3.2	Versiegelungsgrad, Flächennutzung.....	216

6.3.3	Kanalierungsgrad	217
6.3.4	Datenbasis für die Regenwassergebühr	218
6.3.5	Baustruktur	219
6.3.6	Flächenkosten	220
6.4	Entwässerungstechnische Faktoren	220
6.4.1	Kanalnetz	220
6.4.2	Teileinzugsgebiete, Haltungsflächen	221
6.4.3	Kläranlage	222
6.4.4	„Vorfluter“	222
6.5	Qualitative Faktoren	222
6.5.1	Verschmutzungspotenziale an der Oberfläche	222
6.5.2	Trinkwasserschutzgebiete	224
6.5.3	Altlasten	224
6.6	Nicht räumliche Faktoren	225
6.6.1	Rechtsvorschriften	225
6.6.2	Örtliche Preisbasis	225
7	WERKZEUGE	227
7.1	Überblick	227
7.2	Messtechnik	228
7.3	Statistische Verfahren	229
7.4	Simulationsmodelle	229
7.4.1	Niederschlags-Abfluss-Modelle	231
7.4.2	Wasserhaushaltsmodelle	236
7.4.3	Schmutzfrachtmodelle	237
7.4.4	Kläranlagenmodelle	238
7.4.5	Gewässergütemodelle	239
7.4.6	Sonstige Modellbausteine	242
7.4.7	Integrale Modellierung des Wasser- und Stoffhaushalts	243
7.5	Geographische Informationssysteme	247
7.5.1	Allgemein anwendbare GIS-Software	248
7.5.2	Kanalinformationssysteme	248
7.5.3	Verarbeitung von Flächendaten	249
7.5.4	Pre- und Postprocessing	250
7.6	Expertensysteme	250
7.7	Projektbewertung	252
7.7.1	Kostenvergleichsrechnung	253
7.7.2	Kosten-Nutzen-Analyse	254
7.7.3	Mehr-kriterielle Bewertungsverfahren, Nutzwert-Analyse	257
7.7.4	Zusammenfassende Darstellung der Bewertungsverfahren	262
7.8	Entscheidungshilfesysteme (Decision Support Systems)	262
7.9	Ingenieurtechnischer Sachverstand	263
7.10	Fazit	264
8	VERFAHRENSSCHEMA FÜR DIE BEARBEITUNG EINES GBPR	265
8.1	Überblick	265
8.2	Verfahrensschema	266
8.2.1	1. Schritt: Definition der Zielgrößen	266

8.2.2	2. Schritt: Überprüfung des Handlungsbedarfs	267
8.2.3	3. Schritt: Datenbeschaffung	268
8.2.4	4. Schritt: Datenaufbereitung.....	269
8.2.5	5. Schritt: Berechnung des Ist-Zustandes	276
8.2.6	6. Schritt: Festlegung der zulässigen Emissionen	281
8.2.7	7. Schritt: Planung der Regenwasserbewirtschaftung	283
8.2.8	8. Schritt: Überprüfung der Einhaltung der Zielgrößen	287
8.2.9	Zusammenfassung	288
8.3	Eingliederung der Arbeitsschritte in die bestehende Planungshierarchie	289
8.4	Fazit	290
9	ZUSAMMENFASSUNG	293
10	LITERATUR	297

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Biologische Gewässergüte in der BR Deutschland 1995 [UBA, 1999].....	1
Abb. 2:	Einsparpotenziale in verschiedenen Planungsphasen [PECHER, 1995].....	43
Abb. 3:	Tägliche Umwidmung von Freiflächen in Siedlungsfläche, BBR [2000]	49
Abb. 4:	Verbessertes Trennsystem nach niederländischem Verständnis	58
Abb. 5:	Ablaufschema TMDL [EPA, 1991].	60
Abb. 6:	Leitbilder als Grundlage einer zielgerichteten Planung [ESSER, 1997].....	72
Abb. 7:	Leitbilder, Entwicklungsziele und Zielgrößen	73
Abb. 8:	Hysterese zwischen Wasserstand und Abfluss (instationäre Gerinneströmung)	78
Abb. 9:	Lastfallkonzept/Nachweiskonzept in Anlehnung an HUHNER [1998].....	79
Abb. 10:	Wasserhaushalt befestigter und unbefestigter Flächen [GEIGER, 1995]	81
Abb. 11:	Zulässige Abflussspende	83
Abb. 12:	Berücksichtigung mehrerer Zielgrößen im Planungsprozeß	91
Abb. 13:	Zielgrößen: Restriktionen oder Maßstab?	92
Abb. 14:	Baukosten für Freispiegelsammler im Straßenbereich <u>ohne</u> Schächte, Preisbasis 1996, entnommen aus [FREISTAAT THÜRINGEN, 1996].	100
Abb. 15:	Spezifische Kanalbetriebskosten in Abhängigkeit der Einwohnerzahl bzw. pro Kanallänge, Preisbasis 1991, nach PECHER [1992].	102
Abb. 16:	Erforderliches Speichervolumen eines RRB in Abhängigkeit der Bemessungshäufigkeit und der Drosselspende, ermittelt durch eine statistische Auswertung des modellierten Einstauverhaltens (Nachweisverfahren).....	107
Abb. 17:	Entlastungsrate eines RRB in Abhängigkeit der Drosselspende und des spezifischen Speichervolumens.....	108
Abb. 18:	Herstellungskosten für Regenrückhaltebecken in offener Bauweise [FREISTAAT THÜRINGEN, 1996].....	110
Abb. 19:	Abflussverhalten einer wasserdurchlässigen Pflasterung bei abnehmenden Kf- Wert (Annahmen: Versickerung über die Pflasterfuge, 10% Fugenanteil, 5 mm Einstau auf der Fläche möglich, bevor ein Abfluss auftritt).	112
Abb. 20:	Flächenbedarf einer Versickerungsmulde in Abhängigkeit des k_f -Wertes bei ansonsten gleichen Verhältnissen (3,0 m breit, Böschungsneigung 1:2.5; Berliner Niederschlagsverhältnisse, Überstauhäufigkeit $n=0.2$)	119
Abb. 21:	Prinzipskizze Mulden-Rigolen-System	121
Abb. 22:	Wasserbilanz einer Regenwassernutzungsanlage in Abhängigkeit des Volumens.....	124
Abb. 23:	Abminderung der Spitzenabflüsse durch Regenwassernutzungsanlagen [HERRMANN, SCHMIDA, 1996]	125
Abb. 24:	Regenwasserbewirtschaftung durch Dachbegrünung (nach OPTIMA [1999])	127
Abb. 25:	Gründach mit Einstau	128
Abb. 26:	Abflussverhalten begrünter Dächer (Aufbau nach Abb. 25).....	128
Abb. 27:	Rinnen-Rigolen-System [UNIDO, 1999].....	130
Abb. 28:	Größenverhältnisse von Wasserinhaltsstoffen, WASSMANN [1994]	132

Abb. 29: Verteilung verschiedener Schadstoffparameter auf unterschiedliche Korngrößen [GÖTTLE, 1978].....	134
Abb. 30: Sinkgeschwindigkeit in Abhängigkeit der Korngröße und der Feststoffdichte	137
Abb. 31: Abscheidewirkung eines Sandfangs nach KALBSKOPF [1966]	139
Abb. 32: Kosten für Regenbecken in geschlossener Betonbauweise [FREISTAAT THÜRINGEN, 1996], [ATV, 1994b].....	143
Abb. 33: Reinigungsleistung von Flockungsanlagen [HEINZMANN, 1993]	152
Abb. 34: Reinigungsleistung von Flockungs-/Flotationsanlagen [PFEIFER, HAHN, 1995].....	154
Abb. 35: Entlastungsrate eines Mischsystems ohne Zwischenspeicherung mit einem Kläranlagenzulauf von $Q_m=2Q_s+Q_f=0,31$ mm/h bzw. 0,87 l/(s ha).....	157
Abb. 36: Prinzipielle Möglichkeiten der Mischwasserbehandlung.....	158
Abb. 37: Entlastungsrate eines nach A128 bemessenen Mischwasserüberlaufs.....	160
Abb. 38: Einfluß des Speichervolumens eines Mischwasserbeckens auf die maximale Entlastungsintensität (für ein Einzugsgebiet mit einer Fließzeit von $t_f=15$ min)	165
Abb. 39: Kosten für Mischwasserbecken (nach verschiedenen Quellen: [HMU, 1995], LFU BW [1998], FREISTAAT THÜRINGEN [1996]).....	167
Abb. 40: Aktivierung von Kanalstauraum durch Einstau [SCHILLING et. al., 1995].....	168
Abb. 41: Spez. Kosten eines Retentionsbodenfilterbeckens [LFU BW, 1998].....	173
Abb. 42: Verhältnis zwischen Versickerungsfläche A_s , unversiegelter Fläche A_{unvers} und dem Versiegelungsgrad	175
Abb. 43: Mittlere Überlaufmenge ($Q_{üb}$), -fracht ($F_{üb}$) und -konzentration ($C_{üb}$) in Abhängigkeit vom Abkopplungsgrad für ein exemplarisches Teileinzugsgebiet mit einem Fangbecken (25 m ³ /ha) bezogen auf den Ausgangszustand.....	177
Abb. 44: Mittlere Überlauf-fracht ($F_{üb}$) in Abhängigkeit vom Abkopplungsgrad für ein exemplarisches Teileinzugsgebiet mit/ohne Ausnutzung des frei werdenden Kanalstauraumvolumens	178
Abb. 45: Mittlere Überlaufmenge ($Q_{üb}$), -fracht ($F_{üb}$) und -konzentration ($C_{üb}$) in Abhängigkeit vom Abkopplungsgrad unter Berücksichtigung der verringerten Oberflächenbeschickung ($q_{A,mittel}$) eines Durchlaufbeckens.	178
Abb. 46: Wirkungsgrad von Vorklärbecken in Abhängigkeit der Durchflusszeit (aus der Dokumentation zum Programm ARA-BER, Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen [LUA NRW, 1997]).....	181
Abb. 47: Wirkungsgrad der Vorklärung in Abhängigkeit der Beschickung mit Mischwasser bei gleichbleibendem Beckenvolumen, errechnet aus den in der Dokumentation zum Programm ARA-BER angegebenen Wirkungsgraden.	181
Abb. 48: Kosten für Vor-/Nachklärbecken [HMU, 1995]	182
Abb. 49: Betriebskosten für Kläranlagen [FREISTAAT THÜRINGEN, 1996].....	183
Abb. 50: Gesamtemission (BSB_5) in Abhängigkeit vom Speichervolumen unter Variation der Kläranlagenbeschickung ($\cdot:2.5Q_s+Q_f$, $\bullet :2.0Q_s+Q_f$, $+:1.5Q_s+Q_f$), [DURCHSCHLAG, 1990].	189

Abb. 51: Gesamtemissionen verschiedener Parameter in Abhängigkeit vom Speichervolumen (Beispiel Dresden, qualitativ nach SEYFRIED, THÖLE [1997])	189
Abb. 52: Mittlere Jahreswasserbilanzen verschiedener Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen	197
Abb. 53: Modellregen (Typ Euler II)	198
Abb. 54: Wasserbilanz für ein einzelnes Starkregenereignis (Modellregen h_N 16.6 mm, $D=030$ min)	200
Abb. 55: Hochwassererzeugende Niederschlagsperiode Januar 1995, Saarland	201
Abb. 56: Wasserbilanz für eine hochwassererzeugende Niederschlagsperiode (h_N 292 mm, $D=4$ Wochen).....	202
Abb. 57: Mittleres Rückhaltevermögen verschiedener Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen hinsichtlich Abfiltrierbarer Stoffe (AFS)	204
Abb. 58: Mittleres Rückhaltevermögen verschiedener Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen hinsichtlich des CSB.....	205
Abb. 59: Gegenüberstellung der Jahreskosten verschiedener Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen.....	208
Abb. 60: CSB-Fraktionierung im ASM No.1 nach HENZE [1986]	240
Abb. 61: Rückkopplung zwischen Prozessen, in Anlehnung an [ZIELKE, 1999]	244
Abb. 63: Einsatzbereiche von GIS	247
Abb. 64: Entscheidungsbaum zur Abschätzung des Abkopplungspotenzials (Ausschnitt und stark vereinfacht).....	252
Abb. 65: Ablaufschema für eine Kostenvergleichsrechnung nach LAWA [1998].....	255
Abb. 66: Beispiele für Nutzwertfunktionen im Bezug auf die Regenwasserbewirtschaftung	261
Abb. 67: Datenbedarf für einen GBPR.....	268
Abb. 68: Hoehenmodell für das Areal eines geplanten Gewerbegebietes in Chemnitz (Angaben in m+NN).....	270
Abb. 69: Hangneigungsmodell für das Areal eines geplanten Gewerbegebietes in Chemnitz (Angaben in %).....	270
Abb. 70: Aus einer Kanaldatenbank generierter Lageplan eines Teilnetzes (Regenwasserkanalisation) der Stadt Prenzlau mit Eingabemaske für Haltungsdaten (Programm GIPS, Fa. itwh).....	271
Abb. 71: Aus einer Kanaldatenbank generierter Längsschnitt eines Regenwasserkanals	272
Abb. 72 Einzugsgebiet Holzbach und Kanalnetz (MW) der Gemeinde Weiskirchen	273
Abb. 73: Beispielhafte Flächendaten für ein Teileinzugsgebiet in Berlin-Lichtenberg	274
Abb. 74: Möglichkeiten zur Festlegung von Haltungsflächen.....	275
Abb. 75: Ergebnisse einer Langzeitseriensimulation für die Regenwasserkanalisation der Stadt Prenzlau	276
Abb. 76: Hydrologisches Ersatzsystem für das Einzugsgebiet des Marzahn-Hohenschönhauser-Grenzgrabens in Berlin	278

Abb. 77: Visualisierung von Ergebnissen einer Schmutzfrachtsimulation für ein Pumpwerkseinzugsgebiet in Berlin [IPS, 1998].....	279
Abb. 78: Wasserbilanz Einzugsgebiet Eubaer Bach	279
Abb. 79: Einzugsgebiet des Eubaer Baches	280
Abb. 80: Abflussverhalten des Marzahn-Hohenschönhauser Grenzgraben.....	280
Abb. 81: Versickerungsmöglichkeiten in Berlin [SENSUT, 1999c]	284
Abb. 82: Ersteinschätzung der Regenwasserbewirtschaftungsmöglichkeiten im Bestand, Stadt Würzburg [IPS, 1999]	285
Abb. 83: Ergebnis einer Vorortuntersuchung zur Abkopplungsmöglichkeit für einen Wohnblock (Altbau) in Berlin-Lichtenberg [SIEKER, KLEIN, 1998].	286
Abb. 84: Verfahrensschema ohne Berücksichtigung verschiedener Instanzen.....	288
Abb. 85: Verfahrensschema für die Bearbeitung eines GBPR.....	291

Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	EU-Richtlinien zum Gewässerschutz.....	13
Tab. 2:	Ermittlung der Abflussbelastung B für das Einzugsgebiet des MHG.....	37
Tab. 3:	Gewässerbelastbarkeit.....	37
Tab. 4:	Erforderliche Durchgangswerte D einer Regenwasserbehandlung am MHG.....	38
Tab. 5:	Durchgangswerte verschiedener Behandlungsmaßnahmen nach Tab. 4 des Arbeitsberichtes der ATV-Arbeitsgruppe 1.4.3.....	38
Tab. 6:	Auswahl von DVWK-Regeln und Merkblättern mit einem Zusammenhang zur Regenwasserbewirtschaftung.....	40
Tab. 7:	Zuwächse bei der Kanalisation [ATV, 1997].....	49
Tab. 8:	In DIN EN 752 bzw. ATV A118 empfohlene Bemessungshäufigkeiten.....	80
Tab. 9:	Das ökologische Gefährdungspotenzial von Regen- und Mischwassereinleitungen; zeitliche Wirkungen und maßgebende Parameter, [ATV, 1993].....	87
Tab. 10:	Zielgrößen Schadstoffemission: Stoffparameter und zeitliche Verteilung.....	87
Tab. 11:	Zu berücksichtigende Zielgrößen bei der großräumigen Planung von Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen.....	90
Tab. 12:	Gebäuchliche Einheiten für die Größe „flächenbezogener Volumenstrom“.....	95
Tab. 13:	Spezifische Kosten der Kanalerneuerung in Berlin.....	101
Tab. 14:	Flächenbedarf von Regenrückhaltebecken, exemplarische Berechnung.....	109
Tab. 15:	In Versickerungsanlagen einzustellende Bodeneigenschaften zur Förderung des Schadstoffrückhaltevermögens [REMMLER & SCHÖTTLER, 1997].....	117
Tab. 16:	Flächenbedarf von Versickerungsanlagen bei Berliner Niederschlagsverhältnissen.....	118
Tab. 17:	Bandbreite mittlerer und maximaler Konzentrationen ausgewählter Schmutzparameter im Regen- und Mischwasser [LAMMERSSEN, 1997].....	133
Tab. 18:	Verfahren der Regenwasserbehandlung im Trennsystem.....	136
Tab. 19:	Reinigungsleistungen von Regenklärbecken.....	141
Tab. 20:	Parameter zur Bestimmung der Reinigungsleistung von Wirbelabscheidern.....	144
Tab. 21:	Reinigungsleistung von Leichtstoffabscheidern.....	145
Tab. 22:	Gemessene Reinigungsleistungen von Sandfiltern [URBONAS, 1999].....	147
Tab. 23:	Schmutzwasseranfall im Mischsystem.....	156
Tab. 24:	Zulässige Oberflächenbeschickung von Siebanlagen.....	162
Tab. 25:	Rückhaltewirkung des Klärüberlaufes von Durchlaufbecken, SCHÄFER et. al. [1997].....	166
Tab. 26:	Abschätzung der Reinigungsleistung von Bodenfilterbecken [MEHLER, 1996].....	172
Tab. 27:	Mindestanforderungen an die Behandlung von kommunalem Abwasser (AbwV, Fassung vom 9. Februar 1999).....	184
Tab. 28:	Frachten im Rohabwasser bzw. Ablauf der Vorklärung [ATV A131].....	186
Tab. 29:	Mindestwirkungsgrade von Belebungsanlagen.....	187
Tab. 30:	Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen außerhalb von Siedlungsgebieten.....	190
Tab. 31:	Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen im und am Gewässer.....	191

Tab. 32: Sonstige Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen	192
Tab. 33: Kurzbeschreibung der im Vergleich berücksichtigten Maßnahmen	193
Tab. 34: Flächenbedarf verschiedener Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen	206
Tab. 35: Kanalisierungsgrad verschiedener Stadtstrukturtypen in Berlin, aus SENSUT [1999b] nach BACH [1997]:	218
Tab. 36: Mindestanforderung an die Datenerhebung für die Kanalnetzberechnung	220
Tab. 37: Unterschiedliche Entlastungsfrachten (Simulationsergebnisse) bei differenziertem Schadstoffpotenzial und mittlerer Schadstoffkonzentration bei gleicher Gesamtemission	223
Tab. 38: Bausteine eines N-A-Modells	231
Tab. 39: Bausteine des Gewässergütemodells QUAL2E [WITTENBERG, 1992] und des Gewässergütemodells der ATV [ATV, 1999b]	242
Tab. 40: Nutzungsdauer verschiedener Anlagentypen [LAWA, 1992; LAWA 1998]	253
Tab. 41: Arbeitsschritte einer Kosten-Nutzen-Analysen, nach SCHOLLES [1999]	256
Tab. 42: Externe Kosten und Nutzen der dezentralen Regenwasserbewirtschaftung nach BALKE & RUDOLPH [1997]	258
Tab. 43: Schritte der Nutzwertanalyse und Erläuterungen (nach SCHOLLES [1999])	260
Tab. 44: Vereinfachtes Beispiel für eine Wichtung von Nutzenfunktionen	261
Tab. 45: Niederschlagsereignisse für Langzeitseriensimulation (Berlin-Neukölln)	269

1 Einführung

Seit der UN-Konferenz für Umwelt und Entwicklung in Rio de Janeiro 1992 hat auch in der Wasserwirtschaft das Leitbild einer nachhaltigen und umweltgerechten Entwicklung Einzug gehalten. Bislang waren diese Begriffe im Zusammenhang mit dem Gewässerschutz eher ungebräuchlich [HOLZWART, 1997]. Die Einführung des Prinzips der Nachhaltigkeit in die Gesetzgebung wird weitreichende Veränderungen in der wasserwirtschaftlichen Praxis bewirken. In Vorträgen zur „Entwicklung der Wasserwirtschaft an der Schwelle zum 21. Jahrhundert“ [FRECHEN, 1997] wird dabei die integrale Betrachtung wasserwirtschaftlicher Problemstellungen hervorgehoben. Eine Analyse der derzeitigen planerischen und genehmigungsrechtlichen Praxis zeigt hier einen großen Nachholbedarf auf. Derzeit werden technische Lösungen viel zu isoliert betrachtet. Insbesondere die Siedlungswasserwirtschaft wird diesbezüglich umdenken müssen [HAHN, 1997].

Zwar wurden in der Siedlungswasserwirtschaft unbestritten große Erfolge durch technische Lösungen erzielt und die Gewässerverschmutzung konnte durch den Bau von Kläranlagen in den letzten Jahrzehnten stark reduziert werden, dennoch bestehen auch bei uns noch Defizite beim Gewässerschutz. 1995 wiesen erst 48% der bundesdeutschen Gewässer die biologische Gewässergüteklasse II oder besser auf (s. Abb. 1).

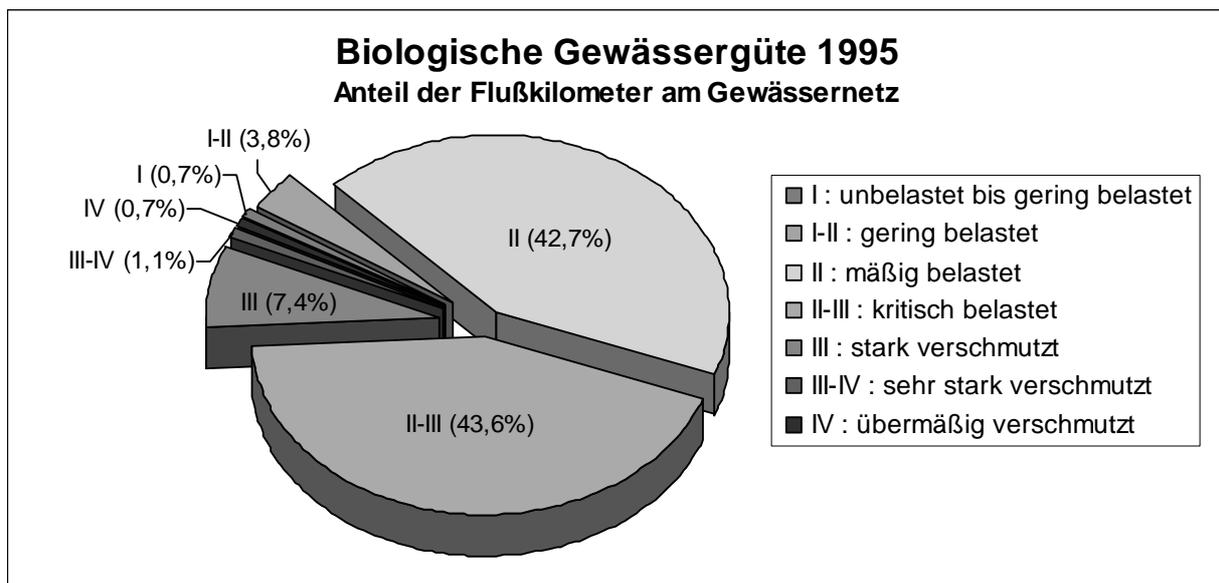


Abb. 1: Biologische Gewässergüte in der BR Deutschland 1995 [UBA, 1999]

Bei der chemischen Gewässergüte sieht die Situation noch ungünstiger aus. So wurde an den Messstellen des LAWA 1996 die chemische Güteklasse II und besser bei AOX zu 52%, Schwermetallen zu 11%, Gesamtstickstoff zu 9% und bei Gesamtphosphor zu 18% erreicht [UBA, 1999]. Das erklärte politische Ziel, dass alle Gewässer eine gute Wasserqualität aufweisen, ist somit bei weitem noch nicht erreicht. Andererseits ist man mittlerweile auf einem Niveau angelangt, wo die vierte Reinigungsstufe auf einer Kläranlage zwar die dortigen Emissionen weiter reduziert, aber die Gewässerqualität nicht mehr spürbar verbessert - zumindest solange gleichzeitig die Einleitung unbehandelten

Regenwassers oder 40% der niederschlagsbezogenen Mischwassermenge als tolerierbar angesehen wird. Es kann sogar die groteske Situation eintreten, dass z. B. durch Mischwasserentlastungen erst deshalb Fischsterben auftreten, weil eine weitgehende Abwasserbehandlung in der Kläranlage die Entstehung einer Fischpopulation ermöglicht hat [SCHILLING, 1996]. International setzt sich deshalb zunehmend die Einschätzung durch, dass nur durch die stärkere Berücksichtigung der Gewässerqualität als eigentliche Zielgröße (Immissionsbetrachtung) ökonomisch und ökologisch effiziente Lösungen gefunden werden können [RAUCH et. al., 1998].

Mit dem Entwurf der EU-Wasserrahmenrichtlinie [KOM 49, 1997] zeichnet sich ab, dass eine Umsetzung dieser Ideale auch tatsächlich in Angriff genommen wird. So ist die flussgebietsweite Betrachtung ein wesentlicher Aspekt dieser neuen Richtlinie. Mit der Forderung nach integraler Betrachtung und der Schaffung des rechtlichen Rahmens alleine ist es aber nicht getan. Die Ausführenden (Behörden und Planer) müssen auch wissen, wie diese Forderung in der täglichen Praxis umgesetzt werden soll.

Die integralere Betrachtung wasserwirtschaftlicher Problemstellungen erfordert neue Planungsstrategien und Werkzeuge. Die Erfassung der komplexen Wechselwirkungen zwischen den Bausteinen des Wasserhaushaltes - und das für Einzugsgebiete mit etlichen tausend Quadratkilometern - ist mit einem Blatt Papier und einem Taschenrechner nicht zu bewältigen. Der Einsatz von Simulationsmodellen ist unerlässlich, um konkrete Fragestellungen zu untersuchen. Simulationsmodelle können darüber hinaus aber auch helfen, prinzipielle Zusammenhänge überhaupt erst zu erkennen. Selbstverständlich ist gerade hierbei die Gültigkeit von Modellen immer wieder zu hinterfragen.

Eine integrale Betrachtung wird vorrangig im Zuge großräumiger Planung erfolgen, weniger in der Ausführungsplanung einzelner Maßnahmen. In Bezug auf siedlungswasserwirtschaftliche Problemstellungen sind die Instrumente der großräumigen Planung derzeit der *Generalentwässerungsplan* und der *Abwasserbeseitigungsplan*. Die Bezeichnungen verraten schon, wo hier bislang der Schwerpunkt der Bearbeitung lag.

Wichtig ist aber auch die stärkere Verzahnung von Wasserwirtschaft und Siedlungswasserwirtschaft. Wasserwirtschaftlicher Rahmenplan und Bewirtschaftungsplan müssen konkretere Vorgaben für die Siedlungswasserwirtschaft enthalten als dies bislang der Fall ist. In Bezug auf die Niederschlagswasserabflüsse beispielsweise enthalten wasserwirtschaftliche Rahmenpläne in der Regel nur generelle Wünsche nach mehr Versickerung, Retention, Reinigung, etc. Konkrete Vorgaben, z. B. einzuhaltende Grundwasserneubildungsraten, zulässige Abflussspenden oder Emissionsvorgaben für Trennsysteme sind nicht enthalten. Diese stärkere Verzahnung von Siedlungswasserwirtschaft und naturräumlicher Wasserwirtschaft wurde schon oft gefordert, in der Praxis jedoch selten beachtet.

Dabei ist zu berücksichtigen, dass Siedlungswasserwirtschaft und Wasserwirtschaft in Deutschland traditionell getrennte Fachgebiete sind. Dies äußert sich nicht zuletzt in den getrennten Lehrstühlen für beide Fachgebiete an den allermeisten deutschen Hochschulen.

Mit der Einführung der Wasserrahmenrichtlinie besteht die Chance, diese nicht mehr zeitgemäße und dem Gewässerschutz nicht dienliche Trennung aufzulockern. Die für den 1.1.2000 angestrebte Fusion von ATV und DVWK bestätigt, dass dieser Weg bereits eingeschlagen worden ist.

Die vorliegende Arbeit möchte zu dieser Thematik einen Beitrag leisten, in dem praktische Methoden vorgestellt werden, mit denen siedlungswasserwirtschaftliche Problemstellungen integraler als bisher angegangen werden können. Die Aufgabe dabei ist es nicht, neue Simulationsmodelle zu entwickeln - diese stehen bereits zur Verfügung - sondern vielmehr vorhandene Werkzeuge kombiniert einzusetzen. Der Schwerpunkt liegt auf der Entwicklung einer Art „Leitfaden“ zur Durchführung einer großräumigen (generellen) Planung.

Die Arbeit beschränkt sich dabei auf die Teilproblematik Regenwasserbewirtschaftung und berücksichtigt andere Teilbereiche nur soweit es erforderlich ist (z. B. Auswirkungen auf die Kläranlage). Innerhalb der Siedlungswasserwirtschaft ist die Regenwasserbewirtschaftung eine Problematik mit besonderer Bedeutung. Das liegt zum einen daran, dass die Abwasserbehandlung auf der Kläranlage weit fortgeschritten ist und nun die anderen Schadstoffpfade in den Vordergrund treten. Andererseits ist die Regenwasserbewirtschaftung eine Fragestellung, bei der komplexe Wechselwirkungen besonders deutlich werden. Die Frage des Entwässerungsverfahrens (Versickerung, Ableitung, Nutzung) beispielsweise betrifft Entwässerungssicherheit, Gewässerschutz, Grundwasserschutz und Hochwasserschutz gleichermaßen.

1.1 Veranlassung

Die Veranlassungen, sich mit dem Thema der großräumigen Planung von Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen zu beschäftigen, sind vielfältig. Eine konkrete Veranlassung besteht in der neuen EU-Wasserrahmenrichtlinie, die im Entwurf vorliegt und z. Zt. intensiv diskutiert wird. Mit der Umsetzung dieser Richtlinie stehen rechtliche Veränderungen an, die Konsequenzen für die derzeitige Praxis der großräumigen Planung haben.

Im April 1997 hat die Europäische Kommission dem Rat der Europäischen Union einen Vorschlag für eine Richtlinie „zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik“ - die so genannte Wasserrahmenrichtlinie - [KOM 49, 1997] vorgelegt. Seit November 1997 liegt eine 2. Fassung dieses Vorschlages [KOM 614, 1997] vor. Eine kurzfristige Verabschiedung der Vorlage durch das Europäische Parlament ist erklärtes Ziel der Bundesregierung [BMU, 1998].

Hauptziel der Wasserrahmenrichtlinie im Hinblick auf den Schutz der Gewässer in der Europäischen Gemeinschaft ist a) *die Vermeidung einer weiteren Verschlechterung, Schutz und Verbesserung des Zustandes von aquatischen Ökosystemen und von Landökosystemen im Hinblick auf ihren Wasserbedarf* und b) *die Förderung eines nachhaltigen Wasserverbrauchs auf der Grundlage eines langfristigen Schutzes der vorhandenen Ressourcen* (Artikel 1 der Wasserrahmenrichtlinie). Bis zum Ende des Jahres 2010 soll in allen Mitgliedsstaaten in allen Oberflächengewässern einer guter Zustand erreicht werden

(Artikel 4). Per Definition befindet sich dabei ein Gewässer in einem guten ökologischen Zustand, *das zwar nachweislich signifikant durch menschliche Tätigkeiten beeinflusst ist, aber dennoch ein reiches, ausgeglichenes und nachhaltiges Ökosystem bildet.* (Artikel 2).

Mit der neuen Wasserrahmenrichtlinie sollen die über Jahrzehnte teilweise unsystematisch gewachsenen EU-Richtlinien zusammengefasst und ein supranationales und integrierendes Instrument zum Gewässerschutz geschaffen werden [DVWK, 1998]. Neben diesen rechtlichen Aspekten sind aber auch neue wasserwirtschaftliche Vorgaben in der Richtlinie enthalten. Kernstück der Wasserrahmenrichtlinie ist eine stärkere integrale Betrachtung von Flusseinzugsgebieten (Artikel 3). Flussgebietsbezogene Wassermengen- und Wasser-güteproblemstellungen und ökologische Fragen sollen ganzheitlich angegangen werden. Ziel ist die Erstellung von Bewirtschaftungsplänen für jedes Flusseinzugsgebiet bis zum Jahre 2004, wobei ein Einzugsgebiet als ein Gebiet definiert wird, aus dem über Ströme oder Flüsse der Oberflächenabfluss an einer *einzig*en Flussmündung ins Meer gelangt (Artikel 2). Da der Begriff „Bewirtschaftungsplan“ in Deutschland durch §36b WHG bereits belegt ist, schlägt der DVWK den alternativen Begriff Flussgebiets-Management-Plan vor.

Als eine zweite wichtige Neuerung wird als Zielvorgabe für den Gewässerschutz ein kombinierter Ansatz vorgeschlagen, der den Emissionsansatz (Bekämpfung der Verschmutzung an der Quelle) und den Immissionsansatz (Festlegung von Gewässerqualitätszielen) koppelt. Den Mitgliedsstaaten wird in Artikel 6 auferlegt, bis zum Jahr 2001 für jede Flussgebietseinheit zu untersuchen, welche Auswirkungen menschliche Tätigkeiten auf den Zustand von Oberflächengewässern und Grundwässern haben. Bei dieser Prüfung sind sowohl Punktquellen als auch diffuse Quellen zu berücksichtigen.

Diese neuen Ansätze gehen über die bisher in Deutschland geltenden Vorschriften und vor allem über die anerkannten Regeln der Technik weit hinaus. Als Beispiel für Defizite der bisherigen Verfahrensweise gegenüber den Vorstellungen der Wasserrahmenrichtlinie können die Regeln der Technik zur Mischwasserbehandlung in Form des ATV-Arbeitsblattes A128 angeführt werden. Bei der Anwendung dieses Regelblattes werden weder die Beschaffenheit des Gewässers noch Wechselwirkungen mit der Kläranlage berücksichtigt.

Der Vorschlag für die Wasserrahmenrichtlinie ist nicht zuletzt auf Drängen der Bundesregierung hin zustande gekommen [BMU, 1997]. Die Forderung, dass alle Gewässer in der EU bis 2010 eine gute Qualität aufweisen, entspricht der von der deutschen Wasserwirtschaft angestrebten Qualitätsstufe II für Fließgewässer in der Bundesrepublik. Insofern kann festgestellt werden, dass die Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland generell und somit auch die Umsetzung in nationales Recht politische Unterstützung erfährt. Die Einführung der Wasserrahmenrichtlinie als verbindliches Recht wird für die Wasserwirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland weit reichende Konsequenzen haben. Die deutsche Fachöffentlichkeit hat sich deshalb bereits sehr intensiv mit diesem Thema auseinandergesetzt [ATV, 1998].

Die ganzheitliche Herangehensweise wird von den deutschen Fachverbänden prinzipiell begrüßt. Allerdings wird seitens des DVWK kritisiert, dass Flussgebiete aufgrund ihrer Größe als Plangebiete ungeeignet sind [DVWK, 1998b]. In Artikel 18 der Richtlinie wird die Möglichkeit, die Bewirtschaftungspläne durch detaillierte Programme bzw. Bewirtschaftungspläne für einzelne Teilgebiete und für bestimmte Themenbereiche der Wasserwirtschaft zu konkretisieren, ausdrücklich erwähnt. In die Flussgebiets-Management-Pläne können Verweise auf diese detaillierten Pläne aufgenommen werden (Artikel 18). Diese Möglichkeit wird sicherlich von den wasserwirtschaftlichen Institutionen in Deutschland aufgegriffen werden. Gemäß einer Veröffentlichung des DVWK [1999] werden nach gegenwärtigen Überlegungen der Bundesländer 3 Planungsebenen angedacht:

- Überregionale Planungen mit den meist internationalen Flussgebieten
- Regionale Planung mit den großen Nebenflüssen
- Lokale Planung mit den kleinen Nebenflüssen und Einzugsgebieten von bis zu 1000 km².

Selbstverständlich darf bei der Planung z. B. auf der lokalen Ebene nicht der integrale Ansatz verlassen werden. Vielmehr ist eine Einbettung dieses „Bewirtschaftungsplans Siedlungswasserwirtschaft“ in den Flussgebiets-Management-Plan erforderlich. Die lokale Planungsebene erfordert zumindest in städtischen Ballungsgebieten eine schon recht detaillierte Betrachtung der siedlungswasserwirtschaftlichen Verhältnisse, da einerseits die Abflüsse aus Siedlungsgebieten neben den landwirtschaftlichen Flächen eine maßgebliche Quelle für Gewässerverunreinigungen darstellen und andererseits hier auch am ehesten Handlungsräume für eine Bewirtschaftung bestehen.

1.2 Zielsetzung

Eine lokale Planung im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie unter besonderer Berücksichtigung der Siedlungswasserwirtschaft könnte sich vom Detaillierungsgrad her am bisherigen Begriff Generalentwässerungsplan (GEP) orientieren. Auch von der Vorgehensweise her, kann ein GEP durchaus als Vorbild dienen. In der Regel wird im Rahmen eines GEPs zuerst der Ausgangszustand untersucht und darauf aufbauend werden verschiedene Sanierungsvarianten erarbeitet. Damit enden allerdings die Gemeinsamkeiten zwischen herkömmlichen GEPs, so wie sie in der deutschen Ingenieurspraxis bislang erarbeitet werden (s. Kapitel 2), und dem Idealbild eines „Generellen Bewirtschaftungsplans Regenwasser“. Allein der Begriff Entwässerungsplan verdeutlicht, dass z. B. Aspekte der Grundwasserneubildung nur unzureichend berücksichtigt werden. Übergeordnete wasserwirtschaftliche Auswirkungen eines GEPs in qualitativer und quantitativer Hinsicht werden i. d. R. nicht untersucht.

Für die Bearbeitung eines integrierten Bewirtschaftungsplanes sind neue Instrumentarien und Methoden gefordert. Die ATV führt an, dass mit den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie wissenschaftliches Neuland betreten wird [ATV, 1998]. Dies stimmt nur insofern, als der kombinierte Einsatz vorhandener Werkzeuge Neuland für die Ingenieurs- oder Verwaltungspraxis darstellt. Die Wissenschaft hat sehr wohl die Werkzeuge für die

Einzelkomponenten bereitgestellt, z. B. Gewässergüte-, Grundwasser-, Schmutzfracht- oder Kläranlagenmodelle. Diese Werkzeuge sind weitestgehend „einsatzbereit“ wie neueste Entwicklungen in den USA zeigen. Allerdings besteht Bedarf an einem praxisreifen, integrierten Modell, bestehend aus den genannten Bausteinen.

Im Rahmen dieser Arbeit soll für den Themenbereich Regenwasser aufgezeigt werden, wie die Bearbeitung eines Generellen Bewirtschaftungsplanes Regenwasser (GBPR) als Alternative zu einem konventionellen Generalentwässerungsplan GEP angegangen werden könnte. Die Beschränkung auf den Teilbereich Regenwasser bedeutet dabei nicht, dass die Wechselwirkungen mit anderen Themenbereichen wie z. B. der Kläranlage, dem Grundwasserschutz oder der naturräumlichen Wasserwirtschaft, etc. unberücksichtigt bleiben. Diese Aspekte werden in dieser Arbeit aber nur so weit mit einbezogen, wie sie Einfluss auf den Themenbereich Regenwasser haben.

Der Themenbereich Regenwasserbewirtschaftung ist außerordentlich vielschichtig. Darunter fallen z. B. Probleme wie die

- hydraulische Sicherheit von Kanalnetzen,
- Regenwasserbehandlung im Trennsystem,
- Mischwasserbehandlung,
- Auswirkungen der Regenwasserableitung auf die Reinigungsleistung von Kläranlagen,
- Aspekte der Grundwasserqualität und -quantität im Zusammenhang mit Versickerungsmaßnahmen bzw. Flächenversiegelungen,
- Hochwasserentstehung.

Diese Probleme stehen im engen Zusammenhang mit dem klassischen Ansatz der Stadtentwässerung, Regenwasser so schnell wie möglich aus den Siedlungsgebieten abzuleiten. Das strikte Ableitungsprinzip hat sich mittlerweile in einen anderen Umgang mit dem Regenwasser gewandelt. STECKER [1998] formuliert das Motto *„nicht das Entwässerungssystem dem Abfluss anpassen, sondern den Abfluss auf das Entwässerungssystem abstimmen“*. Mittlerweile ist eine Vielzahl von alternativen Methoden zur Regenwasserbewirtschaftung im Einsatz. Versickerungsmaßnahmen, Regenwassernutzungsanlagen oder Bodenfilter zur Mischwasserbehandlung sind nur einige Beispiele. Dezentrale Maßnahmen, die am Ort des Niederschlagsanfalls ansetzen, spielen dabei eine wichtige Rolle. Die Techniken für eine nachhaltige Bewirtschaftung des Regenwassers im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie sind somit vorhanden. Es mangelt jedoch offensichtlich an Instrumenten für eine großräumige Planung und Umsetzung dieser Techniken. Für die Beseitigung dieses Mankos möchte diese Arbeit einen Beitrag leisten.

1.3 Gliederung der Arbeit

In der vorliegenden Arbeit werden einführend die gegenwärtigen rechtlichen Rahmenbedingungen und der Stand der Technik dargestellt und kritisch beurteilt. Aufbauend auf dieser Bestandsaufnahme und auf einem Vergleich mit der Situation

außerhalb von Deutschland wird ein Verfahrensschema für einen „idealen“ Generellen Bewirtschaftungsplan Regenwasser entworfen. Grundlage dieses Verfahrensschemas sind

- a) die verschiedenen Zielgrößen, z. B. die zulässige mittlere CSB-Jahresfracht an einem Mischwasserüberlauf¹ (emissionsbezogen) oder der Sauerstoffgehalt im Gewässer (immissionsbezogen),
- b) ein Maßnahmenkatalog, der die Vielfalt der verschiedenen Möglichkeiten der Bewirtschaftung und die Wechselwirkungen der Maßnahmen untereinander aufzeigt,
- c) die Werkzeuge, die es ermöglichen großräumig mit vertretbarem Aufwand zu planen (Geographische Informationssysteme) und zu bewerten, ob die vorgegebenen Zielgrößen eingehalten werden (Niederschlags-Abfluss-, Schmutzfracht, Gewässergüte, Grundwassermodelle).
- d) die lokalen Randbedingungen, die mit den vorgegebenen Zielgrößen darüber entscheiden, welche Maßnahme zur Anwendung kommt

Die am Beispiel des Themenbereiches Regenwasser vorgestellten Methoden können zumindest teilweise auf andere Themenbereiche übertragen werden. Dieses trifft insbesondere auf die Anwendung geographischer Informationssysteme (GIS) als Planungswerkzeug zu. Geographische Informationssysteme finden bislang in der Siedlungswasserwirtschaft hauptsächlich als (Kanal-) Informationssystem Anwendung. Der Einsatz als Planungswerkzeug, z. B. als Entscheidungshilfe für die Realisierbarkeit einer dezentralen Regenwasserversickerung, ist dagegen neu. Weitere Einsatzbereiche (Visualisierung von Berechnungsergebnissen, Hilfsmittel für die Einführung der gesplitteten Abwassergebühr) werden in Kapitel 7 vorgestellt.

Der Einsatz geographischer Informationssysteme wird im Übrigen im Anhang I der Wasserrahmenrichtlinie für die Erstellung der Flussgebiets-Management-Pläne ausdrücklich empfohlen. Insofern kann eine Bearbeitung der Themenbereiches Regenwasserbewirtschaftung mit GIS exemplarisch sein für andere Themenbereiche. Der Einsatz geographischer Informationssysteme für die Generelle Bewirtschaftungsplanung Regenwasser ist ein weiterer Schwerpunkt dieser Arbeit. Aufgrund der Vielschichtigkeit allein der Problematik „Regenwasserbewirtschaftung in Siedlungsgebieten“ kann nicht auf jeden Teilaspekt, z. B. die vielen verschiedenen Regenwasserbehandlungsmethoden, detailliert eingegangen werden. Dazu wird auf die weiterführende Literatur verwiesen. Im Vordergrund steht die Methodik der großräumigen, integralen Planung.

¹ Im Rahmen dieser Arbeit werden die Begriffe „Mischwasserbehandlung“ und „Mischwasserüberlauf“ anstelle von „Regenwasserbehandlung“ und „Regenüberlauf“ verwendet, um eine klare Unterscheidung zur Regenwasserbehandlung im Trennsystem zu ermöglichen. Dies entspricht im übrigen auch dem internationalen Sprachgebrauch („*Combined Sewer Overflow*“).

2 Rechtliche Grundlagen

2.1 Überblick

Mit der neuen EU-Wasserrahmenrichtlinie sollen die verschiedenen EU-Richtlinien und die bisherigen Richtlinien der einzelnen Mitgliedsstaaten hinsichtlich der Wasserpolitik und damit auch der Regenwasserbewirtschaftung zusammengefasst werden. Es stellt sich die Frage, welcher rechtliche Rahmen bislang bei der Generellen Planung von Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen in Deutschland bzw. in den einzelnen Bundesländern zu berücksichtigen ist und welche Änderungen in der nächsten Zeit eventuell bevorstehen.

Einführend wird ein kurzer Überblick über die allgemeinen Zusammenhänge im Umwelt- bzw. Wasserrecht gegeben. Im weiteren wird auf die maßgebenden EU-Richtlinien, die Wassergesetze des Bundes und der Länder sowie die wichtigsten Verordnungen zur Gewässerreinigung eingegangen. In den vorgestellten Rechtsvorschriften werden in erster Linie Zielgrößen für den gewünschten Gewässerschutz formuliert. Darüber hinaus sind aber auch Instrumente definiert bzw. beschrieben, mit denen die Einhaltung der Zielvorgaben erreicht werden kann. Für den hier diskutierten Themenbereich Regenwasserbewirtschaftung sind insbesondere der Wasserwirtschaftliche Rahmenplan, der Abwasserbeseitigungsplan und der Generalentwässerungsplan. Eine rechtlich verbindliche Definition des Begriffes Generalentwässerungsplan existiert im Übrigen nicht.

Neben den gesetzlichen Vorgaben spielen die allgemein anerkannten Regeln der Technik (a. a. R. d. T.) bzw. der Stand der Technik eine entscheidende Rolle für die praktische Arbeit. Bezüglich der Regenwasserbewirtschaftung manifestieren sich die allgemein anerkannten Regeln der Technik in den Regelwerken von ATV, DVWK und RAS sowie in den EU/DIN-Normen. Im Gegensatz zu den o. a. Rechtsvorschriften haben die Regelwerke weniger Zielgrößen zum Inhalt als vielmehr Verfahrensbeschreibungen. Ausnahmen bestätigen hier die Regel. Die für die Regenwasserbewirtschaftung wichtigsten Regeln werden vorgestellt und kritisch diskutiert.

Mit diesem Kapitel wird deutlich, wie groß die Zahl der rechtlichen Regelungen in Deutschland mittlerweile ist. Eine Verringerung dieser Zahl oder zumindest eine Neustrukturierung, wie sie durch die EU-Rahmenrichtlinie angestrebt wird, ist wünschenswert. Sich mit dieser juristischen Vielfalt zu beschäftigen ist für Ingenieure mühsam. Andererseits ist die Berücksichtigung des rechtlichen Rahmens unabdingbar für eine praxisorientierte Betrachtung der Problemstellung.

2.2 Allgemeine Zusammenhänge im Umwelt- bzw. Wasserrecht, Begriffe

Der folgende Abschnitt wurde in Anlehnung an einen Text des Informationszentrums für betrieblichen Umweltschutz, Baden-Württemberg formuliert [IBU,1997].

Wer kann Gesetze erlassen?

Die Bundesrepublik Deutschland ist ein föderal aufgebauter Staat, in dem primär die Länder die Gesetzgebungsbefugnis haben. Nur in bestimmten Rechtsbereichen, die den Prinzipien der konkurrierenden Gesetzgebung und der Rahmengesetzgebung unterliegen, hat in erster Linie der Bund das „Sagen“. Der weitaus größte Teil des Umweltrechts unterliegt diesen beiden Prinzipien.

Konkurrierende Gesetzgebung

Rechtsgebiete, für die ein Bedürfnis nach bundesgesetzlicher, einheitlicher Regelung besteht, unterliegen der konkurrierenden Gesetzgebung. Zu diesen Rechtsgebieten, die in Artikel 74 und 74a (Grundgesetz) abschließend aufgezählt sind, gehört z. B. die Abfallbeseitigung. Auf diesen Rechtsgebieten können die Länder nur in den Teilbereichen, die von Seiten des Bundes (noch) nicht geregelt sind, Gesetze erlassen. So dürfen z. B. durch das Landesabfallgesetz nur die Aspekte behandelt werden, die im Kreislaufwirtschaftsgesetz nicht geregelt sind. Das Rechtsgebiet des Wasserhaushaltes fällt nicht unter Artikel 74.

Rahmengesetzgebung

Die Gebiete, auf denen der Bund die Befugnis zum Erlass von Rahmenvorschriften hat, sind in Art. 75 des Grundgesetzes abschließend aufgeführt, darunter auch das Rechtsgebiet des Wasserhaushaltes. Auch die Rahmenvorschriften sind unmittelbar geltendes Recht, sie lassen den Ländern aber Raum für eine detailliertere Ausgestaltung. So setzt das Wasserhaushaltsgesetz des Bundes den Rahmen für die verschiedenen Landeswassergesetze.

Rangordnung der verschiedenen Rechtsvorschriften

An oberster Stelle der Rangordnung der Rechtsquellen steht das Grundgesetz. Alle weiteren Rechtsvorschriften müssen mit dem Grundgesetz vereinbar sein und dürfen diesem nicht widersprechen (Verfassungsmäßigkeit). Im Range danach stehen die einfachen Gesetze, die vom Parlament verabschiedet werden - also, je nach Zuständigkeit, die Bundes- oder die Landesgesetze. Darunter folgen die Rechtsverordnungen, die ebenfalls unmittelbar geltendes Recht sind, jedoch - aufgrund festgeschriebener Ermächtigung - von einem Ministerium (Bund oder Land) erlassen werden. Des Weiteren folgen die Verwaltungsvorschriften und Richtlinien, die ebenfalls von einzelnen Ministerien selbst erlassen werden. Sie richten sich in erster Linie an Verwaltungen, nicht an Bürger oder Betriebe. Da jedoch Verwaltungen dazu verpflichtet sind die Verwaltungsvorschriften umzusetzen, beinhalten auch sie letztendlich verbindliche Regelungen für die Betroffenen.

EU-Recht und Deutsches Umweltrecht

Die Bundesrepublik hat einerseits, wie auch die anderen Mitgliedstaaten der Europäischen Union, bestimmte - recht eingeschränkte - Zuständigkeiten zur Gesetzgebung auf die Organe der EU übertragen. Andererseits hat sie sich gegenüber den anderen Staaten dazu verpflichtet, ihre Gesetzgebung den von der EU gefassten Beschlüssen anzupassen. So gibt es einerseits EU-Verordnungen, die von den Organen der EU erlassen werden und die unmittelbar für alle Bürger der EU verbindlich sind. Ein Beispiel dafür ist die Verordnung 2078/92 für umweltgerechte und den natürlichen Lebensraum schützende landwirtschaftliche Produktionsverfahren. Andererseits gibt es EU-Richtlinien, die sich nicht an die Bürger, sondern an die Mitgliedsstaaten der EU richten. Durch diese Richtlinien werden die Staaten in die Pflicht genommen, bestimmte Gesetze oder Verordnungen zu erlassen bzw. bereits bestehende Gesetze oder Verordnungen entsprechend anzupassen. EU-Richtlinien sind also kein unmittelbar geltendes Recht, sondern haben erst Auswirkungen auf den Bürger und die Betriebe, wenn sie innerstaatlich umgesetzt sind. Setzt ein Mitgliedsstaat die Richtlinie nicht innerhalb der vorgegebenen Frist in geltendes Recht um, so droht eine Anklage vor dem Europäischen Gerichtshof. Zurzeit läuft z. B. ein Verfahren gegen die Bundesrepublik Deutschland wegen der versäumten Mitteilung der nationalen Maßnahmen hinsichtlich der Richtlinie über die Behandlung von kommunalem Abwasser [EU-KOMMISSION, 1998]. In der Bundesrepublik Deutschland kann die Umsetzung entsprechend dem föderalen Prinzip sowohl durch den Bund als auch durch die Länder erfolgen, je nach Zuständigkeit.

Regeln der Technik, Stand der Technik, Stand der Wissenschaft

Neben den gesetzlichen Vorgaben spielen die Allgemeinen Regeln der Technik bzw. der Stand der Technik eine entscheidende Rolle für die Ingenieurspraxis. Folgende Begriffe sind in diesem Zusammenhang zu unterscheiden:

Allgemein anerkannte Regeln der Technik

Der Begriff „Allgemein anerkannte Regeln der Technik (a. a. R. d. T.)“ ist eine im Umweltrecht gebrauchte Charakterisierung des technologischen Entwicklungszustandes eines Verfahrens. Wie „Stand der Technik“ und „Stand der Wissenschaft und Technik“ sind die a. a. R. d. T. ein unbestimmter Rechtsbegriff.

Als allgemein anerkannte Regeln der Technik sind die auf wissenschaftlichen Grundlagen und fachlichen Erkenntnissen beruhenden Regeln anzusehen, die in der praktischen Anwendung erprobt sind und von der Mehrheit der auf dem jeweiligen Fachgebiet tätigen Fachleuten regelmäßig angewandt werden. Bei schriftlich niedergelegten Regeln ist die Tatsache, dass sie in einem förmlichen Anerkennungsverfahren, z. B. im Rahmen der Bewertung durch technisch-wissenschaftliche Verbände, entstanden sind, als wichtiger Hinweis zu werten, dass es sich um allgemein anerkannte Regeln der Technik handelt. Dies trifft bezogen auf die Wasserwirtschaft für die Regelwerke von ATV und DVWK zu.

Ein Gesetz oder eine Verordnung kann auf die „allgemein anerkannten Regeln der Technik“ verweisen. Der Nachteil dieser Lösung besteht jedoch darin, dass die Rechtsordnung mit dem Maßstab der allgemein anerkannten Regeln stets hinter einer weiterstrebenden technischen Entwicklung herhinkt (LIMBACH, 1996).

Stand der Technik

Auch der Begriff „Stand der Technik“ ist ein unbestimmter Rechtsbegriff für die Kennzeichnung des Niveaus eines technologischen Entwicklungsstandes. Der *Stand der Technik* ist z. B. im Bundesimmissionsschutzgesetz (BImSchG) als Entwicklungsstand fortschrittlicher Verfahren, Einrichtungen oder Betriebsweisen, der die praktische Eignung als Maßnahme zur Begrenzung von Emissionen gesichert erscheinen lässt, charakterisiert. Der Stand der Technik geht über die allgemein anerkannten Regeln der Technik hinaus und berücksichtigt auch neuere Entwicklungen. Bei der Formel vom Stand der Technik gestaltet sich die Feststellung und Beurteilung der maßgeblichen Tatsachen für Behörden und Gerichte allerdings schwieriger. Sie müssen in die Meinungsstreitigkeiten der Techniker eintreten, um zu ermitteln, was technisch notwendig, geeignet, angemessen und vermeidbar ist (LIMBACH, 1996).

Stand der Wissenschaft

Wie „*Stand der Technik*“ ein unbestimmter Rechtsbegriff, der zusätzlich diejenige Vorsorge gegen Schäden beinhaltet, die nach den neuesten wissenschaftlichen Erkenntnissen für erforderlich gehalten wird. Der „*Stand der Wissenschaft*“ geht damit über den „*Stand der Technik*“ deutlich hinaus. Verwendung findet der Begriff z. B. im Atomrecht, in der Wasserwirtschaft ist er dagegen nicht gebräuchlich.

Beste verfügbare Techniken

Die drei o. a. Begriffe „*a. a. R. d. T.*“, „*Stand der Technik*“ und „*Stand der Wissenschaft*“ sind seit langem gebräuchliche Begriffe im bundesdeutschen Umweltrecht. Im Zuge der neuesten EU-Richtlinien wird nun der neue Begriff „*Beste verfügbare Techniken*“ verwendet. Im Sinne der Richtlinie über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (96/61/EG) bezeichnet der Ausdruck „*Beste verfügbare Techniken*“ den effizientesten und fortschrittlichsten Entwicklungsstand der Tätigkeiten und entsprechenden Betriebsmethoden, der spezielle Techniken als praktisch geeignet erscheinen lässt, grundsätzlich als Grundlage für die Emissionsgrenzwerte zu dienen, (um Emissionen in und Auswirkungen auf die gesamte Umwelt allgemein zu vermeiden oder, wenn dies nicht möglich ist, zu vermindern;

„*Techniken*“ sowohl die angewandte Technologie als auch die Art und Weise, wie die Anlage geplant, gebaut, gewartet, betrieben und stillgelegt wird;

„*verfügbar*“ die Techniken, die in einem Maßstab entwickelt sind, der unter Berücksichtigung des Kosten/Nutzen-Verhältnisses die Anwendung unter in dem betreffenden industriellen Sektor wirtschaftlich und technisch

vertretbaren Verhältnissen ermöglicht, unabhängig davon, ob diese Techniken innerhalb des betreffenden Mitgliedstaats verwendet oder hergestellt werden, sofern sie zu vertretbaren Bedingungen für den Betreiber zugänglich sind;

„beste“ die Techniken, die am wirksamsten zur Erreichung eines allgemein hohen Schutzniveaus für die Umwelt insgesamt sind.

Der Begriff „Beste verfügbare Techniken“ geht damit über die bisher verwendeten Definitionen hinaus. Eine langjährige Erfahrung wie bei den „a. a. R. d. T.“ wird nicht gefordert. Dagegen ist die Wirkung der technischen Maßnahme auf den Umweltschutz zu berücksichtigen. Mit der 6. Novelle des Wasserhaushaltsgesetzes (§7a) wurde der Begriff „Stand der Technik“ in Bezug auf den Gewässerschutz dem Begriff „Beste verfügbare Technik“ gleichgestellt.

2.3 Rechtsvorschriften

2.3.1 EU-Richtlinien

In den letzten 30 Jahren wurden seitens der Europäischen Union ca. 20 Richtlinien erlassen, die den Gewässerschutz betreffen [EU-KOMMISSION, 1998]. Die verschiedenen Richtlinien beinhalten sowohl immissionsorientierte Qualitätsziele als auch emissionsorientierte Vorgaben (s. Tab. 1). Die wichtigsten Richtlinien in Bezug auf die Generelle Regenwasserbewirtschaftungsplanung werden im Folgenden kurz erläutert:

2.3.1.1 Gewässerschutzrichtlinie

Die Richtlinie über gefährliche Stoffe (76/464/EWG) - die sogenannte Gewässerschutzrichtlinie - wurde 1976 erlassen, um die Verschmutzung der Oberflächengewässer insbesondere durch langlebige, toxische, biologisch akkumulierbare Stoffe zu reduzieren [EU-RICHTLINIE 76/464/EWG, 1976]. Im Anhang dieser Richtlinie und in den sogenannten Tochtrichtlinien, die in den nachfolgenden Jahren verabschiedet wurden, sind Emissionsnormen für verschiedene Stofffamilien bzw. -gruppen (z. B. organische Phosphorverbindungen) aufgeführt.

Die Mitgliedsstaaten sind verpflichtet, diese Grenzwerte anzuwenden *oder* der Kommission nachzuweisen, dass die ebenfalls in der Richtlinie festgelegten Qualitätsziele im gesamten Einzugsgebiet eingehalten werden. Insofern beinhaltet die Gewässerschutzrichtlinie bereits seit 1976 immissionsorientierte Ansätze. Die Bundesrepublik hat die Vorgaben der Richtlinie in das Wasserhaushaltsgesetz (insbesondere §7a, s. Abschnitt 2.3.2.1) einfließen lassen und sich dabei für die Vorgabe von Emissionsnormen entschieden. Großbritannien und Irland wenden dagegen bis heute den immissionsorientierten Ansatz an. Da die aufgeführten Parameter im wesentlichen in gewerblichen Abwässern auftreten, ist die Gewässerschutzrichtlinie für die Regenwasserbewirtschaftung von nicht so großer Relevanz.

Tab. 1: EU-Richtlinien zum Gewässerschutz

Nummer	Jahr	Name	Ansatz	
			Emission	Immission
75/440/EWG	1975	Richtlinie des Rates über die Qualitätsanforderungen an Oberflächengewässer für die Trinkwassergewinnung		✓
76/160/EWG	1976	Richtlinie über Badegewässer		✓
78/659/EWG	1978	Richtlinie über Fischgewässer		✓
79/923/EWG	1979	Richtlinie über die Qualitätsanforderungen an Muschelgewässer		✓
80/778/EWG	1980	Richtlinie über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserrichtlinie)		✓
76/464/EWG	1976	Richtlinie über gefährliche Stoffe	✓	(✓)
80/68/EWG	1980	Grundwasserrichtlinie	✓	
91/271/EWG	1991	Richtlinie über die Behandlung von kommunalem Abwasser	✓	
91/676/EWG	1991	Richtlinie zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen (Nitratrichtlinie)	✓	
96/61/EG	1996	Richtlinie über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung	✓	✓
		Vorschlag für eine Richtlinie über die ökologische Qualität von Gewässern	✓	✓
	1997	Vorschlag für eine Richtlinie zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (Wasserrahmenrichtlinie)	✓	✓

2.3.1.2 Badegewässerrichtlinie

In der Richtlinie 76/160/EWG sind Mindestqualitätsanforderungen für Gewässer formuliert, in denen „das Baden von den zuständigen Behörden ausdrücklich gestattet ist oder nicht untersagt ist und in denen üblicherweise eine große Anzahl von Personen badet“. Im Anhang der Richtlinie sind sowohl chemisch-physikalische wie mikrobiologische Parameter aufgeführt. Sind in städtischen Ballungsgebieten Badegewässer ausgewiesen, die direkt oder indirekt durch Abwassereinleitungen beeinflusst werden können, stellt die Badegewässerrichtlinie eine wichtige Randbedingung für die Generelle Bewirtschaftungsplanung dar. Im Großraum Berlin beispielsweise ist dieser Zustand vielfach gegeben. Die Bundesländer haben die Badegewässerrichtlinie durch Rechtsverordnung eingeführt.

2.3.1.3 Richtlinie über die Behandlung von kommunalem Abwasser

Die Richtlinie 91/271/EWG betrifft das Sammeln, Behandeln und Einleiten von kommunalem Abwasser einschließlich des Niederschlagswassers sowie das Behandeln und Einleiten von Industrieabwasser und stellt somit die maßgebende Richtlinie für die Stadtentwässerung dar (EU-RICHTLINIE 91/271/EWG, 1976).

Mit der Richtlinie über die Behandlung von kommunalem Abwasser (EG-RL komm. Abw.) sind die Mitgliedsstaaten verpflichtet, in den Gemeinden Kanalisationen (zeitlich gestaffelt nach Gemeindegröße und Empfindlichkeit des Gewässers) zu errichten. Für Gemeinden mit mehr als 10.000 EW, die in empfindliche Gebiete einleiten, ist diese Frist am 31.12.1998 ausgelaufen. Einschränkend wird allerdings angeführt, dass auf die Einrichtung einer Kanalisation verzichtet werden kann, wenn diese entweder keinen Nutzen für die Umwelt mit sich bringen würde oder mit übermäßigen Kosten verbunden wäre, und statt dessen individuelle Systeme oder andere geeignete Maßnahmen errichtet werden, die das gleiche Umweltschutzniveau gewährleisten. Eine dezentrale Regenwasserbewirtschaftung ist damit ausdrücklich ermöglicht.

Im Anhang der Richtlinie wird ausgeführt, dass bei Entwurf, Bau und Unterhaltung der Kanalisation die optimalen technischen Kenntnisse zugrunde zu legen sind, die keine unverhältnismäßig hohen Kosten verursachen; was insbesondere Menge und Zusammensetzung der kommunalen Abwässer und die Begrenzung einer Verschmutzung der aufnehmenden Gewässer durch Mischwasserüberläufe betrifft. Zu der Problematik der Mischwasserüberläufe heißt es in einer Fußnote *„Da es in der Praxis nicht möglich ist, Kanalisationen und Behandlungsanlagen so zu dimensionieren, dass in Extremsituationen, wie z. B. bei ungewöhnlich starken Niederschlägen, das gesamte Abwasser behandelt werden kann, beschließen die Mitgliedsstaaten Maßnahmen zur Begrenzung der Verschmutzung aus Regenüberläufen. Solche Maßnahmen könnten vom Mischungsverhältnis, von der Leistungsfähigkeit bezogen auf den Trockenwetterabfluss oder von einer bestimmten tragbaren jährlichen Überlaufhäufigkeit ausgehen“*. Die für die Regenwasserbewirtschaftung wichtige Thematik der Mischwasserüberläufe ist somit in dieser Richtlinie ausgeklammert worden.

Weiterhin sind in der Richtlinie Ablaufgrenzwerte für kommunale Abwasserbehandlungsanlagen aufgeführt. Auch hier wird zwischen „empfindlichen“ und „normalen“ Gebieten unterschieden. Beispielsweise wird für Kläranlagen mit mehr als 100.000 EW in empfindlichen Gebieten ein max. zulässiger Gesamtstickstoff im Ablauf von 10 mg/l N gefordert. Kriterien für die Ausweisung von „empfindlichen“ Gebieten, besser Gewässern, sind ebenfalls aufgeführt.

Die EU-Richtlinie über die Behandlung von kommunalem Abwasser ist in den Bundesländern durch Landesverordnungen umgesetzt worden. Die angesprochenen Maßnahmen zur Begrenzung der Verschmutzung aus Regenüberläufen sind bislang nicht näher spezifiziert.

2.3.1.4 Richtlinie über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung

Mit der 1996 verabschiedeten IVU-Richtlinie [EU-RICHTLINIE 96/61/EG, 1996] wird für eine „bestimmte Kategorie von industriellen Tätigkeiten eine integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung durch Koordinierung der behördlichen Entscheidungen über Emissionen in Luft, Wasser und Boden...“ bezweckt.

Als Gründe für die Verabschiedung der Richtlinie werden u.a. genannt:

„(1) Die Ziele und Prinzipien der gemeinschaftlichen Umweltpolitik, so wie sie in Artikel 130r des Vertrags festgelegt sind, sind insbesondere auf die Vermeidung, Verminderung und, soweit wie möglich, auf die Beseitigung der Verschmutzung durch Maßnahmen, vorzugsweise an der Quelle selbst, sowie auf eine umsichtige Bewirtschaftung der Ressourcen an Rohstoffen gerichtet, wobei das Verursacher- und Vorsorgeprinzip gelten.“

und

„(7) Getrennte Konzepte, die lediglich der isolierten Verminderung der Emissionen in Luft, Wasser oder Boden dienen, können dazu führen, dass die Verschmutzung von einem Umweltmedium auf ein anderes verlagert wird, anstatt die Umwelt insgesamt zu schützen.“

Obwohl sich diese Richtlinie nur mit bestimmten Industriezweigen (z. B. der Energiewirtschaft, der Metallverarbeitung oder der Chemischen Industrie) befasst und somit für die Erstellung eines Generellen Bewirtschaftungsplans Regenwasser nicht unbedingt relevant ist, lassen die neuen Grundprinzipien weitreichende Konsequenzen für die Wasserwirtschaft erwarten.

Bei der Auswahl von Verfahren zur Abwasserreinigung müssten Schadstoffemissionen in Oberflächengewässer und Luft sowie die Klärschlammproblematik viel integraler betrachtet werden, als dies heute der Fall ist. Eine Übertragung der Ansätze auf den Bereich „Regenwasserversickerung“ würde bedeuten, dass der Grundwasserschutz nicht per se dem Gewässerschutz übergeordnet ist. Vielmehr müsste eine Abwägung erfolgen, welche Maßnahme insgesamt den größten Umweltschutz bewirkt.

Eine weitere Neuerung der IVU-Richtlinie stellt die Einführung des bereits erwähnten Begriffs *„Beste verfügbare Techniken“* dar. Die Einführung dieses Begriffes hat bereits in der Novellierung des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG §7a) Eingang gefunden und zwar nicht nur für Anlagen in den o.a. Industriezweigen sondern für alle - auch kommunale - Abwasserbehandlungsanlagen. Die daraus resultierenden Konsequenzen für die deutsche Planungspraxis sind sehr groß (s. Abschnitt 2.3.2.1), [SCHNEIDER, 1999].

2.3.1.5 Wasserrahmenrichtlinie (Entwurf)

Mit dem Entwurf der so genannten Wasserrahmenrichtlinie [KOM 49, 1997] bzw. dem 2. Entwurf [KOM 614, 1997] liegt dem Rat der Europäischen Union ein Vorschlag *„zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik“* vor. Damit soll die Vielzahl der in Tab. 1 genannten Richtlinien zum Gewässerschutz neu geordnet werden.

Wie bereits einleitend erwähnt ist *„die Vermeidung einer weiteren Verschlechterung, Schutz und Verbesserung des Zustandes von aquatischen Ökosystemen und von*

Landökosystemen im Hinblick auf ihren Wasserbedarf“ ein Hauptziel der Wasserrahmenrichtlinie. Als Mittel um dieses Ziel zu erreichen, wird schwerpunktmäßig auf eine stärkere integrale Betrachtung in Form von Bewirtschaftungsplänen für Flusseinzugsgebiete gesetzt. Diese sollen eine immissionsorientierte Betrachtung beinhalten, aus der konkrete Emissionsvorgaben resultieren (kombinierter Ansatz).

Die Abwassertechnische Vereinigung (ATV) äußert sich - im Gegensatz zum DVWK [1998b] und anderen Institutionen (z. B. der LAWA) - kritisch zu der Einführung des Immissionsansatzes [ATV, 1999]. Als Argument wird angeführt, dass keine Erfahrungen mit dem Immissionsprinzip bestehen. Ein Blick ins Ausland zeigt allerdings, dass dort Immissionsansätze schon seit längerem praktiziert werden, z. B. von den NRA (National River Authorities) in Großbritannien (s.a. 3 Generelle Planung von Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen im internationalen Vergleich) oder seitens der EPA in den USA. Auch in Deutschland bestehen im Zusammenhang mit anderen Medien Immissionsvorgaben, z. B. im Bundesimmissionsschutzgesetz.

Ein weiteres Argument gegen das Immissionsprinzip seitens der ATV sind Befürchtungen, dass hierdurch Wettbewerbsverzerrungen entstehen bzw. durch Emissionsvorgaben gleiche Wettbewerbsvoraussetzungen erreicht werden können. Hier muss allerdings die Frage gestellt werden, ob bei Ansiedlungen von Industriebetrieben in sensiblen Gebieten (aus Sicht des Gewässerschutzes) unbedingt die gleichen Wettbewerbsbedingungen wie in anderen Gebieten gelten müssen. In anderer Hinsicht bestehen durchaus auch lokale Unterschiede, z. B. bei den Grundstückspreisen, und das in sehr großer Bandbreite. Diese Unterschiede resultieren aus der differentiellen Verfügbarkeit der Ressource „Fläche“. Warum sollte ein Unterschied in der Ressource „Gewässerbelastbarkeit“ nicht auch zu unterschiedlichen Kosten führen?

Die Grenzen des reinen, nicht an der Gewässerqualität orientierten Emissionsprinzips werden besonders bei der Regenwasserbehandlung im Trennsystem deutlich. Hier gibt es bislang weder gesetzlich vorgeschriebene, noch in Regelwerken empfohlene Grenzwerte. Die Einleitung unbehandelten Regenwassers stellt jedoch vielerorts ein großes Problem dar. Beispielsweise wird im Abwasserbeseitigungsplan für die Stadt Berlin [SENSUT, 1999] in dieser Schadstoffquelle mittlerweile eine maßgebende Ursache für die Gewässerverschmutzung gesehen. Die generelle Einführung eines Grenzwertes hätte jedoch enorme Kosten zur Folge. Das Festhalten am Emissionsprinzip führt hier dazu, dass gar nichts geschieht.

Die Befürchtung, dass ein Immissionsziel alleine zu einer Aufweichung des Gewässerschutzes führt, ist sicherlich berechtigt. Die Kombination von Immissionszielen mit Emissionsnormen stellt dagegen eine sinnvolle Lösung dar. Entsprechende Ansätze sind im übrigen auch im deutschen Wasserrecht schon vorhanden. So können Aufsichtsbehörden bei empfindlichen Gewässern erhöhte Anforderungen an die Abwasserreinigung stellen.

Ein weiterer interessanter Aspekt der Wasserrahmenrichtlinie ist die Definition eines guten Zustandes des Grundwassers, analog zum Oberflächengewässer. Bis zum Ende des Jahres 2010 soll in allen Mitgliedsstaaten im Grundwasser ein guter mengenmäßiger und chemischer Zustand erreicht werden (Artikel 4). Per Definition befindet sich dabei Grundwasser in einem mengenmäßigen guten Zustand, wenn *die Entnahme sowie Veränderungen der natürlichen Anreicherung langfristig als nachhaltig bezeichnet werden können und keine Verschlechterung des ökologischen Zustands von in Verbindung stehenden Oberflächengewässern bzw. keine Schädigung von in Verbindung stehenden Landökosystemen bewirken.* (Artikel 2). Ein chemisch guter Zustand des Grundwassers ist gegeben, wenn keiner der im Anhang VIII der Richtlinie aufgelisteten Stoffe in einer höheren Konzentration als der im Anhang X festgelegten Konzentrationen vorkommt. Damit steht ein Äquivalent zur Gewässergüteklasse zur Verfügung, das eine kombinierte Betrachtung von Oberflächengewässer und Grundwasser erlaubt. Eine derartige Betrachtung ist im Rahmen eines GBPR, bei dem die Versickerung von Niederschlagsabflüssen eine wichtige Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahme darstellt, von großer Bedeutung.

Von den genannten Richtlinien besitzt die Wasserrahmenrichtlinie sicherlich die größte Relevanz für die großräumige Planung von Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen. Eine Verabschiedung des Entwurfes würde die bisherige Planungspraxis gravierend verändern. Die (momentan) allgemein anerkannten Regeln der Technik, beispielsweise im Zusammenhang mit den Mischwasserentlastungen müssten angepasst werden.

2.3.1.6 Internationale Schutzkommissionen

Für europäische Stromgebiete, namentlich die Elbe und den Rhein, hat die EU internationale Vereinbarungen mit Nicht-EU-Ländern (Schweiz, Tschechien) getroffen. Diese Vereinbarungen bilden die rechtliche Grundlage für die internationalen Schutzkommissionen (IKSE, IKSR). Die Schutzkommissionen wiederum erarbeiten Aktionspläne zur Gewässerreinigung und zum Hochwasserschutz, die durch staatliche bzw. europäische Regelungen umgesetzt werden. Für den Rhein und die Elbe stellen die Arbeiten der Schutzkommissionen sicherlich eine Grundlage für die Flussgebietspläne gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie dar. Der Ansatz eines Flussgebietsplans ist in Europa damit gar nicht so neu wie es scheint. Entsprechende, Deutschland betreffende Kommissionen bestehen zum Schutz von Saar und Mosel (IKSMS), zum Schutz des Bodensees (IGKB), der Nordsee (OSPAR), der Donau (ICPD) und der Oder (IKSO). Damit ist fast das gesamte Bundesgebiet erfasst.

2.3.2 Recht der Bundesrepublik Deutschland

2.3.2.1 Wasserhaushaltsgesetz

Das Wasserhaushaltsgesetz (WHG) ist die bundesrechtliche Grundlage des Wasserrechts in der Bundesrepublik Deutschland und zur Zeit in der 6. Novellierung vom 12. November

1996 gültig. Das WHG ist ein Rahmengesetz und keine vollständige Regelung des Wasserrechts. Es benötigt zu seiner Ergänzung und Ausfüllung die Landeswassergesetze.

Mit der 6. Novelle sind gegenüber der Fassung von 1990 einige wichtige Neuerungen in das WHG aufgenommen worden. In §1a, Abs. 1 wurde neben den bisherigen Bewirtschaftungsgrundsatz eine Sicherungspflicht der Gewässer als Bestandteil des Naturhaushalts und als Lebensraum für Tiere und Pflanzen gestellt. Im Rahmen der Bewirtschaftung haben vermeidbare Beeinträchtigungen der ökologischen Funktionen der Gewässer zu unterbleiben [WEKA, 1999]. Damit erfolgte eine deutliche Stärkung des Gewässerschutzes gegenüber der anthropogenen Nutzung.

Weiterhin ist in Absatz 2 *„Jedermann ist verpflichtet, bei Maßnahmen, mit denen Einwirkungen auf ein Gewässer verbunden sein können, die nach den Umständen erforderliche Sorgfalt anzuwenden, um eine Verunreinigung des Wassers oder eine sonstige nachteilige Veränderung seiner Eigenschaften zu verhüten, um eine mit Rücksicht auf den Wasserhaushalt gebotene sparsame Verwendung des Wassers zu erzielen“* der folgende Text eingefügt worden: *„... um die Leistungsfähigkeit des Wasserhaushalts zu erhalten und um eine Vergrößerung und Beschleunigung des Wasserabflusses zu vermeiden“* (aus [WEKA, 1999]). Die Motivation für diese Formulierung liegt in der weiterhin stark zunehmenden Versiegelung und deren nachteiliger Wirkung auf den Wasserhaushalt (Begründung zum WHG mit Verweis auf LAWA [1995]). Dem klassischen Ableitungsprinzip der Siedlungswasserwirtschaft wird damit eine deutliche Absage erteilt. Diese Formulierung stellt eine wichtige Vorgabe für die Bearbeitung einer Generellen Planung dar.

Die wohl gravierendste Änderung stellt aber die Neuformulierung von §7a WHG dar. *In Absatz 1 wird die bisherige Aufspaltung in Anforderungen nach den „allgemein anerkannten Regeln der Technik“ und dem „Stand der Technik“ aufgegeben. Künftig ist mindestens der „Stand der Technik“, wie er neu in Absatz 5 definiert wird, einzuhalten. Die Mindestanforderungen werden nicht mehr in Verwaltungsvorschriften, sondern durch Rechtsverordnung festgelegt; ...[WEKA, 1999].*

Wie bereits in Abschnitt 2.2 dargestellt, ist der Begriff „Stand der Technik“ dem internationalen Begriff „Beste verfügbare Technik“ gleichgestellt. In der EU wird großer Wert darauf gelegt, dass „verfügbar“ in diesem Zusammenhang nicht nur die Verfügbarkeit in dem jeweiligen Mitgliedsstaat sondern zumindest in der gesamten EU bedeutet. Dies kann erhebliche Konsequenzen für die planerische Praxis haben.

Eine erste Festlegung der Mindestanforderungen in einer Rechtsverordnung erfolgte 1997 in der Abwerverordnung (AbwV, s. Abschnitt 2.3.2.4). Vom Wortlaut her beziehen sich die dort genannten Grenzwerte zwar auf alle Abwasserbehandlungsanlagen, also auch Mischwasserbehandlungsanlagen, gemeint sind aber wahrscheinlich nur Kläranlagen.

Eine Festschreibung von allgemein anerkannten Regeln der Technik z.B. in Form von ATV-Arbeitsblättern, wie sie in den meisten Landeswassergesetzen im Zusammenhang mit der Mischwasserbehandlung erfolgt, ist mit dieser Neuerung wahrscheinlich nicht vereinbar. Eine eindeutige Aussage kann zu diesem enorm wichtigen Aspekt auch nach Gesprächen mit Juristen und Verwaltungsfachleuten nicht getroffen werden.

Neben diesen Neuerungen beinhaltet das WHG zahlreiche Bestimmungen zur Reinhaltung und Nutzung der verschiedenen Gewässerarten (Grundwasser, oberirdische Gewässer, Küstengewässer) mit denen u.a. die europäischen Richtlinien umgesetzt werden.

Bereits in den vorangehenden Fassungen sind wichtige Instrumente für die großräumige Planung im WHG festgeschrieben worden:

- Wasserwirtschaftlicher Rahmenplan (§36)
- Bewirtschaftungsplan (§36b)
- Abwasserbeseitigungsplan (§18a)

Da diese Instrumente von großer Bedeutung für die Erstellung eines GBPRs sind, erfolgt eine Diskussion in einem separaten Abschnitt (2.5).

2.3.2.2 Gesetz über Abgaben für das Einleiten von Abwasser in Gewässer Abwasserabgabengesetz - AbwAG

Im Grundsatz (§1) des Abwasserabgabengesetz wird festgelegt, dass für Einleiten von Abwasser in ein Gewässer eine Abgabe zu errichten ist und diese Abgabe durch die Länder erhoben wird. Die Höhe der Abwasserabgabe richtet sich nach eingeleiteten „Schadstoffeinheiten“. Seit dem 1. Januar 1997 liegt die Abgabe bei 70 DM für jede Schadeinheit. Da ein Einwohner im kommunalen Bereich in der Regel mit 0,5 Schadeinheiten bewertet wird, liegt die jährliche Abgabe pro Einwohner bei 35 DM.

Abwasser im Sinne dieses Gesetzes ist neben dem Schmutzwasser auch Niederschlagswasser. Die Definition des Niederschlagswassers ist im Abwasserabgabengesetz zwar sehr umfassend geregelt, Einleitungen von Niederschlagswasser in ein Gewässer sind allerdings der Abwasserabgabe nur dann unterworfen, wenn sie entweder über eine öffentliche Kanalisation vorgenommen werden oder von befestigten gewerblichen Flächen über drei Hektar stammen [WEKA, 1999].

Die Abgaben für die Einleitung von verschmutztem Niederschlagswasser wird in § 7 mit 12 Prozent der Zahl der angeschlossenen Einwohner pauschalisiert. Die Länder bestimmen, inwieweit sich die Zahl der Schadeinheiten bei Rückhaltung von Niederschlagswasser oder Behandlung in einer Abwasserbehandlungsanlage ermäßigt; sie können in diesen Fällen bestimmen, dass die Einleitung abgabefrei bleibt.

Die Regelungen der einzelnen Bundesländer hierzu fallen sehr unterschiedlich aus. Beispielsweise bleibt in Bayern die Einleitung von Niederschlagswasser aus einer Kanalisation im Mischsystem abgabefrei, sofern je Hektar befestigte Fläche ein

Speichervolumen zur Mischwasserbehandlung von mindestens 5 m³ (!) vorhanden ist [WEKA, 1999]. Berlin fordert dagegen eine Absetzanlage mit einer Mindestverweilzeit von 30 Minuten, Niedersachsen die Anwendung der allgemeinen Regeln der Technik.

Das Abwasserabgabengesetz ist - neben einer Einnahmequelle - auch ein Instrument für den Gewässerschutz. Durch die Befreiung von der Abwasserabgabe bei der Einhaltung bestimmter Kriterien (s.o.) können finanzielle Anreize für Maßnahmen zur Gewässerreinigung geschaffen werden. Insofern hat das jeweilige Abwasserabgabengesetz eines Landes auch Auswirkungen auf eine Generelle Bewirtschaftungsplanung. Beim Kostenvergleich verschiedener Maßnahmen sollten die Konsequenzen für die Berechnung der Abwasserabgabe berücksichtigt werden.

2.3.2.3 Gesetz über Wasser- und Bodenverbände

Für die Bearbeitung bestimmter wasserwirtschaftlicher Aufgaben kann ein Wasser- und Bodenverband (Verband) als Körperschaft des öffentlichen Rechts gegründet werden. Aufgaben eines Wasser- und Bodenverbandes können z. B. sein:

- Ausbau einschließlich naturnahem Rückbau und Unterhaltung von Gewässern,
- Bau und Unterhaltung von Anlagen in und an Gewässern,
- Schutz von Grundstücken vor Sturmflut und Hochwasser einschließlich notwendiger Maßnahmen im Deichvorland,
- Verbesserung landwirtschaftlicher sowie sonstiger Flächen einschließlich der Regelung des Bodenwasser- und Bodenlufthaushalts,
- technische Maßnahmen zur Bewirtschaftung des Grundwassers und der oberirdischen Gewässer,
- Abwasserbeseitigung,
- Beschaffung und Bereitstellung von Wasser,
- Förderung und Überwachung der vorstehenden Aufgaben.

Wasser- und Bodenverbände übernehmen damit weitreichende Aufgaben der Gewässerbewirtschaftung. Zudem orientieren sich die Zuständigkeitsbereiche meist an den natürlichen Einzugsgebietsgrenzen. Es wäre deshalb zu überlegen, ob nicht Wasser und Bodenverbände auch die Ausarbeitung konkreter lokaler Bewirtschaftungspläne im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie übernehmen könnten. Bislang obliegt die Bearbeitung derartiger Aufgaben den Wasserbehörden. Im Bereich der Stadtentwässerung ist es dagegen üblich, dass konkrete Planungen wie z. B. Generalentwässerungspläne von den Kommunen bzw. den Kanalnetzbetreibern erarbeitet und dann den Aufsichtsbehörden zur Genehmigung vorgelegt werden. Eine analoge Stellung könnten auch die Wasser- und Bodenverbände einnehmen.

2.3.2.4 Verordnungen und Verwaltungsvorschriften des Bundes

Neben den o.a. Bundesgesetzen bestehen etliche untergesetzliche Verordnungen und Rahmenverwaltungsvorschriften:

- Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung - AbwV), Fassung vom 9. Februar 1999.
- Rahmen-Abwasser-Verwaltungsvorschrift über Mindestanforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer - Rahmen-AbwasserVwV -, Fassung vom 31. Juli 1996
- Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Wasserhaushaltsgesetz über die Einstufung wassergefährdender Stoffe in Wassergefährdungsklassen, vom 18. April 1996
- Verordnung zur Umsetzung der Richtlinie 80/68/EWG des Rates vom 17. Dezember 1979 über den Schutz des Grundwassers gegen Verschmutzung durch bestimmte gefährliche Stoffe (Grundwasserverordnung), Fassung vom 18. März 1997
- Verordnung über Trinkwasser und über Wasser für Lebensmittelbetriebe (Trinkwasserverordnung - TrinkwV), Fassung vom 5. Dezember 1990

Die wichtigste Verordnung stellt seit der Novellierung des WHG die Abwasserverordnung dar. Mit der AbwV legt die Bundesregierung (mit Zustimmung des Bundesrates) die im WHG geforderten Mindestanforderungen fest, die dem Stand der Technik entsprechen. Die Rahmen-Abwasser-Verwaltungsvorschrift gilt dagegen nur noch als Übergangsregelung.

Die in der AbwV aufgeführten Grenzwerte gelten prinzipiell für alle Abwasserbehandlungsanlagen. Die Art der Probenahme und die Art der Grenzwerte deuten jedoch darauf hin, dass der Gesetzgeber auf die Einleitungen aus Kläranlagen abzielt [SCHNEIDER, 1999]. Konkrete Aussagen zur Mischwasser- oder Regenwasserbehandlung fehlen hier. Werden die Ausführungen wörtlich auch auf Misch- und Regenwasser bezogen, wären die Konsequenzen extrem. Die genannten Grenzwerte werden mit den derzeitigen allgemein anerkannten Regeln der Technik bei weitem nicht eingehalten. Kein nach A128 bemessenes Mischwasserbauwerk erfüllt die genannten Kriterien! Hier ist eine Klarstellung durch den Gesetzgeber dringend erforderlich.

2.3.2.5 Sonstige gesetzliche Regelungen des Bundes

Neben den Gesetzen, die sich unmittelbar dem Gewässerschutz befassen, haben andere Gesetze Auswirkungen auf Planung, Bau und Betrieb von wasserwirtschaftlichen Anlagen.

Gesetz zur Regelung von Ingenieur- und Architektenleistungen

Das Gesetz zur Regelung von Ingenieur- und Architektenleistungen vom 04.11.1971 bildet die Grundlage für die HOAI (Honorar-Ordnung für Architekten und Ingenieure). In der HOAI werden die Ingenieurhonorare für Objektplanungen verbindlich geregelt.

Bodenschutzgesetz

Das Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG) wurde erst im März 1998 nach jahrelanger kontroverser Diskussion verabschiedet und dient dazu, die Leistungsfähigkeit des Bodens hinsichtlich seiner natürlichen Funktionen und für Nutzungen aller Art zu sichern oder wiederherzustellen. *„Hierzu sind schädliche Bodenveränderungen abzuwehren, der Boden und Altlasten sowie hierdurch verursachte Gewässerverunreinigungen zu sanieren und*

Vorsorge gegen nachteilige Einwirkungen auf den Boden zu treffen“ (§1 BBodSchG). In den §§ 4 und 7 werden Pflichten u.a. zur Vermeidung und Abwehr von Bodenbelastungen sowie zur Sanierung des Bodens formuliert; § 5 erlaubt Rechtsverordnungen über die Entsiegelung bestimmter Flächen, die jedoch noch nicht vorliegen. Boden im Sinne des BBodSchG ist die obere Schicht der Erdkruste ohne Grundwasser und Gewässerbetten.

Maßnahmen zur Regenwasserbewirtschaftung - insbesondere Versickerungs- und Entsiegelungsmaßnahmen, aber auch Versiegelung und Entwässerung - beeinflussen den Boden im Hinblick auf den Bodenwasser- und Stoffhaushalt; insofern ist das BBodSchG zu beachten.

Umweltverträglichkeitsprüfung

Im Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) wird für den Bau bzw. wesentliche Änderungen von Abwasserbehandlungsanlagen ab einer bestimmten Größenordnung eine Umweltverträglichkeitsprüfung gefordert. Dies stellt einen nicht unerheblichen Kosten- und Zeitfaktor bei der Umsetzung von Planungen dar.

Bauleitplanung

Das Baugesetzbuch regelt die Aufstellung von Bauleitplänen (Bebauungs- und Flächennutzungspläne). Nach § 1a sind umweltschützende Belange in der Abwägung eines Bauleitplanes zu berücksichtigen. Im Flächennutzungsplan (FNP) können Flächen ausgewiesen werden, die im Interesse des Hochwasserschutzes und der Regelung des Wasserabflusses freizuhalten sind (§ 5, Inhalt des Flächennutzungsplans). Im Bebauungsplan (B-Plan) können aus städtebaulichen Gründen:

- Flächen für die Abfall- und Abwasserbeseitigung, einschließlich der Rückhaltung und Versickerung von Niederschlagswasser, sowie für Ablagerungen;
- die Wasserflächen sowie die Flächen für die Wasserwirtschaft, für Hochwasserschutzanlagen und für die Regelung des Wasserabflusses;

festgesetzt werden (§ 9 Inhalt des Bebauungsplans). Damit kommen B-Plan und FNP eine große Bedeutung bei der Realisierung insbesondere dezentraler Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen zu. Besonders wichtig in diesem Zusammenhang ist der B-Plan, da er bei der Planung beispielsweise eines Neubaugebietes ganz am Anfang des Planungsprozesses steht. Zu diesem Zeitpunkt sind die Entwässerungsplaner meistens noch nicht eingebunden. Dadurch können mit dem B-Plan Tatsachen geschaffen werden, die im Zuge der Ingenieurplanung nur schwer auszugleichen sind. Es entsteht die skurrile Situation, dass dem Naturschutz und der Landschaftsplanung bessere Rechtsmöglichkeiten bei der Verankerung von Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen zur Verfügung stehen als der Wasserwirtschaft [WASSMANN, SIEKER, JANNOTTA, 1997]. Eine frühzeitige Einbindung der wasserwirtschaftlichen Belange in den Planungsprozess ist unbedingt erforderlich.

Ein vorliegender Genereller Bewirtschaftungsplan Regenwasser kann dieses Problem reduzieren. Werden in einem GBPR beispielsweise Flächen ausgewiesen in denen eine Regenwasserversickerung das vorzugsweise zur Anwendung kommende Entwässerungsverfahren ist, so kann diese Information bei der B-Planerstellung berücksichtigt werden.

Bundesnaturschutzgesetz

Natur und Landschaft sind im besiedelten und unbesiedelten Bereich so zu schützen, zu pflegen und zu entwickeln, dass

1. die Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts,
2. die Nutzungsfähigkeit der Naturgüter,
3. die Pflanzen- und Tierwelt sowie
4. die Vielfalt, Eigenart und Schönheit von Natur und Landschaft

als Lebensgrundlagen des Menschen und als Voraussetzung für seine Erholung in Natur und Landschaft nachhaltig gesichert sind (§1 BNatSchG). Wasserwirtschaftliche Maßnahmen die im Einzugsgebiet „in der Fläche“ ansetzen, z. B. Versickerungsmaßnahmen aber auch Retentionsräume oder Regenrückhaltebecken unterliegen damit automatisch dem Bundesnaturschutzgesetz.

Das Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) in der Fassung vom 21. September 1998 fordert für unvermeidbare Eingriffe in Natur und Landschaft (§ 8) einen Ausgleich. Innerhalb dieser Eingriffs-Ausgleichs-Bilanzierung werden wasserwirtschaftliche Maßnahmen unterschiedlich gewertet. Beispielsweise werden Regenrückhaltebecken mit einer Tiefe von mehr als 2 m in Brandenburg als Eingriff gewertet, wogegen flache Versickerungsmulden Ausgleichsmaßnahmen darstellen. In Gebieten mit hohen Grundstückspreisen (z. B. im Berliner Umland) kann diese Regelung das entscheidende Faktum bei einem Variantenvergleich sein!

Strafgesetzbuch

Auch das Strafrecht hat Auswirkungen auf die Wasserwirtschaft. Gewässerverunreinigung (§324 StGB) und Bodenverunreinigung (§324a StGB) können mit Freiheitsstrafe bis zu 5 Jahren geahndet werden.

Sonstiges

Weitere Gesetze mit Bezug zur Wasserwirtschaft sind das Umweltinformationsgesetz (UIG), Umwelthaftungsgesetz (UmweltHG) oder das Umweltauditgesetz (UAG).

Die Vielfalt der Gesetze zeigt, welchen hohen Stellenwert der Umweltschutz i.a. und der Gewässerschutz im speziellen in der Bundesrepublik Deutschland hat.

2.3.3 Recht der Länder

Mit den Landeswassergesetzen füllen die Bundesländer das Wasserhaushaltsgesetz aus. Die Landeswassergesetze detailliert und umfassend zu behandeln würde den Rahmen dieser Arbeit bei weitem sprengen. In weiten Bereichen sind sich die verschiedenen Landeswassergesetze zudem ähnlich. Es gibt jedoch auch signifikante Unterschiede, insbesondere bei der Beseitigung von Niederschlagswasser oder bei der Mischwasserbehandlung. Für diese beiden Aspekte werden im folgenden Beispiele aus den Landeswassergesetzen angeführt. Die länderspezifische Rechtslage ist somit bei der großräumigen Planung von Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen zu berücksichtigen.

Die Landeswassergesetze enthalten zudem zahlreiche Ermächtigungen an die Landesregierung oder das zuständige Landesministerium, ergänzende Verordnungen zu erlassen. Für die Wirtschaft sind die Verordnungen über den Umgang mit wassergefährdenden Stoffen besonders wichtig [WEKA, 1999]. Daneben haben die Länder technischen Regeln z. B. der ATV per Verordnung oder Verwaltungsvorschrift eine Rechtsverbindlichkeit gegeben. Ein Beispiel hierfür ist die NRW-Verwaltungsvorschrift zu den „Anforderungen an die öffentliche Niederschlagsentwässerung im Mischverfahren“ in der auf das A128 Bezug genommen wird.

Mit den Abwasserabgabengesetzen füllen die Länder den Rahmen des AbwAG aus. Durch die Befreiung vom Abgabenzwang bei der Einhaltung bestimmter Emission oder sonstiger Anforderungen können die Länder in gewissem Maße finanzielle Anreize für den Gewässerschutz geben.

Regelungen zur Versickerung von Niederschlagswasser

Im § 51a des Wassergesetzes für das Land Nordrhein-Westfalen wird die Versickerung von Regenwasser für Neubauvorhaben verbindlich vorgeschrieben.

(1) Niederschlagswasser von Grundstücken, die nach dem 1. Januar 1996 erstmals bebaut, befestigt oder an die öffentliche Kanalisation angeschlossen werden, ist vor Ort zu versickern, zu verrieseln oder ortsnah in ein Gewässer einzuleiten, sofern dies ohne Beeinträchtigung des Wohls der Allgemeinheit möglich ist. Die dafür erforderlichen Anlagen müssen den jeweils in Betracht kommenden Regeln der Technik entsprechen.

Ähnliche Formulierungen finden sich in den Landeswassergesetzen von Baden-Württemberg und dem Saarland, allerdings nur für Grundstücke, die nach 1999 erstmals bebaut werden.

Im Brandenburgischen Wassergesetz heißt es im § 54 (Bewirtschaftung des Grundwassers):

(3) Die Versiegelung des Bodens oder andere Beeinträchtigungen der Versickerung zur Grundwasserneubildung dürfen nur soweit erfolgen, wie dies unvermeidbar ist.

(4) Soweit eine Verunreinigung des Grundwassers nicht zu besorgen ist und sonstige Belange nicht entgegenstehen, ist Niederschlagswasser zu versickern. Die Gemeinden können durch Satzung vorsehen, dass Niederschlagswasser auf den Grundstücken, auf denen es anfällt, versickert werden muss. Niederschlagswasser von dem öffentlichen Verkehr gewidmeten Flächen ist zu fassen oder unter den Voraussetzungen nach Satz 1 oberflächlich zu versickern. Die Satzung bedarf der Zustimmung der Wasserbehörde.

In allen Bundesländern wird die Notwendigkeit der Versickerung von Niederschlagswasser an irgend einer Stelle erwähnt. Dennoch bestehen im Detail deutliche Unterschiede. Im Brandenburgischen Wassergesetz und ähnlich im Wassergesetz von Mecklenburg Vorpommern wird die Versickerung nur gefordert wenn „sonstige Belange nicht entgegenstehen.“ Derartige „Gummiparagraphen“ führen in der Praxis dazu, dass die Versickerung z. B. gegenüber Investoren nicht durchsetzbar ist. Andererseits bietet die Möglichkeit die Versickerung in der Satzung festzuschreiben ein wirkungsvolles Instrument - wenn die Gemeinde davon Gebrauch macht. Ein Beispiel für die Festschreibung der Versickerung in einer Satzung ist die Gemeinde Dahlwitz-Hoppegarten b. Berlin [ROTH, 1998].

Regelungen zur Regenwasserbehandlung im Trennsystem

Allgemein verbindliche Vorschriften zur Regenwasserbehandlung im Trennsystem bestehen in keinem Bundesland.

Regelungen zur Mischwasserbehandlung

In Bezug auf die Regelungen zur erforderlichen Mischwasserbehandlung bestehen deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Bundesländern [OSTROWSKI & MEHLER, 1998].

In Niedersachsen und Hessen ist der Nachweis der Einhaltung einer Entlastungsfracht von 250 kg CSB/(ha_{red}·a) mit einer Langzeitsimulation (KOSIM bzw. SMUSI) erforderlich. Unterschiede zwischen beiden Ländern bestehen im Schmutzpotenzial der Oberfläche von 500 kg CSB/(ha_{red}·a) in Niedersachsen und 600 kg CSB/(ha_{red}·a) in Hessen.

In Nordrhein-Westfalen ist die nach ATV-A128 errechnete Entlastungsrate e_0 die maßgebende Zielgröße. Es muss entweder durch Messungen auf der Kläranlage, durch Langzeitsimulation oder nach dem Verfahren des A128 nachgewiesen werden, dass mindestens 100- e_0 % auf der Kläranlage behandelt werden.

In Bayern ist das Arbeitsblatt ATV-A128 verbindlich eingeführt. Die anderen Bundesländer überlassen es den einzelnen Aufsichtsbehörden die Dimensionierung von Mischwasserentlastungsanlagen zu regeln. Meist wird dabei auf das ATV-A128 zurückgegriffen.

2.3.4 Kommunalrecht

Im Rahmen der verfassungsrechtlich garantierten Selbstverwaltung und durch Festlegung in den Landeswassergesetzen haben die Gemeinden wasserwirtschaftliche Aufgaben zu erfüllen. Die Abwasserentsorgung ist dementsprechend in der Regel Aufgabe der Gemeinden oder Gemeindeverbände. Zur Deckung der hierbei anfallenden Kosten erheben sie von den Benutzern Gebühren und Beiträge [ATV, 1994]. Die Höhe der Gebühren und Beiträge, aber auch Vorschriften über den Anschluss- und Benutzungszwang, sind in den Gemeindeverordnungen und im gemeindlichen Satzungsrecht geregelt.

Die Umsetzung und Durchsetzung dezentraler Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen erfordert die Berücksichtigung dieser Verfahren in der Entwässerungssatzung [SIEKER, 1997]. Entsprechende Beispielsatzungen sind von ROTH [1996] erarbeitet worden.

Durch die getrennte Berechnung der Gebühr für Schmutz- und Niederschlagswasser (Gebührensplitting) besteht die Möglichkeit, die dezentrale Versickerung oder Regenwassernutzung dem Verursacherprinzip folgend finanziell zu fördern, indem die Regenwassergebühr erlassen oder ermäßigt wird.

2.3.5 Zusammenfassung

Die vorangegangenen Ausführungen zum Wasserrecht umfassen nur die wichtigsten Gesetze und Verordnungen mit den jeweils wichtigsten Elementen in Bezug auf die Regenwasserbewirtschaftung in Siedlungsgebieten. Trotzdem wird deutlich, wie umfangreich und letztendlich auch undurchsichtig die Vielfalt der Regelungen ist. Hinzu kommt die Vielzahl der technischen Regelwerke, von denen die wichtigsten im nachfolgenden Kapitel kurz erläutert werden. Die technischen Regelwerke haben i. d. R. den Status einer a. a. R. d. T. und stellen damit für den planenden Ingenieur aber auch die Genehmigungsbehörden in der Praxis quasi ein „Gesetz“ dar. OSTROWSKI [1997] gibt die Anzahl der Regeln im zentralen Bereich der Wasserwirtschaft mit über 600 an! Wenn man berücksichtigt, dass darüber hinaus weitere politische Randbedingungen, wie z. B. die Fördermittelpraxis, eine wichtige Rolle bei der Erstellung eines GBPRs spielen, so wird die Komplexität der Aufgabe allein aus juristischer Sicht deutlich. Eine Vereinfachung dieser Regelungsflut wäre wünschenswert.

Inhaltlich lassen sich die Rechtsvorschriften grob in drei Gruppen gliedern. Die erste Gruppe hat Ziele für den Wasserhaushalt und die Gewässerqualität zum Inhalt. Hierzu zählt z. B. die EU-Badegewässerrichtlinie. Konkrete Vorgaben für die Siedlungswasserwirtschaft beinhalten diese Rechtsvorschriften nicht. Die zweite Gruppe beinhaltet konkrete Emissionsgrenzwerte oder entsprechende Vorgaben (z. B. die Einhaltung der Regeln der Technik) für einzelne siedlungswasserwirtschaftliche Maßnahmen. Hierzu zählen z. B. die EU-Gewässerschutzrichtlinie oder die Abwasserabgabengesetze. Die dritte Gruppe schließlich, versucht eine Brücke zwischen den beiden erstgenannten Gruppen zu schlagen. Ziel ist die Ableitung von Emissionsgrenzwerten aus einer Immissionsbetrachtung heraus mit dem Ziel, eine

bestimmte Gewässerqualität bzw. Ausgewogenheit des Wasserhaushaltes zu erreichen. Hierzu zählt der Entwurf der EU-Wasserrahmenrichtlinie oder die IVU-Richtlinie. Aber auch das Wasserhaushaltsgesetz beinhaltet derartige Ansätze. Zudem stellt das WHG Instrumente für die Umsetzung zur Verfügung.

Bezogen auf die Regenwasserbewirtschaftung muss festgestellt werden, dass bislang keine klaren Emissionsvorgaben bestehen. Eine Rechtsverordnung mit Emissionsvorgaben, wie im WHG für Abwassereinleitungen eigentlich vorgesehen, besteht weder für Mischwasserentlastungen noch für Regenwassereinleitungen. Es ist zu erwarten, dass dieses offensichtliche Defizit in der Zukunft beseitigt wird.

Eine rechtliche Unsicherheit besteht im Zusammenhang mit der Neufassung des §7a WHG und der Mischwasserbehandlung. Es kann keine klare Aussage getroffen werden, ob Mischwasserbehandlungsanlagen zukünftig nach den Regeln der Technik oder dem Stand der Technik geplant werden müssen. Hier besteht ein Konkretisierungsbedarf seitens des Gesetzgebers. Es ist schon verwunderlich, dass trotz der großen Anzahl an Gesetzen, Verordnungen und Regelungen wichtige Kernfragen ungeregelt sind.

Im Zusammenhang mit dezentralen Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen sind weitere Rechtsvorschriften von Bedeutung, die bislang in der Siedlungswasserwirtschaft nur eine untergeordnete Rolle gespielt haben, beispielsweise städtebauliche Instrumente wie der Bebauungsplan. Das liegt daran, dass dezentrale Maßnahmen zur Regenwasserbewirtschaftung „aus dem Untergrund in die Fläche gehen“ und sich mit anderen flächenbeanspruchenden Fachrichtungen, wie z. B. dem Naturschutz oder der Freiraumplanung, arrangieren müssen. Hier ist interdisziplinäres Arbeiten gefordert.

2.4 Regelwerke

Technische Regeln, die von Fachverbänden wie z. B. der Abwassertechnischen Vereinigung ATV oder dem Deutsche Institut für Normung e.V. herausgegeben werden, haben prinzipiell nicht den Stellenwert eines Gesetzes oder einer Rechtsverordnung. Es ist jedoch üblich, in Verordnungen auf technische Regelwerke zu verweisen oder Verweise in Verträge aufzunehmen. Ein Beispiel hierfür ist die Verdingungsordnung für Bauleistungen (VOB), die für alle öffentlichen Auftraggeber verbindlich vorgeschrieben ist. In der VOB sind diverse DIN-Normen als Allgemeine Technische Vertragsbedingungen aufgeführt. Ein anderes Beispiel ist der Verweis auf das ATV-Arbeitsblatt A128 in der NRW-Verwaltungsvorschrift „Anforderungen an die öffentliche Niederschlagsentwässerung im Mischverfahren“. In diesen Fällen ist die Einhaltung der technischen Regeln rechtlich verbindlich.

2.4.1 CEN-/DIN-Normen

Das DIN Deutsches Institut für Normung e.V. ist ein eingetragener Verein mit Sitz in Berlin, keine staatliche Instanz. Das DIN-Institut definiert Normung wie folgt [DIN, 1999]

„Normung ist die einmalige, bestimmte Lösung einer sich wiederholenden Aufgabe unter den jeweils gegebenen wissenschaftlichen, technischen und wirtschaftlichen Möglichkeiten.“

Das europäische Pendant zur DIN ist das Europäische Komitee für Normung (CEN, Comité Européen de Normalisation) in Brüssel. Seitens der Europäischen Union ist verbindlich vorgeschrieben, dass in Ausschreibungen ein Verweis auf DIN-Normen unzulässig ist, falls eine EN-Norm zu dem selben Themenkomplex existiert. DIN-Normen müssen deshalb an EN-Normen angepasst werden.

Die wichtigsten Normen im Zusammenhang mit der Regenwasserbewirtschaftung sind die DIN 1986 „Entwässerungsanlagen für Gebäude und Grundstücke“ und die DIN EN 752 „Entwässerungssysteme außerhalb von Gebäuden“. DIN EN 752 findet derzeit Eingang in die überarbeitete Fassung des ATV-Arbeitsblattes A118 und wird in Abschnitt 2.4.2.6 näher vorgestellt.

2.4.2 ATV-Regelwerk

Die Abwassertechnische Vereinigung ATV erarbeitet und pflegt seit vielen Jahren (in weitgehend ehrenamtlicher Arbeit) ein umfassendes Regelwerk zu Problemstellungen in der Siedlungswasserwirtschaft. Neben dem Regelwerk erarbeiten die verschiedenen Arbeitsgruppen Merkblätter und veröffentlichen Arbeitsberichte. Im Folgenden werden die einzelnen ATV-Regelblätter hinsichtlich ihrer Relevanz für die Erstellung eines Generellen Bewirtschaftungsplans Regenwasser diskutiert.

2.4.2.1 ATV-Arbeitsblatt A101/Merkblatt M101

Das ATV-Arbeitsblatt A101 in der Ausgabe von 1992 regelt die *„Planung von Entwässerungsanlagen, Neubau-, Sanierungs- und Erneuerungsmaßnahmen“*. Eine Neuauflage als Merkblatt M101 wurde aufgrund der EN-Norm 752 erforderlich und 1996 veröffentlicht [ATV M101, 1996].

M101 gibt Hinweise für die Planung von funktionstüchtigen und wirtschaftlichen Entwässerungssystemen. Dabei werden sowohl Planungen für konkrete Bauvorhaben im Sinne der HOAI (Vor-, Entwurfs-, Ausführungsplanung) als auch Planungen für größere Untersuchungsgebiete behandelt. Letztere werden unterschieden in Studie, Generalentwässerungsplan (GEP) und Abwassertechnischer Maßnahmenplan (AMP). Damit ist M101 das maßgebende Arbeitsblatt für die großräumige Planung von Stadtentwässerungssystemen.

- Eine Studie wird definiert als Planung mit ersten allgemeinen Aussagen zur Verwirklichung der Planungsabsichten bei größeren Entwässerungsgebieten. Inhalte einer Studie umfassen in der Regel die Grundlagenermittlung und Teile der Vorplanung.
- Der Generalentwässerungsplan geht nach M101 in der Planungsleistung wesentlich weiter als die Studie und enthält Teile der Entwurfsplanung. Schwerpunkt ist aber - wie bei der Studie - die Problematik größerer Einzugsgebiete.

- Der Abwassertechnische Maßnahmenplan fasst die Ergebnisse der verschiedenen Planungen zusammen. Er entspricht den in einigen Bundesländern gesetzlich vorgeschriebenen Abwasserbeseitigungskonzepten bzw. -plänen.

Inhaltlich behandelt das Merkblatt M101 im wesentlichen den erforderlichen *Umfang* der jeweiligen Planungsebene. Es wird dargestellt, welche Grundlagen zu berücksichtigen sind und welchen Umfang ein Erläuterungsbericht (inkl. Planunterlagen, Massen- und Kostenberechnung) haben sollte. Die Darstellung in Form von Checklisten ist dabei hilfreich.

Hilfestellungen, mit welchen *Methoden* die Ergebnisse erzielt werden können, werden allerdings nur sehr begrenzt gegeben. Im Anhang 4 wird kurz der erforderliche Umfang der hydraulischen Kanalnetzrechnung dargelegt. Erstaunlicherweise sind hier keine Hinweise auf eine Schmutzfrachtberechnung zu finden, die für die Generalentwässerungsplanung eines Mischsystems jedoch unerlässlich sind. Ohne eine Schmutzfrachtberechnung lassen sich die Emissionen aus dem Kanalnetz nicht quantifizieren.

Bezüglich der Einflüsse des Entwässerungssystems auf die Gewässerqualität wird auf die Instrumente des Wasserhaushaltsgesetzes (Abwasserbeseitigungsplan, Wasserwirtschaftlicher Rahmenplan, Bewirtschaftungsplan) verwiesen. Immissionsbetrachtungen sind nach M101 nicht Bestandteil eines GEPs bzw. einer Studie!

2.4.2.2 ATV-Arbeitsblatt A105

Im ATV-Arbeitsblatt A105 in der Ausgabe vom Dezember 1997 werden Hinweise für die „*Wahl des Entwässerungssystems*“ gegeben. Neben den klassischen Varianten des Misch- oder Trennsystems werden in dieser Neufassung auch modifizierte Systeme (modifiziertes Trennsystem, modifiziertes Mischsystem) berücksichtigt.

Eine klare Bewertung der verschiedenen Systeme wird im Arbeitsblatt (bewusst?) vermieden. Statt dessen wird eine einfache Entscheidungshilfe gegeben, welche Kriterien für die Wahl des Entwässerungssystems zu berücksichtigen sind.

Zwei Aussagen dieses Arbeitsblattes sollen nicht unkommentiert bleiben:

- 1.) Im Vorwort heißt es, es könne von einer wasserwirtschaftlichen Gleichwertigkeit ausgegangen werden, wenn das ATV-Arbeitsblatt A128 zur Bemessung der Mischwasserbehandlung angewendet wird. Das stimmt nur dann, wenn im Trennsystem das Regenwasser unbehandelt bleibt, denn darauf basiert der Ansatz von A128. Im Falle einer Regenwasserbehandlung z. B. durch Regenklärbecken müssen auch an die Mischwasserbehandlung höhere Anforderungen gestellt werden.
- 2.) Im Abschnitt „Definitionen“ wird als Grund für die Unterscheidung zwischen behandlungsbedürftigen und nicht behandlungsbedürftigen Niederschlagswasser angeführt, dass einer Kläranlage kein Wasser zugeführt werden sollte, dessen Verschmutzungsgrad geringer ist als der Kläranlagenablauf. Damit wird unterstellt, dass eine Niederschlagswasserbehandlung prinzipiell nur auf der Kläranlage erfolgen

sollte, eine Einschätzung die nicht richtig ist bzw. in der Regel zu keiner optimalen Lösung führen wird. Es gibt auch im modifizierten Mischsystem vielfältige Möglichkeit behandlungsbedürftiges Niederschlagswasser zu reinigen.

2.4.2.3 ATV-Arbeitsblatt A106

Das ATV-Arbeitsblatt A106 in der Ausgabe von Oktober 1995 [ATV A106, 1995] regelt Entwurf und Bauplanung von Abwasserbehandlungsanlagen. Damit sind in erster Linie Kläranlagen gemeint; sinngemäß gelten die Ausführungen aber auch für andere Abwasserbehandlungsanlagen, wie z. B. Regenklärbecken oder Mischwasserüberläufe. Das Arbeitsblatt hat jedoch keine Bemessungsansätze sondern den Planungsablauf zum Inhalt. Insofern ist diese Richtlinie von keiner großen Relevanz für die Planung von Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen. Bei der Anwendung ist zu berücksichtigen, dass sich §7a des WHG als eine wesentliche Grundlage der Planung geändert hat.

2.4.2.4 ATV-Arbeitsblätter A110/A111/A112(Entwurf)

Das ATV-Arbeitsblatt A110 beinhaltet „*Richtlinien für die hydraulische Dimensionierung und den Leistungsnachweis von Abwasserkanälen und -leitungen*“ [ATV A110, 1988]. Da hydraulische Berechnungen für Kanalnetze heute meist mit kommerzieller Software durchgeführt werden und diese Programme i. d. R. die Hinweise von A110 berücksichtigen, ist dieses Arbeitsblatt nicht von so großer Wichtigkeit für die Erstellung eines GBPRs.

ATV-Arbeitsblatt A111 und A112 (Entwurf) befassen sich mit der hydraulischen Dimensionierung von Regenwasser-Entlastungsanlagen (Mischwasserüberlaufbauwerken) bzw. sonstigen Sonderbauwerken [ATV A111, 1994; ATV A112, 1994]. Für eine großräumige Planung sind diese Richtlinien von untergeordneter Bedeutung.

2.4.2.5 ATV-Arbeitsblatt A117

A117 regelt die Bemessung, die Gestaltung und den Betrieb von Regenrückhaltebecken (RRB), also Anlagen zur (Zwischen-) Speicherung von Regenwasser, bzw. vereinzelt auch Mischwasser. Die aktuelle Fassung wurde im November 1977 veröffentlicht [ATV A117, 1977].

Das Bemessungsverfahren basiert auf dem klassischen Konzept des Bemessungsregen, d. h. die Vorgabe eines Bemessungsregens mit bestimmter Intensität und Auftretswahrscheinlichkeit führt direkt zu einem erforderlichen Speichervolumen. Dieses Verfahren weist den Nachteil auf, dass die zeitliche Abfolge von Niederschlägen nicht berücksichtigt wird. Dadurch kann es insbesondere bei längeren Entleerungszeiten vorkommen, dass ein Niederschlagsereignis auf ein (noch) teilgefülltes Becken trifft und zu einem Überlaufereignis führt. Das Bemessungsergebnis liegt in diesem Fall auf der unsicheren Seite. Aus diesem Grunde ist die Anwendung von A117 auf eine Entleerungszeit von max. 6-8 h beschränkt, ein Wert der bei den immer strenger werdenden Anforderungen an die Abflussretention schnell erreicht wird.

Diesen Nachteil berücksichtigend, wird derzeit eine Neufassung von A117 erarbeitet, die bereits im Gelbdruck vorliegt. A117 (neu) beinhaltet ein vereinfachtes Bemessungsverfahren für kleine Einzugsgebiete, wobei durch Zuschläge der o.a. Effekt berücksichtigt wird. Für größere Einzugsgebiete wird das Verfahren der Langzeitkontinuumssimulation vorgeschlagen. Hierbei wird ein RRB zuerst vordimensioniert (mit dem vereinfachten Verfahren) und dann nachgewiesen, dass die Volumina ausreichend sind, bzw. ein verändertes Volumen gewählt und die Berechnung wiederholt. Auf dieses Prinzip des Nachweisverfahrens mit seinem iterativen Vorgehen wird in Abschnitt 7.2 näher eingegangen.

2.4.2.6 ATV-Arbeitsblatt A118

Die „*Richtlinie für die hydraulische Berechnung von Schmutz-, Regen- und Mischwasserkanälen*“ [ATV A118, 1977] in der Fassung von 1977 befindet sich derzeit in der Überarbeitung um die Vorgaben der DIN EN 752 aber auch neuere Erkenntnisse einfließen zu lassen. Seit Juni 1998 liegt ein Gelbdruck zum A118 mit dem neuen Titel „*Hydraulische Bemessung und Nachweis von Entwässerungssystemen*“ vor [ATV A118, 1998].

Mit dem Begriff *Entwässerungssystem* wird der Entwicklung der Regenwasserbewirtschaftung in den letzten Jahre Rechnung getragen. Ein Entwässerungssystem besteht nicht nur aus Kanälen zur Ableitung des Abwassers sondern auch aus Speicherelementen oder dezentralen Maßnahmen, die bei der hydraulischen Berechnung zu berücksichtigen sind.

Die Einführung des Begriffs *Nachweis* berücksichtigt die veränderten Aufgaben in der Praxis. Die Bemessung von neuen Kanalnetzen macht nur noch einen kleinen Anteil an dem Gesamtumfang der Kanalnetzplanungen aus, wogegen der Nachweis bestehender, historisch gewachsener Systeme immer wichtiger wird. Dies drückt sich auch in einer wichtigen inhaltlichen Neuerung aus, der Einführung der Begriffe Überflutungs- und Überstauhäufigkeit.

Ziel- und Nachweisgrößen

Von der DIN EN 752 wird die Überflutungshäufigkeit als maßgebendes Kriterium für den Nachweis der hydraulischen Leistungsfähigkeit eingeführt. Da die modelltechnische Nachbildung der Überflutung nach gegenwärtigem Stand nicht möglich ist, wird von der ATV für den rechnerischen Nachweis die Überstauhäufigkeit als weitere Ziel- und Nachweisgröße eingeführt. Genannt werden, differenziert nach Siedlungsstruktur, Überstauhäufigkeiten bei Neuplanungen bzw. nach Sanierung. Für die Bewertung der hydraulischen Leistungsfähigkeit bestehender Entwässerungssysteme hinsichtlich der Notwendigkeit einer Sanierung werden im ATV Arbeitsblatt A 118, Entwurf Juni 1998 keine Überstauhäufigkeiten genannt, sondern auf die Zahlenwerte im Arbeitsbericht der ATV AG 1.2.6 „Hydrologie der Stadtentwässerung“ verwiesen [ATV, 1995]. Der von der DIN EN 752 geforderte Überflutungsschutz ist im Anschluss an den Nachweis der Überstauhäufigkeit unter Beachtung der örtlichen Gegebenheiten zu prüfen. Die

Anforderungen nach EN752 gelten nur als Empfehlungen, sofern von der zuständigen Stelle keine entsprechenden Vorgaben gemacht werden [IPS & DHV, 1998].

Berechnungsmethoden

Bei der Neuplanung von Kanalnetzen werden nach wie vor die Fließzeitverfahren (Zeitbeiwert-, Flutplanverfahren) empfohlen. Dabei dürfen die ermittelten Maximalabflüsse das jeweilige Abflussvermögen bei Vollfüllung nicht überschreiten [ATV A118, 1998]

Für größere Entwässerungssysteme und dort wo bedeutende Schäden auftreten können wird ein Überstaunachweis empfohlen [ATV A118, 1998]. Die Berechnung von Wasserständen über Kanalscheitel und damit von Überstauvorgängen ist nur mit hydrodynamischen Abflussmodellen möglich.

Niederschlagsbelastung

Neben der Verwendung von intensitätsvariablen Modellregen (Lastfallverfahren) können zum Nachweis der Überstauhäufigkeit auch gemessene Starkregenserien (Langzeitseriensimulation) verwendet werden. Dem Lastfallverfahren liegt die Annahme zugrunde, dass die Häufigkeit des Modellregens der Häufigkeit eines bestimmten Abflusszustandes entspricht. Bei der Langzeitseriensimulation wird auf die Gleichsetzung der Häufigkeit von Niederschlag und Abfluss verzichtet. Vielmehr wird das langjährige Abflussgeschehen in einem Entwässerungssystem modelltechnisch nachgebildet und die Häufigkeit eines bestimmten Abflusszustandes durch eine statistische Auswertung bestimmt. Bei der Starkregenserie werden Regenereignisse in ihrem tatsächlichen zeitlichen Verlauf verwendet, die aus der langjährigen Regenreihe nach bestimmten Kriterien ausgewählt werden.

Praktische Erfahrungen (s. a. Beispiel Stadt Gronau/Stadt Prenzlau, Kapitel 11) zeigen außerdem, dass die Langzeitseriensimulation erhebliche Vorteile bei der Bewertung des Ist-Zustandes und der Auswahl von Sanierungsalternativen bietet, so dass sich der erhöhte Rechenaufwand lohnt.

2.4.2.7 ATV-Arbeitsblatt A128

Das ATV-Arbeitsblatt A128 [ATV A128, 1992] in der Fassung von 1992 behandelt die Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungen in Mischwasserkanälen. Dieses Arbeitsblatt wird in der Fachöffentlichkeit sehr kontrovers diskutiert. Auf Anregung der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) befasst sich derzeit eine Ad-hoc-Arbeitsgruppe der ATV mit der Überarbeitung/Ergänzung dieses Arbeitsblattes.

Im Vorwort der derzeit gültigen Fassung des A128 wird die Mischwasserproblematik noch sehr allgemein angesprochen. So sind im Kapitel 2 „Zielsetzung der Regenwasserbehandlung“ u.a. folgende Aussagen zu finden [ATV A128, 1992]:

- *Aus wasserwirtschaftlichen und aus Kostengründen ist vorrangige Aufgabe der Planung von Maßnahmen der Abwassersammlung und der Regenwasserbehandlung die Vermeidung des Regenabflusses in die Kanalisation, wo immer dies möglich ist.*
- *Ziel der Regenwasserbehandlung muss die bestmögliche Reduzierung der Gesamtemissionen aus Regentlastungen und Kläranlagen im Rahmen der wasserwirtschaftlichen Erfordernisse sein.*
- *Die Zielsetzung kann mit verschiedenen Ansätzen - von der Abflussvermeidung bis zum Stoffrückhalt - erreicht werden.*
- *Regentlastungen sind grundsätzlich im Zusammenwirken mit der Kläranlage für zusammenhängende Einzugsgebiete eines Gewässerabschnittes zu beurteilen.*

Es heißt aber auch:

- *Ein wirkungsvoller Schutz der Gewässer und der Kläranlagen vor übermäßigen Belastungen ist zu erwarten, wenn die notwendige Regenwasserbehandlung nach Maßgabe dieser Richtlinien erfolgt.*

A128 unterscheidet Normalanforderungen und weitergehende Anforderungen entsprechend der Gewässersituation. Das im Anschluss an die Vorbemerkungen erläuterte Verfahren dient der Bemessung von Mischwasserbehandlungsanlagen bei Normalanforderungen. Weitergehende Anforderungen im Falle eines besonderen Schutz- oder Bewirtschaftungsbedürfnisses sind auf der Grundlage von Immissionsbetrachtungen zu stellen.

Entgegen den allgemeinen Formulierungen im Vorspann, behandelt das Bemessungsverfahren ausschließlich den Bau von Speichervolumen und die gedrosselte Ableitung des Regenwassers zur Kläranlage.

Die Dimensionierung dieser Speicherräume geht von der Überlegung aus, dass - niederschlagsbedingt - aus einem Mischsystem nicht mehr Schmutzstoffe direkt in das Gewässer gelangen sollen, als aus einem Trennsystem. Als kennzeichnende Schmutzgröße wurde die CSB-Jahresfracht gewählt. Aus vorliegenden Messungen in Trennsystemen wurde abgeleitet, dass aus diesen im Durchschnitt 500-600 kg CSB pro ha A_{red} und Jahr direkt in die Gewässer gelangen (unter der Annahme, dass keine Regenwasserbehandlung erfolgt!). Da bei Mischsystemen der Austrag niederschlagsbedingter Schmutzmengen in die Gewässer auf zwei Wegen erfolgt - über die Kläranlage einerseits und die Mischwasser-Entlastungsbauwerke andererseits - muss die „zulässige“ CSB-Austragsfracht von 500-600 kg auf diese beiden Wege aufgeteilt werden. Der Einfachheit halber und weil es auf wirtschaftlich vertretbare Speichervolumina führt, hat man sich für eine Halbierung der Stoffströme entschieden, d. h. die „zulässige“ Entlastungsfracht an den Mischwasser-Entlastungsbauwerken soll 250-300 kg CSB pro ha A_{red} und Jahr betragen [IPS & DHV, 1998].

Im Arbeitsblatt A128 sind diese Emissionsgrenzwerte allerdings nicht explizit aufgeführt. Sie stellen aber die Grundlage für das Bemessungsdiagramm (Bild 13, A128) dar, mit dem das erforderliche Gesamtspeichervolumen für ein Kanalnetz ermittelt wird. Diese Nichtnennung der eigentlichen Zielgröße, führt dazu, dass alternative Verfahren, wie z. B.

Bodenfilterbecken oder Flächenabkoppelungen, nur schwer in dieses Schema eingebunden werden können.

Insofern sind die Argumente gegen die Einführung des Immissionsprinzips (s. Abschnitt 2.3.1.5) eigentlich hinfällig, da selbst das Emissionsprinzip nicht eingeführt ist. Im ATV A128 ist die Speicherung in Mischwasserüberlaufbecken als einziges Verfahren aufgeführt, dementsprechend ist das Beckenvolumen die Zielgröße der Bemessung. Die Einhaltung einer Entlastungsfracht, -konzentration oder -häufigkeit braucht nicht nachgewiesen zu werden. Diese Fixierung auf ein einziges Verfahren behindert die Entwicklung und Realisierung alternativer Verfahren (z. B. Bodenfilter, Wirbeldrosseln, Abkopplungsmaßnahmen). Aufwendige Gleichwertigkeitsnachweise sind zu erbringen [BRUNS, 1999]. Auch die Entwicklung besserer Planungsmethoden wird durch derart starre Regelungen verhindert [MEHLER, OSTROWSKI, 1997].

Welche innovative Wirkungen klare Emissionsvorgaben (ob aus einer Immissionsbetrachtung abgeleitet oder nicht) haben können, zeigt das Beispiel der Phosphateliminierung auf deutschen Kläranlagen. Hier gibt es eindeutige rechtliche Einleitgrenzwerte - aber kein Regelwerk, das vorschreibt, wie die Grenzwerte einzuhalten sind. Als Alternative zur chemischen Fällung wurde daraufhin die biologische Phosphateliminierung entwickelt, die mittlerweile ein „Verkaufsknüller“ deutscher Firmen ist.

Aus der Anwendung der deutschen Standards zur Mischwasserbehandlung ergeben sich im Mittel jährliche Entlastungsraten von 30-40 % der Mischwasserabflüsse. Die mittlere jährliche CSB-Entlastungsfracht liegt bei 250-300 kg je ha und Jahr. Die Anzahl der verbleibenden Überlaufereignisse beträgt ca. 30-50 pro Jahr, das durchschnittliche Speichervolumen ca. 25 m³/ha [BROMBACH, WÖHRLE, 1997; SIEKER, 1999].

Seitens der ATV-Arbeitsgruppe liegt seit April 1998 ein Entwurf zu einem Merkblatt mit dem Titel „Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungen in Mischwasserkanälen, Beispiele und Erläuterungen“ [ATV M128, 1999] vor.

2.4.2.8 ATV-Arbeitsblatt A131

Das Arbeitsblatt A131 [ATV A131, 1991] befasst sich mit der Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen mit Anschlusswerten ab 5.000 Einwohnerwerten. Es ist die Grundlage für Planung und Bau der meisten Kläranlagen in Deutschland.

Im Mischsystem besitzt das A131 auch eine Relevanz für die Regenwasserbewirtschaftung, da vorrangige Mischwasserbehandlung (s. ATV-Arbeitsblatt A128) darin besteht, das Mischwasser nach der Speicherung gedrosselt zur Kläranlage zu leiten. Ähnlich der Präambel im Arbeitsblatt A128 heißt es auch im Vorwort von A131: „*Abwasserkanalisation und Kläranlage bilden eine Einheit*“.

Auf die Bemessung insbesondere der Nachklärung hat der Mischwasserzufluss maßgeblichen Einfluss. Erhöhte Mischwasserzuflüsse bewirken größere Volumina und damit höhere Kosten. Auf Nitrifikation und Denitrifikation wirken sich große

Mischwasserzuflüsse ebenfalls nachteilig aus. Eine Größe, die im Zuge einer Planung optimiert werden sollte, stellt der Mischwasserzufluss im A131 dennoch nicht dar. Im Abschnitt 3.2.1 Abwasserzufluss heißt es hierzu nur: „Bei Regen wird die Anlage in der Regel beschickt mit $Q_m=2 Q_s + Q_f$ “. Eine Literaturangabe, woher der Faktor 2 stammt oder eine Erklärung warum gerade dieser Wert gewählt wurde, wird nicht gegeben.

2.4.2.9 ATV-Arbeitsblatt A138

Im A138 in der Fassung vom Januar 1990 [ATV A138, 1990] werden Hinweise zu „Bau und Bemessung von Anlagen zur dezentralen Versickerung von nicht schädlich verunreinigtem Niederschlagswasser“ gegeben. Auch dieses Arbeitsblatt befindet sich z. Zt. in der Überarbeitung [ATV A138, 1999]. Im Jahr 2000 ist mit einer Neuauflage zu rechnen.

Die Beschränkung auf „nicht schädlich verunreinigtes Niederschlagswasser“ (Abflüsse von Dach und Terrassenflächen von überwiegend zu Wohnzwecken genutzten Grundstücken, Verwaltungsgebäude, etc.) bedeutet nicht, dass Abflüsse von anderen Flächen nicht versickert werden dürfen. Vielmehr ist diese Frage bei der Erarbeitung ausdrücklich ausgeklammert worden. Bei der Neuauflage werden diese Aspekte umfassender berücksichtigt werden, wie zwischenzeitlich veröffentlichte Arbeitsberichte zeigen. Behandelt werden in A138 „reine“ Versickerungsverfahren, also

- Flächenversickerung
- Muldenversickerung
- Rigolen- und Rohrversickerung
- Schachtversickerung

Kombinierte Bewirtschaftungsverfahren wie Mulden-Rigolen-Systeme befanden sich 1990 noch in der Entwicklung und werden deshalb nicht berücksichtigt. Auch hier wird die Neuauflage sicherlich neuere Entwicklungen aufgreifen. Damit wird auch der bisher im A138 genannte Einsatzbereich von Versickerungsanlagen (k_f -Wert zwischen $5 \cdot 10^{-3}$ und $5 \cdot 10^{-6}$ m/s) entfallen. Diese Beschränkung auf die ausschließliche Versickerung hat in der Praxis immer wieder zu Irritationen geführt. Selbstverständlich können auch bei geringeren Durchlässigkeiten über das Jahr gesehen hohe Versickerungsraten erzielt werden.

Die Bemessungsverfahren für das erforderliche Speichervolumen beruhen im wesentlichen auf dem gleichen Prinzip, das auch zur Bemessung von Regenrückhaltebecken angewendet wird. Die im Abschnitt 2.4.2.5, (ATV-A117) dargelegten Probleme mit dem Zeitbeiwertverfahren gelten prinzipiell auch hier. Leider sind die im A117 explizit angesprochenen Gültigkeitsbereiche, insbesondere die maximale Entleerungszeit von 6-8 h, im A138 nicht erwähnt, obwohl gerade bei Versickerungsanlagen die Entleerung nur sehr langsam vonstatten geht. Hier wäre ein Hinweis auf das Verfahren der Langzeitsimulation wichtig.

2.4.2.10 ATV-Merkblatt M153

Die Arbeitsgruppe 1.4.3 der ATV befasst sich u.a. mit der Regenwasserbehandlung im Trennsystem. 1994 und 1996 wurden Arbeitsberichte zu diesem Themenbereich in der Korrespondenz Abwasser (KA) veröffentlicht [ATV-AG 1.4.3, 1994, 1996]. Mittlerweile liegt der Entwurf für ein Merkblatt mit dem Titel „Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Regenwasser“ vor².

Merkblätter haben zwar nicht den Stellenwert eines Arbeitsblattes, das vorgestellte Verfahren ist aber so konkret, dass eine breite Anwendung in der Praxis vermutet werden kann. Die nachfolgenden dargestellten Erfahrungen mit diesem Verfahren wurden bei der Anwendung auf ein innerstädtisches, ca. 22 km² großes Einzugsgebiet in Berlin gemacht, dem Einzugsgebiet des Marzahn-Hohenschönhauser Grenzgrabens (MHG) [ITWH, 1997].

Vorgehensweise

Um die Notwendigkeit einer Regenwasserbehandlung zu beurteilen wird im Verfahren der ATV-Arbeitsgruppe 1.4.3 die vorhandene Abflussbelastung der möglichen Gewässerbelastbarkeit gegenübergestellt. Die quantitative Bewertung erfolgt dabei nach einem Punktesystem. Ist die vorhandene Abflussbelastung B größer als die Gewässerbelastbarkeit G , so sind Behandlungsmaßnahmen erforderlich:

$B > G$: in der Regel ist eine Behandlung erforderlich

$B < G$: keine Behandlung erforderlich

Bestimmung der Abflussbelastung B

Im ersten Schritt ist die vorhandene Abflussbelastung $B = \sum f_i (N_i + F_i)$ zur ermitteln. Für das Einzugsgebiet des MHG errechnet sich damit die in Tab. 2 dargestellte Belastung. Die Niederschlagsbelastung N (starke Luftverschmutzung z. B. in Siedlungsgebieten mit hohem Verkehrsaufkommen) liegt bei 5 Punkten. Damit errechnet sich die Gesamtabflussbelastung zu $B = 17,4 + 5 = 22,4$ Punkte. Werden die Anmerkungen in Abschnitt 4.2 „Mischflächen“ des Arbeitsberichtes angewendet (Nichtberücksichtigung schwach belasteter Flächen), erhöht sich die Belastung sogar auf $B = 27$ Punkte.

Interessant ist ein Vergleich mit den Werten aus dem 1. Arbeitsbericht [ATV-AG 1.4.3, 1994]. Hier führten die Flächenbelastungspunkte F_i für das Beispiel des MHG noch zu einer Abflussbelastung B von 27 bzw. 37 Punkten. Folgt man diesen Ansätzen scheint sich die durchschnittliche Flächenverschmutzung in Deutschland innerhalb von 5 Jahren deutlich verringert zu haben. So wurden Hofflächen in Wohngebieten 1996 noch mit 17 Punkten bewertet, während 1999 12 Punkte angegeben werden. Gründe für diese Änderung werden nicht genannt.

² Seit Februar 2000 ist das Merkblatt M153 im Weißdruck erschienen

Tab. 2: Ermittlung der Abflussbelastung B für das Einzugsgebiet des MHG

<i>Flächennutzung</i>	<i>Größe [ha]</i>	<i>Gewichtung f_i</i>	<i>Flächenbelastungspunkte F_i</i>	<i>Abflussbelastung $f_i \cdot F_i$</i>
Dächer	269,5	34%	8	2,7
Hofflächen Wohngebiet	117,8	15%	12	1,8
Straßen	165,6	21%	19	3,9
Hauptstr.	67,5	8%	35	3,0
Hofflächen Gewerbegebiet	179,2	22%	27	6,1
Summe	799,6	100%		17,4

Bestimmung der Gewässerbelastbarkeit G

Im zweiten Arbeitsschritt ist die Gewässerbelastbarkeit zu ermitteln. Nach Tab 1a und 1b des Merkblattes werden folgende Belastbarkeiten angegeben (Tab. 3):

Tab. 3: Gewässerbelastbarkeit

<i>Gewässertyp</i>	<i>Belastbarkeit</i>
großer gestauter Fluss	18 Punkte
kleiner gestauter Fluss	16 Punkte
See in unmittelbarer Nähe von Erholungsgebieten	11 Punkte

Im Falle des Einzugsgebietes des MHG ist die Einordnung der Gewässerbelastbarkeit G nicht eindeutig. Der MHG entwässert in den Rummelsburger See, einen Seitenarm der Spree. Die Spree weist aber unterhalb von Berlin seenartige Erweiterungen auf, die als Badegewässer dienen. In allen Fällen ist die Abflussbelastung B mit 22 bzw. 27 Punkten jedoch größer als die Gewässerbelastbarkeit G, somit ist eine Behandlung notwendig!

Bestimmung der notwendigen Reinigungsmaßnahmen

Die Reinigungsleistung der verschiedenen Behandlungsverfahren wird durch sogenannte Durchgangswerte D widerspiegelt. Aus dem Produkt von Abflussbelastung und Durchgangswert D ergibt sich der Emissionswert E.

Beim MHG muss der erforderliche Durchgangswert D demnach zwischen 0,80 und 0,40 liegen (s. Tab. 4). Bei strenger Auslegung des Verfahrens, d. h. bei Nichtberücksichtigung schwach belasteter Flächen, und der Annahme, dass es sich bei dem Rummelsburger See um einen kleinen gestauten Fluss handelt, liegt der erforderliche Durchgangswert bei 0,58.

In Tab. 5 sind die Durchgangswerte verschiedener Reinigungsverfahren gemäß des Arbeitsberichtes dargestellt. Bei strikter Anwendung des Verfahrens wäre ein

Bodenfilterbecken und ein trockenes Regenklärbecken zur Behandlung ausreichend. Ein Sandfang ($q=24$ m/h) oder gar ein Rechen ist nicht zulässig.

Tab. 4: Erforderliche Durchgangswerte D einer Regenwasserbehandlung am MHG

	<i>Berücksichtigung aller Flächen (B:27 Punkte)</i>	<i>Bei Nichtberücksichtigung Schwach belasteter Flächen (B 37 Punkte)</i>
Gestauter großer Fluss (G: 18 Punkte)	0,80	0,66
Gestauter kleiner Fluss (G: 16 Punkte)	0,71	0,58
See in unmittelbarer Nähe von Erholungsgebieten (G: 11 Punkte)	0,49	0,40

Tab. 5: Durchgangswerte verschiedener Behandlungsmaßnahmen nach Tab. 4 des Arbeitsberichtes der ATV-Arbeitsgruppe 1.4.3

Behandlungsmaßnahme	Durchgangswert
RKB, trocken, $q_A = 10$ m/h, $r_{krit} = 15$ l/(s ha)	0,5
RKB, nass, $q_A = 10$ m/h, $r_{krit} = 15$ l/(s ha)	0,65
Absetzanlage im Dauerstau $q_A = 18$ m/h,	0,8
Bodenfilter, 20 cm Oberboden, 1,20 m Sand	$0,6 \cdot 0,8 = 0,48$
dezentrale Muldenversickerung durch 30 cm Oberboden (Flächenverhältnis <15:1)	0,2

Bewertung des Verfahrens

Das Verfahren der Arbeitsgruppe 1.4.3. zur Regenwasserbehandlung im Trennsystem ist auch für große Einzugsgebiete und komplexe Gewässerstrukturen einfach durchzuführen. Gegen das Verfahren sprechen allerdings einige andere Argumente:

- Die spezifische Empfindlichkeit verschiedener Gewässer (Grundwasser, Fließgewässer, Seen, Meere, etc.) gegenüber verschiedenen Stoffparametern (Nährsalze, sauerstoffzehrende Stoffe, Keime, etc.) findet keinen Eingang in das Verfahren. Beispielsweise reagieren stehende Gewässer i.a. empfindlicher auf den Eintrag von Nährsalzen als Fließgewässer. In Berlin kann die Vernachlässigung dieser Differenzierung insbesondere bei der Belastung der Badegewässer mit Keimen zu falschen Aussagen führen, da Rad- und Gehwege, Spielstraßen etc. viel zu niedrig bewertet und die Gewässerbelastungen damit unterschätzt werden.

- Die Größe des Einzugsgebiets im Verhältnis zum Gewässer spielt bei der Berechnung keine Rolle. Ob das Einzugsgebiet 800 ha oder nur 8 ha befestigte Fläche hat, beeinflusst das Ergebnis der erforderlichen Regenwasserbehandlung nicht! Für eine Aussage über die Gewässerbelastung ist eine Berücksichtigung des Verhältnisses zwischen Einleitung und Abfluss im Gewässer bzw. Wasservolumen im See aber erforderlich.
- Ebenso spielt der weitere Verlauf des Gewässers keine Rolle. In Berlin könnte danach völlig vernachlässigt werden, dass im Bereich der Unterhavel oder in Potsdam (mehr als 2 h Fließzeit entfernt) sowohl Trinkwasserversorgung als auch Badegewässer für einen großen Ballungsraum liegen. Der Ansatz der Flussgebietsbetrachtung, ein wesentliches Merkmal der Wasserrahmenrichtlinie, wird mit diesem Verfahren nicht berücksichtigt.
- Die Reinigungsleistungen der verschiedenen Maßnahmen bezüglich unterschiedlicher Stoffparameter wird nicht berücksichtigt. So hat ein Regenklärbecken bezüglich der AFS oder CSB einen relativ hohen Wirkungsgrad, bezüglich Nährsalzen oder gar Keimen aber einen eher geringen.
- Es fällt z. B. auf, dass die Durchgangswerte für ein trockenes RKB und ein Bodenfilterbecken (20 cm bewachsener Oberboden, 1m Sandaufbau) gemäß den Tabellen im Arbeitsbericht fast gleich sind. Diese Aussage ist z. B. für die Parameter CSB oder AFS nicht korrekt.
- Die Multiplikation von „Durchgangswerten“ bei der Hintereinanderschaltung von Maßnahmen ist wissenschaftlich nicht zu begründen. Oftmals ist diese Vorgehensweise sogar falsch, z. B. bei der Kombination von Bodenfiltern und Absetzbecken.
- Die Ergebnisse, die mit diesem Verfahren errechnet werden, widersprechen zum Teil den Aussagen anderer Arbeitsberichte bzw. Arbeitsblätter, wie zwei Beispiele zeigen.
- Beispiel 1 ist die notwendige Behandlung vor der Einleitung in das Grundwasser, zu der das Verfahren ebenfalls Aussagen ermöglicht. Demnach wäre die Versickerung der Abflüsse von stark belasteten Flächen (Straßen über 15.000 DTV, Autobahnen) bei starker Luftverschmutzung (insgesamt 40 Belastungspunkte) über eine 30 cm starke bewachsene Oberbodenschicht (Durchgangswert 0,20) mit einem resultierendem Emissionswert von 8 Punkten in der Wasserschutzzone III B (Gewässerbelastbarkeit 9 Punkte) ohne weitere Maßnahmen möglich. Diese Einschätzung deckt sich nicht mit den Ergebnissen der ATV-Arbeitsgruppe 1.4.1 „Versickerung von Niederschlagswasser“.
- Beispiel 2 ist der Vergleich mit dem Arbeitsblatt A128. Bei Normalanforderungen ist eine Mischwasserbehandlung erforderlich, die noch gerade soviel Fracht in das Gewässer entlastet (über die Regenentlastungen und die Kläranlage), wie im Trennsystem ohne jegliche Behandlung. Bei Anwendung des o.a. Verfahrens wird aber in nahezu allen Fällen eine Behandlung erforderlich, auch bei den Gewässern, die im Zusammenhang mit Mischwassereinleitungen noch den Normalanforderungen genügen. Hier ist eine deutliche Diskrepanz zwischen den Anforderungen zu erkennen.

Das im Merkblatt M153 beschriebene Verfahren beinhaltet eine Reihe von sehr starken Vereinfachungen und wird deshalb der komplexen Thematik der Regenwasserbehandlung

und deren Auswirkungen auf die Gewässerqualität nicht gerecht. Die einfache Handhabung als positives Kriterium hebt diese Nachteile nicht auf. Die grundlegende Herangehensweise, verschiedene Maßnahmen hinsichtlich ihrer Wirkung auf die Gewässerqualität gegenüberzustellen ist dagegen richtig und stellt letztendlich auch die Basis dieser Arbeit dar. Nur das gewählte Werkzeug eines einfachen Punktesystems ist unzureichend.

2.4.3 DVWK-Richtlinien/Merkblätter

Ähnlich dem ATV-Regelwerk unterscheidet auch der DVWK Regeln und Merkblätter. Die wichtigsten Regeln und Merkblätter im Zusammenhang mit der Regenwasserbewirtschaftung zeigt Tab. 6.

Tab. 6: Auswahl von DVWK-Regeln und Merkblättern mit einem Zusammenhang zur Regenwasserbewirtschaftung

<i>Titel</i>	<i>Heft Nr.</i>
Niedrigwasseranalyse, Teil II: Statistische Untersuchung der Unterschreitungsdauer und des Abflussdefizits	121
Niederschlag - Aufbereitung und Weitergabe von Niederschlagsregistrierungen	123
Bodenkundliche Untersuchungen im Felde zur Ermittlung von Kennwerten zur Standortcharakterisierung	129
Hochwasserrückhaltebecken	202
Ökologische Aspekte bei Ausbau und Unterhaltung von Fließgewässern	204
Sanierung und Restaurierung von Seen	213
Dränfilter aus Kokosfasern für gütegesicherte Dränrohre	214
Dichtungselemente im Wasserbau	215
Beurteilung der Aussagekraft des Biochemischen Sauerstoffbedarfs	218
Hydraulische Berechnung von Fließgewässern	220
Aussagekraft von Gewässergüteparametern in Fließgewässern, Teil I,II+III	227
Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen	238

Im Vergleich zum ATV-Regelwerk fällt auf, dass sich in den DVWK-Regeln (Heft Nr. 100-199) keine Vorgaben zur Bemessung von Anlagen finden. Geregelt werden Analyseverfahren und Anforderungen an technische Anlagen. Auch für die Merkblätter trifft diese Einschätzung zu. Ein gutes Beispiel ist das Merkblatt „Hydraulische Berechnung von Fließgewässern“ (Heft Nr. 220). Hier werden Berechnungsverfahren erläutert, aber keine Vorgaben für Bemessungshochwasser gemacht.

2.4.4 BWK-Merkblätter

Auch der Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau (BWK) erarbeitet Merkblätter. Neben dem Merkblatt Nr.1 „Stationäre Berechnung der Wasserspiegellinie unter besonderer Berücksichtigung von Bewuchs- und Bauwerkseinflüssen“ ist besonders das Merkblatt Nr. 2 „Wasserbilanzmodelle in der

Wasserwirtschaft“ [BWK, 1998] von Interesse im Zusammenhang mit der Regenwasserbewirtschaftung.³

2.4.5 RAS-Vorschriften

Die Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen, formuliert Richtlinien für die Anlage von Straßen (RAS). Für die Regenwasserbewirtschaftung sind die beiden Richtlinien RAS-Ew (Straßenentwässerung) und RiStWag (Richtlinien für bautechnische Maßnahmen an Straßen in Wassergewinnungsgebieten) von Bedeutung. Diese Richtlinien finden meist Anwendung im Autobahn- oder Fernstraßenbau und sind deshalb bei großräumigen Planungen durchaus relevant.

2.4.5.1 RAS-Ew

Von der Arbeitsgruppe Erd- und Grundbau wurde 1987 die Richtlinie RAS-Ew für die Planung und Entwurf von Straßenentwässerungsanlagen erarbeitet. Dabei werden sowohl rohrgebundene Ableitungssysteme wie auch Versickerungs- und Rückhaltemaßnahmen behandelt. Die Bemessungsansätze und -verfahren in der Richtlinie unterscheiden sich nur unwesentlich von den Ansätzen in den entsprechenden ATV-Arbeitsblättern. Interessant ist allerdings die für 1987 recht positive Einstellung gegenüber Versickerungsmaßnahmen.

2.4.5.2 RiStWag

Die „Richtlinie für bautechnische Maßnahmen an Straßen in Wassergewinnungsgebieten“ kommt in Wasserschutzgebieten zur Anwendung. Hier sind u.a. Hinweise zu Anordnung und Dimensionierung von Leichtstoffabscheidern zu finden. Diese Richtlinie ist „verantwortlich“ für die oftmals neben Autobahnen zu findenden Regenwasserbehandlungsanlagen.

2.4.6 Sonstige

Neben den genannten Institutionen existieren weitere Fachverbände, die Informationen zu einzelnen Themenbereichen in unterschiedlicher Form herausgeben:

- Deutsche Verein des Gas- und Wasserfaches e.V. (DVGW)
- Fachvereinigung Betriebs- und Regenwassernutzung e.V. (FBR)

2.4.7 Bewertung der Regelwerke als Ganzes

Mit dem Regelwerk der ATV und des DVWK sowie den DIN-Normen liegt für fast jedes Detailproblem der Siedlungswasserwirtschaft eine technische Regel oder zumindest eine Hilfestellung für den planenden Ingenieur vor.

In den Präambeln vieler Regelblätter wird auf die komplexen Zusammenhänge in Wasser- und Siedlungswasserwirtschaft hingewiesen. Beispielhaft sei hier eine Formulierung aus

³ Seit Anfang 2000 liegt außerdem das BWK-Merkblatt Nr.3 „Ableitung von Anforderungen an Niederschlagswassereinleitungen unter Berücksichtigung örtlicher Verhältnisse“ im Entwurf vor.

dem ATV-A131 wiederholt: „*Abwasserkanalisation und Kläranlage bilden eine Einheit*“. In den konkreten Bemessungsverfahren wird diese Komplexität jedoch i. d. R. nicht weiter berücksichtigt. Es wird stillschweigend vorausgesetzt, dass eine Untersuchung dieser Zusammenhänge der konkreten Planung vorausgegangen ist, bzw. nicht erforderlich ist. Insofern stellen diese technischen Regeln eine gute Hilfestellung für die fortgeschrittenen Planungsphasen dar (Leistungsphase LP 3,4,5 der HOAI).

Im Zuge einer Vorplanung, aber auch einer großräumigen Planung (Studie, GEP), ist jedoch die alleinige Anwendung dieser Regeln nicht ausreichend. Beispielsweise sollten im Zuge einer Variantenuntersuchung zur Mischwasserbehandlung der Bau eines Speicherbeckens mit der Stauraumbewirtschaftung, einem Bodenfilterbecken und der Flächenabkopplung bzw. Kombinationen dieser Maßnahmen verglichen werden. Hier liegen die größten Optimierungspotenziale. Im Merkblatt ATV-M101 heißt es zum Thema „Kosteneinsparpotenzial“ [ATV M101, 1996]:

Bei der Abwasserableitung ist das Kosteneinsparpotenzial im konzeptionellen, planerischen Bereich größer als bei der späteren konstruktiven Gestaltung und Bauausführung. Die Erarbeitung und Bewertung von Alternativen mit unterschiedlichen Entwässerungslösungen und Ansprüchen an den Entwässerungskomfort ist dazu eine wesentliche Voraussetzung.

PECHER [1995] verdeutlicht diesen Aspekt anschaulich in Abb. 2.

Auf die zentralen Fragen dieser Planungsstufe:

- welche Varianten sollen untersucht werden?
- welche Werkzeuge sind dazu zu verwenden?
- welche Vorschriften sind zu beachten?

geben die technischen Regeln jedoch kaum eine Antwort. Die existierenden Regelblätter, die sich mit der großräumigeren, konzeptionellen Planung befassen (M101, A105) treffen zu diesen Fragen keine konkreten Aussagen. Der planende Ingenieur ist bei der Bearbeitung derartiger Fragestellungen auf sich allein gestellt.

Dieses Defizit ist den Fachverbänden durchaus bewusst und es bestehen Ansätze die Lücke zu füllen. Die neu implementierte ATV-Arbeitsgruppe „Geografische Informationssysteme“ beispielsweise versteht ihre Aufgabe darin, über die Anwendungsmöglichkeiten von GIS zu informieren ohne strikte Regeln beispielsweise für den Leistungsumfang aufzustellen.

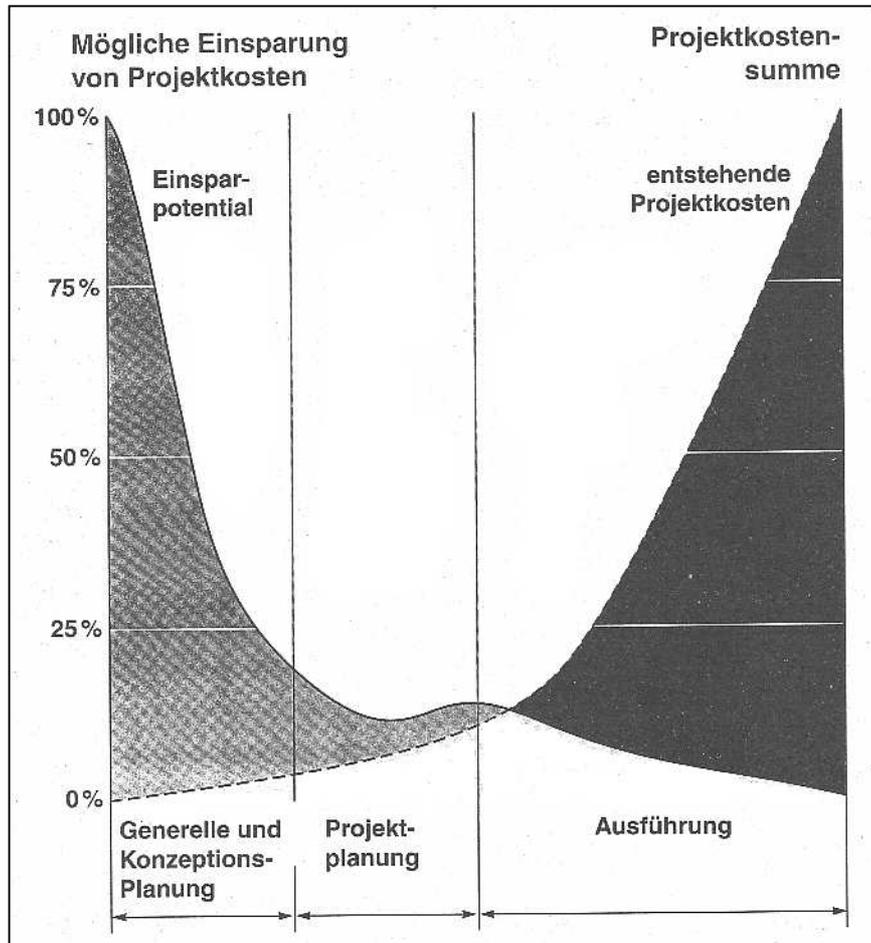


Abb. 2: Einsparpotenziale in verschiedenen Planungsphasen [PECHER, 1995]

Auch das vorgestellte Verfahren der ATV-Arbeitsgruppe 1.4.3. „Regenwasserbehandlung im Trennsystem“ (s. Abschnitt 2.4.2.10) geht letztendlich in diese Richtung. Hier wird allerdings die Problematik von Richtlinien in diesem Bereich deutlich.

Die klassische Form eines Regelblattes mit Eingangsdaten, die in ein einfaches Berechnungsschema oder -diagramm einfließen und ein eindeutiges Ergebnis produzieren, ist nicht die richtige Form. Die Bearbeitung eines GEPs lässt sich sicherlich nicht in ein Regelblatt „zwängen“. Vielmehr sollte die Aufgabe der Fachverbände in diesem Zusammenhang darin bestehen zu informieren und zwar über:

- die prinzipiellen Möglichkeiten, verschiedene Probleme mit unterschiedlichen Maßnahmen anzugehen,
- die Werkzeuge (Simulationsmodelle, GIS, Messungen, etc.) und deren Einsatzbereiche,
- die gesetzlichen Vorschriften

Dieser Grundsatz wird auch in den Detailfragen immer wichtiger, da die a. a. R. d. T zunehmend an Bedeutung verlieren. Der geforderte Stand der Technik kann nicht in Regelblättern festgelegt werden. Wohl aber kann darüber informiert werden.

2.5 Vorhandene Instrumente zur großräumigen Planung

In Abschnitt 2.3.2.1 über das Wasserhaushaltsgesetz wurden bereits drei, dort aufgeführte Instrumente für die großräumige wasserwirtschaftliche Planung erwähnt. Dies sind der Wasserwirtschaftliche Rahmenplan, der Bewirtschaftungsplan und der Abwasserbeseitigungsplan. Daneben werden Generalentwässerungspläne und Studien für die Siedlungswasserwirtschaft erstellt (s. Abschnitt 2.4.2.1, ATV-Merkblatt M101).

2.5.1 Wasserwirtschaftlicher Rahmenplan und Bewirtschaftungsplan

Mit § 36 WHG werden die Länder verpflichtet, wasserwirtschaftliche Rahmenpläne nach den Richtlinien des Bundes aufzustellen. In der Erläuterung zum WHG heißt es zu den Inhalten des wasserwirtschaftlichen Rahmenplans [WEKA, 1999]:

Wasserwirtschaftliche Rahmenpläne enthalten eine Bestandsaufnahme der wasserwirtschaftlichen Verhältnisse eines Flussgebiets, insbesondere die Ergebnisse von Untersuchungen über Wasserdargebot, Abflussverhältnisse, Gewässergütezustand, hauptsächliche Nutzungen und Zielvorstellungen über die Bewirtschaftung des vorhandenen Wasserdargebotes nach Menge und Güte.

Wasserwirtschaftliche Rahmenpläne sind in erster Linie Richtschnur für die Verwaltungsbehörden, insbesondere für die Wasserbehörden. Die Behörden haben bei ihren Entscheidungen die Ziele des wasserwirtschaftlichen Rahmenplans zu berücksichtigen. Sie sind gehalten, eine Erlaubnis oder Bewilligung für eine Gewässerbenutzung abzulehnen, die den Zielen des wasserwirtschaftlichen Rahmenplans entgegenwirken würde [WEKA, 1999].

Die wasserwirtschaftlichen Rahmenpläne sollen für Flussgebiete aufgestellt werden; darunter ist das gesamte Einzugsgebiet eines Flusses bis zur Wasserscheide zu verstehen. Sie umfassen oberirdische Gewässer, das Grundwasser und die Küstengewässer. Die Inhalte des wasserwirtschaftlichen Rahmenplans sind in der Allgemeinen Verwaltungsvorschrift des Bundesministers des Innern „Richtlinien für die Aufstellung von wasserwirtschaftlichen Rahmenplänen“ vom 30.05.1984 (GMBI 1984 Nr. 16) aufgeführt.

Bewirtschaftungspläne werden in der Erläuterung zum WHG folgendermaßen definiert: „*Wasserwirtschaftliche Rahmenpläne umfassen die Bestandsaufnahme und die Zielvorstellungen für die gesamten wasserwirtschaftlichen Verhältnisse eines Flussgebiets. Daneben hat das 4. WHG-Änderungsgesetz Bewirtschaftungspläne eingeführt, die vor allem der Sanierung der Gewässer und der Ordnung der an einem Gewässer bestehenden Nutzungen dienen sollen. In den Bewirtschaftungsplänen soll dargestellt sein, wie den Erfordernissen des § 1a Abs. 1 WHG Rechnung getragen wird...*“ [WEKA, 1999].

Ein Bewirtschaftungsplan konkretisiert also den wasserwirtschaftlichen Rahmenplan hinsichtlich der Maßnahmen, mit denen die Zielvorstellungen erreicht werden können. Mit dem Instrument des Bewirtschaftungsplanes lassen sich z. B. weitergehende Anforderungen an die Abwasserbehandlung festlegen. Nach §36b WHG sollen die Länder

Bewirtschaftungspläne aufstellen, „*soweit die Ordnung des Wasserhaushalts es erfordert*“. Wann dies genau der Fall ist, ist nicht näher spezifiziert. Die Länder können im Landeswassergesetz festlegen, dass die Bewirtschaftungspläne für alle behördlichen Entscheidungen verbindlich sind (Beispiel Brandenburg, NRW, etc.). Damit steht ein Instrument für die Durchsetzung der Ziele des wasserwirtschaftlichen Rahmenplans zur Verfügung.

Wasserwirtschaftliche Rahmenpläne bzw. Bewirtschaftungspläne sind für die Generelle Planung von Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen in zweierlei Hinsicht relevant. Zum einen können durch die Aussagen zur vorhandenen bzw. angestrebten Gewässerqualität Anforderungen an die Regenwasserbehandlung abgeleitet werden. Das gleiche gilt auch für die Hochwassersituation und daraus resultierende Retentionsmaßnahmen. Zum anderen können in den Plänen auch konkrete Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen gefordert werden. Diese Forderungen sind jedoch leider - trotz aller guten Absichten - meist zu unverbindlich, wie z. B. der Wasserwirtschaftliche Rahmenplan Berlin [ZDUNNEK, 1994] oder der Wasserwirtschaftliche Rahmenplan Main [BSLU, 1994] zeigen.

2.5.2 Abwasserbeseitigungsplan

Die Länder stellen Pläne zur Abwasserbeseitigung nach überörtlichen Gesichtspunkten auf (Abwasserbeseitigungspläne). Ziel des Abwasserbeseitigungsplans ist es in jedem Fall, im Interesse des Gewässers eine bestmögliche Behandlung des Abwassers zu erreichen und dieses Ziel durch ein Zusammenführen von Maßnahmen anzustreben, die über den örtlichen, auch gemeindlichen Bereich hinausreichen. Bei der Bestimmung des Ziels für das Gewässer sind überörtliche Anforderungen maßgebend, die aus internationalen oder innerstaatlichen Normen herzuleiten sein können. Innerstaatliche Normen ergeben sich vor allem aus Landesentwicklungsprogrammen, Regionalplänen und allgemeinen wasserwirtschaftlichen Plänen (wasserwirtschaftlicher Rahmenplan, Bewirtschaftungsplan). Ein Abwasserbeseitigungsplan sollte somit mit dem wasserwirtschaftlichen Rahmenplan und, falls vorliegend, dem Bewirtschaftungsplan abgestimmt werden. Die Festlegungen im Abwasserbeseitigungsplan können für verbindlich erklärt werden.

Im Abwasserbeseitigungsplan sind insbesondere die Standorte für bedeutsame Anlagen zur Behandlung von Abwasser, ihr Einzugsbereich, Grundzüge für die Abwasserbehandlung sowie die Träger der Maßnahmen festzulegen. Der Abwasserbeseitigungsplan kann weitere Festlegungen enthalten, wenn die Planungsträger dies wünschen oder wenn das Landesrecht bestimmte zusätzliche Festlegungen vorschreibt. Als solche kommen in Betracht:

- Festlegungen über die Abwassersammlung, insbesondere Trassenführung für Hauptsammler und Ableitungskanäle, Lage und Bemessung von Regenüberläufen und Regenrückhaltebecken mit überörtlicher Bedeutung,
- Festlegungen über die Behandlung des in einem bestimmten Einzugsgebiet anfallenden Schlamms aus Hauskläranlagen,
- Festlegungen des Gewässers, in das eingeleitet werden soll, wenn bei einem im Plan vorgesehenen Standort verschiedene Ableitungen möglich sind.

2.5.3 Generalentwässerungsplan/Studie

Für die Erarbeitung eines Generalentwässerungsplans (GEP) existieren keine gesetzlichen Grundlagen, wie es bei den o.a. Plänen der Fall ist. In den technische Regelwerken finden sich einzig im Merkblatt M101 der ATV Hinweise zu den Inhalten eines GEP (s. Abschnitt 2.4.2.1). Auch die Informationen in Fachbüchern, z. B. dem ATV-Handbuch [ATV 1994b], sind außerordentlich spärlich. Andererseits haben jedoch die meisten größeren Gemeinden und Städte in Deutschland einen GEP, wie sich aus den Referenzlisten zahlreicher Ingenieurbüros entnehmen lässt.

Dem Autor standen für diese Arbeit mehrere GEPs bundesdeutscher Groß- und Mittelstädte - alle jüngeren Datums - zur Verfügung. Es ist nicht Inhalt dieser Arbeit, diese GEPs im Detail zu diskutieren. Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass die Generalentwässerungspläne sehr unterschiedliche Inhalte und Niveaus haben. Bei einigen GEPs bestand die Bearbeitung einzig in der Anwendung der zahlreichen ATV-Arbeitsblätter. Variantenuntersuchungen beschränken sich teilweise auf Trassenführung und Standortsuche für Regenüberlaufbecken. Dieser Sachverhalt kann den Planern allerdings nicht zum Vorwurf gemacht werden. Letztendlich wird nur der Planungsumfang durchgeführt, der von den Aufsichtsbehörden gefordert wird und damit von den Auftraggebern, d. h. den Kommunen oder den Kanalnetzbetreibern beauftragt und finanziert wird.

Andere GEPs beinhalten dagegen Untersuchungen zu Versickerungsmöglichkeiten, hydrodynamische Langzeitseriensimulationen oder Gesamtemissionsbetrachtungen. Der „ideale GEP“, der dem in Kapitel 8 skizzierten Anforderungsprofil entsprechen würde, konnte nicht gefunden werden. Diese Bandbreite ist sicherlich darauf zurückzuführen, dass „GEP“ in Deutschland kein definierter Begriff ist.

2.5.4 Zusammenfassung

Mit den im WHG vorgesehen Instrumenten *Wasserwirtschaftlicher Rahmenplan*, *Bewirtschaftungsplan* und *Abwasserbeseitigungsplan* sowie dem *Generalentwässerungsplan* und der *Studie* stehen ausreichende Werkzeuge zur großräumigen Planung von Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen zur Verfügung. Auch die Verbindlichkeit dieser Planungen ist prinzipiell gegeben.

Das Problem ist nur, dass die Aussagen zur Regenwasserbewirtschaftung in den Plänen bislang zu unverbindlich sind. Die Forderung „*Regenwasser ist zu versickern wo immer es möglich ist*“ ist zwar zu unterstützen, sie ist aber in der Praxis nicht ausreichend! Mit der Einführung der EU-Wasserrahmenrichtlinie und dem darin enthaltenen kombinierten Ansatz aus Immissions- und Emissionsprinzip besteht die Möglichkeit, diese allgemeinen Forderungen zu konkretisieren. Wie dieses geschehen kann, ist Inhalt von Kapitel 4.

3 Generelle Planung von Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen im internationalen Vergleich

3.1 Überblick

Die Richtlinien der Europäischen Union sind für alle Mitgliedsstaaten verbindlich. Sie schaffen damit hinsichtlich der Zielgrößen einen einheitlichen gesetzlichen Mindeststandard innerhalb der EU. Auch die Regeln der Technik werden im Zuge der EN-Normung einander angepasst. Demnach dürfte sich der Entwicklungsstand hinsichtlich des Gewässerschutzes innerhalb der EU eigentlich nicht sehr stark unterscheiden. In der Praxis existieren aber durchaus erhebliche Unterschiede in der Herangehensweise an die Regenwasserproblematik, wie ein Vergleich zwischen verschiedenen EU-Mitgliedsstaaten zeigt.

Als Beispiel für den gegenwärtigen Stand der Generalentwässerungsplanung bzw. - Bewirtschaftungsplanung in anderen Mitgliedsstaaten werden die Niederlande angeführt. Bei der Recherche zeigten sich teilweise überraschende Ergebnisse. So ist die Herangehensweise an die Mischwasserproblematik in den Niederlanden gänzlich verschieden von dem deutschen Ansatz. Kanalstauraumbewirtschaftung, Abkopplung, Erhöhung des Kläranlagenzuflusses und zuletzt der Bau von Mischwasserbecken werden in dieser Prioritätenreihenfolge als mögliche Sanierungsmethode berücksichtigt. Die Emissionsgrenzwerte sind sehr viel schärfer als in Deutschland.

Interessante Beispiele für die Planung von Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen außerhalb der EU finden sich in den USA und der Schweiz. Die Schweiz hat bereits 1989 ein Programm gestartet, das jede Gemeinde verpflichtet einen „Generalplan Regenwasser“ (GEP) zu erstellen. Zur Unterstützung der Gemeinden wurde ein Leitfaden erarbeitet, der durchaus Ansätze im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie enthält.

In den USA ist seit 1998 für Gewässer mit nicht ausreichender Qualität die Aufstellung von sogenannten Total Maximum Daily Load (TMDL)-Programmen vorgeschrieben, womit das Immissionsprinzip in die Praxis umgesetzt wird.

Der Vergleich zeigt, dass die Regenwasserbewirtschaftung in den betrachteten Ländern, zwar nicht generell, aber zumindest in Teilbereichen deutlich weiter entwickelt als in Deutschland. Hier besteht für Deutschland die Möglichkeit Erfahrungen zu übernehmen.

3.2 *Stand der Regenwasserbewirtschaftung in Deutschland*

3.2.1 Vorherrschende Entwässerungsverfahren

Formulierungen in den Wassergesetzen, in den wasserwirtschaftlichen Rahmenplänen und den Vorworten der Regelblätter fordern etwa seit Anfang der 90er Jahre einen anderen Umgang mit dem Regenwasser und damit eine Abkehr von der strikten Ableitung.

Alternativen zur Ableitung des Regenwassers im konventionellen Misch- oder Trennverfahren sind in den letzten Jahren neu entwickelt bzw. wiederentdeckt und in zahlreichen Projekten zu einer gewissen Reife gebracht worden. Ohne der detaillierten Darstellung der verschiedenen Bewirtschaftungsmöglichkeiten vorzugreifen (Kapitel 5 Maßnahmenkatalog), kann diesbezüglich auf die verschiedenen Versickerungsmethoden, [ATV A138, 1990], Mulden-Rigolen-Systeme [GROTEHUSMANN et. al., 1992] oder Regenwassernutzungstechniken [FBR, 1996] verwiesen werden.

Auch innerhalb des Kanalnetzes gibt es mittlerweile viele erprobte Alternativen, z. B. zur Mischwasserbehandlung. Bodenfilterbecken zur Behandlung von Mischwasserüberläufen [BRUNNER, 1995], Wirbeldrosseln zur Verbesserung des Abscheidegrades [BROMBACH, 1997] oder Abflusssteuerungstechniken [SCHILLING, 1996] stellen nur eine Auswahl der Möglichkeiten dar.

Ob sich diese alternativen Bewirtschaftungsmaßnahmen auch in der Praxis durchsetzen, ist relativ schwer zu beurteilen. Die Ergebnisse einer ATV-Umfrage zur Versickerung von Niederschlagswasser“ [ATV, 1996] verdeutlicht, dass die Anwendung von Versickerungsmaßnahmen noch in den Kinderschuhen steckt. „Kommunale Versickerung“ wird demnach in nur 23% aller Gemeinden betrieben. Der Umfang der Versickerung kann hingegen nicht genau beziffert werden.

Die Umfrage hat auch ergeben, dass die Niederschlagswasserversickerung von Dachabflüssen allgemein sehr positiv eingeschätzt wird. Die Potenziale für Versickerungsmaßnahmen werden zwischen 10 und 20% gesehen. Kommunen, die bereits Versickerungsanlagen betreiben, schätzen dabei ihr Potenzial höher ein als Kommunen, die noch keine Erfahrung besitzen. Die Betriebssicherheit von Versickerungsanlagen ist grundsätzlich gegeben, so die Einschätzung der meisten Kommunen.

Interessant ist die Einschätzung der Kommunen, dass „Verkehrsflächenwasserversickerung“ eher als grundwassergefährdend anzusehen ist. Im Bereich von Landes- oder Bundesstraßen, die in der Regel ein weit höheres Verkehrsaufkommen aufweisen als innerörtliche Straßen, ist die Versickerung im Straßengraben dagegen die Vorzugslösung. Hier bestehen offensichtlich gewisse Widersprüchlichkeiten in der fachlichen Einschätzung der Versickerung.

Über den Umfang der Regenwassernutzung in der Bundesrepublik Deutschland liegen ebenfalls kaum Erkenntnisse vor. Die Fachvereinigung Betriebs- und Regenwassernutzung e.V. (FBR) führt diesbezüglich keine Statistik. Nach einer Schätzung der Fa. Mallbeton

kann von ca. 100.000 Zisternen ausgegangen werden. Diese Zahl mag auf den ersten Blick groß erscheinen. Geht man aber von einer durchschnittlichen angeschlossenen Fläche von ca. 100 m² aus, so errechnet sich eine erfasste Fläche von 1.000 ha. Im Vergleich zu den traditionell entwässerten Flächen ist diese Zahl sehr gering. Dagegen weist die Kanalstatistik der Abwassertechnischen Vereinigung [ATV, 1997] für die Jahre 1991-1995 folgenden Zuwachs bei der Kanalisation aus (Tab. 7):

Tab. 7: Zuwächse bei der Kanalisation [ATV, 1997]

	1991 in km	1995 in km	Zuwachs in km	Zuwachs in %
Regenwasserkanäle	67.045	76.339	9.294	+13,9
Mischwasserkanäle	199.906	213.491	13.585	+6,8
Summe kanalgebundene Niederschlagswasserableitung	266.951	289.830	22.879	+8,6

Innerhalb von 5 Jahren hat demnach die Gesamtlänge der Kanäle zur Niederschlagswasserableitung um ca. 9% zugenommen - und das nicht nur in den Neuen Bundesländern. PECHER [1991] hat für den Zeitraum von 1979 bis 1987 sogar eine Zunahme der Kanallängen (Misch- und Regenwasserkanäle) in Nordrhein-Westfalen von ca. 20% festgestellt.

Die Gesamtlänge der öffentlichen Kanalisation, die der Niederschlagsentwässerung dient (Mischkanäle und Regenwasserkanäle im Trennsystem) betrug 1995 ca. 290.000 km!

Wird eine Einzugstiefe der Kanäle von 100 m angenommen (entsprechend einer spez. Kanallänge von 100 m/ha nach PECHER [1992]), so bedeutet dies eine Zunahme der entwässerten Fläche von ca. 2.300 km² oder 0.65%⁴ der Fläche der Bundesrepublik in 5 Jahren. Dieser Wert deckt sich ziemlich genau mit dem von der Bundesanstalt für Bauwesen und Raumordnung angegebenen Wert für die tägliche Zunahme der versiegelten Fläche von ca. 130 ha/Tag, bzw. 23.500 km² in 5 Jahren (Abb. 3).

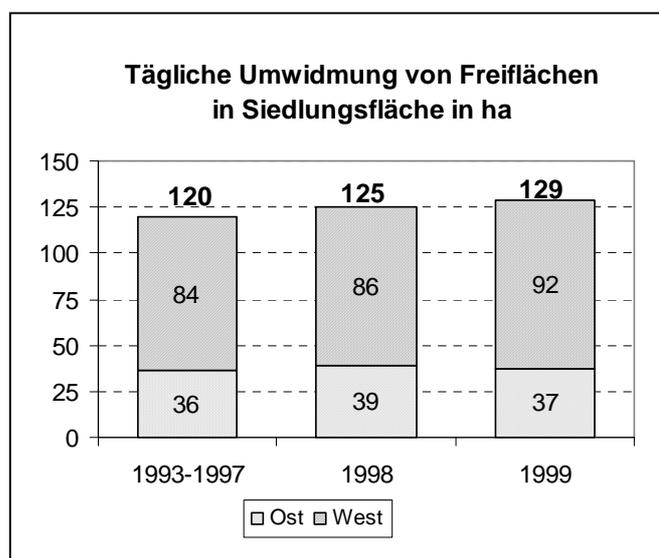


Abb. 3 Tägliche Umwidmung von Freiflächen in Siedlungsfläche, BBR [2000]

Es ist anzunehmen, dass die Neuverlegung von Kanälen nur zum kleinsten Teil in den Innenstadtbereichen, bzw. im Ortskern stattfand, da hier in der Regel bereits seit langem Kanalisationen bestehen.

⁴ Fläche der Bundesrepublik Deutschland (1996) ca. 357.000 km² [OBERMEIER, 1999]

Über die Länge der Entwässerungsleitungen auf privaten Grundstücken liegen keine statistischen Erhebungen vor. Nach der Kanalstatistik der ATV [1997] kann von der doppelten bis achtfachen Länge des öffentlichen Kanalnetzes ausgegangen werden. HOSANG, BISCHOFF [1993] schätzen die Länge privater Entwässerungsleitungen (inkl. SW) auf 600.000 km. Zusammen mit den zahllosen offenen Entwässerungsgräben und Dränagen im landwirtschaftlichen Bereich muss von einer Gesamtlänge der Niederschlagsentwässerungsleitungen in der Bundesrepublik Deutschland von weit über 1 Millionen Kilometer ausgegangen werden.

Diese Daten zeigen deutlich, dass die kanalgebundene Ableitung von Regenwasser im Misch- oder Trennsystem nach wie vor das vorherrschende Entwässerungsverfahren in der bundesdeutschen Siedlungswasserwirtschaft ist.

Deutlich wird dieser Sachverhalt auch in einigen Rechtsvorschriften. So wird in einer Verwaltungsvorschrift des Freistaates Bayern in einer Mustersatzung immer noch ein Anschlusszwang an die Kanalisation formuliert, der auch für Niederschlagsabflüsse gilt. Der Bürger muss die Versickerung beantragen, er hat keinen Anspruch auf die Befreiung vom Anschlusszwang.

3.2.2 Mischwasserbehandlung

Das vorherrschende Ableitungsverfahren stellt in Deutschland das Mischsystem dar, mit dem ca. 2/3 aller Haushalte - insbesondere in Süddeutschland - entwässert werden.

Im Mischsystem erfordert die begrenzte Leistungsfähigkeit der Kläranlage eine Drosselung der Mischwasserabflüsse im Regenwetterfall, in Deutschland in der Regel auf den 2-fachen Trockenwetterabfluss. Die darüber hinaus anfallenden Mischwasserabflüsse werden entweder direkt in den Vorfluter entlastet oder zwischengespeichert und nach Regenende zur Kläranlage geleitet. Nach den Regeln der Technik (ATV A128) ist an den Entlastungsstellen ein Speichervolumen von ca. 25-30 m³/ha_{red} vorzusehen, aus dem eine Entlastungsrate von ca. 30-40% resultiert. Von derartigen Mischwasserbecken sind bereits ca. 15.000 Stück in Deutschland gebaut worden [BROMBACH, 1997b].

3.2.3 Regenwasserbehandlung

Ca. 1/3 der Haushalte der Bundesrepublik - vorrangig in Norddeutschland - werden im Trennsystem entwässert. Über den Umfang der Regenwasserbehandlung im Trennsystem liegen keine Veröffentlichungen vor. Es muss aber davon ausgegangen werden, dass in den allermeisten Fällen keine Reinigung der Abflüsse vor der Einleitung in die Gewässer erfolgt. Der Grund dafür liegt u.a. darin, dass Regenwassereinleitungen im Trennsystem erst einen maßgeblichen Anteil an der Gewässerverschmutzung haben, seit mit modernen Kläranlagen eine weitgehende Reinigung des Schmutzwassers erreicht wurde und die Mischwasserentlastungen zumindest in einem gewissen Maße eingeschränkt wurden.

Generelle Forderungen („Mindestanforderungen“) nach einer Regenwasserbehandlung im Trennsystem bestehen derzeit nicht. Der Arbeitsbericht der Arbeitsgruppe 1.4.3. „Regenwasserbehandlung im Trennsystem“ hat nicht den Stellenwert eines Regelblattes und wird nach Kenntnis des Autors auch nicht verbreitet angewendet. Aufgrund der offensichtlichen Mängel des Verfahrens (s. Abschnitt 2.4.2.10) wäre dies auch nicht sinnvoll. Die Frage wäre außerdem, was eine flächendeckende Umsetzung des beschriebenen Verfahrens kosten würde.

In der Praxis wird bei der Erteilung von neuen Einleitungsgenehmigungen oftmals ein Sandfang mit Tauchwand gefordert. Die Wirksamkeit dieser Form der Regenwasserbehandlung ist jedoch sehr gering (s. Abschnitt 5.5.4.1), so dass diese Lösung eher eine Art „Feigenblatt“ darstellt.

3.2.4 Fazit

Die Zielvorstellung hinsichtlich der Gewässerqualität in Deutschland ist eindeutig. Es war und ist erklärtes politisches Ziel für alle Gewässer mindestens die Gewässergüteklasse II zu erreichen bzw. zu erhalten. Auch im Entwurf der EU-Wasserrahmenrichtlinie wird als Ziel ein guter Zustand der Gewässer gefordert. Weiterhin finden sich in den Rechtsvorschriften (WHG) Formulierungen, die eine nachteilige Beeinflussung des Wasserhaushaltes auch in quantitativer Hinsicht verhindern sollen. Klare Vorgaben, entsprechend der Forderung nach der Gewässergüteklasse II, wie z. B. zulässige Abflussspenden oder einzuhaltende Grundwasserneubildungsraten, fehlen allerdings.

Andererseits führt die strikte Anwendung der Regenwasserableitung ohne Zweifel zu einer derartigen nachteiligen Beeinflussung. Die Verminderung der natürlichen Verdunstung und Versickerung kann durch klassische End-Of-Pipe-Maßnahmen nicht kompensiert werden. Auch ist das Ziel der Gewässergüteklasse II mit den derzeitigen Regeln der Technik nicht überall zu erreichen. Die Einleitung von unbehandeltem Regenwasser oder 40% des Mischwasserabflusses - entsprechend den Regeln der Technik - führt in dichtbesiedelten Gebieten zwangsläufig zu einer schlechteren Gewässerqualität. Weitergehende Maßnahmen, die durchaus im Ermessungsspielraum der Genehmigungsbehörden liegen, verursachen bei der Anwendung konventioneller Methoden (z. B. Regenklärbecken) hohe Kosten und werden deshalb nur in Ausnahmefällen gefordert.

In der Bundesrepublik Deutschland liegen umfangreiche Erfahrungen mit den verschiedensten Formen der Regenwasserbewirtschaftung (Versickerung, Nutzung, Retention, Behandlungsverfahren) vor. Dennoch kommen in der Praxis immer noch vorzugsweise die klassischen Verfahren der Regenwasserableitung zur Anwendung, obwohl deren Nachteile bekannt sind. Die Gründe hierfür sind vielfältig, so z. B. starre Regelwerke, die Honorarordnung für Ingenieure oder eine fehlende Flexibilität von Planern und Genehmigungsbehörden. Allen Gründen kann letztendlich durch mehr Information, aber auch durch mehr Verbindlichkeit in den wasserrechtlichen Planwerken begegnet werden.

Die zentrale Frage ist nun, warum werden alternative Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen nicht flächendeckend angewendet, obwohl sie:

- vom Gesetzgeber gefordert werden,
- ihre wasserwirtschaftlichen Vorteile offenkundig sind,
- sie keine ökonomischen Nachteile aufweisen sondern sogar meist kostengünstiger sind,
- ihre Berücksichtigung in den Vorworten der ATV-Arbeitsblättern angemahnt wird,
- umfangreiche Forschungen zu diesem Thema gelaufen sind und
- ihre Praxistauglichkeit in zahlreichen Projekten belegt worden ist?

Eine einzige Antwort auf diese Frage und somit ein Patentrezept zur Lösung des Problems gibt es nicht. Die Gründe für den „Reformstau“ sind vielfältig:

Informationsdefizit

Eine Begründung sind sicherlich fehlende Information und Flexibilität von Entscheidungsträgern. An dieser Stelle sei eine Aussage zitiert, die der Verfasser in seiner praktischen Arbeit schon oft gehört hat: „*Versickerung finden wir gut, aber bei uns geht das nicht!*“. Teilweise waren die Aussagen noch deutlicher. Auf die Frage warum bei der Erstellung des GEPs einer größeren deutschen Stadt die Möglichkeiten der dezentralen Regenwasserbewirtschaftung nicht berücksichtigt worden sind, gab der Leiter des Entwässerungsamtes die Antwort: „*Wir gehen davon aus, dass bei uns nicht versickert werden kann*“ und das für eine Stadt mit mehreren tausend Hektar Siedlungsfläche und unterschiedlichsten geologischen bzw. bodenkundlichen Randbedingungen. Hier besteht ganz offensichtlich ein Informationsdefizit - aber auch ein Festhalten an konventionellen Vorgehensweisen nach dem Motto „*das haben wir doch schon immer so gemacht*“. Zu einer ähnlichen Einschätzung kommt auch die bereits erwähnte Umfrage zur Versickerung von Niederschlagswasser“ [ATV, 1996].

Schwierigkeiten bei der praktischen Umsetzung

Ein Grund könnte auch sein, dass Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen in der Praxis doch nicht so vielseitig einsetzbar sind wie in den Pilotprojekten eigentlich gezeigt wurde. Dies hängt jedoch stark mit den Fähigkeiten und vor allem auch dem Engagement der Planer und Behördenmitarbeiter zusammen. Eine gewisse Schlüsselrolle nehmen hierbei auch Vertreter anderer Fachrichtungen ein. Landschafts- bzw. Stadtplaner entscheiden oft schon beim Bebauungsplanverfahren über die Form der Regenwasserbewirtschaftung und Geologen treffen in ihren Gutachten leider auch negative Aussagen zur Versickerung obwohl eine Regenwasserbewirtschaftung durchaus möglich wäre. Für ein 160 ha großes Gewerbegebiet in der Nähe von Berlin (Gemeinde Dahlwitz-Hoppegarten) wurde im hydrogeologischen Gutachten eine Versickerung der Niederschlagsabflüsse ausgeschlossen: mittlerweile ist dieses Gebiet sehr weitgehend mit einem Mulden-Rigolen-System erschlossen und ca. 60-70% des Jahresniederschlages werden versickert. Selbstverständlich gibt es auch etliche Situationen, wo nach wie vor eine kanalgebundene

Entwässerung erforderlich ist. Um dies zu entscheiden sind aber entsprechende Voruntersuchungen erforderlich, die oftmals nicht durchgeführt werden.

Technische Regelwerk

Einen gewissen Anteil an der Nichtrealisierung hat auch das starre Regelwerk in der Bundesrepublik, insbesondere das ATV-Arbeitsblatt A128. Durch die Festschreibung eines einzigen Verfahrens (der Speicherung) als alleinige Methode zur Mischwasserbehandlung werden andere Alternativen im Zuge der Planung nicht berücksichtigt. Da das Mischwasserproblem einen der größten Investitionsposten in der Stadtentwässerung darstellt, wurde durch diese starre Regelung die kostenneutrale Umsetzung in einem wichtigen Handlungsfeld unterbunden. Im Bereich der Trennsysteme existieren zur Zeit überhaupt keine allgemeinen Anforderungen an die Behandlung der Abflüsse. In Gebieten wo weitergehende Anforderungen an die Regenwasserbehandlung gestellt werden, z. B. in Berlin, setzen sich dezentrale Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen verstärkt durch.

Honorarordnung (HOAI)

Ein weiterer Grund könnte auch die geltende Honorarordnung (HOAI) sein. Es ist leider so, dass sich die Honorierung einer Planung im wesentlichen an den Baukosten orientiert. Eine Kosteneinsparung bei gleichzeitig höherem Planungs- und Abstimmungsaufwand stößt damit bei den Planern nicht auf großes Interesse. Neue Instrumente der HOAI wie das Erfolgshonorar sind zwar theoretisch in der Lage hier Abhilfe zu schaffen, sie finden aber in der Praxis kaum Anwendung. Der Grund hierfür liegt sicherlich u.a. daran, dass das Bezugsniveau für das Erfolgshonorar in der HOAI nicht konkret bestimmt ist.

Unverbindliche Formulierungen in Regelwerken, Rahmenplänen oder Rechtsvorschriften

Ohne Zweifel ist auch die Unverbindlichkeit von Forderungen in Regelwerken, Rahmenplänen oder Rechtsvorschriften ein weiterer Grund. Die bestehenden Instrumente der großräumigen Planung beinhalten konkrete Zielvorgaben für einzelne große Maßnahmen, wie z. B. zulässige Ablaufwerte für Kläranlagen. Genauso konkret müssen die Vorgaben für flächenhafte Maßnahmen, wie z. B. die zulässige Abflussspende aus einem Siedlungsgebiet sein.

Wahrscheinlich sind alle genannten Gründe mehr oder weniger für das Defizit bei der Realisierung von Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen verantwortlich. Allen Argumenten kann mit mehr Information begegnet werden. Und damit ist nicht nur allgemeine Information, z. B. über wasserwirtschaftliche Vorteile der Versickerung, gemeint, sondern vielmehr als bisher die Information mit lokalem Bezug. Es sind Karten erforderlich, die für eine bestimmte Fläche konkret ausweisen, was möglich ist und was nicht.

3.3 Niederlande

3.3.1 Vorbemerkung

Die Erkenntnisse über die Praxis der Regenwasserbewirtschaftung in den Niederlanden resultierten im wesentlichen aus einem „*Vergleich des deutschen und niederländischen Standards, der Technik und der Kosten bei der Niederschlagswasserableitung und -behandlung*“. Dieses Projekt wurde von der Ingenieurgesellschaft Prof. Dr. Sieker mbH, Dahlwitz-Hoppegarten im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft, Nordrhein-Westfalen gemeinsam mit dem niederländischen Ingenieurbüro DHV aus Amersfoort bearbeitet [IPS & DHV, 1998].

3.3.2 Allgemeines

In den Niederlanden sind die sogenannten Waterschaps für die Wasserqualität und die Wasserquantität aller Oberflächengewässer in ihrem Bereich verantwortlich. Insgesamt bestehen ca. 60 Waterschaps in den Niederlanden. Die Grenzen dieser Verbände orientieren sich an den natürlichen Einzugsgebietsgrenzen der Fließgewässer. Dagegen ist die Gemeinde für die Sammlung und den Transport des Abwassers zum Übergabepunkt verantwortlich. Der Übergabepunkt ist meistens ein Pumpwerk, das zur Waterschap gehört. Der Transport zur Kläranlage und die Kläranlage selbst gehört ebenfalls zur Waterschap. Diese Teilung ist vergleichbar mit der Handhabung z. B. im Verbandsgebiet der Emschergenossenschaft oder dem Abwasser Verband Saar (AVS) im Saarland.

Das Pendant zur deutschen ATV ist die Stiftung RIONED, ein kooperative Organisation von öffentlichen und gewerblichen Institutionen. Aufgaben und Ziele von RIONED sind hauptsächlich [RIONED, 1999]:

- Stärkung des öffentlichen Interesses für die Stadtentwässerung
- Sammlung und Verbreitung von Know-how,
- Entwicklung kostensparender Techniken und Methoden,
- Koordination von Forschungstätigkeiten mit dem Ziel der Abstimmung, Veröffentlichung von Ergebnissen und der beruflichen Weiterbildung

Die RIONED-Stiftung gibt außerdem Leitlinien z. B. für die hydraulische Leistungsfähigkeit von Kanalnetzen (Modul C2100) heraus. Dieses Regelwerk hat aber bei weitem nicht den Umfang des deutschen Regelwerks (ATV, DVWK).

Das niederländische Normungsinstitut (Nederlands Normalisatie Instituut, NNI) erarbeitet und pflegt Normen die auch Aspekte der Siedlungswasserwirtschaft umfassen. Entsprechend der deutschen Praxis (DIN) werden EN-Normen in das niederländische Normungswerk übernommen, z. B. die NEN-EN 752.

3.3.3 Rechtliche Vorgaben zum Gewässerschutz

Die Gemeinde benötigt für jeden Überlauf und Auslauf eine Genehmigung auf der Grundlage des Gesetzes Wvo (Wet verontreiniging oppervlaktewater). Jede Gemeinde ist

verpflichtet, die in diesem Gesetz genannten Mindestanforderungen (basisinspanning) im Jahre 2002 zu erreichen.

Diese Mindestanforderung ist aus einer Referenzsituation abgeleitet und basiert auf den Schmutzemissionen des Kanalnetzes, deshalb auch "Emissionspur" genannt. Alle Kosten für die Einhaltung dieser Anforderung trägt die Gemeinde. Die Referenzsituation wird an die Situation der gesamten Gemeinde angepasst. Beispielsweise muss nicht jeder individuelle Mischwasserüberlauf die Mindestanforderung einhalten, wenn die Gesamtheit aller Überläufe die Mindestanforderung erfüllt. Individuelle Überläufe dürfen aber keine Wasserqualitätsprobleme (wasserspur) ergeben.

Wenn die Mindestanforderung nicht ausreicht, tritt ein zweite Stufe in Kraft, die "wasserspur". Das ‚nicht reichen‘ wird in Wasserqualitätsstudien, Messungen und Wasser-gütesimulationen festgestellt, wobei auch andere Schmutzquellen aufgenommen werden. Die Referenz ist der gewünschte Zustand des Oberflächengewässers. Die zur Erfüllung dieses Zustandes maximalen Einleitwerte können als Grenzwerte betrachtet werden.

Die Kosten für diese Maßnahmen werden von der Waterschap in Höhe von bis zu 50% übernommen, wenn der Vorfluter eine besondere Funktion erfüllt. Eine Optimierung der gesamten Maßnahmen ist gängige Praxis. Alternative technische Maßnahmen, die nicht in der Mindestanforderung definiert sind, sind möglich.

Auf Grundlage der CUWVO VI-Empfehlungen hat jede Waterschap ihre eigenen spezifischen Interpretationen und Nuancierungen, auf denen die jeweiligen Entscheidungen basieren. In der Regel unterscheiden sich die Regeln für die einzelnen Waterschaps nicht wesentlich. Im folgenden werden die Grundsätze für die Waterschap Regge und Dinkel behandelt, die ein wenig von anderen Stellen in den Niederlanden abweichen können.

3.3.4 Hydraulik

Die Gemeinde ist verantwortlich für das Kanalnetz und kann prinzipiell die Leistungsfähigkeit frei definieren. In Anlehnung an die EN 752 wird jedoch meistens eine Leistungsfähigkeit (Überstauhäufigkeit) von 1 mal in 2 Jahren gewählt. Für Innenstädte, Gewerbegebiete und in steilen Gebieten kann eine höhere Sicherheit gewählt werden. Überflutung wird in den Niederlanden - wie in Deutschland als ein Überstau mit Schadensfolge definiert. Es wird Wert darauf gelegt, dass Erfahrungen aus dem Betrieb in die Planung von Sanierungsmaßnahmen einbezogen werden.

Der Nachweis erfolgt mit einer hydrodynamischen Kanalnetzberechnung mit einem Modellregen gemäß den Richtlinien ‚Leidraad Riolering‘ (Stiftung Rioned). Innerhalb dieser Richtlinien gibt es (landesweit gültige!) Modellregen mit verschiedenen Häufigkeiten (Frequenzen). Meist wird das Niederschlagsereignis 08 (Überschreitungshäufigkeit 1 mal in 2 Jahren) herangezogen. Der Sanierungsvorschlag wird in Absprache mit der Gemeinde erstellt. Es wird zwischen direkten Maßnahmen und Erweiterungen der einzelnen Kanäle bei Erneuerungsbedarf unterschieden.

3.3.5 Mischwasserbehandlung

Die Mindestanforderung für Mischwassersysteme wird über ein Referenznetz definiert. Dazu werden an das jeweilige Kanalnetz Referenzanforderungen gestellt. Diese allgemeingültigen Referenzanforderungen sind folgendermaßen definiert:

Referenzanforderungen

- 7 mm im Netz zu speichernde Abflusshöhe (70 m³/ha)
- 2 mm in Becken zu speichernde Abflusshöhe (20 m³/ha)
- 0,7 mm/h Pumpkapazität PÜK zur Kläranlage. (ca. 2 l/s ha)⁵
Der Trockenwetterabfluss ist in der Pumpkapazität enthalten
- Flächenanteile:
 - gepflasterte Straßen: 30%
 - geteerte Straßen: 20%
 - Steildächer: 40%
 - Flachdächer: 10%
 - unversiegelt kein Beitrag
- 588 mm/Jahr Oberflächenabfluss (= 75 % des Jahresniederschlages von 784 mm)
- 50% Absetzrate in Mischwasserbecken

Mit diesen Referenzanforderungen wird für das jeweilige Kanalnetz eine hydrodynamische Langzeitseriensimulation durchgeführt. Die Berechnung basiert auf einer landesweit gültigen Regenreihe (10 Jahre) und berücksichtigt *alle* Ereignisse, die einen Überlauf zur Folge haben. Die Simulation eines Ereignisses dauert bis zur Entleerung des Systems. Auch der Trockenwetterabfluss wird in der Simulation mit einer Standardverteilung über den Tag berücksichtigt. Am Ende dieser Simulation ist für jeden Überlauf das Volumen, die Dauer und die Abflussintensität für die simulierte 10-jährige Periode bekannt.

Die Schmutzfrachtberechnung basiert auf dem hydrodynamisch berechneten Überlaufvolumen. Das Überlaufvolumen wird mit einer festen Konzentration für jeden Schmutzparameter multipliziert. Unterschieden wird zwischen einer mittleren Schmutzfrachtkonzentration für die zu ermittelnde Jahresfracht und einer Spitzenschmutzfrachtkonzentration für Einzelereignisse:

- BSB Jahresmittel = 50 mg/l
- BSB Spitze = 100 mg/l
- CSB Jahresmittel = 200 mg/l
- CSB Spitze = 400 mg/l

Eine Berechnung nach der Zwei-Komponenten-Methode, wie in Deutschland üblich, erfolgt in den Niederlanden nicht. Die Schmutzfrachtberechnung ergibt eine Referenzsituation, die als Grundlage für einen Variantenvergleich dient.

⁵ Dieser Wert liegt i.a. deutlich über dem 2-fachen Trockenwetterabfluß

Im Projekt Gronau/Losser wurde die beschriebene Vorgehensweise auf die Gemeinde Losser (gelegen an der deutsch-niederländischen Grenze am Fluss Dinkel) angewendet [IPS & DHV, 1998]. Es ergab sich folgende Referenzsituation:

- Mischwasserentlastung = 47 mm/Jahr, das entspricht einer Entlastungsrate von 8 % (!!)
- Überlauf (Einzelereignis- $n=0.5$) = 17 mm
- BSB-Emission = 11,75 kg/Jahr/ha
- BSB Spitzenemission ($n=0.5$) = 8,5 kg/ha
- CSB- Emission = 47,0 kg/Jahr/ha
- CSB Spitzenemission ($n=0.5$) = 34 kg/ha

Multipliziert mit der derzeit angeschlossenen Fläche ergeben sich damit die derzeit zulässigen Emissionen für das Kanalnetz der Gemeinde Losser.

Es gibt keine Vorschrift über die anzuwendenden Verfahren für die Einhaltung dieser Anforderungen. Es ist nur die Referenz-Emission nachzuweisen. Alle Maßnahmen zum Erreichen des Emissionszieles sind erlaubt. Für jede untersuchte Variante wird eine Schmutzfrachtberechnung durchgeführt und mit der vorberechneten Referenzsituation sowohl hinsichtlich der Jahresfracht als auch der Spitzenfracht des einzelnen Überlaufereignisses verglichen.

3.3.6 Vorgaben für Neuplanungen

Für Neubau eines Netzes ist das „verbesserte Trennverfahren“ anzuwenden (Abb. 4). Konventionelle Mischsysteme sind für Neubaugebiete nicht mehr zulässig! Unter verbessertem Trennverfahren wird allerdings etwas anderes verstanden als in Deutschland. Folgende Anforderungen sind beim verbesserten Trennverfahren einzuhalten:

- 4 mm Speicherraum im Regenwassernetz ($40 \text{ m}^3/\text{ha}$)
- 0,3 mm/h gedrosselte Regenwasserableitung in das Schmutzwassernetz. ($0,85 \text{ l/s ha}$)

3.3.7 Dezentrale Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen

Flächenabkopplung (Afkoppelen) ist in den Niederlanden noch relativ neu, aber der Enthusiasmus ist groß [IPS & DHV, 1998]. Die Stiftung Rioned hat zu diesem Thema eine Leitlinie mit dem Titel „Aandachtspunten aan en Afkoppelen verharde Oppervlakken“ (Anmerkungen zur Abkopplung befestigter Oberflächen) herausgegeben.

Viele Gemeinden benutzen Abkopplungen als alternative Maßnahme, um die Mindestanforderung zu erreichen. Auch die wasserwirtschaftlich zuständigen Landesbehörden tendieren zu Abkopplungsmaßnahmen. Es wird erwartet, dass sich dieser Trend verstärkt. Es gibt auch eine Tendenz, Studien bezüglich des vorhandenen Abkopplungspotenzials durchzuführen. Dabei wird nicht nur das Abkoppeln berücksichtigt, sondern auch eine Gesamtoptimierung des Abwassersystems vorgenommen.

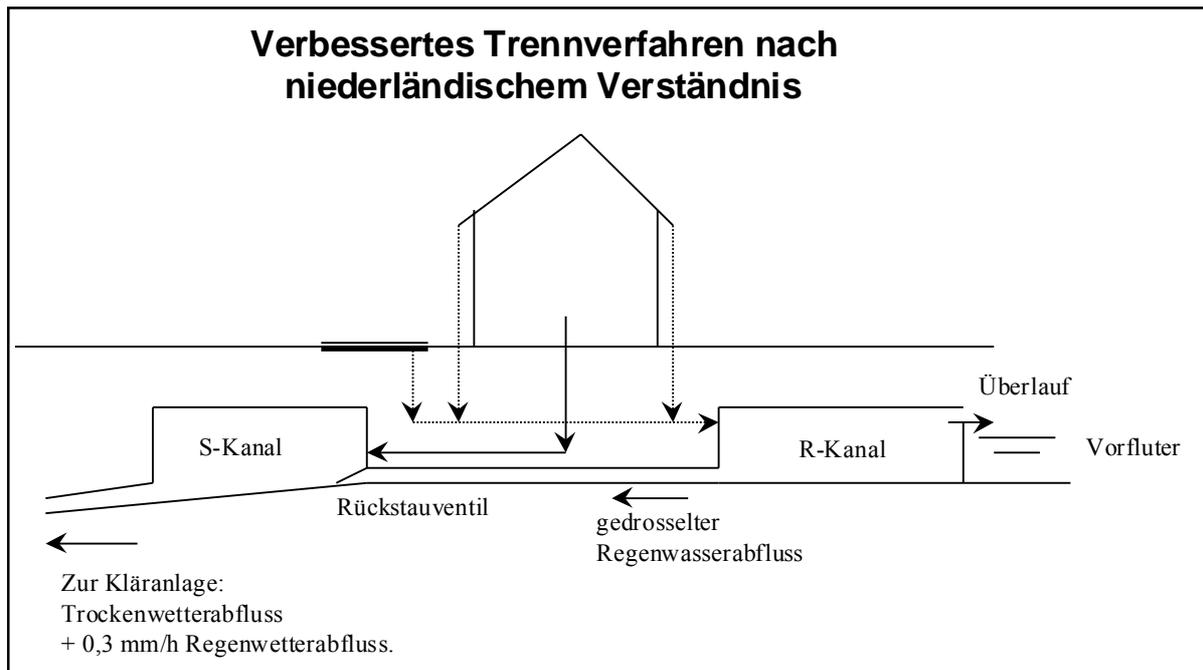


Abb. 4: Verbessertes Trennsystem nach niederländischem Verständnis

3.4 Vereinigte Staaten von Amerika

3.4.1 Allgemeines

Bei einer Recherche zum Thema „Stormwater Management“ kann man nur zu dem Schluss kommen: Stormwater Management ist z. Zt. ein großes Thema in den USA! Es gibt eine Vielzahl von Büchern und sonstigen Veröffentlichungen. Eine Internetsuche zu diesem Stichwort ergibt (Anfang 1999) ca. 23.000 Ergebnisse, eine Suche unter dem deutschsprachigen Begriff „Regenwasserbewirtschaftung“ gerade einmal 100 Treffer - und die Gründe hierfür liegen nicht allein in der weiteren Verbreitung des Internets. Es handelt sich dabei nicht nur um wissenschaftliche Veröffentlichungen sondern auch um Behördeninformationen oder Projektbeispiele.

Die Aktualität des Themas Regenwasserbewirtschaftung beruht auf der Erkenntnis, das nach der weitgehenden Fertigstellung von Kläranlagen, niederschlagsbedingte Schadstoffeinträge mittlerweile eine maßgebende Quelle der Gewässerverschmutzung darstellen. Als Grund hierfür wird die Praxis der strikten Niederschlagswasserableitung in der Vergangenheit gesehen. Die Kosten der Einführung einer ordnungsgemäßen Behandlung des Niederschlagswasser im Trenn- und Mischsystem werden für die USA mit ca. 300 Milliarden US\$ veranschlagt [FIELD, 1993].

3.4.2 Rechtliche Vorgaben

Rechtliche Basis für die Regenwasserbewirtschaftung in den USA ist der „Clean Water Act (CWA)“. Dieses Gesetz ist ein Nachtrag zum „Federal Water Pollution Control Act“, in dem die Grundlagen für die Einleitung von Schadstoffen in Gewässer festgelegt sind. Konkrete Bestimmungen werden aufbauend auf diesem Gesetz von den einzelnen

Bundesstaaten festgelegt. Daneben hat die EPA (Environmental Protection Agency) eine gewisse Richtlinienkompetenz.

3.4.3 Gewässerschutz (TMDL-Programm)

Im CWA ist für alle Gewässer „die Möglichkeit des Fischens und Schwimmens“ als Ziel formuliert. Mit „technology based methods“ konnte die Gewässerverschmutzung zwar weitreichend reduziert werden, dennoch konnte das gewünschte Ziel nicht für alle Gewässer erreicht werden [EPA,1999]. Die Umweltbehörde des Bundesstaates Michigan formuliert das Problem folgendermaßen [MIDEQ, 1998]:

“Point source technology-based controls alone are not adequate to achieve and maintain water quality standards in areas of the state and portions of the Great Lakes.”

Diese Einschätzung findet sich an vielen Stellen in der US-amerikanischen Literatur und scheint Konsens zu sein. Um das im CWA formulierte Ziel dennoch zu erreichen, ist das Werkzeug des Total Maximum Daily Load (TMDL, Höchstgrenze der gesamten täglichen Schadstoffbelastung) Programms eingeführt worden. Das TMDL-Programm ist eine Studie, die:

- die Größe der Schadstoffbelastung in einem Gewässer quantifiziert,
- die Quellen dieser Verschmutzung identifiziert (Punkt- und diffuse Quellen) und
- Regularien und andere Maßnahmen zum Erreichen des Ziels empfiehlt.

Alle 2 Jahre muss jeder Bundesstaat der EPA die Gewässer mitteilen, die „potenziell“ eine unzureichende Wasserqualität aufweisen (Water Quality Limited Segments, WQLS's) und für die dann TMDL-Programme aufzulegen sind. Die Kriterien, ob ein Gewässer in diese Kategorie fällt, werden von der EPA und dem jeweiligen Bundesstaat festgelegt. In Michigan beispielsweise sind prinzipiell für alle Gewässer, in die Mischwasserentlastungen vorgenommen werden, TMDL-Programme aufzulegen. Die meisten Bundesstaaten haben bereits TMDL-Programme aufgelegt. In den Staaten, die bisher keine eigene Programme aufgelegt haben, ist die EPA selbst tätig geworden.

Die EPA hat zur Unterstützung der Bundesstaaten einen Leitfaden zur Bearbeitung von gewässerqualitätsorientierten TMDL-Programmen herausgegeben [EPA, 1991]. Dieser Leitfaden gliedert sich in allgemeine Erläuterungen zur immissionsorientierten Betrachtungsweise und konkrete Handlungsempfehlungen für die Projektabwicklung eines TMDL. Die Struktur des immissionsorientierten Ansatzes ist in Abb. 5 dargestellt. Danach sind 5 Schritte vorgesehen:

Schritt 1: Identifizierung der Gewässer mit unzureichender Qualität

Schritt 2: Festlegung einer Prioritätenreihenfolge

Schritt 3: Entwicklung des TMDL-Programms

Schritt 4: Durchführung des Maßnahmenprogramms bestehend u.a. aus der Erteilung von Einleitgenehmigungen und der Aktualisierung von Maßnahmenplänen

Schritt 5: Erfolgskontrolle u.a. durch ein Monitoring der Gewässerqualität.

Die TMDL ist somit eigentlich nur ein Baustein eines an der Gewässerqualität orientierten Vorgehens. Wichtig ist, dass die Einleitbeschränkungen, die aus der TMDL resultieren, nicht die bisher gültigen emissionsorientierten Anforderungen an eine Abwasserbehandlung ersetzen, sondern sie lediglich ergänzen. Insofern stellt das Konzept der TMDL einen kombinierten Ansatz ähnlich der EU-Wasserrahmenrichtlinie dar. In der Regel bewirken die neuen Einleitgenehmigungen allerdings meist eine Verschärfung der bisherigen Praxis.

Im zweiten Abschnitt des Leitfadens werden Hinweise zur Entwicklung und Implementierung eines TMDL gegeben. Danach umfasst ein TMDL-Programm im Regelfall folgende Arbeitsschritte:

- Auswahl der zu berücksichtigende Schadstoffe,
- Abschätzung der „Aufnahmekapazität“ des Gewässers,
- Abschätzung der gesamten Schadstofffracht, die in das Gewässer eingeleitet wird,
- Bestimmung der zulässigen Schadstofffracht im Gewässer,
- Aufteilung der zulässigen Schadstofffracht auf die verschiedenen Schadstoffquellen, so dass das gewünschte Gewässerqualitätsziel erreicht wird,

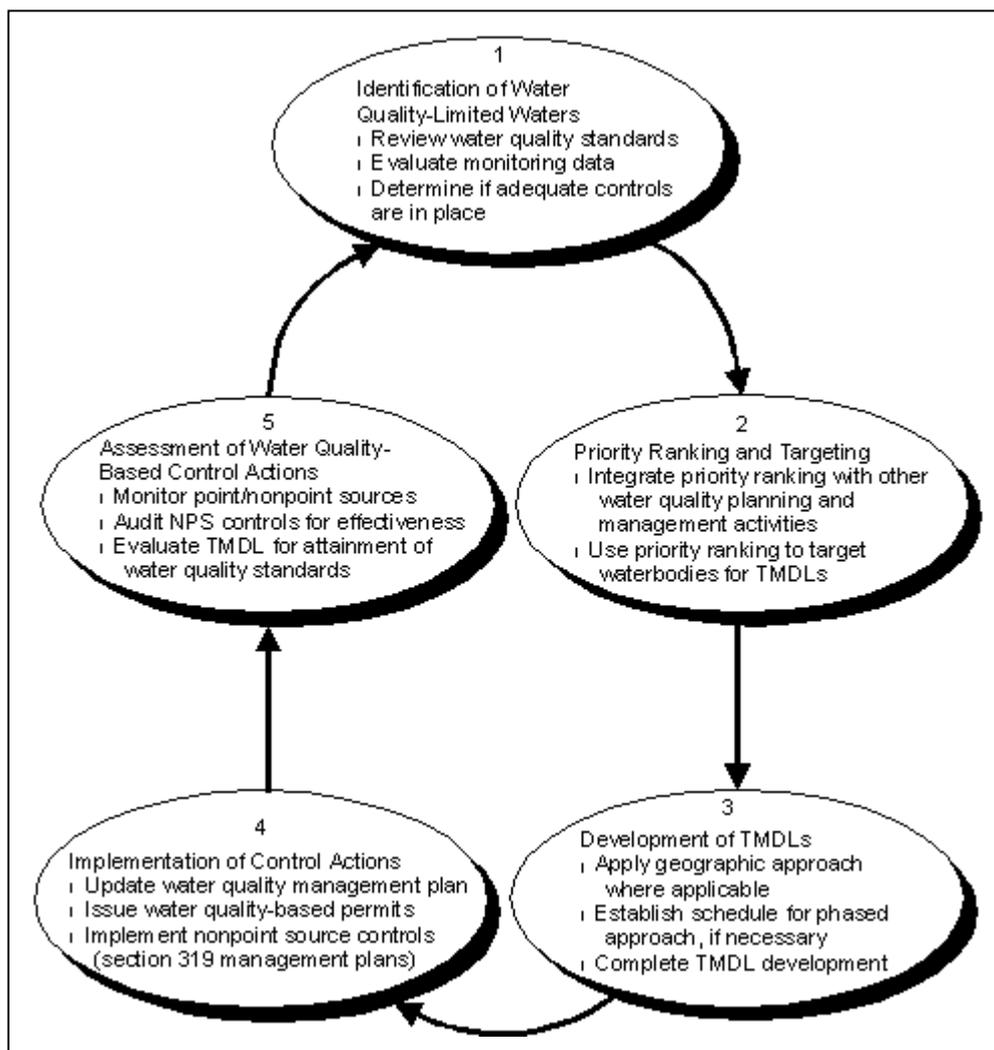


Abb. 5: Ablaufschema TMDL [EPA, 1991].

Im Leitfaden der EPA werden weiterhin folgende Punkte geregelt:

- die Programme sollen sich an den Einzugsgebietsgrenzen der Gewässer orientieren (Watershed approach),
- die TMDL setzt sich zusammen aus Punkt-, diffusen und Hintergrundquellen sowie einer Sicherheitsmarge.
- zur Ermittlung der TMDL sind Simulationsmodelle (Gewässergüte, N-A-Modelle) einzusetzen. Die EPA stellt hierfür zusammen mit dem „Center for Exposure Assessment Modeling (CEAM)“ verschiedene Modelle (QUAL, SWMM, HSPF, WASP, etc.) zur Verfügung,
- das TMDL-Programm ist der EPA vorzulegen und genehmigen zu lassen.

Für die einzelnen Arbeitsschritte gibt es weitere technische Anleitungen. Auch auf andere Gesetze und Programme (s.u.) wird hingewiesen. Ein separater Abschnitt ist den Zuständigkeiten gewidmet. Beispiele für TMDL-Programme sind im Internet (www.epa.org) veröffentlicht.

3.4.4 Mischwasserbehandlung (NPDES Program: Combined Sewer Overflows)

Die EPA hat 1994 eine Richtlinie zum Umgang mit Mischwasserentlastungen herausgegeben [EPA 1994]. Diese Richtlinie für sich ist nicht verbindlich, sondern wurde gemeinsam mit Kommunen, Umweltverbänden und anderen Beteiligten als Konsenspapier zur Bekämpfung eines „maßgeblichen Umweltproblems“ erarbeitet. Durch die Einführung der TMDL-Programme hat sie dennoch eine gewisse Verbindlichkeit. Die Richtlinie zielt darauf ab, den Betreibern ein flexibles Werkzeug zu liefern, welches den lokalen Standortbedingungen und den finanziellen Möglichkeiten gerecht wird. Die EPA erwartet, dass mit dieser flexiblen Richtlinie signifikante Kostenvorteile gegenüber einer Standardlösung („one-size-fits-all-approach“) erreicht werden können.

Die Anforderungen an die Mischwasserbehandlung gemäß dieser Richtlinie gliedern sich in zwei Phasen. Die zu erteilenden Genehmigungen sind dementsprechend ebenfalls in zwei Phasen auszustellen. Die erste Phase gliedert sich in 9 Punkte (Nine-Minimum-Controls):

1. Ordentlicher Betrieb des Kanalnetzes und der Mischwasserentlastungsbauwerke,
2. Maximale Ausnutzung des Kanalstauraums,
3. Überprüfung und Modifikation der Vorreinigungseinrichtungen,
4. Maximierung (im Rahmen des Möglichen) des Kläranlagenzulaufes,
5. Verbot von Mischwasserentlastungen im Trockenwetterfall,
6. Rückhalt von absetzbaren und Schwimmstoffen im Entlastungsbauwerk,
7. Verschmutzungsvorsorge u.a. an der Oberfläche,
8. Öffentlichkeitsarbeit um Aufmerksamkeit für die Mischwasserproblematik zu erreichen
9. Errichtung eines Monitoring-Systems zur Überprüfung der Entlastungstätigkeit

Die Anforderungen der ersten Phase waren von den Kommunen für alle Überläufe bis Ende 1996 zu erfüllen. Als zweite Phase ist von den Kommunen ein Langzeitprogramm zu

erarbeiten und umzusetzen. Dieses Langzeitprogramm soll sich an den lokalen Gegebenheiten orientieren und ist mit der Genehmigungsbehörde abzustimmen. Die Inhalte des Langzeitprogramms können wie folgt zusammengefasst werden:

1. Untersuchung des Ist-Zustandes, bestehend aus Datenerfassung, Durchführung von Messungen und einer Langzeitsimulation.
2. Öffentlichkeitsarbeit
3. Ausweisung sensibler Gebiete
4. Erarbeitung von Alternativlösungen
5. Kosten-Nutzen-Analyse
6. Erstellung eines Betriebsplans
7. Untersuchungen zur Maximierung der Mischwasserbehandlung auf der Kläranlage
8. Zeitplan für die Umsetzung
9. Erstellung eines Monitoring-Programms

Interessant sind die näheren Ausführungen zu Punkt 4 „Erarbeitung von Alternativlösungen“. Die EPA fordert, dass der Plan eine „vernünftige“ Anzahl von Alternativlösungen enthält. Dazu sollten die sogenannte Null-Emissions-Variante, Varianten mit Überlaufhäufigkeiten von $n=1,3,4-7$ und $8-12$ pro Jahr und verschiedene Beschickungen der Kläranlage gehören. Diese Herangehensweise trägt der Immissionsbetrachtung Rechnung. In Verbindung mit den zugehörigen Kosten ergibt sich die Kosten-Nutzen-Analyse.

Für den eigentlichen Nachweis hat die Kommune zwei Möglichkeiten. Die erste Möglichkeit („presumption approach“) besteht darin, eine der folgenden Kriterien zu erfüllen:

1. Nachweis einer Überlaufhäufigkeit von nicht häufiger als 4 mal pro Jahr.
2. Behandlung von mindestens 85% des Mischwasserabflusses während Niederschlagsereignissen (im Jahresmittel und „systemweit“), d. h. eine Entlastungsrate von 15% ist nachzuweisen
3. Entfernung der Schadstoffmenge aus dem Überlauf durch andere Maßnahmen, die dem zweiten Kriterium entspricht.

Die zweite prinzipielle Möglichkeit („demonstration approach“) besteht darin, nachzuweisen, dass die folgenden Bedingungen in Gänze erfüllt sind:

1. durch die Mischwasserbehandlung werden die Gewässerqualitätsziele des Clean Water Acts (CWA) eingehalten (unter Berücksichtigung sonstiger Schadstoffquellen),
2. die geplante Mischwasserbehandlung verhindert nicht das Erreichen des Gewässerqualitätsziels
3. die geplante Mischwasserbehandlung liefert bei vertretbarem Aufwand die maximal mögliche Schadstoffreduktion
4. die geplante Mischwasserbehandlung ist kostengünstig aufrüstbar, falls die Gewässerqualitätsziele nicht eingehalten werden können.

Ähnlich dem TMDL-Programm stellt die EPA Leitfäden, Simulationsmodelle, Workshops, etc. zur Schulung von Behörden und Planern zur Verfügung.

3.4.5 NPDES Stormwater Program

Gemäß dem „Clean Water Act“ ist es jedermann untersagt, Schadstoffe in ein Gewässer einzuleiten, es sei denn, es liegt eine NPDES-Genehmigung (National Pollution Discharge Elimination System) vor. Für Regenwassereinleitungen aus Trennsystemen wurde dies jedoch bisher scheinbar nicht praktiziert.

Im Zuge des NPDES Stormwater Programs soll dies geändert werden. Das Programm läuft derzeit in der Phase I, in der alle Kommunen mit mehr als 100.000 Einwohnern und Industrieflächen größer 2 ha (5 acres) eine Einleitgenehmigung benötigen. Dies betrifft auch und vor allem bestehende Einleitungen. Die Einleitgenehmigungen sind mit Auflagen zur Regenwasserbehandlung versehen. Eine zweite, in der Vorbereitung befindliche Phase des Programms umfasst alle verbleibenden Einleitungen (mehrere Millionen).

3.4.6 Best Management Practices

Die oben genannten Programme fordern von den Einleitern Maßnahmen zur Verminderung der niederschlagsbedingten Schadstoffeinleitungen. In den Programmen wird jedoch ganz bewusst auf die Vorgabe bestimmter Verfahren verzichtet. Vielmehr wird die Anwendung von „Best Management Practices (BMP)“ - also Bewirtschaftungstechniken vorgeschlagen. Darunter werden sowohl technische als auch nicht-technische (structural and non-structural) Maßnahmen verstanden.

FIELD [1993], leitender Mitarbeiter der EPA, gibt einen Überblick über die verschiedenen BMPs bei der Regenwasserbewirtschaftung.

Maßnahmen an der Oberfläche (Land management)

- Flächennutzungsplanung (Land Use Planing)
- Natürliche Dränung, (Natural Drainage)
- Versickerungs- und Retentionsmaßnahmen (Multipurpose Detention/Retention)
- Gezielte Überflutung von Wiesen, Seitenstreifen oder Rinnstein (Major-Minor-Flooding)
- Abflussdrosselung am Straßeneinlauf (Controlled Stormwater Entry, Hydrobrakes)
- Poröse Pflasterungen (Porous Pavement)
- Straßenreinigung (Surface Sanitation)
- Bereitstellung von öffentlichen Papierkörben (Litter Control)
- Kontrolle der Verwendung von Chemikalien, z. B. beim Autowaschen (Chemical Control)
- Optimierter Einsatz von Taumitteln auch im privaten Bereich (Deicing practices)

Maßnahmen im Kanal (Collection system control)

- Entflechtung von Mischsystemen (Sewer separation),
- Fangbecken (Catchbasins), optimiert durch hydraulische Modellierung
- Kanalreinigung (Sewer Flushing)

- Herabsetzung der Wandreibung durch Polymer-Injektionen
- Stauraumbewirtschaftung (In-Sewer Storage)
- Vermaschung von Kanalnetzen (Sewer System Cross Connections)
- Abflusssteuerung (Flow Routing, Flow Regulators)
- Drosseln (Vortex Energy Dissipators, Rubber “Duck Bill” Tide Gate”)
- Wirbeldrosseln und andere Abscheideanlagen (Swirl and Helical Flow Regulators)
- Optimierter Betrieb von Kanalnetzen (Maintenance)
- Fremdwasserreduktion (Infiltration/Inflow Control)

Speichermaßnahmen

- Beton oder Erdbecken (Concrete tanks or earthen basins)
- Stauraumkanäle
- Absetzräume im Gewässer
- Haupt- oder Nebenschluss (Inline/Offline)

Reinigungsverfahren

- Physikalische /chemische Behandlung (Physical/chemical treatment)
- Biologische Behandlung (biological treatment)
- Desinfektion

Diese Liste zeigt, wie vielfältig Regenwasserbewirtschaftung in den USA verstanden wird. Es wird bewusst keine Wertung der Maßnahmen vorgenommen. Dies hat durch den planenden Ingenieur unter Berücksichtigung der lokalen Randbedingungen und des gewünschten Reinigungsziele zu erfolgen. Als Hilfsmittel zur Bewertung der verschiedenen BMPs stellt die EPA Handbücher (state-of-the-art-(SOTA)-reports, manuals of practice (MOP), compendiums) und Simulationsmodelle zur Verfügung. In der neueren Literatur sind etliche Beispiele für die Umsetzung von BMPs zu finden. Eine nähere Beschreibung der o.a. Maßnahmen erfolgt in 5

3.5 Schweiz

Die Belange des Gewässerschutzes und der Abwasserbeseitigung werden in der Schweiz durch das Bundesgesetz über den Schutz der Gewässer (Gewässerschutzgesetz, GSchG) in der aktuellen Fassung vom 24. Januar 1991 [GSCHG, 1991] geregelt.

Die Grundsätze des GSchG der Schweiz sind ähnlich „modern“ und umweltorientiert formuliert wie die Grundsätze des WHG. Im Detail bestehen jedoch einige interessante Unterschiede:

- Die Versickerung von Regenwasser wird explizit gefordert: „*Nicht verschmutztes Abwasser ist nach den Anordnungen der kantonalen Behörde versickern zu lassen*“.
- In der Schweiz sind die Kantone für die Erstellung öffentlicher Kanalisationen und zentraler Abwasserbehandlungsanlagen zuständig und nicht die Gemeinden. Dazu zählt

auch die überregionale Entwässerungsplanung: „*Die Kantone sorgen für eine kommunale und, soweit notwendig, für eine regionale Entwässerungsplanung*“.

- Anforderungen an die Wasserqualität und Vorschriften für die Einleitung von Abwasser in die Gewässer werden dagegen vom Bundesrat in Verordnungen festgelegt.

In den zugehörigen Verordnungen (Gewässerschutzverordnung- und Verordnung über Abwassereinleitungen) sind neben Einleitgrenzwerten (bezüglich Mischwasserentlastungen leider in sehr „schwammiger“ Form) auch konkrete Vorgaben für die Durchführung von Entwässerungsplanungen enthalten. Dabei wird zwischen der regionalen und der kommunalen Entwässerungsplanung unterschieden. Die regionale Entwässerungsplanung (REP) legt insbesondere fest:

- die Standorte der zentralen Abwasserreinigungsanlagen und die Gebiete, die daran anzuschließen sind;
- welche oberirdischen Gewässer in welchem Ausmaß für die Einleitung von Abwasser, insbesondere bei Niederschlägen, geeignet sind und
- die zentralen Abwasserreinigungsanlagen, bei denen die Anforderungen an die Einleitung verschärft oder ergänzt werden müssen.

Damit entspricht der REP in etwa dem deutschen Abwasserbeseitigungsplan. Interessant sind die Bestimmungen zur kommunalen Entwässerungsplanung. Folgende Formulierungen sind hierzu in der Gewässerschutzverordnung getroffen [GSCHV,1998]:

Die Kantone sorgen für die Erstellung von generellen Entwässerungsplänen (GEP), die in den Gemeinden einen sachgemäßen Gewässerschutz und eine zweckmäßige Siedlungsentwässerung gewährleisten,

und:

Der GEP legt mindestens fest:

- a) die Gebiete, für die öffentliche Kanalisationen zu erstellen sind;*
- b) die Gebiete, in denen das von bebauten oder befestigten Flächen abfließende Niederschlagswasser getrennt vom anderen Abwasser zu beseitigen ist;*
- c) die Gebiete, in denen nicht verschmutztes Abwasser versickern zu lassen ist;*
- d) die Gebiete, in denen nicht verschmutztes Abwasser in ein oberirdisches Gewässer einzuleiten ist;*
- e) die Maßnahmen, mit denen nicht verschmutztes Abwasser, das stetig anfällt, von der zentralen Abwasserreinigungsanlage fernzuhalten ist;*
- f) wo, mit welchem Behandlungssystem und mit welcher Kapazität zentrale Abwasserreinigungsanlagen zu erstellen sind;*
- g) die Gebiete, in denen andere Systeme als zentrale Abwasserreinigungsanlagen anzuwenden sind, und wie das Abwasser in diesen Gebieten zu beseitigen ist.*

Damit steht ein rechtlich fundiertes Instrument zur integrierten Planung von entwässerungstechnischen Maßnahmen zur Verfügung. Ein vergleichbares Instrument existiert in Deutschland nicht.

Für die Aufstellung eines GEP hat der Verband Schweizerischer Abwasserfachleute (VSA) bereits 1989 eine „Richtlinie für die Bearbeitung und Honorierung“ herausgegeben [VSA, 1989]. In dieser interessanten Broschüre, die sowohl Auftraggebern als auch Genehmigungsbehörden und Ingenieuren als Leitfaden dient, werden:

- die Grundsätze einer (umweltgerechten) Entwässerungsplanung,
- die Grundsätze der Projektbearbeitung,
- die Aufgaben der Gemeinden,
- die Projektgrundlagen ,
- die Projektbearbeitung und
- die Honorierung

im Zusammenhang mit der Erstellung eines GEP angesprochen. Ein detaillierte Wiedergabe des Inhaltes der Richtlinie würde den Rahmen dieser Arbeit sprengen. Um wenigstens die Intention wiederzugeben, folgen einige Zitate aus dem Text:

- Mit zunehmender Überbauung der Bauzonen zeigen sich die negativen Folgen der heutigen Entwässerung immer deutlicher. Die Versiegelung der Oberflächen führt bei Starkregen zu extremen Abflussspitzen in den Gewässern. Dies erfordert den Ausbau der von Fließgewässern. Gleichzeitig wird die Infiltration ins Grundwasser vermindert.
- Bei der differenzierten Entwässerung sollten nur diejenigen Abwässer abgeleitet werden, die im Einzugsgebiet nicht schadlos versickert werden können. Daneben sollen Retentionsmöglichkeiten genutzt werden, um die Abflussspitzen zu verringern.
- Die Planung von Entwässerungsanlagen befindet sich heute weltweit in einem Umbruch. Es werden neue Elemente und Überlegungen in die Siedlungswasserentwässerung eingeführt und vermehrt auch neue Arbeitsmittel und Arbeitsmethoden eingesetzt. Dies bedingt umfassendere und detailliertere Arbeitsunterlagen als bisher. Es ist selbstverständlich, dass damit auch die fachlichen Anforderungen an den Projektverfasser wesentlich steigen.
- Der Ingenieur ist für die Wahl der richtigen Methode und für die technische Gestaltung der Lösung verantwortlich. Er kann jedoch nicht für die Festsetzung des Zielzustandes verantwortlich sein.
- Der Projektverfasser braucht eine Auswahl von bewährten, einfachen und billigen Methoden zur Lösung von einfachen Dimensionierungsaufgaben bis hin zu komplizierten und teuren Methoden, die für die Simulation von bestimmten Ereignissen in schwierigen Entwässerungsnetzen geeignet sind.

3.6 Vergleichende Auswertung

3.6.1 Hydraulische Sicherheit von Kanalnetzen

In der Europäischen Union ist die erforderliche hydraulische Leistungsfähigkeit von „Entwässerungssystemen außerhalb von Gebäuden“ durch die Euro-Norm EN 752 durch die Vorgabe von *Überflutungshäufigkeiten* mittlerweile einheitlich geregelt. In Deutschland und den Niederlanden wurden daraus für den jeweiligen nationalen Bereich *Überstauhäufigkeiten* zwischen $n=0.5$ und $n=0.1$ abgeleitet (s. Abschnitt 4.4). Im angelsächsischen Raum (Großbritannien, USA, Kanada, Australien) sind durchaus noch geringere Überstauhäufigkeiten üblich [VERWORN, 1998]. In der Schweiz erfolgt i.a. eine Bemessung auf eine Überstauhäufigkeit von $n=0.1$ (PECHER, 1991b). Das Bemessungs- bzw. Nachweisverfahren ist in Deutschland nicht verbindlich festgelegt. Zwar wird im Entwurf des neuen A118 die Anwendung von Kanalnetzmodellen zumindest für Nachweise empfohlen, Pflicht ist dies jedoch nicht. In den Niederlanden sind dagegen hydrodynamische Kanalnetzberechnungen mit einem Modellregen obligatorisch.

3.6.2 Mischwasserbehandlung

Die Anwendung der niederländischen Richtlinien auf die deutsche Stadt Gronau zeigt, dass die Anforderungen an die Mischwasserbehandlung in den Niederlanden sehr viel weiter gehen als in Deutschland. Die mittlere Entlastungsrate liegt bei 6-8 % gegenüber 30-40% in Deutschland. Erreicht werden diese Werte durch die kombinierte Anwendung verschiedener Maßnahmen (Stauraumbewirtschaftung, Abkoppelung, Erhöhung der Kläranlagenbeschickung, Bau von Speicherbecken). Die Bemessung der Maßnahmen erfolgt durch hydrodynamische Langzeitsimulationen im Nachweisverfahren.

In den USA sind die Anforderungen ebenfalls weitergehender als bei uns. Erforderlich ist der Nachweis einer Überlaufhäufigkeit von maximal 4 mal pro Jahr oder die Behandlung von mindestens 85% des Mischwasserabflusses bzw. eine äquivalente Frachtreduktion durch alternative Maßnahmen. Auch hier ist ein modelltechnischer Nachweis erforderlich.

In Deutschland wird dagegen weiterhin an der Speicherung als alleiniger Mischwasserbehandlungsmethode festgehalten. Mittlerweile sind ca. 15.000 Mischwasserbecken gebaut worden, mehr als in der gesamten restlichen Welt [BROMBACH, 1997b]. Selbst in den gesamten USA existieren nicht mehr als 1.000 „CSO-Tanks“. Die Bemessung von Bauwerken mit Investitionssummen im Bereich mehrerer Millionen Mark wird in Deutschland nach wie vor mit Handrechenverfahren durchgeführt, obwohl die Unzulänglichkeiten dieser Methode hinreichend bekannt sind. Nach [BROMBACH, 1997b] wären beim Festhalten an dieser Vorgehensweise weitere 35.000-50.000 Mischwasserbecken erforderlich, deren Kosten etliche Milliarden DM betragen und volkswirtschaftlich relevante Größenordnungen erreichen würden.

Mit der Novellierung des WHG besteht für das Bundesumweltministerium ausdrücklich die Möglichkeit, den Stand der Technik für die Abwasserbehandlung und damit für die

Mischwasserbehandlung per Verordnung festzulegen. Für die Mischwasserbehandlung ist dies bisher nicht geschehen. Hier besteht akuter Handlungsbedarf.

3.6.3 Regenwasserbehandlung

In den USA wird im Rahmen des NPDES Stormwater Program versucht, die Emissionen aus Regenwasserkanalisationen zu minimieren. Die Vorgaben für die notwendige Regenwasserbehandlung resultieren aus der immissionsorientierten Betrachtung des Gewässers (TMDL-Programm). Die Wahl der anzuwendenden Maßnahmen wird nicht beeinflusst.

In Deutschland existiert ein vergleichbares bundesweites Programm nicht. Die Entscheidung, ob eine Regenwasserbehandlung und mit welchem Verfahren erforderlich ist, wird im Einzelfall i. d. R. unter Berücksichtigung der Gewässerqualität entschieden. Im Vergleich zur der starren Regelung bei der Mischwasserbehandlung ist diese Einzelfallentscheidung zu bevorzugen.

3.6.4 Integrale Planung

In einer Stellungnahme zum Entwurf der EU-Wasserrahmenrichtlinie führt die ATV an, dass mit den integralen Ansätzen der EU-Wasserrahmenrichtlinie wissenschaftliches Neuland betreten wird [ATV, 1998]. Ein Blick in die USA zeigt jedoch, dass integrale Ansätze dort schon erfolgreich praktiziert werden (TMDL-Programm), von *wissenschaftlichem* Neuland kann also nicht die Rede sein. Auch in Europa werden integrale Ansätze seit längerem praktiziert. Ein geradezu klassischer Verfechter des Immissionsprinzips ist Großbritannien [SLIPPER, 1993]. In der Schweiz steht mit den GEP bereits seit fast 10 Jahren ein sehr gutes, rechtlich fundiertes Werkzeug für die integrierte Planung von Kanalnetz, Kläranlage und Gewässerschutz zur Verfügung.

Um die dargestellte Lücke zwischen Wunsch (Formulierungen im WHG bzw. den Landeswassergesetzen) und Wirklichkeit (derzeitige Generalentwässerungspläne) der Regenwasserbewirtschaftung in Deutschland zu schließen, könnte der Schweizer GEP als Vorbild dienen. Damit stünde ein rechtlich verbindliches Instrument zur Verfügung, das großräumig aber doch detailliert die Grundzüge der Regenwasserbewirtschaftung steuert. Als Bezeichnung für dieses Instrument wird Genereller Bewirtschaftungsplan Regenwasser (GBPR) bzw. Genereller Bewirtschaftungsplan Abwasser (GBPA), wenn sinnvollerweise eine Mitbetrachtung des Schmutzwasser erfolgt, vorgeschlagen. Dieser Begriff sollte die bisherigen Instrumente Generalentwässerungsplan und Abwasserbeseitigungsplan ersetzen bzw. vereinen.

Wenn gleichzeitig in die lokalen Flussgebiets-Management-Plänen der EU-Wasserrahmenrichtlinie ein Verfahren entsprechend dem amerikanischen TMDL-Verfahren implementiert würde, aus dem verbindliche Vorgaben für den GBPR hervorgingen, bestünde die Möglichkeit integrierte Gewässerschutzkonzepte zu erstellen und durchzusetzen.

3.6.5 Alternative Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen

Begriffe wie “Best Management Practices” oder Stormwater Management” in den USA oder die Handlungsempfehlungen zum GEP in der Schweiz zeigen, dass die ausschließliche Anwendung des Ableitungsprinzips mit den klassischen End-Of-Pipe-Lösungen mittlerweile international in Frage gestellt wird, bzw. ausgedient hat. Die Entwicklungen in Deutschland von der Entwässerung hin zur Regenwasserbewirtschaftung sind also keinesfalls eine überzogene Form des Umweltbewusstseins.

3.6.6 Fazit

Die in diesem Vergleich berücksichtigten Länder Niederlande, Schweiz und USA sind auf dem Gebiet der Siedlungswasserwirtschaft allgemein und der Regenwasserbewirtschaftung im besonderen sicherlich als sehr fortschrittlich zu bezeichnen. Ein Blick in die Liste der Referenten auf internationalen Konferenzen bestätigt diese Einschätzung. Selbstverständlich gibt es viele Staaten - auch in Westeuropa - die ein deutlich niedrigeres Niveau aufweisen. Die Bundesrepublik Deutschland reklamiert jedoch für sich einen sehr hohen Standard im Umweltschutz und muss sich deshalb an diesen Staaten messen lassen.

In der deutschen Bevölkerung herrscht die Meinung vor, dass Deutschland im Umweltschutzbereich international führend ist. Im Ausland wird dies teilweise anders gesehen. In einem Artikel der EUR-OP-News vom Verlagshaus der EU heißt es hierzu: *„Es wird weithin angenommen, das EU-Umweltrecht sei weniger streng als das der Mitgliedstaaten. In Deutschland z. B. hält man das eigene Umweltrecht für weiter entwickelt als das europäische, doch das Gegenteil ist der Fall“* [EUR-OP NEWS, 1997]. Die vorangegangene Recherche hat bestätigt, dass dies im Bezug auf die Regenwasserbewirtschaftung in Deutschland zutrifft.

4 Leitbilder, Ziele und Zielgrößen der Regenwasserbewirtschaftungsplanung

4.1 Überblick

Die Vorgabe von emissions- und/oder immissionsbezogenen Zielgrößen durch den Gesetzgeber dient dazu, bestimmte Qualitätsniveaus z. B. hinsichtlich der Gewässergüte oder des Grundwasserdargebotes zu erreichen. Grundlage der Formulierung von Zielgrößen muss die Definition von Leitbildern sein. Leitbilder dienen als Referenzzustand für die Beurteilung z. B. des Gewässerzustandes oder der Gewässerbelastung. Sie beschreiben nur den Idealzustand, nicht aber ein konkretes Sanierungsziel [SCHNEIDER, 1999]. Die Formulierung von Leitbildern ist nicht alleinige Aufgabe der Fachleute, sondern der Gesellschaft bzw. der Politik als Ganzes.

Für die Formulierung konkreter Zielgrößen ist die Vorgabe eines Entwicklungsziels erforderlich. Im Gegensatz zum Leitbild werden hier technische Möglichkeiten und Kosten-Nutzen-Aspekte berücksichtigt. In diesem Sinne ist die Vorgabe des guten ökologischen Zustandes für alle Gewässer in der EU-Wasserrahmenrichtlinie ein Entwicklungsziel. Der Nachweis, ob ein Entwicklungsziel erreicht worden ist, kann nur durch eine immissionsorientierte Betrachtung - Messung oder Modellierung - erbracht werden. Aus einer immissionsbezogenen Betrachtung können emissionsorientierte Zielgrößen resultieren.

Die Unterscheidung von emissions- und immissionsbezogenen Zielgrößen bezieht sich bislang im Wesentlichen auf Aspekte der Wasserqualität. Bei der Planung von Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen steht jedoch oft die Entwässerungssicherheit im Vordergrund. Dies gilt sowohl für Ableitungssysteme, Versickerungsanlagen oder Speichermaßnahmen wie z. B. Regenrückhaltebecken. Auch bei diesen quantitativen Aspekten lassen sich Zielgrößen bzw. Herangehensweisen unterscheiden, die auf integralen Betrachtungen beruhen (Grundwasserneubildung, Hochwasserabflussspenden) und solche, die eher für das einzelne Objekt gelten (z. B. Überstauhäufigkeiten).

Dieses Kapitel versucht, die Vielfalt der Zielgrößen in Bezug auf die Regenwasserbewirtschaftung zu erfassen. Dabei werden sowohl die Zielgrößen berücksichtigt, die bereits in der Praxis eine Rolle spielen, als auch solche, die mit einer integralen Betrachtung eingeführt werden müssten. Zielgrößen bestimmen ganz entscheidend die Wahl der zur Anwendung kommenden Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen. Bei Anforderungen an die Regenwasserreinigung ist dies offensichtlich, es gilt aber auch in quantitativer Hinsicht.

4.2 Leitbilder für die Regenwasserbewirtschaftung

Am Anfang jeder wasserwirtschaftlichen Planung steht eine Formulierung der Planungsgrundsätze. Beispielsweise muss bei der Neuplanung eines Regenwasserkanals die Überlaufhäufigkeit und damit der „Entwässerungskomfort“ vorgegeben werden. Bei übergeordneten Planungen, wie z.B. einem Bewirtschaftungsplan, ist es eine angestrebte Gewässerqualität oder eine gewünschte Sicherheit gegen Überflutungen.

Diese Planungsgrundsätze wiederum sollten sich an „*übergeordneten, richtungsweisenden, und allgemein formulierten Zielvorstellungen und Grundsätzen*“ orientieren, nach FÜRST [1989] die Definition für den Begriff „Leitbild“. Das Attribut „*allgemein formuliert*“ setzt dabei einen gesellschaftlichen Konsens über das Leitbild voraus. Leitbilder können somit nicht von Experten alleine aufgestellt werden.

Im Allgemeinen müssen Leitbilder sowohl nutzungsorientierte als auch ökologische Belange berücksichtigen und möglichst in Einklang bringen. ESSER [1997] formuliert deshalb den Begriff des integrierten Leitbildes (s. Abb. 6).

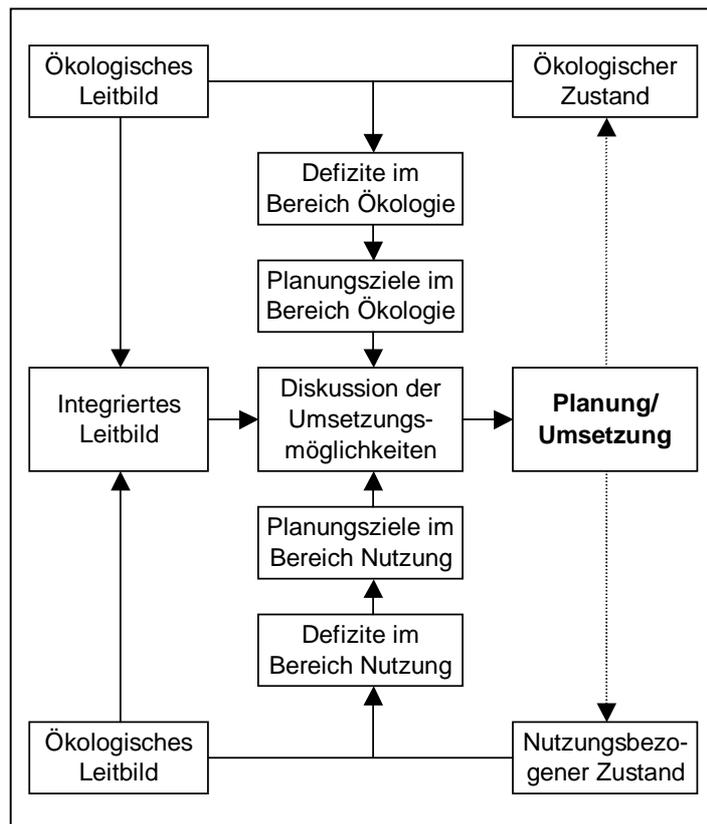


Abb. 6: Leitbilder als Grundlage einer zielgerichteten Planung [ESSER, 1997]

Einige Formulierungen im WHG können als derartige integrierte Leitbilder angesehen werden. So wird im §1a die „nach den Umständen erforderliche Sorgfalt“ im Umgang mit den Gewässern in qualitativer und quantitativer Hinsicht eingefordert. Diese Formulierung beinhaltet sowohl ökologische Aspekte als auch Zugeständnisse an die Nutzung. Leitbilder im Zusammenhang mit der Regenwasserbewirtschaftung finden sich jedoch nicht nur im WHG. Auch das, im §20a des Grundgesetzes formulierte „Staatsziel des Umweltschutzes“ ist gewissermaßen ein Leitbild.

Besonders hervorzuheben ist das Leitbild der Nachhaltigkeit. Ursprünglich aus der Forstwirtschaft kommend, erhielt dieser Begriff durch die Arbeiten der Brundtland-Kommission und ihrem Bericht "Our Common Future" [HAUFF, 1987] weltweit eine fundamentale Bedeutung. In dem Bericht wird der Begriff „Nachhaltige Entwicklung“ wie folgt definiert:

"Nachhaltig ist eine Entwicklung, wenn sie gewährleistet, dass die Bedürfnisse der heutigen Generation befriedigt werden, ohne die Möglichkeiten künftiger Generationen zur Befriedigung ihrer eigenen Bedürfnisse zu beeinträchtigen"

Der so definierte Begriff wurde 1992 das Leitmotiv der UN-Konferenz über Umwelt und Entwicklung in Rio und der an der Konferenz verabschiedeten Dokumente (Erklärung von Rio, Agenda 21, Rahmenkonventionen betreffend Klimaveränderungen und biologische Vielfalt, Rahmenprinzipien für den Schutz der Wälder). Zahlreiche Veröffentlichungen befassen sich mit der Konkretisierung dieses Leitbildes für den Bereich der Wasserwirtschaft [FRECHEN, 1997]. Eine detaillierte Diskussion, was Nachhaltigkeit in der Wasserwirtschaft bedeutet, findet sich in einer Veröffentlichung des Umweltbundesamtes [UBA, 1999b].

Weitere Leitbilder finden sich z.B. bei der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheines (Programm "Lachs 2000") oder in Veröffentlichungen der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser [LAWA, 1995]. An Leitbildern, auch an solchen, die einen gesellschaftlichen Konsens darstellen, mangelt es also scheinbar nicht.

Die zentrale Frage ist nun: Wie kann sichergestellt werden, dass diese Leitbilder auch in der Planungspraxis berücksichtigt werden?

ESSER [1997] weist darauf hin, dass die Verbindlichkeit des Leitbildes wesentlich vom Grad der Einbindung in die weiteren Planungsebenen abhängt. Je konkreter die Planungsebene wird, desto mehr muss auch das Leitbild konkretisiert werden. Erfolgt diese Konkretisierung nicht, so bleibt das Leitbild letztendlich bei der Planung konkreter Maßnahmen unberücksichtigt.

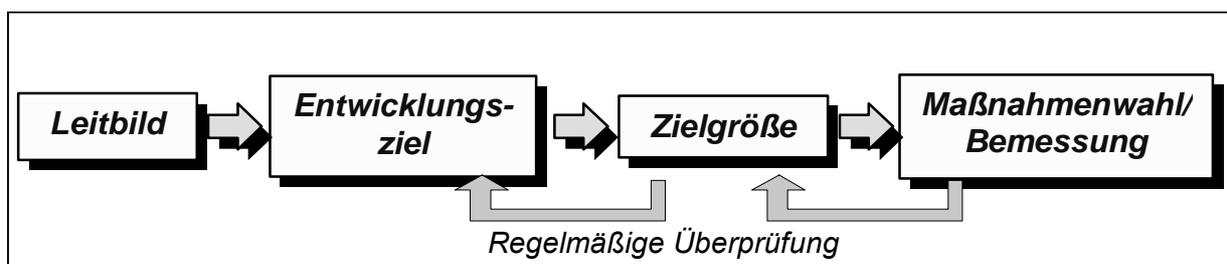


Abb. 7: Leitbilder, Entwicklungsziele und Zielgrößen

Das Leitbild muss also in die Formulierung konkreter Entwicklungsziele bzw. Zielgrößen einfließen und schließlich auch bei der Maßnahmenwahl bzw. dem Bemessungsverfahren berücksichtigt werden (Abb. 7 **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**). Diese Erkenntnis mag auf den ersten Blick trivial erscheinen, im folgenden wird aber gezeigt, dass dies zumindest für das Leitbild „ausgeglichener Wasserhaushalt“ derzeit nicht der Fall ist.

Erforderlich ist auch, dass in regelmäßigen Abständen kritisch überprüft wird, ob die Bemessungsansätze geeignet sind, die Zielgrößen zu erfüllen und ob die Zielgrößen so

gewählt wurden, dass langfristig auch das Entwicklungsziel erreicht werden kann. Auch hier sind Defizite in der momentanen Praxis erkennbar.

4.3 Entwicklungsziele der Regenwasserbewirtschaftungsplanung

Zu Beginn der Bearbeitung einer Generellen Planung von Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen sollte immer eine Reflektion der eigentlichen (Entwicklungs-)Ziele der Planung stehen. Dies umfasst sowohl die „ökologischen“ Ziele (auch als Umweltqualitätsziele bezeichnet [FÜRST, 1989]), d. h.

- 1.) die Einhaltung einer bestimmten Gewässerqualität in Oberflächengewässern und Grundwasser sowie
- 2.) die Aufrechterhaltung eines möglichst ausgeglichenen Wasserhaushaltes, als auch das klassische Ziel der Stadtentwässerung,
- 3.) die Gewährleistung eines gewissen Entwässerungskomforts (hygienische Bedingungen, Überflutungssicherheit) bei
- 4.) einem möglichst geringen finanziellen Aufwand

Werden diese Ziele ernst genommen - und für alle vier existieren gesetzliche Grundlagen -, so sollte in einer Planung der Nachweis erbracht werden, dass die Ziele auch erreicht werden. In Deutschland wird dagegen oftmals die Einhaltung von technischen Regeln als Planungsziel angesehen, im Vertrauen darauf, dass damit die eigentlichen Ziele einer wasserwirtschaftlichen Planung erreicht werden. Dies ist jedoch nicht immer der Fall. Insbesondere die Optimierung in ökonomischer Hinsicht erfordert angepasste Lösungen, die technische Regeln mit Verfahrensvorschriften nicht liefern können.

Das bedeutet nicht, dass technische Regeln nicht erforderlich sind. Sie werden sehr wohl zur Bemessung oder auch als Hilfestellung zur Bearbeitung von Routineaufgaben benötigt. Die Entwicklung von Varianten und den Nachweis der Einhaltung der verschiedenen Zielgrößen können sie aber gerade auf der Ebene einer generellen Planung nicht ersetzen.

4.3.1 Entwicklungsziel Gewässerqualität

Das Entwicklungsziel hinsichtlich der Gewässerqualität ist in der Bundesrepublik Deutschland eindeutig. Obwohl die Gewässergüteklasse II im WHG nicht explizit genannt wird, stellt sie doch das allgemein akzeptierte Entwicklungsziel in qualitativer Hinsicht dar. Mit der EU-Wasserrahmenrichtlinie wird ein entsprechendes Ziel - ein „guter Zustand“ der Gewässer - erstmalig auch explizit in das deutsche Wasserrecht Einzug halten. Damit besteht ein konkretes Ziel, das im Zuge von Planungen verwendet werden kann.

Das TMDL-Programm in den USA (s. Abschnitt 3.4.3) mit dem vergleichbaren Ziel „fishable and swimable“ bzw. den korrespondierenden chemischen und biologischen Parametern zeigt, dass eine derartige Vorgehensweise praktikabel ist. Die entsprechenden Werkzeuge (Gewässergütemodelle, Gütemessungen) für einen Nachweis stehen zur Verfügung.

Zu beachten ist, dass nicht nur Oberflächengewässer sondern auch das Grundwasser Gewässer im Sinne des WHG bzw. der EU-Wasserrahmenrichtlinie sind. Das Entwicklungsziel „gute Gewässerqualität“ muss somit auch das Grundwasser einbeziehen.

Im Zuge der Bearbeitung eines GBPR sollte deshalb *nachgewiesen* werden, dass das Entwicklungsziel der Gewässergüteklasse II bzw. des guten ökologischen Zustandes der Oberflächengewässer und des guten chemischen Zustandes des Grundwassers eingehalten wird. Der Nachweis muss allerdings nicht zwangsläufig im Rahmen des GBPR selbst erfolgen, sondern kann auch in der übergeordneten Planungsebene, also dem Bewirtschaftungsplan, erfolgen. In diesem Fall sind aber die Emissionen aus dem Planungsgebiet des GBPR genau zu quantifizieren.

4.3.2 Entwicklungsziele für den Wasserhaushalt in quantitativer Hinsicht

Die Entwicklungsziele im Hinblick auf den Wasserhaushalt sind leider nicht so konkret wie die Forderungen hinsichtlich der Gewässerqualität. Im WHG §1a heißt es:

„Jedermann ist verpflichtet, bei Maßnahmen, ..., die nach den Umständen erforderliche Sorgfalt anzuwenden,... um die Leistungsfähigkeit des Wasserhaushalts zu erhalten und um eine Vergrößerung und Beschleunigung des Wasserabflusses zu vermeiden“ [WEKA ,1999].

Im Entwurf der EU-Wasserrahmenrichtlinie wird außerdem der *gute mengenmäßige Zustand* des Grundwasserkörpers gefordert, womit u.a. gemeint ist, dass die Veränderungen der natürlichen Anreicherung (z. B. durch Versiegelung) als nachhaltig bezeichnet werden können. Die Intention dieser Formulierungen ist eindeutig: der Eingriff in den Wasserhaushalt soll in einem vertretbaren Rahmen gehalten werden.

Was diese Formulierung aber konkret bedeutet, ist weder im WHG noch im Entwurf der EU-Richtlinie näher ausgeführt. Auch in den Landeswassergesetzen oder untergesetzlichen Regelungen findet sich keine Konkretisierung dieser Forderung. Ausnahme ist das Versickerungsgebot in einigen Bundesländern (NRW, Saarland, etc.), wodurch dem, im §1a WHG genannten Leitbild zumindest für Neuerschließungen Rechnung getragen wird. Für wasserwirtschaftliche Rahmenpläne, Bewirtschaftungspläne oder GBPRs, die ja hauptsächlich für Bestandsgebiete erstellt werden, ergeben sich daraus aber keine direkten Zielgrößen. Dementsprechend werden diese Aspekte bei konkreten Planungen wenig berücksichtigt. So fand sich in keinem der gesichteten GEPs eine Wasserbilanzrechnung!

An dieser Stelle wird deutlich, wie wichtig es ist, Leitbilder zu konkretisieren. Während im Hinblick auf die Gewässerqualität das Leitbild durch die Forderung nach der Gewässergüteklasse II konkretisiert wurde, fehlt ein entsprechendes Ziel im Hinblick auf den Wasserhaushalt.

Um bei der Erstellung eines GBPR der Forderung nach einer Aufrechterhaltung des natürlichen Wasserhaushaltes nachkommen zu können, sind konkrete Ziele in Bezug auf

die Wasserbilanz, z. B. eine anzustrebende Grundwasserneubildungsrate oder einzuhaltende Abflussverhältnisse erforderlich.

Ein möglicher Weg zur Umsetzung dieser Forderung, wäre die verbindliche Formulierung eines Referenzzustandes für die Wasserbilanz. Dieser Referenzzustand sollte ein *guter* Zustand im Sinne der EU-Richtlinie sein, d. h. es wird nicht ein utopisches Ziel formuliert, sondern ein Zustand, der mit realistischem Aufwand erreicht werden kann. Der Wasserhaushalt im natürlichen Urzustand könnte dagegen als *sehr guter Zustand* im Sinne der EU-Richtlinie bezeichnet werden und als Leitbild - aber nicht als konkretes Entwicklungsziel - dienen.

4.3.3 Entwicklungsziel Entwässerungskomfort

Selbstverständlich muss eine Generelle Planung von Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen auch das klassische Ziel eines GEP, die Gewährleistung einer hygienisch einwandfreien und schadlosen Bewirtschaftung der Niederschlagsabflüsse, umfassen. Die Zielgrößen für dieses Planungsziel sind mit der DIN-EN 752 klar definiert. Da die dort genannten Größen nicht im direkten Widerspruch zu den anderen Zielen stehen, besteht keine Veranlassung diese zu verändern. Es muss aber auch akzeptiert werden, dass das Entwicklungsziel „Entwässerungskomfort“ nicht länger automatisch Vorrang vor den anderen Entwicklungszielen hat.

4.3.4 Entwicklungsziel Kostenminimierung

Letztendlich sollen die geplanten Maßnahmen, die zum Erreichen der vorgenannten Ziele erforderlich sind, möglichst wirtschaftlich sein. Diese Forderung beruht nicht nur darauf, dass öffentliche Gelder generell sparsam zu verwenden sind, sondern auch auf der Erfahrung, dass die finanziellen Ressourcen für die Wasserwirtschaft oft begrenzt sind und unwirtschaftliche Lösungen zwangsläufig zu Einschränkungen bei einem der oben genannten Ziele führen.

4.4 Zielgrößen

In den ersten beiden Abschnitten dieses Kapitels wurde dargelegt, dass für die Umsetzung von Leitbildern eine Konkretisierung in Form von Entwicklungszielen und schließlich in Zielgrößen erforderlich ist. In den folgenden Abschnitten wird ein Überblick über die relevanten Zielgrößen für die Regenwasserbewirtschaftung gegeben.

4.4.1 Zielgrößen für die hydraulische Leistungsfähigkeit, Entwässerungssicherheit

Heute erfordern alle Bauwerke der Regenwasserbewirtschaftung eine Dimensionierung, sowohl Kanäle als auch Regenrückhaltebecken, Versickerungs- oder Regenwassernutzungsanlagen. Erste Priorität hat dabei nach wie vor die weitgehend schadlose Bewirtschaftung der Abflüsse, die Sicherstellung hygienischer Verhältnisse und die Aufrechterhaltung der Nutzbarkeit der Siedlungsflächen („Entwässerungskomfort“, ATV A118 [1998]). Immer wichtiger wird aber auch der ökonomische Aspekt der

Bemessung. Bauwerke sollen nur so groß dimensioniert werden, wie es zur Einhaltung der jeweiligen Zielvorgabe erforderlich ist. Großzügige Sicherheiten verursachen Kosten, die durch genauere Dimensionierungsverfahren reduziert werden können.

4.4.1.1 Zielgröße Wasserstand

In der Regenwasserbewirtschaftung stellt das Überschreiten eines bestimmten Wasserstandes (z. B. der Geländeoberkante) das eigentliche Systemversagen in hydraulischer Hinsicht dar, eventuell auch das Wasservolumen, welches nach Überschreiten des Wasserstandes aus einer Anlage austritt. Ein Nachweis dieser Zielgrößen wurde allerdings bis vor wenigen Jahren bei der Bemessung, z. B. eines Regenwasserkanals mit dem Zeitbeiwertverfahren, nicht erbracht. Statt dessen wurde ein Bemessungsregen als Lastfall gewählt und das Bauwerk so dimensioniert, dass es die aus dem Bemessungsregen resultierenden Abflüsse oder Volumina bewältigt. Es wurde stillschweigend vorausgesetzt, dass damit gleichzeitig die Einhaltung der eigentlichen Zielgröße Wasserstand gewährleistet ist. Da die Systeme i. d. R. große Sicherheiten beinhalten, z. B. durch die Bemessung eines Kanals auf den Freispiegelabfluss bei 90%iger Vollfüllung, wurde das gewünschte Ziel auch meist erreicht.

Die Gründe für dieses vereinfachte Vorgehen liegen sicherlich darin, dass das Systemverhalten eines Regenwasserbewirtschaftungssystems im Vergleich zu einfachen statischen Systemen relativ komplex ist und die Prozesse immer dynamisch sind. Solange nur Handrechenverfahren zur Verfügung standen, bestand gar nicht die Möglichkeit, den Wasserstand als eigentliche Zielgröße mit vertretbarem Aufwand nachzuweisen. Außerdem sind die Folgen eines Systemversagens i. d. R. nicht so drastisch wie im Hochbau.

Mit der Einführung von computergestützten, hydraulischen Modellen besteht heute die Möglichkeit, Wasserstände als Folge von Abflüssen in Regenwasserbewirtschaftungssystemen zu berechnen, z. B. durch Lösung des Saint-Venant'schen Differentialgleichungssystems. So können für bestimmte Niederschlagsereignisse, für jeden beliebigen Punkt im System die maximalen Wasserstände modelliert werden. Entsprechende Software steht mittlerweile jedem Ingenieur zur Verfügung.

Neben der Wahl der richtigen Zielgröße, d. h. im Falle der Hydraulik die Betrachtung des Wasserstandes, ist die Wahl des richtigen Lastfalls von großer Bedeutung. Hier unterscheidet sich die Regenwasserbewirtschaftung deutlich von der Bauwerksstatik. Da die Lastgröße Niederschlag in seiner zeitlichen Abfolge mit einer großen Zufälligkeit behaftet ist und die Intensitäten bzw. Niederschlagshöhen sehr stark schwanken, werden Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen auf bestimmte Versagenshäufigkeiten bemessen. Nach DIN -EN-752 entspricht ein Regenwasserkanal den Regeln der Technik, auch wenn er 1 mal in 20 Jahren überstaut und dabei ein Überflutungsschaden entsteht. Die Einführung des Begriffs „Häufigkeit“ erfordert den Einsatz statistischer Verfahren. Dabei bestehen zwei prinzipielle Möglichkeiten, das Lastfallprinzip und das Nachweisprinzip.

4.4.1.2 Lastfallprinzip

Die klassischen Bemessungsverfahren der Stadtentwässerung basieren auf dem Lastfallprinzip und damit auf der Annahme, dass die Versagenhäufigkeit eines Bauwerks oder besser die Überschreitungshäufigkeit der Zielgröße Wasserstand gleich der Auftretswahrscheinlichkeit des Lastfalls also des Niederschlags ist. Damit kann die statistische Analyse bereits an den Niederschlagsdaten durchgeführt werden, wie es z. B. REINHOLD [1940] bei der Erarbeitung des Zeitbeiwertverfahrens getan hat. Aus der statistischen Analyse kann ein Bemessungsregen entnommen werden, der die direkte Bemessung eines Bauwerks erlaubt (s. Abb. 9).

4.4.1.3 Nachweisprinzip

Das Nachweisprinzip basiert auf der Erkenntnis, dass die Auftretswahrscheinlichkeit eines Niederschlagsereignisses nicht gleich der Auftretswahrscheinlichkeit des resultierenden Abflusses oder Wasserstandes ist:

Regenhäufigkeit \neq Abflusshäufigkeit \neq Wasserstandshäufigkeit

Diese Ungleichheit liegt in den mathematisch-physikalischen Grundlagen des Niederschlags-Abfluss-Prozesses begründet und könnte sicherlich mathematisch bewiesen werden. Die Hysterese in der Wasserstands-Abflussbeziehung (s. Abb. 8) zeigt, dass es bei der instationären Gerinneströmung keine eindeutige Beziehung zwischen Wasserstand und Abfluss gibt, damit wäre ein eindeutiger Zusammenhang zwischen der Auftretswahrscheinlichkeit der beiden Größen schon sehr verwunderlich. Die Ungleichheit kann auch durch Beispiele belegt werden, wie z. B. HUHN [1998] oder VERWORN [1998] dargelegt haben.

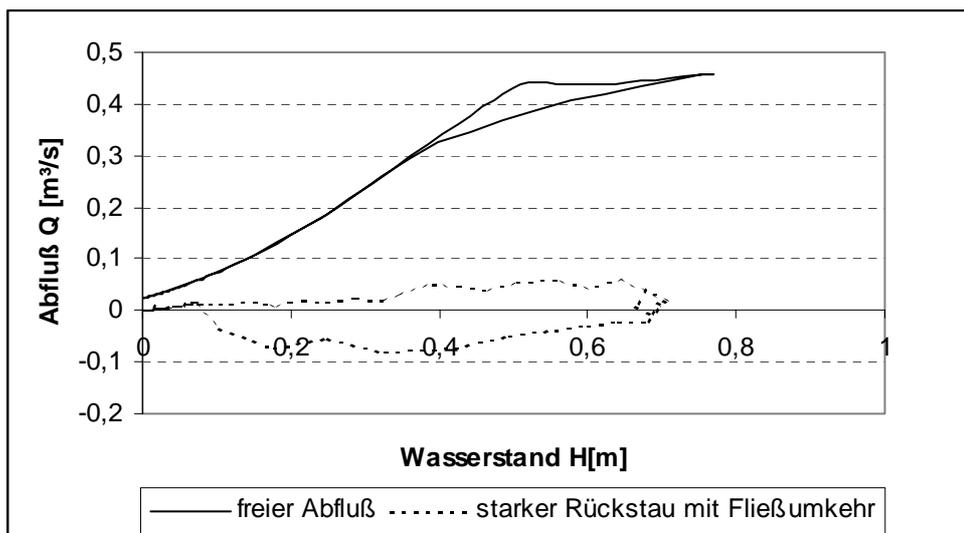


Abb. 8: Hysterese zwischen Wasserstand und Abfluss (instationäre Gerinneströmung)

Nun bedeutet diese Erkenntnis nicht, dass alle herkömmlich bemessenen Anlagen grob falsch dimensioniert sind, dagegen spricht schon die jahrzehntelange, meist gute Erfahrung.

Es gibt aber Situationen, insbesondere bei Speicherbauwerken mit sehr kleinen Abflussverhältnissen $\eta < 0.05$, wo eine Bemessung nach dem Zeitbeiwertverfahren gemäß ATV-A117 Abweichungen von bis zu 25% gegenüber den Ergebnissen einer Langzeitkontinuumssimulation liefert [HUHN, 1998]. Dabei liegt das Ergebnis entgegen jeder Ingenieurstradition auf der unsicheren Seite, d. h. die bemessenen Bauwerke sind zu klein.

Die Anwendung des Nachweiskonzeptes erfordert grundsätzlich die Anwendung eines Niederschlag-Abfluss-Modells und eine Langzeitsimulation. Damit wird unter Verwendung von natürlichen Niederschlagszeitreihen der Niederschlag-Abfluss-Prozess nachgebildet, womit auch die resultierenden Größen Abfluss, Volumen oder Wasserstand als Zeitreihe vorliegen und statistisch ausgewertet werden können. Ist die Leistungsfähigkeit eines Bauwerkes nicht ausreichend, d. h. die erforderliche Überschreitungshäufigkeit wird unterschritten, werden die Bauwerksabmessungen vergrößert und die Berechnung wiederholt. Mit einer gewissen Erfahrung sind meist nur sehr wenige Iterationsschritte (2-3) notwendig, um die Lösung zu finden.

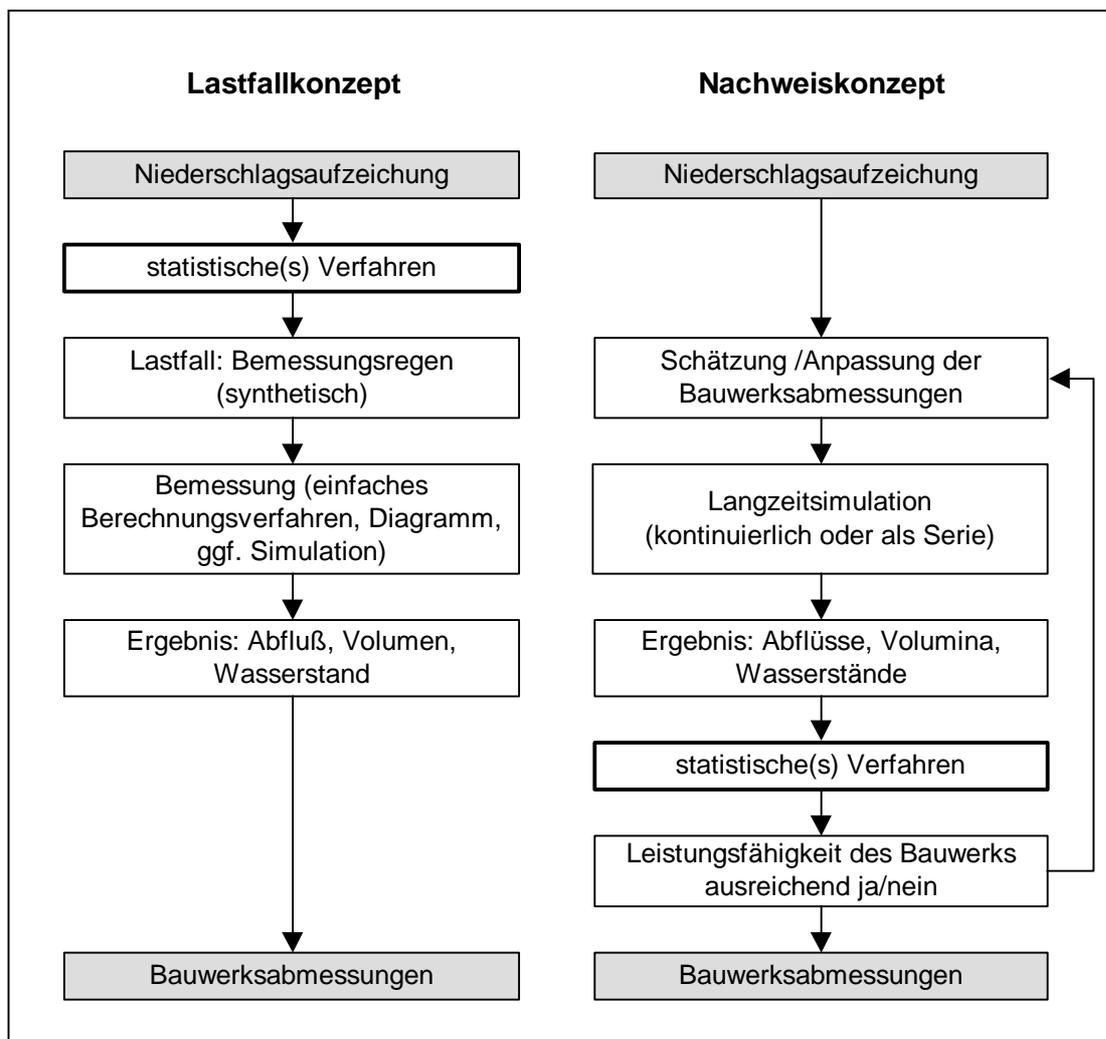


Abb. 9: Lastfallkonzept/Nachweiskonzept in Anlehnung an HUHN [1998]

4.4.2 Regen-, Überstau- und Überflutungshäufigkeit

In der neuesten Fassung des ATV-Arbeitsblattes A118 „Hydraulische Bemessung und Nachweis von Entwässerungssystemen (Entwurf)“ (s. Abschnitt 2.4.2.6) wurden unter Berücksichtigung der DIN EN 752 die beiden wesentlichen Neuerungen der letzten Jahre - die Einführung der Zielgröße Wasserstand und die Einführung des Nachweisprinzips - aufgegriffen, allerdings etwas halbherzig.

Dass für Neubemessungen von Kanalnetzen nach wie vor Fließzeitverfahren, d. h. Verfahren nach dem Lastfallprinzip ohne Wasserstandsnachweis, die empfohlene Methode darstellen, ist zumindest bei kleineren Netzen akzeptabel. Dass diese Verfahren aber immer noch bei der Überrechnung bestehender Netze mit augenscheinlichen Systemüberlastungen empfohlen werden, ist unverständlich. Nach Tab. 8 genügt ein bestehendes Kanalnetz (Wohngebiet), das mit einem Bemessungsregen der Häufigkeit $n=0.5$ (z. B. Modellregen Euler Typ II) nachgerechnet wird und keine Überlastung aufweist, automatisch einer Überstauhäufigkeit von $n=0.3$. In Kapitel 10 „Beispiele“ wird gezeigt, dass dies nicht generell zutrifft. Die Tatsache, dass ein vereinfachtes Bemessungsverfahren kleinere Abmessungen liefert als ein genaueres Verfahren, widerspricht dem „Prinzip der sicheren Seite“ auf dem normalerweise alle ingenieurtechnischen Verfahren aufbauen. Da die genaueren Verfahren mittlerweile seit vielen Jahren verfügbar sind und keinesfalls nur den Stand der Wissenschaft darstellen, ist diese Regelung ungenügend.

Tab. 8: In DIN EN 752 bzw. ATV A118 empfohlene Bemessungshäufigkeiten

Ort	Häufigkeit der Bemessungsregen	Überstauhäufigkeit Neuplanung bzw. nach Sanierung	Überflutungshäufigkeit
	(1-mal in „n“ Jahren)		
Ländliche Gebiete	1 in 1	1 in 2	1 in 10
Wohngebiete	1 in 2	1 in 3	1 in 20
Stadtzentren, Industrie- und Gewerbegebiete	1 in 2 1 in 5 ¹	1 in 5	1 in 30
Unterführungen	1 in 10	1 in 10	1 in 50
¹ Ohne Überflutungsprüfung			

4.4.3 Mindestfließgeschwindigkeit

Eine weitere Zielgröße bei der Bemessung von Kanalnetzen ist die Einhaltung einer gewissen Mindestfließgeschwindigkeit, um unerwünschte Ablagerungen zu vermeiden. Dieser Nachweis kann bei *eingestauten* Netzen nur mit hydrodynamischen Berechnungsmodellen, nicht aber mit Fließzeitverfahren erbracht werden.

4.4.4 Wasserhaushaltsbezogene Zielgrößen

Flächenversiegelung in Kombination mit Entwässerungssystemen, insbesondere der Regenwasserableitung, verändert den natürlichen Wasserhaushalt (Abb. 10).

Obwohl diese Einflüsse seit langem bekannt sind, stellen insbesondere die Aufrechterhaltung der Verdunstung und der Grundwasserneubildung bislang keine Zielgrößen für einen Generalentwässerungsplan dar. Dies ist nicht weiter verwunderlich, da schon der Schritt vom Leitbild „ausgeglichener Wasserhaushalt“ zu einem konkreten Entwicklungsziel nicht vollzogen wurde (s. Abschnitt 4.3.2). Auch der Anteil des Oberflächenabflusses an der Wasserbilanz ist in der Regel keine Zielgröße einer Entwässerungsplanung.

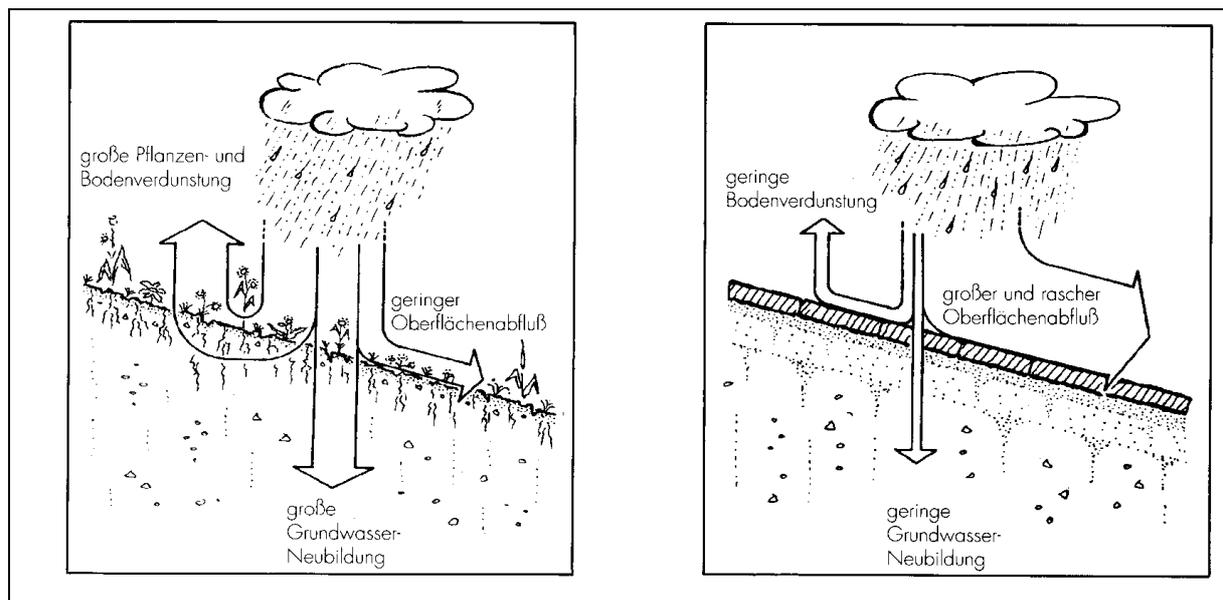


Abb. 10: Wasserhaushalt befestigter und unbefestigter Flächen [GEIGER, 1995]

Bislang stellen einzig zulässige Maximalabflüsse Randbedingungen für die Erstellung eines GEP bzw. anderer entwässerungstechnischer Planungen dar. Die Vorgabe von Maximalabflüssen - angegeben als absoluter Wert in l/s oder als Abflussspende in l/(s ha) – resultiert jedoch meist aus konkreten hydraulischen Zwängen in unmittelbarer Nähe der Einleitungsstelle. In den letzten Jahren wird hier allerdings teilweise schon mit der Einhaltung der natürlichen Abflussspende argumentiert.

So werden für Neubaugebiete im Berliner Nordosten im Einzugsgebiet der Panke zulässige Gebietsabflussspenden von 1 l/(s ha_{red}) vorgegeben [WASSMANN et. al., 1997]. Diese aus Sicht einer konventionellen Entwässerungsplanung sehr weitgehende Forderung wird mit der Einhaltung der unveränderten natürlichen Gebietsabflussspende gegenüber dem Zustand vor der Bebauung und der hydraulisch sehr kritischen Situation flussabwärts begründet. Diese an sich lobenswerte und in die richtige Richtung gehende Forderungen - die in der Praxis auch zu einer großflächigen Realisierung dezentraler Maßnahmen beispielsweise im Neubaugebiet Berlin-Karow geführt hat - betrachtet jedoch nur einen Teilaspekt des natürlichen Wasserhaushaltes. Außerdem sollte der Bezug der

Abflussspende auf die versiegelte Fläche A_{red} überdacht werden. Hier wird derjenige, der hoch versiegelt, mit einer größeren zulässigen Abflussspende „belohnt“. Eine Orientierung an der Gesamtfläche wäre sinnvoller.

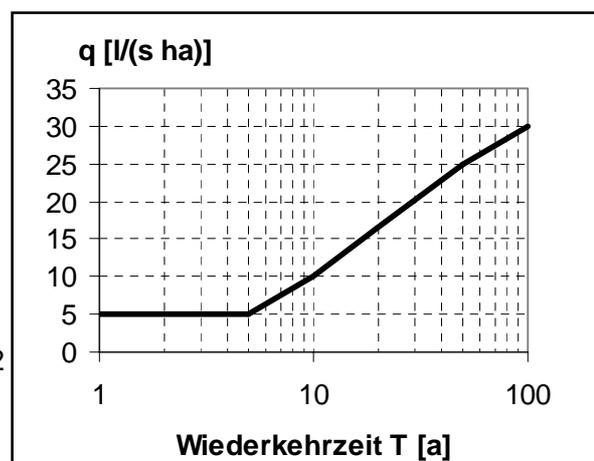
Die ATV-Arbeitsgruppe 1.2.6. „Hydrologie der Stadtentwässerung“ fordert eine allgemeine Begrenzung der Gebietsabflüsse auf $10 \text{ l/(s ha}_{\text{red}})$ als langfristiges Ziel siedlungswasserwirtschaftlicher Planungen [ATV AG 1.2.6, 1999]. Um eine derartige Größe zur Grundlage konkreter Planungen machen zu können, wäre es allerdings erforderlich, die zulässigen Oberflächenabflüsse mit Auftrittswahrscheinlichkeiten zu versehen.

Die Einhaltung einer vorgegebenen Abflussspende von z. B. $1 \text{ l/(s ha}_{\text{red}})$ kann praktisch dadurch erreicht werden, das nach wie vor der gesamte Niederschlagsabfluss abgeleitet und in sehr groß dimensionierten Regenrückhaltebecken (ca. $500 \text{ m}^3/\text{ha}$) gedrosselt wird oder indem durch dezentrale Versickerungsmaßnahmen ein Großteil der Abflüsse gar nicht erst abgeleitet wird. Beide Varianten haben extrem unterschiedliche Auswirkungen auf den lokalen Wasserhaushalt.

Um der Forderungen des WHG nachzukommen, sollten Planungen von Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen zukünftig zusätzlich den Eingriff in die derzeitige Wasserbilanz bzw. Veränderungen gegenüber der Wasserbilanz des ursprünglichen Zustandes nachweisen. Derartige Berechnungen erfordern nicht unbedingt komplexe Wasserhaushaltsmodelle. Einfache Abschätzungen der mittleren Jahreswasserbilanz können bereits mit überschlägigen Handrechnungen vorgenommen werden.

Ziel muss und sollte nicht die genaue Einhaltung der natürlichen Wasserbilanz sein. Bei der Gewässerqualität wird die Gewässergüteklasse I zwar als Leitbild definiert, konkretes Entwicklungsziel ist aber die Gewässergüteklasse II (mäßig belastet). Dabei werden Zugeständnisse an einen gewissen, mit ökonomisch vertretbarem Aufwand nicht zu verhindernden Einfluss der menschlichen Siedlungstätigkeit gemacht. Entsprechend vernünftige Kompromisse sind auch in Bezug auf die Wasserbilanz zu treffen. Als Zielgröße könnte beispielsweise formuliert werden, dass die Anteile Verdunstung, Versickerung und Oberflächenabfluss der „geplanten“ Wasserbilanz nicht mehr als „x“ Prozent von der „natürlichen“ Wasserbilanz abweichen dürfen. Die Größe der zulässigen Abweichung könnte von den örtlichen Randbedingungen abhängig gemacht werden und in einem Plan verbindlich festgelegt werden. Alternativ wäre auch die Festschreibung einer anzustrebenden „globalen“ Wasserbilanz für das Planungsgebiet denkbar.

Da die Jahreswasserbilanz nur einen Teil des Wasserhaushaltes charakterisiert, sollten darüber hinaus am Gebietsausgang zulässige Abflussspenden als Funktion der Wiederkehrhäufigkeit festgeschrieben werden. Auch diese Größe könnte sich am Abflussverhalten des natürlichen Wasserhaushaltes orientieren. Abb. 11 zeigt, wie eine derartige Vorgabe aussehen könnte. Die zulässige Abfluss-



spende q ist als Funktion der Wiederkehrzeit dargestellt. Die Vorgabe von zulässigen Abflussspenden ohne Angabe zugehöriger Wiederkehrzeiten, wie in der Praxis immer noch anzutreffen, ist zu vermeiden.

Abb. 11: Zulässige Abflussspende

4.4.5 Zielgrößen für die Gewässerqualität

Seitens der Bundesregierung wird allgemein die Gewässergüteklasse II (mäßig belastet) als Ziel für den Gewässerschutz genannt [BMU, 1997]. Auch im Entwurf der EU-Wasserrahmenrichtlinie wird als Ziel ein „guter Zustand“ der Gewässer gefordert. Um mit diesen Gewässerqualitätszielen arbeiten zu können, ist ein Bezug zu konkreten Gewässerparametern erforderlich.

Als Maß für die Gewässerqualität wurde bislang in der Bundesrepublik das sogenannte Saprobien-System herangezogen. Das Saprobien-System wurde von Kolkwitz und Marsson bereits 1909 aufgestellt und basiert auf dem Zusammenhang zwischen Gewässer-Verunreinigungen und Organismengesellschaften: Arten mit einer geringen Anpassungsfähigkeit reagieren schnell auf Veränderungen und lassen daher Rückschlüsse auf den Belastungsgrad und den Sauerstoffgehalt eines Gewässers zu.

In den USA ist das Saprobien-System nahezu unbekannt. Statt dessen finden andere Indizes z. B. der Water Quality Index (WQI) der National Sanitation Foundation (NSF) Verwendung, die aber letztendlich auf dem selben Prinzip aufbauen, verschiedene biologische, chemische und physikalische Parameter zu bewerten und zu wichten.

In Deutschland wird das Saprobien-System als alleiniges Maß für die Gewässerqualität mittlerweile kritisch gesehen, da es vorrangig die Verunreinigung mit biologisch leicht abbaubaren, organischen Wasserinhaltsstoffen und damit nur eine Komponente der möglichen Schädigung eines Gewässers berücksichtigt. Gerade diese Art der Verschmutzung rückt aber im Zuge des fortgeschrittenen Kläranlagenausbau in den Hintergrund, so dass eine Bewertung gerade im Bereich der Gewässergüteklasse II und III immer schwieriger wird [SCHNEIDER, 1998]. Nach den Empfehlungen der LAWA ist deshalb das Saprobien-System um Grenzwerte für chemische Parameter (Sauerstoffsättigung, Ammonium, BSB₅, etc.) ergänzt worden [LAWA, 1995]. Für stark rückgestaute Gewässer, wie sie z. B. in Berlin vorherrschen, sind vom Saprobien-System abweichende Beurteilungen erforderlich [KLEIN, 1999]. LAMMERSEN [1997] gibt einen Überblick über die Parameterwahl in Abhängigkeit des Güteziels bzw. der Schädigung des Gewässers.

Als konkrete Zielgröße bei der Bemessung von Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen spielt die Gewässerqualität bislang nur eine untergeordnete Rolle, obwohl die Ziele relativ klar definiert sind. Im Regelfall werden Maßnahmen, wenn überhaupt, auf der Grundlage von Emissionsgrenzwerten bemessen, unabhängig davon, ob damit die gewünschten Ziele bei der Verbesserung der Gewässerqualität erreicht oder vielleicht auch deutlich überschritten werden. Ausnahmen können für besonders empfindliche Gebiete getroffen werden.

International setzt sich zunehmend die Einschätzung durch, das mit diesem reinen Emissionsprinzip kein optimaler Gewässerschutz erreicht werden kann (s. Abschnitt 3.6.). Im Zuge der Einführung der EU-Wasserrahmenrichtlinie wird auch in Deutschland die Gewässerqualität als Zielgröße für die Bemessung von Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen ein stärkeres Gewicht bekommen.

4.4.6 Zielgröße Boden- und Grundwasserschutz

Die Versiegelung des Boden und die konsequente Ableitung der Niederschlagsabflüsse von versiegelten Flächen verringert die natürliche Versickerung und damit die Grundwasserneubildung. Diesem ohne Zweifel negativen Einfluss der Versiegelung steht ein anderer, Effekt der Flächenversiegelung gegenüber: die Verhinderung des Eintrages von Schadstoffen in den Boden. Allerdings wird dieser Effekt bisher nur in Ausnahmefällen bewusst eingesetzt, z. B. auf Tankstellen und auf Umschlagplätzen für gefährliche Stoffe. Ein großflächiger Boden- und Grundwasserschutz durch Versiegelung ist nicht gewollt.

Die gezielte Versickerung von Regenwasser vermindert bewusst den negativen Einfluss der Versiegelung auf den Wasserhaushalt und damit aber zwangsläufig auch den positiven Effekt. Neben der Aufrechterhaltung der Grundwasserneubildung ist eine Verringerung der Schadstoffeinträge in Oberflächengewässer ein Hauptgrund für die verstärkte Anwendung der Regenwasserversickerung. Ein Erreichen dieser Ziele auf Kosten des Bodenschutzes muss vermieden werden. Die Auffassung, Grundwasserschutz genieße „absolute“ Priorität, kann allerdings im Sinne eines integralen Gewässerschutzes nicht aufrechterhalten werden. Die Forderung „*Gewässerschutz darf nicht zu Lasten des Bodenschutzes gehen*“ gilt auch umgekehrt. Selbstverständlich sind bei einer Abwägung das unterschiedliche Selbstreinigungsvermögen, die Aufenthaltszeiten im System und Nutzungsansprüche - insbesondere die Trinkwasserversorgung - zu berücksichtigen. Auch müssen die Schadstoffpfade bis zum Ende verfolgt werden. Eine Regenwasserbehandlung auf der Kläranlage führt u. U. zu einem höheren Klärschlammvolumen, was wiederum durch die Verbringung auf landwirtschaftlichen Flächen zu Grundwasserbelastungen führen kann.

Böden können - je nach Boden- und Schadstoffart in unterschiedlichem Maße - Schadstoffe aus Niederschlagsabflüssen zurückhalten. Dabei laufen mechanische, physikalisch-chemische und biologische Prozesse ab, der Boden wirkt als Filter, Puffer und Transformator [GEIGER, 1995]. Zahlreiche Veröffentlichungen befassen sich mit diesem Themenkomplex. Eine Beschreibung der Prozesse erfolgt in Kapitel 5.4.2 in Bezug auf die verschiedenen Versickerungsmaßnahmen.

Die Anreicherung von Schadstoffen im Boden wird oft mit Befürchtung gesehen. Es ist aber besser, die Schadstoffe an definierter Stelle zu wissen, und ggf. entsorgen zu können, als sie diffus in der Umwelt zu verteilen. Letzteres geschieht gerade im Trennsystem uneingeschränkt.

Die Formulierung von klaren Zielgrößen in Bezug auf den Bodenschutz ist schwierig und bislang nicht erfolgt. Zwar sind - insbesondere nach Inkrafttreten des Bundes-

Bodenschutzgesetzes (BbodSchG) im März 1998 - die allgemeinen Ziele des Bodenschutzes klar: „Bei Einwirkungen auf den Boden sollen Beeinträchtigungen seiner natürlichen Funktionen sowie seiner Funktion als Archiv der Natur- und Kulturgeschichte so weit wie möglich vermieden werden“ (§1 BbodSchG). In der Praxis muss diese Forderung aber mit konkreten Zielgrößen verbunden werden, wie es z. B. im Gewässerschutz mit dem Ziel „Erreichen der Gewässergüteklasse II“ der Fall ist.

Auch im unbebauten und selbst im ungenutzten Zustand ist ein Boden verschiedenen Schadstoffen ausgesetzt (Luftverschmutzung, saurer Regen). Jede Form der Nutzung, z. B. durch Landwirtschaft, besonders aber Siedlungsaktivitäten in urbanen Gebieten, verstärkt diese Belastung. Insofern ist die Situation des Bodens mit der von Gewässern vergleichbar. Ein Freihalten des Bodens von jeglichem Schadstoffeintrag kann zwar ein Leitbild sein, aber nicht die Grundlage für einen praktischen Umweltschutz. Maximalforderungen für ein Schutzgut führen zwangsläufig zu einer Verlagerung der Belastung auf andere Schutzgüter.

Für die Planung von Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen stellt das Fehlen konkreter Zielgrößen eine große Schwierigkeit dar. Es ist praktisch nicht möglich, zwischen Gewässerschutz und Boden-/Grundwasserschutz abzuwägen und einen guten Kompromiss zu finden. Genau dies ist aber im Sinne eines medienübergreifenden Umweltschutzes erforderlich. Zur Zeit bestehen die Vorgaben des Bodenschutzes für die Planung von Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen aus Empfehlungen allein in qualitativer Hinsicht basierend auf der Verschmutzung des Oberflächenabflusses. Dabei wird nur zwischen der Lage innerhalb und außerhalb von Trinkwasserschutzgebieten unterschieden. Die tatsächliche Verschmutzungsempfindlichkeit des Bodens bzw. des Grundwasserleiters und die bodenphysikalischen Eigenschaften, die maßgebend den Schadstoffrückhalt im Boden bestimmen, finden keine Berücksichtigung. Zielvorgaben hinsichtlich des Bodenwasserhaushaltes bestehen überhaupt nicht.

Seitens des Bundesverband Boden e.V. (BVB), dem Fachverband von Bodenkundlern und Bodenschützern, sind diese Defizite offensichtlich bekannt. Der Bundesverband Boden erarbeitet derzeit ein differenziertes Bewertungsverfahren, mit dem die Leistungsfähigkeit von Böden sowohl in hydraulischer Hinsicht als auch in ihrer Funktion als Filter, Puffer und Transformator beschrieben werden kann [BVB, 1998]. Auch in diesem Positionspapier finden sich allerdings „klassische“ Restriktionen die nicht unwidersprochen bleiben können. So wird der „*unverhältnismäßig hohe technische Aufwand*“ einiger Regenwasser- versickerungsmaßnahmen kritisiert. Hier muss immer die Alternative gesehen werden, die im Falle der Regenwasserableitung Kanalbau und Regenklärbecken bzw. Mischwasserbecken und Kläranlage umfasst. Der technische Aufwand dieser Maßnahmen kann aus Sicht des Bodenschutzes nur schwer beurteilt werden.

Neben den Einschränkungen hinsichtlich der Herkunft der Oberflächenabflüsse werden in einigen Empfehlungen weitere Restriktionen für die Regenwasserversickerung genannt. Im ATV-Arbeitsblatt ATV A138 wird für Rohrversickerungsanlagen ein Abstand zwischen Grabensohle und dem höchsten natürlichen Grundwasserstand von mindestens 1 m

gefordert. REMMLER & SCHÖTTLER [1998] weiten diese Forderung auf alle Versickerungsanlagen aus, obwohl in der selben Veröffentlichung auf die unterschiedliche Wirkung von ober- und unterirdischen Versickerungsanlagen hingewiesen wird. Eine rechnerische Begründung wird für diesen Wert nicht genannt. Die Forderung nach einem gewissen Flurabstand ist z. B. bei kiesigen Böden sicherlich gerechtfertigt, aber warum muss dieser immer bei 1 m liegen, unabhängig von der Bodenart und anderen Parametern? Außerdem ist die Bezugnahme auf den „höchsten“ Grundwasserstand fragwürdig. Das zeitliche Übereintreffen eines sommerlichen Starkregens, der zur maximalen Beanspruchung einer Versickerungsanlage führt, mit dem höchsten natürlichen Grundwasserstand ist sehr unwahrscheinlich. Hier wäre die Angabe einer Auftretswahrscheinlichkeit, wie sonst auch in der Wasserwirtschaft üblich, sinnvoll. Ein ähnlicher, nicht allgemein begründbarer Zahlenwert ist der Mindestabstand von Versickerungsanlagen zu unterkellerten Gebäuden von 6 m. Derartige Restriktionen werden in der Praxis nur zu gerne als „Ausrede“ benutzt, um doch einen Regenwasserkanal bauen zu können. Die Werte gelten in der Genehmigungspraxis fortan als Dogmen und werden selten hinterfragt.

4.4.7 Zielgröße Schmutzfrachtemissionen

Unabhängig davon

- ob zulässige Schadstoffgrenzwerte aus einer Betrachtung der Gewässerqualität für größere Einzugsgebiete abgeleitet werden (Immissionsbetrachtung) oder
- ob sie aus generellen Überlegungen heraus, z. B. aus Erfahrungen mit bestimmten Verfahren, für Einzelmaßnahmen festgelegt werden (Emissionsbetrachtung),

Emissionsgrenzwerte sollten die Grundlage für die Planung von einzelnen Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen darstellen. Dass diese Forderung nicht selbstverständlich ist und in Deutschland keineswegs konsequent umgesetzt ist, zeigt das ATV-Arbeitsblatt A128. Hier ist keine Einhaltung von Emissionen nachzuweisen, sondern einzig ein Beckenvolumen.

Neben der Frage aus welcher Betrachtung die Emissionsgrenzwerte abgeleitet werden, ist die Frage nach den relevanten Schadstoffparametern und der zeitlichen Wirkung zu beantworten. Tab. 9 zeigt die möglichen Wirkungen von Regen- und Mischwasser-einleitungen auf Fließgewässer. Tab. 10 fasst die Zielgrößen im Zusammenhang mit Schmutzfrachtemissionen zusammen.

Tab. 9: Das ökologische Gefährdungspotenzial von Regen- und Mischwassereinleitungen; zeitliche Wirkungen und maßgebende Parameter, [ATV, 1993]

<i>Zeitliche Wirkung</i>	<i>Maßgebende Parameter</i>	<i>Bezugsgrößen</i>
Akut im Bereich von Stunden	Hydraulisch: <ul style="list-style-type: none"> • sohnnahe Fließgeschwindigkeit • Sohlschubspannung Stofflich: <ul style="list-style-type: none"> • toxische Stoffe (insb. NH₃) • Sedimentation von Feststoffen • Pathogene Keime im Sediment 	Wassermengen bezogen auf das Einzelereignis
Verzögert Mehrere Stunden bis Tage	Stofflich: <ul style="list-style-type: none"> • Sauerstoffhaushalt • Feststoffhaushalt • Akute Toxizität • Pathogene Keime 	Konzentrationen und Frachten bezogen auf das Einzelereignis
Langfristig über Monate bis Jahre	Stofflich: <ul style="list-style-type: none"> • Organische, persistente Stoffe • Metalle, anorganische und organische Sedimente • Eutrophierende Stoffe 	Stofffrachten Über lange Zeit (Monate bis Jahre)

Tab. 10: Zielgrößen Schadstoffemission: Stoffparameter und zeitliche Verteilung

a) Stoffparameter	b) Zeitliche Verteilung
Organische Kohlenstoffparameter (CSB, BSB)	Jahresfracht
Schwermetalle	Ereignisfracht
Toxische Substanzen (Ammonium)	Ereignishäufigkeit
Eutrophierende Stoffe (N _{ges} , P _{ges})	Ereignisdauer
Grobstoffe	Ereignisintensität
Keime	

Die beiden Tabellen zeigen, wie vielfältig die Wirkungen von Schadstoffeinleitungen aus städtischen Entwässerungssystemen auf Gewässer sein können und wie vielfältig die Anzahl der daraus resultierenden Zielgrößen ist. Jedes Gewässer reagiert unterschiedlich auf die einzelnen Parameter. In Berlin mit den vielen Flusseen bestehen andere potenzielle Gefährdungen als beispielsweise in Mittelgebirgsorten, die an schnell fließenden Flüssen liegen. Eine detaillierte Darstellung der einzelnen Parameter in Bezug auf die Wirkung von Mischwassereinleitungen zeigen WITTENBERG [1992] oder SCHNEIDER [1998].

4.4.8 Zielgröße Kostenminimierung

Im Zeichen immer „knapperer“ Haushaltskassen rückt die Zielgröße „Kostenminimierung“ verstärkt in den Vordergrund. Die Finanzierbarkeit eines weitreichenden Umweltschutzes wird von der Bevölkerung mittlerweile ganz allgemein in Frage gestellt. Umso mehr muss die Effizienz von Maßnahmen hinterfragt werden. Durch eine stärkere Orientierung auf die eigentlichen Ziele, insbesondere die Gewässerqualität, und eine größere Offenheit gegenüber alternativen Maßnahmen bestehen deutliche Kosteneinsparpotenziale.

Selbstverständlich dürfen nicht die Investitionskosten alleine betrachtet werden. Auch Nutzungsdauer und laufende Betriebskosten müssen in die Entscheidungsfindung mit einbezogen werden. Außerdem sind andere finanzielle Aspekte, wie z. B. Förderpolitik, Steuerrecht und eventuelle Folgekosten in anderen Bereichen, sogenannte Sozialkosten, zu berücksichtigen. Die verschiedenen Maßnahmen sollten im Rahmen einer Projektbewertung verglichen werden. Mögliche Verfahren zur Projektbewertung sind z. B. die Kostenvergleichsrechnung oder die Kosten-Nutzen-Analyse, die nach den Richtlinien der LAWA durchgeführt werden können (s. Abschnitt 7.6.).

4.4.9 Weitere Zielgrößen für die Regenwasserbewirtschaftungsplanung

4.4.9.1 Beckenvolumen, Entlastungsrate

Nach ATV-Arbeitsblatt A128 muss für ein bestehendes Mischsystem ein Mindestspeichervolumen nachgewiesen werden. Das Speichervolumen stellt damit für den Planer eine Zielgröße dar, die allerdings keinen direkten Bezug zur eigentlichen Aufgabe des Gewässerschutzes hat. Besser wäre die explizite Vorgabe der zulässigen CSB-Jahresfracht, die ja der Berechnung des Mindestspeichervolumens zugrunde liegt. Damit wäre ein Vergleich mit anderen, nicht auf dem Speicherprinzip basierenden Maßnahmen (z. B. Bodenfiltern oder Wirbeldrosseln) möglich. Auch die Zielgröße „zulässige Entlastungsrate“, die in einer NRW-Verwaltungsvorschrift festgeschrieben ist, schränkt den Maßnahmenvergleich ein. Anstrengungen bei der Schadstoffreduktion an der Quelle, z. B. durch verstärkte Straßenreinigung, werden nicht honoriert. Zielgrößen sollten sich an dem eigentlichen Ziel orientieren und nicht bestimmte Maßnahmen manifestieren.

4.4.9.2 Betriebliche Aspekte

Oftmals wird gegen dezentrale Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen eingewendet, dass ihr Betrieb zu aufwendig sei. Abgesehen davon, dass sich diese Einschätzung nicht bestätigt (s. Abschnitt 1.1), wäre es nicht sinnvoll den Betriebsaufwand als separates Kriterium anzusehen. Besser ist es, den Betriebsaufwand im Zusammenhang mit den Investitionskosten zu sehen und im Rahmen einer finanzmathematischen Berechnung zu berücksichtigen.

4.4.9.3 Ästhetik, Akzeptanz

Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen, ob dezentral in Form von Mulden, Gründächern, durchlässigen Pflasterungen, etc. oder zentral als Regenrückhaltebecken, müssen in die Freiraumgestaltung eingebunden werden. Dabei sind natürlich Anforderungen an die Ästhetik der Bauwerke zu stellen. Schöne Beispiele für den Einsatz dezentraler Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen als gestalterisches Element geben GEIGER & DREISEITL [1995] und LONDONG & NOTHNAGEL [1999]. Eine gute Gestaltung wird sicherlich auch die soziale Akzeptanz von Maßnahmen verstärken [BENEKE, 1999]. Diese Ziele sind zwar nur schwer monetär zu bewerten, müssen aber trotzdem in den Entscheidungsprozess einbezogen werden.

4.4.9.4 Naturschutz

Mit den Zielgrößen Gewässerqualität und Wasserbilanz in Bezug auf Grundwasser und Oberflächengewässer sind bereits wesentliche Elemente des Naturschutzes berücksichtigt. Darüber hinaus können natürlich weitere Aspekte von Bedeutung sein, z. B. schützenswerte Biotope, Baumbestände, Artenschutz, etc.. Das im weiteren vorgestellte Verfahrensschema geht auf diese Aspekte nicht im Detail ein, schließt ihre Berücksichtigung aber auch nicht aus.

4.5 Zusammenfassung und Bewertung

Die Leitbilder für die Planung einer Regenwasserbewirtschaftung sind in Deutschland relativ eindeutig. Eine Regenwasserbewirtschaftung sollte so konzipiert werden, dass die Gewässer möglichst wenig verschmutzt werden, der Wasserhaushalt möglichst wenig nachteilig beeinflusst wird und dennoch die klassischen Vorgaben der Siedlungsentwässerung, d.h. die Gewährleistung hygienischer Verhältnisse und eines gewissen Entwässerungskomforts, erfüllt werden.

Die Umsetzung dieser Leitbilder in Entwicklungsziele und konkrete Zielgrößen weist dagegen deutliche Defizite auf. Während für die Gewässergüte noch allgemeine Ziele formuliert sind und z.B. für Kläranlagen konkrete Grenzwerte für die Einleitungen existieren, fehlen derartige Zielgrößen z.B. für die Regenwasserbehandlung im Trennsystem. Noch deutlicher sind die Defizite im Hinblick auf den Wasserhaushalt. Hier sind noch nicht einmal klare Ziele formuliert, auf denen Zielgrößen aufbauen könnten.

In den vorangegangenen Abschnitten wurden praktikable Möglichkeiten aufgezeigt, wie diese Defizite bei den Zielgrößen beseitigt werden können. Es wäre z.B. möglich, als Planungsziel eine Referenz-Wasserbilanz festzulegen, die sich am unbebauten Zustand orientiert. Mit einer derartigen Ergänzung der Zielgrößen ist es möglich, den Leitbildern langfristig gerecht zu werden. Tab. 11 zeigt eine Zusammenstellung dieser Zielgrößen und eine Einschätzung inwieweit diese Zielgrößen schon bisher bei der Erarbeitung von Generalentwässerungsplänen berücksichtigt wurden.

Tab. 11: Zu berücksichtigende Zielgrößen bei der großräumigen Planung von Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen

Zielgröße	Bisherige Berücksichtigung bei der Erstellung eines GEPs
Sicherstellung hygienischer Verhältnisse	+
Verhinderung von Schäden durch Überflutungen	+
Gewährleistung eines bestimmten Entwässerungskomforts	+
Begrenzung der Schadstoffemissionen	+
Minimierung der Kosten (Investitionen und laufende Kosten)	± ¹
Einhaltung der natürlichen Abflussverhältnisse (Retention, Hochwasserschutz)	± ²
Nachweis, eine bestimmte Gewässerqualität zu erreichen	-
Einhaltung der natürlichen Wasserbilanz (Grundwasserneubildung, Verdunstung)	-
Schutz des Bodens und des Grundwassers in qualitativer Hinsicht und auch die Aufrechterhaltung des natürlichen Boden- bzw. Grundwasserhaushaltes	-
+: bei der Erstellung eines GEPs i. d. R. berücksichtigt ±: bei der Erstellung eines GEPs nur mit Einschränkung berücksichtigt -: bei der Erstellung eines GEPs i. d. R. nicht berücksichtigt ¹ durch die stärkere Berücksichtigung verschiedener Maßnahmen bestehen deutliche Kosteneinsparpotenziale ² Großräumige Abflussverhältnisse werden oftmals nur unzureichend berücksichtigt.	

An dieser Stelle muss noch einmal betont werden, dass es nicht darum geht, schärfere Umweltgesetze zu formulieren. Es geht vielmehr darum, bereits bestehende Umweltgesetze so zu konkretisieren, dass Sie in der Praxis handhabbar sind. Wird dies nicht gewollt, so sollte man ehrlicherweise die Ansprüche z.B. im WHG etwas niedriger schrauben.

Die Einführung neuer Zielgrößen für die Regenwasserbewirtschaftungsplanung wird in der Praxis erhebliche Konsequenzen haben. So hat die Belegung der Zielgrößen mit konkreten Grenzwerten (z. B. die Vorgabe einer maximalen Abflusspende) Auswirkungen auf die Dimensionierung der einzelnen Maßnahme. Dies stellt die Standardaufgabe einer ingenieurtechnischen Planung dar und sollte in der Praxis kein Problem darstellen.

Daneben bestimmen die Zielgrößen aber auch die einzusetzenden Maßnahmen. Bei der Regenwasserreinigung ist dies offensichtlich. Bei geringer Anforderung an die Reinigung reicht u.U. ein Sandfang aus, weitergehende Auflagen erfordern eventuell Regenklärbecken oder sogar Bodenfilterbecken. Das gleiche gilt aber auch im Hinblick auf den Wasserhaushalt. Die Annäherung an die natürliche Wasserbilanz - sollte sie gefordert werden - kann mit einer Ableitung des Regenwassers in einem Kanalnetz nicht erreicht werden, mit dezentralen Maßnahmen ist dies dagegen möglich. Die Zielgröße „Aufrechterhaltung des Wasserhaushaltes“ bestimmt somit die Wahl des Regenwasserbewirtschaftungssystems. Die Auswahl von Maßnahmen aus einem ganzen Katalog -gewissermaßen einer Werkzeugkiste (Toolbox)- mit dem Ziel die verschiedenen Zielgrößen bestmöglich zu erfüllen, stellt zukünftig die vorrangige Aufgabe im Rahmen einer großräumigen Planung dar.

Die Einführung neuer Zielgrößen beeinflusst außerdem den Planungsprozess. Während in der Vergangenheit die Aufgabe darin bestand, das Kanalnetz auf die Zielgröße „Entwässerungskomfort“ zu bemessen und dann im Nachgang die End-Of-Pipe-Maßnahmen so zu dimensionieren, dass die Zielgröße „zulässige Schmutzfrachtemission“ bzw. „zulässige Abflusspende“ eingehalten wird, sind in Zukunft mehrere Zielgrößen gleichzeitig zu berücksichtigen (Abb. 12). Damit wird der Übergang von der bisher praktizierten „linearen Planung“ zur „integralen Planung“ vollzogen.

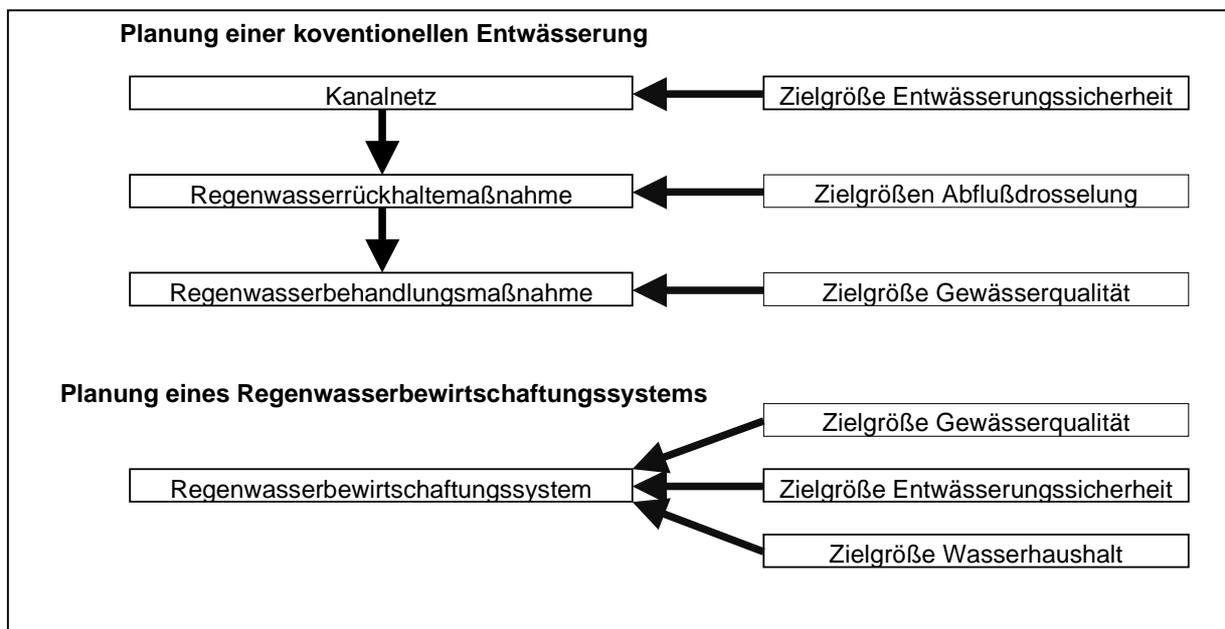


Abb. 12: Berücksichtigung mehrerer Zielgrößen im Planungsprozeß

Die Bewertung von Maßnahmen im Hinblick auf mehrere Zielgrößen ist für die Siedlungsentwässerung eine neue Aufgabe. In anderen Bereichen, z.B. der Raum- und Regionalplanung, der Verkehrsplanung aber auch der großräumigen Wasserwirtschaft ist diese Aufgabenstellung dagegen nichts neues. Ein Beispiel hierfür ist eine Studie zum Ausbau der Donau [BFG, 1999].

Dementsprechend stehen auch die Werkzeuge (mehr-kriterielle Bewertungsverfahren, Entscheidungshilfesysteme) bereits zur Verfügung und müssen „lediglich“ auf den Bereich der Regenwasserbewirtschaftung übertragen werden. Im Abschnitt 7.7 werden entsprechende Werkzeuge vorgestellt.

Damit wird deutlich, dass neue Zielgrößen auch die zur Anwendung kommenden Planungswerkzeuge bestimmen. Andere Beispiele sind die Einführung des Überstau-nachweises für ein Kanalnetz, die zwingend zur Anwendung eines hydrodynamischen Kanalnetzmodells führt, oder die flächendeckende Untersuchung von Versickerungsmöglichkeiten, die effektiv nur mit einem geographischen Informationssystem bearbeitet werden kann.

Die Einführung mehrerer gleichberechtigter Zielgrößen wirft weitere Fragen auf. Stellen die verschiedenen Zielgrößen Restriktionen für ein Regenwasserbewirtschaftungssystem dar und müssen „nur“ erfüllt werden? Oder soll das Regenwasserbewirtschaftungssystem ein Optimum hinsichtlich der verschiedenen Zielgrößen darstellen. Dass diese beiden Ansätze durchaus zu unterschiedlichen Ergebnissen führen können, zeigt Abb. 13.

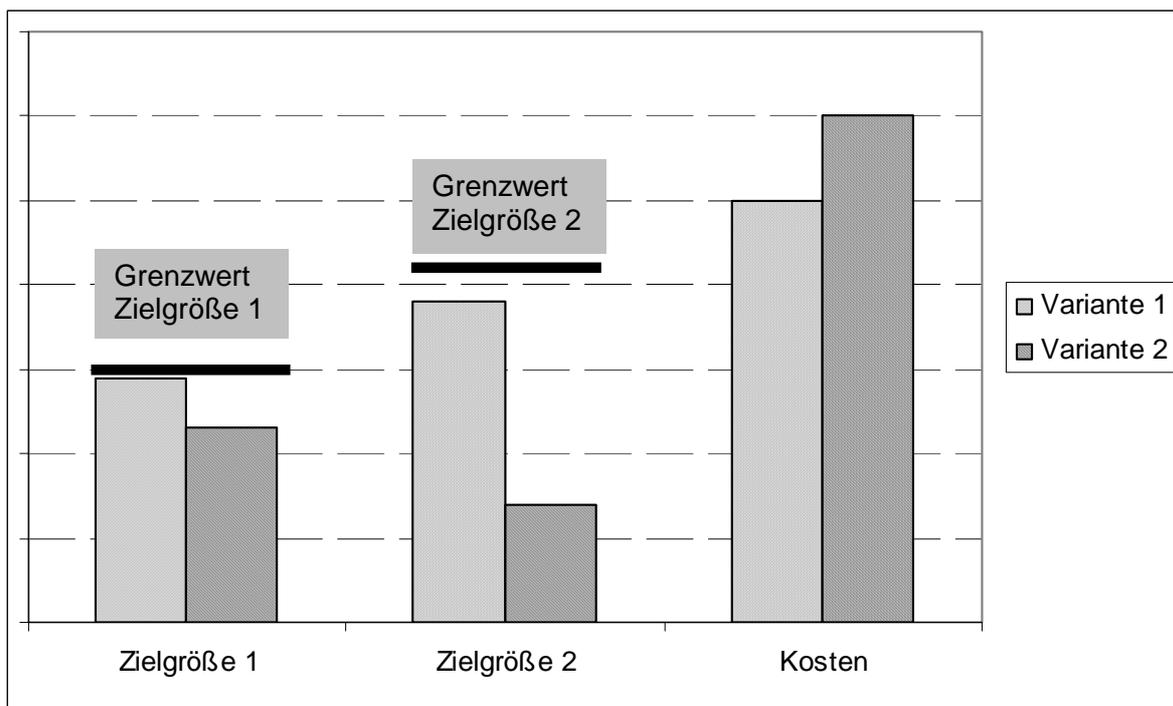


Abb. 13: Zielgrößen: Restriktionen oder Maßstab?

Stellen Zielgröße 1 und Zielgröße 2 Restriktionen dar, so wird ein Bauträger aufgrund der etwas geringeren Kosten die Variante 1 wählen. Dennoch kann Variante 2 die „bessere“ Lösung darstellen, da die Zielgrößen deutlich stärker unterschritten werden - bei nur geringfügig höheren Kosten.

Für die unterste Planungsebene, d.h. bei konkreten Objektplanungen, ist es unrealistisch, eine Suche nach der optimalen Lösung (über finanzielle Gesichtspunkte hinaus) zu fordern. Hier wird man klare Zielgrößen benötigen, unter denen eine möglichst wirtschaftliche

Lösung gefunden werden muss. In übergeordneten Planungen, d.h. auf der Ebene der Bewirtschaftungspläne oder des GBPR ist es dagegen zumutbar und praktikabel, eine Optimierung hinsichtlich aller Zielgrößen durchzuführen. Aus dieser Optimierung sollten dann die konkreten Zielgrößen für die Objektplanung abgeleitet werden. Dies ist legitim, da mit den Zielgrößen schließlich ein Entwicklungsziel erreicht werden soll, das bereits ein Kompromiss aus ökologischen und nutzungsorientierten Ansprüchen darstellt.

5 Maßnahmenkatalog

5.1 Überblick

Die Möglichkeiten Regenwasser zu bewirtschaften, sind außerordentlich vielseitig. Schon auf dem einzelnen Grundstück bieten sich neben der Ableitung im Trenn oder Mischverfahren verschiedene Bewirtschaftungsmöglichkeiten an, wie z. B. die Entsiegelung von befestigten Flächen, Versickerungsmulden, einfache Regentonnen oder hochtechnische Trinkwassersubstitutionssysteme, Mulden-Rigolen-Systeme oder Dachbegrünungen.

Ebenso vielseitig sind die Alternativen im Bereich der Kanalisation: Speichermaßnahmen zu Dämpfung der Abflussspitzen, Entlastungsbauwerke und die große Palette der Behandlungsverfahren im Trenn- und Mischsystem. Im Mischsystem stellt die Behandlung auf der Kläranlage über den zweifachen Trockenwetterabfluss hinaus ebenfalls eine Möglichkeit der Regenwasserbewirtschaftung dar.

Wird die integrative Betrachtungsweise der Wasserrahmenrichtlinie aufgegriffen, müssen darüber hinaus Maßnahmen außerhalb der Siedlungsgebiete, im Gewässer und im Einzugsgebiet betrachtet werden. Dies trifft sowohl für Maßnahmen der Qualitätsverbesserung im Gewässer (z. B. Renaturierung) als auch für Maßnahmen zur quantitativen Aufrechterhaltung des natürlichen Wasserhaushaltes (Hochwasserschutz durch dezentrale Maßnahmen, Grundwasserneubildung durch Versickerung) zu.

Dieses Kapitel gibt einen Überblick über die Vielzahl der verschiedenen Möglichkeiten. Für jede Maßnahme werden Vor- und Nachteile, insbesondere die Auswirkungen auf den Wasserhaushalt und die Kosten, dargestellt.

Fazit eines Vergleichs der verschiedenen Maßnahmen ist, dass einige Verfahren prinzipielle Vorteile, andere prinzipielle Nachteile aufweisen, die schon eine gewisse Reihenfolge zur Folge haben. Allerdings: *das* optimale Verfahren zur Regenwasserbewirtschaftung gibt es nicht. Ob eine Verfahren geeignet ist, hängt entscheidend von den lokalen Randbedingungen und den vorgegebenen Zielgrößen ab. Besondere Randbedingungen und besondere Anforderungen können auch ein besonderes Verfahren erfordern. Ein Maßnahmenkatalog, der diese Aspekte berücksichtigt, ist eine Voraussetzung für einen Generellen Bewirtschaftungsplan Regenwasser.

5.2 Allgemeine Vorbemerkungen

5.2.1 Verwendete Einheiten

Ziel dieses Kapitels ist es, die verschiedenen Maßnahmen hinsichtlich ihrer Wirkung auf den Wasserhaushalt, den Schadstoffrückhalt oder die Kosten miteinander zu vergleichen. Bei der Betrachtung der Bemessungsansätze für die verschiedenen Verfahren fällt auf, dass unterschiedliche Einheiten verwendet werden, obwohl eigentlich die gleiche physikalische Größe gemeint ist. Besonders deutlich fällt dieser Effekt bei dem flächenbezogenen Volumenstrom (Abflussspende) auf (Tab. 12).

Tab. 12: Gebräuchliche Einheiten für die Größe „flächenbezogener Volumenstrom“

<i>Maßnahme</i>	<i>verwendete Einheit</i>
Regenrückhaltebecken	l/(s ha)
Mischwasserspeicherbecken	Vielfaches des Trockenwetterabflusses Q_t
Hochwasserabflussspenden	l/(s km ²)
Entnahme aus Zisternen	m ³ /d oder m ³ /a bezogen auf 100 m ² Dachfläche
Versickerungsleistung	m/s (k_f -Wert)
Niederschlagsintensitäten	l/(s ha) mm/Zeitintervall (15 Minuten, 1 Tag, 1 Jahr)
Regenwasserbehandlungsanlagen	m/h, mm/h

Die Vielzahl der Einheiten ist ein Indiz dafür, wie wenig bislang verschiedene Maßnahmen miteinander verglichen wurden, insbesondere in Bezug auf ihre Wirkung auf den natürlichen Wasserhaushalt. In den Niederlanden werden siedlungswasserwirtschaftliche Größen dagegen konsequent in mm (Speichervolumina) oder mm/h (flächenbezogener Volumenstrom) angegeben. Da diese Einheiten eine viel bessere Vergleichbarkeit ermöglichen, werden sie im folgenden verwendet.

5.2.2 Berechnungsgrundlagen und -methoden

Um den Einfluss der verschiedenen Maßnahmen auf den Wasserhaushalt bzw. das Schadstoffrückhaltevermögen beurteilen zu können, wurden im Rahmen dieser Arbeit zahlreiche exemplarische Modellrechnungen durchgeführt. Als Modell kam dabei eine erweiterte Version des Programms MURISIM [IPS, 1998] mit dem Namen STORM zum Einsatz, die vom Verfasser selbst entwickelt wurde. STORM ist ein objektorientiertes, hydrologisches Niederschlags-Abfluss-Modell mit dem Langzeitkontinuumssimulationen durchgeführt werden können.

Das Systemverhalten der Maßnahmen hängt oftmals entscheidend vom Zufluss und damit vom Prozess der Abflussbildung auf den angeschlossenen Flächen ab. Für die nachfolgenden Berechnungen wurden einheitlich folgende Abflussbildungsparameter für befestigte Flächen angesetzt:

- Benetzungsverlust: 0.3 mm
- Muldenverlust 0.9 mm
- Anfangsabflussbeiwert 0.30
- Endabflussbeiwert 1.00

Die Modellierung der Abflussbildung auf befestigten Flächen erfolgt nach der Grenzwertmethode. Durchlässige Flächen wurden nicht berücksichtigt. Als Niederschlagsbelastung wurde eine 22-jährige Regenreihe der Station Berlin-Neukölln (1960-1981) gewählt. Die Regenreihe weist eine mittlere jährliche Niederschlagshöhe von 514 mm auf. Für die befestigten Flächen resultiert aus den o.a. Parametern ein mittlerer Abflussbeiwert von ca. 77% bzw. eine Abflusshöhe von ca. 400 mm.

Die durchgeführten Simulationen sollen die prinzipielle Wirkungsweise der verschiedenen Maßnahmen deutlich machen. Die Ergebnisse sind exemplarisch zu verstehen und sollen auf keinen Fall Modellanwendungen für konkrete Aufgabenstellungen ersetzen.

5.2.3 Kostenermittlung

Es wird der Versuch unternommen, die verschiedenen Maßnahmen kostenmäßig gegenüber zu stellen. Dies ist nicht unproblematisch, da die in der Literatur verfügbaren Kostenangaben auf unterschiedliche Einheitsgrößen bezogen sind. Kosten für Kanäle werden z. B. in DM pro laufender Meter angegeben, Kosten für Rückhaltebecken in DM/m³ nutzbarem Speichervolumen oder Kosten für Entsiegelungsmaßnahmen in DM/m².

Um die unterschiedlichen Kosten auf einen „Nenner“ zu bringen, bietet sich die Einheit DM pro m² angeschlossener reduzierter Fläche (DM/m²_{red}) an. Bei einigen Maßnahmen - z. B. Versickerungsanlagen - ist die Umrechnung einfach, da der Flächenbedarf der Maßnahme selbst relativ genau berechnet werden kann. Ableitungssysteme haben dagegen keinen fest definierten Flächenbedarf, so dass hier nur mit Durchschnittswerten operiert werden kann. Für eine überschlägige Gegenüberstellung ist dieser Ansatz sicherlich ausreichend.

Da die verschiedenen Maßnahmen unterschiedliche Lebensdauern aufweisen, wird zusätzlich die durchschnittliche (technische) Nutzungsdauer angegeben. Dabei wurde, so weit möglich, auf die LAWA-Leitlinien zur Kostenvergleichsrechnung zurückgegriffen. Aus den Investitionskosten, den Nutzungsdauern und den Betriebskosten können durch finanzmathematische Operationen die mittleren Jahreskosten berechnet werden. Im übrigen gilt für die Kosten das Gleiche wie für den Vergleich der Wasserbilanzen:

Die angegebenen Kosten sollen die Größenordnung verdeutlichen und keinesfalls den Kostenvergleich für ein konkretes Projekt ersetzen.

Außerdem ist zu betonen, dass die Maßnahmen Unterschiedliches leisten und auch von daher ein direkter Kostenvergleich nicht möglich ist. Wie im Rahmen der Bearbeitung eines GBPR ein ökonomischer Vergleich verschiedener Varianten durchgeführt werden kann, ist Inhalt von Kapitel 7.6 (Projektbewertung).

5.3 Maßnahmen zur Regenwasserableitung und -rückhaltung in Siedlungsgebieten

Im Arbeitsblatt A105 [ATV A105, 1996] sind das Misch- und das Trennsystem als die Grundvarianten eines Entwässerungssystems dargestellt. Eine nähere Erläuterung dieser beiden Prinzipien ist hier sicherlich nicht erforderlich. Die ebenfalls erwähnten modifizierten Systeme unterscheiden sich von den Grundvarianten „lediglich“ dadurch, dass Teile des Niederschlagsabflusses nicht in das jeweilige System eingeleitet sondern anderweitig bewirtschaftet werden. Diese „anderweitige“ Bewirtschaftung kann durch Versickerung, Ableitung in Gräben oder andere Methoden erfolgen. Eine Diskussion dieser Bewirtschaftungsmethoden erfolgt in separaten Abschnitten.

Das Prinzip der Regenwasserableitung hat jedoch noch weitere Aspekte. Die Ableitung beginnt bereits auf den befestigten Grundstücksflächen, d. h. bei der Haustechnik. Hier werden oftmals schon die Weichen für die Form der Regenwasserbewirtschaftung gestellt. Ein weitere Möglichkeit ist die Ableitung in offenen Gräben, Rinnen oder Mulden.

5.3.1 Regenwasserableitung in Kanalisationen

Maßnahmenbeschreibung

Wie bereits in Kapitel 3.2 dargelegt, stellt die Ableitung des Regenwassers im Regenwasser- oder Mischwasserkanal nach wie vor die vorherrschende Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahme in Deutschland dar. Durch die jahrhundertalte Anwendung liegen umfangreiche Erfahrungen mit dem Prinzip der Schwemmkanalisation vor. Insofern mögen einige nachfolgende Ausführungen auf den ersten Blick trivial sein. Um einen Vergleich mit anderen Bewirtschaftungsmaßnahmen zu ermöglichen, ist es aber erforderlich auch diese simplen Sachverhalte darzustellen.

Rechtliche Grundlagen, Bemessung

Maßgebend für die Dimensionierung von Kanalnetzen ist die DIN-EN-Norm 752 und das ATV-Arbeitsblatt A118. Die neuen Aspekte dieser technischen Regeln (Überstauhäufigkeit, Überflutungshäufigkeit) wurden bereits in Kapitel 4 dargestellt.

Quantitative Wirkung auf den Wasserhaushalt

Kanalisationssysteme werden i. d. R. so ausgelegt, dass sie nahezu den gesamten Niederschlagsabfluss ableiten. Nur bei extrem starken Niederschlagsintensitäten kann es vorkommen, dass die hydraulische Leistungsfähigkeit nicht ausreicht. Bei einer Abflussleistung eines Kanalnetzes von 100 l/(s ha) entsprechend 36 mm/h beträgt der Abflussanteil, der nicht direkt abgeleitet werden kann, jedoch nur ca. 1% (Berliner Niederschlagsverhältnisse). Da überstauende Wassermengen aber in der Regel nach Niederschlagsende wieder in den Kanal zurücklaufen, kann von einer 100%igen Ableitung der Abflüsse ausgegangen werden. Oftmals wird die Versiegelung als die Ursache von Hochwasserverschärfung und dem Rückgang der Grundwasserneubildung angeführt.

Tatsächlich ist es aber erst die Ableitung der Abflüsse von den versiegelten Flächen, die nachteilig auf den Wasserhaushalt wirkt.

Trotz der Ableitungswirkung ist die Retentionswirkung von Kanalnetzen nicht zu vernachlässigen. Auch ohne besondere Speichurmaßnahmen (z. B. durch Stauraumbewirtschaftung) findet innerhalb des Kanalnetzes ein Abflachen der Abflussschwelle statt. Die Abflachung ist umso stärker, je flacher das Netz bzw. je geringer die Fließgeschwindigkeit ist. Genau lässt sich dieser Effekt durch Kanalnetzmodelle quantifizieren.

Die Retentionswirkung des Kanalnetzes ist auf das relativ große, spezifische Hohlraumvolumen der Kanäle zurückzuführen. In den Niederlanden sind 7 mm (70 m³/ha) Speichervolumen im Kanalnetz zum Zwecke des Mischwasserrückhalts nachzuweisen (s. Abschnitt 3.3.5.). Das tatsächliche Hohlraumvolumen muss dementsprechend deutlich größer sein. Allerdings sind in den Niederlanden die Kanalnetze bekanntermaßen relativ flach, so dass diese Größenordnung in Deutschland nicht überall erreicht werden kann. Schätzungen gehen in Deutschland von einem mittleren spezifischen Hohlraumvolumen von ca. 100 m³/ha bzw. 10-15 mm aus. Auf die technischen Möglichkeiten der gezielten Aktivierung dieses Hohlraumvolumens durch Abflusssteuerungsmaßnahmen wird in Abschnitt 5.6.6 eingegangen.

Schadstoffreduktion, bzw. -rückhalt

Das Prinzip der Schwemmkanalisation versucht Ablagerungen im Kanalnetz möglichst zu vermeiden. Dennoch treten in Bereichen mit kleinen Fließgeschwindigkeiten derartige Probleme auf. Der an anderer Stelle gewünschte Rückhalt von Schadstoffen wird in der Kanalisation als negativ angesehen, da

- a) die Ablagerungen zu betrieblichen Problemen führen (Querschnittsverengung, Geruchsbelästigung) und
- b) die Akkumulationen bei stärkeren Abflüssen wieder abgetragen werden und je nach Entwässerungssystem und hydraulischer Auslastung direkt ins Gewässer oder zur Kläranlage gelangen.

Die modelltechnische Beschreibung des Akkumulations-Abtrags-Vorganges ist seit längerem Gegenstand der Forschung. Die zu berücksichtigenden Prozesse sind sehr komplex und hängen von vielerlei Faktoren ab, z. B. der Schmutzstoffansammlung an der Oberfläche, der Zusammensetzung der Schmutzstoffe oder dem Intervall der Straßenreinigung. Zwar ist in einigen Forschungsprojekten eine Kalibrierung von Schmutzfrachtmodellen an gemessenen Schadstoffganglinien möglich gewesen, eine Verallgemeinerung, die einen Einsatz in der Praxis erlaubt, ist jedoch z. Zt. nicht möglich.

Im Zusammenhang mit der Auswirkung von Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen auf die Kläranlage sind Umsetzungsprozesse im Kanalnetz von Bedeutung. Prinzipiell können alle biologischen Prozesse, die beim Belebungsverfahren auf der Kläranlage ablaufen auch im Kanalnetz in mehr oder weniger ausgeprägter Form stattfinden. Hervorzuheben ist hierbei insbesondere die Versäuerung von organischen Substanzen durch fakultativ

anaerobe Organismen. Die Versäuerung des Abflusses hat u.a. Einfluss auf die Möglichkeit zur biologischen Phosphor-Elimination. Dabei gilt tendenziell, je höher der Anteil an organischen Säuren, desto höher die Leistung. Eine Beschleunigung des Mischwasserabflusses könnte damit aufgrund der höheren Fließgeschwindigkeit und der damit verbundenen geringeren Verweilzeit im Kanalnetz zu einer Verringerung der biologischen Phosphor-Elimination führen. Ein weiterer Effekt ist die Ammonifizierung organischer Stickstoffverbindungen durch heterotrophe Organismen zu Ammonium.

Es muss davon ausgegangen werden, dass Kanalnetze keine nennenswerte Schadstoffreduktion bewirken. Dies entspricht auch der Intention einer Kanalnetzplanung. Die Schadstoffreduktion wird statt dessen am Ende des Kanalnetzes auf der Kläranlage oder in Regenwasserbehandlungsanlagen vorgenommen (End-Of-Pipe-Prinzip). Dennoch stellt eine häufigere Kanalreinigung eine Maßnahme zur Schmutzfrachtreduktion dar.

Flächenbedarf

Der geringe Flächenbedarf einer Kanalisation wird in der Praxis als Vorteil gegenüber z. B. Versickerungsanlagen angesehen. In der Regel werden die Leitungen innerhalb des öffentlichen Straßenraums verlegt, so dass kein gesonderter Flächenerwerb erforderlich ist. Dieser Vorteil ist im Zuge einer Planung zu berücksichtigen.

Bei beengten räumlichen Verhältnissen kann allerdings auch die Anordnung im Straßenunterraum problematisch werden. So müssen bei größeren innerstädtischen Bauvorhaben Leitungs koordinierungspläne erstellt werden, um alle Leitungsträger (Gas, Wasser, Strom, Fernwärme, Telekom, U-Bahntunnel, Unterführungen, etc.) im Straßenraum unterbringen zu können. Im Gegensatz zu anderen unterirdisch verlegten Leitungen sind Regenwasserleitungen im Trenn- oder Mischsystem zwangsläufig Freigefälleleitungen, bei denen die Spielräume hinsichtlich der vertikalen Lage sehr begrenzt sind.

Rein rechnerisch erreicht der Flächenbedarf durchaus relevante Größenordnungen. Bei einer spezifischen Kanalnetzlänge von ca. 300 m/ha_{red} (s.u.), und einer Rohrgrabenbreite von durchschnittlich 1,50 m (z. B. für ein Kanalrohr DN 600), beträgt der Flächenbedarf immerhin 450 m²/ha_{red} oder 4,5% der angeschlossenen Fläche.

Herstellungskosten

Die Kosten für Regen- bzw. Mischwasserkanäle lassen sich aufgrund der langjährigen Erfahrung im Kanalbau recht gut spezifizieren. Sie sind allerdings abhängig von vielen Faktoren, z. B. von Durchmesser, Tiefenlage, Material, Wasserhaltung, Ort der Baumaßnahme, etc.

Nach einer Umfrage der Abwassertechnischen Vereinigung [ATV, 1997] lagen die durchschnittlichen Kosten für eine Kanalerneuerung bei ca. 2.700 DM/m. Eine Renovierung/Reparatur kostet dagegen im Mittel nur ca. 650 DM/m.

In einer Veröffentlichung des Thüringer Ministeriums für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt [FREISTAAT THÜRINGEN, 1996] mit dem Titel „Kostenkennziffern für eine kostengünstige kommunale Abwasserentsorgung“ werden die in Abb. 14 angegebenen Einheitspreise für Kanalisationssysteme genannt.

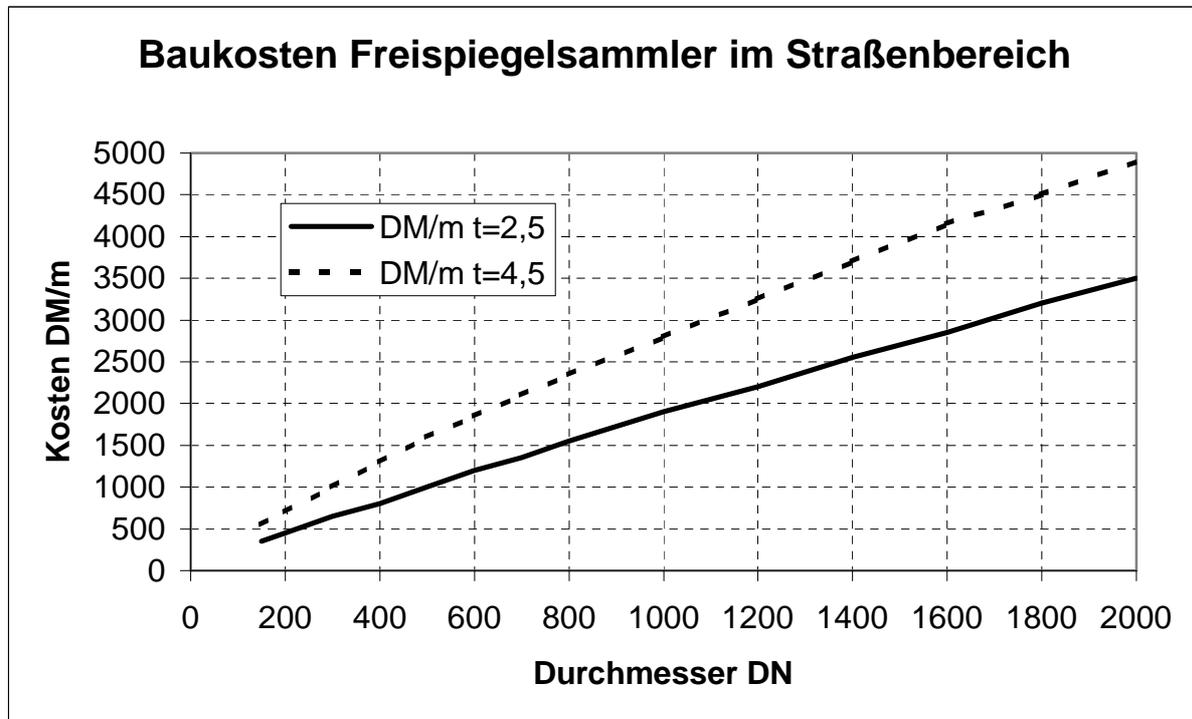


Abb. 14: Baukosten für Freispiegelsammler im Straßenbereich ohne Schächte, Preisbasis 1996, entnommen aus [FREISTAAT THÜRINGEN, 1996].

Die dargestellten Preise basieren auf durchschnittlichen Bodenverhältnissen (Bodenklasse 3/5) und sind Gesamtnettokosten inkl. Planung, aber ohne Geländekauf und Schachtbauwerke. Bei ungünstigen Bodenverhältnissen (Fels, BKL 6,7) oder aufwendiger Wasserhaltung steigen die Kosten stark an. Für Schächte sind zusätzlich ca. 2500 DM/Standardschacht zu erwarten. Die Preise basieren auf Projektkosten aus Brandenburg, Sachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen sowie auf Literaturangaben und Herstellerpreisangaben. Kostenrichtwerte des Landes Hessen [HMU, 1995] bestätigen diese Werte. Interessant ist, dass in diesem Katalog keine Kosten für dezentrale Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen aufgeführt sind, obwohl diese maßgeblich zu einer kostengünstigen kommunale Abwasserentsorgung beitragen können. Dies zeigt die immer noch dominante Stellung der Regenwasserableitung.

Um einen Vergleich mit anderen Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen zu ermöglichen ist es sinnvoll die Kosten auf die angeschlossene Fläche umzurechnen. Nach PECHER [1991] lag die flächenbezogene Kanalnetzlänge im Mischsystem relativ unabhängig von der Gemeindegröße bei ca. 95 m/ha (1987). Unter Berücksichtigung der Zunahme der Kanalisierung in den letzten Jahren (s. Abschnitt 3.2) kann von einer spezifischen Länge von ca. 100 m/ha Siedlungsfläche bzw. von ca. 300 m/ha_{red} bei einem

mittleren Versiegelungsgrad von 33% ausgegangen werden. Angaben über charakteristische Gebietsdaten bei PECHER [1991b] und Erfahrungen mit eigenen Projekten bestätigen diese Zahl, bzw. liefern spezifische Längen, die eher etwas höher liegen (250-400 m/ha_{red}). Bei einem Preis von z. B. 1.500 DM/m (Neubau Freispiegelkanal DN 600, Verlegetiefe 3,5 m) ergeben sich damit spezifische Kanalbaukosten von 45 DM/m².

Für Berlin kann die in Tab. 13 dargestellte Abschätzung vorgenommen werden. Die Zahlen sind dem Abwasserbeseitigungsplan Berlin [KLEIN, 1999] entnommen. Die mittleren Kosten für die Kanalerneuerung sind der ATV-Statistik entnommen [ATV, 1997].

Tab. 13: Spezifische Kosten der Kanalerneuerung in Berlin

Gesamtlänge des Kanalnetzes (Misch- und Regenwasserkanäle)	ca. 4.900 km
Versiegelte, angeschlossene Fläche	11.500 ha
Mittlere Kosten für die Kanalerneuerung n. ATV	2.700 DM/m
Kosten für eine vollständige Erneuerung, geschätzt	ca. 13,2 Milliarden DM
Spez. Wiederbeschaffungskosten, geschätzt	ca. 115 DM/m ²

Für den Anschluss neuer Kanalabschnitte an vorhandene Netze ohne Berücksichtigung der Folgekosten, bzw. für die Neuplanung kleiner autarker Kanalnetze können dagegen deutlich geringere Kosten veranschlagt werden. Bei spezifischen Kanalbaukosten von 500 DM/m ergeben sich Kosten von 15 DM/m².

Betriebskosten, Nutzungsdauer

Die Betriebskosten für Kanalisationsanlagen setzen sich aus [ATV, 1994c]:

- Personalkosten,
- Sachkosten für z. B. Energie, Ersatzteile, Schmierstoffe, etc.,
- Instandhaltungskosten,
- Wartungskosten z. B. Reinigung, Kanalfernuntersuchung, etc.,
- Umlage für den allgemeinen Betriebs- und Verwaltungsaufwand,

zusammen. PECHER [1992] zählt außerdem die Abwasserabgaben zu dieser Kostengruppe - wobei diese nicht sonderlich ins Gewicht fallen (0.5-3% der Gesamtkosten der Abwasserbeseitigung) - betrachtet dagegen die Personalkosten separat. Kalkulatorische Kosten (Abschreibungen, Zinsen) sind keine Betriebskosten.

Der Anteil der Betriebskosten an der Abwassergebühr beträgt in der Bundesrepublik Deutschland ca. 25%. In der Untersuchung von PECHER [1992] wird darauf hingewiesen, dass die Betriebskosten zukünftig weiter ansteigen werden, da aufgrund der Altersstruktur der bestehenden Kanalnetze verstärkt Kanalinspektionen, -reparaturen und -sanierungen

erforderlich werden. Weiterhin wurden bei der Erhebung der Kanalbetriebskosten in der Bundesrepublik große Schwankungen festgestellt. Am ehesten ist eine Korrelation zur Einwohnerzahl der Gemeinde möglich (Abb. 15). Danach betragen die spezifischen Betriebskosten zwischen 40 und 60 DM pro Einwohner und Jahr bzw. zwischen 8 und 16 DM pro Meter Kanal und Jahr, je nach Gemeindegröße. Auf die angeschlossene Fläche bezogen ($300 \text{ m/ha}_{\text{red}}$) ergeben sich mittlere Kosten von ca. $3.600 \text{ DM/ha}_{\text{red}}/\text{a}$ oder $0,36 \text{ DM/m}^2/\text{a}$.

Die durchschnittliche Nutzungsdauer von Kanälen (außer Steinzeug- und Kunststoffrohren) liegt nach Angaben der LAWA [1992] bei 50-60 Jahren. Steinzeugrohre weisen Nutzungsdauern von 80-100 Jahren auf, ihr hauptsächlicher Einsatzbereich ist allerdings auf Durchmesser kleiner als DN 600 beschränkt [ATV 1994b]. Bei Kunststoffrohren kann von einer Nutzungsdauer von 50 Jahren ausgegangen werden [LAWA, 1992].

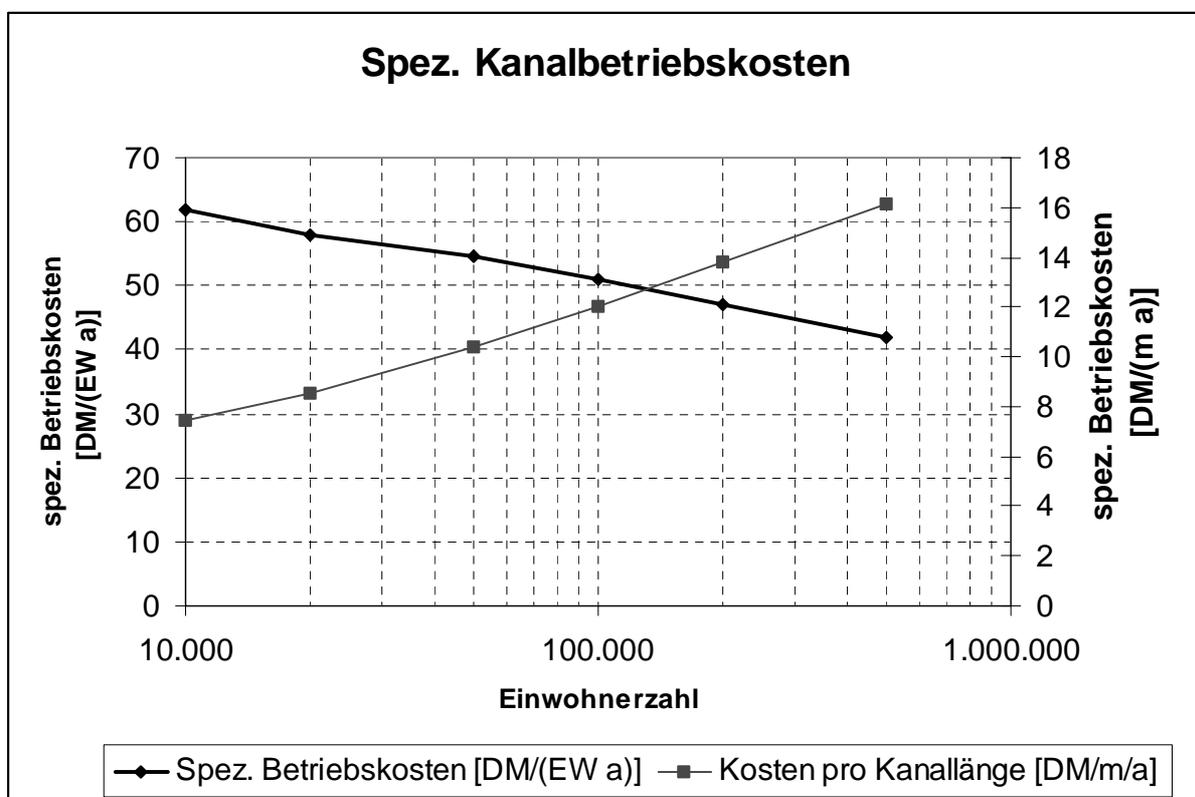


Abb. 15: Spezifische Kanalbetriebskosten in Abhängigkeit der Einwohnerzahl bzw. pro Kanallänge, Preisbasis 1991, nach PECHER [1992].

5.3.2 Offene und oberflächige Ableitungssysteme

Maßnahmenbeschreibung

Die Ableitung des Regenwassers in offenen Gräben, Rinnen oder Mulden wird in Deutschland vorzugsweise zur Entwässerung außerörtlicher Straßen - Autobahnen und Landstraßen - praktiziert. Planungsgrundsätze und Bemessungsverfahren hierfür sind in der Richtlinie für die Anlage von Straßen, Teil Entwässerung (RAS-Ew) aufgeführt [FGSV, 1987]. Beschrieben werden u.a.:

- Straßenmulden (Rasen- oder Raubbettmulde)
- Entwässerungsgräben (Straßengraben, Abfangegraben)
- Straßenrinnen (Bord-, Pendel-, Spitz-, Mulden-, Kasten- oder Schlitzrinne)

Einer flachen Mulde ist gegenüber einem tieferen Entwässerungsgraben aus Gründen der Verkehrssicherheit der Vorzug zu geben. Nach Möglichkeit sind die Mulden als Rasenmulden auszubilden um zumindest eine teilweise Versickerung zu erreichen (RAS-Ew).

In Siedlungsgebieten sind Entwässerungsgräben als direkte Vorflut für Straßen oder Grundstücke eher selten. Abgesehen davon, dass Entwässerungsgräben wohl das gängige Entwässerungsverfahren in vorindustrieller Zeit waren, finden sich dennoch auch in der modernen Wasserwirtschaft einige Beispiele für oberirdische, offene Entwässerungssysteme. KEHR [1957] hat bereits vor über vierzig Jahren einen Entwurf für ein Neubaugebiet vorgelegt, in dem offene Ableitungssysteme und Mulden eine wichtige Komponente darstellen.

Ein Beispiel für die oberflächige Entwässerung einer ganzen Ortslage findet sich in der Stadt Amöneburg. Diese Stadt liegt auf einem Granitfelsen mit relativ geringer Bodenaufgabe, wodurch eine konventionelle Kanalisation erhebliche Kosten verursacht hätte. Statt dessen erfolgt die Ableitung des Regenwassers über oberirdische Kastenrinnen in zentrale Versickerungsanlagen (Auskunft Fa. Heraton).

Eine andere Form der oberflächigen Entwässerung ist die sogenannte Speicherkaskade [IUPLAN, 1997]. Bei diesem System werden offene Gräben und Mulden zur Ableitung und Retention der Niederschlagsabflüsse genutzt. Die Aktivierung des Speicherraum erfolgt durch einfache Rohrdrosseln. Der Nachweis des Systems wird wegen der (gewollten) Rückstaueffekte durch ein hydrodynamisches Berechnungsverfahren geführt.

Bemessung

Die Bemessung von oberflächigen Entwässerungssystemen erfolgt durch die Vorgabe eines Bemessungsregen und einen hydraulischen Nachweis, je nach Fragestellung mit einem hydrodynamischen Berechnungsmodell oder nach den Gleichungen der stationären Gerinneströmung (Manning-Strickler).

Quantitative Wirkung auf den Wasserhaushalt

Offene Gräben weisen ein sehr viel höheres spezifisches Speichervolumen auf als unterirdische Kanäle. Beispielsweise hat ein Graben (oben 3,0 m breit, 1,20 m tief, Böschungsneigung 1:1) bei einer Einzugtiefe von 100 m (entspricht der mittleren Einzugtiefe eines Misch-/Regenwasserkanals) ein spezifisches Speichervolumen von ca. 20 mm oder 200 m³/ha, ein ebenes Gelände vorausgesetzt. Dementsprechend groß ist die Retentionswirkung dieser Maßnahme.

Darüber hinaus bewirken offene Gräben eine gewisse Verdunstung von Niederschlagsabflüssen, die jedoch nicht überschätzt werden sollte. Die potenzielle jährliche Verdunstung einer Wasserfläche liegt in Berlin etwas über der jährlichen Niederschlagsmenge, so dass das Verhältnis zwischen angeschlossener Fläche und Wasserfläche näherungsweise den Anteil der Verdunstung widerspiegelt, einen Dauerstau im Graben vorausgesetzt. Bei einem Graben mit den o.a. Abmessungen beträgt der Anteil der Wasserfläche am Einzugsgebiet ca. 1.2%, so dass der Anteil der Verdunstung an der Jahreswasserbilanz auf max. 1% geschätzt werden kann. Offene Gräben können darüber hinaus ein Versickerungspotenzial aufweisen, das jedoch bei mittleren bis schlechten Bodenverhältnissen ($k_f < 10^{-6}$ m/s) aufgrund der geringen Sohlfläche von untergeordneter Bedeutung ist.

Schadstoffreduktion, bzw. -rückhalt

Ein Abbau bzw. Rückhalt von Schadstoffen ist nicht das Ziel offener Ableitungssysteme. Bepflanzte Gräben oder Mulden können über eine gewisse Reinigungsfunktion verfügen, die allerdings schwer zu quantifizieren ist.

Flächenbedarf

Der Flächenbedarf eines 3 m breiten Grabens beträgt bei einer Einzugstiefe von 100 m nur ca. 3%. Flache Kastenrinnen haben eine begehbare oder befahrbare Abdeckung und damit keinen Flächenverbrauch. Entscheidender als dieser relativ geringe Flächenbedarf wird in der Praxis jedoch eher die gestalterische Einbindung offener Ableitungssysteme sein.

Herstellungskosten, Nutzungsdauer

Die Kosten einer offenen Ableitung hängen von der Bauart ab. Für einfache Gräben ohne Gehölzbepflanzung können in etwa dieselben spezifischen Kosten wie für offene Regenrückhaltebecken (Erdbauweise) angesetzt werden (siehe dort). Die Herstellungskosten (ohne Grunderwerb) für den o.a. beispielhaften Graben betragen demnach ca. 300 DM/lfdm (150 DM/m³) oder ca. 3 DM/m² angeschlossener Fläche (Einzugstiefe 100 m).

Für das System der Speicherkaskade (relativ flache, offene Gräben mit Rückstau) werden 100 DM/lfdm (Wohngebiete) bis 150 DM/lfdm (Gewerbegebiete) veranschlagt [IUPLAN, 1997]. Mit einer Einzugstiefe von 100m resultieren daraus flächenspezifische Kosten von 1,0-1,50 DM/m²_{red}.

Abgedeckte Kastenrinnen kosten zwischen 100 DM/lfdm (einfache Rinnen DN 100 mit begehbare Abdeckung) bis zu 300 DM/lfdm (Schwerlastrinnen DN 400). Die Kosten für Pflasterrinnen aus Naturstein oder Betonsteinen hängen vom gewählten Material ab. Einheitspreise pro lfd. Meter können aus den Quadratmeterpreisen abgeleitet werden, die in Kapitel 5.4.1 genannt werden.

Die durchschnittliche Nutzungsdauer von offenen Gräben wird mit 20-33 Jahren angegeben [LAWA, 1998].

Betriebskosten

Für die Unterhaltungskosten für Gewässer bzw. Gräben liegen langjährige Erfahrungen der Wasser- und Bodenverbände vor [LANGE & LECHER, 1993]. In Niedersachsen lagen beispielsweise die mittleren Unterhaltungskosten aller Gewässer II. Ordnung bei 2,11 DM/m. Die Unterhaltungskosten für das System der Speicherkaskade werden von IUPLAN [1997] mit 0,5-6,5% der Herstellungskosten pro Jahr in Abhängigkeit der Oberflächengestaltung beziffert. Bei 2% ergeben sich daraus ähnliche Werte von ca. 2 DM/m. Bezogen auf die angeschlossene Fläche (Einzugstiefe 100 m) resultieren flächenspezifische Kosten von ca. 0,03 DM/m²/a.

5.3.3 Konventionelle Grundstücksentwässerung

Maßnahmenbeschreibung

Beim Anschluss befestigter Grundstücksflächen an einen Misch- oder Regenwasserkanal werden die Niederschlagsabflüsse traditionell über Dachrinnen und Fallrohre bzw. Hofeinfälle gefasst und über Grundleitungen in das öffentliche System eingeleitet. Die Verlegung der Grundleitungen erfolgt in der Regel in einer Tiefenlage von min. 80 cm. Ein Blick in die Standardwerke der Haustechnik [VOLGER & LAASCH, 1994] zeigt, dass diese Lösung nach wie vor als Standardlösung gelehrt wird. Auch die DIN 1986 ist sehr stark auf die Entwässerung mit Kanalisationen fixiert.

Mit dieser Standardlösung ist ein Anschluss an eine oberflächige Versickerungsanlage i. d. R. aufgrund der Tiefenlage der Grundleitung nicht mehr möglich, obwohl auch hier eine Ableitung des Regenwassers von den befestigten Flächen erforderlich ist. Alternative Lösungen bestehen in der oberflächigen Ableitung des Regenwassers in Rinnen. Die Vielfalt derartiger Lösungen ist mittlerweile sehr groß. Für befahrbare Flächen bieten sich Kastenrinnen an, wie sie schon lange zur Entwässerung z. B. in Fußgängerzonen aber auch von Rollfeldern auf Flughäfen eingesetzt werden. Einfachere Lösungen sind Rinnensteine, Rasenmulden o.ä.. Schöne Beispiele für die Einbindung derartiger Elemente in die Freiflächengestaltung liefern GEIGER & DREISEITL [1995] und ADAMS [1996]. Die oberirdische Führung des Regenwassers in Aquädukten kann schon als „Kunst am Bau“ bezeichnet werden.

Es gibt aber auch negative Beispiele, wo eine verfehlte Planung der Haustechnik die Umsetzung einer Versickerungsmaßnahme unmöglich gemacht hat. Beispielsweise verhindert die Verlegung einer Regenwassergrundleitung in 1 m Tiefe den Anschluss an eine Versickerungsmulde. Durch eine verstärkte Information von Architekten oder Haustechnikern über die Regenwasserproblematik kann diese Situation verbessert werden. Es ist zu berücksichtigen, dass die Planung von Grundstücksentwässerungsanlagen für diese Branchen nur ein Thema unter vielen ist.

Bemessung

Maßgebend für die Planung von Grundstücksentwässerungsanlagen ist die DIN 1986. Die Bemessung erfolgt auf der Grundlage von Bemessungsregen mit Spenden von bis zu 300 l/(s ha) (Regenfallrohre).

Quantitative Wirkung auf den Wasserhaushalt, Schadstoffreduktion, bzw. -rückhalt

Für geschlossene Grundstücksentwässerungsanlagen gelten die selben Ausführungen wie für Kanalisationen im öffentlichen Raum.

Herstellungskosten, Nutzungsdauer, Betriebskosten

Für einen „fairen“ Vergleich dezentraler Regenwasserbewirtschaftungskonzepte mit klassischen Entwässerungssystemen ist eine Berücksichtigung der Kosten für die Grundstücksentwässerung erforderlich, da mit der Dezentralisierung ein Großteil der Kosten auf die Grundstücke verlagert wird. Aber auch eine klassische Grundstücksentwässerung verursacht Kosten, die i. d. R. in den Kosten für den öffentlichen Kanal nicht enthalten sind.

Eine klassische Grundstücksentwässerung über Grundleitungen kann bei größeren Gewerbegrundstücken mit ca. 5-10 DM/m² befestigte Fläche abgeschätzt werden [PANNING, 1999]. Bei Einfamilienhäusern mit großzügigen Grundstücken können diese Kosten auch deutlich höher liegen (30 DM/m²). Im Mittel können spezifische Kosten von 10 DM/m² veranschlagt werden. Die Abhängigkeit von den lokalen Bedingungen insbesondere den Bodenparametern ist zu beachten.

Die Nutzungsdauer konventioneller Grundstücksentwässerungsanlagen beträgt wie bei öffentlichen Kanälen 50-80 Jahre je nach Material.

Für die Betriebskosten konnten keine Angaben in der Literatur gefunden werden. Sie werden mit 0,20 DM/m²/a abgeschätzt.

5.3.4 Regenwasserrückhaltung

Maßnahmenbeschreibung

Um die Abflussverschärfung als einen nachteiligen Effekt der Regenwasserableitung zu kompensieren, werden Regenrückhaltebecken (RRB) innerhalb oder am Ende eines Kanalnetzes angeordnet. Sie finden sowohl im Trenn- als auch beim Mischsystem Anwendung. Regenrückhaltebecken im Trennsystem können in offener Bauweise, z. B. als Erdbecken ausgeführt werden. Die Anordnung ist im Haupt- oder Nebenschluss möglich.

Rechtliche Grundlagen, Bemessung

Maßgebend für die Dimensionierung von RRBs ist das ATV-Arbeitsblatt A117 (s. Abschnitt 2.4.2.5). Die momentan noch gültige, auf dem Zeitbeiwertverfahren

beruhende Fassung von 1977 wird derzeit überarbeitet. Die neue, im Gelbdruck vorliegende Fassung bezieht die zeitliche Abfolge von Niederschlägen mit ein und empfiehlt zumindest für Becken mit größeren Einzugsgebieten die Langzeitsimulation als Nachweisverfahren. Abb. 16 zeigt das erforderliche spezifische Speichervolumen eines RRB in Abhängigkeit der Bemessungshäufigkeit und der Drosselspende. Die erforderlichen Volumina wurden durch die statistische Auswertung des modellierten Einstauverhaltens (Nachweisverfahren) ermittelt. Die Modellierung erfolgte mittels Langzeitsimulationen für Berliner Niederschlagsverhältnisse unter der Annahme, dass keine Verzögerung im oberhalb liegenden Kanalnetz auftritt. Eine detaillierte Darstellung von Bemessung und Nachweis von Regenrückhaltebecken gibt HUHN [1998].

Im Unterschied zur Kanalisation existieren keine klaren Vorgaben für die Bemessungshäufigkeit von Regenrückhaltebecken. Nach einer ATV-Umfrage liegen die Bemessungshäufigkeiten in den meisten Fällen im Bereich zwischen $n=0.5$ und $n=0.1$ [ATV AG-1.2.9, 1998].

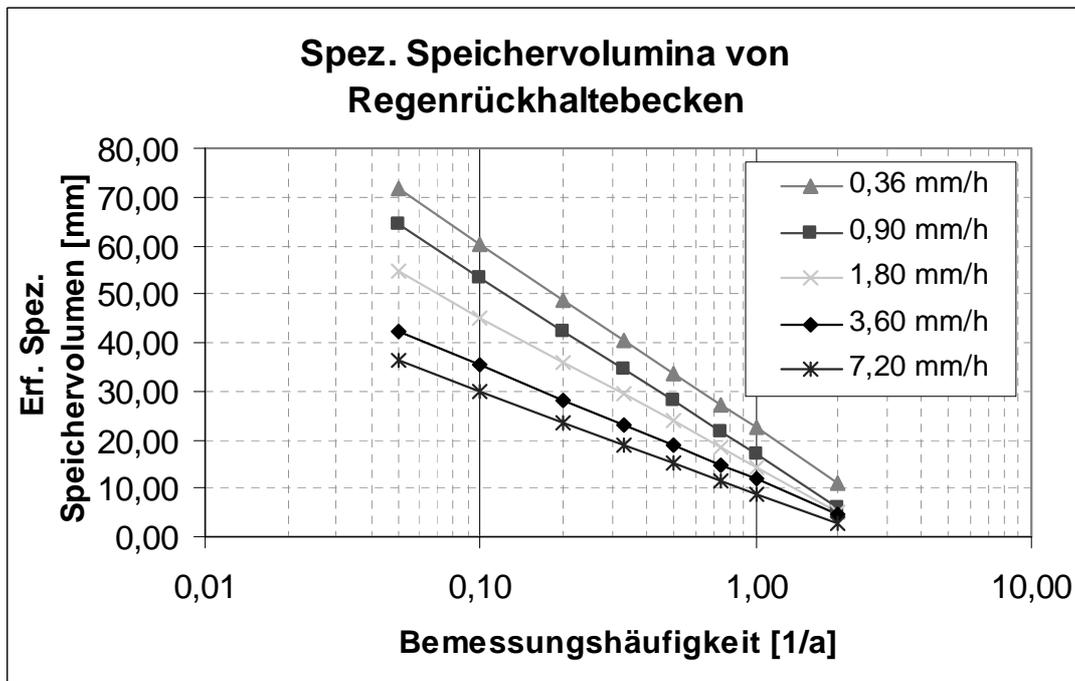


Abb. 16: Erforderliches Speichervolumen eines RRB in Abhängigkeit der Bemessungshäufigkeit und der Drosselspende, ermittelt durch eine statistische Auswertung des modellierten Einstauverhaltens (Nachweisverfahren)

Quantitative Wirkung auf den Wasserhaushalt

Regenrückhaltebecken bewirken einzig eine Verringerung der Abflussspitzen. Eine Reduktion der Abflussfülle wird nicht angestrebt. Selbst bei offenen Erdbecken sind die „Verluste“ durch Verdunstung oder Versickerung nur gering (s. Abschnitt 5.3.2). Die Retentionswirkung ist abhängig von dem vorhandenen Volumen und der Drosselspende, wobei hierbei die Abhängigkeit von der Einstauhöhe zu berücksichtigen ist. Abb. 17 zeigt

den Anteil der nicht gedrosselten Abflüsse (Entlastungsrate) eines RRB in Abhängigkeit vom spezifischen Speichervolumen für verschiedene Drosselspenden. Eine eventuelle Fließzeitverzögerung im Kanalnetz vor dem RRB wurde nicht berücksichtigt.

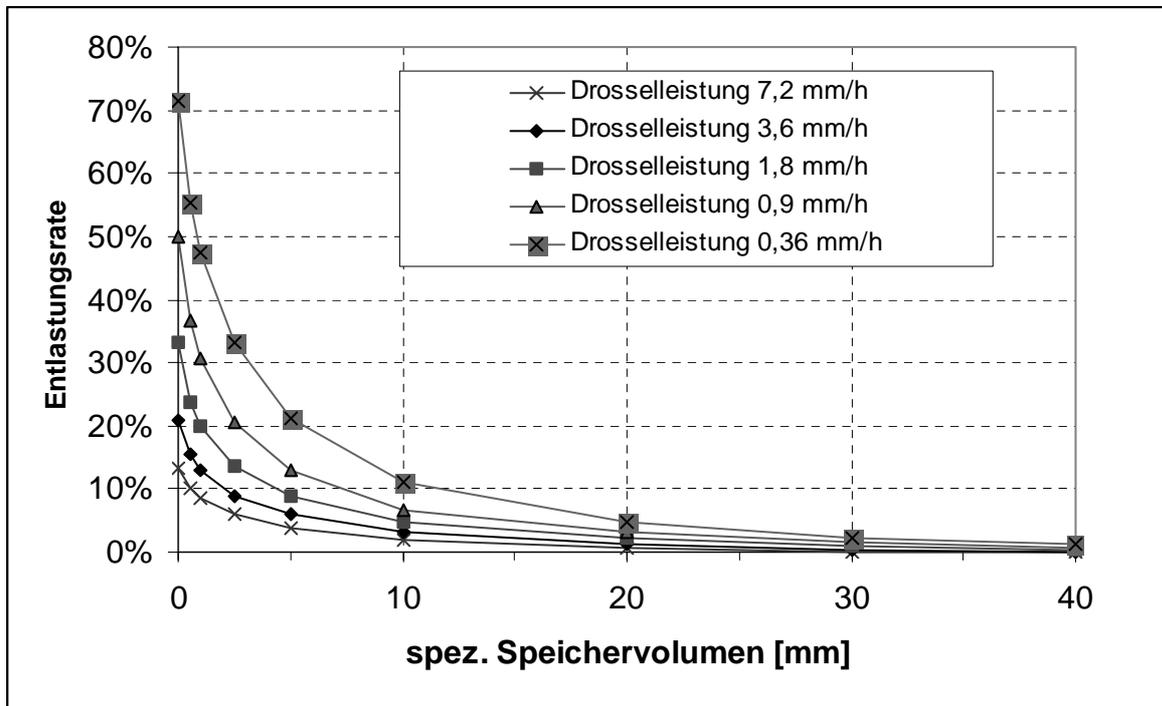


Abb. 17: Entlastungsrate eines RRB in Abhängigkeit der Drosselspende und des spezifischen Speichervolumens.

Schadstoffreduktion, bzw. -rückhalt

Regenrückhaltebecken werden nicht mit dem Ziel des Abbaus bzw. des Rückhaltes von Schadstoffen geplant. In offenen Becken mit natürlicher Sohle, insbesondere in naturnah gestalteten Becken mit Dauerstau sind jedoch die Voraussetzungen für eine Sedimentation von Feststoffen gegeben.

Flächenbedarf

Im Gegensatz zur Regenwasserkanalisation haben Regenrückhaltebecken einen nicht unerheblichen Flächenanspruch [WASSMANN et. al., 1997]. Wie groß dieser ist, hängt von der erforderlichen Drosselspende und den topographischen Verhältnissen am Standort ab. Beträgt die zulässige Drosselspende beispielsweise $q=1.8 \text{ mm/h}$ (5 l/(s ha)), so ist zur Einhaltung einer Überstauhäufigkeit von $n=0.2$ ein spezifisches Volumen von ca. 40 mm ($400 \text{ m}^3/\text{ha}$) versiegelter Fläche erforderlich (Berliner Niederschlagsverhältnisse). Bei einer möglichen Einstautiefe eines offenen Erdbeckens von 1 m, liegt die benötigte Wasserfläche bei ca. $500 \text{ m}^2/\text{ha}$ oder nur 5% der angeschlossenen Fläche. Hinzugerechnet werden müssen allerdings noch die Böschungsbereiche. Diese können den Flächenbedarf erheblich steigern, wie das Beispiel in Tab. 14 zeigt.

Das Verhältnis zwischen nutzbarem Volumen und Aushubvolumen liegt bei diesem Beispiel immerhin bei 4,6:1. Der tatsächliche Flächenbedarf beträgt damit rund 10% bezogen auf die angeschlossene, versiegelte Fläche. Bei kleineren Becken kann er auch noch ungünstiger werden. Bei günstigen Gefälleverhältnissen, d. h. bei geringeren Tiefen der Becken, ist der Flächenanspruch dagegen entsprechend geringer. Auch der Flächenbedarf von geschlossenen Becken in Betonbauweise ist i.d.R. deutlich geringer. Im Mittel wird im weiteren von einem Flächenbedarf von 7% ausgegangen. Damit wird deutlich, dass der Flächenbedarf eines zentralen Regenrückhaltebeckens durchaus dieselbe Größenordnung erreicht, wie der von Versickerungsanlagen.

Tab. 14: Flächenbedarf von Regenrückhaltebecken, exemplarische Berechnung

Entwässerungsfläche A_{red}	5 ha
Überstauhäufigkeit n	0.2
Drosselspende q_{dr}	5 l/(s ha)
Erforderliches Speichervolumen (Nettovolumen) V_{netto}	2000 m ³ (400 m ³ /ha)
Beckentiefe (Tiefenlage Zulauf) t_{B}	3,0 m
Max. Einstautiefe t_{E}	1,0 m
Böschungsneigung 1:n	1:5
Erforderliche Sohlfläche A_{Sohle}	40 x 40 m
Oberfläche d. Beckens A_{RRB}	70 x 70 m
Flächenbedarf $A_{\text{RRB}}/A_{\text{red}}$	9,8 %
Erforderliches Aushubvolumen (Bruttovolumen) V_{Brutto}	9200 m ³

Herstellungskosten, Nutzungsdauer

Die Herstellungskosten für ein RRB hängen entscheidend

- von der Größe
- von der Bauart
- dem Verhältnis zwischen nutzbarem und Aushubvolumen und
- den Bodenverhältnissen, insbesondere den Grundwasserverhältnissen

ab. Für offene Erdbecken mit natürlicher Sohle und Böschung werden in der bereits erwähnten Statistik des Freistaates Kosten aufgeführt (Abb. 18).

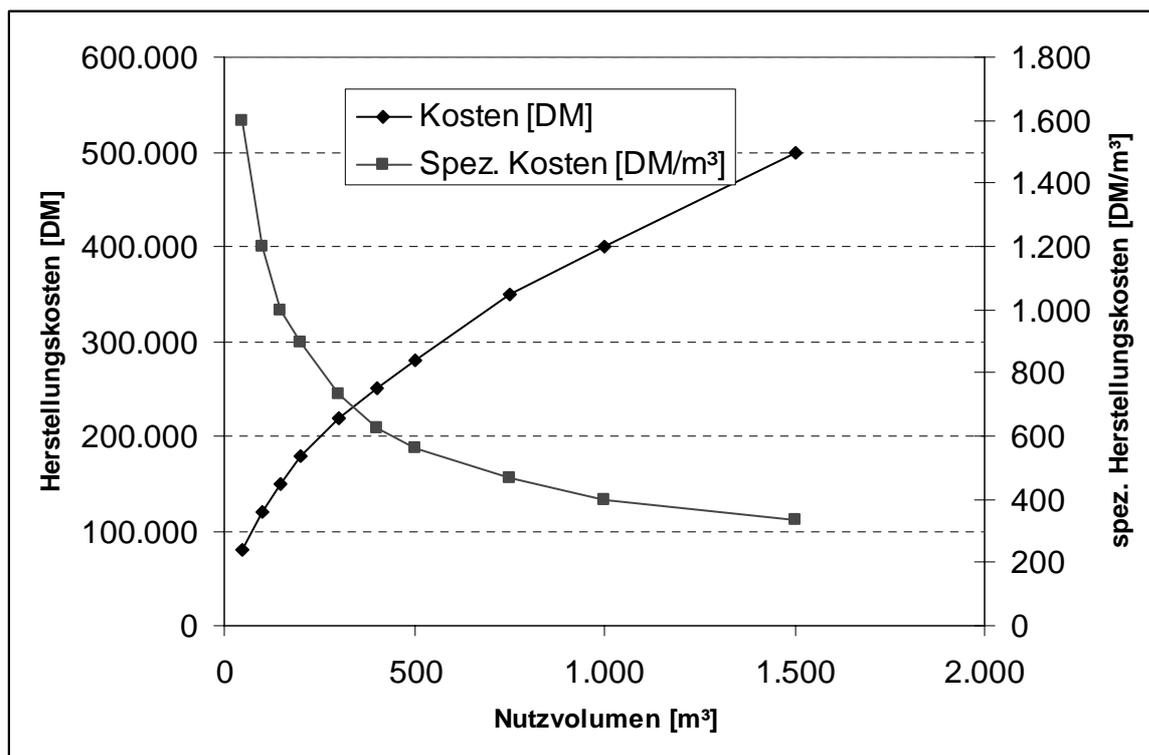


Abb. 18: Herstellungskosten für Regenrückhaltebecken in offener Bauweise [FREISTAAT THÜRINGEN, 1996].

Im ATV-Handbuch (Preisbasis 1993) werden dagegen mit 150-300 DM/m³ nutzbarem Beckenraum deutlich geringere Preise für offene Erdbecken genannt. Die Kosten für Regenrückhaltebecken in geschlossener Bauweise (Becken in Stahlbetonbauweise, Stauraumkanäle) liegen deutlich höher. Kosten für derartige Bauwerke werden im Abschnitt 5.6.3 (Mischwasserbecken) aufgeführt.

Bezogen auf die angeschlossene Fläche ergeben sich Kosten von z. B. 18 DM/m² für ein Becken mit 300 m³/ha ($n=0.2, q_{dr}=10$ l/(s ha)) und spezifischen Kosten von 500 DM/m³ nutzbares Speichervolumen.

Die durchschnittliche Nutzungsdauer für Regenbecken wird von der LAWA [1998] mit 40-70 Jahren angegeben. Dabei wird allerdings nicht zwischen Becken in Betonbauweise und Erdbauweise unterschieden.

Betriebskosten

Die Unterhaltungskosten für offene Regenrückhaltebecken in Erdbauweise sind teilweise erheblich. Kosten fallen für die Pflege der Böschungen (0,20-0,40 DM/m²/a, [LANGE, LECHER, 1993]) und für die Entschlammung der Becken an. Insgesamt kann von ähnlichen Unterhaltungskosten wie bei dezentralen Versickerungsanlagen ausgegangen werden, d. h. ca. 1 DM/m²/a bzw. bei einem Flächenbedarf von 7% ca. 0,07 DM/m²_{red}/a.

5.4 Dezentrale Regenwasserbewirtschaftung in Siedlungsgebieten

5.4.1 Entsiegelungsmaßnahmen

Maßnahmenbeschreibung

Entsiegelungsmaßnahmen haben, wie andere dezentrale Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen auch, eine Reduktion des Abflusses von versiegelten Flächen zum Ziel. Die am weitesten gehende Entsiegelungsmaßnahme stellt sicherlich die Umwandlung von bisher versiegelten Flächen in Grünflächen bzw. Ackerland, Wald, Feuchtgebiete, etc. dar. Diese Form der Entsiegelung hat zwar einen sehr positiven Einfluss auf die Wasserbilanz, hat jedoch gleichzeitig eine Änderung der Nutzungsmöglichkeiten zur Folge. Auf Flächen wo derartige Einschränkungen z. B. der Befahrbarkeit nicht gewünscht sind, besteht die Möglichkeit wasserdurchlässige Beläge einzusetzen. Das Angebot an derartigen Materialien ist mittlerweile außerordentlich vielseitig. Einen guten Überblick hierzu geben BORGWARDT [1995] sowie die Prospekte der verschiedenen Hersteller [ARGE PFLASTERKLINKER, 1998].

Rechtliche Grundlagen, Bemessung

Eine echte Entsiegelung, im Sinne einer Umwandlung in den natürlichen Zustand vor der Bebauung bedarf keiner Bemessung, solange nicht die Abflüsse versiegelter Flächen aufgeleitet werden (Flächenversickerung). Die Bemessung eines wasserdurchlässigen Pflasters erfolgt analog einer Flächenversickerung nach ATV-A138.

Solange kein Oberflächenabfluss entsteht, greift der Begriff des Abwassers im Sinne des WHG nicht und damit sind wasserdurchlässige Pflasterungen eigentlich nicht genehmigungspflichtig (BORGWARDT [1994], NISPEANU [1993]). Dies gilt prinzipiell auch für stark befahrene Straßen. Hier besteht offensichtlich eine Diskrepanz im Vergleich zu anderen Versickerungsanlagen. In Berlin fordert dagegen eine Richtlinie [SENSUT, 1995], dass Stellplätze wasserdicht zu befestigen sind und die Abflüsse im Straßenseitenraum über eine belebte Bodenzone zu versickern sind. Für wasserdurchlässige Beläge sollten die gleichen Kriterien wie für andere dezentrale Versickerungsanlagen angewendet werden. Dabei sind Aspekte wie die Reinigungsfähigkeit des Oberbodens und die Verschmutzungsempfindlichkeit des Grundwasserleiters zu berücksichtigen.

Quantitative Wirkung auf den Wasserhaushalt

Die Wirkung einer Entsiegelungsmaßnahme auf das Abflussverhalten einer Fläche hängt entscheidend von der Art der Entsiegelung aber auch der Geländeneigung ab. Da Entsiegelungsmaßnahmen in der Regel dort durchgeführt werden, wo versiegelte Flächen bislang über Kanalisationssysteme entwässert wurden, ist bei einer wasserwirtschaftlichen Bewertung zu berücksichtigen, ob nach wie vor ein Ablauf oder Überlauf in die Kanalisation vorhanden ist. Gerade bei geneigten Flächen können in diesem Fall auch nach einer Entsiegelung noch recht große Abflüsse in den Kanal entstehen.

Um eine ordnungsgemäße Entwässerung einer Verkehrsfläche mit wasserdurchlässigen Pflasterbelägen sicherzustellen muss aus Gründen der Verkehrssicherheit nach BORGWARDT eine Aufnahmefähigkeit von 200 l/(s ha) entsprechend 72 mm/h oder $2 \cdot 10^{-5}$ m/s dauerhaft gewährleistet sein. Da nur die Pflasterfuge die effektive Versickerungsfläche darstellt, muss die Versickerungsfähigkeit des Materials in den Fugen bzw. des Unterbaus deutlich höher liegen, z. B. bei einem Fugenanteil von 3% (Rechenbeispiel nach BORGWARDT) immerhin bei $7 \cdot 10^{-4}$ m/s oder 2500 mm/h (!). Ob diese Durchlässigkeiten auf die gesamte Standzeit einer Pflasterfläche übertragbar sind, kann nicht abschließend beurteilt werden [BORGWARDT, 1994]. Eine Verschließung der Poren mit Feinmaterial (Clogging) kann nicht ausgeschlossen werden. Durch einen sorgfältigen Aufbau des Unterbodens kann diesem Effekt entgegengewirkt werden. Dabei gilt das gleiche Motto wie bei Versickerungsmulden: *Soviel Verdichtung wie nötig, soviel Durchlässigkeit wie möglich.*

Falls die Wasserdurchlässigkeit nicht mehr gegeben ist und ein Anschluss an einen Kanal vorhanden ist, verändert sich die Wasserbilanz nachteilig. Abb. 19 zeigt das Abflussverhalten einer wasserdurchlässigen Pflasterung bei abnehmenden k_f -Wert. Während der Anteil der Versickerung an der Wasserbilanz nur allmählich abnimmt, steigt die max. Abflussspende relativ plötzlich an.

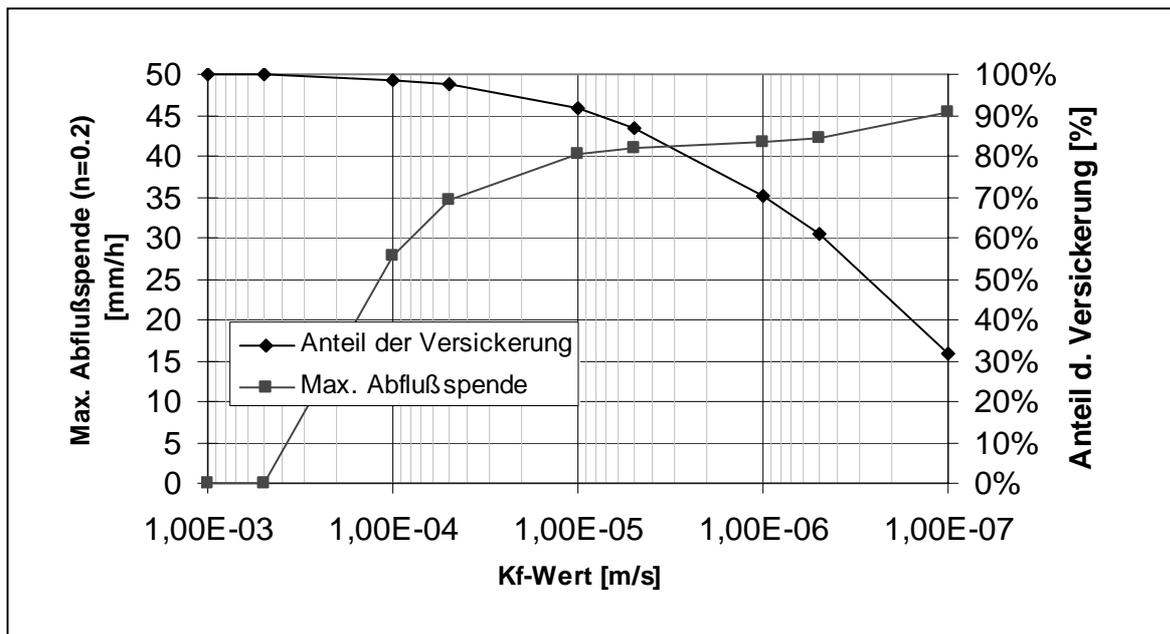


Abb. 19: Abflussverhalten einer wasserdurchlässigen Pflasterung bei abnehmenden k_f -Wert (Annahmen: Versickerung über die Pflasterfuge, 10% Fugenanteil, 5 mm Einstau auf der Fläche möglich, bevor ein Abfluss auftritt).

Schadstoffreduktion, bzw. -rückhalt

Sofern entsiegelte Flächen keinen Überlaufanschluss an eine Kanalisation besitzen, können von diesen Flächen auch keine Schadstoffe über die bekannten Pfade in die Gewässer gelangen. Bezogen auf das Gewässer ist die Schadstoffreduktion 100%. Allerdings sind die zweifelsohne in jedem Niederschlagsabfluss vorhandenen Schadstoffe damit noch nicht

eliminiert. Ein Teil dieser Stoffe wird im Bodenaufbau festgelegt, ein Teil wird abgebaut, ein Teil gelangt mit dem Sickerwasser in den Untergrund und damit potenziell auch ins Grundwasser. Eine nähere Betrachtung und Wertung dieser Prozesse erfolgt im Abschnitt 5.4.2 Versickerung.

Flächenbedarf

Entsiegelungsmaßnahmen haben im Vergleich zu anderen Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen keinen Flächenbedarf, da keine zusätzliche Fläche benötigt wird.

Herstellungskosten

BORGWARDT [1994] nennt für die Befestigung einer Verkehrsfläche mit wasserdurchlässigem Pflaster (inkl. Bodenaushub, Oberbau, Belag, Kantenstein und Gasse mit Kanalanschluss) Herstellungskosten von 60-80 DM/m². Erfahrungen in einem Modellhof im Berliner Bezirk Prenzlauer Berg sind etwas differenzierter, bestätigen die Zahlen aber im wesentlichen [GRÜNE LIGA, 1999]. Danach liegen die Herstellungskosten inkl. Verlegen, Unterbau, etc. bei:

- Betonpflaster: 45-50,- DM/m²
- Klinker (z. B. Lotus-Stern-Klinker): 70-80,- DM/m²
- Natursteinpflaster: 120,- DM/m²

GEIGER & DREISEITL [1995] geben folgende Kosten an:

- Schotterrasen: 45,- DM/m²
- Pflastersteine: 100,- DM/m²
- Rasengittersteine: 85,- DM/m²

Bei einer Betrachtung der Kosten für eine wasserdurchlässige Befestigung müssen eventuell, d. h. bei Neubau oder wenn aus anderen Gründen eine Sanierung erforderlich wird, Kosten für eine herkömmliche Versiegelung dagegen gerechnet werden. Die Kosten für eine herkömmliche Bitumendecke betragen mit Unterbau ca. 90 DM/m² [GEIGER, DREISEITL 1995].

Betriebskosten, Nutzungsdauer,

Über Betriebskosten speziell von wasserdurchlässigen Pflasterungen liegen keine veröffentlichten Zahlen vor. Es kann aber davon ausgegangen werden, dass im Regelfall keine Kosten entstehen, die über die sonst üblichen Kosten einer versiegelten Fläche, wie z. B. Straßenreinigung, hinausgehen. Unter Umständen kann es aber angebracht sein, Pflasterfugen mit stark zurück gegangener Versickerungsleistung zu reinigen. Spezielle Pflasterreinigungsmaschinen stehen hierfür zur Verfügung.

Die durchschnittliche Nutzungsdauer von Pflasterungen oder Betonverbundsteinen im Straßenbereich wird von der LAWA [1998] mit ca. 20-30 Jahren angegeben.

5.4.2 Versickerungsmaßnahmen

Maßnahmenbeschreibung

Selbstverständlich bewirken auch Entsiegelungsmaßnahmen eine Erhöhung des Versickerungsanteils gegenüber der konventionellen Ableitung. Dennoch werden Versickerungsmaßnahmen ganz bewusst von den Entsiegelungsmaßnahmen unterschieden, da hier die Versickerungsfläche mit den Niederschlagsabflüssen einer größeren angeschlossenen Fläche beaufschlagt wird.

Die Möglichkeiten zur Versickerung von Niederschlagswasser sind sehr vielfältig. Nach ATV-Arbeitsblatt A138 können Anlagen zur

- Flächenversickerung
- Muldenversickerung
- Schachtversickerung
- Rohr- und Rigolenversickerung

unterschieden werden. Weitere Maßnahmen können Mulden-Rigolen-Elemente (unvernetzt) oder zentrale Versickerungsbecken sein. Maßnahmen, die eine maßgebliche Ableitungskomponente beinhalten, z. B. Mulden-Rigolen-Systeme, werden gesondert betrachtet (Abschnitt 5.4.3).

Rechtliche Grundlagen, Bemessung

Im Gegensatz zu wasserdurchlässigen Pflasterungen wird bei Versickerungsanlagen der Niederschlagsabfluss gefasst und ist damit im rechtlichen Sinne Abwasser. Allerdings heißt es im §33 des WHG: *„Die Länder können allgemein oder für einzelne Gebiete bestimmen, dass ... für das Einleiten von Niederschlagswasser in das Grundwasser zum Zwecke seiner schadlosen Versickerung eine Erlaubnis nicht erforderlich ist“*.

Einige Bundesländer haben von dieser Möglichkeit Gebrauch gemacht, beispielweise Baden-Württemberg: *„Für das Einleiten von Niederschlagswasser in das Grundwasser zum Zwecke seiner schadlosen Versickerung ist eine Erlaubnis nicht erforderlich, soweit die Anforderungen einer Rechtsverordnung nach § 45b Abs. 3 Satz 3 eingehalten werden.“* (§ 36 BWVG). Andere Länder, z. B. Niedersachsen, beschränken dies auf Dach-, Hof- oder Wegeflächen von Wohngrundstücken. ROTH [1998] gibt Hinweise, wie Versickerungsmaßnahmen in Entwässerungssatzungen berücksichtigt und sogar gefordert werden können.

Für die Bemessung von Versickerungsanlagen kann das Arbeitsblatt ATV-A138 „Bau und Bemessung von Anlagen zur dezentralen Versickerung von nicht schädlich verunreinigtem Niederschlagswasser“ herangezogen werden. Die Unzulänglichkeiten des darin enthaltenen Bemessungsansatzes wurden bereits in Abschnitt 2.4.2.9 angesprochen. Die nachfolgend dargestellten Berechnungsergebnisse beruhen deshalb auf Langzeitsimulationen. Die Bemessung erfolgt i. d. R. auf Überstauhäufigkeiten von $n=0.2$.

Quantitative Wirkung auf den Wasserhaushalt

Nach den gängigen Bemessungsregeln sind Versickerungsanlagen auf eine Bemessungsregenhäufigkeit von $n=0.2$ auszulegen. Dies hat zur Folge, dass über 99% der gesamten Niederschlagsmenge (Berliner Niederschlagsverhältnisse) in der Versickerungsanlage bewirtschaftet werden. Im Falle eines Überstaus der Anlage bei extremen Niederschlagsverhältnissen wird auch eine eventuell vorhandene Kanalisation nicht mehr aufnahmefähig sein, so dass davon ausgegangen werden kann, dass nahezu kein Regenwasser oberflächlich abgeleitet wird. Dies gilt insbesondere auch für langanhaltende Niederschläge. Eine Kontinuumssimulation, bei der eine Versickerungsmulde mit der Niederschlagsreihe belastet wird, die 1993/94 das Rheinhochwasser „erzeugt“ hat, zeigt nur geringe Einstauhöhen und keine Überlaufereignisse [STAUSS, 1999]. Im Falle einer zu gering dimensionierten Anlage tritt der gleiche Effekt ein wie bei der Flächenversickerung (s. Abb. 19). Insbesondere für die nachträgliche Flächenabkopplung muss daraus gefolgert werden: „wenn abkoppeln, dann vollständig“.

Oberflächige Versickerungsanlagen (Flächen-, Muldenversickerung) weisen darüber hinaus eine nicht vernachlässigbare Verdunstung auf. Nach F. SCHNEIDER [1999] beträgt der Anteil der Verdunstung an der Jahreswasserbilanz ca. 4-6%.

Schadstoffreduktion, bzw. -rückhalt

Für Versickerungsanlagen gilt prinzipiell das gleiche wie bei Entsiegelungsmaßnahmen. Eine vollständige Versickerung bewirkt, dass keine Schadstoffe in die Kanalisation und damit direkt in die (Oberflächen-)Gewässer gelangen. Die Frage ob und welchem Maße von Versickerungsanlagen eine Gefährdung für das Grundwasser ausgeht, war in den letzten Jahren Gegenstand zahlreicher Forschungsvorhaben.

Im natürlichen Zustand bewirkt die belebte, obere Bodenzone und die darunter folgende, ungesättigte Bodenzone eine wirksame und dauerhafte Schutzfunktion für das Grundwasser. Dabei spielen vielfältige physikalische, chemische und biologische Rückhalte- und Reinigungsprozesse eine Rolle, die ihrerseits durch die hydrogeologischen und sedimentologischen Gegebenheiten sowie durch die Sickerwassertransportvorgänge beeinflusst werden [REMMLER & SCHÖTTLER, 1997]. Zwar laufen die gleichen Prozesse auch bei der technischen Versickerung ab, allerdings treten hier höhere Schadstoffbelastungen im Zufluss auf - insbesondere bei Straßenabflüssen - und die zu versickernde Wassersäule ist größer.

Schwermetalle werden hauptsächlich durch Sorption, organische Bindung und in untergeordnetem Maß durch chemische Fällungsprozesse im Boden angelagert, worauf der Tongehalt und der Humusgehalt des Bodens einen wichtigen Einfluss haben. Allerdings ist zu beachten, dass der Rückhalt von Schwermetallen im gewissen Maße reversibel ist. Die Ursachen für Schadstoffdurchbrüche sind jedoch weitgehend bekannt (Verschiebungen des

pH-Wertes, Taumittleinsatz) und können bei Planung, Betrieb und Überwachung von Versickerungsanlagen beachtet werden [KLEIN, 1999].

Organische Stoffe werden ebenfalls an den Oberflächen von Huminstoffen, Tonmineralen und Eisen- und Manganoxiden des Bodens gebunden. Daneben können Schadstoffe mikrobiologisch abgebaut werden. Es kann davon ausgegangen werden, dass die Abbauleistung mit steigendem Sauerstoff- und Nährstoffgehalt im Boden ansteigt [REMMLER & SCHÖTTLER, 1997].

Tab. 15 zeigt Anforderungen an die Bodeneigenschaften in Versickerungsanlagen. Weitere Anforderungen sind eine ausreichende Mächtigkeit der Oberbodenschicht von mindestens 30 cm und eine Begrünung der Anlagen. Der Bewuchs sichert langfristig eine kräftige Durchwurzelung, Sauerstoffversorgung und Wasserdurchlässigkeit und damit auch den Schadstoffrückhalt des Bodens.

Aus dieser Betrachtung wird deutlich, dass eine potenzielle Gefährdung des Bodens und des Grundwassers nicht nur von den Inhaltsstoffen der Niederschlagsabflüsse abhängt, sondern auch im entscheidenden Maße vom Boden selbst, d. h. den physikalischen, chemischen und biologischen Fähigkeiten, Schadstoffe zurückzuhalten.

Die Fähigkeit, Schadstoffe aus dem Niederschlagsabfluss zurückzuhalten, ist in der oberen, belebten Bodenzone generell größer als im tieferen Untergrund. Daraus folgt, dass Flächen- oder Muldenversickerung den unterirdischen Versickerungsverfahren (Schacht-, Rohr-, Rigolenversickerung) vorzuziehen sind, insbesondere bei weniger leistungsfähigen Böden. Durchlässige Pflasterungen (Dränasphalt) sind dabei im Gegensatz z. B. zu Rasengittersteinen von der Wirkungsweise her eher den unterirdischen Versickerungsverfahren zuzuordnen.

Die pauschale Forderung nach einem Abstand zwischen Versickerungsanlage und Grundwasserstand von 1 m, wie sie im alten ATV-A138 [1990] und dem Entwurf des neuen Arbeitsblattes A138 [1999] zu finden ist, wird diesem Sachverhalt nicht gerecht [MOHS, 1998]. Es ist ein großer Unterschied, ob zwischen einer Flächenversickerung und dem *mittleren höchsten Grundwasserstand* [ATV-A138 1999] ein Abstand von 1 m unterschritten wird oder bei einer Schachtversickerung. Der Wert 1 m ist außerdem willkürlich gewählt und nicht näher begründet. Auch die Orientierung an dem mittleren höchsten Grundwasserstand ist fragwürdig. In der Praxis stellen sich derartige Größen als Dogmen dar, die der eigentlichen Intention Regenwasser zu „bewirtschaften“ und optimale Lösungen zu finden, nicht gerecht werden. Beispielsweise ist mit dieser Forderung die Versickerung in Gebieten mit Schichtenwasser oft nicht möglich, da hier sporadisch sehr hohe, teilweise bis an die Geländeoberkante reichende Grundwasserstände auftreten. Derartiges Schichtenwasser bildet sich aber vorzugsweise bei lehmigen oder tonigen Böden, die eine sehr hohe Schutzwirkung gegenüber dem Grundwasser aufweisen.

Tab. 15: In Versickerungsanlagen einzustellende Bodeneigenschaften zur Förderung des Schadstoffrückhaltevermögens [REMMLER & SCHÖTTLER, 1997].

<i>Bodeneigenschaft</i>	<i>Angestrebte Bodeneigenschaften zur Förderung der Rückhalte bzw. Reinigungsfunktion der Bodenpassage in Anlagen zur Versickerung von Niederschlagsabflüssen</i>
Bodenart	Bei der Vorgabe von Kornverteilungen für das Bodensubstrat in technischer Hinsicht (z. B. nach DIN 18035, Teil 4, Bild 2 oder nach STECKER 1995) ist zur Schaffung von Sorptionsflächen nach Möglichkeit im Rahmen der Anforderungen an die Wasserdurchlässigkeit auch ein entsprechender Schluff- und Tongehalt vorzusehen.
Wasserdurchlässigkeit	Zur Gewährleistung einer zu Rückhalte- und Reinigungsprozessen ausreichend langen Aufenthaltszeit des Sickerwassers sollte die Durchlässigkeit in der oberen Bodenzone langfristig im Bereich von $5 \cdot 10^{-6}$ bis $1 \cdot 10^{-5}$ m/s liegen
Bodenreaktion	Zur Förderung des teilweise stoffspezifischen Bindungs- und Puffervermögens sollte der pH-Wert des Bodens in Versickerungsanlagen langfristig zwischen 6 und 8 liegen.
Humusgehalt	Zur Förderung des stofflichen Bindungsvermögens an organischen Materialien sollte für Versickerungsanlagen ein Boden mit nach Möglichkeit mindestens 2-4% organischer Substanz verwendet werden
Bodengefüge	Das Aggregatgefüge sollte weitgehend eine Krümelstruktur aufweisen, damit eine ausreichende Durchlüftung des Oberbodens stattfinden kann. Dies begünstigt die biologische Aktivität der Mikroflora und das Wurzelwachstum der Vegetation sowie die Intensität der Wasser- und Nährstoffaufnahme.

Flächenbedarf

Der Flächenbedarf einer Versickerungsanlage hängt ab von

- der Größe der angeschlossenen Fläche
- der Art der Versickerungsanlage,
- der Versickerungsfähigkeit des Bodens
- der Bemessungshäufigkeit
- der Geländeneigung (Quer- oder Längsgefälle)
- und natürlich den örtlichen Niederschlagsverhältnissen

Bei der Versickerungsfähigkeit des Bodens ist der jeweils ungünstigste Wert zu berücksichtigen. Bei oberirdischen Anlagen zur Flächen- oder Muldenversickerung ist dies oftmals der Oberboden, der i. d. R. eine Durchlässigkeit von $k_f = 1 \cdot 5 \cdot 10^{-5}$ m/s aufweist. Bei unterirdischen Versickerungsanlagen können dagegen stauende Schichten maßgebend sein. Die nachfolgende Tabelle gibt einen Überblick über den Flächenbedarf von Versickerungsanlagen (Berliner Niederschlagsverhältnisse):

Tab. 16: Flächenbedarf von Versickerungsanlagen bei Berliner Niederschlagsverhältnissen

Maßnahme	Maßgebender k_f -Wert	Flächenbedarf in % der angeschlossenen Fläche
Flächenversickerung	$1 \cdot 10^{-4}$ m/s	> 50 %
Versickerungsmulde (15 cm tief, Böschungsneigung 1:2.5, ebenes Gelände)	$2 \cdot 10^{-5}$ m/s	ca. 25 %
Mulde (30 cm tief, ebenes Gelände)	$2 \cdot 10^{-5}$ m/s	ca. 17,5 %
Mulde (30 cm tief, 3% Geländeneigung)	$2 \cdot 10^{-5}$ m/s	ca. 25 %
Mulde (30 cm tief, ebenes Gelände)	$1 \cdot 10^{-6}$ m/s	ca. 25 %
Rigole (100 cm tief, 2 m breit)	$1 \cdot 10^{-6}$ m/s	ca. 12 %
Schachtversickerung (DN1200, 3 m tief)	$1 \cdot 10^{-5}$ m/s	< 1 %

Tab. 16 zeigt den relativ großen Flächenbedarf von oberirdischen Versickerungsanlagen und Abb. 20 den Flächenbedarf in Abhängigkeit des k_f -Wertes der Muldensohle bei ansonsten gleichen Verhältnissen. Selbst bei verhältnismäßig guten Bodendurchlässigkeiten ist mit einem Flächenbedarf von 15-20% zu rechnen. Bei engen Bebauungsverhältnissen stehen diese Flächen in der Regel nicht zur Verfügung, insbesondere nicht im öffentlichen Straßenraum.

Der Flächenbedarf unterirdischer Versickerungsanlagen ist dagegen vergleichsweise gering. Gegen unterirdische Versickerungsanlagen spricht allerdings der geringe Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung.

Einen Kompromiss zwischen der guten Reinigungswirkung einer oberirdischen Versickerungsanlage und dem geringen Flächenbedarf einer unterirdischen Versickerungsanlage stellen Mulden-Rigolen-Elemente dar.

Herstellungskosten

Die Investitionskosten für eine Flächenversickerung sind relativ gering, solange keine Kosten für den Flächenerwerb anfallen. Für die Herstellung einer Rasenfläche können ca. 50 DM/m² veranschlagt werden. Versickerungsmulden können ebenfalls sehr preiswert hergestellt werden. BALKE & RUDOLPH [1997] geben für einfache Versickerungsmulden inkl. einfacher Zuleitung ca. 10-15 DM/m² befestigter Fläche an. GEIGER & DREISEITL [1995] nennen 70 DM/m² Muldenfläche oder 7 DM/m² befestigter Fläche allerdings ohne Zuleitung. LONDONG [1999] nennt mittlere Kosten von 11 DM/m² A_{red} , das hessische Umweltministerium 70-90 DM/m² Muldenfläche [HMU, 1998]. Bei der Betrachtung der Herstellungskosten ist zu berücksichtigen, dass Flächen- bzw. Muldenversickerungsanlagen im Zuge einer Neugestaltung von Freiflächen oder mit Eigenleistung der Grundstücksbesitzer deutlich preiswerter hergestellt werden können. Ein nicht unerheblicher Anteil der genannten Herstellungskosten ist der Freiraumgestaltung zuzuordnen.

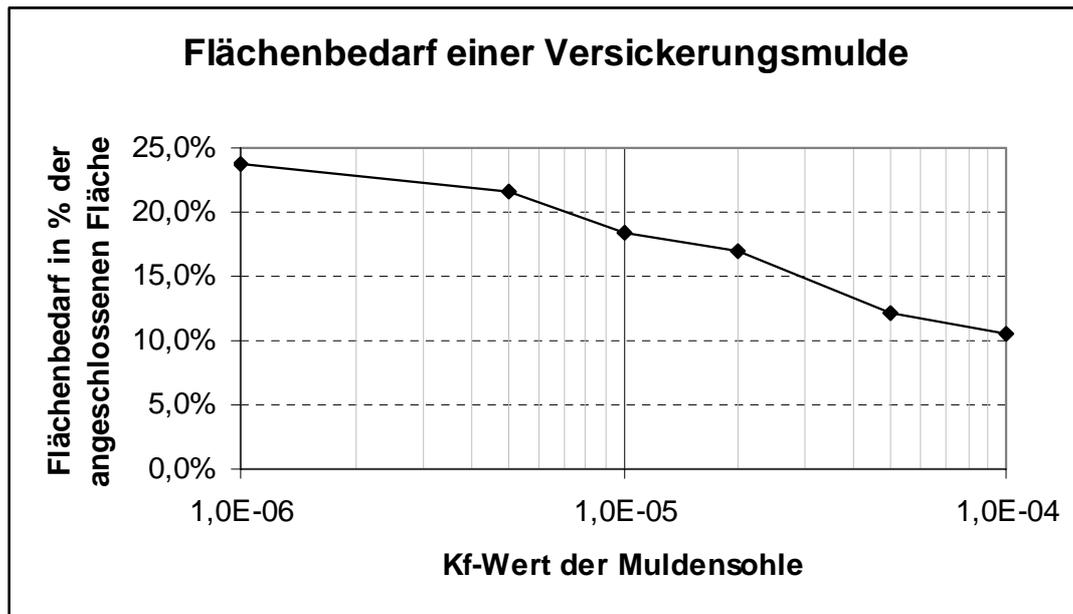


Abb. 20: Flächenbedarf einer Versickerungsmulde in Abhängigkeit des k_f -Wertes bei ansonsten gleichen Verhältnissen (3,0 m breit, Böschungsneigung 1:2,5; Berliner Niederschlagsverhältnisse, Überstauhäufigkeit $n=0.2$)

Ein Versickerungsschacht DN1000/DN1200 kann etwa mit den gleichen Kosten wie ein herkömmlicher Standardschacht gleicher Tiefe veranschlagt werden: ca. 2.500 DM/Schacht [FREISTAAT THÜRINGEN, 1996]. Andere Quellen nennen 5.000 DM/Schacht oder 25 DM/m² befestigter Fläche [GEIGER & DREISEITL, 1995] bzw. 2.000-3.000 DM/Schacht [HMU, 1998].

Die Kosten für Rigolen bzw. Rohr-Rigolen werden besser in Abhängigkeit des Rigolen- volumens angegeben: 230-270 DM/m³ [HMU 1998], 160 DM [GEIGER & DREISEITL, 1995]. Bei einem erforderlichen spezifischen Speichervolumen von ca. 200 m³/ha, einem Speicherkoeffizienten der Rigolenpackung von 33% und mittleren Kosten von ca. 200 DM/m³ Rigolenvolumen ergeben sich flächenspezifische Kosten von ca. 12 DM/m². LONDONG [1999] nennt mittlere Kosten von 23 DM/m².

ADAMS [1996] nennt durchschnittliche Kosten von 18 DM/m² befestigter Fläche für die nachträgliche Abkopplung von Flächen mit verschiedenen Versickerungsverfahren.

Betriebskosten, Nutzungsdauer

Bei der Einschätzung der Betriebskosten muss zwischen ober- und unterirdischen Versickerungsanlagen unterschieden werden. Oberirdische Versickerungsanlagen erfordern insbesondere eine Pflege der Grünflächen, deren Kosten von BALKE & RUDOLPH [1997] mit ca. 1 DM/m²/a angegeben werden. Im Zuge einer Ausschreibung von Pflegemaßnahmen im Gewerbegebiet Dahlwitz-Hoppegarten bei Berlin wurden Preise erzielt, die deutlich darunter PANNING [1999] liegen. LONDONG [1999] nennt Betriebskosten von 0,10 -0,30 DM/m²A_{red}/a.

Die Nutzungsdauer von oberirdischen Versickerungsanlagen (Mulden) wird von BALKE & RUDOLPH [1997] mit min. 50 Jahren angegeben. Für Versickerungsbecken in Berlin existieren Erfahrungen über mehr als 80 Jahre. Die LAWA [1998] nennt dagegen durchschnittliche Nutzungsdauern von 20-30 Jahren, ohne allerdings die verschiedenen Verfahren zu unterscheiden.

Bei unterirdischen Versickerungsanlagen sind Funktionskontrollen und ggf. eine Durchspülung der Sickerrohre (Rohrrigole) erforderlich. Die Nutzungsdauer von Rohrdränagen kann mit ca. 25-40 Jahren abgeschätzt werden [LAWA, 1998].

5.4.3 Mulden-Rigolen-Systeme

Maßnahmenbeschreibung

Auf natürlichen Flächen führt ein geringerer k_f -Wert des anstehenden Bodens zu einem Anstieg des Anteils des Oberflächenabflusses bzw. des Interflows in der Wasserbilanz. Während ein sandiger Boden noch eine fast komplette Versickerung des Jahresniederschlags ermöglicht, fließt bei lehmigen oder tonigen Böden ein nicht unerheblicher Anteil oberirdisch bzw. in der Oberbodenschicht ab. Das Mulden-Rigolen-System (MRS) bildet diese Prozesse in einer technischen Anlage nach (Abb. 21).

Durch die Vernetzung mehrerer Mulden-Rigolen-Elemente (MRE) wird der Anteil des Niederschlagsabflusses, der trotz der Zwischenspeicherung in Mulde und Rigole nicht versickert werden kann, gedrosselt abgeleitet. Das MRS ist damit eine Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahme und schließt die Lücke zwischen den reinen Versickerungsanlagen und den Ableitungssystemen. Der Einsatzbereich beginnt i. d. R. bei Böden mit einem k_f -Wert $< 1E^{-6}$ m/s. Bei höheren Durchlässigkeiten ist meist eine vollständige Versickerung mit den vorgenannten Maßnahmen möglich. Ein anderer Einsatzbereich ist bei Staunäseeböden gegeben. Gedichtete Ausführungen des MRS ermöglichen den Einsatz bei kontaminierten Böden oder bei stärker verschmutzten Niederschlagsabflüssen und entsprechen damit in ihrer Wirkungsweise den Retentionsbodenfilterbecken zur Misch- oder Regenwasserbehandlung. Über Erfahrungen mit dem Mulden-Rigolen-System wird u.a. in SIEKER [1998], STECKER [1997], ADAMS [1996], UHL[1993], PANNING [1997] berichtet.

Rechtliche Grundlagen, Bemessung

Hinsichtlich der erforderlichen wasserrechtlichen Genehmigung gelten die selben Aussagen wie für reine Versickerungsverfahren (s. Abschnitt 5.4.2).

Mulden-Rigolen-Systeme können mit einfachen Verfahren in Anlehnung an A138 bzw. A117 vordimensioniert werden. Besser ist ein Nachweis mittels Langzeitsimulation, wofür inzwischen mehrere Softwareprogramme verfügbar sind. In der Regel erfolgt die Bemessung des Gesamtsystems auf Überstauhäufigkeiten von $n=0.2$. Die Mulden werden meist auf $n=1.0$ bemessen.

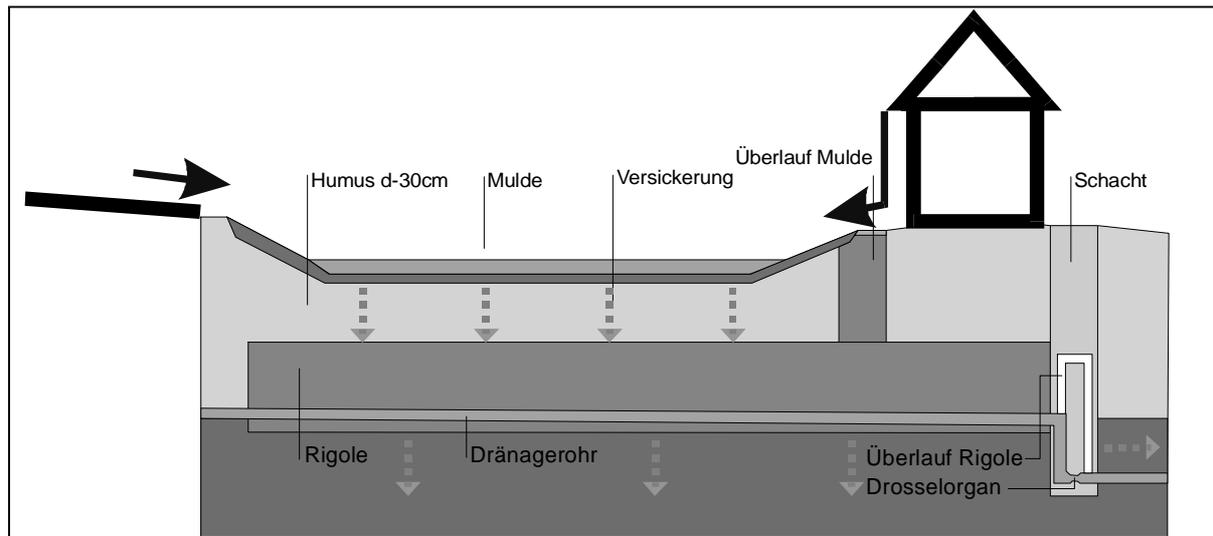


Abb. 21: Prinzipskizze Mulden-Rigolen-System

Quantitative Wirkung auf den Wasserhaushalt

Entsprechend der Intention des Mulden-Rigolen-Systems hängt die Wirkung auf den Wasserhaushalt stark von der Durchlässigkeit des anstehenden Bodens ab. Ausführliche Berechnungen von Wasserbilanzen hat STECKER [1997] vorgenommen.

Schadstoffreduktion, bzw. -rückhalt

Beim Mulden-Rigolen-System wird der Großteil des Niederschlagsabflusses über die Mulde versickert. Damit treffen die Aussagen von Abschnitt 5.4.2 über das gute Schadstoffrückhaltepotenzial von belebten Bodenschichten auch auf dieses System zu.

Zu kontroversen Diskussionen [BBU, 1999] hat der Einfluss des Muldenüberlaufes auf das Reinigungsverhalten von Mulden-Rigolen-Elementen geführt. Zwar versickert ein Großteil der Zuflüsse durch die belebte Oberbodenzone, im Starkregenfall gelangt jedoch ein Teil des Niederschlages über den Überlauf direkt in die unterirdische Rigole. Um die Größenordnung der Fracht einschätzen zu können sind folgende Aspekte zu berücksichtigen:

- In der Regel wird die Mulde eines Mulden-Rigolen-Elementes auf eine Überlaufhäufigkeit von $n=1$ bemessen. Damit lässt sich der Flächenbedarf gegenüber einer Bemessung auf $n=0.2$ immerhin halbieren. Die Niederschlagsmenge, die über den Überlauf gelangt und damit an der Oberbodenschicht vorbei geleitet wird, beträgt jedoch nur ca. 3% des Jahreszuflusses (Ergebnis einer Langzeitsimulation mit Berliner Niederschlagsdaten).
- Bevor Niederschlagswasser in den Überlauf gelangt, muss die Mulde durchflossen werden. Damit wirkt die Mulde ähnlich wie ein Regenklärbecken. Allerdings ist die Oberflächenbeschickung mit $q < 1.0$ m/h deutlich kleiner als die zulässige Oberflächenbeschickung eines Regenklärbeckens (10 m/h, s. 5.5.4.2). Die mechanische Reinigung des Regenwassers, bevor es in den Überlauf gelangt, ist damit sehr weitgehend.

- Der Überlauf springt nur bei extremen Niederschlagsereignissen an. In diesen Fällen wirkt aber auch die Ableitungsfunktion des MRS, so dass ein Großteil der Überlaufmenge nicht versickert. Berechnungen mit Simulationsmodellen [SIEKER, 1998] haben ergeben, dass nur ca. 0.5% beispielsweise der CSB-Jahresfracht über den Überlauf in den Untergrund gelangen.

Diese Diskussion mag akademisch erscheinen. Dem Autor sind aber Fälle bekannt, wo aufgrund des Überlaufs eine wasserrechtliche Genehmigung für MRS verweigert wurde, mit der Konsequenz, dass eine herkömmliche Entwässerung mit der Einleitung in ein nahe gelegenes Oberflächengewässer errichtet wurde. Das Oberflächengewässer steht zudem im direkten Austausch mit dem Grundwasserleiter. Dieses Beispiel zeigt, wie wichtig eine übergreifende Betrachtung der Regenwasserproblematik ist.

Flächenbedarf

Durch die Bemessung der Mulden auf $n=1.0$ und die Anordnung des Überlaufes kann ein Teil des erforderlichen Speichervolumens in den Untergrund verlagert werden. Der Flächenbedarf kann damit erheblich reduziert werden, i. d. R. auf ca. 10-12% der angeschlossenen befestigten Fläche.

Herstellungskosten

BALKE & RUDOLPH [1997] geben für Mulden-Rigolen-Systeme inkl. Zuleitung Kosten von ca. 25-40 DM/m² befestigter Fläche an. GEIGER & DREISEITL [1995] nennen 36 DM/m²_{red}, LONDONG [1999] 50 DM/m² befestigter Fläche. Die von BORGWARDT [1994] genannten Kosten von 60-80 DM/m² werden dadurch nicht bestätigt.

Betriebskosten, Nutzungsdauer

Betriebskosten für Mulden-Rigolen-Systeme setzen sich aus den Kosten für die Muldenpflege und den Wartungskosten für die Rigole bzw. für das Ableitungssystem zusammen.

Die durchschnittliche Nutzungsdauer von Mulden-Rigolen-Systemen kann aus den Angaben für unterirdische Versickerungsanlagen abgeleitet werden. Nach LAWA [1998] ist bei Rohrdränagen von 25-40 Jahren auszugehen.

5.4.4 Regenwassernutzung

Maßnahmenbeschreibung

Bei der Regenwassernutzung wird der Niederschlagsabfluss von Dachflächen in Zisternen gesammelt und i. d. R. über Pumpen wieder entnommen. Die Nutzung des Regenwassers erfolgt im Haushalt z. B. zur Toilettenspülung, für die Waschmaschine oder zur Gartenbewässerung. Die mögliche Einsparung an Trinkwasser liegt bei bis zu 30 Litern pro Einwohner und Tag [FBR, 1999]. Im gewerblichen Bereich bestehen weitere Anwendungsmöglichkeiten für die Regenwassernutzung.

Gegen die Regenwassernutzung im Haushalt werden vor allem von Seiten der Gesundheitsämter Bedenken geäußert. Gefahren werden in Fehllanschlüssen und einer damit verbundenen hygienischen Gefahr für das öffentliche Trinkwassernetz und Verwechslungsmöglichkeiten gesehen [LOWIS, 1998]. Die Befürworter sind dagegen der Auffassung, dass diese Gefahren zwar bestehen, sich aber durch einfache Maßnahmen verhindern lassen [LANGE, OTTERPOHL, 1997]. Eine Vertiefung dieser Diskussion ist nicht Inhalt dieser Arbeit, vielmehr geht es um die Auswirkungen der Regenwassernutzung auf Regenwasserbewirtschaftungssysteme.

Das Hauptziel der Regenwassernutzung liegt - in Ergänzung zum Einsatz moderner wassersparender Sanitärtechnik - in der Einsparung von Trinkwasser [FBR, 1999]. Gleichwohl lässt sich durch die Speicherung von Regenwasser zum Zwecke der Nutzung auch eine Reduzierung und Rückhaltung der Niederschlagsabflüsse erreichen. Dieser Effekt steht allerdings dem Ziel der Regenwassernutzung einen möglichst hohen Deckungsgrad zu erreichen entgegen (s. Abb. 22). Es gibt Systeme, die beide Effekte - Speicherung zum Zweck der Nutzung und zur Retention - miteinander kombinieren. Der erforderliche Gesamtstauraum und damit die Kosten sind dann allerdings höher als bei einer reinen Zisterne. Eine andere Alternative besteht in der Kombination von Regenwassernutzung und Versickerung, entsprechende Produkte sind mittlerweile im Handel (z. B. SICO-Regenspeicher, Fa. Mallbeton).

Rechtliche Grundlagen, Bemessung

Regenwassernutzungsanlagen sind nicht genehmigungspflichtig. Allerdings besteht nach der Abwasserverordnung eine Meldepflicht gegenüber dem Betreiber der Abwasserentsorgung. Meistens verlangt dieser den Einbau eines zweiten Zählers, um die Schmutzwassermenge, die ja weiterhin abgeleitet wird, zu erfassen und abzurechnen.

Die Bemessung einer Regenwassernutzungsanlage erfolgt bei kleineren Anlagen nach Erfahrungswerten. Bei Einfamilienhäusern sind Größen von 3-6 m³ üblich. Für größere Anlagen stehen Simulationsmodelle zur Verfügung. Die Auswirkungen von Regenwassernutzungsanlagen auf nachfolgende Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen lassen sich nur mit Simulationsmodellen zutreffend abbilden.

Quantitative Wirkung auf den Wasserhaushalt

Die Wirkung von Regenwassernutzungsanlagen auf den Wasserhaushalt beinhaltet zweierlei Wirkungen. Zum einen wird durch die Einsparung von Trinkwasser weniger Grundwasser (oder Oberflächenwasser) entnommen. Bezogen auf den Wasserhaushalt hat damit die Regenwassernutzung einen ähnlichen Effekt wie die Regenwasserversickerung. Für einen Vergleich kann vereinfachend angenommen werden, dass die genutzte Regenwassermenge gleich der eingesparten Grundwasserentnahme ist und damit einer Versickerung gleichgesetzt werden kann.

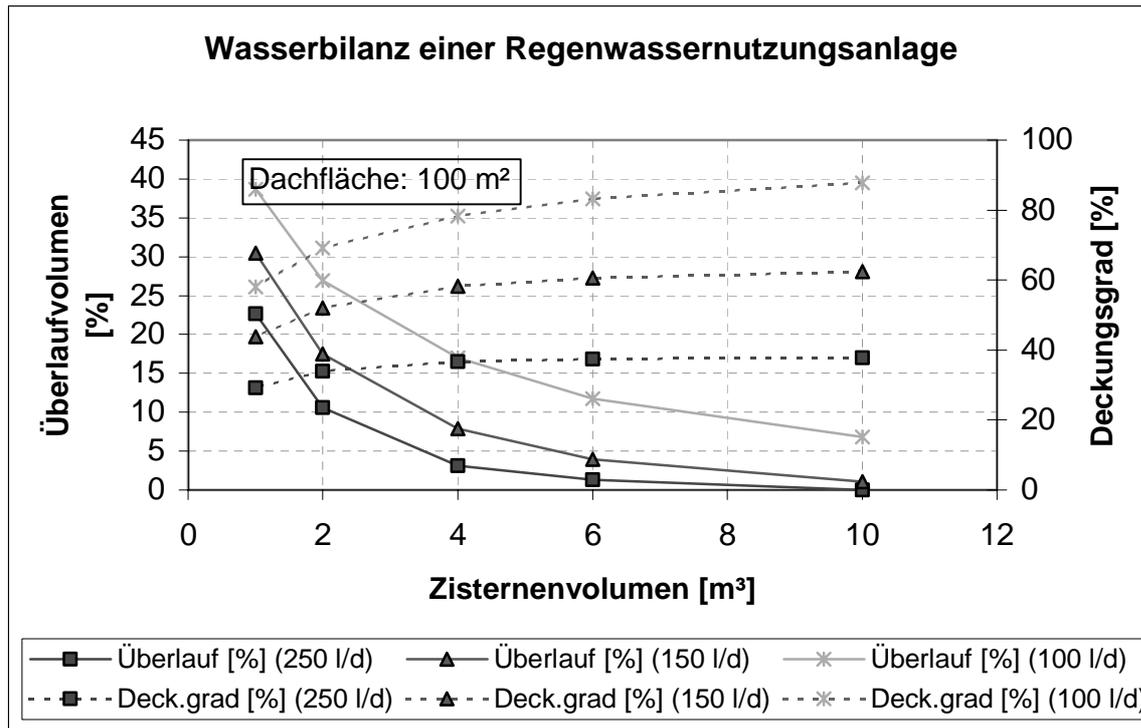


Abb. 22: Wasserbilanz einer Regenwassernutzungsanlage in Abhängigkeit des Volumens

Die mit der Nutzung verbundenen quantitativen Auswirkungen auf den Wasserhaushalt werden in der Fachliteratur allerdings teilweise relativiert. Nach ZDUNNEK [1996] ist eine vollständige Substitution des Brauchwasserbedarfs im Bereich des wasserwirtschaftlichen Rahmenplans Berlins bei weitem nicht möglich, da das Regenwasserdargebot zu gering ist. MIKKELSEN [1998] hat die Potenziale für die Regenwassernutzung in Dänemark untersucht und kommt zu dem Schluss, dass selbst bei maximaler Ausbeute (Sammlung des gesamten Abflusses von allen Dachflächen) nur ca. 24% der jährlichen Trinkwasserproduktion eingespart werden könnte. Er weist aber auch darauf hin, dass lokal durchaus Einsatzbereiche bestehen. LANGE & OTTERPOHL [1996] weisen darauf hin, dass für Regenwassernutzungsanlagen noch keine vollständigen Ökobilanzen vorliegen. LOWIS [1998] zeigt für die Stadt Köln auf, dass Regenwassernutzungsanlagen im privaten Bereich weder ökologisch noch ökonomisch sinnvoll sind.

Die zweite Wirkung besteht darin, dass das genutzte Regenwasser dem Abflussvolumen entzogen und damit das nachfolgende Entwässerungs- oder Bewirtschaftungssystem entlastet wird. In welchem Maße diese Reduktion erfolgt, hängt von der Gestaltung der Regenwassernutzungsanlage ab. Bei reinen Zisternen, deren Überlauf an die Kanalisation angeschlossen ist, beträgt die Abflussminderung < 10% [LANGE & OTTERPOHL, 1995]. HERRMANN [1996] hat u.a. die Abminderung der Spitzenabflüsse durch Regenwassernutzungsanlagen untersucht (Abb. 23). Es wird deutlich, dass bei den üblichen Größen von 3-6 m³ die Abminderung eher gering ausfällt. Bei größeren Zisternenvolumina kann dagegen eine signifikante Abminderung erreicht werden.

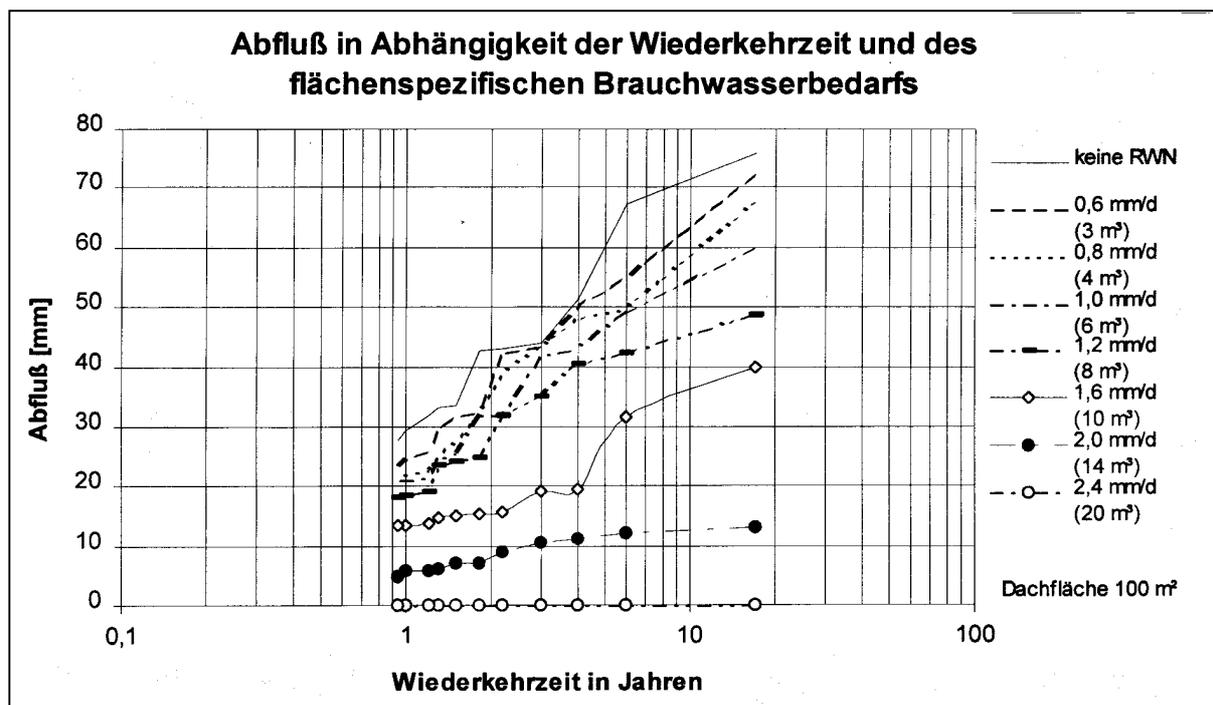


Abb. 23: Abminderung der Spitzenabflüsse durch Regenwassernutzungsanlagen [HERRMANN, SCHMIDA, 1996]

Bei der Beurteilung der Effekte einer Regenwassernutzung auf den Wasserhaushalt muss immer berücksichtigt werden, dass Zisternen nur mit Dachabläufen beschickt werden. Niederschlagsabflüsse von Verkehrsflächen und anderen befestigten Flächen müssen anderweitig bewirtschaftet werden. Insofern kann die Regenwassernutzung alleine keine allgemeine Lösung zur Regenwasserbewirtschaftung darstellen.

Schadstoffreduktion, bzw. -rückhalt

Der Schadstoffrückhalt auf größere Siedlungsflächen bezogen ist relativ gering, da i. d. R. nur die gering verschmutzten Dachabläufe genutzt werden und die stärker verschmutzten Abflüsse z. B. von Verkehrsflächen nicht erfasst werden.

Flächenbedarf

Der Flächenbedarf einer Regenwassernutzungsanlage ist aufgrund der unterirdischen Anordnung bei Neubauten relativ gering (2x2 m Grundfläche bei 100 m² Dachfläche entsprechend 4%). In Innenstadtbereichen bestehen allerdings oft Schwierigkeiten bei der nachträglichen Anordnung.

Herstellungskosten

Für einen Vier-Personen-Haushalt liegen die Kosten einer Regenwassernutzungsanlage (mit Nutzung für Toilettenspülung und Waschmaschine) bei ca. 8.000 - 10.000 DM. Anlagen nur zur Gartenbewässerung sind günstiger für 3.500 - 4.500 DM zu bekommen (Preise: [GEIGER & DREISEITL, 1995], [LANGE & OTTERPOHL, 1997]). Pro m³ Zisternenvolumen können ca. 800 - 1.000 DM veranschlagt werden.

Diese Investitionen dienen zum größten Teil der Einsparung von Trinkwasser und erst in zweiter Linie der Regenwasserbewirtschaftung. Insofern ist ein Kostenvergleich mit anderen Maßnahmen schwierig. Wird die Trinkwasserentnahme als äquivalent zu einer Versickerung angesehen, ist dagegen ein direkter Vergleich möglich. Bei einem typischen Einfamilienhaus mit einer angeschlossenen Dachfläche von 100 m² ergeben sich Kosten von ca. 80 - 100 DM/m². Der Anteil für Pumpen und Filter daran beträgt ca. 10%, für Leitungen ca. 20%. Einfache Regentonnen zum Zweck der Gartenbewässerung sind deutlich günstiger. Eine 300 Liter-Tonne kostet ca. 100 DM, ein 1000-l Fass ca. 500 DM.

Betriebskosten, Nutzungsdauer

Als jährliche Betriebskosten für eine typische Zisterne im Einfamilienhausbereich (4-5 m³) werden Beträge zwischen 150 und 300 DM/a genannt. LOWIS [1998] führt an, dass moderne Anlagen wartungsarm sind und deshalb eher die niedrigeren Werte herangezogen werden sollten. Bezogen auf die angeschlossene Fläche (100 m²) ergeben sich somit Kosten von 1,50 DM/m²_{red}/a. Bei ausschließlicher Nutzung zur Gartenbewässerung sind die Kosten sicherlich geringer.

Für die durchschnittliche Nutzungsdauer des Zisternenbehälters finden sich unterschiedlichste Angaben: 20 Jahre [LOWIS, 1998], 50 Jahre (KOLB zitiert in [KÖNIG, 1996]) oder 75 Jahre [KÖNIG, 1996]. Die LAWA macht keine Angaben für Zisternen. Sinnvoll erscheint es, denn Wert für Kanalisationsschächte aus Beton (50 Jahre) zu übernehmen. Für die notwendigen Leitungen ist eine durchschnittliche Nutzungsdauer von 40 Jahren, für Pumpen und Filter von 10 Jahren zu veranschlagen.

5.4.5 Begrünte Dächer

Maßnahmenbeschreibung

Dachbegrünungen weisen gegenüber herkömmlichen Dächern mehrere Vorteile auf. Neben der gezielten Retention von Niederschlagsabflüssen sind dies:

- Verbesserung des Kleinklimas
- Reduzierung der Schadstoffe im Niederschlagsabfluss
- Wärmedämmung im Sommer und Winter
- Schutz des Dachaufbaus, längere Lebensdauer des Daches [OPTIMA, 1999]
- Schaffung von Ersatzlebensräumen für Pflanzen und Tiere
- Aufwertung des visuellen Eindrucks

Als Nachteile werden die höhere Dachbelastung und damit eine aufwendigere Statik und allgemein die höheren Kosten genannt.

Nach der Begrünungsart werden Extensive und Intensive Dachbegrünungen unterschieden. Intensive Dachbegrünungen können bis zur kompletten Gartenlandschaft auf dem Dach bzw. der Tiefgarage mit Bäumen, Wegen, Teichen und Sumpfböden reichen. Extensive Dachbegrünungen (z. B. Moos-Sedum-Dächer) eignen sich aufgrund der geringen Auflast

auch zum nachträglichen Einbau. Zahlreiche Hersteller bieten entsprechende Produkte an. Sonderformen dieser Produkte werden auch zur Gleisbettbegrünung eingesetzt.

Quantitative Wirkung auf den Wasserhaushalt

Dachbegrünungen bewirken einerseits eine Verminderung des Niederschlagsabflusses durch Verdunstung. Bei intensiven Gründächern kann damit sogar ein nahezu vollständiger Rückhalt des Regenwassers erreicht werden. Insbesondere bei extensiven Gründächern werden die verbleibenden Abflüsse in der Substratschicht zwischengespeichert und gedrosselt abgegeben. Der Anteil der Verdunstung und das Maß der Retention werden vom Aufbau der Substratschicht, von der Dachneigung und eventuellen Abflussdrosseln bestimmt [HUHN & SWIRIDJUK, 1994]. Abb. 24: Regenwasserbewirtschaftung durch Dachbegrünung (nach OPTIMA [1999])

zeigt das Rückhaltevermögen verschiedener Gründächer (Flachdächer mit 2% Neigung, OPTIMA [1999]) im Jahresmittel.

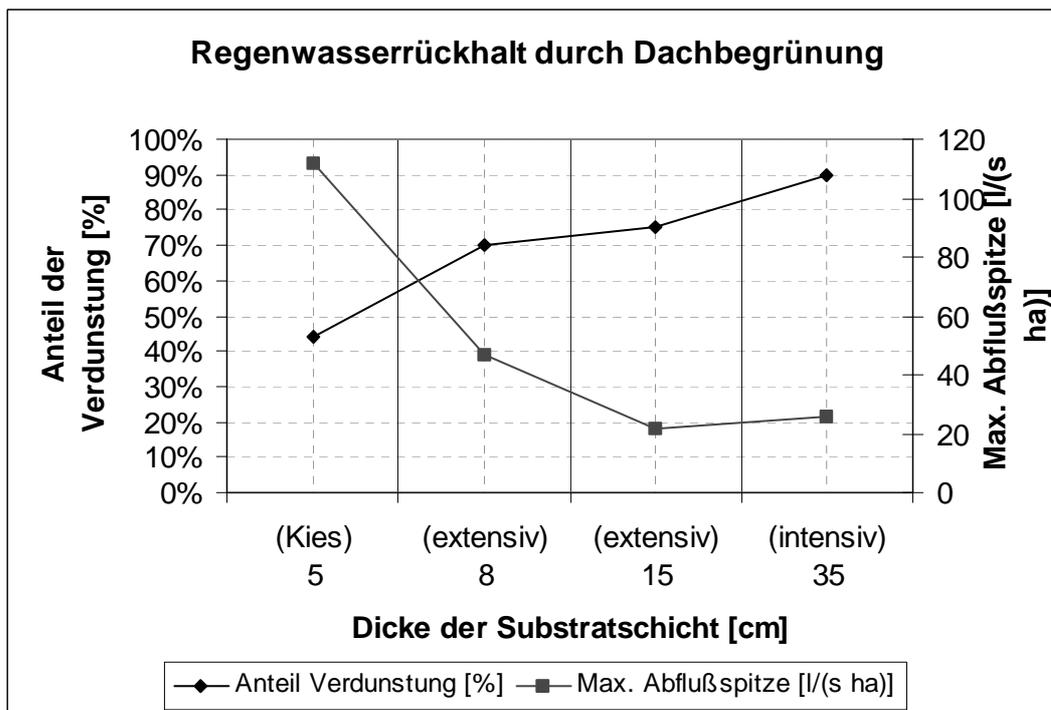


Abb. 24: Regenwasserbewirtschaftung durch Dachbegrünung (nach OPTIMA [1999])

Um das Verhalten bei verschiedenen Regenereignissen beurteilen zu können, ist eine differenzierte Betrachtung des Systemverhaltens notwendig. HUHN & SWIRIDJUK [1994] haben für verschiedene Dachaufbauten Langzeitsimulationen mit dem N-A-Modell RHBSIM durchgeführt (Abb. 25). Dabei wurde der in dargestellte Dachaufbau zugrundegelegt.

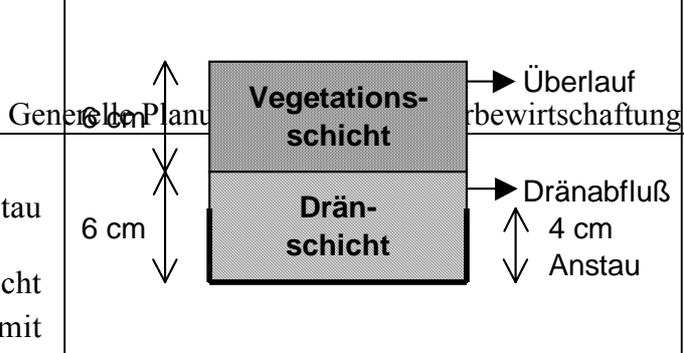
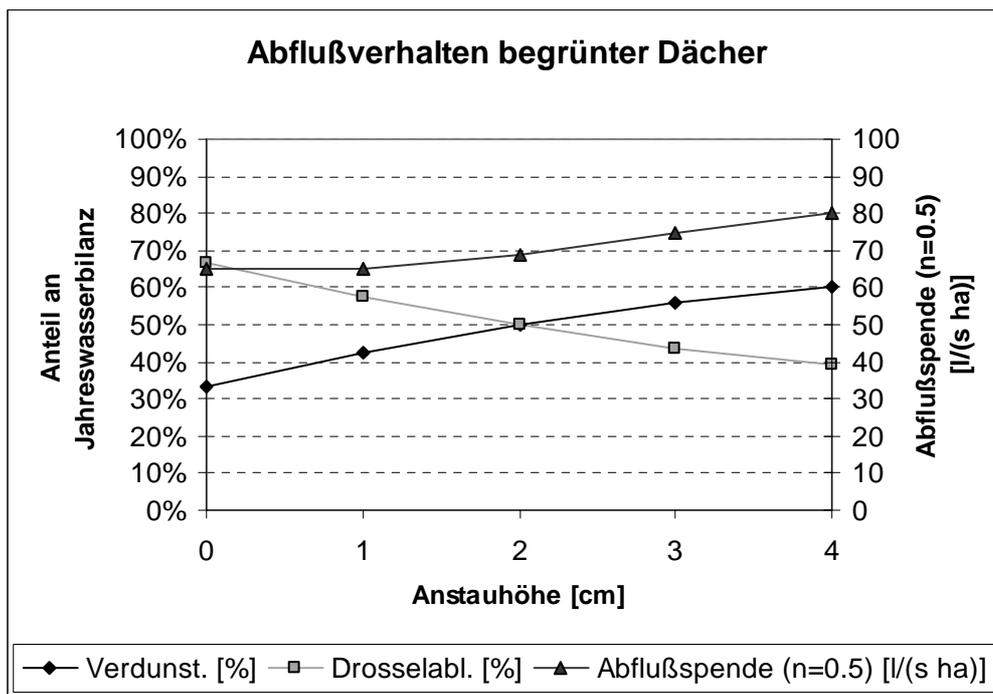


Abb. 25: Gründach mit Einstau

Das Porenvolumen der Vegetationsschicht wird mit 35%, das der Dränschicht mit 40% angenommen. Die hydraulische Kapazität der Dränschicht wird mit 100 l/(s ha) angesetzt.

Variationen der Anstauhöhe zeigen, wie empfindlich die Wasserbilanz auf diesen Parameter reagiert. Abb. 26 zeigt den Verdunstungsanteil und die Abflussspende einjähriger Wiederkehrhäufigkeit in Abhängigkeit der Anstauhöhe. Während sich bei einem Dachaufbau mit einem Anstau von 4 cm ein Verdunstungsanteil von ca. 60% erzielen lässt, liegt der Anteil bei fehlendem Anstau nur bei ca. 30%. Letztere Situation ist bei einem Schrägdach gegeben. Begrünte Schrägdächer haben damit keine sehr positive Wirkung auf den Wasserhaushalt. Wenn nicht andere Argumente (Kleinklima, bautechnische Gründe) dafür sprechen, sollten die erforderlichen Investitionen überdacht werden.

Abb. 26: Abflussverhalten begrünter Dächer (Aufbau nach



)

Begrünte Flachdächer mit Anstau können dagegen einen großen Beitrag im Hinblick auf eine natürliche Wasserbilanz liefern. Es ist aber zu bedenken, dass mit einem höheren Anstau auch die Anforderungen an die Statik des Dachaufbaus und damit die Kosten ansteigen. Zu berücksichtigen ist auch, dass mit einem höheren Anstau die Überlaufspitzen ansteigen und die Entlastung des Kanalnetzes geringer ausfällt (Abb. 26).

Schadstoffreduktion, bzw. -rückhalt

Gründächer können durch die Filtereigenschaften des Substrats bzw. der Bepflanzung eine mechanische und biologische Reinigung der Niederschlagsabflüsse bewirken. Andererseits ist sicherzustellen, dass aus den verwendeten Materialien keine Schadstoffe ausgewaschen werden. Gerade bei Recyclingmaterialien ist hier Vorsicht geboten.

Rechtliche Grundlagen, Bemessung

Empfehlungen für Planung, Ausführung und Pflege von Dachbegrünungen gibt eine Richtlinie der Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung, Landschaftsbau e.V. [FLL, 1995]. Ähnlich wie bei Versickerungsanlagen besteht für Kommunen nach Bundesnaturschutzgesetz §§ 8a ff. und nach Baugesetzbuch (u.a. § 9) die rechtliche Grundlage, Eingriffe in die Natur auszugleichen und Dachbegrünungen in Bebauungsplänen festzusetzen.

Flächenbedarf

Im Vergleich zu anderen Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen ist der Flächenbedarf eines Gründaches gleich Null, da keine zusätzliche Fläche benötigt wird.

Herstellungskosten

Die Kosten für die Herstellung sind vom Aufbau eines Gründaches abhängig. Für ein extensives Gründach können ca. 80-100 DM/m² angenommen werden (Beispiel UFA-Fabrik in Berlin: 4000 m² extensives Gründach mit 10 cm Substratschicht ca. 80 DM/m²). KÖNIG [1996] nennt ein Beispiel mit spezifischen Kosten von 52 DM/m². Anfragen bei Herstellern haben geringere Preise ergeben (Fa. Harzmann-Optima: 30 -33 DM/m²).

Die Kosten für intensive Gründächer liegen deutlich höher. Bei Neubauten müssen die Kosten für einen herkömmlichen Dachaufbau (z. B. mit Kies) dagegen gerechnet werden.

Betriebskosten, Nutzungsdauer

Die Unterhaltungskosten für extensive Gründächer sind nach OTTERPOHL [1995] eher gering. Intensive Gründächer erfordern dagegen je nach Gestaltung eine aufwendigere Pflege, die aber dann sicherlich auch ihren gestalterischen Nutzen hat und nicht der Regenwasserbewirtschaftung zugeordnet werden muss. Für den nachfolgenden Vergleich werden keine Betriebskosten für Dachbegrünungen angesetzt.

Die „Lebenserwartung“ von Gründächern wird nach Einschätzung der Fa. Optima von 15-20 Jahren bei einem normalen Kies-Flachdach auf ca. 30 Jahre erhöht. „Neutrale“ Angaben über die Nutzungsdauer konnten nicht gefunden werden.

5.4.6 Weitere dezentrale Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen

Rinnen-Rigolen-Systeme

Im Rinnen-Rigolen-System werden die bereits erwähnten Elemente „Kastenrinne“ und „Rigole“ kombiniert. Am Institut für Grundbau der Universität Dortmund wird ein derartiges System derzeit im Rahmen eines Projektes der Deutschen Bundesstiftung Umwelt [UNIDO, 1999] untersucht (Abb. 27).

Die Nachteile des Rinnen-Rigolen-Systems liegen wie bei der Schacht- oder Rigolenversickerung in der fehlenden, bzw. nur mechanischen Reinigung des Regenwassers.

Vorteile sind in der kostengünstigen Verbindung von Ableitung und Versickerung zu sehen, die aber eher bei der Straßenentwässerung zum Zuge kommen. Der Einsatz wird dementsprechend auf Wohnstrassen oder ähnlich gering belastete Flächen beschränkt sein.

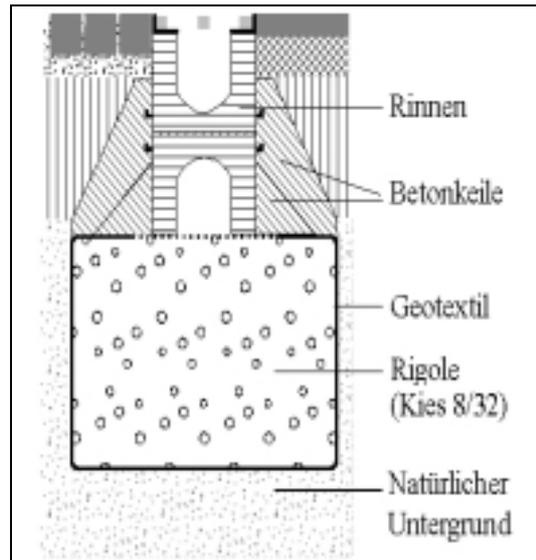


Abb. 27: Rinnen-Rigolen-System [UNIDO, 1999]

Gezielte Überflutung von Wiesen, Seitenstreifen oder Rinnstein (Major-Minor-Flooding)

Eine Alternative zum Bau von aufwendigen Regenrückhaltebecken oder anderen Speichermaßnahmen kann der bewusste Einstau von Flächen mit geringerem Nutzungsanspruch während eines Starkregenereignisses sein. Selbstverständlich müssen hierbei Aspekte des Entwässerungskomforts i.a. und der Verkehrssicherheit im besonderen beachtet werden. In den USA finden sich hierfür Beispiele, die in Deutschland bislang undenkbar sind, z. B. der Einstau von öffentlichen Plätzen vor Bürogebäuden [FIELD, 1993].

Abflussdrosselung am Straßeneinlauf (Controlled Stormwater Entry)

Eine besondere Form des „Major-Minor-Floodings“ stellt der gezielte Einstau des Straßenseitenbereichs neben dem Hochbord (curbline) dar. Aktiviert werden kann dieser Speicherraum durch Einsätze in den Straßeneinläufen. Sicherlich wird man diese Maßnahme aus Gründen der Verkehrssicherheit nicht auf Hauptstraßen einsetzen, im Bereich von Wohnstraßen ist dieser Ansatz zumindest eine Überlegung wert. Im Entwicklungsgebiet Berlin-Adlershof wurde mit Abstimmung aller Beteiligten festgelegt, dass eine Versickerungsmulde bei 5-jährigen Bemessungsregen den seitlich angrenzenden Parkstreifen bis zu einer Höhe von 5 cm kurzfristig einstauen darf.

Einstaudächer

Auch Flachdächer können unter Berücksichtigung der Statik u.U. eingestaut werden [GEIGER, DREISEITL, 1995]. 5 cm Einstau entsprechen 50 mm Niederschlag oder einem spezifischen Speichervolumen von 500 m³/ha!

5.5 Maßnahmen zur Regenwasserbehandlung im Trennsystem

5.5.1 Schadstoffe im Regenwasserabfluss

Die Problematik der Schadstoffbelastung von Niederschlagsabflüssen wurde in den letzten Jahren verstärkt untersucht. Ein großes BMBF-Verbundprojekt hatte dieses Thema zum Inhalt. Dementsprechend ist allein die deutschsprachige Literatur relativ vielfältig (BORCHARDT, DE VRIES, FÖRSTER, GÖTTLE, GROTTKER, GOLWER, HAHN, HEINZMANN, PAULSEN, XANTHOPOLOUS).

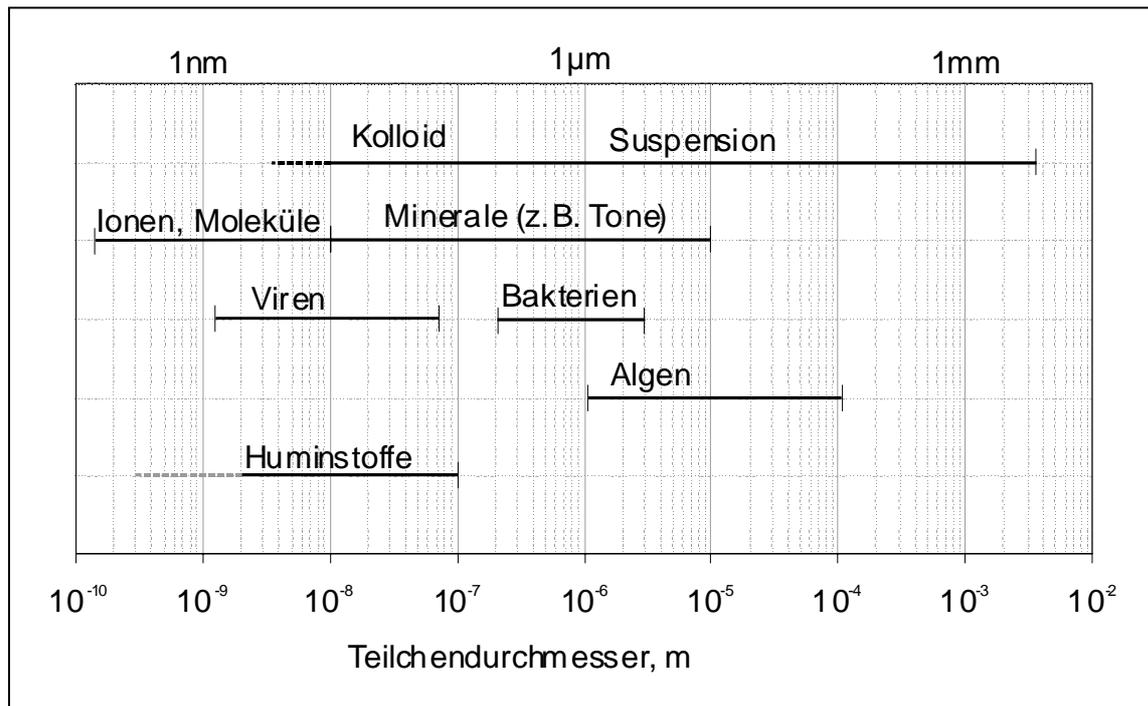


Abb. 28: Größenverhältnisse von Wasserinhaltsstoffen, WASSMANN [1994]

In vielen Untersuchungen zum Schmutzstoffgehalt von Regenabflüssen wird wiederholt darauf hingewiesen, dass das Ausmaß der Oberflächenverschmutzung städtischer Gebiete weder hinsichtlich der Schmutzstoffmenge noch der Schmutzstoffzusammensetzung eindeutig beschreibbar ist. Bedingt durch die wechselnden örtlichen Einflüsse, insbesondere der Flächennutzung, ist ein gleichbleibender Schmutzstoffanfall nur über sehr beschränkte Zeitabschnitte zu erwarten. Abweichungen der mittleren Konzentrationen einzelner Ereignisse bis zum Hundertfachen zeigen die Verschiedenartigkeit des Verschmutzungsabtrags als Funktion der Abfluss- und Gebietsverhältnisse. Unterschiedliche, an die Fließverhältnisse gekoppelte Abtragsprozesse führen zu einem uneinheitlichen Verlauf der Konzentrationsganglinien der Schmutzparameter. Während absetzbare Stoffe überwiegend durch die Schubkräfte des Abflusses fortbewegt werden, fließen gelöste oder suspendierte Stoffe nach hydraulischen Gesetzmäßigkeiten ab. [WILCKE, 1997]. Tab. 17 zeigt die große Bandbreite mittlerer und maximaler Konzentrationen ausgewählter Schmutzparameter im Regenwasser im Vergleich zum Mischwasser [LAMMERSEN, 1997]. Die Angaben beruhen auf einer Literaturrecherche.

Tab. 17: Bandbreite mittlerer und maximaler Konzentrationen ausgewählter Schmutzparameter im Regen- und Mischwasser [LAMMERSEN, 1997]

Parameter	Regenwasser		Mischwasser	
	mittlere Konzentration	maximale ⁶ Konzentration	mittlere Konzentration	maximale Konzentration
	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
AFS	107-339	100-999	48-176	469
CSB	47-115	77-996	84-320	175-670
BSB ₅	5,8-18,4	4,4-260	30-125	62-120
NO ₃ -N	0,8-7,2	1,2-5,2	0,2-1,1	0,33-2,1
NO ₂ -N	0,08-0,14	0,16-1,6	---	---
NH ₄ -N	0,6-2,31	0,3-38,0	7,1-10,3	2,1-14
PO ₄ -Pges	0,3-1,8	1,7-9,98	2,0-7,4	2,0-9,5

Dass unbehandelte Regenwassereinleitungen aus der Trennkanalisation einen maßgeblichen Anteil an der Gewässerverschmutzung haben können, ist trotz der Unsicherheiten über den zeitlichen Verlauf der Konzentrationen und Frachten auch international unstrittig [FIELD, 1993], HAHN [1990]. Im Abwasserbeseitigungsplan für Berlin legt KLEIN [1999] dar, dass das angestrebte Ziel der Gewässergüteklasse II auch mit einer vierten Reinigungsstufe (Mikrofiltration) auf den Kläranlagen nicht erreicht werden kann, wenn die Einträge aus der Regenwasserkanalisation unverändert bleiben.

Um den ermittelten Schmutzkonzentrationen und -frachten einen Maßstab gegenüberzustellen und mit dieser Relativierung das Ausmaß der Belastungen durch die Regenwassereinleitungen einer objektiven und anschaulichen Bewertung zuzuführen, haben GÖTTLE [1978] und HEINZMANN [1993] in ihrer Auswertung die Messergebnisse mit Ablaufwerten mechanisch-biologischer Kläranlagen verglichen. Bei dem Vergleich stellte sich heraus, dass insbesondere die abfiltrierbaren Stoffe das größte Verschmutzungspotenzial des Regenwasserabflusses aufweisen. Im Jahresmittel lag die AFS-Fracht des Regenwassers dreimal so hoch wie die des Kläranlagenablaufes. Im Verhältnis dazu sind die Frachten der Nährstoffe und organischen Stoffe im Regenwasser relativ gering. Eine Ausnahme sind die Nitratfrachten. GÖTTLE gibt an, dass jährlich zweimal soviel Nitrat mit dem Regenwasser ins Gewässer gelangt, als theoretisch aus demselben Gebiet über das gereinigte Abwasser. Noch wesentlich gravierender ist die Bedeutung der Regenwasserverschmutzung, wenn man berücksichtigt, dass das Regenwasser stoßweise in das Gewässer fließt. Für einzelne Regenereignisse kann die Fracht der abfiltrierbaren Stoffe mehr als das Doppelte der Tagesfracht des Kläranlagen-Rohabwassers betragen. In einem anderen Beispiel wird gezeigt, dass die CSB-Schmutzfracht des Regenwassers während eines Ereignisses um das fünffache höher liegt als die des Kläranlagenablaufes, der zur gleichen Zeit in das Gewässer fließt [ITWH, 1997].

⁶ Die angegebenen Maximalwerte beziehen sich auf Einzelereignisse, so dass die minimalen Maximalwerte auch unter den mittleren Konzentrationen liegen können.

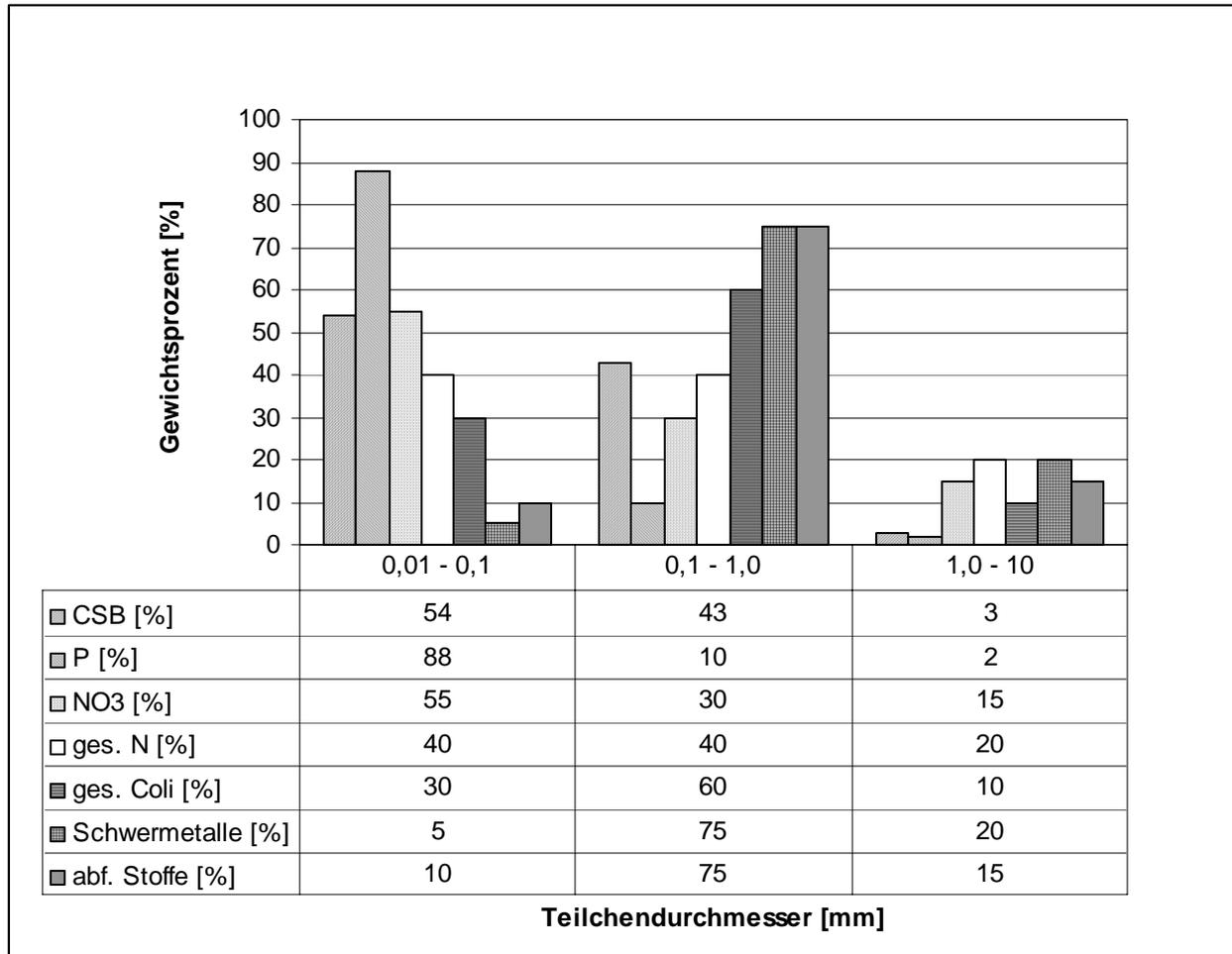


Abb. 29: Verteilung verschiedener Schadstoffparameter auf unterschiedliche Korngrößen [GÖTTLE, 1978]

Die AFS sind nicht nur von der Größe der Frachten her interessant. Besonders die feinkörnigen Bestandteile der abfiltrierbaren Stoffe weisen ein sehr hohes Verschmutzungspotenzial auf, das bereits bei geringen Abflussintensitäten nahezu vollständig abgespült wird (Abb. 29). GROTTKER bezeichnet die AFS als „Träger“ für andere Schmutzstoffe. GÖTTLE weist in seinen Untersuchungen darauf hin, dass mit abnehmender Korngröße der organische Anteil zunimmt. Bereits in der Luft werden die organischen Verunreinigungen an die feinsten mineralischen Partikel absorbiert. Die Bedeutung gerade dieser Fraktion wird durch die Tatsache verstärkt, dass nur ein geringer Teil durch die Straßenreinigung entfernt werden kann und somit zu einem Großteil in den Regenabfluss gelangt. Dagegen sind die größeren Bestandteile (1,0-10 mm) aus mehreren Gründen von vergleichsweise geringerer Bedeutung [GÖTTLE, 1978]:

- sie machen gewichtsmäßig nur ca. 20% der Gesamtverschmutzung aus,
- sie beinhalten ein geringeres Schmutzpotenzial als die Feinschmutzstoffe,
- sie werden erst bei größeren Niederschlagsintensitäten abgetragen,
- sie sind durch die meisten Behandlungsmethoden gleichermaßen gut zurückzuhalten.

Ein weiterer Aspekt zeichnet die AFS als wichtigen Parameter aus: aus den Untersuchungen von HEINZMANN und GÖTTLE geht hervor, dass eine mittlere bis hohe Korrelation zwischen den AFS und absetzbaren Stoffen sowie den Parametern CSB, BSB₅, organischer Stickstoff (N_{org}), Gesamtphosphor (P_{ges}) und den Schwermetallen besteht. Das bedeutet, es lassen sich aus den Simulationsergebnissen der AFS Aussagen zu anderen Schmutzstoffen ableiten. Diese Korrelationen scheinen jedoch nicht unumstritten zu sein, da GROTTKER in seinen Untersuchungen zur Regenwasserverschmutzung in Hildesheim diese Korrelationen nicht festgestellt hat.

In früheren Messprogrammen, in denen das Hauptaugenmerk auf den sauerstoffzehrenden Substanzen und Nährstoffen lag, wurden die AFS als Beschreibung des Feststoffgehaltes untersucht. Neuere Untersuchungen, die die große Bedeutung der anthropogenen Schadstoffe (Schwermetalle, PAK etc.) im Regenabfluss in ihrem Messumfang mit berücksichtigen (GROTTKER, HEINZMANN; XANTHOPOULOS), dokumentieren die Korrelation zwischen den AFS und diesen „gefährlichen Stoffen“ (im Sinne des WHG §7a). Die AFS sind somit die Schnittstelle zwischen neueren und früheren Messprogrammen [XANTHOPOULOS, 1995]. Der Parameter AFS ist der einzige, der in fast allen Messprogrammen untersucht worden ist.

Besonderes Augenmerk verlangt der Parameter Keime. Einleitungen aus Trennkanalesationen weisen i.a. relativ hohe Keimzahlen auf. Die Keimzahlen im Gewässer sind wiederum Kriterium im Sinne der EU-Badeverordnung und müssen deshalb bei einer gewässerorientierten Betrachtung berücksichtigt werden.

5.5.2 Allgemeines zur Regenwasserbehandlung im Trennsystem

Die in diesem Kapitel vorgestellten Maßnahmen werden zur gezielten Entfernung von Schadstoffen im Abfluss von Trennsystemen eingesetzt. Einige der bereits erwähnten dezentralen Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen können ebenfalls zur Regenwasserbehandlung eingesetzt werden, auf eine erneute Nennung wird hier jedoch verzichtet. Tab. 18 gibt einen Überblick über die verschiedenen Behandlungsmöglichkeiten und ihr Verfahrensprinzip.

Die verschiedenen Maßnahmen können hinsichtlich ihrer Wirkungsweise in physikalische (mechanische), chemisch-mechanische und biologisch-mechanische Behandlungsmaßnahmen unterteilt werden. Diese Klassifizierung ist nicht als strikte Unterscheidung zu verstehen. Selbstverständlich sind die Grenzen fließend. So wirken z. B. bei einer Bodenfiltration sowohl physikalische, biologische wie auch chemische Prozesse.

Die Leistung einer Regenwasserbehandlungsmaßnahme kann durch den Wirkungsgrad beschrieben werden. Der Wirkungsgrad einer Anlage ist nach DIN 4045 definiert als das Verhältnis zwischen der Masse der Schadstoffe im Ablauf und im Zulauf für einen bestimmten Zeitraum: $\eta := m_{ab}/m_{zu}$. Der Wirkungsgrad einer Maßnahme bestimmt, wie viel Schadstoffe in das Gewässer gelangen und stellt damit die wichtigste Größe zur Beurteilung der Leistung einer Regenwasserbehandlungsmaßnahme dar.

Tab. 18: Verfahren der Regenwasserbehandlung im Trennsystem

<i>Verfahren</i>	<i>Hauptsächliche Wirkungsweise</i>
Sandfang	Mechanische Behandlung durch Sedimentation
Leichtstoffabscheider	Mechanische Behandlung
Rechen, Siebe, Mikrosiebe	Mechanische Behandlung
Wirbelabscheider	Mechanische Behandlung
Regenklärbecken	Mechanische Behandlung durch Sedimentation
Fällung, Flockung	Mechanisch-chemisches Verfahren
Sandfilter	Mechanisch-biologisches Verfahren
Bodenfilterbecken	Mechanisch-biologisches Verfahren
Absetzteiche	Mechanische Behandlung durch Sedimentation

Der Wirkungsgrad vermischt allerdings die beiden Effekte „Entlastungstätigkeit“ und „Reinigung“. So hat auch ein einfacher Regenüberlauf nach der o.a. Definition einen gewissen Wirkungsgrad obwohl keine Reinigung stattfindet.

Um die eigentliche Reinigungsleistung von Regenwasserbehandlungsmaßnahmen zu vergleichen führt HÜBNER [1995] zusätzlich den Begriff der Effektivität ein:

$$E := \frac{m_{ab}}{m_{zu}} - \frac{m_{ab,theo}}{m_{zu}}$$

Dabei ist $m_{ab,theo}$ die Feststoffmasse, die ein neutrales Bauwerk ohne Reinigung weiterleiten würde. Die Effektivität kann im Gegensatz zum Wirkungsgrad sogar negativ sein.

Bei einem Vergleich der verschiedenen Regenwasserbehandlungsmaßnahmen hinsichtlich ihrer Reinigungsleistung muss beachtet werden, dass die aufgeführten Wirkungsgrade das Reinigungsvermögen nur ungefähr wiedergeben. Der Wirkungsgrad bzw. die Effektivität hängt neben anderen Faktoren entscheidend von der Schadstoffkonzentration im Zulauf der Anlage ab. Diese Größe wiederum variiert aber zeitlich und örtlich so stark, dass damit auch eine allgemeingültige, detaillierte Beschreibung der Leistungsfähigkeit von Regenwasserbehandlungsmaßnahmen erschwert wird.

5.5.3 Rechen/Siebe

Eine einfache Möglichkeit zur mechanischen Reinigung von Regen- und Mischwasser ist die Siebung mit Rechen oder Sieben. Die Siebung ist ein physikalischer Vorgang, bei dem Partikel zurückgehalten werden, die größer sind als die Sieböffnung. Damit unterscheidet sich die Siebung von der Filtration. Da mit dem Einsatz der Siebung zur Mischwasserbehandlung größere Erfahrungen als bei Regenwasserbehandlung im Trennsystem vorliegen, wird diese Maßnahme in Abschnitt 5.6.4 detailliert beschrieben.

5.5.4 Sedimentationsverfahren

Zur Abscheidung von Feststoffen im Niederschlagsabfluss eines Trennsystems können Sandfänge, Regenklärbecken oder andere Absetzbecken verwendet werden. Diese Maßnahmen reinigen den Oberflächenabfluss nach dem Prinzip der *Sedimentation*. Die Sedimentation folgt dem Stokes'schen Gesetz, solange eine laminare Strömung vorliegt:

$$v_s = \frac{1}{18} \cdot g \cdot \frac{\rho_F - \rho}{\eta} \cdot d_k^2$$

mit: v_s in m/s Sinkgeschwindigkeit
 d_k in m Korngröße
 g in m/s^2 Fallbeschleunigung
 ρ in kg/m^3 Dichte der Flüssigkeit
 ρ_F in kg/m^3 Dichte der Feststoffe
 η in kg/(ms) dynamische Zähigkeit

Als Geltungsbereich werden Durchmesser bis 0.1 mm angegeben, da hier die Reynoldszahl $Re < 1$ ist. Nach dem Stokes'schen Gesetz berechnete Sinkgeschwindigkeiten für verschiedene Korndurchmesser sind in Abb. 30 beispielhaft dargestellt.

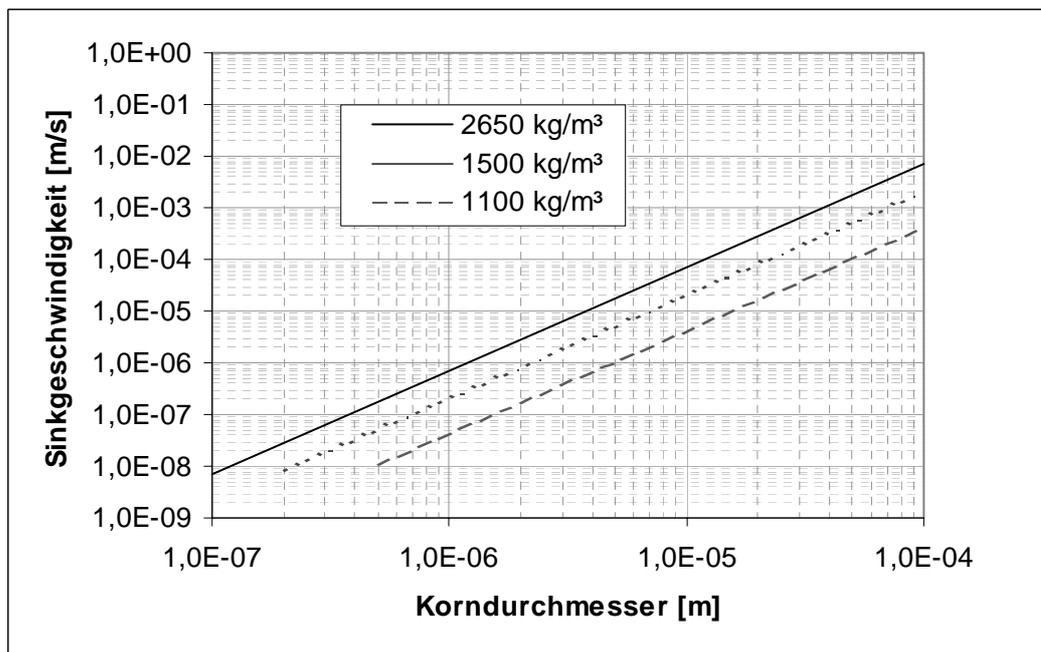


Abb. 30: Sinkgeschwindigkeit in Abhängigkeit der Korngröße und der Feststoffdichte

Bei größeren Durchmessern können experimentell gewonnene Zusammenhänge z.B. nach GÖTTLE [1979] herangezogen werden. Gelöste Stoffe können ohne den Einsatz von Fällungs- und Flockungsmitteln nicht durch Sedimentation abgetrennt werden.

5.5.4.1 Sandfang

Maßnahmenbeschreibung

Die Fließgeschwindigkeit im Sandfang wird so weit verringert, dass körnige Sinkstoffe wie z. B. Sand mit einem Korndurchmesser von $d = 0,1$ bis $0,2$ mm in einen besonderen Raum ohne Durchfluss, den Sandsammelraum, absinken können. Unterschieden werden entsprechend der Bauart Lang-, Rund- und Tiefsandfänge.

In der Praxis stellen Sandfänge in Kombination mit Leichtstoffabscheidern oder Tauchwänden eine Art Regellösung zur Regenwasserbehandlung im Trennsystem dar.

Bemessung:

Die Bemessung eines Sandfangs erfolgt wie bei allen Absetzverfahren nach der zulässigen Oberflächenbeschickung. Es muss geprüft werden, ob die Oberfläche groß genug ist, um eine bestimmte Korngröße zurückzuhalten. Da im Sandfang ein turbulenter Fließvorgang nicht ausgeschlossen werden kann und abgesetzte Teile wieder hoch gespült werden können, müssen zusätzliche Sicherheiten berücksichtigt werden. In der Regel erfolgt eine Bemessung auf eine kritische Regenspende von $r_{\text{krit}}=15$ l/(s ha_{red}) und eine zulässige Oberflächenbeschickung von 20 m/h womit Korngrößen von 0,2 mm weitgehend zurückgehalten werden [IMHOFF, 1993]. Bei einer angenommenen Tiefe von 1,5 m ergeben sich spezifische Volumina von ca. 3-4 m³/ha_{red}.

Schadstoffreduktion, bzw. -rückhalt

Nach KALBSKOPF [1966] werden verschiedene Korngrößen in Abhängigkeit von der Oberflächenbeschickung q_A zu den in Abb. 31 dargestellten Prozentsätzen zurückgehalten. Direkte Angaben zur Reinigungsleistung, z. B. bezüglich des CSB, konnten in der Literatur nicht gefunden werden. Aus der Abscheidewirkung eines Sandfang und der Korrelation zwischen Korngröße und Schadstoff kann eine grobe Schätzung vorgenommen werden.

Flächenbedarf

Der Flächenbedarf eines Sandfangs liegt bei einer kritischen Regenspende von $r_{\text{krit}}=15$ l/(s ha) und einer zulässigen Oberflächenbeschickung von 20 m/h bei 2,25 m²/ha_{red} und ist damit sehr gering.

Herstellungskosten, Nutzungsdauer, Betriebskosten

Bei Sandfängen handelt es sich um komplexere Bauwerke mit erhöhtem Schalungsaufwand und zusätzlichen Einbauten (z. B. Tauchwände, mehrere parallele Rinnen u.a.). Nach ATV [1994b] können für solche Bauwerke bei relativ kleinen Volumina spezifische Kosten von rd. 4.000 DM/m³ angesetzt werden. Die flächenspezifischen Kosten für einen Sandfang liegen demnach bei ca. 1,50 DM/m² angeschlossene Fläche.

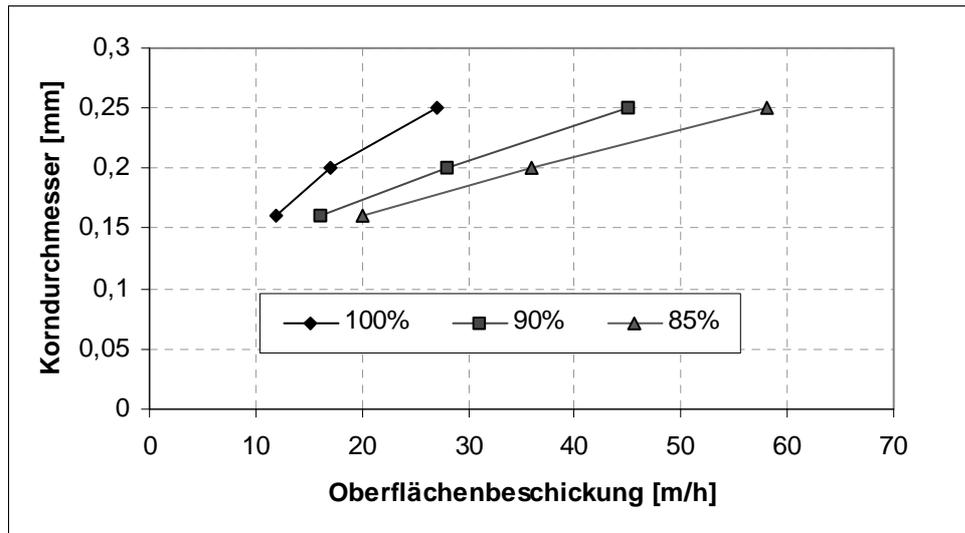


Abb. 31: Abscheidewirkung eines Sandfängs nach KALBSKOPF [1966]

Die Betriebskosten von Sandfängen werden in Anlehnung an Betriebskosten für Regenklärbecken auf ca. 50 DM/m³ Beckenvolumen geschätzt. Daraus resultieren sehr geringe flächenspez. Betriebskosten von weniger als 0,01 DM/m²_{red.}

Die Nutzungsdauer der maschinellen Teile liegt bei 8-12 Jahren, die des baulichen Teils bei 25-40 Jahren [LAWA, 1998].

5.5.4.2 Regenklärbecken

Maßnahmenbeschreibung

Regenklärbecken (RKB) funktionieren ähnlich den Sandfängen nach dem Prinzip der Sedimentation, allerdings ist die Oberflächenbeschickung deutlich geringer. Es sind zwei Arten von Regenklärbecken hinsichtlich ihrer Betriebsweise zu unterscheiden. Ständig gefüllte Regenklärbecken besitzen einen Überlauf und einen Schlammabzug. Ihnen ist ein Entlastungsbauwerk (EB) vorgeschaltet, das den Zulauf auf den Bemessungsabfluss Q_{bem} begrenzt. Sie sind in der Regel dann anzuordnen, wenn der Regenwasserkanal bei Trockenwetter ständig oder zeitweilig Wasser führt. Bei einer Beckenentleerung zum Klärwerk würde dieses Wasser das Klärwerk unnötig belasten. In diesen Regenklärbecken sollen die absetzbaren und aufschwimmenden Stoffe des Beckenzuflusses möglichst weitgehend entfernt werden. Der abgesetzte Schlamm ist schadlos zu beseitigen. Nicht ständig gefüllte Becken sind in der Regel dann anzuordnen, wenn der Regenwasserkanal kein oder nur wenig Wasser führt. Der Beckeninhalte ist nach Regenende der Kläranlage zuzuführen.

Bemessung

Aus wirtschaftlichen Gründen werden Regenklärbecken nicht auf den maximalen Zufluss aus der Regenkanalisation dimensioniert. Die Differenz zwischen dem maximalen Zufluss und der zulässigen Belastung muss in einem Regenrückhaltebecken zwischengespeichert oder in einem Umlauf an der Anlage vorbei zum Gewässer abgeleitet werden.

Regenklärbecken werden nach ATV [1994b] auf kritische Regenspenden von $r_{\text{krit}}=15 \text{ l/(s ha)}$ dimensioniert. Bei erhöhten Anforderung empfiehlt KRAUTH [1980] eine Auslegung auf 80 l/(s ha) . Welcher Anteil des Niederschlagsabflusses dadurch erfasst wird, hängt von der Fließzeit oder einer eventuellen Retention im Einzugsgebiet ab (s. Abschnitt 5.3.4 Regenwasserrückhaltung, Abb. 17).

Als zulässige Oberflächenbeschickung werden von der ATV $q_A = 10 \text{ m/h}$ angegeben [ATV, 1994b]. Die nutzbare Beckentiefe ($h_B = \text{Höhe des Klärüberlaufes}$) sollte dabei $h_B=2,0 \text{ m}$ betragen. Aus diesen Vorgaben resultiert ein spezifisches Volumen von $10,8 \text{ m}^3/\text{ha}$. In Schleswig-Holstein wird im Bemessungsverfahren zusätzlich der Fall geregelt, dass sich gering verschmutzte mit normal verschmutzten Teilströmen vermischen [STUEMUND, 1996]. Für Regenklärbecken in Berlin gilt die Sonderregelung einer Mindestaufenthaltsdauer von $T_{\text{min}}=60 \text{ min}$ für den Bemessungszufluss. Daraus ergibt sich ein spezifisches Speichervolumen von $54 \text{ m}^3/\text{ha}$.

Schadstoffreduktion, bzw. -rückhalt

Bei ausgeführten Regenklärbecken wurden die in Tab. 19 angegebenen Eliminationsraten gemessen. Die im Vergleich zu Laborversuchen relativ hohen Eliminationsraten der Anlagen Pleidesheim und Dianasee haben ihre Ursache vor allem in der sehr niedrigen Oberflächenbeschickung während der Untersuchungen. Diese überwiegend geringen Oberflächenbeschickungen wiederum sind durch die häufig auftretenden kleinen Regenspenden begründet, die deutlich unter der Bemessungsregenspende liegen. Neuere Ergebnisse an einem RKB in Karlsruhe, das hydraulischer stärker belastet ist, zeigen deutlich schlechtere Reinigungsleistungen. [PFEIFER, 1995]

Ein direkter Vergleich zwischen den Laborergebnissen und den Messergebnissen der Regenklärbecken ist wegen grundlegender Unterschiede hinsichtlich Oberflächenbeschickung und Strömungsverhältnissen kritisch zu sehen. Die Oberflächenbeschickung bei den Laborversuchen ist ca. 15fach höher als im Regenklärbecken Dianasee. In einem Regenklärbecken ist zusätzlich mit keiner idealen Sedimentation durch unregelmäßige Strömungen zu rechnen. Weitere Unterschiede sind in der Analyse, Art der Probenahme, sowie der Eliminationsratenermittlung (Dianasee mittels einer Frachtbilanz eines Messzeitraumes, GÖTTLE mittels Regenwassermischproben) gegeben. Die Laborergebnisse von GÖTTLE stimmen, in der Größenordnung, trotz obiger Einschränkungen mit den Ergebnissen der realen Regenklärbecken überein. Die Messergebnisse können daher als Grundlage zur Abschätzung der Reinigungsleistung von Regenklärbecken verwendet werden. Für eine frachtbezogene Bemessung von Regenklärbecken sind solche Messergebnisse ungeeignet. Sie können aber verwendet werden um die Sedimentationszeit zu bestimmen, die einerseits eine hohe Abscheidewirkung erzielt und andererseits eine Überdimensionierung vermeidet.

Tab. 19: Reinigungsleistungen von Regenklärbecken

Parameter	Einheiten	Pleidesheim* [KRAUTH, 1982]	Dianasee [HEINZMANN, 1993]	Karlsruhe [PFEIFER, 1995]
Sedimentationszeit	min	-	60	-
Bemessung q_A	m/h	9	1,8	10
q_A in 50 % der Abflussereignisse	m/h	0,2	-	
Mittlere q_A aller Ereignisse	m/h	-	0,01	
abf. Stoffe (AFS)	%	85	62	43
CSB	%	63	55	36
BSB ₅	%	-	31	-
org. C	%	-	22	
PT	%	32	47	
NH ₄ – N	%	36	-	
N _{ges}	%	-	33	
Cd	%	63	-	38
Cr	%	66	77	
Cu	%	73	65	5
Pb	%	79	59	36
Zn	%	50	31	12
Fe	%	74	-	

*Der Abscheider Pleidesheim ist zwar als Leichtstoffabscheider ausgelegt worden, aber es wurden alle Bemessungsvorgaben und Konstruktionsmerkmale für Regenklärbecken eingehalten.

Ein besonderer Effekt ist bei Regenklärbecken im Dauerstaubetrieb (Detention ponds) zu beachten. WASSMANN [1994] konnte durch Messungen an Berliner Regenklärbecken nachweisen, dass während der Standzeiten nach einem Regenereignis eine massive Sauerstoffzehrung auftritt, so dass bei erneuten Niederschlägen sauerstoffarmes Wasser ausgespült wird. Zusätzlich kommt es durch die Sauerstoffarmut während der Standzeit zur Rücklösung von Phosphaten und zu einem deutlichen Anstieg der Keimzahlen. Die Ausspülung derart belasteter Wassermengen führt zu massiven Belastungen der Wasserqualität. Als Konsequenz aus diesen Erfahrungen wurden die Betriebsweise der Becken dahin gehend geändert, dass nach Regenende eine Entlastung in den Schmutzkanal erfolgt. Damit wird das vorhandene Trennsystems faktisch in ein Mischsystem umgewandelt.

Flächenbedarf

Bei einer Tiefe von 2 m und einem spezifischen Beckenvolumen von 10.8 m³/ha beträgt der Flächenbedarf eines RKB ca. 5,4 m²/ha, bzw. 27 m²/ha nach Berliner Bauart und ist damit relativ gering.

Herstellungskosten

Zu Abschätzung der Baukosten von Regenklärbecken aus Stahlbeton verwendet man zweckmäßigerweise den erforderlichen Nutzinhalt. Die Baukosten hängen dabei entscheidend von der jeweiligen Beckengröße ab [FREISTAAT THÜRINGEN, 1996], [ATV, 1994b]. Abb. 32 zeigt die absoluten und spezifischen Kosten eines geschlossenen Beckens in Betonbauweise bei mittleren Bodenverhältnisse. Für das ca. 700 m³ große Regenklärbecken Dianasee in Berlin (A_{red} 12,7 ha, 55 m³/ha) gibt HEINZMANN [1993] Baukosten von 2.7 Mill. DM bzw. spezifische Kosten von ca. 3.800 DM/m³ an.

Bei einem mittelgroßen Becken mit spezifischen Kosten von ca. 3.000 DM/m³ ergeben sich flächenspezifische Kosten von 3,30 DM/m². Die flächenspezifischen Kosten des Regenklärbeckens Dianasee liegen bei ca. 21 DM/m².

Betriebskosten, Nutzungsdauer

Die Betriebskosten des Regenklärbeckens Dianasee gibt HEINZMANN [1993] mit 32.000 DM/a (inkl. Instandhaltung), bzw. ca. 50 DM/m³ oder 0,25 DM/m²_{red}/a. Da diese Kosten im wesentlichen auf die Entschlammung und den Personaleinsatz entfallen, treffen diese Zahlen auch auf Becken mit einem kleineren spezifischen Volumen zu.

Die durchschnittliche Nutzungsdauer von Regenklärbecken kann nach LAWA für den baulichen Teil mit 40-70 Jahren angenommen werden. Für den maschinellen Teil liegt die Nutzungsdauer dagegen nur bei 5-20 Jahren. Unter Berücksichtigung von Kapitaldienst und Abschreibung (25 Jahre) hat HEINZMANN [1993] für das RKB Dianasee spezifische Behandlungskosten von ca. 6,70 DM/m³ Regenwasser errechnet!

5.5.4.3 Wirbelabscheider

Maßnahmenbeschreibung

Mit Wirbelabscheidern können unter relativ geringem Druckverlust absinkende Feststoffe aus Regenwasserabflüssen nach dem Prinzip der Sedimentation abgetrennt werden [BROMBACH, 1997]. Die Abtrennung der Feststoffe geschieht unter Ausnutzung unterschiedlicher Geschwindigkeiten im Wirbelabscheider. Der tangential eingeleitete Zufluss strömt entlang der Innenseite des Zylinders. Dort sind die Strömungsgeschwindigkeiten höher als in der Mitte des Zylinders, wodurch sekundäre Wirbel in der Nähe der Wandung entstehen. In diesen Wirbeln bildet sich eine Zone mit sehr kleinen horizontalen Geschwindigkeiten, die ein Absinken der Schmutzstoffe ermöglicht. Die abgesetzten Schmutzstoffe werden in einer Schlammrinne aufkonzentriert und über den Schlammabzug einem Schmutzwasserkanal zugeführt, wodurch sich eine Reinigung des Wirbelabscheiders erübrigt. Das gereinigte Wasser wird in der Mitte des Zylinders zwischen zwei Tauchwänden abgezogen, die bei Überlastung des Wirbelabscheiders vollständig überströmt werden und den erforderlichen Querschnitt für den Notablass bereitstellen.

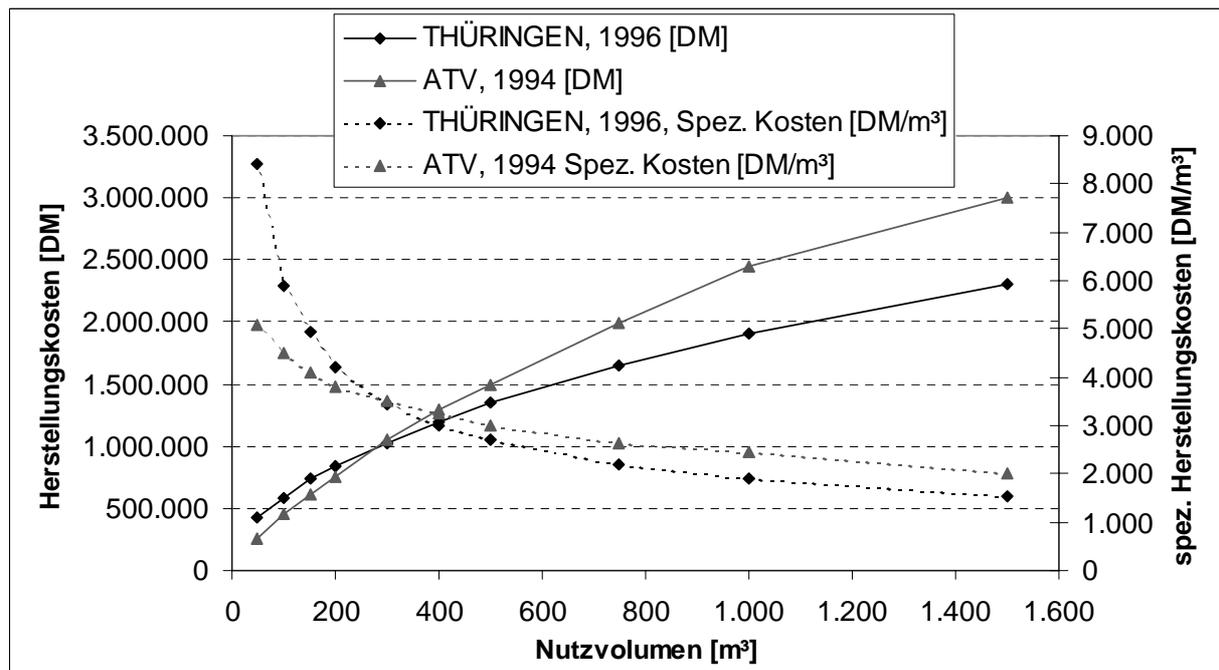


Abb. 32: Kosten für Regenbecken in geschlossener Betonbauweise [FREISTAAT THÜRINGEN, 1996], [ATV, 1994b].

Bemessung

Der Bemessungszufluss eines Wirbelabscheiders errechnet sich wie bei einem Regenklärbecken aus einer kritischen Regenspende von z. B. $r_{krit}=15 \text{ l/(s ha)}$ und der angeschlossenen Fläche. Eine Darstellung des Bemessungsgangs findet sich u. a. bei GROTTKER [1987].

Schadstoffreduktion, bzw. -rückhalt

Nach Nedenes und Lindholm (zitiert in GROTTKER [1987]) ist der Wirkungsgrad des Wirbelabscheiders eine Funktion der Sinkgeschwindigkeit der Schmutzstoffe und dem Verhältnis des tatsächlichen Zuflusses zum Bemessungszufluss.

$$P_{aus} = P_{ein} * (1 - a * e^{b * Q/Q_{bem}})$$

- Mit :
- P_{aus} : Ausgetragene Schmutzfracht [kg]
 - P_{ein} : Eingebrachte Schmutzfracht [kg]
 - Q : Aktuelle Zuflussmenge [m³/s]
 - Q_{bem} : Bemessungszufluss [m³/s]
 - v_s : Sinkgeschwindigkeit [cm/min]
 - a,b: Parameter siehe Tab. 20

Tab. 20: Parameter zur Bestimmung der Reinigungsleistung von Wirbelabscheidern

Kornfraktion	v_s [cm/min]	$a \cdot 10^{-2}$ [-]	b [-]
< 0,025 mm	0,41	0,96564	-8,232
0,025 - 0,08 mm	11,24	1,25393	-2,179
0,08 - 0,16 mm	52,41	1,41589	-1,174
0,16 - 0,25 mm	135,10	1,52573	-0,803
0,25 - 0,50 mm	335,60	1,63929	-0,557
0,50 - 1,00 mm	754,7	1,74753	-0,402
1,00 - 1,60 mm	1232	1,81642	-0,330
> 1,60 mm	1696	1,86282	-0,291

Um zum Regenklärbecken vergleichbare Ergebnisse zu erhalten, muss der Bemessungszufluss möglichst groß gewählt werden. Aufgrund der kleineren Abmessungen des Wirbelabscheiders wirkt sich dies bezüglich der Bauwerksabmessungen jedoch nicht besonders nachteilig aus.

5.5.5 Leichtstoffabscheider

Maßnahmenbeschreibung

Das Prinzip eines Leichtstoffabscheiders ist der Rückhalt von mechanisch abscheidbaren, wassergefährdenden Stoffen und leichtflüssigen Substanzen durch die Kombination von Schlammfang, Benzin-/Ölabscheider und/oder Koaleszenzabscheider. Der Hauptanwendungsbereich liegt in der Behandlung des Abflusses von Flächen mit erhöhter Verschmutzungsgefährdung durch Treibstoff oder Mineralölprodukte (Straßen, Parkplätze).

Bemessung

Die Bemessung erfolgt nach DIN 1999. Die Nenngröße der Abscheider ist nach Art und Menge der abzuleitenden Flüssigkeiten zu bemessen.

Schadstoffreduktion, bzw. -rückhalt

Für zwei Leichtstoffabscheider, die zur Reinigung von Straßenabflüssen eingesetzt werden, sind die in Tab. 21 aufgeführten Reinigungsleistungen ermittelt worden [KORAL, 1994].

Tab. 21: Reinigungsleistung von Leichtstoffabscheidern

Parameter	Einheit	Ulm West	Obereisesheim
Fläche	m ²	40	70
Bemessung q _A	m/h	9	18
q _A gemessen 50 %	m/h	0,7	11,5
80 %		4	16
95 %		9,5	19
abfiltrierbare Stoffe (AFS)	%	50	50
CSB	%	23	26
BSB ₅	%	-	-
org. C	%	-	-
P _T	%	10	9
NH ₄ – N	%	- 18	16
N _{ges.}	%	-	-
Cd	%	32	28
Cr	%	- 35	33
Cu	%	-2	26
Pb	%	39	39
N	%	26	37

5.5.6 Regenwasserbehandlung durch Filtration

Bei der Filtration finden neben dem mechanischen Siebeffekt auch chemisch-physikalische Vorgänge statt. Es treten Wechselwirkungen zwischen dem Partikel und der Oberfläche des Filtermaterials auf. Aus diesem Grund können durch Filtration auch Partikel zurückgehalten werden, die kleiner sind als die Filterporen. Nach DIN 4046 (1983) wird unter der Filtration das Entfernen von Stoffen aus flüssigen Suspensionen bei der Passage durch körnige oder poröse Materialien verstanden.

Ein einfacher Ansatz zur Beschreibung der Filtrationsprozesse ist die Filtrationsgleichung:

$$\frac{dc}{dz} = k \cdot c$$

mit k: Filterkonstante
c: Konzentration filtrierbarer Stoffe
z: Filtertiefenkoordinate

Die Filterkonstante k beschreibt die Anlagerungswahrscheinlichkeit eines Partikels an die Oberfläche des Filtermaterials. Sie wird u.a. durch folgende Einflussgrößen bestimmt:

- Korndurchmesser des Filtermaterials
- Suspensadurchmesser
- Filtergeschwindigkeit
- Filterporosität

Die Eliminationsrate ist demnach linear abhängig von der Konzentration an abfiltrierbaren Stoffen in der Suspension. Diese Beziehung trifft allerdings nur dann annähernd zu, wenn die Partikel nicht miteinander reagieren, d. h. die Größe und chemische Charakteristik der bleibt bei der Filterpassage unverändert bleibt.

Entsprechend der Filtergleichung dient die Filterkonstante als Maß für die erzielbare Eliminationsleistung einer Filtrationsanlage. Demnach kann der Wirkungsgrad einer Filtrationsanlage sehr hoch werden, wenn z. B. bei der Auslegung ein kleines Filterkorn gewählt wird. Durch den Einsatz eines kleineren Filterkorns wird allerdings der Filterwiderstand des Filters heraufgesetzt, so dass für den gleichen Durchsatz eine größere Fläche zur Verfügung gestellt werden müsste. Hierdurch sind die Grenzen für die praktische Realisierbarkeit gegeben.

5.5.6.1 Sandfilter

Maßnahmenbeschreibung

Sandfilter werden seit langem erfolgreich in der Trinkwasseraufbereitung eingesetzt [GROMBACH, 1993]. Unterschieden werden Langsamfilter mit Filtergeschwindigkeiten von $v_f = 0,05-0,2$ m/h und Schnellfilter. Letztere werden als offene Schnellfilter ($v_f < 7$ m/h) oder geschlossen unter Druck mit Filtergeschwindigkeiten von 10-20 m/h betrieben [DAMRATH, 1992]. Es sind sowohl Einschicht- als auch Mehrschichtfilter in Gebrauch.

In den USA und Australien bestehen Erfahrungen mit dem Einsatz von Sandfiltern zur Regenwasserbehandlung [URBONAS, 1999]. In der Regel kommen Langsamfilter zum Einsatz. Es gibt aber auch Beispiele für den Einsatz von Schnellfiltern. Obwohl meist ein Rückhaltebecken zur Vergleichmäßigung des Zuflusses vorgeschaltet wird, erfolgt die Beschickung des Sandfilters im Gegensatz zum Einsatz in der Trinkwasseraufbereitung intermittierend.

Mit der Zeit wird die Durchlässigkeit eines Filters durch die zurückgehaltenen Partikel vermindert. Schnellfilter werden deshalb regelmäßig gespült. Bei Langsamfiltern ist es dagegen üblich nach einer gewissen Zeit die oberste Schicht des Filtermaterials abzuschälen betrieben [DAMRATH, 1992].

Über den Einsatz von Sandfiltern in Kombination mit Flotation und UV-Bestrahlung berichten LAINE et. al. [1998]. In einer Versuchsanlage konnten sehr hohe Wirkungsgrade (>90% bzgl. AFS und CSB) erzielt werden, allerdings mit hohem technischen Aufwand.

Bemessung

Die Bemessung eines Sandfilters zur Regenwasserbehandlung ist immer im Zusammenhang mit dem zwangsläufig oberhalb anzuordnenden Rückhalteraum zu sehen. Daraus folgt der Zulauf zum Filter und der Anteil, der im Bypass vorbeigeleitet wird.

Ein Problem stellt die abnehmende Durchlässigkeit des Filters dar. Bei einer Bemessung mit einem konstanten k_f -Wert müsste zwangsläufig ein sehr geringer Wert gewählt werden,

der zu unwirtschaftlichen Ergebnissen führt. Messungen an Sandfiltern in den USA haben gezeigt, dass die Durchflussrate mit den akkumulierten Sedimenten im Filter korreliert URBONAS [1999]. Während ein neuer Sandfilter noch eine Durchflussrate von 300 mm/h aufweist, sinkt der Wert während einer Saison schnell auf 50-75 mm/h, um dann langsam auf 15 mm/h weiter abzusinken.

$$q = k_f \cdot F_{AFS}^{-c}$$

mit:

- q: Durchflussrate in m/h
- k_f: hydraulische Leitfähigkeit des Filtermaterials
- F_{AFS}:akkumulierte Fracht im Filter in kg/m²
- c: empirische Konstante

Die im Filter akkumulierte Fracht kann mit den üblichen Ansätzen (s. Abschnitt 5.5.1) unter Berücksichtigung des Bypasses und des Wirkungsgrades abgeschätzt werden. Mit Schmutzfrachtmodellen kann das Verhalten des Filters nachgebildet werden.

Quantitative Wirkung auf den Wasserhaushalt

Die Wirkung des Filters selbst auf den Wasserhaushalt ist vernachlässigbar. Das Retentionsvolumen wird allerdings eine Vergleichmäßigung des Abflusses bewirken.

Schadstoffreduktion, bzw. -rückhalt

Tab. 22 stellt die Ergebnisse zahlreicher Messungen an amerikanischen Anlagen zusammenfassend dar [URBONAS, 1999]. Die Reinigungsleistung schwankt für die verschiedenen Stoffparameter, wie bei den meisten anderen Verfahren auch. Interessant ist, das Reinigungsverhalten gegenüber Kupfer und Zink. Während bei Regenklärbecken das Reinigungsvermögen gegenüber Kupfer deutlich besser ist als gegenüber Zink (Tab. 19), ist es beim Sandfilter umgekehrt.

Tab. 22: Gemessene Reinigungsleistungen von Sandfiltern [URBONAS, 1999]

Parameter	Zufluss			Abfluss			Wirkungsgrad		
	Min.	Max.	Mitt.	Min.	Max.	Mitt.	Min.	Max.	Mitt.
	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[%]	[%]	[%]
AFS	12	884	160	4	40	16	8	96	80-94
P _{ges}	0,05	1,40	0,52	0,035	0,14	0,11	5	92	50-75
N _{ges}	2,4	30,0	8,0	1,6	8,2	3,8	(-130)	84	30-50
TKN	0,4	28,0	3,8	0,2	2,9	1,1	0	90	60-75
Kupfer	0,030	0,135	0,060	0,016	0,035	0,025	0	71	20-40
Zink	0,040	0,890	0,200	0,008	0,059	0,033	50	98	80-90

Flächenbedarf

Der Flächenbedarf eines Sandfilters hängt entscheidend von der Dimensionierung des vorgeschalteten Rückhaltevolumens ab. Bei einer großzügigen Auslegung des Rückhaltebeckens kann der Flächenbedarf auf 1% der angeschlossenen Fläche reduziert werden, womit allerdings erhebliche Kosten verbunden sind. Im konkreten Fall ist deshalb das Optimum zwischen möglichst kleinem RRB und kleiner Filterfläche zu suchen. Bei einer Drosselung der Zuflüsse auf 5 l/(s ha) und einer Durchflussrate von 75 mm/h (entsprechend einem k_F -Wert von $2 \cdot 10^5$ m/s) beträgt der Flächenbedarf ca. 2.5%.

Herstellungskosten

Wie der Flächenbedarf hängen die Herstellungskosten entscheidend von der vorgeschalteten Retention ab. Für das o.a. Beispiel (5 l/(s ha), 75 mm/h), einem umbauten Raum von 1,5 m³ pro m² Filterfläche und spez. Kosten von 1.000 DM/m³ ergeben sich flächenspezifische Kosten von 36 DM/m²_{red.}. Hinzu kommen die Kosten für das Rückhaltevolumen.

Betriebskosten, Nutzungsdauer

Sandfilter haben einen nicht unerheblichen Betriebsaufwand. Um die hydraulische Leistungsfähigkeit und die Reinigungsleistung des Filters aufrecht zu erhalten, ist ein regelmäßiges Abschälen der oberen Schichten (50-75 mm) erforderlich. Ein Auflockern der oberen Schicht alleine schafft dagegen nur sehr kurzfristig Abhilfe. Typische Wartungszyklen sind 1-2 Mal pro Jahr. Nach ca. 5-10 Abschälvorgängen ist das gesamte Filtermaterial auszutauschen, da sich auch die Poren in den unteren Schichten zusetzen. Die Betriebskosten steigen mit der Beaufschlagung des Filters. Umso kleiner die Filterfläche in Bezug auf die angeschlossene Fläche, desto häufiger ist eine Reinigung bzw. ein Austausch des Filtermaterials erforderlich. Eine größere Filterfläche ist somit betrieblich günstiger, erhöht aber die Herstellungskosten [URBONAS, 1999].

Bei einem Austausch des Filtermaterials alle 5 Jahre (200 DM/m²) und einem Abschälen der obersten 7 cm jedes Jahr (20 DM/m²) ergeben sich jährliche Betriebskosten von ca. 60 DM/m² Filterfläche. Bezogen auf die angeschlossene Fläche (Flächenbedarf 2,5%) sind dies ca. 1,50 DM/m²_{red.}.

Die durchschnittliche Nutzungsdauer von Sandfiltern wird von der LAWA [1998] mit 8-12 Jahren angegeben. Dieser Wert bezieht sich jedoch wahrscheinlich auf geschlossene Filter zur Trinkwasseraufbereitung. Die Nutzungsdauer des Baukörpers von offenen Langsamfiltern liegt schätzungsweise bei 40 Jahren.

5.5.6.2 Bodenfilter

Bodenfilter können sowohl zur Regenwasser- als auch zur Mischwasserbehandlung eingesetzt werden [BRUNNER, 1998]. Da im Bereich der Mischwasserbehandlung größere Erfahrungen vorliegen, wird diese Maßnahme in Abschnitt 5.6.7 detailliert beschrieben.

5.5.6.3 Membranfiltration

In der Wassertechnik, insbesondere in der Industrieabwasserreinigung und der Wasseraufbereitung, gehören Verfahren der Membranfiltration mittlerweile zum Stand der Technik. Die Membranfiltration ist ein Oberbegriff für verschiedene Filtrationsverfahren, bei denen Abwasser bzw. wässrige Lösungen oder Suspensionen durch eine Membran gedrückt werden und dadurch ein Teil der Inhaltsstoffe abgetrennt werden. Unterschieden werden in Abhängigkeit der Porengröße, die Mikro- und Nanofiltration (zusammen auch als Ultrafiltration bezeichnet) und die Umkehrosmose [IMECON, 1999].

Mikrofiltrationsanlagen weisen eine Porosität von 0.1 – 10 µm auf und vermögen z. B. Trübpartikel, Bakterien, Kolloide oder Mikroorganismen zurückzuhalten. Mit der Nanofiltration können darüber hinaus Teilchen bis zu einem Durchmesser von 5 nm, z. B. Proteine abgetrennt werden. Mit der Umkehrosmose schließlich ist es möglich, Teilchen im Molekularbereich mit einem Gewicht von 50 – 300 Dalton⁷ abzuscheiden (Zucker, Aminosäuren, Mineralsalze, Viren).

Prinzipiell ist der Einsatz von Membranfiltrationsanlagen zur Regenwasserbehandlung denkbar. Es stellt sich allerdings die Frage nach den Kosten. Bereits der Einsatz dieser Techniken auf kommunalen Kläranlagen wird oftmals aufgrund der hohen Investitions- und Betriebskosten kritisch gesehen, obwohl hier noch relativ konstante Abflussraten gegeben sind. Beispiele für die Regenwasserbehandlung durch Membranfiltration sind nicht bekannt.

5.5.7 Chemisch-physikalische Behandlungsverfahren

Der Wirkungsgrad von Sedimentations- und Filteranlagen kann durch den Einsatz chemischer Mittel (Fällung, Flockung) weiter erhöht werden. Chemische Fällung und Flockung können auch mit dem Prinzip der Flotation kombiniert werden.

Nach europäischer Norm EN 1085 ist die chemische Fällung eine Überführung von gelösten Abwasserinhaltsstoffen in ungelöste Formen durch chemische Reaktionen mit einem Fällungsmittel. Mit der Fällung können im Niederschlagsabfluss gelöste Ionen z. B. Phosphat entfernt werden. Die Zugabe der Fällungschemikalie führt zu einer Störung des Löslichkeitsgleichgewichtes der im Niederschlagsabfluss gelösten Salze. Die Fällungschemikalie bildet mit dem zu fällenden Stoff ein schwer lösliches Salz, dessen Löslichkeit durch die Chemikalienzugabe überschritten wird. Es entsteht ein Niederschlag, der ausfällt. Für die Fällung von Phosphat werden im allgemeinen Eisensalze eingesetzt.

⁷ Dalton, Einheit für das Molekular- oder Atomgewicht (Atomgewicht von C ist 12 Dalton).

Die Flockung ist nach EN 1085 die Bildung abscheidbarer Flocken durch Aggregation kleiner Teilchen; der Vorgang wird üblicherweise durch mechanische, physikalische oder biologische Zusatzmittel unterstützt. Bei der Flockung werden die im Niederschlagsabfluss enthaltenen Schmutzstoffe durch die Zugabe einer Flockungschemikalie in größere, abtrennbare Aggregate überführt. Das Prinzip der Flockung ist es, das Abstoßungspotenzial suspendierter Stoffe herabzusetzen (Entstabilisierung), um ein Aneinanderlagern der Stoffe zu begünstigen. Aus einer stabilen Suspension mit geringer Sinkgeschwindigkeit wird dadurch eine instabile Suspension mit hoher Sinkgeschwindigkeit. Es gibt verschiedene Möglichkeiten instabile Suspensionen zu erzeugen, u.a. durch Adsorptionskoagulation und durch Flokkulation [SIEKER, 1997].

In der Realität sind die Prozesse der Fällung und Flockung nicht voneinander zu trennen. Bei einer Fällung kommt es häufig zur Anlagerung organischer Substanzen an den Niederschlag (Mitfällung) und bei der Flockung kommt es zur Einschlussflockung.

Bei dem Einsatz chemischer Verfahren ist es zwingend notwendig, den Chemikalienzusatz auf die vorhandene Konzentration und Fracht der zu eliminierenden Stoffe abzustimmen, was besonders für die Flockung zutrifft. Bei den Flockungsprozessen ist ein optimales Dosierungsverhältnis der Flockungschemikalie zu der Konzentration der suspendierten Stoffe erforderlich. Bei einer Überdosierung kommt es zu einer Ladungsumkehr der suspendierten Partikel und als Folge zu einer Restabilisierung der Suspension. Im Fall einer Unterdosierung wird das Abstoßungspotenzial der suspendierten Stoffe nicht weit genug herabgesetzt, so dass unter Umständen kaum Flockungsprozesse stattfinden.

Bei der Fällung ist zu beachten, dass das Verhältnis aus Chemikalienzusatz zu der erzielten Elimination bei geringen Phosphatkonzentrationen bzw. Konzentrationen der zu entfernenden Ionen erheblich erhöht wird. Der Einsatz der Fällung ist durch die in diesem Fall erforderlichen großen Chemikalienmengen bei gleichzeitig marginaler Schmutzstoffentfernung abzuwägen. Zumal der Einsatz von Fällungssalzen nicht nur Kosten verursacht, sondern auch zu einer Aufsalzung des Abflusses führt.

Der Einsatz chemischer Verfahren rentiert sich im allgemeinen nur bei höheren Konzentrationen des Schmutzstoffes im Niederschlagsabfluss, da ansonsten das Verhältnis der Chemikaliengabe zu der eliminierten Menge des Schmutzstoffes unverhältnismäßig hoch wird. Bedingt durch die starken Konzentrationsschwankungen im Niederschlagsabfluss ist auf jeden Fall eine Regelung der Chemikaliendosierung notwendig. Zu beachten ist weiterhin, dass die Sedimente bzw. Filtrate oder Flotate i. d. R. in den Schmutzwasserkanal eingeleitet und damit zur Kläranlage geleitet werden. Bei einer großflächigen Anwendung der Regenwasserbehandlung durch Fällung und Flockung sind Auswirkungen auf die Kläranlage zu berücksichtigen (z. B. Rücklösung von ausgefällten Stoffen).

5.5.7.1 Fällung/Flockung in Kombination mit Sedimentation und Filtration

Maßnahmenbeschreibung

Beim Einsatz der Flockung zur Regenwasserbehandlung werden die Flockungsmittel zweckmäßigerweise direkt in den Wasserstrom im Zulaufkanal dosiert. Dort erfolgt die Fällung von gelösten Substanzen und die Bildung von gut abtrennbaren Makroflocken. Die Abtrennung der Flocken erfolgt mechanisch durch Sedimentation oder durch Filtration. In Berlin wird die Flockenbildung in Rohren bereits seit Jahren bei verschiedenen Volumenströmen bzw. Rohrdurchmessern eingesetzt. Rohrstrecken für die Flockung haben gegenüber herkömmlichen Flockungsreaktoren folgende Vorteile [HEINZMANN, 1993]:

- eine praktisch homogene turbulente Strömung,
- Verbindungsleitungen zwischen Anlagenteilen können bei entsprechender Dimensionierung als Flockungsreaktoren verwendet werden, wodurch in vielen Fällen eine erhebliche Platzersparnis möglich ist
- ohne aufwendige Zusatzeinrichtungen ist ein Betrieb unter Druck möglich,
- keine beweglichen Teile.

Im Vergleich zum Regenklärbecken wurden die Eliminationsraten bezüglich der abfiltrierbaren Stoffe und P nur durch Rohrflockung mit anschließender Filtration übertroffen. Die Qualität des Niederschlagsabflusses konnte deutlich verbessert werden. Bei der Rohrflockung mit anschließender Sedimentation blieben die Reinigungsleistungen sogar hinter denen des Regenklärbeckens zurück. Bei dem Parameter CSB konnte mit beiden Fällungsvarianten die Reinigungsleistung des Regenklärbeckens nicht übertroffen werden. Fazit ist, dass die Reinigungsleistung einer Fällungs- und Flockungsanlage entscheidend von der mechanischen Reinigungsleistung der Sedimentation bzw. der Filtration abhängt.

Bemessung

Aus wirtschaftlichen und betrieblichen Gründen ist es sinnvoll, die Anlage zur weitergehenden Aufbereitung auf einen möglichst niedrigen Durchsatz auszulegen. Dies erfordert allerdings eine Zwischenspeicherung des Regenabflusses. Das Zwischenspeichern kann in einem Regenrückhalte- oder Regenklärbecken, aber auch in Rohrleitungen erfolgen.

HEINZMANN [1993] empfiehlt eine Auslegung der Fällungs- und Flockungsanlage, auf eine Bemessungsregenspende von 0,36-0,72 mm/h bzw. 1-2 l/(s ha). Bei einer Behandlung von z. B. 85% des Niederschlagsabflusses wird dadurch ein Speichervolumen von ca. 8 mm oder 80 m³/ha erforderlich. Der vorgeschaltete Speicher soll innerhalb von 24 h durch die Aufbereitungsanlage entleert werden. Vor der Aufbereitungsanlage sollten zum Rückhalt partikulärer Stoffe Absetzräume (Sandfänge) angeordnet werden.

Reinigungsleistung

HEINZMANN [1993] hat die Eliminationsraten einer Rohrflockung an einer Pilotanlage in Berlin untersucht. Die Abtrennung der Flocken erfolgte mit anschließender Filtration und alternativ durch Sedimentation. Abb. 33 zeigt die Ergebnisse im Vergleich zur Reinigungsleistung eines Regenklärbeckens (RKB Dianasee).

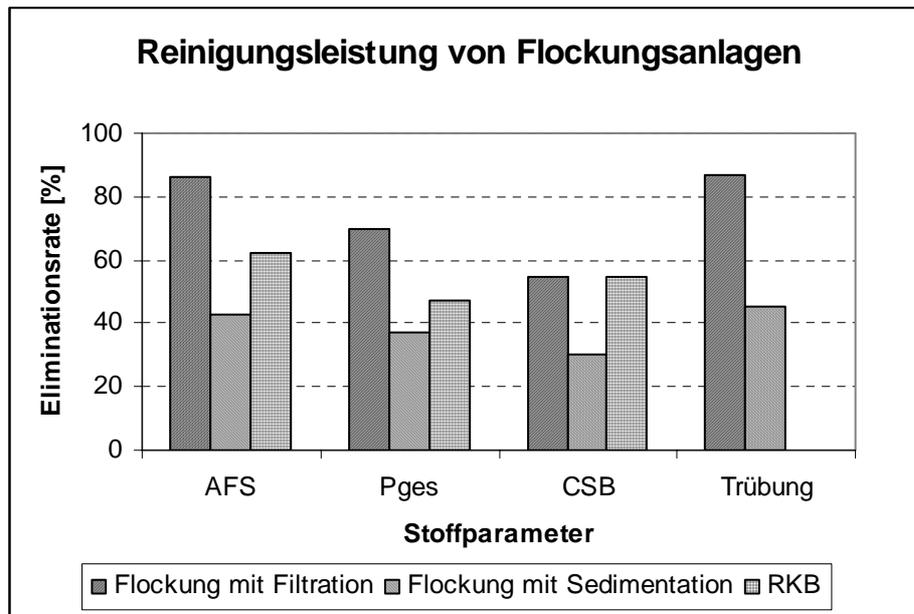


Abb. 33: Reinigungsleistung von Flockungsanlagen [HEINZMANN, 1993]

Herstellungskosten

Die Kosten für eine großtechnische Fällungs- und Flockungsanlage mit einem Durchsatz von 80 m³/h ($A_{red} = 12.7$ ha) schätzt HEINZMANN [1993] wie folgt ab:

- 2 Aufstromfilter (8 m/h) mit 10 m² Filterfläche: 750.000 DM
- Dosiereinrichtung: 100.000 DM
- 3 Regenwasserpumpen: 30.000 DM
- vorgeschaltetes Absetzbecken ($V = 100$ m³): 150.000 DM
- elektrische Anschlüsse: 50.000 DM
- Mess- und Regeltechnik: 50.000 DM
- Speicherraum: 3,3 Mio. DM

Die Gesamtkosten würden ca. 4,43 Mio. DM oder 35 DM/m²_{red} betragen. Die Hauptkosten entstehen durch den nötigen Speicherraum, der bei einem Anlagendurchsatz von 1-2 l/(s ha) sehr groß wird (ca. 80 m³/ha).

Betriebskosten, Nutzungsdauer,

Die laufenden Kosten für die o.a. Anlage setzen sich wie folgt zusammen:

- Energie (Strom): ca. 1.000 DM/a
- Chemikalien (Fällungsmittel): ca. 1.700 DM/a
- Reparaturen: ca. 33.900 DM/a
- Personal: ca. 15.000 DM/a
- Einleitungen in den Schmutzwasserkanal (Filterspülungen): ca. 11.800 DM/a

Interessant sind dabei die relativ niedrigen Kosten für Energie und Chemikalien. Die Summe der Betriebskosten liegt bei 63.400 DM/a oder 0,50 DM/m²_{red}/a. Umgerechnet auf die behandelte Wassermenge ergeben sich mit Berücksichtigung der Kapitalkosten und der verschiedenen Abschreibungsdauern spezifische Kosten in Höhe von 9,20 DM pro m³ behandeltem Regenwasser!

5.5.7.2 Fällung/Flockung in Kombination mit Flotation

Maßnahmenbeschreibung

Alternativ zur Sedimentation oder Filtration der Flocken besteht die Möglichkeit zur Flotation. In der Entspannungsflotation wird das zuvor mit Flockungsmitteln behandelte Abwasser mit Druckluft bei etwa 3,5 bar gesättigt. Die bei der folgenden Druckentspannung entstehenden kleinen Blasen kommen in Kontakt mit den feinen Schweb- und Schlammteilen und gelangen mit ihnen an die Oberfläche [ENVIPLAN, 1999]. In der Abwasserbehandlung ist die Flotation eine gängige Alternative zur Sedimentation (Nachklärung, Schlammeindickung). Großtechnische Anlagen zur Mischwasserbehandlung werden in den USA seit einigen Jahren eingesetzt. In Deutschland konnten Erfahrungen an einer Pilotanlage in Karlsruhe gesammelt werden [PFEIFER, HAHN, 1995].

Bemessung

Maßgebende Bemessungsgröße für eine Flotationsanlage ist wie bei der Sedimentation die Oberflächenbeschickung. Konkrete Bemessungswerte existieren allerdings aufgrund der relativ geringen Erfahrungen nicht. Die Pilotanlage in Karlsruhe wurde auf eine Oberflächenbeschickung von 5 m/h ausgelegt.

Schadstoffreduktion, bzw. -rückhalt

In der Pilotanlage in Karlsruhe konnten die in Abb. 34 dargestellten Reduktionsleistungen festgestellt werden. Flockung und Flotation bewirken danach eine deutliche Erhöhung der Eliminationsrate gegenüber dem herkömmlichen Regenklärbecken [PFEIFER, HAHN, 1995]. Zu beachten ist allerdings die unterschiedliche Oberflächenbeschickung der Anlagen (Regenklärbecken 10 m/h, Flotationsanlage 5 m/h). Messungen an amerikanischen Anlagen zeigen, dass die Eliminationsrate mit steigender Oberflächenbeschickung deutlich abnimmt. Ein direkter Vergleich ist somit problematisch. Eine Verbesserung der Reinigungsleistung durch Flotation ist jedoch anzunehmen.

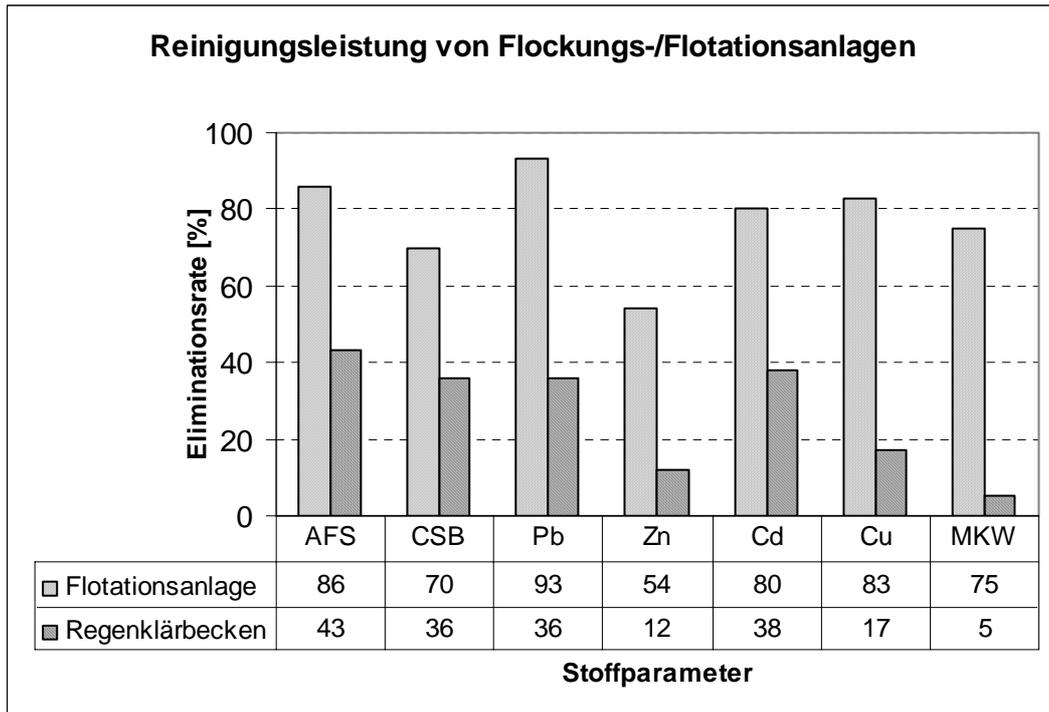


Abb. 34: Reinigungsleistung von Flockungs-/Flotationsanlagen [PFEIFER, HAHN, 1995]

Flächenbedarf

Der Flächenbedarf einer Flockungs- und Flotationsanlage ist sehr gering und sicherlich ein Vorteil dieses Verfahrens.

Herstellungskosten, Betriebskosten

In der Veröffentlichung über die Pilotanlage in Karlsruhe sind leider keine Angaben über Herstellungs- oder Betriebskosten angeführt. Ähnlich der Flockungsfiltration werden die Kosten maßgeblich durch das erforderliche Speichervolumen zur Vergleichmäßigung des Zuflusses bestimmt. Die maschinentechnische Ausstattung ist ähnlich aufwendig. Es ist deshalb anzunehmen, dass die Kosten in der gleichen Größenordnung wie bei der Flockungsfiltration liegen.

5.6 Maßnahmen zur Mischwasserbehandlung

5.6.1 Schadstoffe im Mischwasserabfluss

Im Mischwasserabfluss befinden sich neben den bereits dargestellten Schadstoffen des Niederschlagsabflusses, Schmutzstoffe des durch menschlichen Gebrauch (häuslich, gewerblich, industriell) verunreinigten Trink- und Brauchwassers. Hinzu kommen mobilisierte Schadstoffe aus vorher akkumulierten Ablagerungen und Sielhautabträge. Zusammensetzung und Konzentration des Mischwasserabflusses schwanken entsprechend der Herkunft stark in Abhängigkeit des Niederschlages.

Die Schmutzwasserkonzentrationen und -frachten sind zumindest im Tagesmittel relativ gleichmäßig (s. Tab. 28) und gut zu quantifizieren. Der Tagesverlauf des Schmutzwasserabflusses ist i. d. R. ebenfalls bekannt. Für die Variabilität der Schadstoffkonzentration im Niederschlagsabfluss gelten die Ausführungen für die Verschmutzung des Regenwasserabflusses im Trennsystem (Abschnitt 5.5.1).

Das Problem der Kanalablagerungen ist im Mischwasserabfluss weitaus ausgeprägter als im Trennsystem, da sich in den großen, auf Regenwetterabflüsse ausgelegten Querschnitten im Trockenwetterfall sehr geringe Fließgeschwindigkeiten und damit Schleppspannungen einstellen. Das Ausmaß der Ablagerungen und des Abtrages bei Regenwetter ist von vielerlei Größen abhängig, maßgeblich von Menge und Zusammensetzung der Schmutzfracht und den Abflussverhältnissen, aber auch vom baulichen Zustand des Kanalnetzes. Eine mathematische Beschreibung dieser Prozesse war in den letzten Jahren Inhalt mehrerer Forschungsprojekte [SCHMITT, 1997]. Auch wenn eine Beschreibung von Einzelereignissen mit durchaus guten Validierungsergebnissen gelungen ist, so muss doch der Schluss gezogen werden, dass eine Übertragung auf andere Gebiete und lange Simulationszeiträume derzeit nicht möglich ist. Eine Anwendung der Akkumulations-Abtrags-Modelle in der Praxis (Schmutzfrachtberechnung) ist deshalb zurückhaltend zu bewerten.

Ähnliches gilt für den Einfluss der Sielhaut. Die Sielhaut ist ein mikrobieller Belag an der Kanalwandung (Biofilm) mit mineralischen Einschlüssen, der während Regenereignissen durch erhöhte Reibungskräfte abgetragen werden kann. Untersuchungen in einem Mischsystem in Zürich [REIF, 1991] haben ergeben, dass der Anteil der Sielhautabträge ca. 30% an der Gesamtschmutzfracht ausmachen kann.

Zusammenfassend muss festgestellt werden, dass Schadstofffrachten und -konzentrationen im Mischwasserabfluss großen Schwankungen unterliegen und derzeit nur näherungsweise mathematisch beschrieben werden können. Dennoch können mittlere Verschmutzungswerte angegeben werden. Tab. 17 auf Seite 133 zeigt die Bandbreite mittlerer und maximaler Konzentrationen ausgewählter Schmutzparameter im Mischwasser [LAMMERSEN, 1997].

5.6.2 Allgemeines zur Mischwasserbehandlung

Die Problematik des Mischsystems ist eng mit der historischen Entwicklung der Schwemmkanalisation verbunden. Im vorigen Jahrhundert wurden zuerst Kanäle gebaut um die Abwässer in die nächstgelegenen Vorfluter zu leiten. Da der Wasserverbrauch damals viel geringer war, war das Regenwasser erforderlich, um die Fäkalien herauszuschwemmen. Als in diesem Jahrhundert die ersten Kläranlagen errichtet wurden, war eine Behandlung der gesamten Abflüsse nicht möglich bzw. unwirtschaftlich. Aus diesem Grunde wurden Mischwasserentlastungen - in der allgemeinen Terminologie als Regenüberläufe bezeichnet - geschaffen, mit denen bei Regenereignissen die nicht behandelbaren Mischwasserabflüsse in die Vorfluter abgeschlagen werden.

Von diesen Mischwasserüberläufen, mit denen unbehandeltes Mischwasser direkt in die Gewässer eingeleitet wird, geht eine nicht unerhebliche Gewässerbelastung aus: Zum einen werden die Gewässer hydraulisch und stoßartig mit sauerstoffzehrenden Schadstoffen belastet. Zum anderen bewirkt die immer wiederkehrende Belastung z. B. mit Nährstoffen oder Schwermetallen eine dauerhafte Gewässerbelastung.

Um die Größenordnung der Gewässerbelastung beurteilen zu können, muss die Entlastungstätigkeit von Mischwasserüberläufen betrachtet werden. Für ein typisches Wohngebiet⁸ (s.) errechnet sich ein mittlerer Schmutzwasserabfluss von 0,06 mm/h bzw. eine Tagesspitze von 0,13 mm/h. Bei der üblichen Beschränkung des Kläranlagenzuflusses auf den zweifachen Schmutzwasserabfluss ($Q_m = 2 \cdot Q_{s12} + Q_f = 0,31 \text{ mm/h}$) folgt daraus eine maximale Regenabflussspende ($Q_r = Q_m - Q_{s24}$) von 0,19 mm/h oder ca. 0.5 l/(s ha). Im Vergleich zu typischen Drosselspenden bei Regenrückhaltebecken wird deutlich, wie gering dieser Wert ist und wie hoch dementsprechend die Entlastungsrate ist, falls keine Speicherung stattfindet.

Tab. 23: Schmutzwasseranfall im Mischsystem

Einwohnerdichte	50 EW/ha	100 EW/ha _{red}
Wasserverbrauch		150 l/EW/d
Fremdwasseranteil		50%
Mittlerer Schmutzwasserabfluss Q_{s24}	0,17 l/(s ha _{red})	0,06 mm/h
Stundensatz		12 h/d
Tagesspitze Schmutzwasserabfluss Q_{s12}	0,35 l/(s ha _{red})	0,13 mm/h
Verhältnis Regen-/Schmutzwasser im Kläranlagenzulauf		1:1
Bemessungszufluss $Q_m = (1+1) \cdot Q_{s12} + Q_f$	0,87 l/(s ha _{red})	0,31 mm/h
Max. Regenwasserabfluss zur Kläranlage	0,52 l/(s ha _{red})	0,19 mm/h

⁸ Die Einwohnerdichte wurde in Anlehnung an PECHER [1991b] und die Abwasserstatistik von Nordrhein-Westfalen gewählt .

Eine Langzeitsimulation für ein fiktives Einzugsgebiet mit einem Kläranlagenzufluss von 0,31 mm/h ohne jede Zwischenspeicherung hat ergeben, dass die Entlastungsrate der Niederschlagsabflüsse zwischen 80 und 87% liegt, je nach Abflussverzögerung im Einzugsgebiet (Abb. 35). Das bedeutet, dass nur 13-20% des Niederschlagsabflusses auf der Kläranlage behandelt werden, der Rest wird unbehandelt abgeschlagen.

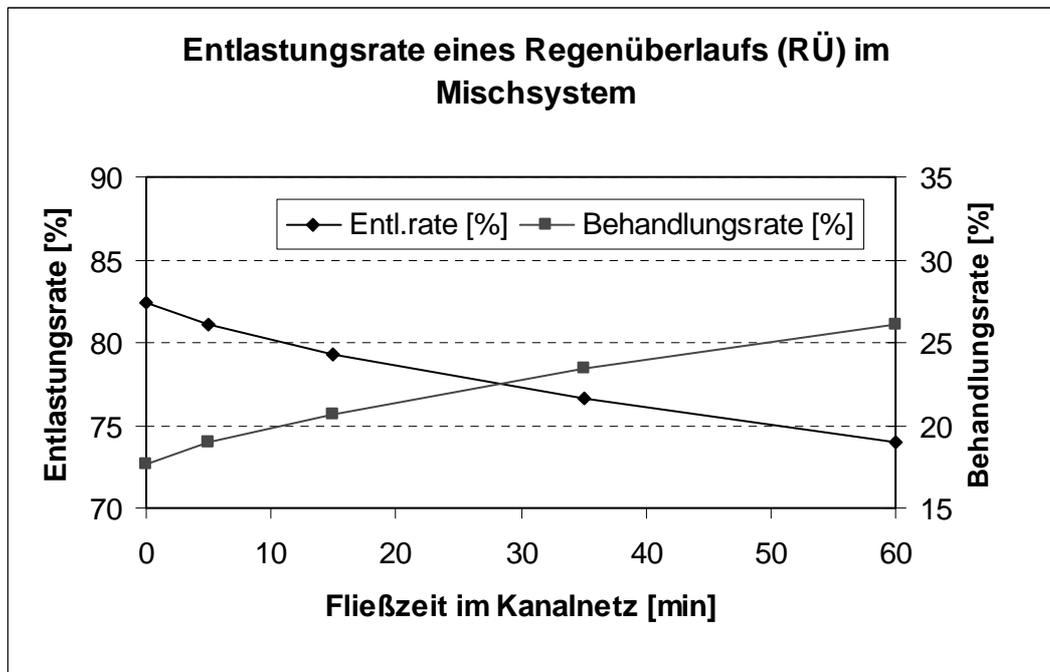


Abb. 35: Entlastungsrate eines Mischsystems ohne Zwischenspeicherung mit einem Kläranlagenzufluss von $Q_m = 2Q_s + Q_f = 0,31$ mm/h bzw. 0,87 l/(s ha)

Um den genannten Nachteilen der Mischwasserentlastung zu begegnen, existieren vier prinzipielle Möglichkeiten (Abb. 36):

1. Zwischenspeicherung der Mischwasserabflüsse bei Regenwetter in Regenüberlaufbecken, in Stauraumkanälen oder im Kanalnetz durch Abflusssteuerung. Auch die Umverteilung in vermaschten Kanalnetzen kann zu dieser Kategorie gerechnet werden.
2. Behandlung des überlaufenden Mischwassers an Ort und Stelle z. B. in Bodenfilterbecken oder Klärbecken,
3. Erhöhung des Kläranlagenzuflusses auf $Q_m > 2Q_s + Q_f$,
4. Reduktion des Regenwasseranteils im Mischwasser durch Flächenabkopplung

In Deutschland wurde bislang nahezu ausschließlich die erste Variante in Form von Regenüberlaufbecken angewendet.

Mit Bodenfilterbecken und Hydrozyklonen (Wirbelabscheidern) liegen Erfahrungen mit der zweiten Variante vor. Durchlaufbecken bewirken – in eingeschränktem Umfang – ebenfalls eine Behandlung des Mischwassers.

Die dritte Variante der Erhöhung des Kläranlagenzuflusses auf deutlich über $Q_m = 2Q_s + Q_f$ stellt dagegen, zumindest im Zuge der Bemessung, bislang regelrecht ein Tabu dar.

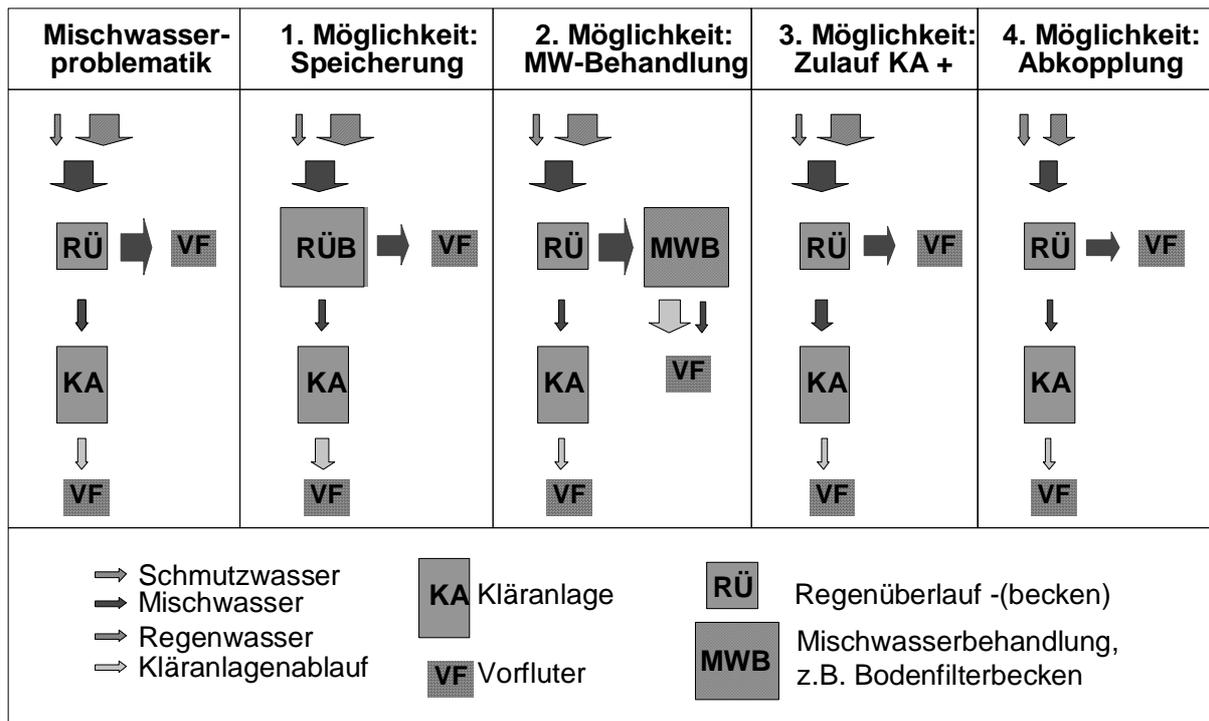


Abb. 36: Prinzipielle Möglichkeiten der Mischwasserbehandlung

Die vierte Variante, die Verminderung der Zuflüsse durch Flächenabkopplung oder Entsiegelung, findet sich als allgemeine Forderung zwar im A128 wieder, wird jedoch in der Praxis nur unzureichend berücksichtigt.

In anderen Ländern wird das Problem der Mischwasserbehandlung durchaus vielseitiger angegangen. In den Niederlanden (s. Abschnitt 3.2) werden alle vier Möglichkeiten herangezogen um die scharfe Vorgabe einer zulässigen Entlastungsrate von 6-8% einhalten zu können. Im Rahmen eines Projektes des Umweltministeriums Nordrhein-Westfalen [IPS & DHV, 1998] hat das niederländische Ingenieurbüro DHV das Mischsystem der deutschen Stadt Gronau nach niederländischen Richtlinien überplant und schlägt als Maßnahmen vor:

- Abkopplung von ca. 15% der bisher angeschlossenen Fläche
- Umwandlung des Mischsystems eines Gewerbegebietes in ein Trennsystem
- Einführung einer Kanalstauraumbewirtschaftung (Real-Time-Control, RTC)
- Bau von zwei Regenüberlaufbecken
- Erhöhung der Mischwasserzuflüsse zur Kläranlage vom derzeit 1.4-fachen auf das 4.1-fache des Trockenwetterabflusses
- Leistungssteigerung der Kläranlage durch die Erweiterung von Vor- und Nachklärung, die Belebung bleibt unverändert.

Die Wirksamkeit dieser Maßnahmen wurde durch eine hydrodynamische Langzeitseriensimulation nachgewiesen. Dieses Beispiel zeigt, dass es möglich und sinnvoll ist, die 4 Grundprinzipien zu kombinieren. Die Einsparpotenziale durch derartige angepasste Lösungen zur Mischwasserbehandlung sind groß.

5.6.3 Mischwasserüberläufe

Maßnahmenbeschreibung

Mischwasserüberläufe (Regenüberläufe, RÜ) sind nach A128 nach wie vor zulässige Bausteine in einem Mischsystem, solange eine Auslegung auf die kritische Regenspende erfolgt und Gesamtspeichervolumen sowie das Mindestmischverhältnis eingehalten wird. Ziel der Überläufe ist es, die Abflüsse und damit die Leitungsquerschnitte bis zur nachfolgenden Mischwasserbehandlungsanlage zu verringern.

Bemessung

Bei der Bemessung eines Mischwasserüberlaufs (RÜ) nach ATV-A128 muss nachgewiesen werden, dass die kritische Regenspende r_{krit} eingehalten wird.

$$r_{\text{krit}} = 15 \cdot \frac{120}{120 + t_f} \quad t_f \leq 120 \text{ min} \quad [l/(s \cdot ha_{\text{red}})]$$

$$r_{\text{krit}} = 7,5 \quad t_f > 120 \text{ min}$$

Dies entspricht einer Drosselspende von 2.7 –5.4 mm/h bzw. ungefähr dem 15-30-fachen des Trockenwetterabflusses. Zusätzlich ist das Mindestmischverhältnis nachzuweisen.

Quantitative Wirkung auf den Wasserhaushalt

Mischwasserüberläufe (RÜ) haben neben dem Effekt, dass sie einen Teil des Mischwasserzuflusses auf die Kläranlage leiten und u.U. eine Verteilung des Abflusses auf unterschiedliche Gewässer bewirken, keine Auswirkungen auf den Wasserhaushalt eines Einzugsgebietes.

Schadstoffreduktion, bzw. -rückhalt

Mischwasserüberläufe (RÜ) bewirken - im Vergleich zur direkten Einleitung - einen Schadstoffrückhalt entsprechend der Entlastungsrate des Bauwerks:

$$\text{Wirkungsgrad } n = 100\% \cdot \text{Entlastungsrate } e_0$$

Eine Reinigung der entlasteten Wassermengen findet nicht statt (Effektivität $E=0\%$), es sei denn, der Überlauf ist mit einer Rechenanlage ausgestattet. Abb. 37 zeigt die Entlastungsrate in Abhängigkeit der Fließzeit und der damit verbundenen kritischen Regenspende.

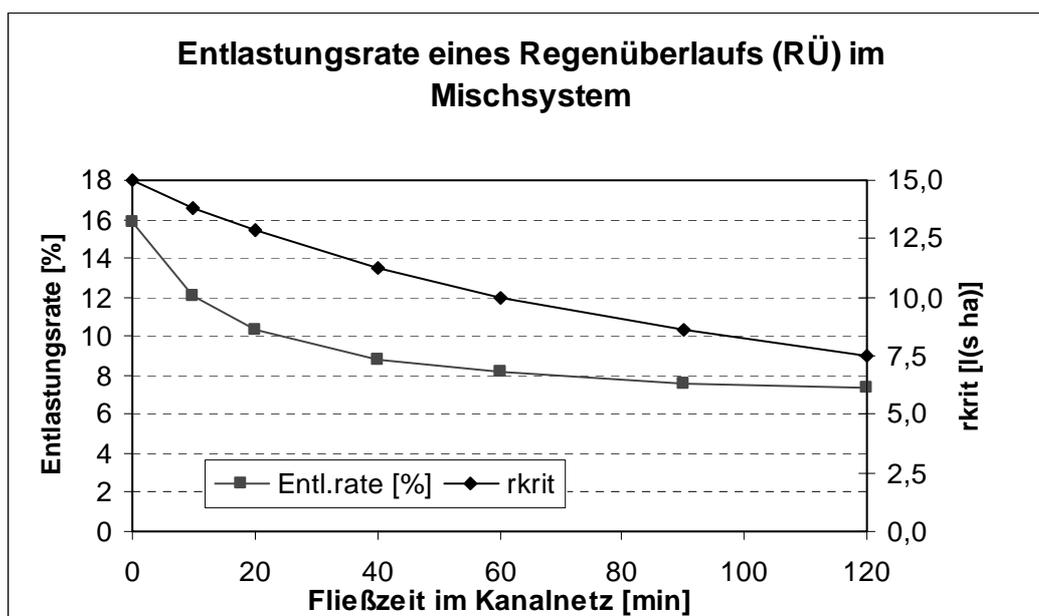


Abb. 37: Entlastungsrate eines nach A128 bemessenen Mischwasserüberlaufs

Flächenbedarf

Der Flächenbedarf eines Mischwasserüberlaufs ist von untergeordneter Bedeutung.

Herstellungskosten

Nach HMU [1995] sollten für den umbauten Raum von Mischwasserüberläufen ca. 3.400 DM/m³ veranschlagt werden. Die Abmessungen des Bauwerkes sind abhängig von der erforderlichen Wehrschwellelänge und der Überfallhöhe, die sich aus dem maximalen Zufluss errechnen. Das erforderliche spezifische Volumen kann mit ca. 3-5 m³/ha abgeschätzt werden. Die spezifischen Kosten betragen somit ca. 1,30 DM/m² angeschlossener Fläche. Hinzuzurechnen ist u.U. der Bau einer Entlastungsstrecke zum nächstgelegenen Vorfluter. Da dieser Kanal auf den max. Überlauf bemessen werden muss, können die Kosten beträchtlich sein.

Betriebskosten

Die Betriebskosten für Mischwasserüberläufe werden i. d. R. nicht separat ausgewiesen, sondern sind in den allgemeinen Kanalbetriebskosten (s. Abschnitt 5.3.1) enthalten.

5.6.4 Rechen/Siebe

Maßnahmenbeschreibung

Siebe und Rechen werden insbesondere auf Kläranlagen als erste Reinigungsstufe eingesetzt und dienen hauptsächlich dem Schutz der nachfolgenden Ausrüstungen. Bei der Regenwasser- und Mischwasserbehandlung kommen Rechen, Siebrechen und Trommelsiebe dagegen vorrangig zur Abscheidung von Feststoffen zum Einsatz. Während auf Kläranlagen und bei der Regenwasserbehandlung das Siebgut entfernt wird, ist es bei der Mischwasserbehandlung üblich, das Siebgut zur Kläranlage weiterzuführen.

Je nach lichten Stababstand bzw. Lochgröße unterscheidet man Grobrechen (ca. 40-100 mm) und Feinrechen (ca. 5-30 mm). Siebe werden unterschieden in *Makrosiebe* mit Maschenweiten über 0,3 mm und *Mikrosiebung* mit Maschenweiten unter 0,1 mm. Letztere wirken allerdings nicht mehr nur durch den Siebeffekt, sondern weisen Filtereigenschaften auf (s. Abschnitt 5.5.6). Zur Mischwasserbehandlung werden vorrangig Siebrechen mit einem Stababstand von 4 mm eingesetzt [FAHRNER, 1996].

Rechen bestehen im allgemeinen aus geraden Stahlstäben, die meistens in einer Neigung von 1:2 bis 1:3 angeordnet sind. Handgeräumte Rechen werden ausschließlich als feststehende gerade Stabrechen ausgebildet. Diese Bauart ist jedoch im allgemeinen nicht mehr üblich, da die Rechen schnell verlegen und damit die hydraulische Leistungsfähigkeit stark eingeschränkt wird.

Zur Anwendung kommen maschinell geräumte Stabrechen, die man wiederum in Greifer- und Umlaufrechen unterscheiden kann. Der Greiferrechen fördert das Rechengut durch eine Rechenharke, die in die Rechenstäbe eingreift, das Rechengut beim Aufwärtsgang von den Rechenstäben abstreift und über dem Wasserspiegel abwirft. Eine Sonderform des Greiferrechens ist der Gegenstromrechen. Hier greift die Harke „von hinten“ gegen den Wasserstrom zwischen die Rechenstäbe und fördert das Rechengut nach oben, ohne aus dem Rechenrost auszuscheren. Der Umlaufrechen fördert das Rechengut durch Rechenbalken, die an Umlaufketten befestigt sind und deren Zähne vorne in die Rechenstäbe eingreifen. Die Rechenräumer werden i. d. R. durch eine Wasserspiegel-Differenzschaltung automatisch eingeschaltet.

Trommelsiebe bestehen aus langsam drehenden, horizontal gelagerten Trommeln, die mit Metall- oder Kunststoffgewebe unterschiedlicher Maschenweite bespannt sind. Die Trommeln werden von innen nach außen vom Wasserstrom durchflossen. Der sich dabei auf der Innenseite der Gewebe bildende Feststoffbelag wird durch entsprechende Abspritzvorrichtungen entfernt und über eine zentral in der Trommel angeordnete Ablaufrinne entfernt [GROMBACH, 1993]. Da auch während des Abspritzens weiterhin Regenwasser zugeführt wird, ergibt sich ein kontinuierlicher Siebvorgang, so dass immer die volle Siebfläche verfügbar ist. Die beim Abspritzen verwendeten Wassermengen werden dem Ablauf der Siebanlage entnommen.

Bemessung

Zielgröße der Bemessung ist die erforderliche Siebfläche. Diese Siebfläche ist abhängig von dem Bemessungszufluss sowie der zulässigen Filtergeschwindigkeit, die wiederum abhängig ist von der Maschenweite.

$$Q_{\text{bem}} = r_{\text{krit}} * A_{\text{red}} \quad \text{in l/s}$$

$$A_{\text{sieb}} = \frac{Q_{\text{bem}}}{q_A} [\text{m}^2]$$

Für die Filtergeschwindigkeit können in Abhängigkeit der Maschenweite nach STUDEMUNDT [1997] folgende Werte angesetzt werden:

Tab. 24: Zulässige Oberflächenbeschickung von Siebanlagen

Filtertyp	Maschenweite [mm]	Filtergeschwindigkeiten q_A [m/h]
Grobrechen	100	3.000
Feinrechen	20	300
Lochblech	20 - 1	200
Trommelsiebe	1	100
	0,04	30
	0,02	20
	0,01	10

Nach FAHRNER [1996] beträgt die Nennleistung eines Siebrechens mit 4 mm Stababstand (z. B. Fa. Vollmar), einer Höhe von 60 cm und einer Schwellenlänge von 6 m (3,6 m² Siebfläche) dagegen 2.600 l/s, was einer zulässigen Oberflächenbeschickung von 2.600 m/h entspricht. Diese Werte liegen deutlich über den Angaben in Tab. 24.

Die Filtergeschwindigkeit ist ein wichtiges Merkmal der Siebrechen. Sie ist für die mechanische Belastung des Filtermaterials, vor allem aber für die Filterwirkung entscheidend. Wird ein Flächenfilter mit zu hoher Durchsatzgeschwindigkeit betrieben, werden die Feststoffpartikel unter Umständen zerschlagen statt zurückgehalten. Die Filtergeschwindigkeit bei feinen Mikrosieben liegt in der selben Größenordnung wie die Oberflächenbeschickung von Regenklärbecken! Damit würde eine Siebfläche erforderlich sein, die in einer ähnlichen Größenordnung wie die Oberflächen eines Regenklärbeckens liegt. Bei der Bemessung ist zu beachten, dass die Siebtrommel nur zu ca. 75 % ihrer Siebfläche in das Wasser eintauchen.

Schadstoffreduktion, bzw. -rückhalt

Die Reinigungsleistung einer Siebanlage hängt verständlicherweise entscheidend von der Maschenweite ab. Mit Grobrechen werden nur die größten Feststoffe aus dem Abwasser entfernt. Mit Mikrosieben als nachgeschalteter Behandlungsstufe auf Kläranlagen wurden dagegen in Abhängigkeit der zulaufenden AFS-Konzentration Rückhalteleistungen zwischen 60 und 80 % erzielt. Die guten Eliminationsleistungen für die abfiltrierbaren Stoffe werden der sich auf dem Mikrosieb ausbildenden, zusätzlich filternden Suspensaschicht zugeschrieben. Damit ergibt sich eine Art Raumfiltration des ansonsten nur als Flächenfilter zu verstehenden Mikrosiebes. Insofern sind die Grenzen zwischen der Mikrosiebung und der Mikrofiltration fließend. Die Rückhalteleistung für CSB und P sind unmittelbar mit der Entnahme der abfiltrierbaren Stoffen verbunden und liegen für die CSB-Reduzierung zwischen 10 und 25 % bzw. für P_{ges} zwischen 25 und 50 %. Neben der

Reduzierung der Schadstoffparameter wird auch eine erhebliche Keimzahlreduzierung des Abwassers an coliformen Keimen um 98 - 99% erreicht [GRAU, 1996].

Nach Herstellerangaben (Fa. VOLLMAR) sind Hochleistungs-Siebrechen in der Lage Schwebstoffe in sehr hohem Maße zurückzuhalten und die BSB-/CSB-Fracht „beachtlich“ zu reduzieren. Konkrete Zahlen über den Wirkungsgrad von Siebrechen liegen allerdings nicht vor. HAHN [1990] gibt für Siebe (ohne nähere Angaben zur Maschenweite) einen mittleren Wirkungsgrad von 35% an.

Flächenbedarf

Der Flächenbedarf einer Rechenanlage mit 4 mm Stababstand ist von untergeordneter Bedeutung. Sie kann in der Regel in das Überlaufbauwerk integriert werden.

Herstellungskosten

Die Herstellungskosten von handgeräumten Grobrechen können mit ca. 500 DM/m² Rechen veranschlagt werden. Maschinell geräumte Siebrechen, wie sie üblicherweise an Mischwasserentlastungsbauwerken eingesetzt werden, sind dagegen deutlich teurer. Die Fa. VOLLMAR nennt Preise zwischen 22.000 und 112.000 DM/m² für einen Siebrechen (4 mm) inkl. Montage. Für Anlagen mit größeren Nennleistungen (> 1000 l/s) kann von mittleren Kosten ca. 35.000 DM/m² Siebfläche ausgegangen werden. Nach GRAU [1996] liegen die Kosten einer Mikrosiebanlage im Bereich von 36.000 bis 41.500 DM pro Quadratmeter Siebfläche.

Unter Berücksichtigung einer hydraulischen Leistungsfähigkeit von ca. 2000 m/h (!) ergeben sich daraus flächenbezogene Kosten von ca. 0,40 DM/m²_{red.}. Mikrosiebe sind auf die Fläche bezogen weitaus kostenintensiver, da die zulässige Oberflächenbeschickung deutlich geringer ist.

Betriebskosten, Nutzungsdauer

Als jährliche Betriebskosten können ca. 10 % der Herstellungskosten angesetzt werden. Die Nutzungsdauer der maschinellen Teile liegt bei 10-14 Jahren, die des baulichen Teils bei 25-40 Jahren [LAWA, 1998].

5.6.5 Mischwasserüberlaufbecken

Maßnahmenbeschreibung

Mischwasserüberlaufbecken (Regenüberlaufbecken (RÜB), englisch: Combined Sewer Overflow-(CSO)-Tanks) dienen in erster Linie der Zwischenspeicherung des Mischwasserabflusses, wodurch eine Verringerung der Entlastungsrate und -häufigkeit gegenüber einfachen Mischwasserüberläufen (RÜ) erreicht wird.

Unterschieden werden Fangbecken und Durchlaufbecken bzw. Verbundbecken als Kombination. Beide Varianten können im Hauptschluss (Führung des weiterführenden Ablaufes durch das Becken) oder im Nebenschluss (Führung des weiterführenden Ablaufes am Becken vorbei) angeordnet werden. Fangbecken dienen zum Auffangen eines Spülstoßes, der eher bei kleinen Einzugsgebieten zu erwarten ist. Durchlaufbecken werden in größeren oder vorentlasteten Einzugsgebieten oder bei längeren Fließzeiten im Kanalnetz angeordnet, da dann i. d. R. keine ausgeprägten Spülstöße mehr zu erwarten sind [ATV A128, 1992].

Anstelle von Becken können zur Mischwasserspeicherung auch Stauraumkanäle errichtet werden. Stauraumkanäle unterscheiden sich in ihrer Wirkung durch die Lage des Entlastungsbauwerkes. Stauraumkanäle mit oben liegender Entlastung (SKO) wirken wie Fangbecken, bei unten liegender Entlastung (SKU) wie Durchlaufbecken, jeweils im Hauptschluss [ATV A128, 1992].

Bemessung

Die Bemessung von Mischwasserüberlaufbecken (RÜB) erfolgt in den meisten Bundesländern nach dem ATV-Arbeitsblatt A128 (s. Abschnitt 2.3.3). Das daraus resultierende, nachzuweisende Gesamtspeichervolumen liegt bei ca. 25 m³/ha. Hessen und Niedersachsen fordern darüber hinausgehend eine Schmutzfrachtberechnung zum Nachweis der Entlastungsfracht.

Quantitative Wirkung auf den Wasserhaushalt

Primäres Ziel der Mischwasserüberlaufbecken ist es, Schadstoffemissionen in die Gewässer zu verringern. Die Retentionswirkung als sekundäres Ziel ist aufgrund des geringen Speichervolumens relativ gering, unabhängig davon, ob es sich um ein Fang- oder ein Durchlaufbecken handelt.

Die Langzeitsimulation für ein exemplarisches Einzugsgebiet mit einem einfachen Mischwasserüberlauf und einem Mischwasserbecken mit einem spezifischen Speichervolumen von 30 m³/ha und die anschließende statistische Auswertung der ereignisbezogenen Überlaufintensitäten zeigen, dass die Spitzenwerte nur unwesentlich reduziert werden (Abb. 38), obwohl nur noch ca. 20 Überlaufereignisse pro Jahr auftreten. Zum Vergleich sind die Ergebnisse für deutlich größere spezifische Volumina (150 m³/ha, 300 m³/ha) dargestellt. Ein signifikanter Schutz der Gewässer vor hydraulischer Belastung wird erst bei sehr viel größeren spezifischen Volumina (>150 m³/ha) erreicht.

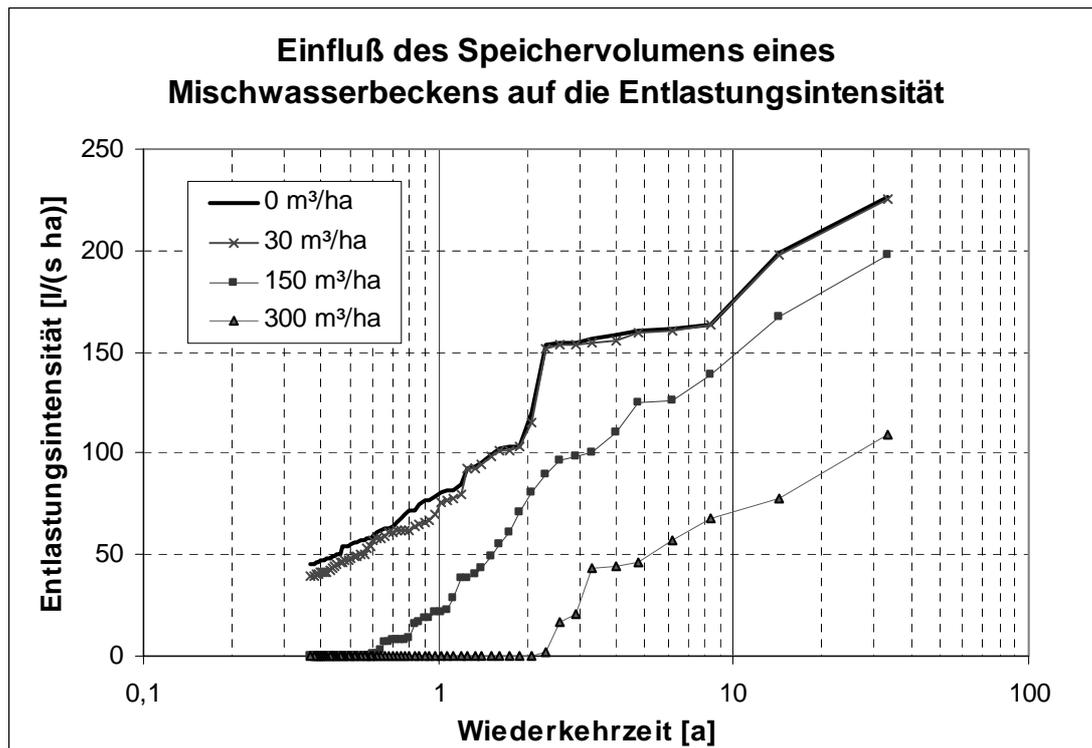


Abb. 38: Einfluß des Speichervolumens eines Mischwasserbeckens auf die maximale Entlastungsintensität (für ein Einzugsgebiet mit einer Fließzeit von $t_f=15$ min)

Schadstoffreduktion, bzw. -rückhalt

Das Schadstoffrückhaltevermögen von Mischwasserüberlaufbecken resultiert aus zwei prinzipiellen Teilprozessen:

- a) die Retentionswirkung des Beckens vermindert die Überlaufanzahl bzw. -menge und erhöht damit den Mischwasseranteil, der auf der Kläranlage behandelt wird. Durch die Ausnutzung des zeitlichen Versatzes zwischen Abflussganglinie und Schmutzbelastung (Spülstoßeffekt) kann diese Wirkung weiter erhöht werden.
- b) das Becken weist je nach Bauart eine mehr oder weniger ausgeprägte Klärwirkung auf, die im wesentlichen durch das Sedimentationsprinzip erreicht wird. Durch Rechen, Siebe oder ähnliche Einrichtungen lässt sich die Klärwirkung weiter verbessern. Bei der Bemessung nach A128 wird die Klärwirkung nicht berücksichtigt.

Bei der Beurteilung des Schadstoffrückhaltevermögens muss zwischen Fang- und Durchlaufbecken bzw. SKO/SKU unterschieden werden. Fangbecken weisen keinen Klärüberlauf auf, weshalb auch keine Klärwirkung erzielt wird. Die Konzeption eines Fangbeckens sieht vielmehr vor, den ersten Spülstoß durch eine Zwischenspeicherung aufzufangen und gedrosselt zur Kläranlage weiterzuleiten. Das Schadstoffrückhaltevermögen wird damit überwiegend durch die Retentionswirkung des Beckens bestimmt. Eine typische Entlastungsrate von $e_0=40\%$ bei einem Becken mit $25 \text{ m}^3/\text{ha}$ bedeutet somit einen mittleren

Wirkungsgrad von ca. 60%. Für einzelne Starkregenereignisse kann der Wirkungsgrad jedoch deutlich geringer sein.

Beim Durchlaufbecken wird ein Teilstrom des Beckenzulaufes über den Klärüberlauf entlastet. Die Rückhaltewirkung hängt dabei, wie bei allen Sedimentationsverfahren, maßgeblich von der Oberflächenbeschickung ab. Die Bemessung des Klärüberlaufes erfolgt üblicherweise auf eine kritische Regenspense von 15 l/(s ha) wobei ein maximale Oberflächenbeschickung von 10 m/h einzuhalten ist. SCHÄFER et. al. [1997] haben durch umfangreiche Untersuchungen jedoch gezeigt, dass die tatsächliche mittlere Oberflächenbeschickung nur ca. 2-3 m/h beträgt. Folgende Rückhaltewirkungen konnten ermittelt werden (Tab. 25).

Tab. 25: Rückhaltewirkung des Klärüberlaufes von Durchlaufbecken, SCHÄFER et. al. [1997]

Parameter	Rückhaltewirkung
AFS	80%
ASS	90%
CSB	60%
part. Pb	65%
part. Cu	65%
part. Cd	70%

Es fällt auf, dass die angegebenen Wirkungsgrade deutlich höher liegen als bei Regenklärbecken im Trennsystem, obwohl diese auf dieselbe Oberflächenbeschickung bemessen werden. Dies kann nur durch die andere Zusammensetzung des Mischwassers im Vergleich zu Regenwasser erklärt werden.

Langzeitsimulationen für exemplarische Einzugsgebiete mit Durchlaufbecken (25 m³/ha) zeigen, dass ca. 75-80% der gesamten Überlaufs über den Klärüberlauf (bemessen auf $r_{krit}=15$ l/(s ha)), und die verbleibenden 20-25% über den Beckenüberlauf entlastet werden. Wird für den Teilstrom, der über den Klärüberlauf entlastet wird, eine Rückhaltewirkung von z. B. 60% für den Parameter CSB berücksichtigt, so erhöht sich der mittlere Gesamtwirkungsgrad von 60% auf ca. 75%. Dieser Wert errechnet sich aus der Summe der Frachten, die über Klär- und Beckenüberlauf entlasten, dividiert durch die Fracht, die über den Regenwasseranteil im Mischwasserabfluss in das Becken eingetragen werden. Auch hier kann der Wirkungsgrad für einzelne Starkregenereignisse deutlich geringer sein.

Flächenbedarf

Bei einem spezifischen Speichervolumen von 25 m³/ha_{red} und einer mittleren Tiefe von ca. 2,50 m liegt der Flächenbedarf bei ca. 10 m²/ha_{red} und ist damit im Vergleich zu anderen Mischwasserbehandlungsmaßnahmen (Bodenfilter, Abkopplung) gering.

Herstellungskosten

Mischwasserüberlaufbecken (RÜB) werden i.a. als Betonbecken in geschlossener Bauweise ausgeführt. Die Herstellungskosten entsprechen damit in etwa den in Abschnitt 5.5.4.2 angegebenen Kosten für Regenklärbecken. In Abhängigkeit des Speichervolumens schwanken die spezifischen Kosten zwischen 1.500 und >5.000 DM/m³ (s. Abb. 39). bei einem spezifischen Gesamtspeichervolumen von 25 m³/ha ergeben sich damit flächenspezifische Kosten zwischen 4 und 13 DM/m². Als Mittelwert kann von ca. 7,50 DM/m² (3.000 DM/m³) ausgegangen werden. Die Kosten für Stauraumkanäle liegen nach Abb. 39 um ca. 200-300 DM unter den Kosten für Mischwasserbecken. Rundbecken, die allerdings relativ selten gebaut werden, sind noch mal einige Hundert DM pro m³ billiger.

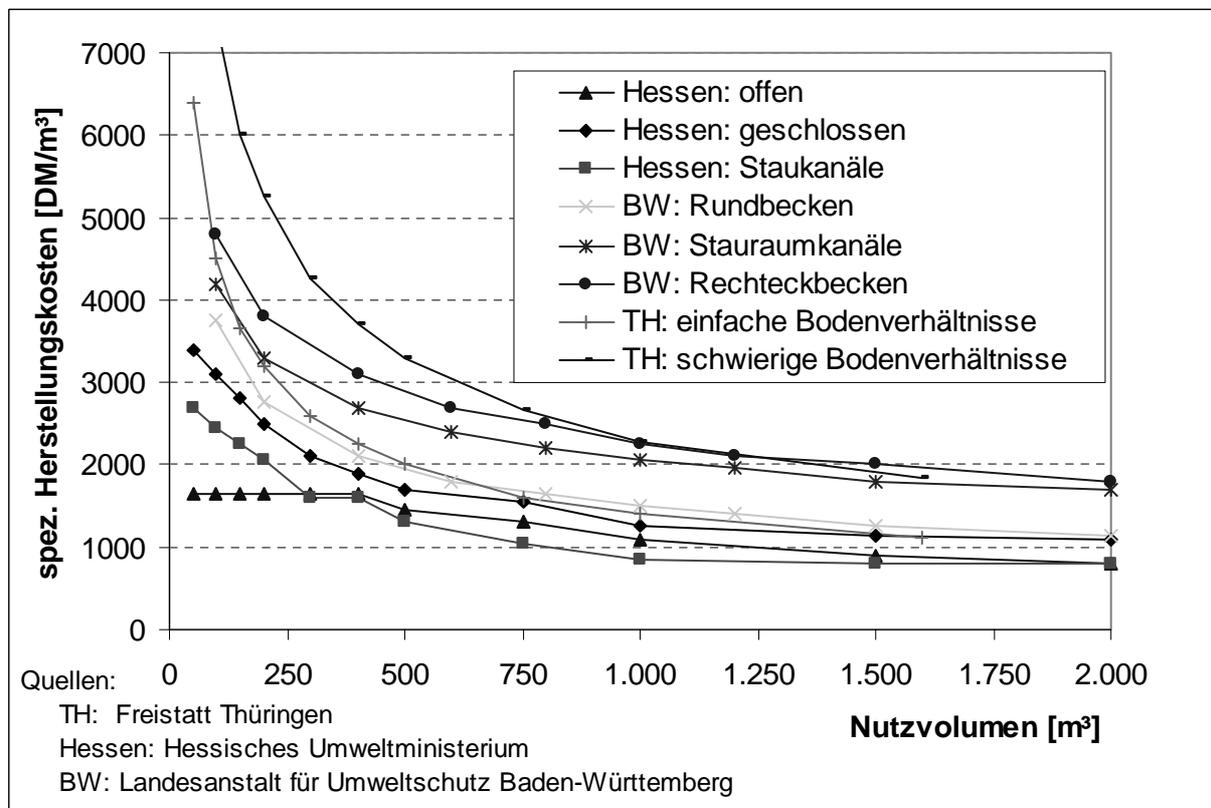


Abb. 39: Kosten für Mischwasserbecken (nach verschiedenen Quellen: [HMU, 1995], LFU BW [1998], FREISTAAT THÜRINGEN [1996])

Betriebskosten, Nutzungsdauer,

Angaben über jährliche Betriebskosten von Mischwasserbecken konnten nicht gefunden werden. Es wird davon ausgegangen, dass die Kosten in der selben Größenordnung wie bei Regenklärbecken liegen (0,25 DM/m²_{red}/a).

Die Nutzungsdauer des baulichen Teils liegt bei 40-70 Jahren, die der maschinellen Teile bei 5-20 Jahren [LAWA, 1998]. Im Vergleich zu den Nutzungsdauern der baulichen Teile von Kläranlagen (Vorklärbecken, 25-40 Jahre) sind diese Werte allerdings nicht einsichtig.

5.6.6 Kanalstauraumbewirtschaftung durch Abflusssteuerung

Maßnahmenbeschreibung

Die Abflusssteuerung in Kanalnetzen, auch als Kanalnetzsteuerung, Kanalstauraumbewirtschaftung oder operationelle Stadtentwässerung bezeichnet [SIEKER, 1995], ist ein weites Feld und dient nicht nur der Reduktion von Mischwasserentlastungen. Weitere Ziele einer Abflusssteuerung können z. B. die Verminderung von Überflutungen oder der Schutz von besonders empfindlichen Gewässer durch Umleitung von Abflüssen sein [SCHILLING et. al., 1995].

Als Grundprinzip der Abflusssteuerung formuliert SCHILLING [1995], dass „Überflutungen im Einzugsgebiet bzw. Regenentlastungen nur dann auftreten sollen, wenn zur selben Zeit die zur Verfügung stehenden Sammler und Speicher ihre Kapazitätsgrenzen erreicht haben und möglichst nur dort, wo der Schaden am geringsten ist.“

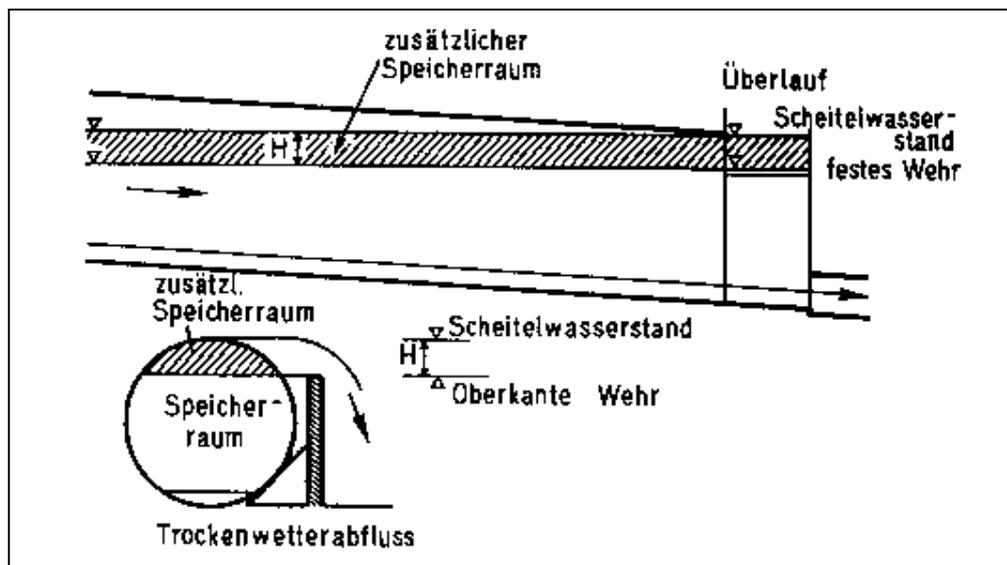


Abb. 40: Aktivierung von Kanalstauraum durch Einstau [SCHILLING et. al., 1995]

Kanalstauraumbewirtschaftung als Alternative zum Bau von Mischwasserbecken bzw. zur Reduktion von Mischwasserentlastungen stellt sicherlich in Deutschland das Haupteinsatzgebiet der Abflusssteuerung dar. Hier existiert ein relativ großes Potenzial, wenn man das mittlere spezifische Kanalstauraumvolumen von ca. 100 m³/ha betrachtet. Selbstverständlich wird dieses Volumen zum größten Teil für die Ableitung des Abwasser benötigt. Aber allein die Tatsache, dass Kanäle i. d. R. für einen Freispiegelabfluss mit 90%iger Auslastung des Querschnittes bemessen werden, zeigt die Reserven, die im Kanalnetz bestehen. Dem gegenüber steht ein mittleres Gesamtspeichervolumen von ca. 25 m³/ha, welches nach A128 erforderlich ist. LORENZ [1999] schätzt, dass ca. die Hälfte des noch erforderlichen Speichervolumens durch die Aktivierung von Kanalspeichervolumen abgedeckt werden kann.

Wie groß das Potenzial für eine Kanalstauraumbewirtschaftung im konkreten Fall ist, hängt von sehr vielen Faktoren ab und kann nicht pauschal beantwortet werden. Generell nimmt der gesamte Kanalstauraum und damit u. U. auch der bewirtschaftbare Stauraum zu:

- je größer das zusammenhängende Kanalnetz ist,
- je flacher das Netz ist,
- je weniger Regenüberläufe im Gebiet vorhanden sind.

SCHILLING et. al. [1995] bieten eine Checkliste an, mit der durch eine Punktbewertung abgeschätzt werden kann, ob sich nähere Untersuchungen lohnen.

Die Aktivierung des vorhandenen Kanalvolumens kann durch verschiedene Steuerungseinrichtungen, wie z. B. Schieber, Wehre, Pumpen oder Drehbogen [BARTH, 1993] erfolgen. Im einfachsten Fall kann eine Kanalstauraumbewirtschaftung bereits ohne jede Steuerung durch den Einbau von festen Wehren bzw. Aufsätzen auf vorhandenen Überläufen erfolgen. Mit lokalen Steuerungssystemen, z. B. selbstwirkenden Wirbeldrosseln, werden einzelne Kanalabschnitte oder Becken separat gesteuert, wo durch sich bereits eine bessere Ausnutzung des Speichervolumens erreichen lässt. In Verbundsteuerungssystemen wird für ganze Kanalnetze der Abfluss durch entsprechende Messtechnik erfasst und an einen zentralen Prozessrechner per Datenfernübertragung (DFÜ) übermittelt. Durch geeignete Software (hydrodynamische Kanalnetzmodelle, Optimierungsprogramme, Expertensysteme) wird eine optimierte Betriebsweise für alle Steuereinrichtungen errechnet und per DFÜ übertragen. Detaillierte Informationen zum Aufbau von Abflusssteuerungssystemen geben SCHILLING et. al. [1995].

Bemessung

Die Aktivierung von Kanalstauraum mit dem Ziel der Verringerung von Mischwasserentlastungen führt zwangsläufig dazu, dass sich das Einstauverhalten des Netzes ändert. Bewusst wird ein Einstau des Kanalnetzes bis über die Vollenfüllung des Rohres hinaus angestrebt; gleichzeitig dürfen aber die Vorgaben hinsichtlich der Zielgröße Entwässerungskomfort (DIN-EN 752) nicht verletzt werden. Der Einsatz hydrodynamischer Kanalnetzmodelle ist somit obligatorisch.

Quantitative Wirkung auf den Wasserhaushalt

Bezogen auf den Wasserhaushalt wirken Stauraumbewirtschaftungsmaßnahmen genauso wie Mischwasserbecken. Verdunstung oder Grundwasserneubildung können selbstverständlich nicht verändert werden, einzig die Abflussretention wird beeinflusst. Da bei der Kanalstauraumbewirtschaftung die Retentionswirkung in der selben Größenordnung liegt wie bei der Speicherung in Mischwasserbecken, ist jedoch auch diese Wirkung relativ gering. Ein wirksamer Hochwasserschutz lässt sich durch Kanalstauraumbewirtschaftung nicht erreichen.

Schadstoffreduktion, bzw. -rückhalt

Die Wirkung von Stauraumbewirtschaftungsmaßnahmen auf die Entlastungstätigkeit wird fast immer im Kontext mit anderen Maßnahmen, z. B. bestehenden Mischwasserbecken oder -überläufen zu beurteilen sein. Separat gesehen wirkt diese Maßnahme nur durch Retention. Eine gezielte Abscheidung von Inhaltsstoffen innerhalb des Kanalnetzes ist kein Ziel der Kanalstauraumbewirtschaftung. Im Gegenteil, eine Klärwirkung würde ausgeprägte Ablagerungen im Kanalnetz bedeuten, die aus betrieblichen Gründen nicht gewünscht sind. Insofern ist der Schadstoffrückhalt der nicht entlasteten Mischwassermenge ($100-e_0$) gleichzusetzen.

Flächenbedarf

Stauraumbewirtschaftungsmaßnahmen weisen i. d. R. keinen oder nur sehr kleinen Flächenbedarf auf. Die Steuerungseinrichtungen lassen sich meist in vorhandene Bauwerke integrieren bzw. erfordern nur klein dimensionierte Bauwerke.

Herstellungskosten, Betriebskosten, Lebensdauer

Allgemeine Aussagen über die Investitions- und Betriebskosten für eine Kanalstauraumbewirtschaftung durch Abflusssteuerung können nicht getroffen werden. Die Kosten hängen von der Art der Steuerungseinrichtungen, dem Kanalnetz, dem Umfang der erforderlichen Messungen etc. ab.

Beispiele für die Kosten von Abflusssteuerungssystemen im Vergleich zu konventionellen Lösungen geben SCHILLING et. al. [1995]. Danach bestehen teilweise erhebliche Einsparpotenziale. Es wird auch auf positive Nebeneffekte der Steuerung hingewiesen. Hier ist insbesondere die Möglichkeit zur Schwallspülung beim Einsatz von gesteuerten Schiebern zu nennen [WEIHKOPF, 1997]

5.6.7 Bodenfilterbecken

Maßnahmenbeschreibung

Bodenfilterbecken, auch als Pflanzenbeete oder Pflanzenkläranlagen bezeichnet, werden in der Abwasserbehandlung seit längerem als Alternative zum Anschluss an eine zentrale Kläranlage angewendet [PLATZER, 1998]. In den letzten Jahren ist jedoch auch ein verstärkter Einsatz zur Regenwasser- [SCHIRMER et. al. , 1996] und Mischwasserbehandlung [BRUNNER, 1995] zu beobachten.

Bodenfilter bestehen aus einem möglichst naturnah gestalteten, offenen Erdbecken mit einer als Filter ausgebildeten, bepflanzten Sohle. Unterhalb des Filters wird eine Drainage angeordnet, die das filtrierte Regenwasser aufnimmt und gedrosselt zum nächstgelegenen Vorfluter oder zu einer nachgeschalteten Versickerungsanlage [PLANUM GMBH, 1999] führt. Die Abdichtung gegen den Untergrund erfolgt durch mineralische Dichtstoffe,

Asphalt oder Folien. Aufgrund der begrenzten Filterleistung ist ein Bodenfilter zwangsläufig in Kombination mit einem Retentionsvolumen zu sehen. Der Retentionsraum kann in Form eines Regenrückhalte- bzw. Mischwasserbeckens vorgeschaltet werden oder in das Bodenfilterbecken integriert werden, letzteres wird als Retentionsbodenfilter bezeichnet. In einer Broschüre der Landesanstalt für Umweltschutz, Baden-Württemberg LFU BW [1998] wird die Kombination von Retentionsbodenfilterbecken mit Mischwasserbecken (Fang- oder Durchlaufbecken) favorisiert, da so die Schlammbelastung des Bodenfilters verringert werden kann. Alternativ könnten aber auch Wirbelabscheider oder Siebanlagen angeordnet werden.

Ein Drosselorgan am Auslauf der Drainage oder die Filterschicht selbst drosseln den Niederschlagsabfluss - entsprechend der Drossel eines Regenrückhaltebeckens - und aktivieren damit das vorhandene Retentionsvolumen. Durch eine separate Drossel kann die Aufenthaltszeit im Boden und damit die Reinigungsleistung des Bodenfilters erhöht werden. Neben dem Grundablass ist wie bei jedem Regenrückhaltebecken ein Notüberlauf erforderlich. Dem Retentionsbodenfilter ist ein Kontrollschacht und ein Ölabscheider nachzuschalten [BRUNNER, 1996] und eventuell ein Schlammfang vorzuschalten.

Bemessung

Die Bemessung des Retentionsvolumens erfolgt analog zur Bemessung von Regenrückhaltebecken. BRUNNER [1996] schlägt spezifische Speichervolumina von $V_S \approx 80 \text{ m}^3/\text{ha}_{\text{red}}$ und eine spezifische Filterfläche von $A_F > 100 \text{ m}^2/\text{ha}$ vor. Damit werden die weiteren Bemessungsempfehlungen einer maximalen Stapelhöhe von 40 m/a und einer maximalen Wassertiefe im Filterbecken von $t_w < 1,0 \text{ m}$ i. d. R. eingehalten. Sinnvoller als eine Bemessung nach Faustwerten ist die Anwendung eines Niederschlags-Abfluss-Modells mit einem Systemelement „Bodenfilter“ [LFU BW, 1998]. Bodenfilter mit Stapelhöhen von 30-40 m/a sind als hochbelastete Filter anzusehen.

Das Filtersubstrat und der Filteraufbau erfordern ebenfalls eine Bemessung und richten sich nach der Zusammensetzung des zu behandelnden Abwassers und nach dem Reinigungsziel. Das LFU Baden-Württemberg [1998] gibt Hinweise zur Wahl des Filtermaterials:

- Kiessande und Kies entfernen partikuläre Stoffe
- Karbonathaltige Sande entfernen partikuläre Feststoffe, Keime, gelösten CSB und Ammonium,
- Meliorierte Sande können partikuläre Feststoffe, Keime, gelösten CSB, Ammonium und gelösten Phosphor entfernen,
- Lehmböden entfernen partikuläre Feststoffe, gelösten CSB, Ammonium und reduzieren gelösten Phosphor sowie gelöste Metalle

Je nach Bauausführung ergibt sich die Drosselwirkung des Beckens aus der Durchlässigkeit der Filterschicht oder der Leistung des Drosselorgans. Üblich sind

Durchlässigkeiten von $7 \cdot 10^{-6}$ m/s, was bei einer spezifischen Filterfläche $100 \text{ m}^2/\text{ha}_{\text{red}}$ einer Drosselspanne von ca. 0,25 mm/h oder 0.7 l/(s ha) entspricht.

Die Bepflanzung des Bodenfilters dient in erster Linie dem Schutz vor Kolmation. Als Bepflanzung kommen z. B. Gras, Schwertlilien, Rohrkolben, Binsen oder Schilf in betracht. Gras ist für die Bepflanzung eines Bodenfilters zur Mischwasserbehandlung ungeeignet, da es empfindlich auf längeren Einstau und die Überlagerung mit Sedimenten reagiert. Schwertlilien, Rohrkolben und Binsen weisen einen hohen Biomassezuwachs auf und belasten dadurch den Filter. Gut geeignet ist z.B. Schilf [LFU BW, 1998].

Quantitative Wirkung auf den Wasserhaushalt

Wird ein Bodenfilterbecken mit den Empfehlungen von BRUNNER [1996] bemessen, bewirkt der Filter eine im Vergleich zu typischen Regenrückhaltebecken relativ starke Drosselung der Abflüsse auf ca. 0,25 mm/h. Bedingt durch das im Vergleich zum RRB geringe Speichervolumen von $80 \text{ m}^3/\text{ha}_{\text{red}}$ ist allerdings die Überlaufhäufigkeit mit ca. 8 Ereignissen/Jahr und der am Bodenfilter vorbei geleiteten Wassermenge mit ca. 17% des Zulaufes relativ groß (siehe Abb. 17, Seite 108).

Eine direkte Versickerung aus dem Filterbecken in den Untergrund ist nicht erwünscht und wird durch die Abdichtung unterbunden. Der Anteil der Verdunstung ist aufgrund der - im Vergleich zu Versickerungsanlagen - geringen spezifischen Oberfläche eher gering.

Schadstoffreduktion, bzw. -rückhalt

Die Ablaufkonzentration von Bodenfilterbecken hängt von vielen verschiedenen Faktoren ab, z. B. von Material, Kornverteilung, Dicke und hydraulischer Belastung des Filters oder der Beschaffenheit des Mischwasserzuflusses. Nach [LFU BW, 1998] ist deshalb eine Vorhersage der erzielbaren Ablaufkonzentration nicht möglich. Der Kenntnisstand hinsichtlich des Wirkungsgrades von Durchlaufbecken ist allerdings auch nicht viel besser und dennoch wurden mehrere tausend Becken gebaut [BROMBACH, 1997b].

Um eine Entscheidung für oder gegen einen Bodenfilter treffen, wird der Planer oder die Aufsichtsbehörde nicht umhin kommen, eine Abschätzung der Reinigungsleistung vorzunehmen. Nach MEHLER [1996] können folgende Leistungswerte abgeschätzt werden:

Tab. 26 Abschätzung der Reinigungsleistung von Bodenfilterbecken [MEHLER, 1996]

Schmutzparameter	CSB	BSB ₅	NH ₄ -N	AFS	PO ₄ -P
Abflusskonzentration [mg/l]	20-40	5-10	0,5-1,5	10-20	0,2-0,5
Max. Wirkungsgrad [%]	60-80	80-90	80-90	90-95	40-60

Flächenbedarf

BRUNNER gibt die erforderliche Filterfläche mit ca. $100 \text{ m}^2/\text{ha}_{\text{red}}$ an. Diese Größe bezieht sich auf das spezifische Speichervolumen von $80 \text{ m}^3/\text{ha}$. Bei abweichenden Volumina ändert sich der Flächenbedarf entsprechend.

Herstellungskosten

Nach einer Veröffentlichung des LFU Baden-Württemberg [LFU BW, 1998] besteht eine Abhängigkeit der spez. Kosten vom Nutzvolumen (s. Abb. 41).

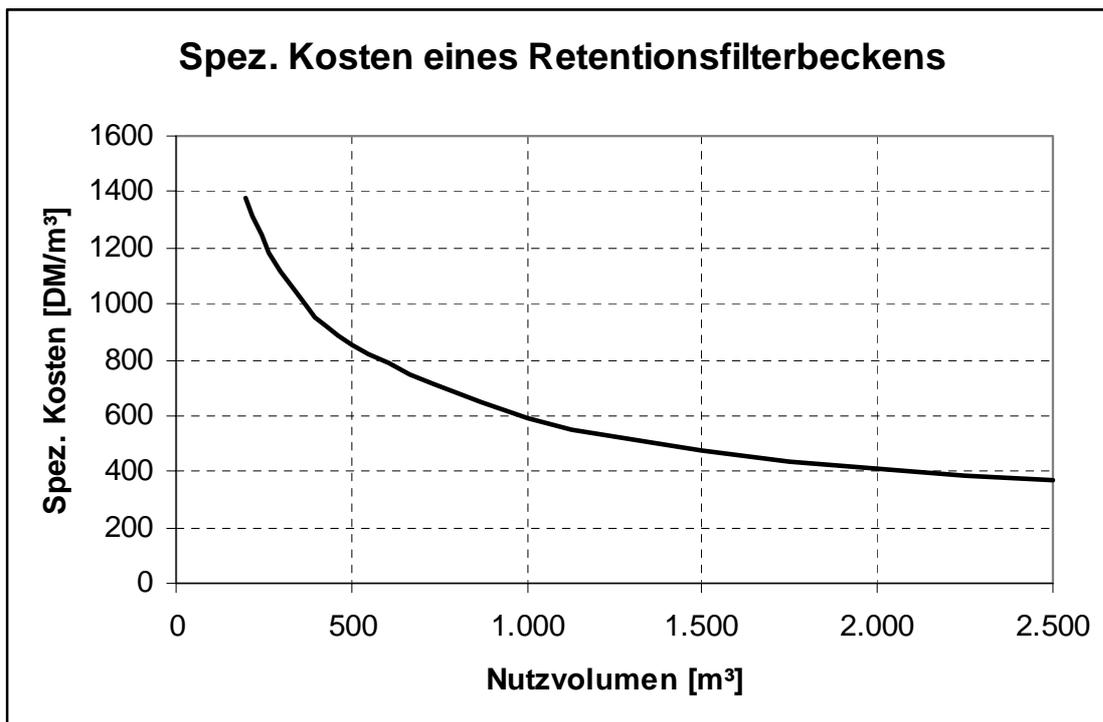


Abb. 41: Spez. Kosten eines Retentionsbodenfilterbeckens [LFU BW, 1998]

Bei einem spezifischen Speichervolumen von $80 \text{ m}^3/\text{ha}_{\text{red}}$ und spezifischen Kosten von $600 \text{ DM}/\text{m}^3$ ergeben sich flächenspezifische Kosten von $4,80 \text{ DM}/\text{m}^2_{\text{red}}$.

Betriebskosten, Nutzungsdauer

Trotz der Bepflanzung, deren Wirkung ein regelmäßiges Abschälen des Filters unnötig macht (vergleiche Sandfilter), entstehen auch bei einem Bodenfilter Betriebskosten (Entfernung von Unrat, Säuberung des Einlaufbereichs und der Böschungen, Entfernen abgestorbener Pflanzenteile im Herbst). Literaturangaben über die Betriebskosten von Bodenfiltern konnten nicht gefunden werden. Sie werden etwas höher als bei dezentralen Versickerungsmulden eingeschätzt (ca. $2 \text{ DM}/\text{m}^2/\text{a}$ Filterfläche). Bezogen auf die angeschlossene Fläche errechnen sich damit Betriebskosten von $0,02 \text{ DM}/\text{m}^2_{\text{red}}/\text{a}$. Betriebskosten vorgeschalteter Anlagen sind darin nicht enthalten.

Die mittlere Nutzungsdauer von Bodenfilterbecken wird mit 25 Jahren abgeschätzt.

5.6.8 Erhöhte Beschickung der Kläranlage

Die Erhöhung des „Durchsatzes“ einer bestehenden Kläranlage bei Regenwetter bewirkt zwar eine Reduktion der Mischwasserentlastungen. Andererseits ist zu bedenken, dass sich dadurch die Reinigungsleistung verschlechtern kann, so dass über die Kläranlage erhöhte Schadstoffmengen in die Gewässer gelangen können. Diese Effekte hängen sehr stark von der Ausstattung und der momentanen Auslastung der Kläranlage ab. Unter Umständen sind Erweiterungen auf der Kläranlage, insbesondere der Vor- und Nachklärung, vorzunehmen.

Die Auswirkungen einer erhöhten Beschickung der Kläranlage werden in Abschnitt 5.7 diskutiert. Zusätzlich ist zu berücksichtigen, dass sich eventuell auch die Kosten für eine Vergrößerung der weiterführenden Leitungen und für den Betrieb der Mischwasserpumpwerke erhöhen.

5.6.9 Flächenabkopplung

Maßnahmenbeschreibung

Ausgehend von der Tatsache, dass Mischwasserüberläufe durch große Spitzenabflüsse bei Regenwetter bedingt sind, liegt es nahe, das „Übel an der Wurzel zu packen“ und die abflusswirksame Fläche zu verkleinern. Bei Neubaumaßnahmen bedingt dieser Ansatz, dass der Abfluss von versiegelten Flächen weitgehend versickert bzw. direkt in Gräben oder Fließgewässer eingeleitet wird. In Bestandsgebieten besteht in einem gewissen Umfang ein Potenzial zur Abkopplung bislang angeschlossener Flächen. Dieses Potenzial hängt im hohen Maße von den örtlichen Bedingungen ab.

Flächenabkopplung ist natürlich keine besondere Maßnahme für sich. Die Niederschlagsabflüsse der abgekoppelten Flächen müssen nach wie vor bewirtschaftet werden, so dass keine Schäden an Personen, Bauwerken oder der Umwelt entstehen können. In Betracht kommen für die Flächenabkopplung insbesondere Versickerungsmaßnahmen und Entsiegelungsmaßnahmen, aber auch Gründächer oder Regenwassernutzungsanlagen. Auch die direkte Einleitung der Abflüsse in Fließgewässer oder die Umwandlung in ein Trennsystem stellt in Bezug auf Mischsysteme eine Flächenabkopplung dar. Da für die Umsetzung dezentraler Maßnahmen im Bestand andere Randbedingungen maßgebend sind als für eine Neuplanung der gleichen Maßnahme, ist eine separate Betrachtung angebracht.

Mehrere Kommunen (Konstanz, Emschergenossenschaft) haben bereits erfolgreich Programme aufgelegt, die Bürger zum Abkoppeln von Flächen bewegen können [ADAMS, 1996]. Es ist allerdings zu beachten, dass die Abkopplung auch „verlässlich“ ist. Hier kann und muss die Stadtentwicklungsplanung einen wichtigen Beitrag leisten.

Bemessung

Die Bemessung der einzelnen Maßnahmen zur Flächenabkopplung erfolgt nach den jeweiligen, bereits dargestellten Methoden. Die jeweils geltenden Randbedingungen (z.B.

Durchlässigkeiten, Grundwasserflurabstand, Verschmutzung des Niederschlagsabflusses, etc.) sind zu beachten.

Ob eine Flächenabkopplung möglich und sinnvoll ist, hängt darüber hinaus von weiteren Faktoren ab. Besonders wichtig ist der Abgleich zwischen dem Flächenbedarf einer Versickerungsanlage und der Flächenverfügbarkeit (Abb. 42).

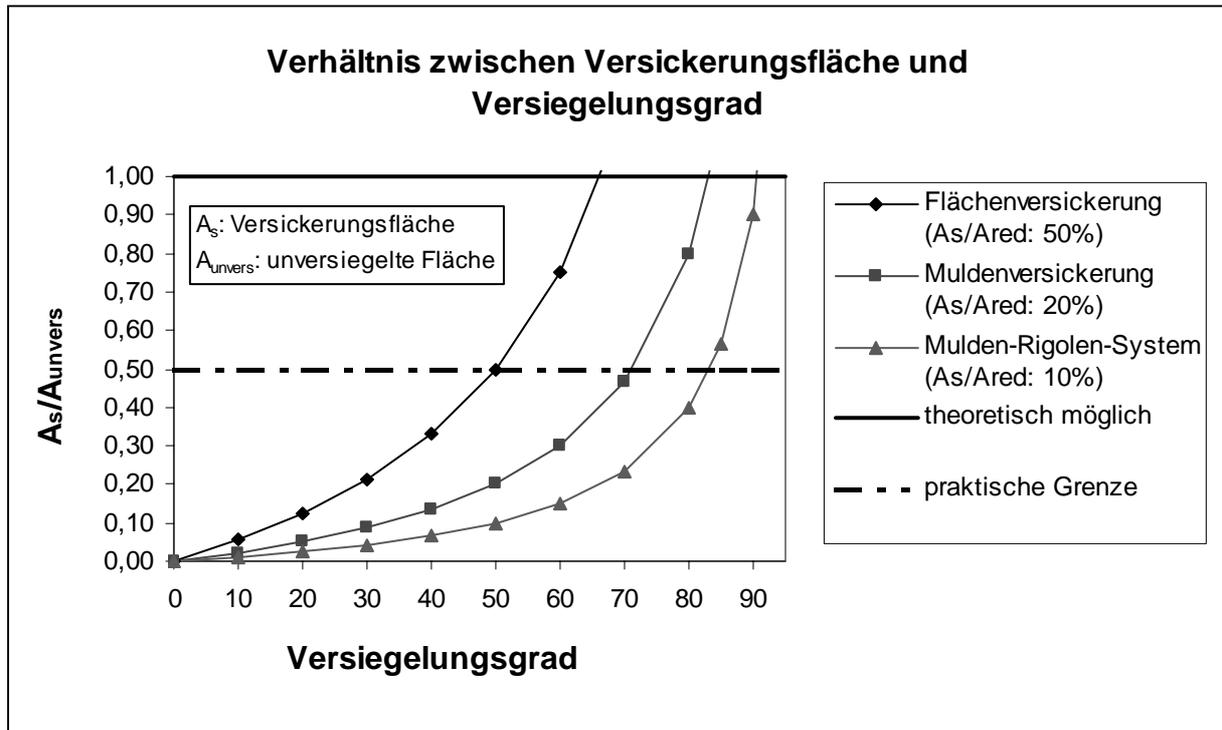


Abb. 42: Verhältnis zwischen Versickerungsfläche A_s , unversiegelter Fläche A_{unvers} und dem Versiegelungsgrad

Abb. 42 zeigt das Flächenangebot (A_{unvers} = unversiegelte Fläche) und die zur Versickerung notwendige Fläche (A_s = Sickerfläche) im Verhältnis zum Versiegelungsgrad. Für die einzelnen Bewirtschaftungsanlagen (unterschieden nach ihrem Flächenbedarf A_s/A_{red}) kann ein Grenzversiegelungsgrad ermittelt werden, bis zum dem eine Anwendung möglich ist.

Von der unversiegelten Fläche eines Grundstückes steht selten mehr als beispielsweise 50% für eine Regenwasserbewirtschaftung zur Verfügung ($A_s/A_{unvers} < 0.5$). Bei einem Verhältnis von $A_s/A_{unvers} = 1.0$ wäre zwar eine Realisierung theoretisch noch möglich, es würde aber die gesamte unversiegelte Fläche zur Bewirtschaftung benötigt.

Bei einem Versiegelungsgrad von 80 % stünden damit nur 10 % der Gesamtfläche für eine Bewirtschaftung zur Verfügung. Bei einem minimalen Flächenverbrauch von 10 % der angeschlossenen Fläche für Mulden-Rigolen-Systeme ($A_s/A_{red} = 1:10$) stellt dieser Versiegelungsgrad somit eine Maximalgrenze dar. Auf Grundstücken mit einem Versiegelungsgrad $> 80\%$ ist keine ausreichende Fläche für ein Mulden-Rigolen-System vorhanden.

Diese einfache Rechnung zeigt, wie wichtig das Flächendargebot für die Realisierung von Abkopplungsmaßnahmen (zumindest mit Versickerungsanlagen) ist. Neben dem

rechnerisch erforderlichen Flächenbedarf sind natürlich auch andere Faktoren maßgebend, wie z. B. sonstige Nutzungen der Freiflächen (Spielplätze, Blumen- oder Gemüsebeete, etc.). Die Lage der Regenfallrohre - innenliegend oder außenliegend -, bestimmt, ob eine Abkopplung mit vertretbarem Aufwand, d. h. ohne größere Änderungen an der Haustechnik durchgeführt werden kann. Die Lage der verfügbaren Freiflächen auf dem Grundstück oder die Gefälleverhältnisse sind ebenfalls zu beachten.

Quantitative Wirkung auf den Wasserhaushalt

Die Wirkung der Flächenabkopplung auf den Wasserhaushalt richtet sich nach der Art der Bewirtschaftungsmaßnahme. Für dezentrale Maßnahmen wurden diese Wirkungen in Abschnitt 5.4 dargestellt.

Schadstoffreduktion, bzw. -rückhalt

Die Auswirkungen von Flächenabkopplungen auf die Mischwasserentlastungen setzt sich aus mehreren Effekten zusammen:

- a) Der Niederschlagsabfluss nimmt annähernd proportional mit dem Abkopplungsgrad ab, wodurch sich Entlastungsmenge und -häufigkeit reduzieren.
- b) Durch den verminderten Niederschlagsabfluss steigt die mittlere Konzentration des Mischwassers an.
- c) Der vorgenannte Effekt verstärkt sich noch, da i.a. überwiegend gering verschmutzte Flächen abgekoppelt werden (Dachflächen, etc.)
- d) Die Reduzierung des Niederschlagsabflusses ermöglicht die Stauraumbewirtschaftung von Kanalvolumen, welches vorher zur Ableitung benötigt wurde.
- e) Durch den verminderten Niederschlagsabfluss wird die mittlere Oberflächenbeschickung von Durchlaufbecken reduziert und der Wirkungsgrad erhöht.

Die fünf Effekte überlagern sich und führen zu komplexen Zusammenhängen, die nur durch Schmutzfrachtmodelle und nicht durch einfache Diagramme wiedergegeben werden können.

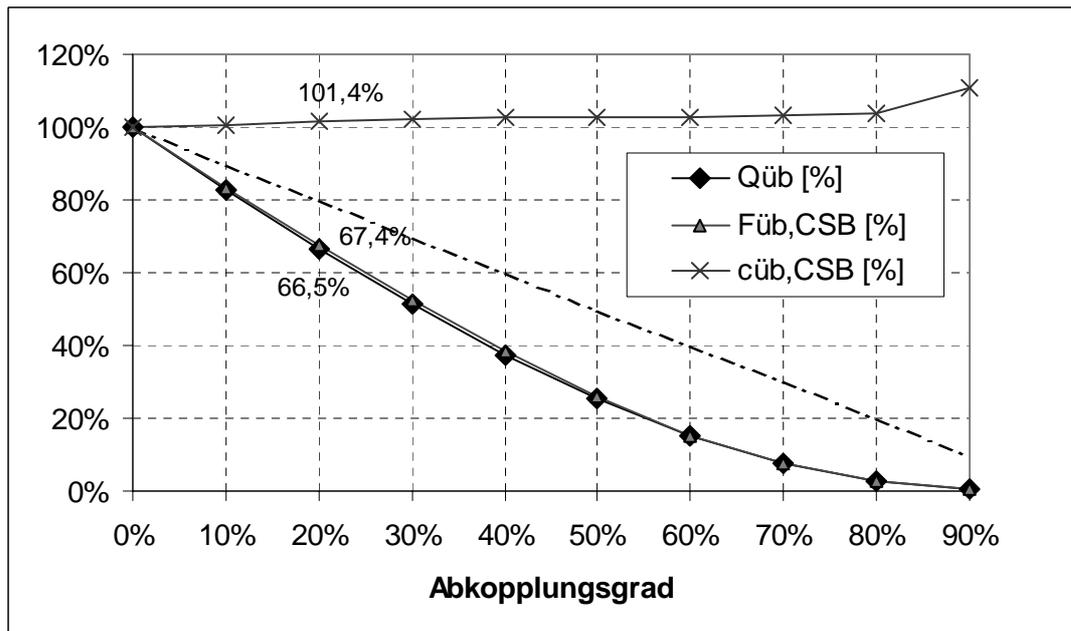


Abb. 43: Mittlere Überlaufmenge (Qüb), -fracht (Füb) und -konzentration (Cüb) in Abhängigkeit vom Abkopplungsgrad für ein exemplarisches Teileinzugsgebiet mit einem Fangbecken (25 m³/ha) bezogen auf den Ausgangszustand.

Abb. 43 zeigt die Abhängigkeit zwischen Abkopplungsgrad und mittlerer Überlaufmenge, -fracht und -konzentration für ein exemplarisches Teileinzugsgebiet. Es wird deutlich, dass die Überlaufmenge bei geringen Abkopplungsgraden überproportional zurückgeht. So bewirkt z. B. eine 20%ige Abkopplung einen Rückgang der Überlaufmenge um ca. 33%. Ähnliche Ergebnisse errechneten sich auch für reale Einzugsgebiete [IPS, 1998], [IPS & DHV, 1998]. Zurückzuführen ist dieser Sachverhalt auf das Systemverhalten eines Mischwasserbeckens und die stark variierenden Niederschläge. Die mittlere Überlaufkonzentration steigt relativ leicht an: auf z. B. 101,4% bei 20%iger Abkopplung. Dementsprechend liegt die Abnahme der mittlere Entlastungsfracht nur geringfügig über dem Rückgang der Überlaufmenge. Die oft befürchtete Aufkonzentrierung des Mischwassers und ein starker Anstieg der Entlastungskonzentration bestätigt sich nicht.

Wird zusätzlich der durch die Abkopplung frei werdende Stauraum ausgenutzt, so verstärkt sich die überproportionale Abnahme der Überlaufmenge (s. Abb. 44). Der Berechnung liegt die Annahme zugrunde, dass ein Kanalstauraumvolumen von 100 m³/ha existiert, die Abkopplung von 10% der Fläche in etwa 10 m³/ha Speichervolumen frei werden lässt von dem wiederum 1/3 oder 3,33 m³/ha genutzt werden können. Dieser Ansatz ist sicherlich stark vereinfacht, zeigt aber die Tendenz des unter d) genannten Effektes. Im Rahmen einer Studie für die Stadt Gronau (NRW) wurde die Effekt auch für ein konkretes Kanalnetz mittels hydrodynamischer Kanalnetzrechnung nachgewiesen [IPS & DHV, 1998].

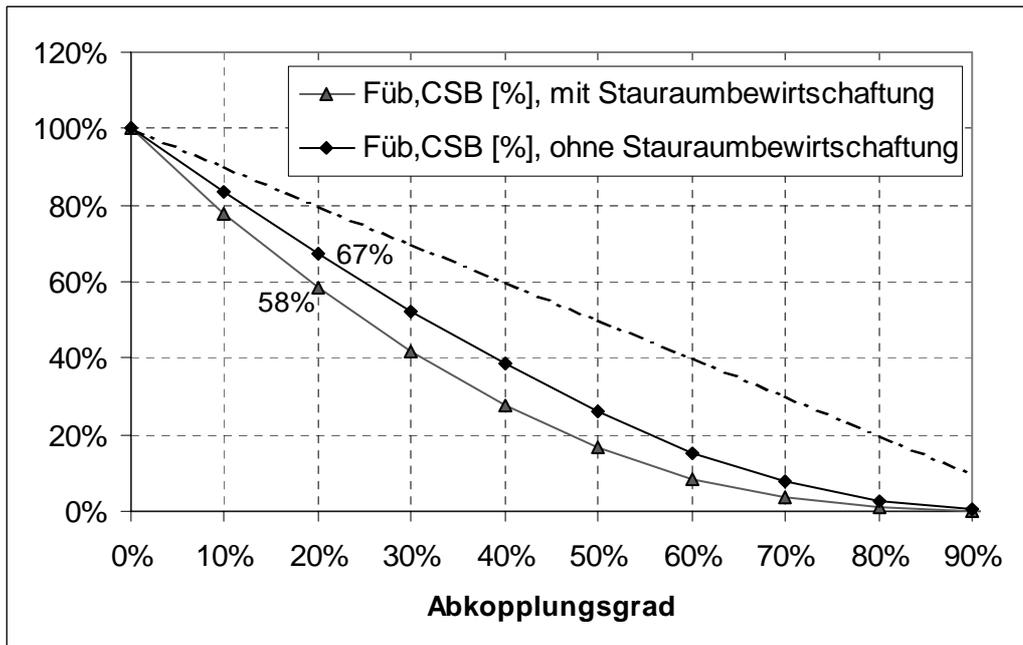


Abb. 44: Mittlere Überlauffracht (Füb) in Abhängigkeit vom Abkopplungsgrad für ein exemplarisches Teileinzugsgebiet mit/ohne Ausnutzung des frei werdenden Kanalstauraumvolumens

Existieren Durchlaufbecken, so überlagert sich schließlich der Effekt der verringerten Oberflächenbeschickung infolge von Abkopplungsmaßnahmen (Abb. 45).

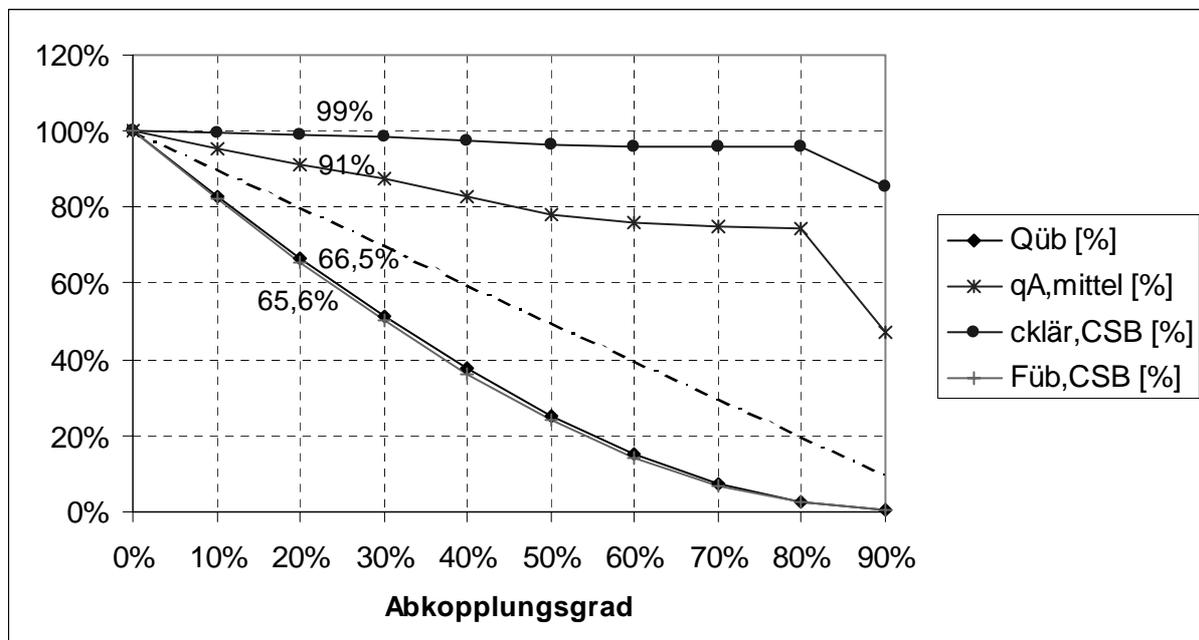


Abb. 45: Mittlere Überlaufmenge (Qüb), -fracht (Füb) und -konzentration (Cüb) in Abhängigkeit vom Abkopplungsgrad unter Berücksichtigung der verringerten Oberflächenbeschickung ($q_{A,mittel}$) eines Durchlaufbeckens.

Die Langzeitsimulation für ein exemplarisches Einzugsgebiet mit einem Durchlaufbecken (25 m³/ha) bestätigt, dass die mittlere Oberflächenbeschickung deutlich unter dem Bemessungswert liegt (s. Abschnitt 5.6.5 und SCHÄFER et. al. [1997]). In diesem Beispiel lag der Bemessungswert bei 8,6 m/h, die mittlere Beschickung bei 2,2 m/h. Mit zunehmender Abkopplung sinkt die mittlere Oberflächenbeschickung weiter ab, so dass der Wirkungsgrad des Klärüberlaufes ansteigt. Insgesamt nimmt dadurch die Überlaufkonzentration ab und kompensiert damit den unter b) genannten Effekt. Der Zusammenhang zwischen Oberflächenbeschickung und Absetzwirkung wurde Abb. 46 entnommen.

Flächenbedarf

Der Flächenbedarf richtet sich nach der Art der Abkopplungsmaßnahme.

5.7 Regenwasserbehandlung auf der Kläranlage

Sowohl im konventionellen als auch im qualifizierten Mischsystem wird ein Teil der Niederschlagsabflüsse zur Kläranlage geleitet und dort gemeinsam mit dem Schmutzwasser behandelt. Wie bereits in Abschnitt 5.6 dargestellt, ist eine vollständige Behandlung des Regenwassers nicht möglich und nicht sinnvoll, so dass der Mischwasserzufluss durch Regenüberläufe begrenzt wird. In Deutschland ist eine Begrenzung des Niederschlagsabflusses bei Regenwetter auf den 2-fachen Trockenwetterabfluss üblich (ATV A131 [1991], ATV A128 [1992], IMHOFF [1993]). Eine Erläuterung dieses Ansatzes wird in den entsprechenden Regelblättern oder Veröffentlichungen nicht gegeben. Im Trennsystem sollte demnach eigentlich eine Bemessung auf den 1-fachen Trockenwetterabfluss erfolgen.

In anderen Ländern ist es dagegen durchaus üblich, größere Regenwassermengen auf der Kläranlage zu behandeln. So bestehen in den USA oder den Niederlanden keine festen Regeln, das Wievielfache des Trockenwetterabflusses zu behandeln ist. Diese Größe ist vielmehr eine Variable des Optimierungsprozesses im Zuge der generellen Planung (s. Abschnitt 3.3.5.). In Großbritannien wird teilweise das 6-8fache des Trockenwetterabflusses auf der Kläranlage behandelt.

Die Auswirkung der Beschickung der Kläranlage mit Mischwasser besteht aus drei wesentlichen Komponenten:

- a) einer höheren hydraulischen Belastung der einzelnen Behandlungsstufen
- b) einer veränderten Zusammensetzung des Abwassers.
- c) Einer veränderten Temperatur des Mischwassers in der kalten Jahreszeit

Die veränderte Zusammensetzung des Abwassers äußert sich nicht nur in einer geringeren Konzentration der verschiedenen Parameter, sondern u.U. auch in einem anderen Verhältnis der Parameter untereinander.

Mehrere Untersuchungen neueren Datums befassen sich mit der Frage, wie sich erhöhte Mischwasserzuflüsse auf bestehende, d. h. i. d. R. auf den zweifachen Trockenwetterabfluss bemessene Kläranlagen auswirken. Die dabei festgelegten Wechselwirkungen sind Inhalt von Abschnitt 5.7.4. Untersuchungen darüber, welche Konsequenzen eine Bemessung auf eine erhöhte Mischwasserbeschickung hat (Kosten, Reinigungsleistung), konnten dagegen nicht gefunden werden.

5.7.1 Regenwasserbehandlung in der Vorklärung

Maßnahmenbeschreibung

In Vorklärbecken wird Mischwasser und damit auch der Regenwasseranteil nach dem Prinzip der Sedimentation ähnlich den Regenklärbecken oder Durchlaufbecken behandelt.

Schadstoffreduktion, bzw. -rückhalt

Der Wirkungsgrad eines Vorklärbeckens hängt wie bei allen Absetzbecken maßgeblich von der hydraulischen Belastung ab. Da im Mischwasser sowohl körnige als auch flockige Substanzen auftreten sind sowohl die Oberflächenbeschickung als auch die Durchflusszeit von Bedeutung. Üblich ist die Angabe des Wirkungsgrades in Abhängigkeit der Durchflusszeit [IMHOFF, 1993]. Entsprechend der Dokumentation zum Programm ARA-BER (Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen) können Wirkungsgrade gemäß Abb. 46 angesetzt werden [LUA NRW, 1997]. Der Wirkungsgrad bezüglich N_{org} verläuft entsprechend dem BSB_5 . Zusätzlich sind die in A131 angegebenen Wirkungsgrade dargestellt.

Vorklärbecken werden üblicherweise auf eine Durchflusszeit von ca. 1,5 h bemessen und weisen damit einen Wirkungsgrad von ca. 56% für TS_O , 28% für BSB_5 und N_{org} , 18% bzgl. P_{ges} und 0% bezüglich NH_4-N , TKN, NO_3-N auf.

Bemessung

Der gewünschte Wirkungsgrad der Vorklärung erfordert nach Abb. 46 eine bestimmte Durchflusszeit. Die Durchflusszeit wiederum ergibt das erforderliche Beckenvolumen:

$$\text{Beckenvolumen [m}^3\text{]} = \text{Durchflusszeit [h]} * \text{Durchfluss [m}^3\text{/h]}$$

Bei einem Mischwasserzufluss von z. B. 0,28 mm/h (100 E/ha; 150 l/(E d); 12h/d; 50%FW; $2Q_s+Q_f$) ergibt sich ein spezifisches Beckenvolumen von 0,42 mm oder 4,2 m³/ha. Das erforderliche Beckenvolumen ist dabei linear abhängig vom Regenwasserzufluss. Eine Erhöhung des Kläranlagenzulaufes vom 2-fachen auf beispielsweise den 4-fachen Trockenwetterabfluss (0,53 mm/h) würde eine 1,9-fache Vergrößerung des Vorklärbeckens (bei 50% Fremdwasser) erfordern (0,8 mm bzw. 8,0 m³/ha). Bei gleichbleibendem Beckenvolumen würde der TS_O -Wirkungsgrad dagegen von 56% (1,5 h Durchflusszeit) auf 47% absinken (Abb. 47). Um bei Trockenwetter nicht zu lange Aufenthaltszeiten im Vorklärbecken zu erhalten, kann es sinnvoll sein, einen Teil des Beckenvolumens erst im Regenwetterfall zu nutzen.

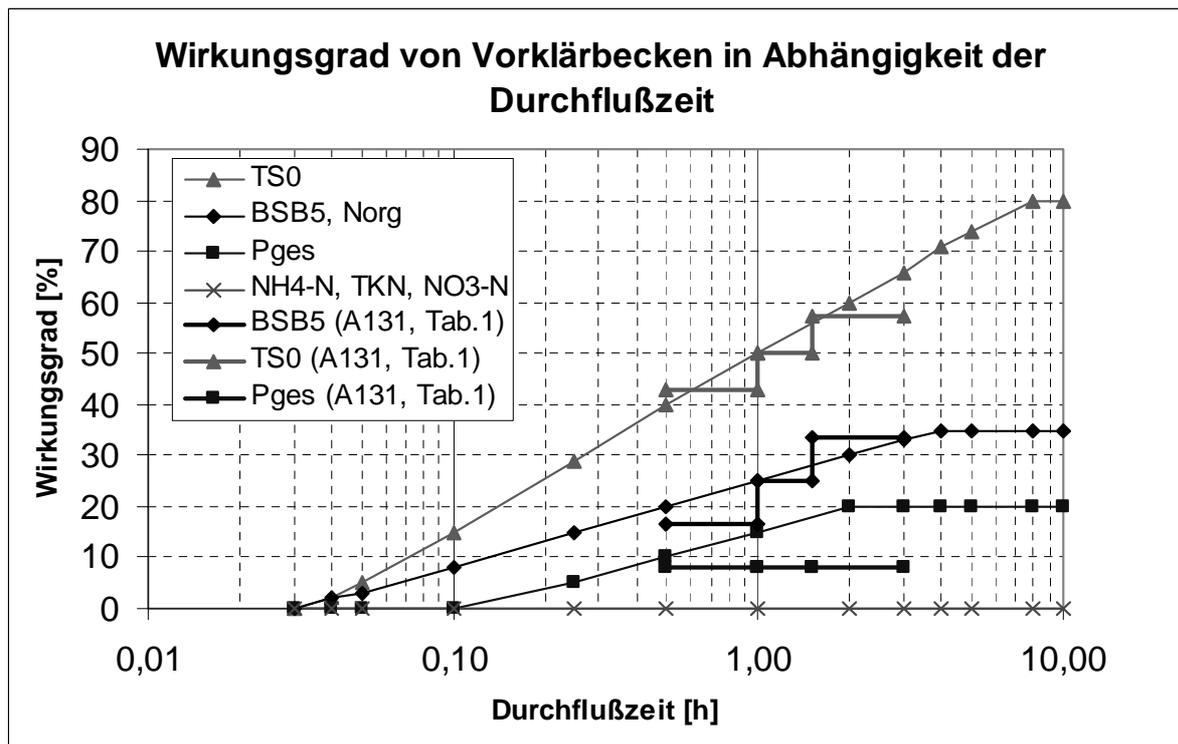


Abb. 46: Wirkungsgrad von Vorklärbecken in Abhängigkeit der Durchflußzeit (aus der Dokumentation zum Programm ARA-BER, Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen [LUA NRW, 1997])

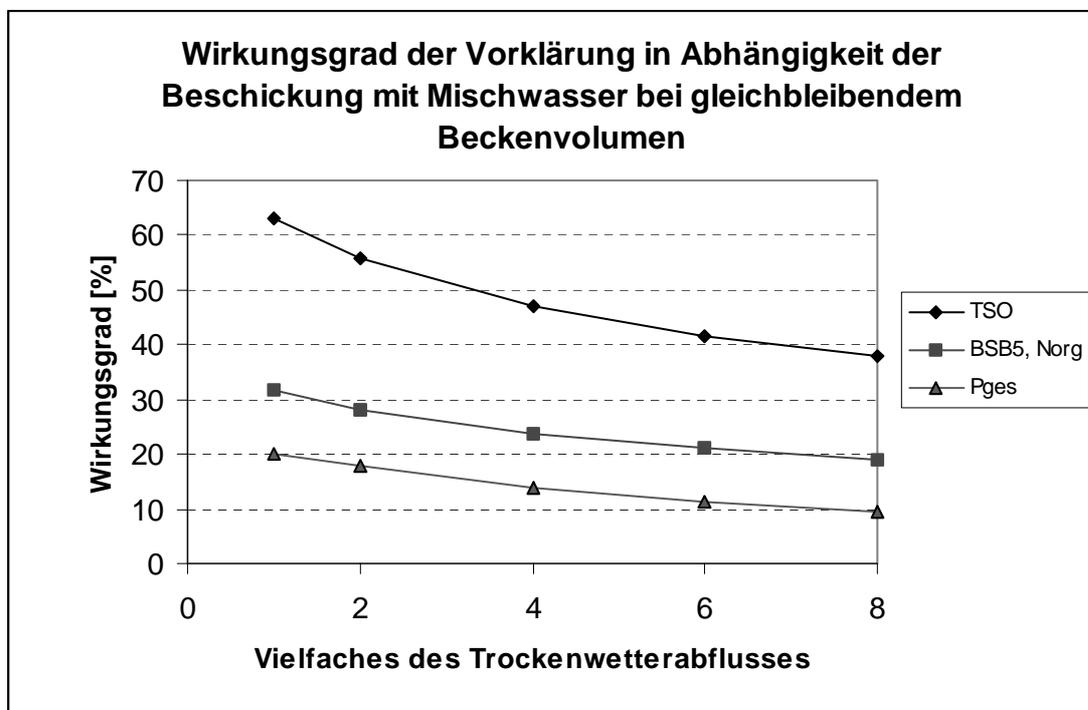


Abb. 47: Wirkungsgrad der Vorklärung in Abhängigkeit der Beschickung mit Mischwasser bei gleichbleibendem Beckenvolumen, errechnet aus den in der Dokumentation zum Programm ARA-BER angegebenen Wirkungsgraden.

Flächenbedarf

Bei einer durchschnittlichen Tiefe von 2,0 m liegt der Flächenbedarf der Vorklärung bei Beschickung mit dem 2-fachen Trockenwetter bei ca. $2,1 \text{ m}^2/\text{ha}_{\text{red}}$. Eine Erhöhung des Kläranlagenzulaufes auf $4Q_s+Q_f$ würde nahezu eine Verdoppelung der Beckenoberfläche auf ca. $4,0 \text{ m}^2/\text{ha}_{\text{red}}$ erfordern. Der Flächenbedarf der Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahme „Erhöhung des Zulaufes zur Vorklärung von 2 auf $4Q_s+Q_f$ “ hat demnach einen Flächenbedarf von ca. $2,0 \text{ m}^2/\text{ha}_{\text{red}}$.

Herstellungskosten

Die spezifischen Kosten für Absetzbecken auf der Kläranlage sind maßgeblich von der Beckengröße abhängig (Abb. 48 nach HMU [1995]). Die Kosten sind danach geringer als für offene Regenüberlaufbecken in Betonbauweise. Dies ist sicherlich darin begründet, dass sich Kläranlagen i. d. R. außerhalb der Ortslagen befinden und damit geringere Baukosten entstehen als innerhalb der Ortslage.

Die flächenspezifischen Kosten der Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahme „Erhöhung des Zulaufes zur Vorklärung von 2 auf $4Q_s+Q_f$ “ liegen je nach Beckengröße bei ca. 2.000 - 6.000 DM/ha, bzw. im Mittel bei $0,40 \text{ DM/m}^2$.

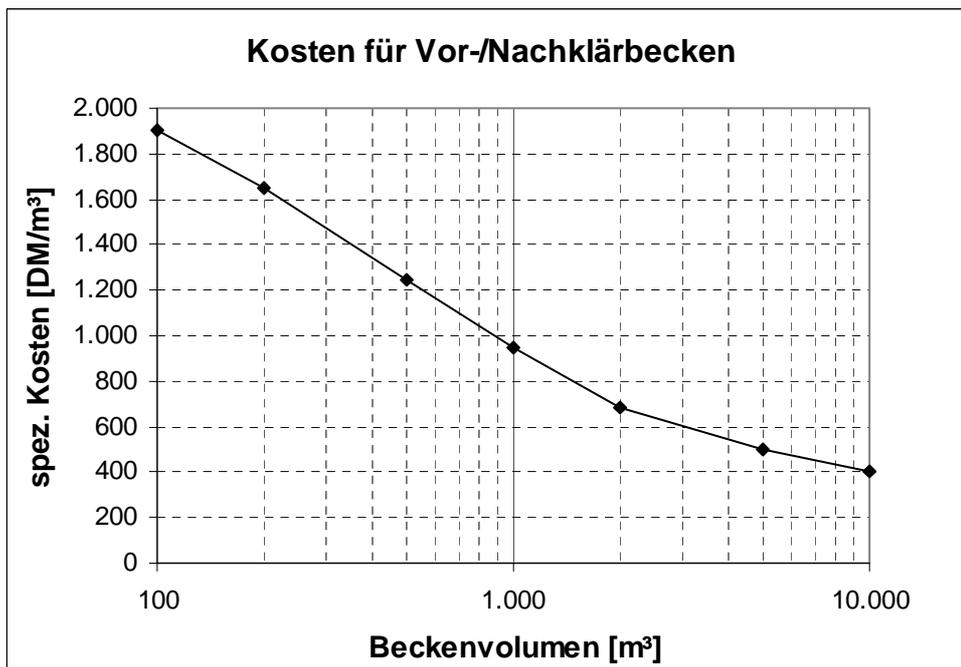


Abb. 48: Kosten für Vor-/Nachklärbecken [HMU, 1995]

Betriebskosten

Angaben über die spezifischen Betriebskosten einer Vorklärung konnten nicht ermittelt werden. In vielen Quellen finden sich allerdings Angaben über die Gesamtbetriebskosten von Kläranlagen.

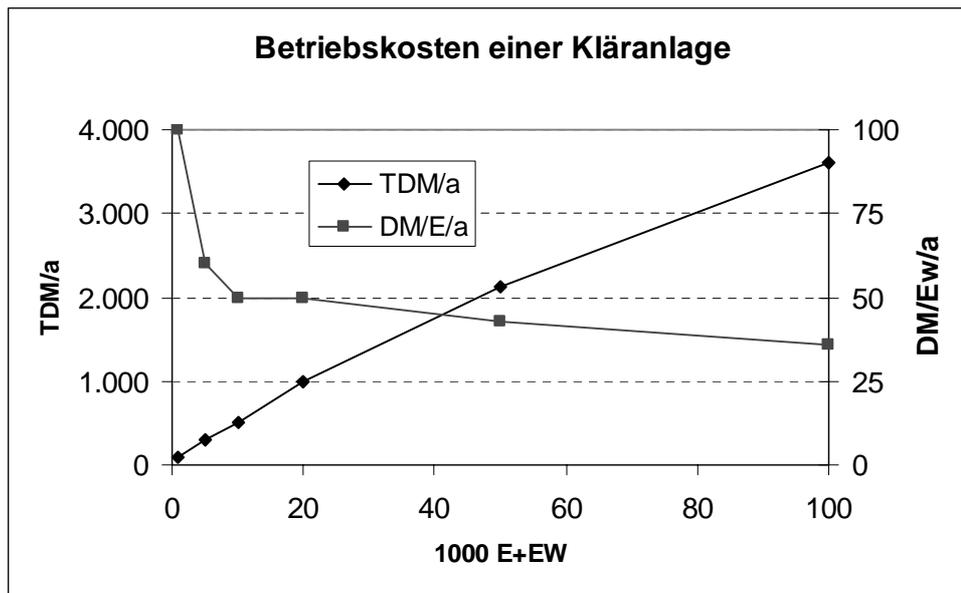


Abb. 49: Betriebskosten für Kläranlagen [FREISTAAT THÜRINGEN, 1996].

Pro Einwohner ergeben sich mittlere Betriebskosten von ca. 50 DM/EW/a. Bei einer mittleren Einwohnerdichte von 100 EW/ha_{red} errechnen sich daraus flächenspezifische Betriebskosten einer Kläranlagen von ca. 0,50 DM/m²/a.

Nach HOSANG/BISCHOF [1993] beträgt der Anteil der Vorklärung an den Baukosten einer Kläranlage zwischen 4 und 8%, im Mittel 5,5%. Die Betriebskostenstruktur von Kläranlagen [FREISTAAT THÜRINGEN, 1996] lässt vermuten, dass dieser Anteil auch für die Betriebskosten zutrifft. Demnach liegen die flächenspezifischen Betriebskosten einer Vorklärung (bei $Q_m=2 Q_s+Q_f$) bei schätzungsweise 0,03 DM/m²_{red}/a. Es wird angenommen, dass bei einer Erhöhung der Beschickung der Vorklärung auf $Q_m=4 Q_s+Q_f$ die Betriebskosten linear ansteigen und somit zusätzliche Kosten von ca. 0,03 DM/m²_{red}/a verursachen.

5.7.2 Regenwasserbehandlung mit dem Belebungsverfahren

Maßnahmenbeschreibung

Nach der mechanischen Vorreinigung im Vorklärbecken wird das Mischwasser der biologischen Reinigungsstufe zugeführt, die in der Regel aus Belebungsbecken und Nachklärbecken besteht. Beide Becken sind als betriebstechnische Einheit anzusehen und beeinflussen sich gegenseitig.

Im Belebungsbecken werden Abwasser und belebter Schlamm gemischt und durch den Eintrag von Sauerstoff belüftet. Die Reinigung erfolgt durch Mikroorganismen, die einen möglichst großen Teil der organischen Inhaltsstoffe des Abwassers aufnehmen und veratmen bzw. in Biomasse umsetzen. Bei der Nitrifikation wird zusätzlich zum Abbau der Kohlenstoffverbindungen Ammoniumstickstoff gezielt zu Nitrat oxidiert. Mit der

Denitrifikation wird das Nitrat weiter zu gasförmigem Stickstoff reduziert. Zusätzlich ist eine biologische Phosphateliminierung oder alternativ eine Phosphatfällung möglich.

Vom Belebungsbecken aus fließt das Abwasser-Schlammgemisch in das Nachklärbecken, wo der belebte Schlamm durch Sedimentation abgetrennt und als Rücklaufschlamm in das Belebungsbecken zurückgeführt bzw. als Überschussschlamm entnommen wird [A131].

Bemessung, Rechtliche Grundlagen

Die Mindestanforderungen, die bei der Behandlung von kommunalem Abwasser mit dem Belebungsverfahren eingehalten werden müssen, sind in der Abwasserverordnung (AbwV, Fassung vom 9. Februar 1999) bestimmt (Tab. 27).

Tab. 27: Mindestanforderungen an die Behandlung von kommunalem Abwasser (AbwV, Fassung vom 9. Februar 1999)

			zulässige Ablaufwerte				
Größen- klasse	Einwohner- gleichwerte ¹	Max. BSB ₅ -Fracht im Rohabwasser	CSB	BSB ₅	NH ₄ -N	N _{ges}	P _{ges}
	[EGW]	[kg/d]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
1	1.000	60	150	40	-		-
2	5.000	300	110	25	-		-
3	20.000	1200	90	20	10		-
4	100.000	6000	90	20	10	18	2
5	>100.000	>6000	75	15	10	18	1

¹Bei einer einwohnerspezifischen Fracht von 60 gBSB₅/(E d), maßgebend ist die BSB₅-Fracht im Rohabwasser.

Die Bemessung von Belebungsanlagen erfolgt im Regelfall nach ATV-Arbeitsblatt A131. Dort heißt es - ohne weitere Erklärung -, dass die Belebungsanlage *in der Regel* mit $Q_m=2Q_s+Q_f$ beschickt wird, eine höhere Beschickung ist jedoch nicht ausdrücklich ausgeschlossen. Ein erhöhter Mischwasserzufluss würde auch Eingang in das Bemessungsverfahren finden, allerdings sind im Arbeitsblatt keine (direkten) Gültigkeitsbereiche angegeben.

Bei der Bemessung ist zwischen Belebungsbecken und Nachklärbecken zu unterscheiden, wobei Wechselwirkungen zwischen beiden Ansätzen zu berücksichtigen sind.

a) Bemessung des Belebungsbeckens nach A131

Maßgebliche Eingangsgröße für das Bemessungsverfahren ist die BSB₅-Fracht im Zulauf zur Belebungsanlage ($B_{d,BSB5}$). Interessanterweise errechnet sich diese Größe nur aus der Fracht des Trockenwetterabflusses. Die Fracht im Regenwasseranteil bleibt unberücksichtigt. Weitere Eingangsgrößen sind das minimale Schlammalter als Maß für das gewünschte Reinigungsziel und der Trockensubstanzgehalt im Belebungsbecken.

Das Volumen des Belebungsbeckens als Ergebnis des Bemessungsverfahrens ist nach A131 nicht direkt abhängig von der hydraulischen Belastung der Anlage. Es wird allerdings für die Nitrifikation darauf hingewiesen, dass u. U. Vorkehrungen für einen Spitzenausgleich zu treffen sind. Dies ist der Fall, wenn große hydraulische Belastungen auftreten, die eine Verminderung des Schlammgehaltes im Belebungsbecken um mehr als 30% für mehr als 6 h bewirken. Diesem Effekt kann jedoch durch eine Anpassung der Nachklärung entgegen gewirkt werden. Auf die Denitrifikation wirkt sich ein erhöhter Zufluss gemäß A131 nachteilig aus, hat aber keinen Einfluss auf die Bemessung.

Eine weitere Einschränkung besteht im zulässigen Rücklaufschlammverhältnis $Q_{RS} < 1,5 Q_t$. Die Einhaltung dieser Randbedingung bei erhöhten Mischwasserzufluss kann es erforderlichen machen, den Trockensubstanzgehalt im Belebungsbecken herabzusetzen, so dass sich das erforderliche Volumen des Belebungsbeckens zur Aufrechterhaltung der gleichen Reinigungsleistung erhöht. Damit besteht indirekt doch ein Einfluss des Mischwasserzuflusses auf die Bemessung des Belebungsbeckens. Durch diese Randbedingung können sich u.U. unrealistisch große Belebungsbeckenvolumina ergeben. Hier scheint der Gültigkeitsbereich von ATV A131 verlassen zu sein. Eine direkte Angabe der Gültigkeitsgrenzen wäre wünschenswert.

Eine Berücksichtigung der BSB₅-Fracht im Regenwasseranteil würde ebenfalls eine deutliche Zunahme des erforderlichen Beckenvolumens mit steigendem Mischwasserzufluss bewirken. Eine Erklärung, warum die Regenwasserfracht nicht berücksichtigt wird, wird im A131 nicht gegeben.

Für die folgenden Abschätzungen wird davon ausgegangen, dass eine Vergrößerung des Belebungsbeckens aufgrund höherer Mischwasserbeschickung nicht erforderlich ist. In der bereits erwähnten niederländisch/deutschen Studie [IPS & DHV, 1998] wurde seitens der Niederländer die gleiche Annahme getroffen.

b) Bemessung des Nachklärbeckens nach A131

Die Bemessung des Nachklärbeckens gliedert sich in zwei Bearbeitungsschritte, in die Bemessung der erforderlichen Beckenoberfläche und die Dimensionierung der vier Tiefenzonen des Beckens.

Die erforderliche Beckenoberfläche ist - bei gleichbleibenden Schlammeigenschaften und -konzentrationen - linear abhängig vom Mischwasserzufluss:

$$A_{NB} = \frac{Q_m \cdot TS_{BB} \cdot ISV}{q_{SV}} = c \cdot Q_m$$

mit: A_{NB} : Oberfläche des Nachklärbeckens in m^2

Q_m : Mischwasserzufluss in m^3/h

TS_{BB} : Trockensubstanzgehalt im Belebungsbecken in kg/m^3

q_{SV} : Schlammvolumenbeschickung $l/(m^2 \cdot h)$

ISV: Vergleichsschlammvolumen in ml/g

c: Konstante in $m^2 \cdot h/m^3$

Mit typischen Werten ($TS_{BB}=4 \text{ kg/m}^3$, $q_{SV}=450 \text{ l/(m}^2 \cdot \text{h)}$, $ISV= 100 \text{ ml/g}$) errechnet sich eine Konstante von ca. $c = 0.9 \text{ m}^2 \cdot \text{h/m}^3$.

Bei einer strikten Anwendung des Arbeitsblattes A131 sind gleichbleibende Schlamm-eigenschaften aufgrund des maximalen Rücklaufschlammverhältnisses und der maximal zulässigen Eindickzeit von 2 h jedoch nicht gegeben (siehe oben). Da diese Einschränkungen aber zu teilweise unrealistischen Ergebnissen führen, wird dieser Aspekt nicht weiter verfolgt.

Die Tiefe des Nachklärbeckens ist unter diesen Voraussetzungen unabhängig vom Mischwasserzufluss. Sie beträgt i. d. R. ca. 4,50 m.

Schadstoffreduktion, bzw. -rückhalt

Der Wirkungsgrad des Belebungsverfahrens hängt im wesentlichen von der gewählten Verfahrensweise (z. B. Nitrifikation, vorgeschaltete oder simultane Denitrifikation, biologische oder chemische Phosphoreliminierung), von der Auslegung der Anlage sowie vom Betrieb ab. Da die oben genannten Mindestanforderungen eingehalten werden müssen, kann aus den Konzentrationen im Rohabwasser bzw. dem Ablauf der Vorklärung mit der Annahme eines mittleren Abwasseranfalls von z. B. 150 l/(E d) ein Mindestwirkungsgrad errechnet werden. Im A131 werden die in Tab. 28 angegebenen Frachten für Rohabwasser bzw. für den Ablauf der Vorklärung angenommen:

Tab. 28: Frachten im Rohabwasser bzw. Ablauf der Vorklärung [ATV A131]

Parameter	Rohabwasser		Ablauf VK (1,5h)	
	g/E d	mg/l	g/E d	mg/l
CSB	120	800	90	600
BSB ₅	60	400	45	300
TSO	70	467	35	233
N	11	73	10	67
P _{ges}	2,5	17	2,3	15

Aus den Ablaufwerten der Vorklärung (bei einer Durchflusszeit von 1,5 h, Tab. 28) und den Mindestanforderungen an die Konzentration im Kläranlagenablauf (Tab. 27) kann ein Mindestwirkungsgrad bestimmt werden (Tab. 29).

Tab. 29: Mindestwirkungsgrade von Belebungsanlagen

Größen- klasse	Einwohner- gleichwerte	Mindestwirkungsgrade				
		CSB	BSB ₅	NH ₄ -N	N _{ges}	P _{ges}
	[EGW]	[g/E d]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
1	1.000	75%	87%	-	-	-
2	5.000	82%	92%	-	-	-
3	20.000	85%	93%	85%	-	-
4	100.000	85%	93%	85%	73%	87%
5	>100.000	88%	95%	85%	73%	93%

Flächenbedarf

Eine Erhöhung des Kläranlagenzulaufes von 0,28 mm/h (2,8 m³/h/ha) auf 0,53 mm/h würde - unter der Annahme gleichbleibender Schlammkonzentrationen und -eigenschaften - nahezu eine Verdoppelung der Oberfläche des Nachklärbeckens von 2,5 auf ca. 4,7 m²/ha_{red} erfordern. Der Flächenbedarf der Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahme „Erhöhung des Zulaufes zur Nachklärung von 2 auf 4Q_s+Q_f“ hat demnach einen Flächenbedarf von ca. 2,2 m²/ha_{red}. Zusammen mit der erforderlichen Fläche für die Erweiterung der Vorklärung errechnet sich ein Flächenbedarf von ca. 4 m²/ha_{red}.

Herstellungskosten

Unter Berücksichtigung der genannten Einschränkungen wird davon ausgegangen, dass eine Erhöhung des Zulaufes zur Belebungsstufe nur das Nachklärbecken beeinflusst. Bei einer mittleren Tiefe von ca. 4,50 m beträgt das, aufgrund der erhöhten Beschickung mit 4Q_s+Q_f zusätzlich erforderliche Volumen ca. 10 m³/ha. Die damit verbundenen Kosten können nach Abb. 48 mit ca. 5.000-15.000, im Mittel ca. 10.000 DM/ha veranschlagt werden. Zusammen mit den erforderlichen Investitionen in der Vorklärung, würde die Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahme „Erhöhung des Zulaufes zur Kläranlage von 2 auf 4Q_s+Q_f“ mit ca. 1,40 DM/m²_{red} zu veranschlagen sein.

Betriebskosten, Nutzungsdauer

Die Erhöhung der Betriebskosten infolge einer verstärkten Mischwasserbeschickung kann nur grob abgeschätzt werden (s. Abschnitt 5.7.1). Es wird angenommen, dass der Anteil der Betriebskosten für Belebungs- und Nachklärbecken an den Gesamtbetriebskosten entsprechend dem Baukostenanteil [HOSANG, BISCHOF, 1993] ca. 20% beträgt und linear mit dem Durchfluss ansteigt. Daraus resultieren Betriebskosten von ca. 0,10 DM/m²_{red}/a.

5.7.3 Auswirkungen auf andere Reinigungsverfahren

Das Belebungsverfahren ist ohne Zweifel das vorherrschende Abwasserreinigungsverfahren in der Bundesrepublik Deutschland. Vereinzelt kommen jedoch auch andere Verfahren, wie z. B. andere Biofilmverfahren (Tropfkörper, überstaute Festbettreaktoren, Scheibentauchkörper, Biofiltrationsanlagen, Wirbelbettreaktoren), Filtrationsanlagen, Abwasserteiche oder Pflanzenkläranlagen entweder an Stelle oder in Kombination mit dem Belebungsverfahren zur Anwendung. Allgemeine Hinweise zur Wahl des Abwasserreinigungsverfahrens finden sich in der deutschen Standardliteratur oder in den Regelwerken nicht. Nur im ATV-Arbeitsblatt 106 (Entwurf und Bauplanung von Abwasserbehandlungsanlagen [ATV A106, 1995]) wird darauf hingewiesen, dass die Wahl des Verfahrens „entscheidend durch Beschaffenheit und Menge des Abwassers, durch den geforderten Reinigungsgrad sowie durch die örtlichen Verhältnisse“ bestimmt wird.

Das Verhalten der verschiedenen Verfahren auf hydraulische Stöße ist sehr unterschiedlich und größtenteils wenig untersucht. Auf eine nähere Erläuterung muss deshalb verzichtet werden. Allgemein ist es aber durchaus denkbar, dass Planungsalternativen auf der Kanalnetzseite (Trenn- oder Mischsystem, Abkopplung, Speicherung) die Wahl des Abwasserreinigungsverfahrens maßgeblich bestimmen. So könnte eine massive Abkopplung im Einzugsgebiet des Einsatz eines Filtrationsverfahrens ermöglichen, da die Bemessung dieses Verfahrens stärker von Zulaufschwankungen abhängig ist als das Belebungsverfahren. Umgekehrt könnte der Bau von Mischwasserbecken die Entscheidung zugunsten des Belebungsverfahrens beeinflussen.

5.7.4 Mischwasserspeicherung und Kläranlage (Gesamtemission)

Die Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahme „Mischwasserspeicherung“ stellt in der Bundesrepublik Deutschland die Vorzugslösung zur Verringerung von Mischwasserentlastungen dar. Die Wirkung dieser Maßnahme auf die Entlastungstätigkeit wurde in Abschnitt 5.6.5 dargestellt. Durch die Speicherung und die anschließende Ableitung wird allerdings die Kläranlage über längere Zeit hydraulisch stärker belastet. Hinzu kommt die veränderte Zusammensetzung des Abwassers, i.a. eine verringerte Konzentration der Inhaltsstoffe, und die Abkühlung des Mischwassers im Winterhalbjahr.

Ende der achtziger, Anfang der neunziger Jahre hat sich zu diesem Themenkomplex eine Hochschul-Arbeitsgruppe gebildet und mehrere Berichte veröffentlicht [DURCHSCHLAG et. al. 1990]. Die Ergebnisse waren teilweise sehr erstaunlich, wurde doch aufgezeigt, dass u.U. durch den Bau von Speicherbecken die Gesamtemission *ansteigen* kann. Für ein Fallbeispiel wurde der Effekt durch Langzeitsimulation von Mischsystem und Kläranlage rechnerisch nachgewiesen [DURCHSCHLAG, 1990]. zeigt den Verlauf der Gesamtemissionen in Abhängigkeit vom Speichervolumen für verschiedene Kläranlagenbeschickungen.

Neuere Arbeiten u. a. von HARREMOËS et. al. [1993], KOLLATSCH, [1995], KREBS et. al, [1996], FRONTEAU et. al, [1996], RAUCH & HARREMOËS, [1996], SEYFRIED & THÖLE, [1997] bestätigen die Tendenz, dass die Wirkung von Mischwasserspeicherbecken durch eine Reduzierung des Kläranlagenwirkungsgrades herabgesetzt wird. Sie liefern zwar keine *generelle* Bestätigung, dass Mischwasserbecken kontraproduktiv sein können, zeigen aber, dass die Auswirkungen von Speichurmaßnahmen auf Kläranlagen nicht vernachlässigt werden können. Ein Bemessungsverfahren für Mischwasserspeicherbecken sollte diese Effekte berücksichtigen. BRUNS [1999] zeigt auf, wie Kläranlagen und Mischwasserbecken dynamisch gekoppelt betrieben werden können und damit die Gesamtemission reduziert werden kann. und Abb. 51 verdeutlichen die komplexen Zusammenhänge zwischen Kanalnetz und Kläranlage. Da die Aussagen nicht verallgemeinerbar sind, hilft letztendlich nur die Untersuchung für das konkrete Objekt.

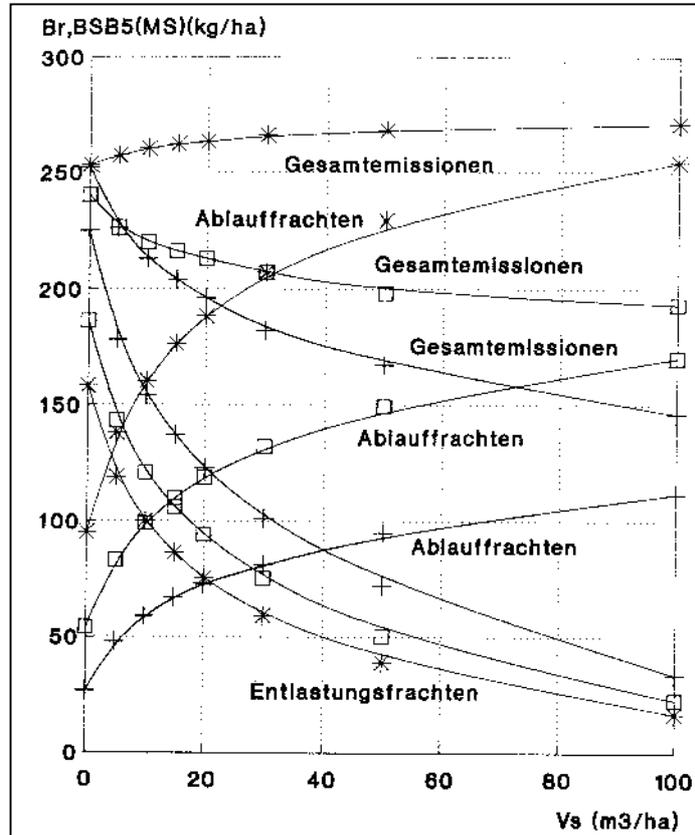


Abb. 50: Gesamtemission (BSB₅) in Abhängigkeit vom Speichervolumen unter Variation der Kläranlagenbeschickung (*: $2.5Q_s + Q_f$, • : $2.0Q_s + Q_f$, +: $1.5Q_s + Q_f$), [DURCHSCHLAG, 1990].

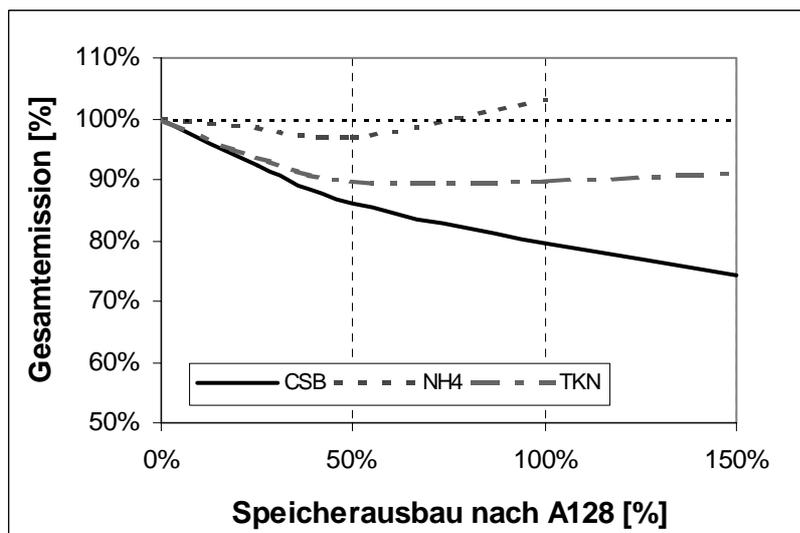


Abb. 51: Gesamtemissionen verschiedener Parameter in Abhängigkeit vom Speichervolumen (Beispiel Dresden, qualitativ nach SEYFRIED, THÖLE [1997])

5.8 Regenwasserbewirtschaftung außerhalb von Siedlungsgebieten

Betrachtet man die Gewässerqualität und den Wasserhaushalt kompletter Einzugsgebiete, so wird deutlich, dass auch von unbesiedelten Gebieten negative Einflüsse ausgehen können. Beispiele hierfür sind ein übermäßiger Düngemittleinsatz, der die Gewässerqualität massiv beeinflussen kann, oder der Einsatz schwerer Maschinen auf Ackerflächen, der durch die Herabsetzung der Infiltrationsrate die Hochwasserentstehung verschärfen und die Grundwasserneubildung herabsetzen kann.

Die Regenwasserbewirtschaftung außerhalb von Siedlungsgebieten ist gleich aus zwei Gründen von Bedeutung für die Siedlungswasserwirtschaft. Zum einen wird die Einführung der immissionsorientierten Betrachtung dazu führen, dass auch der Einfluss nicht urbaner, diffuser Quellen auf die Zielgrößen Gewässerqualität und Wasserhaushalt stärker berücksichtigt wird. Andererseits wird sicherlich auch die Frage auftauchen, ob nicht die negativen Auswirkungen der Stadtentwässerung durch Maßnahmen außerhalb von Siedlungsgebieten kostengünstiger bekämpft werden können als durch Maßnahmen innerhalb der Siedlungen. Diese Option wird zwar dem Verursacherprinzip nicht mehr gerecht, volkswirtschaftliche Gründe könnten aber trotzdem dafür sprechen.

In Tab. 30 werden die wichtigsten dezentralen Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen außerhalb von Siedlungsgebieten kurz vorgestellt. Auf eine detaillierte Diskussion dieser Maßnahmen wird verzichtet, da sie meist einen Nutzen haben der über die Regenwasserbewirtschaftung weit hinausgeht (Erosionsschutz, Naturschutz, etc.) und deshalb eine allgemeine Bewertung sehr schwierig ist.

Tab. 30: Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen außerhalb von Siedlungsgebieten

<i>Maßnahme</i>	<i>Zweck</i>	<i>Literatur</i>
Flutmulden, dezentrale Kleinspeicher	Dezentrale Retention	WEGNER [1992], KÖHLER [1992]
Einteilung der Schläge, Ackerrandstreifen, Hecken, Optimierter Wegebau	Verminderung des Oberflächenabflusses, Erosionsschutz	MOSIMANN [1991]
Veränderte Bodenbearbeitung, (Mulchtechnik, Vermeidung großer Achslasten auf feuchten Böden, etc.)	Erhöhung der Infiltrationsrate, Abflussvermeidung, Erosionsschutz	SCHMIDT, MOSIMANN [1991]
Rückbau von Dränagen	Abflussverzögerung	VAN DER PLOEG, SIEKER [1999]
Veränderung der Landnutzung (Aufforstung, Umwandlung von Ackerland in extensives Grünland)	Erhöhung der Anteile Verdunstung und Versickerung an der Wasserbilanz, Verringerung von Oberflächenabflüssen	MOSIMANN [1991]

5.9 Maßnahmen im und am Gewässer

Neben der Regenwasserbewirtschaftung im Einzugsgebiet, d. h. auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen oder im Siedlungsgebiet, gibt es natürlich auch die Möglichkeit, Maßnahmen direkt im oder am Gewässer zu ergreifen und dadurch die Gewässergüte oder den Wasserhaushalt zu verbessern. Wie schon bei den Maßnahmen außerhalb von Siedlungsgebieten, sind die dafür zur Verfügung stehenden Möglichkeiten sehr vielfältig. Insbesondere bei der Gewässerrenaturierung sind andere Motive (Naturschutz, Artenschutz) dabei oft wichtiger als die Regenwasserbewirtschaftung. (Tab. 31).

Tab. 31: Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen im und am Gewässer

<i>Maßnahme</i>	<i>Zweck</i>	<i>Literatur</i>
Rückhaltemaßnahmen (RRB, Talsperren Polder)	Retention	BRETSCHNEIDER [1993]
Renaturierung	Abflussverzögerung, Erhöhung des Selbstreinigungsvermögens	LANGE, LECHER [1993]
Chemische Sanierung und Restaurierung von Seen	Ausfällung von Nährstoffen und Festlegung im Sediment	DVWK-Merkblatt Heft 213
Entschlammung, Sedimentbehandlung	Entfernung von Schadstoffquellen, Vermeidung von Rücklösung	
Belüftung	Verbesserung des Sauerstoffhaushalts	

5.10 Sonstige Maßnahmen zur Schadstoffverminderung

Neben den vielfältigen technischen Maßnahmen zur Regenwasserbewirtschaftung bestehen weitere Möglichkeiten, die negativen Einflüsse auf Wasserqualität und Wasserhaushalt zu reduzieren. Tab. 32 zeigt eine Auswahl sonstiger Maßnahmen.

Während die erstgenannten Maßnahmen noch vom Kanalnetzbetreiber durchgeführt werden können, sind Maßnahmen wie die Verminderung der Luftverschmutzung oder der sorgsame Umgang mit Chemikalien, z. B. der Pestizideinsatz im häuslichen Garten, meist außerhalb des direkten Einflussbereiches der für die Regenwasserbewirtschaftung verantwortlichen Institutionen. Durch Information kann jedoch auf die Zusammenhänge aufmerksam gemacht werden. Positive Beispiele hierfür finden sich bereits in vielen Kommunen.

Tab. 32: Sonstige Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen

<i>Maßnahme</i>	<i>Zweck</i>	<i>Literatur</i>
Reinigung von Straßeneinläufen	Verminderung der Schadstoffkonzentrationen im Oberflächenabfluss, Vermeidung von Remobilisierungen	GROTTKER [1987]
Gestaltung von Straßeneinläufen (Nass-, Hebergullies)	Mechanische Vorreinigung der Oberflächenabflüsse	GROTTKER, SCHILLING [1991]
Kanalspülung	Entfernung von Schadstoffquellen, Vermeidung von Remobilisierung	ATV [1994c]
Reduktion des Fremdwasseranteils	Verminderung der zu behandelnden Abwassermenge, Reduzierung von Mischwasserentlastungen	ATV [1994c]
Verminderung der Luftverschmutzung	Verminderung der Schadstoffkonzentrationen im Oberflächenabfluss	HUHN et. al [1998]
Verbesserte Straßenreinigung	Verminderung der Schadstoffkonzentrationen im Oberflächenabfluss	GROTTKER [1987]
Sorgsamer Umgang mit Chemikalien (z. B. im Haushalt, im Garten oder bei der Autowäsche)	Verminderung der Schadstoffkonzentrationen im Abfluss	
Wassersparmaßnahmen		

5.11 Maßnahmenvergleich

In den vorangegangenen Abschnitten wurden die verschiedenen Maßnahmen zur Regenwasserbewirtschaftung vorgestellt. Für jede Maßnahme wurde versucht

- die quantitative Wirkung auf den Wasserhaushalt
- das Potenzial zur Schadstoffreduktion, bzw. -rückhalt
- der Flächenbedarf
- die Herstellungs- und Betriebskosten, bzw. Jahreskosten

möglichst allgemeingültig darzustellen. Nachfolgend werden die verschiedenen Maßnahmen hinsichtlich dieser Größen einander gegenübergestellt. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die angegebenen Größen in der Praxis große Schwankungen aufweisen. Ziel des Vergleiches ist es nicht, *das* optimale Regenwasserbewirtschaftungsverfahren zu finden - bei der Vielzahl der verschiedenen Zielgrößen und Randbedingungen gibt es kein generell günstiges Verfahren! Es geht vielmehr darum, eine Entscheidungshilfe zu geben, mit welchem Verfahren bei den gegebenen Zielgrößen und Randbedingungen eine möglichst kostengünstige Variante erreicht werden kann.

Die nachfolgende Tabelle beschreibt die im Vergleich berücksichtigten Maßnahmen detailliert. Jede der Maßnahmen wurde zur Entwässerung einer 1 ha großen versiegelten Fläche (100 m² bei dezentralen Maßnahmen) bemessen. Ansonsten gelten die in 5.2.2 dargestellten Annahmen.

Tab. 33: Kurzbeschreibung der im Vergleich berücksichtigten Maßnahmen

Maßnahmenbezeichnung	Kurzbeschreibung
Kanalisation	RW- bzw. MW. Kanal dimensioniert auf einen Bemessungsregen der Häufigkeit $n=0.2$
Gräben	Offener Graben, 3.0 m breit, 1.20 m tief, Böschungsneigung 1:1, Einzugtiefte 100 m
RRB, Erdbauweise	Regenrückhaltebecken, offen in Erdbauweise, gegen den Untergrund abgedichtet, mit Dauerstau 0.25m, Tiefe 2m, Böschungsneigung 1:5, Drosselabfluss 5 l/(s ha), Bemessungshäufigkeit $n=0.2$, spez. Volumen 380 m ³ /ha
RRB, Betonbauweise	Regenrückhaltebecken, geschlossene Bauweise, Tiefe 2m, Drosselabfluss 20 l/(s ha), Bemessungshäufigkeit $n=0.2$, spez. Volumen 270 m ³ /ha
Sickerpflaster	Wasserdurchlässiges Pflaster mit Rasenfuge, 20% Fugenanteil, k_f -Wert der Rasenfuge 10^{-5} m/s, Max. Aufstau 5 mm darüber Überlauf in R-Kanal
Muldenversickerung	Versickerungsmulde, Tiefe 30cm, Böschungsneigung 1:2.5, k_f -Wert Muldensohle 10^{-5} m/s, Bemessungshäufigkeit $n=0.2$, ohne Überlauf
Schachtversickerung	Versickerungsschacht nach ATV A138, ohne Überlauf
Rigolenversickerung	Rohrrigole nach ATV A138, ohne Überlauf, Dränrohr DN 200, Kiespackung mit Speicherkoeffizient 30%
MR-Elemente, unvernetzt	Mulden-Rigolen-Elemente, unvernetzt, Muldenabmessungen siehe oben, Bemessungshäufigkeit $n=0.2$ (Mulde $n=1.0$), k_f -Wert anstehender Boden 10^{-6} m/s
Mulden-Rigolen-System	Mulden-Rigolen-Elemente, vernetzt, Mulden -und Rigolenabmessungen siehe oben, Bemessungshäufigkeit $n=0.2$ (Mulde $n=1.0$), Dränrohr 10 cm über Rigolensohle verlegt, Drosselspende 3,6 mm/h bzw. 10 l/(s ha), k_f -Wert anstehender Boden 10^{-6} m/s
MR-System, gedichtet	Wie Mulden-Rigolen-System, jedoch ist die Rigole durch eine PE-Folie gegen den Untergrund abgedichtet.
RW-Nutzung im Haushalt	Zisterne mit 4 m ³ , Nutzung des Regenwassers im Haushalt (Waschmaschine, Toilettenspülung) Regenwasserbedarf bei 4 Personen 150 l/d, Deckungsgrad ca. 66%.
RW-Nutzung zur Bewässerung	Zisterne mit 4 m ³ , Nutzung des Regenwassers im Garten (80 l/d) zwischen Mai und September

Tab. 33: Kurzbeschreibung der im Vergleich berücksichtigten Maßnahmen (Fortsetzung)

Maßnahmenbezeichnung	Kurzbeschreibung
Extensive Dachbegrünung	Moos-Sedum-Dachbegrünung, Dicke der Vegetationsschicht 6 cm, Dicke der Dränschicht 6 cm, ohne Anstau (Schrägdach), Dränspende 100 l/(s ha) bzw. 36 mm/h
Intensive Dachbegrünung	Dachbegrünung mit einer Substratschicht von 20 cm, 10 cm Dränschicht, Einstau bis 6 cm möglich, Dränspende 100 l/(s ha) bzw. 36 mm/h
Regenklärbecken	Regenklärbecken nach ATV-Empfehlung, zul. Oberflächenbeschickung 10 m/h, $r_{krit} = 5.4$ mm/h bzw. 15 l/(s ha), spez. Volumen 10,8 m ³ /ha (1,1 mm), Abflusskonzentration im Einzugsgebiet durch Speicherkaskade mit $n=3$, Fließzeit im Gebiet $t_f=15$ min
Mischwasserüberlauf (RÜ)	RÜ nach ATV A128, kritische Regenabflussspende $r_{krit}=15$ l/(s ha), Abflusskonzentration im Einzugsgebiet durch Speicherkaskade mit $n=3$, Fließzeit im Gebiet $t_f=15$ min
Mischwasserüberlaufbecken (Fangbecken)	Mischwasserüberlaufbecken (RÜB) nach ATV A128, Regenabflussspende $q_f=0.25$ mm/h bzw. 0,7 l/(s ha), spez. Speichervolumen 25 m ³ /ha, Abflusskonzentration im Einzugsgebiet durch Speicherkaskade mit $n=3$, Fließzeit im Gebiet $t_f=15$ min
Durchlaufbecken	Wie Fangbecken, aber mit Klärüberlauf (15 l/(s ha))
Siebrechen	Hochleistungssiebrechen zur Mischwasserbehandlung, maschinell beräumt, 4 mm Stabweite
Bodenfilterbecken	Bodenfilterbecken zur Misch- oder Regenwasserbehandlung, spez. Speichervolumen 80 m ³ /ha, max. Tiefe 1m, k_f -Wert des Bodenfilters $1 \cdot 10^{-4}$ m/s,
Vorklärung	Vorklärbecken, bemessen auf eine Durchflusszeit von 1,5 h
Belebungsverfahren	Belebungsanlage nach A131 (100.000 EW) bestehend aus Belebungs- und Nachklärbecken
RW-Behandlung auf der Kläranlage	Erweiterung der bestehenden Kläranlage (Vor- und Nachklärung) von 2 auf $4 Q_s + Q_f$

5.11.1 Maßnahmenvergleich: Quantitative Wirkung auf den Wasserhaushalt

Die Besiedlung einer Fläche durch den Menschen führt zwangsläufig zu einer Änderung der Oberflächenbeschaffenheit von Teilflächen. So lässt sich die Versiegelung z. B. von Verkehrs- oder Dachflächen zwar minimieren aber nicht völlig vermeiden. Aber auch nicht versiegelte Flächen in Siedlungsgebieten, z. B. Rasenflächen oder durchlässige Pflasterbeläge weisen andere Eigenschaften auf als Acker- oder Waldflächen.

Die (Teil-)Versiegelung einer Fläche bewirkt, dass bei Niederschlägen höhere Oberflächenabflüsse entstehen. Nach einem schweren Hochwasser wird dementsprechend gerne die zunehmende Versiegelung als ein Grund für das Ereignis angeführt. Dabei wird übersehen, dass die Auswirkungen, die eine Versiegelung auf den lokalen oder regionalen Wasserhaushalt hat, entscheidend von der nachfolgenden Bewirtschaftung der Abflüsse beeinflusst werden. Bei einer strikten Ableitung der Niederschlagsabflüsse wirken sich die negativen Veränderungen der Abflussverhältnisse voll auf den Wasserhaushalt aus. Es gibt aber mehrere Bewirtschaftungsalternativen zur Ableitung des Regenwassers, mit denen die negativen Folgen der Versiegelung bis zu einem gewissen Grade kompensiert werden können. In welchem Maße sich die verschiedenen Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen auf den Wasserhaushalt auswirken, wird im folgenden zusammenfassend dargestellt.

Für die unterschiedlichen Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen werden die Wasserbilanzen für drei verschiedene Bilanzzeiträume berechnet:

1. mittlere Jahreswasserbilanz
2. Wasserbilanz eines Starkregenereignisses
3. Wasserbilanz während einer hochwasserverursachenden Niederschlagsperiode

Aus den Bilanzen der einzelnen Maßnahmen können keine Wasserbilanzen für ganze Einzugsgebiete abgeleitet werden. Beispielsweise weisen auch befestigte Flächen eine gewisse Verdunstung auf, die in Abhängigkeit der Oberflächenbeschaffenheit sehr unterschiedlich ausfällt. Bei der Erstellung einer Wasserbilanz für ein komplettes Entwässerungssystem ist dies zu berücksichtigen.

5.11.1.1 Jahreswasserbilanz

Abb. 52 zeigt die mittleren Jahreswasserbilanzen verschiedener Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen. Die Berechnung erfolgte durch Langzeitkontinuumsimulationen über 22 Jahre (Station Berlin-Neukölln, mittlere Jahresniederschlagshöhe 514 mm) mit dem Programm STORM. Dabei werden die Bilanzen für die einzelnen Systembausteine angegeben, nicht für ganze Entwässerungssysteme. In der Bilanz für die Kanalisation beispielsweise, sind die Verdunstungsverluste an der Oberfläche der befestigten Flächen *nicht* enthalten. Nur so lässt sich ein allgemeiner Vergleich zwischen den verschiedenen Systembausteinen herstellen.

Deutlich wird der sehr hohe Anteil des Abflusses bei einer Misch- oder Trennkanalisation (~100%), aber auch bei anderen klassischen Entwässerungsmaßnahmen (Gräben, Regenrückhaltebecken). Das gilt auch für Regenrückhaltebecken mit Dauerstau, bei denen der Verdunstungsanteil max. 3-4% beträgt.

Mit dezentralen Versickerungsmaßnahmen (Flächenversickerung, Mulden, Rigolen, Versickerungsschächte) werden dagegen sehr hohe Versickerungsraten (>90%) erzielt, der Anteil der abgeleiteten Niederschlagsabflüsse wird entsprechend der Zielstellung auf Null reduziert. Der Anteil der Verdunstung liegt bei den oberirdischen Versickerungsverfahren bei 7-14% und damit deutlich niedriger als bei natürlichen Flächen.

Zisternen mit einer Regenwassernutzung im Haushalt weisen bei den gewählten Dimensionen einen Überlauf von nur ca. 12 % auf. Setzt man den Anteil des genutzten Regenwassers einer versickerten Regenwassermenge gleich (negative Entnahme) so beträgt deren Anteil immerhin 88%. Regenwassernutzungsanlagen, bei denen das Regenwasser nur zur Bewässerung im Garten eingesetzt wird, weisen deutlich schlechtere Wasserbilanzen auf.

Gründächer bewirken mit Anteilen von 75-90% mit Abstand die größte Verdunstung. Die Anteil des abgeleiteten Regenwassers ist im Jahresmittel relativ gering.

Zentrale Regen- und Mischwasserbehandlungsverfahren verändern die Wasserbilanz nicht. Einzig Bodenfilterbecken bewirken eine Verdunstung, die allerdings relativ gering ist.

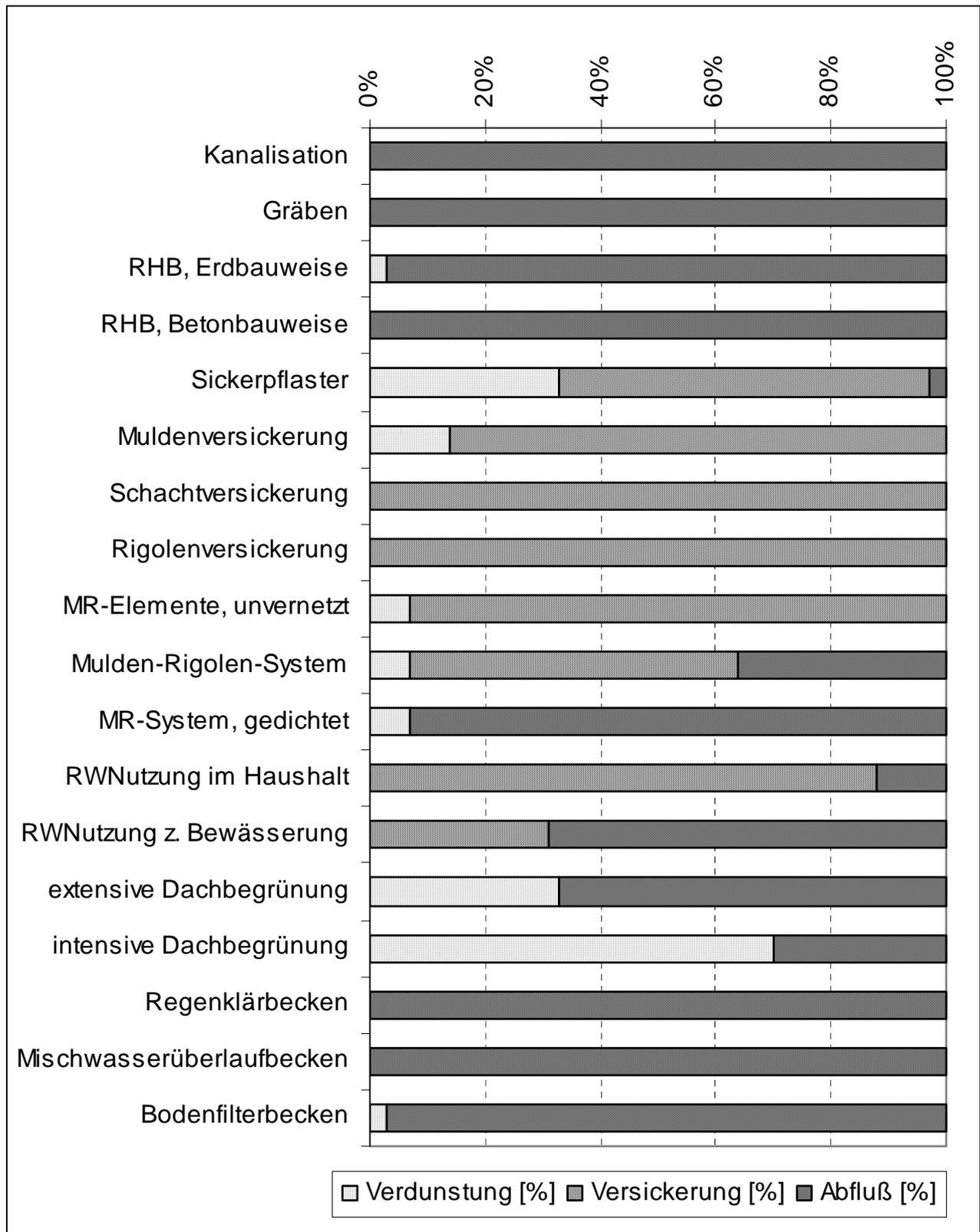


Abb. 52: Mittlere Jahreswasserbilanzen verschiedener Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen

5.11.1.2 Retentionsvermögen bei Starkregenereignissen

Im Vergleich zu den Jahreswasserbilanzen ergeben sich bei einigen Maßnahmen deutliche Unterschiede, wenn man die Wasserbilanzen für einzelne Starkregenereignisse betrachtet.

Exemplarisch wurden die Anlagen mit einem Modellregen vom Typ Euler-II ($h_N=16,6$ mm, Dauer 30 min, Regenhäufigkeit $n=0,5$) belastet. Dieser Regen weist eine Intensität von $r=92,2$ l/s ha bzw. 33.2 mm/h auf.

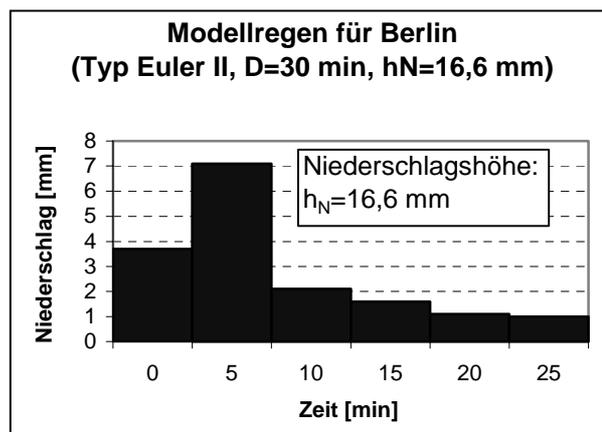


Abb. 53: Modellregen (Typ Euler II)

Die Ergebnisse der Berechnungen sind in Abb. 54 dargestellt. Die Wasserbilanzkomponente Abfluss wurde weiter unterteilt in die Anteile, die gedrosselt und ungedrosselt abgeleitet werden. Damit kann die Wirkung der Maßnahme auf unterhalb liegende Entwässerungssysteme besser beurteilt werden. Zusätzlich ist der maximale Abfluss in mm/h angegeben.

Deutlich werden wieder die sehr hohen Abflussanteile des Abflusses bei den konventionellen Entwässerungsmaßnahmen (Misch- und Trennkanalisation, Gräben, Regenrückhaltebecken, Regenklärbecken, Mischwasserbecken). Entsprechend der Bemessung können die Abflüsse mit Regenrückhaltebecken vollständig gedrosselt werden (z. B. auf 1.8 mm/h oder 5 l/(s ha)). Mit Regenwasserbehandlungsmaßnahmen (Regenklärbecken, Mischwasserbecken, Bodenfilterbecken) wird dagegen nur ein Teil der Abflüsse gedrosselt. Beim Mischwasserbecken liegt der Anteil der gedrosselten Abflüsse bei nur 18%, so dass die Abflussspitze des Überlaufes mit 99 l/(s ha) oder 30 mm/h nahezu ohne Abschwächung in das Gewässer gelangt. Bezogen auf dieses Regenereignis hat ein RÜB somit überhaupt keine Retentionswirkung.

Dezentrale Versickerungsanlagen (Flächenversickerung, Mulden, Rigolen, Versickerungsschächte) sind gemäß der Bemessungsansätze in der Lage das Regenereignis vollständig zu bewirtschaften. Der Anteil der Verdunstung an der Wasserbilanz dieser Maßnahmen hängt davon ab, ob sich der Bodenspeicher nach Regenende genügend Zeit hat durch Verdunstung zu entleeren oder ob vorher ein erneutes Regenereignis auftritt. Im Rahmen dieser Beispielberechnung wird davon ausgegangen, dass eine Entleerung des Bodenspeichers bis zum permanenten Welkepunkt stattfindet. Dadurch liegt der Anteil der Verdunstung höher als bei der Jahreswasserbilanz. Betrachtet man nur den Zeitraum des Regenereignisses, dann ist die Verdunstung nahezu Null.

Die Starkregen-Wasserbilanz einer Zisterne wird maßgebend durch den Füllstand bei Regenbeginn bestimmt, unabhängig davon, ob eine Entnahme zur Bewässerung oder zur

Nutzung im Haushalt erfolgt. Bei einem angenommenen Füllstand von 75% können ca. 2/3 des Zuflusses zurückgehalten werden, 1/3 wird abgeschlagen. Da dies i. d. R. ohne weitere Retention geschieht, sind die Abflussspitzen entsprechend hoch (19 mm/h bzw. 50 l/(s ha)). Bei geringeren Anfangsvolumen in den Regenwassernutzungsanlagen kann das Ergebnis völlig anders aussehen.

Die Abhängigkeiten der Wasserbilanz dezentraler Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen von Anfangszuständen bzw. Simulationszeiträumen verdeutlicht, dass die Wirkung dieser Maßnahmen auf nachfolgende Entwässerungssysteme nur durch Langzeitsimulationen wiedergegeben werden kann.

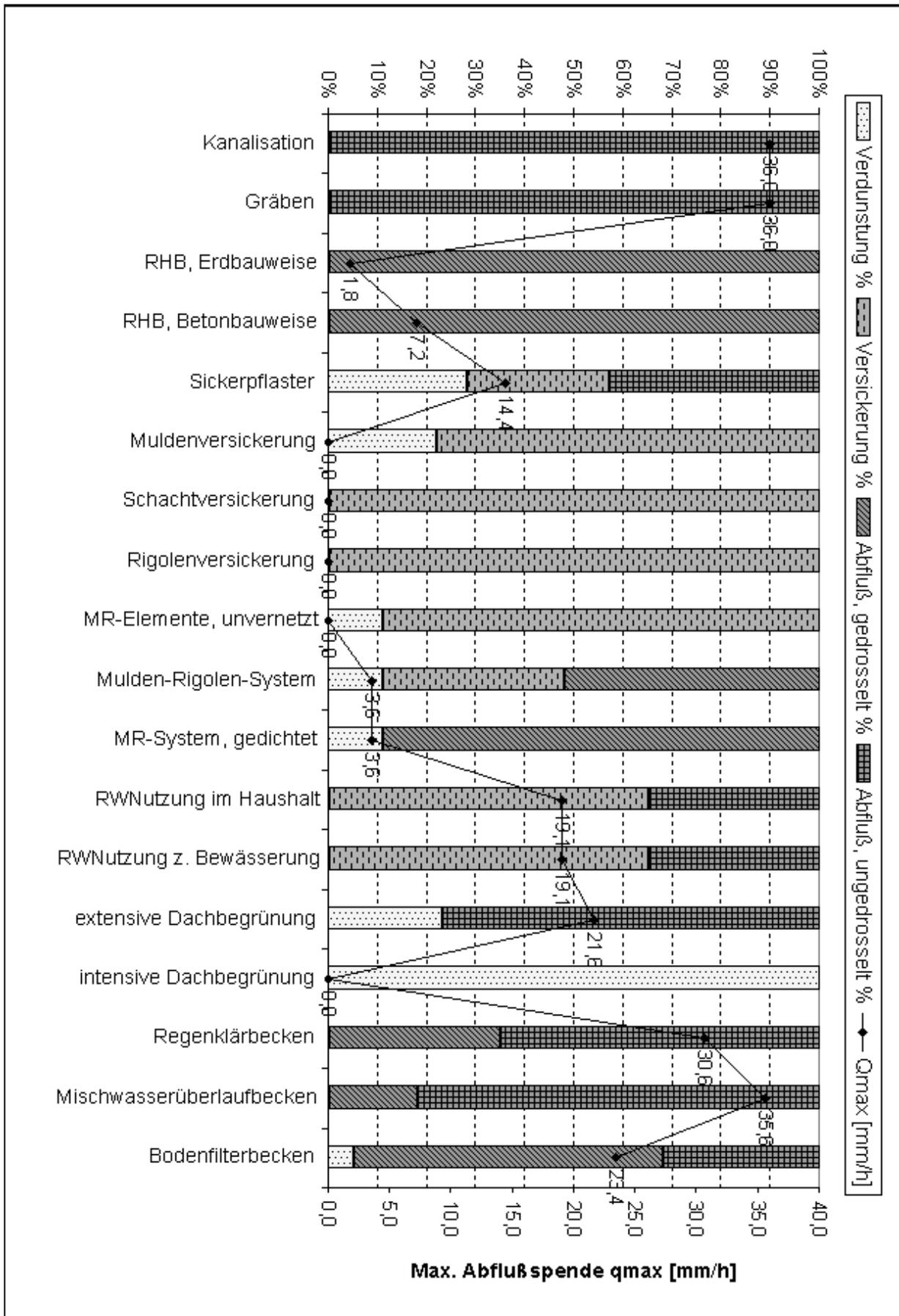


Abb. 54: Wasserbilanz für ein einzelnes Starkregeneignis (Modellregen h_N 16.6 mm, $D=030$ min)

5.11.1.3 Wirkung auf die Hochwasserentstehung

Wieder andere Wasserbilanzen für die verschiedenen Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen ergeben sich aus der Belastung mit einer hochwassererzeugenden Niederschlagsperiode. Gewählt wurde hierzu eine Niederschlagsaufzeichnung aus dem Januar 1995 der Station Weiskirchen-Thailen im Saarland. Diese Niederschläge haben seinerzeit ein starkes Hochwasser am Rhein ausgelöst. Abb. 55 zeigt die zeitliche Verteilung der insgesamt 294 mm Niederschlag. Es ist anzumerken, dass trotz der großen Niederschlagssumme die mittlere Intensität relativ gering ist (0,4 mm/h). Selbst der maximale Tagesniederschlag von ca. 73 mm weist nur eine Intensität von ca. 6 mm/h auf, im Vergleich zum Starkregen mit 33 mm/h (Abb. 53) ein relativ geringer Wert.

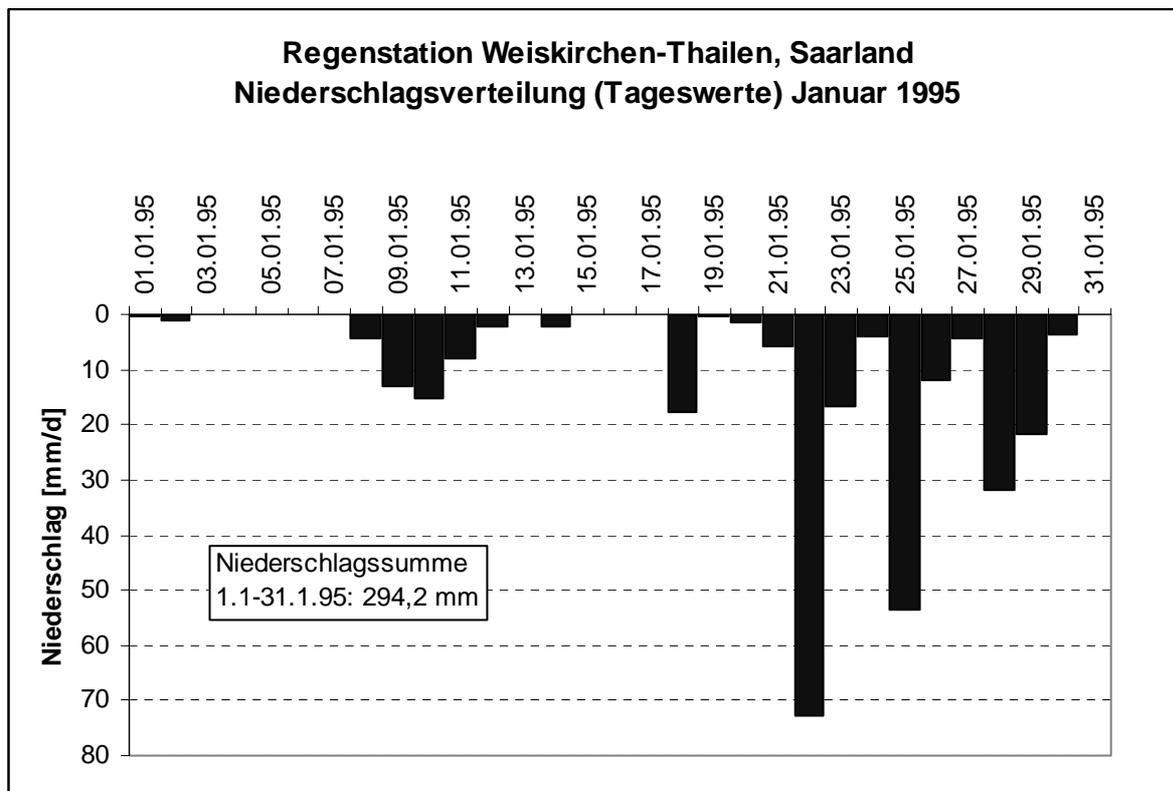


Abb. 55: Hochwassererzeugende Niederschlagsperiode Januar 1995, Saarland

Abb. 56 zeigt die berechneten Wasserbilanzen für diese Niederschlagsperiode. Die klassischen Entwässerungsverfahren weisen wieder einen Abflussbeiwert von fast 100% auf. Interessant ist der Anteil der Niederschlagsabflüsse, der von den Maßnahmen gedrosselt werden kann. Während Regenrückhaltebecken derartige Niederschlagsperioden „spielend“ verkraften, weisen Mischwasserbecken Entlastungsraten von 75% (bezogen auf den Regenwasserabfluss) auf! Unter Berücksichtigung des Trockenwetterabflusses werden ca. 60% des Mischwasserabflusses (inkl. Schmutzwasser) direkt in das Gewässer entlastet. Das Ziel der Entwässerung, hygienische Bedingungen herzustellen, ist hier für die Unterlieger mit Sicherheit nicht mehr gegeben. Der Grund hierfür liegt vor allem in der geringen Drosselspanne, nicht so sehr in den spezifischen Speichervolumina. Selbst eine Erhöhung des Volumens auf 100 m³/ha würde die Entlastungsrate nur auf ca. 60% reduzieren.

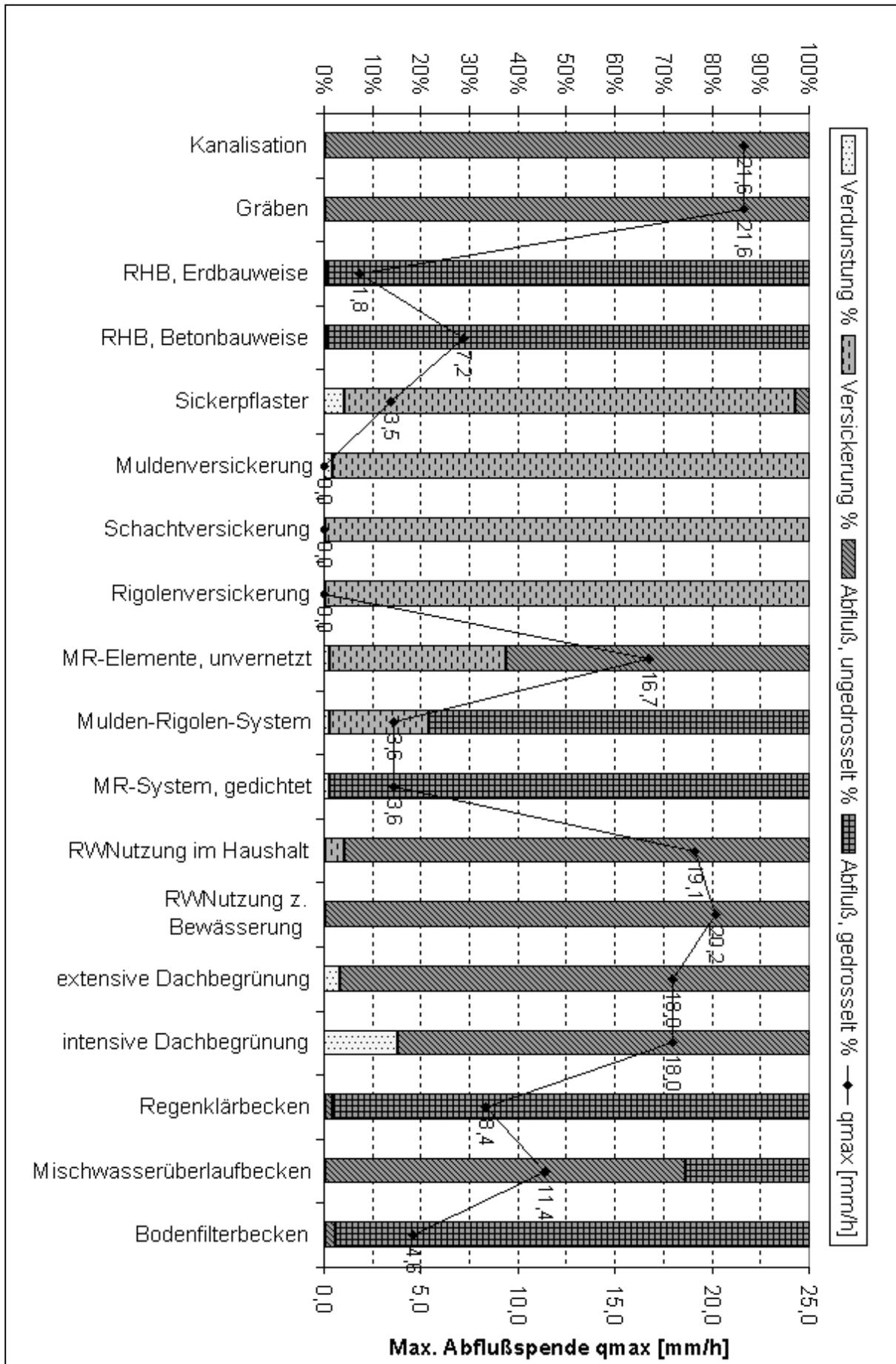


Abb. 56: Wasserbilanz für eine hochwassererzeugende Niederschlagsperiode (h_N292 mm, D=4Wochen)

Dezentrale Versickerungsanlagen, die bei relativ gut durchlässigen Böden zur Anwendung kommen (Mulden-, Schacht-, Rigolenversickerung) können die Niederschlagsabflüsse problemlos bewirtschaften. Schlechter sieht es für Versickerungsanlagen bei einer mittleren Versickerungsfähigkeit von ca. $1 \cdot 10^{-6}$ m/s aus (unvernetzte Mulden-Rigolen-Elemente). Für diese Anlagen führt das Niederschlagsereignis zum Systemversagen, allerdings wird die gewählte Bemessungshäufigkeit eingehalten, da derartige Ereignisse entsprechend selten auftreten. Vernetzte Mulden-Rigolen-Systeme verkraften die Niederschlagsabflüsse dagegen aufgrund des Drosselabflusses ohne dass ein Überlauf eintritt.

Ob Versickerungsanlagen damit einen Beitrag zum Hochwasserschutz leisten können, ist damit allerdings noch nicht beantwortet. Es stellt sich die Frage, ob die versickernden Abflüsse wirklich der Hochwasserwelle entzogen sind, oder ob sie durch Interflow oder über das Grundwasser noch während des Ereignisses der Welle wieder zugeführt werden. Die Untersuchung dieser Fragestellung ist z. Zt. Gegenstand mehrerer Forschungsvorhaben und kann hier nicht abschließend beantwortet werden.

Die Wasserbilanz für Regenwassernutzungsanlagen sieht für hochwassererzeugende Niederschläge denkbar schlecht aus. Unabhängig von der Art der Nutzung werden beinahe 100% der Wassermenge ungedrosselt abgeleitet. Das Fazit für Regenwassernutzungsanlagen muss daher lauten, dass diese Anlagen aufgrund ihres Systemverhaltens keinen Beitrag zum Hochwasserschutz leisten können.

Ähnliches gilt für Gründächer. Auch hier sind die Speicher relativ schnell gefüllt (gesättigt). Da während des Ereignisses aufgrund der geringen Verdunstung im Winter keine signifikante Entleerung des Speichers erfolgt, fließen die Zuflüsse ungedrosselt durch die Anlage hindurch.

5.11.2 Maßnahmenvergleich: Schadstoffreduktion

Ein genereller Vergleich des Schadstoffreduktionsvermögens verschiedener Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen ist schwierig.

Zum einen müssen - ähnlich der Wirkungen auf den Wasserhaushalt - verschiedene Bezugszeiträume betrachtet werden. Manche Schadstoffe wirken im Bereich von Stunden (z. B. NH_3 oder NH_4), andere im Bereich von Monaten oder Jahren (z. B. Schwermetalle). In Tab. 9 auf Seite 87 wurde bereits auf dieses unterschiedliche ökologische Gefährdungspotenzial hingewiesen. So hat der mittlere jährliche Wirkungsgrad einer Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahme bezogen auf den Parameter NH_4 wenig Aussagekraft. In Bezug auf Schwermetalle ist der mittlere jährliche Wirkungsgrad dagegen die maßgebende Größe.

Ein Mischwasserüberlauf ($r_{\text{krit}}=20$ l/(s ha)), der z. B. nur ca. 10 mal im Jahr anspringt, weist einen mittleren Wirkungsgrad von über 90% auf; die verbleibenden 3-4 Entlastungsereignisse im Jahr könnten jedoch bereits zu schwerwiegenden Beeinträchtigungen der Gewässerqualität führen.

Des Weiteren ist der Schadstoffpfad bis zum Ende zu verfolgen. Beim Mischwasserüberlauf beispielsweise werden die nicht abgeschlagenen Schadstoffe zur Kläranlage geleitet. Auch dort wird nur ein Teil der Schadstoffe entfernt. Außerdem müssen die Schadstoffe mit dem Klärschlamm entsorgt werden. Wird dieser auf Ackerflächen ausgebracht, so können die Schadstoffe über diesen Pfad letztendlich teilweise wieder in ein Gewässer gelangen. Gleiches gilt für Versickerungsanlagen oder andere dezentrale Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen. Bezogen auf das Kanalnetz oder die direkte Einleitung in Fließgewässer weisen diese Maßnahmen eine Schadstoffreduktion von 100% auf. Die Stoffe sind damit aber natürlich nicht dem System entzogen, sondern werden im Boden der Versickerungsanlage festgelegt oder ins Grundwasser transportiert.

Ein Maßnahmenvergleich kann deshalb nur im Kontext des Gesamtsystems vorgenommen werden. Für einen derartigen Vergleich sind allerdings Kenntnisse über die Wirkungsweise der einzelnen Maßnahmen erforderlich. In diesem Sinne sind die nachfolgenden Abbildungen als eine Zusammenstellung der Wirkungen zu verstehen, nicht als genereller Maßnahmenvergleich.

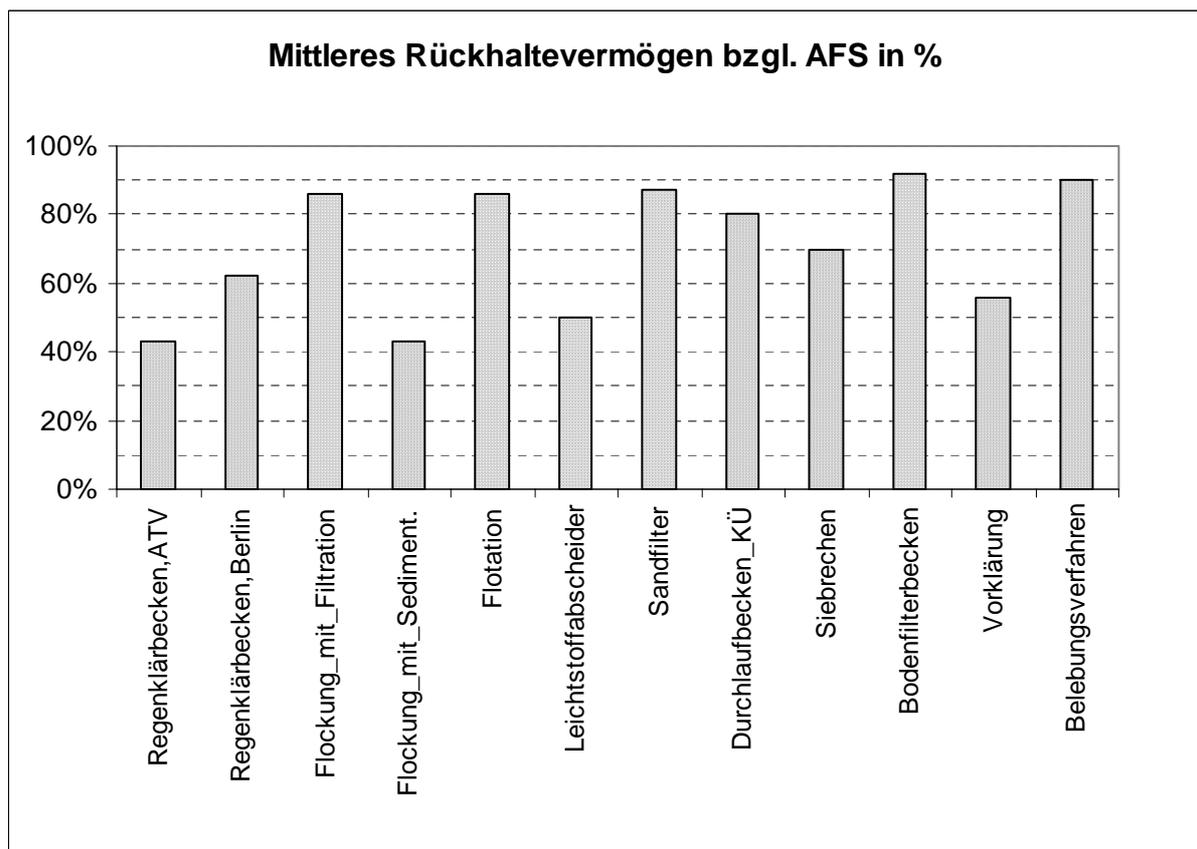


Abb. 57: Mittleres Rückhaltevermögen verschiedener Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen hinsichtlich Abfiltrierbarer Stoffe (AFS)

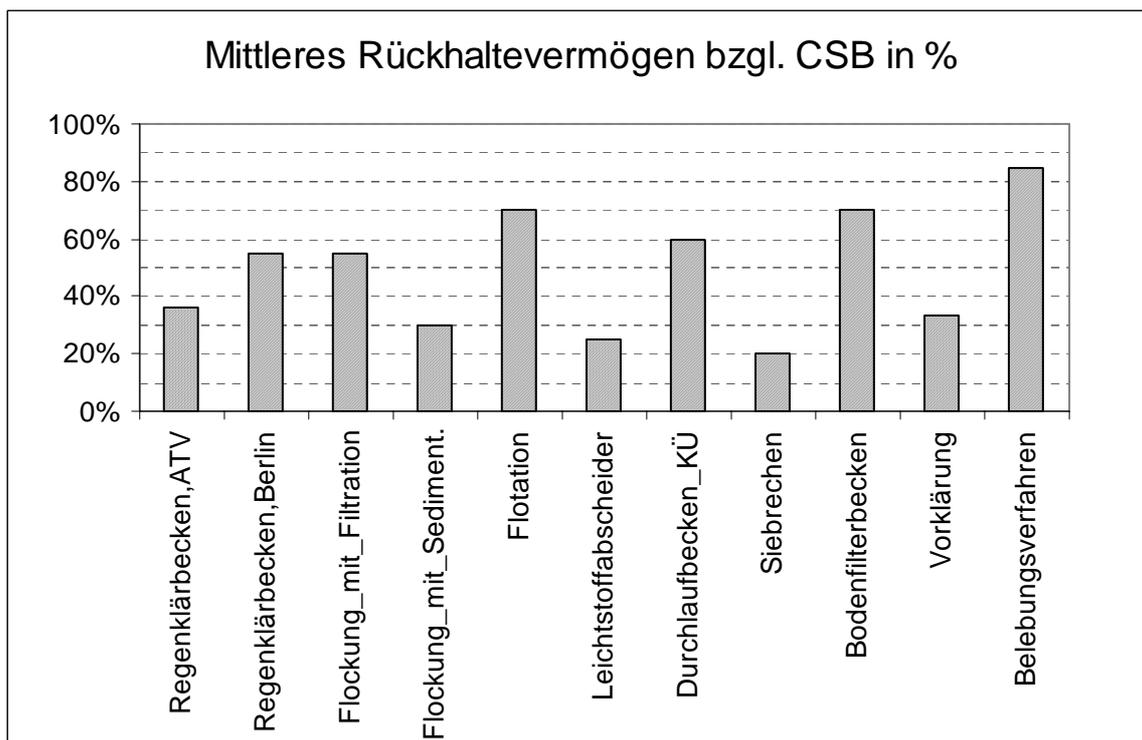


Abb. 58: Mittleres Rückhaltevermögen verschiedener Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen hinsichtlich des CSB

5.11.3 Maßnahmenvergleich: Flächenbedarf

Insbesondere gegen Versickerungsmaßnahmen wird oft der Einwand erhoben, die erforderliche Fläche stände nicht zur Verfügung. Dabei wird übersehen, dass auch andere Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen einen nicht unerheblichen Flächenbedarf aufweisen.

Tab. 34 zeigt den Flächenbedarf verschiedener Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen im Vergleich. Es wird deutlich, dass der Flächenbedarf zentraler Anlagen - bei gleichen Randbedingungen - durchaus die gleiche Größenordnung aufweist, wie der Flächenanspruch dezentraler Maßnahmen. Die Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen mit dem geringsten Flächenbedarf sind eindeutig die Maßnahmen, bei denen eine Abflussvermeidung direkt am Ort des Niederschlagsanfalls durchgeführt wird. Dazu gehören durchlässige Pflasterungen und Gründächer.

Aus dem Flächenbedarf einer Maßnahme lassen sich allerdings nicht direkt die resultierenden Kosten ableiten. Beispielsweise fällt der Flächenbedarf einer Kanalisation i. d. R. nicht ins Gewicht, da der öffentliche Raum unterhalb einer Straße nicht anderweitig genutzt werden kann. Bei Versickerungsanlagen ist für die in Anspruch genommene Fläche keine Bebaubarkeit mehr gegeben, dennoch sind anderweitige Nutzungen (Grünfläche, Spielfläche, etc.) möglich. Das gleiche gilt für offene Regenrückhaltebecken mit entsprechender Gestaltung. Bei technischen (Beton-)Bauwerken muss die erforderliche Fläche dagegen vom Betreiber erworben werden und entfällt i. d. R. für eine anderweitige Nutzung. Im Innenstadtbereich können dadurch erhebliche Kosten entstehen.

Tab. 34: Flächenbedarf verschiedener Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen

Maßnahme	Flächenbedarf [m ² /ha _{red}]
Flächenversickerung	5.000
Muldenversickerung	2.000
Rigolenversickerung	1.200
Mulden-Rigolen-Elemente, unvernetzt	1.000
RHB, Erdbauweise(300m ³ /ha)	700
Kanalisation	450
Regenwassernutzung	400
Gräben	300
Schachtversickerung	100
Sandfilter	100
Bodenfilter	100
RHB, Betonbauweise(100m ³ /ha)	50
Regenklärbecken(Berlin)	27
Stauraumkanal	15
Mischwasserüberlaufbecken	10
Leichtstoffabscheider	5
Chem.-phys. Verfahren	5
RW-Behandlung auf der Kläranlage	4
Siebrechen	2
"Durchlässige" Pflasterungen	0
Extensive Dachbegrünung	0
Intensive Dachbegrünung	0
Kanalstauraumbewirtschaftung	0

Auswirkungen auf die Eingriffs-Ausgleichs-Bilanzierung

Ein besonderer Aspekt bei der Betrachtung des Flächenbedarfes verschiedener Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen sind die Auswirkungen auf die Eingriffs-Ausgleichs-Bilanzierung, die im Rahmen der B-Plan bzw. Grünordnungsplanbearbeitung vorgenommen wird.

Nach dem Berliner Naturschutzgesetz (§14) sind Abgrabungen >2,0 m oder 300 m² Fläche als Eingriff zu werten. Dies trifft für zentrale Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen in aller Regel zu, so dass für diese Anlagen prinzipiell ein Ausgleich erforderlich ist. Eine Abdichtung der Becken, sei es um die Versickerung zu unterbinden oder das Einströmen von Grund/Schichtenwasser zu verhindern, verschärft den Eingriff (in das Schutzgut Boden). Derartige Eingriffe bedürfen Ausgleichsmaßnahmen, die wiederum in einem Flächenbedarf und damit entsprechenden Kosten resultieren. Dezentrale Maßnahmen sind von diesen Regelungen nicht betroffen, da sie flacher, kleiner und nicht gedichtet sind. In mehreren Projekten wurden dezentrale Versickerungsmaßnahmen sogar als Ausgleichs-

maßnahmen anerkannt. Im Zuge eines Variantenvergleichs z. B. für ein Gewerbegebiete sollten diese Aspekte unbedingt berücksichtigt werden. Die finanziellen Konsequenzen durch die Eingriffs-Ausgleichs-Bilanzierung können Unterschiede in den Investitionskosten bei weitem übersteigen.

5.11.4 Maßnahmenvergleich: Kosten

In den vorangegangenen Kapiteln wurden die Kosten (Investitions- und Betriebskosten) für verschiedene Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen ermittelt. Außerdem wurde die mittlere Nutzungsdauer angegeben. Aus diesen Größen können in Anlehnung an die LAWA-Leitlinien zur Kostenvergleichsrechnung die Jahreskosten für die einzelnen Maßnahmen berechnet werden. Die Jahreskosten ermöglichen einen Vergleich unter Berücksichtigung der Nutzungsdauer der Maßnahmen.

Grundlage für die Berechnung der Jahreskosten ist ein mittlerer Zinssatz. Entsprechend den Empfehlungen der LAWA wurde ein inflationsbereinigter, langfristiger Zinssatz von 3% p.a. zugrunde gelegt.

Abb. 59 zeigt die sehr unterschiedlichen Jahreskosten einzelner Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen in Bezug auf die angeschlossene, befestigte Fläche ($\text{DM}/\text{m}^2_{\text{red}}/\text{a}$). Deutlich werden die relativ hohen Kosten für die Regenwassernutzung und Dachbegrünungen. Auch einige Regenwasserbehandlungsmaßnahmen (Sandfilter, chemische Fällung) weisen hohe spezifische Kosten auf. Dezentrale Versickerungsanlagen sind dagegen relativ preiswert. Die mittleren Jahreskosten für Kanalisationen und Mulden-Rigolen-Systeme sind im Mittelfeld (ca. $2 \text{ DM}/\text{m}^2_{\text{red}}/\text{a}$) angesiedelt.

Aus der Gegenüberstellung der Jahreskosten die „optimale“ Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahme ablesen zu können ist nicht möglich. Die Angaben über die Jahreskosten sind immer im Zusammenhang mit der Leistungsfähigkeit (Reinigung, Wirkung auf den Wasserhaushalt) zu sehen. Auch der Flächenbedarf muss einkalkuliert werden.

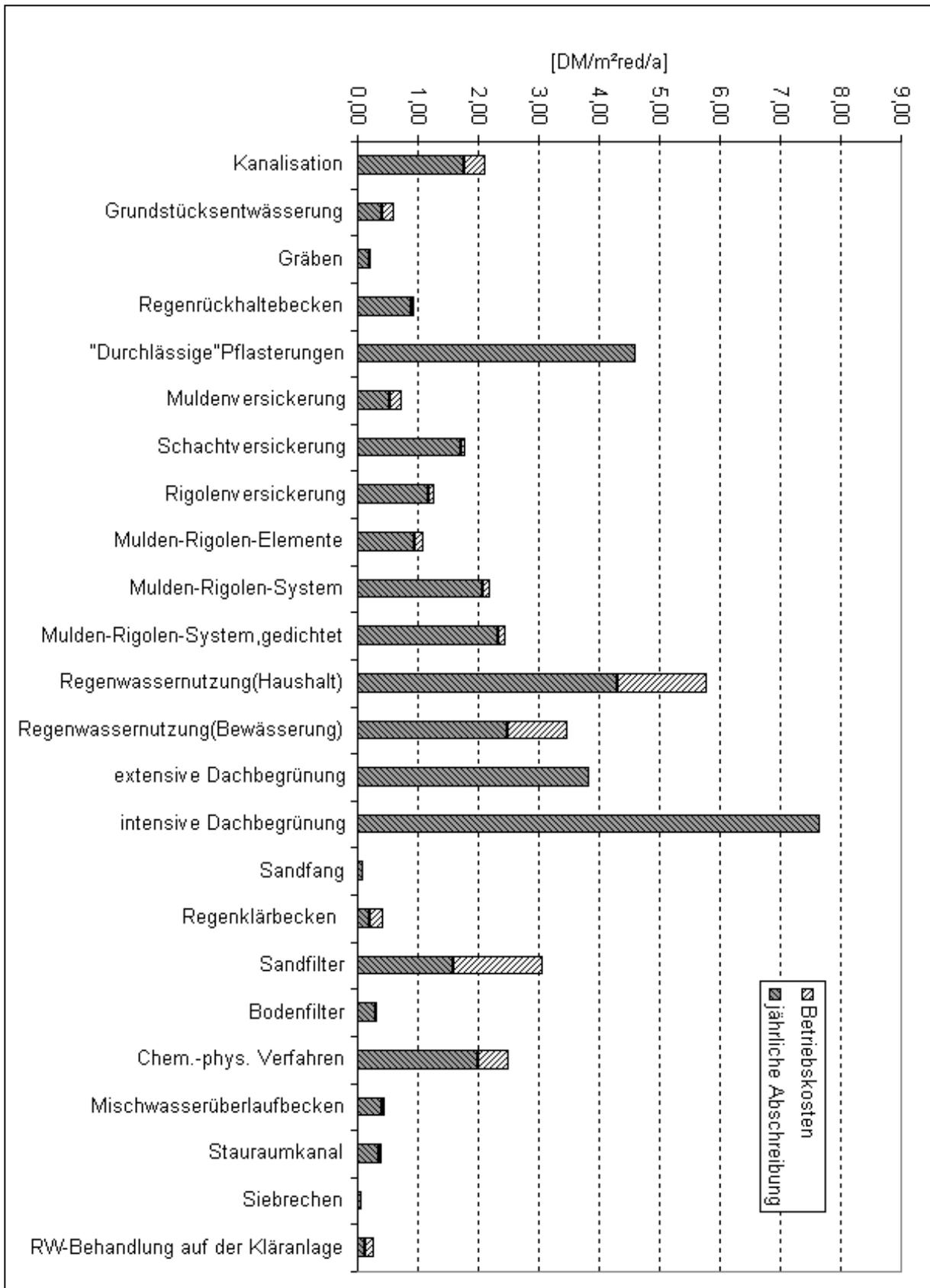


Abb. 59: Gegenüberstellung der Jahreskosten verschiedener Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen

6 Lokale Randbedingungen

6.1 Überblick

Im vorangegangenen Kapitel „Maßnahmenkatalog“ wurde deutlich, dass die vorzugsweise Anwendung eines bestimmten Regenwasserbewirtschaftungsverfahrens entscheidend von den örtlichen Bedingungen abhängt. Z. B. bestimmt die Wasserdurchlässigkeit des Bodens (k_f -Wert) die Wahl des Versickerungsverfahrens. Folglich müssen für eine Generellen Bewirtschaftungsplan Regenwasser die k_f -Werte flächendeckend für das Untersuchungsgebiet erhoben werden. Diese scheinbar nahe liegende Teilaufgabe ist aber i. d. R. nicht Bestandteil eines Generalentwässerungsplans. Selbstverständlich wird die klassische Datengrundlage, die für die Bearbeitung eines GEPs erforderlich war, auch für einen GBPR benötigt. Dazu zählen Größe und Art der versiegelten Flächen, Anschlussgrade an die Kanalisation, Gefälleverhältnisse, Kanalbestand, Sonderbauwerke, etc.

Um die Realisierungspotenziale insbesondere für dezentrale Maßnahmen beurteilen zu können, sind weitere Daten erforderlich. Hierzu zählen z. B. Parameter, die im Zusammenhang mit der Versickerungsmöglichkeit auf einer Fläche stehen: k_f -Werte des anstehenden Bodens, Grundwasserflurabstände, Trinkwasserschutzzonen, Altlastenverdachtsflächen, etc. Neben diesen eher natürlichen Randbedingungen sind auch Faktoren der Stadtstruktur maßgebend. Die Grundflächenzahl GRZ, vorhandene Haustechnik, Neigung der Dachflächen zum Garten oder zur Straße oder die Anzahl der erforderlichen Kfz-Stellplätze im öffentlichen Raum entscheiden mit darüber, ob dezentrale Maßnahmen wie z. B. die Regenwasserversickerung oder -nutzung möglich sind. Auch die Verschmutzung der Niederschlagsabflüsse ist ein wichtiges Kriterium. Weitere Daten sind für die Beurteilung der Möglichkeiten einer Regenwasserbewirtschaftung im außerörtlichen Bereich erforderlich, insbesondere Gewässerdaten und Informationen über die Landnutzung.

In diesem Kapitel werden die zu berücksichtigenden Randbedingungen und damit der Datenbedarf für einen GBPR aufgeführt. Dabei werden die Faktoren in naturräumliche, entwässerungstechnische, qualitative Faktoren, Flächennutzungsfaktoren sowie nicht räumliche Faktoren gegliedert. Diese Gliederung hat keine tiefergehende Bedeutung. Sie dient einzig der besseren Strukturierung. Außerdem wird in diesem Abschnitt über Erfahrungen mit der Verfügbarkeit (digitaler) Daten bzw. den Erhebungsaufwand berichtet.

6.2 Naturräumliche Faktoren

6.2.1 Klimatische Verhältnisse

Die örtlichen Niederschlagsverhältnisse stellen als abflussverursachende Größe eine wichtige lokale Randbedingung für die Generelle Planung von Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen dar. Aber auch andere klimatische Größen, wie z. B. die Verdunstung oder der Temperaturverlauf, können ein Regenwasserbewirtschaftungssystem maßgeblich beeinflussen. Im globalen Vergleich hat Deutschland sicherlich recht einheitliche klimatische Verhältnisse und ist generell dem wechselfeuchten Klima zuzuordnen. Dennoch bestehen auch innerhalb von Deutschland signifikante Unterschiede die selbstverständlich bei einer Regenwasserbewirtschaftungsplanung berücksichtigt werden müssen.

Niederschlagsdaten

Die klassischen Bemessungsverfahren der Stadtentwässerung basieren auf dem Lastfallprinzip (s. Abschnitt 4.4.1.2), bei dem statistische Auswertungen bereits an den Niederschlagsdaten vorgenommen werden. Derartige Auswertungen liegen z. B. in Form der Regenspenden nach Reinhold [ATV-A118] oder mit dem KOSTRA-Atlas [DWD, 1997] flächendeckend für die Bundesrepublik vor. Einen sehr umfassenden Überblick über Messung und Auswertung von Niederschlägen gibt VERWORN [1998].

Mit der Einführung des Nachweisprinzips, z. B. für den Überstaunachweis in Kanalisationen, Schmutzfrachtberechnungen in Mischsystemen oder Gewässergütesimulationen, besteht zusätzlich der Bedarf an langjährigen Niederschlagsaufzeichnungen. Die Niederschlagsreihen werden als Kontinuum oder aufbereitet in Form von Starkregenserien verwendet. Über die Verwendung für simulationstechnische Berechnungen hinaus besteht Bedarf an Niederschlagsdaten für die Kalibrierung von Modellen. Da hier i. d. R. einige wenige Einzelereignisse ausreichen, die zudem mit den ebenfalls durchzuführenden Abflussmessungen korrespondieren müssen, können eigene Messungen sinnvoll sein.

Ein weiterer Einsatzbereich von Niederschlagsdaten besteht bei der Echtzeit-Abflusssteuerung (Real-Time-Control) bzw. bei der Abflussvorhersage. Alternativ zur Messung der Niederschläge vom Boden aus (z. B. nach dem Wippen- oder Schwimmerprinzip) kann hierfür der Einsatz von Radarmessungen sinnvoll sein. Im Gegensatz zu Bodenmessungen, die immer Punktmessungen darstellen, kann mit Radarmessungen auch die räumliche Verteilung der Niederschläge erfasst werden [VERWORN, SEMKE, 1991].

Die Berücksichtigung der räumlichen Verteilungen des Niederschlags sollte bei großen Einzugsgebieten (>25 km² [ATV/DVWK, 1985]) ohnehin erfolgen. Für die Ermittlung des sogenannten Gebietsniederschlags existieren verschiedene Verfahren, die letztendlich aber alle auf einer Gewichtung der Punktmessungen beruhen [VERWORN, 1998]. Bei einer geringen Dichte der Punktmessungen muss darüber hinaus eine Abminderung der Niederschlagsmessungen in Erwägung gezogen werden [ATV/DVWK, 1985].

Verdunstung

Bei einer Kanalnetzberechnung spielt die Verdunstung eine untergeordnete Rolle und wird zumindest bei den einfachen Bemessungsverfahren nach A117, A118 oder A128 nicht berücksichtigt. Auch bei der *Dimensionierung* von dezentralen Versickerungsmaßnahmen kann die Verdunstung vernachlässigt werden, zumindest solange die Entleerungszeiten nicht zu lang werden. Die mittlere Verdunstung beträgt in Deutschland ca. 500 mm/a. Selbst die max. Verdunstungsrate im Hochsommer ist mit ca. 5 mm/d so gering, das Regenwasserspeicher nicht durch Verdunstung alleine entleert werden können. Die Entleerung eines 30 cm tief eingestauten Speichers (z. B. eine Versickerungsmulde), ausschließlich durch Verdunstung würde ca. 60 Tage benötigen.

Bei Anlagen mit Dauerstau (Teiche, Regenrückhaltebecken) oder Gründächern ist eine Berücksichtigung der Verdunstung auch bei der Bemessung angebracht. Allerdings nicht so sehr bei der Ermittlung des erforderlichen Retentionsvolumens - hier können allenfalls kleine Einsparungen erzielt werden – sondern bei dem Lastfall Trockenfallen [ITWH, 1995]. So können 4 Wochen Trockenzeit im Sommer eine Gesamtverdunstungshöhe von ca. 200 mm bewirken, die bei flachen Teichen schon zu Schäden führen, bzw. hohe Kosten bei der Trinkwassernachspeisung erzeugen können. Bei der Berechnung von Wasserbilanzen kann die Verdunstung generell nicht vernachlässigt werden.

Anforderungen an die Datenbeschaffenheit

Die erforderliche Länge der Niederschlagsreihen hängt im wesentlichen davon ab, für welche Wiederkehrzeiten Aussagen getroffen werden sollen [VERWORN, 1998]. Für typische Fragestellungen in der Siedlungswasserwirtschaft sind meist Zeiträume von 10-30 Jahren erforderlich. Als zeitliche Auflösung sollten die beim DWD üblicherweise - zumindest für größere Städte - vorhandenen 5 Minuten-Intervalle verwendet werden. Tageswerte der Niederschläge sind für siedlungswasserwirtschaftliche Fragestellungen aufgrund der großen Dynamik auf keinen Fall ausreichend.

Für die Verdunstung reichen größere Intervalle (Stunden- oder Tageswerte).

Datenquellen

Bemessungsregen gemäß den Reinhold'schen Regenspendelinien können den gängigen Standardwerken [IMHOFF, 1993] oder dem ATV-Arbeitsblatt A118 entnommen werden. Statistische Auswertungen der Daten des DWD liegen mit dem KOSTRA-Atlas [DWD, 1997] vor. Alternativ besteht die Möglichkeit, gemessene Niederschlagsreihen statistisch selbst auszuwerten (z. B. mit dem Programmpaket ITWH-DRA [ITWH, 1994]) oder z. B. vom deutschen Wetterdienst (DWD) in Form eines hydro-meteorologischen Gutachtens auswerten zu lassen.

Langjährige Niederschlagsreihen können vom DWD bezogen werden, sofern keine eigenen Messungen vorliegen (z. B. durch den Verband oder den Kanalnetzbetreiber). Leider sind

die Kosten für Niederschlagsreihen beim DWD recht hoch (ca. 10.000 DM für eine 10-jährige Niederschlagsaufzeichnung in 5 Minuten-Intervallen). Für einzelne Planungen stellen derartige Beträge oftmals ein unüberwindbares Problem dar, bei der Erstellung einer Generellen Planung relativieren sich diese Kosten jedoch. Die Daten im Zuge der Bearbeitung eines GBPR zu erheben, ist aufgrund der Länge des Zeitraumes nicht möglich.

Verdunstungszeitreihen können ebenfalls über den Deutschen Wetterdienst bezogen werden. Die Kosten sind allerdings, analog zu den Niederschlagsdaten, recht hoch. Eine andere Möglichkeit besteht in der Verwendung synthetischer Verdunstungsreihen, die aus der jährlichen Verdunstungshöhe generiert werden. Aufgrund der relativ geringen Dynamik der Verdunstung (im Vergleich zum Niederschlag) und der eher langfristigen Relevanz ist dies i.a. ein akzeptabler Weg. Die mittlere jährliche Verdunstung kann z. B. dem „Hydrologischen Atlas von Deutschland (HAD)“ [HAD, 1999] entnommen werden. Eine digitale Version des HAD mit der Möglichkeit des Datenabrufs aus dem Internet ist bei der Bundesanstalt für Gewässerkunde in Vorbereitung.

6.2.2 Topografie

Geländeformation

Eine Veränderung der natürlichen Geländebeziehungen ist, wenn überhaupt, nur in sehr geringem Umfang und dann möglichst in Verbindung mit einem vernünftigen Bodenmanagement möglich. In der Regel liefern die natürlichen Geländebeziehungen, insbesondere die Tiefpunkte, die wichtigsten Zwangspunkte bei einer Entwässerungsplanung. Auch dezentrale Regenwasserbewirtschaftungskonzepte sind daran gebunden, sobald eine - und sei es auch nur anteilige - Ableitung von Regenwasser erfolgt. Dieses eigentlich triviale Erkenntnis kann in der Praxis durchaus zum Problem werden, wenn Konflikte in der Flächennutzung entstehen. Befindet sich am natürlichen Geländetiefpunkt beispielsweise ein wertvolles Biotop, so wird diese Fläche im Zuge der Erstellung eines Bebauungsplans oder Grünordnungsplanes von einer wasserwirtschaftlichen Nutzung ausgenommen. Da diese Pläne meist ohne Beteiligung spezieller Entwässerungsplaner von Landschaftsplanern erarbeitet werden, kann eine nicht ausreichende Berücksichtigung der wasserwirtschaftlichen Belange durchaus auftreten und in der nachfolgenden Planung zu Schwierigkeiten führen. Die Forderung nach einer möglichst frühzeitigen Einbindung der Entwässerungsplaner in den Planungsprozess kann nicht oft genug betont werden.

Geländegefälle

Auch die flächige Verteilung des Geländegefälles hat große Auswirkungen auf eine Regenwasserbewirtschaftungsplanung. Ein sehr geringes Gefälle stellt für Kanalisationen eine eher negative Randbedingung dar, da damit große Durchmesser, größere Tiefenlagen und stärkere Ablagerungsprobleme verbunden sind. Für dezentrale Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen, insbesondere oberflächige Versickerungsanlagen, ist dagegen ein flaches Gelände günstiger. Größere Geländeneigungen führen hier zu einem höheren Flächenbedarf (s. Abschnitt 5.4.2).

Hangneigungsmodelle können mit Hilfe Geografischer Informationssysteme aus digitalen Geländemodellen rechnerisch erstellt werden

Einzugsgebietsgrenzen

Einzugsgebietsgrenzen (Wasserscheiden) und Fließrichtungskarten können aus Hangneigungsmodellen generiert werden. Eine weitergehende Anwendung von DGMs ist die GIS-basierte Generierung von Zeitflächenfunktionen als Input für Niederschlags-Abflussmodelle.

Datenquellen

Für Planungen konkreter Baumaßnahmen stehen i. d. R. Vermessungsunterlagen und damit ausreichend genaue Höhenangaben zur Verfügung. Für großräumige Planungen stellen derartige Unterlagen keine sinnvolle Datengrundlage dar, selbst wenn sie ausnahmsweise flächendeckend zur Verfügung stehen. Besser geeignet sind digitale Geländemodelle (DGM), die von den Landesvermessungsämtern in verschiedenen Auflösungen bereitgestellt werden (DGM5, DGM10,...). Eine weitere mögliche Datenquelle sind die in Kanaldatenbanken enthaltenen Schachtdeckelhöhen. Mit geografischen Informationssystemen (GIS) lassen sich diese Rohdaten aufbereiten, darstellen und weiterverarbeiten.

6.2.3 Geologische, hydrogeologische und bodenkundliche Randbedingungen

Bodenkundliche Informationen sind für fast alle Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen in der einen oder anderen Hinsicht von Wichtigkeit. Für die Planung von Versickerungsanlagen sind insbesondere die Wasserdurchlässigkeit aber auch der Grundwasserflurabstand von Bedeutung. Für alle Tiefbaumaßnahmen (Kanäle, Becken, etc.) bestimmen die anstehenden Böden bzw. Gesteine maßgeblich die Baukosten, gleiches gilt für die Grundwasserverhältnisse (Kosten für die Wasserhaltung).

Bodenart, Bodentyp

Die Bodenart (toniger Schluff, schluffiger Sand etc.) ist zusammen mit der Durchlässigkeit und dem Grundwasserflurabstand ein maßgeblicher Faktor für die Beurteilung der Versickerungsmöglichkeiten in einem Planungsgebiet. Daten über die flächenhafte Verteilung der Bodenart können eventuell vorhandenen speziellen Bodenkarten entnommen werden. Diese Karten sind jedoch, zumindest in der Auflösung 1:25.000 bzw. 1:50.000, in der Bundesrepublik nicht flächendeckend verfügbar. Kleinere Maßstäbe (z. B. 1:100.000) sind für siedlungswasserwirtschaftliche Fragestellung nicht ausreichend.

Eine weitere Quelle sind die Karten der Reichsbodenschätzung, die in Deutschland in den dreißiger Jahren im Maßstab 1:5.000 (!) erstellt wurden. Der Informationsgehalt dieser Karten ist sehr hoch, das Alter ist nur dort ein Problem, wo (anthropogene) Einflüsse den Boden verändert haben. Die Reichsbodenschätzung liegt flächendeckend für die Bundesrepublik vor, allerdings nur für die Bereiche, die in den dreißiger Jahren für eine

ackerbauliche Nutzung relevant waren. Die Kernbereiche der Siedlungsgebiete sind in der Karte deshalb ausgespart.

Für die Kernbereiche der Siedlungsflächen stehen i. d. R. Baugrundgutachten in ausreichender Dichte zur Verfügung, so dass die Lücken der Reichsbodenschätzung aufgefüllt werden können. Baugrundgutachten sind generell eine gute Informationsquelle, allerdings ist der Aufwand für Beschaffung und Auswertung für größere Untersuchungsgebiete sehr hoch.

Karten in analoger oder teilweise auch digitaler Form können je nach Bundesland von den Geologischen Landesämtern oder den Umweltämtern bezogen werden. In Nordrhein-Westfalen oder im Saarland liegen beispielsweise flächendeckend digitale Bodeninformationssysteme vor.

Durchlässigkeit

Der k_f -Wert des anstehenden Bodens ist die maßgebende Eingangsgröße bei der Bemessung von Versickerungsanlagen. In den Abschnitten 5.4.2 und 5.4.3 wurde bereits die Abhängigkeit des Flächenbedarfs bzw. Speichervolumens vom k_f -Wert dargestellt.

Karten, die gemessene k_f -Werte darstellen, sind selten verfügbar. Wenn Karten mit k_f -Werten überhaupt vorliegen, basieren sie meist auf einer Einschätzung der Bodenart. Sollten die k_f -Werte nicht vorliegen, kann diese Einschätzung auch selbst durchgeführt werden. Eine Hilfestellung liefert hierbei die bodenkundliche Kartieranleitung, in der verschiedenen Bodenarten bzw. -typen mittlere k_f -Werte oder k_f -Wertebereiche zugeordnet sind.

Bei der Abschätzung der Durchlässigkeit aus Bodenart und -typ ist zu berücksichtigen, dass Böden in Siedlungsgebieten häufig anthropogen verändert sind. Im Bereich von Aufschüttungen kann der k_f -Wert deutlich höher liegen, als die Bodenkarte aussagt. Andererseits können Verdichtungen z. B. infolge von Befahrung mit Baufahrzeugen zu einer Verminderung der Versickerungsfähigkeit um Größenordnungen führen.

Die tatsächliche Versickerungsrate vor Ort kann von diesen theoretisch eingeschätzten Werten abweichen. Andererseits ist eine flächendeckende Messung des k_f -Wertes für größere Planungsgebiete kaum praktikabel. Im Zuge einer großräumigen Planung ist es sicherlich sinnvoll eine erste Einschätzung auf Basis der Bodenkarte durchzuführen und erst im Zuge der konkreten Bauplanung Messungen vorzunehmen.

Die Messung der Wasserdurchlässigkeit des anstehenden Bodens kann durch verschiedene Methoden erfolgen. Eine Möglichkeit ist die labortechnische Bestimmung mit einer Korngrößenanalyse. Dieses Verfahren führt allerdings oftmals zu unrealistischen Werten, da die Lagerung des Bodens nicht in die Ermittlung des k_f -Wertes einfließt. Ein anderes gebräuchliches Verfahren ist der Open-End-Test, mit dem die Durchlässigkeit des wassergesättigten Bodens in situ gemessen wird [STECKER, 1995]. Alternativ bietet sich

das Anlegen einer Schürfgrube von 1m x 1m und Messung des Absinken des Wasserstandes nach Flutung der Grube an. Mit dieser Methode wird die Inhomogenität des Bodens besser berücksichtigt und die Störung des Bodens fällt geringer aus. Das Anlegen einer Schürfgrube von 1m² und einer Tiefe > 1m ist allerdings sehr aufwendig und stellt im freien Gelände ein Problem dar, da die erforderlichen Wassermengen zur Flutung der Grube oft nicht ortsnah zur Verfügung stehen.

Grundwasserflurabstand

Neben der Durchlässigkeit, stellt der Grundwasserflurabstand eine weitere wichtige Randbedingung für die Planung von Versickerungsanlagen aber auch für andere Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen dar. In Kombination mit Bodenart bzw. Bodentyp wird damit maßgeblich die Empfindlichkeit des Grundwasserleiters bestimmt.

Neben dem Grundwasserflurabstand ist auch zu berücksichtigen, ob es sich um „echtes Grundwasser“ oder um sogenanntes „Schichtenwasser“ bzw. „Schwebendes Grundwasser“ handelt, das nur zeit- und bereichsweise auftritt. Dieses ist hinsichtlich seiner Schutzbedürftigkeit anders zu beurteilen als echte Grundwasserleiter. In vielen Fällen kann es wünschenswert sein, das Schichtenwasser gemeinsam mit den aktuell anfallenden Niederschlagsabflüssen zu bewirtschaften, insbesondere dort, wo es zu Problemen in Bezug auf Gebäudevernässungen geführt hat.

Der Grundwasserflurabstand ist weiterhin entscheidend für die Kosten von Kanälen, Regenbecken oder anderen Bauwerken. Hohe Grundwasserstände erfordern u.U. eine aufwendige Wasserhaltung während des Baus, Maßnahmen zur Auftriebssicherung oder eine Abdichtung.

Daten über die örtliche Verteilung der maßgeblichen höchsten Grundwasserstände sind aus eventuell vorhandenen Isohypsen-Karten zu entnehmen. Deren Flurabstände zur Geländeoberkante können durch eine Verschneidung mit einem digitalen Geländemodell (siehe dort) gewonnen werden. Ist keine Isohypsen-Karte vorhanden, muss eine solche gegebenenfalls zunächst aus vorhandenen Punktmessungen der Grundwasserstände (Peilrohre, Baugrunduntersuchungen) hergestellt werden. Für die neuen Bundesländer existieren hydrogeologische Karten im Maßstab 1:50.000.

Sonderfall Bergsenkungen

In Gebieten mit Bergsenkungen sind unterirdische Baumaßnahmen mit besonderen Schwierigkeiten verbunden. Bei der Wahl des Regenwasserbewirtschaftungsverfahrens ist diese Randbedingung zu berücksichtigen.

6.3 Flächennutzungsfaktoren

6.3.1 Einwohnerzahlen, Wasserverbrauch, Schmutzwasseranfall

Aus der Einwohnerzahl und dem einwohnerbezogenen Wasserverbrauch kann der Schmutzwasseranfall in seiner räumlichen Verteilung berücksichtigt werden. Falls verfügbar, kann auch die Verteilung des Wasserverbrauchs direkt berücksichtigt werden.

Information über die Einwohnerverteilung sind mittlerweile in vielen Kommunen digital verfügbar. In Berlin beispielsweise werden die Einwohnerzahlen mit Bezug auf die statistischen Blöcke (ein statistischer Block entspricht in etwa einem Häuserblock) vom statistischen Landesamt registriert und in einer Datenbank verwaltet. Alternativ kann der Flächennutzungsplan herangezogen werden.

6.3.2 Versiegelungsgrad, Flächennutzung

Die klassische Vorgehensweise zur Ermittlung des Kanalabflusses [IMHOFF, 1993], [ATV-A118, 1977], [HOSANG, BISCHOFF, 1993] besteht in der Abschätzung des Anteils der undurchlässigen Fläche am (Teil-)Einzugsgebiet. Die Abschätzung erfolgt über die Einteilung in Bebauungsklassen (z. B. Bauklasse I: dichtbebaut, $\psi_S=0.8$ oder Bauklasse IV: weitläufigbebaut, $\psi_S=0.25-0,46$ [ATV, 1994b]) und die Zuweisung eines Spitzenabflussbeiwertes ψ_S . Oft erfolgt eine Prüfung dieser Werte anhand von Testflächen. Für die Neubemessung von Kanalnetzen ist dieser Weg durchaus praktikabel. Die Vereinbarung bestimmte Spitzenabflüsse schadlos ableiten zu können, ist letztendlich gleichbedeutend mit der Vorgabe von Überstauhäufigkeiten.

Für die Erstellung eines GBPR ist dieser Ansatz aus folgenden Gründen nicht ausreichend:

- für die Berechnung von Wasserbilanzen ist der zeitliche Verlauf der Abflussbildung zu beachten. Konstante Abflussbeiwerte liefern hier falsche Ergebnisse
- bei einer einzugsgebietsweiten Betrachtung haben die unbefestigten Flächen einen sehr großen Einfluss auf das Abflussverhalten
- bei der Berücksichtigung verschiedener Regewasserbewirtschaftungsmaßnahmen im Zuge einer Schmutzfrachtberechnung sind die unterschiedlichen Schadstoffpotenziale der Oberflächen zu berücksichtigen.
- einige Regewasserbewirtschaftungsmaßnahmen (z. B. Dachbegrünungen, Rasengittersteinen oder Regenwassernutzungsanlagen) lassen sich nicht über einen konstanten Abflussbeiwert erfassen

Die Anforderungen an einen GBPR bedingen die detaillierte Erfassung der Flächennutzung, insbesondere die Verteilung verschiedener Belagsarten und des Versiegelungsgrades. Mit Geografischen Informationssystemen (s. Abschnitt 7.5) ist dies auch für große Einzugsgebiete möglich.

Eine digitale Flächennutzungskarte wird vorzugsweise durch Auswertung von Luftbildern erstellt. Dabei sind zahlreiche Aspekte zu berücksichtigen, wie z. B. die Aufnahmetechnik

(Ortho-Fotos, Infrarotaufnahmen), die Auswertung (Entzerrung, Klassifizierung) oder die Jahreszeit bzw. Wetterbedingungen während der Befliegung. Aufgrund der Komplexität dieser Aufgabe ist eine Zusammenarbeit mit Fernerkundungs-Experten ratsam. Die Nutzung von Satellitendaten für siedlungswasserwirtschaftliche Fragestellungen ist aufgrund der relativ geringen Auflösung - im Gegensatz zu großräumigen wasserwirtschaftlichen Fragestellungen – derzeit noch nicht zu empfehlen.

Da diese Flächendaten auch für andere, z. B. stadtplanerische oder verkehrsplanerische Zwecke verwendet werden, liegen sie oftmals schon vor (z. B. als sogenannte digitale Stadtkarte). Auch in der Siedlungswasserwirtschaft finden diese Daten bei der Ermittlung der getrennten Regenwassergebühr (s.u.) einen weiteren Einsatzbereich. Die Kosten für eine einzugsgebietsweite Erhebung der Flächennutzung sind sicherlich hoch (ca. 500 DM/ha für eine photogrammetrische Auswertung von Luftbildern). Durch Ausnutzen der Synergieeffekte und unter Berücksichtigung der Investitionsvolumina, die aus einem GBPR resultieren, relativieren sich diese Kosten jedoch.

Über den derzeitigen Zustand der Flächennutzung hinaus müssen auch zukünftige Planungen (Neubaugebiete) in die Erstellung eines GBPR einfließen. Hierfür können der Flächennutzungsplan und bestehende Bebauungspläne herangezogen werden.

Außerhalb des Siedlungsbereichs liegende Teilflächen des Einzugsgebietes müssen ebenfalls berücksichtigt werden. Sind diese Flächen sehr umfangreich, bieten sich Satellitendaten als Quelle für die Landnutzung an [SCHUMANN, 1998]. Für die Interpretation dieser (Roh-)Daten ist allerdings umfangreiche Erfahrung erforderlich. Alternativ stehen mittlerweile verschiedene Informationssysteme mit fertig aufbereiteten Landnutzungsdaten (ATKIS, Umweltinformationssysteme, Forst-Kataster, RHEIN-GIS, etc.) zur Verfügung.

6.3.3 Kanalisierungsgrad

Neben der Verteilung der verschiedenen Flächenarten und damit des Versiegelungsgrades ist der Anschlussgrad der Flächen an die Kanalisation (Kanalisierungsgrad) zu ermitteln. Bei der klassischen Vorgehensweise (s.o.) ist dies nicht erforderlich, da dieser Wert im Spitzenabflussbeiwert enthalten ist, also mitgeschätzt wird.

Der Kanalisierungsgrad ist wichtig für die richtige Einschätzung der Abflüsse im Kanalnetz und in urbanen Gebieten von entscheidender Bedeutung für die Wasserbilanz. GLUGLA et. al. [1999] weisen nach, dass die Grundwasserneubildung in Berlin erst in zweiter Linie vom Ausmaß der Versiegelung und in erster Linie durch den Anschlussgrad an die Kanalisation bestimmt wird. Der Kanalisierungsgrad ist darüber hinaus - wie die versiegelte Fläche - eine Basis für die Berechnung der separaten Regenwassergebühr.

Auch ohne gezielte Flächenabkopplung ist der Kanalisierungsgrad teilweise erheblich kleiner als 100%, wie Untersuchungen in Berlin [SENSUT, 1999b] zeigen. Die Ermittlung kann nicht aus Luftbildern vorgenommen werden, sondern erfordert zumindest für

Musterflächen eine Ortsbegehung. BACH [1997] hat durch umfangreiche Begehungen festgestellt, dass zumindest in Berlin ein Zusammenhang zwischen den Stadtstrukturtypen und dem Kanalisierungsgrad besteht (Tab. 35). Liegen die Stadtstrukturtypen digital vor, was auch aus anderen Gründen (s. Abschnitt 6.3.5) wünschenswert ist, so kann der Kanalisierungsgrad daraus abgeleitet werden.

Tab. 35: Kanalisierungsgrad verschiedener Stadtstrukturtypen in Berlin, aus SENSUT [1999b] nach BACH [1997]:

Stadtstrukturtyp	Kanalisierungsgrad (%)		
	bebaut versiegelter Flächen	Unbebaut versiegelte Flächen	Versiegelte Straßenflächen
Geschlossene Blockbebauung der Gründerzeit mit Seitenflügeln und Hinterhäusern	99	81	94
Geschlossene Blockrandbebauung der Gründerzeit mit geringem Anteil an Seiten- und Hintergebäuden	95	70	91
Geschlossene Blockrandbebauung der Gründerzeit mit massiven Veränderungen	100	76	93
Geschlossene bis offene Blockrand- und Zeilenbebauung der 20er und 30er Jahre	99	45	87
Offene Zeilenbebauung der 50er bis 70er Jahre	98	53	89
Offene, hohe Bebauung der Nachkriegszeit	100	66	92
Geschlossene bis offene Blockrand- oder Zeilenbebauung der 80er u. 90er Jahre	100	63	90
Offene, niedrige Bebauung mit Hausgärten	46	29	77
Offene Villenbebauung mit parkartigen Gärten	68	42	67
Offene Bebauung mit Gärten und halbprivater Umgrünung	61	36	70
Bebauung mit überwiegender Nutzung durch Handel / Dienstleistung	100	88	98
Geringe Bebauung mit überwiegender Nutzung durch Gewerbe / Industrie	92	75	89
Dichte Bebauung mit überwiegender Nutzung durch Gewerbe / Industrie	99	78	92
Nicht oder gering bebaute Grün- und Freiflächen	63	20	81

6.3.4 Datenbasis für die Regenwassergebühr

Als Grundlage für die Erhebung einer separaten Regenwassergebühr, wird i. d. R. grundstücksscharf die versiegelte, angeschlossene Fläche ermittelt [BALKE, RUDOPH, 1997]. Mögliche Verfahren hierzu sind Luftbildauswertungen, Vorort-Kartierungen oder die Einholung von Selbstauskünften.

Die versiegelte, angeschlossene Fläche wird jedoch auch als Eingangsgröße für eine Generelle Planung der Regenwasserbewirtschaftung benötigt. Es bietet sich somit an, auf eine gemeinsame Datengrundlage zurückzugreifen. Datentechnisch kann diese Aufgabe durch Geografische Informationssysteme gelöst werden. Voraussetzung ist die Zuordnung der Grund-/ bzw. Flurstücke zu den entsprechenden Kanalhaltungen. Diese Zuordnung kann weitestgehend automatisiert werden.

Ein weiterer großer Vorteil dieser Vorgehensweise besteht in der ständigen Aktualität der Daten. Das Flächenkataster für die Regenwassergebühr muss zwangsläufig ständig aktuell gehalten werden, z. B. infolge neuer Bauanträge. Ist die Verknüpfung zwischen Grundstück und Haltung einmal erfolgt, steht somit immer eine hervorragende Datenbasis für die Kanalnetzberechnung zur Verfügung. Da notwendigerweise auch Anträge auf Flächenabkopplung verwaltet werden müssen, besteht außerdem die Möglichkeit, den Erfolg von Förderprogrammen für dezentrale Maßnahmen zu verfolgen.

6.3.5 Baustruktur

Dass Kenntnisse über die Baustruktur für die Generelle Planung von Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen erforderlich sind, wurde bereits beim Kanalisierungsgrad deutlich. Eine ähnliche Anwendungsmöglichkeit der Baustrukturdaten besteht bei der Abschätzung von Abkopplungspotenzialen.

In größeren Siedlungsgebieten (z. B. für ganz Berlin) ist es nicht möglich, die Potenziale für eine nachträgliche Umsetzung dezentraler Maßnahmen durch flächendeckende Kartierungen zu bestimmen. Der Aufwand wäre immens. Eine praktikable Möglichkeit, dennoch zu realistischen Szenarien zu gelangen, besteht darin, Zusammenhänge zwischen Abkopplungspotenzialen und verschiedenen Randbedingungen zu ermitteln. Für Berlin wurden dazu im Rahmen mehrerer Projekte ca. 200 Grundstücke begangen und hinsichtlich ihrer Eignung für eine dezentrale Regenwasserbewirtschaftung - insbesondere durch Versickerungsmaßnahmen - begutachtet [SIEKER et al. , 1997; ZIMMERMAN, 1997]. Ähnliche Untersuchungen wurden durch HEBER [1998] für Dortmund und Zwickau durchgeführt.

Durch die detaillierte Untersuchung ausgewählter Testflächen lassen sich Zusammenhänge zwischen Abkopplungspotenzialen und verschiedenen Randbedingungen u. a. auch der Baustruktur und der vorhandenen Haustechnik finden. Insbesondere die Lage der Regenfallrohre (außenliegend, innenliegend, Tiefenlage der Grundleitung) bestimmt maßgeblich, ob eine Abkopplung mit vertretbarem Aufwand möglich ist.

Sind die Zusammenhänge zwischen Abkopplungspotenzial und den bestimmenden Faktoren bekannt, kann mit Geografischen Informationssystemen (s. Abschnitt 7.5) eine Hochrechnung auf das Gesamtgebiet erfolgen. Ergebnis sind Karten mit einem geschätzten Abkopplungspotenzial. Im Kapitel 9 wird die Erstellung einer derartigen Karte am Beispiel der Stadt Chemnitz erläutert.

6.3.6 Flächenkosten

Sind potenzielle Standorte für Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen nicht im Besitz der Kommune bzw. des Betreibers des Kanalnetzes, so fallen Kosten für den Grunderwerb an. Diese Kosten ergeben sich aus dem Flächenbedarf einer Maßnahme und den örtlichen Grundstückspreisen. Als Planungsgrundlage können die Bodenrichtwerte herangezogen werden, die von Gutachterausschüssen in den Landkreisen bzw. Städten ermittelt werden. Teilweise liegen diese Daten digital vor.

6.4 Entwässerungstechnische Faktoren

Eine Generelle Planung von Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen muss zwangsläufig auf dem vorhandenen, gewachsenen Entwässerungssystem aufbauen. An einem Kanalnetz ohne Überlastungen, für das Einleitungsgenehmigungen mit Bestandsschutz vorliegen, werden schon aus Kostengründen keine Veränderungen vorgenommen. Gleichsam sind vorhandene Behandlungsmaßnahmen, die Leistungsfähigkeit der Kläranlage und die Abflussverhältnisse in den natürlichen Gewässern zu berücksichtigen.

6.4.1 Kanalnetz

Haltungsdaten

Im Zuge der Bearbeitung eines GBPR ist die hydraulische Berechnung des Kanalnetzes mit einem Niederschlags-Abfluss-Modell unverzichtbar. Tab. 36 gibt einen Überblick über den Mindestumfang der Daten, die für diese Berechnung erhoben werden müssen.

Tab. 36: Mindestanforderung an die Datenerhebung für die Kanalnetzberechnung

<i>Schächte</i>	<i>Haltungen</i>
<ul style="list-style-type: none"> • Bezeichnung • Koordinaten • Sohlhöhe • Deckelhöhe 	<ul style="list-style-type: none"> • Bezeichnung • Art des Entwässerungssystems (RW/MW) • Obenliegender Schacht • Untenliegender Schacht • Sohlhöhe, obenliegender Schacht • Sohlhöhe, untenliegender Schacht • Haltungslänge • Durchmesser • Rauigkeit (Material)

Für eine Kanalnetzberechnung wären die Schachtkoordinaten eigentlich nicht zwingend erforderlich. Sie sind aber unverzichtbar, wenn die Kanalnetzdaten mit anderen Randbedingungen, z. B. den Bodenkennwerten zur Kostenermittlung oder den Abkopplungspotenzialen zur Erstellung von Bewirtschaftungsszenarien, überlagert werden sollen. Auch zur Visualisierung und Verifizierung der Berechnungsergebnisse größerer

Netze ist eine grafische Darstellung sehr hilfreich. Anforderungen an eine Kanaldatenbank werden im ATV-Arbeitsblatt A145 formuliert (s. Abschnitt 7.5.2).

Sonderbauwerke

Neben den Daten für Schächte und Haltungen sind Abmessungen und sonstige Eigenschaften von Sonderbauwerken, wie z. B. Überläufe, Becken, Wehre, Auslässe oder die verschiedenen Behandlungsmaßnahmen, aufzunehmen.

Zustandsbewertung

Für die Ermittlung von Sanierungsvarianten ist außerdem eine Bewertung des Bauzustandes der Entwässerungssysteme erforderlich. Grundlage der Bewertung sind Kanalinspektionen, die heute meist mit Videokameras durchgeführt werden [ATV 1994b]. Für die Bewertung existieren mehrere Handlungsempfehlungen u.a. das ATV-Arbeitsblatt A149 oder das ISYBAU-Konzept.

Anforderungen an die Datenbeschaffenheit

Für die Berechnung großer Netze kann es erforderlich sein, einzelne Kanalhaltungen zusammenzufassen, um die Rechenzeit in akzeptablen Grenzen zu halten (Grobnetzbildung). Liegt das Kanalnetz noch nicht digital vor, so ist es trotzdem sinnvoll, zuerst das Feinnetz, d. h. alle Haltungen im Detail, zu erheben und dann die Grobnetzbildung vorzunehmen. Damit liegen die Feinnetzdaten für spätere detailliertere Berechnungen vor und decken sich mit den Grundlagen des Grobnetzes. Außerdem ist die Grobnetzbildung so jederzeit nachvollziehbar.

Datenquellen

In vielen Städten liegen die Kanalnetzdaten bereits in Kanaldatenbanken - mit oder ohne geografischem Bezug - vor. Da die Vielfalt der Kanaldatenbanken mittlerweile noch größer ist als die Vielfalt der Berechnungsmodelle, stellt die digitale Übernahme der Daten aber oft ein Problem dar. Bei der Entscheidung für das eine oder andere Softwarepaket sollte daher neben der eigentlichen Funktionalität unbedingt auf die verfügbaren Schnittstellen geachtet werden. Liegen die Kanalnetzdaten nicht digital vor, sind die Daten aus Plänen oder durch Vermessung aufzunehmen. Zusammen mit der Prüfung der Kanalnetzdaten - die auch bei einer digitalen Grundlage angebracht ist - ist dieser Arbeitsschritt erfahrungsgemäß relativ aufwendig.

6.4.2 Teileinzugsgebiete, Haltungsflächen

Die verschiedenen Flächendaten (Versiegelungsgrad, Schmutzwasseranfall, Neigungsklasse, etc.) müssen den einzelnen Entwässerungsmaßnahmen zugeordnet werden. Hierfür ist die Generierung von Haltungsflächen erforderlich. Wie bei der Ermittlung natürlicher Einzugsgebietsgrenzen (Wasserscheiden) können diese Berechnungen auf der Basis von

DGMs bzw. daraus abgeleiteten Fließrichtungskarten und Hangneigungsmodellen durchgeführt werden.

6.4.3 Kläranlage

Wie bereits dargestellt, ist die modelltechnische Berücksichtigung der Kläranlage in Mischsystemen zur Berechnung der Gesamtemission erforderlich. Grundlage für eine Modellierung der Kläranlage sind ein Verfahrensschema, die generellen Daten der Anlage (Abmessungen, Pumpwerksleistungen, Belüftungseinrichtungen, etc.) und Informationen über die Betriebsweise (z.B. Regelung des TS-Gehaltes und der Belüftung)

6.4.4 „Vorfluter“

Bei einem traditionellen GEP wie bei einem GBPR stellen die Abflussverhältnisse in den aufnehmenden Vorflutern eine wichtige Randbedingung für die Planung der Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen dar.

Im Rahmen eines GEP werden die Fließgewässer jedoch meist nicht mitbetrachtet, selbst wenn deren Einzugsgebiete komplett innerhalb der Siedlungsgebiete liegen. Dies liegt oftmals in den unterschiedlichen Zuständigkeiten begründet. Statt dessen geben die zuständigen Wasserbehörden zulässige Einleitmengen vor. Selbst wenn diese Werte aus detaillierten übergeordneten Betrachtungen resultieren, so erfolgt i.a. keine Optimierung unter Berücksichtigung der Bewirtschaftungspotenziale im Einzugsgebiet.

Im Zuge einer einzugsgebietsweiten Betrachtung werden dagegen die Gewässer einschließlich der Einzugsgebiete und den darin vorhandenen Entwässerungssystemen betrachtet. Aus diesem Grunde sind neben den detaillierten Daten über das „technische“ Entwässerungssystem auch detaillierte Information über die Fließgewässer selbst erforderlich. Benötigt werden:

- Querprofile
- Längsschnitte
- Informationen über Rauigkeiten bzw. den Bewuchs oder das Material der Sohle
- Sonderbauwerke wie z. B. Durchlässe, Brücken, Wehre, etc.

Sinnvoll ist die Einbindung dieser Daten in die Kanaldatenbank soweit es die Software unterstützt.

6.5 Qualitative Faktoren

6.5.1 Verschmutzungspotenziale an der Oberfläche

Bei der Planung zentraler Regenwasserbehandlungsmaßnahmen wird derzeit meist auf mittlere Verschmutzungskonzentrationen (in mg/l) im Regen- bzw. Mischwasser zurückgegriffen. Die unterschiedliche Verschmutzung von Abflüssen verschiedener Flächen spielt dabei keine Rolle. Wird die angeschlossene Fläche und das

Verschmutzungspotenzial (in kg/ha/a) als unveränderbar angesehen und ausschließlich über ein Kanalnetz entwässert, so ist diese Betrachtungsweise sicherlich ausreichend.

Berechnungen für ein Mischsystem mit mehreren Überläufen haben allerdings gezeigt, dass die flächendifferenzierte Betrachtung von Verschmutzungspotenzialen im Vergleich zu mittleren Konzentrationen deutliche Abweichungen an einzelnen Überläufen ergeben kann, obwohl die gesamte Emission aller Mischwasserüberläufe relativ konstant ist (Tab. 37, am Beispiel eines Berliner Mischsystems [IPS, 1998]).

Tab. 37: Unterschiedliche Entlastungsfrachten (Simulationsergebnisse) bei differenziertem Schadstoffpotenzial und mittlerer Schadstoffkonzentration bei gleicher Gesamtemission

Regenüberlauf	Entlastungsfracht bei		Abweichung
	differenziertem Schadstoffpotenzial	mittlerer Schad- stoffkonzentration	
	[kg CSB]	[kg CSB]	[%]
RÜ 2	25	18	-27%
RÜ 3	700	720	3%
RÜ 4	668	586	-12%
RÜ 5	2083	1828	-12%
RÜ 6	232	244	5%
RÜ 7	855	1051	23%
RÜ 8	1523	1804	18%
RÜ 9	627	581	-7%
RÜ 10	330	303	-8%
RÜ 11	75	64	-15%
RÜ 12	744	635	-15%
RÜ 13	31	50	62%
Summe	7891	7884	0%

Bei der Planung von dezentralen Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen ist dagegen das Verschmutzungspotenzial an der Oberfläche von Bedeutung. Für Versickerungs- und Regenwassernutzungsanlagen ist dies unmittelbar ersichtlich. Diese Verfahren unterliegen Beschränkungen hinsichtlich der Anwendbarkeit bei stärker verschmutzten Abflüssen.

Wichtig ist das Verschmutzungspotenzial auch im Zusammenhang mit Abkopplungsmaßnahmen. In den allermeisten Fällen kommen für eine Abkopplung eher Dachflächen als z. B. Hauptverkehrsstraßen in Betracht. Beim Parameter CSB ergibt sich dadurch im Mittel eine höhere Konzentration im Mischwasserabfluss. Eine gleichbleibende Schadstoffkonzentration im Regenwasserabfluss würde hier zu ungenauen Ergebnissen führen.

Weiterhin ist eine Unterscheidung verschiedener Schadstoffparameter sinnvoll. Wie bereits im Kapitel Zielgrößen angesprochen, reagieren verschiedene Gewässer unterschiedlich auf

verschiedene Schadstoffe. Genauso unterschiedlich ist aber auch die Herkunft der verschiedenen Schadstoffe. Abflüsse von Hauptverkehrsstraßen weisen beispielsweise hohe Schwermetallkonzentrationen aber teilweise geringe Keimzahlen auf. Bei Abflüssen von Gehwegen ist es genau umgekehrt. Dachflächen weisen in Abhängigkeit des Materials von Dachabdeckung und Regenrinne teilweise sehr hohe Schwermetallkonzentrationen (Zink, Kupfer) auf.

Beide Effekte verstärken die in Tab. 37 dargestellten Abweichungen. Da großräumige Planungen von Regenwasserbewirtschaftungssystemen heutzutage immer aus einer Kombination von vielen Maßnahmen bestehen, sollte eine flächendifferenzierte Betrachtung der Verschmutzungspotenziale vorgenommen werden.

Datenquellen

Messungen der Oberflächenverschmutzungspotenziale sind i. d. R. auch im Zuge großräumiger Planungen nicht machbar. Hier sollte auf mittlere Schadstoffpotenziale für verschiedene Flächen bzw. Baustrukturtypen zurückgegriffen werden. Liegen Flächennutzung oder Baustruktur im GIS digital vor, kann auf relativ einfache Weise eine Zuordnung der Verschmutzungspotenziale vorgenommen werden. Dieses Verfahren ist zumindest nicht ungenauer als die bisherige Vorgehensweise der Verwendung einer mittleren Konzentration.

6.5.2 Trinkwasserschutzgebiete

Ausgewiesene Trinkwasserschutzzonen können, wie auch Altlastenverdachtsflächen, zu Einschränkungen bei der dezentralen Regenwasserbewirtschaftung führen. Innerhalb der Schutzzonen I und II sollte – sofern diese überhaupt in Bestandsflächen der Siedlungsgebiete hineinreichen – eine Versickerung unterbleiben. In der Wasserschutzzone III kann nach den vorliegenden Regelungen und Empfehlungen das Regenwasser versickert werden, sofern es nicht schädlich verunreinigt ist und sofern Oberbodenpassage stattfindet.

Da die Grenzen der Wasserschutzzonen im allgemeinen kartenmäßig festgelegt sind, können diese Daten in die weitere Auswertung ohne weiteres übernommen werden.

6.5.3 Altlasten

Von „Altlasten“ spricht man in Bezug auf Böden, wenn diese durch eine frühere Nutzung, z. B. durch eine industrielle Nutzung, kontaminiert sind. In Bezug auf die Regenwasserbewirtschaftung durch Versickerungsmaßnahmen können kontaminierte Böden ein Ausschluss-Kriterium darstellen, da die Gefahr der Remobilisierung im Boden gebundener Schadstoffe besteht. Zumindest ergeben sich bezüglich bekannter Altlastenflächen oder der Altlastenverdachtsflächen besondere Anforderungen an die Ausführung der Bewirtschaftungsanlagen, z. B. ihrer vorsorglichen Dichtung gegenüber dem Untergrund.

Mit Altlasten behaftete Flächen bzw. Altlastenverdachtsflächen sind in vielen Ortslagen heute punktuell oder in Form von Karten flächendeckend erfasst. Gegebenenfalls müssen

die erforderlichen Daten aus anderen Unterlagen zunächst erfasst und digital aufbereitet werden. Dieses dient dann nicht nur dem Regenwasserkonzept, sondern auch anderen Zwecken z. B. der Absicherung von Baugenehmigungen. Im Ergebnis sollte eine flächen-deckende Altlastenkarte des zu untersuchenden Siedlungsgebietes in digitaler Form vorliegen.

6.6 Nicht räumliche Faktoren

6.6.1 Rechtsvorschriften

Selbstverständlich stellen auch die örtlich geltenden Gesetze (Landeswassergesetze) oder untergesetzliche Verordnungen wichtige Randbedingungen dar. Entwässerungssatzungen sollten dagegen nicht als unveränderbare Randbedingungen angesehen werden. Aus der Bearbeitung eines GBPR können durchaus Vorschläge für Satzungsänderungen resultieren.

6.6.2 Örtliche Preisbasis

Die in Kapitel 5 „Maßnahmenkatalog“ dargestellten Preise für die verschiedenen Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen basieren auf bundesweiten Statistiken, Literaturangaben oder teilweise nur auf Schätzungen. Für eine fundierte Kostenberechnung sollte die örtliche Preisbasis einbezogen werden.

7 Werkzeuge

7.1 Überblick

Mit der Definition der Zielgrößen, einem vielseitigen Maßnahmenkatalog und einer umfassenden Kenntnis der lokalen Randbedingungen liegt die Basis für einen GBPR vor. Die eigentliche Bearbeitung des GBPRs erfolgt mit dem Ziel, eine oder mehrere optimierte Bewirtschaftungsvarianten zu finden, mit der die gewünschten Entwicklungsziele erreicht werden können. Hierzu sind verschiedene ingenieurtechnische Werkzeuge erforderlich, die im Folgenden vorgestellt werden.

Die Auflistung der vielen verschiedenen lokalen Randbedingungen hat gezeigt, wie groß die zu erfassende Datenmenge ist. Für größere Einzugsgebiete ist für die Bewältigung dieser Aufgabe der Einsatz eines Geographischen Informationssystems (GIS) unerlässlich. Über den Einsatzbereich der Datenhaltung (als klassisches Informationssystem) hinaus, bieten sich Geographische Informationssysteme auch als Planungswerkzeuge an. Daten können miteinander verschnitten werden, es kann klassifiziert werden oder es können raumbezogene Berechnungen (z. B. Hangneigungen, Überflutungsflächen) durchgeführt werden.

Einfache Bemessungsverfahren, wie z. B. das Zeitbeiwertverfahren, liefern nach Eingabe der erforderlichen Parameter direkt das gewünschte Ergebnis, z. B. die Kanaldimension. Nach der Einführung einer integralen bzw. immissionsorientierten Betrachtungsweise sind diese Verfahren nicht mehr ausreichend. Vielmehr sind Nachweisverfahren gefordert, bei denen eine Maßnahme modelltechnisch abgebildet und so der Erfolg, d. h. die Veränderung der eigentlichen Zielgröße bewertet wird. Ist der Erfolg unzureichend, muss die Maßnahme iterativ überdacht werden. Es sei angemerkt, dass Bemessungsverfahren bei Neuplanungen weiterhin ihre Berechtigung haben, gewissermaßen als Startwert für die Iteration.

Ein anderes wichtiges Instrument sind messtechnische Erhebungen, z.B. für die Erhebung von Grundlagendaten (Niederschlag) oder die Bewertung des Erfolgs von Bewirtschaftungsmaßnahmen (Gewässergüte), meist in Kombination mit statistischen Verfahren.

Ein weiteres wichtiges Werkzeug sind Methoden der Projektbewertung. Mit einfachen Verfahren wie z.B. der Kostenvergleichsrechnung, können gleichwertige Maßnahmen bewertet werden. Weitergehende Ansätze, wie z.B. die Nutzwert-Analyse erlauben dagegen auch den Vergleich von Maßnahmen, die im Hinblick auf die verschiedenen Zielgrößen unterschiedliches leisten.

7.2 Messtechnik

Messungen werden in vielen unterschiedlichen Bereichen der Siedlungswasserwirtschaft bzw. der Wasserwirtschaft durchgeführt. Beispiele hierfür sind Messungen

- des Niederschlages und anderer klimatologischer Größen
- von Wasserständen oder Abflüssen in Kanalnetzen
- von Stoffkonzentrationen im Kanalnetz oder auf der Kläranlage
- zur Bestimmung der Gewässergüte
- von Grundwasserständen
- von bodenkundlichen Parametern.

Derartige Messungen sind kein Selbstzweck, sondern dienen der zielgerichteten Beobachtung von Zuständen und Prozessen in natürlichen oder technischen Systemen. Anwendungsgebiete sind in Anlehnung an UHL [1993]:

- Erhebung von Grundlagendaten
- Erhebung von Daten für Prozessmodelle zur
 - a) Justierung von Modellparametern
 - b) Verifizierung der Übertragbarkeit von Modellen und Parametersätzen
 - c) Weiterentwicklung von Modellen
- Erhebung von Betriebsdaten für einen effektiven Betrieb
- Daten über den aktuellen Systemzustand für eine Bewirtschaftung
- Emissionskontrolle
- Immissionskontrolle

Auf die verschiedenen Messtechniken, die Probleme (Meßungenauigkeiten) und Kosten von Messungen oder die Anwendungsbereiche im Detail einzugehen, würde den Rahmen dieser Arbeit bei weitem sprengen. Die Literatur zu diesem Themenbereich ist außerordentlich vielseitig. Nachfolgend ist nur eine kleine Auswahl genannt:

- Detaillierte Informationen zur Messung von Niederschlägen finden sich im DVWK-Merkblatt 230 und bei VERWORN [1998].
- UHL [1993] befasst sich allgemein mit der Genauigkeit von Messdaten und deren Analyse und speziell mit der Messung von Wasserständen und Abflüssen.
- Ausführungen über die Messung der Gewässergüte finden sich z. B. bei LAMMERSEN [1997] und SCHÄFER [1995].
- Die Messung von Schadstoffkonzentrationen im Abwasser ist in der Abwasserverordnung (AbwV) und in mehreren DIN-Normen geregelt.

Auf die Messung von bodenkundlichen Parametern wurde in Abschnitt 6.2.3 eingegangen.

7.3 Statistische Verfahren

Die mathematische Statistik dient der zahlenmäßigen Erfassung, Untersuchung und Darstellung von Massendaten [DUDEN, 1998]. Sie kommt insbesondere dann zum Einsatz, wenn es sich bei den Daten ganz oder teilweise um Zufallsdaten handelt, deren Zustandekommen durch deterministische Gesetzmäßigkeiten nicht zu erklären oder zu beschreiben ist. Beide Kriterien sind in der Hydrologie in hohem Maße erfüllt [SIEKER, 1995]. Insofern stellen statistische Verfahren ein unverzichtbares Werkzeug für einen GBPR dar.

Im Zuge der Entwicklung eines GBPR bedürfen Mess- und andere Rohdaten (z. B. Niederschlagsdaten) und bei Anwendung des Nachweisprinzips auch Simulationsergebnisse einer statistischen Auswertung. Die wichtigsten statistischen Methoden sind dabei:

- Eindimensionale Häufigkeitsanalyse
- Zusammenhangsanalyse (z. B. Korrelations- oder Regressionsanalysen)
- Unterschiedsanalyse (z. B. Test- oder Varianzanalysen)
- Zeitreihenanalyse (z. B. Trend- oder Autokorrelationsanalysen)

Eine allgemeine Einführung in die Statistik der Stadthydrologie gibt SIEKER [1995]. Detaillierte Ausführungen zur Niederschlagsstatistik sind bei VERWORN [1998] zu finden.

7.4 Simulationsmodelle

Natürliche und technische System besitzen sehr oft eine Komplexität, die eine Beurteilung der Folgen von Eingriffen oder Änderungen unmöglich macht [OTTERPOHL, 1995]. Auf den Wasser- und Stoffhaushalt von urbanen Einzugsgebieten trifft diese Aussage in besonderem Maße zu. In sich schon sehr komplexe technische Systeme, wie z. B. Kläranlagen oder Mischsysteme beeinflussen noch komplexere Ökosysteme, wie z. B. Fließgewässer oder Seen, in vielfacher Hinsicht. Hinzu kommt die hochgradige Dynamik des Systems. Ein weiterer Grund für den Einsatz von Simulationsmodellen in der Wasserwirtschaft ist die gängige Praxis bzw. Notwendigkeit, Anlagen auf Überschreitungswahrscheinlichkeiten hin zu bemessen. Die Wiederkehrzeit des gewünschten Systemversagens liegt dabei im Bereich von einigen Wochen (Mischwasserentlastungen), einigen Jahren (städtische Kanalnetze) bis hin zu vielen Jahrzehnten (Hochwasserschutz). Die Durchführung von Messungen als Alternative zur Simulation erübrigt sich bei derart langen Zeiträumen. Als Mittel zur Kalibrierung und Verifizierung der Simulation sind Messungen aber dennoch wichtig.

Mathematische Simulationsmodelle können helfen, diese komplexen Zusammenhänge besser zu verstehen. Durch Sensitivitätsanalysen kann die Reaktion des Systems auf die verschiedensten Einflüsse untersucht werden, wodurch das prinzipielle Verständnis der Prozesse verbessert werden kann. Mit Modellrechnungen können außerdem viele verschiedene Varianten durchgespielt werden, deren Test am realen System zu zeitaufwendig, zu teuer oder einfach nicht durchführbar wäre.

In der Praxis wird der Einsatz von Simulationsmodellen dennoch mitunter skeptisch gesehen. Gerade bei komplizierten Sachverhalten sind die Ergebnisse nicht nachzuvollziehen, so dass unerwartete Resultate nicht ohne weiteres akzeptiert werden. Eine gewisse Skepsis gegenüber Simulationsergebnissen ist auch durchaus angebracht. Gerade wenn z. B. die Aufsichtsbehörde die Ergebnisse nicht nachvollziehen kann, ist es möglich, dass ein Fehler übersehen wird oder sogar ein Missbrauch betrieben wird. Diese prinzipielle Gefahr sollte aber nicht dazu führen, dass Modelle nicht angewendet werden, sondern im Gegenteil darin resultieren, dass sie möglichst weit verbreitet werden. Dem Problem der „Black-Box“ lässt sich im übrigen entgegenwirken, indem

- die Modelle an Messdaten kalibriert werden
- Simulationsergebnisse validiert werden. Dies kann z. B. durch einen Vergleich von Simulationsergebnissen mit Messdaten erfolgen, wobei die Unabhängigkeit der Messdaten zu den Kalibrierungsdaten gewahrt sein muss. Zusätzlich sollten zur Validierung eines Modells kann aber auch Plausibilitätsprüfungen (z. B. Kontrollen der Massenbilanz) vorgenommen werden. Einen allgemeinen Überblick über den Prozess der Verifikation, Kalibrierung und Validierung gibt ZIELKE [1999].
- Ergebnisse visualisiert werden, z. B. in geografischen Informationssystemen oder in Form von grafischen Ganglinien anstelle von endlosen Zahlenkolonnen
- Gültigkeitsbereiche von Modellen stärker herausgestellt werden

Simulationsmodelle sind heute in vielen Bereichen der Hydrologie im Einsatz. So kann der Einsatz von Niederschlags-Abfluss-Modellen mittlerweile als Stand der Technik angesehen werden [VERWORN, 1998], Schmutzfracht-, Wasserbilanz- und Grundwassermodelle stehen kurz davor, diesen Status zu erreichen. Kläranlagenmodelle und Gewässergütemodelle sind dagegen - zumindest in Deutschland - vorwiegend im wissenschaftlichen Bereich, bzw. mit wissenschaftlicher Unterstützung im Einsatz [VERWORN, 1998].

Neben dem Einsatzbereich (N-A-, Schmutzfracht-, Gewässergütemodellierung) können Simulationsmodelle nach weiteren Gesichtspunkten kategorisiert werden, z. B.:

- Räumliche Diskretisierung: Modelle können flächendifferenzierte Berechnungen durchführen (distributed models) oder das Prozessverhalten größere Einheiten (Teileinzugsgebiete) zusammenfassend darstellen (lumped models); die Modelle können ein-, zwei-, drei- oder nulldimensional sein
- Deterministische oder stochastische Modelle
- Physikalisch basierte (Prozess)Modelle oder empirische Modelle
- Stationäre/quasi-stationäre/instationäre Modelle

Ziel dieses Kapitels kann nicht sein, die verschiedenen Modellansätze im Detail vorzustellen. Es soll vielmehr der Nachweis erbracht werden, dass die modelltechnischen Werkzeuge, die für eine Abbildung des Wasser- und Stoffhaushaltes eines Einzugsgebietes erforderlich sind, heutzutage zur Verfügung stehen.

7.4.1 Niederschlags-Abfluss-Modelle

Niederschlags-Abfluss-Modelle werden seit vielen Jahren in den verschiedensten Bereichen der Wasserwirtschaft eingesetzt. Typische Anwendungsbereiche sind z. B. Kanalnetz-berechnungen oder Hochwasservorhersagen. I. d. R. besteht ein Niederschlags-Abfluss-Modell aus mehreren Bausteinen, die folgende Teilprozesse abbilden [ATV, 1994b].

Tab. 38: Bausteine eines N-A-Modells

Teilprozess	Funktion
<i>Niederschlagsbelastung</i>	Einlesen der Niederschlagsdaten, Errechnen von Gebietsniederschlägen
<i>Abflussbildung</i>	Berechnung des abflusswirksamen Anteils und der „Verluste“
<i>Abflusskonzentration</i>	Berechnung der Verformung der Abflusswelle zwischen dem Ort des Niederschlags und dem Kanalnetz bzw. Fließgewässer
<i>Abflusstransport</i>	Beschreibung der Abflussprozesse im Kanalnetz bzw. im Fließgewässer (hydrologisch/hydrodynamisch)
<i>Sonderbauwerke</i>	Berechnung von Speicherung oder Abflussverteilung in Sonderbauwerken (z. B. RRB, Wehre, Versickerungsanlagen)

7.4.1.1 Abflussbildung

Die Abflussbildung umfasst die physikalischen Vorgänge, die zur Umwandlung des gefallenen Niederschlages in einen Abfluss von der Oberfläche (abflusswirksamer Niederschlag) führen [ATV A118, 1998]. Der Anteil des Oberflächenabflusses hängt u. a. ab von:

- Art und Größe der Flächenbefestigung
- Geländeneigung
- Regenintensität und Regendauer
- Bodenart und -bewuchs

Der einfachste Abflussbildungsansatz ist die Annahme eines konstanten Abflussbeiwertes. Mit diesem Ansatz wird allerdings die zeitliche Variabilität der Abflussbildung und die Abhängigkeit von Regenintensität und Regendauer nicht berücksichtigt. Auch die Subtraktion eines Schwellenwertes zu Beginn jedes Regenereignisses (Schwellenwertmethode) löst dieses Problem nicht.

Ein Modellbaustein für den Teilprozess der Abflussbildung auf undurchlässigen Flächen sollte deshalb nach VERWORN [1998] folgende Verlustarten in ihrem zeitlichen Verlauf berücksichtigen:

- Benetzungsverluste
- Muldenverluste
- Dauerverluste
- Verdunstungsverluste

Ein Ansatz für undurchlässige Flächen, der diesen Anforderungen entspricht, ist z. B. die Grenzwertmethode nach VERWORN/KENTER [1993].

Bei durchlässigen Flächen ist zusätzlich die Versickerung zu berücksichtigen. PAULSEN [1996] hat die Grenzwertmethode mit dem Infiltrationsansatz von Horton kombiniert und damit einen Ansatz für durchlässige Flächen entwickelt. Eine detaillierte Beschreibung der unterschiedlichen Modellansätze für den Prozess Abflussbildung gibt z. B. ein Arbeitsbericht der ATV-Arbeitsgruppe 1.2.6. „Hydrologie der Stadtentwässerung“ [ATV-AG 1.2.6, 1986].

7.4.1.2 Abflusskonzentration

Der Prozess der *Abflusskonzentration* beschreibt die Entstehung der Zuflussganglinie zum Entwässerungssystem aus dem abflusswirksamen Niederschlag [ATV-AG 1.2.6, 1987]. Für die mathematische Modellierung dieses Vorgangs stehen verschiedene Ansätze zur Verfügung:

- Linearer Einzelspeicher [ATV-AG 1.2.6, 1987],
- Speicherkaskade [PAULSEN, 1984],
- Standard-Einheitsganglinie (Unit Hydrograph), [HARMS, VERWORN, 1984]
- Zeit-Flächen-Funktion [HYDROTEC, 1998]
- Stochastische Modelle [SCHOLZ, 1995]
- Zweidimensionaler, hydraulischer Ansatz nach Saint-Venant (Berechnung der Reibungsverluste nach Manning-Strickler) [DHI, 1995]

Eine generelle Bewertung dieser Ansätze ist nicht sinnvoll. Letztendlich weisen alle Ansätze genügend Freiheitsgrade auf, um eine Anpassung an reale Verhältnisse vornehmen zu können. Voraussetzung ist allerdings, dass die Teilgebiete, für die einer der o.a. Ansätze gewählt wird, nicht zu ungleichförmig oder zu groß sind. Dies ist bei innerstädtischen Betrachtungen i. d. R. der Fall. Für eine Beschreibung der verschiedenen Ansätze wird auf die angegebene Literatur verwiesen.

7.4.1.3 Abflusstransport

Der Baustein *Abflusstransport* beschreibt die Abflussprozesse im Entwässerungssystem, d. h. im Kanalnetz oder im Fließgewässer. Unterschieden werden hydrodynamische und hydrologische Modelle.

Hydrodynamische Modelle

Hydrodynamische Abflusstransport-Modelle basieren auf den Navier-Stokes-Gleichungen bzw. deren vereinfachter, 1-dimensionaler Form, den Saint-Venant-Gleichungen.

Bewegungsgleichung (Impulserhaltung):
$$\frac{1}{g} \cdot \frac{\partial v}{\partial t} + \frac{v}{g} \cdot \frac{\partial v}{\partial x} + \frac{\partial h}{\partial x} = I_S - I_E$$

Kontinuitätsgleichung (Massenerhaltung):
$$\frac{\partial Q}{\partial x} + \frac{\partial A}{\partial t} = 0$$

- mit g: Erdbeschleunigung [m/s²]
 v: Fließgeschwindigkeit [m/s]
 t: Zeitvariable [s]
 x: Ortsvariable [m]
 h: Wassertiefe [m]
 I_S: Sohlgefälle [-]
 I_E: Energieliniengefälle [-]
 Q: Durchfluss [m³/s]
 A: durchflossene Querschnittsfläche [m²]

Die Lösung des Gleichungssystems kann nicht analytisch sondern nur durch numerische Methoden erfolgen. Mögliche Lösungsmethoden sind explizite oder implizite Finite-Differenzen-, Finite-Volumen- oder Charakteristikenverfahren. Beispiele für explizite Differenzenverfahren sind die Modelle EXTRAN [EPA, 1971], HYSTEM-EXTRAN [ITWH, 1996] oder HauSS [JACOBS, 1995]. Das dänische Programm MOUSE ist dagegen ein implizites Finite-Differenzen-Modell [DHI, 1999]. Explizite Verfahren sind im Gegensatz zu impliziten Verfahren an die Einhaltung der Courant-Bedingung als Kriterium für die numerische Stabilität gebunden.

$$\Delta t \leq \frac{\Delta x}{|v| + \sqrt{g \cdot h}}$$

- mit v: Fließgeschwindigkeit [m/s]
 h: Wassertiefe [m]
 g: Erdbeschleunigung [m/s²]
 Δx: örtliche Diskretisierung [m]
 Δt: zeitliche Diskretisierung [s]

Bei Kanalnetzberechnungen können sich aus diesem Kriterium Zeitschritte ergeben, die deutlich kleiner als 1 Sekunde sind. Dadurch steigt die Rechenzeit deutlich an. Implizite Modelle unterliegen dieser Beschränkung nicht, obwohl auch hier der Zeitschritt nicht beliebig groß gewählt werden kann. VERWORN [1998] kommt zu dem Schluss, dass sich die Rechenzeiten zwischen expliziten und impliziten Kanalnetzberechnungsmodellen nicht wesentlich unterscheiden. Eine detaillierte Beschreibung der verschiedenen Lösungsverfahren gibt SCHEFFER [1987].

Im Bereich der Abflusssimulation für größere Fließgewässer kommen in den letzten Jahren auch 2-dimensionale Finite-Element bzw. Finite-Differenz-Modelle zur Anwendung

[ZEMAN, 1999], da insbesondere bei der Ermittlung bzw. Ausweisung von Überschwemmungsflächen die Verteilung der Zustandsgrößen über den Querschnitt von Bedeutung sein kann. Ein Beispiel für ein 2-dimensionales Finite-Differenz-Modell ist das Programm MIKE 21 vom DHI (Danish Hydraulic Institute).

Hydrologische Modelle

Während bei den hydrodynamischen Modellen die beiden Erhaltungsgleichungen des Saint-Venant'schen Differentialgleichungssystems simultan gelöst werden, erfolgt die Berechnung von Bewegungs- und Kontinuitätsgleichung bei den hydrologischen Modellen getrennt voneinander. Zuerst werden die Abflüsse - ähnlich dem Prozess der Abflusskonzentration - durch eine Übertragungsfunktion berechnet, bei der die Kontinuitätsgleichung einzuhalten ist. Gebräuchliche Übertragungsfunktionen sind:

- Speicherkaskade
- Muskingum-Verfahren
- Kalinin-Miljukov-Verfahren

Die Berechnung der Wasserstände erfolgt im Nachgang durch Lösung der Bewegungsgleichung unter der Annahme eines Normalabflusses. Durch die getrennte Berechnung von Bewegungs- und Kontinuitätsgleichung sind hydrologische Modelle prinzipiell nicht in der Lage, Rückstaueffekte korrekt abzubilden. Je mehr die Abflussverhältnisse vom Normalabfluss abweichen, desto mehr verliert die Übertragungsfunktion an Gültigkeit [ATV 1994b]. Eine detaillierte Darstellung der verschiedenen hydrologischen Ansätze gibt VERWORN [1998].

Durch die getrennte Berechnung von Bewegungs- und Kontinuitätsgleichung weisen hydrologische Modelle deutlich geringere Rechenzeiten als hydrodynamische Modelle auf. Dieser Unterschied führt dazu, dass für Langzeitkontinuumssimulationen meist hydrologische Modelle zur Anwendung kommen. Hydrodynamische Modelle ermöglichen dagegen für größere Netze zur Zeit nur eine Langzeitseriensimulation (s. 7.4.1.6).

Beispiele für Niederschlags-Abfluss-Modelle mit hydrologischen Transportbausteinen sind SMUSI (TH-Darmstadt), KOSIM (itwh), NASIM (Hydrotec), HEC-1 (US Army Corps of Engineers) oder das in dieser Arbeit verwendete Programm MURISIM/STORM.

7.4.1.4 Sonderbauwerke

Für die Modellierung der Abflussprozesses in einem Entwässerungssystem sind neben einem der o.a. hydrologischen oder hydrodynamischen Verfahren zur Abflusstransportberechnung auch Bausteine für die Simulation der verschiedenen Sonderbauwerke erforderlich. Benötigt werden Module zur Abflussaufteilung (z. B. Wehre) und Speicherung (z. B. Regenrückhaltebecken). Mit diesen beiden Grundbausteinen lassen sich weitere Sonderbauwerke, z. B. Bodenfilterbecken nachbilden.

7.4.1.5 Berücksichtigung dezentraler Maßnahmen bei der N-A-Modellierung

Bei der Anwendung von dezentralen Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen in großen Einzugsgebieten besteht das Problem, dass die Einzelmaßnahmen aufgrund ihrer Vielzahl nicht im Detail modelltechnisch abgebildet werden können. Während vollkommene Flächenabkopplungen (z. B. durch Mulden ohne Überlauf) noch dadurch modelliert werden können, dass einfach die angeschlossene Fläche des Kanalnetzes verkleinert wird, so würde dieser Ansatz bei Mulden-Rigolen-Systemen, Gründächern oder Zisternen falsche Ergebnisse liefern. Eine Möglichkeit den Einfluss dieser Maßnahmen dennoch zu erfassen, besteht darin, einzelne fiktive Sonderbauwerke zu definieren, deren Wirkung der Summe der Einzelmaßnahmen annähernd entspricht. Diese Vorgehensweise ist jedoch mühselig und außerdem schlecht zu vermitteln, da die fiktiven Sonderbauwerke sehr abstrakt sind.

Eine andere Möglichkeit besteht in einem „flächenneutralen Ansatz“ zur Nachbildung der dezentralen Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen. Dabei wird für jeden Flächentyp (Hochhausbebauung, Einfamilienhaussiedlung, etc.) ein Bewirtschaftungselement, z. B. ein Mulden-Rigolen-Element, entworfen und bemessen. Diese „Einheitselemente“, bemessen für eine bestimmte „Einheitsfläche“, fungieren im erweiterten Modell wie Abflussbildungsansätze. Die Abflüsse aus den „Einheitselementen“ werden mit einem „Flächenfaktor“ multipliziert, so dass sich der tatsächliche Abfluss aus den dezentralen Regenwasserbewirtschaftungselementen in das Entwässerungsnetz ergibt. Der Flächenfaktor ergibt sich aus dem Quotient der Einheitsfläche und der tatsächlich abgekoppelten Fläche.

7.4.1.6 Langzeitkontinuums- und Langzeitseriensimulation

Bereits im Kapitel „Zielgrößen“ wurde darauf hingewiesen, dass gerade bei der Nachrechnung großer bestehender Netze die Verwendung der Zielgröße „Wasserstand“ und die Anwendung des Nachweisprinzips anzustreben ist. Daraus resultiert zwangsläufig die Berücksichtigung einer langjährigen Niederschlagsreihe. Ziel einer Langzeitsimulation ist es, eine langjährige Ganglinie des Abflussgeschehens (Abflüsse, Wasserstände, Schmutzfrachten, etc.) zu erzeugen, die dann statistisch ausgewertet wird.

Eine Langzeitsimulation kann entweder für das gesamte Niederschlagskontinuum, d. h. inkl. der niederschlagsfreien Zeiten erfolgen. In diesem Falle wird von einer Langzeitkontinuumssimulation gesprochen. Alternativ besteht die Möglichkeit vor der Simulation eine Anzahl relevanter Zeiträume herauszufiltern und nur die Ereignisse zu modellieren (Langzeitseriensimulation).

Die Frage, ob eine Kontinuums- oder eine Seriensimulation durchgeführt wird, hängt zum einen von der Aufgabenstellung ab. Geht es „nur“ um die Ermittlung extremer Abflüsse, dann ist eine Seriensimulation ausreichend, da in Trockenzeiten sicherlich keine hohen Abflussspitzen auftreten werden. Der Umfang der berücksichtigten Niederschlagsereignisse bei einer Seriensimulation richtet sich nach der kleinsten Wiederkehrzeit, für die noch Aussagen getroffen werden sollen [VERWORN, 1998]. Besteht innerhalb eines Entwässerungssystems die Gefahr, dass zeitlich vorangegangene

Ereignisse die Abflussgrößen beeinflussen, z. B. bei Regenrückhaltebecken mit längeren Entleerungszeiten, so ist dagegen eine Kontinuumssimulation notwendig. Langjährige Wasserbilanzen können letztendlich nur mittels Kontinuumssimulation errechnet werden.

Die meisten der oben genannten Programme sind in der Lage (teilweise mit Zusatzmodulen) Langzeit- oder Langzeitserien-Simulationen durchzuführen. Der Arbeitsaufwand zur Durchführung einer Langzeit- bzw. Langzeitserien-Simulation ist entgegen mancher Befürchtungen nur unwesentlich größer als die Berechnung für einen einzelnen Modellregen. Teilweise wurde sogar die Erfahrung gemacht, dass die manuelle Suche nach dem richtigen Modellregen aufwendiger ist, als den Rechner 20 oder 30 Jahre simulieren zu lassen. Außerdem lassen sich durch die statistische Auswertung des Abflussverhaltens Erkenntnisse gewinnen, die für die Planung von Sanierungsvarianten von großer Hilfe sein können.

Größtes Hindernis für die Durchführung von Langzeitsimulationen sind eher fehlende Niederschlagsdaten. Regionalisierte Regenreihen - ähnlich den regionalisierten Starkregen im KOSTRA-Atlas - könnten dieses Problem lösen. Derartige Reihen werden z. B. in den Niederlanden eingesetzt.

7.4.2 Wasserhaushaltsmodelle

Niederschlags-Abfluss-Modelle simulieren aus einem gegebenen Niederschlag den zugehörigen (Oberflächen-)Abfluss. Die anderen Komponenten des Wasserhaushaltes - Evapotranspiration, Interflow, Grundwasserneubildung und Grundwasserströmung - werden i.a. nur soweit betrachtet, wie es für die Berechnung der Abflussbildung erforderlich ist. Beispielsweise vernachlässigen Kanalnetzmodelle meist die Prozesse auf den unbefestigten Flächen, da diese i. d. R. nur einen unbedeutenden Anteil am Kanalabfluss liefern. Für die Berechnung von Wasserbilanzen sind derartige Modelle nicht ausreichend.

Wasserhaushaltsmodelle bilden dagegen alle Komponenten des Wasserhaushaltes mit mehr oder weniger komplexen Bausteinen ab. Derartige Modelle müssen auch niederschlagsfreie Zeiten ausreichend genau modellieren können, was von N-A-Modellen nicht unbedingt gefordert wird. Ein Schwerpunkt liegt deshalb auf der Modellierung der ungesättigten Bodenzone, die durch Evapotranspiration und Infiltration maßgeblichen Einfluss auf die Grundwasserneubildung und den Zwischenabfluss (Interflow) hat [OSTROWSKI, 1982].

Beispiele für Wasserhaushaltsmodelle sind die Programme NASIM [HYDROTEC, 1998] oder MIKE-SHE [DHI, 1996]. Beide Modelle beinhalten Komponenten für

- Niederschlag und Schneeschmelze
- Potenzielle Verdunstung
- Interzeption
- Bodenwasserhaushalt
- Oberflächenabfluss
- Gerinneabfluss
- Grundwasser

NASIM beinhaltet außerdem einen Baustein für den Interflow. Beide Modelle erlauben die Berechnung von geschlossenen Wasserbilanzen für Einzelereignisse oder längere Zeiträume. Die Unterschiede liegen in den Modellannahmen für einzelne Bausteine.

MIKE-SHE ist rasterbasiert und kann eher als physikalisch basiertes Modell bezeichnet werden. Der Oberflächenabfluss wird durch eine 2-dimensionale Form der Saint-Venant'schen Gleichungen beschrieben, die ungesättigte Bodenzone durch die Richardson-Gleichung (1D) und die Grundwasserströmung durch ein 3-dimensionales Finite-Differenzenmodell. NASIM ist dagegen ein konzeptionelles Modell, wenngleich die „Konzeption“ natürlich auch einen physikalischen Hintergrund hat. Zentraler Modellbaustein in NASIM ist der nichtlineare Einzelspeicher mit mehreren „Ausgängen“. Alle Komponenten werden letztendlich hierdurch abgebildet.

7.4.3 Schmutzfrachtmodelle

Schmutzfrachtmodelle basieren immer auf Niederschlags-Abfluss-Modellen, berechnen aber darüber hinaus den Abtrag von Schmutzstoffen von der Oberfläche und den Transport im Kanalnetz. Haupteinsatzgebiet ist die Berechnung von Entlastungsfrachten in Mischsystemen. Mit zunehmenden Anforderungen an die Regenwasserbehandlung wird aber auch der Einsatz für Trennsysteme interessant.

Da Mischsysteme relativ häufig entlasten - ca. 40 Mal pro Jahr selbst mit den Regeln der Technik entsprechenden Mischwasserüberlaufbecken -, werden in der Regel Langzeitkontinuumssimulationen mit hydrologischen Abflussmodellen zur Nachweisrechnung durchgeführt. Langzeit-Serien-Simulationen mit hydrodynamischen Modellen müssten sehr viele Ereignisse berücksichtigen, um die gesamte Entlastungsfracht bestimmen zu können (ca. 1000 Ereignisse in 20 Jahren). In den Niederlanden, wo allerdings sehr viel geringere Entlastungshäufigkeiten üblich sind, werden Mischwassernachweise dagegen schon mittels hydrodynamischer Langzeitseriensimulation geführt (s. Abschnitt 3.2). Vorschläge für ein stochastisches hydrologisches Simulationsmodell unterbreitet SCHOLZ [1995].

Die meisten Modelle berechnen die Schmutzfracht nach der Zwei-Komponenten-Methode, d. h. die Schmutzfracht von Trocken- und Regenwetterabfluss werden getrennt ermittelt und im Kanalnetz überlagert. Dadurch kann die Verdünnung des Mischwassers während eines Regenereignisses simuliert werden. I. d. R. werden konstante Konzentrationen bzw. konstante Schmutzfrachtpotenziale [ITWH, 1997] für die verschiedenen Schmutzfrachtparameter angesetzt.

Darüber hinaus existieren Ansätze für die instationäre Simulation der Akkumulation und des Abtrages von Schmutzstoffen sowohl an der Oberfläche (*Schmutzfrachtbildung*) als auch im Kanalnetz (*Schmutzfrachttransport*) und für die Umwandlung von Stoffen im Kanalnetz. Da sich diese Prozesse aufgrund der Komplexität und der Abhängigkeiten von vielen Faktoren nur schwer abbilden lassen, werden diese Ansätze bislang nur im Forschungsbereich angewendet.

Ein weiterer wichtiger Baustein von Schmutzfrachtmodellen sind die Module für die Mischwasserbauwerke. Während einfache Mischwasserüberläufe (RÜ) keine gesonderte Behandlung benötigen - es findet eine reine Aufteilung der Volumenströme statt -, ist bei Mischwasserbecken die Durchmischung des gespeicherten Mischwassers zu berücksichtigen. Insbesondere bei Durchlaufbecken ist darüber hinaus die Absetzwirkung in Bezug auf den Klärüberlauf zu beachten. Einige Modelle (z. B. SMUSI oder das in dieser Arbeit verwendete Modell STORM) beinhalten zusätzlich Bausteine für weitere Mischwasserbehandlungsmaßnahmen wie z. B. Bodenfilterbecken. Um verschiedene Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen miteinander vergleichen zu können, ist die Erweiterung um zusätzliche Komponenten (Siebe, chemische Verfahren, dezentrale Maßnahmen, etc.) erforderlich. Dies sollte jedoch aus modelltechnischer Sicht kein Problem darstellen.

7.4.4 Kläranlagenmodelle

Die mathematische Modellierung von Kläranlagen bzw. einzelnen Kläranlagenbausteinen ist ein ähnlich weites Feld wie die Niederschlags-Abfluss-Modellierung. Kläranlagenmodelle können z. B. eingesetzt werden zur:

- Bemessung von Anlagen
- Design einzelner Anlagenteile (z. B. Nachklärbecken)
- Optimierung von Betriebsprozessen in Verbindung mit einem Steuerungssystem
- Schulung von Betriebspersonal oder zur studentischen Ausbildung
- Untersuchungen von Wechselwirkungen zwischen Kläranlage und Entwässerungssystem

In Bezug auf die Generelle Planung von Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen ist der letztgenannte Einsatzbereich von besonderem Interesse, obwohl auch die anderen Anwendungsbereiche vom Regenwetterzufluss beeinflusst sind.

Dass Kanalnetz, Kläranlage und Gewässer wasserwirtschaftlich eine Einheit bilden ist bekannt. Durch die Zwischenspeicherung von Mischwasser in Fang- oder Durchlaufbecken wird die Kläranlage über längere Zeit hydraulischer stärker belastet und mit geringeren Konzentrationen beschickt als im Trockenwetterfall. Die Betriebsprozesse in der Kläranlage werden dadurch beeinflusst und es kann zum Absinken der Reinigungsleistung kommen. Unter ungünstigen Umständen kann sogar der Fall eintreten, dass die Gesamtemission, d. h. die Summe der Kläranlagen-Ablaufmengen und der Mischwasserentlastungsmengen, aufgrund von Speichermaßnahmen im Kanalnetz ansteigt [DURCHSCHLAG, 1989]. Eine Berücksichtigung dieser Effekte kann durch die dynamische Simulation von Kläranlagen erfolgen [OTTERPOHL, 1995].

Dynamische Kläranlagensimulationsmodelle basieren auf Beschreibungen der reaktionskinetischen Prozesse in den einzelnen Behandlungsstufen *und* den mechanischen Abtrennungsvorgängen (Sedimentation, Filtration). Unter Vorgabe von Zuflussganglinien mit verschiedenen Stoffkonzentrationen - die mit einem Schmutzfrachtmodell berechnet

oder gemessen werden -, kann eine kontinuierliche, dynamische Simulation der Eliminationsvorgänge erfolgen und damit Ablaufganglinien errechnet werden.

Die Reaktionskinetik der biologischen Prozesse wird in den meisten Modellen mit der Monod-Kinetik beschrieben. Das Activated Sludge Model (ASM) No. 1 [HENZE et. al., 1986] war eines der ersten Modelle dieser Art und diente der Beschreibung der reaktionskinetischen Vorgänge im Belebungsbecken. Dieses Modell wurde in den letzten Jahren stetig weiterentwickelt und bildet heute die Grundlage für die meisten kommerziellen Programme.

Das ASM No. 1 benötigt für die Modellierung des Kohlenstoffabbaus sowie der Nitrifikations- und Denitrifikationsprozesse folgende CSB- und Stickstofffraktionierungen.

- CSB (inert gelöste, leicht abbaubare, partikuläre schwer abbaubare, partikuläre nicht abbaubare Fraktionen und Biomasse, s. Abb. 60)
- Stickstoffverbindungen ($\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, gelösten und partikulären N_{org})

Die auf dem ASM No. 1 aufbauenden Modelle berücksichtigen weitere Prozesse und Parameter (z. B. Phosphorverbindungen) und erfordern teilweise eine noch detailliertere Fraktionierung der Abwasserinhaltsstoffe. In der Praxis haben diese komplexen Modelle jedoch keine große Akzeptanz gefunden, da die Bestimmung der erforderlichen Parameter zu aufwendig ist. In der letzten Zeit wird deshalb verstärkt nach Möglichkeiten zur Vereinfachung der Modellbausteine gesucht.

Ein Problem, das besonders bei der Kopplung von Kläranlagenmodellen mit Schmutzfrachtmodellen deutlich wird, ist z. B. die unterschiedliche Fraktionierung des CSB. Schmutzfrachtmodelle arbeiten in der Regel nur mit den Summenparametern BSB_5 und CSB und unterscheiden keine weiteren Fraktionen dieser Parameter. An der Schnittstelle zwischen den Modellen sind deshalb stark vereinfachende Annahmen über die Anteile der verschiedenen Fraktionen zu treffen.

Heute stehen verschiedene kommerzielle Programme für die dynamische Kläranlagenmodellierung zur Verfügung, finden allerdings in der bundesdeutschen Planungspraxis noch wenig Verwendung. Beispiele sind die Programme PROSIM (BWB), SIMBA (ifak), GESIM (Itwh), STOAT (WRc, Großbritannien) oder GPS-X (Hydromantis, Canada). Diese Programme haben Schnittstellen zu Kanalnetzmodellen und sind teilweise in der Lage Langzeitkontinuumssimulationen durchzuführen.

7.4.5 Gewässergütemodelle

Die Einführung der Zielgröße Gewässerqualität und die Anwendung des Immissionsprinzips führt zwangsläufig zur Anwendung von Gewässergütemodellen. Nur durch eine Modellierung kann im voraus abgeschätzt werden, ob bestimmte Maßnahmen in der Lage sind die gestellten Ziele auch zu erreichen.

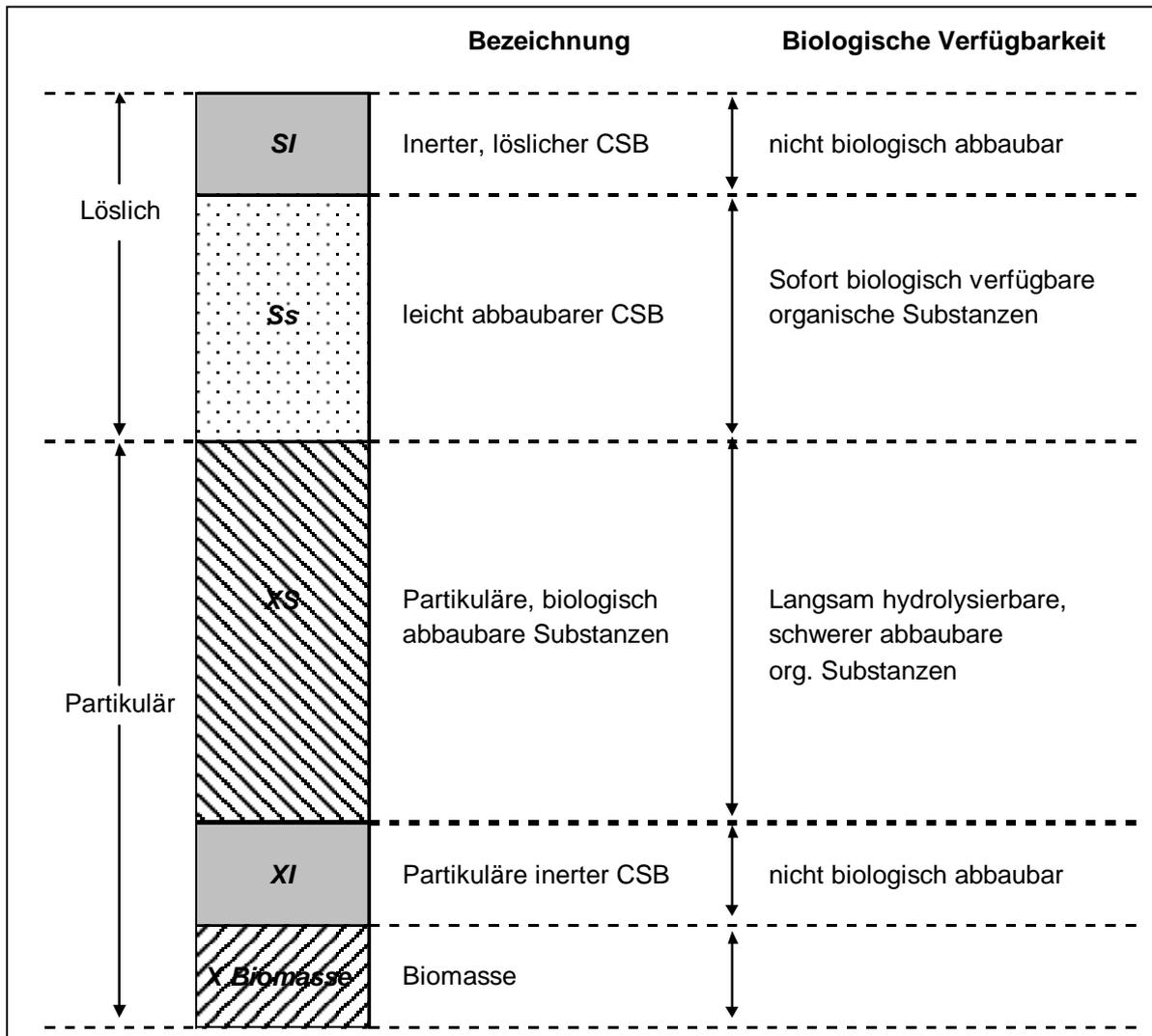


Abb. 60: CSB-Fraktionierung im ASM No.1 nach HENZE [1986]

Gewässergütemodelle haben trotz ihrer Komplexität eine lange Tradition. Bereits 1925 haben Streeter & Phelps in einer Studie zur Gewässerqualität des Ohio Rivers ein 1-dimensionales Gewässergütemodell aufgestellt. Seitdem sind die Entwicklungen stetig vorangetrieben worden, so dass mittlerweile Modelle vorliegen, mit denen die Strömungsverhältnisse und der Stoffhaushalt in Seen oder Ästuarien 3-dimensional berechnet werden können [ZIELKE et. al., 1996].

Gewässergütemodelle können nach verschiedenen Kriterien klassifiziert werden:

- Grundsätzliche mathematische Vorgehensweise (deterministische, stochastisch),
- Modelltechnischer Ansatz (empirisch/physikalisch basiert)
- Dimension (0-D, 1-D, 2-D, 3-D)
- Diskretisierung (Finite-Differenzen-, Finite-Elemente-, Finite-Volumen-Methode)
- Berücksichtigung des zeitlichen Verlaufs (stationär/instationär jeweils bezogen auf Strömung und Stoffhaushalt)
- Erfassung der biologischen, chemischen und physikalischen Prozesse (reaktionskinetische, biozönotische, ökologische Modelle)

Die allermeisten heute verwendeten Gewässergütemodelle sind deterministischer Art, d. h. die Simulation der Zustandsgrößen (z. B. Abfluss, Sauerstoffgehalt, etc.) erfolgt durch die Lösung von mathematischen Gleichungen. Diese Gleichungen basieren meist auf physikalischen Gesetzmäßigkeiten (Strömungsmechanik) *und* empirischen Beobachtungen z. B. für die biologisch-chemischen Vernetzungen der Inhaltsstoffe [KOPMANN, 1999].

Die erforderliche Dimension eines Gewässergütemodells richtet sich nach der betrachteten Problematik. In den meisten Fällen, in denen es um die Qualität eines Fließgewässers geht, wird die Anwendung eines 1-dimensionalen Modells ausreichend sein. Bei komplizierteren Strömungsverhältnissen in Seen oder Flusseen (z. B. im Raum Berlin) sind sowohl für die Strömungs- als auch Stofftransportmodellierung mehrdimensionale Ansätze erforderlich.

Die Diskretisierung der bestimmenden Differentialgleichungen erfolgt meist durch Finite-Differenzen-Modelle, bei 3-dimensionalen Modellen sind jedoch auch Finite-Elemente-Ansätze üblich. Eine gute Alternative stellen Finite-Volumen-Modelle dar. Diese Ansätze sind besonders anschaulich, da die Erhaltungsgleichungen (Massen- und Impulserhaltung) direkt gelöst werden [FRÖHLICH et. al., 1999].

Die Unterschiede der verfügbaren Modelle liegen zum einen in der Berücksichtigung des zeitlichen Verlaufs. Viele Gewässergütemodelle können heute sowohl den Abfluss als auch den Stoffhaushalt instationär modellieren. Einige weit verbreitete Modelle, z. B. das US-amerikanische Programm QUAL-2E [EPA, 1998], basieren jedoch nach wie vor auf einer stationären Abflussberechnung. Um die Einflüsse von Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen zu untersuchen sind diese Modelle nur bedingt geeignet [WITTENBERG, 1992].

Einige Modelle, darunter das seit kurzem verfügbare Gewässergütemodell der Abwassertechnischen Vereinigung [ATV, 1999b], können zwar instationäre Abflüsse aber keine Fließumkehr berechnen. In der Praxis ist diese Einschränkung durchaus relevant, weil gerade langsamfließende, gestaute Gewässer, die zu einer Fließumkehr neigen, oftmals Güteprobleme aufweisen (Beispiel Berlin). Andere Modelle, wie z. B. MIKE11 (DHI) oder WASP5/ DYNHYD5 (US EPA) unterliegen dieser Einschränkung nicht. Nach WITTENBERG [1992] sollten diese Kriterien bei der Auswahl eines geeigneten Modells berücksichtigt werden.

Große Unterschiede bestehen weiterhin in der Komplexität der berücksichtigten biologischen, chemischen und physikalischen Prozesse. Das Modell QUAL2E [WITTENBERG, 1992] und das ATV-Modell [ATV, 1999b] beinhaltet beispielsweise die in Tab. 39 dargestellten Bausteine. Die Tabelle zeigt deutlich den komplexeren Aufbau des ATV-Modells. Da die einzelnen Komponenten untereinander hochgradig vernetzt sind, nimmt die Komplexität mit der Anzahl der Bausteine überproportional zu. Eine detaillierte Darstellung des ATV-Modells und anderer, teilweise mehrdimensionaler Gewässergütemodelle gibt KOPMANN [1999]. WITTENBERG [1992] und SCHNEIDER [1998] berichten über den Einsatz von Gewässergütemodellen im Rahmen von Immissionszielplanungen.

Tab. 39: Bausteine des Gewässergütemodells QUAL2E [WITTENBERG, 1992] und des Gewässergütemodells der ATV [ATV, 1999b]

<i>Laufende Nummer</i>	<i>QUAL-2E</i>	<i>ATV-Modell</i>
0	Abfluss	Abfluss
1	Gelöster Sauerstoff	Strahlung
2	BSB	Wassertemperatur
3	Temperatur	Konservative Substanzen, Tracer
4	Phytoplankton	BSB/CSB
5	Organisch, gebundener Stickstoff	Phosphor
6	Ammonium	Stickstoffverbindungen
7	Nitrit	Silikat
8	Nitrat	Kieselalgen
9	Organisch, gebundener Phosphor	Grünalgen
10	Gelöster Phosphor	Konsumenten I
11	Coliforme Keime	Konsumenten II
12	-	Besiedlung des Flussbettes, Austausch mit dem Sediment
13	-	Schwebstoffe
14	-	Sauerstoffhaushalt
15	-	pH-Wert
16	-	Schwermetalle
17	-	organische Einzelsubstanzen

Über Erfahrungen mit Gewässergütemodellen in den USA liegen umfangreiche Berichte vor. Im Rahmen der TMDL-Programme (s. Abschnitt 3.4.3) ist der Einsatz von Gewässergütemodellen dort mittlerweile weit verbreitet. Die Umweltbehörde EPA empfiehlt hierfür das Modells QUAL2E und stellt es kostenlos im Internet zur Verfügung [EPA, 1998].

7.4.6 Sonstige Modellbausteine

Diffuse Stoffeinträge

Eine u.U. wichtige, in den bisher vorgestellten Modellen nicht enthaltene Komponente ist der diffuse Eintrag von Schadstoffen in die Gewässer. Darunter sind die Immissionen aus dem Grundwasser, über den Oberflächenabfluss (durch Erosion) und aus der Luft zu verstehen. In Einzugsgebieten, die z. B. einen maßgeblichen Anteil an landwirtschaftlich genutzten Flächen aufweisen, kann der Anteil der diffusen Einträge die Einträge aus punktförmigen Quellen (Kläranlagen, Kanalisationen) deutlich übersteigen. Nach KLEIN [1999] beträgt beispielsweise der Anteil diffuser Stickstoffeinträgen in die Spree oberhalb Berlins ca. 80%. Bezogen auf Phosphateinträge ergeben sich ähnliche Werte, wobei der Eintrag über das Grundwasser als dominanter Eintragspfad identifiziert werden konnte.

Für die Modellierung der diffusen Einträge in Gewässer stehen ebenfalls einige Modelle zur Verfügung. Ein Beispiel ist das Programm „Nonpoint Source Model (NPSM)“, ein Bestandteil des Programmpaketes BASINS [EPA, 1998] welches in Abschnitt 7.4.7 näher vorgestellt wird. Ein weiteres Beispiel ist das Agricultural Non-Point Source Pollution Model (AGNPS) des US Department of Agriculture. Beide Modelle sind frei verfügbar (kostenlos). Nähere Information zur (GIS-gestützten) Modellierung von diffusen Einträgen finden sich u.a. bei BEHRENDT [1997], HUBER [1997] oder im Handbuch des Programms BASINS [EPA,1998].

Grundwassermodelle

Die in Abschnitt 7.4.2 vorgestellten Wasserhaushaltsmodelle beinhalten Modellbausteine für den Grundwasserkörper. Unter Umständen sind diese Komponenten nicht ausreichend, um spezielle Fragestellungen wie z. B. die Schadstoffausbreitung im Untergrund oder Wechselwirkungen zwischen Grundwasser und Dränagen zu beschreiben. Spezielle Programme zur Grundwassermodellierung sind zahlreich vorhanden. Ihre Anwendung stellt mittlerweile den Stand der Technik dar.

7.4.7 Integrale Modellierung des Wasser- und Stoffhaushalts

7.4.7.1 Anforderungen an ein integrales Wasser- und Stoffhaushaltsmodell

Um Wasserbilanz und Stoffhaushalt eines urban geprägten Einzugsgebietes abbilden zu können, sind i. d. R. die folgenden Modellbausteine erforderlich:

- Niederschlags-Abfluss-Modelle für den Nachweis des Entwässerungskomforts,
- Wasserbilanzmodelle, um die Einflüsse der Regenwasserbewirtschaftung auf den Wasserhaushalt untersuchen zu können
- Schmutzfrachtmodelle und
- Kläranlagenmodelle, um die Emissionen in die Gewässer quantifizieren zu können und
- Gewässergütemodelle für den Nachweis der gewünschten Gewässerqualität

Wie gezeigt wurde, sind diese Modelle inzwischen allgemein verfügbar und werden in den jeweiligen Spezialgebieten erfolgreich eingesetzt. Die Modelle sind praxisreif und werden größtenteils von kommerziellen Firmen vertrieben. Damit ist eine allgemeine Verfügbarkeit, Anwenderbetreuung und Programmpflege i. d. R. gegeben. Für spezielle Fragestellungen stehen weitere Modelle (z. B. zur Bestimmung von diffusen Einträgen oder Grundwassermodelle) zur Verfügung.

Es könnte nun der Eindruck entstehen, dass damit der Modellierung des Wasser- und Stoffhaushaltes eines ganzen Einzugsgebietes nichts mehr im Wege steht. Wie so oft ist aber auch hier die Gesamtheit mehr als die Summe der Einzelbausteine, d. h. eine unkritische, sequentielle Anwendung der o.a. Modelle alleine würde der Komplexität des Gesamtsystems u.U. nicht gerecht werden.

Folgende Aspekte sind bei der Anwendung mehrere Modelle zur integralen Modellierung des Wasser- und Stoffhaushaltes eines Einzugsgebietes zu berücksichtigen:

1. Sind alle notwendigen Komponenten mit einer ausreichenden Genauigkeit erfasst?
2. Bestehen Rückkopplungen zwischen einzelnen Modellbausteinen?
3. Reicht die räumliche/zeitliche Auflösung der Einzelbausteine aus um das Systemverhalten wiederzugeben (Längenmaßstab/Zeitmaßstab) ?
4. Können die Modelle über Schnittstellen miteinander kommunizieren?
5. Reicht die Erfahrung des Bearbeiters zur Bedienung aller Modelle aus oder ist eine interdisziplinäre Bearbeitung erforderlich?

Notwendige Komponenten

Die Auswahl der zur Anwendung kommenden Modelle bzw. Modellkomponenten hängt maßgeblich von den örtlichen Gegebenheiten ab. In Einzugsgebieten mit geringen Gefälleverhältnissen muss z. B. eher auf hydrodynamische Berechnungsverfahren zurückgegriffen werden als im Bergland. Für Flusseben sind andere Gütemodelle heranzuziehen als bei schnellfließenden Gewässern. Eine Untersuchung dieser Fragestellung sollte zu Beginn des Projektes erfolgen.

Rückkopplungen zwischen einzelnen Modellbausteinen

Schwierig oder sogar unmöglich wird die Anwendung mehrerer einzelner Modelle, wenn Rückkopplungen zwischen den einzelnen Systemkomponenten berücksichtigt werden müssen. Ein typisches Beispiel für eine Rückkopplung im Bereich der Wasserwirtschaft sind die Wechselwirkungen, die zwischen einem Fließgewässer und einem Grundwasserleiter im Flachland auftreten können (Abb. 61). In diesem Fall ist eine simultane Berechnung von Fließgewässer und Grundwasser erforderlich, wobei die Zustandsgrößen des einen Modells die Randbedingungen des anderen darstellen.

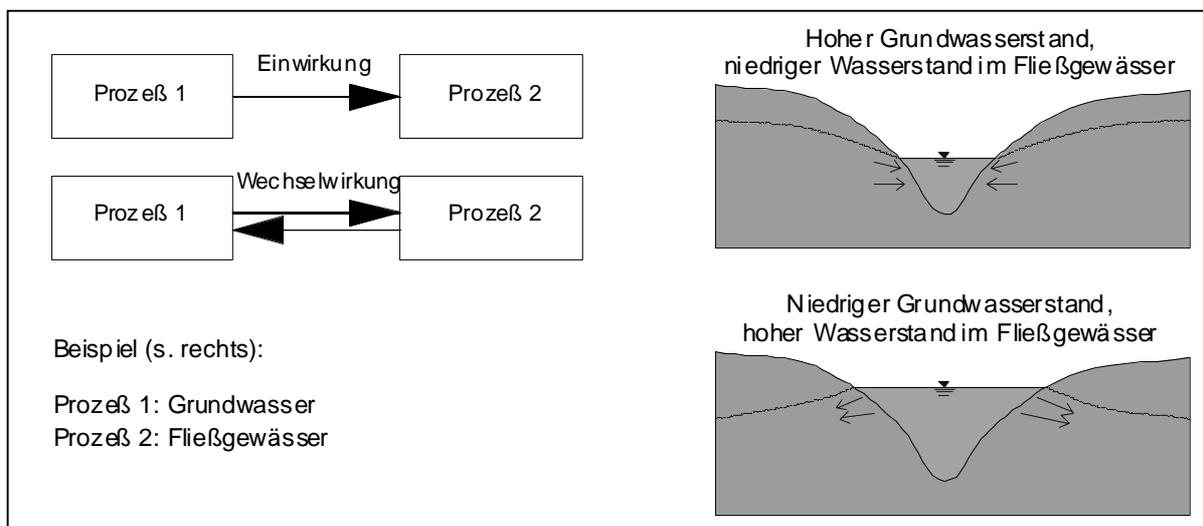


Abb. 61: Rückkopplung zwischen Prozessen, in Anlehnung an [ZIELKE, 1999]

Das in Abschnitt 7.4.2 vorgestellte Wasserhaushaltsmodell MIKE-SHE ist in der Lage, derartige Wechselwirkungen zu berücksichtigen. Weitere Beispiele für Rückkopplungen in wasserwirtschaftlichen Systemen gibt ZIELKE [1999].

Glücklicherweise beschränken sich die im Rahmen eines GBPR zu beachtenden Rückkopplungen im Regelfall auf die Komponenten des Wasserhaushaltes (Fließgewässer, Grundwasser, ungesättigte Bodenzone). Oftmals können sogar diese Rückkopplungen vernachlässigt werden (z. B. Wechselwirkungen zwischen Fließgewässer und Grundwasser in einem steilen Einzugsgebiet). Zwischen den anderen Modellen bestehen i. d. R. keine bzw. nur vernachlässigbare Rückkopplungen. Beispielsweise hat die Gewässergüte keinen Einfluss auf die Wasserbilanz, die Kläranlage oder die Schmutzfrachtlentlastung. Dadurch wird es möglich, die einzelnen Modelle der Reihe nach anzuwenden und die Daten über externe Schnittstellen zu übergeben.

Längenmaßstab/Zeitmaßstab

Einer weiterer wichtiger Aspekt, der bei der integralen Modellierung des Wasser- und Stoffhaushaltes beachtet werden muss, ist die Wahl der richtigen räumlichen und zeitlichen Auflösung. Kanalnetzmodelle bilden meist jede einzelne Haltung ab und weisen damit eine räumliche Auflösung von wenigen Metern auf. Ähnliches gilt für Niederschlags-Abflussmodelle zur Simulation dezentraler Maßnahmen (Mulden-Rigolen-Systeme, Zisternen). Diesen Längenmaßstab für die Simulation des Wasserhaushaltes eines ganzen Einzugsgebietes zu verwenden, wäre dagegen unsinnig. Typische Ausdehnungen von Teileinzugsgebieten (bzw. Raster-elementen in MIKE-SHE) liegen im Bereich von einigen hundert Metern bis zu Kilometern. Gegebenenfalls sind die angewendeten Modelle deshalb zu verschachteln (Abb. 62). Das Modell für das größere Gebiet (z. B. das Gesamteinzugsgebiet) liefert die Randbedingungen für das eingebettete Gebiet (z. B. das Stadtgebiet). Dieser als „Nesting“ bezeichnete Prozess ist z. B. im Bereich der Modellierung von Küstengewässern üblich [ZIELKE, 1999].

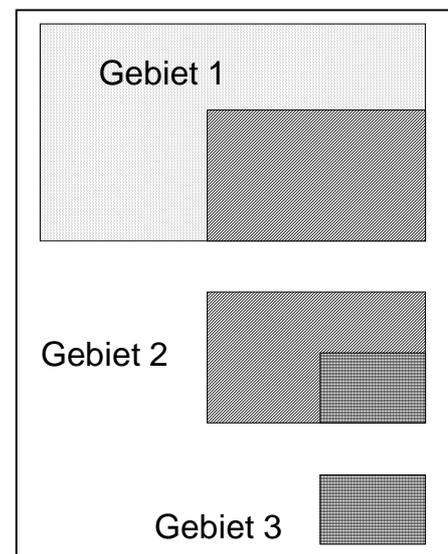


Abb. 62 Verschachtelung von Modellen (Nesting) nach ZIELKE [1999].

Das gleiche Problem stellt sich bei der zeitlichen Auflösung. Explizite Kanalnetzmodelle, benötigen aufgrund der Courantbedingung Zeitschritte im Bereich weniger Sekunden oder sogar darunter. Wasserhaushalts- oder Gewässergütemodelle arbeiten dagegen mit Zeitschritten, die eher in der Größenordnung von Stunden liegen. Werden Ergebnisse zwischen zwei Modellen mit unterschiedlichen Zeitschritten übergeben, ist entweder eine Aggregation oder eine Interpolation der Zustandsgrößen erforderlich.

Datenschnittstellen

Die Verknüpfung unterschiedlicher Modelle erfordert die Übergabe von Daten. Zum Beispiel muss im Rahmen einer Gesamtemissionsbetrachtung ein Schmutzfrachtmodell die Zustandsgrößen (Abfluss, CSB, etc.) an ein Kläranlagenmodell übergeben. Die EDV-technische Seite dieser Aufgabe ist durch entsprechende Software relativ einfach zu lösen. Anspruchsvoller ist dagegen die Konzeption der Datenschnittstelle hinsichtlich Art und Umfang der Parameter und ihrer räumlichen und zeitlichen Auflösung. Bei der Verknüpfung von Schmutzfracht- und Kläranlagenmodell ist z. B. zu überlegen, welche Parameter eine Schmutzfrachtberechnung übergeben muss, damit ausreichende Informationen für die Simulation der Abbauvorgänge bereitstehen.

Erfahrung des Bearbeiters

Bei der Vielzahl der Modelle und der Komplexität der einzelnen Teilaufgaben muss schon die Frage gestellt werden, ob ein einzelner Bearbeiter alle Fachgebiete ausreichend beherrscht. In der Praxis wird die interdisziplinäre Zusammenarbeit sicherlich eher die Regel sein.

7.4.7.2 Erfahrungen mit Modellkopplungen

In Deutschland und international bestehen mittlerweile einige Erfahrungen mit einem kombinierten Einsatz einzelner Modellbausteine in der Siedlungswasserwirtschaft.

Das Thema „Gesamtemission“ wurde im Rahmen mehrerer wissenschaftlicher Arbeiten intensiv behandelt [DURCHSCHLAG, 1989], [KOLLATSCH, 1995], [LÜTZNER, 1998], [RAUCH et. al, 1998]. Außerdem befasste sich Anfang der neunziger Jahre eine Arbeitsgruppe mit der Durchführung von Gesamtemissionsberechnungen [AG GESAMTEMISSION, 1991]. Die Kopplung von Schmutzfracht- und Kläranlagenmodellen hat sich dabei als ein praktikables Verfahren herausgestellt.

Im Rahmen des sogenannten TMDL-Programms sind in den USA Immissionsbetrachtungen für alle Gewässer durchzuführen. Die Verknüpfung von N-A-Modellen mit Gewässergütemodellen scheint dabei mittlerweile eine Routineaufgabe zu sein, zumindest nach den äußerst vielfältigen Veröffentlichungen im Internet zu urteilen. Auf das Programmpaket BASINS, das von der US-EPA zur Unterstützung dieses Programms entwickelt wurde, wird in Abschnitt 7.6 näher eingegangen, da es neben Simulationsmodellen auch Bewertungsverfahren enthält und diese in einer GIS-Oberfläche integriert.

7.4.7.3 Fazit

Die integrierte Modellierung des Wasserhaushaltes in quantitativer und qualitativer Hinsicht stellt zwar eine sehr komplexe Aufgabe dar, die Beispiele zeigen jedoch, dass die Werkzeuge inzwischen zur Verfügung stehen und praxistauglich sind. Sicherlich weisen einige Bausteine (z. B. Kläranlagenmodelle) noch größere Unsicherheiten auf als andere (N-A-Modelle), diese können jedoch schneller gelöst werden, wenn eine umfangreiche

Anwendung in der Praxis erfolgt. Mit der Anwendung in der Praxis zu warten, bis alle Probleme von wissenschaftlichen Institutionen gelöst worden sind, ist nicht der richtige Weg. Die praktische Anwendung von Gewässergütemodellen in den USA im Zuge des TMDL-Programms ist ein gutes Beispiel, welcher Entwicklungsschub durch eine progressive Richtlinienggebung ausgelöst werden kann.

7.5 Geographische Informationssysteme

Das vorangegangene Kapitel „Maßnahmenkatalog“ hat gezeigt, wie vielfältig die Planung von Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen in Siedlungsgebieten sein kann. Wird diese Vielfalt im Zuge einer Generellen Planung für ein größeres Einzugsgebiet berücksichtigt, sind zwangsläufig sehr große Datenmengen zu verarbeiten (s. Kapitel 6). Es bedarf eines geeigneten Instrumentes, um diese Datenfülle bewältigen zu können. Ein solches Instrument ist ein Geographisches Informationssystem (GIS). Nach BARTELME [1995] kann ein GIS wie folgt definiert werden:

Ein Geoinformationssystem dient der Erfassung, Speicherung, Analyse, und Darstellung aller Daten, die einen Teil der Erdoberfläche und die darauf befindlichen technischen und administrativen Einrichtungen sowie geowissenschaftliche, ökonomische und ökologische Gegebenheiten beschreiben.

Neben dieser Definition finden sich in der Literatur zahlreiche andere. Vereinfachend gesagt, versteht ein GIS herkömmliche Datenbanken mit einem räumlichen Bezug. Zusätzlich werden Algorithmen bereitgestellt, um die räumlichen Daten zu verarbeiten und auszugeben. Unter GIS sollte nie allein die GIS Software verstanden werden, sondern immer auch die Komponenten Hardware, raumbezogene Daten und geschultes Personal. Eine sehr gute Einführung in die GIS-Thematik geben GIS-Tutorien, die im Internet (z. B. www.gis-tutor.de) verfügbar sind.

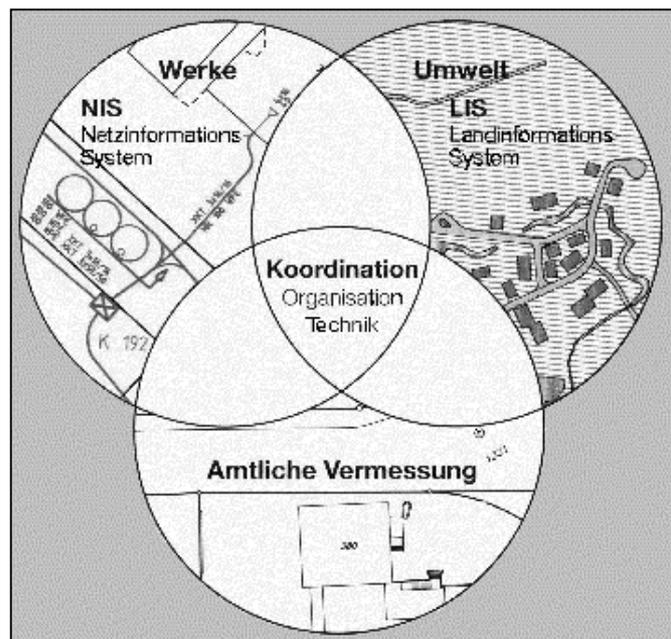


Abb. 63: Einsatzbereiche von GIS [STAHL, 1999]

Die Abgrenzung von GIS zu anderen Planungswerkzeugen wie CAD (Computer Aided Design), Bildverarbeitung oder Desktop-Mapping ist schwierig und nach STAHL [1999] nicht eindeutig möglich. Das Hauptproblem besteht neben der fehlenden Definition der Begriffe darin, dass die Unterschiede im Endergebnis (Pläne und Karten) praktisch nicht erkennbar sind. Auch mit reinen CAD-Systemen lassen sich graphisch anspruchsvolle Pläne herstellen. Die Einschränkungen werden erst in dem Moment deutlich, wo die Pläne fortgeführt, die graphischen Elemente mit Sachinformationen verknüpft, Verbindungen zu

anderen Informationen (Datenbanken) erzeugt oder unterschiedliche Darstellungen der gleichen Informationen erzeugt werden sollen [STAHL, 1999].

Geographische Informationssysteme wurden Anfang der sechziger Jahre im Bereich des Vermessungswesen entwickelt und werden seit den achtziger Jahren, einhergehend mit der rasanten Entwicklung der PCs, in den verschiedensten Bereichen eingesetzt. Typische Einsatzbereiche sind z. B. Geologie, Naturschutz, Verkehrsplanung, Stadt- und Raumplanung, Vertriebswesen, Marketing, Fremdenverkehr, Funknetzplanung, etc. Auch die Wasserwirtschaft ist ein klassischer Anwendungsbereich für GIS.

Die Einsatzmöglichkeiten von Geographischen Informationssystemen bei der Entwicklung eines GBPR sind vielfältig. Eine schon recht weit verbreitete Anwendung im Sektor der Siedlungswasserwirtschaft sind Kanalinformationssysteme. Weitere Anwendungsbereiche liegen in der Flächenermittlung, der Aufbereitung von Eingabedaten und Ergebnissen von Simulationsmodellen (Pre- und Postprocessing) und dem Einsatz als Entscheidungshilfesystem (Decision Support System).

7.5.1 Allgemein anwendbare GIS-Software

Basis für die Bearbeitung einer Aufgabenstellung mit einem GIS ist eine entsprechende GIS-Software. Darüber hinaus sind ein geeignetes Datenmodell und natürlich die Daten selbst erforderlich. Beispiele für GIS-Software sind die Programme:

- ARC/INFO, ARCVIEW
- ATLAS GIS
- ERDAS
- GRASS
- IDRISI
- SICAD
- Smallworld

Geographische Informationssysteme sind in erster Linie vektororientiert, verfügen jedoch meist auch über Rastertechniken (hybride Systeme). Eine Ausnahme unter den o.a. Programmen ist diesbezüglich das rasterbasierte Programm IDRISI.

Die Konzepte und Funktionalitäten sind teilweise sehr unterschiedlich. Nicht jedes System ist deshalb für jeden Zweck und Einsatzbereich gut geeignet. Dies hängt stark von der Grundkonzeption ab, wobei präsentationsorientierte Systeme und Informations- bzw. objektbezogene Systeme unterschieden werden.

7.5.2 Kanalinformationssysteme

Kanalinformationssysteme (KIS) dienen zur Planung, Überwachung und Unterhaltung von Kanalnetzen und sind damit den Netzinformationssystemen (NIS) zuzuordnen (s. Abb. 63). Sie ermöglichen eine graphisch unterstützte Eingabe, Pflege und Auswertung von Geometrie- und Sachdaten der verschiedenen Elemente eines Kanalnetzes (Schächte,

Haltungen, Sonderbauwerke). Kanalinformationssysteme ergänzen somit die schon seit längerem eingesetzten Kanaldatenbanken um eine graphisch interaktive Oberfläche.

Folgende Vorteile eines KIS sind besonders hervorzuheben:

- Auskünfte über den Kanalnetzbestand sind kurzfristig abrufbar
- Bei anstehenden Sanierungsmaßnahmen stehen abgesicherte Grundlagendaten zur Verfügung (z. B. zur Verwendung in Kanalnetzmodellen).
- Durch genauere Informationen z. B. über Abflussmengen oder angeschlossene Flächen können Investitionen reduziert werden
- Die Vermögensbewertung und damit die Berechnung von Gebühren und Beiträgen wird wesentlich vereinfacht.

Das Angebot von Kanalinformationssystemen ist mittlerweile sehr groß. Beispiele sind die Programme ArcInfo Fachschale Kanal, BaSYS (Barthauer Software GmbH), GIPS (itwh), KANKAT (Hydro-Ingenieure), Intertrias (FEZ Potsdam) oder SMALLWORLD Kanal, um nur eine kleine Auswahl von deutschen Anbietern zu nennen. Einige dieser Softwarepakete basieren auf allgemein anwendbarer GIS-Software und stellen damit sogenannte Fachschalen dar. Dadurch ist eine Erweiterungsmöglichkeit z. B. zur Verarbeitung von Umweltdaten prinzipiell gegeben: die Software kann als offenes System bezeichnet werden. Andere Programme sind spezielle Entwicklungen oder basieren auf CAD-Programmen, die i. d. R. keine allgemeinen GIS-Funktionalitäten aufweisen.

Für den Einsatz im Rahmen eines GBPR ist die Offenheit des Systems ein wichtiges Kriterium, da mit einem KIS zwar ein wesentlicher Part des Datenmanagements abgedeckt werden kann, die Vielzahl der anderen Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen aber von keinem der o.a. Programme erfasst wird. Nur offene Systeme sind in der Lage, neben den Kanalinformationen z. B. bodenkundliche Daten, Ergebnisse von Wasserbilanzen etc. zu verwalten. Leider wird im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft der Begriff GIS oft als Synonym für den Begriff KIS verstanden. In den nachfolgenden Abschnitten wird jedoch gezeigt, dass die Einsatzmöglichkeiten deutlich vielfältiger sind.

Trotz dieser Einschränkung ist heute der Einsatz von KIS dringend zu empfehlen, sobald größere Kanaldatenmengen zu verwalten sind. Selbst die einmalige Aufbereitung der Daten für eine Kanalnetzberechnung im Rahmen eines GBPR kann den Einsatz schon rechtfertigen.

7.5.3 Verarbeitung von Flächendaten

Die oben beschriebenen Kanalinformationssysteme bieten teilweise auch die Möglichkeit Einzugsflächen von Kanalhaltungen (Haltungsflächen) mit zu verwalten. Mit den Haltungsflächen werden ggf. Informationen wie Flächengröße, Versiegelungsgrad, oder Gefällegruppe nach A118 gespeichert.

Mit einigen der o.a. KIS ist es möglich, Einzugsgebietsgrenzen automatisch zu generieren und die Anteile verschiedener Versiegelungsarten durch Verschneiden z. B. mit Luftbildern

zu errechnen. Wie dieser Arbeitsschritt durchgeführt wird und welche Daten bzw. Software benötigt werden beschreibt FUCHS [1994].

Wie im vorangegangenen Kapitel dargestellt, sind bei der Bearbeitung eines GBPR weitere Flächendaten zu verwalten, z. B. bodenkundliche Parameter, Schmutzfrachtpotenziale Grundwasserflurabstände oder Altlasten. Ein GIS sollte in der Lage sein, diese Informationen themenbezogen zu speichern (in Form von Layern, Themen oder Ebenen). Weiterhin sollte die Möglichkeit bestehen, die einzelnen Ebenen zu klassifizieren, mit anderen Ebenen zu verschneiden oder zu aggregieren. Anwendungsbeispiele hierfür finden sich in Kapitel 9.

7.5.4 Pre- und Postprocessing

Ein weiterer Anwendungsschwerpunkt von GIS ist die Aufbereitung von Ein- und Ausgabedaten für Simulationsmodelle. Die vorgestellten Kanalinformationssysteme bieten teilweise diese Funktion, indem sie Schnittstellen zu gängigen Kanalnetzrechnungsmodellen beinhalten, zum Teil auch die Möglichkeit, Berechnungsergebnisse (Wasserstände, Überstauhäufigkeiten, Ganglinien etc.) wieder einzulesen und graphisch darzustellen.

Wie in Kapitel 7.4 dargestellt, sollten bei der Erstellung eines GBPR neben den Kanalnetzrechnungsmodellen weitere Simulationsmodelle eingesetzt werden. Auch für diese Modelle sind größtenteils grafische Oberflächen verfügbar (z. B. MIKE-SHE, SMUSI 4.0), teilweise mit direkter Anbindung an eine allgemein anwendbare GIS-Software (z. B. NAGIS für NASIM). Für die Bearbeitung eines GBPR wäre es wünschenswert, eine einheitliche Oberfläche für alle Modelle zu haben. Derartige integrierte Oberflächen sind jedoch bislang in Deutschland nicht verfügbar.

In den USA wurde mit dem Programm BASINS ein erster Schritt in Richtung einer integrierten Modelloberfläche unternommen (s. Abschnitt 7.6). Am weitesten in dieser Hinsicht ist sicherlich das Danish Hydraulic Institute. Dort wird z. Zt. am Programm MIKE-ZERO gearbeitet, einer integrierten Oberfläche für MIKE-SHE, MIKE-11 und MOUSE. Mit diesem Programmpaket können nahezu alle, im Rahmen eines GBPR erforderlichen Simulationsrechnungen durchgeführt werden.

7.6 Expertensysteme

Der Begriff "Expertensystem" kann wie folgt definiert werden:

"Ein Expertensystem ist ein wissensbasiertes System, welches das Wissen eines qualifizierten Experten für ein bestimmtes Gebiet modelliert und benutzt, um komplexe Probleme eines bestimmten Typs aus dem Gebiet zu lösen."

Expertensysteme werden i. d. R. dann eingesetzt, wenn sich Aufgaben nicht oder nur unzureichend durch analytische Methoden bearbeiten lassen. Die hydraulische Bemessung eines Regenwasserkanals wäre beispielsweise kein bevorzugtes Anwendungsgebiet für ein

Expertensystem. Typische Einsatzgebiete finden sich dagegen in der Medizin zur Unterstützung eines Arztes bei der Diagnose von Krankheiten. Ein einfache Möglichkeit abzuschätzen, ob der Einsatz eines Expertensystems sinnvoll ist, ist der sogenannte "Telefon-Test". Wenn ein Experte in der Lage ist, ein Problem in einem Telefongespräch mit dem Endverbraucher zu lösen, dann kann für dieses Problem wahrscheinlich ein Expertensystem entwickelt und angewendet werden. Wenn aber der Endverbraucher nicht in der Lage ist, das Problem verbal zu beschreiben oder der Experte z. B. umfangreiche Daten oder Simulationsrechnungen benötigt, um einen Lösungsvorschlag zu erarbeiten, dann ist ein Expertensystem nicht das richtige Werkzeug.

Vollwertige Expertensysteme bestehen aus folgenden Bausteinen [YILMAZ, 1999]:

- Dialogkomponente
- Wissenserwerbskomponente
- Wissensbasis
- Interferenz-/Problemlösungskomponente
- Erklärungskomponente

Ein Merkmal, welches Expertensysteme von anderen Softwarelösungen unterscheidet, ist die klare Trennung von Wissensbasis und Problemlösungskomponente. Dadurch ist eine große Flexibilität in den Anwendungsbereichen und eine einfache Wartung der Wissensbasis möglich. Die Erstellung der Wissensbasis erfolgt durch den oder die Experten, kann aber durch sogenannte Lern-Algorithmen auch automatisch generiert werden.

Zur Repräsentation von Wissen in einem Expertensystem bestehen verschiedene Möglichkeiten. Eine Möglichkeit ist die sogenannte regelorientierte Repräsentation, bei der das Expertenwissen in Form von Regeln dargestellt wird, beispielsweise:

„Wenn (if) der k_f -Wert des anstehenden Bodens größer als $1 \cdot 10^{-5}$ m/s ist, dann (then) ist die Durchlässigkeit ausreichend für eine vollständige Versickerung“.

Die Gesamtheit mehrerer Regeln zu einem bestimmten Problem bildet eine sogenannte Regelbasis. Eine derartige Regelbasis kann in einem Entscheidungsbaum dargestellt werden (Abb. 64).

Neben dieser *sicheren Klassifikation* besteht auch die Möglichkeit *heuristische Klassifikationen* vorzunehmen, z. B.:

„Wenn (if) der Bebauungstyp „Plattenbau“ vorliegt, dann (then) ist es unwahrscheinlich (unlikely), dass nachträglich ein Gründach realisiert werden kann.“

Diese weiche Form der Entscheidung wird auch als Fuzzy Logic bezeichnet. Beispiele für die Anwendung geben MAKROPOLUS et. al. [1999].

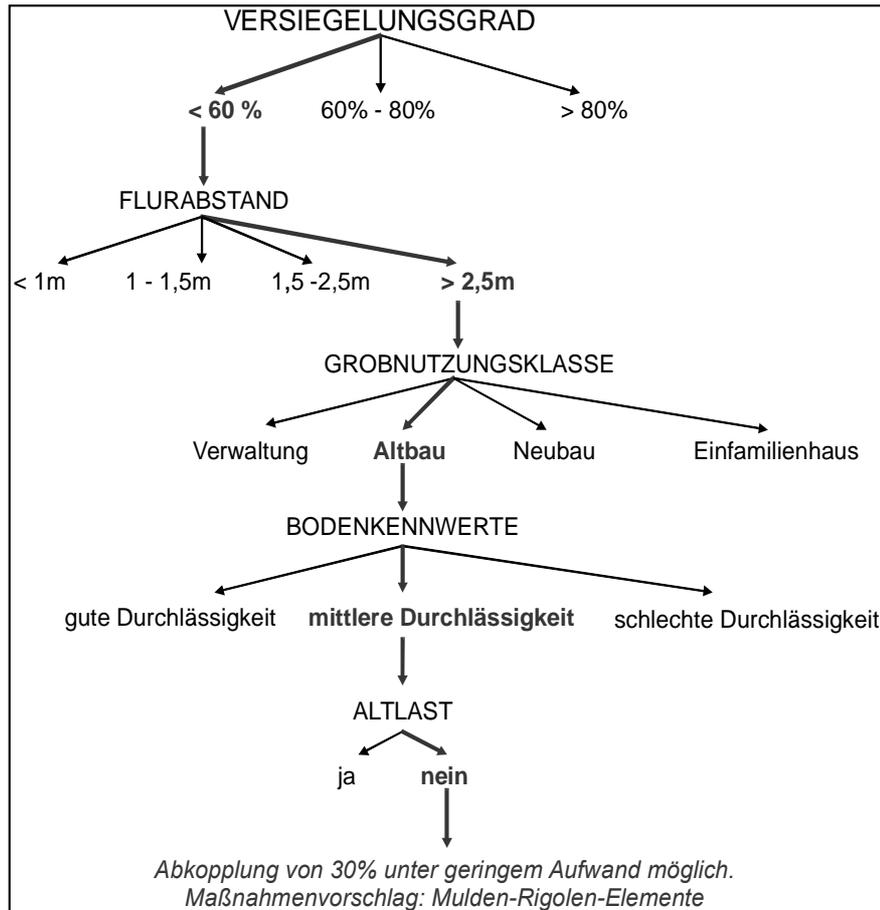


Abb. 64: Entscheidungsbaum zur Abschätzung des Abkopplungspotenzials (Ausschnitt und stark vereinfacht)

Die genannten Beispiele für Entscheidungsregeln zeigen, wo ein Einsatzbereich von Expertensystemen im Rahmen der Stadtentwässerungsplanung liegen kann. Die Frage, ob und in welchem Maße in Bestandsgebieten eine Flächenabkopplung möglich ist, hängt von sehr vielen Faktoren (Flächendargebot, Bodenart, Baustrukturtyp, etc.) ab. Eine Antwort für einen konkreten Standort könnte nur nach einer detaillierten Planung gegeben werden, die jedoch für große Einzugsgebiete nicht flächendeckend durchgeführt werden kann. Mit einem Expertensystem kann das Abkopplungspotenzial unter Berücksichtigung der vielfältigen Einflussfaktoren abgeschätzt werden. Durch Anbindung des Expertensystems an ein Geografisches Informationssystem ist es möglich, eine Abschätzung des Abkopplungspotenzials für große Einzugsgebiete vorzunehmen.

Ein anderer Einsatzbereich von Expertensystem ist die Abflusssteuerung in Kanalnetzen (s. Abschnitt 5.6.6). Dabei wird u.a. versucht, das intuitive Wissen des Betreiberpersonals in Regeln auszudrücken und zur Steuerung z.B. von Pumpen zu nutzen [SCHILLING, 1996].

7.7 Projektbewertung

Werden im Zuge einer Planung mehrere Varianten erarbeitet, so müssen diese gegenübergestellt und miteinander verglichen werden. Die Erarbeitung mehrerer Varianten

im Rahmen einer siedlungswasserwirtschaftlichen Planung sollte eigentlich eher die Regel als die Ausnahme sein. Interessanterweise findet sich aber nur an wenigen Stellen in der Gesetzgebung, in den Regelwerken oder der Standardliteratur ([IMHOFF, 1993], [ATV, 1994b]) Hinweise hierauf. Einzig im ATV-Merkblatt M101 [ATV M101, 1996] wird auf die Einsparpotenziale durch Variantenuntersuchungen hingewiesen. Interessant in diesem Zusammenhang ist auch die Zuordnung von Variantenuntersuchungen in der HOAI: die „Erarbeitung eines Planungskonzeptes einschließlich Untersuchung alternativer Lösungsmöglichkeiten“ wird zu den Grundleistungen gerechnet [HOAI, 1996].

In Kapitel 4 wurde die Vielfalt der Zielgrößen dargestellt, die bei der Regenwasserbewirtschaftungsplanung berücksichtigt werden sollten. Zu beachten sind hauptsächlich Zielgrößen im Zusammenhang mit der Entwässerungssicherheit, der Gewässerqualität und einem ausgeglichenen Wasserhaushalt. Daneben sollte die gewählte Lösung auch wirtschaftlich optimiert sein.

Stellen die Zielgrößen „lediglich“ Restriktionen dar, so reduziert sich die Projektbewertung auf einen reinen Kostenvergleich. In diesem Falle ist eine Kostenvergleichsrechnung nach den Richtlinien der LAWA das richtige Werkzeug. Wie in Abschnitt 4.5 dargestellt, wird dies bei der Objektplanung der Regelfall sein.

Bei großräumigen Planungen sollten die Zielgrößen dagegen nicht nur erfüllt werden, sondern es sollte eine optimierte Lösung hinsichtlich aller Zielgrößen gesucht werden (Abschnitt 4.5). Bei dieser Aufgabenstellung reicht ein Kostenvergleich nicht mehr aus. Mehr-kriterielle Bewertungsverfahren sind erforderlich. Einen guten Überblick über die verschiedenen Methoden der Projektbewertung gibt SCHOLLES [1999].

7.7.1 Kostenvergleichsrechnung

Ein Kostenvergleich sollte sich nicht auf die Investitionskosten alleine beschränken. Eine Methode der Projektbewertung, die auch Betriebskosten und die Nutzungsdauer von Anlagen einbezieht, ist die *Kostenvergleichsrechnung* (KVR). Die LAWA hat 1992 einen Leitfaden zur Durchführung einer KVR [LAWA, 1992] herausgegeben, 1998 erschien eine neue Auflage [LAWA, 1998]. Inhalt dieses Leitfadens sind sowohl eine detaillierte Beschreibung der einzelnen Arbeitsschritte (s. Abb. 65) als auch Angaben über durchschnittliche Nutzungsdauern von Anlagen (s. Bei einer KVR werden die Investitions- und Betriebskosten unter Berücksichtigung von Nutzungsdauer und Zinssatz finanzmathematisch aufbereitet, so dass die resultierenden *Projektkostenbarwerte* oder die *Jahreskosten* verglichen werden können. Die Anwendung der KVR unterliegt jedoch wichtigen Einschränkungen:

Tab. 40). Die Nutzungsdauer ist dabei nicht gleichzusetzen mit der steuerlichen Abschreibungsdauer, deren Werte gewöhnlich zu niedrig liegen [LAWA, 1998].

Bei einer KVR werden die Investitions- und Betriebskosten unter Berücksichtigung von Nutzungsdauer und Zinssatz finanzmathematisch aufbereitet, so dass die resultierenden

Projektkostenbarwerte oder die *Jahreskosten* verglichen werden können. Die Anwendung der KVR unterliegt jedoch wichtigen Einschränkungen:

Tab. 40: Nutzungsdauer verschiedener Anlagentypen [LAWA, 1992; LAWA 1998]

Art der Anlage	Nutzungsdauer in Jahren
Kanäle (m. Ausnahme v. Steinzeug u. Kunststoff)	50-60
Steinzeug	80-100
Kunststoff	50
Kanalisationsschächte	50
Offene Gräben	20-33
Rohrdränung	30-40
RÜ, RÜB	
baulicher Teil	50-70
maschineller Teil	5-20
Pump- und Hebewerke	
baulicher Teil	25-40
maschineller Teil	8-20
Kläranlage	
baulicher Teil	25-40
maschineller Teil	8-25

- Normative Zielvorgabe, d. h. eine bestimmte vorgegebene Leistung ist zu erbringen
- Nutzengleichheit der Alternativen
- In Geldeinheiten nicht bewertbare, negative Konsequenzen (auch als intangible Sozialkosten bezeichnet) dürfen keine Bedeutung haben.

BALKE & RUDOLPH [1997] führen an, dass damit die KVR auch für die Bewertung einzelner Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen, z. B. im Zuge einer Entwurfsplanung, nicht ausreichend ist. Dies ist zumindest solange richtig, wie nicht für alle Entwicklungsziele auch konkrete Zielgrößen bestehen. Da es aber andererseits nicht praktikabel erscheint, im Zuge jeder Objektplanung eine mehr-kriterielle Bewertung durchzuführen, erscheint es sinnvoller die Bewertung auf einer übergeordneten Planungsebene vorzunehmen und daraus Zielgrößen für alle Bereiche abzuleiten.

7.7.2 Kosten-Nutzen-Analyse

Kosten-Nutzen-Untersuchungen sollen die Wirtschaftlichkeit *einer* Maßnahme (i.d.R. Maßnahmen der öffentlichen Hand) vorab prüfen. Dabei geht es nicht in erster Linie um den Vergleich verschiedener Maßnahmen, sondern um die absolute Einschätzung *einer* Maßnahme. Durch die Gegenüberstellung von Kosten-Nutzen-Untersuchungen für verschiedene Varianten kann aber auch ein Variantenvergleich durchgeführt werden. Kosten-Nutzen-Untersuchungen sind in Deutschland für Maßnahmen mit „gesamt-

wirtschaftlichen Auswirkungen“ nach der Bundeshaushaltsordnung (§ 7 Abs. 2) verbindlich vorgeschrieben. Die Kosten-Nutzen-Analyse ist die gängige Methode zur Durchführung dieser Untersuchungen.

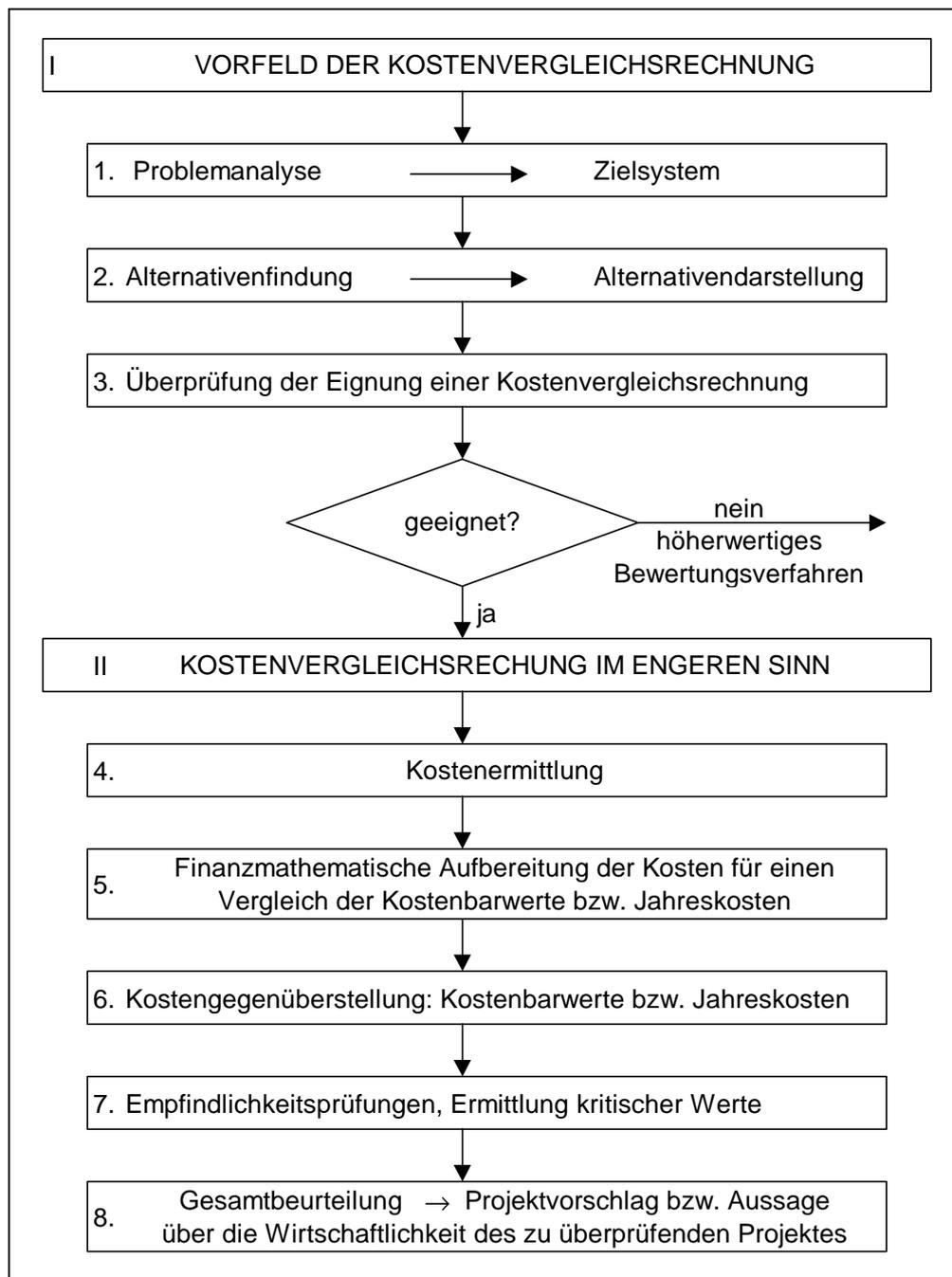


Abb. 65: Ablaufschema für eine Kostenvergleichsrechnung nach LAWA [1998]

Das als höherwertig eingestufte Bewertungsverfahren der *Kosten-Nutzen-Analyse* (KNA) - auch als Nutzen-Kosten-Analyse bezeichnet- ermöglicht im Gegensatz zur KVR auch die Berücksichtigung externer Kosten und Nutzen und somit eine volkswirtschaftliche Bewertung. Bereits 1973 hat das Bundesfinanzministerium einen Leitfaden zur Durchführung von Kosten-Nutzen-Analysen herausgegeben [BMF, 1973]. Die LAWA hat

ebenfalls einen Leitfaden zu diesem Thema erstellt [LAWA, 1979]. Nach SCHOLLES [1999] sollte eine Kosten-Nutzen-Analyse folgende Arbeitsschritte enthalten:

Tab. 41: Arbeitsschritte einer Kosten-Nutzen-Analysen, nach SCHOLLES [1999]

<i>Nr.</i>	<i>Arbeitsschritt</i>	<i>Erläuterung</i>
1.	Problemdefinition, Vorklären der Aufgabe	Was wird betrachtet, was insbesondere nicht?
2.	Konkretisierung eines Zielsystems	Festlegung und Gewichtung der relevanten Entscheidungskriterien (Baukosten, Betriebskosten, Beschäftigungsnutzen, verkehrliche Nutzen ...) Umsetzung in monetär messbare Indikatoren
3.	Bestimmen des Entscheidungsfelds	Analyse der Rahmenbedingungen, die den Entscheidungsspielraum beeinflussen oder begrenzen, z. B.: internationale Verträge, personelle, finanzielle und technische Möglichkeiten
4.	Auswahl und Darstellung der Alternativen	Trassenalternativen, Standortalternativen, alternative Lösung, Null-Alternative (wird nicht gebaut)
5.	Erfassung und Beschreibung der Vor- und Nachteile sowie Prognose der Auswirkungen der Alternativen	Wirkungen der einzelnen Alternativen bezüglich der Ziele, Berücksichtigung aller auftretenden realen Wirkungen
6.	Bewertung der Wirkungen	in monetären Größen (DM), Kosten sind negativer, Nutzen positiver Zielbeitrag, Betriebs- und Unterhaltungskosten können als "negative Nutzen" angesehen werden. Intangible Wirkungen werden nur beschrieben.
7.	Sensitivitätsanalyse	Feststellen der Empfindlichkeit der Analyseergebnisse gegenüber Änderung der Annahmen und Eingangsdaten
8.	Diskontierung	Kosten treten schwerpunktmäßig in der Bauphase auf, Nutzen schwerpunktmäßig erst nach Fertigstellung. Deshalb muss abdiskontiert, d. h. der heutige Wert berechnet werden.
9.	Gegenüberstellung der Nutzen und Kosten	Bruttonutzenprinzip: Alle (abgezinsten) Nutzen werden saldiert, alle (abgezinsten) Kosten ebenfalls. Nettonutzenprinzip: Alle Nutzen sowie Betriebs- und Unterhaltungskosten (negative Nutzen) werden saldiert, alle Investitionskosten ebenfalls. Es wird der Quotient der beiden Summen gebildet, das Nutzen-Kosten-Verhältnis.
10.	Verbale Beschreibung der Intangibles	gesonderte Darstellung der nicht-monetarisierbaren Indikatoren
11.	Gesamtbeurteilung und Entscheidung	für diejenige Alternative mit dem besten Nutzen-Kosten-Verhältnis unter nachrichtlicher Einbeziehung intangibler Wirkungen (Abwägung)

Ein Nachteil der Kosten-Nutzen-Analyse im Bezug auf die generelle Planung von Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen besteht insbesondere in der nicht gleichwertigen Betrachtung intangibler Wirkungen. So werden bislang beispielsweise Einflüsse auf den Wasserhaushalt, wenn überhaupt, als nicht monetarisierbare Indikatoren betrachtet.

Gelingt es allerdings, für die wesentlichen Zielgrößen monetär messbare Indikatoren aufzustellen, so kann die Kosten-Nutzen-Analyse ein sinnvolles Werkzeug sein. BALKE & RUDOLPH [1997] zeigen, wie externe Kosten/Nutzen mit Relevanz für die dezentrale Regenwasserbewirtschaftung bewertet werden können (Tab. 42).

Interessant ist bei diesem Vorgehen insbesondere der Ansatz für die Grundwasserneubildung. BALKE & RUDOLPH schlagen vor, als monetäre Bewertung für eine Herabsetzung bzw. Erhöhung der Grundwasserneubildung durch Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen das Grundwasserentnahmeentgelt heranzuziehen. Bei einem mittleren Grundwasserentnahmeentgelt von 0,10 DM/m³ und der Annahme, dass 50% eines Jahresniederschlages von 600 mm versickert werden, resultiert für Versickerungsanlagen ein externer Nutzen von ca. 0,03 DM/a/m² angeschlossener Fläche.

7.7.3 Mehr-kriterielle Bewertungsverfahren, Nutzwert-Analyse

Wie im vorangegangenen Abschnitt dargestellt, besteht eine mögliche Vorgehensweise bei der Projektbewertung darin, alle relevanten externen Kosten/Nutzen zu internalisieren, d. h. monetär bewertbar zu machen und damit einen Kosten-Nutzen-Vergleich zu ermöglichen. Oftmals gelingt dies jedoch nicht. Kann z.B. noch die Grundwasserneubildung monetär bewertet werden, so ist dies bei der Verdunstung oder bei gestalterischen Aspekten kaum mehr möglich.

Für die Projektbewertung im Rahmen der Erstellung eines GBPR wird deshalb ein Verfahren benötigt, das sowohl externe Kosten berücksichtigt (internalisiert) als auch in der Lage ist, den vielfältigen Zielgrößen Rechnung zu tragen (multidimensionale Bewertung). Derartige Problemstellungen finden sich auch in vielen anderen Bereichen, z. B. der Verkehrs- und Raumplanung oder in der Betriebswirtschaft. Von Wirtschaftswissenschaftlern und anderen Fachdisziplinen sind zahlreiche, teilweise sehr komplexe, teilweise aber auch recht einfache Verfahren für diese Problemstellung entwickelt worden [BALKE & RUDOLPH, 1997]. Ein Planungsinstrument, bei dem standardmäßig Bewertungsverfahren zum Einsatz kommen ist die Umweltverträglichkeitsprüfung.

Nach SCHÄFER [1998] kommen bei der Bewertung von Umweltrisiken hauptsächlich die folgenden, mehrkriteriellen Bewertungsverfahren zum Einsatz:

- verbal-argumentative Bewertung
- ökologische Risikoanalyse
- Nutzwert-Analyse

Tab. 42: Externe Kosten und Nutzen der dezentralen Regenwasserbewirtschaftung nach BALKE & RUDOLPH [1997]

Einflussgröße	Folge / Auswirkungen	externe Kosten / Nutzen
Flächenbedarf der Mulden	<ul style="list-style-type: none"> - Flächennutzung ist eingeschränkt - höherer Grünflächenanteil 	<ul style="list-style-type: none"> - Nutzungsausfall - Wohnumfeldverbesserung
Grundwasserneubildung	<ul style="list-style-type: none"> - GW-Spiegel wird angehoben - Sicherstellung der Versorgung des Wurzelraumes 	<ul style="list-style-type: none"> - Vergrößerung der möglichen GW-Entnahmen - Flächennutzung ist eingeschränkt - Vermeidung, weiter entfernte oder tiefere GW-Vorkommen erschließen zu müssen - Erhalt der Vegetation
Hochwasserschutz (Abflussreduzierung/ -verzögerung)	<ul style="list-style-type: none"> - Hochwasserwelle wird reduziert (häufig die Voraussetzung für eine Renaturierung) 	<ul style="list-style-type: none"> - Volumeneinsparung bei RRB, RÜB, HRB - geringere HW-Schäden an Bauten, Verkehrsflächen, Nutzungsflächen - geringere Gewässerunterhaltung - Steigerung der Grundstückswerte
Gewässerqualität (Vergleichmäßigung des Abflusses)	<ul style="list-style-type: none"> - Niedrigwasserführung des Vorfluters wird angehoben - Regenüberläufe springen seltener an - Belastung aus Kläranlagenablauf wird geringer 	<ul style="list-style-type: none"> - ganzjährige Wasserführung - Verdünnung senkt Schadstoffkonzentration im Vorfluter - Reduzierung des Schadstoffeintrags - Wohnumfeldverbesserung

7.7.3.1 Verbal-argumentative Bewertungen

Verbal-argumentative Bewertungen sind in Politik und Verwaltung weit verbreitet. Bei dieser Methode erfolgt die Bewertung lediglich durch eine begründete, strukturierte Darstellung des Sachverhaltes ohne die Aufstellung eines detaillierten Zielgrößensystems. Eine Anwendung im Rahmen eines GBPR, wo für Teilbereiche bereits klare Zielgrößen existieren, kommt somit nicht in Betracht. Ein weiterer Nachteil besteht darin, dass keine Wirkungsanalysen, d.h. Sensitivitätsanalysen durchgeführt werden können.

7.7.3.2 Die ökologische Risikoanalyse

Die ökologische Risikoanalyse stellt nach SCHOLLES [1999] die gängige Methode bei der Durchführung von Umweltverträglichkeitsprüfungen dar. Mit der ökologischen

Risikoanalyse wird versucht die vielfältigen Wirkungen von Maßnahmen auf die Umwelt zu bewerten. Als Werkzeuge kommen hierbei Relevanzbäume, die Präferenzmatrix oder die Klassenbildung zum Einsatz. Eine detaillierte Darstellung dieser Methode findet sich u. a. bei BACHFISCHER [1978]. Auch die ökologische Risikoanalyse arbeitet nicht mit zahlenmäßig abgebildeten Zielgrößen. Dies mag im Rahmen einer Umweltverträglichkeitsprüfung sinnvoll sein, für einen GBPR wird diese Methode jedoch eher ungünstig sein.

7.7.3.3 Nutzwertanalyse

Das Verfahren, das den Anforderung eines GBPR eher gerecht wird ist die Nutzwertanalyse. In SCHÄFER [1998] findet sich eine Definition dieser Bewertungsmethode:

Die Nutzwertanalyse ist die Analyse einer Menge komplexer Handlungsalternativen mit dem Zweck, die Elemente dieser Menge entsprechend den Präferenzen des Entscheidungsträgers bezüglich eines multidimensionalen Zielsystems zuordnen. Die Abbildung dieser Ordnung erfolgt durch die Angabe der Nutzwerte der Alternativen.

Tab. 43 zeigt den idealtypischen Ablauf einer Nutzwertanalyse. Die Nutzwertanalyse dient weniger dazu die Effizienz eines Projekts zu ermitteln (wie es die Kosten-Nutzen-Analyse tut), als vielmehr die *Effektivität*, d. h. den Gesamtbeitrag des Projekts zu gegebenen Zielen. [SCHOLLES, 1999]. Damit kommt die Nutzwertanalyse den skizzierten Anforderungen im Rahmen eines GBPR nahe.

Nach Tab. 43 ist es erforderlich, sogenannte Nutzenfunktionen zu entwickeln (Schritt Nr.3, 5 und 6). Die Nutzenfunktionen bilden die dimensionsbehafteten Zielgrößen auf den dimensionslosen Nutzwert ab. Abb. 66 zeigt Beispiele, wie Nutzenfunktionen für eine Bewertung von Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen aussehen könnten.

Tab. 43: Schritte der Nutzwertanalyse und Erläuterungen (nach SCHOLLES [1999])

<i>Nr.</i>	<i>Arbeitsschritt</i>	<i>Erläuterung</i>
1	Problemdefinition	Was wird betrachtet, was insbesondere nicht?
2	Alternativenentwicklung	Ziel ist die relative Bewertung von Alternativen: Trassenalternativen, Standortalternativen, Produktalternativen, Null-Alternative.
3	Konkretisierung des Zielsystems	Wichtigster Schritt der Methode: Das Zielsystem muss soweit ausdifferenziert werden, dass es in messbaren oder abschätzbaren Indikatoren endet. Es muss streng hierarchisch sein, sonst ist nicht berechenbar, welchen Zielbeitrag die einzelnen Zielelemente zum Gesamtnutzen liefern. Trotz Gesamtnutzen liegt ein mehrdimensionales Zielsystem vor.
4	Zielgewichtung	Nicht alle Ziele sind gleich wichtig für den Gesamtnutzen; sie tragen nicht dasselbe zum Nutzen bei. Wie wichtig welches Teilziel ist, hängt von den Präferenzen der Entscheidungsträger ab und ist daher politisch bestimmt. Die Summe aller Gewichte muss 100 ergeben, damit 100% Gesamtnutzen vorhanden ist.
5	Bestimmung der Zielerträge	Bestimmung der Auswirkungen des Projekts auf die Indikatorenausprägung
6	Transformation in Zielerreichungsgrade	Rechenvorgang anhand von Nutzenfunktionen: Zwecks Bestimmung des Verlaufs des Nutzens bei Zu- oder Abnahme des Indikatorwerts, Inwertsetzen von Zuständen
7	Wertsynthese	Nur noch Rechenvorgang (da Zielsystem, Gewichte und Nutzenfunktionen nun festliegen), Aggregation von verschiedensten Werten zu einem Wert, dem Gesamtnutzen für jede Alternative.
8	Alternativenbewertung	Je größer der Gesamtnutzen, desto besser ist der Zielerreichungsgrad der Alternative, also ihre Effektivität.
9	Sensitivitätsanalyse	
10	Entscheidung	I.d.R. für diejenige Alternative mit dem höchsten Gesamtnutzen

Die verschiedenen Nutzenfunktionen müssen dann gegenüber dem Gesamtnutzen gewichtet werden (Schritt 4). Eine beispielhafte Wichtung für die Bewertung von Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen ist in Tab. 44 dargestellt.

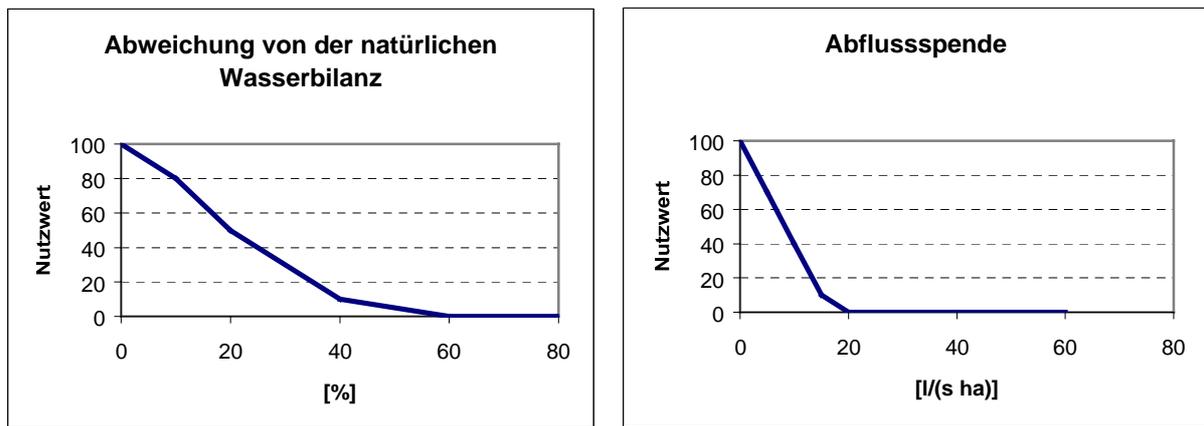


Abb. 66: Beispiele für Nutzwertfunktionen im Bezug auf die Regenwasserbewirtschaftung

Tab. 44: Vereinfachtes Beispiel für eine Wichtung von Nutzenfunktionen

Nutzenfunktion	Gewichtung g_i
Abweichung von der Wasserbilanz	20%
Abflusssrosselung	15%
Entwässerungskomfort	40%
Gestaltung	25%
Summe:	100%

Die Wertsynthese (Schritt 7) ist nur noch ein einfacher Rechengvorgang: Die per Nutzenfunktion herausgefundenen Zielerträge werden mit den Gewichten zu Teilnutzen multipliziert, die einzelnen Teilnutzen werden dann addiert. Dieser Schritt wird i.d.R. rechnergestützt, z.B. mit einem Tabellenkalkulationsprogramm, durchgeführt. Anschließend müssen nur noch die Gesamtnutzen der verschiedenen Varianten

$$N = \sum_{j=1}^m g_j \cdot n_j$$

gegenübergestellt werden.

- N: Gesamtnutzen
- m: Anzahl der Teilnutzen
- n: Zielertrag
- g: Gewicht

Der Vorteil der Nutzwertanalyse gegenüber der Kosten-Nutzen-Analyse besteht darin, dass mit dem Verfahren auch nicht monetär bewertbare Ziele in die Entscheidungsfindung einbezogen werden. Das Verfahren ist außerdem nachvollziehbar und transparent. Gegenüber der ökologischen Risikoanalyse besteht der Vorteil darin, dass die Zielgrößen zahlenmäßig abgebildet werden und verschiedene Zielgrößen gewichtet werden können.

Letzteres kann allerdings auch zu einem Nachteil der Methode werden. Durch die willkürliche Festlegung der Nutzenfunktionen und Gewichtungen können Ergebnisse beeinflusst oder sogar manipuliert werden (Pseudogenauigkeit). Ein weiterer Nachteil besteht darin, dass zumindest in der ursprünglichen Form der Nutzwertanalyse keine Kosten berücksichtigt werden. Durch die Einführung einer Nutzwertfunktion für den Teilnutzen „Kostenminimierung“ kann dieser Nachteil allerdings abgemildert werden [SCHOLLES, 1999].

7.7.4 Zusammenfassende Darstellung der Bewertungsverfahren

Neben den genannten, sind zahlreiche weitere Bewertungsverfahren entwickelt worden. Einen Überblick über die Vielfalt der möglichen Verfahren geben zwei Mitteilungshefte des DVWK [1989 und 1991].

Auch Veröffentlichungen über die Anwendung derartiger Verfahren sind zahlreich. Ein Beispiel für den Einsatz des sogenannten 4-Konten-Modells geben BINDER et. al. [1999] im Zusammenhang mit einer Grundwasserbewirtschaftung. Ein weiteres Beispiel findet sich auf der Internetseite der BFG [1999] über die Durchführung einer ökologischen Bewertung des Ausbaus der Donau. BRÜGGEMANN [1997] beschreibt ein weiteres Verfahren, die Hasse-Diagramm-Technik.

Die Vielfalt der beschriebenen Verfahren ist ein Indiz dafür, dass die absolute und vergleichende Bewertung von Varianten in vielen Planungsdisziplinen einen großen Stellenwert hat. In der Siedlungswasserwirtschaft, insbesondere bei der Erstellung von GEPs ist die Anwendung von Kosten-Nutzen-Untersuchungen oder mehr-kriteriellen Bewertungsverfahren dagegen bislang unüblich, obwohl die Problemstellung denen anderer Disziplinen ähnelt. Bevor deshalb über die Vor- und Nachteile der einen oder anderen Methode diskutiert wird, muss zuerst einmal der Bedarf akzeptiert werden.

Eine abschließende Bewertung über das „beste“ Verfahren zur Projektbewertung im Zuge der Bearbeitung eines GBPR kann im Rahmen dieser Arbeit nicht getroffen werden. Auch in anderen Fachdisziplinen findet sich kein Hinweis auf einen Konsens über ein „bestes“ Verfahren. Nach SCHÄFER [1998] ist bei der Bewertung von Altlastenflächen die Nutzwertanalyse das dominierende Verfahren. Bei der Durchführung von Umweltverträglichkeitsprüfungen kommen vorrangig ökologische Risikoanalysen bzw. Mischformen mit anderen Methoden zur Anwendung. Die klassische Nutzwertanalyse wird dagegen, aufgrund der genannten Nachteile, mittlerweile kritisch gesehen. Es setzt sich zunehmend der Trend durch, dass Planer eine Mehrzahl an Methoden parat haben, die entsprechend der Aufgabenstellung angewendet werden [SCHOLLES, 1999].

7.8 Entscheidungshilfesysteme (Decision Support Systems)

Ein relativer neuer Begriff im Zusammenhang mit dem Einsatz elektronischer Datenverarbeitung in der Wasserwirtschaft sind *Entscheidungshilfesysteme* bzw. „Decision Support Systems (DSS)“ POWER [1999]. Für diesen Begriff existieren verschiedene

Definitionen [OSTROWSKI, 1999], die in etwa die gleichen Inhalte haben wie eine Definition des US Geological Survey:

“Ein Entscheidungshilfesystem ist definiert als eine strukturierte Kombination von Daten, Informationen, computergestützten und nicht-computergestützten Werkzeugen und Diensten, die den Prozess der Entscheidungsfindung und die Entscheidung selbst verbessern kann.“

Zentrales Element eines DSS ist eine Datenbank mit verschiedensten Sachdaten (z. B. Niederschläge, Landnutzung etc.) aber auch Literaturquellen und Schlussfolgerungen, die bei früheren Entscheidungen getroffen wurden. Eine derartige Datenbank wird auch als Management Informationssystem (MIS) bezeichnet. Weitere wichtige Elemente eines DSS sind Simulationsmodelle, Online-Messungen, Statistik- und Optimierungsprogramme und letztendlich eine Oberfläche für die verschiedenen Bausteine [OSTROWSKI, 1999].

Entscheidungshilfesysteme, die einer Gruppe von Entscheidungsträgern als Werkzeug dienen sollen, werden als „Group Decision Support Systems (GDSS)“ bezeichnet. Da Entscheidungen im Zuge der Bearbeitung eines GBPR immer von mehreren Personen getroffen werden (sollten), wird hier in der Regel ein GDSS zur Anwendung kommen. Die Verbindung der obengenannten Bausteine unter der Oberfläche „Internet“ bietet hier völlig neue Möglichkeiten. Detaillierte Informationen über Inhalte und Anwendungsbeispiele von Group Decision Support Systems in der Wasserwirtschaft finden sich bei OSTROWSKI unter www.tu-darmstadt.de/fb/bi/wb/ostrowski/steel_ds

Ein Softwarepaket, das eigentlich dem Anforderungsprofil eines DSS entspricht aber nicht als solches bezeichnet wird, ist das Programm BASINS der US-Umweltbehörde EPA [EPA, 1998]. Wie in Kapitel 3 dargestellt, wurde in den USA mit dem sogenannten Total-Maximum-Daily-Load-(TMDL)-Programm eine Immissionsbetrachtung für alle Gewässer verbindlich eingeführt. Zur Unterstützung dieses Programms wurde das Programmpaket BASINS (Better Assessment Science Integrating Point and Nonpoint Sources) entwickelt und den Anwendern zur Verfügung gestellt (frei verfügbar unter www.epa.gov/ost/basins). Dieses Softwarepaket umfasst:

- das Gewässergütemodell QUAL2E
- ein Modell zur Berechnung von Stoffeinträgen aus diffusen und Punktquellen (NPSM)
- die Bewertungsmodule TARGET und ASSESS

Für die Anwender des Programms werden im Internet umfangreiche digitale Daten zur Verfügung gestellt, u.a. Niederschlagsdaten, Topographie, Landnutzung, etc. und das flächendeckend für die USA! Zur Unterstützung des Anwenders steht ein sehr gutes Handbuch zum Download bereit.

7.9 Ingenieurtechnischer Sachverstand

Bei all den zur Verfügung stehenden Werkzeugen sollte nicht das Wissen des Projektbearbeiters in Vergessen geraten. Die Werkzeuge ersetzen keineswegs den Ingenieur,

sonder erfordern vielmehr ein größeres Wissen, als das bei den bisher üblichen einfachen Handrechenverfahren der Fall war. Die Arbeit des Ingenieurs erfährt eine Aufwertung durch die Anwendung der genannten Werkzeuge!

7.10 Fazit

Die vorangegangenen Abschnitte haben gezeigt, wie vielfältig und komplex die Werkzeuge zur Bearbeitung eines GBPR sind. Um die Einhaltung der in Kapitel 4 genannten wesentlichen Zielgrößen (Gewässerqualität, Wasserhaushalt, Entwässerungskomfort, Kostenminimierung) nachweisen zu können, ist der Einsatz verschiedener Simulationsmodelle unverzichtbar. Die umfangreichen Datenbestände für diese Aufgabe lassen sich nur mit einem GIS mit vertretbarem Aufwand verwalten. Bei der Suche nach optimierten Lösungen sollten Projektbewertungsverfahren zur Anwendung kommen.

Bei der großen Anzahl der verschiedenen Anwendungsbereiche und der Komplexität der Werkzeuge stellt sich die Frage nach den Kosten für derartige Untersuchungen. Zu recht wird die Frage gestellt, ob sich der Einsatz überhaupt lohnt. Eine allgemeine Antwort auf diese Frage ist schwierig, da wenig Erfahrungen mit den Kosten für eine integrale Betrachtung der Regenwasserproblematik vorliegen. Als Orientierung können die Kosten für einen herkömmlichen Generalentwässerungsplan herangezogen werden. LAMMERSEN [1997] hat durch Befragung von Ingenieurbüros ungefähre Kosten von ca. 1.200 DM/ha_{ges} für einen GEP ermittelt. Erfahrungen mit eigenen Projekten bestätigen diese Größenordnung. Die Kosten für eine weitergehende Untersuchung im Sinne des hier vorgestellten GBPR werden sicherlich höher, aber immer noch in der selben Größenordnung liegen.

In Abschnitt 5.11.4 wurde gezeigt, dass die mittleren Investitionskosten für eine Regenentwässerung i. d. R. eine Größenordnung von 50 DM/m²_{red} bzw. 250.000 DM/ha_{ges} (Versiegelungsgrad 50%) aufweisen. Im Verhältnis zu diesen Baukosten sind die Planungskosten für einen herkömmlichen GEP oder einen GBPR somit sehr gering.

8 Verfahrensschema für die Bearbeitung eines GBPR

8.1 Überblick

Auf Basis der dargestellten rechtlichen Grundlagen (Kapitel 2), des Stands der Technik im internationalen Vergleich (Kapitel 3) und der Zielgrößen (Kapitel 4) wird in diesem Kapitel ein möglichst allgemein gültiges Verfahrensschema zur Bearbeitung eines GBPR erarbeitet. Das Schema beschreibt welche Zielgrößen definiert werden müssen, welche Daten zu erheben und aufzubereiten sind und mit welchen Werkzeugen der Nachweis erbracht wird, dass die Zielgrößen eingehalten werden.

Das entwickelte Schema orientiert sich in der grundlegenden Vorgehensweise an dem US-amerikanischen TMDL-Programm. Da dieses Programm nur auf die Zielgröße Gewässerqualität abzielt, wird es um die weiteren Zielgrößen „Entwässerungskomfort“ und „Wasserhaushalt“ ergänzt. Der iterative Prozess wird jedoch beibehalten.

Die einzelnen Arbeitsschritte des Verfahrensschemas werden mit konkreten Beispielen unteretzt. Dabei wird auf verschiedene Projekte zurückgegriffen, die der Verfasser in den letzten Jahren bearbeitet hat.

Ein weiterer wichtiger Punkt ist die Einbindung des Verfahrensschemas in die bundesdeutsche Planungspraxis. Es wird ein Weg aufgezeigt, wie das Schema mit den existierenden Planungsinstrumenten Bewirtschaftungsplan bzw. Wasserwirtschaftlicher Rahmenplan und GEP in Einklang gebracht werden kann.

8.2 Verfahrensschema

Das nachfolgende Verfahrensschema zeigt die Arbeitsschritte, die zur Erstellung eines Generellen Bewirtschaftungsplans Regenwasser (GBPR) prinzipiell notwendig sind. In diesem Abschnitt wird vorerst nicht berücksichtigt, wie diese Arbeitsschritte in die bestehenden Planungsinstrumente in Deutschland integriert werden können, wer sie bearbeitet oder welche anderen Fragestellungen sinnvollerweise in die Untersuchung einbezogen werden. Es wird davon ausgegangen, dass Eingriffe in den Wasserhaushalt oder Gewässerverschmutzungen nur durch Regenwasser bedingt sind. Da dies natürlich nicht der Realität entspricht, wird in den nachfolgenden Abschnitten versucht, Vorschläge für eine Einbindung in die wasserwirtschaftliche Planungspraxis in der Bundesrepublik Deutschland zu unterbreiten.

8.2.1 1. Schritt: Definition der Zielgrößen

Bevor mit der Bearbeitung eines Generellen Bewirtschaftungsplans Regenwasser (GBPR) begonnen wird, sollte eine Definition der Ziele, die mit dem Plan erreicht werden sollen, erfolgen. Diese Zielgrößen umfassen:

- 1) die Gewährleistung eines gewissen Entwässerungskomforts
- 2) das Erreichen einer bestimmten Gewässergüte,
- 3) das Einstellen einer möglichst naturnahen Wasserbilanz,

Diese drei Ziele sind mit möglichst geringem Aufwand (Kostenminimierung) und natürlich unter Beachtung der geltenden Rechtsvorschriften zu erreichen. Die Zielgrößen können durchaus zeitlich gestaffelt sein. Beispielsweise könnte gefordert werden, eine gewünschte Grundwasserneubildungsrate in 10 oder 20 Jahren zu erreichen.

a) Entwässerungskomfort

Das erste Ziel (Entwässerungskomfort) wird sich in der Regel am ATV-Arbeitsblatt A118 orientieren, wo zulässige Überstauhäufigkeiten für Kanalnetze zwischen $n=0.5$ (1-mal in 2-Jahren) und $n=0.1$ festgelegt sind. Diese Überstauhäufigkeiten können auf andere Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen z. B. Versickerungsmulden übertragen werden. Da auch bei Anwendung des A118 gewisse Freiheitsgrade bestehen, sollten die zulässigen Überstauhäufigkeiten zu Beginn der Bearbeitung zwischen allen Beteiligten, d. h. der Aufsichtsbehörde, der Kommune bzw. dem Betreiber des Entwässerungssystems, dem Planer und nicht zuletzt den Bürgern oder deren politischer Vertretung abgestimmt werden. Zu berücksichtigen sind auch Gerichtsentscheidungen. Die zulässigen Überstauhäufigkeiten sind in einem Plan festzuhalten.

b) Gewässerqualität

Das Erreichen einer bestimmten Gewässerqualität als zweites Ziel lässt dagegen weniger Spielräume, da hier die Gewässergüteklasse II bzw. zukünftig der „gute ökologische

Zustand“ für Oberflächengewässer und der „gute chemische Zustand“ des Grundwassers vom Gesetzgeber vorgegeben sind.

Das Entwicklungsziel „guter Zustand eines Oberflächengewässers“ muss allerdings mit konkreten Parametern belegt werden. In kleineren nicht gestauten Fließgewässern kann dies der Saprobienindex ergänzt um chemische Parameter sein. Bei Seen oder anderen gestauten Gewässern sind u.U. abweichende Parameter notwendig. Auch für das Grundwasser werden zukünftig konkrete Parameter für den qualitativen Zustand vorzugeben sein.

c) Wasserhaushalt

Am meisten Spielraum für die Planung bietet bislang das dritte Ziel, das Einstellen einer möglichst naturnahen Wasserbilanz. Während für das Grundwasser (zukünftig) die relativ konkrete Forderung nach einem „mengenmäßig guten Zustand“ des Grundwassers, d. h. einer ausgeglichenen Wasserbilanz besteht, kann für Oberflächengewässer nur auf die allgemeine Forderung des WHG nach einem Erhalt der Leistungsfähigkeit des Wasserhaushalts und einer Vermeidung der Vergrößerung und Beschleunigung des Wasserabflusses zurückgegriffen werden.

Sinnvoll ist es, eine anzustrebende Wasserbilanz und zulässige Abflussspenden als Funktion der Wiederkehrhäufigkeit für das Untersuchungsgebiet zu definieren. Dies kann global für das ganze Gebiet oder flächendifferenziert erfolgen. Der Planer muss die Einhaltung dieser Wasserbilanz (im langjährigen Mittel) mittels Simulation nachweisen. Als Grundlage für diesen Ansatz kann die Wasserbilanz des quasi natürlichen, unbesiedelten Zustandes dienen, von der bestimmte Abweichungen zulässig sind. Wie derartige Zielvorgaben aussehen könnten, wurde in Abschnitt 4.4.4 dargestellt. Im weiteren wird diese Zielgröße als „guter Wasserhaushalt“ bezeichnet.

8.2.2 2. Schritt: Überprüfung des Handlungsbedarfs

Nach der Definition der Zielgrößen, erfolgt die Einschätzung des derzeitigen Zustandes. Hierfür sind in erster Linie Messungen u.U. aber auch Simulationsrechnungen erforderlich.

Ob die Zielgrößen hinsichtlich des Entwässerungskomforts eingehalten werden, ist meist aus Beobachtungen (Betriebspersonal, Beschwerden der Bürger, Feuerwehreinsätze, etc.) bekannt. Zusätzlich können Simulationsrechnungen, die sinnvollerweise an Messungen (Wasserstand, Durchfluss) kalibriert werden, herangezogen werden.

Die Einhaltung der Zielgröße Gewässerqualität sollte durch Messungen bewertet werden. Dies setzt die Einrichtung eines Monitoring-Systems voraus. Gewässergütesimulationen, kalibriert an den Messdaten, können weitere Erkenntnisse liefern.

Die Erfüllung der Zielvorgaben hinsichtlich der Zielgröße Wasserhaushalt kann am Besten durch Simulationsrechnungen erbracht werden. Auch hier ist jedoch eine Kalibrierung an Messdaten (Wasserstandsmessungen, Grundwasserstandsmessungen, etc.) erforderlich.

Sollte sich aus den vorliegenden Untersuchungen (Messungen, Modellrechnungen) ergeben, dass alle vorgenannten Zielgrößen eingehalten werden, kann das Verfahrensschema an dieser Stelle abgebrochen werden. Andernfalls ist die Untersuchung fortzusetzen. Die Überprüfung der Einhaltung der Zielgrößen muss in regelmäßigen Abständen, z. B. alle 2 Jahre wiederholt werden.

8.2.3 3. Schritt: Datenbeschaffung

Erster Schritt für die weitere Bearbeitung ist die Beschaffung der erforderlichen Daten. Eine ausführliche Beschreibung der maßgebenden Daten ist in Kapitel 6 erfolgt. Abb. 67 gibt einen Überblick über die wichtigsten Daten.

Abb. 67: Datenbedarf für einen GBPR

Naturräumliche Faktoren

- Langzeitdaten für Niederschlag
- Verdunstungs-, Temperaturdaten
- Topografie (Digitales Geländemodell)
- Geologische Karten
- Grundwassersituation (hydrogeologische Karte)
- bodenkundliche Daten

Flächennutzungsfaktoren

- Einwohnerzahlen
- Wasserverbrauch, Schmutzwasseranfall
- Versiegelungsgrad
- Flächennutzung, Baustruktur, Landnutzung
- Zukünftige Planungen (Bebauungspläne, Flächennutzungsplan, Entwicklungspläne)
- Kanalisierungsgrad (Anschlußgrad)
- Datenbasis für Regenwassergebühr
- Flächenkosten

Entwässerungstechnische Faktoren

- Kanalnetzdaten inkl. Sonderbauwerke
- Teileinzugsgebiete, Haltungsflächen
- Daten der Kläranlage (Bemessungsdaten, Betriebsdaten)
- Gewässerdaten (Quer-, Längsprofile, Sonderbauwerke,)
- Vorhandene Messdaten (Abflüsse, Wasserstände, chemische/biol. Parameter)

Qualitative Faktoren

- Verschmutzungspotenziale an der Oberfläche
- Trinkwasserschutzgebiete
- Altlasten

Nicht räumliche Faktoren

- Rechtsvorschriften, Satzungen, örtliche Preisbasis

8.2.4 4. Schritt: Datenaufbereitung

An die Datenbeschaffung schließt sich die Aufbereitung der Daten zur Verwendung in den verschiedenen Simulationsmodellen an.

a) Aufbereitung der Klimadaten

Liegen die Niederschlagsdaten nicht bereits digital vor, ist eine Digitalisierung der Aufzeichnungen erforderlich. Das gleiche gilt für die Verdunstungs- und Temperaturreihen.

Da derzeit die kontinuierliche hydrodynamische Modellierung eines größeren Kanalnetzes für einen Zeitraum von 10 Jahren oder länger noch nicht möglich ist, sind die Niederschlagsdaten für eine Langzeitseriensimulation aufzubereiten. Entsprechende Programme stehen zur Verfügung. Tab. 45 zeigt die ersten 10 Ereignisse einer statistischen Auswertung der Niederschlagsreihe Berlin-Neukölln.

Tab. 45: Niederschlagsereignisse für Langzeitseriensimulation (Berlin-Neukölln)

Nr.	Anfang		Ende		Summe [mm]	Spende [l/(s ha)]	Dauer [min]
	Datum	Zeit	Datum	Zeit			
1	08.08.78	01:40:00	09.08.78	07:55:00	115,30	10,59	1815
2	29.08.69	06:25:00	30.08.69	14:30:00	77,00	6,67	1925
3	27.06.66	15:10:00	29.06.66	19:05:00	52,60	2,81	3115
4	11.06.66	19:40:00	12.06.66	03:05:00	46,80	17,53	445
5	03.08.70	17:00:00	03.08.70	18:25:00	46,20	90,59	85
6	10.03.81	21:50:00	12.03.81	06:10:00	46,20	3,97	1940
7	20.06.68	19:00:00	20.06.68	23:00:00	44,40	30,83	240
8	10.08.64	05:35:00	12.08.64	13:55:00	43,70	2,15	3380
9	17.07.65	12:50:00	18.07.65	07:00:00	42,80	6,54	1090
10	20.05.72	03:45:00	21.05.72	07:05:00	42,10	4,28	1640

b) Aufbereitung Geländemodell

Die Topografiedaten werden in ein Geografisches Informationssystem eingespielt. Aus diesem digitalen Geländemodell können dann Hangneigungsmodelle und Einzugsgebietsgrenzen errechnet werden.

Die beiden nachfolgenden Abbildungen zeigen das zugrundeliegende Höhenmodell für das Areal eines geplanten Gewerbegebietes (Abb. 68) und das daraus abgeleitete Hangneigungsmodell (Abb. 69).

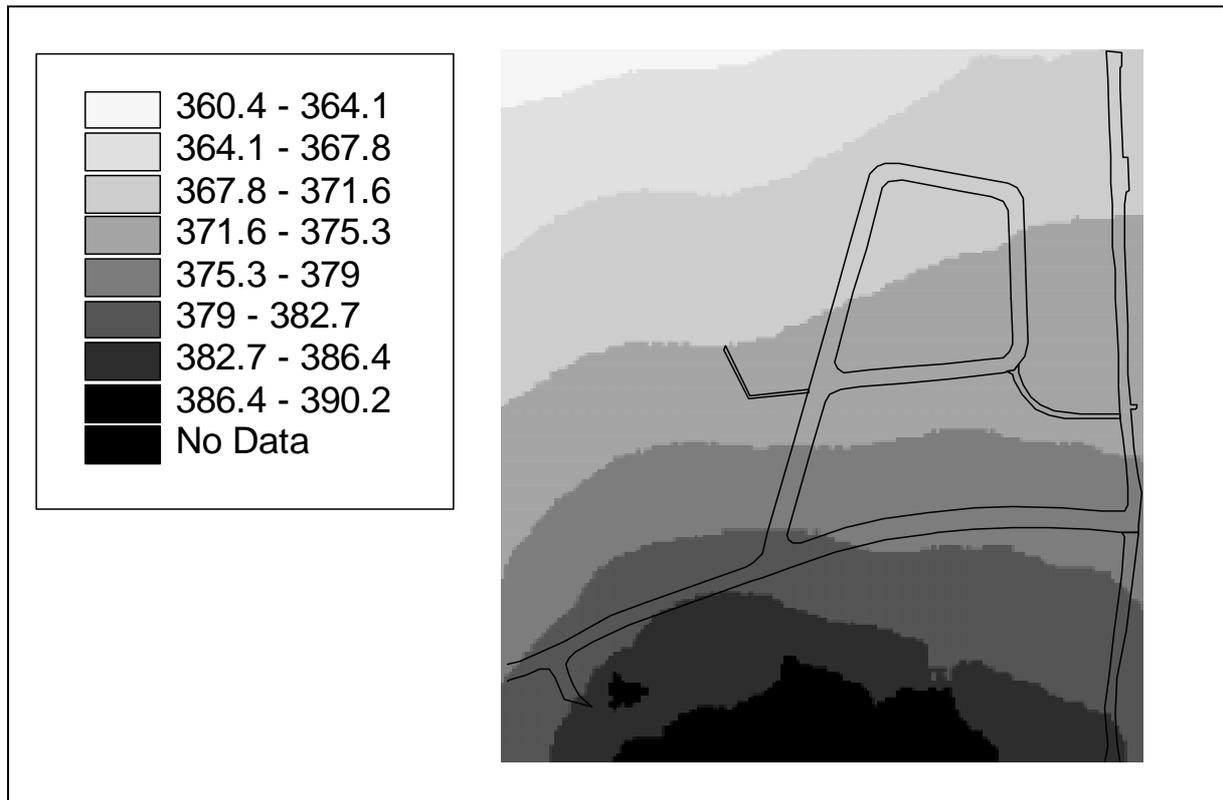


Abb. 68: Höhenmodell für das Areal eines geplanten Gewerbegebietes in Chemnitz (Angaben in m+NN)

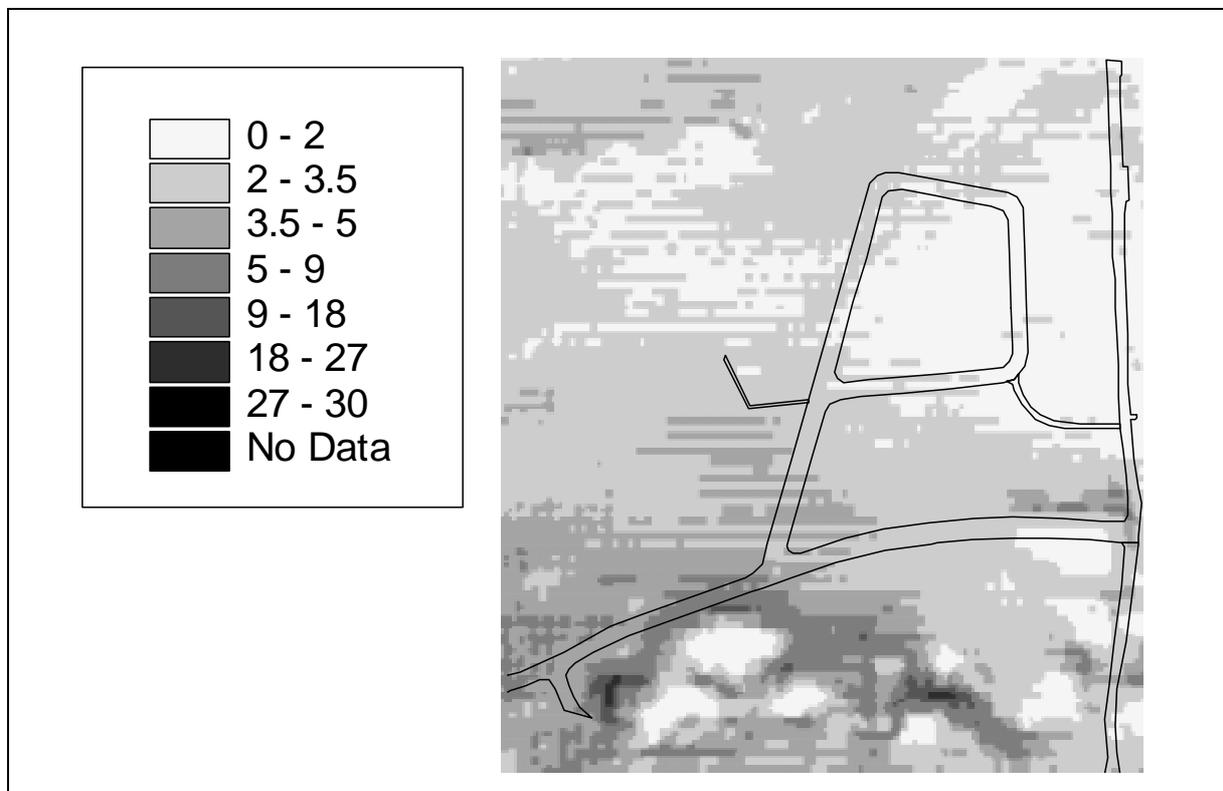


Abb. 69: Hangneigungsmodell für das Areal eines geplanten Gewerbegebietes in Chemnitz (Angaben in %)

c) Aufbereitung Kanalnetzdaten

Die benötigten Kanalnetzdaten (s. Tab. 36) inkl. den Daten für Sonderbauwerke werden, falls sie nicht schon digital vorliegen, aufgenommen und in eine Kanaldatenbank eingespielt. Ergebnis ist ein Kanalinformationssystem, das im weiteren als Planungsgrundlage dient.

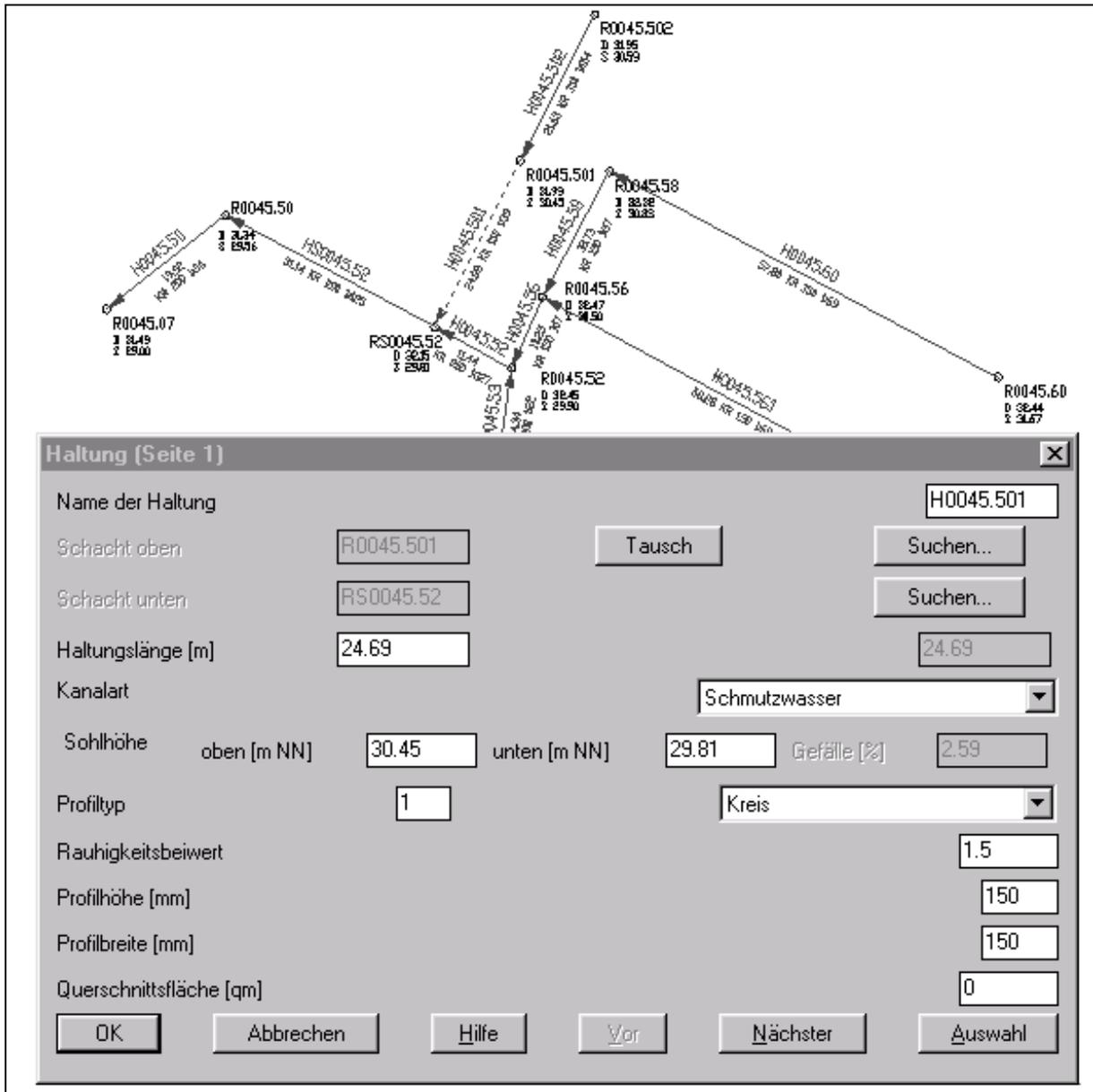


Abb. 70: Aus einer Kanaldatenbank generierter Lageplan eines Teilnetzes (Regenwasserkanalisation) der Stadt Prenzlau mit Eingabemaske für Haltungsdaten (Programm GIPS, Fa. itwh)

Aus der Kanaldatenbank heraus können Lagepläne (Abb. 70), Längsschnitte (Abb. 71) oder Querprofile generiert werden, die vor allem auch zur Plausibilitätskontrolle bzw. zur Fehlersuche dienen. Gegebenfalls ist eine Vereinfachung des Netzes (Grobnetzbildung, Lumping) im Hinblick auf die Simulation erforderlich (s. Abschnitt 6.4.1).

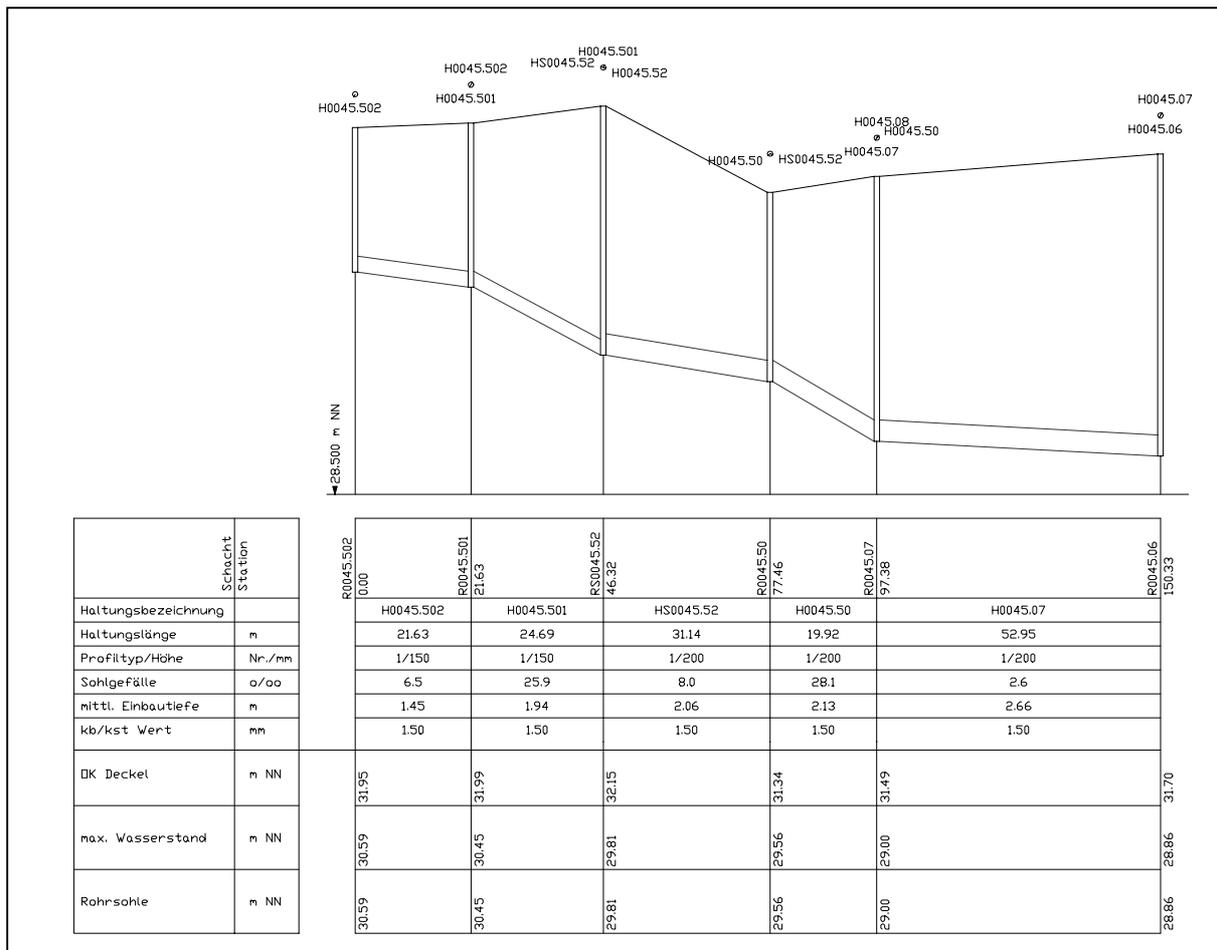


Abb. 71: Aus einer Kanaldatenbank generierter Längsschnitt eines Regenwasserkanals

d) Aufbereitung Gewässerdaten

Neben den Kanalnetzdaten werden Gewässerdaten (Längs- und Querprofile, Lagepläne) benötigt. Auch diese Daten werden in eine Datenbank eingespielt. Die nebenstehende Abbildung zeigt einen generierten Lageplan des Einzugsgebietes des Holzbaches und der Mischwasserkanalisation der Ortschaft Weiskirchen im Saarland.

e) Aufbereitung Flächendaten

Wie in Abschnitt 6.3 dargestellt, werden für die Bearbeitung eines GBPR zahlreiche verschiedene Flächendaten benötigt. Abb. 73 zeigt beispielhaft verschiedene Flächendaten für ein Teileinzugsgebiet in Berlin-Lichtenberg.

Ein Teil dieser Daten sind Rohdaten und müssen “nur” in das GIS eingespielt werden. Andere thematische Karten werden durch Klassifikation oder Verschneidung aus den Rohdaten abgeleitet. Beispielsweise kann eine Karte mit den Verschmutzungspotenzialen der Oberfläche aus der Karte der Flächennutzung bzw. Baustruktur abgeleitet werden.

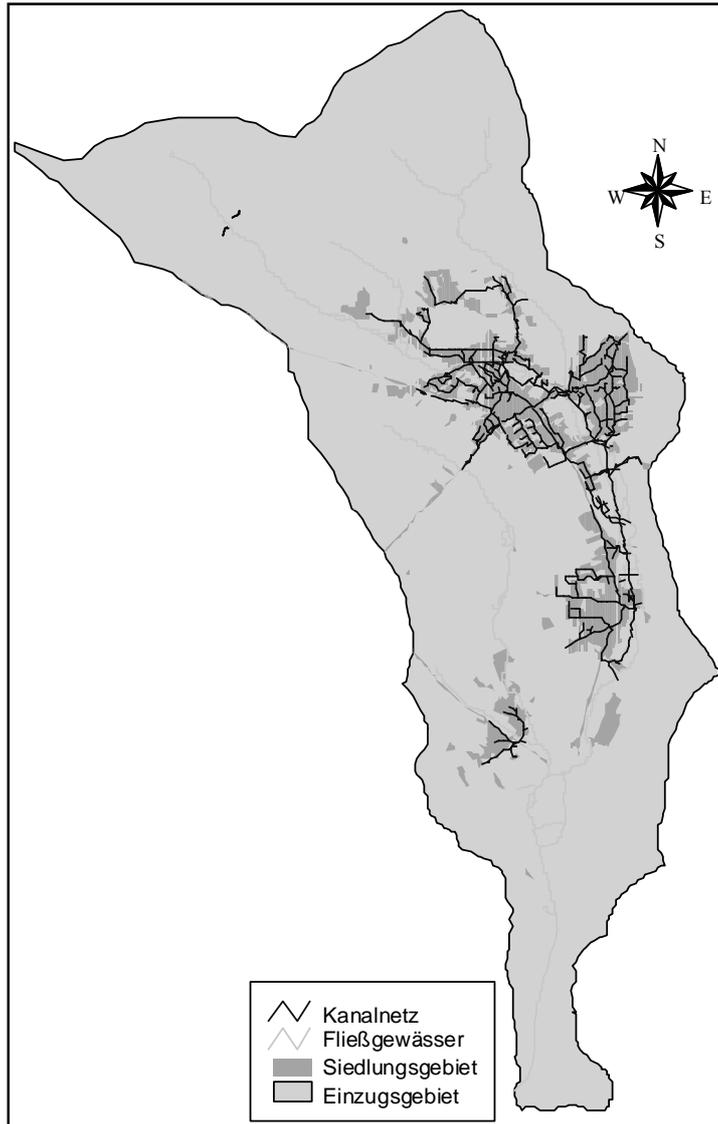


Abb. 72 Einzugsgebiet Holzbach und Kanalnetz (MW) der Gemeinde Weiskirchen

Einige dieser Daten, wie z. B. die Versiegelungsgrade oder die Einwohnerdichte werden bereits zur Berechnung des Ist-Zustandes benötigt. Andere, wie der Baustrukturtyp oder der Flurabstand, finden dagegen erst bei der Variantenermittlung Verwendung. In beiden Fällen ist eine Zuordnung zu den Teileinzugsgebieten der Bewirtschaftungselemente erforderlich. Welche Möglichkeiten dazu mit Geografischen Informationssystemen bestehen, ist Inhalt des nachfolgenden Abschnittes.

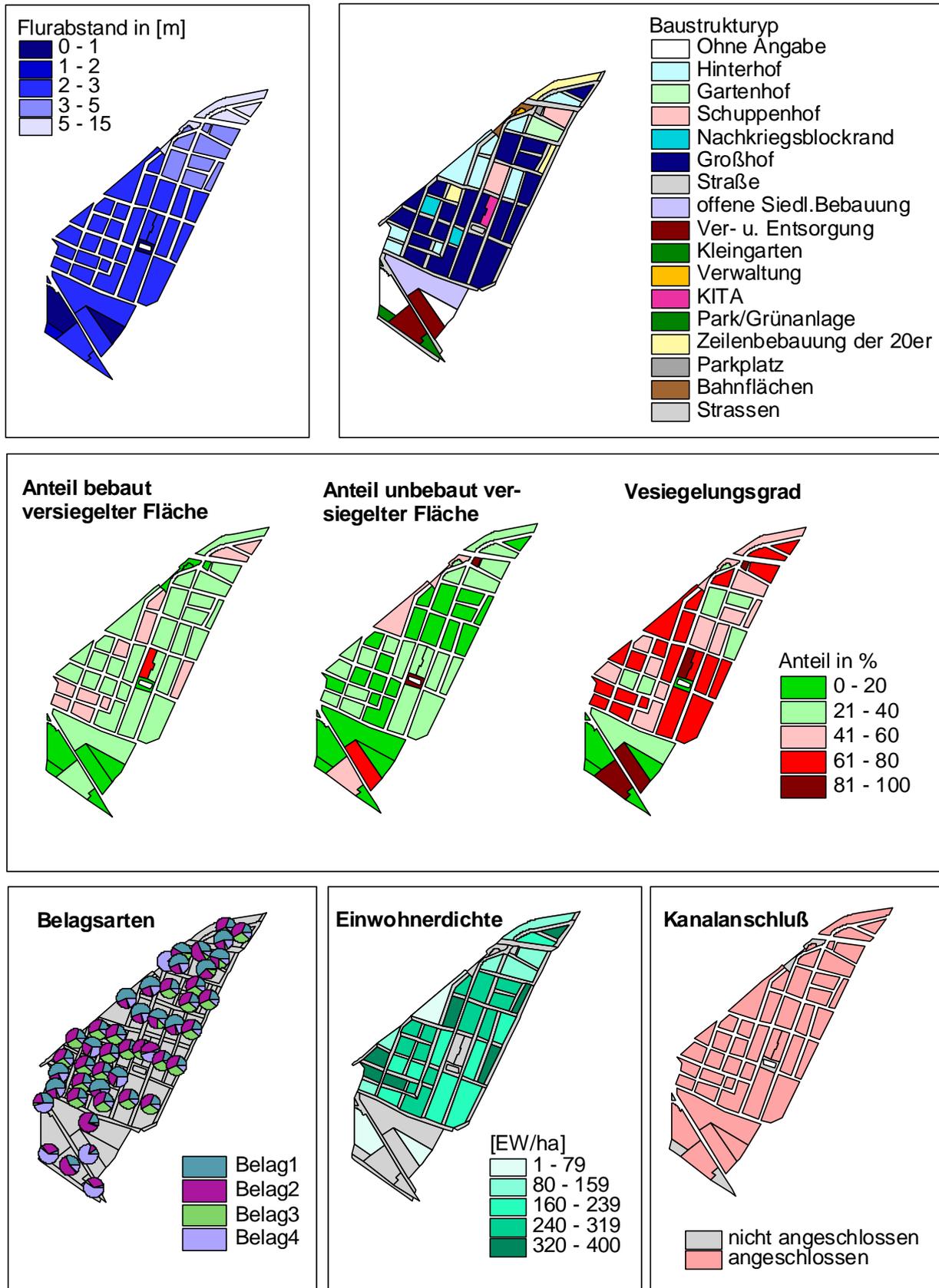


Abb. 73: Beispielhafte Flächendaten für ein Teileinzugsgebiet in Berlin-Lichtenberg

f) Zuordnung zwischen Flächendaten und Entwässerungssystem

Ein wichtiger Arbeitsschritt ist die Einteilung des Untersuchungsgebietes in Teileinzugsgebiete und die Verschneidung dieser Teilflächen mit den Flächendaten.

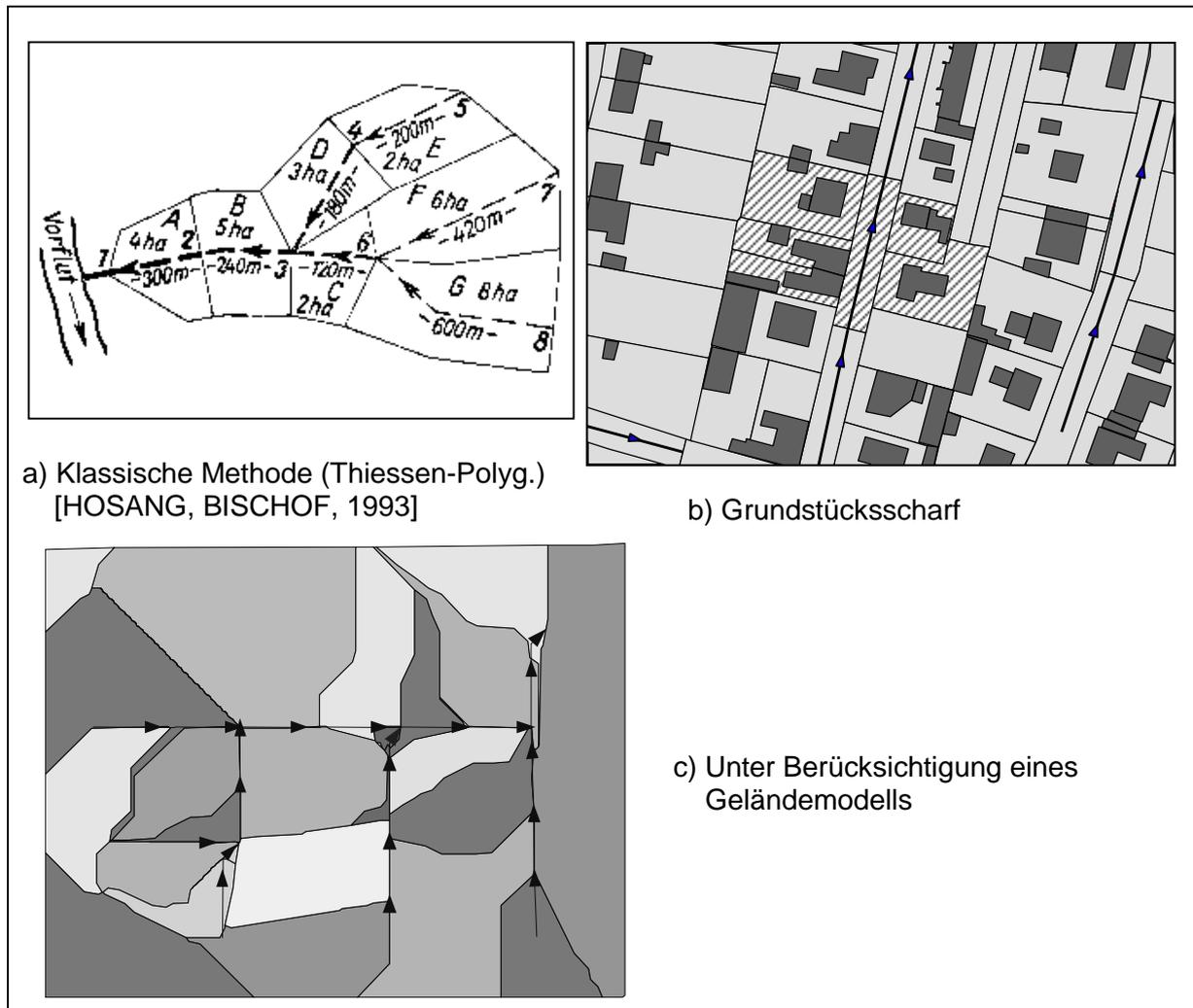


Abb. 74: Möglichkeiten zur Festlegung von Haltungsflächen

Abb. 74 zeigt verschiedene Möglichkeiten zur Festlegung von Haltungsflächen. Bei der klassischen Methode (a) werden sogenannte Thiessenpolygone gebildet. Diese rein geometrische Vorgehensweise berücksichtigt weder die Gefälleverhältnisse noch die Grundstücksaufteilung. Bei der Methode (c) werden aus einem Geländemodell Hangneigungen und Fließwege berechnet und daraus die zu einem Entwässerungselement gehörenden Teilflächen bestimmt. Diese Vorgehensweise ist im außerörtlichen Bereich die Vorzugslösung. Im innerörtlichen Bereich kann ebenfalls die Methode (c) herangezogen werden, eventuell mit zusätzlichen Oberflächeninformationen, wie z. B. Häusern oder Straßen (Programm GIPS, itwh). Bei nicht zu steilen Geländegefälleverhältnissen richtet sich die Entwässerungsrichtung allerdings eher nach den Grundstücksgrenzen als nach der Oberfläche. Hier kann Methode (b) angewendet werden, die auf Katasterplänen aufbaut. Vorteil von (b) ist außerdem, dass gleichzeitig Daten für die Regenwassergebühr ermittelt werden.

Liegt die Einteilung der Teileinzugsgebiete (bzw. Haltungsflächen im Siedlungsbereich) vor, können die Teilflächen mit den Flächendaten verschnitten werden. So kann z. B. für jede Teilfläche der Versiegelungsgrad oder die Einwohnerdichte errechnet werden.

8.2.5 5. Schritt: Berechnung des Ist-Zustandes

Zweiter Schritt ist die Berechnung des Ist-Zustandes, d. h. der momentanen hydraulischen Auslastung des Kanalnetzes, der aktuellen Wasserbilanz des Einzugsgebietes, der Emissionen aus Kanalnetz und Kläranlage und der Gewässergüte.

a) Hydraulische Leistungsfähigkeit

Die Berechnung der hydraulischen Leistungsfähigkeit erfolgt, vorzugsweise für Kanalnetz und Fließgewässer gemeinsam, mit der Methode der hydrodynamischen Langzeitseriensimulation. Dabei wird das im Kanalinformationssystem vorgehaltene Netz nacheinander mit den ausgewählten, natürlichen Niederschlägen belastet. Die Berechnungsergebnisse, d. h. die Anzahl der Überstauungen an den Schächten und die Überlaufmengen werden statistisch ausgewertet und wieder in das Kanalinformationssystem eingespielt.

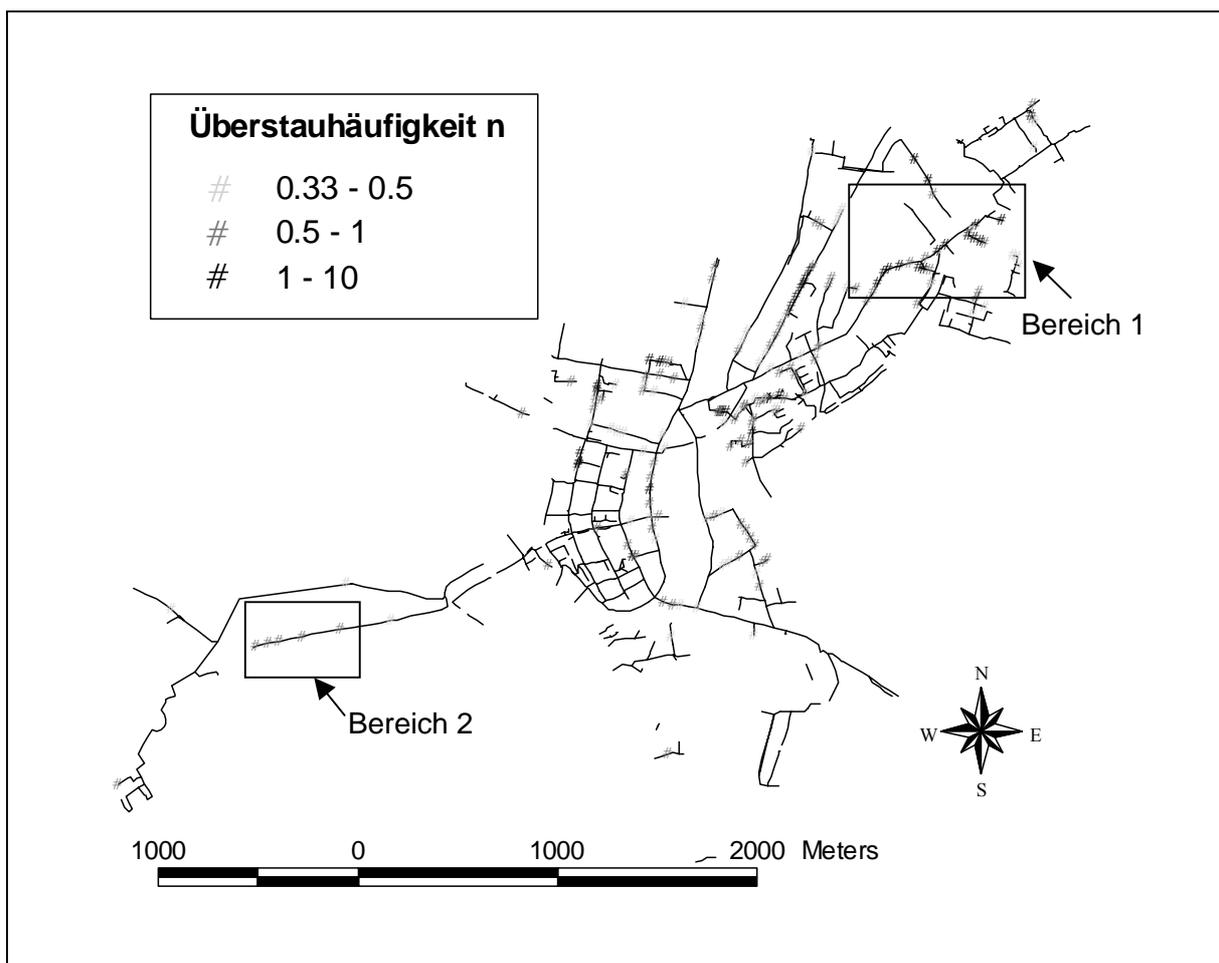


Abb. 75: Ergebnisse einer Langzeitseriensimulation für die Regenwasserkanalisation der Stadt Prenzlau

Ein wichtiger Bestandteil der Ist-Zustandsberechnung ist die Kalibrierung des Modells und die Validierung der Simulationsergebnisse. Dazu sollten einerseits Wasserstands- bzw. Abflussmessungen herangezogen werden. Andererseits ist eine Befragung von Anwohnern, erfahrenen Mitarbeitern des Kanalbetriebs oder der Feuerwehr sinnvoll. Diese Gruppen haben oftmals erstaunlich genaue Kenntnisse über Schwachpunkte in der Kanalisation.

Durch Verbindung von Kanalnetzrechnungsprogramm und Geografischem Informationssystem bestehen sehr gute Möglichkeiten für die Visualisierung der Berechnungsergebnisse. Abb. 75 zeigt die Ergebnisse einer Langzeitseriensimulation für die Regenwasserkanalisation der Stadt Prenzlau. Trotz der größeren Anzahl von Haltungen (1271 Stck.) wird die Überlastungssituation in einigen Teilbereichen auf einen Blick deutlich.

Aus der Darstellung können relativ einfach erste Ansätze für eine Sanierung des Netzes abgeleitet werden. Beispielsweise wird im Bereich 1 (Abb. 75) eine Erweiterung der Haltungsdurchmesser nicht in Frage kommen, da die Probleme 1. sehr massiv sind und 2. in einen unterhalb liegenden Bereich verlagert würden, der selbst schon überlastet ist. Im Bereich 2 sind die Überlastungen dagegen relativ wenig ausgeprägt und räumlich begrenzt, so dass eine Querschnittserweiterung (oder die Abkopplung von Flächen) das Problem beheben könnte.

b) Schmutzfrachtberechnung

Zur Bestimmung der Emissionen aus den Siedlungsgebieten wird ein (hydrologisches) Schmutzfrachtmodell erstellt. Dazu werden die Haltungsflächen des Kanalnetzes zu größeren Einheiten aggregiert und Ansätze für die Abflusskonzentration ermittelt. Auch hierbei kann ein GIS ein nützliches Werkzeug sein. Abb. 76 zeigt das Ersatzsystem für das Einzugsgebiet des Marzahn-Hohenschönhauser Grenzgrabens (2.200 ha) in Berlin.

Zur Berechnung der Schmutzfrachtbildung werden die Teileinzugsgebiete mit den Karten der Verschmutzungspotenziale der Oberfläche, der Einwohnerdichte und dem Wasserverbrauch verschnitten.

Die Wahl der Schmutzfrachtparameter sollte sich an den erforderlichen Modellparametern der nachfolgenden Kläranlagen- und Gewässergütesimulation orientieren. Diese wiederum müssen den nachzuweisenden Zielgrößen der Gewässerqualität gerecht werden. Diese Vorgehensweise führt dazu, dass - je nach örtlicher Situation – unterschiedliche Parameter von Bedeutung sein können (z.B. Nährstoffe bei stehenden Gewässern, CSB bei Flüssen).

Die Schmutzfrachtberechnung erfolgt mit einer Langzeitkontinuumssimulation für einen Zeitraum, der i. d. R. mindestens 10 Jahre umfassen sollte. Auch das Schmutzfrachtmodell sollte selbstverständlich an Messdaten oder alternativ an den Ergebnissen der hydrodynamischen Modellierung kalibriert und validiert werden.

Die Berechnungsergebnisse können ebenfalls wieder in das GIS eingespielt und ansprechend visualisiert werden (s. Abb. 77).

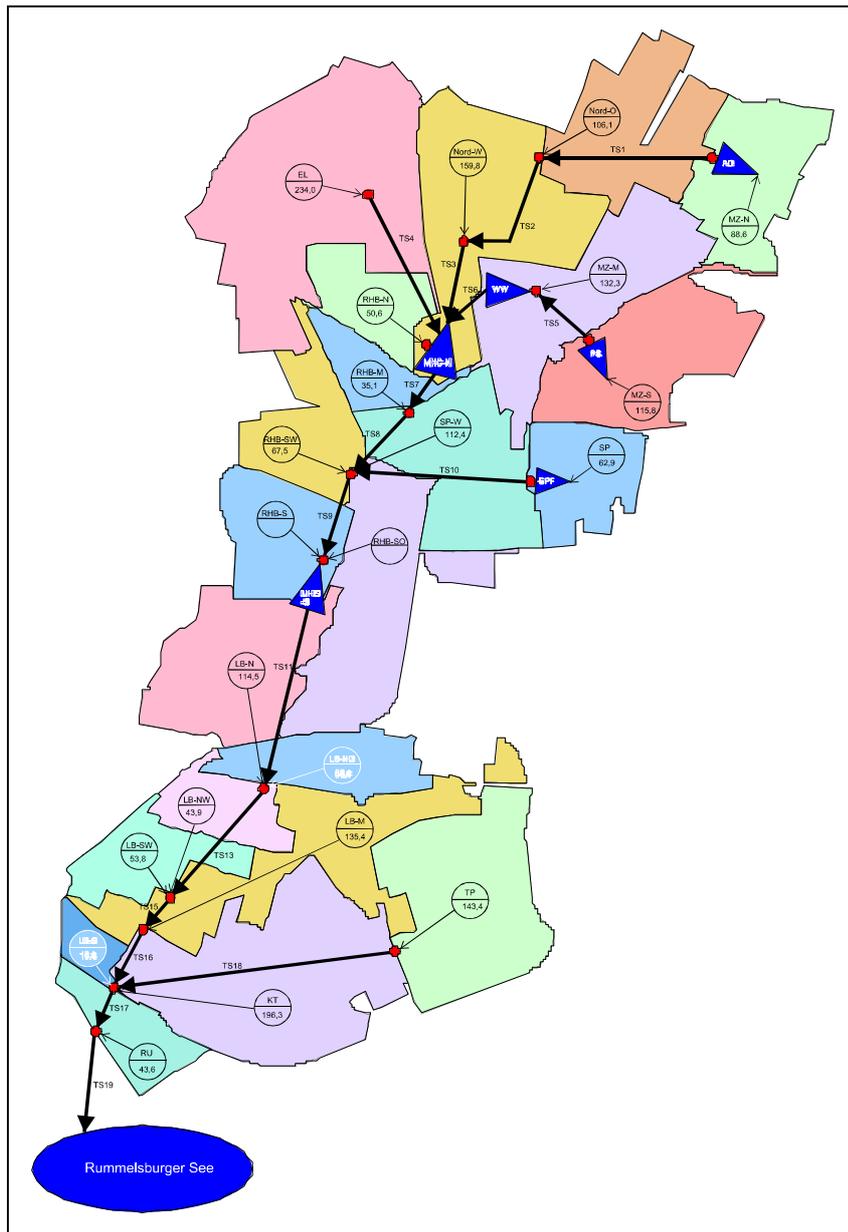


Abb. 76: Hydrologisches Ersatzsystem für das Einzugsgebiet des Marzahn-Hohenschönhauser-Grenzgrabens in Berlin

c) Kläranlagenmodellierung (Gesamtemission)

Ergebnis der Schmutzfrachtberechnung ist - neben der Quantifizierung der Entlastungstätigkeit - eine Zuflussganglinie zur Kläranlage. Damit steht eine wesentliche Inputgröße für die Modellierung der Abwasserreinigungsanlage zur Verfügung. Andere wichtige Modellparameter sind Bauwerksdaten und prozesskinetische Parameter.

Detaillierte Informationen und Beispiele für die dynamische Simulation von Kläranlage und Kanalnetz finden sich u.a. bei DURCHSCHLAG [1989], HARREMOËS et. al. [1993], KOLLATSCH [1995], KREBS et. al. [1996] und OTTERPOHL [1995]. Die Einspielung der Ergebnisse in das wasserwirtschaftliche Informationssystem ist denkbar und sollte unproblematisch sein, obgleich hierfür keine Beispiele gefunden werden konnten.

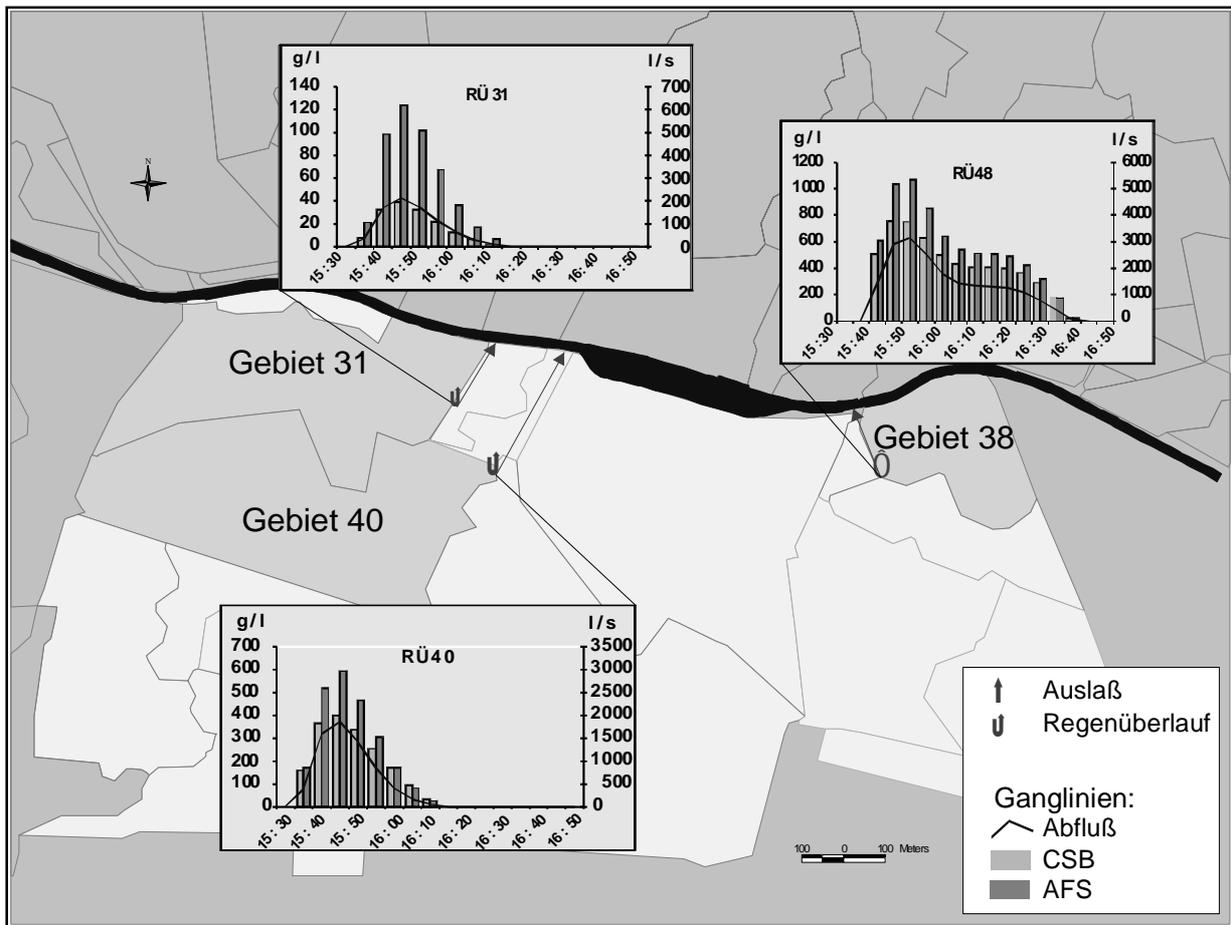


Abb. 77: Visualisierung von Ergebnissen einer Schmutzfrachtsimulation für ein Pumpwerkseinzugsgebiet in Berlin [IPS, 1998].

d) Wasserhaushaltuntersuchung

Um die Auswirkungen der Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen auf den Wasserhaushalt quantifizieren zu können, ist die Berechnung der Wasserbilanz für das Untersuchungsgebiet erforderlich.

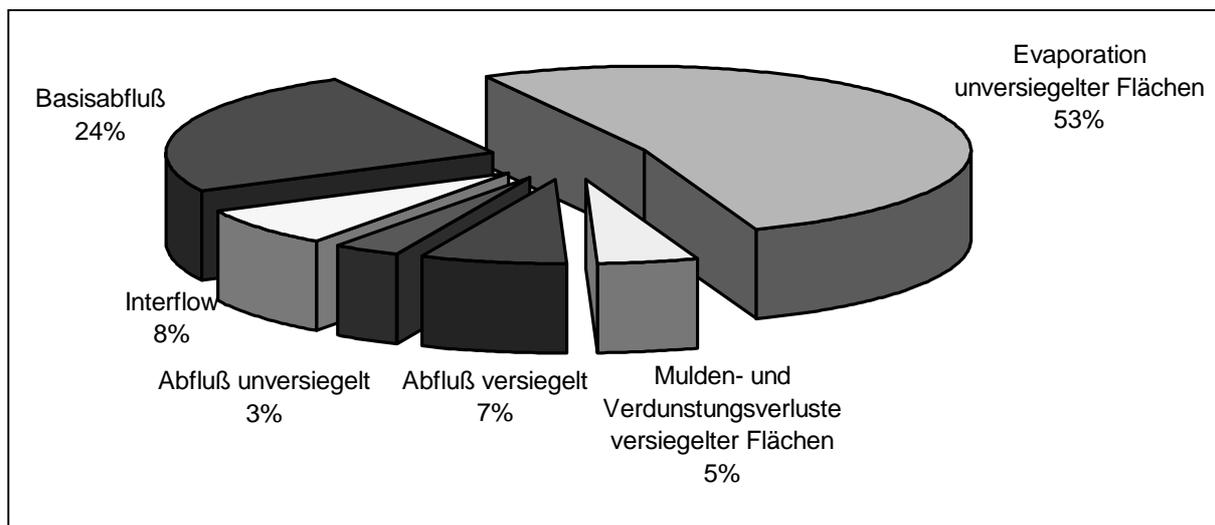


Abb. 78: Wasserbilanz Einzugsgebiet Eubaer Bach

Abb. 78 zeigt die Wasserbilanz für das relativ kleine Einzugsgebiet des Eubaer Baches in Chemnitz (Abb. 79). Derartige Berechnungen können auch für sehr viel größere Gebiete durchgeführt werden, wie OSTROWSKI [1982] oder GLUGLA et. al. [1999] (am Beispiel des Großraums Berlin) gezeigt haben.

Da die (Jahres-)Wasserbilanz nur das mittlere Verhalten beschreibt, sind weitere Berechnungen sinnvoll. Ähnlich wie beim allgemeinen Maßnahmenvergleich sollte das Verhalten auf kurze Starkregen, auf hochwassererzeugende Niederschlagsperioden und u.U. auch auf Trockenperioden untersucht werden (Abb. 80).

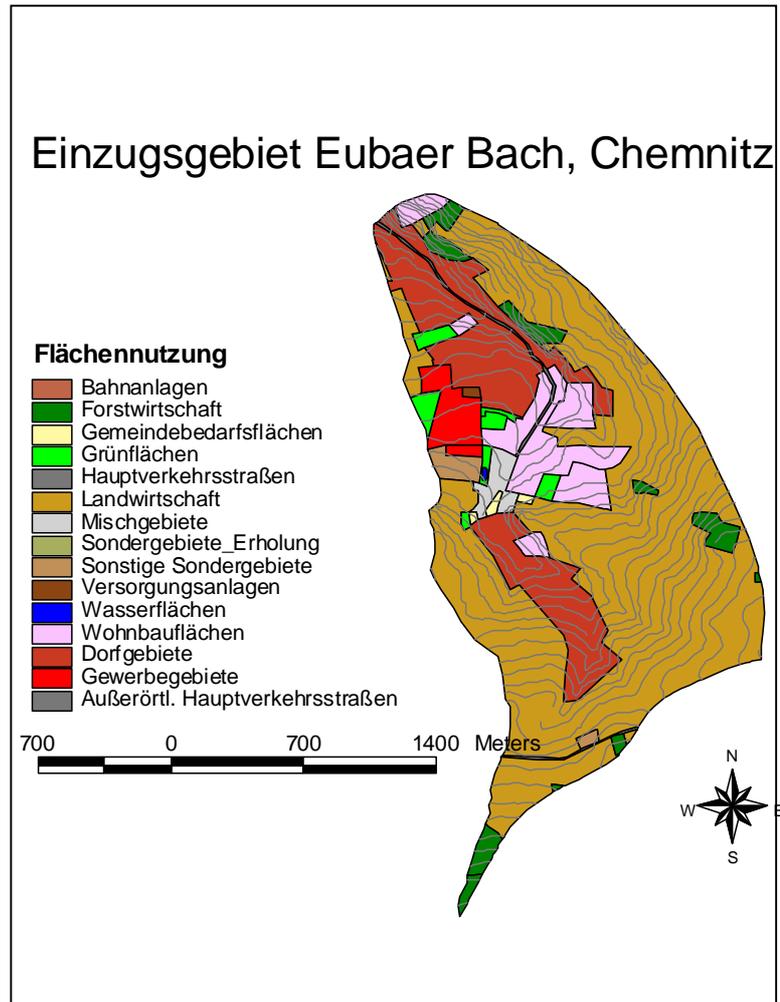


Abb. 79: Einzugsgebiet des Eubaer Baches

Abb. 80 zeigt beispielhaft das Abflussverhalten des Marzahn-Hohenschönhauser Grenzgrabens in Berlin.

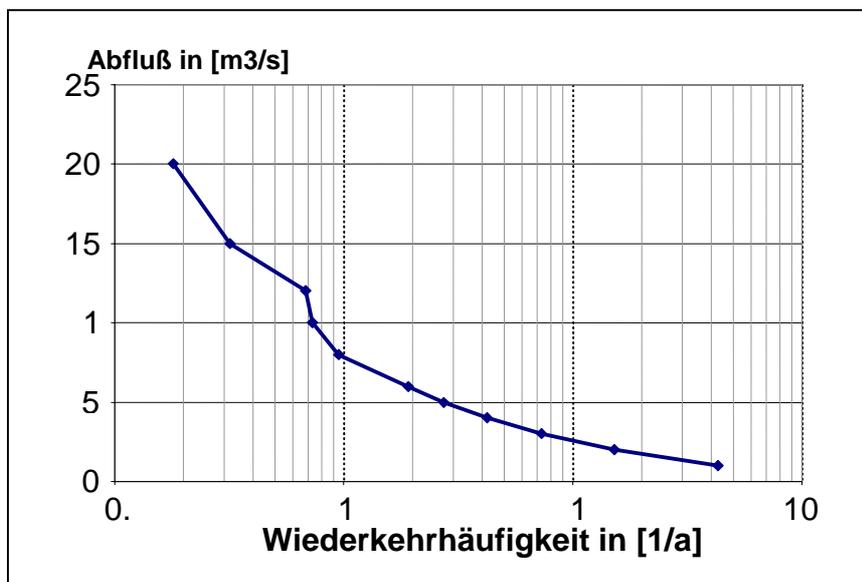


Abb. 80: Abflussverhalten des Marzahn-Hohenschönhauser Grenzgrabens

e) Gewässergüte

Mit der Gesamtemissionsberechnung als Input kann die Berechnung der Gewässergüte angegangen werden. Wurde die Abflussberechnung als wichtige Grundlage der Gewässergütemodellierung nicht bereits im Rahmen der Wasserhaushaltsbetrachtung durchgeführt, so ist sie an dieser Stelle nachzuholen.

Falls das Einzugsgebiet größere Anteile unbesiedelter Flächen (Ackerflächen, Wiesen, Wald, etc.) aufweist - was in aller Regel der Fall sein wird -, sind die Emissionen aus diesen Gebieten zu modellieren. Geeignete Werkzeuge wurden in Abschnitt 0 angesprochen.

Entsprechend der Gewässercharakteristik ist ein passendes Gewässergütemodell auszuwählen. In der Regel wird ein 1-dimensionales Fließgewässermodell (z. B. das ATV-Modell) ausreichend sein.

Beispiele für die Durchführung von Gewässergütemodellierungen unter dem besonderen Aspekt der Beeinflussung durch die Stadtentwässerung finden sich u.a. bei BORCHARDT [1996], HARREMOËS et. al. [1993], KREBS et. al. [1996], LAMMERSEN [1997], SCHNEIDER [1999] oder WITTENBERG [1992].

Ergebnis der Gewässergütemodellierung sind Ganglinien z. B. des Sauerstoffgehalts, der Temperatur oder verschiedener Inhaltsstoffe. Auch diese Ergebnisse sollten an Messdaten kalibriert und validiert werden.

Der direkte Nachweis des Erreichens des gewünschten Güteziels ist mit den Ergebnissen der Gewässergütemodellierung nur für chemische Parameter möglich. Aussagen über biologische Parameter wie z. B. den Saprobienindex oder Fischpopulationen müssen aus chemischen Parametern durch Erfahrungswerte und Analogiebetrachtungen abgeleitet werden.

Die Einschätzung der Gewässergüte sollte im Sinne des WHG und der Wasserrahmenrichtlinie (Entwurf) nicht nur die oberirdischen Gewässer sondern auch das Grundwasser umfassen. Ob hierfür eine einfache Abschätzung, eine flächendifferenzierte Betrachtung mit einem geographischen Informationssystem oder sogar eine Grundwassermodellierung mit Transportbaustein notwendig ist, hängt von der örtlichen Situation ab.

8.2.6 6. Schritt: Festlegung der zulässigen Emissionen

a) Zulässige Gesamtemission

Der nächste Arbeitsschritt besteht darin, mit dem kalibrierten Gewässergütemodell zulässige Emissionszielgrößen für die Regenwasserbewirtschaftungssysteme zu ermitteln. Dazu werden die im Modell abgebildeten Immissionen solange reduziert bis die gewünschte Gewässerqualität erreicht wird. Damit erfolgt der Übergang von immissionsorientierten hin zu emissionsorientierten Zielgrößen.

Dieser iterative Prozess ist modelltechnisch sicherlich weniger aufwendig als es auf den ersten Blick erscheint. Für einen erfahrenen Modellanwender genügen i. d. R. wenige Iterationsschritte um eine Lösung zu finden. Entsprechende Erfahrungen bei dem hydrodynamischen Nachweis von Kanalnetzen bestätigen dies.

Heikel ist vielmehr die Frage, in welchem Maße verschiedene Immissionsquellen reduziert werden sollen. Liegen mehrere Immissionsquellen vor, z. B. mehrere Kommunen oder auch diffuse Quellen, so könnte das Ziel auf verschiedenen Wegen erreicht werden. Dieser Aspekt sollte jedoch nicht negativ gesehen werden, vielmehr liegt in diesem Optimierungspotenzial der große Vorteil der immissionsorientierten Betrachtung. Im übrigen stellt sich die Frage, welchen Beitrag die verschiedenen Emittenten leisten müssen, auch bei der herkömmlichen emissionsorientierten Vorgehensweise, nur im größeren Maßstab. Die USA haben mit ihrem TMDL-Programm gezeigt, dass dieser Weg praktikabel ist.

Über die Größe der errechneten Emissionen zzgl. einer Sicherheitsmarge werden den einzelnen Emittenten (Kanalnetzbetreiber, größere Industriebetriebe, Landwirtschaftsbetriebe) Genehmigungen (Zertifikate) ausgestellt. Diese Genehmigungen beinhalten keine Vorschriften darüber, wie die Emissionsvorgaben einzuhalten sind. Durch entsprechende Auflagen muss allerdings sichergestellt sein, dass keine bloße Verlagerungen der Schadstoffe in andere Bereiche stattfindet (Beispiel: IVU-Richtlinie, s. Abschnitt 2.3.1.4.)

Theoretisch ist auch - wie in den USA praktiziert - ein Handel mit den Einleitgenehmigungen denkbar. Über diese prinzipiell andere, im deutschen Umweltrecht bislang nicht praktizierte Vorgehensweise wird auch in anderen Bereichen des Umweltschutzes (Klimaschutz, CO₂-Emissionen) kontrovers diskutiert. Bis zu einer Einführung dieses Prinzips in der Wasserwirtschaft werden sicherlich noch viele politische Diskussionen zu führen sein.

b) Anzustrebende Abflussverhältnisse und Wasserbilanz

Analog zur Festlegung der zulässigen Emissionen in die Gewässer erfolgt mit dem Wasserhaushaltsmodell die Berechnung der zulässigen Abflussverhältnisse (Abflussspenden-Wiederkehrzeit-Funktionen) bzw. Wasserbilanzen in den Siedlungsgebieten. Auch diese Größen werden Kommunen, Betreibern, Landkreisen, etc. in Form von Genehmigungen vorgegeben, ohne dass Vorgaben über die Art der Bewirtschaftung gemacht werden.

Die Übertragung dieser prinzipiellen Vorgehensweise von der Gewässerqualität (Beispiel: TMDL-Programm) auf die quantitativen Aspekte des Wasserhaushaltes ist naheliegend und lehnt sich an die bisherige Genehmigungspraxis an. Bislang wurden Auflagen zur Einhaltung bestimmter Abflussspenden i. d. R. ohne die Vorgabe konkreter Maßnahmen gemacht. Neu ist dagegen die Ermittlung der zulässigen Größen aus einem größeren Zusammenhang heraus und die Ausdehnung auf die Wasserbilanz als eine wichtige Größe des Wasserhaushaltes.

8.2.7 7. Schritt: Planung der Regenwasserbewirtschaftung

Mit den zulässigen Emissionen bzw. Wasserbilanzen und Abflussverhältnissen liegen die Zielgrößen für die eigentliche Planung der Regenwasserbewirtschaftung vor.

a) Maßnahmenkatalog

Grundlage eines GBPR sollte ein möglichst vielseitiger Maßnahmenkatalog (Englisch: Best Management Practices, BMP) sein. Als Basis kann die in Kapitel 5 vorgestellte Maßnahmenbeschreibung dienen, wobei Ergänzungen oder Änderungen natürlich möglich sind.

b) Untersuchung von Voraussetzungen für verschiedene Maßnahmen

Nächster Arbeitsschritt ist die Untersuchung der Voraussetzungen für die verschiedenen Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen.

Für dezentrale Versickerungsmaßnahmen in Neubaugebieten beispielsweise müssen topografische, bodenkundliche und hydrogeologische Faktoren berücksichtigt werden, u.U. auch Informationen über vorhandene Altlasten. Die digital vorliegenden Informationen werden im GIS übereinandergelegt und miteinander verschnitten. Dabei wird auf einen Entscheidungsbaum bzw. ein Expertensystem zurückgegriffen, wie in Abschnitt 7.6 vorgestellt. Abb. 81 zeigt eine Ersteinschätzung der Versickerungsmöglichkeiten in Berlin. Die Karte wurde im Rahmen des Stadtentwicklungsplanes (STEP), Teil Ver- und Entsorgung [SENSUT, 1999c] erarbeitet. Es wird deutlich, dass derartige Untersuchungen auch für große Einzugsgebiete (hier: ca. 800 km²) mit vertretbarem Aufwand machbar sind.

Die Möglichkeiten für Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen im Siedlungsbestand (Abkopplungsmaßnahmen) können ebenfalls auf diese Weise flächendifferenziert ermittelt werden. Allerdings sind deutlich mehr Faktoren, wie z. B. die Baustruktur zu berücksichtigen. Abb. 82 zeigt eine Ersteinschätzung der Möglichkeiten im Siedlungsbestand der Stadt Würzburg [IPS, 1999]. Der Entscheidungsbaum (vgl. Abb. 59) für das Abkopplungspotenzial sollte an Vorortuntersuchungen gewissermaßen kalibriert und validiert werden (Abb. 83).

Auch für zentrale Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen sind einige Voruntersuchungen sinnvoll. Diese beziehen sich hauptsächlich auf die Standortsuche, die von verschiedenen Faktoren wie z. B. Grundwasserständen, Flächenkosten, Flächennutzungsplan, Naturschutzgebiete und natürlich dem vorhandenen Entwässerungssystem bestimmt wird.

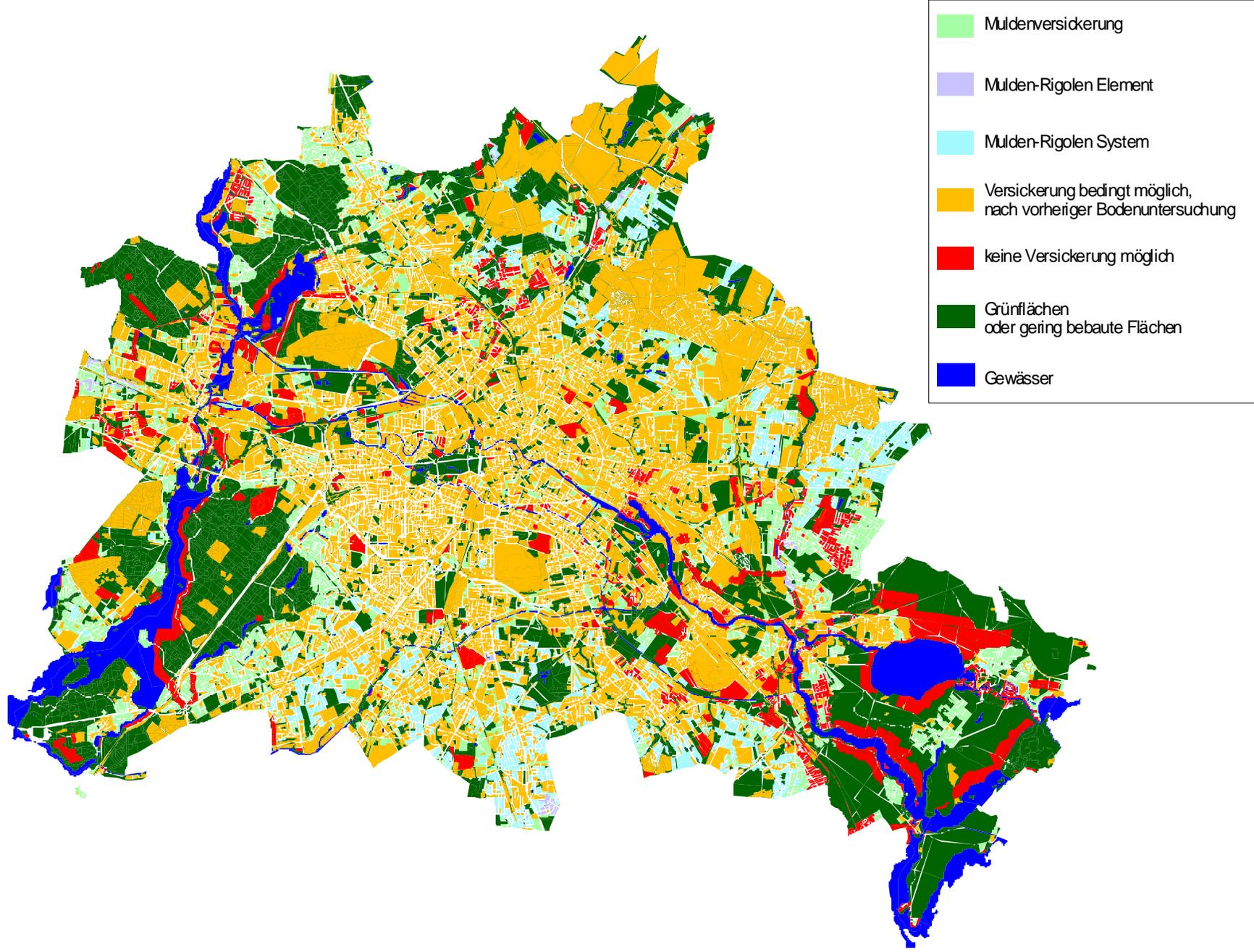


Abb. 81: Versickerungsmöglichkeiten in Berlin [SENSUT, 1999c]

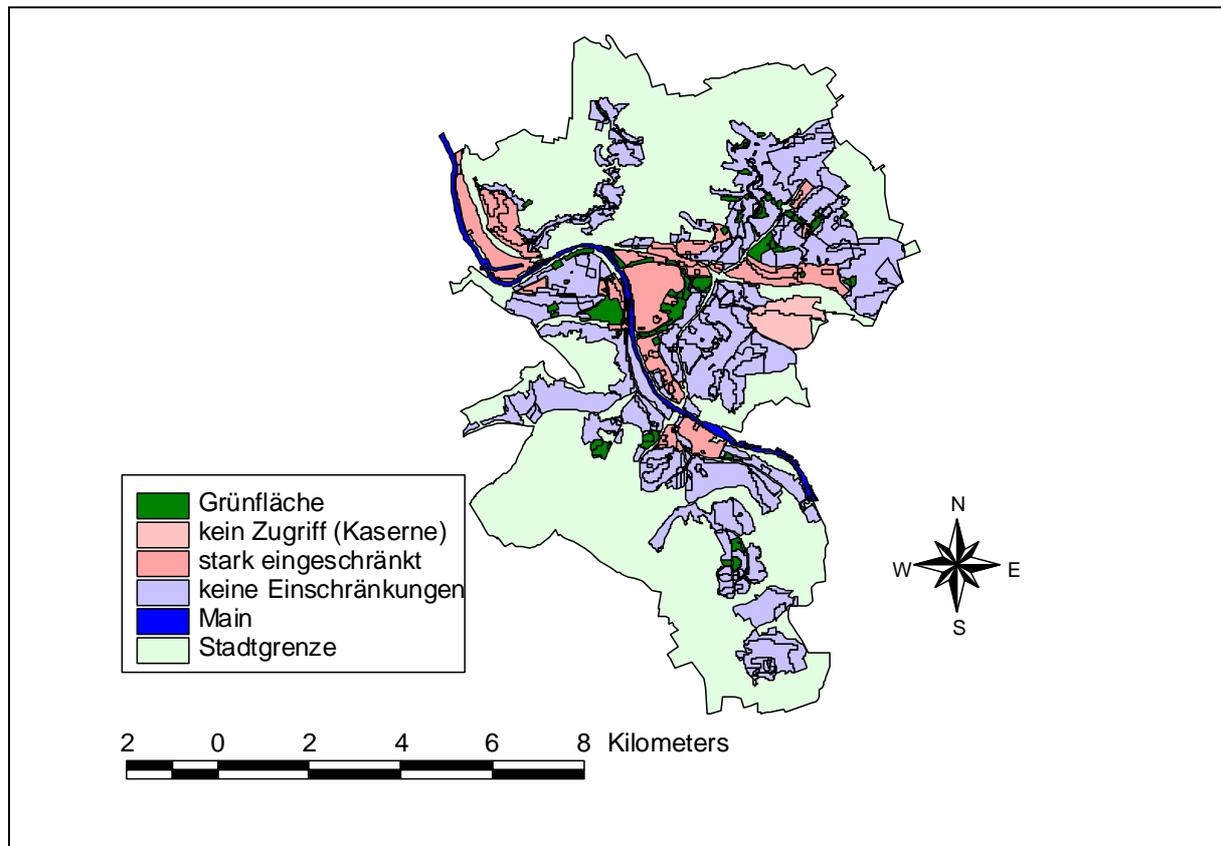


Abb. 82: Ersteinschätzung der Regenwasserbewirtschaftungsmöglichkeiten im Bestand, Stadt Würzburg [IPS, 1999]

c) Auswahl von Maßnahmen aus dem Maßnahmenkatalog

Die Ergebnisse der Voruntersuchung bilden die Ausgangsbasis für die Entwicklung von Bewirtschaftungsvarianten. An dieser Stelle ist unzweifelhaft die Erfahrung des Planers gefordert. Er sollte die Wirkungsweise der verschiedenen Maßnahmen auf die *unterschiedlichen* Zielgrößen (Entwässerungskomfort, Gewässerqualität, Wasserhaushalt) verinnerlicht haben, um eine möglichst gute Ausgangslösung für das iterative Nachweisverfahren zu bekommen.

Dieser Bearbeitungsschritt unterscheidet sich deutlich von der klassischen Herangehensweise bei einem GEP. Hier wurde zuerst das Kanalnetz unter hydraulischen Gesichtspunkten saniert, relativ unabhängig von den Anforderungen an die Reinigung oder Rückhaltung. Erst im zweiten Schritt wurden dann die erforderlichen Behandlungs- und Rückhaltemaßnahmen dimensioniert.

Die gewählten Variante werden in das geografische Informationssystem eingegeben. Dabei werden zentrale Maßnahmen (Regenrückhaltebecken, Mischwasserbecken) als eigenständige Systemelemente, Abkopplungsmaßnahmen oder andere dezentrale Maßnahmen durch veränderte Abflussbildungsparameter (s. Abschnitt 7.4.1.5) abgebildet.

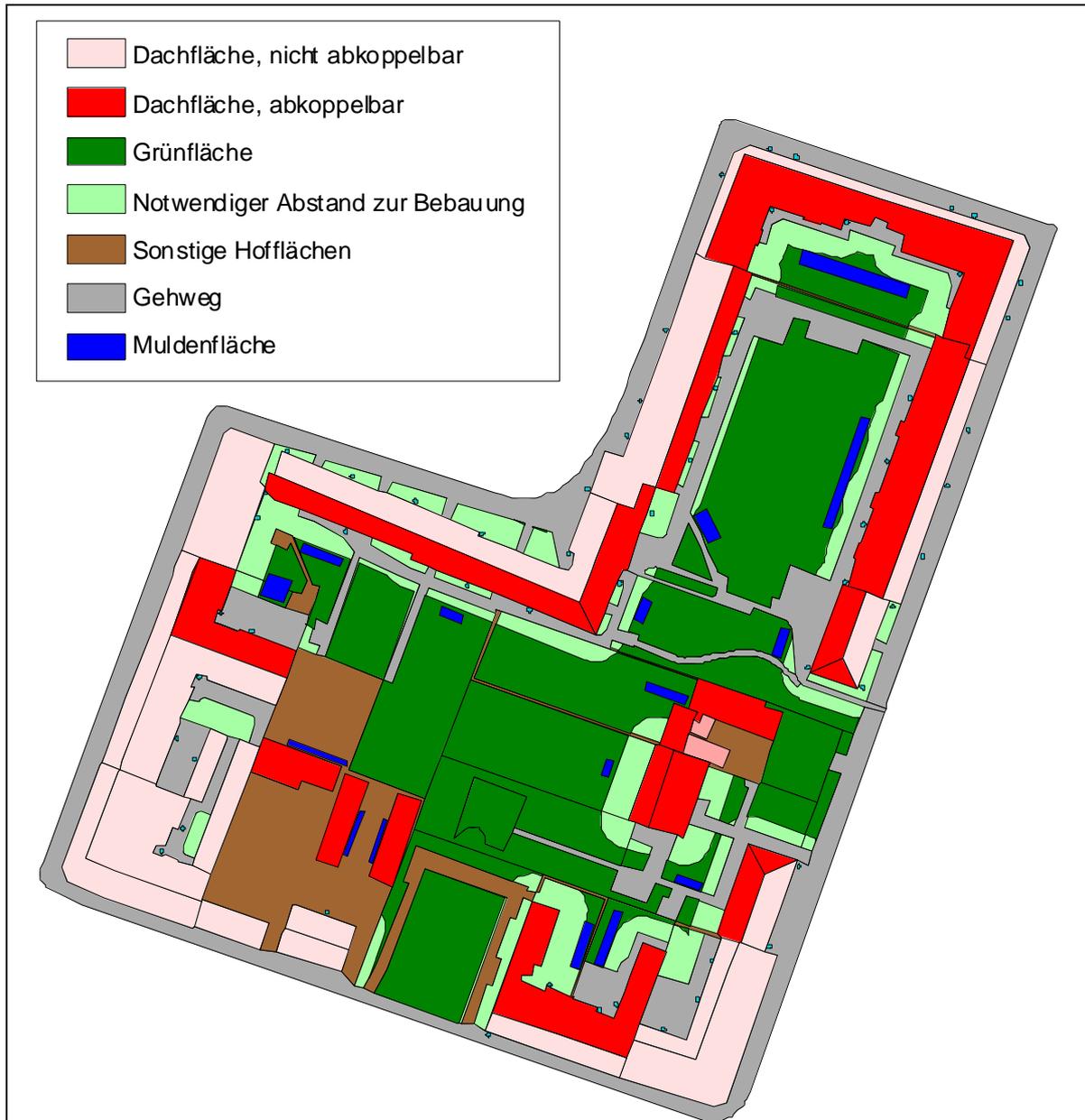


Abb. 83: Ergebnis einer Vorortuntersuchung zur Abkopplungsmöglichkeit für einen Wohnblock (Altbau) in Berlin-Lichtenberg [SIEKER, KLEIN, 1998].

d) Langzeitsimulation für die gewählten Varianten

Für jede Variante wird

- eine hydrodynamische Kanalnetzrechnung (Seriensimulation)
- eine Schmutzfracht- und Kläranlagensimulation (Gesamtemissionsberechnung) und
- eine Wasserhaushaltsberechnung für das Siedlungsgebiet

durchgeführt. Damit werden die Einflüsse der Varianten auf Gewässerqualität und Wasserhaushalt sowie auf den Entwässerungskomfort quantifiziert. Die Ergebnisse werden - wie schon die Ergebnisse der Ist-Zustandsberechnung – statistisch aufbereitet und in das Geografische Informationssystem übernommen, wo sie visualisiert werden können.

e) Nachweis der Zielvorgaben

Durch die Gegenüberstellung von Simulationsergebnis und Zielgröße ist der Nachweis zu führen, dass die Zielvorgaben (Emissionen und Abflussverhalten bzw. Wasserbilanz) eingehalten werden. Ist dies nicht der Fall, so ist die Variante zu überarbeiten. Dieser iterative Prozess ist solange zu wiederholen bis das Ziel erreicht ist. Meist reichen dafür einige wenige Iterationen.

f) Bewertung der Varianten

Neben der Ermittlung der wasserwirtschaftlichen Konsequenzen einer Variante (d), ist die gewählte Variante unter ökonomischen Gesichtspunkten zu untersuchen. Dazu ist der Projektkostenbarwert der Maßnahmen zu errechnen. Nicht monetär bewertbare Effekte sind gegebenenfalls zu beschreiben und zu bewerten (z. B. durch eine Nutzwert-Analyse, s. Abschnitt 7.7.3.3).

In der Regel wird das Ziel, d. h. allen Zielgrößen gerecht zu werden, durch verschiedene Varianten zu erfüllen sein. In diesem Fall muss eine Projektbewertung über die Wahl der Vorzugslösung entscheiden.

Für jede Variante ist der komplette Arbeitsschritt 7 durchzuführen. Nur so ist sichergestellt, dass gleichwertige Varianten miteinander verglichen werden.

g) Verabschiedung eines Regenwasserbewirtschaftungsplanes

Ist die Entscheidung für eine, den Zielvorgaben genügende Variante gefallen, so ist diese in einer verbindlichen Form festzuschreiben.

8.2.8 8. Schritt: Überprüfung der Einhaltung der Zielgrößen

In regelmäßigen Abständen ist der Nachweis führen, dass die Einhaltung der Zielgrößen „gute Gewässerqualität“ und „guter Wasserhaushalt“ gewährleistet ist, bzw. in dem vorgesehenen Zeitraum erreicht sein wird. Im TMDL-Programm erfolgt diese Überprüfung alle 2 Jahre. Sollte sich herausstellen, dass die Zielgrößen trotz der Erfüllung der Emissionsvorgaben nicht eingehalten werden können, so ist eine Überarbeitung notwendig. Bei einer akuraten Vorgehensweise sollte dieser Schritte jedoch die Ausnahme bleiben. Daraus folgt zwangsläufig, dass die Emissionsvorgaben (Genehmigungen) immer nur zeitlich befristet bzw. widerrufbar ausgestellt werden dürfen.

8.2.9 Zusammenfassung

In Abb. 84 sind die einzelnen Arbeitsschritte zusammengefasst dargestellt.

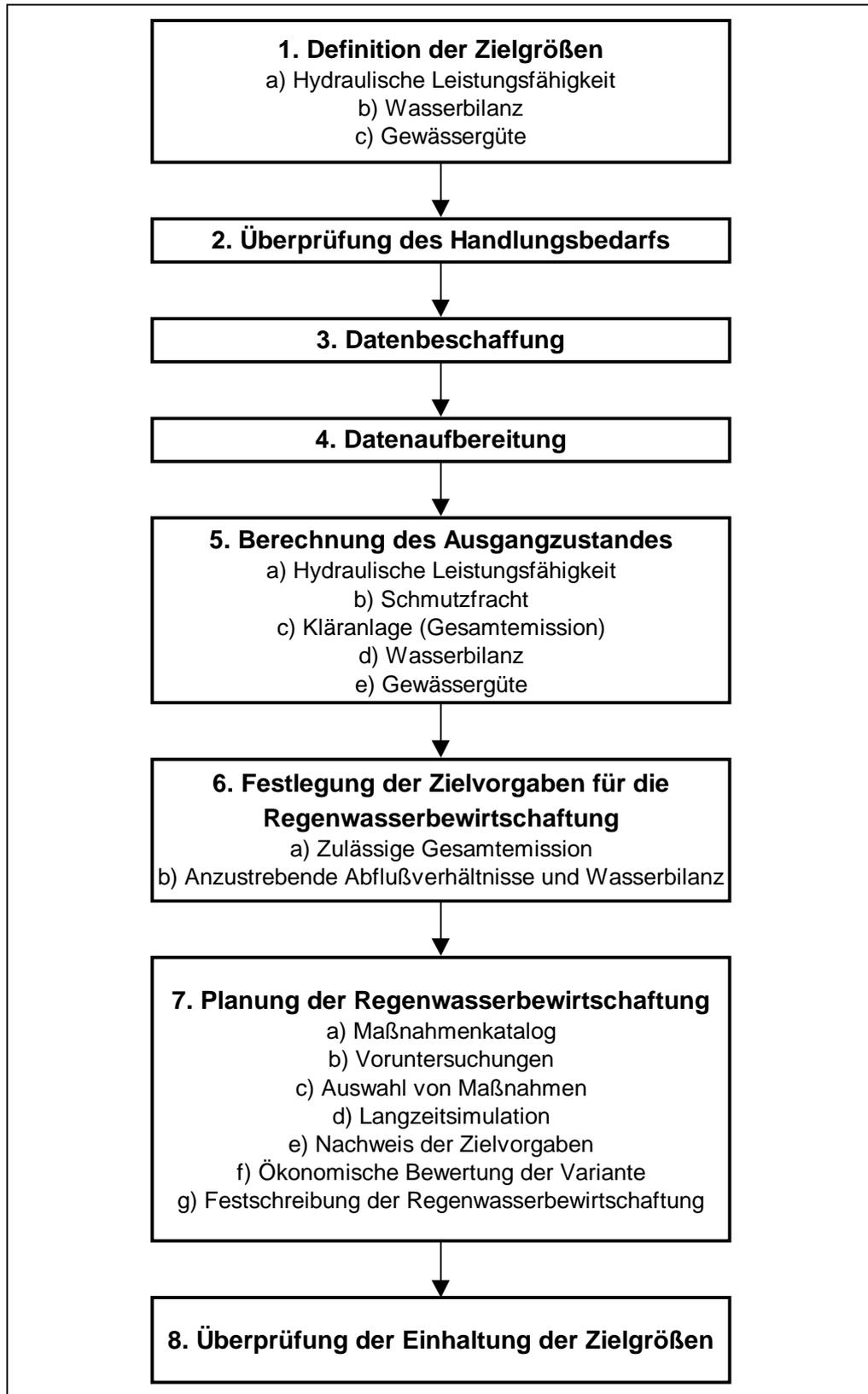


Abb. 84: Verfahrensschema ohne Berücksichtigung verschiedener Instanzen

8.3 Eingliederung der Arbeitsschritte in die bestehende Planungshierarchie

Wie eingangs erwähnt, wurde das o.a. Verfahrensschema vorerst ohne Berücksichtigung der bestehenden Planungs- bzw. Genehmigungshierarchie aufgestellt. In diesem Abschnitt soll aufgezeigt werden, wie dieses Schema in die wasserwirtschaftliche Praxis der Bundesrepublik Deutschland integriert werden kann.

Die Planungshoheit für Entwässerungs- bzw. Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen liegt in der Bundesrepublik Deutschland traditionell überwiegend bei den Kommunen. Diese räumlich relativ kleinen Einheiten decken sich in aller Regel nicht mit den Einzugsgebietsgrenzen, so dass wasserwirtschaftliche Belange, die das gesamte Einzugsgebiet betreffen, nur dann berücksichtigt werden, wenn von außen klare Vorgaben gemacht werden. An dieser Struktur wird auch die Wasserrahmenrichtlinie nichts ändern.

Für die Bewirtschaftungsplanung der Gewässer in qualitativer und quantitativer Hinsicht sind die Länder zuständig. Wie in Kapitel 2 dargestellt, haben die Wasserbehörden der Länder mit den im WHG festgeschriebenen wasserwirtschaftlichen Rahmenplänen, den Bewirtschaftungsplänen und den Abwasserbeseitigungsplänen ausreichende Instrumente um siedlungswasserwirtschaftliche Belange auf Einzugsgebietsebene steuern zu können. Bislang wird von dieser Möglichkeit in Bezug auf die Regenwasserbewirtschaftung jedoch nicht ausreichend Gebrauch gemacht.

Es liegt nahe, an der Schnittstelle zwischen Ländern und Kommunen auch die Arbeitsschritte des Verfahrensschemas zu trennen. Einen Vorschlag, wie diese Trennung aussehen könnte, zeigt Abb. 85.

Entspricht in einem Einzugsgebiet die Wasserqualität bzw. der Wasserhaushalt nicht den Zielvorgaben, so veranlasst die Wasserbehörde zuerst eine detaillierte Berechnung der Gesamtemissionen aus den Siedlungsgebieten. Verantwortlich für die Durchführung dieser Berechnungen sind die Kommunen. Diese können dadurch gleichzeitig die hydraulische Situation in ihrem Entwässerungssystem überprüfen. Für andere Schadstoffquellen (große Industriebetriebe, die direkt in die Gewässer einleiten, landwirtschaftliche Nutzflächen, etc.) wäre das Vorgehen analog.

Zeitgleich erstellen die Wasserbehörden, bzw. beauftragte Planer, auf Einzugsgebietsebene Gewässergüte- und Wasserhaushaltsmodelle. In diese Modelle fließen die Ergebnisse der Gesamtemissionsberechnungen ein. Aus der Modellberechnung werden von der Wasserbehörde max. zulässige Emissionen für jede Schadstoffquelle bzw. zulässige Eingriffe in den Wasserhaushalt ermittelt, mit denen die Zielvorgaben eingehalten werden können. Die zulässigen Größen werden im Bewirtschaftungsplan nicht nur allgemein sonder verbindlich in Form von Karten oder Tabellen festgeschrieben und damit den Kommunen genehmigt.

Die Kommunen, bzw. beauftragte Planer, haben nun klare Randbedingungen für die Planung der Regenwasserbewirtschaftung im Gebiet der Kommune. Ergebnis der Planung

muss eine Variante sein, die den Zielvorgaben der Wasserbehörde in allen Belangen entspricht. Die Planung ist der Wasserbehörde zur Genehmigung einzureichen.

Die Wasserbehörde wiederum ist verpflichtet, regelmäßig – z.B. alle 2 Jahre - zu überprüfen, ob mit den ausgestellten Genehmigungen die Zielgrößen „gute Gewässerqualität“ und „guter Wasserhaushalt“ eingehalten werden.

Die Formulierung der Zielgrößen ist mittlerweile nicht mehr alleine Sache der Länder, sondern wird zunehmend von Bund (Beispiel: Abwasserverordnung) und EU (Beispiel: Wasserrahmenrichtlinie) bestimmt. Ein Grund dafür ist, dass sich die Zielgrößen an den Belangen großer Flusseinzugsgebiete orientieren, die i.a. länderübergreifend sind. In den USA erfolgt deshalb eine Überprüfung jedes TMDL-Programms durch die Bundesbehörde EPA. Auch in Deutschland wäre es sinnvoll, eine den Länderbehörden übergeordnete Instanz zu schaffen, die die Einhaltung der Zielgrößen überprüft. Dies könnten z. B. die LAWA, das UBA oder auch die internationalen Schutzkommissionen (Elbe, Rhein Oder, Donau, Bodensee) sein.

8.4 Fazit

Das vorgestellte Verfahrensschema zeigt, dass es durchaus möglich ist, mit den derzeitigen Instanzen und Instrumenten eine einzugsgebietsweite und integrale Planung der Regenwasserbewirtschaftung zu realisieren. Grundlegend neue Gesetze, Behörden oder Planungsinstrumente sind nicht erforderlich. Einzig eine Erweiterung der Paragraphen, die den Inhalt der Bewirtschaftungspläne betreffen, wäre notwendig. Die sowieso fällige Neuordnung der Wassergesetzgebung aufgrund der Einführung der EU-Wasserrahmenrichtlinie könnte ein Anlass sein, diese Änderungen vorzunehmen.

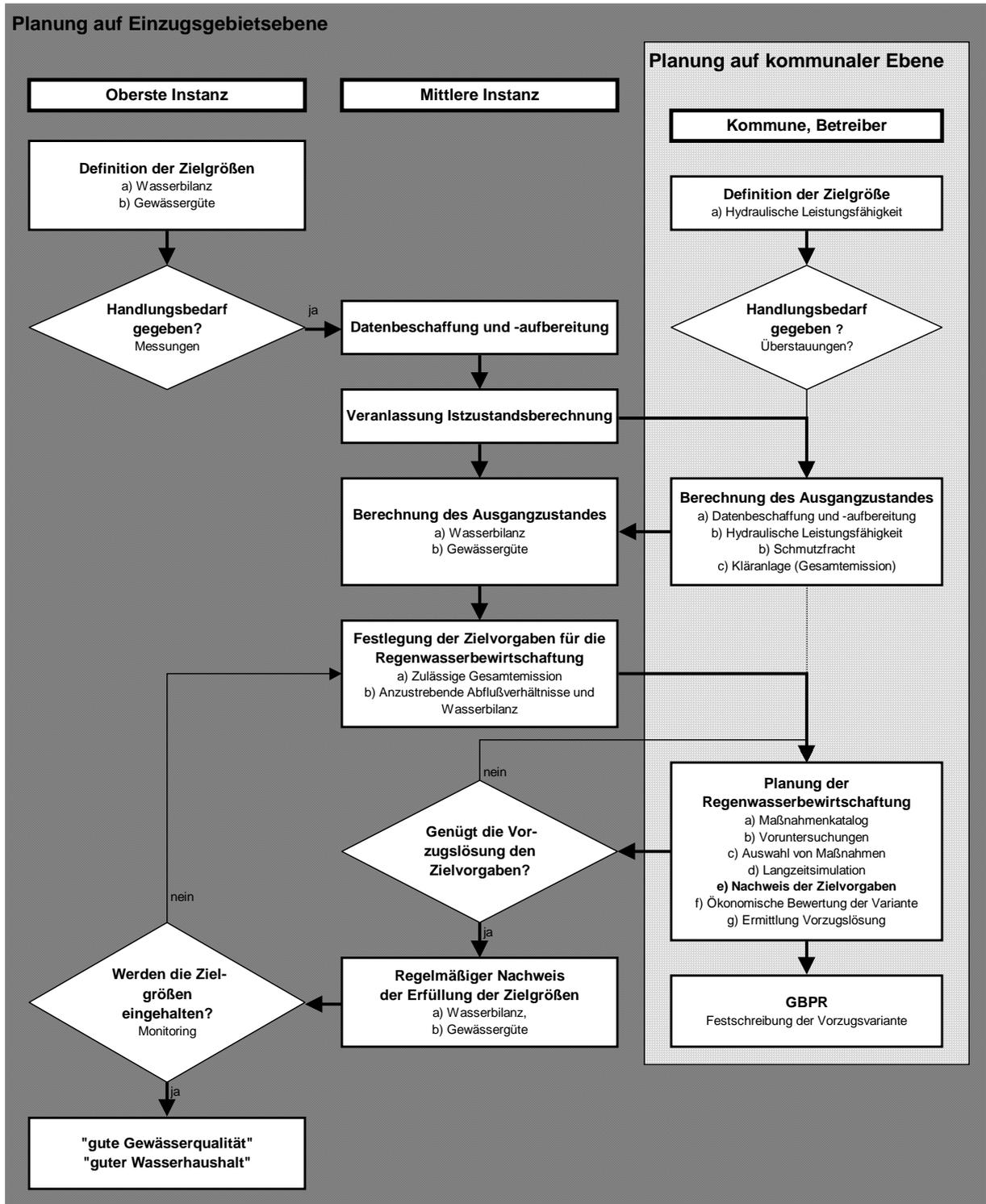


Abb. 85: Verfahrensschema für die Bearbeitung eines GBPR

9 Zusammenfassung

In einem dichtbevölkerten Gebiet wie der Bundesrepublik Deutschland stellen die Abflüsse aus urbanen Gebieten eine maßgebliche Quelle für die Störung des natürlichen Wasserhaushaltes sowohl in qualitativer wie in quantitativer Hinsicht dar. Durch die umfangreiche Errichtung von Kläranlagen in den letzten Jahrzehnten wurden die Emissionen aus dem Bereich der Stadtentwässerung erfolgreich reduziert. Dennoch ist das erklärte Ziel eines guten Zustandes (Gewässergüteklasse II) nicht für jedes Gewässer erreicht. Hierfür sind Gewässerbelastungen durch Niederschlagsabflüsse – durch direkte Einleitungen aus dem Trennsystem oder durch Mischwasserentlastungen – maßgeblich mitverantwortlich.

Im Zusammenhang mit den Hochwasserereignissen der letzten Jahre ist auch die Auswirkung der Stadtentwässerung auf die AbflusSENTstehung verstärkt diskutiert worden. Die zunehmende Versiegelung in Kombination mit einer Ausweitung der Niederschlagsableitung führt in kleineren Einzugsgebieten ohne Zweifel zu einer Verschärfung der Hochwassergefahr. Die Gesamtlänge allein des öffentlichen Kanalnetzes von ca. 300.000 km lässt einen negativen Einfluss auch auf größere Einzugsgebiete vermuten, obgleich hier noch Forschungsbedarf besteht. Gleichzeitig führt die strikte Ableitung der Niederschlagsabflüsse zu einer Herabsetzung der Grundwasserneubildung und der Evapotranspiration. Die Summe dieser Einflüsse macht die generelle Planung von Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen in Siedlungsgebieten zu einem wichtigen Baustein der Wassermengen und -gütewirtschaft.

Ziel dieser Arbeit ist die Erarbeitung eines Verfahrensschemas für die Bearbeitung einer Generellen Planung der Regenwasserbewirtschaftung. Dieses Schema soll möglichst allgemeingültig sein und auf die vielen unterschiedlichen Bestandssituationen anwendbar sein. Als Basis für dieses Schema wird vorab eine Übersicht über die zu berücksichtigenden Zielgrößen, die vielen verschiedenen Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen, die anzuwendenden Werkzeuge und die dafür erforderlichen Daten gegeben.

Rechtliche Situation

Die großräumige (generelle) Planung von Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen in Siedlungsgebieten erfolgt bisher i. d. R. im Generalentwässerungsplan (GEP). Interessanterweise existieren für die Bearbeitung eines GEP - anders als z. B. in der Schweiz - keine speziellen Rechtsgrundlagen oder auch Handlungsempfehlungen z. B. in Form eines Arbeitsblattes. Insofern kann eine Beurteilung dieses Planungsinstrumentes nur anhand von Beispielen erfolgen.

Die klassischen Planungsinstrumente der Wassermengen und -gütewirtschaft (wasserwirtschaftlicher Rahmenplan, Bewirtschaftungsplan, Abwasserbeseitigungsplan) basieren dagegen auf dem Wasserhaushaltsgesetz und sind somit verbindlich. Um die negativen

Einflüsse der Stadtentwässerung zu minimieren, sollten diese Pläne Vorgaben für die Bearbeitung eines GEP enthalten, was jedoch in der Praxis meist nicht der Fall ist. Zum einen existieren für viele Gebiete keine wasserwirtschaftlichen Pläne. Oder die Formulierungen, wie z. B. die Forderung nach einer verstärkten Retention oder Versickerung, sind sehr allgemein und unverbindlich. Gleiches gilt für die verschiedenen Gesetze und Verordnungen in der Wasserwirtschaft. Trotz der großen Anzahl der Regelungen existieren sowohl für Einleitungen aus dem Mischsystem als auch für Regenwassereinleitungen aus dem Trennsystem keine klaren Grenzwerte hinsichtlich Quantität und Qualität. Und das, obwohl das Emissionsprinzip, d. h. die Vorgabe allgemeingültiger Grenzwerte, bislang das favorisierte Prinzip in der Bundesrepublik ist.

Zusammenfassend muss die rechtliche Situation in Bezug auf die Regenwasserbewirtschaftung in Siedlungsgebieten so eingeschätzt werden, dass zwar die Leitbilder („guter Zustand der Gewässer“) und teilweise auch noch die Entwicklungsziele („Gewässergüteklasse II“) definiert sind, aber keine konkreten Zielgrößen oder verbindlichen Planungsschritte existieren, mit denen die Einhaltung der Ziele garantiert ist. In der Praxis führt dieses Manko dazu, dass die einzige konkrete Zielgröße „Entwässerungssicherheit“ im Vordergrund steht und die Ableitung des Niederschlagswasser deshalb nach wie vor die Vorzugslösung in den meisten GEPs darstellt.

In Europa steht mit der EU-Wasserrahmenrichtlinie eine Neuordnung der Wasser-gesetzgebung an. Mit dieser Richtlinie wird zwar nicht die Generelle Planung der Regenwasserbewirtschaftung direkt angesprochen, es werden aber grundlegend neue Aspekte in der Wasserwirtschaft eingeführt, insbesondere die einzugsgebietsweite Betrachtung und eine integrale Betrachtung des Wasser- und Stoffhaushaltes. In Bezug auf die Generelle Planung der Regenwasserbewirtschaftung besteht im Zuge der Einführung der EU-Wasserrahmenrichtlinie die Chance, international gemachte Erfahrungen aufzugreifen und für eine Verbesserung der gegenwärtig unbefriedigenden Situation zu nutzen.

Internationaler Stand der Regenwasserbewirtschaftung

International finden sich mehrere Beispiele für eine strukturiertere Herangehensweise an die Regenwasserproblematik. Herausragende Beispiele sind die Schweiz mit den gesetzlich fundierten Planungsinstrumenten GEP und REP und die USA mit dem TMDL- und dem NPDES Stormwater Program.

Zielgrößen

Bislang stand die Zielgröße „Entwässerungssicherheit“ klar im Vordergrund der Bearbeitung eines GEP. An zweiter Stelle steht der Gewässerschutz, wobei sich die Maßnahmen in der Regel darauf beschränken im Mischsystem Speicherbecken nach A128 nachzuweisen. Im Trennsystem ist eine Regenwasserbehandlung bislang eher die Ausnahme. Hinzu kommen u.U. noch Vorgaben über zulässige Einleitmengen in die Vorfluter. Eindeutige Emissionsvorgaben, die auch die Wechselwirkungen zwischen

Entwässerungssystem und Kläranlage berücksichtigen und Anforderungen hinsichtlich einer möglichst ausgeglichenen Wasserbilanz bestanden i. d. R. nicht.

Eine am Wasser- und Stoffhaushalt des Einzugsgebietes orientierte Planung muss dagegen die Zielgrößen „Gewässerqualität“ und „Wasserbilanz“ bzw. „Abflussverhältnisse“ stärker in den Vordergrund und auf eine Stufe mit der „Entwässerungssicherheit“ stellen.

Maßnahmenkatalog

Die Möglichkeiten zur Regenwasserbewirtschaftung sind außerordentlich vielseitig. Zu den klassischen Elementen der Ableitung, Speicherung und der mechanischen Reinigung am Gebietsausgang („End-Of-Pipe“) sind in den letzten Jahren dezentrale Maßnahmen wie Versickerungsanlagen, Gründächer oder Regenwassernutzungsanlagen aber auch neue zentrale Behandlungsmethoden wie Bodenfilter oder chemisch-physikalische Verfahren hinzugekommen.

Ein einziges optimales Verfahren aus diesem Katalog von Maßnahmen herauszustellen, ist nicht möglich, da die Anwendbarkeit von zu vielen örtlichen Faktoren bestimmt wird. Basis für einen GBPR muss vielmehr eine „Werkzeugkiste“ sein, aus der für jedes Planungsgebiet eine angepasste Lösung zusammengesetzt wird. Für den Entscheidungsprozess ist es wichtig, die Wirkung der verschiedenen Maßnahmen auf den Wasserhaushalt und die Gewässerqualität (inkl. Grundwasser), ihren Flächenbedarf und die Kosten zu kennen. Für die Bereiche

- Maßnahmen zur Regenwasserableitung und -rückhaltung in Siedlungsgebieten
- Dezentrale Regenwasserbewirtschaftung in Siedlungsgebieten
- Maßnahmen zur Regenwasserbehandlung im Trennsystem
- Maßnahmen zur Mischwasserbehandlung
- Regenwasserbehandlung auf der Kläranlage

werden diese Kennziffern dargestellt und in Form von Tabellen und Grafiken gegenübergestellt. Über andere relevante Maßnahmen, d. h. dezentrale Regenwasserbewirtschaftung außerhalb von Siedlungsgebieten, Maßnahmen im und am Gewässer und sonstige Maßnahmen zur Schadstoffverminderung wird ein kurzer Überblick gegeben.

Werkzeuge

Um eine angepasste Lösung aus der Vielzahl von Maßnahmen zusammenzusetzen und den Nachweis bzgl. der Zielgrößen zu führen, sind verschiedene Werkzeuge notwendig.

Eine wichtige Gruppe sind hierbei die Simulationsmodelle, mit denen die Maßnahmen dimensioniert und ihre Wirkungen abgeschätzt werden können. Dazu gehören:

- Niederschlags-Abfluss-Modelle,
- Schmutzfrachtmodelle,
- Kläranlagenmodell,

- Gewässergütemodelle und
- Wasserbilanzmodelle, ggf. auch Grundwassermodelle.

Fazit einer Recherche bzgl. des Entwicklungsstandes und der Praxisreife der Modelle ist, dass eine integrierte Modellierung von siedlungswasserwirtschaftlichen Systemen einschließlich ihrer Wirkung auf den Wasser- und Stoffhaushalts von Einzugsgebieten heute möglich ist.

Die integrale, einzugsgebietsweite Betrachtung eines GBPR hat zwangsläufig große Datenmengen zur Folge. Geografische Informationssysteme können hierbei eine große Hilfe leisten, bzw. manche Untersuchungen auch erst ermöglichen. Sinnvoll kann auch der Einsatz weiterer Werkzeuge wie z. B. statistische Methoden, Experten- und Decision-Support-Systeme sein.

Für die absolute und vergleichende Bewertung von Varianten sollten Projektbewertungsverfahren (z. B. die Nutzwertanalyse) herangezogen werden. Einfache Kostenvergleichsrechnungen können auf grund der fehlenden Nutzengleichheit der Alternativen keine eindeutige Lösung liefern. Projektbewertungsverfahren sind in anderen Planungsdisziplinen bereits verbreitet im Einsatz. Die Übertragung dieser Techniken auf die Thematik der Regenwasserbewirtschaftung sollte kein Problem darstellen. Entscheidend ist vielmehr, dass der Bedarf an Variantenuntersuchungen und derartigen Bewertungsverfahren akzeptiert wird. Bisher basiert das Bearbeitungsschema oft auf der Annahme, dass es für die Aufgaben in der Stadtentwässerung jeweils *eine* eindeutige Lösung gibt, deren Planung in einem Regelblatt beschrieben ist. Diese Herangehensweise wird den modernen Anforderungen nicht mehr gerecht.

Lokale Randbedingungen

Grundlage der Entscheidung für die eine oder andere Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahme sind in erster Linie Daten mit örtlichem Bezug. Teil eines allgemeingültigen Verfahrensschemas sollte deshalb eine Checkliste sein, mit der geprüft werden kann, ob alle notwendigen Daten beschafft bzw. erhoben worden sind.

Verfahrensschema

Quintessenz der Arbeit ist ein Verfahrensschema, das alle notwendigen Arbeitsschritte für einen GBPR zusammenfassend darstellt. Wichtig ist dabei, wie die einzelnen Arbeitsschritte in die bestehende Verwaltungsstruktur eingebunden werden können. Es wird deutlich, dass dies ohne größere Gesetzesänderungen möglich ist.

Einer einzugsgebietsweiten und am Wasser- und Stoffhaushalt orientierten Generellen Planung der Regenwasserbewirtschaftung in Siedlungsgebieten steht somit nach Auffassung des Autors nichts im Wege!

10 Literatur

- ADAMS R. [1996]: *Dezentrale Versickerung von Niederschlagsabflüssen in Siedlungsgebieten - Umsetzung von Maßnahmen und Anlagen in die Praxis*, Schriftenreihe für Stadtentwässerung und Gewässerschutz, Band 14, SUG-Verlag, Hannover.
- ARGE PFLASTERKLINKER [1998]: *Ökologie Original Pflasterklinker, Planungshilfen zur Versickerung*, Arbeitsgemeinschaft Pflasterklinker e.V., Bonn.
- ATV [1994]: Beurteilung und Behandlung des Regenwetterabflusses, Arbeitsbericht der ATV-Arbeitsgruppe 1.4.3 „Regenwasserbehandlung“, *Korrespondenz Abwasser* Heft 2, 41. Jahrgang, S.304-310.
- ATV [1994b]: *Planung der Kanalisation*, ATV-Handbuch, 4. Auflage, Verlag Ernst & Sohn.
- ATV [1994c]: *Bau und Betrieb der Kanalisation*, ATV-Handbuch, 4. Auflage, Ernst & Sohn.
- ATV [1995]: Überstau und Überflutung, Definitionen und Anwendungsbereiche, Arbeitsbericht der ATV-Arbeitsgruppe 1.2.6 „Hydrologie der Stadtentwässerung“, *Korrespondenz Abwasser* Heft 5, 42. Jahrgang.
- ATV [1996]: Ergebnisse der ATV-Umfrage Versickerung von Niederschlagswasser, *Korrespondenz Abwasser* Heft 5, 43. Jahrgang.
- ATV [1997]: Kanalstatistik der ATV, Veröffentlichung der Abwassertechnischen Vereinigung ATV im Internet, www.atv.de.
- ATV [1999]: Stellungnahme der ATV zum Entwurf der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie, Veröffentlichung der Abwassertechnischen Vereinigung ATV im Internet, www.atv.de.
- ATV [1999b]: Kurzinformation zum ATV-Gewässergütemodell, Hennef.
- ATV A105 [1996]: *ATV-Arbeitsblatt A105: Hinweise für die Wahl des Entwässerungsverfahrens (Mischverfahren/Trennverfahren)*, Regelwerk Abwasser-Abfall der Abwassertechnischen Vereinigung, Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. (GFA), Hennef.
- ATV A106 [1995]: *ATV-Arbeitsblatt A106: Entwurf und Bauplanung von Abwasserbehandlungsanlagen (Entwurf)*, Regelwerk Abwasser-Abfall der Abwassertechnischen Vereinigung, Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. (GFA), Hennef.
- ATV A110 [1988]: *ATV-Arbeitsblatt A110: Richtlinien für die hydraulische Dimensionierung und den Leistungsnachweis von Abwasserkanälen und -leitungen*, Regelwerk Abwasser-Abfall der Abwassertechnischen Vereinigung, Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. (GFA), St. Augustin.

- ATV A111 [1994]: *ATV-Arbeitsblatt A111: Richtlinien für die hydraulische Dimensionierung und den Leistungsnachweis von Regenwasser-Entlastungsanlagen in Abwasserkanälen und -leitungen*, Regelwerk Abwasser-Abfall der Abwassertechnischen Vereinigung, Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. (GFA), Hennef.
- ATV A112 [1994]: *ATV-Arbeitsblatt A112: Richtlinien für die hydraulische Dimensionierung und den Leistungsnachweis von Sonderbauwerken in Abwasserkanälen und -leitungen*, Regelwerk Abwasser-Abfall der Abwassertechnischen Vereinigung, Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. (GFA), Hennef.
- ATV A117 [1977]: *ATV-Arbeitsblatt A117: Richtlinien für die Bemessung, die Gestaltung und den Betrieb von Regenrückhaltebecken*, Regelwerk Abwasser-Abfall der Abwassertechnischen Vereinigung, Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. (GFA), St. Augustin.
- ATV A118 [1977]: *ATV-Arbeitsblatt A118: Richtlinie für die hydraulische Berechnung von Schmutz-, Regen- und Mischwasserkanälen*, Regelwerk Abwasser-Abfall der Abwassertechnischen Vereinigung, Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. (GFA), St. Augustin.
- ATV A118 [1998]: *ATV-Arbeitsblatt A118: Hydraulische Bemessung und Nachweis von Entwässerungssystemen (Entwurf)*, Regelwerk Abwasser-Abfall der Abwassertechnischen Vereinigung, Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. (GFA), Hennef.
- ATV A128 [1992]: *ATV-Arbeitsblatt A128: Richtlinien für die Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungen in Mischwasserkanälen*, Regelwerk Abwasser-Abfall der Abwassertechnischen Vereinigung, Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. (GFA), Hennef.
- ATV A131 [1991]: *ATV-Arbeitsblatt A131: Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen ab 5000 Einwohnerwerten*, Regelwerk Abwasser-Abfall der Abwassertechnischen Vereinigung, Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V., Hennef.
- ATV A138 [1990]: *ATV-Arbeitsblatt A138: Bau und Bemessung von Anlagen zur dezentralen Versickerung von nicht schädlich verunreinigtem Niederschlagswasser*“, Regelwerk Abwasser-Abfall der Abwassertechnischen Vereinigung, Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. (GFA), Hennef.
- ATV A138 [1999]: *ATV-Arbeitsblatt A138: Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser*“, Entwurf, unveröffentlicht.
- ATV A145 [1994]: *ATV-Arbeitsblatt A145: Aufbau und Anwendung einer Kanaldatenbank*, Regelwerk Abwasser-Abfall der Abwassertechnischen Vereinigung, Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. (GFA), Hennef.

- ATV A149 [1994]: *ATV-Arbeitsblatt A149: Zustandsklassifizierung und Zustandsbewertung von Abwasserkanälen und -leitungen (Entwurf)*, Regelwerk Abwasser-Abfall der Abwassertechnischen Vereinigung, Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. (GFA), Hennef.
- ATV M101 [1996]: *ATV-Merkblatt M101: Planung von Entwässerungsanlagen, Neubau-, Sanierungs- und Erneuerungsmaßnahmen*, Regelwerk Abwasser-Abfall der Abwassertechnischen Vereinigung, Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. (GFA), St. Augustin.
- ATV M128 [1999]: *ATV-Merkblatt M128: Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungen in Mischwasserkanälen, Erläuterungen und Beispiele*, Entwurf, unveröffentlicht.
- ATV M153 [1999]: *ATV-Merkblatt M153: Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Regenwasser*, Entwurf, unveröffentlicht.
- ATV-AG 1.2.6 [1986]: Arbeitsbericht der ATV-Arbeitsgruppe 1.2.6. „Hydrologie der Stadtentwässerung“, Berechnung des Oberflächenabflusses in der Kanalnetzrechnung, Teil I, Abflussbildung, *Korrespondenz Abwasser* Heft 2, 33. Jahrgang.
- ATV-AG 1.2.6 [1987]: Arbeitsbericht der ATV-Arbeitsgruppe 1.2.6. „Hydrologie der Stadtentwässerung“, Berechnung des Oberflächenabflusses in der Kanalnetzrechnung, Teil II, Abflusskonzentration, *Korrespondenz Abwasser* Heft 3, 34. Jahrgang.
- ATV-AG 1.2.6 [1999]: Arbeitsbericht der ATV-Arbeitsgruppe 1.2.6. Regenwasserbewirtschaftung in Siedlungsgebieten zur Angleichung an natürliche Abflussverhältnisse, *Korrespondenz Abwasser* Heft 4, 46. Jahrgang.
- ATV-AG 1.2.9 [1998]: Arbeitsbericht der ATV-Arbeitsgruppe 1.2.9., Ergebnisse einer Umfrage zum Thema Regenrückhalteräume, *Korrespondenz Abwasser*, 45. Jg.
- ATV-AG 1.4.3 [1996]: Beurteilung und Behandlung des Regenwetterabflusses, 2. Arbeitsbericht der ATV-Arbeitsgruppe 1.4.3 „Regenwasserbehandlung“, *Korrespondenz Abwasser* Heft 8, 43. Jahrgang, S.1445-1454.
- ATV-AG 2.1.1 [1993]: Weitergehende Anforderungen an Mischwasserentlastungen, 2. Arbeitsbericht der ATV-Arbeitsgruppe 2.1.1., *Korrespondenz Abwasser* Heft 5, 40. Jahrgang.
- ATV-FA 2.2 [1987]: Modellrechnungen in der Wassergütewirtschaft, vergleichende Zusammenstellung häufig verwendeter Gewässergütemodelle in der Bundesrepublik Deutschland - Fassung Dez. 1986, Arbeitsbericht des ATV-Fachausschusses 2.2., *Korrespondenz Abwasser* Heft 6, 34. Jahrgang.

- ATV/DVWK A121 [1985]: *ATV-Arbeitsblatt A121: Niederschlag - Starkregenauswertung nach Wiederkehrzeit und Dauer, Niederschlagsmessungen, Auswertung*, Regelwerk Abwasser-Abfall der Abwassertechnischen Vereinigung, Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. (GFA), Hennef.
- BACH M. [1997]: *Erfassung des Kanalisierungsgrades versiegelter Flächen für ein urbanes Niederschlags-Abfluss-Modell am Beispiel von Berlin*, Diplomarbeit am Institut für Geographische Wissenschaften an der FU Berlin.
- BACHFISCHER R. [1978]: *Die ökologische Risikoanalyse*, Dissertation, TU München.
- BALKE H., RUDOLPH K.-U. [1997]: Ökonomische Determinanten der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung und ihr Einfluss auf die Gebührenfestsetzung, in: *Naturnahe Regenwasserbewirtschaftung*, Reihe Stadtökologie, Analytica-Verlag, Berlin.
- BARTELME N. [1995]: *Geoinformatik*, Springer-Verlag Berlin, Heidelberg.
- BARTH [1993]: Einsatz des Drehbogens zur Kanalnetzbewirtschaftung, *awt-Abwassertechnik*, Heft 4.
- BBR [2000]: Siedlungs- und Verkehrsflächenzunahme 1997-1999 nach Landesteilen, Veröffentlichung der Bundesanstalt für Bauwesen und Raumordnung im Internet, www.bbr.bund.de.
- BEHRENDT H., KOROL R., STRONSKA-KEDZIA M. & PAGENKOPF W. [1997]: *Nutrient emissions of point and diffuse sources, transport and retention within the Odra Basin and its main tributaries*, Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries, Berlin, Germany, www.igb-berlin.de.
- BENEKE G. [1999]: Unmerklich beseitigt, selbstverständlich eingebunden, grandios inszeniert - Facetten der Akzeptanz von Regenwasser in der Emscherregion, in: *Bauen mit dem Regenwasser - Aus der Praxis von Projekten*, Internationale Bauausstellung (IBA) Emscherpark, Herausgeber D. Londong, Oldenbourg-Verlag München, Wien.
- BFG [1999]: *Bundeswasserstraße Donau*, Ökologische Grobstudie zu flussbaulichen und staugestützten Ausbauplanungen, Donauabschnitt Straubing bis Isarmündung, www.bafg.de.
- BINDER K. G., FUCHS R., HEINZELMANN-EKOOS T., KLAUS J., MICHEL B., QUADFLIEG A., SOLVEEN D., WURSTER H. [1999]: Mehrdimensionale Bewertung der Grundwasserbewirtschaftung am Beispiel des Grundwasserbewirtschaftungsplanes Hessisches Ried, *Wasser & Boden*, 51. Jahrgang, Heft 3.
- BMF [1973]: Erläuterungen des Bundesministers der Finanzen zur Durchführung von Nutzen-Kosten-Untersuchungen. Rundschreiben vom 21.05.73 (abgedruckt u.a. bei SCHMIDT, 1996, 202ff).

- BMU [1997]: Pressemitteilung von Bundesumweltministerin Merkel zum Tag des Wassers vom 21.03.1997, Bonn.
- BMU [1998]: Pressemitteilung von Bundesumweltminister Trittin vom 3.12.1998, Bonn.
- BÖHM, URBAN, OSTROWSKI [1999]: *Effizienter Einsatz von Mittel aus der hessischen Grundwasserabgabe*, Gutachten im Auftrag des Hessischen Umweltministeriums, TU Darmstadt. Fachgebiete Umwelt- und Raumplanung, Ingenieurhydrologie und Wasserbewirtschaftung, Wasserversorgung und Grundwasserschutz in Zusammenarbeit mit dem Institut für sozial-ökologische Forschung (ISOE) GmbH, Darmstadt.
- BORCHARD D. [1996]: Integrated Restoration of Sewerage Systems on Local and River Catchment Scales, *Proceedings of the 7th International Conference on Urban Storm Drainage*, Hannover.
- BORGWARDT [1994]: *Versickerung auf befestigten Verkehrsflächen*, Planerische Möglichkeiten des Einsatzes wasserdurchlässiger Pflasterungen, SF-Kooperation GmbH, Beton-Konzepte, Bremen.
- BRETSCHNEIDER H., LECHER K., SCHMIDT M. [1993]: *Taschenbuch der Wasserwirtschaft*, 7. Auflage, Verlag Paul Parey.
- BROMBACH H. [1997]: *Wirbelabscheideranlagen*, Hinweise zu Entwurf und Bemessung, Handbuch Wasser 4, Zentraler Fachdienst Wasser-Boden-Abfall-Altlasten bei der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg.
- BROMBACH H. [1997b]: Regenwasserbehandlung im Mischsystem - Theorie und Wirklichkeit, Beitrag zum Kasseler Symposium für *Abwasserbehandlung, Gewässerschutz und Wasserwirtschaft an der Schwelle zum 21. Jahrhundert*, Schriftenreihe der Fachgebiete Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft Universität Gesamthochschule Kassel.
- BROMBACH H. J., WÖHRLE C. [1997]: Gemessene Entlastungstätigkeit von Regenüberlaufbecken, *Korrespondenz Abwasser*, 44. Jahrgang, Heft 1/97
- BRÜGGEMANN R., MUCHA H.-J. [1997]: Anwendungen und Probleme der Hasse-diagrammtechnik. In: *Classification and Multivariate Graphics, Models, Software and Applications* (Hrsg.: H.H. Bock, H.-J. Mucha), WIAS-Report No. 10, WIAS, Berlin, 113-120.
- BRUNNER P.-G. [1991]: Bodenfiltersysteme für die weitergehende Mischwasserbehandlung. In: *Anforderungen an die Regenwasserbehandlung bei Mischkanalisationen*, Schriftenreihe der Fachgebiete Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft Universität Gesamthochschule Kassel, Band 7
- BRUNNER P.-G. [1995]: Regenwasserbehandlung in Bodenfilterbecken. In: *Wasserwirtschaft*, Heft 3, S.134-138.

- BRUNNER P.-G. [1996]: Weitergehende Regenwasserbehandlung durch Bodenfilter, In: *ATV-Bundestagung in Leipzig*, ATV-Schriftenreihe, Heft 4, Hef. Hennef.
- BRUNS J. [1999] Dynamische Kopplung von Regenwasserbehandlung und Abwasserreinigung bei Mischwasserzufluss, *Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft*, Band 151, Kommissionsverlag R. Oldenbourg, München.
- BSLU [1994]: *Wasserwirtschaftlicher Rahmenplan Main*, Bayrisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, München.
- MAKROPOLUS, C., BUTLER, D., MAKSIMOVIC, C. [1999]: Gis supported evaluation of source control applicability in urban areas, *Wat.Sci.Tech* 39 (9), S. 243-252
- BVB [1998]: *Positionspapier des Fachausschusses Regenwasserversickerung* - Entwurf - Bundesverband Boden e.V., Berlin
- BWK [1998]: *Wasserbilanzmodelle in der Wasserwirtschaft*, Merkblatt Nr.2 (Entwurf), Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau, Düsseldorf.
- BWK [1999]: *Ableitung von Anforderungen an Niederschlagswassereinleitungen unter Berücksichtigung örtlicher Verhältnisse*, Merkblatt Nr.3 (Entwurf), Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau, Düsseldorf.
- DAMRATH, LANDWEHR [1992]: *Wasserversorgung*, B.G. Teubner Verlag, Stuttgart
- DHI [1995]: *Handbuch MIKE-SHE*, Danish Hydraulic Institute, Kopenhagen
- DHI [1999]: Homepage des Danish Hydraulic Institute, www.dhi.dk, Kopenhagen
- DIN [1999]: Homepage des Deutschen Instituts für Normung e.V. Berlin (DIN)
- DÖRHÖFER G., JOSOPAIT V. [1980]: *Eine Methode zur flächendifferenzierten Ermittlung der Grundwasserneubildungsrate*, Geologisches Jahrbuch Reihe C, Heft C27, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover
- DURCHSCHLAG A. [1989]: *Bemessung von Mischwasserspeichern im Nachweisverfahren*, Schriftenreihe für Stadtentwässerung und Gewässerschutz, Band 3, SUG-Verlag, Hannover
- DURCHSCHLAG A., HÄRTEL L., HARTWIG P., KASELOW M., KOLLATSCH D., OTTERPOHL R., SCHWENTNER G. [1990]: Gesamtemission aus Mischwasserentlastungen und Kläranlage, Erster Arbeitsbericht der Arbeitsgruppe Gesamtemission, *Korrespondenz Abwasser*, 37. Jahrgang, Nr. 8/90, S. 860 ff
- DURCHSCHLAG A. [1990]: Gesamtemission als Planungsgröße von Mischentwässerungssystemen, *Korrespondenz Abwasser*, 37. Jahrgang, Nr. 8/90, S. 889 ff
- DVWK [1989]: *Nutzwertanalytische Ansätze zur Planungsunterstützung und Projektbewertung*, DVWK-Mitteilungen, Heft 19, Bonn

- DVWK [1991]: *Pilotstudie zur Anwendung nutzwertanalytischer Verfahren*, DVWK-Mitteilungen, Heft 22, Bonn
- DVWK [1998]: *EU-Wasserrahmenrichtlinie - Einheitliches Schutzniveau auf niedrigem Standard oder Fortschritt für den Gewässerschutz?*, Presseinformation des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK), März 1998
- DVWK [1998b]: *2. Stellungnahme des DVWK zum Entwurf einer "Richtlinie des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik"*, Vorlage für fachliche und politische Entscheidungsträger, Mai 1998
- DVWK [1999]: *Wasserwirtschaft im Zeichen der EU-Wasserrahmenrichtlinie*, Vortrag des DVWK-Geschäftsführers Dr.-Ing. Wolfram Dirksen anlässlich des 29. Internationalen Wasserbausymposiums am 5./6. Januar in Aachen. Veröffentlichung des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK) im Internet www.dvwk.de, Januar 1999
- DWD [1997]: *Starkniederschlagshöhen für Deutschland - KOSTRA*, Eigenverlag des Deutschen Wetterdienstes, Offenbach
- ENVIPLAN [1999]: Homepage der Fa. Enviplan, www.enviplan.de
- EPA [1971]: *Stormwater Management Model (SWMM) User's Manual*, U.S. Environmental Protection Agency, Washington DC, USA.
- EPA [1991]: *Guidance for Water Quality-Based Decisions*, The TMDL-Process, veröffentlicht im Internet unter: www.epa.gov/OWOW/tmdl, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, USA
- EPA [1994]: *EPA Guidance Documents on CSO Policy Implementation*, U.S. Environmental Protection Agency, Washington DC, USA
- EPA [1997]: *Compendium of Tools for Watershed Assessment and TMDL Development*, U.S. Environmental Protection Agency, Washington DC, USA
- EPA [1998]: *Dokumentation zum Programm BASINS (Better Assessment Science Integrating Point and Nonpoint Sources) Version 2.0*, U.S. Environmental Protection Agency, Washington DC, USA
- ESSER B. [1997]: Leitbilder für Fließgewässer als Orientierungshilfen bei wasserwirtschaftlichen Planungen, *Wasser & Boden*, 49. Jahrgang, Heft 4/99.
- EU-ISKE [1991]: *Vereinbarung über die Internationale Kommission zum Schutz der Elbe*, EU Amtsblatt Nr. L321 vom 23.11.1991

- EU-KOMMISSION, [1998]: *Sonderbericht Nr. 3/98 über die Durchführung seitens der Kommission von Politik und Maßnahmen der EU zur Bekämpfung der Gewässerverschmutzung*, zusammen mit den Antworten der Kommission (vorgelegt gemäß Artikel 188c Absatz 4 Unterabsatz 2 des EG-Vertrags), Amtsblatt Nr. C 191 vom 18/06/1998 S. 0002 - 0044
- EU-RICHTLINIE 76/160/EWG [1976]: *Richtlinie 76/160/EWG des Rates vom 8. Dezember 1975 über die Qualität der Badegewässer*, EU Amtsblatt Nr. L031 vom 5.2.1976, S.1-7.
- EU-RICHTLINIE 76/464/EWG [1976]: *Richtlinie 76/464/EWG des Rates vom 4. Mai 1976 betreffend die Verschmutzung infolge der Ableitung bestimmter gefährlicher Stoffe in die Gewässer der Gemeinschaft*, EU Amtsblatt Nr. L129 vom 18.5.1976, S.23-29.
- EU-RICHTLINIE 80/778/EWG [1976]: *Richtlinie 80/778/EWG des Rates vom 15. Juli 1980 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch*, EU Amtsblatt Nr. L229 vom 30.8.1980, S.11-29.
- EU-RICHTLINIE 91/271/EWG [1976]: *Richtlinie 91/271/EWG des Rates vom 21. Mai 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser*, EU Amtsblatt Nr. L135 vom 30.5.1991, S.40-52.
- EU-RICHTLINIE 96/61/EG [1996]: *Richtlinie des Rates über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung*, EU Amtsblatt Nr. L257/26 vom 24.9.1996
- EUR-OP NEWS [1997]: *Umweltrichtlinien werden missachtet, Kommission verklagt Mitgliedsstaaten*, In: *EUR-OP News*, Ausgabe 4/97, EUR-OP.
- FARNER H., GRESA L. [1994]: *Weitergehende Regenwasserbehandlung mit Siebrechen an Entlastungsbauwerken der Mischkanalisation*, *Korrespondenz Abwasser* 41. Jahrgang Nr. 5/94, S. 1714 ff.
- FARNER H. [1996]: *Feststoffrückhalt an Entlastungsbauwerken der Mischkanalisation mittels maschinell gereinigter Hochleistungs-Siebrechen*, *Planungshandbuch* Fa. Vollmar.
- FBR [1996]: *Zukunft der Regenwassernutzung - Fachtagung der FBR 1996*, Schriftenreihe der Fachvereinigung Betriebs- und Regenwassernutzung e.V.
- FGSV [1987]: *Richtlinie für die Anlage von Straßen, Teil Entwässerung (RAS-Ew)*, Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen (FGSV).
- FIELD R [1993]: *Integrated stormwater management*, Lewis Publishers, Boca Raton.
- FLL [1995]: *Richtlinien für die Planung, Ausführung und Pflege von Dachbegrünungen*, Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung, Landschaftsbau e.V., Bonn.

- FRECHEN F.-B. (Hrsg) [1997]: *Abwasserbehandlung, Gewässerschutz und Wasserwirtschaft an der Schwelle zum 21. Jahrhundert*, Beiträge zu einem Symposium in Kassel, Schriftenreihe der Fachgebiete Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft Universität Gesamthochschule Kassel.
- FRÖHLICH M., LINDENSCHMIDT K.-E., HEGEMANN W., SIEKER H. [1999]: Simulation der Strömungsverhältnisse im Tegeler See, *gwf Wasser Abwasser*, Nr. 5/99.
- FREISTAAT THÜRINGEN [1996], *Kostenkennziffern für eine kostengünstige kommunale Abwasserentsorgung im Freistaat Thüringen*, Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt des Freistaates Thüringen.
- FRONTEAU C., BAUWENS W., VANROLLEGHEM P. & SMEETS M. [1996]: An Immission Based Evaluation of the Efficiency of the Sewer-WWTP-River-System Under Transient Conditions, In: *Proceedings of the 7th International Conference on Urban Storm Drainage*, Hannover
- FUCHS L. [1994]: Anwendung geografischer Informationssysteme bei der Kanalnetz-berechnung, *Korrespondenz Abwasser*, 41. Jahrgang, Nr. 10/94, S. 1766 ff
- FÜRST D., KIEMSTEDT H., GUSTEDT E., RATZBOR G. & SCHOLLES F. [1989]: *Umweltqualitätsziele für die ökologische Planung*, im Auftrag des Umweltbundesamtes, Forschungsbericht 109 01 008, Hannover.
- GEIGER W., H. DREISEITL [1995]: *Neue Wege für das Regenwasser*, Handbuch zum Rückhalt und zur Versickerung von Regenwasser in Baugebieten, Oldenbourg-Verlag, München.
- GLUGLA G, GOEDECKE M., WESSOLEK G., FÜRTIG G. [1999]: Langjährige Abflussbildung und Wasserhaushalt im urbanen Gebiet Berlin, *Wasserwirtschaft*, Heft 1/99.
- GÖTTLE A. [1978]: *Ursachen und Mechanismen der Regenwasserverschmutzung - Ein Beitrag zur Modellierung der Abflussbeschaffenheit in städtischen Gebieten*, Berichte aus Wassergütwirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen Heft Nr. 23, Institut für Bauingenieurwesen Technische Universität München.
- GRAU A., HEUSLER M. [1996]: Mikrosiebung als nachgeschaltete Behandlungsstufe zur weitergehenden Reinigung, *awt-Abwassertechnik*, Heft Nr. 1.
- GROMBACH P., HABERER K., TRUEB E. [1993]: *Handbuch der Wasserversorgungstechnik*, Oldenbourg-Verlag München Wien, 2. Auflage, 1993.
- GROTEHUSMANN D., KHELIL A., SIEKER F., UHL M. [1992]: Naturnahe Regenwasserentsorgung durch Mulden-Rigolen-Systeme, *Korrespondenz Abwasser*
- GROTTKER M. [1987]: *Regenwasserbehandlung in Trennsystemen*, Mitteilungen des Institutes für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau, Universität Hannover, Heft 66.

- GROTTKER M. [1991]: Möglichkeiten der Regenwasserbehandlung, *Korrespondenz Abwasser* 7/91, 38. Jahrgang.
- GROTTKER M. , SCHILLING W. [1991]: Verbesserung der Reinigungsleistung von Gullies, *Korrespondenz Abwasser* 7/91, 38. Jahrgang.
- GRÜNE LIGA [1999]: *Abschlußbericht zum Urban-Projekt: Musterhof mit Beratungsstelle im Prenzlauer Berg*, Projektträger Grüne Liga e.V. Berlin, Veröffentlichung in Vorbereitung.
- GSCHG [1998]: Schweizerisches Bundesgesetz über den Schutz der Gewässer (Gewässerschutzgesetz, GSchG), vom 24. Januar 1991, Stand am 24. Dezember 1998, im Internet verfügbar unter www.admin.ch.
- HAD [1999]: Hydrologischer Atlas von Deutschland, herausgegeben vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, erster Teil zu beziehen über das Institut für Hydrologie an der Universität Freiburg.
- HAHN H. H.: [1997]: Der Beitrag der Siedlungswasserwirtschaft zu nachhaltiger Wasserwirtschaft - dargestellt an der Entwicklung der Fachvereinigung der ATV (Zielkonzeption 2000), Beitrag zum Kasseler Symposium für *Abwasserbehandlung, Gewässerschutz und Wasserwirtschaft an der Schwelle zum 21. Jahrhundert*, Schriftenreihe der Fachgebiete Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft Universität Gesamthochschule Kassel.
- HAHN H. H., SCHÄFER M. (Hrsg.) [1998]: *Stoffströme in der Urbanhydrologie*, Band IV Emission/Immission, Schlussbericht eines BMFT-Verbundprojektes, Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, Heft 88.
- HAHN H. H., XANTHOPOULOS C. (Hrsg.) [1992]: *Schadstoffe im Regenabfluss II*, Präsentation des BMFT-Verbundprojektes. Karlsruhe 1992, Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, Band 64.
- HAHN, H. H., XANTHOPOULOS C. [1990]: *Schadstoffe im Regenabfluss aus städtischen Gebieten*, Präsentation eines BMFT-Verbundprojektes, Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, Heft 58.
- HÄRTEL L., DURCHSCHLAG A., HARTWIG P., KASELOW M., KAISER C., KOLLATSCH D., OTTERPOHL R. [1995]: Kläranlagensimulation im Vergleich, Zweiter Arbeitsbericht der Gruppe Gesamtemission, *Korrespondenz Abwasser*, 42. Jahrgang, Heft 6.
- HALBACH [1999]: Abwasserkosten 2000 für ostdeutsche Kommunen und Verbände, Broschüre im Eigenverlag, Institut für Abwasserwirtschaft Halbach, Werdau.
- HARREMOËS P., HVITVED-JACOBSEN T., LYNGAARD-JENSEN A., NIELSEN B. [1993]: Integrated Design and Control of Sewerage, Wastewater Treatment and Receiving Water Systems, *Proceedings of the 6th International Conference on Urban Storm Drainage*, Niagara Falls.

- HAUFF V. (Hrsg.) [1987]: *Unsere gemeinsame Zukunft - der Brundtland-Bericht der Weltkommission für Umwelt und Entwicklung*, Eggenkamp, Greven 1987.
- HEBER B. [1998]: Auswirkungen der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung auf die Stadtplanung, in: *Naturnahe Regenwasserbewirtschaftung*, Reihe Stadtökologie, Analytica-Verlag, Berlin.
- HEINZMANN B. [1993]: *Beschaffenheit und weitergehende Aufbereitung von städtischen Regenabflüssen*, Fortschritt-Berichte VDI, Reihe 15 Umwelttechnik, Nr. 113, VDI-Verlag Düsseldorf, Berlin.
- HENZE M., GRADY C., GUJER W., MARAIS G., MATSUO T. [1986]: *Activated sludge model No.1*, by IAWPRC Task Group on Mathematical Modelling for Design and Operation of Biological Wastewater Treatment.
- HERRMANN T., SCHMIDA U. [1996]: Regenwassernutzung - hydraulische Aspekte für die Stadtentwässerung, *Zeitschrift für Stadtentwässerung und Gewässerschutz*, Heft 46, SUG-Verlag, Hannover.
- HMU [1995]: *Verordnung über pauschale Investitionszuweisungen zum Bau von Abwasseranlagen*, Kostenrichtwerte (Anlage 1), unveröffentlicht, Hessisches Umweltministeriums, Wiesbaden.
- HMU [1998]: *Praxisratgeber Entsiegeln und Versickern*, Broschüre des Hessischen Umweltministeriums, Wiesbaden.
- HOAI [1996]: *Honorarordnung für Architekten und Ingenieure (HOAI)*, Ausgabe 1996, Text mit amtlicher Begründung und Anmerkungen, Bundesanzeiger, Köln.
- HOLZER P., KREBS P. [1998]: Modelling the Total Ammonia Impact of CSO and WWTP Effluent on the Receiving Water, *Water, Science and Technology*, Vol. 38, No. 10, pp. 31-39.
- HOLZWARTH F. [1997]: Wasserwirtschaft an der Schwelle zum 21. Jahrhundert, Beitrag zum Kasseler Symposium für *Abwasserbehandlung, Gewässerschutz und Wasserwirtschaft an der Schwelle zum 21. Jahrhundert*, Schriftenreihe der Fachgebiete Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft Universität Gesamthochschule Kassel.
- HOSANG W., BISCHOF [1993]: *Abwassertechnik*, Teubner, Stuttgart.
- HUBER P. [1997]: *GIS-gestützte Modellierung des erosionsbedingten Eintragungspotenzials in Fließgewässer*, Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB), www.igb-berlin.de, Berlin.
- HÜBNER M., GEIGER W. [1995]: Leistungsvermögen und Wirkungsweise hydrodynamischer Abscheider zur Mischwasserbehandlung, in: *Schadstoffe im Regenabfluss III*, Präsentation eines BMFT-Verbundprojektes, Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, Heft 73.

- HUHN V., SWIRIDJUK T. [1994]: Modellierung des Abflussverhaltens begrünter Dächer, *Zeitschrift für Stadtentwässerung und Gewässerschutz*, Heft 28, SUG-Verlag, Hannover.
- HUHT B., RENNERT S., LÜTZNER K. [1998]: Schadstoffeintrag durch atmosphärische Deposition, in: *Stoffströme in der Urbanhydrologie - Oberfläche -*, Band I, Schlussbericht eines BMFT-Verbundprojektes, Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, Heft 85.
- HYDROTEC [1998]: *Handbuch Programm NASIM Version 2.6.4*, Hydrotec GmbH, Aachen.
- IBU [1997]: Homepage des Informationszentrums für betrieblichen Umweltschutz, Landesgewerbeamt Baden-Württemberg, veröffentlicht im Internet unter www.lgabw.de.
- ILLI M. [1987]: *Von der Schissgruob zur modernen Stadtentwässerung*, Verlag Neu Zürcher Zeitung, Zürich.
- IMECON [1999]: *Produktinformation zur Membranfiltration in der Wasseraufbereitung*, imecon AG, Schweiz, www.imecon.com.
- IMHOFF K. [1993]: *Taschenbuch der Stadtentwässerung*, 28. Auflage, Oldenbourg-Verlag, München, Wien.
- INGENIEURKAMMER [1999]: Homepage der Ingenieurkammer Niedersachsen, www.ingenieurkammer.de.
- IPS [1998]: *Anwendung des Umweltinformationssystems Berlin (UIS) in Kombination mit einem Geographischen Informationssystem (GIS) zur Ermittlung der Mischwasserabflüsse und Mischwasserentlastungen für Berlin I und II*, Studie der Ingenieurgesellschaft Prof. Dr. Sieker mbH, Dahlwitz-Hoppegarten, im Auftrag der Berliner Wasserbetriebe, Berlin.
- IPS & DHV [1998]: *Vergleich des deutschen und niederländischen Standards, der Technik und der Kosten bei der Niederschlagswasserableitung und -behandlung*, Pilotvorhaben der Ingenieurgesellschaft Prof. Dr. Sieker mbH, Dahlwitz-Hoppegarten im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft, Nordrhein-Westfalen, unveröffentlicht.
- IPS [1998]: *Programmbeschreibung Murisim Version 3.1*, Ingenieurgesellschaft Prof. Dr. Sieker mbH, Dahlwitz-Hoppegarten.
- IPS [1999]: *Voruntersuchung zur ökologischen Prüfung des Generalentwässerungsplanes Würzburg*, Studie der Ingenieurgesellschaft Prof. Dr. Sieker mbH, Dahlwitz-Hoppegarten im Auftrag des Entwässerungsbetriebes der Stadt Würzburg.
- ITWH [1996]: *Programmbeschreibung Hystem-Extran Version 5.2*, Institut für technisch-wissenschaftliche Hydrologie Prof. Sieker und Partner GmbH, Hannover.

- ITWH [1997]: *Programmbeschreibung Kosim Version 5.1*, Institut für technisch-wissenschaftliche Hydrologie Prof. Sieker und Partner GmbH, Hannover.
- IUPLAN [1997]: *Die Speicherkaskade*, Prospekt des Büros für Ingenieur- und Umweltplanung GmbH (IUPlan), Hachenburg.
- IWH & IFW [1999]: *Untersuchung und Weiterentwicklung der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung am Beispiel des Mulden-Rigolen-Systems in der Schüngelbergsiedlung in Gelsenkirchen*, Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau, Universität Hannover & Institut für Wasserforschung GmbH, Dortmund, Studie im Auftrag der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (AZ 04685).
- JAMES W. [1997]: *Modelling the Management of Stormwater Impacts*, Vol. 1-6, CHI Publications, Guelph, Canada, 1992-97.
- JACOBS J., KARAVOLIROS G., ZIMMERMANN J. [1995]: Konzept und Aufbau des Schmutzfrachtmodells HauSS, in: *Schadstoffe im Regenabfluss III*, Präsentation eines BMFT-Verbundprojektes, Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, Heft 73.
- JOKIEL C. [1995]: *Gewässergütesimulation natürlicher Fließgewässer*, Mitteilungen des Institutes für Wasserbau und Wasserwirtschaft, RWTH Aachen.
- KING COUNTY [1996]: *Surface Water Design Manual (Draft)*, Surface Water Management Division, King County, Washington.
- KALBSKOPF [1966]: Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft der TH Hannover, Heft 24.
- KEHR [1957]: *Wasserwirtschaftliche Vorplanung für das Siedlungsvorhaben Neue Stadt Heitlingen*, Forschungs- und Stadtentwicklung e.V. Hannover, zitiert in ATV [1994b].
- KILCHENMANN A., SCHWARZ-VON RAUMER H.-G. [1999]: *GIS in der Stadtentwicklung*, Methodik und Fallbeispiel, Springer-Verlag.
- KOEHLER G. [1992]: Auswirkungen verschiedener anthropogener Veränderungen auf die Hochwasserabflüsse im Oberrheingebiet, *Wasser und Boden*, Nr.1,1992, S. 11-15.
- KOLLATSCH D. [1995]: *Übergreifende Planung von Kanalnetz und Kläranlage*, Schriftenreihe für Stadtentwässerung und Gewässerschutz, Band 13, SUG-Verlag, Hannover.
- KOM 49 [1997]: *Vorschlag für eine Richtlinie des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik*, KOM(97) 49, veröffentlicht im Amtsblatt der EU Nr. C 184/97, S. 20.
- KOM 614 [1997]: *Vorschlag für eine Richtlinie des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik*, KOM(97) 49, veröffentlicht im Amtsblatt der EU Nr. C 16/98, S. 14.

- KÖNIG K. W. [1996]: *Regenwasser in der Architektur*,: ökologische Konzepte, Ökobuch-Verlag, Staufen bei Freiburg.
- KOPMANN R. [1999]: *Mehrdimensionale Effekte in dimensionsreduzierten Gewässergütemodellen*, Bericht Nr. 57, Institut für Strömungsmechanik, Universität Hannover.
- KORAL J. [1994]: *Ölrückhaltebecken für Autobahn- und Straßenabwässer*, Straße und Verkehr 80, Nr. 7, S.417-427.
- KREBS P., KREJCI V., FRANKENHAUSER R., SIEGRIST H. [1996]: Reducing the Overall Impact on a Small Receiving Water, *Proceedings of the 7th International Conference on Urban Storm Drainage*, Hanover.
- KREBS P., MERKEL K., KÜHN V. [1999]: Dynamic Changes in Wastewater Composition During Rain Runoff, *Proceedings of the 8th International Conference on Urban Storm Drainage*, Sydney.
- KREBS P., HOLZER P., HUISMAN J. L., RAUCH W. [1999]: First Flush of Dissolved Compounds, *Water, Science and Technology*, Vol. 39, No.9, pp. 55-62.
- KREJCI V. [1991]: Sieb- und Rechenanlagen für die Behandlung von Regenüberläufen aus der Mischkanalisation. In: *Anforderungen an die Regenwasserbehandlung bei Mischkanalisationen*, Schriftenreihe der Fachgebiete Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft Universität Gesamthochschule Kassel, Band 7.
- KREJCI, V., FRANKENHAUSER R., GAMMETER S., GROTTKER M., HARMUTH B., MERZ P., SCHILLING W. [1994]: *Integrierte Siedlungsentwässerung Fallstudie Fehraltorf*, Schriftenreihe der EAWAG, Dübendorf-Zürich, Schweiz.
- LAINÉ S., POUJOL T., DUFAY S., BARON J., ROBERT P. [1998]: Treatment of rainwater by air flotation - filtration - uv-desinfection to ensure that treated water is of bathing water quality, *Proceedings of the IAWQ 19th Biennial International Conference in Vancouver*, Canada.
- LAMMERSEN R. [1997]: *Die Auswirkungen der Stadtentwässerung auf den Stoffhaushalt von Fließgewässern*, Schriftenreihe für Stadtentwässerung und Gewässerschutz, Band 15, SUG-Verlag, Hannover.
- LANGE G., LECHER K. [1993]: *Gewässerregelung, Gewässerpflege*, Naturnaher Ausbau und Unterhaltung von Fließgewässern, Verlag Paul Parey.
- LANGE J., OTTERPOHL R. [1997]: *Abwasser, Handbuch zu einer zukunftsfähigen Wasserwirtschaft*, Mallbeton-Verlag, DS-Pföhren.
- LAWA [1979]: *Leitlinien zur Durchführung von Kosten-Nutzen-Analysen*, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Arbeitskreis Kosten-Nutzen-Untersuchungen in der Wasserwirtschaft.
- LAWA [1981]: *Grundzüge der Nutzen-Kosten-Analyse*, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Arbeitskreis Kosten-Nutzen-Untersuchungen in der Wasserwirtschaft.

- LAWA [1992]: *Leitlinien zur Durchführung von Kostenvergleichsrechnungen*, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), Arbeitskreis Kosten-Nutzen-Untersuchungen in der Wasserwirtschaft.
- LAWA [1998]: *Leitlinien zur Durchführung von dynamischer Kostenvergleichsrechnungen*, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), Arbeitskreis Kosten-Nutzen-Untersuchungen in der Wasserwirtschaft.
- LAWA [1995]: *Leitlinien für einen zukunftsweisenden Hochwasserschutz*, Hochwasser - Ursachen und Konsequenzen, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser.
- LFU BW [1998]: *Bodenfilter zur Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennsystem*, Handbuch Wasser 4, Zentraler Fachdienst Wasser-Boden-Abfall-Altlasten bei der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg.
- LIMBACH J. [1996]: *Das Bundesverfassungsgericht als politischer Machtfaktor*, Beitrag zum Humboldt Forum Recht, veröffentlicht im Internet unter www.rewi.hu-berlin.de.
- LINDENSCHMIDT K. E. [1998]: *On the Effect of Artificial Aeration on the Phytoplankton Populations of Lake Tegel*, Berlin, Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft Nr. 7, Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität Berlin.
- LIPPERT S. [1998]: *Berücksichtigung weitergehender Behandlungsmaßnahmen bei der Dimensionierung von Mischwasserentlastungsanlagen*, Diplomarbeit am Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichem Wasserbau der Universität Hannover, unveröffentlicht.
- LONDONG D., NOTHNAGEL A. (Hrsg) [1999]: *Bauen mit dem Regenwasser - Aus der Praxis von Projekten*, Internationale Bauausstellung (IBA) Emscherpark, Oldenbourg-Verlag München Wien.
- LORENZ U. [1999]: *Aktivierung von Kanalspeichervolumen*, WWT, Heft 1.
- LOWIS J. [1998]: *Regenwassernutzung in Köln*, Broschüre.
- LUA NRW [1997]: *Hinweise für die Bemessung von Belebungsanlagen mit dem Bemessungsprogramm ARA-BER (Version 4.0)*, Dokumentation zur Demoversion, Essen.
- LÜTZNER K., GEBHARD V. [1998]: *Gemeinsame Betrachtung von Kanalnetz und Kläranlage zur Minimierung der Gesamtemission, Teil Kanalnetz*, in: *Stoffströme in der Urbanhydrologie - Emission/Immission* -, Band IV, , Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, Heft 88, Oldenbourg Verlag.
- MEHLER R., OSTROWSKI M. [1998]: *Comparison of the efficiency of best Stormwater Management Practices in Urban Drainage Systems*.

- MEHLER R., OSTROWSKI M. [1998]: Integrating Better Stormwater Management Practices in Urban Stormwater Pollution Modelling, in: *Modelling the Management of Stormwater Impacts*, Volume 6, CHI Publications Guelph, Ontario, Canada.
- MIDEQ [1998]: Michigan Department Of Environmental Quality, Surface Water Quality Division, Staff Report, Clean Water Act Section 303(D) List, Michigan Submittal For 1998.
- MIKKELSEN P.S. [1998] Collected rainfall as a water source in Danish households - what is the potential and what are the costs?, in: *Options for closed water systems, Proceedings of the International WIMEK Congress*, Wageningen, the Netherlands.
- MOHS B. [1998]: *Nutzung der Regelungsfunktion von Böden bei der Regenwasser-versickerung - Anforderungen und technische Möglichkeiten*, DVWK-Schriftenreihe, Heft 122, S. 525ff., DVWK.
- MOSIMANN T. (HRSG.) [1991]: *Erosionsbekämpfung in Ackerbaugebieten - Ein Leitfaden für die Bodenerhaltung*, Themenbericht des nationalen Forschungsprogramms „Nutzung des Bodens in der Schweiz“, Liebefeld-Bern.
- MURL [1999]: *Naturnahe Regenwasserbewirtschaftung - zukunftsfähige Wasserwirtschaft im Einklang mit ökologischen und ökonomischen Anforderungen*, Broschüre des Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft, Nordrhein-Westfalen.
- NOTHNAGEL A. [1999]: Die Gestaltungskraft des Regenwassers in Landschaft und Städtebau - Ästhetik als Botschafterin, in: *Bauen mit dem Regenwasser - Aus der Praxis von Projekten*, Internationale Bauausstellung (IBA) Emscherpark, Herausgeber D. Londong, Oldenbourg-Verlag München Wien.
- OBERMEIER [1999]: *Der digitale Fischer Weltalmanach*, CDROM, Fischer Taschenbuch Verlag, Frankfurt Main.
- OPTIMA [1999]: Homepage der Fa. Optima - Die Dachbegrüner!, www.optima-dachbegruenung.de.
- OSTROWSKI M. [1982]: *Ein Beitrag zur kontinuierlichen Simulation der Wasserbilanz*, Mitteilungen des Institutes für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Technische Hochschule Aachen, Nr. 42, Aachen.
- OSTROWSKI M. [1992]: Ein universeller Baustein zur Simulation hydrologischer Prozesse. In: *Wasser und Boden*, Heft 11, p. 755ff.
- OSTROWSKI M. [1995]: *Die modellgestützte Bewirtschaftung intensiv genutzter Einzugsgebiete*, Darmstädter Wasserbauliches Kolloquium 1994, Institut für Wasserbau, Technische Hochschule Darmstadt.

- OSTROWSKI M. [1997]: Nachhaltige Entwicklung in der Wasserwirtschaft - noch politisches Schlagwort oder bereits ernste Absicht. Editorial in *Wasser & Boden*, 49. Jg., Heft 3.
- OSTROWSKI M. [1998]: *MGVB-Mod, Modellierung der Gewässerbelastung unter Berücksichtigung der Verminderung des Niederschlagsanteils am Mischwasser durch Versickerung und Brauchwassernutzung*, Endbericht zum BMBF-Forschungsvorhaben 02WA9553/0, Technische Universität Darmstadt, Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Fachgebiet Ingenieurhydrologie und Wasserbewirtschaftung.
- OSTROWSKI M., MEHLER R. [1998]: *Ländervergleich Mischwasserbehandlung*, Studie im Auftrag des Landes Hessen, Technische Universität Darmstadt, Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Fachgebiet Ingenieurhydrologie und Wasserbewirtschaftung, unveröffentlicht.
- OSTROWSKI M. [1999]: *Improving sustainability of water resources systems using the group decision support system STEEL-GDSS*, Research report veröffentlicht im Internet unter www.tu-darmstadt.de/fb/bi/wb/ostrowski/steel_ds, Darmstadt.
- OTTERPOHL R. [1995]: *Dynamische Simulation zur Unterstützung der Planung und des Betriebes kommunaler Kläranlagen*, Gesellschaft zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft an d. RWTH Aachen.
- PANNING F. [1999]: Mündliche Auskunft zur den Pflegekosten eines Mulden-Rigolen-Systems (Ausschreibungsergebnisse), Dr. F. Panning, Ingenieurgesellschaft Prof. Rudolph und Partner mbH.
- PAULSEN [1984]: *Kontinuierliche Simulation von Abflüssen und Stofffrachten in der Trennentwässerung*, Mitteilungen des Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau, Universität Hannover.
- PECHER R. [1991]: Abwassertechnische Strukturdaten abgeleitet aus der amtlichen Statistik für Nordrhein-Westfalen, *Korrespondenz Abwasser* 11/91, 38. Jahrgang.
- PECHER R. [1991b]: Sanierungskosten von Kanalnetzen für unterschiedliche Überstauhäufigkeiten, *Korrespondenz Abwasser* 7/91, 38. Jahrgang.
- PECHER R. [1992]: Abwassergebühr Quo Vadis?, *Korrespondenz Abwasser* 5/92.
- PECHER R. [1995]: Ökonomische Folgen der europäischen Normung, In: *ATV-Bundestagung 1996 in Leipzig*, ATV-Schriftenreihe, Heft 4, Hennef.
- PLANUM GMBH [1999]: *Mechanisch-biologische Behandlung von Niederschlagswasser*, Förderprojekt der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (Az07252), Abschlussbericht.
- PLATZER C. [1998]: *Entwicklung eines Bemessungsansatzes zur Stickstoffelimination in Pflanzenkläranlagen*, Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft TU Berlin, Nr. 6, Berlin

- PFEIFER R., HAHN H. H. [1995]: Regenwasserbehandlung in Trennsystemen - Leistungssteigerung durch chemische Flockung?, in: *Schadstoffe im Regenabfluss III*, Präsentation eines BMFT-Verbundprojektes, Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, Heft 73.
- POWER D.J. [1999]: *A Brief History of Decision Support Systems*, DSSResources.COM, World Wide Web, <http://DSSResources.COM/history/dsshistory.html>.
- RAUCH W. [1995]: Integrierte Modelle von Kanalnetz, Kläranlage und Vorfluter als Planungsinstrument der Regenwasserentsorgung, *Wasserwirtschaft*, Heft 4/95.
- RAUCH W., HARREMOËS P. [1996]: Acute Pollution of Recipients in Urban Areas, *Proceedings of the 7th International Conference on Urban Storm Drainage*, Hannover.
- RAUCH W., AALDERINK H., KREBS P., SCHILLING W., VANROLLEGHEM P. [1998]: Requirements for integrated Wastewater Models - Driven by Receiving Water Objectives, *Water, Science & Technology*, Vol. 38, No. 11 pp. 97-104.
- REINHOLD F. [1940]: *Regenspenden in Deutschland*, Archiv für Wasserwirtschaft, Berlin.
- REMMLER F., SCHÖTTLER U. [1998]: Qualitative Anforderungen an eine naturnahe Regenwasserbewirtschaftung aus der Sicht des Boden- und Grundwasserschutzes, in: *Naturnahe Regenwasserbewirtschaftung*, Analytica-Verlag, Berlin.
- RIONED [1999]: Homepage der Stiftung Rioned, Niederlande, www.rioned.org.
- ROTH V. [1998]: Rechtliche Rahmenbedingungen für die naturnahe Regenwasserbewirtschaftung und Gestaltungsmöglichkeiten für die Gemeinde, in: *Naturnahe Regenwasserbewirtschaftung*, Reihe Stadtökologie, Analytica-Verlag, Berlin.
- ROY B. [1996]: *Multicriteria Methodology for Decision Aiding*, Kluwer Academic Publishers.
- SCHÄFER M., HAHN H. H., XANTHOPOULOS C., BROMBACH H. [1997]: Folgerungen für die Planung von Regenwasserbehandlungsanlagen, in: *Stoffströme in der Urbanhydrologie – Kanalisation -*, Band II, Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, Heft 86, Oldenbourg Verlag.
- SCHÄFER C. [1998]: *Ein EDV-gestütztes, beprobungsloses Bewertungsverfahren für die vergleichende Bewertung von Altlastenverdachtsflächen am Beispiel der Stadt Aachen*, Mitteilungen zur Ingenieurgeologie und Hydrogeologie, Heft 72, RWTH Aachen.
- SCHÄFER M. [1995]: Messung niederschlagsbedingter Schadstoffbelastung im Vorfluter, in: *Schadstoffe im Regenabfluss III*, Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, Heft 73.

- SCHEFFER C. [1987]: *Verfahren zur Lösung des Saint Venant'schen Differentialgleichungssystems für den Wellenablauf in Kanalnetzen*, Diplomarbeit am Institut für angewandte Mathematik und Institut für Wasserwirtschaft, Universität Hannover.
- SCHILLING W. (Hrsg.) [1996]: *Praktische Aspekte der Abflusssteuerung in Kanalnetzen*, R. Oldenbourg Verlag, München, Wien.
- SCHIRMER et. al. [1996]: *Weitergehende Behandlung von schadstoffbelastetem Oberflächenabfluss mit Pflanzenkläranlagen*, Erläuterungsbericht zu einem Forschungsvorhaben des Landes und der Universität Bremen: Institut für Ökologie und Evolutionsbiologie, Universität Bremen.
- SCHMIDT J. [1996]: *Wirtschaftlichkeit in der öffentlichen Verwaltung: Grundsatz der Wirtschaftlichkeit, Zielsetzung, Planung, Vollzug, Kontrolle, Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen, Kosten- und Leistungsrechnung*, 262 S., 5. Aufl., Berlin.
- SCHMITT T.G. (Hrsg.) [1997]: *Stoffströme in der Urbanhydrologie - Kanalisation -*, Band II, Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, Heft 86, Oldenbourg Verlag.
- SCHNEIDER S. [1999]: *Die Gewässergütemodellierung mittels Seriensimulation als Verfahren zum Nachweis der Wirksamkeit von Schutzmaßnahmen zur Mischwasserbehandlung unter besonderer Berücksichtigung langsam fließender und gestauter Gewässer*, Dissertation am Institut für Wasserwirtschaft, Universität Hannover, Veröffentlichung in Vorbereitung.
- SCHNEIDER F. [1999]: *Messtechnische Untersuchung und modelltechnische Beschreibung des Speicher- und Abflussverhaltens von Mulden-Rigolen-Systemen*, Dissertation am Institut für Wasserwirtschaft, Universität Hannover, Veröffentlichung in Vorbereitung.
- SCHOLZ K. [1995]: *Stochastische Simulation urbanhydrologischer Prozesse*, Schriftenreihe Stadtentwässerung und Gewässerschutz, Band 10, SUG-Verlag, Hannover.
- SCHOLLES [1999]: *Gesellschaftswissenschaftliche Grundlagen, Planungsmethoden, Materialien zur Vorlesung am Fachbereich Landschaftsarchitektur und Umweltentwicklung*, Universität Hannover, veröffentlicht im Internet unter <http://www.laum.uni-hannover.de/ilr/lehre/Ptm/Ptm2.htm>.
- SCHUMANN A. H. [1998]: *Zur Anwendung Geographischer Informationssysteme in der Hydrologischen Modellierung*, In: *Zukunft der Hydrologie in Deutschland*, Tagung vom 19.-21. Januar 1998 in Koblenz, BfG- Mitteilungen Nr. 16.
- SCHWARZ-V.RAUMER H.-G. [1996]: *Konzept und Anwendung einer GIS-gestützten Modell- und Methodenbank für die raumbezogene Planung*, in: *Computergestützte Raumplanung*. Beiträge zum Symposium CORP '96. - S. 43-48, Wien.

- SENSUT [1993]: *Umweltatlas Berlin*, Erste Gesamtberliner Ausgabe, Band 1+2, Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz, Berlin.
- SENSUT [1999]: *Abwasserbeseitigungsplan Berlin unter besonderer Berücksichtigung der Immissionszielplanung*, Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie (Entwurf), Stand Juni 1999, Abteilung IV, Berlin.
- SENSUT [1999b]: *Umwelt-Informationen-System (UIS) Berlin*, Erläuterungen zur den Karten Oberflächenabfluss, Versickerung und Gesamtabfluss aus Niederschlägen, UIS-Online, www.sensut.berlin.de.UISonline, Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie, Berlin, Stand Juni 1999.
- SENSUT [1999c]: *Stadtentwicklungsplan (STEP) Berlin*, Ver- und Entsorgung, Teil 2, Veröffentlichung in Vorbereitung, Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie, Berlin.
- SEYFRIED C.F., THÖLE D. [1997]: Gemeinsame Betrachtung von Kanalnetz und Kläranlage zur Minimierung der Gesamtemission, in: *Stoffströme in der Urbanhydrologie - Kläranlage -*, Band III, Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, Heft 87, Oldenbourg Verlag.
- SIEKER F. [1991]: Konventionelle und alternative Konzepte zur Regenwasserentsorgung im Vergleich. In: *Anforderungen an die Regenwasserbehandlung bei Mischkanalisationen*, Schriftenreihe der Fachgebiete Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft Universität Gesamthochschule Kassel, Band 7.
- SIEKER F. (Hrsg.) [1995]: Sammelwerk Hydrologie der Stadtentwässerung, *Zeitschrift für Stadtentwässerung und Gewässerschutz*, SUG-Verlag, Hannover.
- SIEKER F. (Hrsg.) [1997]: *Regenwasserversickerung in Siedlungsgebieten*, Forschungsvorhaben des experimentellen Wohnungs- und Städtebaus im Auftrag des Bundesministeriums für Raumordnung, Bauwesen, und Städtebau.
- SIEKER F. (Hrsg.) [1998]: *Naturnahe Regenwasserbewirtschaftung*, Schriftenreihe Stadtökologie, Band I, Analytica-Verlag.
- SIEKER H. [1999]: Geographical Information Systems used as a Planning-Tool for On-Site Stormwater Management Measures, *Proceedings of a NATO-Advanced research Workshop "Coping with Floods: Lessons Learned from Recent Experiences"*, Czech Republic.
- SIEKER H. et. al. [1997]: *Regenwasserkonzept Einzugsgebiet Mahrzahn-Hohenschönhauser Grenzgraben*, Studie des Institutes für technisch-wissenschaftliche Hydrologie (itwh) im Rahmen der Umweltforschung der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie, Berlin (B1852UF).
- SIEKER H. [1998]: *Untersuchungen im Rahmen der Genehmigungsplanung zum Mulden-Rigolen-System in der Rummelsburger Bucht*, Berlin, unveröffentlicht.

- SIEKER H., KLEIN M. [1998]: Best management practices for stormwater runoff with alternative methods in a large urban catchment in Berlin, Germany, *Water, Science & Technology*, Vol. 38, No. 10 pp. 91-97.
- SLIPPER E. [1993]: The integrates approach to Catchment-Wide Pollution Management, erschienen in: *Integrated Stormwater management*, Field, R. (Hrsg.), Lewis Publishers, Boca Raton.
- STAHL R. [1999] Graphik oder Information? Beides!, GIS-Systemarchitekturen, in: *Das GIS-Tutorial Version 3.0*, veröffentlicht im Internet, www.gis-tutor.de.
- STAUSS M. [1999]: *Auswirkungen dezentraler Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung auf die Hochwasserentwicklung - dargestellt an elementaren Flächen*, Diplomarbeit am Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichem Wasserbau der Universität Hannover, unveröffentlicht.
- STECKER A. [1995]: Open-End-Test zur Ermittlung der Infiltrationsrate, *Zeitschrift für Stadtentwässerung und Gewässerschutz*, Heft 33, SUG-Verlag, Hannover.
- STECKER, A. [1997]: *Anwendung der Mulden-Rigolen Kombination zur dezentralen Regenwasserbewirtschaftung in urbanen Entwässerungssystemen*, Schriftenreihe für Stadtentwässerung und Gewässerschutz, Band 16, SUG-Verlag, Hannover.
- STREETER H.W., PHELPS E. B. [1925]: *Study of the pollution and natural purification of the Ohio river*, U.S. Public Health Service, Washington D.C., Bulletin N0. 146 (reprinted 1958).
- STUEMUND A. [1996]: *Zentrale Regenwasserbehandlung im Berliner Trennsystem*, Diplomarbeit am Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichem Wasserbau der Universität Hannover, unveröffentlicht.
- UBA [1999]: *Umweltdaten Deutschland 1998*, Veröffentlichung des Umweltbundesamtes im Internet, www.umweltbundesamt.de.
- UBA [1999b]: *Nachhaltige Wasserwirtschaft in Deutschland, Zusammenfassung und Diskussion*, Veröffentlichung des Umweltbundesamtes, Nr. 14/99, Berlin.
- UBA [1999c]: *Maßnahmenplan nachhaltige Wasserwirtschaft in Deutschland, Handlungsschwerpunkte für einen zukunftsorientierten Umgang mit Wasser in Deutschland*, Veröffentlichung des Umweltbundesamtes, Nr. 25/99, Berlin.
- UHL M. [1993]: *Genauigkeit von Messungen - Grundlagen und Beispiele aus der Stadtentwässerung*, Schriftenreihe für Stadtentwässerung und Gewässerschutz, Band 7, SUG-Verlag, Hannover.
- UNESCO [1997]: *Sustainability Criteria for Water Resource Systems prepared by the Task Committee on Sustainability Criteria*, Water Resources Planning and Management Division, American Society of Civil Engineers and the Working Group of UNESCO/IHP IV Project M-4.3, March 1997.

- UNIDO [1999]: Einsetzbarkeit eines Rigolen-Rinnen-Systems zur dezentralen Versickerung von Niederschlagswasser, Projekt der Deutschen Bundesstiftung Umwelt, Veröffentlichung des Lehrstuhls Baugrund-Grundbau der Universität Dortmund im Internet www.locutus.bauwesen.uni-dortmund.de
- URBONAS B. [1999]: Design of a Sand Filter for Stormwater Quality Enhancement, *Water Environment Research*, pp. 102-113, Vol. 71, No. 1.
- VAN DER PLOEG R. R., SIEKER F. [1998]: *Bodenwasserrückhalt zum Hochwasserschutz durch Extensivierung der Dränung landwirtschaftlich genutzter Flächen*, zur Veröffentlichung eingereicht.
- VANROLLEGHEM P. A., SCHILLING W., RAUCH W., KREBS P., ALDERINK A. [1998]: Setting up Measuring Campaigns For Integrated Wastewater Modelling, *Proceedings of the Conference on Application of Models in Water Management*, Amsterdam, The Netherlands.
- VERWORN H. R., SEMKE M. [1991]: Radarmessung von Niederschlägen, In: „*Neue Aspekte der Regenwasserentsorgung*“, Schriftenreihe für Stadtentwässerung und Gewässerschutz, Band 4, SUG-Verlag, Hannover.
- VERWORN, H. R, KENTER G. [1993]: Abflussbildungsansätze für die Niederschlags-Abfluss-Modellierung , *Zeitschrift für Stadtentwässerung und Gewässerschutz*, Heft 24, SUG-Verlag, Hannover.
- VERWORN, H. R. [1998]: *Die Anwendung von Kanalnetzmodellen in der Stadthydrologie*, Habilitationsschrift am Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichem Wasserbau, Universität Hannover, bislang unveröffentlicht.
- VINCKE P. [1992]: *Multicriteria Decision-Aid*, John Wiley & Sons, Chichester.
- VOLGER K., LAASCH E. [1994]: *Haustechnik*, Verlag B.G. Teubner Stuttgart.
- VSA [1989]: *Genereller Entwässerungsplan (GEP)*, Richtlinie für die Bearbeitung und Honorierung, Verband Schweizerischer Abwasserfachleute, Zürich.
- VSA [1989b]: *Warum ein Genereller Entwässerungsplan?*, Informationsbroschüre des VSA, Zürich.
- WASSMANN H., SIEKER H., JANNOTTA M. [1997]: *Wasserwirtschaftliche Rahmenbedingungen für eine gewässer- und landschaftsverträgliche städtebauliche Entwicklung auf dem Barnim im Nordosten Berlins*, Gutachten im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie, Berlin.
- WASSMANN H. [1994]: *Gutachten über den Einbau von Reinigungsanlagen für Niederschlagswasser an den Berliner Gewässern*, Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes (seit dem 1.7.1994 Umweltbundesamt): im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Umweltschutz - Wasserbehörde , IV B 3.

- WATERMAN D.A. [1986]. *A guide to expert systems*, Addison-Wesley Publishing Co., Inc., Reading, MA.
- WEGNER H. [1992]: Dezentraler Hochwasserschutz. *Wasser und Boden*, Nr.1, S. 6-10.
- WEIHKOPF M. [1997]: *Die Kaskaden-, Schwall- und Entlastungstechnik (KSE) als Optimierungsmöglichkeit zukunftsorientierter Mischsysteme*, Vortag zum 5. Chinesisch-deutschen Umweltsymposium Juni 1997 in Guangzhou.
- WITTENBERG D. [1992]: *Urbane Gewässer, Das Immissionsprinzip als Planungsansatz für die Stadtentwässerung*, Schriftenreihe für Stadtentwässerung und Gewässerschutz, Band 5, SUG-Verlag, Hannover.
- XANTHOPOULOS C. (Hrsg.) [1999]: *Stoffströme in der Urbanhydrologie - Oberfläche -*, Band III, Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, Heft 85, Oldenbourg Verlag.
- XANTHOPOULOS C, HAHN H. H. [1995]: *Schadstoffe im Regenabfluss III*, Präsentation eines BMFT-Verbundprojektes, Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, Heft 73.
- ZDUNNEK P. [1994]: *Wasserwirtschaftlicher Rahmenplan Berlin und Umland* (Entwurf).
- ZEMAN E. [1999]: Modelling Tools - the Key Elements for Evaluation of Impacts of Anthropogenic Activities on Flood Generation, with Reference to the 1997 Morava River Flooding, *Proceedings of a NATO-Advanced Research Workshop "Coping with Floods: Lessons Learned from Recent Experiences"*, Ostrava, Czech Republic.
- ZIELKE W. , MARKOFSKY M., BLASE T. [1996]: *Numerische Modelle zur Simulation des Stoffhaushaltes von Ästuarien*, Dtsche Gewässerkundliche Mitteilungen, 40(3).
- ZIELKE W. (Hrsg.) [1999]: *Numerische Modelle von Flüssen, Seen und Küstengewässern* Schriftenreihe des DVWK, Nr. 127, Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser, Bonn, Veröffentlichung in Vorbereitung.
- ZIMMERMAN, U. [1997]: *Erarbeitung von Varianten zur dezentralen Regenwasserbewirtschaftung im Einzugsgebiet des Marzahn-Hohenschönhauser-Grenzgrabens mit Hilfe eines Geographischen Informationssystems*, Diplomarbeit im Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, TU-Berlin.