

# WIENER MITTEILUNGEN

WASSER - ABWASSER - GEWÄSSER

## Zentrale und dezentrale Abwasserreinigung

Band 130 - Wien 1996

# WIENER MITTEILUNGEN

## WASSER - ABWASSER - GEWÄSSER

Band 130

### Zentrale und dezentrale Abwasserreinigung

31. ÖWAV - Ottenstein Seminar  
22.-25. April 1996

Herausgeber  
Prof. Dipl.Ing. Dr. H. Kroiß  
Technische Universität Wien  
Institut für Wassergüte  
und Abfallwirtschaft

Prof. Dipl.Ing. Dr. R. Haberl  
Universität für Bodenkultur  
Institut für Wasserversorgung  
Gewässerökologie und Abfallwirtschaft

## Veranstalter



Österreichischer  
Wasser- und  
Abfallwirtschaftsverband

Marc - Aurel - Straße 5  
1010 Wien

in Zusammenarbeit mit



Institut für Wassergüte  
und Abfallwirtschaft  
TU- Wien

Karlsplatz 13/226  
1040 Wien



Institut für Wasserversorgung,  
Gewässerökologie und Abfallwirtschaft  
BOKU - Wien

Nußdorfer Lände 11  
1190 Wien

Alle Rechte vorbehalten.  
Ohne Genehmigung der Herausgeber ist es nicht gestattet,  
das Buch oder Teile daraus zu veröffentlichen

Druck: Riegelnik  
1080, Piaristengasse 19

ISBN 3 - 85234 - 021 - 7

## Vorwort

Das Thema des heutigen und zukünftigen Umganges mit dem Abwasser aus Siedlungsgebieten hat zu einer Auseinandersetzung zwischen allen Betroffenen oder sich betroffen fühlenden geführt, die od t nicht nur die technisch und wissenschaftlich lösbaren Probleme anbelangt. Die Diskussion beinhaltet vermehrt Weltanschauungen und Glaubenssätze und wird über die Massenmedien ausgetragen. In einem Rechtsstaat ist jedoch zu fordern, daß Entscheidungen auf der Basis von gesetzlichen Regelungen fallen und nachvollziehbar sind. Jede sinnvolle Diskussion über konkrete Problemlösungen setzt voraus, daß ein Grundkonsens aller Beteiligten vorhanden ist wie z.B. über die Verfassung des Staates, die Anerkennung wissenschaftlicher Erkenntnisse etc. Wenn dieser Konsens nicht existiert, muß zumindest die Achtung und persönliche Werthaltung des Gesprächspartners und das Prinzip der Wahrhaftigkeit gesichert sein; aber auch die prinzipielle Bereitschaft zu Kompromissen.

Die Abwasserentsorgung im ländlichen Raum stellt nicht nur ein technisches, wirtschaftliches und ökologisches sondern auch ein soziales und politisches Problem dar. Ziel dieses Seminars soll es nun sein, einen Beitrag zur Diskussionskultur zu leisten. Interessanterweise werden in der Diskussion über zentrale und dezentrale Lösungen Thesen verbreitet, die der Überprüfung in der Praxis nicht standhalten, oder nicht überprüft wurden, oder zumindest nur in Einzelfällen richtig sind. Wenn es uns hier gelingt, die haltbaren d.h. überprüfbaren Argumente von den Werthaltungen zu unterscheiden und damit den Begriffssumpf wortreicher Diskussionen zwischen Personen notwendigerweise unterschiedlicher Kompetenz zu klären, so hat sich das Seminar gelohnt. In Wertfragen ist jeder ernst bemühte Mensch kompetent, in allen Sachfragen muß unterschiedliche Kompetenz als Faktum akzeptiert werden, was Kooperation zwingend macht. Letztere wird jedoch unmöglich, wenn die Vertrauensbasis zerstört wird. Wer mit generellen Aussagen das Vertrauen zu ganzen Expertengruppen zerstört, bringt sich selbst um die Wirkungsmöglichkeit seiner Kompetenz. Auch Dissens muß möglich sein, aber nicht auf Kosten der Integrität der beteiligten Personen. Wenn es uns hier gelingt am Thema des Seminars einen Beitrag zum Schutze der Gesprächskultur in Österreich zu leisten, geht der Gewinn über die Verbesserung der Problemlösung für den Gewässerschutz weit hinaus.

H. Kroiß

R. Haberl

# Inhaltsverzeichnis

R. Haberl, T. Ertl	1 - 44
Stand und Entwicklung der Abwasserentsorgung in Österreich unter besonderer Berücksichtigung des ländlichen Raumes	
M. Kosz	45 - 84
Volkswirtschaftliche und finanzwissenschaftliche Aspekte der Wasserver- und Abwasserentsorgung in Österreich	
E. Klaghofer	85 - 105
Wechselwirkungen zwischen Wassergütewirtschaft und Landwirtschaft	
R. Ambros, H. Dusek	107 - 133
Systemtheoretische Kritik am gegenwärtigen Lösungsweg - Ein postbürokratisches Gegenkonzept	
Teil 1: Anwendung mathematischer Optimierungsmethoden (R. Ambros)	
Teil 2: Gesamtanalyse (H. Dusek)	
K. Rohrhofer, A. Schwaller	135 - 181
Umsetzung von Abwasserkonzepten an Hand praktischer Beispiele: NÖ Modell einer gesamtökologischen Beurteilung von Abwasserentsorgungskonzepten - Möglichkeiten der Umsetzung	
G. Fenzl	183 - 201
Das Abwasserentsorgungskonzept und seine Umsetzung Modell Oberösterreich	
B.Saurer	203 - 209
Der schwierige Weg vom Abwasserentsorgungskonzept zum Gewässerschutz - Erfahrungen aus der Steiermark	
H. Renner	211 - 225
Konventionelle Kleinkläranlagen	
U. Schlüter	227 - 248
Umweltverträglichkeit abwassertechnischer Einrichtungen und deren Erfassung	

K. Stania Entscheidungsfindung	249 - 263
D. Fras Bundesförderung - Zielvorstellung und praktische Erfahrungen	265 - 277
H. Mader Natürliche Beschaffenheit und ökologische Funktionsfähigkeit aus der Sicht des Gewässermorphologen (Zusammenwirken von Mensch und Umwelt)	279 - 305
R. Perfler, H. Laber, R. Haberl Einsatz und Betrieb von Pflanzenkläranlagen in der Praxis	307 - 337
N. Kreuzinger, A. Franz Wechselwirkungen Kläranlage - Gewässer	339 - 374
H. Fleckseder Einfluß von Maßnahmen des Wassermanagements im Siedlungsgebiet auf die Gewässer - gesamthafte Entwässerungsplanung (GEP)	375 - 392
G. Spatzierer Betrieb, Wartung, Überwachung, Betriebsorganisation von Kläranlagen - Kläranlagennachbarschaften	393 - 418
O. Nowak, M. Zessner Die Klärschlammproblematik als wichtiges Entscheidungskriterium für die Lösungssuche von Entsorgungsproblemen	419 - 442
H. Kroiß, R. Fenz, D. Gutknecht, J. Hinteregger, Ch. Schmid Methodik und Kritik der ökologischen und ökonomischen Bewertung von regionalen Lösungen zur Abwasserentsorgung am Beispiel des Lainsitztales	443 - 478
F. Oberleitner Das Wertsystem der Gewässerreinigung in Österreich	479 - 498
H.-P. Nachtnebel, D. Gutknecht Wasserhaushalt und Abflußregime in kleinen Einzugsgebieten	499 - 532



# Stand und Entwicklung der Abwasserentsorgung in Österreich unter besonderer Berücksichtigung des ländlichen Raumes

R. Haberl, Th. Ertl

Institut für Wasserversorgung, Gewässerökologie und Abfallwirtschaft  
Abteilung Siedlungswasserbau, Industrierewasserwirtschaft und Gewässerschutz  
Universität für Bodenkultur

**Kurzfassung:** Die ländlichen Gebiete, die durch dünne Besiedelung, starke Schwankungen in der Quantität und Qualität des Abwassers und oft sehr sensible Gewässer gekennzeichnet sind, stellen heute in abwassertechnischer Hinsicht die größten Probleme dar. Vor allem die hohen spezifischen Kosten für eine den geltenden gesetzlichen Regelungen entsprechende Lösung haben zu einer weiten Palette an Lösungsmöglichkeiten geführt, die von zentralen bis zu dezentralen und von „konventionellen“ bis zu „alternativen“ Systemen reichen. Leider gibt es für diese ländlichen Gebiete kein Patentrezept, vielmehr muß für jeden Einzelfall die angepaßte Optimallösung gesucht werden. Dabei ist der Einsatz objektivierbarer und nachvollziehbarer Entscheidungskriterien sehr hilfreich und die Einbindung aller Beteiligten Grundvoraussetzung für eine breite und nachhaltige Akzeptanz der schließlich zur Ausführung gelangenden Variante.

**Keywords:** alternative Kanalisation, dezentral, Entscheidungskriterien, Kleinkläranlagen, ländlicher Raum, zentral

## 1 Einleitung

Die Abwasserreinigung ist in Österreich zur Zeit durch eine intensive Diskussion gekennzeichnet. Wurden in den letzten Jahrzehnten die Ballungsgebiete zur Gänze einer ordnungsgemäßen Entsorgung zugeführt, sind es heute vor allem die dünn besiedelten Gebiete, die wegen der gesetzlichen Forderungen nach flächendeckender Abwasserentsorgung im Mittelpunkt des Interesses stehen. Diese Gebiete sind abwassertechnisch durch einen großen Nachholbedarf gekennzeichnet - einen Nachholbedarf, der sich einerseits aus den gesetzlichen Randbedingungen hinsichtlich Gewässerschutz ergibt, der aber andererseits auch durch das gestiegene Umweltbewußtsein der Bevölkerung bewirkt wird.



Eine lebenswerte Umwelt hat einen besonderen Stellenwert für den Menschen, insbesondere in einer durch Hedonismus geprägten Zeit. Der einzelne Bürger interessiert sich sehr für seine Umwelt und deren Zustand, deren Beeinflussung samt Kurz- und Langzeitfolgen. Auch die Nachhaltigkeitsdiskussion genießt heute zu Recht einen besonderen Stellenwert.

Grundsätzlich gibt es folgende Abwasser-Entsorgungsmöglichkeiten: einerseits über Kanalisation und Kläranlage, andererseits über die Sammlung in flüssigkeitsdichten Gruben mit anschließender Einbringung in eine Kläranlage oder Rückführung in den natürlichen Kreislauf, zum Beispiel durch Aufbringung auf landwirtschaftlich genutzte Flächen. Nach Ableitung der Abwässer über Kanalsysteme kann deren Reinigung in zentralen „Großanlagen“ oder in dezentralen „Kleinanlagen“ erfolgen.

Wurde früher eher versucht zu zentralisieren und die im großen Maßstab erprobten Verfahren in kleinere Verhältnisse zu übertragen, sind die damit verbundenen Probleme heute für ein bestimmtes Umdenken verantwortlich. Eine lineare Übertragung ist wegen der besonderen Rahmenbedingungen im ländlichen Raum nicht möglich.

Neue Lösungen und neue Entscheidungskriterien sind gefragt, wenn es um die Abwasserbeseitigung im gesamten ländlichen Raum geht - je abgelegener desto schwieriger. Das große Schlagwort in dieser Diskussion lautet „dezentral“. Mit diesem Wort wird ein „Kampf“ gegen ein anderes Schlagwort geführt, welches „zentral“ lautet, wobei manchmal vergessen wird, daß diese Worte keine Synonyme für technische Lösungen oder Geisteshaltungen sind, sondern höchstens zwei Extrempunkte einer breiten Palette von Möglichkeiten.

Allgemein gilt, daß in dünn besiedelten Gebieten die Abwasserbehandlung noch sorgfältiger auf die örtliche Situation abzustimmen ist, als in Ballungsräumen. Dabei sind übergeordnete Gesichtspunkte der Raumordnung, Raum- und Regionalplanung genauso zu berücksichtigen wie Maßnahmen bei der Abwasserentstehung, etwa Abwasservermeidung und -trennung. Bei der Entscheidungsfindung zwischen zentralen und dezentralen Lösungen sollten überdies gesamtwasserwirtschaftliche Überlegungen angestellt werden. Auch sozio-ökonomische Kriterien, wie zum Beispiel die Akzeptanz der Abwasseranlage und Klärschlammverwertung durch die betroffenen Bürger, dürfen nicht übersehen werden.

## 2 Charakterisierung des ländlichen Raumes

Es gibt verschiedene Definitionsversuche für den ländlichen Raum, keinen jedoch, der als allgemeingültig anerkannt würde.

SPELLIER (1995) listet einige Kriterien auf:

- kleine, oft weit auseinander liegende Ortschaften und Ortsteile
- offene Verbauung, Einzelgehöfte, Weiler
- geringe Einwohnerdichte, bis etwa 25 E/ha
- kleine zusammenhängende, ggf. lückenhafte Kanalnetze
- primär landwirtschaftliche Nutzung und i. d. R. wenig Industrie und Gewerbe.

Der Autor zählt auch das unmittelbare Umfeld der Städte zum ländlich strukturierten Gebiet, soweit es die genannten Kriterien zumindestens sinngemäß erfüllt.

Gebiete, die diesen Kriterien entsprechen, sind charakterisiert durch:

- extreme Abwassermengenschwankungen
- hoch konzentriertes Abwasser mit starken Konzentrationsschwankungen
- Mangel an ausgebildetem Klärpersonal

PUJOL, LIENHARD (1990) stellten für größere Ortschaften einen Belastungsschwankungsbereich von 1,5-2 fest, für kleine jedoch von 5 und mehr.

All diese Randbedingungen sind für die bisher unzureichende abwassertechnische Entsorgung des ländlichen Raumes verantwortlich.

Dieser Zustand ist aufgrund der heutigen gesetzlichen Lage nicht mehr länger tragbar, jedoch geht eine flächendeckende Entsorgung in diesen Gebieten nur sehr zaghafte voran. Im wesentlichen sind die hohen spezifischen Entsorgungskosten dafür verantwortlich. Sie ergeben sich wegen der besonderen Verhältnisse und Randbedingungen in diesen Regionen einerseits überwiegend für die Kanalisation (zentrale Lösung), andererseits für die Reinigung (dezentrale Lösung).

RENNER (1994) hält „dezentral“ und „zentral“ nicht für wirklich gegensätzliche Begriffe. Die beiden Begriffe lassen sich nur für ein bestimmtes Entwässerungsgebiet definieren. Ähnliches stellt auch BOLLER (1995) fest, daß nämlich die Anzahl der zusammenzuschließenden Abwasserproduzenten und die Anschlußdistanzen zu gemeinsamen Reinigungsanlagen derartig vielfältige Lösungen ermöglichen, daß eine generelle Klassifizierung in „zentral“ und „dezentral“ nicht möglich ist.

Zu den hohen Kosten kommt noch die für diese Gebiete oft typische Gewässersituation erschwerend hinzu. Meist sind es kleine und empfindliche Gewässer, die schon eine hohe Basisbelastung aus diffusen Quellen (vor allem aus der Fläche) aufweisen und daher nur mit sehr gut gereinigtem Abwasser zusätzlich belastet werden dürfen.

### 3 Stand der Abwasserentsorgung in Österreich

Der letzte Österr. Gewässerschutzbericht (BMLF, 1993) gibt den Stand der Erfassung kommunaler Abwässer basierend auf der Volkszählung 1991 wieder (Tab. 1).

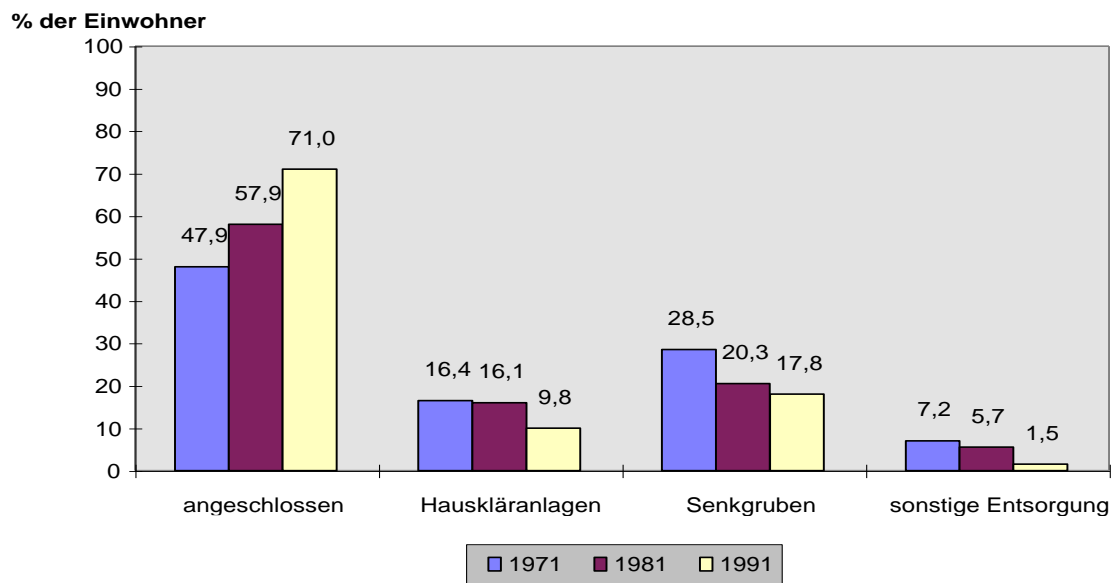
Österreich	Personen	Objekte	Wohnungen	% P	% O	% W
angeschlossen	5.544.833	1.053.958	2.549.8809	71,0	58,3	75,1
Hauskläranlagen	762.732	218.158	264.085	9,8	12,1	7,8
Senkgruben	1.386.894	478.560	528.025	17,8	26,5	15,6
sonstige	113.638	58.384	51.281	1,5	3,2	1,5
Gesamt	7.808.097	1.809.060	3.393.271	100	100	100

**Tabelle 1:** Abwasserentsorgung in Österreich - 1991

Der Anteil der an ein öffentliches Kanalnetz angeschlossenen Einwohner stieg im Zeitraum von 1971 bis 1991 von 47,9 % auf 71,0 %. Die Tab. 2 und Abb. 1 zeigen, daß dieser Zuwachs in den siebziger Jahren in erster Linie auf einen Rückgang bei den Senkgruben, in den achtziger Jahren auf einen Rückgang bei den Hauskläranlagen zurückzuführen ist.

	öffentli. Kanalnetz			Hauskläranlagen			Senkgruben			sonstige		
	1971	1981	1991	1971	1981	1991	1971	1981	199	1971	1981	1991
Burgenland	19,8	62,8	80,7	24,5	23,1	10,6	32,2	6,9	6,8	23,5	7,2	1,9
Kärnten	24,6	36,3	49,9	37,3	38,2	29,2	30,2	19,3	17,	7,9	6,2	3,8
Niederösterre	31,3	50,8	63,4	12,8	11,6	6,9	48,9	32,1	28,	7,0	5,5	1,1
Oberösterreich	39,6	47,7	60,4	8,8	8,2	4,7	47,0	40,1	33,	4,6	4,0	1,3
Salzburg	41,9	54,9	75,1	29,3	26,8	14,4	25,7	14,5	9,2	3,1	3,8	1,3
Steiermark	37,7	43,4	59,8	24,2	25,3	15,8	28,4	22,1	21,	10,1	9,2	2,8
Tirol	48,5	58,7	75,4	28,7	25,1	15,8	15,0	9,2	7,6	7,8	7,0	1,2
Vorarlberg	36,8	52,2	76,9	39,8	29,4	14,6	11,5	8,1	6,6	11,9	10,3	1,8
Wien	91,8	92,6	97,9	0,4	1,8	0,1	3,5	2,4	1,9	4,3	3,2	0,0
Österreich	47,9	57,9	71,0	16,4	16,1	9,8	28,5	20,3	17,	7,2	5,7	1,5

**Tabelle 2:** Abwasserentsorgung nach Bundesländern gegliedert 1971 - 1991 (Prozent der Bewohner)



**Abbildung 1:** Abwasserentsorgung - Entwicklung von 1971 bis 1991

Das Burgenland, das 1971 noch den niedrigsten Anteil öffentlicher Entsorgung aufwies, ist 1991 das Bundesland mit dem - nach Wien - höchsten Anschlußgrad an ein öffentliches Kanalnetz. Am unteren Ende dieser Skala liegt Kärnten - als Folge des hohen Anteils von Streusiedlungen - mit einem Anschlußgrad von etwa 50 %. Den höchsten Anteil an Hauskläranlagen hat Kärnten (29,2 %). Die geringste Quote an Hauskläranlagen hat neben Wien

Oberösterreich mit einem Anteil von 4,7 %. Auch in Niederösterreich ist dieser Anteil sehr gering. Diese beiden Bundesländer haben dafür den höchsten Anteil an Senkgruben aller Bundesländer.

Von den 5.554.833 Einwohnern, die 1991 angaben, an ein öffentliches Kanalnetz angeschlossen zu sein, wurden etwa 200.000 über mechanische Abwasserreinigungsanlagen entsorgt. Über die Art der Verbringung des Inhalts von Senkgruben gibt es nur wenige Daten, nur bei einem geringen Teil der Gruben dürfte der Inhalt an eine Kläranlage geliefert werden. An die kommunalen Kläranlagen sind neben den 5,5 Mio Einwohnern noch etwa 6,2 Mio EGW angeschlossen.

Die Entwicklung der kommunalen Kläranlagen nach Größenklassen zeigt die Tab. 3 (entnommen, abgeändert nach BMFL 1995).

	50-500	501-1000	1001-5000	5001-50000	> 50000	Summe
Anlagen 1991	92	146	312	280	45	875
Anlagen 1995	217	185	397	308	47	1152
Änderung %	136	27	27	9	4	32
EW 1991	27740	121820	829264	4871105	9030800	14880729
EW 1995	53091	152610	1034852	5207036	9129870	15577459
Änderung %	91	25	25	7	1	5

**Tabelle 3:** Entwicklung der Kläranlagen und der angeschlossenen Einwohnerwerte zwischen 1991 und 1995

Daraus wird der zur Kläranlagengröße verkehrt proportionale Anstieg der Kläranlagenzahl zwischen 1991 und 1995 deutlich. Fast die Hälfte aller in diesem Zeitraum in Betrieb genommenen Kläranlagen liegen in der Klasse 50-500 EW. Betrachtet man die seit 1991 an Kläranlagen angeschlossenen Einwohnerwerte, ergibt sich ein ähnliches Bild.

Aus der Entwicklung der Reinigungsverfahren in Tab. 4 ist zu erkennen, daß die mechanischen Anlagen rückläufig sind, die biologischen insgesamt ansteigen, wobei eine Verschiebung von nur Kohlenstoffentfernung hin zu Anlagen mit Nährstoffelimination feststellbar ist.

	M	C	C, P	C, N	C, N, D	C, N, P	C, N, D, P
<b>1991</b>							
Anlagen	82	354	10	194	139	24	72
%	9,4	40,5	1,1	22,2	15,9	2,7	8,2
<b>1995</b>							
Anlagen	59	416	8	292	178	39	160
%	5,1	36,1	0,7	25,3	15,5	3,4	13,9

**Tabelle 4:** Entwicklung der Reinigungsverfahren zwischen 1991 und 1995

Für eine Abschätzung der künftigen Entwicklung muß zunächst ein Blick in die österreichische Gemeindestatistik gemacht werden (ÖSTAT, 1995). Von den insgesamt 2.353 Gemeinden haben 199 mehr, die restlichen 2.154 Gemeinden weniger als 5.000 Einwohner. Unterteilt man in Klassen entsprechend der Tab. 3, ergibt sich die Verteilung laut Tab. 5.

Einwohnerzahl	Anzahl der Gemeinden
bis 500	180
501 - 1000	447
1.001 - 5.000	1.527
5.001 - 50.000	190
> 50.000	9

**Tabelle 5:** Anzahl der Gemeinden nach Größenklassen

Eine bessere Abschätzung ist unter Verwendung der Ortschaftenstatistik möglich. Laut ÖSTAT (1996) gibt es in Österreich 17.299 Orte, die sich nach Größenklassen wie folgt verteilen (Tab. 6).

Daraus geht die überragende Bedeutung der kleineren Orte hervor, machen doch die Ortsgrößen bis 500 Einwohner 86 % aller Orte aus. Andererseits besteht gerade in dieser Größenordnung mit bisher knapp über 200 Anlagen (Tab. 3) ein großes Defizit.

	<b>Anzahl der Orte</b>	<b>Einwohner</b>	<b>Orte in %</b>
<b>0-50</b>	5642	143182	32,6%
<b>51-500</b>	9275	1606658	53,6%
<b>501-1000</b>	1321	912634	7,6%
<b>1001-5000</b>	901	1761859	5,2%
<b>5001-50000</b>	142	1708716	0,8%
<b>&gt; 50000</b>	18	1662737	0,1%
<b>Summe</b>	17299	7795786	100,0%

**Tabelle 6:** Anzahl der Ortschaften nach Größenklassen

Natürlich ist eine direkte Zuordnung hier nicht möglich, weil viele Ortschaften schon in größere Verbände integriert sind bzw. sinnvollerweise zu integrieren sind, jedoch von der Tendenz liegt der Schwerpunkt der Abwassertechnik künftig jedenfalls in den kleinen Einheiten des ländlichen Raumes.

Schätzungen gehen immer wieder dahin, daß 10-15 % der Bevölkerung nicht sinnvoll an zentrale Kläranlagen angeschlossen werden können, das sind etwa 0,8 bis 1,2 Mio EW. Von den laut Tab. 6 in Orten bis zu 500 EW lebenden ca. 1,8 Einwohnern sind das 45-65 %. Bezogen auf die Ortschaftsgröße bis 500 wären somit geschätzt etwa 6.000-10.000 Orte betroffen, noch gar nicht mitgezählt die Einzelhäuser bzw. Häusergruppen.

#### **4 Gesetzliche Randbedingungen, Richtlinien**

Diese Materie wird im Rahmen dieses Vortrages nur am Rande behandelt, weil sie einerseits Thema eines eigenen Beitrages dieses Seminars (OBERLEITNER, 1996) ist und andererseits in vielen Veranstaltungen und Publikationen in den letzten Jahren abgehandelt wurde (z.B. ÖWAV-Seminare 1994, 1995).

Mit der Novelle 1990 zum WRG 1959 wurde das österreichische Wasserrecht vom ursprünglich deutlich nutzungsorientierten zum schutzgeprägten Ordnungsinstrument umgebaut.

Dabei wurde der Vorgabe einer ökosystemorientierten Wasserwirtschaft durch Grundanforderungen wie

- Erhaltung von Qualität und Quantität der Wasservorkommen
- Beschränkung von Schadstoffeinträgen in die Gewässer
- Untersagung der Einbringung von gefährlichen Stoffen in die Gewässer
- Erhaltung des Lebensraumes „Gewässer“ für Mensch, Tier und Pflanze und damit Sicherstellung der ökologischen Funktionsfähigkeit

Rechnung getragen (STALZER, 1995).

Weiters führte STALZER (1995) das Instrumentarium an, das entsprechend dem WRG die Erfassung des Ist-Zustandes sicherstellen und den erwarteten Soll-Zustand definieren (Immissionsverordnung) soll, der durch die Vorgabe verbindlicher Leitlinien (u.a. Abwasseremissionsverordnungen) erreicht werden soll und mit dem eine Defizitbehebung ermöglicht werden soll.

Aus der gegebenen Rechtssituation resultiert die Forderung nach flächendeckender Abwasserentsorgung in Österreich, die, wie in Pkt. 3 dargelegt, insbesondere in dünn besiedelten Gebieten ein großes Defizit aufweist.

Die Zeit seit der Inkraftsetzung des WRG 1990 hat gezeigt, daß dessen vollständige Umsetzung an die Grenzen der Machbarkeit gestoßen ist und daß dadurch sowie aus anderen Gründen diverse Verbesserungen, Anpassungen und Änderungen notwendig sind, wie z.B. Fristverlängerungen, Prioritätenfestlegungen. Immer wieder werden auch die Grenzwerte in Frage gestellt. BOLLER (1995) vertritt in diesem Zusammenhang den Standpunkt, daß es angesichts der hohen spezifischen Kosten und der meist geringen Gewässerverunreinigung bei kleinen Abwasserquellen u.U. sinnvoll wäre, die gesetzlichen Einleitungsbedingungen zu überdenken.

Unmittelbaren Bezug dazu hat der „Stand der Technik“, wie er im WRG festgeschrieben ist bzw. wie er ausgelegt wird. KROISS (1994) hat sich damit sehr kritisch auseinandergesetzt.

Wasserwirtschaftlichen Bezug haben neben dem WRG und den sich daraus ergebenden gesetzlichen Regelungen noch viele andere Gesetze, z.B. Bodenschutzgesetze, Kanalgesetze, Klärschlammgesetze.



Zur Erleichterung der praktischen Umsetzung der gesetzlichen Vorgaben wurden Richtlinien und Regelwerke eingeführt, wie z.B. ÖWAV (1992), ATV (1995), VSA (1995), N.N. (1995a).

## **5 Möglichkeiten der Abwasserentsorgung**

### **5.1 Allgemeines**

Für die Abwässer in dünn besiedelten Gebieten bieten sich prinzipiell an:

Sammlung in flüssigkeitsdichten Gruben

- Einbringung des Grubeninhaltes in eine Kläranlage und Behandlung gemeinsam mit Abwasser
- Verwertung des Grubeninhaltes durch Rückführung in den ökologischen Kreislauf (Ausbringung auf landwirtschaftlich genutzte Flächen)

Ableitung über Kanalisation und Reinigung in Kläranlagen

- Anschluß an regionale Entsorgungssysteme (Zusammenfassung größerer Gebiete in einer einzigen zentralen Kläranlage)
- Entsorgung über Einzelkläranlagen (meist Kleinkläranlagen für einzelne kleine Anschlußgrößen)

### **5.2 Sammlung in flüssigkeitsdichten Gruben**

Von dieser Möglichkeit wird üblicherweise nur im Falle einer fehlenden kanaltechnischen Erschließung Gebrauch gemacht. Ist eine Kanalisation vorhanden, besteht praktisch in allen Bundesländern Anschlußpflicht, in einigen Ländern sind jedoch Ausnahmeregelungen möglich, z.B. für den Fall, daß der Anfall des Abwassers in Relation zu jenem des Wirtschaftsdüngers eines landwirtschaftlichen Betriebes verhältnismäßig geringfügig ist.

Grundsätzlich ist aus ökologischen Gründen immer die Verwertung von „Abfallstoffen“, zu denen auch Abwasser zu zählen ist, anzustreben

(DEUTSCH, 1994). Eine Verwertung ist dann sinnvoll, wenn der „Abfall“ Wertstoffe enthält, die einer Nutzung zugeführt werden können. Das Abwasser enthält Kohlenstoff-, Stickstoff-, Phosphorverbindungen und Spurenelemente, die eine Verwertung, in diesem Fall am besten durch Ausbringung auf landwirtschaftlich genutzte Flächen, sinnvoll erscheinen läßt. Darüberhinaus stellt dies eine billige dezentrale Entsorgungsform dar.

Vom Standpunkt des Boden- und Gewässerschutzes bietet die landbauliche Nutzung der Abwässer, wie auch des Klärschlammes, positive Aspekte, solange Bodenbelastungen infolge persistenter und hygienisch bedenklicher Substanzen und im weiteren Belastungen der Gewässer vermieden werden können.

Mögliche negative Umweltauswirkungen sind jedoch dafür ausschlaggebend, daß die Ausbringung von Abwässern auf landwirtschaftlich genutzte Flächen durch gesetzliche Regelungen in den meisten Bundesländern eingeschränkt oder untersagt ist. So spricht sich KÖCK (1994) aus hygienischer Sicht ganz klar gegen eine Abwasserausbringung auf Böden aus. In der Schweiz wird vom Standpunkt des Umweltschutzes die Wiederverwertung des häuslichen Abwassers gemeinsam mit Hofdünger befürwortet (CARRARD, 1995).

Ganz allgemein, besonders aber bei der landwirtschaftlichen Verwertung, sollten daher allergrößte Anstrengungen unternommen werden, Vermeidungsmaßnahmen durchzusetzen, einerseits im Hinblick auf die Wassermenge andererseits auf Inhaltsstoffe, vor allem langlebige Schadstoffe.

Verschiedene Vorgangsweisen sind denkbar:

- Sammlung der gesamten Abwässer
- Sammlung nur der Fäkalabwässer und Ableitung/Reinigung der verbleibenden „Grauwässer“
- Sammlung der Abwässer getrennt oder gemeinsam mit den Stallabgängen

Die Dichtigkeit der Gruben muß im Interesse einer geregelten Entsorgung sichergestellt sein.

Das System „getrennte Sammlung und Verwertung der Fäkalabwässer“ hat den weiteren Vorteil, daß die Reinigbarkeit des Grauwassers hinsichtlich der gesetzlichen Anforderungen und somit auch die Ableitung (Oberflächen -oder Grundwasser) unter Umständen erleichtert wird. In diesem Zusammenhang ist auf die Komposttoiletten hinzuweisen, die u.U. eine sinnvolle Möglichkeit der Behandlung von Fäkalien bieten (ZUMSTEIN, MEYER, 1995).

### **5.3 Abwasserableitung**

#### **5.3.1 Allgemeines**

Die Frage nach der Wahl eines Misch - oder Trennsystems steht oft an erster Stelle, wobei besonders für den ländlichen Raum kombinierte Lösungen wie modifiziertes Mischsystem oder modifiziertes Trennsystem (ATV,1995; FELDMANN, 1994, GEIGER, 1994; SPELLIER, 1995) in die Überlegungen Eingang finden sollten. Unterschieden wird dabei in behandlungsbedürftiges und nicht behandlungsbedürftiges Niederschlagswasser. Kriterien, diese Fragestellung zu lösen, bieten außerdem einschlägige Richtlinien an (ATV, 1983, ÖWAV, 1981).

Probleme, vor allem der Finanzierbarkeit einer vollständigen Kanalisierung, entstanden im ländlichem Raum vor allem deshalb, weil Entwässerungsverfahren, die im städtischen Bereich mit Erfolg angewandt wurden, auf die außerstädtischen, weiträumig bebauten Gebiete, ohne Adaptierungsmaßnahmen zu übertragen versucht wurden. Die Alternative zu den bewährten Lösungen der Ableitung wurde nur in der Sammlung der Abwässer in Gruben oder in einer Reinigung in einer Haus- oder Gruppenkläranlage gesehen.

In letzter Zeit wurden aus Gründen der relativ hohen Kosten für die vorhin beschriebenen Alternativen in einigen Ländern vermehrt Sonderverfahren (Druck- und Unterdruckentwässerung) eingesetzt und alternative Methoden neu- oder weiterentwickelt (z.B.: „Stufenentwässerung“, „Sparkanal“), die eine Kanalisierung auch in diesen Randbereichen mit den erstrebten positiven Auswirkungen für den Gewässerschutz und mit erträglichen Bedingungen für die kommunalen Finanzen ermöglichen.

### 5.3.2 (Alternative) Konzepte

Anhand einer Optimierung von Planungsvorgängen ist auf die spezifischen Situationen des Kanalbaus im ländlichen Raum Rücksicht genommen worden. Im folgenden werden verschiedene Grundsätze alternativer Entwurfskonzepte und naturnaher Regenwasserbewirtschaftung aufgezählt, die bereits Anwendung gefunden haben (ATV, 1995; BUCKSTEEG, 1990; DAUER, 1994; ÖWAV, 1992; RIEGLER, 1992, 1994; SPELLIER, 1995)

- Priorität Trennsystem, Mischwasserkanäle nur bei wasserwirtschaftlichem Bedarf
- Erfassung des Abwassers in die öffentliche Kanalisation direkt am Entstehungsort und nicht erst an der Grundstücksgrenze
- Angepaßte Linienführung (u.a. durch Verzicht auf polygonale Trassierung)
- Trassenwahl unter Berücksichtigung der Tiefenlage (möglichst kurze Hausanschlußleitungen und in unbefestigten Flächen, v.a. Privatgrund)
- Reduzierung der Tiefenlage
- Reduzierung der Rohrdurchmesser
- Verzicht auf setzungsfreie Einbettung der Rohre bei unbefahrenen Flächen
- Vergrößerung der Schachtabstände (u.a. durch Vereinfachung der Kontrollbauwerke)
- Übertragung von Wartungs- und Kontrolltätigkeiten auf die Hausbesitzer

Die meisten Grundsätze zielen verständlicherweise auf eine Kostenreduzierung unter Beachtung des Risikos einer eventuellen Funktionsstörung ab. SCHINKE (1995) faßt dies folgendermaßen zusammen:

“Unter Ausschöpfung sämtlicher Einsparungsmöglichkeiten entsteht die größte Kostenreduktion bei einem Kanalnetz mit geringer Nennweite von DN 150 mm, das in geschwungenen Trassen in unbefestigten Flächen nah an den vorhandenen Hausklärgruben vorbei verlegt wird. Die Rohrleitungen werden direkt in dem anstehenden Boden verlegt, unter Verzicht auf setzungsfreie Verdichtung, mit Hauptschächten in großen Abständen und mit kleinen gemeinsamen Kontrollschächten für die Hausanschlußeinmündung.“

Folgende Voraussetzungen werden als unabdingbar für einen Erfolg bei der Umsetzung bzw. Akzeptanz derartiger Projekte genannt:

- Einbindung der Hauseigentümer bei Hausanschlußleitungen
- Einbindung der Grundstückseigentümer bei der Festlegung der Trassierung
- Einbeziehung aller öffentlichen Stellen (Gemeinde, Baubezirksleitung und Fachabteilung des Landes) bei Variantenuntersuchung, Materialwahl und Vorgehensweise bei exponierten Bereichen

Größtes Hemmnis für die Akzeptanz seitens der Behörden sind Abweichungen vom Stand der Technik (Deutschland: a.a.R.d.T.), die letztlich eine Frage des Risikos einer Funktionsstörung sind (z.B. Verstopfung durch Durchmesserverkleinerung und Setzungen bei geringerer Verdichtung des Untergrundes). Die Angabe und Mitteilung des Risikos ist Aufgabe des planenden Ingenieurs, die Entscheidung muß letztendlich aber der Auftraggeber treffen und die Genehmigung die Behörde erteilen. Die Risikobewertung seitens der Genehmigungsbehörde ist daher entscheidend. Der Planer muß dabei die Überzeugungsarbeit in oft mühevollen und endlosen Diskussionen leisten. Die Durchführbarkeit derartiger alternativer Konzepte steigt mit der Kreativität und der Erfahrung des Planers und mit der Anzahl der realisierten Projekte.

Laut einer ATV-Umfrage (N.N., 1996) haben nur 2 % der Städte und Gemeinden in Deutschland ökologische Vorbehalte gegen eine Versickerung von Regenwasser von Dachflächen. Als Konsequenz dieser Umfrage empfiehlt die ATV eine Versickerung von Dachwässern, sofern es Platz- und Bodenverhältnisse zulassen.

Unter dem erweiterten Begriff „naturnahe Regenwasserbewirtschaftung“ lassen sich folgende Prinzipien exemplarisch zusammenfassen (DREISEITL, 1994; FLECKSEDER, 1996; GEIGER, 1994; ÖWAV, 1992; SIEKER, 1994):

- Kein Ableiten von Regenwasser aus Außeneinzugsgebieten
- Verringerung des Regenabflusses (durch Entsiegelung und Abkoppelung)
- keine Ableitung von Wasser mit höherer als geforderter Kläranlagenablaufqualität
- Niederschlagsversickerung, wenn Untergrund und Verschmutzung es zulassen
- Niederschlagsableitung in offenen Gräben, Rinnen, Mulden, Rigolen
- Niederschlag-Rückhalt (u.a. durch Nutzung natürlicher Retentionsräume)

Weitere Einsparpotentiale bei der Abwasserableitung können im Rahmen einer optimalen Koordination mit den Organen der Raumplanung, den Betreibern anderer Versorgungsleitungen und den Straßenbauabteilungen erzielt werden.

### 5.3.3 Verfahren

Die Entwässerung im freien Gefälle gilt solange als günstigste Variante, bis aufgrund großer Entfernungen oder ungünstiger topographischer Verhältnisse Hebeeinrichtungen notwendig werden und damit zusätzliche Kosten anfallen. Aus der Überlegung heraus im ländlichen Raum angepaßtere Verfahren einzusetzen, haben sich Konzepte entwickelt, die die Vorteile der verschiedenen Systeme (Freispiegel und Sonderverfahren) miteinander kombinieren.

DAUER (1994) berichtet von einem alternativen Entwurfskonzept „STEINKA - Stufenentwässerung mit einfachem Kanalbau“, für Trennsystem-Entwässerungsnetze, das in Schleswig-Holstein entwickelt wurde. Dabei wird angestrebt, „den technischen Aufwand und die Störanfälligkeit zu minimieren, indem die ‘Robustheit’ der Freispiegel-Gefälle-Entwässerung mit einem möglichst geringen Umfang an technischer Ausrüstung kombiniert wird.“ Dieses System eignet sich besonders bei sehr langen und flachen Kanalisationen, für die spezielle Pumpstationen und Kontrollbauwerke entworfen wurden.

FEHR, SCHÜTTE (1994) erwähnen das Verfahren Hydromono und die Gefälledruckentwässerung, denen gemeinsam ist, daß entschlammtes Abwasser abgeleitet wird, der Schlamm in der weiter genutzten Hausklärgrube muß daher extra abgeführt werden. Vorteil gegenüber den Sonderverfahren sei die geringere technische Ausstattung.

RIEGLER (1994, 1995) berichtet von einer öst. Alternative im Kanalbau für den ländlichen Raum, genannt „Sparkanal“, bei dem oben angeführte Grundsätze verwirklicht wurden.

In extrem exponierten Lagen können zur Minimalisierung der Durchmesser (von DN 65 auf DN 32) sogar Zerkleinerungspumpen eingesetzt werden, wobei in diesen Fällen sehr darauf geachtet werden muß, daß damit nicht Siedlungsabfälle in das Abwasser gelangen (BUCKSTEEG, 1990).

Unter Sonderverfahren werden heutzutage Druck- und Unterdruckentwässerung verstanden. Sie werden bereits seit Jahren erfolgreich angewandt und sind Stand der Technik. Im folgenden werden nur die Grundsätze der beiden Verfahren beschrieben, für Details wird auf die zahlreiche Literatur verwiesen (z.B. HLAWATI, 1994; ROEDIGER, SCHÜTTE, 1992; ROEDIGER, 1995).

Beide Systeme haben das Trennsystem als Voraussetzung und die wesentlichen Vorteile bestehen in der Verwendung kleiner Durchmesser, Verlegung in Frosttiefe, Bauausführung ohne großen Aufwand und besonders bei anstehendem Grundwasser und setzungsempfindlichem Baugrund. Jedoch haben sie den Nachteil, daß sie mit Agreggaten ausgestattet sind, die einen höheren Aufwand an Wartung und Überwachung erfordern, der am besten zentral vom Betreiber geleistet wird. In Tab. 7 ist eine Bewertung der Einsatzbedingungen der Sonderverfahren zu ersehen.

<b>Einsatzbedingung</b>	<b>Druck</b>	<b>Unterdruck</b>
Geringe Siedlungsdichte	++	++
Geringes oder kein natürliches Gefälle	++	+
Hoher Grundwasserstand	++	++
Schlechte Untergrundverhältnisse	++	+
Hindernisse	++	+
Verlegung in einem Wasserschutzgebiet	○	++
Zeitweilig geringer Schmutzwasseranfall, z.B. Wochendhäuser, Feriengebiet	-	++

++ sehr gut, + gut, ○ neutral, - schlecht

**Tabelle 7:** Bewertung von Bedingungen für den Einsatz der Druck- und Unterdruckentwässerung (ROEDIGER, 1995)

Bei der Druckentwässerung wird das Abwasser vom Hausanschlußschacht mittels einer Pumpe in ein Druckrohrnetz eingespeist. Zusätzlich können Druckluft-Spülstationen an unterbelasteten Anfangshaltungen zur Regelung und Unterstützung der Fließvorgänge betrieben werden.

Die Unterdruckentwässerung (Vakuumsystem) hat besonderen Vorteil bei sehr flachen Einzugsgebieten und bei erhöhten Anforderungen an die Sicherheit gegen Schmutzwasseraustritt. Es wird von einer zentralen Vakuumstation aus betrieben, wohin das Wasser in Pfropfenform - von Luftpolstern angeschoben - vom Hausanschluß (mit Unterdruckventil) über die Sammelleitungen in Vakuumsammelbehälter geschoben wird. Aus diesen wird es mittels konventioneller Pumpen weiterbefördert. Das Verfahren ist seit 5 Jahren in Österreich bei derzeit 5 Anlagen im Einsatz.

#### 5.3.4 Kosten der Abwasserableitung

Aufgrund der erhöhten spezifischen Kanallänge ergeben sich in dünn besiedelten Gebieten überdurchschnittlich hohe Kosten pro Einwohner. Die Anlagen zur Regenwasserbehandlung tragen weiter zu einer Verteuerung bei.

Die Jahreskosten setzen sich aus den Kapitalkosten und den Betriebskosten zusammen. Die Kapitalkosten unterteilen sich in die jährlich kalkulatorischen Kosten für Abschreibung und für Verzinsung. Die Betriebskosten wiederum können in die Unterhaltungs- / Bewirtschaftungskosten und in die Personalkosten unterteilt werden. Die Entwicklung der relativen Kostenanteile an den Abwassergebühren sind in Abb. 2 zu ersehen. Aus dieser Entwicklung läßt sich die große Bedeutung der Kapitalkosten - bei gleichbleibendem Einfluß der Betriebskosten - erkennen. Der Ansatz der Nutzungsdauer als bestimmender Faktor der Kapitalkosten ist damit entscheidend.





**Abbildung 2:** Durchschnittliche relative Kostenanteile an den Abwassergebühren (PECHER, 1992)

Untersuchungen und Erfahrungen von KASTNER (1994) und GOSSOW (1996) kommen zum Schluß, daß ein einheitlicher Ansatz der Nutzungsdauer bei Vorhandensein folgender Kriterien erfolgen darf:

- Richtige Auswahl des Werkstoffes (bei gleicher Materialqualität) je nach Abwasserqualität, Bodenverhältnissen und Einbaubedingungen
- Qualität der Bauausführung
- und Wartungssorgfalt

Eine Zusammenstellung der durchschnittlichen Nutzungsdauer von Anlagen und Geräten der Abwasserableitung bietet LAWA (1993).

Laut der bereits erwähnten ATV-Umfrage haben Einrichtungen zur Regenwasserversickerung eine Lebensdauer von 15 bis 50 Jahren. Bestimmende Faktoren sind dabei die unterschiedlichen Bodenverhältnisse sowie die Wartung. Im einzelnen liegt die Nutzungsdauer bei Erdbecken bei ca. 40, bei Teichen und Mulden bei ca. 20 Jahren. Für Kosten-Nutzen-Untersuchungen spielen diese Ergebnisse eine entscheidende Rolle.

Aus der Zusammenstellung der Vorschläge für den Kanalbau im ländlichen Raum ist erwartungsgemäß zu erkennen, daß die meisten Punkte auf eine Reduzierung der Errichtungskosten abzielen. Wobei die Einsparungen im wesentlichen auf den Aspekten naturnahe Regenwasserbewirtschaftung, optimale Trassierung - damit Reduzierung der Tiefenlage und Anzahl der Kontrollbauwerke - und Verringerung der Rohrdurchmesser beruhen.

Hohe Einsparungseffekte können auch durch den Einsatz moderner Planungs- und Berechnungsmethoden erzielt werden. Für den ländlichen Raum liegen die Einsatzgebiete vorzugsweise in der Schmutzfrachtberechnung (bzw. Qualitätssimulation), wobei bei der Bemessung von Regenwasserbehandlungsanlagen die größten Effekte zu erreichen sein werden.

Im folgenden wurde versucht, zu den verschiedenen Kanalisationsverfahren Errichtungs- und Betriebskosten zusammenzustellen, wobei besonders darauf hingewiesen wird, daß es sich dabei um Durchschnittswerte handelt. Diese Kosten sollen keine Grundlage für eine Variantenstudie bieten, sondern zur Abschätzung der Größenordnungen dienen.

Tabelle 8 beinhaltet eine Kostenschätzung für Freispiegelkanal bei durchschnittlichen Verhältnissen.

<b>Freispiegelkanal</b>	Einheit	Kosten in ÖS
Schmutzwasserkanal DN 200 - 400	je lfm	2.300,- bis 3.700,-
Mischwasserkanal DN 300 - 800	je lfm	2.800,- bis 4.800,-
Transportleitungen (Freispiegel) DN 250 - 350	je lfm	2.100,- bis 3.200,-
Transportleitungen (Druck) DN 100 - 200	je lfm	1.200,- bis 2.200,-
Hebewerke im Ortsnetz (abhg. von SW oder MW)	je Hebeanlage	400.000 - 700.000,-
Pumpstationen	je Pumpwerk	600.000 - 1.200.000,-
Betriebskosten Mischsystem	je lfm.a	ca. 30,-
Betriebskosten Trennsystem	je lfm.a	ca. 40,-

**Tabelle 8:** Kostenschätzung für Freispiegelkanal (N.N., 1991)

Durch oben genannte alternative Entwurfskonzepte können die Kosten für die Freispiegelkanalisation teilweise beträchtlich gesenkt werden. So führt RIEGLER (1995) ein Beispiel mit Betriebskosten inkl. Reinigung, Instandsetzung und Dichtheitskontrolle von 4,50 ÖS/lfm und Jahr an. MAYER (1995) gibt für den AWW Graz (Trennsystem) die Betriebskosten pro Jahr mit 24,- ÖS/lfm und mit 145,- ÖS/EGW an, wobei auch die Betreuung des Netzkatasters, die Indirekteinleiterüberwachung und die Rufbereitschaft für die 150 Pumpwerke eingerechnet sind.

PECHER (1996) gibt für geschlossene ländliche Ortschaften in Deutschland die spezifischen Baukosten für Mischkanalisationen von 7.000 DM/E bis ca. 10.000 DM/E an. Für Trennkanalisationen erhöhen sich diese Werte um 50 %, wobei diese Zahlen sich mit den Erfahrungen aus Österreich und der Schweiz decken. Die Baukosten der Schmutzwasserkanäle werden mit rund 45% Anteil am Trennsystem angegeben.

Für die Betriebskosten gibt HAUBMANN (1995) bei einer spezifischen Kanallänge von 8,3m/E (Gemeinden und Städte unter 10.000 Einwohner) ca. 7,5 DM/lfm und Jahr an. Dabei sind zukünftig durch die Altersstruktur der Netze verstärkt Kanalinspektionen und Kanalsanierungen und damit ein weiteres Ansteigen der Betriebskosten zu erwarten.

Die Tabellen 9 und 10 beinhalten Kostenschätzungen für Druckentwässerung und Vakuumsystem bei durchschnittlichen Verhältnissen.

<b>Druckentwässerung</b>	Einheit	Kosten in ÖS
Hausanschlußschacht	je Schacht	ca. 35 - 70.000,-
Druckleitung (DN 65)	je lfm	ca. 1.500,-
Betriebskosten	je lfm und Jahr	ca. 50,-

**Tabelle 9:** Kostenschätzung für Druckentwässerung

Bei den Errichtungskosten der Hausanschlußschächte hängt es davon ab, ob die elektrische Anlage extra errichtet und eingerechnet werden muß.

Vakuumentwässerung	Einheit	Kosten in ÖS
Zentrale Vakuumsammelstation mit Sammelbehälter und 2 Vakuumpumpen	bis 100 Häuser bei 200 Häusern	ca. 800.000,- ca. 1.000.000,-
Stationsbauwerk		ca. 200.000,-
Hausanschlußschacht	je Schacht	ca. 23.000,-
Vakuumleitung (DN 65)	je lfm	ca. 1.500,-
Druckleitung zur KA (DN 65)	je lfm	ca. 1.000,-
Wartungskosten (bei 100 Hausanschlüssen)	je HA und Jahr	ca. 1.000,-
Stromkosten (bei 100 HA)	je HA und Jahr	ca. 100,-

**Tabelle 10:** Kostenschätzung für Vakuumentwässerung

Inkludiert sind bei den Errichtungskosten für die Leitungen die Oberflächenwiederherstellung sowie Schieber und Abzweiger, exklusive Grundstückskosten. Wartungskosten beziehen sich auf bauliche, maschinelle und elektrische Einrichtungen.

Die Kosten der Regenbecken werden von einer Reihe von Faktoren (Einmündungstiefe, Platzverhältnisse, Untergrundbeschaffenheit etc.) bestimmt. In N.N. (1991) werden für Nutzvolumen von 200 - 500 m<sup>3</sup> spezifische Baukosten von 5.000,- ÖS/m<sup>3</sup> bei 500 - 1000 m<sup>3</sup> von 4.000,- ÖS/m<sup>3</sup> und bei 1.000 - 1.500 m<sup>3</sup> von 3.500,- ÖS/m<sup>3</sup> angegeben. Die Betriebskosten hängen stark von der Lage im System und der Häufigkeit der Befüllung ab.

## 5.4 Verfahren zur Abwasserreinigung

### 5.4.1 Allgemeines

Für den Einsatz bei der Abwasserreinigung stehen intensive und extensive Systeme zur Verfügung. Sie werden auch oft mit anderen Begriffen bezeichnet, wie kleinflächig/großflächig, konventionell/naturnah, Systeme mit hohen/niedrigen biochemischen Umsatzraten.

BOLLER (1995) charakterisierte die Eigenschaften (Tab. 11) und verglich Flächenbedarf, Volumina und Aufenthaltszeiten der unterschiedlichen Verfahren (Tab. 12)

Systeme mit niedrigen Umsatzraten (naturnahe Systeme)		Systeme mit hohen Umsatzraten	
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Sandfilter</li> <li>- Verrieselung</li> <li>- Pflanzenfilter</li> <li>- Teiche</li> </ul>		<ul style="list-style-type: none"> <li>- Einbeckenanlage</li> <li>- Tauchtropfkörper</li> <li>- Tropfkörper</li> <li>- Festbett</li> <li>- Belebungsanlage</li> <li>- Langzeitbelüftung</li> <li>- Suspensierte Biomassenträger</li> </ul>	
niedrig ←	Hydraulische Belastung		→ hoch
niedrig ←	Sauerstoffeintrag		→ hoch
niedrig ←	Biomassenkonzentration		→ hoch
niedrig ←	Oxidationsgeschwindigkeit		→ hoch
hoch ←	Volumen-, Flächenbedarf		→ niedrig
niedrig ←	Betriebsanforderungen		→ hoch

**Tabelle 11:** Unterteilung der aeroben Reinigungsverfahren für Kleinkläranlagen in Systeme mit niedrigen und hohen biochemischen Umsatzraten und Klassierung charakteristischer Eigenheiten der Verfahren

Bei all diesen Verfahren gibt es unterschiedliche Bauvarianten. In der Folge wird überblicksartig auf die einzelnen Verfahrenstypen eingegangen.

	Fläche/E m <sup>2</sup>	Volumen/E m <sup>3</sup>	Aufenthalts- zeit	Nitrifi- kation
Unbelüfteter Teich	10	10-15	>20d	-
Untergrundverrieselung	4-20	7-12	-	+
Belüfteter Teich	3	4-7	>3-6d	⊕
Pflanzenfilter	7-12	3-6	4-10d	⊕
Sandfilter	4-6	4-6	1h-7d	+
Langzeitbelüftung	0,12-0,25	0,3-0,5	1-3d	+
Chargenweise betr. Einbeckenanlage	0,1-0,2	0,3-0,5	1-3d	+
Nitrifizierender Tropfkörper	0,17-0,3	0,25-0,35	6-10min	+
Nitrifizierender Tauchtropfkörper	0,1-0,18	0,17-0,25	10-20h	+
Nichtnitrifizierender Tropfkörper	0,05-0,08	0,13-0,18	3-6min	-
Nichtnitrifizierender Tauchtropfkörper	0,04-0,07	0,07-0,13	8-15h	-
Nitrifizierendes Festbett	0,005-0,01	0,03-0,05	30-50min	+
Nichtnitrifizierendes Festbett	0,004-0,01	0,013-0,03	20-40min	-

**Tabelle 12:** Netto-Reaktorflächen und -volumina sowie hydraulische Aufenthaltszeiten und Angaben zur Erzielung der Nitrifikation für verschiedene Verfahren von Kläranlagen

#### 5.4.2 Belebtschlammanlagen

Durch Anpassung der in größeren Verhältnissen üblichen Technologie an die besonderen Erfordernisse der Kleinanlagen wurden Belebungsanlagen bis zum Einzelhausbereich hin entwickelt. In der Praxis immer wieder auftretenden Betriebsproblemen kann u.U. durch besondere Gestaltung der Anlagen, aber auch durch automatische Kontroll- und Steuereinrichtungen in Kombination mit Fernwirktechnik begegnet werden. Verfahren mit intermittierendem Betrieb haben sich bereits recht gut bewährt. Dabei erfolgt die Reinigung und Abtrennung des Schlammes in einem Becken. Durch die einfache Kombinierbarkeit mit z.B. einer Phosphatfällung oder einem Schlammsilo kann den jeweiligen örtlichen Erfordernissen Rechnung getragen werden. Ein weitgehend automatisierter Betrieb ist möglich.

#### 5.4.3 Tropfkörper

Auch für dieses Verfahren wurden Anlagentypen bis zur Reinigung im Einzelhausbereich entwickelt. Die Leistungsfähigkeit dieser Systeme kann allgemein als gut eingestuft werden. Für den ordentlichen Betrieb ist - wie von größeren Anlagen her bekannt - die Vermeidung von Verstopfungen und die gleichmäßige Abwasserverteilung über den gesamten Querschnitt von entscheidender Bedeutung. Eine unter Umständen geforderte höhere Leistungsfähigkeit bei der Stickstoff- und Phosphatelimination muß in einem eigenen Anlagenteil realisiert werden.

#### 5.4.4 Sandfilter/Biofilter

Dieses Verfahren wird in den unterschiedlichsten Varianten angeboten. Die Abwasserreinigung erfolgt im wesentlichen durch die Mikroorganismen im Filterkörper. Durch die Wahl des Filtermaterials wird eine Optimierung des Phosphatrückhaltes angestrebt. Die Reinigungsleistung des Filterkörpers muß durch eine entsprechende mechanische Vorreinigung und durch eine gleichmäßige Strömungsverteilung sichergestellt werden.

#### 5.4.5 Abwasserteiche

Dieses extensive Verfahren kommt als unbelüftete und belüftete Variante zum Einsatz. Die Reinigung erfolgt durch die im Wasser schwebende und an der

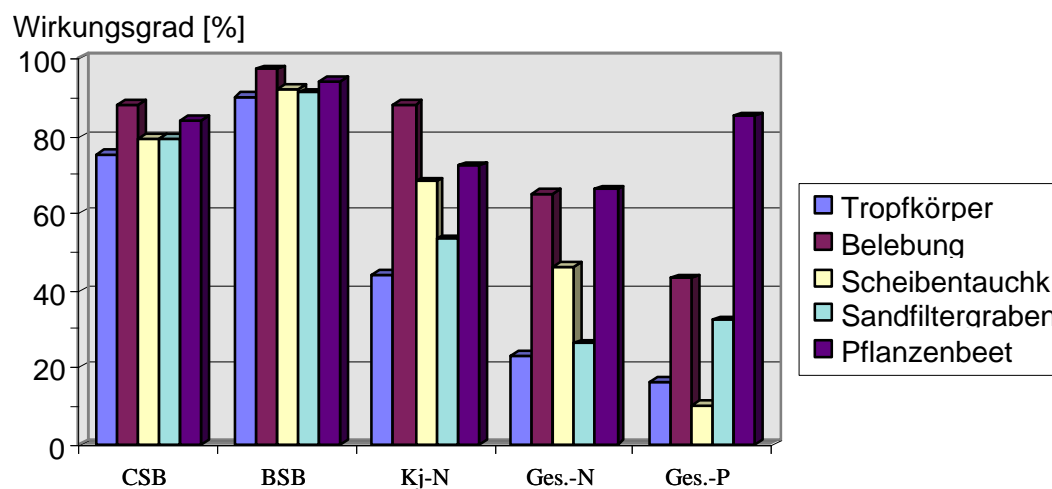
Beckensohle festsitzende Biomasse. Bedingt durch die verschärften gesetzlichen Forderung bei kleinen Anlagen wurde versucht, das Verfahren einerseits durch Belüftungsmaßnahmen und andererseits durch den Einsatz von Einbauten bzw. Zwischenstufen (bei Kaskadenschaltung) entsprechend zu adaptieren. Wie Untersuchungen an solchen "aufgerüsteten" Anlagen zeigen, sind die Erfolge solcher Maßnahmen sehr beschränkt. Die starke Abkühlung des Abwassers in der kalten Jahreszeit hat eine relativ starke Verminderung der Leistungsfähigkeit zur Folge.

#### 5.4.6 Pflanzenanlagen

Dieses Verfahren wurde in den letzten 20 Jahren wiederentdeckt und wird in unzähligen Varianten - in Mitteleuropa vor allem im Einzelhausbereich - eingesetzt. Nach langen und heftigen Diskussionen über die Leistungsfähigkeit von Pflanzenanlagen zeigen aktuelle Forschungsergebnisse, daß bei entsprechender Modifikation der Bauform und des Anlagenbetriebes mit einer spezifischen Fläche  $\leq 5\text{m}^2/\text{EW}$  eine den aktuellen gesetzlichen Anforderungen gemäße Reinigungsleistung erzielt werden kann. Eine mechanische Vorreinigung des Abwassers und die Wahl eines genügend durchlässigen Füllmaterials sind für den gesicherten Betrieb erforderlich. Die Bepflanzung des Bodenkörpers trägt zur Durchlüftung und Lockerung des Bodenprofils bei. Die Reinigung des Abwassers erfolgt vor allem durch die Mikroorganismen im Bodenkörper. Der Wartungsbedarf des Verfahrens kann als gering bezeichnet werden.

Für alle genannten Reinigungsverfahren gilt, daß besonders bei kleinen Anlagen ( $< 50$  EGW) eine Wartung der Anlagen durch geschultes Personal mit Engagement und Fachwissen zur optimalen Leistungsfähigkeit wesentlich beiträgt (z.B. HUSER, ARGENTON, 1995). Unbefriedigende Reinigungsleistungen hängen sehr häufig mit mangelhafter Anlagenbetreuung zusammen. Der Anlagenbetreiber - besonders im Einzelhausbereich - muß in dieser Hinsicht volle Unterstützung ev. durch überörtliche Betreuungsverbände bekommen. Komplexere Verfahren funktionieren generell weniger gut als die einfachen Lösungen. Dabei müssen natürlich auch so triviale Dinge, wie bewußte Außerbetriebnahme von maschinellen Anlagenteilen zur Energiekostenreduktion, berücksichtigt werden (ZUMSTEIN, MEYER, 1995).

Über Ergebnisse und Betriebserfahrungen der unterschiedlichen Anlagen wird von RENNER (1996) und von PERFLER et al. (1996) im Rahmen dieses Seminars berichtet, darüberhinaus gibt es diesbezüglich schon viel Literatur. Als Beispiel zeigt die Abbildung 3 die Ergebnisse einer vergleichenden Untersuchung an verschiedenen Kleinkläranlagen.



**Abbildung 3:** Vergleich der Wirkungsgrade konventioneller Kleinkläranlagen nach DIN 4261 und Pflanzenbeeten nach ATV-Hinweisblatt H 262 (n. BÖRNER, 1994)

#### 5.4.7 Kosten

Die folgenden Ausführungen beinhalten einige Literaturdaten über die Kostensituation bei Kleinkläranlagen. Wegen der nicht immer gleichen Voraussetzungen für die Kostenermittlung stellen diese Kosten nur Richtwerte zur Abschätzung der Größenordnung dar.

HRIBAR (1994) nennt für komplette, dem Stand der Technik entsprechende Belebungsanlagen unterschiedlicher Hersteller die in Tab. 13 enthaltenen Errichtungskosten (inkl. Erdarbeiten, maschinelle Ausrüstung, Steuerung, Anlieferung, Montage; exkl. MWST).



Anschlußgröße [EW]	Gesamtkosten [x 1000,-S]	Kosten/EW [öS]
5	100-150	20.000-30.000
10	125-200	12.500-20.000
25	250-325	10.000-13.000
50	350-425	7.000-8.500
100	450-600	4.500-6.000
200	760-900	3.800-4.500

**Tabelle 13:** Errichtungskosten von Belebungsanlagen

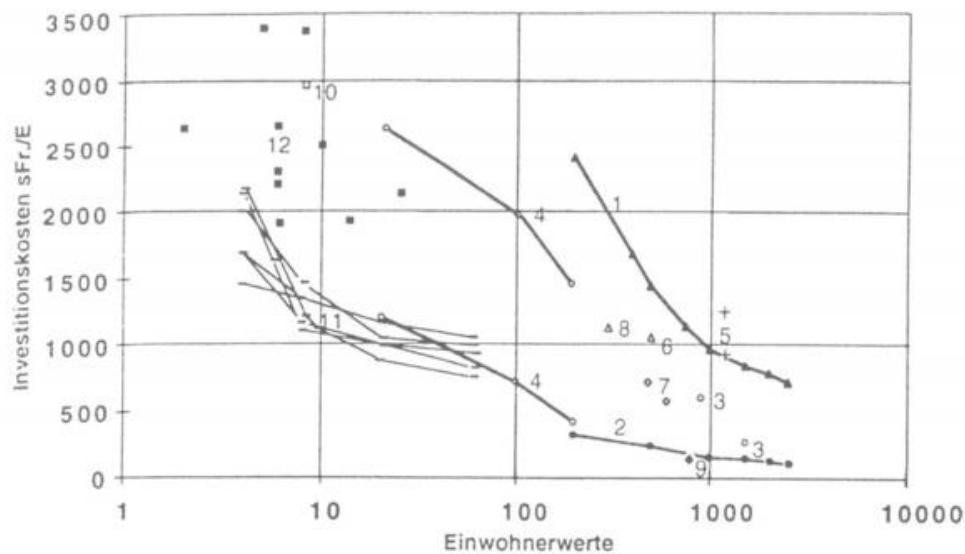
Für Pflanzenkläranlagen (häusliches Abwasser) ergeben sich pro Einwohner die in Tab. 14 enthaltenen Erstellungskosten für das komplette Pflanzenbeet mit Erdarbeiten, Abdichtung, Pflanzung, allen Zu- und Ablaufeinrichtungen.

Ausbaugröße	Gesamtkosten der Pflanzenkläranlage ohne Mehrkammergrube
bis 6 E	1.500 bis 3.200 DM/E
7 bis 12 E	800 bis 1.500 DM/E
13 bis 50 E	700 bis 1.500 DM/E
über 50 E	500 bis 1.300 DM/E

**Tabelle 14:** Baukosten von Pflanzenanlagen (BÖRNER, 1994)

Für eine Mehrkammerausfaulgrube zur Vorreinigung kommen 1.000 DM/E (bis 6 E) bzw. 600 - 700 DM/E (7-25 E) dazu. Die durchschnittlichen Errichtungskosten von Pflanzenanlagen (4-19 EGW) mit einem gewissen Eigenleistungsanteil (6-44 %) werden mit 15.600 /EGW angegeben (N.N, 1995). Dabei wurden die Eigenleistungen mit 120,- öS/h bewertet.

Einen Vergleich der Investitionskosten verschiedener Kleinkläranlagen enthält Abb. 4. Daraus wird sehr schön der große Streubereich erkennbar, der durch die gerade bei Kleinanlagen starke Beeinflussung der Kosten durch die besonderen Randbedingungen im ländlichen Raum bedingt ist.



- 1 ca. 50 verschiedene Anlagen in Grossbritannien [28]
- 2 verschiedene Anlagen in Frankreich und Italien [7]
- 3 Abwasserteiche in Italien [7]
- 4 verschiedene Systeme in Holland [11]
- 5 Langzeitbelüftung/Schönungsteich (oberer Punkt); Abwasserteiche und Sandfilter (unterer Punkt) Kanada [10]
- 6 Tropfkörper (oberer Punkt); Tauchtropfkörper (unterer Punkt) in Grossbritannien [14]
- 7 Belebtschlammanlagen in Grossbritannien [8]
- 8 Einbeckenanlage in Deutschland [5]
- 9 Pflanzenanlagen in Österreich [23]
- 10 Abwasserteiche und Tropfkörper in Österreich [9]
- 11 Belebtschlammanlagen, Tropfkörper, Pflanzenanlagen, Teiche, Bodenfilter in Deutschland [12]
- 12 obere Werte: Speicherbecken, Biofilter, Pflanzenanlagen und Sandfilter; mittlere Werte: Tropfkörper, Tauchtropfkörper, Komposttoiletten; untere Werte: Belebtschlammanlagen, Abwasserfaulräume in der Schweiz (AGA Bern, 1995)

**Abbildung 4:** Investitionskosten für verschiedene Typen von Kleinkläranlagen in verschiedenen Ländern Europas in Funktion der Anlagengröße (BOLLER, 1995)

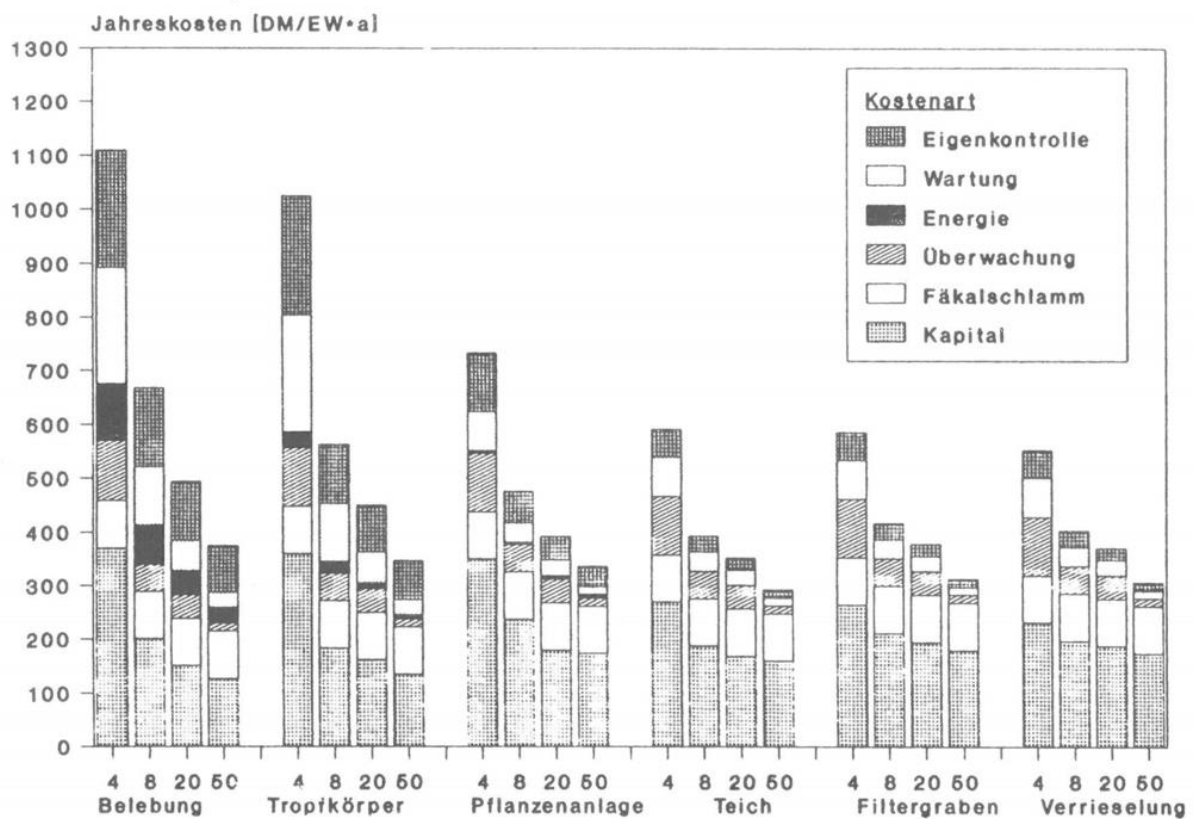
Die Betriebskosten verhalten sich verkehrt proportional zu der Anlagengröße. Für Großanlagen sind sie relativ gut bekannt, für Kleinkläranlagen gilt üblicherweise, daß die Betriebskosten für konventionelle Systeme höher sind als für extensive wie Teiche und Pflanzenanlagen. Aber genauso wie bei den Investitionskosten trifft man auch hier auf einen großen Schwankungsbereich.

Für Belebungsanlagen etwa gibt HRIBAR (1994) 1.300,- öS/E (5 E), 700,- öS/E (50 E) und 410,- öS/E (200 E) an.

Im Vergleich dazu nennt BÖRNER (1994) für Pflanzenanlagen für 12 E ca. 700,- öS/E. Bei einem gewissen Eigenleistungsanteil fallen Betriebskosten (Fremduntersuchung, Wartungsvertrag, Klärschlamm, Fremdenergie) von 350,-

- 600,- öS/EGW.a an (N.N, 1995). Dazu kommen noch Eigenwartungskosten, die von N.N. (1995) mit 1.200 - 1.800,- öS je Anlage etwas zu niedriger eingeschätzt worden sein dürften.

Die letztendlich entscheidende Kostenart, die Gesamtjahreskosten, wurden von FEHR, SCHÜTTE (1992) zusammengestellt (Abb. 5). Daraus geht sehr anschaulich hervor, daß mit steigender Ausbaugröße (zwischen 4 und 50 EW) die Unterschiede zwischen den einzelnen Verfahren deutlich kleiner werden.



**Abbildung 5:** Jahreskosten für Kleinkläranlagen

## 6 Entscheidungskriterien

### 6.1 Allgemeines

Anders als für die Ballungsräume mit ihren vornehmlich einfachen zentralen Lösungen sind die Gestaltungsmöglichkeiten für den ländlichen Raum wesentlich vielfältiger und im Normalfall auch deutlich kostspieliger. Gerade die Kosten für die betroffene Bevölkerung sind es, die in letzter Zeit die Abwasserentsorgung im ländlichen Raum in den Mittelpunkt der öffentlichen Diskussion rückten. Die Kosten sind aber bei weitem nicht das einzige Kriterium zur Auswahl des „besten“ Systems, ganz im Gegenteil es gibt deren viele, die es zu definieren gilt, genauso wie die Vorgangsweise zur Ermittlung einer geeigneten Variante.

Erstrebenswert ist ein Kriterienkatalog, der beim genannten Entscheidungsprozeß zur Anwendung kommen könnte. Diese Vorgangsweise soll keineswegs Fachleute ersetzen, einschränken oder beschneiden, sondern sie soll zur Erhöhung der Transparenz der Entscheidungsprozesse beitragen, da diese bisher nicht immer für alle Beteiligten gegeben war. Natürlich geht jeder Entscheidungsbefugte nach bestimmten Kriterien vor, hat aber seinen persönlichen Kriterienkatalog. Ist es da nicht sinnvoll eine gewisse Vereinheitlichung herbeizuführen?

Nicht etwas Neues, noch weiter Einschränkendes, soll erfunden werden, sondern Altes und Bekanntes soll neu geordnet und zusammengestellt, neue Betrachtungs- und Sichtweisen sollen hinzugefügt werden - und das alles im Hinblick auf eine transparente und nachvollziehbare Entscheidungsfindung. Gerade Transparenz und Nachvollziehbarkeit sind objektiv betrachtet sehr wesentliche Randbedingungen bei der Akzeptanz jeder wasserwirtschaftlichen Maßnahme durch die Bevölkerung.

Die Kriterien können in mehrere Gruppen eingeteilt werden:

- Umweltauswirkungen
- Technologie
- Kosten
- politische Vorgaben
- gesetzliche Randbedingungen
- Raumplanung

Jedes Projekt ist unter diesen Aspekten gesamtheitlich zu betrachten.

## 6.2 Umweltauswirkungen (ökologische Betrachtungsweise)

Dieser Punkt soll wegen seiner Bedeutung an die Spitze der Liste gestellt werden, denn schließlich ist es ja die Umwelt, deretwegen abwassertechnische Maßnahmen gesetzt werden müssen. Dabei wird in der Praxis oft unzulässig vereinfachend nur das Gewässer berücksichtigt, richtigerweise ist jedoch die Gesamt-Umweltverträglichkeit zu überprüfen.

In einer sehr interessanten Arbeit haben sich GRÜLLMEIER, WILKE (1989) diesem Thema sehr umfassend gewidmet, im Rahmen dieser Tagung wird es von SCHLÜTER (1996) behandelt.

Dabei wird unterschieden in:

- anlagenbedingte
- baubedingte und
- betriebsbedingte

Auswirkungen von Kanalisationssystemen und Kläranlagen auf

- Naturhaushalt (z.B. Luft, Boden)
- Gewässer (quantitativ, qualitativ)
- Landschaftsbild

In ähnlicher Weise wurde vom Amt der NÖ Landesregierung in Ergänzung zum „Leitfaden für die Abwasserreinigung im ländlichen Raum“ eine „Richtlinie“ zur „ökologischen Gesamtbeurteilung im Zuge der Abwasserentsorgung im ländlichen Raum“ ausgearbeitet. Sie beinhaltet die Schwerpunkte: Geologie - Hydrogeologie - Hydrologie, Gewässerökologie, Landlebensraum, Landschaftsästhetik, Ressourcen - Nachhaltigkeit.

Das Gewässer als Vorfluter steht meist im Mittelpunkt des Interesses. Dabei geht es vor allem um Oberflächengewässer (i.d.R. Fließgewässer), steht doch das Grundwasser in Österreich rechtlich unter einem ganz besonderen Schutz und darf daher praktisch nicht mit Abwasser belastet werden, es sei denn, Geringfügigkeit wäre gegeben.

Die „natürliche Beschaffenheit“ der Gewässer sowie ihre „ökologische Funktionsfähigkeit“ müssen sichergestellt werden. Forderungen, die einerseits weit über das gängige Gewässerbeurteilungssystem (chemisch-physikalisch, biologisch) hinausgehen, andererseits aber ein Gewässer besser charakterisieren können. Der Nachteil dieser beiden Beurteilungskriterien ist deren schwierige Definitions- und Bestimmungsmöglichkeit. Als Beispiel sei im Zusammenhang mit dem Begriff „natürlicher Zustand“ die Frage nach der Vergleichsbasis gestellt. Wie weit ist der Mensch, der in keiner ökologischen Betrachtungsweise fehlen darf, Bestandteil bei der Festlegung des natürlichen Zustandes. Was die ökologische Funktionsfähigkeit eines Gewässers anbelangt, wurde an ihrer Definition und Bestimmung in der Limnologie in den vergangenen Jahren sehr intensiv geforscht und publiziert, z.B. MOOG (1994), ÖNORM (1995).

In Form von Leitbildern sollten für unterschiedliche Gewässertypen Lebensraumtypen mit ihren charakteristischen faunistischen Lebensgemeinschaften und Vegetationsstrukturen ausgewiesen werden. Das ökologische Leitbild charakterisiert somit die ökologische Funktion eines „natürlichen Zustandes“ unter Miteinbeziehung hydraulischer, hydrographischer, ökomorphologischer, chemischer, physikalischer und biozönotischer Parameter, ev. sind „neue“ Parameter zu entwickeln.

Anthropogene Nutzungen müssen auf das Gewässerleitbild abgestimmt werden - individuelle Festlegungen sind dabei sicher notwendig; wie etwa die Frage der Anpassung der Mindestanforderung an die Gewässergüte an Ausbaugrad und zulässige Belastung. In Grundsatzkonzepten müssen Gewässerzustand und Gewässerbelastung unter Berücksichtigung aller maßgeblichen Faktoren erfaßt und gegenübergestellt werden. All das soll uns in die Lage versetzen, Antworten auf so wichtige Fragen im Zusammenhang mit folgenden Stichworten zu finden: eine Einleitung - mehrere Einleitungen, Ausnutzung der Selbstreinigungskraft, trockenfallende Gerinne.

Die Frage der Versickerung von gereinigtem Abwasser stellt sich immer wieder in dünn besiedelten Regionen, wenn kein Fließgewässer in der Nähe ist. Die Alternativen wären u.U. lange Kanäle oder flüssigkeitsdichte Gruben, Lösungen, die auch von einer Reihe von umweltbelastenden Erscheinungen begleitet werden. Das sind einerseits die bekannten negativen Auswirkungen von Kanälen, wie z.B. mögliche Dränagewirkung und potentielle Gefährdung des

Grundwassers bei Undichtheiten; andererseits die sekundären Effekte bei der Abfuhr von Grubeninhalten, wie Geruchsbelästigung und Umweltbelastung durch Transport.

Im Zusammenhang mit den Überlegungen „zentral“/„dezentral“ dürfen auch wasserwirtschaftliche Aspekte nicht übersehen werden, an die Schlagworte „kleiner“ und „großer“ Wasserkreislauf sei hier erinnert, wobei nicht zuletzt im Hinblick auf die Nachhaltigkeit der Wasserkreislauf möglichst eng und klein gehalten werden sollte.

Der Verbleib der Rückstände, vor allem des Klärschlammes, ist ein wichtiges Kriterium. Bei Kleinanlagen ist jedenfalls durch die Überschaubarkeit des Einzugsgebietes und wegen der besseren Identifikation der Bürger mit dem System eine bessere Klärschlammqualität zu erwarten. Das scheint jedenfalls ein Vorteil von dezentralen gegenüber zentralen Lösungen im Hinblick auf die immer anzustrebende landwirtschaftliche Klärschlamm-Verwertung zu sein. Auch in diesem Zusammenhang ist der Hinweis auf „kleine“ Kreislaufführung, Nachhaltigkeit und Sekundäreffekte durch Transport angebracht.

Weitere wichtige ökologische Kriterien stellen der Ressourcen- und Energiebedarf für den Bau und den Betrieb der Entsorgungseinrichtungen sowie die Umweltauswirkungen diverser Produkte, Materialien, Chemikalien etc. dar.

Dezentrale Lösungen sind nicht implizit ökologisch nachhaltig, wie FEHR (1995) feststellte, sondern sie werden es erst, wenn die betroffenen Bürger eine Beziehung zu ihrem Wasser und Abwasser gewinnen und hieraus neue fachliche Erkenntnisse und soziale Verhaltensweisen ableiten.

### **6.3 Technologie**

Im Vergleich zu den Umweltauswirkungen sind die hier zu berücksichtigenden Kriterien einfach erfaßbar. Ohne Anspruch auf Vollständigkeit erheben zu wollen, sollten die nachfolgenden Kriterien mitberücksichtigt werden:

- Reinigungsleistung
- Betriebssicherheit
- Störungsanfälligkeit
- Prozeßstabilität

- Verhalten bei Stoßbelastungen
- Wartungsaufwand
- Flexibilität gegenüber Erweiterungen
- Reststoffanfall und - Beseitigungsmöglichkeit
- Entsorgungssicherheit

Ein Verfahren muß dem Stand der Technik entsprechen, eine recht klar anmutende Forderung, die Problematik, die jedoch hinter diesen Begriff steckt, sollte nicht übersehen werden. Bei der Auswahl eines bestimmten Verfahrens sollten immer die speziellen Randbedingungen im ländlichen Raum im Auge behalten werden. Systeme sind somit nur dann geeignet, wenn sie ein gewisses Puffervermögen haben, stabil arbeiten und einfach im Betrieb und in der Wartung sind. Eine Vielzahl von Systemen hat ihre Eignung schon bewiesen, zumindestens theoretisch bewiesen bzw. auch in einem relativ kontrollierten Versuchsbetrieb, jedoch im rauen Praxisbetrieb immer wieder Fehlleistungen erbracht.

Die Gründe dafür können meist im zu geringen Puffervermögen sowie in ungenügender Wartung gefunden werden. Das Puffervermögen kann einerseits durch extensive Systeme andererseits aber auch durch entsprechende Stapleinrichtungen bei intensiven Systemen erreicht werden.

Obwohl ATV (1995) den Verzicht auf eine hochgezüchtete Automatisierung von Kleinkläranlagen empfiehlt, gibt es doch diesbezüglich Forschungsarbeiten. Darin wird versucht, theoretisch geeignete Klär-Systeme in ihrem Praxisverhalten durch den Einsatz einfacher Kontroll- und Regelmechanismen zu verbessern. Schließlich führen neben der fachgerechten Auslegung erst fachkundige Kontrolle, Betrieb und Unterhalt zu befriedigenden Leistungen von Kleinkläranlagen (BOLLER, 1995).

Im Zusammenhang mit den Kriterien Betriebssicherheit, Störungsanfälligkeit und Prozeßstabilität gibt ATV (1995) folgende Planungsgrundsätze an:

- Pufferung und Ausgleich des Abwasserzuflusses sind wichtiger als hochtechnisierte Behandlungsstufen
- einfache Mehrzweckbauweise ist vorteilhafter als eine komplizierte vielstufige Technologie



- Betriebssicherheit und Wartungsfreundlichkeit haben Vorrang vor überzogenen Volumen- und Energieeinsparungen

Der große Bedarf an Abwasserentsorgungseinrichtungen im ländlichen Gebiet bringt ein großes Potential an Neuentwicklungen mit sich. Das ist grundsätzlich positiv zu bewerten, allerdings muß natürlich jedes neue Verfahren vor seinem Einsatz einer gründlichen Prüfung unterzogen werden. Dabei muß mit Augenmaß vorgegangen werden: so sollte der Einsatz eines Systems nicht für den Praxisbetrieb nur deshalb nicht zugelassen werden, weil es neu ist und daher noch keine langjährige Praxiserprobung bei vielen Anlagen aufweisen kann. Die Praxiserprobung kann nur im praktischen Einsatz - sinnvollerweise nach einer gründlichen Prüfung im kontrollierten Versuch - erfolgen. Dabei muß mit Erfahrung, Sachverstand aber auch einem Maß an Risiko vorgegangen werden als Voraussetzung für Neuerung und Fortentwicklung.

#### **6.4 Kosten**

Obwohl die Umweltauswirkungen bei der Entscheidungsfindung im Vordergrund stehen sollten, stellen meist die Kosten das zentrale Entscheidungskriterium dar.

Die Kostenermittlung muß immer umfassend sein, d.h. alle möglichen Kostenarten müssen erfaßt werden. Dazu gehören Investitionskosten (Grund, Vorarbeiten, Erschließung, Infrastruktur, Bau, Reinvestition) und laufende Kosten (Personal, Sach, Energie, Entsorgung, Instandsetzung). Zuschüsse von Dritten sind nicht zu berücksichtigen (ATV, 1995), sehr wohl sind jedoch Eigenleistungen einzubeziehen.

Überlicherweise werden Kostenvergleichsrechnungen nach LAWA (1993) durchgeführt. Dabei gilt es, die richtigen Randbedingungen zu wählen, wie Zinssatz und Lebensdauer. Eine Kostenvergleichsrechnung kann aber nur dann allein ausschlaggebend sein, wenn die Alternativen im Hinblick auf alle anderen Aspekte gleichwertig sind. Ist dies nicht der Fall - das wird der Normalfall sein - müssen andere Methoden zum Einsatz gebracht werden, z.B. Nutzwertanalyse oder Methoden der Mehrzielplanung.

Bei der Kostenermittlung muß Bedacht darauf genommen werden, daß eine sinnvolle Reihung nur bei ausreichend genauer Abschätzung der Kosten

möglich ist. Dies bedeutet zumeist die Durchführung einer groben Massenermittlung. Die Verwendung von Kostenkurven (etwa ÖS je EGW) ist mit großen Unsicherheiten verbunden und sollte kritisch betrachtet werden. Bei den Betriebskosten können organisatorische Fragen (z.B. Wartungsverband für kleine Kläranlagen) von Bedeutung sein. Liegen die Kostenunterschiede zwischen den Alternativen im Bereich der Prognoseunsicherheit ist durch die Kosten alleine keine Reihung möglich.

Bei den hohen Kosten für alle Maßnahmen der Abwassertechnik sind allerhöchste Anstrengungen zur Kostendämpfung zu unternehmen. Legt man eine Kostenverteilung für Abwasserprojekte in ländlichen Gebieten zwischen Kläranlage : Verbindungsleitungen : Ortskanalisation von 20 : 30 : 50 zugrunde, dann liegen offensichtlich im Bereich der Kanalisation die höchsten Potentiale.

Einsparungsmöglichkeiten gibt es sehr viele, sie wurden auch schon erprobt und werden von verschiedenen Fachleuten und Gremien empfohlen (z.B. ATV, 1995; ROHRHOFER, 1995; ZACH, 1995; SPELLIER, 1995; PIETRZENIUK, 1995). Nur einige seien herausgegriffen (vgl. dazu Pkt. 5.3, 5.4)

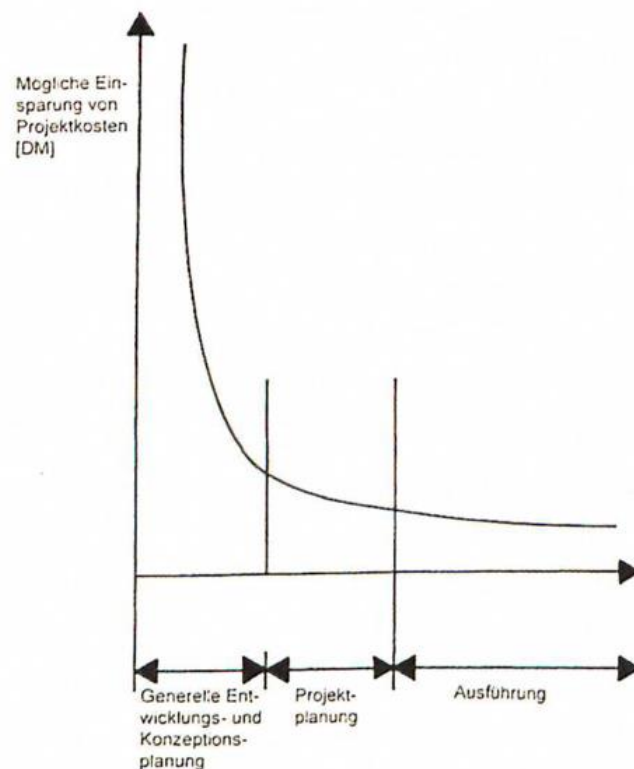
- Naturnahe Regenwasserbewirtschaftung
- Anwendung alternativer Entwurfskonzepte
- Einsatz alternativer Kanalisationssysteme
- Maßnahmen beim Kanalbau
- Maßnahmen im Kanalbetrieb
- Standortwahl der Kläranlage
- Einfache Betriebsgebäude
- Mobile Schlammwässerung

Die Begriffe Verhältnismäßigkeit und Zumutbarkeit spielen bei den Kosten eine wichtige Rolle, wobei durch politische Entscheidungen die Grenzen festgelegt werden müssen. Randbedingungen, wie Größe und Art der Kleinkläranlage und Länge der Anschlußleitung an eine zentrale Lösung, bilden wichtige Kriterien für die Entscheidung zwischen „zentral“ und „dezentral“. Die Kostenvergleiche zwischen dezentraler und zentraler münden immer in einer Darstellung, ab welcher Länge des Transportkanals eine dezentrale Reinigungsanlage billiger kommt als eine zentrale. Für Anschlußgrößen zwischen 100 und einigen 1000 Einwohnern werden wirtschaftliche Transportleitungslängen von 500 und

mehreren 1000 Metern angegeben (KOCH, HEINE, 1993; FEHR, SCHÜTTE, 1992).

Aufgrund verschiedener Vorteile der zentralen Kläranlagen liegen die zumutbaren Kosten in der Schweiz für zentrale Anlagen deutlich höher als für dezentrale. Wegen der guten Erfahrungen mit Kleinkläranlagen empfiehlt BOLLER (1995) ein Überdenken dieser Situation.

Grundsätzlich können wirtschaftliche Lösungen nur nach einer exakten Grundlagenerhebung und darauf aufbauender gewissenhaften Planung erwartet werden. Dabei sollte immer die generelle Abhängigkeit der Einflußmöglichkeiten auf die Projektkosten vom Projektstadium bedacht werden (Abb. 6).



**Abbildung 6:** Einflußmöglichkeiten auf die Projektkosten in Abhängigkeit vom Projektstadium (ATV, 1995)

## **6.5 Politische Vorgaben**

Parteilpolitische Kriterien sollten bei der abwassertechnischen Entsorgung des ländlichen Raumes keine vordergründige Rolle spielen. Landes-, Bezirks- oder Gemeindegrenzen dürfen Fachentscheidungen nicht substantiell beeinflussen. So sollte z.B. eine politische Grenze eine zentrale Lösung, die sich aufgrund aller Kriterien als die sinnvollste herausgestellt hat, nicht zu Fall bringen.

Die Politik muß natürlich letztendlich die Entscheidungen treffen, sie sollten jedoch auf fachlichen, nachvollziehbaren Grundlagen und Kriterien erfolgen, die von den Fachleuten zur Verfügung zu stellen sind.

Auch gesellschaftspolitische Überlegungen sind bei der Entscheidungsfindung zu berücksichtigen. Als Beispiel sei die Identifikation der betroffenen Menschen mit einem Verfahren, einer Lösungsvariante genannt. Diesbezüglich könnte u.U. eine dezentrale Lösung Vorteile gegenüber einer zentralen haben. Mit besserer Identifikation steigt erfahrungsgemäß auch die Akzeptanz einer Lösung und beides könnte von Bedeutung sein im Hinblick auf die Bereitschaft zu einer gewissen Eigenleistung (beim Bau, im Betrieb) oder bei der Durchsetzung bestimmter Maßnahmen, die für den Einsatz und den Betrieb von dezentralen Kleinkläranlagen wichtig sind, wie Einsparungs- und Vermeidungsmaßnahmen. Niemals darf jedoch übersehen werden, daß derartige persönliche Leistungen, Maßnahmen und Verantwortlichkeiten auf die Lebensdauer der Anlage gewährleistet sein müssen.

## **6.6 Gesetzliche Randbedingungen**

Die Einhaltung der gesetzlichen Bedingungen ist die Voraussetzung, daß ein System oder eine Variante überhaupt in weitere Überlegungen miteinzubeziehen ist, d.h. in diesem Punkt gibt es für einen Planer kaum Gestaltungsmöglichkeiten.

## **6.7 Raumplanung**

Die wasserwirtschaftlichen Belange sind ein essentieller Bestandteil der Raumplanung. Die gesamthafte Entwässerungsplanung ist daher im Einklang mit den Zielsetzungen der örtlichen und überörtlichen Raumplanung zu erstellen (GEP, 1996). Dazu gehören landesweite und regionale

Entwicklungsprogramme genauso wie örtliche Raumordnungsprogramme, Flächenwidmungspläne, Bebauungspläne sowie Landschafts- und Grünordnungspläne. Besondere Aufmerksamkeit verdient dabei die angestrebte Siedlungsentwicklung, die sich in der Ausweisung von Aufschließungsgebieten äußert, die natürlich in der gesamthaften Entwässerungsplanung zu berücksichtigen sind. Diese Berücksichtigung hat sowohl ökologische wie auch ökonomische Relevanz.

Einige wesentliche raumplanerische Aspekte mit siedlungswasserwirtschaftlichem Bezug seien hier aufgezählt:

- Einschränkung der Versiegelung durch Verringerung der Flächeninanspruchnahme
- zweckmäßige und flächensparende Erschließung
- funktionsgerechte Zurodnung von Siedlungs- und Verkehrsbereichen zu Abwasseranlagen
- kritische Abgrenzung der öffentlich zu entsorgenden Gebiete
- Ausweisung von Retentions- und Versickerungsflächen
- Abschätzung der Kosten für die Abwasserentsorgung schon bei der Festlegung von Bebauungsgebieten
- Ausweisung neuer Baugebiete vorrangig dort, wo eine kostengünstige Entsorgung möglich ist.

## **6.8 Entscheidungsfindung**

Grundsätzlich gilt, daß für jeden Einzelfall eine einzige angepaßte optimale Lösung gesucht und gefunden werden muß. Dazu ist eine Variantenuntersuchung notwendig, in der die sinnvoll möglichen Lösungen erarbeitet und verglichen werden. Mit Hilfe eines Entscheidungsprozesses kann dann aufgrund von bestimmten Kriterien die optimale Lösung ausgewählt werden. Dies soll Entscheidungen objektivierbar und den Planungsprozeß transparent machen und damit die Akzeptanz bei der betroffenen Bevölkerung erleichtern.

Nur wenige der genannten Entscheidungskriterien sind monetär quantifizierbar, was eine einfache Gesamtbewertung äußerst schwierig macht. Es gibt aber verschiedene Möglichkeiten, auch in diesem Fall eine objektive und nachvollziehbare Entscheidung zu finden. Einerseits kann die Zielerfüllung nicht monetärer Größen durch Umrechnung in Ersatzkosten geprüft werden, andererseits können Methoden eingesetzt werden, die auch nicht monetäre Kriterien berücksichtigen. Diese reichen von einfachen Bewertungsmatrizen bis hin zu umfangreichen modernen Mehrzielplanungsverfahren. Einfache Bewertungsschemata werden u.a. von ZUMSTEIN, MEYER (1995) und FASTENAU et. al. (1990) (Abb. 7) angegeben.

Wesentlich ausführlicher und umfangreicher ist das Verfahren, das von N.N. (1993) empfohlen wird. Letzteres berücksichtigt auch Sekundäreffekte und ökologische Risiken, die die betrachteten Systeme mit sich bringen. Ökobilanzen sind in diese Überlegungen mit einzubeziehen. JESCHAR et al. (1996) etwa haben die Umwelteinbeeinflussung bei der Herstellung von diversen Abwasserrohren untersucht.

Auf Mehrzielplanungsverfahren wird STANIA (1996) im Detail eingehen. Grundsätzlich stellen all diese Verfahren erhöhte Anforderungen an den Planer. Sie sollten jedenfalls bei jenen Projekten angewandt werden, die bedeutende Umweltauswirkungen oder einen großen Umfang aufweisen.

Die Bewertung, also letztendlich die Entscheidung, muß entsprechend den Kriterien und dem Auswahlverfahren individuell für jeden Einzelfall erfolgen. Dabei ist es unerlässlich, wirklich alle Beteiligten in den Entscheidungsprozeß einzubinden, d.h. neben Planer, Behörde, Förderungsgeber auch Bevölkerung und Politiker. Sie alle sollten im Idealfall von Beginn an im Sinne eines interaktiven Planungsprozesses miteinander an der Lösung des aktuellen Problems arbeiten, miteinander sowohl die Präferenzstruktur und Gewichtung der einzelnen Kriterien festlegen als auch die daraus resultierenden Entscheidungen tragen. Der damit verbundene Zwang zur Klarlegung der Ziele und Kriterien sowie der Präferenzen ermöglicht die Einbindung von Bürgerinteressen und kann Hilfestellungen bei der politischen Diskussion anbieten. Dies ist insbesondere bei ökonomisch und ökologisch umstrittenen Fragen, wie der Abwasserentsorgung, von Bedeutung.

ASPECTS	MAX. SCORE	PTT + trench	PTT + pit	PTT + infiltr. filter	PTT + elevated filter	PTT + sand-bed filters	PTT + rot. biol. contactor	PTT + trickling filter	PTT + Activated sludge system	Separate treatment black/grey	WEIGHT
Average TOD-removal	10	9	8	9	9	7	7	6	8	10	1
Technical reliability	10	8	9	7	7	6	7	6	6	6	1
Technological stability											
- temperature effects	4	3	3	3	3	1	2	2	2	2	1
- effluent turbidity	4	4	4	4	4	4	2	2	1	4	1
- peak or shock loads	2	2	2	2	2	2	2	1	2	2	1
- overall score	10	9	9	9	9	7	6	5	5	8	1
Control and Operation											
- frequency control	3	3	3	3	3	1	2	2	2	3	1
- total time	3	3	3	2	2	1	2	2	1	1	1
- simplicity	4	4	4	3	3	3	3	3	1	3	1
- overall score	10	10	10	8	8	5	7	7	4	7	1
Maintenance (personnel)											
- 5 p.e. systems	10	8	9	5	5	2	6	5	6	2	0
- 20 p.e. systems	10	7	9	6	6	4	7	7	7	0	0
- 50 p.e. systems	10	7	9	5	5	4	8	8	8	0	0
- 200 p.e. systems	10	6	9	2	2	0	8	8	9	0	1
Environmental impact											
- odour	4	4	4	4	4	1	3	3	3	2	1
- noise	4	4	4	4	4	4	4	4	3	4	1
- insects, vermin	4	4	4	4	3	2	4	3	4	1	1
- landscape spoilage	4	4	4	4	2	2	3	1	4	3	1
- health risks	4	4	4	4	4	2	3	3	3	1	1
- total	20	20	20	17	17	11	17	14	17	11	1
- overall score	10	10	10	9	9	6	9	7	9	6	1
Landsurface claim	10	1	3	3	3	6	9	9	10	8	1
TOTAL	70	53	58	47	47	37	53	48	51	45	
FINAL OVERALL SCORE (%)	100	76	83	66	66	52	75	69	72	64	

\* PTT = pre-treatment tank (septic tank)  
 \*\* compost-toilet, aerobic filter + irrigated greenhouse

Abbildung 7: Bewertung von Abwasserbehandlungsverfahren nach FASTENAU et al., (1990)

## **7 Zusammenfassung**

Nach der weitgehenden Entsorgung der Ballungsgebiete steht heute der durch einen großen Nachholbedarf gekennzeichnete ländliche Raum im Mittelpunkt des abwassertechnischen Interesses. Es sind zwar nur 10-15% der Bevölkerung aber eine große Anzahl von Entsorgungseinheiten davon betroffen. Wegen der besonderen Randbedingungen in diesen Gebieten gestaltet sich der Abbau dieses Defizits äußerst schwierig. In jüngster Zeit wird intensiv nach der optimalen Lösungsstrategie für den ländlichen Raum gesucht.

Anders als in Ballungsgebieten sind die Lösungsmöglichkeiten in ländlich strukturierten Gebieten wesentlich vielfältiger und stellen daher an Planer und Entscheidungsträger wesentlich höhere Anforderungen. Es gibt kein Patentrezept, sondern es gilt für jeden Einzelfall im Zuge eines Variantenstudiums die Optimallösung zu finden.

Das kann nur durch den Einsatz objektiver Entscheidungskriterien geschehen, wie etwa ökologische, ökonomische, technologische, gesetzliche, politische und raumplanerische. In nachvollziehbaren Entscheidungsfindungsprozessen sind diese dann zu verknüpfen und daraus eine „optimale“ Lösung zu erarbeiten.

Dabei ist die Einbindung aller Beteiligten, vor allem der Bevölkerung, Grundvoraussetzung für eine nachhaltige Akzeptanz der schließlich zur Ausführung bestimmten Variante.

## **8 Literaturverzeichnis**

- ATV (1983) Hinweise für die Wahl des Entwässerungsverfahrens (Mischverfahren / Trennverfahren). Arbeitsblatt A 105
- ATV (1995) Grundsätze für die Abwasserentsorgung in ländlich strukturierten Gebieten. Merkblatt ATV-M 200
- BMLF (1993) Gewässerschutzbericht '93. Bundesministerium für Land und Forstwirtschaft
- BMLF (1995) Kommunale Kläranlagen in Österreich, Stand 1995. Bundesministerium für Land und Forstwirtschaft



- BOLLER, M. (1995) Abwasserentsorgung im ländlichen Raum. Gas Wasser Abwasser, Heft. 7
- BÖRNER, T. (1994) Erfahrungen mit Pflanzenkläranlagen in der BRD. Schriftenreihe zur Wasserwirtschaft. TU Graz, Heft 12
- BUCKSTEEG, K. (1990) Abwasserbeseitigung im ländlichen Raum. Eine kritische Betrachtung über Möglichkeiten und Grenzen der Verfahren. Österr. Wasserwirtschaft, Heft 5/6
- CARRARD, M. (1995) Die aktuelle Abwasserpolitik in der Schweiz. Gas Wasser Abwasser, Heft 7
- DAUER, L. (1994) STEINKA - Stufenentwässerung mit einfachem Kanalbau. Ein kostengünstiges Entwurfskonzept für Schmutzwasserentsorgungsnetze im ländlichen Bereich und im Außenbereich von Städten. KA, Heft 12
- DEUTSCH, A. (1994) Abwasserentsorgung in der Landwirtschaft. Schriftenreihe zur Wasserwirtschaft. TU Graz, Heft 12
- DREISEITL, H. (1994): Gedanken zur Gestaltung, Nutzung und Versickerung von Regenwasser. In ATV-Kurs H/1, Abwasserableitung - Entwässerungskonzepte
- FASTENAU, F.A., VAN DER GRAAF, J.H.M., MARTIJNSE, G. (1990) Comparison of various Systems for On-Site wastewater Treatment. Wat.Sci. Tech. Vol 22, No 3/4
- FEHR, G., (1995) Dezentrale Abwasserbehandlung- ein Schritt zur ökologischen Nachhaltigkeit. Gas Wasser Abwasser, Heft 7
- FEHR, G. SCHÜTTE, H. (1992) Leistungsfähigkeit und Wirtschaftlichkeit der Abwasserentsorgung im ländlichen Raum. KA, Heft 6
- FEHR, G., SCHÜTTE, H. (1994) Entscheidungsgrundlagen für eine zentrale oder dezentrale Abwasserentsorgung. KA, Heft 7
- FELDMANN, K. (1994) Kosten verschiedener Entwässerungsverfahren. In ATV-Kurs H/1, Abwasserableitung - Entwässerungskonzepte
- FLECKSEDER, H. (1996) Einfluß von Maßnahmen des Wassermanagements im Siedlungsgebiet auf die Gewässer (GEP). Wiener Mitteilungen, Band 130
- GEIGER, W.F. (1994) Neue Entwässerungskonzepte. In ATV-Kurs H/1, Abwasserableitung - Entwässerungskonzepte
- GEP (1996) Gesamthafte Entwässerungsplanung. Entwurf zum ÖWAV-Regelbatt
- GOSSOW, K. (1996) Kosteneinsparungen beim Kanalbau - Möglichkeiten und Grenzen. awt, Heft 1
- GRÜLLMEIER, H., WILKE, R. (1989) Studie zur Umweltverträglichkeit der Abwasserbeseitigung, Arbeitsmaterialien 7. Herausgeber: Institut f. Landschaftspflege und Naturschutz. Uni Hannover
- HAUßMANN, R. (1995) Optimierung des Betriebes von Entwässerungsnetzen. Gewässerschutz-Wasser-Abwasser. Aachen, Band 148
- HLAWATI, B. (1994) Alternative Entwässerungsverfahren - Druck- und Unterdruckentwässerung. UTEC Tagungsband
- HRIBAR, G. (1994) Technische Kleinkläranlagen. Schriftenreihe zur Wasserwirtschaft. TU Graz, Heft 12
- HUSER, M., ARGENTON, H. (1995) Kleinkläranlagen - Praktische Erfahrungen aus dem Kanton Basel-Landschaft. Gas Wasser Abwasser, Heft 7
- JESCHAR, R., SPECHT, E., STEINBRÜCK, A. (1996) Umwelteinflussung bei der Herstellung von Abwasserrohren aus verschiedenen Werkstoffen. KA, Heft 1

- KASTNER, H. (1994) Abwasser flüssig, Kanal überflüssig? Wahre Kosten und Kostenwahrheit. UTEC Tagungsband
- KOCH, R., HEINE, A. (1993) Abwasserbehandlung in ländlichen Gebieten am Beispiel der Region Cottbus. awt, Heft 2
- KÖCK, M. (1994) Abwasser und Hygiene. Schriftenreihe zur Wasserwirtschaft. TU Graz, Heft 12
- KROISS, H. (1994) Technische Entwicklung und Dynamische Festlegung des Standes der Technik im WRG. Wiener Mitteilungen, Bd. 118
- LAWA (1993) Leitlinien zur Durchführung von Kostenvergleichsrechnungen. Ausarbeitung des LAWA - Arbeitskreises Nutzen - Kosten - Untersuchungen in der Wasserwirtschaft
- MAYER, J. (1995) Kosten des Kanalbetriebes. Vortrag im Rahmen der UTEC
- MOOG, O. (1994) Ökologische Funktionsfähigkeit des aquatischen Lebensraumes. Wiener Mitteilungen, Band 120
- N.N. (1991) Rahmenplan Abwasserentsorgung Marchfeld. Spezieller Teil - Variantenuntersuchung. Amt der NÖ Landesregierung. Abt. B/9. Unveröffentlicht
- N.N. (1993) Umweltverträgliche Abwassermeidungs- und Entsorgungskonzepte in ländlichen Regionen. Schriften zur Regionalpolitik und Raumplanung, Bundeskanzleramt, Abt. IV/4
- N.N. (1995a) Abwasserreinigung im ländlichen Raum - Leitfaden für Niederösterreich. Amt der NÖ Landesregierung. Abt. B/9
- N.N. (1995b) Errichtung von Pflanzenkläranlagen im kontrollierten Selbstbau, Herausgeber: Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Fachabt. IIIa, Graz
- N.N. (1996) Artikel über Ergebnisse einer ATV-Umfrage. awt, Heft 1
- ÖBERLEITNER, F. (1996) Das Werksystem der Gewässerreinigung unter der aktuellen Gesetzgebung und dem wasserrechtlichen Bezug (Berücksichtigung EU, WRG-Novelle). Wiener Mitteilungen, Band 130
- ÖNORM (1995) ÖN M 6232 Richtlinien für die ökologische Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern
- ÖSTAT (1995) Österreichisches statistisches Jahrbuch
- ÖSTAT (1996) Automatenauftrag Ortschaftenstatistik
- ÖWAV (1981) Richtlinien für die Anwendung der Entwässerungsverfahren. Regelblatt 9
- ÖWAV (1992) Abwasserentsorgung in dünn besiedelten Gebieten. Regelblatt 25
- PECHER, R. (1992) Abwassergebühr - Quo vadis? KA, Heft 5
- PECHER, R. (1996) Kosten und Gebühren für die Schmutz- und Regenwasserableitung. In ATV-Kurs H/5
- PERFLER, R., LABER, H., HABERL R. (1996) Einsatz und Betrieb von Pflanzenkläranlagen in der Praxis. Wiener Mitteilungen, Band 130
- PIETRZENIUK, H.-P. (1995) Kostendämpfung in der öffentlichen Abwasserbeseitigung. Gewässerschutz-Wasser-Abwasser. Aachen, Band 152
- PUJOL, R., LIENHARD, A. (1990) Qualitative and quantitative Characterization of waste water for small communities. Wat. Sci. a. Tech 22 (3/4)
- RENNER, H. (1994) Schlußstatement. Schriftenreihe zur Wasserwirtschaft. TU Graz, Heft 12
- RENNER, H. (1996) Konventionelle Kleinkläranlagen. Wiener Mitteilungen, Band 130
- RIEGLER, K. (1994) Der „Sparkanal“ - eine Alternative für den ländlichen Raum. Schriftenreihe zur Wasserwirtschaft. TU Graz, Heft 12

- RIEGLER, K. (1995) Alternativen im ländlichen Raum. Vortrag im Rahmen der UTEC
- ROEDIGER, M. (1995) Unterdruck- und Druckentwässerung - alternative Verfahren. awt, Heft 6
- ROEDIGER, M., SCHÜTTE, M. (1992) Besondere Entwässerungsverfahren - Betriebserfahrungen. KA, Heft 6
- ROHRHOFER, K. (1995) Kostendämpfung im Kanalbau. Wiener Mitteilungen, Band 125
- SCHINKE, R. (1995) Möglichkeiten der Kosteneinsparung beim Bau von Kanälen in weiträumig bebauten Gebieten. awt, Heft 6
- SCHLÜTER, U. (1996) Umweltverträglichkeit abwassertechnischer Einrichtungen und deren Erfassung. Wiener Mitteilungen, Band 130
- SIEKER, F. (1994) Möglichkeiten der Regenwasserversickerung im Rahmen neuer Entwässerungskonzeptionen. In ATV-Kurs H/1, Abwasserableitung - Entwässerungskonzepte
- SPELLIER, K. (1995) Abwasserableitung im ländlichen Raum. Gewässerschutz-Wasser-Abwasser. Aachen, Band 152
- STALZER, W. (1995) Ordnungsgemäße Wasserwirtschaft im Wechselspiel von staatlicher Regelungskompetenz und den Interessen am Gewässerschutz. Wiener Mitteilungen, Band 126
- STANIA, K. (1996) Entscheidungsfindung. Wiener Mitteilungen, Band 130
- VSA (1995) Kleinkläranlagen - Richtlinie für den Einsatz, die Auswahl und die Bemessung von Kleinkläranlagen. Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute
- ZACH, R. (1995) Kostendämpfung im Bereich kleiner Kläranlagen. Wiener Mitteilungen, Band 125
- ZUMSTEIN, M., MEYER, J. (1995) Zur Verfahrenswahl bei Kleinkläranlagen. Gas Wasser Abwasser, Heft 7

Univ.Prof. Dipl.Ing. Dr. Raimund Haberl  
Dipl.Ing. Thomas Ertl

Institut für Wasservorsorge, Gewässerökologie und Abfallwirtschaft  
Abteilung Siedlungswasserbau, Industrierewasserwirtschaft und Gewässerschutz  
Universität für Bodenkultur

Nußdorfer Lände 11  
A-1190 Wien

Tel.: 0222 / 369 29 24 - 252,  
Fax: 0222 / 368 99 49  
E-mail: haberl@iwgf-sig.boku.ac.at  
ertl@iwgf-sig.boku.ac.at

# Volkswirtschaftliche und finanzwissenschaftliche Aspekte der Wasserver- und Abwasserentsorgung in Österreich

M. Kosz, J. Bröthaler

Institut für Finanzwissenschaft und Infrastrukturpolitik  
Technische Universität Wien

**Kurzfassung:** Die Ressource „Wasser“ als Konsumgut, Produktionsfaktor und Umweltmedium ist aus volkswirtschaftlicher Sicht der mengenmäßig bedeutendste Stofffluß durch das sozioökonomische System Österreichs. Die volkswirtschaftlichen Produktionskosten der öffentlichen Wasserver- und Abwasserentsorgung betragen inkl. kalkulatorischer Verzinsung rund 48 bis 62 S/m<sup>3</sup> kommunaler Wasserentnahme. Diesen Kosten stehen Gebühren als Einnahmen der Gemeinden in Höhe von rund 30 S/m<sup>3</sup> gegenüber. 1991 gaben die österreichischen Gemeinden (ohne Wien) rund 15 Mrd. S für Wasserver- und Abwasserentsorgung aus (dies entspricht 14 % der Gesamtausgaben der Gemeinden ohne Wien). Wien gab rund 3,4 Mrd. S aus (knapp über 4 % an den Gesamtausgaben Wiens). Die Bedeutung einer funktionierenden Wasserwirtschaft spiegelt sich in den Ausgaben der Gemeinden und der Industrie, welche 1994 rund 6 Mrd. S für Wasserreinhaltung ausgaben (d. s. 4,4 % der gesamten Industrieinvestitionen), wider, die nicht nur zur Wasserreinhaltung dienen, sondern auch bedeutende volkswirtschaftliche Nutzeffekte, z.B. in Form von Wertschöpfungs-, Beschäftigungs- und Steueraufkommenseffekten, nach sich ziehen. Ein Überblick über bereits durchgeführte Untersuchungen zum Erholungs- und Freizeitwert bzw. Existenzwert ökologischer Systeme zeigt, daß gegenüber sauberem Wasser und seinen ökologischen Funktionen eine hohe Wertschätzung besteht.

**Key words:** Volkswirtschaft, nachhaltige Nutzung der Wasserressourcen, Kosten-Nutzen-Analyse, Kosten und Finanzierung der Wasserver- und Abwasserentsorgung in Österreich, Wertschöpfungs-, Beschäftigungs- und Steueraufkommenseffekte durch Investitionen in Wasserver- und Abwasserentsorgung.

## 1 Einleitung und Problemstellung

Die Volkswirtschaftslehre als wissenschaftliche Disziplin sorgt sich insbesondere hinsichtlich der Erforschung der Wasserressourcen lediglich in Randbereichen um die volkswirtschaftlichen Aspekte der Gewinnung, Verteilung und Nutzung von Wasser und der Entlassung von Schadstoffen in

das Umweltmedium Wasser. Neben einigen, rein quantitativ im Vergleich zu allgemeinen ressourcen- oder umweltökonomischen unbedeutenden Werken zur Wasserpolitik und zur ökonomischen Modellierung des Wasserangebots und der Nachfrage (in letzter Zeit z. B. D. L. Feldman, 1991; N. Spulber und A. Sabbaghi, 1994) ist eine wissenschaftliche Diskussion um den „Wert“ sauberen Wassers insbesondere hinsichtlich der Funktionsfähigkeit von Ökosystemen und der Erholungsfunktion (wasserspezifische Erholungsangebote) im Gange. Diese ökonomischen Bewertungsmethoden stehen, neben der Behandlung der Wasserpolitik und Instrumenten der Umweltpolitik zum Schutz der Wasserressourcen, im Zentrum der (umwelt) ökonomischen Forschungen. Bei letzteren geht es insbesondere um die monetäre Bewertung der unterschiedlichen Funktionen von Gewässern, wobei die volkswirtschaftliche Forschung auf jene Nutzungsbereiche konzentriert wird, in denen Marktpreise nicht oder nur schwer beobachtbar sind.

Der vorliegende Beitrag hat zum Ziel, einige wesentliche Aspekte aus der Fülle der volkswirtschaftlichen Fragestellungen im Zusammenhang mit Wasserressourcen herauszugreifen und in knapper Form zu erörtern. Zunächst wird kurz die Herangehensweise eines Ökonomen an die Wasserver- und Abwasserentsorgung erörtert, wobei die ökonomische Bedeutung der Ressource „Wasser“ als Konsumgut, Produktionsmittel und Umweltmedium im Rahmen einer (nachhaltigen) Wasserwirtschaft in Österreich quantitativ dargestellt wird. Das darauf folgende Kapitel behandelt empirische Ergebnisse zur Abschätzung der volkswirtschaftlichen Kosten der Wasserver- und Abwasserentsorgung in Österreich, wobei auf die Ergebnisse einer am Institut für Finanzwissenschaft und Infrastrukturpolitik der TU-Wien durchgeführten Untersuchung zurückgegriffen wird. Die Finanzierung der kommunalen Wasserver- und Abwasserentsorgung wird in einem weiteren Kapitel behandelt, wobei herausgearbeitet werden soll, ob bei öffentlicher Förderung der kommunalen Wasserver- und Abwasserentsorgung hinsichtlich der Einwohnerzahl, der wirtschaftlichen und der wasserwirtschaftlichen Problemlage Unterschiede zwischen den österreichischen Gemeinden bestehen. Das vorletzte Kapitel behandelt Wertschöpfungs-, Beschäftigungs- und Steueraufkommenseffekte von Investitionen in die Wasserver- und Abwasserentsorgung in Österreich, die durch Ausgaben der Gemeinden und der Industrie für Wasserver- und Abwasserentsorgung entstehen. Ein Ausblick auf ein Konzept zur Bewertung der volkswirtschaftlichen Kosten und Nutzen einer nachhaltigen

Wasserwirtschaft in Österreich und eine knappe Diskussion der damit zusammenhängenden Bewertungsprobleme stehen am Ende der Arbeit.

## **2 Volkswirtschaftliche Aspekte einer nachhaltigen Nutzung der Wasserressourcen als Konsumgut, Produktionsfaktor und Umweltmedium**

Die Diskussion um eine nachhaltige Entwicklung als ökologisch langfristig tragfähige und sozial verträgliche Entwicklung, einer breiten wissenschaftlichen und (umwelt ) politischen Öffentlichkeit bekannt geworden durch den Brundtland-Bericht (WCED, 1987), hat zahlreiche Forschungsinitiativen ausgelöst, um der Frage nachzugehen, welche operationalen Kriterien für eine nachhaltige Entwicklung im Hinblick auf die einzelnen Umweltressourcen definiert und schlußendlich auch auf (umwelt)politischer Ebene umsetzbar sind. Aus ökonomischer Sicht sind zunächst die Verwendung von Wasser als Konsumgut, Produktionsmittel und Umweltmedium zu klären, und Beeinträchtigungen dieser Funktionen der Wasserressourcen aus theoretisch-ökonomischer Sicht darzustellen.

Wasserressourcen können aus volkswirtschaftlicher Sicht als mengenmäßig bedeutendster Stofffluß bezeichnet werden. Der Wasserdurchsatz in Österreich hat den bedeutendsten Anteil am gesellschaftlichen Materialbedarf: 87 % des gesamten Materialaufkommens entfallen auf Wasser (W. Hüttler et al., 1995, S. 715), d. h. die im sozioökonomischen System der österreichischen Volkswirtschaft genutzten Stoffströme bestehen zu 87 % aus Wasser. Diese Maßzahl sagt zwar noch nichts über „Qualitäten“ aus, gibt aber einen ersten Einblick über die quantitative volkswirtschaftliche Bedeutung von Wasserressourcen.

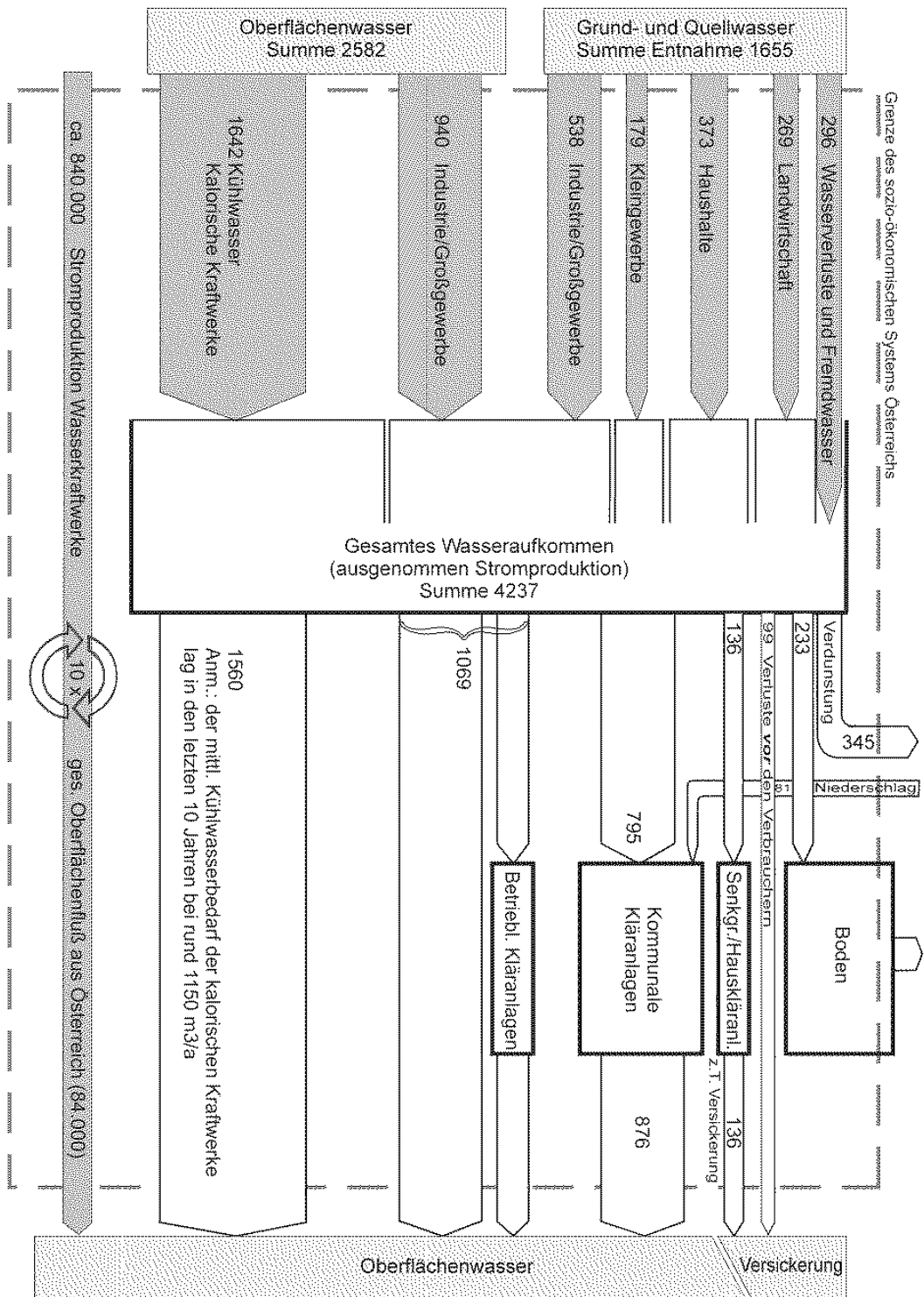
Die Nutzung der Wasserressourcen als Konsumgut, Produktionsfaktor und Umweltmedium und die relative Bedeutung dieser für einzelne wirtschaftliche Aktivitäten läßt sich anhand der Wasserstromrechnung für Österreich zeigen. Abbildung 1 zeigt eine solche Stromrechnung für Österreich (in Mio. m<sup>3</sup> Wasser pro Jahr). Unter „Nutzung“ werden dabei nicht nur die „traditionellen“ Bereiche wie etwa Wassernutzungen in der Landwirtschaft, für Haushalte, Gewerbe und Industrie verstanden, sondern auch die Umleitung größerer

Wasserströme beispielsweise über die Turbinen von Wasserkraftwerken. Die dabei im Wasser transportierte kinetische Energie wird entzogen und steht somit für andere Systeme (ökologische Systeme) nicht mehr zur Verfügung. „Nutzung“ in diesem Sinn ist also die Umleitung natürlicher Wasserströme zur wirtschaftlichen Nutzung als Konsumgut, Produktionsfaktor und Umweltmedium. Ein wesentliches Element dieses Nutzungsbegriffes ist, daß die umgeleiteten Wasserströme in dieser Form ökologischen Systemen nicht mehr oder in geänderter Form zur Verfügung stehen.

In der Wasserstromrechnung, wie sie in Abbildung 1 dargestellt wird, ist einerseits die Nutzung von Wasserressourcen im Rahmen der touristischen Nutzung (Baden, Bootfahren etc.) nicht enthalten. Dies hat vor allem den Grund in der nur schwer quantifizierbaren Bedeutung der Wasserressourcen für die touristische Nutzung. Umfassende Forschungsergebnisse zu diesem für Österreich volkswirtschaftlich so wichtigen Wirtschaftssektor stehen bislang noch aus. Insbesondere sind kaum Daten über den Zusammenhang zwischen der Wasserqualität und der Anzahl der Feriengäste verfügbar, da die Wahl des Urlaubsortes von vielen anderen wesentlichen Variablen abhängt.

Andererseits fehlt der Bereich der gesellschaftlich und volkswirtschaftlich bedeutenden Wertschätzungen von Wasserressourcen als Grundlage für die Funktionsfähigkeit der ökologischen Systeme, für das Landschaftsbild und für den Artenschutz. Die Wertschätzung von Wasserressourcen durch die Bevölkerung ist mit einer Fülle theoretischer, methodischer und empirischer Probleme behaftet, beeinflusst aber nichtsdestoweniger die soziale Wohlfahrtsfunktion, deren Maximum durch die (Wirtschafts-) Politik traditionellerweise erzielt werden soll.

Abbildung 1 zeigt, daß die energiewirtschaftliche Nutzung der Wasserressourcen mengenmäßig den größten Teil der Wasserressourcen beansprucht. Auf der einen Seite werden die Wasserressourcen in Wasserkraftwerken zur Erzeugung von Elektrizität herangezogen, auf der anderen Seiten ist Wasser als Kühlmittel in thermischen Kraftwerken und in der Industrie ein wesentlicher Produktionsfaktor.



**Abbildung 1:** Wasserstromrechnung Österreich (Entnahme und Umleitung von Grund-, Quell- und Oberflächenwasser) (in Mio. m³ Wasser pro Jahr; Bezugsjahr 1991) (Quelle: W. Hüttler, H. Payer, 1994, S. 130)



Tabelle 1 gibt nochmals in anderer Darstellungsform einen Überblick über die Inanspruchnahme von Wasser für verschiedene Nutzungsformen (wirtschaftliche Aktivitäten):

Nutzungs- bereich	gesamt Mio m <sup>3</sup>	gesamt m <sup>3</sup> /E,a	gesamt l/E,d	GQW Mio m <sup>3</sup>	GQW l/E,d	OFW Mio m <sup>3</sup>	OFW l/E,d	sonstige Mio m <sup>3</sup>	l/E,d
Kühlwasser	1.642	209	572			1.642	572		
Industrie / Großgewerbe	1.478	184	503	538	178	940	326		
Haushalte	373	47	130	369	129	4	1		
Landwirtsch.	269	34	94	269	94				
Fremdwasser	197	25	69	197	69				
Kleingewerbe	179	23	62	177	62	2	1		
Verluste	99	13	35	99	35				
Regenwasser	81	10	28					81	28
Eigenverbrauc h WVU	20	3	7	20	7				
sonstige	14	2	5	14	5				
Landwirt. Futter	12	2	4					12	4
<b>Summe</b>	<b>4.364</b>	<b>551</b>	<b>1.509</b>	<b>1.655</b>	<b>577</b>	<b>2.582</b>	<b>900</b>	<b>93</b>	<b>32</b>
Triebwasser (Wasserkraft)	840.000	106.870	292.795			840.000	292.795		

Abkürzungen:

m<sup>3</sup>/E,a oder l/E,d = Kubikmeter bzw. Liter pro Einwohner und Jahr bzw. Tag.

GQW Grund- und Quellwasser

OFW Oberflächenwasser

WVU Wasserversorgungsunternehmen

Anzumerken ist in diesem Zusammenhang, daß der Kühlwasserverbrauch der kalorischen Kraftwerke im Jahr 1991 aufgrund eines besonders kalten Winters deutlich über dem Durchschnitt der letzten 10 Jahre (1146 Mio m<sup>3</sup>/a) lag, was auf die Gesamtbilanz einen gewichtigen Einfluß hat. Unter Heranziehung des mittleren Kühlwasserbedarfs der Wärmekraftwerke ergibt sich ein mittlerer Wasserbedarf für Österreich von ca. 3800 Mio m<sup>3</sup>/a oder 483 m<sup>3</sup>/E,a bzw. 1325 l/E,d.

**Tabelle 1:** Wasserstromrechnung Österreich (1991) und Nutzungsbereiche der Wasserressourcen  
(Quelle: W. Hüttler, H. Payer, 1994, S. 115)

Aufgrund der quantitativen Bedeutung der Wasserressourcen ergibt sich die Wichtigkeit der Einhaltung der Kriterien einer nachhaltigen Wasserwirtschaft. Dabei stellt sich die bereits aufgeworfenen Frage der Operationalisierung von Nachhaltigkeitskriterien für die Ressource „Wasser“. Folgende „Richtlinien“ mögen als Ausgangspunkt einer tiefergehenden Erörterung, nicht nur aus volkswirtschaftlicher sondern insbesondere aus ökologischer und

wasserwirtschaftlicher Sicht dienen (W. Hüttler, H. Payer, 1994; A. Steurer, 1992; M. Kosz, 1994):

- (1) Nachhaltigkeitskriterien für Wasser sollten sich an regionalen Kriterien orientieren (Wasser als regionale bzw. nationale Ressource).
- (2) Innerhalb eines gegebenen Einzugsgebietes darf die jährliche Entnahme die jährliche Erneuerungsrate nicht übersteigen (quantitative Erneuerung).
- (3) Die organische und anorganische Belastung des Wassers (Grund- oder Oberflächenwasser) darf das Selbstreinigungsvermögen desselben nicht übersteigen (qualitative Erneuerung).
- (4) Regionale als auch zeitliche (saisonale) Differenzen zwischen nutzbarem Dargebot und Nutzung sind zu berücksichtigen.
- (5) Ein regionaler Ausgleich zwischen Regionen hinsichtlich Angebot und Nachfrage nach Wasser könnte eingeschränkt möglich sein. Daraus folgt, daß ein räumlicher Ausgleich zwischen Gebieten mit unterschiedlichen Wassernutzungspotentialen nur soweit zulässig ist, als dabei in den jeweils betroffenen Einzugsgebieten die Zielvorgaben gemäß (1) bis (4) eingehalten werden.

Aus ökonomischer Sicht sind Beeinträchtigungen der Wasserqualität (Grundwasser, Oberflächenwasser) als negative externe Effekte wirtschaftlicher Aktivitäten anzusehen. Diese Effekte sind dadurch charakterisiert, daß jener „Schaden“, der durch eine wirtschaftliche Aktivität verursacht wird, nicht von jenem getragen wird, der physischer Verursacher dieses Schadens ist, sondern von anderen (z. B. der Gesellschaft). Diese Auslagerungsmöglichkeit von Kosten (Externalisierung) führt zu einem Güterangebot, welches über dem volkswirtschaftlich effizienten Angebot liegt, und zu einem Preis, der nicht die volkswirtschaftlichen Knappheiten widerspiegelt, sondern nur auf privaten (internen) Kosten basiert. Instrumente der Umweltpolitik haben zum Ziel, diese ausgelagerten volkswirtschaftlichen Kosten zu internalisieren. Die Probleme des Konzeptes der „Internalisierung“ besteht jedoch insbesondere darin, den physischen Verursacher von Beeinträchtigungen der Gewässergüte festzustellen.

Neben dem Konzept der „externen Effekte“ als ökonomischer Erklärungsansatz wird von Ökonomen oftmals auch die Problematik der Übernutzung öffentlicher Güter (Allmende-Problem) ins Treffen geführt. Öffentliche Güter sind Güter, die den Kriterien der Nichtausschließbarkeit vom Konsum und der Nichtrivalität des Konsums entsprechen. Wasserressourcen sind nur zum Teil öffentliche Güter, da der Ausschluß vom Konsum möglich und die wirtschaftliche Nutzung der Wasserressourcen streng geregelt ist; Wasserressourcen in ihrer Bedeutung als Umweltmedium und Grundlage von Ökosystemen sind jedoch sicherlich als öffentliche Güter zu bezeichnen. Die Überbeanspruchung der Regenerationsfähigkeit von Wasserressourcen, z. B. durch Verschmutzung, kann aus ökonomischer Sicht auf die Eigenschaft dieser Ressourcen als öffentliche Güter zurückgeführt werden.

### 3 Kosten der Wasserver- und Abwasserentsorgung in Österreich<sup>1</sup>

Im folgenden soll ein Überblick über die Produktionskosten des 1991<sup>2</sup> in Österreich bestehenden Systems der Wasserver- und Abwasserentsorgung gegeben werden. Zunächst sind der Begriff der „Produktionskosten“ sowie die Berechnungsannahmen darzustellen. Die jährlichen Produktionskosten des im Jahr 1991 bestehenden Systems der Wasserversorgung bestehen aus:

- *Betriebskosten*: Diese werden mittels einer jährlichen Folgeausgabenquote in Prozent der Erstinvestitionskosten abgeschätzt. Diese liegt für das Wasserversorgungsrohrnetz bei 3,43 % der akkumulierten Erstinvestitionen und für Anlagen der Wassergewinnung bei 1 % der akkumulierten Erstinvestitionen (M. Richter, 1992; H. Bürger, 1993, S. 118). Letztere Folgeausgabenquote wurde zur Abschätzung der Betriebskosten für alle Anlagen der Wasserversorgung mit Ausnahme des Rohrnetzes herangezogen. Die genannten Folgeausgabenquoten beziehen sich immer auf den Kapitalbestand zu Herstellungs- oder Anschaffungskosten.
- *Kosten des Kapitaleinsatzes*: Dabei wird für das Wasserversorgungsrohrnetz eine Nutzungsdauer von 75 Jahren und für die sonstigen Anlagen eine Nutzungsdauer von 25 Jahren unterstellt. Die Abschreibungen (Kosten des Kapitaleinsatzes ohne Verzinsung) können als fiktive jährliche Ersatzinvestitionen zur Erhaltung des Systems in einem Zustand, der hinsichtlich des Werts und der Funktionsfähigkeit dem bei Systemerstellung entspricht, interpretiert werden (bei Bewertung des Kapitalbestands zu Herstellungs- bzw. Anschaffungskosten). Bei Bewertung des Kapitalbestands zu höheren Wiederbeschaffungskosten ist eine entsprechende Werterhöhung zu berücksichtigen.
- Die *kalkulatorische Verzinsung* wird mit real 4 % p. a. des Kapitalbestands angenommen.

---

<sup>1</sup> Eine Untersuchung des Instituts für Finanzwissenschaft und Infrastrukturpolitik der Technischen Universität Wien (H. Fleckseder, S. Mayer, 1994) liegt dem folgenden Kapitel zugrunde.

<sup>2</sup> Aufgrund einer unvollständigen Datengrundlage für die Folgejahre wird auf Basis des Jahres 1991 gerechnet. Die in diesem Kapitel angegebenen Kostengrößen eignen sich nicht für eine Kalkulation von Einzelanlagen, sondern sollen vielmehr durchschnittliche Größenordnungen widerspiegeln.

Die Produktionskosten für das im Jahr 1991 bestehende System der *Abwasserentsorgung* werden wie folgt ermittelt:

- Die Aufwendungen für den Anlagenbetrieb (*Betriebskosten*) setzen sich aus jenen für die Abwasserableitung, den Betrieb der Abwasserreinigungsanlagen sowie die Schlamm Entsorgung zusammen. Die Betriebskosten sind so wie die jährlichen Investitionen im Durchschnitt (nicht zwangsweise in jedem Einzelfall) auf größeren Anlagen einwohnerspezifisch niedriger als bei kleineren Anlagen. Um zu einer ersten, sehr groben Abschätzung zu gelangen, wird von Betriebskosten von 580 S pro Einwohner und Jahr ausgegangen, von denen 100 S auf die Abwasserableitung und 480 S auf die Abwasserreinigung und Schlammbehandlung entfallen (Preisbasis 1991). Die im österreichischen Durchschnitt in öffentlichen Kanalnetzen stattfindenden gewerblich-industriellen Einleitungen (sie enthalten in der Regel nicht die Abwässer großer industrieller Anlagen) und ihre Reinigung in gemeindlichen oder Verbandsanlagen sind in dieser Betriebskostenabschätzung ebenso wie bei der Darstellung der einwohnerspezifischen Erstinvestitionen inkludiert. Die Gemeinden erheben i. a. für die Einleitung der Abwässer der Gewerbe- und Industriebetriebe Gebühren. Die gewählten Werte berücksichtigen die zur Zeit erforderlichen Kosten der Nitrifikation, Schlamm entwässerung und Deponierung bzw. einer ordnungsgemäßen landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung (inklusive des gesamten erforderlichen Analysenaufwands, bei einer mittleren ARA-Größe). Die Kosten einer Veraschung (mit Verglasung) und Deponierung des inertisierten Gutes liegen jedoch höher.

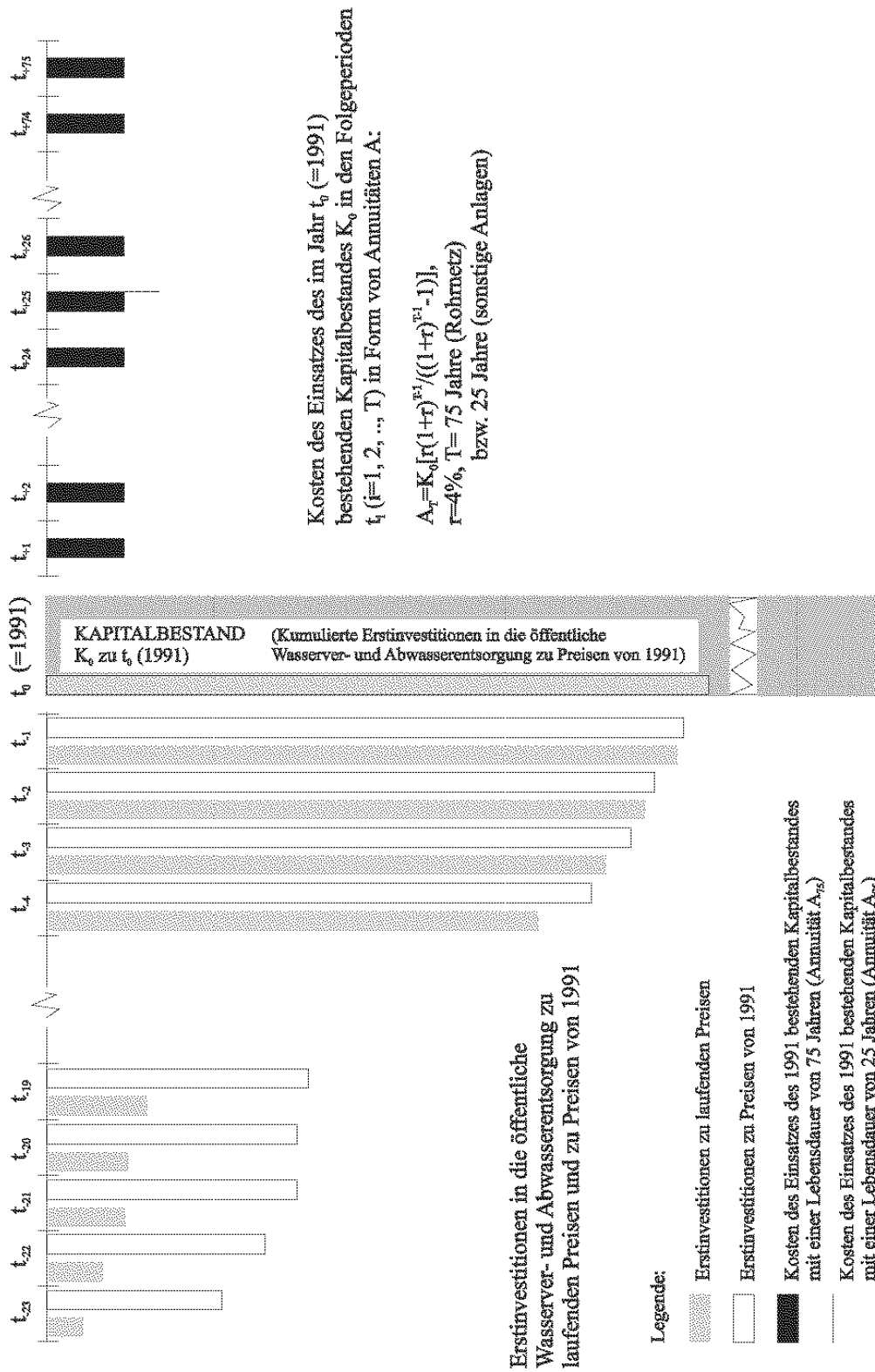
Umgelegt auf die im Bezugsjahr 1991 an die Kanalisation und die Abwasserreinigung angeschlossenen Einwohner bedeuten *Betriebskosten* in Höhe von 100 S pro Einwohner und Jahr für die Abwasserableitung und 480 S pro Einwohner und Jahr für die Abwasserreinigung für das Jahr 1991 Betriebskosten von etwa 0,6 Mrd. S für die Abwasserableitung und etwa 2,5 Mrd. S für die biologische Abwasserreinigung, insgesamt also Betriebskosten von etwa 3,1 Mrd. S.

- Zur Ermittlung der Höhe der jährlichen *Kosten des Kapitaleinsatzes* sind zwei verschiedene Wege gangbar: (A) Bewertung des bestehenden Kapitalbestands zu Herstellungs- oder Anschaffungskosten, (B) Bewertung

des bestehenden Kapitalbestands zu Wiederbeschaffungskosten. Für die weiteren Abschätzung gemäß (B) werden zwei unterschiedlich hohe mittlere einwohnerspezifische Richtwerte für Wiederbeschaffungskosten zugrundegelegt, nämlich 78.000 S pro Einwohner und 90.000 S pro Einwohner. Diese Wiederbeschaffungskosten werden höher als die ermittelten Erstinvestitionen pro neu angeschlossenen Einwohner angenommen, da davon ausgegangen werden kann, daß die „Wiederbeschaffung“ bei Aufrechterhaltung des laufenden Betriebs teurer ist als die Ersterstellung und daß eventuell aufgrund höherer technischer Standards und des technischen Fortschritts Kostensteigerungen zu erwarten sein können.

- Zur Ermittlung der Kosten des Kapitaleinsatzes wurde eine *kalkulatorische Verzinsung* von real 4 % p. a. angenommen. Es wurde unterstellt, daß die Kosten des Kapitaleinsatzes *insgesamt* in jährlich gleichbleibender Höhe anfallen (Annuitäten) und sich diese Annuitäten aus den Kosten des Kapitaleinsatzes ohne Verzinsung (entsprechen den Abschreibungen) und der kalkulatorischen Verzinsung zusammensetzen.

Ausgangspunkt für die Berechnung der Produktionskosten 1991 der Wasserver- und Abwasserentsorgung in Österreich ist die Ermittlung des 1991 bestehenden Kapitalstocks für die Wasserver- und Abwasserentsorgung notwendig. Auf dieser Kenngröße basieren die Abschreibungen des bestehenden Systems und die Kosten des Kapitaleinsatzes (Verzicht auf alternative Veranlagung des gebundenen Kapitals). Abbildung 2 zeigt die angewandte Methodik. Die empirischen Schätzergebnisse der für die kommunale Wasserver- und Abwasserentsorgung in Österreich insgesamt anfallenden Produktionskosten im Jahr 1991 sowie die Investitionskosten bei Systemausweitung von 1991 bis 2006 finden sich in Tabelle 2. Hinsichtlich der Finanzierung, der Kostentragung sowie der tatsächlich getätigten Ausgaben sind damit noch keine Aussagen gemacht. Die hier ermittelten und dargestellten Pro-Kopf-Größen sind ungeeignet für eine Anwendung im Einzelfall, da sie als Durchschnittswerte für ganz Österreich konzipiert sind.



**Abbildung 2:** Methode zur Ermittlung der Kosten des Einsatzes des 1991 bestehenden Kapitalbestandes der öffentlichen Wasserver- und Abwasserentsorgung in den Folgeperioden auf Basis der Erstinvestitionen in den Vorperioden  
(Quelle: W. Schönback, 1995, S. 232)

	<i>Abwasserentsorgung</i>			<i>Wasserversorgung</i>		
	<i>Ableitung</i>	<i>Reinigung, Sonstiges<sup>a</sup></i>	<i>insgesamt</i>	<i>Zuleitung</i>	<i>Gewinnung, Sonstiges</i>	<i>insgesamt</i>
<i>1991 bestehendes System</i>						
Anschlußgrad 1991 (in % der Gesamtbev.)	71 %	68 % (biolog.)		81 % - 82 %		
Angeschlossene Einwohner 1991 (in Mio.)	5,55	5,31		6,4		
Kapitalbestand 1991 (in Mrd. S)	303 - 416	60 - 80	363 - 496	63 - 85	42 - 56	105 - 141
Produktionskosten 1991 (in Mrd. S)	13 - 18	6 - 8	20 - 27	5 - 6	3 - 4	8 - 10
(in S/angeschlossenem Einwohner)	2.400 - 3.300	1.200 - 1.400	3.600 - 4.700	700 - 900	500 - 600	1.200 - 1.500
<i>Ausweitung des Systems - Erhöhung des Anschlußgrades, Anpassung an den Stand der Technik (Realisierungszeitraum 15 Jahre (1991 - 2006))</i>						
Anpassung an d. Stand d. Technik <sup>b</sup> (in Mrd. S)	25 - 35			3		
Anschlußgrad 2006 (in % der Gesamtbev.)	85 %			90 %		
Angeschlossene Einwohner 2006 (in Mio.)	6,97			7,4		
Investitionen zur Erhöhung des Anschlußgrades (in Mrd. S)	80 - 107	19 - 25	99 - 131	10 - 13	7 - 9	16 - 22
(in S/neu angeschlossenem Einwohner)	56.585 - 75.000	11.317 - 15.000	67.902 - 90.000	9.800 - 13.200	6.500 - 8.800	16.400 - 22.000
Kapitalbestand 2006 (in Mrd. S)	384 - 523	79 - 105	463 - 627	73 - 98	49 - 65	122 - 163
Produktionskosten 2006 (in Mrd. S)	17 - 23	9 - 11	26 - 34	6 - 7	4 - 5	9 - 11

<sup>a</sup> Z. B. Schlammbehandlung.

<sup>b</sup> Gemäß WRG-Novelle 1990 erforderliche Verbesserung der Reinigungsleistung der bestehenden kommunalen ARAn und Trinkwasseraufbereitung wegen bevorstehender Grenzwertsenkungen.

**Tabelle 2:** Kosten der Abwasser- und der Wasserversorgung in Österreich und sonstige Kenngrößen:  
Anschlußgrad 1991 und nach Systemausweitung von 1991 bis 2006;  
Kapitalbestand 1991; jährliche Produktionskosten für die 1991 bestehenden Systeme; Kosten der  
Systemausweitung von 1991 auf 2006; Produktionskosten nach Systemausweitung (in Mrd. S, gerundet auf ganze  
Milliarden, und in S/angeschlossenem Einwohner,  
gerundet auf 100, Preisbasis 1991)  
(Quelle: ÖSTAT, 1981/1991; ÖVGW, Jahresbericht 1992, S. 38; eigene Berechnungen, 1994.)



Die Abwasserentsorgung gemäß Tabelle 2 umfaßt die öffentliche Abwasserentsorgung und die Reinigung in kleinen Kläranlagen (Einzelanlagen) sowie gewerblichindustrielle Einleitungen und deren Reinigung in kommunalen Anlagen, nicht jedoch die betriebliche Vorreinigung. Die Wasserversorgung umfaßt den Wasserbezug aus kommunalen Netzen auch für gewerblichindustrielle Nutzungen.

Würden die gesamten jährlichen Produktionskosten der 1991 bestehenden Systeme der Abwasserent- und Wasserversorgung (28 bis 37 Mrd. S) auf die 1991 angeschlossenen Einwohner umgelegt, so bedeutete das jährliche Kosten der Abwasserentsorgung von 3.600-4.700 S pro angeschlossenem Einwohner und Kosten der Wasserversorgung von 1.200-1.500 S pro angeschlossenem Einwohner, insgesamt also 4.800-6.200 S pro angeschlossenem Einwohner, wovon etwa die Hälfte auf die kalkulatorische Verzinsung entfällt. Bei einem durchschnittlichen Wasserverbrauch durch private Haushalte und alle übrigen Nutzer der kommunalen Einrichtungen von etwa 100 m<sup>3</sup> pro Einwohner würde eine die gesamten Produktionskosten der kommunalen Abwasserent- und Wasserversorgung deckende Gebühr etwa 48-62 S/m<sup>3</sup> betragen. Würde jedoch ein angemessener Teil der Kosten den Betrieben, die die kommunale Abwasserent- und Wasserversorgung in Anspruch nehmen, durch betriebspezifische Gebühren angelastet, würde eine entsprechend geringere Gebühr bei den privaten Haushalten ausreichen, um die durch die privaten Haushalte verursachten Produktionskosten zu decken. Da jedoch die Aufteilung der Inanspruchnahme der Systeme zwischen privaten Haushalten und Betrieben derzeit unbekannt ist, können die korrekten kostendeckenden Gebühren der privaten Haushalte hier nicht berechnet werden.

Die im Durchschnitt in Österreich faktisch erhobenen laufenden Gebühren betragen in der Abwasserentsorgung etwa 15-30 S/m<sup>3</sup> mit einem Schwerpunkt bei 20 S/m<sup>3</sup> und in der Wasserversorgung etwa 2,5-17 S/m<sup>3</sup> mit einem Schwerpunkt bei etwa 7-12 S/m<sup>3</sup> (Mitteilung der Österreichischen Kommunalkredit AG, 1994). Demnach betragen die laufenden Gebühren für die Wasserver- und Abwasserentsorgung insgesamt beim Großteil der Gemeinden etwa 27-32 S/m<sup>3</sup>.

## **4 Die Finanzierung der kommunalen Wasserver- und Abwasserentsorgung<sup>3</sup>**

Die Finanzierung der öffentlichen Wasserver- und Abwasserentsorgung erfolgt auf Basis der Rechtslage 1994 grundsätzlich durch eigene Einnahmen der Gemeinden (insbesondere Anschluß- und Benützungsgebühren), Darlehen des Umwelt- und Wasserwirtschaftsfonds (Vergabe durch die Österreichische Kommunalkredit AG gemäß vertraglicher Vereinbarung nach dem Umweltförderungsgesetz 1993), Darlehen der Länder und sonstiger Darlehensgeber sowie Zuschüsse von Bund und Ländern. In der vorliegenden Analyse wurde in einem ersten Schritt die Bedeutung des Infrastrukturbereichs Wasserver- und Abwasserentsorgung im Rahmen des Gesamthaushaltes der Gemeinden sowie die reale Entwicklung der Einnahmen und Ausgaben für Wasserver- und Abwasserentsorgung für die Jahre 1986 bis 1991 untersucht. In weiterer Folge wurden auf Basis einer Klassifikation der österreichischen Gemeinden die Einnahmen und Ausgaben im Zusammenhang mit Wasserver- und Abwasserentsorgung hinsichtlich gemeindeklassenspezifischer Unterschiede für das Jahr 1990 ausgewertet. Auf Basis der verfügbaren Daten konnten dabei in die Analyse nur jene Gemeinden einbezogen werden, bei denen Transaktionen für Wasserver- und Abwasserentsorgung im Rahmen des kommunalen Haushalts abgewickelt werden.

Insgesamt nimmt der Infrastrukturbereich Wasserver- und Abwasserentsorgung eine bedeutende Stellung im Gesamthaushalt der österreichischen Gemeinden ohne Wien ein: Die nominellen Ausgaben für Wasserver- und Abwasserentsorgung der Gemeinden ohne Wien (und in etwa gleicher Höhe die Einnahmen) stiegen von rund 11 Mrd. S im Jahr 1986 auf rund 15 Mrd. S im Jahr 1991, wobei der Anteil dieser Ausgaben an den Gesamtausgaben dieser Gemeinden mit knapp 14 % in diesem Zeitraum gleichblieb. Die Einnahmen aus Darlehen dieser Gemeinden für Wasserver- und Abwasserentsorgung stiegen von knapp 3 Mrd. im Jahr 1986 auf fast 4 Mrd. S im Jahr 1991 und umfassen damit zwischen 40 und 48 Prozent der gesamten Einnahmen aus Darlehen. Die

---

<sup>3</sup> Das folgende Kapitel ist einer Untersuchung des Instituts für Finanzwissenschaft und Infrastrukturpolitik der Technischen Universität Wien (J. Bröthaler et al., 1994) entnommen und basiert auf einer Auswertung der "Erhebungsblätter des Bundesministeriums für Finanzen über die Gemeindegebarung" der Jahre 1986 bis 1991 (ÖSTAT, 1994a).

Zuschüsse für Wasserver- und Abwasserentsorgung an die österreichischen Gemeinden ohne Wien betragen im Zeitraum 1986 bis 1991 zwischen 0,6 und 0,8 Mrd. S und machten damit etwa 6-7 % der gesamten Transfereinnahmen dieser Gemeinden von Trägern öffentlichen Rechts aus.

Die nominellen Ausgaben (und in etwa gleicher Höhe die Einnahmen) Wiens für Wasserver- und Abwasserentsorgung betragen im Zeitraum 1986-1991 zwischen 2,3 und 3,4 Mrd. S, wobei keine einheitliche Entwicklungstendenz festzustellen ist. Der Anteil der Ausgaben für diese beiden Bereiche an den Gesamtausgaben Wiens lag zwischen 3 und knapp über 4 %. Bei diesem im Vergleich zu den Gemeinden ohne Wien geringen Anteil ist Wiens Rechtsstellung als Gemeinde und Land zu berücksichtigen. Die Einnahmen Wiens aus Darlehen des Umwelt- und Wasserwirtschaftsfonds und sonstiger Darlehensgeber für Wasserver- und Abwasserentsorgung betragen (ohne durchgängige Steigerungstendenz) zwischen 0,2 und 0,5 Mrd. S. Der Anteil der Einnahmen aus Darlehen für Wasserver- und Abwasserentsorgung an den gesamten Darlehensaufnahmen (ohne interne Kreditoperationen) stieg von rund 2,6 % auf 13 % an, was jedoch auf den starken Rückgang der Darlehensaufnahmen insgesamt zurückzuführen ist. Zuschüsse des Bundes für Wasserver- und Abwasserentsorgung erhielt Wien keine.

Betrachtet man die reale Entwicklung (auf Preisbasis 1991) getrennt für Wasserversorgung und Abwasserentsorgung, so zeigt sich, daß die Ausgaben der österreichischen Gemeinden ohne Wien für Wasserversorgung mit rund 3,5 Mrd. S im Zeitraum 1986 bis 1991 real etwa gleich geblieben sind, während sie für Abwasserentsorgung von knapp 8,5 Mrd. S auf 11,5 Mrd. S real um mehr als 35 % gewachsen sind (vor allem deshalb, weil der Anschlußgrad an zentrale Abwasserentsorgungsanlagen im ländlichen Raum erhöht wurde). Der Anteil der Zuschüsse und Darlehen an den Gesamteinnahmen für Wasserversorgung ging von ca. 25 % im Jahr 1986 auf 19 % im Jahr 1991 zurück; im Bereich der Abwasserentsorgung betrug dieser Anteil durchgehend etwa 36 %. Der reale Zuwachs der Ausgaben für Abwasserentsorgung von 1986 bis 1991 wurde dabei im wesentlichen durch den entsprechenden Zuwachs der Darlehen des Umwelt- und Wasserwirtschaftsfonds ermöglicht, die real von rund 2 Mrd. S um 42 % auf 2,8 Mrd. S gestiegen sind.

Im Gegensatz zu den Gemeinden ohne Wien sind die Einnahmen und Ausgaben Wiens für Wasserver- und Abwasserentsorgung real nahezu gleich geblieben (bis auf einen Höchstwert im Jahr 1988). Die Ausgaben der Gemeinde Wien für Wasserversorgung betragen durchschnittlich rund 1,4 Mrd. S und für Abwasserentsorgung rund 1,8 Mrd. S. Etwa 13 % der Einnahmen für Wasserver- und Abwasserentsorgung (keine einheitlich steigende Entwicklung) stammten aus Darlehen des Umwelt- und Wasserwirtschaftsfonds.

Nach Darstellung der nominellen Ausgaben (und Einnahmen) für Wasserver- und Abwasserentsorgung in den Haushalten der Gemeinden Österreichs ohne Wien und Wiens und der realen Entwicklung dieser Ausgaben der österreichischen Gemeinden ohne Wien und Wiens im Zeitraum 1986 bis 1991 werden für das Jahr 1990 die nominellen Ausgaben und Einnahmen (unter besonderer Berücksichtigung jener aus Darlehen und Zuschüssen) pro Einwohner, und zwar zunächst im Durchschnitt der Gemeinden ohne Wien und Wiens und in weiterer Folge in spezifischen Gemeindeklassen untersucht.

Die österreichischen Gemeinden ohne Wien tätigten im Jahr 1990 im Durchschnitt Ausgaben von rund 682 S pro Einwohner für Wasserversorgung. Die Gemeinde Wien lag mit Ausgaben von 936 S pro Einwohner deutlich über diesem Wert, was auf den hohen Versorgungsgrad mit Trinkwasser aus zentraler Bereitstellung sowie auf hohe Ausgaben für die Hochquellwasserleitungen und Investitionen zur Verlustminimierung im Wiener Versorgungsnetz zurückgeführt werden kann. Im Bereich der Abwasserentsorgung lagen die Pro-Kopf-Ausgaben der Gemeinden ohne Wien mit 1.831 S deutlich über den Pro-Kopf-Ausgaben Wiens von 1.155 S (ein analoger Unterschied zeigt sich auch bei anderen Großstädten).

Die bedeutendste externe Finanzierungsquelle sowohl für Wasserver- als auch Abwasserentsorgung besteht für die Gemeinden Österreichs (inkl. Wien) in Darlehen des Umwelt- und Wasserwirtschaftsfonds in Höhe von insgesamt 444 S pro Kopf und Jahr (Förderungsbarwert<sup>4</sup> 167 S pro Kopf und Jahr).

---

<sup>4</sup> Bei Annahme einer Förderquote von 37,5 % (Österreichische Kommunalkredit AG, 1994).

Für eine nach Gemeinden differenzierte Analyse der Einnahmen und Ausgaben der Gemeinden sowie den Einnahmen aus Darlehen und Zuschüssen im Bereich Wasserver- und Abwasserentsorgung im Jahr 1990 wurden drei Klassifizierungen vorgenommen: a) nach der Zugehörigkeit der Gemeinden zu Einwohnergrößenklassen („Gemeindetypen“), b) nach ihrer Zugehörigkeit zu „Regionstypen“ (beides gemäß ÖIR, 1991) und c) nach Gemeindeklassen gemäß vermuteten wasserwirtschaftlich relevanten Charakteristika (topographische Höhendifferenz, Einwohnerdichte).

a) Hinsichtlich der Klassifizierung der Gemeinden nach Einwohnergrößenklassen („Gemeindetypen“ gemäß ÖIR, 1991) kann festgehalten werden:

- Gemeinden mit einer Bevölkerungszahl von unter 50.000 Einwohnern gaben im Durchschnitt deutlich mehr für Wasserversorgung (ca. 700 S/Kopf) und für Abwasserentsorgung (ca. 1.900 S/Kopf) aus als Gemeinden mit mehr als 50.000 Einwohnern ohne Wien (ca. 300 bzw. 1.300 S/Kopf). Lediglich Wien wich von diesem Ausgabenmuster ab (Ausgaben für die Wasserversorgung rund 940 S/Kopf, für die Abwasserentsorgung rund 1.150 S/Kopf).
- Die Pro-Kopf-Höhe der Darlehen des Umwelt- und Wasserwirtschaftsfonds für die Finanzierung der Wasserversorgung zeigt keine signifikanten Unterschiede zwischen den Gemeindeklassen, während jene für die Finanzierung der Abwasserentsorgung umso höher war, je niedriger die Einwohnerzahl war. Analoges gilt für die Zuschüsse der Länder.

b) Bei der Klassifizierung der Gemeinden nach ihrer Zugehörigkeit zu „Regionstypen“ (gemäß ÖIR, 1991) werden die Gemeinden hinsichtlich ihrer Wirtschaftsstruktur und Problemlage sowie geographischen Lage bezüglich Großstädten und die Großstädte nach ihrer Größe unterschieden:

- Entwicklungs- und strukturschwache Regionen entsprechen im wesentlichen peripheren Regionen. Diese sind dadurch gekennzeichnet, daß einerseits eine relativ große Anzahl an Haushalten noch nicht an eine zentrale Ver- oder Entsorgungsanlage angeschlossen ist und Ver- und

Entsorgungseinrichtungen mit geringem kommunalen Investitionsbedarf (z. B. Hausbrunnen) verfügbar sind und daß andererseits die Einwohnerdichte so niedrig ist, daß zentrale Ver- und Entsorgungsanlagen schwieriger zu finanzieren sind. Demgemäß sind die Pro-Kopf-Ausgaben für Wasserversorgung (durchschnittlich ca. 500 S/Kopf) und Abwasserentsorgung (ca. 1.300 S/Kopf) eher gering (ob dies deshalb der Fall ist, weil sie ein höheres Niveau an öffentlichen Wasserver- und Abwasserentsorgungsleistungen entweder wegen geringen Problemdrucks nicht anstreben oder sich wegen geringer finanzieller Spielräume nicht leisten können, bleibt hier unbeantwortet). Es zeigt sich jedoch in den letzten Jahren eine steigende Tendenz.

- Gemeinden in Nicht-Problemgebieten ohne wirtschaftlich dominierenden Fremdenverkehr, bei denen eine überdurchschnittliche wirtschaftliche Leistungsfähigkeit anzunehmen ist, wiesen etwas höhere Ausgaben für Wasserversorgung (ca. 700 S/Kopf) und Abwasserentsorgung (ca. 1.900 S/Kopf) auf.
- Gemeinden in Nicht-Problemgebieten mit wirtschaftlich dominierendem Fremdenverkehr weisen sowohl bei den Ausgaben für Wasserver- und Abwasserentsorgung (insgesamt rund 3.700 S/Kopf) als auch bei den dafür vorgesehenen Zuschüssen des Landes (ca. 260 S/Kopf) und Darlehen des Bundes, des Landes und sonstiger Darlehensgeber (insgesamt rund 960 S/Kopf) die höchsten durchschnittlichen Pro-Kopf-Werte auf. Einerseits können Fremdenverkehrsgemeinden aufgrund der zumeist günstigen Wirtschaftslage hohe Ausgaben in größerem Ausmaß durch eigene Einnahmen decken als andere Gemeinden. Andererseits müssen aufgrund der Problematik saisonaler Lastspitzen überdurchschnittlich hohe Investitionen getätigt werden, die durch entsprechend hohe (geförderte) Darlehen und Zuschüsse unterstützt wurden.
- Gemeinden in Großstadt-Umgebungsregionen wiesen nach den Fremdenverkehrsgemeinden die zweithöchsten Pro-Kopf-Werte bei den Ausgaben für Wasserver- und Abwasserentsorgung auf (992 bzw. 2.355 S/Kopf), die vor allem auf einen hohen Investitionsbedarf aufgrund starker Siedlungstätigkeit zurückzuführen sein dürften.

- Großstädte (über 50.000 Einwohner) ohne Wien wiesen durchwegs die niedrigsten Ausgaben-Werte pro Einwohner für Wasserver- und Abwasserentsorgung auf (306 bzw. 1.307 S/Kopf). Dies ist auf den hohen Anschlußgrad an zentrale Ver- und Entsorgungsanlagen und die hohe Einwohnerdichte zurückzuführen.
  - Wien wies mit rund 940 S/Kopf im Vergleich zu den sonstigen Großstädten deutlich höhere Ausgaben für die Wasserversorgung auf, während die Einnahmen und Ausgaben für die Abwasserentsorgung mit rund 1.200 S/Kopf unterdurchschnittlich sind.
- c) Die Klassifizierung der Gemeinden nach vermuteten wasserwirtschaftlich relevanten Charakteristika (topographische Höhendifferenz, Einwohnerdichte) zeigt folgende Ergebnisse:
- Die Pro-Kopf-Ausgaben der Gemeinden für Wasserversorgung waren unabhängig von der topographischen Höhendifferenz und von der Einwohnerdichte.
  - Die Pro-Kopf-Ausgaben für Abwasserentsorgung betragen bei Gemeinden mit geringer Einwohnerdichte und Höhendifferenz sowie bei Gemeinden mit großer Einwohnerdichte und Höhendifferenz rund 2.000 S. Pro-Kopf-Ausgaben von lediglich rund 1.740 S tätigten Gemeinden mit hoher Einwohnerdichte und geringer Höhendifferenz, die hinsichtlich Finanzierbarkeit die geringsten wasserwirtschaftlichen Probleme erwarten lassen. Die Gemeinden mit der potentiell größten wasserwirtschaftlichen Problemlage (große topographische Höhendifferenz erfordert z. B. Pumpwerke, geringe Einwohnerdichte bewirkt Finanzierungsprobleme aufgrund hoher einwohnerspezifischer Kosten für die Kanalisation) tätigten mit 1.824 S pro Kopf ebenfalls relativ niedrige Ausgaben für Abwasserentsorgung. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, daß sich die Pro-Kopf-Werte auf die Gesamteinwohnerzahl beziehen und gerade bei einer schwierigen Entsorgungssituation ein relativ niedriger Anschlußgrad und damit relativ niedrige Pro-Kopf-Ausgaben anzunehmen sind.
  - Bei den Einnahmen für Abwasserentsorgung aus Zuschüssen und Darlehen durch Bund bzw. Umwelt- und Wasserwirtschaftsfonds und Länder sind in bezug auf die Höhendifferenz keine Unterschiede zu

erkennen. Hinsichtlich der Einwohnerdichte zeigt sich jedoch erwartungsgemäß, daß Gemeinden mit geringer Einwohnerdichte höhere Zuschüsse (rund 120 S pro Kopf) und Darlehen (rund 600 S) bekamen als Gemeinden mit großer Einwohnerdichte (rund 90 S bzw. 410 S pro Kopf).

Werden die Darlehenssummen des Umwelt- und Wasserwirtschaftsfonds in Förderungsbarwerte umgerechnet und mit den Zuschüssen der Länder verglichen, so zeigt sich, daß letzteren ein erhebliches Gewicht zukommt: Einem Förderungsbarwert der zinsbegünstigten Darlehen des Umwelt- und Wasserwirtschaftsfonds an die Gemeinden von 170 S pro Kopf und Jahr für Wasserver- und Abwasserentsorgung steht ein durchschnittlicher Landeszuschuß von rund 100 S/Kopf und Jahr gegenüber. Demnach ist beispielsweise der Fall denkbar, daß aufgrund der Förderbestimmungen des Umweltförderungsgesetzes 1993 die Bundesförderung (Anteil des Barwertes der Förderung an der förderbaren Investitionssumme) mit 20 Prozent begrenzt ist, da das Entsorgungsgebiet der antragstellenden Gemeinde außerhalb der sog. „gelben Linie“<sup>5</sup> liegt, das betreffende Bundesland jedoch aus lokalpolitischen Gesichtspunkten die geringe Förderung des Bundes massiv aufstockt und damit bundespolitischen Intentionen entgegenwirkt. Deshalb wäre eine Abstimmung der Förderungsbestimmungen des Bundes und der Länder in verstärktem Ausmaß zweckmäßig.

---

<sup>5</sup> Der Anteil des Förderungsbarwertes an den förderbaren Investitionskosten für Wasserver- und Abwasserentsorgung in Entsorgungsgebieten außerhalb der sog. "gelbe Linie" des Flächenwidmungsplanes ist mit 20 % begrenzt. Gebiete innerhalb der "gelben Linie" wurden mit Stichtag 1. April 1993 als prinzipielles Entsorgungsgebiet festgelegt und können mit einem größeren Anteil der förderbaren Investitionskosten (bis 50 %) gefördert werden.



## **5 Wertschöpfungs-, Beschäftigungs- und Steueraufkommenseffekte durch Investitionen in die öffentliche Wasserver- und Abwasserentsorgung<sup>6</sup>**

Ziel des vorliegenden Kapitels ist die Abschätzung der Wertschöpfungs-, Beschäftigungs- und Steueraufkommenseffekte durch Investitionen in Wasserver- und Abwasserentsorgung. Es wird dabei die Veränderung des Auslastungsgrades der Produktionsfaktoren in der österreichischen Volkswirtschaft berücksichtigt. Die Datengrundlage dieser Berechnungen ist die Input-Output-Tabelle (I/O-Tabelle) der österreichischen Volkswirtschaft, welche für das Jahr 1983 vollständig vorliegt. Es mußten Beschäftigungs- und Wertschöpfungsmultiplikatoren für das Basisjahr 1994 hochgerechnet werden (Preisbasis 1994). Bei dieser Anpassung der Multiplikatoren wurden im wesentlichen Inflation, Veränderungen der Importneigung und Produktivitätssteigerungen berücksichtigt. Die in diesem Kapitel berechneten quantitativen Effekte sind aufgrund verschiedener Unsicherheiten (z. B. beschränkte Datenvalidität) lediglich als Annäherung, nicht aber als exakte Kalkulationsergebnisse interpretierbar.

Investitionen in Wasserver- und Abwasserentsorgung führen in Phasen der Unterauslastung der Produktionsfaktoren auf vielfältigen Wegen zu Effekten auf Wertschöpfung, Beschäftigung und Steueraufkommen in Österreich: Die inländischen Hersteller von Dienstleistungen der Wasserver- und Abwasserentsorgung benötigen zur Produktion Vormaterialien (Vorleistungen), deren Herstellung zu den genannten Effekten bei den Lieferanten führen. Da diese ebenfalls Vorleistungen benötigen, wird eine Kette von inländischen Produktionseffekten ausgelöst. Das Ausmaß der Steigerung des Anteils der inländischen Wertschöpfung und Beschäftigung hängt (neben der Höhe des primären Nachfrageimpulses) vom Importanteil der benötigten Produktionsfaktoren ab (J. Richter, 1989).

---

<sup>6</sup> Die Methodik dieses Kapitels fußt auf M. Kosz et al., 1996. Wir danken W. Schönböck und H. Adensam für die Erstellung des Berechnungsmodells und die umfangreiche methodische Unterstützung.

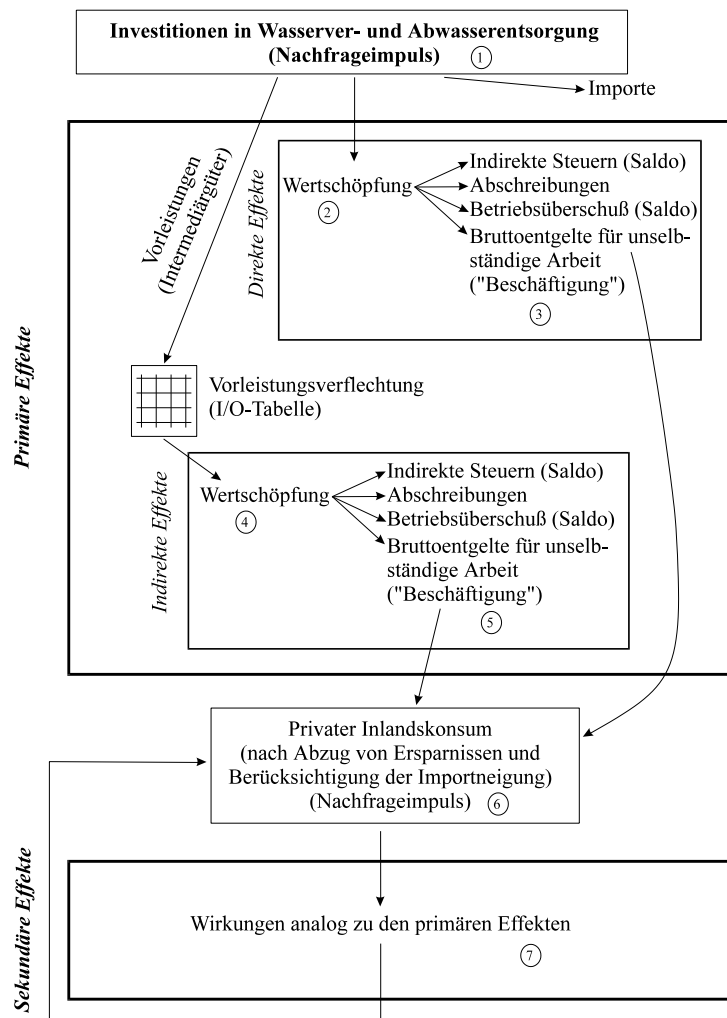
Durch Investitionen werden indirekt auch höhere Konsumausgaben durch die Einkommensbezieher möglich, die wiederum auf indirektem Weg zu einer Erhöhung von Wertschöpfung und Beschäftigung führen.

Abbildung 3 zeigt die Wirkungskette einer Investition in der österreichischen Volkswirtschaft. Durch eine Investitionsausgabe (①) entsteht ein Nachfrageimpuls in einer Gütergruppe (im Fall der Wasserver- und Abwasserentsorgung in der Gütergruppe „Wasser“, primäre Effekte). Dieser Nachfrageimpuls wird einerseits durch Importe befriedigt, andererseits wird ein Inlandsumsatz in der Gütergruppe „Wasser“ ausgelöst. Zur Erstellung der nachgefragten Güter und Dienstleistungen werden Vorleistungen von anderen wirtschaftlichen Aktivitäten bezogen. Die Wertschöpfung (②) in der Gütergruppe „Wasser“ zur Herstellung der Wasserver- und Abwasserentsorgung zerfällt hierbei in indirekte Steuern (Saldo), Abschreibungen, Betriebsüberschuß (Saldo) und Entgelte für unselbständige Arbeit (③). Durch die Nachfrage in der Gütergruppe „Wasser“ kommt es zu einem direkten Wertschöpfungs- und Beschäftigungseffekt. Die indirekten Effekte ergeben sich durch den Bezug von Vorleistungen (die Wertschöpfung (④) in den nachgelagerten Aktivitäten teilt sich in analoger Weise auf, zu einem großen Teil wiederum auf Bruttoentgelte für unselbständige Arbeit (⑤)).

Aus dem entstandenen Einkommen erwachsen nach Abzug der Ersparnisse und nach Berücksichtigung des Importanteils wiederum Möglichkeiten zum Bezug inländischer Konsumgüter (⑥), welche wiederum eine „Kettenreaktion“ (⑦) auslösen (sekundäre Effekte).

Diese Wirkungskette ist grundsätzlich für jegliche Investition analysierbar. Die Ergebnisse dieses Modells zeigen aber noch nicht den relevanten Nettoeffekt. Mit Hilfe der in Abbildung 3 dargestellten Methodik werden die Bruttoeffekte einer Investition in Wasserver- und Abwasserentsorgung berechnet. Der Bruttoeffekt zeigt die zusätzliche Wertschöpfung, Beschäftigung und Steueraufkommen, welche durch die Investition induziert werden. Darunter wird verstanden, daß die in der Wasserver- und Abwasserentsorgung gebundenen Investitionen auch anderweitig ausgabenwirksam sein würden (z. B. Eisenbahnbau, privater Konsum). Korrekterweise müßten von dem errechneten Bruttoeffekt die konjunkturellen Auswirkungen alternativer Mittelverwendungen abgezogen werden. Empirisch ergibt sich jedoch folgendes

Problem: Da nicht ermittelt werden kann, welche Ausgaben in der österreichischen Volkswirtschaft in welchem Ausmaß durch Investitionen in Wasserver- und Abwasserentsorgung verdrängt werden, wird dem Bruttoeffekt von Wasserver- und Abwasserentsorgung vereinfachend der Bruttoeffekt der Ausgaben für den privaten Konsum gegenübergestellt.



**Abbildung 3:** Wirkungskette von Investitionen in einer Volkswirtschaft hinsichtlich Wertschöpfung, Beschäftigung und Steueraufkommen (dargestellt sind nur Bruttoeffekte)  
(Quelle: Eigene Darstellung, 1996)

Auf Basis verschiedener Arbeiten über die direkten und indirekten Wertschöpfungs Beschäftigungs und Steueraufkommenseffekte, z. B. von J. Richter (1981), F. Breuss und E. Walterskirchen (1982), G. Tichy (1982), J. Skolka (1987), H. Frisch und A. Wörgötter (1982), J. Christl und J. Maurer (1984), G. Munduch und I. Schmoranz (1982), W. Schönback und S. Winkelbauer (1991), wurden in einem einfachen Modell die genannten Effekte ermittelt und quantifiziert.

## 5.1 Wertschöpfungs Beschäftigungs und Steueraufkommenseffekte durch Ausgaben der Gemeinden für Wasserver- und Abwasserentsorgung (1993)

Tabelle 3a und 3b zeigen diejenigen Gütergruppen, in denen bei Ausgaben von 1 Mio. S für Wasserver- und Abwasserentsorgung durch eine Gemeinde Umsätze verzeichnet werden.

<i>Gütergruppe, und entsprechender Güterklassifikationscode der Input-Output-Tabelle 1983 bei Ausgaben der Gemeinden für die Wasserver- und Abwasserentsorgung</i>	<i>Endnachfrage in der Gütergruppe „Wasser“ (Basisjahr 1993) in 1.000 S</i>	<i>Anteil an der Gesamtsumme (in %)</i>
<i>Betriebskosten „Wasser“ (140)</i>	700	70 %
<i>Investitionskosten „Wasser“ (140)</i>	300	30 %
<i>Gesamtausgaben für Wasserver- und Abwasserentsorgung</i>	1.000	100 %

**Tabelle 3a:** Endnachfrage an den zur Herstellung der Wasserver- und Abwasserentsorgung verwendeten Gütergruppe „Wasser“ (in Mio. S) und Anteil der Betriebs- und Investitionskosten an den Gesamtausgaben für Wasserver- und Abwasserentsorgung (in %, gerundet), Basisjahr 1993  
(Quelle: Eigene Konzeption (1996) auf Basis der detaillierten Aufteilung der Ausgaben des Rechnungsabschlusses der Gemeinde Wien für das Jahr 1994)

Da mit dem hier verwendeten volkswirtschaftlichen Modell zur Abschätzung der Multiplikatorwirkungen von Ausgaben für Wasserver- und Abwasserentsorgung auch Vorleistungen erfaßt werden, gibt Tabelle 3b die wichtigsten Vorleistungsgütergruppen für die Gütergruppe „Wasser“ (Güterklassifikationscode 140 der I/O-Tabelle 1983) wieder:

<i>Gütergruppen, und entsprechender Güterklassifikationscode der Input-Output-Tabelle 1983 bei Ausgaben der Gemeinden für die Wasserver- und Abwasserentsorgung als Vorleistungen für die Gütergruppe „Wasser“ (140)</i>
<i>„Hoch- und Tiefbauleistungen“ (610)</i>
<i>„Bauinstallationsleistungen“ (630)</i>
<i>„Stahl- und Leichtmetallbauprodukte“ (522)</i>
<i>„Kraftmaschinen, Pumpen, Kompressoren“ (551)</i>

**Tabelle 3b:** Wesentliche Gütergruppen der Vorleistung zur Herstellung der Wasserver- und Abwasserentsorgung (Gütergruppe „Wasser“)  
(Quelle: Eigene Konzeption (1996) auf Basis der Input-Output-Tabelle 1983 [ÖSTAT, 1994b])

Bevor im Detail auf die Effekte von Ausgaben für Wasserver- und Abwasserentsorgung (entsprechen näherungsweise der Endnachfrage an der Gütergruppe „Wasser“) konkret eingegangen werden soll, sind zunächst jene Wertschöpfungs-, Beschäftigungs- und Steueraufkommenseffekte (brutto) abzuschätzen, welche durch Ausgaben für den privaten Konsum von 1 Mrd. S in der österreichischen Volkswirtschaft entstehen. Der Vergleich dieser Ausgaben mit Investitionen in die Wasserver- und Abwasserentsorgung ist insofern gerechtfertigt, als der private Haushalt, würden nicht Gebühren für die Benützung von Gemeindeeinrichtungen (Wasserver- und Abwasserentsorgung) gezahlt werden, die Ausgaben für privaten Konsum erhöht oder vermehrt Ersparnisse gebildet werden.

Wie Tabelle 4 zeigt, ergibt sich aus einer privaten Konsumnachfrage von 1 Mrd. S in der österreichischen Volkswirtschaft ein durchschnittlicher Bruttoeffekt auf die Wertschöpfung von 708,8 Mio. S, auf die Beschäftigung von 1.011 Personenjahren und auf das Steueraufkommen von 333,7 Mio. S.

<b>Ergebnisvariable</b>	<b><i>in Mio. S, Preise 1993</i></b>	<b><i>in % der Ausgaben für privaten Konsum</i></b>	<b><i>in Personenjahr en</i></b>
<b>Privater Konsum (1)</b>	1.000	100 %	
<b>Privater Inlandskonsum (Importneigung 28 %)</b>	720	72 %	
<b>PRIMÄRE EFFEKTE des privaten Inlandskonsums</b>			
Induzierte primäre inländische Wertschöpfung (2)	497	50 %	
Induzierte primäre Beschäftigung (3)			711
Induzierte Netto-Einkommen (exkl. Steuern) aus primärer Wertschöpfung (4)	348	35 %	
<b>SEKUNDÄRE EFFEKTE</b>			
Privater Inlandskonsum, induziert aus primärer Wertschöpfung (5)	306	31 %	
Sekundäre Wertschöpfung, induziert durch Netto- Einkommen (6)	212	21 %	
Sekundärer Beschäftigungseffekt aus privatem Inlandskonsum (7)			300
<b>Summe der primären und sekundären Wertschöpfung (2) und (6))</b>	709	71 %	
<b>Summe des primären und sekundären Beschäftigungseffektes ((3) und (7))</b>			1011
<b>STEUERAUFKOMMENSEFF EKTE</b>			
Primäre und sekundäre Steueraufkommenseffekte insgesamt	334	33 %	
davon Kommunalsteuer	3,5	0,4 %	

**Tabelle 4:** Wertschöpfungs-, Beschäftigungs- und Steueraufkommenseffekte (brutto) in der österreichischen Volkswirtschaft durch Ausgaben für den privaten Konsum von 1 Mrd. S (in Mio. S und Personenjahren)  
(Quelle: Eigene Berechnungen, 1996, auf Basis von J. Richter, 1981)

Tabelle 5 zeigt im Vergleich dazu die Wertschöpfungs-, Beschäftigungs- und Steueraufkommenseffekte (brutto) einer Investition von 1 Mrd. S in Wasserver- und Abwasserentsorgung. Dabei ergibt sich ein Wertschöpfungseffekt von

brutto 1.323 Mio. S, ein Beschäftigungseffekt von brutto 1.156 Personenjahren und ein Steueraufkommenseffekt von brutto 463 Mio. S.

<b>Ergebnisvariable</b>	<b><i>in Mio. S, Preise 1994</i></b>	<b><i>in % der Ausgaben für Wasserver- und Abwasserentso- rgung</i></b>	<b><i>in Personenjahre n</i></b>
<b>Ausgaben (Endnachfrage) in der Gütergruppe „Wasser“ (1)</b>	1.000	100 %	
<b>PRIMÄRE EFFEKTE</b>			
Induzierte primäre inländische Wertschöpfung (2)	935	93,5	
Induzierte primäre Beschäftigung (3)			677
Induzierte Netto-Einkommen (exkl. Steuern) aus primärer Wertschöpfung (4)	468	46,8 %	
<b>SEKUNDÄRE EFFEKTE</b>			
Privater Inlandskonsum, induziert aus primärer Wertschöpfung (5)	456	45,6 %	
Sekundäre Wertschöpfung, induziert durch Netto-Einkommen (6)	388	38,8 %	
Sekundärer Beschäftigungseffekt aus privatem Inlandskonsum (7)			479
<b>Summe der primären und sekundären Wertschöpfung ((2) und (6))</b>	1.323	132,3 %	
<b>Summe des primären und sekundären Beschäftigungseffektes ((3) und (7))</b>			1.156
<b>STEUERAUFKOMMENSEFFEKTE</b>			
Primäre und sekundäre Steueraufkommenseffekte insgesamt	463	46,3 %	
davon Kommunalsteuer	3	0,3 %	

**Tabelle 5:** Wertschöpfungs-, Beschäftigungs- und Steueraufkommenseffekte (brutto) in der österreichischen Volkswirtschaft durch Ausgaben für die Gütergruppe „Wasser“ von 1 Mrd. S (in Mio. S und Personenjahren) (Quelle: Eigene Berechnungen, 1996)

Aus dem Vergleich zwischen den volkswirtschaftlichen Bruttoeffekten durch privaten Konsum einerseits und Investitionen in Wasserver- und Abwasserentsorgung andererseits wird ersichtlich, daß aufgrund des im Vergleich zur Wasserver- und Abwasserentsorgung hohen Importanteils des privaten Konsums die Investition von 1 Mrd. S in Wasserver- und Abwasserentsorgung der österreichischen Volkswirtschaft mehr „nützt“. Während der Brutto-Wertschöpfungseffekt durch Wasserver- und Abwasserentsorgung erheblich über den Effekten privater Konsumausgaben liegt, ist der Brutto-Beschäftigungseffekt der Wasserver- und Abwasserentsorgung nur geringfügig höher als jener privater Konsumausgaben.

Die Gesamtausgaben (ordentliche und außerordentliche Ausgaben) Österreichs Gemeinden für Wasserver- und Abwasserentsorgung betragen im Jahr 1993 insgesamt 24,918 Mrd. S (davon 6,53 Mrd. für Wasserversorgung und 18,388 Mrd. S für Abwasserentsorgung; ÖSTAT, 1994a, und KOMFINAP, 1993). Werden diese Gesamtausgaben als Endnachfrage für die Gütergruppe „Wasser“ interpretiert, so ist bei Verwendung des oben skizzierten volkswirtschaftlichen Modells mit Effekten gemäß Tabelle 6 zu rechnen.

<i>Endnachfrage in der Gütergruppe „Wasser“ (entspricht den jährlichen Gesamtausgaben Österreichs Gemeinden für Wasserver- und Abwasserentsorgung)</i>	<i>18,388 Mrd. S</i>
<b>Bruttoeffekt auf</b>	<b>Volkswirtschaftlicher Bruttoeffekt</b>
Wertschöpfung	24,201 Mrd. S
Beschäftigung	20.162 Personenjahre
Steueraufkommen	8,48 Mrd. S

**Tabelle 6:** Wertschöpfungs-, Beschäftigungs- und Steueraufkommenseffekte (brutto) in der österreichischen Volkswirtschaft durch die Gesamtausgaben Österreichs Gemeinden für Wasserver- und Abwasserentsorgung (Endnachfrage in der Gütergruppe „Wasser“) (in Mrd. S und Personenjahren; Preisbasis 1993)

Quelle: Eigene Berechnungen (1996).

Die Gesamtausgaben Österreichs Gemeinden für Wasserver- und Abwasserentsorgung führten 1993 zu Bruttoeffekten auf die Wertschöpfung von 24,2 Mrd. S, auf die Beschäftigung von 20.162 Personenjahren und auf das Steueraufkommen von 8.48 Mrd. S.



## 5.2 Wertschöpfungs Beschäftigungs und Steueraufkommenseffekte durch Ausgaben der Industrie für Wasserver- und Abwasserentsorgung (1994)

Zur Erfassung der Ausgaben der Industrie für Wasserver- und Abwasserentsorgung liegt die Untersuchung der Wirtschaftskammer Österreich (1996) vor. In dieser Untersuchung scheinen die Ausgaben der Industrie für Umweltschutzmaßnahmen (u. a. Luftreinhaltung, Abfallwirtschaft) in einer zeitlichen Verteilung von 1986 bis 1994 vor, wobei die befragten Betriebe ihre Ausgabenprogramme von 1995 bis 2000 ebenfalls offenlegten. Da hier eine genaue zeitliche Verteilung der Ausgaben für Wasserreinhaltung vorliegt, wird ein realer Durchschnittswert der Ausgaben für Wasserreinhaltung über den Zeitraum 1986 bis 1994 berechnet, um jährliche „durchschnittliche“ Bruttoeffekte auf Wertschöpfung, Beschäftigung und Steueraufkommen zu berechnen. Zur Umrechnung der nominellen Ausgaben auf reale Ausgaben (Preisbasis 1994) wird der Tiefbauindex verwendet. Tabelle 7 zeigt die Entwicklung des Tiefbauindex von 1986 bis 1994.

	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994
<b>Tiefbau- preisindex</b>	81,97	83,61	85,25	87,70	90,16	93,44	95,90	97,54	100,00

**Tabelle 7:** Tiefbaupreisindex 1986 bis 1994 (1994 = 100)  
(Quelle: Volkswirtschaftliche Datenbank des WIFO, 1996; eigene Berechnungen, 1996)

Unter Verwendung des Tiefbauindex werden nun die nominellen Ausgaben in reale Größen umgerechnet. Tabelle 8 zeigt die nominellen und realen Ausgaben der Industrie 1986-1994 für Wasserreinhaltung, differenziert nach Investitions und Betriebsausgaben.

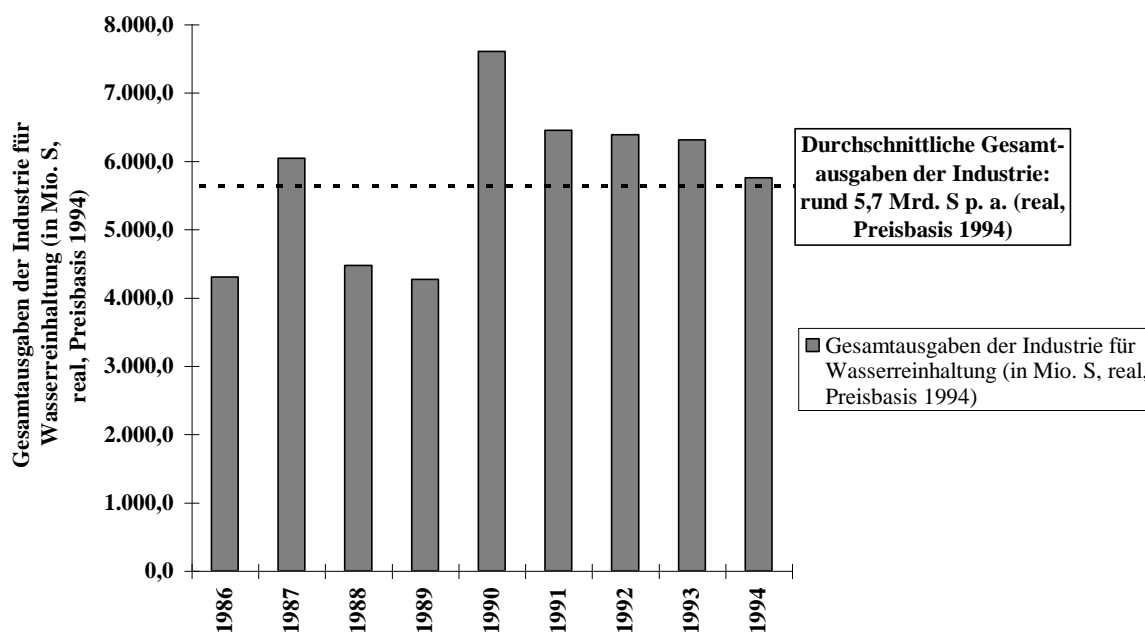
	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994
<i>nominell:</i>									
Investitionen	2.067,8	3.412,0	1.944,9	1.643,4	4.622,9	3.184,2	3.188,8	2.916,8	2.337,1
Betriebsausgaben	1.457,3	1.636,0	1.867,4	2.097,1	2.233,3	2.843,4	2.934,6	3.237,0	3.415,0
Gesamtausgaben	3.525,1	5.048,0	3.812,3	3.740,5	6.856,2	6.027,6	6.123,4	6.153,8	5.752,1
<i>real, Preisbasis 1994:</i>									
Investitionen	2.522,7	4.081,0	2.281,5	1.873,8	5.127,2	3.407,7	3.325,1	2.990,3	2.337,1
Betriebsausgaben	1.777,9	1.956,8	2.190,6	2.391,1	2.476,9	3.042,9	3.060,0	3.318,6	3.415,0
Gesamtausgaben	4.300,6	6.037,8	4.472,1	4.264,9	7.604,1	6.450,6	6.385,1	6.308,9	5.752,1

**Tabelle 8:** Ausgaben der Industrie für Wasserreinigung (Investitionsausgaben, Betriebsausgaben)

1986 bis 1994 (in S, nominell und real, Preisbasis 1994)

(Quelle: Wirtschaftskammer Österreich, 1996; eigene Berechnungen, 1996)

Abbildung 4 zeigt nochmals in graphischer Form die in Tabelle 8 dargestellte Entwicklung der Ausgaben der Industrie für Wasserreinigung und den Durchschnittswert für die Jahre 1986 bis 1992.



**Abbildung 8:** Ausgaben der Industrie für Wasserreinigung (Investitionsausgaben, Betriebsausgaben) 1986 bis

1994 (in S, nominell und real, Preisbasis 1994) und jährlicher Durchschnittswert (real, Preisbasis 1994)

(Quelle: Wirtschaftskammer Österreich, 1996; eigene Berechnungen, 1996)

Die Ausgaben der österreichischen Industrie für die Wasserreinigung betragen 1994 5,75 Mrd. S, das sind 1,4 % des Industriebeitrages zum Brutto-Inlandsprodukt (Industriebeitrag zum BIP 1994: 390,57 Mrd. S; BIP insgesamt

1994: 2.262,92 Mrd. S). Die Investitionsausgaben für die Wasserreinhaltung betragen 1994 2,34 Mrd. S, das sind 4,4 % der gesamten Industrieinvestitionen (1994: 53,0 Mrd. S) bzw. 27,4 % der gesamten Umweltschutzinvestitionen der Industrie.

Im Zeitraum 1986 bis 1994 gab die österreichische Industrie für Wasserreinhaltung durchschnittlich 5,73 Mrd. S p. a. aus. Werden diese Ausgaben wiederum als Endnachfrage in der Gütergruppe „Wasser“ interpretiert, so ergeben sich volkswirtschaftliche Bruttoeffekte auf Wertschöpfung, Beschäftigung und Steueraufkommen gemäß Tabelle 9. Die dargestellten Ergebnisse sind allerdings mit großen Unsicherheiten behaftet: Die Produktions- und Vorleistungsstruktur in der Gütergruppe „Wasser“ ist nicht unbedingt mit den Produktions- und Vorleistungsstrukturen in jenen Aktivitäten (Gütergruppen) vergleichbar, in denen die Ausgaben für Wasserreinhaltung getätigt werden. Insbesondere wenn es sich bei diesen Ausgaben um aktivierte Eigenleistungen handelt, sind die Strukturen (und Effekte) nicht mehr vergleichbar. Andererseits sind die in Anspruch genommenen Vorleistungen zur Herstellung einer Wasserreinhaltanlage zwischen den einzelnen Aktivitäten (gemäß I/O-Tabelle) ähnlich. Die folgenden Ergebnisse sind nur als vorsichtige Annäherung interpretierbar.

<i>Endnachfrage in der Gütergruppe „Wasser“ (entspricht den jährlichen, durchschnittlichen Ausgaben Österreichs Industrie für Wasserreinhaltung)</i>	<i>5,731 Mrd. S</i>
<b>Bruttoeffekt auf</b>	<b>Volkswirtschaftlicher Bruttoeffekt</b>
Wertschöpfung	7,579 Mrd. S
Beschäftigung	6.627 Personenjahre
Steueraufkommen	2,656 Mrd. S

**Tabelle 9:** Wertschöpfungs-, Beschäftigungs- und Steueraufkommenseffekte (brutto) in der österreichischen Volkswirtschaft durch die Ausgaben Österreichs Industrie für Wasserreinhaltung (Endnachfrage in der Gütergruppe „Wasser“) (in Mrd. S und Personenjahren; Preisbasis 1994)  
(Quelle: Eigene Berechnungen, 1996)

Die jährlichen Bruttoeffekte durch die Ausgaben der Industrie für Wasserreinhaltung auf Wertschöpfung und Steueraufkommen betragen 7,579 Mrd. S bzw. 2,656 Mrd. S. Die Brutto-Beschäftigungseffekte betragen 6.627 Personenjahre (pro Jahr).

## **6 Nutzeffekte einer nachhaltigen Wasserwirtschaft aus volkswirtschaftlicher Sicht**

Bislang wurden in diesem Beitrag lediglich die „Kosten“ bzw. die „Ausgaben“ der Wasserver- und Abwasserentsorgung behandelt. Hierbei handelt es sich um relativ genau erfaßbare Größen. Im Gegensatz dazu ist die Meßbarkeit des volkswirtschaftlichen Nutzens einer nachhaltigen Wasserwirtschaft eingeschränkt. Hierbei geht es im besonderen um folgende Fragestellungen:

- (1) Welche Nutzeffekte (in S) für den Menschen hat eine nachhaltige Wasserwirtschaft (Wasser als Konsumgut und Produktionsfaktor)?
- (2) Welchen Erholungs- und Freizeitwert haben saubere Wasserressourcen (saubere Badeseen)?
- (3) Welche über die anthropozentrische Sichtweise hinaus wirkende Nutzeffekte können beobachtet werden (Wasser als Umweltmedium und „Lebensmittel“ für ökologische Systeme)?

Eine (mögliche) Antwort auf die gestellten Fragen kann von den ökonomischen Bewertungsmethoden, die innerhalb der volkswirtschaftlichen Kosten-Nutzen-Analyse verwendet werden, gefunden werden (wobei zu betonen ist, daß diese Bewertungsmethoden lediglich als „Krücke“ zur Annäherung an die tatsächliche Wertschätzung für sauberes Wasser gelten können). An Bewertungsmethoden zur Erhebung der Wertschätzung für „sauberes Wasser“ wurden bislang insbesondere Methoden zur Erhebung des Erholungswertes (Reisekostenmethode, Eintrittspreismethode) und der nichtnutzungsbedingten Wertschätzung („Wert der Natur an sich“; Zahlungsbereitschaftsbefragung) angewandt.

Tabelle 10 zeigt einen knappen Überblick über die Elemente einer Kosten-Nutzen-Analyse zur Erhebung der volkswirtschaftlichen Rentabilität von Maßnahmen zur Erreichung einer nachhaltigen Wasserwirtschaft.

<i>KOSTEN</i>	<i>NUTZEN</i>
„Ressourcenentzug“ der österreichischen Volkswirtschaft in Form von: <ul style="list-style-type: none"> <li>- Investitionskosten</li> <li>- Betriebskosten</li> <li>- Externe Kosten der Errichtung und des Betriebes von Wasserver- und -entsorgungsanlagen</li> </ul>	Wasser als Produktionsfaktor für die gesamte Volkswirtschaft hinsichtlich der <ul style="list-style-type: none"> <li>- mengenmäßigen,</li> <li>- regionalen und</li> <li>- qualitativen Verfügbarkeit.</li> </ul> <hr/> - Ersparnis an (alternativen) Sanierungskosten jetzt und in der Zukunft <hr/> Über rein anthropozentrischen Kalkulationen hinausgehende Wertschätzungen: <ul style="list-style-type: none"> <li>- Stabilität von Öko-Systemen</li> <li>- Ästhetische und emotionale Komponenten (z. B. Landschaftsbild)</li> </ul>

**Tabelle 10:** Überblick über die wesentlichen Kosten- und Nutzenkomponenten einer volks-wirtschaftlichen Kosten-Nutzen-Analyse für Maßnahmen einer nachhaltigen Wasserwirtschaft  
(Quelle: Eigene Konzeption, 1996)

Eine Reihe von theoretischen, methodischen und empirischen Problemen schränken die Anwendbarkeit der ökonomischen Bewertungsmethoden und die Gültigkeit ihrer Ergebnisse ein. Abschließend soll jedoch nicht im Detail auf diese Probleme eingegangen werden, sondern es sollen nur einige bereits durchgeführte Untersuchungen zur monetären Bewertung von Wasserressourcen präsentiert werden.

H.-J. Ewers und W. Schulz (1982) untersuchten die monetären Nutzen gewässergüteverbessernder Maßnahmen am Beispiel des Tegeler Sees in Berlin. Eine Phosphateliminationsanlage soll zu einer erheblichen Verbesserung der Gewässergüte führen. Mit einem komplizierten Rechenmodell, mit dem insbesondere der Erholungs- und Freizeitnutzen ermittelt wurde, kommen die Autoren zum Schluß, daß die Anlage den Anforderungen an die gesamtwirtschaftliche Rentabilität einer Maßnahme erfüllt, und daher die Anlage zu errichten wäre. Der Gesamtnutzenbarwert der Gewässergüteverbesserung durch die Phosphateliminationsanlage, die unregelmäßiges „Umkippen“ des Gewässers verhindert, beträgt je nach Annahme (Minimal- und Maximalversion) zwischen 1 bis 4 Mrd. DM. Dabei geht aber ein eventuell vorhandener „Ästhetiknutzen“ ebensowenig in die Kalkulation ein wie die Verringerung des Risikos einer Trinkwasserbeeinträchtigung und die Verbesserung des Images von Berlin als Wohn- und Freizeitstandort.

Im Zuge der „Kosten-Nutzen-Analyse ausgewählter Varianten eines Nationalparks Donau-Auen“ (W. Schönback et al., 1996; M. Kosz, 1996)

wurden u. a. drei wesentliche Ergebnisse zur Beantwortung der Frage, welche volkswirtschaftliche Bedeutung einer freien Fließstrecke der Donau zwischen Wien und Bratislava zukommt, ermittelt:

- (1) Die Reisekostenmethode ergab den Reiseaufwand, den Besucher/innen auf sich nehmen, um das Nationalparkgebiet, also Auegebiete entlang einer permanent freien Fließstrecke, zu besuchen. Grundüberlegung dabei ist, daß die Reise dann nicht getätigt worden wäre, wenn der „Erholungswert“ geringer als der Reiseaufwand, um in das Gebiet zu gelangen, gewesen wäre. Festgestellt wurde, daß pro Person ein durchschnittlicher Reiseaufwand von rund 18 S pro Besuch entsteht (dies ergibt einen insgesamten „Erlebniswert“ des Nationalparkgebietes von rund 38,5 Mio. S p. a.). Werden nicht nur die Reiseaufwendungen, sondern der gesamte mit dem Besuch verbundene Aufwand herangezogen, so ergibt sich ein Pro-Kopf-Aufwand von fast 165 S pro Besuch (gesamter „Erlebniswert“ des Nationalparkgebietes: 181,1 Mio. S p. a.). Beiden Methoden ist gemeinsam, daß die Abgrenzungen zwischen jenem Aufwand, der nationalpark- und wasserressourcenspezifisch ist, und jenem, der auch ohne den Nationalparkbesuch getätigt worden wäre, sehr problematisch ist. Nach der Eintrittspreismethode beträgt der Erholungswert rund 80 S/Person und Besuch; dies ergibt einen gesamten Erholungs- und Freizeitwert von 64,4 Mio. S.
- (2) Zur Messung des Existenz-, Options- und Vermächtniswertes des Nationalparks Donau-Auen (Erhalt der Auegebiete entlang einer permanent freien Fließstrecke) wurde eine repräsentative, österreichweite Zahlungsbereitschaftsbefragung durchgeführt. Für die größte Nationalparkvariante ergab sich eine Zahlungsbereitschaft (pro Kopf und Jahr) von rund 920 S bei Einbeziehung nur jener Befragten, die eine Zahlungsbereitschaft geäußert haben. Bei Durchschnittsbildung über alle Befragten (also auch jenen, die keine Zahlungsbereitschaft geäußert haben) ergibt sich ein jährlicher Betrag von rund 330 S. Am wichtigsten ist den Befragten der Existenzwert (Wert der Natur „an sich“) mit 50 % der Zahlungsbereitschaft, gefolgt vom Vermächtniswert (Erhalt der Natur für zukünftige Generationen; 37 %) und dem Optionswert (Erhalt der Natur für zukünftige Nutzung durch die/den Befragten selbst; 13 %). Bei Annahme einer unendlich langen Planungsperiode beträgt der

Gegenwartswert des Nationalparks (der Auegebiete entlang einer permanent freien Fließstrecke) unabhängig von menschlicher Nutzung („total economic value“) bei einem Zinssatz von 2 % p. a. rund 110 Mrd. S.

- (3) Bei der Frage nach der Wertschätzung für den Erhalt von Wasserressourcen und für Naturlandschaften ist nicht nur die absolute Größe der Wertschätzung gegenüber Umweltgütern zu beachten, sondern auch der Vergleich zu allen anderen Gütern (privaten wie öffentlichen) herzustellen. Im konkreten Fall ergab sich, daß unter Außerachtlassung der Beeinträchtigung der Auegebiete durch ein Laufkraftwerk z. B. bei Wildungsmauer eine Lösung mit Kraftwerk volkswirtschaftlich den größten absoluten Vermögenszuwachs erbringt (die größte relative volkswirtschaftliche Rentabilität, d. i. die Verzinsung des eingesetzten Kapitals, weist die Nationalpark-Maximalvariante ohne Kraftwerk auf). Ist nun die Wertschätzung für einen „unberührten“ Nationalpark so groß, daß die volkswirtschaftlichen Nutzeffekte eines Laufkraftwerkes zumindest aufgewogen werden? Bei Heranziehung von 20 Prozent der erfragten Zahlungsbereitschaft wird der absolute wirtschaftliche Vorteil eines Laufkraftwerkes durch die Wertschätzungen für die Natur aufgewogen.

K. Holm-Müller et al. (1991) untersuchten die Nachfrage nach Umweltqualität in der BRD. Neben der Luftqualität, Lärmsituation und Artenschutz wurde auch die Zahlungsbereitschaft für eine Erhöhung der Gewässerqualität erhoben. Die Zahlungsbereitschaft für eine Verbesserung der Gewässerqualität um eine Stufe beträgt in Deutschland 8,02 DM pro Haushalt und Monat bei mündlicher Befragung; bei einem Marktsimulationsspiel wurden bis zu 44 DM pro Haushalt und Monat erhoben.

Um den kurzen Überblick über empirische Studien zur monetären Wertschätzung von Wasserressourcen abzuschließen, sei an letzter Stelle ein Beispiel aus Montana zitiert: T. C. Brown und J. W. Duffield (1995) haben in einer schriftlichen Umfrage die Zahlungsbereitschaft für den Erhalt einer bestimmten Wasserqualität an fünf Flüssen in Montana erhoben. Es zeigt sich, daß die „Grenzzahlungsbereitschaft“ mit zunehmender Umweltqualität abnimmt. Konkret wurde festgestellt, daß die jährliche Zahlungsbereitschaft für einen Beitrag zu einem Fonds, der die Wasserqualität sichert, für den ersten

Fluß 1,09 Dollar pro Jahr beträgt, für den fünften aber nur mehr 0,64 Dollar (insgesamte Zahlungsbereitschaft 4,78 Dollar pro Jahr für alle fünf Flüsse).

Die Bandbreite der dargestellten Ergebnisse zeigt, daß die Wertschätzungen der Bevölkerung sehr hoch sind. Ihr „wahrer Wert“ kann durch ökonomische Bewertungsmethoden jedoch nur sehr ungenau ermittelt werden.

## **7 Zusammenfassung und Schlußfolgerungen**

Die Ressource „Wasser“ als Konsumgut, Produktionsfaktor und Umweltmedium ist aus volkswirtschaftlicher Sicht der mengenmäßig bedeutendste Stofffluß durch das sozioökonomische System Österreichs. Rund 87 % aller Stoffströme bestehen aus Wasser. Umso wichtiger erscheint aus diesem Blickwinkel daher die Verfolgung der Zielsetzungen einer nachhaltigen Wasserwirtschaft, deren Kriterien allerdings nur schwer festzulegen und operationalisierbar sind.

Die volkswirtschaftlichen Produktionskosten der öffentlichen Wasserver- und Abwasserentsorgung betragen inkl. kalkulatorischer Verzinsung rund 48-62 S/m<sup>3</sup> kommunaler Wasserentnahme. Diesen Kosten stehen Gebühren als Einnahmen der Gemeinden in Höhe von rund 30 S/m<sup>3</sup> gegenüber. 1991 gaben die österreichischen Gemeinden (ohne Wien) rund 15 Mrd. S für Wasserver- und Abwasserentsorgung aus (dies entspricht 14 % der Gesamtausgaben der Gemeinden ohne Wien). Wien gab rund 3,4 Mrd. S aus (knapp über 4 % an den Gesamtausgaben Wiens).

Die Bedeutung einer funktionierenden Wasserwirtschaft spiegelt sich in den Ausgaben der Gemeinden und der Industrie, welche 1994 rund 6 Mrd. S für Wasserreinhaltung ausgaben (d. s. 4,4 % der gesamten Industrieinvestitionen), wider, die nicht nur zur Wasserreinhaltung dienen, sondern auch bedeutende volkswirtschaftliche Nutzeffekte, z. B. in Form von Wertschöpfungs-, Beschäftigungs- und Steueraufkommenseffekten, nach sich ziehen. Dabei zeigt sich, daß Investitionen in Wasserver- und Abwasserentsorgung der österreichischen Volkswirtschaft brutto mehr „nützen“ als Ausgaben für den privaten Konsum, wenn Effekte auf Wertschöpfung, Beschäftigung und Steueraufkommen als Meßlatte herangezogen werden.



Die darüber hinausgehenden volkswirtschaftlichen Nutzeffekte einer nachhaltigen Wasserwirtschaft (Erholungs- und Freizeitwert; Existenzwert ökologischer Systeme) sind relativ schwer meßbar. Ein Überblick über bereits durchgeführte Untersuchungen zeigt, daß gegenüber sauberem Wasser und seinen ökologischen Funktionen eine hohe Wertschätzung besteht.

## 8 Danksagung

Die Autoren bedanken sich bei H. Adensam, H. Fleckseder, S. Mayer und W. Schönböck für die umfangreichen Vorarbeiten und bereits publizierten Arbeiten, die für diesen Beitrag u. a. aus der Publikation „Kosten und Finanzierung der Wasserver- und Abwasserentsorgung in Österreich“ (Hrsg. W. Schönböck, 1995) übernommen werden konnten.

## 9 Literatur

- Breuss F. (1982). Wirkungen des Beschäftigungsprogramms. In: WIFO-Monatsberichte, Nr. 3, S. 137-142.
- Bröthaler J., Kosz M., Schönböck W. (1994). Die Finanzierung der kommunalen Wasserver- und Abwasserentsorgung in Österreich: Ein Vergleich nach Gemeindeklassen. In: Schönböck W. (Hrsg.), Kosten und Finanzierung der öffentlichen Wasserver- und Abwasserentsorgung in Österreich. Kammer für Arbeiter und Angestellte: Wien.
- Brown T. C., Duffield J. W. (1995). Testing part-whole valuation effects in contingent valuation of instream flow protection. In: Water Resources Research 31 (9), 2341-2351.
- Bürger H. A. (1994). Investitions- und Folgekosten kommunaler Infrastruktureinrichtungen - Entwicklung eines Programmpaketes zur Abschätzung der Investitions- und Folgekosten und Simulation der Auswirkungen auf den Gemeindehaushalt. Diplomarbeit an der sozi-al- und wirtschaftswissenschaftlichen Fakultät der Universität Wien.
- Christl J., Maurer J. (1984). Die Auswirkungen zusätzlicher kreditfinanzierter Staatsausgaben - eine Simulationsstudie. In: CA-Quarterly, Nr. IV, S. 8-16.
- Feldman, D. L. (1991) Water Resources Management. In Search of an Environmental Ethics. The Johns Hopkins University: Baltimore and London.
- Fleckseder H., Mayer S. (1994). Kostenschätzung für die öffentliche Abwasserentsorgung und Wasserversorgung in Österreich. In: Schönböck W. (Hrsg.), Kosten und Finanzierung der öffentlichen Wasserver- und Abwasserentsorgung in Österreich. Kammer für Arbeiter und Angestellte: Wien.

- Frisch H., Wörgötter A. (1982). Beschäftigungswirkungen des Konferenzzentrums. In: Quartalshefte, Heft IV, S. 43-58.
- Holm-Müller K., Hansen H., Klockmann M., Luther P. (1991). Die Nachfrage nach Umweltqualität in der Bundesrepublik Deutschland. Berlin: Erich Schmidt Verlag.
- Hüttler W., Payer H. (1994). Wasser in einer nachhaltigen Entwicklung. In: M. Kosz (Hrsg.), Auf dem Weg zu einer nachhaltigen Entwicklung in Österreich. Friends of the Earth (Austria): Wien / Nestelbach.
- Hüttler W., Payer H., Schandl H. (1995). Nationale Materialbilanzen als Instrument einer ökologischen Ressourcenpolitik. In: WIFO-Monatsberichte 11/95, S. 713-718.
- KOMFINAP (1994). Programmpaket für „Kommunale Finanzanalyse und planung“ auf Basis der „Erhebungsblätter des BMF über die Gemeindegebarung“ (ÖSTAT, 1994a). Institut für Finanzwissenschaft und Infrastrukturpolitik, TU-Wien.
- Kosz M. (1994). Volkswirtschaftliche Aspekte einer nachhaltigen Wassernutzung. Vortrag beim Symposium „Wasser in einer nachhaltigen Entwicklung“, 16. November 1994. Uni-versität für Bodenkultur: Wien.
- Kosz M. (1996). Valuing River-Side Wetlands: The Case of the „Donau-Auen“ National Park in Austria. In: Ecological Economics, 16 (2) (im Erscheinen begriffen).
- Kosz M., Madreiter T., Schönböck W. (1996). Wärmedämmung: Betriebs- und volkswirtschaftliche Rentabilität eines effizienten Beitrages zur Entschärfung der CO<sub>2</sub>-Problematik. Springer-Verlag: Wien, New York (im Erscheinen begriffen).
- Munduch G., Schmoranz I. (1982). Beschäftigungswirkungen von Bauinvestitionen in Österreich. In: Quartalshefte, 17. Jg., Heft IV, S. 21-41.
- Österreichisches Institut für Raumplanung (ÖIR) (1991). Das österreichische Raumordnungs-konzept und regionalpolitische Anforderungen an öffentliche Haushalte - Endbericht (ÖROK-Grundlagenarbeit), Wien.
- ÖSTAT (Österreichisches Statistisches Zentralamt) (1981, 1991). Volkszählung 1981 und 1991. ISIS-Datenbank.
- ÖSTAT (1994a). Erhebungsblätter 1986-1993 des Bundesministeriums für Finanzen (BMF) über die Gemeindegebarung (Erhebung und Aufbereitung durch das Österreichische Statistische Zentralamt [ÖSTAT]); Datenträger des Österreichischen Statistischen Zentral-amtes.
- ÖSTAT (1994b). Input-Output-Tabelle 1983, Band 2: Technnologiematrizen. Beiträge zur österreichischen Statistik, Heft 1.138/2, Wien.
- Österreichische Kommunalkredit AG (1994). Mündliche und schriftliche Auskünfte im Zeit-raum Oktober bis Dezember 1994, Wien.
- ÖVGW (Österreichische Vereinigung für das Gas- und Wasserfach) (1972 bis 1992). Jahres-berichte 1972 bis 1992. Wien.
- Richter J. (1981). Strukturen und Interdependenzen der österreichischen Wirtschaft. Schriften-reihe der Bundeswirtschaftskammer, Heft 41, Wien.
- Richter, M. (1992). Herstellungskosten und Folgekosten kommunaler Investitionen, ifo Studien zur Finanzpolitik, 2 Bände, München.
- Schönböck W., Winkelbauer S. (1991). Kosten-Nutzen-Untersuchungen in der Budgetpraxis. In: Ganter M. (Hrsg.), Handbuch des öffentlichen Haushaltswesens. Manzsche Verlags- und Universitätsbuchhandlung, Wien.
- Schönböck W. (Hrsg.) (1995). Kosten und Finanzierung der öffentlichen Wasserver- und Ab-wasserentsorgung in Österreich. Kammer für Arbeiter und Angestellte: Wien.

- Schönbäck W., Kosz M., Madreiter T., Gfall D., Brezina B. (†) (1996). Kosten-Nutzen-Analyse ausgewählter Varianten eines Nationalparks Donau-Auen. Manuskript, zur Veröffentlichung vorgesehen im Springer Verlag, Wien - New York.
- Schulz W. (1982). Der monetäre Nutzen gewässergüteverbessernder Maßnahmen. Erich Schmidt Verlag: Berlin.
- Skolka J. (1987). Zurechenbarer Steuergehalt der Endnachfrage. In: WIFO-Monatsberichte, Nr. 10, S. 632-649.
- Spulber, N., Sabbaghi, A. (1994). Economics of Water Resources: From Regulation to Privatization. Kluwer Academic Publishers: Boston/Dordrecht/London.
- Steurer A. (1992). Stoffstrombilanz Österreich 1988. Schriftenreihe Soziale Ökologie Bd. 26. Institut für interdisziplinäre Forschung und Fortbildung: Wien.
- Tichy G. (1982). Vergleichende Studie über die regionalen Beschäftigungswirkungen öffentlicher Bauprogramme. In: Quartalshefte, Heft IV, S. 11-20.
- WCED (World Commission on Environment and Development) (1987). Our Common Future. The Brundtland-Report. Oxford University Press, Oxford.
- WIFO (1996). Auszug aus der volkswirtschaftlichen Datenbank des WIFO.
- Wirtschaftskammer Österreich (1996). Aufwendungen der Industrie für den Umweltschutz 1992-2000. Wirtschaftskammer Österreich, Abteilung für Statistik, Wien.

Vertr.-Ass. Mag. Dr. Michael Kosz  
Univ.-Ass. Dipl.-Ing. Dr. Johann Bröthaler

Institut für Finanzwissenschaft und Infrastrukturpolitik  
Technische Universität Wien

A-1040 Wien, Karlsgasse 11  
Tel.: 0222/588 01 - 4321 (Kosz), 4317 (Bröthaler)  
Fax: 0222 / 504 27 38  
E-Mail: mkosz@email.tuwien.ac.at, jbroetha@email.tuwien.ac.at

# Wechselwirkungen zwischen Wassergütwirtschaft und Landwirtschaft

E. Klaghofer

Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt des  
Bundesamtes für Wasserwirtschaft

**Kurzfassung:** Einwirkungen der Landwirtschaft auf die Güte von Grund- und Oberflächenwässer können punktförmig oder flächenhaft erfolgen. Punktförmige Einwirkungen stammen aus häuslichen Abwässern, Silagen, Miststapelpätzen und aus einer unsachgemäßen Handhabung von Pflanzenschutzmitteln; flächenhafte aus dem Ackerbau, der Pflanzen- und Tierproduktion. Erhebungen der Grundwassergüte Österreichs ergaben, daß 56 % der untersuchten Porengrundwasservorkommen höhere Nitratkonzentrationen und rd. 68 % höhere Konzentrationen des Pflanzenschutzmittels Atrazin und seiner Metaboliten aufweisen. Als Grenzwerte wurden die in der Grundwasserschwellenwertverordnung (BGBl. 502/1991) fixierten Werte angenommen. Die Güte der Fließgewässer wird im landwirtschaftlichen Bereich durch Bodenabträge und den darin enthaltenen Stoffen, Stickstoff, Phosphor und Pflanzenschutzmittel beeinflußt. Beeinträchtigungen der Gewässergüte treten vor allem in den Flußgebieten im Osten Österreichs auf. Zur Verbesserung der Wassergüte, wie auch zur Reduzierung der zukünftigen Beeinträchtigungen wurden in der Wasserrechtsgesetz-Novelle 1990 (BGBl. Nr. 252/1990) und den dazu erlassenen Verordnungen (Wassergüte-Erhebungsverordnung, BGBl. 338/1991, Grundwasserschwellenwertverordnung, BGBl. 502/1991) rechtliche Rahmenbedingungen fixiert. Die zur Grundwassersanierung und zur Verhinderung des flächenhaften Eintrages in die Fließgewässer notwendigen landwirtschaftlichen Maßnahmen werden aufgezeigt.

**Key words:** Wassergüte, Landwirtschaft, Sanierungsmaßnahmen

## 1 Einleitung

In der Verordnung des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft über die Erhebung der Wassergüte in Österreich (Wassergüte-Erhebungsverordnung - WGEV, BGBl. Nr. 338/1991) werden u. a. auch die Begriffe Grundwasser- und Fließgewässergüte definiert.

Die Grundwassergüte ist der unter Zuhilfenahme von physikalischen und chemischen Parametern bewertete qualitative Zustand des Grundwassers.

Die Wassergüte ist der unter Zuhilfenahme von physikalischen, chemischen, biologischen, bakteriologischen und ökotoxikologischen Parametern bewertete qualitative Zustand von Wasser in Fließgewässern und umfaßt auch die biologische Gewässergüte.

Unter der Wasserwirtschaft wird allgemein die Ordnung aller menschlichen Einwirkungen auf das ober- und unterirdische Wasser verstanden.

Als Landwirtschaft bezeichnet man die geplante und gelenkte Nutzung der biologischen Erzeugungsfähigkeit von Pflanzen- und Tierbeständen zum Zwecke der Versorgung der Menschen mit Nahrungsmitteln und Rohstoffen.

Wechselwirkungen zwischen Wassergütewirtschaft und Landwirtschaft können mannigfaltig sein. Jede Einwirkung auf die Menge des Wassers bedingt auch eine Veränderung der Güte.

Einwirkungen der Landwirtschaft auf die Wassergüte:

- punktförmige Einwirkungen
- flächenhafte Einwirkungen
- Einwirkungen auf die Güte des Grundwassers
- Einwirkungen auf die Güte der Oberflächenwässer
- Einwirkungen aus dem Ackerbau und der Pflanzenproduktion
- Einwirkungen aus der Tierproduktion.

Wechselwirkungen sind sowohl von der Landwirtschaft als Einwirkung auf die Wassergüte aber auch als Vorgaben aus der Wassergütewirtschaft auf die Landwirtschaft möglich.

Vorgaben der Wassergütewirtschaft im Hinblick auf die Landwirtschaft sind durch das Wasserrechtsgesetz 1959 - vor allem durch die Wasserrechtsgesetz-Novelle 1990 (BGBl. Nr. 252/1990) und den in diesem Zusammenhang erlassenen Verordnungen - fixiert. Dazu kommen noch EU-Richtlinien und Verordnungen, die seit dem 1.1.1995 in Österreich umzusetzen sind.

## 2 Rechtliche Vorgaben für die Grundwassergüte

Im § 30 Abs. 1 der WRG-Novelle 1990 wird das Ziel und der Begriff der Reinhaltung definiert. Danach sind alle Gewässer, einschließlich des Grundwassers, im Rahmen des öffentlichen Interesses und nach Maßgabe der §§ 30 - 37 so reinzuhalten, daß die Gesundheit von Mensch und Tier nicht gefährdet wird, Grund- und Quellwässer als Trinkwasser verwendbar sind, Tagwässer zum Gemeingebrauch sowie zu gewerblichen Zwecken benutzt werden können, Fischwässer erhalten bleiben, Beeinträchtigungen des Landschaftsbildes und sonstige fühlbare Schädigungen vermieden werden können.

Die Qualität des Trinkwassers ist dabei anhand anderer gesetzlicher Bestimmungen einschließlich des EU-Rechtes festgelegt:

- Österreichisches Lebensmittelbuch, Codex Kapitel B1
- Trinkwasser-Nitrat Verordnung (BGBl. Nr. 557/1989) - mit einem Grenzwert für Nitrat von 50 mg/l ab 1. Juli 1994 und 30 mg/l ab 1. Juli 1999
- Trinkwasser-Pestizid Verordnung (BGBl. Nr. 448/1991) - mit einem Grenzwert für Pestizide von 0,1 µg/l ab 1. Juli 1995
- Trinkwasser-Ausnahme Verordnung für Pestizide und Nitrat (BGBl. Nr. 384/1993)
- Richtlinie 80/778/EWG über die Qualität von Wasser zum menschlichen Gebrauch - Nitratgrenzwerte mit 50 mg/l, Pestizidgrenzwerte mit 0,1 µg/l.

Nach § 31 Abs. 1 WRG ist jedermann verpflichtet, mit der gebotenen Sorgfalt sich so zu verhalten, daß eine Gewässerverunreinigung vermieden wird. Diese allgemeine Schutzbestimmung findet auch auf das Sammeln, Aufbewahren, Bereitstellen und Ausbringen von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln Anwendung und gilt somit für jedermann. Der § 31a WRG beschäftigt sich vor allem mit der Lagerung, Leitung und dem Umschlag wassergefährdender Stoffe und es wird darin eine Verordnung zur Ermächtigung fixiert. In dieser Verordnungsermächtigung sind auch Düngemittel, Pflanzenschutzmittel, Wirtschaftsdünger (Gülle, Jauche) sowie Silosickersäfte einzubeziehen.

Nach § 32 WRG sind Einwirkungen auf die Beschaffenheit der Gewässer - auch dann, wenn die Gewässer selbst erheblich verunreinigt sind - wasserrechtlich bewilligungspflichtig. Ausgenommen von der Bewilligungspflicht sind bloß geringfügige Einwirkungen, der Gemeindegebrauch und die ordnungsgemäße land- und forstwirtschaftliche Bodennutzung. Einwirkungen, die an sich wegen Geringfügigkeit im Einzelfall bewilligungsfrei wären, können wasserrechtlich bewilligungspflichtig werden, wenn die Summe derartiger Einwirkungen das Ausmaß der Geringfügigkeit übersteigt (Summationseffekt). Eine geringfügige Einwirkung ist dann anzunehmen, wenn unter Berücksichtigung von Summenwirkung und Intensität der Grundwasserbelastung keine drastische Annäherung zum entsprechenden Grundwasserschwellenwert (BGBl. Nr. 502/1991) erfolgt. Eine ordnungsgemäße land- und forstwirtschaftliche Bodennutzung ist nach der WRG-Novelle § 32 Abs. 8 dann gegeben, wenn sie unter Einhaltung der bezughabenden Rechtsvorschriften unter Berücksichtigung der Standortsgegebenheiten, insbesondere Chemikalien, Pflanzenschutz- und Düngemittel, Klärschlamm, Bodenschutz und Waldbehandlung sowie besonderer wasserrechtlicher Anordnungen erfolgt.

Welche mehr als geringfügige wasserrechtlich bewilligungspflichtige Einwirkungen aus der Bodennutzung auch wasserrechtlich bewilligungsfähig sind, ist nach der Vereinbarkeit mit dem öffentlichen Interesse (§ 105 WRG) unter Vermeidung einer dauerhaften Beeinträchtigung des Grundwassers als Trinkwasser im Einzelfall zu entscheiden.

Bewilligungspflichtig sind u. a. jedenfalls nach § 30 Abs. 2 lit c, f und g:

- Maßnahmen, die zur Folge haben, daß durch Eindringen (Versickern) von Stoffen in den Boden das Grundwasser verunreinigt wird. Die betrifft u. a. die unsachgemäße Lagerung von Wirtschaftsdüngern und anderen wassergefährdenden Stoffen, die Ausbringung von Herbiziden, Pestiziden etc. unter Umständen auch eine abschwemmungsfördernde Bodenbearbeitung sowie Ackerbau im Nahbereich von Gewässern (Oberleitner, 1995).
- Das Ausbringen von Düngemitteln im Ausmaß von mehr als 175 kg Reinstickstoff je Hektar und Jahr (ohne Gründeckung) und 210 kg mit Gründeckung (einschließlich Dauergrünland oder stickstoffzehrender Fruchtfolge).

- Das Halten landwirtschaftlicher Nutztiere von mehr als 3,5 Dunggroßvieheinheiten je Hektar Wirtschaftsdüngerflächen.

Zum Schutz vor Beeinträchtigungen der Ergiebigkeit und Qualität des Grundwassers im Einzugsbereich von Trinkwassergewinnungsanlagen können lokal bzw. regional spezielle Regelungen durch Schutz- und Schongebiete (§ 34 und 35 WRG) vorgesehen werden.

Die Feststellung des IST-Zustandes der Gewässergüte erfolgt hauptsächlich durch die Verordnung über die Erhebung der Wassergüte in Österreich (WGEV, BGBl. Nr. 338/1991). Diese Daten stellen eine wesentliche Grundlage für den Vollzug der Grundwasserswellenwertverordnung - GSwV (BGBl. Nr. 502/1991) dar, vor allem zur Festlegung von Grundwassersanierungsmaßnahmen. Als Kriterium für das Untauglichwerden des Grundwassers für Zwecke der Wasserversorgung, oder bei dem die Wiederherstellung geordneter Grundwasserverhältnisse nur mehr mit erheblichem Aufwand oder über einen längeren Zeitraum möglich ist, wurden „Schwellenwerte“ festgelegt. Diese Werte sind in der Regel 60 % oder maximal gleich den Trinkwassergrenzwerten (bzw. auch zulässigen Höchstkonzentrationen) und sind somit als Vorsorgewerte anzusehen.

Zur Festlegung bzw. Ausscheidung von Grundwassersanierungsgebieten, bei denen eine Schwellenwertüberschreitung festgestellt wurde, wird in der GSwV § 3 Abs. 3 ein Meßzeitraum von wenigstens 2 Jahren mit mindestens 4 Beprobungen pro Jahr als Beurteilungsgrundlage festgelegt. Im § 4 Abs. 1 wird fixiert, daß die Beschaffenheit des Grundwassers an einer Meßstelle dann als gefährdet gilt, wenn mehr als 25 % der Meßwerte im Beurteilungszeitraum den zugehörigen Schwellenwert überschreiten; als Grundwassersanierungsgebiet gemäß § 33 Abs. 2 WRG ist ein Gebiet dann zu bezeichnen, wenn im Beurteilungszeitraum an gleichzeitig 25 % oder mehr aller beobachteter Meßstellen die Beschaffenheit des Grundwassers als gefährdet im Sinne § 4 Abs. 1 der GSwV einzustufen ist. Eine Ausweisung eines Grundwassersanierungsgebietes obliegt dann dem jeweils zuständigen Landeshauptmann.

Seit dem Beitritt Österreichs zur Europäischen Union mit Wirksamkeit vom 1.1.1995 ist auch das Gemeinschaftsrecht anzuwenden. Nachfolgende Richtlinien und Verordnungen der Europäischen Union stehen somit auch im



unmittelbaren oder mittelbaren Zusammenhang zwischen Wassergütwirtschaft und Landwirtschaft.

Richtlinien des Rates:

- Richtlinie des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen (91/676/EWG) - „EG-Nitratrichtlinie“.
- Richtlinie des Rates vom 12. Juni 1986 über den Schutz der Umwelt und insbesondere der Böden bei der Verwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft (86/278/EWG) - „EG-Klärschlammrichtlinie“.
- Richtlinie des Rates vom 15. Juli 1991 über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln (91/414/EWG).
- Richtlinie des Rates vom 15. Juli 1980 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (80/778/EWG) - „Trinkwasser-Richtlinie“.

Verordnung des Rates:

- Verordnung (EWG) Nr. 2078/92 des Rates vom 30. Juni 1992 für umweltgerechte und den natürlichen Lebensraum schützende landwirtschaftliche Produktionsverfahren.
- Verordnung (EWG) Nr. 2092/91 des Rates vom 24. Juni 1991 über den ökologischen Landbau und die entsprechende Kennzeichnung der landwirtschaftlichen Erzeugnisse und Lebensmittel.

### **3 Rechtliche Vorgaben für die Fließgewässergüte**

Im § 31 Abs. 1 WRG ist das Ziel und der Begriff der Reinhaltung der Gewässer enthalten. Im § 31 Abs. 3 WRG wird unter Schutz definiert: Unter Schutz der Gewässer wird in diesem Bundesgesetz die Erhaltung der natürlichen Beschaffenheit der Gewässer und der für die ökologische Funktionsfähigkeit des Gewässers maßgeblichen Uferbereiche sowie der Schutz des Grundwassers verstanden.

Grenzwerte für den Belastungszustand der Fließgewässer sind in einem Entwurf der Immissionsverordnung des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft fixiert.

## **4 Einfluß der Landwirtschaft auf die Wassergüte**

Aufgrund der Erhebungen der Gewässergüte in Österreich, wobei der letztverfügbare Bericht aus dem Untersuchungszeitraum vom 1.7.1991 bis 1.7.1993 stammt (BMLF, 1995), kann sowohl der Zustand der Grundwassergüte als auch der der Fließgewässer beurteilt werden. Im nachfolgenden werden nur die Parameter behandelt, die im Zusammenhang Landwirtschaft und Wassergüte stehen.

### **4.1 Grundwassergüte**

Die 56 beprobten Porengrundwassergebiete lt. der Wassergüte-Erhebungsverordnung umfassen eine Fläche von 9.200 km<sup>2</sup> und somit fast 60 % der quartären Porengrundwasservorkommen. Aufgrund der in der Grundwasserschwellenwertverordnung festgelegten Schwellenwerte für das Untauglichwerden des Grundwassers zum Zwecke der Wasserversorgung treten am häufigsten Überschreitungen bei

- Nitrat, Ammonium und Nitrit,
- Atrazin, Desethylatrazin und
- Chlorid

auf.

#### Grundwasserbelastungen durch Nitrat, Ammonium und Nitrit

Wie in der Tabelle 1 (BMLF, 1995) ersichtlich, sind 56 % der gesamten untersuchten Grundwassergebiete durch Nitrat gefährdet.

Fläche in km <sup>2</sup> und in %	gesamtes untersuchtes Gebiet		davon mind. für einen Parameter gefährdet		davon bezüglich Nitrat gefährdet	
	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%
Burgenland	1685	100	1685	100	1442	85
Kärnten	898	100	571	63	100	11
NÖ.	3039	100	2025	66	1909	62
OÖ.	2379	100	2032	85	1352	56
Salzburg	171	100		0		0
Steiermark	753	100	559	74	518	68
Tirol	414	100	101	24		0
Vorarlberg	261	100	216	82		0
Wien	318	100	318	100	318	100
Österreich	9918	100	7507	75	5639	56

**Tabelle 1:** Gefährdete Grundwassergebiete Österreichs (BMLF, 1995)

Regional betrachtet sind mit fallenden Prozentanteilen im Burgenland, in der Steiermark, in Niederösterreich und in Oberösterreich die höchsten Anteile an grundwassergefährdeten Gebieten vorhanden. In den westlichen Bundesländern sind durch höhere Grundwasserneubildungsraten und dem damit verbundenen Verdünnungseffekt bei Nitrat keine Schwellenwertüberschreitungen im Grundwasser festgestellt worden. Die Ursache für die überhöhten Nitratkonzentrationen im Grundwasser in den Bundesländern Niederösterreich, Burgenland, Steiermark und Oberösterreich sind überwiegend auf die intensive landwirtschaftliche Bodennutzung bei ungünstigen Standortbedingungen zurückzuführen. Eine weitere Ursache ist der sehr niedrige Schwellenwert von derzeit 45 mg NO<sub>3</sub>/l.

Eine flächendeckende Erhebung der Eintragspfade von Nitrat existiert in Österreich nicht. Nach Schwaiger (1994) stammen 46 % der jährlichen Stickstofffracht der österreichischen Donau aus der Landwirtschaft und 36 % aus Haushalten und der Industrie. Durch die verschärften Vorgaben der WRG-Novelle 1990, die weitgehende Abwasserreinigung im industriellen und kommunalen Bereich betreffend, dürfte der prozentuelle Anteil der aus der Landwirtschaft stammenden Nitratreinträge in die Fließgewässer noch stark zunehmen.

Bei der Befrachtung der Stickstoffströme der gesamten österreichischen Landwirtschaft für das Jahr 1994 kam Köchl (1995) zu einer Austragsmenge in das Grundwasser von 15 kg N/ha düngungswürdiger Fläche.

In Gebieten mit geringen Grundwasserneubildungsraten im Osten Österreichs führen jedoch Austragsmengen von 15 kg N/ha und Jahr zu Schwellenwertüberschreitungen der Nitratkonzentrationen im Grundwasser.

Eine Befrachtung des Grundwassers mit Nitrat kann aus folgenden Quellen erfolgen (Klaghofer, 1991):

- Lokale, punktförmige Belastungsquellen
  - ⇒ Nitrat aus der Versickerung von Abwässern
  - ⇒ Nitrat aus Sickerwässern unter Abfalldeponien
- Diffuse, großflächige Belastungsquellen
  - ⇒ Nitrat aus der geochemischen Zusammensetzung des Grundwasserleiters
  - ⇒ Nitrat aus Niederschlägen
  - ⇒ Nitrat aus Düngemitteln
  - ⇒ Nitrat aus der Mineralisierung des organischen Stickstoffvorrates humoser Böden
  - ⇒ Nitrat aus der Infiltration von Oberflächenwässern.

Nachfolgend einige Zusammenhänge bei den Belastungsvorgängen des Grundwassers mit Nitrat im Verursacherbereich Landwirtschaft:

- Stoffausträge mit dem Sickerwasser aus der durchwurzelten Zone sind auch unter natürlichen Bedingungen stets ein Teil des Stoffkreislaufes. Mit der Intensität der Bodennutzung steigt in der Regel auch der Austrag von Nähr- und Schadstoffen. Dabei steht Nitrat besonders im Vordergrund.
- Der Nitrataustrag ist abhängig von biochemischen Umsetzungen im Boden und schwer steuerbar. Die Verringerung der Nitratauswaschung ist nur dann möglich, wenn die Mengen an mineralisiertem Stickstoff im durchwurzelten Bodenbereich während der auswaschungsgefährdenden Jahreszeiten möglichst gering sind und je geringer die Zufuhr an Stickstoffverbindungen den Entzug über die Pflanzen übersteigen.

- Der Nitrataustrag ist unter Ackernutzung wesentlich höher als unter Grünlandnutzung; das Risiko des Nitrataustrages ist auch bei ordnungsgemäßer Landwirtschaft auf leichten, durchlässigen (sandigen) Böden und auch auf seichtgründigen Lehmböden höher als auf tiefgründigen.
- Der Nitrataustrag ist besonders hoch bei Verwendung von Wirtschaftsdüngern zu nicht wachsenden Kulturen, also nach der Getreide-, Mais-, Kartoffel- oder Gemüseernte, ohne den ehesten Nachbau von Folgekulturen (z. B. Zwischenfrüchte) mit hoher Stickstoffausnutzung.
- Der Nitrataustrag in das Grundwasser ist von der Sickerwasserbewegung im Boden abhängig. Bei höherer Grundwasserneubildung wird zwar die Nitratkonzentration im Sickerwasser gesenkt (Verdünnungseffekt) aber nicht die Fracht.

Grundwasserbelastungen mit Ammonium und Nitrit weisen auf fäkalisches Verunreinigungen des Grundwassers hin. Großflächige Verunreinigungen des Grundwassers mit Chlorid stammen meist aus der Landwirtschaft. Chloride werden über Mineraldünger deshalb leicht in das Grundwasser eingetragen, da diese im Boden nur wenig gebunden werden.

#### Grundwasserbelastungen mit Atrazin und Desethylatrazin

Das Herbizid Atrazin, eine chlorierte Triazinverbindung, wurde vor allem in Mais-, aber auch Wein- oder Kernobstkulturen eingesetzt. Die Belastung des Grundwassers mit Atrazin und seinen Abbauprodukten ist in der Tabelle 2 und in der Tabelle 3 (Stalzer, 1995) dargestellt.

Meßstellen		Atrazin			Desethylatrazin			Desisopropylatrazin		
		>0,1-0,5	>0,5-2	>2	>0,1-0,5	>0,5-2	>2	>0,1-0,5	>0,5-2	>2
3. Quar. 92	943	205	44	16	205	74	4	8	1	0
4. Quar. 92	1007	218	61	11	240	75	3	10	1	0
1. Quar. 93	1007	261	42	7	374	70	1	32	0	0
2. Quar. 93	1014	263	41	7	300	103	4	31	0	0

**Tabelle 2:** Pestizidbelastung im Grundwasser in µg/l

4. Beprobungsdurchgang (2. Quartal 1993)										
Bundesland (Meßstellen)		Atrazin			Desethylatrazin			Desisopropylatrazin		
		>0,1- 0,5	>0,5- 2	>2	>0,1- 0,5	>0,5- 2	>2	>0,1- 0,5	>0,5-2	>2
Burgenland	(103)	22	5	0	27	6	0	4	0	0
Kärnten	(119)	16	0	0	37	8	0	2	0	0
NÖ.	(234)	53	8	5	74	20	0	10	0	0
OÖ.	(158)	100	9	0	75	18	0	8	0	0
Salzburg	(43)	2	0	1	4	0	0	0	0	0
Steiermark	(175)	58	17	1	45	45	4	5	0	0
Tirol	(90)	3	1	0	19	2	0	1	0	0
Vorarlberg	(47)	1	0	0	1	0	0	0	0	-
Wien	(45)	13	1	0	18	4	0	1	0	0
Österreich	(1014)	268	41	7	300	103	4	31	0	0

**Tabelle 3:** Pestizidbelastung des Grundwassers in den Bundesländern in µg/l

Aus der Tabelle 2 ist ersichtlich, daß ein hohes Gefährdungspotential durch das Pflanzenschutzmittel Atrazin und seine Metaboliten österreichweit vorhanden ist. Belastungsschwerpunkte wurden in den Bundesländern Oberösterreich, Steiermark und Niederösterreich festgestellt. Von einer untersuchten Gesamtfläche von rd. 10.000 km<sup>2</sup> weisen rd. 6.800 km<sup>2</sup> Grundwassergebiete eine Belastung über den Grundwasserschwellenwert auf; dies ist umsomehr bedeutend, da ab dem 1. Jänner 1994 Atrazin oder Zubereitungen, die Atrazine enthalten, nicht hergestellt, in den Verkehr gesetzt oder verwendet werden dürfen. Pflanzenschutzmittelemissionen treten auch häufig durch unsachgemäßem Umgang mit Pflanzenschutzmittel auf.

## 4.2 Fließgewässergüte

Die Auswertungen der Wassergüte der Fließgewässer in Österreich (BMLF, 1995) umfassen hinsichtlich der chemisch-physikalischen Parameter Werte von 158 Meßstellen im Zeitraum Juli 1992 bis Juni 1993. Als Grenzwerte für den Belastungszustand wurden die im Entwurf der Immissionsverordnung des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft die für Fließgewässer genannten Werte angesetzt. Die Ergebnisse der Erhebungen sind in der Tabelle 4 dargestellt.

	BSB <sub>5</sub>	DOC	NH <sub>4</sub> -N	oPO <sub>4</sub> -P	P-ges	AOX	Atr.
Lustenauer Kanal			*				
Inn					*		
Kitzbühler Ache					*		
Traun							*
Wr. Donaukanal	*	*	*	*	*		
Thaya		*	*	*	*		*
March	*	*	*	*	*		*
Leitha	*				*		
Wulka	*		*	*	*		
Raab					*		*
Strem	*	*		*	*		
Mur	*		*	*	*	*	
Pöls		*				*	
Glan				*	*		

**Tabelle 4:** Liste der für die Untersuchungsperiode 1992/1993 zumindest abschnittsweise als stärker belastet zu bezeichnende WGEV-Fließgewässer

BSB<sub>5</sub> = biochemischer Sauerstoffbedarf, DOC = gelöster organischer Kohlenstoff,  
oPO<sub>4</sub>-P = Orthophosphat-Phosphor, NH<sub>4</sub>-N = Ammonium- Stickstoff,  
AOX = adsorbierbare organische Halogene, Atr. = Atrazin

Die Hauptbelastungen der Fließgewässer aus der Landwirtschaft erfolgen durch Stickstoff, Phosphor und Pflanzenschutzmittel (Atrazin). Schwaiger (1994) errechnete für das Einzugsgebiet der österreichischen Donau, daß ca. 46 % des eingetragenen Stickstoffs und 24 % des eingetragenen Phosphors aus der Landwirtschaft stammen. Nährstoffe und Agrochemikalien werden dann in die Gewässer eingetragen, wenn durch Starkregenereignisse bei ungünstigen Standortsbedingungen und schlecht gewählten acker- und pflanzenbaulichen Landbewirtschaftungsmaßnahmen Boden abgetragen wird.

Folgende Schäden können dabei in den Gewässern auftreten (Klaghofer, 1994):

- ökologische bzw. biologische Folgen
  - direkte Beeinträchtigung von Wassermikroorganismen bis hin zu Fischen durch Schwebstoffe und toxische Stoffe (z. B. Ammoniak aus der Gülle, Pestizide)
  - Eutrophierung vor allem stehender Gewässer (hauptsächlich durch Phosphate), dadurch Förderung von Algenwachstum und Sauerstoffreduzierung
  - Veränderung der Artenzusammensetzung im Gewässer
  - Zerstörung von Laichgebieten und direkte Schädigungen des Laiches durch Schwebstoffe
  - Verlandung stehender Gewässer
- ökonomische Folgen
  - Verunreinigung von Trinkwasser (z. B. mit Nitrat, Atrazin, Schwebstoffen), verbunden mit Kosten für zusätzliche Filter- und Reinigungsanlagen
  - Verlandung von Wasserstraßen, Staustufen und Häfen, verbunden mit Kosten durch Ausbaggerungsarbeiten
  - Auffüllung von Talsperren und anderen Trinkwasserreservoirien mit der Folge von Volumenverringern und Kosten für Ausbaggerungsarbeiten
  - Kosten für die Entsorgung der ausgebagerten Sedimente, da diese oft sehr stark mit Schwermetallen und Pestiziden angereichert sind.

Belastungsschwerpunkte wurden vor allem in den Gewässern im Osten Österreichs gefunden, da hier eine intensive landwirtschaftliche Nutzung vorliegt aber auch meist eine geringe Wasserführung der Gewässer eine geringe Verdünnung und einen Abtransport der Schadstoffe bedingt.

Belastungen der Fließgewässer und des Grundwassers können in Bereichen mit intensiver Viehhaltung durch Ausbringung von Wirtschaftsdüngern entstehen. Gerade in Grünlandgebieten kann es zur Abschwemmung von Wirtschaftsdüngern bei unsachgemäßer Anwendung kommen. Würde die Nährstoffeffizienz



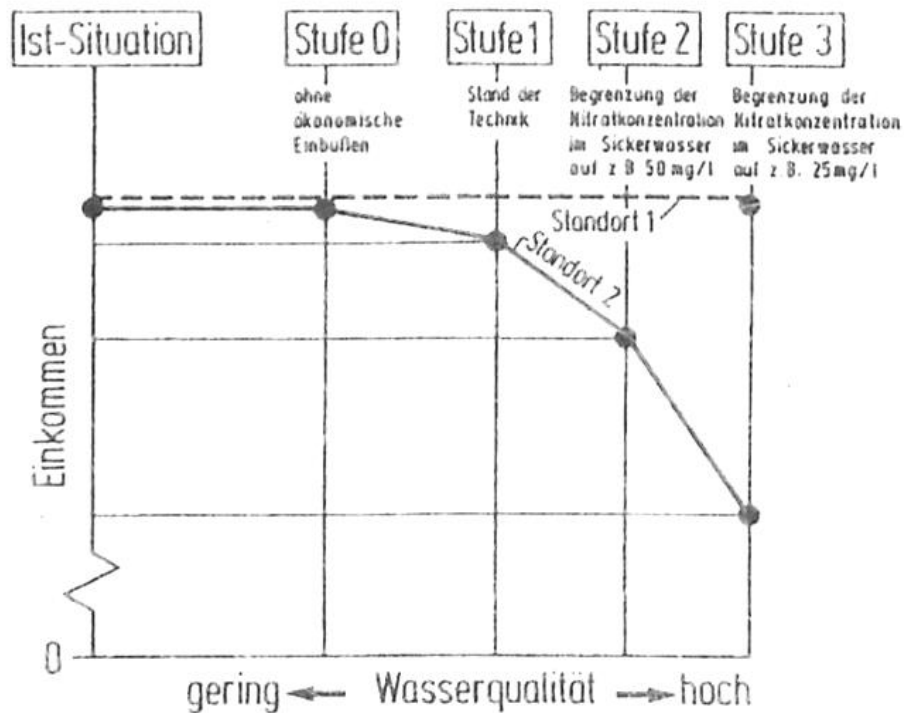
in der Tierproduktion gesteigert werden, so könnte eine hohe Reduzierung der Stickstoff- und Phosphorausscheidung erfolgen und somit auch eine Reduzierung der Umwelt- und Gewässerbelastung. Isermann (1993) errechnete für die Bundesrepublik Deutschland bei der Tierproduktion eine Stickstoffeffizienz von 16 % und bei Phosphor eine von 32 % im Hinblick auf die eingesetzten Futtermittel und meint, daß eine Reduzierung der gesamten N- und P-Emissionen in diesem Bereich um 20 % bei einer Optimierung der Fütterung möglich ist.

## **5 Einfluß der Wassergütwirtschaft auf die Landwirtschaft**

Die Erhebungen der Wassergüte im Grund- und Oberflächenwasserbereich haben dazu geführt, sich verstärkt mit der Umsetzung der rechtlichen Vorgaben im Wirkungsbereich Wassergütwirtschaft - Landwirtschaft zu beschäftigen.

Bis zur Wasserrechtsgesetz-Novelle 1990 war die übliche land- und forstwirtschaftliche Bodennutzung bis zum Beweis des Gegenteiles jene, von der angenommen werden konnte, daß keine Beeinträchtigung der Beschaffenheit der Gewässer eintritt. Sie war daher bewilligungsfrei. Durch die festgestellten Beeinträchtigungen der Wassergüte wurde die gewässerverträgliche Bodennutzung in der Wasserrechtsgesetz-Novelle 1990 neu definiert. Damit wurde der Landwirtschaft eine verstärkte Sorgfaltspflicht aufgetragen. Durch den Beitritt Österreichs kamen dazu noch Vorgaben durch das Gemeinschaftsrecht der Europäischen Gemeinschaft. Die EG-Nitratrichtlinie (1991/676/EWG) hat das Ziel, die Verringerung der Nitratbelastung der Gewässer aus der Landwirtschaft. Dieses Ziel soll dadurch erreicht werden, daß in den Mitgliedsstaaten die Nitratkonzentration in den Oberflächen- und Grundwässern erhobenen, gefährdete Gebiete ausgewiesen und Aktionsprogramme festgeschrieben und umgesetzt werden. Die Mitgliedsstaaten der EU werden verpflichtet, Regeln der guten fachlichen Praxis in der Landwirtschaft aufzustellen, die von den Landwirten auf freiwilliger Basis anzuwenden sind. Diese Regeln der guten fachlichen Praxis stellen somit die Mindestanforderungen an eine gewässerverträgliche Landwirtschaft dar. In vielen landwirtschaftlich genutzten Gebieten Österreichs - mit ungünstigen Standortbedingungen - sind diese Maßnahmen bei weitem nicht ausreichend, eine entscheidende Nitratreduktion im Grundwasser zu erzielen. Um den derzeit gültigen Schwellenwert von 45 mg/l zu erreichen,

sind intensive landwirtschaftliche Umstellungsmaßnahmen notwendig (Feichtinger, 1995). Weitere Maßnahmen, wie Flächenstilllegungen und deren Verwendung als Wasservorsorgeflächen (Weiss, 1995) sind denkbar. Bei der Erreichung dieses Zieles treten Einkommensverluste auf, was aus der Abbildung 1 (BLW, 1993) ersichtlich ist.



**Abbildung 1:** Intensitätsstufen landwirtschaftlicher Produktion und Konsequenzen für die Einkommenssituation und die Wasserqualität

In der Abbildung 1 kann die Stufe 1 als gute fachliche Praxis und die Stufe 2 als ordnungsgemäße Landwirtschaft bezeichnet werden. Wenn auch die über die Stufe 2 hinausgehenden Maßnahmen nach der WRG-Novelle 1990 ausgleichspflichtig sind, so erscheint es doch notwendig zum Erreichen der Stufe 2 auf sehr schwierig zu bewirtschaftenden Standorten eine angepasste finanzielle Hilfe zu gewährleisten. Diese Förderungsmaßnahmen sind in Abstimmung mit der Verordnung EWG Nr. 2078/92 für umweltgerechte und den natürlichen Lebensraum schützende landwirtschaftliche Produktionsverfahren durchzuführen. Diese Verordnung wurde in Österreich mit dem „Österreichischen Programm zur Förderung einer umweltgerechten, extensiven und den natürlichen Lebensraum schützenden Landwirtschaft - ÖPUL“ umgesetzt. In welchem Umfang diese Maßnahmen auch gewässerschutzwirksame Effekte aufweisen, wird derzeit untersucht.

Rahmenbedingungen einer ordnungsgemäßen gewässerverträglichen Landwirtschaft:

- \* Die Bemessung der Düngung muß sich ausschließlich nach dem Pflanzenbedarf und dem Pflanzenentzug unter Berücksichtigung der Nährstoffvorräte im Boden richten. Düngerüberschüsse sind zu vermeiden.
- \* N-Bilanzüberschüsse (Flächenbilanzen) sind in Abhängigkeit der Jahresniederschläge langfristig auf Werte unter 20 kg N/ha im langjährigen Mittel von Fruchtfolgesystemen zu begrenzen.
- \* Bei der Erstellung von N-Bilanzen sind die Gesamtstickstoffgehalte von Wirtschaftsdüngern und anderen organischen Düngern zu 100 % anzusetzen.
- \* Die Stickstoffdüngung der Kulturpflanzen über Wirtschaftsdünger und andere organische Dünger sollte auf maximal 100 - 120 kg N/ha begrenzt werden. Der weitere Stickstoffbedarf ist dann über die besser dosierbaren Mineraldünger abzudecken. Der Bedarf der Pflanzen an Phosphat und Kalium kann zu 100 % über Wirtschaftsdünger, Komposte und Klärschlämme erfolgen. Die Richtlinien für die sachgerechte Düngung des Fachbeirates für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz (BMLF, 1993) sind unbedingt einzuhalten.
- \* Die teilweise überhöhte und nicht standortsspezifische Bodenfruchtbarkeit, die mit hohen Nährstoffumsätzen verbunden ist, ist allmählich zurückzuführen.
- \* Die Schwarzbrache über Winter ist zu vermeiden. Böden sollten nach Möglichkeit nicht länger als 4 Wochen ohne Bewuchs sein. Vor Hauptfrüchten ist eine den Boden im Winter bedeckende Zwischenfrucht anzubauen.
- \* In Grundwassernutzungsgebieten sind folgende Maßnahmen sinnvoll, sodaß langfristig eine Trinkwassernutzung möglich bleibt:
  - ⇒ Langfristige Extensivierung und Stilllegung von Flächen
  - ⇒ Umwandlung von Ackerland in Grünland
  - ⇒ Umwandlung von Acker in Forst (aber erst nach mehrjähriger Aushagerung der Flächen vor der Aufforstung)
  - ⇒ Wiedervernässung von Moor- und Auböden
  - ⇒ Förderung des ökologischen Landbaues
  - ⇒ Förderung von Anbausystemen mit Verminderung bzw. Vermeidung von Schwarzbrache und optimaler Nährstoffnutzung (integrierter Pflanzenbau)
  - ⇒ Rücknahme ökonomisch optimaler Erträge hin zu ökologisch optimalen Erträgen.

Maßnahmen zur Reduzierung der Emissionen der Landwirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland - wobei die Nährstoffemissionen aus der Landwirtschaft den Hauptteil der diffusen Belastungen der Gewässer bewirken - sind in der Tabelle 5 (nach Frede & Feldwisch, 1995) dargestellt.

Maßnahme	Priorität
1) Begrenzung des Wirtschaftsdüngereinsatzes	*****
2) Begrenzung des Viehbesatzes (max. 2 DE/ha)	***
3) Überbetriebliche Nutzung von Wirtschaftsdüngern	*
4) Verbesserung der Tierernährung	*****
5) Maßnahmen der Dungwirtschaft	
a) Stallbauten	*
b) Dunglagerstätten	***
c) Ausbringung	*****
6) Verteuerung der Importfuttermittel	*****
7) Fiskalische Belastung der Wirtschaftsdünger (Nährstoffabgabe)	*
8) Bedarfsgerechte Düngung	*****
9) Erosionsschutzmaßnahmen	***
10) Anlegen von Uferstreifen	***
11) Verteuerung der Mineraldünger	*****
12) Beschränkung des Düngereinsatzes (Düngerkontingente)	**
13) Beschränkung der Produktionsmenge (Produktionskontingente)	*
14) Senkung der Produktpreise	*
15) Ordnungsgemäßer Einsatz von PSM	*****
16) Maßnahmen zur Verminderung der PSM-Einträge über Dräne und Zwischenabfluß	*****
17) Verteuerung der PSM	*****
18) Maßnahmen im PSM-Zulassungsverfahren	**
19) Weiterentwicklung der PSM-Wirkstoffe	***

Erläuterung: \* = bedingt empfohlen                      \*\*\* = empfohlen, hohe Priorität  
 \*\* = empfohlen, geringe Priorität                      \*\*\*\* = empfohlen, sehr hohe Priorität

**Tabelle 5:** Maßnahmenkatalog

Die Maßnahmen in der Tab. 5 umfassen eine Kombination von flächenhaft wirksamen Maßnahmen zur Vermeidung von Belastungsspitzen und ökonomischen Maßnahmen zur flächendeckenden Reduzierung der Bewirtschaftungsintensität; mitangegeben sind auch die Prioritäten zur Umsetzung der Maßnahmen.

Sind Beeinträchtigungen des Grundwassers eingetreten, so sind Sanierungsmaßnahmen zu verordnen. Der Landeshauptmann hat dann als Wasserrechtsbehörde gemäß § 33f Abs. 3 WRG durch Verordnung Nutzungsbeschränkungen und Reinhaltemaßnahmen festzulegen, durch die die Belastung des Grundwassers dauerhaft unter den Schwellenwert sinkt. Eine Aufhebung solcher Beschränkungen und Maßnahmen ist erst dann möglich, wenn die Schwellenwerte 3 Jahre lang nicht mehr überschritten wurden. Ausnahmen von solchen Beschränkungen kann nur der verlangen, der nachweist, daß er zur Grundwasserbelastung nicht beigetragen hat. Da diese Maßnahmen im öffentlichen Interesse liegen, sind dabei anstehende Einkommenseinbußen nicht zu entschädigen. In Härtefällen kann - unter Bedachtnahme auf einen 20 %-igen Selbstbehalt - eine gemeinsame Förderung von Bund und Land gewährt werden. Auf diese Förderung besteht somit lt. Gesetz kein Rechtsanspruch. In der Praxis wird jedoch oft, um eine Grundwassersanierung erfolgreich durchführen zu können, ein Förderungssystem zur Umstellung der landwirtschaftlichen Bodennutzung notwendig sein.

Zum Schutz von Wasserversorgungsanlagen gegen Verunreinigungen und Beeinträchtigungen der Ergiebigkeit können nach § 34 und § 35 WRG Schutz- und Schongebiete vorgesehen werden.

### Schutzgebiete

In Schutzgebieten können mit Bescheid besondere Anordnungen über die Bewirtschaftung oder sonstiger Benutzung von Grundstücken getroffen, die Errichtung bestimmter Anlagen untersagt oder der Betrieb bestehender Anlagen im notwendigen Ausmaß eingeschränkt werden. Gegenstand solcher Schutzgebietsanordnungen können u. a. sein, Nutzungsregelungen zur Vermeidung von Bracheflächen, Verbot des Anbaues bestimmter Kulturen, wie Hackfrüchte, Mais und Gemüse bzw. Kulturen mit weiten Reihenabständen, verpflichtender Anbau ganzjähriger Gründecken, Verbot des Ausbringens von organischen Düngemitteln aus hygienischen Gründen, Beschränkung von

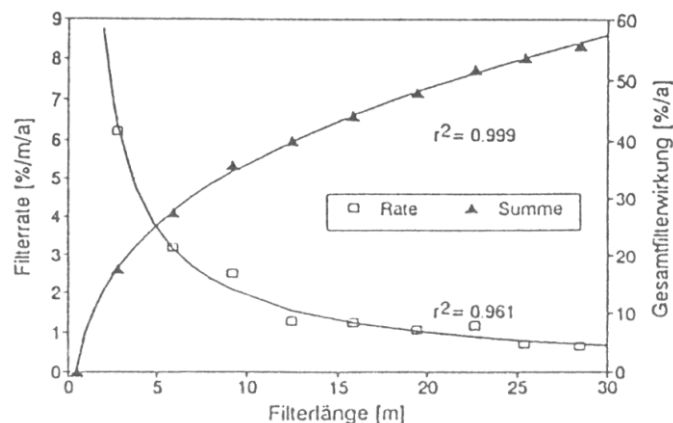
Dünge- und Pflanzenschutzmittelausbringung in zeitlicher und mengenmäßiger Hinsicht, Verbot der Anlage von Festmiststapel (ÖVGW, 1995). Die Abgrenzung solcher Schutzgebiete richtet sich vor allem nach den hydrogeologischen Verhältnissen aber auch nach der Bodenbeschaffenheit.

### Schongebiete

Wenn mit Schutzgebieten der Schutz von Wasserversorgungsanlagen nicht ausreichend bewirkt werden kann, hat der Landeshauptmann mit Verordnungen zu bestimmen, daß Maßnahmen, die die Beschaffenheit, Ergiebigkeit oder Spiegellage des Wasservorkommens zu gefährden vermögen, vor ihrer Durchführung der Wasserrechtsbehörde anzuzeigen sind oder der wasserrechtlichen Bewilligung bedürfen. Einschränkungen der rechtmäßigen Bodennutzung durch Schutz- und Schongebietsanordnungen sind gemäß § 34 Abs. 4 angemessen zu entschädigen.

### Bodenerosion

Auch bei intensiven flächenhaften Erosionsschutzmaßnahmen, die den Bodenabtrag bis unter das tolerierbare Maß absenken (Klaghofer, 1994), kommt es im Sinne des Gewässerschutzes oft zu überhöhten Einträgen in die Gewässer. Zur Ausfilterung von Bodenteilchen und den an sie gebundenen Nährstoffen wie Phosphor oder Agrochemikalien können Filterstreifen oder auch Gewässerrandstreifen aus Gehölzen angelegt werden. Nach Auerswald & Haider (1992) kann die Filterwirkung einer normal bewirtschafteten Mähweide hinsichtlich Bodenrückhalt in Abhängigkeit von der Filterlänge abgeschätzt werden (Abbildung 2).



**Abbildung 2:** Filterleistung (Rate und Gesamtwirkung) im langjährigen Mittel in Abhängigkeit von der Filterlänge (normal bewirtschaftete Mähweide unterhalb eines Hopfengartens)

Aus der Abbildung 2 ist ersichtlich, daß bei den üblicherweise diskutierten Filterbreiten von 5 - 10 m max. 20 bis 40 % des Abtrages zurückgehalten werden. Da Agrochemikalien bevorzugt an sehr kleinen Bodenfraktionen gebunden sind, läßt sich durch derartige Filterstreifen von 5 bis 10 m Breite der Eintrag in die Gewässer nur sehr beschränkt vermindern, vor allem dann nicht, wenn Oberflächenabfluß konzentriert auftritt.

## 6 Literatur

- Auerswald, K., Haider, J. (1992): Eintrag von Agrochemikalien in Oberflächengewässer durch Bodenerosion. Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 33, S. 222-229.
- BLW (1993): Untersuchungen zur Begriffsbestimmung einer „ordnungsgemäßen Landbewirtschaftung“ im Sinne des Gewässerschutzes. Jahresbericht des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft, München, S. 11-15.
- BMLF (1993): Richtlinien für die sachgerechte Düngung. 3. Auflage. Fachbeirat für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft.
- BMLF (1995): Wassergüte in Österreich. Jahresbericht 1994. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft.
- Feichtinger, F. (1995): Landwirtschaftliche Nutzungsszenarien im Marchfeld aus wasserwirtschaftlicher Sicht. Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft, Bd. 1, S. 196-215.
- Frede, H.-G., Feldwisch, N. (1995): Maßnahmen zum verstärkten Gewässerschutz im Verursacherbereich Landwirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland. Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft, Bd. 1, S. 53-65.
- Isermann, K. (1993): Ammoniakemissionen der Landwirtschaft, ihre Auswirkungen auf die Umwelt und ursachenorientierte Lösungsansätze sowie Lösungsaussichten zur hinreichenden Minderung. Studienprogramm „Landwirtschaft“ der Enquete-Kommission „Schutz der Erdatmosphäre“ des Deutschen Bundestages, Pflichtenheft zur Studie E: Ammoniak.
- Isermann, K. (1994): Nährstoffbilanzen und aktuelle Nährstoffversorgung der Böden. In: Berichte über die Landwirtschaft/Sonderheft. BMELF (Hrsg.) Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit. Band 5: Nährstoffhaushalt.
- Klaghofer, E. (1991): Grundwasserbelastung durch flächenhafte Nitrateinträge. Sonderausgabe des Förderungsdienstes, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien, S. 29-42.
- Klaghofer, E. (1994): Bodenerosion und Gewässerbelastung. Wiener Mitteilungen, Bd. 119, S. 56-62.
- Köchler, A. (1995): Die Stoffdrehzscheibe Landwirtschaft. Wiener Mitteilungen, Wasser-Abwasser-Gewässer (im Druck).

- Oberleitner, F. (1995): Wasserwirtschaft und Landwirtschaft, rechtliche Rahmenbedingungen. Konfliktfeld Landwirtschaft - Wasserwirtschaft. Wiener Mitteilungen, Bd. 126, S. 43-49.
- ÖVGW, 1995: Schutz- und Schongebiete - Richtlinie W 72. Österreichische Vereinigung für das Gas- und Wasserfach, Wien.
- Schwaiger, K. (1994): Österreichs Beitrag zur Nährstoffbelastung der Donau. Der Förderungsdienst. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien, H. 9, S. 264-265.
- Stalzer, W. (1995): Ordnungsgemäße Wasserwirtschaft im Wechselspiel von staatlicher Regelungskompetenz und deren Interessen am Gewässerschutz. Konfliktfeld Landwirtschaft - Wasserwirtschaft. Wiener Mitteilungen, Bd. 126, S. 14-42.
- Weiss, P. (1995): Einrichtung von Grundwasservorsorgeflächen im Marchfeld. Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft, Bd. 1, S. 216-221.

Hofrat Ao. Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. Eduard Klaghofer  
Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt im  
Bundesamt für Wasserwirtschaft

A-3252 Petzenkirchen

Tel. 07416 52108 14  
Fax 07416 52108 3





# **Systemtheoretische Kritik am gegenwärtigen Lösungsweg. Ein postbürokratisches Gegenkonzept.**

## Teil 1

### Anwendung mathematischer Optimierungsmethoden in der Variantenrechnung

R. Ambros

Inst. für Statistik, Ökonometrie und Operations Research, Karl-Franzens Universität Graz

## Teil 2

### Gesamtanalyse

H. Dusek

Systemanalytiker

## **Zusammenfassende Einleitung**

Die in unserer Gesellschaft existierenden Spannungen hinsichtlich einer „optimalen“ Lösung für das Problem der Abwasserbehandlung, insbesondere im ländlichen Raum, werden in /1, 10/ prägnant folgendermaßen zusammengefaßt:

„Da die Entsorgung kommunaler Abwässer zunehmend zu einem **politischen Thema** geworden ist, das heftige Auseinandersetzungen um eine ökologisch verträgliche, technisch optimale und politisch durchsetzbare Lösung der Abwasserbehandlung bis hin zu „Glaubenskämpfen“ ausgelöst hat, ist frühzeitig eine umfassende und nachvollziehbare Varianten-untersuchung notwendig. Die Komplexität dieser Projekte fordert von den agierenden Personen die rechtzeitige und umfassende Kooperation mit den betroffenen Bürgern.“

Soweit die Ende 1995 geäußerte Meinung der Österreichischen Kommunalkredit (ÖSTKK), eines internationalen Bankenkonsortiums, das vom Gesetzgeber im UFG 93 u.a. mit der Kostenkontrolle bei der Vergabe von Fördermitteln beauftragt wurde.

**Im Teil 1 der Arbeit** (R. Ambros) steht der Kostengesichtspunkt der Variantenrechnung im Vordergrund. In Anlehnung an /2/ wird ein Verfahren zur **Variantenoptimierung** vorgestellt, das in der Lage ist zur Objektivierung bei der Erzeugung von kostengünstigen Varianten - und somit zu einer Einschränkung der oben angesprochenen Komplexität - beizutragen. Betont sei, daß Methoden der Variantenrechnung immer nur Entscheidungshilfsmittel sein können. Dennoch scheint der vorgeschlagene Weg den Anforderungen des UFG 93 weitgehend zu genügen.

**Im Teil 2 der Arbeit** (H. Dusek) wird durch entsprechendes **Hinausschieben der Systemgrenzen** das Problem unter Einbeziehung weiterer technologisch-naturwissenschaftlicher **und** gesellschaftlicher Aspekte allgemeiner behandelt. Auf einer Analyse des Istzustandes basierend wird zum Abschluß ein postbürokratisches Gegenkonzept skizziert. Zum Teil beruht es auf früheren Arbeiten /3;4/ und einem neulich in der Öffentlichkeit präsentierten 10-Punkte Programm /5/.

Die Verantwortung für die dargelegten Meinungen übernimmt jeder der beiden Autoren getrennt für seinen Teil der Arbeit.

## Teil 1

# Anwendung mathematischer Optimierungsmethoden in der Variantenrechnung

R. Ambos

Inst. für Statistik, Ökonometrie und Operations Research, Karl-Franzens Universität Graz

**Kurzfassung:** Der Zweck einer Variantenuntersuchung besteht darin, die „günstigste“ Lösung der Abwasserentsorgung für ein definiertes Untersuchungsgebiet zu finden. Bei der herkömmlichen Vorgehensweise zur Lösung dieser Problemstellung werden ex ante unterschiedliche Möglichkeiten der Abwasserentsorgung (Varianten) definiert und diese anschließend miteinander verglichen. Der Einsatz dieser Methodik birgt vorallem in ländlichen Untersuchungsgebieten - die sich durch die Existenz einer großen Anzahl an Varianten auszeichnen - eine Schwachstelle in sich, da es in diesen Fällen wohl kaum möglich sein wird alle denkbaren Handlungsalternativen zu berücksichtigen. In diesem Beitrag - in dem der Aspekt der Kostenminimierung im Vordergrund steht - wird ein Optimierungsverfahren vorgestellt mit dessen Hilfe die soeben erwähnte Schwachstelle der herkömmlichen Variantenvergleichsrechnung überwunden werden kann.

**Key words:** Variantenrechnung, Variantenoptimierung, angewandte Graphentheorie

### 1.1 Grundsätzliche Annahmen und Problemdefinition

Das Ziel dieser Arbeit ist die Kostenminimierung von Abwasserentsorgungssystemen. (Anmerkung: Wenn in diesem Beitrag von Kosten gesprochen wird handelt es sich immer um Projektkostenbarwerte). Das Problem besteht also darin, für ein definiertes Untersuchungsgebiet eine

**ökologisch vertretbare Abwasserentsorgung zu möglichst geringen Kosten**

zu realisieren. Wobei die Höhe der anfallenen Kosten prinzipiell durch folgende Faktoren beeinflusst werden kann:

- ◆ **Festlegung der Anzahl der Kläranlagen:** Dadurch wird bestimmt ob die Abwasserentsorgung „zentral“ oder „dezentral“ erfolgt. (Um die Begriffe „zentral“ und „dezentral“ durch eine quantifizierbare Kenngröße zu objektivieren wird im Kap. 1.6 dieser Arbeit ein Vorschlag zur Einführung eines Zentralisationsgrades  $Z$  unterbreitet.)
- ◆ **Zuordnung der Objekte zu den einzelnen Kläranlagen:** Neben der Festlegung des Zentralisationsgrades wird die Struktur einer Variante durch die Entscheidung bestimmt, welche Objekte durch welche ARA's entsorgt werden. Unter Entsorgungsstruktur (Struktur einer Variante) versteht man in diesem Zusammenhang einerseits die Anzahl und Lage der vorhandenen Kläranlagen, und andererseits die Zuordnung der Objekte zu den jeweiligen Kläranlagen. Die Entsorgungsstruktur wird also durch die beiden eben beschriebenen Faktoren bestimmt.
- ◆ **Ökologische Anforderungen:** Einen erheblichen Einfluß auf die Höhe der anfallenden Kosten nehmen die ökologischen Rahmenbedingungen unter denen die Abwasserentsorgung gestellt wird. Darunter sind unter anderem die Problematik der Festlegung von Grenzwerten, die Entscheidung unter welchen Bedingungen eine Verrieselung zulässig ist, usw. ... zu verstehen.
- ◆ **Kostenansätze:** Ein weiterer entscheidender Einflußfaktor sind die der Untersuchung zugrundeliegenden Kostenansätze. Sie werden unter anderem von den eingesetzten Technologien und von der Art der Realisierung (Öffentl. Vergabe aller Arbeiten, Genossensch. mit Eigenleistung ...) bestimmt.

Während die letzten beiden angeführten Punkte nicht, oder nur sehr schwer, objektiv bestimmt werden können (z.B. bleibt die Frage wie hoch Grenzwerte angenommen werden letztendlich immer eine politische Entscheidung), kann das Finden einer optimalen Lösungsstruktur als mathematisches Optimierungsproblem definiert werden. Es geht also darum, unter den gegebenen Nebenbedingungen jene Entsorgungsstruktur zu finden die zu einer minimalen Kostenbelastung führt.

- ◆ Voraussetzung einer Optimierung ist demnach eine eindeutige Definition der ökologischen Anforderungen und der Kostenansätze. Die Diskussion dieser beiden Punkte hat prinzipiell vor dem Durchführen von Berechnungen zu

erfolgen, und ist nicht Gegenstand dieser Arbeit. Es sei allerdings darauf hingewiesen, daß sie durch den Einsatz eines Optimierungsverfahrens insofern objektiviert werden kann, als es möglich ist **Auswirkungen, die sich auf Grund einer Variation der zur Diskussion stehenden Annahmen ergeben, sofort zu erkennen**. Ein Variantenoptimierungsmodell kann also als Instrumentarium zur Durchführung von Sensitivitätsanalysen eingesetzt werden. Der wesentliche Unterschied zur herkömmlichen Vorgangsweise liegt in diesem Punkt darin, daß im Zuge einer jeden Variation der Annahmen eine neue Variante erzeugt wird und nicht nur bereits vorhandene Alternativen unter den neuen Voraussetzungen erneut miteinander verglichen werden. Es ist also möglich mit Hilfe der vorliegenden Variantenoptimierung die jeweilige **Struktursensitivität** einer Lösung zu untersuchen.

Für die Durchführung des hier beschriebenen Verfahrens - welches im weiteren als VAROPT bezeichnet wird - werden folgende **Annahmen** getroffen:

- ◆ Die **ökologischen Anforderungen** werden als **gegebene Nebenbedingungen** betrachtet. Dieses Vorgehen weicht in gewissem Maße von derzeit gültigen rechtlichen Regelungen ab. Im Umweltförderungsgesetz 1993 Förderungsrichtlinien § 5 wird der Ablauf von Variantenuntersuchungen geregelt. In diesem Paragraph wird gefordert die ökologisch und ökonomisch (volks- und betriebswirtschaftlich) günstigste Lösung aufzuzeigen. Diese Forderung, derzufolge gleichzeitig unterschiedliche Kriterien (Kosten und Ökologie; wobei sich die Ökologie ebenfalls aus mehreren Faktoren zusammensetzt) optimiert werden sollen, führt bei einer mathematischen Formulierung des Problems zu einer mehrdimensionalen Zielfunktion. Um ein Modell zu entwickeln, das diesen Anforderungen entspricht, wäre es erforderlich die einzelnen Kriterien in irgendeiner Weise gegeneinander abzuwiegen um sie zu gewichten. Diese Vorgehensweise ist nur dann nicht notwendig wenn eine pareto-optimale Lösung existiert. D.h. eine Variante ist in mindestens einem Kriterium allen anderen Varianten überlegen und in sämtlichen anderen Kriterien den übrigen Alternativen zumindest ebenbürtig. Dieser Fall wird wohl eher die Ausnahme bilden. Ein allgemein akzeptiertes Modell zur Durchführung einer derartigen Bewertung dürfte es in absehbarer Zeit nicht geben, weshalb in dieser Arbeit auf die am Anfang erläuterte

Problemformulierung - bei der fix definierte ökologische Anforderungen mit einem möglichst geringem Kostenaufwand erreicht werden sollen - zurückgegriffen wird. Diese Vorgehensweise erscheint auch deshalb legitim, da es möglich ist - durch eine jeweilige Variation der ökologischen Anforderungen - verschiedene Lösungen (mit unterschiedlichen ökologischen Standards und den jeweils daraus resultierenden minimalen Kosten) zu erzeugen. Die hier nun ebenfalls notwendige Gegenüberstellung der verschiedenen Varianten, ist in diesem Fall der Kostenoptimierung nachgelagert, und nimmt somit keinen Einfluß auf den Optimierungsprozeß.

- ◆ Bei sämtlichen Varianten werden **alle Objekte** im definierten Untersuchungsgebiet berücksichtigt. D.h. es gibt keinen Unterschied zwischen Objekte innerhalb und außerhalb der „Gelben Linie“.
- ◆ Die **ökologische Bewertung** der Varianten bleibt - obwohl die Kostenoptimierung im Vordergrund des Verfahrens steht - nicht unberücksichtigt und kann entweder direkt über die Kostenansätze - im Falle der Möglichkeit einer monetären Bewertung eines ökologischen Kriteriums (z.B. Energiepreis und Grenzwerte) - oder indirekt durch das Ermitteln von Kenngrößen erfolgen. Diese Kenngrößen (z.B. Energieeinsatz / EGW) sollten letztendlich dazu dienen, die ökologische Beurteilung und Reihung der Varianten zu objektivieren.
- ◆ Die Zielgröße der Optimierung sind die **volkswirtschaftlichen Gesamtkosten**. Es werden demnach alle anfallenden Kosten, also z.B. auch die Kosten der notwendigen Hausanschlüsse in die Berechnung aufgenommen. Da das Ziel in der Minimierung der volkswirtschaftlichen Kosten liegt, bleibt die Frage der Förderungen unberücksichtigt.

**Die politische Frage, wer letztendlich die Kosten einer Abwasserentsorgung zu tragen hat, ist unabhängig von der Problemstellung des Findens der kostengünstigsten Lösungsstruktur für ein Untersuchungsgebiet.**

- ◆ Grundlage der Optimierung ist eine möglichst **exakte Datenerhebung** wodurch Pauschalierungen wie z.B. ein konstanter Ansatz für Hausanschlußkosten vermieden werden sollen. Im Falle der Hausanschlußkosten entstehen auf Grund einer Pauschalierung konstante

Kosten, die für alle Varianten gleich hoch sind. Sie nehmen auf die Reihung der Alternativen keinen Einfluß, und könnten deshalb auch mit Null angesetzt werden, was zu einer Minimierung des Projektkostenbarwertes ohne Hausanschlußkosten führen würde. Sollen jedoch alle anfallenden Kosten minimiert werden, **muß von einer Pauschalierung der Hausanschlußkosten abgegangen werden**, da dies - wie in /4/ ausführlich dargestellt - zu einer falschen Reihung der Varianten führen kann.

- ◆ Im Modell werden **keine gesetzlichen Anschlußverpflichtungen** - wie z.B. der 100m-Anschlußzwang in der Steiermark - berücksichtigt. Derartige gesetzlichen Regelungen müßten als zusätzliche „künstliche“ Nebenbedingungen in das Rechenmodell aufgenommen werden. Allgemein gilt: Durch die Existenz weiterer Restriktionen wird der Lösungsraum (Menge aller zulässigen Lösungen) eingeschränkt. (Ausnahme: Die zusätzlichen Restriktionen werden von bereits vorhanden Nebenbedingungen dominiert und nehmen dadurch keinen Einfluß auf das Ergebnis.) D.h. durch gesetzliche Anschlußverpflichtungen wird der mögliche Handlungsspielraum eingeschränkt. Dies kann zur Verhinderung von „günstigen“ Lösungen führen. Daraus folgt:

**Beim Einsatz von Optimierungsverfahren kann es durch das Aufheben von gesetzlichen Anschlußverpflichtungen zu keiner Verschlechterung, sondern nur zu einer Verbesserung der Lösung kommen.**

Es sei darauf hingewiesen, daß es durch dieses Vorgehen nicht zu einem generellen Wegfall jeglicher Anschlußverpflichtungen kommt, da prinzipiell ein Anschlußzwang überall dort gegeben ist, wo durch eine gemeinsame Entsorgung die Gesamtkosten des Systems reduziert werden können. Oder mit anderen Worten:

**Der künstliche Anschlußzwang wird ersetzt durch eine natürliche Anschlußverpflichtung.**



## 1.2 Die mathematische Struktur des Problems

Im Folgenden wird eine Aufteilung der Gesamtkosten in Transportkosten (bzw. Verbindungskosten) einerseits, und Reinigungskosten andererseits durchgeführt. Wobei unter den Transportkosten jene Kosten zu verstehen sind, welche durch die Errichtung und den Betrieb von sämtlichen Anlagen, die notwendig sind um das Abwasser vom Verursacher bis zur Kläranlage zu leiten, entstehen. Der Abwassertransport kann laut dieser Definition auch mittels Grubendienst erfolgen. Kosten, die anfallen um das bereits durch eine ARA gereinigte Abwasser zu einem Vorfluter abzuleiten, werden den Reinigungskosten zugerechnet. Diese beiden Kostengruppen verhalten sich entgegengesetzt d.h. bei einer „dezentralen“ Abwasserentsorgung sind die Transportkosten geringer, dafür aber die Reinigungskosten höher als bei „zentralen“ Konzepten. (Abnehmender Grenzkostenverlauf bei den Reinigungskosten.) Die Aufgabe der Kostenminimierung ist es, diese beiden Kostenarten gegeneinander abzuwiegen, um so zu einer gesamtkostenoptimalen Lösung zu gelangen.

Praktische Erfahrungen einerseits, und Ergebnisse einer durchgeführten Simulationsstudie andererseits haben gezeigt, daß das Optimum des hier vorhandenen Optimierungsproblems in vielen Fällen „**flach**“ ist. Das bedeutet das in diesen Situationen Varianten mit unterschiedlicher Lösungsstruktur annähernd gleich hohe Kosten verursachen.

Grundlage des hier vorgestellten Verfahrens ist die **Graphentheorie**. /6/ Das Kanalnetz des zu untersuchenden Gebietes wird als gerichteter Graph  $G[V, E]$  dargestellt; wobei Haushalte, Pumpwerke und Kläranlagenstandorte durch die Knotenmenge  $V$ , und Kanalstränge, Druckleitungen und Kläranlagenableitungen durch die Pfeilmenge  $E$  des Graphen abgebildet werden. (Sämtliche Elemente des Graphen  $G[V, E]$  werden im weiteren als Systemelemente und der daraus resultierende Graph  $G[V, E]$  als Systemgraph bezeichnet.)

Der Pfeil  $e_{ij}$  existiert dann, wenn es technisch möglich ist, eine Verbindung vom Knoten  $v_i$  zum Knoten  $v_j$  zu realisieren. Es ist Aufgabe des Planers, die Systemelemente zu definieren und die jeweils dafür konkret anfallenden Kosten zu ermitteln.

Prinzipiell geht man davon aus, daß jeder Abwasserproduzent einzeln als Knoten erfaßt wird. Ist die Situation allerdings insofern eindeutig, als außer Diskussion steht, daß eine Gruppe gemeinsam zu entsorgen ist (z.B. ein Ortskern), so wird für diese Gruppe ein gemeinsamer Knoten in entsprechender Größe definiert. Die Verbindungskosten innerhalb dieser Gruppe sind für sämtliche Varianten gleich und somit für die Entscheidung nicht relevant. Aus diesem Grund werden sie nicht weiter berücksichtigt.

Um eine **Vereinfachung des Problems** zu erreichen, werden nun folgende **Einschränkungen** vorgenommen:

- ◆ Das Untersuchungsgebiet wird so gewählt, daß der Systemgraph  $G[V, E]$  zusammenhängend und maximal in dieser Eigenschaft ist. D.h. der Systemgraph beschränkt sich immer auf den größtmöglich gemeinsam zu entsorgenden Bereich. Ist eine gemeinsame Entsorgung des gesamten Untersuchungsgebietes nicht denkbar, so wird das betrachtete Gebiet in einzelne Teilgebiete aufgespaltet, wobei jedes dieser Teilgebiete als eigenes Optimierungsproblem zu behandeln ist.
- ◆ Es werden nur Lösungen zugelassen, die der Struktur eines Waldes entsprechen.

Aus den eben getroffenen Einschränkungen resultiert folgende, für die weiteren Betrachtungen wichtige Aussage über die **Struktur der möglichen Lösungen**: Es existiert für jeden Knoten  $v_i \in V$  maximal ein Pfeil der diesen Knoten verläßt. Dieser Tatbestand kann durch folgende Nebenbedingungen formuliert werden:

$$(1) \quad \sum_{j=1}^n x_{ij} \leq 1 \quad \forall v_i \in V$$

$x_{ij}$  .....Entscheidungsvariable für die Verbindung von Knoten  $v_i$  zu Knoten  $v_j$ .

Weiters gilt: Wird eine Verbindung von  $v_i$  nach  $v_j$  hergestellt, d.h.  $x_{ij} = 1$  dann ist damit auch gewährleistet, daß sämtliches im Knoten  $v_i$  anfallendes Abwasser (das eigene und jenes eventuell vorhandener direkter und indirekter Vorgänger)

durch diese Verbindung zum Knoten  $v_j$  transportiert wird. (Dadurch ist ausgeschlossen, daß Abwasser teilweise im Knoten  $v_i$  geklärt und teilweise zum Knoten  $v_j$  abgeleitet wird.) Die zu transportierende Abwassermenge sei durch  $m_i$  bestimmt. Somit muß für jeden Knoten  $v_j$  folgende Bedingung erfüllt sein:

$$(2) \quad m_j = \sum_{i=1}^n m_i \cdot x_{ij} + g_j \quad \forall v_j \in V$$

$m_i$  .....Abwassermenge beim Knoten  $v_i$  (incl. Abwässer der Vorgänger)  
 $g_j$  .....Abwasseranfall durch den Knoten  $v_j$ .

Die Modellierung der ökologischen Nebenbedingungen erfolgt über Reinigungskostenfunktionen  $r_i(m_i)$ , wobei der Funktionswert von  $r_i(m_i)$  den Kosten einer ARA beim Standort  $v_i$  und der Größe  $m_i$  entspricht. Durch  $r_i(m_i)$  können sämtliche ökologischen Nebenbedingungen dargestellt werden. Ist z.B. beim Knoten  $v_i$  das Errichten einer ARA nicht möglich, so ist der Funktionswert von  $r_i(m_i)$  im gesamten Definitionsbereich „unendlich“. Dies hat - wie aus der unten angeführten Zielfunktion ersichtlich - zur Folge, daß auf jeden Fall eine Verbindung von  $v_i$  zu einem anderen Knoten hergestellt wird.

Durch die oben vorgenommene Einschränkung der Lösungsstruktur und der bereits erwähnten Aufteilung der Gesamtkosten eines Abwasserentsorgungssystems in Reinigungskosten einerseits und Verbindungskosten andererseits, läßt sich folgende Zielfunktion - die es zu minimieren gilt - formulieren:

$$(3) \quad BW = \sum_{j=1}^n \sum_{i=1}^n c_{ij} \cdot x_{ij} + \sum_{i=1}^n \left[ r_i(m_i) \cdot \left( \sum_{j=1}^n x_{ij} - 1 \right) \right] \cdot (-1)$$

BW.....Projektkostenbarwert einer Abwasserentsorgungsvariante.  
 $c_{ij}$  .....Verbindungskosten von Knoten  $v_i$  zu Knoten  $v_j$ .  
 $r_i(m_i)$  .....Reinigungskostenfunktion von Knoten  $v_i$ .

Die soeben formulierte Zielfunktion läßt sich in zwei Hauptkomponenten - auf die nun kurz eingegangen werden soll - trennen.

Der Ausdruck  $\sum_{j=1}^n \sum_{i=1}^n c_{ij} \cdot x_{ij}$  beinhaltet sämtliche Verbindungskosten der betrachteten Variante. Existiert eine Verbindung von  $v_i$  nach  $v_j$  nimmt die

Variable  $x_{ij}$  den Wert 1 an, und die durch diese Verbindung auftretenden Kosten in der Höhe von  $c_{ij}$  werden im Zielfunktionswert berücksichtigt.

Der zweite Teil der Zielfunktion,  $\sum_{i=1}^n \left[ r_i(m_i) \cdot \left( \sum_{j=1}^n x_{ij} - 1 \right) \right] \cdot (-1)$ , gibt die Summe

der anfallenden Reinigungskosten wieder. Existiert vom Knoten  $v_i$  eine Ableitung zu einem beliebigen Knoten  $v_j$ , (und somit laut Nebenbedingung (2)

keine eigene Abwasserreinigung) so gilt:  $\sum_{j=1}^n x_{ij} = 1$ . Dadurch wird der Ausdruck

$\sum_{j=1}^n x_{ij} - 1$ , und somit das gesamte Produkt für den Knoten  $v_i$  gleich Null. Ist beim

Knoten  $v_i$  keine Ableitung vorhanden, so gilt:  $\sum_{j=1}^n x_{ij} - 1 = -1$ , und es entstehen

Reinigungskosten in der Höhe von  $r_i(m_i)$ , die wiederum im Zielfunktionswert berücksichtigt werden.

Da sich jede Lösung (Variante) des Problems eindeutig durch  $E'$  (Menge der realisierten Verbindungen) beschreiben läßt, gilt es also im Folgenden jene Verbindungen der Menge  $E$  auszuwählen, die zu einer Minimierung der Gesamtkosten (Zielfunktionswert BW) führen.

### 1.3 Beschreibung der Lösungsmethode VAROPT (Grundprinzip)

Für VAROPT sind folgende Inputdaten erforderlich:

- ◆ Lage und Größe [EGW] der Abwasserproduzenten
- ◆ Potentielle Kläranlagenstandorte
- ◆ Kanalabschnitte (incl. Pumpstationen, Druckleitungen usw. ...)
- ◆ Ökologische Nebenbedingungen
- ◆ Kostenansätze

Ausgangspunkt des Verfahrens ist die

**vollständige Dezentralisation im Untersuchungsgebiet.**

D.h. es wird von der Annahme ausgegangen, daß jeder Abwasserproduzent sein eigenes Abwasser reinigt. Ist eine eigene Abwasserreinigung nicht möglich, so können die Kosten des Grubendienstes - sofern dieser, aus ökologischen Gründen, nicht ausgeschlossen wird - angesetzt werden.

Das Grundprinzip des Verfahrens besteht darin, daß nach und nach einzelne **Abwasserquellen miteinander verbunden werden um dadurch die Gesamtkosten zu senken.** In jeder Iteration werden die zusätzlich anfallenden Kosten, den Kosteneinsparungen, welche durch einen eventuellen Zusammenschluß auftreten, gegenübergestellt. Zusatzkosten werden durch Verbindungskosten, die entstehen wenn ein Haushalt an das Kanalnetz angeschlossen wird, verursacht. Eine Kosteneinsparung ergibt sich z.B. durch den degressiven Verlauf der Kosten für Kläranlagen (d.h. die Kosten einer großen Kläranlage sind geringer als die Kosten von zwei kleinen).

Der Ablauf des Verfahrens ist iterativ. Es wird dann abgebrochen, wenn durch eine weitere Zentralisierung keine Kosteneinsparung mehr erzielt werden kann.

Um zu gewährleisten, daß die Ergebnisse des Verfahrens durchführbar sind, und um die Möglichkeit zu schaffen eventuell anfallende Wünsche der Betroffenen in den Entscheidungsprozeß miteinzubeziehen, ist der **Lösungsprozeß interaktiv** gestaltet.

**Der Planer ist in der Lage die errechnete Variante durch Einführen weiterer Restriktionen zu verändern,**

wobei anschließend die **Optimierung** unter Berücksichtigung dieser zusätzlichen Nebenbedingungen **neuerlich durchgeführt** wird. Daraus folgt:

**Das Ergebnis von VAROPT sind Varianten, die realisierbar sind und auf realistischen Inputdaten (Kostenansätze, Strangverläufe usw. ... ) beruhen.**

## 1.4 Gegenüberstellung von VAROPT und der herkömmlichen Variantenvergleichsrechnung

### 1.4.1 Herkömmliche Variantenvergleichsrechnung

Der Ablauf der herkömmlichen Vorgangsweise bei der Variantenrechnung läßt sich durch folgende Schritte beschreiben:

1. Definition der Varianten.
2. Bewertung der unter Pkt. 1 definierten Alternativen. (Wobei auch bei der Durchführung von Sensitivitätsanalysen **immer dieselben Varianten** miteinander verglichen werden.)
3. Auswahl der „besten“ Variante.

Der grundsätzliche Nachteil des oben dargestellten Ablaufes liegt darin, daß die Möglichkeiten der Abwasserentsorgung, auf die unter Pkt. 1. in Erwägung gezogenen Varianten, beschränkt bleiben.

**Es kann nicht ausgeschlossen werden, daß noch weitere Varianten existieren, die „besser“ sind als jene, die untersucht wurden.**

### 1.4.2 VAROPT

1. Definition der einzelnen Systemelemente (Kläranlagenstandorte, Strangverläufe, Pumpstationen usw. ...)
2. **Erzeugung** einer Variante - mit Hilfe des mathem. Modells - durch eine Auswahl der unter Pkt. 1. definierten Bauteile, und unter Berücksichtigung von Nebenbedingungen, unter der **Zielsetzung der Kostenminimierung**.
3. Kritische Beurteilung der Ergebnisse durch den Planer und gegebenenfalls Einführung zusätzlicher Restriktionen.

Pkt. 2. und Pkt. 3. werden solange wiederholt, bis das erzielte Ergebnis akzeptiert werden kann.

**Der wesentliche Unterschied der Variantenoptimierung zur herkömmlichen Variantenrechnung besteht darin, daß die Variantenoptimierung in erster Linie nicht zum Vergleich, sondern zur Erzeugung, von Varianten dient.**

Daraus ergeben sich bei dem Einsatz eines Variantenoptimierungsmodells unter anderem folgende **Vorteile**:

- ◆ **Struktursensitivität.** D.h. Veränderung der Lösungsstruktur bei einer Variation der Parameter.

Von entscheidender Bedeutung für das Ergebnis einer Variantenuntersuchung sind die verwendeten Kostenansätze. Mittels VAROPT kann gezeigt werden, in welchen Bereichen der Kostenannahmen Lösungen stabil sind, und welche Kostenbereiche kritisch sind, d.h. ab wann es zu Änderungen der Lösungsstruktur kommt.

**Mit VAROPT ist es möglich, die Struktursensitivität einer Lösung zu überprüfen. D.h. beim Ändern von Parametern (Kostenansätze, ökolog. Nebenbedingungen, usw. ...) werden nicht nur vorhandene Varianten abermals verglichen, sondern es wird jeweils eine neue Variante errechnet.**

- ◆ **Kostenreduktion** für alle Beteiligten.

Bisherige Erfahrungen zeigen, daß es durch den Einsatz einer Variantenoptimierung durchaus zu einer Kostensenkung - sowohl für die öffentliche Hand als auch für den Betroffenen - kommen kann.

- ◆ **Transparentere Gestaltung** des Planungsprozesses.
- ◆ Entlastung des Planers von **Routinetätigkeiten**.
- ◆ Reduzierung des **Prüfaufwandes**.

### ◆ Senkung des Konfliktpotentials

Beim Einsatz einer Variantenoptimierung kann die vorne erwähnte „Flachheit des Optimums“ besser dazu ausgenutzt werden, um Wünsche der Betroffenen zu berücksichtigen, und somit das Konfliktpotential zu senken.

## 1.5 Grenzen der Methode

- ◆ Der Einsatzbereich einer Variantenoptimierung wird hauptsächlich im ländlichen Bereich, außerhalb von Ballungszentren - in denen die Lösungsstruktur mehr oder weniger fix vorgegeben ist - liegen.
- ◆ Es kann nicht garantiert werden, daß die theoretische Optimallösung gefunden wird. D.h. lokale Minima werden durch den Optimierungsprozeß unter Umständen nicht überwunden (Heuristik!). Allerdings kann eine Abschätzung der „Lösungsqualität“ von VAROPT anhand simulierter Beispiele durch die Berechnung von unteren Schranken erfolgen.
- ◆ Das Verfahren der Variantenoptimierung ist nicht in der Lage eine endgültige Entscheidung für eine Variante zu treffen, sondern es ist ein Werkzeug mit dessen Hilfe die Komplexität der Variantenrechnung besser in den Griff zu bekommen ist.

Oder mit anderen Worten: „What is required is to recognize that programming methods do not represent a form of automated decision making“ /7, 144/

## 1.6 Der Zentralisationsgrad Z

Wie schon vorne angekündigt, soll nun zum Schluß dieses Beitrages eine Maßzahl die Aufschluß über die Zentralisation einer Variante gibt, eingeführt werden. Die Diskussion in der Abwasserentsorgung dreht sich zunehmend um die Begriffe „zentral“ und „dezentral“, wobei diese Begriffe für sich alleine nicht aussagekräftig sind, da sie von der Definition der Systemgrenzen abhängen. „Die beiden Begriffe lassen sich nur zusammen mit einem bestimmten Entwässerungsgebiet definieren. Wenn drei isoliert stehende



Häuser für sich ein abgegrenztes Entsorgungsgebiet bilden und eine Gemeinschaftslösung verwirklicht wird, sind sie zentral entsorgt. Wenn man das gesamte Flußgebiet der Mur als ein einziges Entsorgungsgebiet definiert, erfolgt derzeit die Abwasserentsorgung sehr dezentral.“ /8, 250/

Nicht zuletzt um eine Objektivierung der gegenwärtigen „Zentralisationsdiskussion“ zu erreichen wird nun folgender Vorschlag einer quantifizierbaren Kenngröße unterbreitet.

$$Z = (n - m)/n$$

Z ..... Zentralisationsgrad  
n ..... Anzahl der Abwasserquellen  
m ..... Anzahl der Kläranlagen

Wobei  $m$  im Intervall von 0 bis  $n$  liegt. (Der Wert 0 wird dann angenommen, wenn sämtliche Abwässer zu einer Verbandskläranlage abgeleitet werden, und es somit keine eigene ARA im Untersuchungsgebiet gibt.)

$Z$  ist Element aus dem Intervall zwischen 0 und 1, wobei der Wert 0 einer extremen Dezentralisation (eine eigene ARA für jeden Abwasserproduzenten), und der Wert 1 einer vollständigen Zentralisation (keine eigene Kläranlage im Untersuchungsgebiet) entspricht.

## Teil 2

### Gesamtanalyse

H. Dusek

Systemanalytiker

**Kurzfassung:** Aus der Sicht eines Aktivbürgers wird die Abwassertechnik, „die in der Natur steht wie eine Besatzungsarmee im Feindesland“ (E. Bloch 1959), und die Umsetzungsstrategien der mit ihr verbundenen urbanen Technobürokratie und Politik analysiert. Aus dieser Analyse und einer weltanschaulichen Position, die durch die Konzepte Mit-, Sozial- und Nachweltverträglichkeit geprägt ist, ergibt sich in natürlicher Weise ein Gegenkonzept. Dieses zeigt zumindest, wie meilenweit die heutige Industriegesellschaft von einem nachhaltigen Umgang mit dem Lebelement Wasser sogar im ländlichen Raum entfernt ist, und wie schnell sie sich von einem Pfad der Nachhaltigkeit weiter entfernt. Die Umsetzung eines solchen Gegenkonzeptes bleibt solange fragwürdig, solange der im Kant'schen Sinn mündige Bürger weiterhin eine Einzelerscheinung bleibt.

**Key words:** Abwasserbehandlung im ländlichen Raum, Systemtheorie

#### 2.1 Gliederung der Gesamtanalyse

Die Gesamtanalyse erfolgt in drei Schritten.

- Festlegung der weltanschaulichen und methodischen Position der Analyse
- Analyse des industriegesellschaftlichen Istzustandes und Lösungsweges
- Skizze eines postbürokratischen Gegenkonzeptes

Die Betrachtung konzentriert sich dabei auf die Behandlung kommunaler und landwirtschaftlicher Abwässer im ländlichen Raum. Zur Untermauerung des postbürokratischen Gegenkonzeptes werden dabei nur „industriepolitische Spitzenfehleistungen“ herangezogen und „von unten“ aus der Sicht eines Aktivbürgers analysiert.

## 2.2 Festlegung der weltanschaulichen und methodischen Position der Analyse

### 2.2.1 Weltanschauliche Position

Der Versuch einer Gesamtanalyse bedeutet letztendlich Auseinandersetzung mit dem industriegesellschaftlichen Istzustand und Lösungsweg.

Die in der folgenden Analyse eingenommene weltanschauliche Position ist eine gegenüber der Industriegesellschaft zutiefst kritische. Fundamente sind dabei:

- (1) **Mitweltverträglichkeit**, d.h. es wird keine anthropozentrische sondern eine physiozentrische Position eingenommen, die am besten durch **Albert Schweitzers** Grundsatz von der Ehrfurcht vor dem Leben „Ich bin Leben, das leben will, inmitten von Leben, das leben will“ charakterisiert werden kann. Ein größerer Gegensatz zur Nekrophilie der modernen Technobürokratie ist wohl nicht denkbar!
- (2) **Sozialverträglichkeit**, d.h. Vorrang der menschlichen Arbeit vor Finanz- und Energiekapital. Das bedeutet auch Einsatz des Subsidiaritätsprinzips so weit wie möglich. Beides sind fundamentale Grundsätze der katholischen Soziallehre.
- (3) **Nachweltverträglichkeit**, d.h. in technologisch-wirtschaftlicher Dimension „Die dauerhafte Wirtschaft muß ausschließlich auf die regelmäßige Benutzung der jährlichen Strahlungsenergie (der Sonne) gegründet werden.“ So drückte dies schon 1909 Nobelpreisträger Wilhelm Ostwald, basierend auf rein thermodynamischen Überlegungen, aus /9, 44/.

### 2.2.2 Methodische Position

Der industriegesellschaftliche Anspruch auf naturwissenschaftliche Rationalität und Effizienz wird voll akzeptiert und kristallisiert sich in dieser Untersuchung u.a. in den Grundsätzen:

- (1) Es gibt nichts Praktischeres als eine gute Theorie (I. Kant, L. Boltzmann)

- (2) „Bei allem Verständnis für die technische Entwicklung muß die Blickrichtung mit dem Gewässerschutz verhaftet bleiben und **Stand der Technik darf nicht Selbstzweck werden.**“ Sektionschef W. Stalzer in /10, A-27/ (1992)
- (3) „Wissenschaftliche Institute brauchen auch nicht immer alle Fragen „von Grund auf“ mit Versuchen klären. Man kann viel Arbeit sparen, wenn man zunächst einmal überblickt, was alles schon von den anderen geleistet worden ist.“ Altmeister der Abwassertechnik, Dr. Karl Imhoff 1954 im Vorwort zur 3. Auflage des „Dunbar“ /11, V/.

Der Begriff System wird nicht nur im Sinne der modernen Thermodynamik sondern auch im erweiterten Sinne von L. Bertalanffy verwendet, dem bedeutenden österreichischen Biologen und Begründer der allgemeinen Systemtheorie.

### 2.3 Analyse des industriegesellschaftlichen Istzustandes und Lösungsweges

Genährt von einem pathologischen Wachstumszwang hält in der modernen Industriegesellschaft der Trend zur Zentralisation und weiterer Wirtschaftskonzentration ungebremst an. Eine damit einhergehende, schleichende Ausschaltung demokratischer Prozesse durch den allgegenwärtigen Technobürokratismus ist unübersehbar. Die von diesem urbanen Technobürokratismus, und die von der, ihm vollständig abhängigen, Politik laufend angepriesenen Durchbruchstrategien /12, 46-52/ sind letztendlich alle zum Scheitern verurteilt. Sie werden von **monumentalen Fehlleistungen** u.a. in

- Gesetzgebung
- Vollzug und Verwaltung
- Technologieentwicklung

begleitet. Für die Abwasserbehandlung (im ländlichen Raum) sollen nun „**Spitzenfehlleistungen**“ auf diesen Gebieten angeführt werden. Die daraus in „natürlicher Weise“ folgenden Schlüsse führen im letzten Abschnitt zu einem postbürokratischen Gegenkonzept.

### 2.3.1 Fehlleistungen Gesetzgebung

- **Abwasserbehandlung nach dem Stand der Technik**  
(WRG-Novelle 90, §12a)

**Die zentrale Fehlleistung** überhaupt ist das Bestehen auf einer Abwasserbehandlung nach dem Stand der Technik. Nicht nur wird dieser Begriff schwammig und unzureichend festgelegt, wenn man darunter „fortschrittliche Techniken“ versteht. Intermittierend beschickte Bodenfilter sind in ihrer hervorragenden Wirkungsweise seit mindestens 100 Jahren bekannt und schon damals ausführlich untersucht und beschrieben worden /11, 291-364/. Es wird vorallem vergessen, daß aus dem zweiten Hauptsatz der Thermodynamik mit Notwendigkeit für einen nachhaltigen Gewässerschutz vorallem im ländlichen Raum folgt, das natürliche Immunsysteme nur mit der absolut notwendigen, immer Entropie erzeugenden Technologie zu unterstützen. Alles andere ist technologischer Narzismus und im Sinne der Nachweltverträglichkeit abzulehnen.

- **Anschlußzwang**

Nicht nur wurde für die Auslegung von kommunalen Abwasserentsorgungssystemen schon vor Jahrzehnten der wohlbekannte Anschlußzwang an solche Systeme eingeführt. In neuester Zeit wurde die dem Anschlußzwang unterliegenden Bereiche noch erweitert; in der Steiermark 1988 von 50m auf 100m verdoppelt! Und dies, obwohl

- man durch elementare Überlegungen streng zeigen kann - siehe etwa Teil 1 der Arbeit - , daß sich dadurch die Systemkosten gegenüber dem ansonsten erreichbaren Minimum nur erhöhen können.
- das UFG 93 in §5, Abs.(1) ausdrücklich nur die unter entsprechenden ökologischen Nebenbedingungen erzielte kostenminimale Lösung förderungswürdig einstuft.

Verschlimmert wird die gesetzgeberische Situation durch die sowohl in der WRG-Novelle 90 als auch im UFG 93 geübte Praxis und Unsitte, wesentliche Teile des gesetzlichen Rahmenwerkes dem Verordnungsweg zu überlassen.

### 2.3.2 Fehlleistungen - Vollzug und Verwaltung

Wiederum seien nur zwei herausragende Beispiele angeführt, die wesentlich zur Rechtsunsicherheit und damit zur Aushöhlung eines der höchsten Kulturgüter jeder Demokratie führen, nämlich der Rechtsstaatlichkeit.

- **Zweite Emissionsverordnung für kommunale Abwässer**

**Sechs (!) Jahre nach** Inkrafttreten der WRG-Novelle 90 hat das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft die für den ländlichen Raum so wichtige zweite Emissionsverordnung für kommunales Abwasser (bis 50 EGW) noch immer nicht erlassen. Daß die im Entwurf enthaltenen Grenzwerte rational-naturwissenschaftlich nie begründet wurden und in ihrer geradezu aberwitzigen Niedrigkeit eine enorme Wettbewerbsbenachteiligung gegenüber anderen EU-Staaten nach sich ziehen würde, wurde an anderer Stelle bereits ausgeführt /3, 50-53/.

- **Technische Richtlinien für Variantenuntersuchungen**

Die auf Grund des Umweltförderungsgesetzes vom Umweltministerium zu erlassenen technischen Richtlinien gibt es **drei (!) Jahre nach** Inkrafttreten des UFG 93 noch immer nicht.

Bestürzend in diesem Zusammenhang ist, daß u.a. sowohl die ÖSTKK /13, 10/ als auch der in vieler Hinsicht „flexible“ Minister Bartenstein behaupten /14/, die Förderungsansuchen würden UFG 93-gemäß geprüft.

An beiden Beispielen ist erkennbar, daß die Verwaltung auch von den technokratischen Durchbruchstrategen im Stich gelassen wird, ob aus Unwilligkeit oder Unfähigkeit bleibe dahingestellt. Wie groß die Fehlleistungen gerade auf technologischem Gebiet sind, soll im letzten Teil dieses Abschnittes an einigen Beispielen aufgezeigt werden.

### 2.3.3 Fehlleistungen - Technologieentwicklung

Gerade auf dem Gebiet der Technologieentwicklung, immer ein Paradeferd der Industriegesellschaft, sind im Abwasserbereich besonders gravierende Fehlentwicklungen festzustellen.

- **Genehmigung und Überwachung von Kleinkläranlagen (KK)**

Bei der großen Anzahl noch zu installierender Systeme ist es naheliegend den Weg der Deregulierung unterstützt von wohlentwickelten statistischen Testmethoden einzuschlagen. Am extrem umgekehrten Weg, nämlich schikanöser Behandlung jedes Falles durch Einführung entsprechender Normen /15/, wird konsequent festgehalten. Festgestellt werden muß dabei jedoch, daß in der Steiermark die RA 3 wieder einmal der technischen Expertise der LBD-FAIa (Technischer Umweltschutz) ausgeliefert war.

Unter diesen Umständen darf es nicht Wunder nehmen, wenn nach übereinstimmenden Schätzungen auf Grund der bisherigen Genehmigungsgeschwindigkeit **hunderte von Jahren** für eine flächendeckende Abwasserentsorgung zumindest in der Steiermark notwendig sein werden. Wie die Überwachung dann mit dem deterministischen Konzept administriert und finanziert werden soll, ist schleierhaft.

- **Variantenuntersuchung**

Die Lösung dieses schwierigen Problems der kombinatorischen, nicht-deterministischen Optimierung ist zentral für eine effiziente, ökologische und kostenminimale Abwasserbehandlung im ländlichen Raum. **Dies wird anscheinend mittlerweile auch von der ÖSTKK so gesehen:** „Künftiges Ziel kann es sein, die Möglichkeiten der EDV mehr als bisher bei der Ermittlung einer Entsorgungsvariante zu nützen und im Zuge einer Variantenoptimierung unter klar definierten Randbedingungen die Bestvariante zu ermitteln.“ /1, 11/ Erste Versuche dieses Problem zu lösen liegen dreißig Jahre zurück /16/. Speziell auf den ländlichen Raum zugeschnittene Verfahren wurden in Privatinitiative in den letzten Jahren gerade in der Steiermark entwickelt, - siehe Teil 1 der Arbeit - und der Verwaltung zur Anwendung vorgeschlagen /4; 17/. Allerdings deutet derzeit noch nichts auf einen baldigen systematischen gar österreichweiten Einsatz hin. Es wird vielmehr weiter nach den üblichen Methoden vorgegangen /18/, so als ob EDV-gestützte Optimierungsverfahren nicht eingesetzt werden könnten.

- **Bepflanzte Bodenfilter**

Jede nur mögliche Verletzung von Grundregeln bei der Entwicklung „neuer“ Technologien wurde von offiziellen Stellen begangen. Zum Teil sind diese auch offiziell dokumentiert worden, etwa auch - aber nicht nur! - in /19/. Die Wiederentdeckung der in /11/ vor 90 Jahren so ausführlich beschriebenen Technologie gelang den Institutionen trotz Millionenaufwand nicht. Sie blieb Privatinitiativen überlassen /19, 108-129/.

- **Statistische Risikoanalyse von Kanalundichtheiten**

Eine solche fehlt in der praktischen Beurteilung der Reinigungsleistung von Großsystemen mit hohem Zentralisationsgrad vollständig. Gehören die Kanalstränge etwa nicht zum System? Diese Praxis ist nur die Folge einer falsch, nämlich zu eng gelegten Systemgrenze. Ein elementarer systemtheoretischer Fehler.

Dieses Horrorszenarium systemtheoretischer Fehlleistungen könnte noch sehr lange fortgesetzt werden. Die genannten Beispiele mögen jedoch genügen, um die Skizze des folgenden Gegenkonzeptes glaubwürdig erscheinen zu lassen.

## 2.4 Skizze eines postbürokratischen Gegenkonzeptes

Jeder am Gemeinwohl interessierte Bürger wird angesichts der aufgezeigten Fehlleistungen und der rasant steigenden Staatsverschuldung rufen:

M O R A T O R I U M !

Oder sollen die jährlich 3,9 MRD ÖS an Förderungsbarwert /20, 20/ weiterhin so ineffizient und unkontrolliert ausgegeben werden?

Vor allem um dem, jede Eigeninitiative zu ersticken drohenden, Technobürokratismus entgegenzuwirken, wird daher für die **kommunale Abwasserbehandlung im ländlichen Raum das folgende 10-Punkte Programm** vorgeschlagen, das auch einen wesentlichen Beitrag zu einer langfristigen, sozialverträglichen Budgetsanierung leisten könnte:

1. Einführung natürlicher Anschlußverpflichtungen statt des bislang üblichen künstlichen Anschlußzwanges. Dabei sind sämtliche Technologien **und** subsidiäre Organisationsformen (Wassergenossenschaften, Einzelinitiativen)



durch realistische Kostenansätze zu berücksichtigen. Geleistet wird dies durch das im Teil 1 dargestellte Verfahren.

2. Typengenehmigung für Kleinkläranlagen bis 50 EGW.
3. Vereinfachte Eigenüberwachung bis 50 EGW.
4. Keine regelmäßige Fremdüberwachung bis 50 EGW.
5. Lokale Verwendung der geklärten Abwässer und des Klärschlammes, insbesondere in der Landwirtschaft. Elimination überzogener, nicht zu rechtfertigender Hygienevorschriften.
6. Versickern und verrieseln, wo immer gewässerschutzmäßig verantwortbar. Dies bedeutet maximale Ausnutzung des im ländlichen Raum noch reichlich vorhandenen Selbstreinigungspotentials.
7. Systematische Bildung von Wassergenossenschaften bzw. Übernahme wassergenossenschaftlicher Aktivitäten durch die Gemeinden.
8. Symmetrisierung der Förderung unter besonderer Berücksichtigung der Eigeninitiativen.
9. Kostenwahrheit, d.h. auch
  - Ausweisung der Anschluß-, Betriebs- und Finanzierungskosten durch Planer bzw. Gemeinde **vor** Projektbeginn.
  - Ersatz des  $m^2$  Berechnungsschemas der Anschlußkosten (alte Bauernhäuser!) durch ein rational begründbares Kriterium.
  - **Zahlungen an die Betreiber von Kleinkläranlagen**, solange die Güte des geklärten Abwassers die des Vorfluters übersteigt.
10. Wiedereinführung der im Eisenbahnteilungsgesetz 1878 verankerten Verfahren zur Enteignung bzw. Erwirkung zwangsweiser Dienstbarkeiten.

Die Umsetzung eines solchen Programmes hätte zur Folge:

- Entscheidungstransparenz und damit Bürgernähe durch konsequente Anwendung systemanalytischer Methoden.

- Weitgehende Reduktion der Wasserrechtsbürokratie durch Deregulierung und damit Kosteneinsparung für Verwaltung und Bürger bei gleichzeitiger Beschleunigung der Verfahren.
- Beharren auf dem sorgsamem Umgang mit Grund und Boden.
- Förderung von Selbstverantwortung und Eigeninitiative und damit **Vertrauen in die Wirksamkeit des Subsidiaritätsgedankens.**

Meine Erfahrungen in den letzten vier Jahren zeigten mir, daß im ländlichen steirischen Raum dieser Wille zur Eigenverantwortung und Eigeninitiative immer noch in einem überraschend hohen Maße vorhanden ist. Nur wird er, auf Gemeinde-, Bezirks- und Landesebene, von Verwaltung und Politik, insbesondere in der Ost- und Weststeiermark, in geradezu unglaublicher Weise bekämpft. Die Belege dafür sind zahllos.

Natürlich bleibt zu bedenken, ob **Immanuel Kant** nicht auch oder gerade heute recht hat, wenn er schreibt: „Faulheit und Feigheit sind die Ursachen, warum ein so großer Teil der Menschen ..... gerne zeitlebens unmündig bleiben; und warum es anderen so leicht wird, sich zu deren Vormündern aufzuwerfen. Es ist so bequem, unmündig zu sein ..... Ich habe nicht nötig zu denken, wenn ich nur bezahlen kann; andere werden schon das verdrießliche Geschäft für mich übernehmen.“ /21, 1/

Dennoch. Meiner Einschätzung nach sollte an der Umsetzung eines solchen Programmes ernsthaft gearbeitet werden, auch zur **Stärkung unserer** durch den zentralen, urbanen und weitgehend pragmatisierten Technobürokratismus, von dem gegenwärtig auch die politischen Entscheidungsträger vollständig abhängig sind, **aufs äußerste gefährdeten demokratischen Strukturen.**

Für mich ist nämlich technobürokratischer „Faschismus mit lächelndem Gesicht“ im Sinne von Illich /22, 176/ und Fromm /23, 22/ kein akademisches Konstrukt, sondern eine reale politische Möglichkeit - schon in allernächster Zukunft, wenn „business is usual“ weiterhin Leitlinie der Entscheidungsträger in Politik, Verwaltung und Wirtschaft bleibt.

### 3 Literaturhinweise und Anmerkungen

Die im Text verwendete Symbolik /a,b; c,d; ... / bedeutet /Seite b in a; Seite d in c; .../

- /1/ ÖSTKK Die Variantenuntersuchung, Allgemeine Grundsätze und ökologische Aspekte, **ÖKOprojekt 3-4/1995**
- /2/ Ambros, R. **Verfahren zur Kostenoptimierung von kommunalen Abwasserentsorgungskonzepten**, Diplomarbeit, September 1993, Universität Graz
- /3/ Dusek, H. Kritik an der behördlichen Begründung und Anwendung von Grenzwerten - Gegenvorschläge, **Schriftenreihe zur Wasserwirtschaft, TU Graz** Bd. 12, Mai 1994, p. 49-58
- /4/ Ambros R., Dusek, H., Posch, A. **ÖKAB-Stellungnahme zum Merkblatt zur Variantenuntersuchung (LBD-FaIIIa, 27.4.1994)** Graz, 28.9.1994
- /5/ Dusek, H. Ökologische Abwasserbehandlung und sozialverträgliche Budgetsanierung. **Referat, 18.1.1996, LFS Stainz, Stmk.** Erscheint im Umweltschutzbericht 1995 des Landes Steiermark.  
Das darin enthaltene, der gegenwärtigen Verwaltungspraxis völlig entgegengesetzte 10-Punkte Programm wurde vom Koordinator für Wasserwirtschaft des Landes Stmk., HR DI B. Saurer, öffentlich ausdrücklich gebilligt.
- /6/ Domschke, W., Drexl, A. **Einführung in Operations Research** 2. Auflage, Berlin Heidelberg 1991 Springer (Springer Lehrbuch), Kap. 3: Graphentheorie p. 54-69
- /7/ Cocklin, C. Mathematical Programming and Resources Planning II: New Developments in Methodology **Journal of Environmental Management**, vol. 28, 1989
- /8/ Renner, H. Zusammenfassung und Schlußstatement, **Schriftenreihe zur Wasserwirtschaft, TU Graz** Bd. 12, Mai 1994, p. 249-251
- /9/ Ostwald, W. **Energetische Grundlagen der Kulturwissenschaften**, Philosophisch-soziologische Bücherei, Bd. XVI, Leipzig 1909
- /10/ Stalzer, W. Gewässerschutzpolitik, **Wiener Mitteilungen** Bd. 107, Wien 1992
- /11/ Dunbar, W. **Leitfaden für die Abwasserreinigungsfrage**, 3. Auflage, Oldenbourg 1954
- /12/ Binswanger, H. et al. **Weg aus der Wohlstandsfalle**, Strategien gegen Arbeitslosigkeit und Umweltkrise, Fischer alternativ 4030, F/M 1979
- /13/ ÖSTKK Schritt für Schritt zur Förderung, **ÖKOprojekt**, 1/1994
- /14/ Bartenstein, M. Schreiben vom 9.6.1995 an Lydia Schirrmeister
- /15/ RA3 des Amtes der Stmk. LR **Kleinkläranlagen, Auflagenvordruck - Neuauflage**, A. V. Graz 25.1.1996
- /16/ De Melo, J., Camara, A. Models for the optimization of regional wastewater treatment systems, **European Journal of Operational Research**, vol. 73 (1994), p.1-16
- /17/ Ambros, R. **VAROPT**, Unterlagen einer Präsentation am Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau der TU Graz, vom 8.3.1995
- /18/ Zach, R. Durchführung von Variantenvergleichsrechnungen in der Praxis, **Schriftenreihe zur Wasserwirtschaft, TU Graz**, Bd. 12, Mai 1994
- /19/ Saurer, B. Herausgeber **Pflanzenkläranlagen**, Abwasserreinigung mit bepflanzten Bodenfiltern, LBD-FAIIIa, Graz Februar 1994

- /20/ Rauch-Kallat, M. **Antwort auf parlamentarische Anfrage der Nabg. Wabl et al.**  
vom 31.1.95, GZ. 70 0502/19 - Pr. 2/95
- /21/ Kant, I. Beantwortung der Frage: Was ist Aufklärung? Zitiert aus Bd.1 der Reihe  
**Klassiker der Politik**, Westdeutscher Verlag 1965
- /22/ Illich, I. **Selbstbegrenzung**, Eine politische Kritik der Technik, rororo aktuell 4629,  
1980
- /23/ Fromm, E. **Haben oder Sein**, Die seelischen Grundlagen einer neuen Gesellschaft,  
dtv 1979

### **Teil 1**

Univ. Ass. Mag. Reinhold Ambros  
Institut für Statistik, Ökonometrie und Operations Research  
Karl-Franzens Universität Graz

A-8010 GRAZ  
Herdergasse 9-11

Tel.: 0316 / 380 - 3494  
Fax.: 0316 / 386805  
E-Mail: reinhold.ambros@kfunigraz.ac.at

### **Teil 2**

Dipl.-Ing. Dr.techn. Hermann Dusek  
A-8061 St. Radegund  
Hauptstraße 76



# NÖ Modell einer gesamtökologischen Beurteilung von Abwasserentsorgungskonzepten Möglichkeiten der Umsetzung

A. Schwaller<sup>1</sup>, K. J. Rohrhofer<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Abteilung B/9 - Wasserwirtschaft des Amtes der NÖ Landesregierung,  
<sup>2</sup>Ökoplan, Kulturtechnisches Büro

**Kurzfassung:** Durch die Verlagerung des Schwerpunktes der Abwasserreinigung in den ländlichen Raum und durch geänderte gesetzliche Vorgaben wurde eine eingehende Betrachtung der Immissionssituation und der ökologischen Rahmenbedingungen erforderlich. Sowohl der „Leitfaden für Niederösterreich“ als auch die „Gesamtökologische Beurteilung“ befaßt sich mit den bei der Abwasserreinigung und Abwassereinleitung in Gewässer relevanten ökologischen Faktoren und gibt Anleitungen für die Vorgangsweise in der Praxis. Anhand der beiden Pilotgemeinden Obritzberg-Rust und Leiben wurde der Versuch einer weitgehenden ökologischen Überprüfung unternommen, wobei als Ziel eine Reihung möglicher Entsorgungsvarianten nach ihrer ökologischen Verträglichkeit angestrebt wurde (Verfasser A. Schwaller).

Schließlich werden die Möglichkeiten der Umsetzung diskutiert, wobei als Grundlage die derzeit geltenden Voraussetzungen für eine öffentliche Förderung durch Bund und Land Niederösterreich dienen. Der Verfasser (K.J. Rohrhofer) stellt aus seiner Sicht Möglichkeiten für eine „neue Vorgangsweise“ dar.

**Key words:** Abwasserreinigung, Gewässerökologie, Gesamtökologische Prüfung, öffentliche Förderung, Kostenstrukturanalyse, LAWA, Kostenbarwertberechnung, Obritzberg-Rust, Leiben

## I Einleitung

Die Miteinbeziehung ökologischer Aspekte bei der Reinigung und Entsorgung von Abwasser ist bei diesem primär technisch orientierten Sektor lange Zeit keine Selbstverständlichkeit gewesen. Da Maßnahmen zur Abwasserreinigung zuerst in den Ballungszentren erfolgt sind, waren zumeist große Gewässer als Vorfluter betroffen. Der Beurteilungsschwerpunkt lag daher bei der Emission

der Abwasserreinigungsanlagen, wobei es darum ging, den Stand der Technik zu realisieren und die Grenzwerte der jeweiligen Emissionsverordnung einzuhalten. Sofern überhaupt erforderlich, wurde eine Immissionsabschätzung in Form einer einfachen Verdünnungsrechnung durchgeführt, wobei als Grundlage die Immissionsrichtlinie des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft aus 1987 herangezogen wurde.

Seit die Erstellung von Abwasserentsorgungskonzepten auch für den ländlichen Raum eine zwingende Notwendigkeit geworden sind, ist die Immissionssituation verstärkt in den Vordergrund getreten, da vermehrt Gewässer mit geringer natürlicher Niederwasserführung von der Einleitung von gereinigten Abwässern betroffen sind. Ein Handlungsbedarf resultiert nicht zuletzt auch aus verschärften gesetzlichen Vorgaben, wobei die Novelle zum Wasserrechtsgesetz (1990) sowie das Umweltförderungsgesetz (1993) und die dazugehörigen Förderungsrichtlinien hervorzuheben sind.

Das Wasserrechtsgesetz fordert in seinem § 30 Abs.2 die Erhaltung der natürlichen Beschaffenheit des Wassers in physikalischer, chemischer und biologischer Hinsicht. Im § 105 Abs.1 lit.m wird die Erhaltung der ökologischen Funktionsfähigkeit eines Gewässers ohne wesentliche Beeinträchtigung dezidiert als öffentliches Interesse ausgewiesen. Aufgrund dieser hohen Anforderungen ist eine bloße Orientierung an der oben zitierten Immissionsrichtlinie, welche sich lediglich an einigen chemisch-physikalischen Parametern orientiert und generell die Einhaltung von Güteklasse II fordert, als nicht mehr ausreichend anzusehen.

Auch das Umweltförderungsgesetz 1993 und die dazugehörigen Förderungsrichtlinien verlangen eine Miteinbeziehung ökologischer Belange in der Form, daß ein Variantenvergleich unter Abwägung ökologischer sowie volks- und betriebswirtschaftlicher Aspekte vorgenommen wird (§ 5 Abs.1 Förderungsrichtlinien). Das Umweltförderungsgesetz selbst fordert in § 2 Abs.1, daß die Gewährung einer Förderung einen größtmöglichen Effekt für den Umweltschutz zu bewirken hat, wobei insbesondere nach ökologischer Prioritätensetzung vorzugehen ist.

## **II Abwasserreinigung im ländlichen Raum**

### **Leitfaden für NÖ**

Mit dem Leitfaden für Niederösterreich wurde ein erster Schritt in Richtung Ökologie gesetzt, wobei erstmals limnologische Aspekte im Zusammenhang mit der Abwasserreinigung beleuchtet wurden. Die bereits mehrfach zitierte Immissionsrichtlinie bzw. die darauf aufbauende rechnerische Immissionsbetrachtung dient dabei zwar weiterhin als Basis, das hier formulierte Güteziel Gewässergüteklasse II wird jedoch relativiert. Maßgebliches Kriterium ist nunmehr die ökologische Funktionsfähigkeit, welche (entsprechend den Vorgaben des Wasserrechtsgesetzes) ohne wesentliche Beeinträchtigung zu erhalten ist. Dies ermöglichte einerseits eine flexiblere Vorgangsweise, indem beispielsweise Abweichungen vom ursprünglichen Ziel Gewässergüteklasse II möglich sind, andererseits haben sich dadurch jedoch auch teilweise schärfere Anforderungen, d.h. die Einhaltung einer besseren Gewässergüteklasse als II, z.B. für Quellgebiete und Oberläufen von Fließgewässern ergeben. Ist dies nicht möglich, da z.B. die Reinigungstechnologie bereits voll ausgeschöpft ist, sind derartige Gewässer frei von Abwassereinleitungen zu halten. Diese Forderung nach Freihaltung kann sich auch im Zuge einer „ökosystemaren Betrachtung“ ergeben, wo nicht nur der unmittelbar betroffene Gewässerabschnitt, sondern das gesamte hydrographische Einzugsgebiet beurteilt wird.

Voraussetzung für diese modifizierte Vorgangsweise war zuerst die genaue Definition des Begriffes „ökologische Funktionsfähigkeit“ sowie die Beschreibung der dafür verantwortlichen Faktoren und Faktorengruppen (Chovanec et al, 1994). Besonders wichtig in diesem Zusammenhang war die Erkenntnis, daß die ökologische Funktionsfähigkeit (ebenso wie die Gewässergüteklasse) einer abgestuften Bewertung unterzogen werden kann. Das Wissen um die maßgeblichen Faktoren für die ökologische Funktionsfähigkeit hat sodann in der ÖNORM M 6232 (Anforderungen an die ökologische Untersuchung von Fließgewässern) Eingang gefunden, womit ein für die Praxis handhabbares Instrumentarium für die Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern vorliegt. Bereits bei der ersten Anwendung des „Leitfadens“ hat sich herausgestellt, daß eine ausschließliche Orientierung am Gewässer viele Fragen offen läßt, sodaß lediglich eine sektorale Beurteilung der Gesamtmaßnahmen zur Abwasserentsorgung möglich ist.



### III Gesamtökologische Beurteilung

Bereits aus der Definition des Begriffes „Ökologie“ (Abb.1) geht hervor, daß die Gewässerökologie nicht losgelöst vom restlichen Ökosystem betrachtet werden kann, wengleich auch künftig diesem Bereich (dem Gewässer als Träger der Abwasserfracht) eine gewisse Priorität zukommen wird.

Abb.1

Ökologie ist die Wissenschaft von den Wechselbeziehungen der Organismen untereinander und zu ihrer Umwelt.

Im Anschluß an den „Leitfaden“ wurde daher ein Kriterienkatalog für eine „Gesamtökologische Beurteilung“ erarbeitet, welcher neben dem Lebensraum Gewässer auch andere von der Abwasserreinigung betroffene Lebensräume und Ressourcen erfaßt. Dazu zählen das Grundwasser, sämtliche terrestrische Bereiche („Landlebensraum“), die von baulichen Maßnahmen (Kläranlagenstandort, Transportleitungen) berührt werden sowie die Faktoren Wasserhaushalt, Energiebedarf, Klärschlammverwertung und Landverbrauch.

Da für dieses Fachgebiet keine Richtlinie oder ÖNORM (vergleichbar der ÖNORM M 6232) vorliegt, wurden in einem ersten Schritt eine Definition dieser Faktoren und die dazugehörigen Untersuchungskriterien durch eine Projektgruppe innerhalb der Abteilung B/9 erarbeitet. In einem zweiten Schritt wurden Fachleute der Universität Wien und der Universität für Bodenkultur beauftragt, Fachbeiträge und Untersuchungsprogramme zu erstellen.

Die vorliegende Broschüre „Gesamtökologische Beurteilung - Abwasserreinigung im ländlichen Raum“ stellt eine Zusammenfassung und redaktionelle Bearbeitung dieser Beiträge dar und gibt Anleitungen für die Vorgangsweise in der Praxis. Neben der gewässerökologischen Beurteilung von Abwasserentsorgungsprojekten kommt besonders im Falle problematischer Vorflutverhältnisse (unzureichende Verdünnungsverhältnisse) den hydrogeologischen Rahmenbedingungen im Hinblick auf einen ausreichenden Schutz des Grundwassers besondere Bedeutung zu. Weiters wird der Untersuchungsrahmen für die Fachbereiche terrestrische Ökologie („Landlebensraum“), Landschaftsästhetik und Ressourcen (Stichwort

Wasserhaushalt) abgesteckt. In den nachfolgenden Abb.2 - 5 sind die Vorgangsweise, der Untersuchungsrahmen, das Bewertungskriterium sowie das angestrebte Ziel für die einzelnen Fachbereiche dargestellt.

## **Abb.2 GEOLOGIE - HYDROGEOLOGIE - HYDROLOGIE**

- **VORGANGSWEISE:**
  - Datenerhebung
  - Datenauswertung
  - Erhebung vor Ort
  - Untergrunderhebung
- **ZIEL:**
  - Feststellung von:
    - Abflußverhältnisse
    - Wechselwirkung zwischen Vorfluter und Grundwasser
    - Lage / Beeinflussung von Trinkwasserbrunnen und WVAs
    - Lage / Beeinflussung von anderen Brunnen

**GEREINIGTES ABWASSER DARF KEINE GEFAHR FÜR DAS  
GRUNDWASSER DARSTELLEN !**

**GRUNDWASSERSCHUTZ HAT OBERSTE PRIORITÄT !**

**AUSSCHLIESSUNGSKRITERIUM !**

## **Abb.3 GEWÄSSERLEBENSRAUM**

**VORGANGSWEISE** lt. ÖNORM M 6232

Leitbild	(Referenzstrecke oder theoretischer Vergleich)
Ist-Zustand	(Ortsbefund, weitergehende Untersuchung)
Projekts-Zustand	(Prognose)

**UNTERSUCHUNGSRAHMEN** Einleitstelle(n) für gereinigtes Abwasser  
Selbstreinigungsstrecke(n)  
Stellung im Gewässersystem

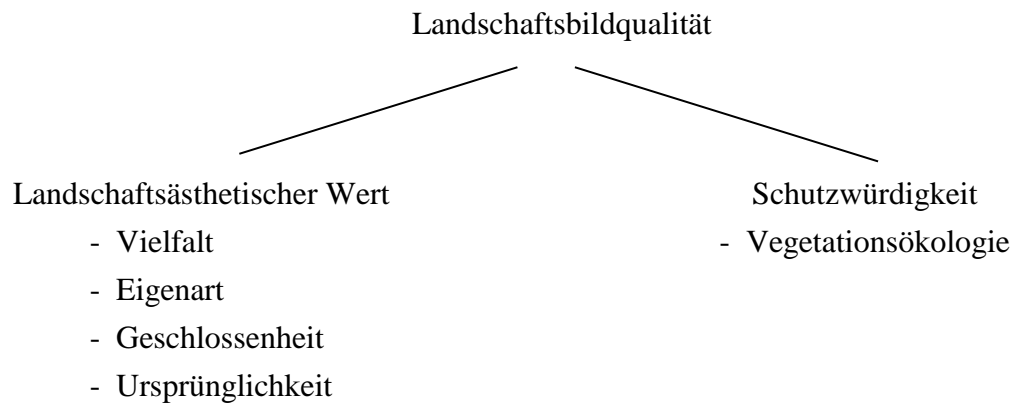
**BEWERTUNGSKRITERIUM** ökologische Funktionsfähigkeit

ZIEL Ausmaß der Beeinträchtigung der ökologischen Funktionsfähigkeit

GEREINIGTES ABWASSER DARF IM GEWÄSSER ZU KEINER WESENTLICHEN BEEINTRÄCHTIGUNG DER ÖKOLOGISCHEN FUNKTIONSFÄHIGKEIT FÜHREN

#### Abb.4 LANDLEBENSRAUM

VORGANGSWEISE	Ist-Zustand Projekts-Zustand
UNTERSUCHUNGSRAHMEN	Ausmaß der Eingriffe Eingrenzung der zu erwartenden Beeinträchtigung aussagekräftige Indikatoren
FACHBEREICHE	<u>Vegetationsökologie</u> Amphibienökologie Ornithologie Laufkäfer (Landschaftsbildbewertung)
BEWERTUNGSSCHEMA	Unterscheidung von Eingriffen in ökologisch hochwertige Flächen irreversibel / nicht regenerierbar reversibel / regenerierbar (Ausgleichsmaßnahmen) ökologisch lokal bedeutende Flächen irreversibel / nicht regulierbar reversibel / regenerierbar (Ausgleichsmaßnahmen) Flächen mit geringem ökologischen Potential
ZIEL	Vermeidung von Kollisionen mit Naturschutzinteressen Ausscheidung ökologisch kritischer Varianten Erhaltung schützenswerter Ist-Zustände Strukturverbesserungen (in Zusammenhang mit Maßnahmen am Gewässer)

**Abb.5** LANDSCHAFTSÄSTHETIK

stark subjektiv geprägte Einschätzung !  
 nur in begründeten Anlaßfällen.

**Abb.6** RESSOURCEN

– Wasserhaushalt	_____	Jahresniederschlagsmengen
– Energiebedarf		Abwassermengen
– Landverbrauch		Wasserversorgung
– Klärschlammverwertung / Räumgutentsorgung		Abwasserableitung

## **IV Gesamtökologische Beurteilung in den Pilotgemeinden Obritzberg-Rust und Leiben**

In diesen beiden Gemeinden wurden die Möglichkeiten einer gesamtökologischen Beurteilung geprüft, wobei bei der Gemeinde Obritzberg-Rust noch die gewässerökologische Beurteilung im Vordergrund stand. Da die Anleitung für die gesamtökologische Beurteilung in Form der vorliegenden Broschüre zu diesem Zeitpunkt noch nicht vorlag, wurde anhand des Kriterienkataloges der Projektgruppe innerhalb der Abteilung B/9 und des vorhandenen Datenmaterials (gewässerökologische Beurteilung der beiden Studien zur Abwasserentsorgung eines Zivilingenieurbüros für Kulturtechnik und Wasserwirtschaft) eine Variantenreihung nach ökologischen Gesichtspunkten vorgenommen. Bei der Gemeinde Leiben kam bereits die vorliegende Broschüre zur Anwendung.

### **1. Obritzberg-Rust**

#### **1.1. Einleitung**

Bei der gesamtökologischen Beurteilung der zur Diskussion stehenden Varianten für die Abwasserentsorgung der Gemeinde Obritzberg-Rust wird neben der Beurteilung der Immissionssituation eine Betrachtung dahingehend angestellt, inwieweit Lebensräume außerhalb des Gewässers („Landlebensraum“) und regionale Ressourcen (Stichwort Wasserhaushalt) von den Maßnahmen betroffen sind. Das Ziel ist, durch Abwägung der Vor- und Nachteile, welche sich bei den einzelnen Varianten für die Lebensräume und die Ressourcen ergeben, jene Variante(n) zu ermitteln, die die größte „ökologische Verträglichkeit“ besitzt(en). Es ist dabei neben der Abschätzung der Immissionssituation (Gewässergüteklasse - Reinhaltungsziel) auch zu beurteilen, ob eine Beeinträchtigung ökologisch wertvoller Flächen (z.B. durch die Errichtung einer Kläranlage, durch den Bau der Kanalisationsanlage) erfolgt oder ob die in Zusammenhang mit der Einleitung der gereinigten Abwässer notwendigen zusätzlichen Maßnahmen an den Gewässern (z.B. Bepflanzung)

nicht nur eine Verbesserung für die Gewässerökologie darstellen, sondern auch eine Erhöhung des Strukturierungsgrades der Landschaft bewirken. Ebenso ist auf die Bedeutung eines möglichen Wasserrückhaltes sowie auf eine relevante Beeinflussung der Wasserführung der Vorfluter einzugehen.

## **1.2. Beurteilungsgrundlagen**

### **1.2.1 Studie „Pilotgemeinde Obritzberg-Rust - Abwasserentsorgung im ländlichen Raum“**

Vom Verfasser dieser Studie wird auf den ökologischen Aspekt insofern eingegangen, indem der Versuch einer „Reihung“ der einzelnen Varianten aus ökologischer Sicht vorgenommen wird. Da sich ökologische Aspekte nur schwer oder gar nicht quantifizieren lassen, werden die für die ökologische Verträglichkeit verantwortlichen Kriterien verbal beurteilt und einer qualitativen Einstufung unterzogen. Die dieser Einstufung zugrundeliegenden Kriterien sind

- die Beschattung der Vorfluter Noppenbach und Fladnitz,
- die Dotation trockenfallender Gräben,
- die Grundwasserbeeinflussung durch den Bau der Transportleitung und
- die Summe der Baumaßnahmen bei Herstellung der Transportleitungen.

Daraus lassen sich für jene Varianten ökologische Vorteile ableiten, welche eine Beschattung der Vorfluter und eine Dotation der trockenen Gräben beinhalten sowie ein Minimum an Transportleitungen benötigen. Es handelt sich dabei um die Varianten NG I, III und V - XIII. Der Verfasser der Studie empfiehlt abschließend, aufgrund dieser Ergebnisse und des Wunsches der Gemeinde nach einer dezentralen Entsorgungsmöglichkeit eine Auswahl aus diesen „ökologisch besten“ Varianten zu treffen. Eine Präferenz für eine bestimmte Variante wird dabei jedoch nicht abgegeben.

### **1.2.2. Untersuchungen durch die Abteilung B/9**

Anhand eines eigens entworfenen Kriterienkataloges für die gesamtökologische Beurteilung von Abwasserentsorgungssystemen wurde die ökologische

Verträglichkeit einer zentralen und einer dezentralen Abwasserentsorgung noch eingehender betrachtet. Es wurde dabei unter Zugrundelegung der vorliegenden Studie und der Ergebnisse von örtlichen Erhebungen ein Vergleich zwischen der von der Gemeinde bevorzugten Variante V und einer zentralen Entsorgungsmöglichkeit (Variante NG 0, eingeschränkt auch Variante I) vorgenommen. Folgende für die ökologische Verträglichkeit maßgeblichen Parameter wurden unter Berücksichtigung der örtlichen Rahmenbedingungen und des o.a. Kriterienkataloges ermittelt:

- das Ausmaß der Beeinträchtigung der ökologischen Funktionsfähigkeit bzw. die sich einstellende Gewässergüteklasse,
- die Auswirkungen auf die Flächen, die durch den Bau der Kläranlage und der Kanaltrassen betroffen sind,
- die Länge der Transportleitungen und damit eine mögliche Beeinflussung des Grundwassers,
- die Beeinflussung der Wasserführung der Vorfluter,
- die Dotation trockenfallender Gräben,
- die Uferbepflanzung (Beschattung) der Vorfluter Fladnitz und Noppenbach.

### **1.3. Ergebnisse**

#### **1.3.1. Grundwassersituation**

Um einen ausreichenden Schutz des Grundwassers in Zusammenhang mit der Einleitung gereinigter Abwässer zu gewährleisten, ist entweder eine ausreichende Verdünnung der Abwässer erforderlich oder aber eine dementsprechend weitgehend dichte Gerinnesohle oder Vorliegen nur einer untergeordnete Kommunikation mit dem örtlichen Grundwasserkörper. Da aufgrund der geringen natürlichen Niederwasserabflüsse unzureichende Verdünnungsverhältnisse vorliegen, kommt im gegenständlichen Fall das zweite Kriterium (dichte Gerinnesohle) zur Anwendung. Laut vorliegender Studie herrschen im Gemeindegebiet unterschiedliche geologische Verhältnisse vor.

### Westlicher Gemeindeteil:

Dieser zählt zum sogenannten kristallinen Bereich, bestehend aus anstehenden geklüfteten Festgesteinen mit durchlässiger sand-grusiger Verwitterungsschwarte und ist als nicht dicht zu bezeichnen. Es liegen daher hier ungünstige / ungeeignete Verhältnisse für eine Abwassereinleitung vor.

### Östlicher Gemeindeteil:

In diesem Bereich herrscht Lockergestein oder Lößsediment (mit teilweise dichten Zwischenschichten) vor, darunter befindet sich der erste Grundwasserhorizont. Es liegen keine Anzeichen einer direkten Kommunikation mit diesem Grundwasserhorizont vor.

Eine endgültige Beurteilung der hydrogeologischen Gegebenheiten in Zusammenhang mit dem erforderlichen Schutz des Grundwassers ist nach Vorliegen entsprechender Detailprojekte durch einen Fachkundigen für Hydrogeologie vorzunehmen.

### 1.3.2. Reinigungstechnologie

Aufgrund der ungünstigen Vorflutverhältnisse (geringe Abflüsse, starke Degradation) wird in der vorliegenden Studie, speziell in der gewässerökologischen Untersuchung, darauf hingewiesen, daß zur Minimierung der Restfrachten eine weitestgehende Abwasserreinigung erforderlich ist. D.h., daß im Anschluß an eine biologisch-technische Reinigungsstufe ein bepflanzter Bodenfilterkörper (vertikal durchströmt und intermittierend beschickt) notwendig ist, um die erforderliche Reinigungsleistung hinsichtlich der güterelevanten Parameter BSB<sub>5</sub> und NH<sub>4</sub>-N zu erzielen. Als Grundlage dazu dienen die im „Leitfaden für die Abwasserreinigung im ländlichen Raum für NÖ“ in Tabellenform angegebenen Ablaufwerte.

Diese Form der Abwasserreinigung wird als unabdingbare Forderung in Zusammenhang mit einer dezentralen Abwasserreinigung angesehen, da



- die nachgeschaltete Reinigungsstufe gleichsam ein „Sicherheitsventil“ für den Vorfluter bedeutet, da hier sowohl eine Vergleichmäßigung der Ablaufmengen und Ablaufkonzentrationen erfolgt als auch Belastungsstöße wirksam ausgeglichen werden können,
- durch den Bodenfilter ein weitestgehender Feststoffrückhalt gewährleistet wird und ein eventueller Schlammabtrieb aus der biologisch-technischen Reinigungsstufe nicht in die Gewässer gelangt,
- dadurch andere Lastfälle, z.B. „Anspringen“ der Regenwasserkanalisation zu Beginn von Niederschlagsereignissen (bei Mischkanalsystemen), Einträge aus der Landwirtschaft abgepuffert werden können,
- das Gewässersystem von Fladnitz und Noppenbach durch die Einleitung der gereinigten Abwässer ohnehin bis an die Grenze belastet wird und somit eine Minimierung der Gesamtfrachten zur Hintanhaltung etwaiger Summationseffekte unbedingt erforderlich ist.

Hinsichtlich der Notwendigkeit einer Phosphorfällung ist anzuführen, daß diese bei Kläranlagen mit einer Belastung von mehr als 1.000 EGW gemäß Emissionsverordnung vorgesehen ist, bei kleineren Anlagen jedoch in Abhängigkeit von den Immissionsanforderungen ebenfalls erforderlich sein kann. Da, wie bereits oben angeführt, die Leistungsfähigkeit der Gewässer Fladnitz und Noppenbach durch die dezentrale Abwasserentsorgung bereits vollkommen ausgeschöpft ist, ergibt sich auch beim Phosphor die Forderung, diesen zwecks Minimierung der Gesamtfrachten auch bei Anlagen mit geringerer Belastung als 1.000 EGW aus dem Abwasser weitestgehend zu entfernen. Dazu ist zu ergänzen, daß Phosphor aus den Abwässern im vorliegenden Fall aufgrund der hohen allochthonen Einträge zwar nicht den limitierenden Faktor für das Pflanzenwachstum in den Gerinnen darstellt, eine Anreicherung von Phosphor im Gewässersystem im Hinblick auf mögliche Summenwirkungen jedoch nicht zulässig ist.

### 1.3.3. Ökologische Funktionsfähigkeit und Güteklasse

Bei diesen Untersuchungen werden in Zusammenhang mit der Einleitung der gereinigten Abwässer die Auswirkungen auf die Gewässergüte untersucht. Dabei ist jedoch nicht ausschließlich die Einhaltung einer bestimmten Gewässergüteklasse das Kriterium, sondern wird vielmehr geprüft, ob es dadurch zu einer wesentlichen Beeinträchtigung der ökologischen Funktionsfähigkeit kommt.

Diese Untersuchungen wurden in Anlehnung an die Vorgaben der ÖNORM M 6232 (Anforderungen an die ökologische Untersuchung von Fließgewässern) durchgeführt und beinhalten

- die Formulierung eines ökologischen Leitbildes
- eine Ist-Zustands-Erhebung, bestehend aus Ortsbefunden und Detailuntersuchungen
- Prognosen über die zu erwartende Beeinflussung der Gewässer durch das gereinigte Abwasser unter Zugrundelegung der Reinigungsleistung der einzelnen Kläranlagen
- Aussagen über das Ausmaß der derzeitigen und künftigen Beeinträchtigung der ökologischen Funktionsfähigkeit.

Das Leitbild sieht entsprechend der Vorgaben des WRG eine maximal mäßige Beeinträchtigung der ökologischen Funktionsfähigkeit vor. Aufgrund der unterschiedlichen Typologie der betroffenen Gewässerabschnitte resultieren daraus auch unterschiedliche Güteziele.

#### Noppenbachast

- Für die Quellgerinne (Wiedenbach - Schweibach - Pfaffinger-Bach) und für den Oberlauf des Noppenbaches bedeutet dies eine nur mäßige Beeinträchtigung der ökologischen Funktionsfähigkeit die Einhaltung von Gewässergüteklasse I - II.
- Für den Mittel- und Unterlauf wird als Güteziel Güteklasse II angegeben.

### Fladnitzast

- Für die Fladnitz selbst ist bei einer nur mäßigen Beeinträchtigung der ökologischen Funktionsfähigkeit die Einhaltung von Güteklasse II erforderlich.
- Für die Zubringergräben Kleinruster-Graben und Fugginger-Graben ist die Formulierung eines eigenen Gütezieles nicht erforderlich, da es sich dabei einerseits um Gerinne von nur geringer ökologischer Wertigkeit handelt und andererseits diese Gräben keine Gewässer im Sinne des WRG darstellen.

Im Zuge der **Ist-Zustands-Erhebung** wurde festgestellt, daß es sich bei Fladnitz und Noppenbach mit Ausnahme der Quellgerinne des Noppenbaches um schwer gestörte, weil hoch degradierte Ökosysteme handelt. Aufgrund der schlechten strukturellen Verhältnisse, einer fehlenden Beschattung und der Einleitung von schlecht- oder ungereinigten Abwässern treten vermehrt Eutrophierungsvorgänge in Form eines gesteigerten Algen- und Makrophyten-Wachstums auf. Das Resultat daraus ist eine schwer gestörte Sauerstoffbilanz (hohe Tag- und Nachtschwankungen des Sauerstoffgehaltes in der fließenden Welle sowie ein erhöhter Sauerstoffbedarf des Sedimentes) sowie Autosaprobitätsvorgänge.

Die Quellgerinne des Noppenbaches weisen dagegen weitaus bessere strukturelle Verhältnisse sowie eine nur wenig beeinträchtigte Gewässergüte auf.

Zu den Zubringergräben zur Fladnitz ist anzuführen, daß diese aufgrund der morphologischen Gegebenheiten und der starken Abwasserbelastung als stark beeinträchtigte Gewässersysteme anzusprechen sind.

Als wesentliche Aussage im Zuge der **Prognose** über die Beeinflussung der Vorfluter durch die gereinigten Abwässer ist zu werten, daß eine Abwasserreinigung in dezentralen Anlagen mit anschließender Einleitung in die Gewässer vor Ort zwar zu einer Verbesserung der derzeitigen Gütesituation führen würde, das ökologische Leitbild, welches eine nur mäßige

Beeinträchtigung der ökologischen Funktionsfähigkeit fordert, jedoch nicht erreicht werden könnte. Da neben der unbefriedigenden Abwassersituation auch die starke Beeinträchtigung der ökomorphologischen Gegebenheiten (harte Regulierung durch Begradigung, fehlender Uferbewuchs, etc.) für das Ausmaß der Beeinträchtigung der ökologischen Funktionsfähigkeit verantwortlich ist, kann diese Zielvorstellung nur durch zusätzliche Begleitmaßnahmen bzw. durch Berücksichtigung spezieller Umstände erreicht werden. Diese können wie folgt zusammengefaßt werden:

- Die Quellgerinne des Noppenbaches (Wiedenbach - Schweibach - Pfaffinger-Bach) sind frei von Abwassereinleitungen zu halten, da hier auch bei optimaler Abwasserreinigung keine bessere Güteklasse als II erzielt werden kann. Diese stellt jedoch aufgrund typologischer Kriterien bereits eine wesentliche Beeinträchtigung für diese Gewässer dar. Außerdem sind die Gewässer ein ökologisch hochwertiger Rückzugsraum für sensible Organismen und können als „Quelle“ für eine Wiederbesiedelung der unterhalb befindlichen Gewässerabschnitte nach Katastrophenfällen (Hochwässer, Verunreinigungen etc.) eingestuft werden.
- Alle Kläranlagen sind unabhängig von ihrer Größenordnung als 3-stufige Reinigungssysteme mit nachgeschaltetem Pflanzenbodenfilter auszustatten.
- Zwecks Verbesserung der Sauerstoffbilanz, Verringerung des Sauerstoffbedarfes des Sedimentes und Hintanhaltung einer gesteigerten Primärproduktion ist eine Beschattung der Gewässer Fladnitz und Noppenbach in der Form erforderlich, daß
  - an der Fladnitz eine beidufrige Bepflanzung in Form eines gestuften Gehölzgürtels erfolgt und
  - am Noppenbach eine gleichartige Bepflanzung am Südufer durchgeführt wird.

Die Bepflanzung an der Fladnitz ist dabei oberhalb und unterhalb der geplanten ARA Flindsdorf vorzunehmen und sodann von oberhalb der geplanten ARA Zagging bis Statzendorf. Am Noppenbach hat diese Bepflanzung bereits am Wiedenbach zu beginnen und ist bis auf die Höhe von Absdorf fortzusetzen.

Durch die genannten Maßnahmen - dezentrale Abwasserreinigung bei gleichzeitiger Realisierung der oben angeführten Rahmenbedingungen - kann für das gesamte Ökosystem von Fladnitz und Noppenbach die Stufe einer nur geringen (Quellgerinne Noppenbach) bis mäßigen Beeinträchtigung erreicht werden.

Die vorliegende ökologische Untersuchung zeigt in eindeutiger und nachvollziehbarer Art und Weise auf, in welcher Form und unter welchen Bedingungen die beantragte dezentrale Abwasserentsorgung in Form der Variante V realisiert werden kann. Es wird darauf hingewiesen, daß die oben genannten Rahmenbedingungen als unbedingt erforderlich anzusprechen sind, um dem öffentlichen Interesse an der Erhaltung der ökologischen Funktionsfähigkeit der betroffenen Fließgewässer gerecht zu werden. Die hier genannten Begleitmaßnahmen sind daher in die noch auszuarbeitenden Detailprojekte aufzunehmen und im Sinne der obigen Ausführungen darzustellen.

Weiters ist in diesen Detailprojekten auf die genaue Trassenführung der im Oberlauf des Noppenbaches erforderlichen Reinwasserableitungsschläuche für die Kläranlagen Thallern, Pfaffing und Doppel einzugehen. Dies deshalb, da diese abschnittsweise im Uferbereich von Noppenbach und Wiedenbach geführt werden und eine nachteilige Beeinflussung dieser naturnahen Gerinne und ihrer Uferzonen hintangehalten werden muß. In diesem Zusammenhang wird nochmals auf die Aussage des gewässerökologischen Gutachtens hingewiesen, daß in diesem Bereich eine Einleitung der gereinigten Abwässer vor Ort nicht möglich im Sinne der Erfüllung des Leitbildes ist.

Zur Uferbepflanzung von Noppenbach und Fladnitz ist anzuführen, daß diese nach gewässerökologischen Gesichtspunkten zu erfolgen hat. Dazu zählt die Herstellung eines gestuften, aus Baum- und Strauchschicht bestehenden Bewuchses mit einer Mindestbreite von 4 m und einem weitgehenden Kronenschluß. Eine andere Form der Uferbepflanzung, z.B. die Pflanzung von Bäumen entlang der Böschungsoberkante, erzielt lediglich eine alleeförmige Erscheinung der Gewässer und ist als nicht zielführend im Sinne der obigen Ausführungen einzustufen. Die Darstellung dieser Bepflanzung in Form einer verbalen Beschreibung und einer Darstellung in Quer- und Längsprofilen wird ebenfalls Gegenstand der Detailprojekte sein.

Es ist festzuhalten, daß die Variante NG 0 aufgrund der Ableitung des Schmutzwassers zwar zu keiner Beeinträchtigung der Gewässergüteklasse führt, die ökologische Funktionsfähigkeit jedoch aufgrund der herrschenden strukturökologischen Rahmenbedingungen dadurch nicht verbessert wird. Bei der Variante V hingegen erfolgt zwar eine punktuelle geringe bis mäßige Beeinträchtigung der Güteklasse, insgesamt wird jedoch durch die vorgesehene weitestgehende Abwasserreinigung und die gleichzeitige Beschattung der Gewässer eine Verbesserung der ökologischen Funktionsfähigkeit gegenüber dem Ist-Zustand erreicht.

#### 1.3.4. Kläranlagenstandorte

Variante NG 0:

Der Standort „Hohe Brücke“ bei Statzendorf befindet sich linksufrig der Fladnitz, rechts der Eisenbahntrasse. In diesem Bereich befindet sich derzeit ein Betriebsgelände und werden die angrenzenden Flächen landwirtschaftlich genutzt. Es handelt sich dabei um ökologisch nicht relevante Flächen, sodaß sich nähere Untersuchungen erübrigen.

Variante V:

Die Kläranlagenstandorte an der Fladnitz (Flinsdorf, Zagging) und an den Zubringergräben (Ober- und Untermerking, Kleinrust, Fugging) können gemeinsam beurteilt werden, da es sich ausnahmslos um derzeit landwirtschaftlich genutzte Flächen handelt. Ökologisch bedeutende Bereiche sind nicht betroffen, es werden daher keine weiteren Betrachtungen angestellt.

Grundsätzlich das gleiche gilt für die Kläranlagenstandorte am Noppenbach und an den Noppenbachzubringern. Die ARA Eitzendorf wird auf einer derzeit als Weidefläche genutzten Wiese errichtet. Die ARA-Standorte Doppel, Pfaffing und Thallern stellen derzeit ebenfalls landwirtschaftlich genutzte Flächen (Acker, Fettwiesen) dar, sodaß sich auch hier weitere Untersuchungen und Betrachtungen erübrigen.

### 1.3.5. Kanaltrassen

#### Variante NG 0:

Die Transportleitungen werden hier z.T. entlang von Landesstraßen, Feldwegen, z.T. auch entlang der Fladnitz und des Noppenbaches und dessen Zubringer geführt. Während die Trassenführung entlang Straßen und Wegen ökologisch nicht relevant ist, erfordert die Verlegung der Transportleitungen entlang der Noppenbachzubringer Wiedenbach und Schweinbach sowie entlang des Noppenbaches bis Noppendorf eine entsprechende Berücksichtigung der ufernahen Zonen und der Ufervegetation. Darauf ist im Rahmen der Detailplanung Bedacht zu nehmen. Die Trassenführung entlang der Fladnitz (entlang des Uferbegleitweges) und der Zubringergräber besitzt zwar ökologisch gesehen nur untergeordnete Bedeutung, eine allfällige Grundwasserbeeinflussung (entlang der Fladnitz herrschen gespannte Grundwasserverhältnisse vor) ist zu berücksichtigen. Gegebenenfalls sind unterirdische Kanal-/Druckrohrleitungsverlegungen anzuwenden.

#### Variante V:

Bei dieser Variante erfolgt die Ableitung der gereinigten Abwässer aus den Kläranlagen von Pfaffing und Thallern mittels Reinwasserableitungskanäle entlang von Wieden- und Schweinbach. Hier ist eine Berücksichtigung der Uferbereiche dieser naturnahen Fließgewässer im Zuge der Detailplanung (sh. Pkt. 2.1., Variante NG 0) erforderlich. Hingegen ist die Reinwasserableitung von Doppel bis unterhalb von Pfaffing entlang der Landesstraße als ökologisch nicht relevant einzustufen. Für die Transportleitung von Schweinern entlang des Noppenbaches bis zur ARA Eitzendorf gilt im wesentlichen das oben Gesagte, sofern die Trasse nicht entlang der Landesstraße geführt wird. Die übrigen Kanaltrassen (Schmutzwasserkanal Obermerking, Großrust, Greiling, Diendorf, Groß- und Kleinhain, Reinwasserableitungskanal Ober- und Untermerking) verlaufen dagegen entlang von Straßen- und Feldwegen und sind daher ökologisch bedeutungslos.

### 1.3.6. Wasserführung, Wasserrückhalt und Landschaftsstrukturierung

#### Variante NG 0:

Bei Ableitung des Schmutzwassers aus den Katastralgemeinden entlang des Noppenbaches bleibt der „Status quo“ des regulierten Gewässers ohne beschattende Ufervegetation erhalten. Der „Verlust“ an Wasserführung kann mit 10 - 15 % angegeben werden.

Bezüglich der Ufervegetation gilt für die Fladnitz das gleiche wie für den Noppenbach, eine Ausnahme stellt lediglich die im Bereich der Kläranlage in Statzendorf vorgesehene Uferbepflanzung auf einer Länge von ca. 2 km dar. Für die Fladnitz beträgt der Wasserführungsverlust im Bereich Flinsdorf 2 - 3 %, im Bereich Zagging bereits 25 - 30 %.

Die Gräben, welche von den Ortschaften Kleinrust und Fugging Richtung Fladnitz ziehen, werden bei Ableitung des Schmutzwassers zumindest zeitweise trockenfallen.

#### Variante V:

Die Einleitung der gereinigten Abwässer bedeutet für den Noppenbach eine geringe Erhöhung der natürlichen Wasserführung in der Größenordnung von ca. 10 - 15 %. Eine Veränderung der strukturökologischen Gegebenheiten wird durch die bei der Einleitung von gereinigten Abwässern erforderliche südufrige Bepflanzung des Noppenbaches auf eine Länge von ca. 3 km und des Wiedenbaches auf eine Länge von 0,3 km erreicht.

Während die Erhöhung der Wasserführung der Fladnitz im Bereich Flinsdorf bei der Einleitung der gereinigten Abwässer als unbedeutend eingestuft wird, beträgt diese Aufhöhung im Bereich Zagging bereits ca. 30 %. Außerdem werden die strukturökologischen Gegebenheiten an der Fladnitz durch die erforderliche beidufrige Bepflanzung im Bereich von Flinsdorf und in weiterer Folge beginnend von oberhalb von Zagging bis kurz vor Statzendorf auf eine Länge von ca. 5 km deutlich verändert.

Diese Variante bedeutet außerdem eine permanente Dotation der Drainagegräben von Kleinrust und Fugging in der Größenordnung von ca. 0,5 l/s.



## 1.4. Diskussion

Aufgrund der vorliegenden Untersuchungsergebnisse lassen sich sowohl für die dezentrale als auch für die zentrale Variante ökologische Vorteile und Nachteile für die betroffenen Lebensräume Gewässer und Umland ableiten. Der Versuch, die für die ökologische Verträglichkeit maßgeblichen Parameter einer 4- bzw. 7-stufigen Werteskala (Abb.6) zuzuordnen, zeigt jedoch, daß aufgrund der unterschiedlichen Gewichtung der einzelnen Parameter die ökologische Verträglichkeit der dezentralen Variante höher einzustufen ist. Dies resultiert in erster Linie aus den ökologischen Vorteilen, die durch die Beschattung der Uferbereiche von Fladnitz und Noppenbach sowohl für die Gewässer als auch für die Landschaftsstruktur erreicht werden (Abb.7). Die hier postulierten ökologischen Verbesserungen werden sich jedoch nur dann einstellen, wenn die Bepflanzungsmaßnahmen nach (gewässer-)ökologischen Gesichtspunkten durchgeführt werden. Minimalmaßnahmen (alleartige Bepflanzung der Böschungsoberkante) erfüllen diese Bedingungen nicht.

Ein weiterer ökologischer Vorteil der dezentralen Variante besteht darin, daß die Wasserführung der sehr abflußschwachen Vorfluter durch das gereinigte Abwasser in Teilbereichen vergrößert wird. Davon ist hauptsächlich die Wasserführung der Fladnitz betroffen, der Einfluß auf die Wasserführung des Noppenbaches ist weitaus geringer und daher auch ökologisch weniger bedeutend.

Die permanente Dotation der Gräben von Fugging und Kleinrust mit gereinigtem Abwasser bedeutet zwar nicht, daß hier echte Zubringergerinne zur Fladnitz entstehen, da die eingeleiteten Wassermengen dafür viel zu gering sind. Die Entwicklung von funktionsfähigen Lebensräumen mit einer charakteristischen Feuchtvegetation und der zugehörigen faunistischen Besiedelung erscheint jedoch durchaus realistisch. Es lassen sich daher auch hier tendenzielle Vorteile der dezentralen Variante erkennen.

Nahezu umgekehrt verhält es sich bei der Beurteilung der ökologischen Vorteile für die biologische Gewässergüte. Hier ist die ökologische Verträglichkeit der zentralen Variante höher einzustufen, da Noppenbach und Fladnitz abwasserfrei gehalten werden. Dies gilt jedoch mit der Einschränkung, daß bei zentraler Variante zwar keine Gütebeeinträchtigung gegeben ist, die ökologische Funktionsfähigkeit aber nicht wesentlich verbessert wird. Es ist weiterhin mit

einer wesentlichen bis starken Beeinträchtigung der ökologischen Funktionsfähigkeit zu rechnen, da die negativen strukturökologischen Rahmenbedingungen (welche bei Realisierung der dezentralen Variante zumindest abschnittsweise durch erforderliche Beschattung der Gewässer positiv beeinflußt werden) nicht verbessert werden.

Die übrigen Parameter (Flächenbedarf für Kläranlagen und Kanaltrasse) sind im gegenständlichen Fall ökologisch nicht relevant und werden daher als neutral eingestuft. Im Gegensatz dazu ist eine Grundwasserbeeinflussung durch die Verlegung der Transportleitungen höher zu bewerten. Zwar erfordern beide Varianten die Errichtung von Transportleitungen, der Vorteil der dezentralen Variante ist hier durch die deutlich geringere Länge derselben (ca. 16 km gegenüber 40 km bei der zentralen Variante) gegeben.

Zur Variante I (Ableitung des Schmutzwassers zur ARA Traismauer) ist anzuführen, daß diese durch die Ableitung des Abwassers ausschließlich Vorteile für den Gewässerlebensraum bzw. für die biologische Gewässergüteklasse von Noppenbach und Fladnitz bedingt. Eine Verbesserung oder die Schaffung von Vorteilen für die gesamtökologische Situation im Gemeindegebiet (z.B. Verbesserung der ökomorphologischen Zustandsklasse der Gewässer durch Beschattung bei gleichzeitiger Strukturierung der Landschaft, Erhöhung der Wasserführung, Wasserrückhalt) lassen sich bei dieser Lösungsvariante nicht realisieren. Diese Variante wird aufgrund ihrer positiven Auswirkungen auf die biologische Güteklasse dennoch als ökologisch verträglich eingestuft, läßt jedoch nicht jene zusätzlichen Vorteile erkennen, die eine dezentrale Abwasserentsorgung bietet.

Die Variante NG 0 mit einer Kläranlage an der „Hohen Brücke“ in Statzendorf nimmt dabei eine Mittelstellung ein, da hier die Fladnitz ebenfalls über weite Strecken und der Noppenbach gänzlich von Abwasser freigehalten werden. Zusätzlich ist im Bereich von Statzendorf eine Beschattung der Fladnitz auf einer Länge von ca. 2 km vorgesehen.

Die Aussagen hinsichtlich der zu erwartenden ökologischen Vorteile und der besseren ökologischen Verträglichkeit einer dezentralen Abwasserentsorgung für Obritzberg-Rust beziehen sich auf grundsätzliche Punkte, die mit der Realisierung dieses Entsorgungssystems verbunden sind. Dies sind im wesentlichen

- die auf mehrere Stellen verteilte Einleitung des gereinigten Abwassers bei gleichzeitiger Einhaltung des Güteziels,
- die damit verbundene, weil zwingend notwendige abschnittsweise Restrukturierung (Beschattung) der Gewässer Fladnitz und Noppenbach,
- die zumindest in Teilabschnitten merkliche Erhöhung der Wasserführung der ohnehin abflußschwachen Gerinne,
- die daraus resultierende Verbesserung der ökologischen Funktionsfähigkeit von Noppenbach und Fladnitz,
- der Wasserrückhalt im Bereich der Gräben von Kleinrust und Fugging, was die Entstehung von Feuchtlebensräumen innerhalb ein anthropogen stark überformten Region ermöglicht und
- die Freihaltung der Quellgerinne des Noppenbaches von gereinigtem Abwasser (eine Einleitung würde aufgrund des für diese Gewässer formulierten Leitbildes bereits eine wesentliche Beeinträchtigung der ökologischen Funktionsfähigkeit bedeuten), wobei allerdings einzuschränken ist, daß dieser Vorteil auch bei einer zentralen Lösungsvariante gegeben ist.

Daraus ist der Schluß zu ziehen, daß jeder dezentralen Variante, die diese Maßnahmen beinhaltet - und nicht nur der Variante V - eine hohe ökologische Verträglichkeit zuzuschreiben ist. Die Aussagen gelten gleichermaßen für die Varianten VI - XIII und NG I, wobei sich diese dezentralen Varianten im wesentlichen in der Anzahl der Abwasserreinigungsanlagen unterscheiden. Die ökologische Verträglichkeit sowie die ökologischen Vorteile gegenüber einer zentralen Variante sind jedoch nicht von der Anzahl der Kläranlagen abhängig, sondern orientieren sich daran, ob bei der Realisierung dieser Varianten gleichzeitig Verbesserungen der derzeitigen gesamtökologischen Situation (sowohl im Gewässer als auch im Umland) umgesetzt werden können.

## 1.5. Zusammenfassung

Aufgrund der hohen Degradation und der geringen natürlichen Wasserführung der Vorfluter Noppenbach und Fladnitz ist eine Einleitung von gereinigtem Abwasser bei gleichzeitiger Einhaltung des Güteziels und einer damit verbundenen nur geringen bis mäßigen Beeinträchtigung der ökologischen Funktionsfähigkeit der Gewässer nur dann möglich, wenn neben einer weitestgehenden Abwasserreinigung zusätzlich eine Beschattung der Gerinne durch Uferbepflanzung erreicht wird. Sowohl diese als ökologischer Vorteil zu wertende Maßnahme als auch die Erhöhung der Wasserführung, ein Wasserrückhalt in der Region und die geringe Gefahr einer Grundwasserbeeinflussung durch kürzere Transportleitungen weisen auf die bessere ökologische Verträglichkeit einer dezentralen Entsorgungsvariante hin. Diese Aussagen gilt für jede Variante, bei deren Realisierung sich ökologische Vorteile für die Gewässer und ihr Umland im Sinne der obigen Ausführungen ergeben.

### Abb.7

<b>ÖKOLOGISCHE VERTRÄGLICHKEIT</b>		<b>KRITERIUM</b>
Beeinflussung Güteklasse		
Beeinflussung Fläche ARA-Standorte		
Beeinflussung Fläche Kanaltrasse		
Beeinflussung Grundwasser (Kanaltrasse)		PARAMETER
Beeinflussung Q Vorfluter		
Dotation der Gräben		
Beschattung der Vorfluter		
1	ausschließlich ökologische Vorteile	- optimal
1 - 2	mehrere ökologische Vorteile	- sehr gut
2	einige ökologische Vorteile	- gut
2 - 3	neutral	- neutral
3	einige ökologische Nachteile	- schlecht
3 - 4	mehrere ökologische Nachteile	- sehr schlecht
4	ausschließlich ökologische Nachteile	- nicht vorhanden
•••	hoch	
••	mittel	GEWICHTUNG
•	gering	

**Abb.8**

Kriterium	Variante / Parameter	Noppenbach		Fladnitz			
		NG 0	V	NG 0	V		
ökologische Verträglichkeit	●●● Beeinflussung Güteklasse	1	3	oberh Statzendorf 1	3	unterh Statzendorf 3	2 - 3
	● Beeinflussung Fl. ARA. Sta.	2 - 3	2 - 3	2 - 3	2 - 3		
	● Beeinflussung Fläche Kanal	2 - 3	2 - 3	2 - 3	2 - 3		
	●● Beeinflussung GW (Kanal)	3	3	3	2 - 3		
	●● Beeinflussung Q Vorfluter	2 - 3	2 - 3	3	2		
	●● Dotation Gräben	-	-	4	2		
	●●● Beschattung Vorfluter	4	1	4	1		

## **2. Leiben**

### **2.1. Einleitung**

Bei der Untersuchung und Beurteilung möglicher Kläranlagenstandorte in der Marktgemeinde Leiben wurde bereits auf die zu diesem Zeitpunkt in Rohfassung vorliegende Broschüre über die „Gesamtökologische Beurteilung“ von Abwasserentsorgungskonzepten zurückgegriffen.

Vom einem Ingenieurbüro für Landschaftsökologie und Landschaftsgestaltung wurden Möglichkeiten der dezentralen Entsorgung für die Ortsgebiete Trennegg, Losau, Neu-Weinzierl und Kaumberg untersucht.

Neben einer eingehenden Untersuchung der gewässerökologischen Gegebenheiten (Ausmaß der Beeinträchtigung der ökologischen Funktionsfähigkeit) wurden die von der Abwasserentsorgung betroffenen Lebensräume und Ressourcen untersucht. Das Ziel war, durch Abwägung der Vor- und Nachteile, welche sich bei den einzelnen Varianten für die Lebensräume und die Ressourcen ergeben, Varianten zu ermitteln, die ökologisch verträglich sind. Im Anschluß daran wurde unter Berücksichtigung allgemeiner wasserwirtschaftlicher Aspekte eine Reihung dieser Varianten vorgenommen.

Parallel zur gesamtökologischen Untersuchung wurden die hydrogeologischen Verhältnisse geprüft, wobei das Hauptaugenmerk auf allfällige Versickerungstendenzen gelegt wurde. Da diese Arbeit derzeit noch im Gange ist, ist eine Aussage zu diesem Fachbereich zum jetzigen Zeitpunkt nicht möglich (geplant sind auch Tracermessungen).

Charakteristisch für das Entsorgungsgebiet ist, daß die Entfernungen zwischen den einzelnen Ortschaften und Weilern im Untersuchungsgebiet sehr gering sind (ca. 400 - 500 m), ebenso die Entfernung zur südlich gelegenen Donau (ca. 2 km nach Losau).

## 2.2. Beurteilungsgrundlagen

### 2.2.1. Potentielle ARA-Standort und Einwohnergleichwerte (EGW)

Vorfluter	Standort / Wasserführung	Ortschaften	EGW
Erlangbach	Trennegg 0,6 l	Trennegg	5 - 25
Erlangbach	Erlanghof 1,8 l	Losau (tw)	90
Losaubach	Losau ca. 1 l	Losau	ca. 190
Losaubach	Neu-Weinzierl ca. 1 l	LosauNeu-Weinzierl (Kaumberg)	190 - 280
Losaubach	Grillenberg ca. 3,5 l	LosauNeu-Weinzierl (Kaumberg)	190 - 280

Mögliche Kläranlagenstandorte am Weitenbach oder an der Donau sind keiner näheren ökologischen Überprüfung unterzogen worden, weil einerseits die notwendige Verdünnung des gereinigten Abwassers um ein Mehrfaches überschritten wird und zum anderen mit keinen wesentlichen Beeinträchtigungen durch Kanal- (im Straßenraum) und Kläranlagenbau zu rechnen ist (gilt für ARA-Standorte Leiben und Ebersdorf). Weiters kann für alle Objekte in Streulage mit Anschlußgrößen < 10 EGW ein vernachlässigbarer Einfluß auf die ökologische Funktionsfähigkeit eines Gewässers angesetzt werden, auch wenn es sich im Bereich der Einleitungsstelle nur um „Wasserfäden“ (MNQ < 1 l/s; gilt für den Erlangbach bei Trennegg) handelt.

## 2.2.2. Ist-Zustand der Vorfluter

### Losaubach

Der Losaubach entspringt etwa 1 km nördlich der Ortschaft Losau in einem Waldgebiet und fällt relativ stark - teilweise fast schluchtartig - nach Losau ab. Etwa 300 m oberhalb des Ortsriedes mündet rechtsufrig ein unbenannter Zubringer, aus Payerstetten kommend, in das Gerinne ein. Der Losaubach durchquert das Ortsgebiet von Losau Richtung Osten und schwenkt unterhalb von der Ortschaft nach Süden ab. Nach etwa 1,5 km freier Fließstrecke tritt er in die Ortschaft Lehen ein, wo er wiederum teilweise schluchtartig nach Süden zur Donau hin abfällt.

Die Wasserführung des Losaubaches ist gering (ca. 1 l beim ARA-Standort Grillenberg bei etwa 2 km<sup>2</sup> Einzugsgebiet), örtlich ist mit entsprechenden Versickerungen in den Untergrund zu rechnen. Das Gewässer wird oberhalb der Ortschaft Losau derzeit massiv durch (häusliche) Abwässer aus der Ortschaft Payerstetten belastet, wodurch das chemisch-biologische Gütebild des Gewässers nachhaltig beeinträchtigt wird (Saprobienindex: ca. 3,0 - 3,5), auch aus der Ortschaft Losau werden ungereinigte Abwässer eingeleitet, hier mündet der mit Abwässern stark belastete Regenwasserkanal etwa 300 m unterhalb der Ortschaft frei in einem Wiesenstück aus, die Abwässer sickern/fließen dann bis zum unterliegenden Losaubach weiter (eigentlich eine Form der „ungeregelten Bodenfiltration“). Weitere - teilweise diffuse - Abwassereinleitungen sind im Bereich von Neu-Weinzierl/Grillenberg und Kaumberg/Lehen gegeben.

Ökomorphologisch ist das Gewässer in seinem oberen Fließabschnitt bis zur Einmündung des rechtsufrigen Zubringers aus Payerstetten als intakt einzustufen. Zwischen dieser Einmündung und dem Ortsende von Losau ist die Gewässersohle - bedingt durch die massive Abwasserbelastung - lokal stark verschlammt. In der Ortspassage von Losau ist das Gerinne teilweise reguliert / verrohrt und das gewässerbezogene Umfeld zumindest abschnittsweise stark verändert und beeinträchtigt. Im mittleren und unteren Fließabschnitt zwischen Losau und Lehen ist das Gewässer ökomorphologisch wieder hoch einzustufen (teilweise stark mäandrierend, intakter randlicher Bewuchs usw.), wertvoll ist vor allem der Fließabschnitt zwischen Neu-Weinzierl und der Einmündung des Erlangbaches bei Kaumberg.



Bestehende ökologische Funktionsfähigkeit im Bereich der Kläranlagenstandorte:

ARA-Standort Losau: II-III, (III)  
Herabsetzung der öF durch bestehende  
Abwassereinleitungen

ARA-Standort Neu-Weinzierl: II-III, (III)  
Herabsetzung der öF durch bestehende  
Abwassereinleitungen

ARA-Standort Grillenberg: (II), II-III  
Herabsetzung der öF durch bestehende  
Einleitung ungereinigter Abwässer

### Erlangbach

Der Erlangbach „entspringt“ unterhalb der Ortschaft Trennegg aus einem Rohr und fließt dann teilweise schluchtartig durch ein ausgedehntes Waldstück Richtung Süden. Etwa 500 m unterhalb von Trennegg - hier mündet rechtsufrig auch ein Zubringer ein - schwenkt er nach Osten ab, fließt etwa 250 m südlich an der Ortschaft Losau vorbei und mündet etwa 1 km weiter südöstlich in den Losaubach ein.

Der Erlangbach ist in seinem „Quellbereich“ durch Einleitung ungereinigter Abwässer geringfügig verschmutzt, besitzt aber bereits nach etwa 500 m Fließstrecke ein intaktes Gütebild (Güteklasse II), das sich bis auf Höhe Losau oberhalb des Erlanghofes noch um eine halbe Gütestufe verbessert (Güteklasse I - II). Hier sackt das Gütebild durch Einleitung ungereinigter Abwässer aus der Ortschaft Losau kurzfristig ab, erholt sich aber durch die günstige Strukturierung des Gewässers relativ rasch.

Im Gegensatz zum Losaubach weist der Erlangbach von Trennegg bis zum Mündungsbereich ein durchgehend morphologisch gut strukturiertes und eingewachsenes Gewässerbett auf, das Umfeld ist generell als naturnah oder naturnah bewirtschaftet einzustufen (besonders im Fließabschnitt zwischen Trennegg und Erlanghof; in diesem Abschnitt ist die bestehende ökologische

Funktionsfähigkeit mit I - II anzusetzen). Die vorhandenen Belastungen durch Einleitung ungereinigter Abwässer sind weniger massiv als beim Losaubach.

Bestehende ökologische Funktionsfähigkeit im Bereich der Kläranlagenstandorte:

ARA-Standort Trennegg: II-III, (III)  
Herabsetzung der öF durch Einleitung ungereinigter Abwässer

ARA-Standort Erlanghof: II (II-III)  
(kurzfristige) Herabsetzung der öF durch Einleitung ungereinigter Abwässer

### 2.2.3. Gewässerökologisches Leitbild

Als Referenzstrecke für die Erstellung eines gewässerökologischen Leitbildes für das Untersuchungsgebiet wurde der Erlangbach oberhalb Losau / Erlanghof herangezogen. Aufgrund der allgemeinen naturräumlichen Gegebenheiten, des Gewässertypes und des ökomorphologischen Zustandes wird für den Erlangbach eine anzustrebende biologische Gewässergüteklasse von I - II und für den Losaubach von II definiert. Entsprechend diesen Rahmenbedingungen ist für den Erlangbach höchstens eine geringe Beeinträchtigung der ökologischen Funktionsfähigkeit (Stufe I - II) und für den Losaubach eine mäßige Beeinträchtigung der ökologischen Funktionsfähigkeit (Stufe II) zulässig.

Eine Realisierung dieses Leitbildes erfordert bei den einzelnen potentiellen ARA-Standorten folgende Maßnahmen:

#### **ARA-Standort Losau (190 EGW, Vorfluter Losaubach):**

Aufgrund der geringen Niederwasserführung von ca. 1 l/s ist eine weitestgehende Nährstoffelimination durch Phosphatfällung und nachgeschalteten bepflanzten Bodenfilterkörper erforderlich. Die Ableitung des gereinigten Abwassers in den Losaubach soll über einen offenen bepflanzten Ableitungsgraben erfolgen.

**ARA-Standort Neu-Weinzierl (190 EGW, Vorfluter Losaubach):**

Auch hier ist aufgrund der geringen Niederwasserführung von ca. 1 l/s eine weitestgehende Abwasserreinigung (Nährstoffelimination, nachgeschalteter bepflanzter Bodenfilterkörper) erforderlich.

**ARA-Standort Grillenberg (280 EGW, Vorfluter Losaubach):**

Dieser Standort befindet sich unmittelbar vor dem Zusammenfluß von Losaubach und Erlangbach, wobei hier mit einer Niederwasserführung von 3,5 l/s gerechnet werden kann. Sofern ein  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Grenzwert  $< 4$  mg/l und ein Phosphatgrenzwert  $< 1,5$  mg/l gesichert eingehalten werden kann, ist die Nachschaltung eines bepflanzten Bodenfilterkörpers nicht erforderlich.

**ARA-Standort Trennegg (Vorfluter Erlangbach):**

Für diesen Standort ist die Ausbaugröße derzeit noch nicht festgelegt. Sollte nur ein Objekt (5 EGW) durch eine Klein-ARA entsorgt werden, wird die Einhaltung der Grenzwerte der Allgemeinen Emissionsverordnung für ausreichend erachtet. Sofern eine Gemeinschaftsanlage für ca. 25 EGW in Betracht gezogen wird, ist eine Phosphatfällung ( $< 2$  mg/l) erforderlich. Aufgrund der gewässermorphologischen Gegebenheiten ist mit einer hohen Selbstreinigungskapazität zu rechnen. Die Nachschaltung eines bepflanzten Bodenfilterkörpers erübrigt sich daher.

**ARA-Standort Erlanghof (90 EGW, Vorfluter Erlangbach):**

Der Erlangbach weist hier eine Wasserführung von 1,8 l/s auf. Aufgrund des gesteigerten Reinhaltungserfordernisses (Gewässergüte I - II) ist eine weitestgehende Nährstoffelimination durch Phosphatfällung und nachgeschalteten bepflanzten Bodenfilterkörper unbedingt erforderlich.

#### 2.2.4. Landlebensraum

Im Bereich des Landlebensraumes wurden die ausgewählten Kläranlagenstandorte sowie die Trassenführung für den Transportkanal im Hinblick auf folgende Auswirkungen untersucht:

- Flächenverluste (dauernd - temporär)
- Flächenzerschneidung (dauernd - temporär)
- Flächenverordnung (dauernd - temporär)
- Beeinträchtigung des Landschaftsbildes (dauernd)

Der für die Beurteilung maßgebliche Untersuchungsrahmen wird durch die Fachbereiche

- Vegetationsökologie (Erhaltung / Veränderung / Regenerierbarkeit vegetationsökologisch wertvoller Einheiten)
- Amphibienökologie (Lebensraumstrukturen, Flächenzerschneidung/-veränderung)
- Landschaftsbildbewertung (vorübergehende / dauernde Beeinträchtigung)

abgesteckt.

#### **ARA-Standort Erlanghof 1**

(90 EGW, ca. 50 m bachabwärts vom Erlanghof linksufrig)

Dieser Standort wird in vegetationsökologischer Hinsicht als möglich für die Errichtung einer Kläranlage eingestuft, eine spezielle Schutzwürdigkeit ist nicht gegeben. Eine allfällige Beeinträchtigung durch Bauarbeiten wird als regenerierbar eingestuft. Es wird lediglich die unmittelbare Nähe zum Erlanghof als kritisch eingestuft.

**ARA-Standort Erlanghof 2**

(90 EGW, ca. 300 m bachabwärts vom Erlanghof linksufrig)

Dieser Standort wird als nicht geeignet eingestuft, obwohl eine unmittelbare Schutzwürdigkeit nicht gegeben ist. Allerdings erfolgt durch die Errichtung der ARA eine optische und funktionelle Trennung des gesamten Talraumes. Der Eingriff in das Landschaftsbild und in den Landschaftshaushalt (Beeinträchtigung eines potentiell hochwertigen Fließwasserökosystems) ist stärker zu werten als etwaige positive Auswirkungen auf den örtlichen Wasserhaushalt des Erlangbaches, welche aufgrund der geringen Abwassermengen (entsprechend 90 EGW) als minimal einzustufen sind.

**ARA-Standort Losau**

(190 EGW, ca. 100 m unterhalb von Losau, rechtsufrig)

Dieser Standort wird in vegetationsökologischer Hinsicht als möglich für die Errichtung eingestuft. Ein positiver Effekt auf den Wasserhaushalt des Losaubaches (die Menge des gereinigten Abwassers beträgt etwa 25 % der Niederwasserführung des Losaubaches) wird postuliert.

**ARA-Standort Neu-Weinzierl**

(190 EGW, ca. 100 m nordwestlich von Kaumberg, rechtsufrig)

Dieser Standort erscheint ebenfalls möglich, wobei allerdings angeführt wird, daß das nahegelegene Kaumberg aufgrund der hier sehr geringen Wasserführung des Losaubaches getrennt entsorgt werden müßte (Ableitung nach Ebersdorf, wenn eine Realisierung des Standortes Erlanghof 1 für einen Teil der Abwässer aus Losau nicht möglich ist).

**ARA-Standort Grillenberg**

(190 - 280 EGW, unmittelbar vor dem Zusammenfluß von Losaubach und Erlangbach)

Vegetationsökologisch ergeben sich hier keine Hindernisse für einen Kläranlagenstandort, zu erwähnen ist allerdings, daß die nächste Ortschaft (Amthof / Lehen) nur mehr 400 m entfernt ist.

### **ARA-Standort Leiben**

(1150 EGW, östlicher Ortsrand von Leiben, direkt an der Bundesstraße)

Der Standort wird als möglich eingestuft, allerdings ist eine bessere Einbettung als die der derzeit bestehenden Kläranlage in die kulturhistorisch interessante Landschaft erforderlich.

### **Trassenführungen für Transportkanäle**

Die ca. 500 lfm lange Trasse Losau - ARA Erlanghof sowie die ca. 800 lfm lange Trasse Losau - Neu-Weinzierl stellen keine Beeinträchtigung des Landlebensraumes dar, da sowohl die zeitlich begrenzten als auch allfällige dauernde Veränderungen vernachlässigbar sind.

Das gleiche gilt für die Freispiegelleitungen Grillenberg - Ebersdorf und Leiben - Emmersdorf. Hier werden mögliche Transportleitungen teilweise im Straßenraum geführt.

Die Freispiegelleitung Neu-Weinzierl - Grillenberg wird aufgrund der örtlichen geländemorphologischen Gegebenheiten (enger Talraum mit hohem Gefälle, Mäanderschleifen) als nicht möglich eingestuft. Als Gründe dafür werden umfangreiche Aushubarbeiten und die Schlägerung von Ufergehölzen angegeben sowie markante dauernde Veränderungen durch die Rodungsmaßnahmen sowie lokale Änderungen des Fließgewässerverlaufes. Als Alternative wird die Errichtung einer Druckleitung von Neu-Weinzierl auf dem bestehenden Feldweg zur Landesstraße Leiben - Lehen hinauf angeboten.

### **2.3. Gesamtökologische Variantenuntersuchung**

Anhand der Untersuchungsergebnisse der gesamtökologischen Betrachtung wurden vom Bearbeiter drei Varianten ausgearbeitet, die als ökologisch verträglich eingestuft werden. Dabei wird die Variante 3 als ökologische Vorschlagsvariante hervorgehoben.

Die ökologische Verträglichkeit der drei Varianten fußt im wesentlichen auf

- der Erhaltung der ökologischen Funktionsfähigkeit der Vorfluter ohne wesentliche Beeinträchtigung (Einhaltung des Leitbildes)
- der Minimierung der Beeinträchtigung des Landlebensraumes und
- der Berücksichtigung des regionalen Wasserhaushaltes.

### **Variante 1** (weitgehende Dezentralisierung):

Bei der Realisierung von 1a oder 1b ist die Zustimmung des Anrainers des Standortes Erlanghof 1 entscheidend.

#### Variante 1a

Als ARA-Standorte sind hier

- Trennegg (5 - 25 EGW), Vorfluter Erlangbach
- Erlanghof 1 (90 EGW, mit Ortsteil von Losau), Vorfluter Erlangbach
- Neu-Weinzierl (190 EGW, Ortsteil von Losau, Neu-Weinzierl, Kaumberg),  
Vorfluter Losaubach
- Ebersdorf (600 EGW), Vorfluter Donau  
angeführt.

#### Variante 1b

Als ARA-Standorte sind hier

- Trennegg (5 - 25 EGW), Vorfluter Erlangbach
- Neu-Weinzierl (190 EGW, Losau, Neu-Weinzierl), Vorfluter Losaubach
- Ebersdorf (700 EGW mit Zuleitung von Kaumberg), Vorfluter Donau  
angeführt

**Variante 2** (teilweise Dezentralisierung):

Diese Variante wird als ökologische Alternativvariante zur sogenannten Vorschlagsvariante angeführt. Als ARA-Standorte werden hier

- Trennegg (5 - 25 EGW), Vorfluter Erlangbach
- Losau (190 EGW), Vorfluter Losaubach
- Ebersdorf (800 EGW, Zuleitung von Neu-Weinzierl, Kaumberg)

angeführt. Hier bietet sich die Möglichkeit einer Zuleitung der Abwässer von Leiben an.

**Variante 3 - ökologische Vorschlagsvariante** (zentraler Lösungsansatz):

Das zentrale Entsorgungskonzept, nämlich die Zusammenfassung der Abwässer von Losau, Neu-Weinzierl und Kaumberg zu einer gemeinsamen Kläranlage mit Ebersdorf-Lehen entsprechend 1000 EGW und möglicher Zuleitung der Abwässer aus Leiben (in Summe 2400 EGW für eine gemeinsame ARA) wird als sogenannte ökologische Vorschlagsvariante eingebracht. Trennegg am Erlangbach erhält bei dieser Variante eine Klein-ARA für 5 EGW, ebenso Erlanghof (5 EGW). Diese Vorschlagsvariante entstand aufgrund eines Abwägungsprozesses zwischen Vor- und Nachteilen für Gewässer, Landlebensraum und Wasserhaushalt einerseits und einem wasserwirtschaftlich sinnvollen Lösungsansatz andererseits. Kriterien dafür waren sowohl die Freihaltung des ökologisch hochwertig einzustufenden Erlangbaches inklusive dessen schützenswerten Umlandes vor baulichen Eingriffen sowie der Schutz des Losaubaches vor Immissionsüberschreitungen. Die negativen Auswirkungen eines Freispiegelkanales entlang des Losaubaches (sowohl bei Variante 2 als auch bei Variante 3 erforderlich) können durch eine Alternativlösung (Druckleitung) hintangehalten werden. Durch die Ableitung der Abwässer zu einer gemeinsamen Kläranlage nach Ebersdorf kann das Leitbild für den Losaubach und der Erlangbach technisch vergleichsweise einfach erreicht werden, da für den Kläranlagenstandort an der Donau eine weitergehende Abwasserreinigung nicht erforderlich ist. Ein minimaler Vorteil, nämlich die Verbesserung der Wasserführung des Losaubaches unterhalb von Losau um ca. 25 % (bezogen auf die Niederwasserführung) ergibt sich bei der



ökologischen „Alternativvariante“, dieser wird jedoch im Vergleich zur Freihaltung des Gesamtsystems als minimal eingestuft.

#### **2.4. Zusammenfassung**

Für die Marktgemeinde Leiben wurden auf Basis der Broschüre über die „Gesamtökologische Untersuchung“ verschiedene Abwasserentsorgungsvarianten untersucht. Als Ergebnis liegen nunmehr drei ökologisch verträgliche Varianten vor, die einen unterschiedlichen Grad an Dezentralisierung aufweisen. Dabei sieht die sogenannte „ökologische Vorschlagsvariante“ eine weitgehende Zusammenfassung der Abwässer und Ableitung zu einer gemeinsamen Kläranlage an der Donau vor.

Bei den beiden anderen, ebenfalls als ökologisch verträglich eingestuften Varianten, sind drei bzw. vier ARA-Standorte ausgewiesen und werden die gereinigten Abwässer in die Vorfluter Erlangbach und Losaubach eingeleitet.

Bei der Umsetzung dieser Lösungsansätze wird daher ausgehend von der Tatsache, daß alle drei Varianten ökologisch vertretbar sind, dem ökonomischen Aspekt besondere Bedeutung zukommen.

## V Möglichkeiten der Umsetzung

### 1. Allgemeines

Die „Erprobung“ des N.Ö. Leitfadens „Abwasserentsorgung im ländlichen Raum“ soll im Sinne der Empfehlungen des Beirates (der die Erarbeitung des Leitfadens begleitet hat) in den niederösterreichischen „Pilot-Gemeinden“

- Oubritzberg-Rust und
- Leiben

erfolgen.

Die „Ausgangslage“ war in beiden Pilotgemeinden ähnlich:

- In Oubritzberg-Rust zeigte eine von Land und Bund bezahlte umfangreiche Varianten- Studie im Ergebnis (LAWA-Barwertberechnung) eindeutige „volkswirtschaftliche“ Vorteile für eine (sehr) zentrale Lösung (Variante I, Verbandskläranlage im Traisental); der Gemeinderat hat - nach mehrjähriger Diskussion zum Thema „zentral oder dezentral“ schließlich den Beschluß gefaßt, dem Verband nicht beizutreten und nach Alternativen zu suchen; die Gemeinde bezweifelte die in die Studie eingeflossenen Zahlen (Investitions- und Betriebskosten, einschließlich Reinvestitionskosten); die Gemeinde will (einstimmiger Gemeinderatsbeschluß) ihr Abwasser „nicht ableiten“, sondern „im Gemeindegebiet behalten“; selbst wenn ihr/ihren Bürgern dadurch höhere Betriebskosten entstehen.
- In Leiben gibt es bisher keine umfangreiche Varianten-Studie (wie sie gemäß Förderungsrichtlinien zur Feststellung der „volkswirtschaftlichsten“ Variante verlangt wird, wenn die Gemeinde eine Spitzenförderung<sup>1</sup> durch den Bund anstrebt); es lagen aber vereinfachte Berechnungen nach LAWA vor, die ebenfalls im Ergebnis eine zentrale Lösung (Reinigung aller Abwässer in der Verbandskläranlage in Klein-Pöchlarn) zeigen; trotz günstiger Betriebskosten in der Verbandskläranlage hat der Gemeinderat (Mehrheitsbeschluß) für eine dezentrale Lösung votiert.

---

<sup>1</sup> Eine zusätzliche Spitzenförderung durch den NÖ Landeswasserwirtschaftsfonds setzt eine Zustimmung zur Bundesförderung voraus.

Wie bei allen Varianten-Studien müssen auch bei den Varianten-Studien für die „Pilotgemeinden“ alle (noch machbaren) Möglichkeiten zu einer eventuellen gemeinsamen Abwasserreinigung mit dem „Ober-“ und/oder „Unterlieger“ der Gemeinde geprüft und die Ergebnisse in einer „LAWA-Barwertberechnung“ gegenübergestellt werden.

Die notwendigen Untersuchungen, um gegebenenfalls Kläranlagenstandorte an schwachen Vorflutern „nicht nur unter Beachtung der Resultate einer (vereinfachten) Immissionsberechnung“ wasserrechtlich akzeptiert zu bekommen, sind in den Abschnitten III und IV ausführlich beschrieben.

Bei den im Leitfaden behandelten Abwasserreinigungsanlagen > 10 EGW handelt es sich um konventionelle vollbiologische Anlagen mit 25 Tagen Schlammalter; je nach Standort sind zur weitergehenden Reinigung (nachgeschaltet) vertikal durchströmte Bodenfilter vorgesehen. Einer derartigen Nachreinigung kommunaler Abwässer und den Ergebnissen eines diesbezüglichen Großversuches in Niederösterreich wurde in Pressemeldungen in letzter Zeit breiter Raum gewidmet. Die „Salzburger Nachrichten“ vom 28.3.1996 berichteten in einem Zweispalter:

*Pflanzen für Nachreinigung kommunaler Abwässer  
Neues Modell bewährt sich in Strengberg (NÖ)*

*Für die Nachreinigung kommunaler Abwässer könnten in Zukunft Pflanzenkläranlagen eine attraktive Alternative zu herkömmlichen technischen Systemen darstellen. Zu diesem Schluß kommen Verfahrens- und Umweltexperten des Amtes der nö. Landesregierung, des Forschungszentrums Seibersdorf sowie der Universität für Bodenkultur nach einem einjährigen Pilotbetrieb des bisher ersten, im großen Maßstab eingesetzten bepflanzten Bodenfilters in der Gemeinde Strengberg (NÖ):*

*„Der Probetrieb hat bestätigt, daß die Anlage, die einer konventionellen Abwasserreinigung (vollbiologische Kläranlage) nachgeschaltet ist, im Normalbetrieb klaglos funktioniert und alle für den Gewässerschutz notwendigen Anforderungen erfüllt; außerdem lieferte der Probetrieb bis jetzt den Beweis, daß die Reinigung mit Pflanzenbeeten im Betrieb günstiger ist als konventionelle nachgeschaltete Filterstufen.“*

*Diese Tatsachen verstehen die Fachleute bereits als Signal: „Wenn auch im weiteren Verlauf der Betrieb so klaglos funktioniert und damit die*

*Voraussetzungen für eine wasserrechtliche Genehmigung gegeben sind, können wir uns durchaus vorstellen, daß diese Systeme auch in anderen Kommunen eingesetzt werden können“.*

*Was ist nun tatsächlich neu an dem Modell? „In bestimmten Regionen reicht heute die übliche Klärung von Abwässern (mit vollbiologischen Kläranlagen) nicht mehr aus. Deshalb muß der vollbiologische Reinigungsprozeß durch ein zusätzliches Verfahren erweitert werden. In der Regel geschieht dies durch nachgeschaltete technische Filter. In Strengberg werden die restlichen Stickstoff- und Phosphor-Verbindungen in einem mit Schilf bepflanzten, vertikal durchströmten Bodenfilter entfernt.“ Und auch für die Abwassertechniker des Landes Niederösterreich liegen diese Vorteile auf der Hand: „Gegenüber herkömmlichen Methoden zeichnet es sich durch naturnahe Bauweise sowie einfachen Betrieb und in dünn besiedelten Gebieten durch Kostenvorteile aus.“*

## **2. Pilotgemeinde Obritzberg-Rust**

Nach dem Ausscheiden „ökologisch nicht verträglicher“ Kläranlagenstandorte (siehe III, Punkt 1.3) wurden alle „Wunschstandorte“ der Gemeinde (Variante V mit zehn dezentralen Kläranlagenstandorten) sowie 17 weitere Varianten auch kostenmäßig untersucht.

Aus der durch Bund und Land bezahlten umfassenden „(1.) Varianten-Studie“ konnten detaillierte Massen für Transportleitungen, für dezentrale und zentrale Varianten für die (2.) Varianten-Studie übernommen werden; für neue, zusätzliche Varianten wurden die Massen neu ermittelt. Für alle möglichen Kläranlagenstandorte hat die Gemeinde Gespräche mit den Grundeigentümern geführt und festgestellt, daß in allen Fällen Verkaufsbereitschaft vorliegt.

Die „besprochenen“ Grundstückspreise für die dezentralen Kläranlagenstandorte waren die ersten Eingangsparameter für die „LAWA-Berechnung“.

Um nicht „mit falschen Kostenansätzen“ für Investitionskosten (IK) und Betriebskosten (BK) in die Berechnung zu gehen, hat die Abt. B/9 eine ganz Österreich umfassende Kostenstrukturanalyse beim Verfasser der Studie in Auftrag gegeben: es sollten die IK und BK für bereits errichtete vollbiologische Kläranlagen mit 50 bis 1000 EGW<sub>60</sub>, mit 25 Tagen Schlammalter (mit Ablaufgüte gemäß Leitfaden, siehe V, Punkt 1) erhoben und auf die Preisbasis 1.1.1995 valorisiert werden; es wurden

- alle Dienststellen für Siedlungswasserbau in allen Bundesländern (außer Wien),
- einschlägig befaßte Planer in allen Bundesländern, die o.a. Anlagen planen/die Ausführung überwachen,
- einschlägige Liefer-/Ausrüsterfirmen und
- die Österreichische Kommunalkredit AG

angeschrieben und um Datenbekanntgabe ersucht.

Alle erhaltenen Daten wurden - unter Wahrung des Datenschutzes - in je einem Diagramm für IK und für BK dargestellt. Aus der „Punktwolke“ der beiden Diagramme wurden

- eine obere Bereichslinie (OB) und
- eine untere Bereichslinie (UB)

festgelegt, die die Eingangsdaten für IK und BK für die dezentralen Varianten „lieferten“.

Für die zentrale Variante (I) wurden die Zahlen für IK und BK vom Abwasserverband zur Verfügung gestellt; auch diese Werte wurden „variiert“, sodaß OB- und UB-Werte für die Berechnung zur Verfügung standen.

Die IK und BK für Transportleitungen und Pumpwerke wurden - gegenüber durchschnittlichen Kosten (100 %) - ebenfalls variiert (70 % und 120 %), wobei sich zeigte, daß ein „Fehlgriff“ bei den Kosten für Transportleitungen in der Regel unwesentlichen/keinen Einfluß auf den Vergleich „hoher/niedriger Barwert“ hat, wenn für alle Varianten die gleichen Kosten je Einheit verwendet werden.

Für alle dezentralen Varianten (II bis XIII) wurden daher die „LAWA-Barwerte“ ermittelt, und zwar

- mit OB-Werten für IK und BK (OB/OB),

- mit UB-Werten für IK und BK (UB/UB),
- mit OB-Werten für IK und UB-Werten für BK (OB/UB),
- mit UB-Werten für IK und OB-Werten für BK (UB/OB).

Die Varianten „mit Nachbargemeinden an der Fladnitz“ (NG 0 bis NG II) wurden mit mittleren IK- und BK-Werten (MB-Werte) gerechnet (ARA-Größen ca. 10.000 EGW), wie sie in den letzten Jahren in Niederösterreich resultierten (Diagramm der Abt. B/3-C).

Das „LAWA-Barwertergebnis“ war:

- die „volkswirtschaftlichste Variante“ ist die „Nachbarvariante“ **NG 0**  
Barwert<sup>2</sup>: 106 [ohne nachgeschaltetem Filter] bei MB und  
118 [mit nachgeschaltetem Filter] bei MB
- die „dazwischenliegende Variante“ ist die „große Zentralvariante im Traisental“ **I**  
Barwert: 116 bei UB/UB,  
119 bei OB/UB,  
130 bei UB/OB und  
135 bei OB/OB
- die „nächsten Nachbarvarianten“ (alle mit MB gerechnet) **NG II / NG I**  
haben Barwerte von 133 bzw. 168
- die dezentralen Varianten mit „gemeindeeigenen Kläranlagen“ haben **XII / X**  
bei UB/UB-Werten Barwerte von 138 bzw. 139
- bei der „Wunschvariante“ der Gemeinde (V) **V**  
beträgt der Barwert 150 (bei UB/UB-Werten)

---

<sup>2</sup> Alle Barwerte in Mio. ÖS; Preisbasis 1.1.1995; zuzügl. USt.

Nach Abschluß und Vorlage der Variantenstudie hat die Gemeinde Obritzberg-Rust zunächst eine wasserrechtliche Vorverhandlung für ihre „Wunschvariante V“ (mit zehn dezentralen Kläranlagenstandorten<sup>3</sup>) nach § 104 WRG angestrebt. Das Verhandlungsergebnis war positiv. Die Gemeinde Obritzberg-Rust unternimmt jetzt alle Anstrengungen, die österreichweit erhobenen tiefsten UB-Werte für IK und (vor allem) für BK noch „zu unterbieten“, sodaß der Forderung nach der „Variantewahl mit dem niedrigsten Barwert“ entsprochen werden kann. Eine „Notwendigkeit“, da „bessere“ („ökologischere“) Varianten kostenmäßig (bisher) keinen Eingang in die Barwertberechnung finden dürfen: die Kommission zur Vergabe der Bundesförderungen, in der alle Bundesländer vertreten sind, hat dem Vernehmen nach auch einen Antrag für eine „Ausnahme für Sonderfälle“ (Gewährung der Spitzenförderung bei Wahl der „ökologisch besseren Variante“, die einen „höheren Barwert“ hat) abgelehnt.

### 3. Pilotgemeinde Leiben

Die gesamtökologische Beurteilung der möglichen Kläranlagenstandorte ist im März 1996 abgeschlossen worden. Der Verfasser der gutachterlichen Beurteilung (siehe IV, Punkt 2.3) bietet (u.a.) eine „ökologische Vorschlags-Variante“ (= zentraler Lösungsansatz) mit einem „lokalen“ zentralen Standort an der Donau in Ebersdorf (gegebenenfalls mit Überpumpen aller [Misch-]Abwässer aus dem Ort Leiben) an.

Für die dezentralen Varianten (mit Kläranlagenstandorten am Losaubach und am Erlangbach) sind noch die Untergrund- und Grundwasserverhältnisse der Vorfluter weiterzuuntersuchen (Tal-/Bergwasserspiegel; Tracerversuche), ob und in welchem Ausmaß eine Verbindung des Oberflächenwassers mit dem Grundwasser vorliegt; die bereits durchgeführten Bohrungen und Schürfe haben ergeben, daß keine durchgehende Dichtschicht in den Vorflutern, vor allem Erlangbach und Losaubach, vorhanden ist.

---

<sup>3</sup> Die Gemeinde beabsichtigt jetzt auch, die Anzahl der Kläranlagenstandorte dadurch zu reduzieren, daß bestimmte Gebiete „nicht öffentlich“ entsorgt werden; nach Ansicht des Verfassers der Studie ist in einem solchen Fall eine neue Variantenuntersuchung durchzuführen (Barwert je EGW ermitteln, die „Senkgrubenentsorgung“ kostenmäßig ebenfalls in die Barwertberechnung einbeziehen.)

Es sind außerdem „im Einzugsgebiet“ alle weiteren möglichen Varianten (mit Nachbargemeinden) zu untersuchen / zu hinterfragen. Auch hier zeigt sich, daß nicht immer „sofort“ Antworten auf die Fragen „nach eventueller gemeinsamer Reinigung der Abwässer“ gegeben werden können.

Eine neuerliche Anfrage an den „Oberlieger an der Donau“, den Obmann der Verbandskläranlage in Klein-Pöchlarn (ob ein Beitritt von Leiben an den Verband - und zu welchen Konditionen - möglich ist), war zum Zeitpunkt des Verfassens dieses Vortragstextes (Ende März 1996) noch offen.

Ebenso offen ist die Anfrage der Gemeinde Leiben an den „Unterlieger an der Donau“, Gemeinde Emmersdorf a.d. D., ob und zu welchen Konditionen eine gemeinsame Reinigung der Abwässer in der bestehenden vollbiologischen Kläranlage von Emmersdorf (z.B. durch Zubau eines Belebungs- und eines Nachklärbeckens und durch „Kanalbewirtschaftung“ der fast bis zur gemeinsamen Gemeindegrenze bestehenden Kanalisation) möglich ist.

Erst nach Vorliegen aller „Eingangswerte“ (voraussichtlich Mitte Mai 1996) kann die endgültige Variantenberechnung nach „LAWA“ durchgeführt werden. Bei dieser Berechnung wird auch die Variante untersucht, die Abwässer der KG Eitenthal der Gemeinde Weiten, „Oberlieger am Weitenbach“, gemeinsam mit den Abwässern von Leiben zu reinigen.

Für folgende Varianten wird die Barwertberechnung durchgeführt:

- Leiben „allein“, zentral (ARA in Ebersdorf a.d. D.), mit oder ohne Eitenthal,
- Leiben „allein“, dezentral (mit zwei bis fünf ARAs im Gemeindegebiet), mit oder ohne Eitenthal,
- Leiben schließt in ARA Klein-Pöchlarn an (ohne Eitenthal),
- Leiben schließt in ARA Emmersdorf a.d.D. an, mit oder ohne Eitenthal.

In Leiben kann - gemäß „ökologischer Vorschlagsvariante für zentrale Entsorgung“ - nicht mit besonderen ökologischen Vorteilen für dezentrale Lösungen gerechnet werden.



#### 4. Vorschläge zur Durchführung von Variantenstudien

Der Verfasser der Studien für die beiden Pilotgemeinden empfiehlt eine „neue“ Vorgangsweise bei der Variantenuntersuchung:

- zuerst auf die „Wünsche“ der Gemeinden hören;
- Zukunftsentwicklung „anhören“/„anschauen“;
- hydrologische Begutachtung; MNQ; Untergrundbegutachtung der (kleinen) Vorfluter (Dichtheit/Verbindung mit Grundwasser); Bohrungen; Tracermessungen (z.B. „Modell Milota“);
- Ausscheiden von „bezüglich Untergrund inakzeptablen“ Varianten/ARA-Standorten;
- die ökologischen Gegebenheiten/Möglichkeiten zur Verbesserung des IST-Zustandes prüfen: gesamtheitliche gewässerökologische Begutachtung (beginnend mit Feststellung der ökologischen Funktionsfähigkeit);
- Ausscheiden von „ökologisch unverträglichen“ Varianten/ARA-Standorten;
- Durchführen einer gesamtökologischen Bewertung der verbleibenden „ökologisch verträglichen“ Varianten (Reihung vornehmen);
- ökonomische Konsequenzen (mit „oberen“ und „unteren“ Kostenansätzen) betrachten („LAWA-Barwerte berechnen“);
- „ökologische“ und „ökonomische“ Resultate den Betroffenen (Gemeinden/Bürger) vorstellen und erklären (Folgekosten; Kosten je Haus);
- erst dann zur Projektierung „schreiten“, wenn Förderung für „Wunschvariante“ der Gemeinde geklärt ist.

## 5. Vorschläge zur Änderung der öffentlichen Förderungen

Vor einem Auftrag zur Projektierung „einer“ bestimmten Variante sind die Förderbarkeit (Bund/Land) und die daraus resultierenden Abgaben und Gebühren zu prüfen/zu ermitteln!

Die derzeitige, „im allgemeinen strikte Verweigerung“ einer Spitzenförderung (Bund/Land) für Varianten, die nicht „den niedrigsten (LAWA)-Gesamtbarwert-Resultaten“ entsprechen, muß aus der Sicht des Verfassers der Studien der beiden Pilotgemeinden rasch in Frage gestellt werden:

- zentrale („zentralere“) Varianten haben in der Regel höhere IK (Investitionskosten), niedrigere BK (Betriebskosten) und niedrigere Gesamtbarwerte gegenüber dezentralen Varianten;
- dezentrale („dezentralere“) Varianten haben in der Regel niedrigere IK, höhere BK und höhere Gesamtbarwerte gegenüber zentralen Varianten;
- in der Regel sind dezentrale („dezentralere“) Varianten (wenn >Untergrund< und >gesamtökologische Beurteilung< „passen“) die „besseren ökologischen Varianten“ gegenüber zentralen („zentraleren“) Varianten;
- wenn der Förderungswerber (= Gemeinde/Bürger) sich vertraglich bindet, höhere BK bei der „ökologisch besseren Variante seiner Wahl“ zu tragen, soll ihm die Spitzenförderung auch für Varianten mit höheren Gesamtbarwerten gewährt werden, wenn die IK „seiner ökologisch besseren Variante“ nicht höher sind als die IK der Variante mit dem niedrigsten Gesamtbarwert;
- eigentlich sollte der „Bürger belohnt“ werden, wenn er höhere BK für „ökologischere Varianten“ auf sich nimmt.

Dies würde bedeuten,

- die „LAWA-Barwertberechnung“ als „Entscheidungsfinder“ in der „Aussagekraft“ zumindest abzuschwächen (siehe oben).

Die Begründung sieht der Verfasser im UFG 1993, § 2 (1):

- *Die Gewährung einer Förderung soll einen größtmöglichen Effekt für den Umweltschutz bewirken. Dabei ist insbesondere nach ökologischer Prioritätensetzung vorzugehen.*

Und weiter heißt es in Absatz (2):

- *Das öffentliche Interesse am Umweltschutz, die technische Wirksamkeit sowie die betriebswirtschaftliche und volkswirtschaftliche Zweckmäßigkeit der Maßnahmen sind zu beachten.*

U.s.w.; leider, die „LAWA-Berechnung“ geht auf diese Vorgaben des Bundesgesetzes nicht ein. Eine Prüfung dieses Umstandes durch einschlägige Fachjuristen (Auslegung des Gesetzes und der Förderungsrichtlinien) ist nach Ansicht des Verfassers dringend notwendig, um „ökologischere“ Varianten der Abwasserentsorgung auch tatsächlich - mit Gewährung von Spitzenförderung von Bund und Land - umsetzen zu können; noch dazu, Bund und Land ersparen sich eine Menge „Fördermittel“ (im Jahr der Erfindung des Sparpaketes sollte das ein zusätzlicher Ansporn sein), da bei dezentralen (dezentraleren) Varianten die Investitionskosten (= Gegenstand der Förderung) in der Regel geringer sind (siehe oben) als bei zentralen (zentraleren) Varianten.

## Literatur

- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft (1987): Richtlinie für die Begrenzung von Immissionen in Fließgewässern
- Bundesministerium für Umwelt (1993): Förderungsrichtlinien Siedlungswasserwirtschaft
- Chovanec et al. (1994): Anforderungen an die Erhebung und Beurteilung der ökologischen Funktionsfähigkeit von Fließgewässern - eine Diskussionsgrundlage, Österr. Wasser- und Abfallwirtschaft, Jg. 46, Heft 11/12, 1994
- Hinteregger J. (1995): Abwasserentsorgungskonzept Obritzberg-Rust, gewässerökologische Beurteilung (auftrags des Amtes der NÖ Landesregierung, Abt. B/9)
- Kainz A. (1995/96): Gutachtliche Beurteilung: Gesamtökologische Beurteilung von möglichen Kläranlagenstandorten (ökologische Funktionsfähigkeit der Vorfluter, Landlebensraum, u.a.) für die Marktgemeinde Leiben (auftrags des Amtes der NÖ Landesregierung, Abt. B/9)
- Lutz L. et al. (1994/95): Abwasserreinigung im ländlichen Raum, Leitfaden für Niederösterreich (auftrags des Amtes der NÖ Landesregierung, Abt. B/9)
- Lutz L. et al. (1995/96): Gesamtökologische Beurteilung - Abwasserreinigung im ländlichen Raum (auftrags des Amtes der NÖ Landesregierung, Abt. B/9)
- ÖNORM M 6232 (1995): Richtlinie für die ökologische Untersuchung von Fließgewässern
- Pregl O. (1995): Untergrunduntersuchungen der Fladnitz und des Noppenbaches (Gemeinde Obritzberg-Rust) in bezug auf Versickerung (auftrags des Amtes der NÖ Landesregierung, Abt. B/9)
- Bundesforschungsanstalt Arsenal (1996, noch nicht abgeschlossen): Untergrunduntersuchungen des Erlang- und Losaubaches (Gemeinde Leiben) in bezug auf Versickerung, einschließlich Tracermessungen (auftrags des Amtes der NÖ Landesregierung, Abt. B/9)
- Rohrhofer K. (1994/95): Studie Pilotgemeinde Obritzberg-Rust - Abwasserentsorgung im ländlichen Raum (auftrags des Amtes der NÖ Landesregierung, Abt. B/9)
- Rohrhofer K. (1995/96): Studie Pilotgemeinde Leiben - Abwasserentsorgung im ländlichen Raum (auftrags des Amtes der NÖ Landesregierung, Abt. B/9)
- Rohrhofer K. (1995): Kostendämpfung im Kanalbau; Seminar ÖWAV/TU Wien „Abwasserreinigung, Probleme bei der praktischen Umsetzung des Wasserrechtsgesetzes“
- Umweltförderungsgesetz (1993): BGBl. Nr. 185/1993

Dr. Andrea Schwaller  
Amt der NÖ Landesregierung  
Abteilung B/9 - Wasserwirtschaft  
A-1040 Wien, Operngasse 21

Tel.: 0222 / 53110-4290  
Fax: 0222 / 53110-4090

Dipl.Ing. Karl J. Rohrhofer  
ÖKOPLAN, Kulturtechnisches Büro für Ökologie,  
Raumplanung und Umweltgestaltung GmbH  
Mauerbach / N.Ö.  
Stadtbüro: 1170 Wien, Carl Reichert-Gasse 28  
Tel.: 0222 / 46 42 84-0  
Fax: 0222 / 45 71 37-99



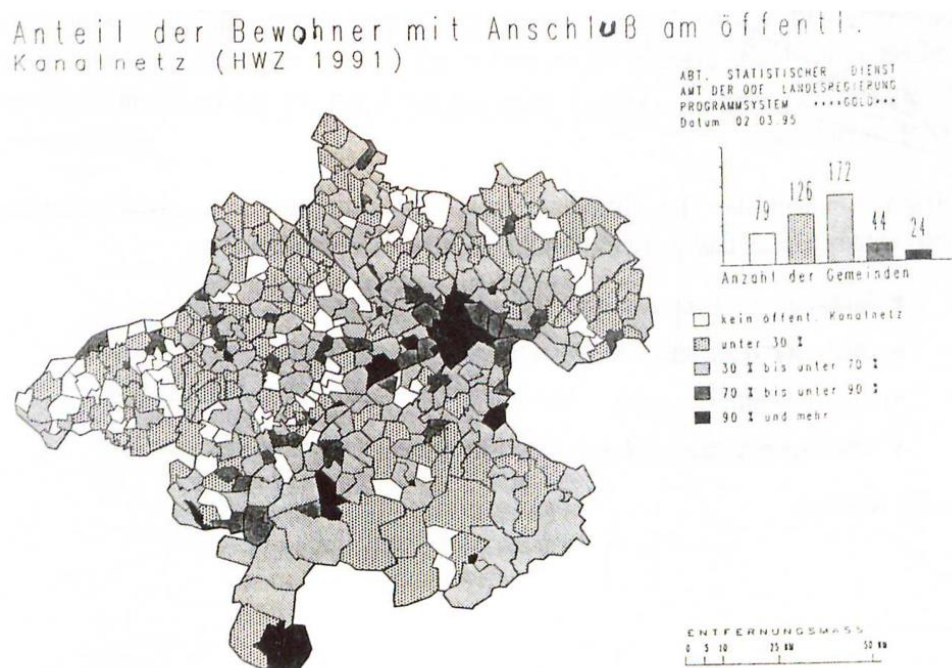
# Das Abwasserentsorgungskonzept und seine Umsetzung Modell Oberösterreich

G. Fenzl

Amt der O.Ö Landesregierung  
 U. Abt: Siedlungswasserbau

## 1 Einleitung

Durch den in O.Ö. zwischenzeitlich erreichten Anschlußgrad von ca.65 % aller Einwohner an eine öffentliche Kanalisation (Stand 1995) wurden bereits vor Jahren Überlegungen angestellt, wie man hinkünftig die abwassermäßig noch nicht erschlossenen Gebiete geordnet und vor allem unter Beachtung wasserwirtschaftlicher und kostenmäßiger Aspekte erfassen kann. Das Augenmerk künftiger Erschließungen gilt dem *ländlichen Raum*, was gleichzeitig eine Problematik aufzeigt. Die Siedlungsstruktur von Oberösterreich ist mit Ausnahme der Gebiete im oberösterreichischen Zentralraum durch Streusiedlungen gekennzeichnet.



Die daraus resultierende geringe Anschlußdichte (Anzahl der Anschlüsse im Vergleich zur Länge) verursacht hohe spezifische Kosten. Es werden daher rd. 15 % der Einwohner aus Kostengründen nie an ein Kanalsystem angeschlossen werden können. Es wurde daher nach Lösungen unter Vorgabe einer einheitlichen Vorgangsweise gesucht, die jeweils wirtschaftlichste und kostengünstigste Art der Abwasserentsorgung für die einzelnen Gebiete flächendeckend für jede Gemeinde auszuweisen. Ziel sollte sein, Kenntnis über den Stand der Abwasserentsorgung im Gemeindegebiet zu erhalten sowie eine Entscheidungsgrundlage für zukünftige Flächenwidmungen. Eine Ausweisung von Bauland sollte nur mehr dort erfolgen, wo auch wirtschaftlich ein Kanalanschluß an eine zentrale oder dezentrale Abwasserreinigungsanlage möglich ist.

## 2 Gesetzliche Grundlagen

Der O.Ö. Landtag hat in seiner Sitzung vom 3.7.1991 das **O.Ö. Bodenschutzgesetz** beschlossen, welches mit 1.1.1992 in Kraft getreten ist. Ziele des Gesetzes waren Vorgaben zur Erhaltung des Bodens, zum Schutz der Bodengesundheit vor schädlichen Einflüssen sowie zur Verbesserung und Wiederherstellung der Bodengesundheit zu schaffen. Neben den Bestimmungen über die Ausbringung von Klärschlamm bzw. Senkgrubenhaltungen in die Landwirtschaft ist in diesem Gesetz die Verpflichtung für die Gemeinden enthalten, in ihrem eigenen Wirkungsbereich ein Konzept für eine geordnete Abwasserentsorgung ( **E n t s o r g u n g s k o n z e p t** ) flächendeckend erstellen zu lassen.

Dieses Konzept hat auf Grundlage einer ökologischen und wirtschaftlichen Betrachtungsweise das Gemeindegebiet in Bereiche einzuteilen, die

- über eine zentrale Abwasserbeseitigungsanlage
- über eine dezentrale Abwasserbeseitigungsanlage
- über Kleinkläranlagen
- über Senkgrubenbetrieb

erfaßt werden.

Dabei ist auch auf die Möglichkeiten der Verbringung der Senkgrubeninhalte auf landwirtschaftliche Flächen oder zu Übernahmestellen einzugehen. Weiters hat das Entsorgungskonzept Aussagen über die beabsichtigte Finanzierung der umzusetzenden Maßnahmen sowie einen Zeitplan für die Verwirklichung zu enthalten.

Die ursprünglich bis 31.12.1993 zu erlassenden Entsorgungskonzepte stellen rechtlich eine Verordnung vergleichbar mit Flächenwidmungs- oder Bebauungsplänen dar, die vom Gemeinderat zu beschließen bzw. auf der Grundlage der O.Ö. Gemeindeordnung 1991 kundzumachen sind. Ungeachtet dieser gesetzlichen Frist war es den meisten Gemeinden nicht möglich, rechtzeitig ein Entsorgungskonzept ausarbeiten zu lassen, sodaß auf Ersuchen der Gemeinden im Regelfall eine entsprechende Fristerstreckung bis 31.12.1996 gewährt wurde. Voraussetzung dafür war, daß aufgrund von bestehenden Einrichtungen eine geordnete Abwasserentsorgung zum überwiegenden Teil vorhanden ist oder die Fristerstreckung im Interesse der Berücksichtigung überörtlicher Interessen gelegen ist.

Im O.Ö. Bodenschutzgesetz ist weiters ausdrücklich vorgesehen, daß nähere Regelungen über die ordnungsgemäße Entsorgung von Abwässern, insbesondere die Ausbringungen von Senkgrubeninhalten und Klärschlamm aus Kleinkläranlagen in einem **O.Ö. Abwasserentsorgungsgesetz** (Landesgesetz über die ordnungsgemäße Entsorgung von Abwässern ) zu erlassen sind.

Das zur Zeit noch im Entwurf vorliegende Gesetz umfaßt somit folgende Schwerpunkte:

- Festlegung allgemeiner Ziele und Grundsätze, wie
  - Abwasservermeidung
  - geordnete Abwasserentsorgung
  - die Umwelt möglichst von Belastungs- und Schadstoffen
  - freizuhalten (Schadstoffminimierung)
- Bestimmungen über die Ableitung von Abwässern in Senkgruben
- die Normierung einer grundsätzlichen Verpflichtung jeder Gemeinde zur geordneten Entsorgung der im Gemeindegebiet anfallenden Abwässer



- die Verpflichtung der Gemeinden zur Erstellung eines Entsorgungskonzeptes auf Grundlage einer ökologischen und wirtschaftlichen Betrachtungsweise
- die Verpflichtung der Gemeinden zur Einrichtung eines Abfuhrdienstes für Abwässer aus Sammelanlagen, wobei sich die Gemeinde auch Dritter bedienen kann
- die verstärkte Verpflichtung zur Abwasserentsorgung durch Kanalanschluß
- die getrennte Behandlung der Niederschlagswässer

Gerade die Bestimmung der Übertragung der generellen Entsorgungspflicht auf die Gemeinden sowie die Neuregelung einer Anschlußpflicht auch für landwirtschaftliche Objekte ist heftig umstritten und führte und führt noch immer zu Diskussionen, sodaß ein Inkrafttreten dieses Gesetzes zum gegenwärtigen Zeitpunkt nicht abgeschätzt werden kann.

### **3 Begriffsdefinition**

Der § 8 Abs. 2 des O.Ö. Bodenschutzgesetzes zählt unter anderem auf, in welche Zonen die Entsorgungskonzepte auf der Grundlage einer ökologischen und wirtschaftlichen Betrachtungsweise einzuteilen sind, wobei nachfolgende Begriffe gewählt und wie folgt definiert wurden:

#### **3.1 Zentrale Abwasserentsorgungsanlagen:**

Darunter sind jene zusammenhängenden Anlagen (Kanalnetz, Abwasserreinigungsanlage) zu verstehen, in die der überwiegende Teil der Abwässer (mengen- und schmutzfrachtmäßig) einer oder mehrerer Gemeinden bzw. eines oder mehrerer Abwasserverbandes/-verbände entsorgt werden.

### **3.2 Dezentrale Abwasserentsorgungsanlagen:**

Darunter sind jene Einzel- oder zusammenhängenden Anlagen (Einzelkanäle, Kanalnetze, Übernahmestationen für Senkgrubeninhalte und Abwasserreinigungsanlagen) zu verstehen, in denen die Abwässer (mengen- und schmutzfrachtmäßig) von Teilbereichen einer Gemeinde entsorgt werden, wobei diese Anlagen auch durch einen Abwasserverband errichtet und betreut werden können.

### **3.3 Kleinkläranlagen:**

Das sind jene vollbiologischen Abwasserreinigungsanlagen der dezentralen Abwasserentsorgung, in denen weniger als 50 Einwohnerwerte (mengen- oder schmutzfrachtmäßig) gereinigt werden.

### **3.4 Senkgruben:**

Darunter ist eine meist unterirdisch angelegte, flüssigkeitsdichte Anlage (Behälter) zur Sammlung und vorübergehenden Aufbewahrung von Schmutzwässern zu verstehen, die in periodischen Abständen zu entleeren ist.

### **3.5 Übernahmestellen:**

Hiebei handelt es sich um abwassertechnische Anlagen (im Bereich einer zentralen oder einer dezentralen Abwasserentsorgungsanlage), die so ausgestattet sind, daß Senkgrubeninhalte (zentral oder dezentral) und/oder Schlämme aus Kleinkläranlagen ohne Umweltbeeinträchtigung und ohne Beeinträchtigung der sonstigen Abwasseranlagen übernommen werden können.

## **4 Ziel**

Durch die Erstellung von Entsorgungskonzepten durch die Gemeinden soll in Hinkunft gewährleistet werden, daß in absehbarer Zeit die Abwasserentsorgung weiter verbessert werden kann.

Neben dem Ausbau zentraler Kanal- und Kläranlagen ist vor allem die Errichtung von dezentralen Kläranlagen und Kleinkläranlagen zu erwähnen, um die Entsorgung auch kleinerer Siedlungsstrukturen zu sichern.

Auch soll das Entsorgungskonzept die jeweils wirtschaftlichste und kostengünstigste Art der Abwasserentsorgung für die einzelnen Ortschaften oder Gebiete flächendeckend ausweisen und somit Entscheidungsgrundlage für zukünftige Flächenwidmungen, z.B. Ausweisung als Bauland, sein.

## **5 Grundsätzliche Möglichkeiten der Regelung der Abwasserentsorgung**

Wie bereits in der Übersicht zur geltenden Rechtslage angeführt, gibt es verschiedene Entsorgungsmöglichkeiten der anfallenden Abwässer. Zum einen die Möglichkeit der Ableitung der Abwässer über einen Kanal mit anschließender Reinigung in eine Kläranlage („Ableitungsmodell“) und zum anderen die Sammlung der Abwässer in dichten Behältern oder Gruben mit späterer Entsorgung („Sammlungsmodell“). Beide Modelle sind grundsätzlich möglich, wobei lt. Entwurf des O.Ö.Abwasserentsorgungsgesetzes bei Neubauten, die nicht für land- und forstwirtschaftliche Zwecke bestimmt sind, eine Ableitung von Schmutzwässern in Senkgruben unzulässig ist.

Ausnahmen vom Verbot sind dann möglich, wenn

- eine Anschlußpflicht an eine gemeindeeigene Kanalisationsanlage nicht besteht
- die Errichtung eines Hausanschlußkanales wegen der isolierten Lage des Gebäudes oder der örtlichen Verhältnisse unmöglich ist oder unverhältnismäßig hohe Kosten verursachen würde
- die Erteilung der Ausnahme nicht im Widerspruch zum Entsorgungskonzept der Gemeinde steht
- es sich um Neubauten auf Grundstücken handelt, die zum Zeitpunkt des Inkrafttretens dieses Landesgesetzes als Bauland gewidmet sind

- die in einem Zeitraum von 4 Wochen normalerweise anfallenden Schmutzwässer 30 m<sup>3</sup> nicht übersteigen
- öffentliche Interessen an einer ordnungsgemäßen Abwasserbeseitigung nicht entgegenstehen.

Probleme im Bereich der Abwasserentsorgung treten vor allem in dünn besiedelten Räumen auf, die wirtschaftlich nicht über eine öffentliche Kanalisationsanlage aufgeschlossen werden können. Hier bleiben nur 2 Möglichkeiten offen, entweder die Errichtung einer eigenen Kläranlage (oft jedoch aufgrund der geringen Wasserführung des Vorfluters oder auch der Immissionssituation nicht möglich) oder ein Senkgrubenbetrieb. Bei der letzteren Möglichkeit sind vor allem die Kosten einer ordnungsgemäßen Entsorgung entscheidend, die im Regelfall über den Errichtungskosten liegen.

## **6 Inhaltliche (fachliche) Anforderungen an das Entsorgungskonzept**

Das Projekt sollte bestehen aus

- einem Technischen Bericht
- einem Übersichtslageplan (M 1:20.000) mit Zoneneinteilung
- einem Lageplan (M 1:5.000), wenn möglich Flächenwidmungsplan mit Eintragung des Bestandes an Abwasseranlagen und den zukünftigen flächendeckenden Entsorgungsmöglichkeiten

Näheres über Anforderungen und Inhalt des Technischen Berichtes ist den weiter unten gemachten Ausführungen zu entnehmen.

Der schriftliche Teil hat sich auch mit Aussagen über die beabsichtigte Finanzierung der zu schaffenden Einrichtungen und Maßnahmen sowie mit dem Zeitplan für die Umsetzung des Entsorgungskonzeptes auseinanderzusetzen.





Einen nicht unwesentlichen Einfluß aber wird auch die vom Gemeinderat aufgrund der zusammengefaßten Untersuchungsergebnisse vorzunehmende

Abwägung der Vorrangigkeit gewisser Abwasserentsorgungsmaßnahmen aus ökologischer und wirtschaftlicher Überlegung unter Bedachtnahme auf den Flächenwidmungsplan, die Ziele der örtlichen Raumordnung bzw. - falls bereits vorhanden - das jeweilige örtliche Entwicklungskonzept haben.

Der grafische Teil (sogenannter „Detailplan“) beinhaltet ähnlich einem Flächenwidmungsplan im Maßstab 1:5000 die im § 8 Abs. 2 des Bodenschutzgesetzes aufgezählten Zonen.

Dabei ist es ohne weiteres möglich, daß aufgrund der oben angeführten ökologischen und wirtschaftlichen Überlegungen einzelne Zonen übergreifen bzw. ineinandergreifen (z.B. ist es denkbar, daß im Bereich einer Zone, die über eine zentrale Abwasserentsorgungsanlage entsorgt wird, für einzelne Senkgrubeninhalte eine gesonderte Entsorgung, eventuell über Landwirt oder Grubendienst etc., vorgesehen ist).

## ZONENEINTEILUNG

SYMBOL	CODE	BEZEICHNUNG
	Z	Entsorgung über eine zentrale Kläranlage
	D	Entsorgung über eine dezentrale Kläranlage bzw. Kleinkläranlage
	A	Ausbringung von Senkgrubeninhalten
	S	Abfuhr von Senkgrubeninhalten und Schlamm aus Hauskläranlagen

Um eine möglichstste Vereinheitlichung bei der Erstellung der Entsorgungskonzepte zu erreichen, wurde von der Umweltrechtsabteilung des Landes als Aufsichtsbehörde ein Anforderungsprofil erlassen. Die nachstehende Auflistung erfaßt sowohl die Anforderungen an die Bestandserfassung (Istzustandserhebung) als auch die Anforderungen für das Konzept

einschließlich eventuell erforderlichen Variantenuntersuchungen nach Maßgabe des Umweltförderungsgesetzes, insbesondere der Förderungsrichtlinie „Siedlungswasserwirtschaft“:

***Bestandserfassung (Istzustandserhebung)***

- bestehende und in Bau befindliche, wasserrechtlich bewilligte Kanalnetze  
(Darstellung verbal und planlich)
- bestehende zentrale Abwasserentsorgungsanlagen  
(Darstellung verbal und planlich)
- bestehende dezentrale Abwasserentsorgungsanlagen  
(Darstellung verbal und planlich)
- Kleinkläranlagen  
(Darstellung verbal und planlich)
- Summe der Senkgruben und Senkgrubeninhalte mit Angabe der derzeitigen Ausbringung (z.B. vorhandene Übernahmestation, landwirtschaftliche Kulturflächen)  
(Darstellung verbal)
- Mengenangabe über anfallenden Klärschlamm und Angabe der derzeitigen Ausbringung bzw. sonstigen Behandlungsart  
(Darstellung verbal)
- Erfassung der Gesamteinwohner, -einwohnergleichwerte, Senkgrubeninhalte sowie Großvieheinheiten und Gegenüberstellung zur landwirtschaftlicher Nutzfläche  
(Darstellung verbal)
- bestehende Wasserschutz- und -schongebiete  
(Darstellung verbal und planlich)
- bestehende Wasserversorgungsanlagen im Bereich von Ausbringungsflächen  
(Darstellung verbal und planlich)

- Güteklasse der Vorfluter (falls Daten vorhanden)  
(Darstellung verbal)
- aktuelle Flächenwidmung mit Angabe des Rechtsstandes  
(Darstellung planlich)

***Konzept (Planungsabsichten mit Variantenuntersuchung):***

- geplante örtliche Entwicklung und künftige Flächenwidmung (möglichst unter Zugrundelegung des örtlichen Entwicklungskonzeptes)  
(Darstellung verbal und planlich)
- geplante Kanalnetze und Abwasserentsorgungsanlagen  
(Darstellung verbal und planlich)
- geplante Entsorgung von Senkgrubeninhalten zu Übernahmestellen bzw. Ausbringung auf landwirtschaftliche Kulturflächen (einschließlich Mengen- und Flächenangaben)  
(Darstellung verbal und planlich)
- geplante Entsorgung des anfallenden Klärschlammes (einschließlich Mengen- und gegebenenfalls Flächenangaben)  
(Darstellung verbal)
- geplante Wasserschutz- und -schongebiete  
(Darstellung verbal und planlich)
- Deutliche, möglichst farbige Abgrenzung der einzelnen Zonen. Da jedoch die Überlagerung von mehreren Zonen möglich ist, wäre dies genau ersichtlich zu machen (z.B. Senkgrubenentsorgung innerhalb anderer Entsorgungszonen sind mit \*-Signatur zu kennzeichnen)  
(Darstellung planlich)
- fachliche und zeitliche Umsetzbarkeit der künftig ordnungsgemäßen Abwasserentsorgung in realisierbaren Varianten  
(Darstellung verbal)

Der schriftliche (Technische Bericht) wie der grafische Teil (Detailplan) bilden gemeinsam das Entsorgungskonzept einer Gemeinde und sind als Verordnung des Gemeinderates verbindlich.

## **7 Vorgangsweise zur Erstellung bzw. Erlassung des Entsorgungskonzeptes**

### **Auftragserteilung**

Zweckmäßigerweise wird hier die Gemeinde einen Ziviltechniker oder ein befugtes Planungsbüro etc. mit der Erstellung eines Entsorgungskonzeptes mittels Werkvertrag beauftragen. Es ist jedoch auch vorgesehen, zur Erfüllung dieser Aufgaben sich an den örtlichen Verband wenden zu können.

### **Bestandserfassung**

Die Bestandserfassung ist die schriftliche wie planliche Erhebung des Istzustandes. Diese kann entweder durch die Gemeinde selbst oder durch einen Dritten vorgenommen werden. Da jedoch die Gemeinde in den überwiegenden Fällen ohnedies die meisten Daten mit der derzeitigen Abwasserentsorgung in ihrem Gemeindegebiet aufliegen hat, wird wohl aus Kostengründen zweckmäßigerweise diese Arbeit von der Gemeinde selbst vorgenommen werden.

Neben den bei der Gemeinde selbst aufliegenden Unterlagen (wie wasserrechtliche Bewilligungsbescheide, Baubewilligungsbescheide und dergleichen), können nähere Auskünfte und Daten aus dem Wasserbuch (jeweilige Bezirkshauptmannschaft bzw. Magistrat), dem Raumordnungskataster, bei einem örtlichen Abwasserverband oder bei etwaigen sonstigen Behörden (wie Wasserrechtsabteilung, etc.) erhoben werden.

Da die Bestandserfassung - wie oben erwähnt - den Istzustand zur Gänze wiederzugeben haben wird, ist auf jeden Fall folgendes aufzunehmen:

- a) Bestehende, im Bau befindliche, bewilligte oder in einem Projekt oder einer Studie geplante Kanalnetze und zentrale Abwasserreinigungsanlagen.



- b) Weitgehende Erfassung von bestehenden Wasserrechten von dezentralen Abwasseranlagen (Kanalnetzen, Abwasserreinigungsanlagen etc.);
- c) Gesamtanzahl der Kleinkläranlagen.
- d) Gesamtanzahl der Senkgruben und Senkgrubeninhalte, möglichst mit Angabe der derzeitigen Ausbringungsart.
- e) Erfassung der Gesamteinwohner und -einwohnergleichwerte eines Gemeindegebietes mit räumlicher Verteilung auf einzelne Ortschaften, Weiler oder Ansiedlungen, getrennt nach Wohnstätten, landwirtschaftlichen Objekten und Betriebe
- f) Menge des anfallenden Klärschlammes und Angabe über Entsorgung
- g) Bestehende Wasserschutz- und -schongebiete
- h) Bestehende Wasserversorgungsanlagen (öffentlich, privat )
- i) Charakteristische Abflußdaten und Immissionssituation der Vorfluter (Güteklasse)
- j) Freies Bauland

Nach Vorliegen des Ergebnisses der Bestandserfassung ist unter Bedachtnahme auf die bereits erwähnten ökologischen und wirtschaftlichen Aspekte und unter Einbeziehung des Flächenwidmungsplanes, der Ziele der örtlichen Raumordnung bzw. - falls vorhanden - des örtlichen Entwicklungskonzeptes, die Planung für eine künftighin ordnungsgemäße Abwasserentsorgung nach Maßgabe der nachfolgenden Kriterien in Angriff zu nehmen.

### **Darstellung der Entsorgungsmöglichkeiten von Ortschaften, Weilern und Einzelobjekte**

Im Konzept erfolgt die Überprüfung auf die Möglichkeiten der Abwasserentsorgung auf Grundlage einer ökologischen und wirtschaftlichen Betrachtungsweise.

Prinzipiell besteht für alle Wohngebäude, deren Abwässer über eine Kanal entsorgt werden können und die innerhalb eines 50-m Bereiches zum öffentlichen Kanal liegen, Anschlußzwang nach der O.Ö.Bauordnung. Lediglich für landwirtschaftliche Objekte ist aufgrund der gesetzlichen Bestimmungen die Möglichkeit einer Ausnahmeregelung in begründeten Fällen gegeben.

Die Untersuchung ist zweckmäßigerweise für das jeweils gesamte Einzugsgebiet mit gewidmetem Bauland und landwirtschaftlichen Objekten, ohne gewidmetem Bauland jedoch mit landwirtschaftlichen Objekten und ohne gewidmetem Bauland und ohne landwirtschaftlichen Objekten durchzuführen.

Die Betrachtung auch ohne landwirtschaftliche Objekte ergibt sich daraus, daß es in O.Ö. eine Ausnahmegenehmigung für lw. Objekte vom Anschlußzwang an eine öffentliche Kanalisation gibt, und vorweg daher nicht abgeschätzt werden kann, ob die Landwirtschaften im Einzelfall von dieser Regelung Gebrauch machen oder ob es nicht zu einer gesetzlichen Änderung bezüglich Anschlußpflicht kommt.

- a) Prüfung, ob der Anschluß an eine zentrale Abwasserentsorgung immissionsmäßig (vorfluterbezogen) möglich ist
- b) Wirtschaftlichkeitsprüfung, ob der Anschluß an eine zentrale Abwasserentsorgung sinnvoll ist
- c) Ausweisung jener Bereiche, für die eine zentrale Abwasserentsorgung ökologisch (immissionsmäßig) in bezug auf den Vorfluter und wirtschaftlich möglich ist
- d) Angaben zu technischen Voraussetzungen in Bereichen, in denen eine zentrale Abwasserentsorgung ökologisch (immissionsmäßig) und wirtschaftlich möglich ist
- e) Ausscheidung von Gebieten und Bereichen, die immissionsmäßig keine Einleitung von Abwässern aus dezentralen Abwasserreinigungsanlagen zulassen und daher auch zukünftig über Senkgruben mit landwirtschaftlicher Verwertung oder über zentrale oder dezentrale Übernahmestationen entsorgt werden müssen

- f) Ausweisung jener Bereiche, für die eine dezentrale Abwasserentsorgung ökologisch (immissionsmäßig) und wirtschaftlich angestrebt wird
- g) Prüfung der abwassertechnischen Entsorgungsmöglichkeiten von Ortschaften, Weilern und Einzelobjekten in bestehende oder geplante, dezentrale Abwasserentsorgungsanlagen
- h) Angaben zu den technischen Voraussetzungen in Bereichen, in denen eine dezentrale Abwasserentsorgung ökologisch und wirtschaftlich möglich ist jeweils unter Berücksichtigung von landwirtschaftlichen bzw. nicht landwirtschaftlichen Einwohnern.
- i) Ausweisung jener Bereiche, für die auch künftig eine Entsorgung über dichte Senkgruben ökologisch und wirtschaftlich angestrebt wird
- j) allfällige Angaben unter Berücksichtigung der Bodenbeschaffenheit und der Grundwassersituation (gegebene Vorbelastung), ob überhaupt bzw. in welchen Mengen Senkgrubeneinhalte in den unter i) genannten Bereichen vorübergehend (noch) landwirtschaftlich verwertet werden kann.

### **Überlegungen hinsichtlich kanalmäßiger Erschließung**

Zur Beurteilung einer Kanalerstellung sind Überlegungen in folgender Richtung anzustellen:

- technisch machbar
- wirtschaftlich

Zur technischen Machbarkeit gibt es neben der herkömmlichen Gravitationsentwässerung (Entwässerung im freien Gefälle) noch die Aufschließung über Pumpwerke und Druckleitungen (Transportkanäle) sowie über Druckentwässerungsanlagen oder Vakuumentwässerung.

Zur wirtschaftlichen Beurteilung sind Kostenvergleichsrechnungen bzw. Wirtschaftlichkeitsrechnungen zur Vorbereitung von Investitionsentscheidungen anzustellen.

Als Berechnungsgrundlage dazu dient die „LAWA-Richtlinie - Leitfaden zur Durchführung von Kostenvergleichsrechnungen nach der Barwertmethode.

Welche Kosten sind dabei zu berücksichtigen:

**Investitionskosten:** Kosten für Grunderwerb  
Planungskosten  
Baukosten  
Reinvestitionskosten

**Laufende Kosten:** Personalkosten  
Sachkosten (Betriebsmittel, Material)  
Energiekosten

Um zu vergleichbaren und realistischen Ergebnissen zu kommen, sind die Kostenansätze sehr wichtig. Es wurde daher im Rahmen einer vom Amt der O.Ö. Landesregierung herausgegebenen Veröffentlichung versucht, für die jeweils verschiedenen Entsorgungssysteme Kosten sowohl für die Errichtung (Investitionen) als auch für den Betrieb (laufende Kosten) anzugeben. Dabei handelt es sich nur um Durchschnittswerte, die bei abweichenden Voraussetzungen und kostenbeeinflussenden Faktoren, wie z.B. schlechte Bodenverhältnisse, Grundwasserandrang, Entschädigungen etc. nach oben und unten abweichen können.

Da die zu verschiedenen Zeitpunkten anfallenden Kosten unterschiedliche Wertschätzungen besitzen, dürfen die Zahlen nicht einfach aufaddiert werden. Durch die Langlebigkeit wasserwirtschaftlicher Infrastruktureinrichtungen müssen die Kosten zum Zwecke des Vergleiches auf einen gemeinsamen Zeitpunkt (Bezugszeitpunkt) wertmäßig umgerechnet werden.

Den Wert einer nominalen Kostengröße im Bezugszeitpunkt nennt man Barwert und entsprechend bei einem Projekt Projektkostenbarwert. Zeitlich vor dem Bezugszeitpunkt liegende Zahlungen sind aufzuzinsen (akkumulieren), später anfallende abzuzinsen (diskontieren).

Da sich ein Projekt aus verschiedenen Bauwerken mit unterschiedlich langer Lebensdauer zusammensetzt, sind innerhalb des Untersuchungszeitraumes

einzelne Anlagenteile zu ersetzen und folglich die daraus resultierenden Reinvestitionskosten in den Kostenvergleich einzurechnen.

Zum Vergleich der Wirtschaftlichkeit zwischen einem Kanalanschluß oder einem Senkgrubenbetrieb mit Verbringung der Abwässer zu einer Senkgrubeninhalte- übernahmestation sei beispielhaft die folgende Berechnung angeführt. Dabei werden die Investitionskosten als auch die jährlichen Betriebskosten für einen Betrachtungszeitraum von 50 Jahren ermittelt.

Annahme:

jährlicher Schmutzwasseranfall: 35 m<sup>3</sup>/a.EW

jährliche Kosten pro EW für Verbringung zu Übernahmestation

S 100,-- Transport

S 50,-- Übernahme

S 150,-- pro m<sup>3</sup>

35 x S 150,-- = S 5.250/a

DFAKR (3; 50): 25,73

S 5.250,-- x 25,73

S 135.082,50

Errichtungskosten S 21.000,-- /EW

S 21.000,--

für 2-monatige Speicherzeit 7 m<sup>3</sup>/EW

pro m<sup>3</sup> Senkgrube ca. S 3.000,-

rd. S 156.000,--/EGW

### Die sich daraus ergebende Folgerung:

Eine Kanalaufschließung mit geringeren Kosten je Einwohner ist somit über den gesamten Betrachtungszeitraum gesehen wirtschaftlich günstiger als ein Senkgrubenbetrieb.

Aus diesen Überlegungen heraus sind für alle Gebiete bzw. Einzelobjekte Untersuchungen auf die Möglichkeit einer zukünftigen

- zentralen Abwasserentsorgung
- dezentralen Abwasserentsorgung bzw. Kleinkläranlagen
- Senkgrubenentsorgung

anzustellen und mit den Kosten für einen Senkgrubenbetrieb mit Verbringung der Abwässer zu einer Senkgrubenhaltübernahmestation zu vergleichen.

Bei einer Entscheidung für eine zentrale oder dezentrale Abwasserentsorgung ist neben der Festlegung der möglichen Standorte der Kläranlage auch eine immissionsmäßige Beurteilung des betroffenen Gewässers sowohl in mengenmäßiger als auch in qualitativer Hinsicht vorzunehmen. Dezentrale Kläranlagen sollten vorweg nur dort in Betracht gezogen werden, wo der Vorfluter eine gewisse Mindestwasserführung bei Niederwasser aufweist und die Aufstockungsberechnungen Werte kleiner 80 % der Immissionsrichtlinie ergibt (BSB<sub>5</sub>, CSB, NH<sub>4</sub>-N). Auf eine mögliche Vorbelastung des Gewässers ist dabei Rücksicht zu nehmen.

### **Überlegungen hinsichtlich Möglichkeiten der Entsorgung von Senkgrubenhaltungen**

Es sind Überlegungen über die Situierung von dezentralen oder zentralen Übernahmestationen für Senkgrubenhaltungen einschließlich genereller Wirtschaftlichkeitsbetrachtung und technischer Ausstattung solcher Anlagen durchzuführen. Dabei ist zu beachten, daß dies ohne Beeinträchtigung der sonstigen Abwasseranlagen und der Reinigungsleistung der Kläranlage zu erfolgen hat. Auch die erforderlichen Transportweiten sind in einer Gesamtökobilanz zu berücksichtigen. Schlämme aus Kleinkläranlagen sollten grundsätzlich nur in zentralen Übernahmestationen eingebracht werden (Aufgabe direkt in die Schlammlinie)

Da in O.Ö. ein Verbringen von Senkgrubenhaltungen auf landwirtschaftliche Kulturflächen mit einer mengenmäßigen Begrenzung von 50m<sup>3</sup> pro Hektar und Jahr grundsätzlich zulässig ist, ist der dafür erforderliche Flächenbedarf zu ermitteln und dem vorhandenen Flächenpotential gegenüberzustellen.

Anzustreben wäre jedoch die Verbringung der Senkgrubeninhalte zu einer Übernahmestation, die sich im Regelfall bei jeder größeren zentralen Kläranlage befindet.

### **Überlegungen bezüglich der Ausbringung von Klärschlamm in die Landwirtschaft**

Für die Ausbringung von Klärschlamm auf landwirtschaftlich bewirtschaftete Flächen (in O.Ö.nur auf Ackerland erlaubt) sind die anfallenden Klärschlammengen bezogen auf Trockensubstanz zu erheben und die erforderlichen Flächen in Abhängigkeit der Ausbringungsmengen gemäß Bodenschutzgesetz zu errechnen und dem vorhandenen Potential gegenüberzustellen.

Dazu ist der erforderliche Flächenbedarf der Landwirtschaft zur bewilligungsfreien Ausbringung von Dünger (Wirtschaftsdünger, Handelsdünger, Klärschlamm) im Äquivalent von 3,5 Dunggroßvieheinheiten (DGVE) je Hektar und Jahr in Entsprechung des Wasserrechtsgesetzes zu ermitteln und diese Summe der dafür in Frage kommenden landwirtschaftlichen Nutzfläche gegenüberzustellen.

### **Grafische Darstellung der Ergebnisse**

Die gesamten Untersuchungen sind einmal in einer Übersichtskarte M 1:20.000 bzw. dort wo es aus Übersichtsgründen erforderlich ist im M 1:5.000 (wie Flächenwidmungspläne) zusammenfassend darzustellen..

### **Verfahrensablauf**

Die Gemeinde hat die Inangriffnahme der Arbeiten für die Erstellung des Entsorgungskonzeptes der Landesregierung schriftlich anzuzeigen.

Ein Vorentwurf ist der Aufsichtsbehörde zuzusenden, die ihrerseits die verschiedenen betroffenen Fachabteilung des Landes um Prüfung dieser Unterlagen und eventueller Abgabe einer Stellungnahme ersucht.

Vor Beschlußfassung durch den Gemeinderat ist das Konzept 4 Wochen zur öffentlichen Einsichtnahme beim Gemeindeamt aufzulegen. Jedermann, der ein

berechtigtes Interesse glaubhaft machen kann, ist befugt, schriftliche Anregungen oder Einwendungen einzubringen.

Beschließt der Gemeinderat das Entsorgungskonzept, so ist dies der Landesregierung als Aufsichtsbehörde zur Genehmigung vorzulegen.

Die Genehmigung darf nur versagt werden, wenn

- das Entsorgungskonzept den Leitlinien für die überregionale Abwasserentsorgung widerspricht
- die geordnete Abwasserentsorgung des Gemeindegebietes oder anderer Gemeinden nicht gewährleistet ist
- das Entsorgungskonzept sonstigen gesetzlichen Bestimmungen widerspricht oder die finanziellen Möglichkeiten der Gemeinde übersteigt
- Festlegungen des Bundes widerspricht

Vor Versagung der Genehmigung hat die Landesregierung der Gemeinde den Versagungsgrund mitzuteilen und ihr Gelegenheit zur Stellungnahme zu geben.

Nach Genehmigung ist das Entsorgungskonzept kundzumachen.

## **8 Quellennachweise:**

O.Ö. Bodenschutzgesetz 1991

O.Ö. Abwasserentsorgungsgesetz ( im Entwurf )

Anforderungsprofil an Entsorgungskonzepte

Runderlaß der O.Ö.Umweltrechtsabteilung an alle Gemeinden zur Erstellung von Entsorgungskonzepten

Veröffentlichung des Landes O.Ö. über die Grundlagen für die Erstellung einer wirtschaftlichen und flächendeckenden Abwasserentsorgung von Gemeinden

ROBR Dipl.-Ing. Gerhard Fenzl

Amt der O.Ö Landesregierung

U. Abt: Siedlungswasserbau

Kärntnerstr. 12

4020 Linz





## **Der schwierige Weg vom Abwasserentsorgungskonzept zum Gewässerschutz - Erfahrungen aus der Steiermark**

B. Saurer

Amt der Stmk. Landesregierung, Fachabteilungsgruppe Landesbaudirektion  
Fachabteilung IIIa - Wasserwirtschaft

Der Gewässergütezustand der Oberflächengewässer und der Grundwässer ist zu einem erheblichen Maße von der Belastung mit Abwässern abhängig. Der sich immer deutlicher abzeichnenden Verschlechterung der Gewässergüte in den 70er- und 80er - Jahren wurde in der Steiermark mit der Murverordnung und schließlich ab dem Jahre 1985 mit konkreten Programmen sehr konsequent entgegengetreten. Sowohl die Mur- und Raabsanierungsprogramme als auch das Grundwasserschutzprogramm haben zu wesentlichen Verbesserungen der Wasserqualität geführt.

Nach Abschluß des Mursanierungsprogrammes kann die Entlastung der Mur von organischen Schmutzstoffen beim BSB<sub>5</sub> mit 94,4% Abbau und beim CSB mit 59% Abbau beziffert werden. Auch das Raabsanierungsprogramm wurde zu 95% erfüllt, sodaß sich die Raab wiederum als äußerst fischreiches Gewässer darstellt.

Etwa 85% der untersuchten steirischen Oberflächengewässer weisen erfreulicherweise eine hohe Gewässergüte auf und sind den Güteklassen I, I-II oder II zuzuordnen. Aus dem Gütebild der Fließgewässer ist aber auch zu ersehen, daß einige Gewässer oder zumindest Teile davon noch eine mindere bis schlechte Wasserqualität haben und den Güteklassen schlechter als II zugezählt werden müssen.

Der überwiegende Teil dieser Gewässer liegt in den Mittelgebirgs- und Hügellandzonen der Ost- und Weststeiermark sowie in den Niederungen der südlichen Steiermark. In diesen Gebieten überfordert zudem der Eintrag von

Nährstoffen aus der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung das Selbstreinigungsvermögen zahlreicher Gewässer. Zusätzliche Schwierigkeiten bei der Abwasserentsorgung bereiten hier auch die weiträumigen Siedlungsstrukturen und die topographischen Verhältnisse.

Gemäß dem Ökoprogramm 2000 (erstellt im Jahr 1990) soll im Jahr 2000 in allen Fließgewässern der Steiermark zumindest die Güteklasse II erreicht sein. Das darin gesteckte Ziel eines 75%igen Anschlußgrades an Kläranlagen nach dem Stand der Technik ist durchaus erreichbar, wenn nicht gar überschreitbar. Der Steirische Abwasserwirtschaftsplan sieht in der Folge die Erhöhung des gemeinschaftlich zu entsorgenden Anteiles auf 80 - 85% bis zum Jahr 2010 vor. So gesehen stellt der Abwasserwirtschaftsplan eine wichtige Fortschreibung des Mur- und Raabsanierungsprogrammes sowie des Grundwasserschutzprogrammes dar.

Neben der Sichtweise des Gewässerschutzes trat bei der Flächenwidmungsplanung die Problematik auf, daß viele Baugebiete ohne verbindliche Nachweisführung einer wirtschaftlichen Abwasserentsorgung als Bauland ausgewiesen wurden. Bei der nachfolgenden Abwasserprojektierung mußte vielfach festgestellt werden, daß die Kanalanschlußgebühren die zumutbaren Kosten für die Betroffenen bei weitem überstiegen und eine Realisierung der Entsorgungsprojekte zumindest in Frage stellten, wenn nicht gar verhinderten.

Um die „Abwasserwahrheit in die Flächenwidmungspläne“ zu bringen, wurde im Jahr 1989 nach dreijährigem Probelauf die Raumordnungsrichtlinie Nr. 3 mit dem Titel „Der örtliche Abwasserentsorgungsnachweis als Grundlage für die Baulandausweisung im Sinne der Steiermärkischen Raumordnungsgesetznovelle 1985“ erlassen. Seither sind seitens der Gemeinden bei Überarbeitungen und Fortführungen von Flächenwidmungsplänen Abwasserentsorgungsnachweise (AEN) für ausgewiesenes Bauland zu erbringen.

Diese Abwasserentsorgungsnachweise können sein:

1. Einreichprojekt bei kompakter Siedlungsentwicklung
2. Abwasserentsorgungskonzept (AEK) als flächendeckende Darstellung des abwassertechnischen Zustandes und von Sanierungsmaßnahmen in Baulandgebieten

### 3. Gutachten eines Ziviltechnikers

- für noch nicht entsorgte Baugebiete, sofern für den Großteil einer Gemeinde bereits eine Abwasserentsorgung besteht bzw. eine dem Stand der Technik entsprechende Planung vorliegt
- für Gemeinden mit geringer Baulandausweisung

### 4. Stellungnahme der zuständigen Baubezirksleitung bzw. Fachabteilung bei punktuellen Änderungen.

Für alle Arten der Abwasserentsorgungsnachweise muß die Verbindlichkeit durch einen Gemeinderatsbeschluß mit 2/3 Mehrheit sichergestellt werden.

Neben den örtlichen abwassertechnischen Entsorgungsnachweisen wurden weiterhin überörtliche wasserwirtschaftliche Untersuchungen durchgeführt.

Beide Grundlagen waren als Entscheidungshilfe für die Festlegung wirtschaftlich vertretbarer Entsorgungsvarianten gedacht und können durchaus als Vorstufe zur heutigen Variantenuntersuchung gesehen werden.

Konzepte zur sinnvollen Entsorgung von Abwässern sind nicht erst auf die Raumordnungsrichtlinie zurückzuführen, sondern haben als wasserwirtschaftliche Planungsinstrumentarien eine wesentlich längere Bedeutung. Aus der Planungsevidenz der Wasserwirtschaftsabteilung geht hervor, daß von rd. 180 überörtlichen Studien, die etwa 400 Gemeinden erfassen, mehr als 2/3 auf die Zeit vor 1989 zurückgehen.

Örtliche Abwasserentsorgungskonzepte liegen für rd. 2/3 der steirischen Gemeinden vor. Sie befassen sich im wesentlichen mit abwassertechnischen Fragen sowie Kosten- und Finanzierungsrechnungen, kaum aber mit den wasserwirtschaftlichen Auswirkungen der Maßnahmen.

Seit Inkrafttreten des Umweltförderungsgesetzes im Jahre 1993 und der damit im Zusammenhang stehenden Förderungsrichtlinien ist die Gewährung einer Bundesförderung von einer Variantenuntersuchung, in welcher die ökologische Verträglichkeit sowie die volks- und betriebswirtschaftliche Zweckmäßigkeit der Maßnahme zu prüfen sind, abhängig. Darüber hinaus haben die Gemeinden den öffentlichen Entsorgungsbereich in Form der „Gelben Linie“ festzulegen.

Es gibt also eine beinahe schon verwirrende Palette von Planungsmechanismen und Entscheidungsgrundlagen, die die Umsetzung von Gewässerschutzmaß-

nahmen regeln, steuern, aber auch erleichtern sollte. In der Praxis sieht dies allerdings anders aus, weil die Interessenslage der Beteiligten eine unterschiedliche ist.

- Die betroffenen Bürger fordern die Umsetzung der kostengünstigsten (billigsten) Lösung.
- Die Gemeinden fordern möglichst hohe Fördersätze.
- Die Behörden fordern den Stand der Technik ohne auf die Wirtschaftlichkeit und die wasserwirtschaftlichen Zusammenhänge einzugehen (nur Einzelfallbetrachtung).
- Die Förderstelle des Bundes fordert die Umsetzung der ökologisch und ökonomisch optimierten Variante und den effizienten Einsatz öffentlicher Mittel.
- Das wasserwirtschaftliche Planungsorgan fordert eine wasserwirtschaftliche Ordnung auf Dauer und damit auch die ökologische und ökonomische Nachhaltigkeit, unabhängig von Raumordnungsvorgaben und Spekulationen um Fördersätze.

Anhand einiger Beispiele lassen sich die Schwierigkeiten in der Praxis, aber auch Lösungsansätze gut darstellen. Das Resümee hieraus kann wie folgt zusammengefaßt werden:

- Ein Steiermärkisches Abwasser(wirtschafts)gesetz, welches das derzeit gültige Kanalgesetz ersetzen soll, könnte wesentlich zur Entemotionalisierung des Themas beitragen.  
Aufgrund der vorliegenden Stellungnahmen stehen drei Fragen im Mittelpunkt der Diskussion:
  - Soll eine Entsorgungsverpflichtung durch die Gemeinden eingeführt werden oder das Verursacherprinzip voll aufrecht bleiben?  
Der Entwurf sieht eine Bürgerbeteiligung mit Anhörverfahren ähnlich wie in der Raumordnung vor. Vorgesehen ist auch die Festlegung von öffentlichen und privaten Entsorgungsbereichen.

- Soll ein fix in Metern ausgedrückter Anschlußbereich bleiben oder soll dieser variabel gestaltet werden?  
Die Differenzierung zwischen öffentlichen und privaten Entsorgungsbereichen soll die Zuständigkeiten in der Gemeinde regeln. Die Trennlinie soll das Ergebnis einer Variantenoptimierung sein.
- Kann die Landwirtschaft generell oder unter bestimmten Voraussetzungen vom Anschlußzwang ausgenommen werden?  
Der Entwurf sieht eine differenzierte Vorgangsweise mit Erleichterungen für die Landwirtschaft vor.

Da auch das Kanalabgabengesetz nicht mehr zeitgemäß ist, besteht bei beiden landesrechtlichen Abwasserbestimmungen akuter politischer Handlungsbedarf.

- Zur einfacheren Abwicklung von Verfahren ist auch das Wasserrechtsgesetz deregulierungsbedürftig:
  - Es ist zu überdenken, ob bei wasserrechtlichen Verfahren für Kleinanlagen (unter 50 EW), die bereits erprobte Reinigungstechnologien anwenden und im Einklang mit dem Abwasserentsorgungsplan der Gemeinde stehen, örtliche Erhebungen zwingend erforderlich sind.
  - Auch hinsichtlich der Überwachung von Kleinanlagen (unter 50 EW) sind organisatorische Änderungen erforderlich, die allerdings nicht zu Lasten der Ablaufqualität gehen dürfen. Vorstellbar ist die Zusammenarbeit mit öffentlichen Entsorgungsanlagen. Ein denkmöglicher Weg wäre die zwingende Vorschreibung von Schulungen auch für Haus- und Kleinkläranlagenbetreiber mit Vergabe einer befristeten „Betreiberlizenz“.
- Die aufgrund des Umweltförderungsgesetzes erlassenen „Förderungsrichtlinien Siedlungswasserwirtschaft“ sehen eine Variantenuntersuchung für hydrologisch und hydrographisch abzugrenzende Gebiete vor. Im Sinne der genannten Richtlinie wurde seitens der Wasserwirtschaftsabteilung des Landes ein „Merkblatt zur Variantenuntersuchung“ auf der Basis von Erfahrungswerten entwickelt. Dieses Merkblatt soll sicherstellen, daß ökologische, volks- und betriebswirtschaftliche Bewertungen von Projekten nach einheitlichen Kriterien erfolgen. Abweichungen davon sind durchaus möglich, unter

Umständen sogar erforderlich, müssen aber entsprechend dargestellt und begründet werden. Das Merkblatt stellt ein dynamisches Papier, das einer ständigen Fortschreibung ausgesetzt ist, dar. So wird derzeit der Zielkatalog für alle relevanten Aspekte, die auf den Variantenvergleich Auswirkungen haben können, adaptiert. Ein Pilotprojekt sieht vor, wirtschaftliche und ökologische Kriterien anhand von Zielerreichungsgraden vergleich- und bewertbar zu gestalten.

- Das Land Steiermark verfügt derzeit über keine Landesförderungsbestimmungen. Es besteht lediglich ein Merkblatt auf Basis eines Regierungssitzungsbeschlusses aus dem Jahre 1990 wonach im Regelfall eine 10% ige Landesförderung für Abwasseranlagen von Gemeinden, Wasserverbänden und Wassergenossenschaften gewährt wird, sofern die Bauvorhaben vom Umwelt- und Wasserwirtschaftsfonds im Jahre 1990 genehmigt wurden. Finanzschwächere und in Schutz- und Schongebieten gelegene Gemeinden können bis zu 20% Förderung erhalten.

Mit der Erstellung des dringend erforderlichen und auf die zukünftigen Entwicklungen abgestimmten Förderungsrichtlinien des Landes ist ein Arbeitskreis beauftragt. Die Schwierigkeit der Lösung liegt einerseits in der schlechten Finanzlage des Landes und andererseits im Auftrag auch dezentrale und Einzelanlagen in die Förderungsstrategie miteinzubeziehen.

- In Anbetracht der überzogenen Budgets der öffentlichen Hand stellt sich immer mehr die Frage nach der Angemessenheit abwassertechnischer Maßnahmen. Technisch machbar ist ein nahezu 100%iger Reinigungsgrad, ob er tatsächlich auch erforderlich ist, sollte nicht nur von der Hochtechnologie abhängig gemacht werden, sondern in einem gesunden Verhältnis zur Finanzierbarkeit und zum Selbstreinigungsvermögen der Fließgewässer stehen.
- Etwa 15% - 20% der steirischen Bevölkerung, d.s. rd. 180.000 - 240.000 Einwohner, werden in Hinkunft ihre Abwässer über Einzel- oder Gruppenanlagen zu entsorgen haben. Dies bedeutet, daß ein Bedarf an 20.000 - 30.000 Haus- und Kleinkläranlagen gegeben ist.

Die Kontroll- und Überwachungsmechanismen müssen daher rechtzeitig an diese Situation angepaßt werden.

- Das Kostenminimierungspotential durch die Vermeidung von Schadstoffeintrag in das Abwasser wird leider viel zu wenig genutzt. Deshalb

fördert das Land Steiermark bereits seit dem Jahr 1994 eine spezielle Ausbildung von Gemeinde- und Verbandsbediensteten zu Abwasserberatern. In einem von der ARGE Müllvermeidung zusammengestellten Ausbildungsprogramm wird vor allem Abfallberatern und Klärwärtern ein umfassendes Schulungsprogramm samt Projektarbeit und Abschlußprüfung angeboten.

- Abwasserwirtschaft und der damit zu erreichende Gewässerschutz müssen in Zukunft in erster Linie als Umwelt- und nicht als bauwirtschaftliche Aufgabe gesehen werden. Die Abwasserwirtschaft wird bei der Umsetzung ihrer Projekte an der Bauwirtschaft ohnehin nicht vorbeikommen, vorrangig muß aber stets die Kosteneffizienz und die ökologische Nachhaltigkeit sein. Die Diskussion um den Gewässerschutz sollte sich daher auch nicht vordergründig an den nicht definierten Begriffen „zentral“ oder „dezentral“ aufhängen, sondern die Qualitätsverbesserung und -sicherung der Grund- und Oberflächenwässer mehr als bisher im Auge behalten.

Dipl.-Ing. Bruno Saurer

Amt der Stmk. Landesregierung  
Fachabteilungsgruppe Landesbaudirektion  
Fachabteilung IIIa - Wasserwirtschaft

Stempfergasse 5-7  
A-8010 GRAZ

Tel.: 0316/877-2026  
Fax: 0316/877-2480





# Konventionelle Kleinkläranlagen

H. Renner

Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau der TU Graz

**Kurzfassung:** Die Arbeit gibt nach einem kurzen Blick in die Vergangenheit eine überblicksmäßige Darstellung über den Einsatz konventioneller Kleinkläranlagen in Österreich, wobei darunter jene Verfahren und Anlagentypen verstanden werden, die nicht den „Pflanzenkläranlagen“ im weitesten Sinne zuzuordnen sind. Es zeigt sich, daß von der großen Zahl der in den ÖNORMen B 2502, Teil 1 und Teil 2, enthaltenen Bauweisen und Reinigungsverfahren nur wenige tatsächlich eine größere Bedeutung erlangt haben und darunter das Belebungsverfahren bei weitem dominiert.

**Keywords:** Hauskläranlagen, Kleinkläranlagen

## 1 Einleitung

Der vorliegende Beitrag behandelt konventionelle Kleinkläranlagen aus der Sicht der Abwassertechnologie. Er greift nicht in die teilweise sehr emotional geführte Diskussion über Sinn und Unsinn von Kleinkläranlagen ein und befaßt sich auch nicht mit der Durchführung von Variantenvergleichen und mit ökologischen Fragen.

Der Begriff „Konventionelle Anlagen“ ist nicht leicht zu definieren. Gehören dazu alle genormten Anlagen, auch wenn sie praktisch nicht gebaut werden? Zählen dazu auch Anlagen, die in keiner Norm aufscheinen, sich aber mehrfach seit vielen Jahren bewährt haben? In Absprache mit dem Veranstalter des Seminars sollen nachstehend unter „konventionellen Anlagen“ Bauformen verstanden werden, die nicht den „Pflanzenkläranlagen“ – was immer man darunter versteht – zuzuordnen sind. Konventionelle Anlagen sind demnach nicht nur Anlagen mit maschinellen Teilen und Fremdenergiebedarf.

Mit „Kleinkläranlagen“ sind Anlagen mit einer Ausbaugröße bis einige hundert Einwohner gemeint, unabhängig davon, ob sie durch einen Privaten, durch eine Gemeinde oder vielleicht sogar von einem Verband betrieben werden.

## 2 Ein Blick in die Vergangenheit

Seit wann es Klein- und Hauskläranlagen gibt, läßt sich nicht genau sagen.

- Die Aufforderung in der Bibel, man möge seine Fäkalien vor dem Lager im Sand vergraben
- die „Vase“, die der römische Sklave aus dem Haus trug
- die „Danziger“ bei den mittelalterlichen Burgen des deutschen Ostens
- die bewußt mit undichter Sohle hergestellten „Versitzgruben“ (Latrinen)
- die im Keller des Hauses stehenden „Faßln“, die übrigens in Graz noch nicht zur Gänze der Vergangenheit angehören
- das „Häusl“ auf dem bäuerlichen Misthaufen

sind Methoden zur Entsorgung der Fäkalien, aber keine Kläranlagen. Es dürfte wohl mit der Erfindung des WC zusammenhängen und an die zweihundert Jahre her sein, daß zum ersten Mal eine Fäkalienammelgrube absichtlich mit einem Überlauf versehen und damit die Hauskläranlage „erfunden“ wurde.

Vermutlich blieb es viele Jahrzehnte bei der einfachen Grube mit Überlauf, bis allmählich die Unterteilung in mehrere hintereinander durchflossene Kammern als zweckmäßig erkannt wurde. Die heutige Dreikammerfaulgrube entsprach 1929 bereits dem damaligen Stand der Technik und wird im Runderlaß des Preußischen Ministers für Volkswohlfahrt und des Ministers für Landwirtschaft, Domänen und Forsten“ (1929) betreffend „Richtlinien für die Beurteilung und Zulassung von Hausklärgruben und Grundstückskläranlagen“ als die zweckentsprechendste Ausbildung bezeichnet.

Die positiven Erfahrungen, die man seinerzeit mit dem von Imhoff entwickelten Emscherbrunnen gemacht hatte, führten zur Entwicklung zahlreicher emscherbrunnenartiger Kleinkläranlagen und anderer, heute kurios anmutender Einrichtungen zur Trennung von Abwasser und Feststoffen.

Sie wurden unter Namen wie

- „Hydora“-Frischwasserklärbrunnen
- Frischwasser-Kläranlage Bauart „Wasserwirtschaft“
- Frischwasser-Hauskläranlage „Simplex“
- Trennapparat „Siedlerstolz“
- Hoffmann'scher Fäkalientrennapparat

auf den Markt gebracht. Eine ziemlich vollständige Übersicht über die Produktpalette der 30iger Jahre findet sich bei Teschner, H. (1938).

Auch damals stellte man Immissionsbetrachtungen an und fragte nach der zulässigen Belastung von Fließgewässern. In dem oben zitierten Buch von Teschner, H. wird die Existenz von Formeln erwähnt – ohne daß jedoch die Formeln selbst angegeben werden – welche ein Unterausschuß der Abwasserfachgruppe der Deutschen Gesellschaft für Bauwesen erarbeitet hat. Nach diesen Formeln dürfte in einen Bach mit einer Mittelwasserführung von 100 l/s pro km Bachlauf das mechanisch gereinigte Abwasser von lediglich 60 Personen eingeleitet werden; eine Zahl, die von heutigen Immissionsvorstellungen gar nicht so weit entfernt ist.

Diese Vorgabe und das örtliche Fehlen eines Vorfluters führten bereits damals zu Überlegungen, wie der Ablauf mechanisch wirkender Kleinkläranlagen biologisch „nachgeklärt“ werden könne.

Als geeignet für kleine Abwassermengen galten

- Verspritzen oder Verregnen (Flächenbedarf 200 m<sup>2</sup>/EW)
- unterirdische Bodenbewässerung; dabei soll das Abwasser nicht versickern, sondern durch Pflanzenwurzeln aufgenommen werden (Flächenbedarf 20 m<sup>2</sup>/EW)
- Fischteiche (Fläche 6 - 10 m<sup>2</sup>/EW)
- Tropfkörper (Volumen 0,2 m<sup>3</sup>/EW)

### 3 Die heutige „Produktpalette“

Auf die Frage, was einerseits von den früheren Ideen übrig geblieben ist und andererseits neu dazukommen ist, finden wir die Antwort in der ÖNORM B 2502-Teil 1 (1994) und B 2502-Teil 2 (1995). Danach stehen uns heute die nachstehenden Bauteile zur Verfügung, die sich in vielfältiger Weise zum Bauwerk „Abwasserreinigungsanlage“ kombinieren lassen:

Ausbaugröße bis 50 EW (ÖNORM B 2502 - Teil 1):	Ausbaugröße 51 bis 500 EW (ÖNORM B 2502 - Teil 2):
Faulanlage	Faulanlage
Filtergraben	Zweistöckige Absetzanlage
Filterkammer	Belebungsbecken
Rieselgraben	Tropfkörper
Rieselbeet	Rotationstauchkörper
Belebungsbecken	aerobes, getauchtes Festbett
Tropfkörper	Nachklärbecken
Tauchkörper	Schlamm Speicher
Nachklärbecken	Sickerteich
Vorfilterkammer	
Nachfilterkammer	
Sickerschacht	
Sickergraben	

Beim Vergleich der im ersten und zweiten Teil der Norm angeführten Bauteile fällt auf, daß in der „großen“ ÖNORM für die biologische Reinigung nur sogenannte „technische“ Anlagenteile enthalten sind und alle „natürlichen“ Verfahren wie der Filtergraben etc. darin nicht aufscheinen. Der Grund dafür ist, daß die in einer Norm angeführten Verfahren nicht nur technisch möglich, sondern auch vernünftig und empfehlenswert sein sollen – und ein Filtergraben für dreihundert angeschlossene Einwohner mit einer Gesamt-Grabenlänge von 6 km ist nun einmal nicht vernünftig und empfehlenswert.

Es ist nicht meine Absicht, nun den Inhalt der ÖNORMEN mit allen Bemessungsdaten, Baugrundsätzen, usw. widerzugeben, und Belebungsbecken und Tropfkörper mit Abbildungen zu erläutern. Ich darf wohl annehmen, daß Ihnen die verschiedenen Bauteile von Kleinkläranlagen bekannt sind. Vielmehr will ich einzelne Bauteile aus meiner Sicht punktuell kommentieren und vor allem auch der Frage nachgehen, welche der angeführten Bauteile es in der Praxis tatsächlich gibt.

### **3.1 Faulanlage**

Faulanlagen gibt es in Österreich trotz all ihrer Nachteile und Schwächen in großer Zahl – und sie werden auch in Zukunft für die Vorreinigung kleiner Abwassermengen voraussichtlich nicht durch andere Trennverfahren völlig verdrängt werden.

Ein Umdenken beobachtet man allerdings in der Frage, was eine Faulanlage wirklich kann und wofür sie da ist. Für den Betrieb der Faulanlagen wird nämlich in beiden Teilen der ÖNORM B 2502 empfohlen, diese mindestens zweimal jährlich zu räumen. Im Teil 1 wird ferner empfohlen, einen Schlammrest zur Impfung des frischen Schlammes in der ersten Kammer zu belassen. Diese Empfehlung fehlt im Teil 2. Wurde sie vergessen?

Der Zweck der Impfung ist es nach der traditionellen Anschauung, daß auch nach einer Räumung gleich wieder gut ausgefauler, in der Methanphase befindlicher Schlamm zur Verfügung steht. Die bei der Faulung entstehenden Methanbläschen führen nämlich dazu, daß laufend Schlammfladen mit anaeroben Mikroorganismen nach oben steigen, entgasen und großteils wieder absinken und somit das Abwasser ständig mit anaeroben Organismen in Kontakt gebracht wird. Das sollte nach den gängigen Vorstellungen zu einer teilbiologischen Reinigung des Abwassers führen und die Restverschmutzung des Faulanlagenablaufes verringern.

Dem widerspricht allerdings die Beobachtung, daß der Ablauf einer frisch in Betrieb genommenen Faulanlage die geringste Verschmutzung aufweist, solange der abgesetzte Schlamm sedimentiert bleibt und ohne aufzuschwimmen „still und sauer“ vor sich hingärt. Die Ablaufbeschaffenheit verschlechtert sich in der Folge um so mehr, je lebhafter die Methangärung wird.

Besser scheint es daher zu sein – auch wenn mit dieser Feststellung ein Abwasser-Dogma in Frage gestellt wird –, die Methanbildung in der Faulanlage nicht zu forcieren, sondern zu unterdrücken, indem die Anlage häufig geräumt und dabei ohne Zurücklassen von Impfschlamm gut gereinigt wird. Die „teilbiologische“ Reinigungswirkung, die den Faulanlagen zugeschrieben wird, sollten wir vergessen!

### **3.2 Zweistöckige Absetzanlage (Emscherbrunnen):**

Abwasser-Nostalgiker werden es vielleicht bedauern – aber die große Zeit des Emscherbrunnens ist vorbei, obwohl er in der jüngsten Fassung der ÖNORM B 2502 für Anschlußgrößen  $> 100$  EW als geeignete Art der Vorreinigung aufscheint.

Einer der Gründe dafür sind die heute verfügbaren Feinstrechen und Siebe, die bei Anschlußgrößen ab einigen hundert Einwohnerwerten eine ernstzunehmende Alternative zu Faulanlagen und zweistöckigen Anlagen geworden sind.

### **3.3 Filtergraben**

Den eigentlich aus den USA stammenden Filtergraben gibt es schon sehr lange jedenfalls wird er schon in der Ausgabe der DIN 4261 aus dem Jahr 1954 erwähnt. In Österreich ist der Filtergraben allerdings ein Phantom geblieben: es gibt ihn in Normen, Büchern und Vorträgen, aber nicht in der Realität! Zumindest sind alle meine Bemühungen, einen normgemäßen Filtergraben „in freier Wildbahn“ aufzuspüren, bisher vergeblich gewesen.

Ich habe schon erwähnt, daß ein Filtergraben für größere Kleinkläranlagen mit 100 oder mehr angeschlossenen Einwohnern nicht sinnvoll ist. Wie steht es aber mit seiner Tauglichkeit für Kleinstanlagen? Entspricht er dem „Stand der Technik“? Theoretisch könnte das durchaus der Fall sein. Immerhin steht bei normgemäßer Ausführung eine Grabenlänge von 20 m/EW bzw. eine horizontale Filterfläche von rund 20 m<sup>2</sup>/EW zur Verfügung, womit eine weitgehende Nitrifikation sichergestellt sein sollte. Voraussetzung dafür ist allerdings, daß die gesamte vorhandene Filterfläche bzw. das Bodenvolumen mit Abwasser beaufschlagt und somit tatsächlich genutzt werden, d.h., daß die Beschickung diskontinuierlich mit einer Pumpe oder mit Kippgefäßen u.dgl.

erfolgen muß. Eine diesbezügliche Forderung ist zwar in der ÖNORM B 2502 nicht enthalten, ließe sich aber unschwer realisieren.

Ob der Filtergraben in Österreich für Kleinstanlagen jemals eine große Bedeutung erlangen wird, läßt sich schwer angeben. Angesichts der in den Pflanzenkläranlagen entstandenen Konkurrenz gebe ich ihm allerdings keine großen Chancen.

### **3.4 Filterkammer**

Ein bekannter Nachteil des Filtergrabens ist die große erforderliche Grabenlänge bzw. Filterfläche. Da der Filtersand in der Regel nicht ausgetauscht werden kann, muß nämlich die Bemessung so erfolgen, daß sich langfristig ein biologisches Gleichgewicht zwischen dem Aufbau und dem Abbau der Biomasse im Sandkörper einstellt.

Diesen Nachteil soll die Filterkammer vermeiden. Da bei diesem Bauwerk der Sandkörper für einen allfälligen Austausch zugänglich ist, wird in der ÖNORM B 2502 - Teil 1 eine Filterfläche von  $2 \text{ m}^2/\text{EW}$  als ausreichend angesehen.

In gleicher Weise wie beim Filtergraben habe ich in meinem Umkreis bisher noch keine normgerechte Filterkammer angetroffen. Meine Bewertung der Filterkammer stützt sich daher auf Vermutungen und nicht auf persönliche Erfahrungen.

Ich halte es für unwahrscheinlich, daß sich mit einer Filterfläche von  $2 \text{ m}^2/\text{EW}$  und einer Filterhöhe von 0,7 m bei voller Auslastung ein Emissionswert für den Ammoniumstickstoff von 10 mg/l einhalten läßt. Ein Schwachpunkt ist nämlich die Versorgung der Mikroorganismen im Sandkörper mit Sauerstoff, da bei jedem Überstau des Filterkörpers der Sauerstoffeintrag blockiert ist. Aerobe Reinigungsvorgänge kommen somit bereits zum Erliegen, bevor ein Rückstau in den Zulaufkanal eintritt und damit die hydraulische Leistungsgrenze erreicht ist.

Zu Verhinderung eines Rückstaus in den Zulaufkanal wurde übrigens in einer Diskussionsrunde einmal der Vorschlag gemacht, die Filterkammer durch ein einfaches Standrohr mit einem Notüberlauf zu versehen. Der Urheber dieses Gedankens war zwar vielleicht kein engagierter Gewässerschützer, er war aber sicher ein Praktiker!



Die Konsequenz: es ist nicht zu erwarten, daß sich Filterkammern ohne zusätzliche Behandlungsstufen als ein anerkanntes, dem Stand der Technik entsprechendes biologisches Reinigungsverfahren etablieren werden – zumindest, so weit es die 1. und 2. Emissionsverordnung für kommunales Abwassers betrifft. Bei Objekten in Extremlage ist der Einsatz von Filterkammern dagegen sehr wohl denkbar.

Das für die normgerechte Filterkammer Gesagte trifft auch für die nicht ganz der ÖNORM B 2502 entsprechenden Bodenkörperfilteranlagen zu, die vor über zehn Jahren von einem Kärntner Unternehmen entwickelt wurden: mit einer Filterfläche von 2 m<sup>2</sup>/EW kann ohne zusätzliche Behandlungsstufen die Einhaltung eines Emissionswertes von 10 mg/l für Ammonium-Stickstoff bei voller Auslastung der Anlage nicht garantiert werden.

### **3.5 Rieselgraben, Rieselbeet**

Rieselgraben und Rieselbeet sind Bauwerke, die gleichzeitig der biologischen Reinigung vorgeklärten Abwassers und der Einbringung des gereinigten Abwassers in den Untergrund dienen. Die Kombination „Faulgrube + Untergrundverrieselung“ war lange Zeit die mechanisch-biologische Hauskläranlage schlechthin.

Da sich bei Verrieselungsanlagen im Sinne der ÖNORM B 2502 die Beschaffenheit des gereinigten Abwassers nicht überprüfen läßt, ist allerdings in der heutigen Zeit eine wasserrechtliche Bewilligung für solche Anlagen schwer vorstellbar. Dazu kommt, daß eine Einbringung von Abwasser in den Untergrund – in welcher Form auch immer – in einigen Bundesländern nicht zugelassen wird.

### **3.6 Vorfilterkammer, Nachfilterkammer**

Die im Teil 1 der ÖNORM B 2502 angeführte Vorfilterkammer und die Nachfilterkammer sind keine eigenständigen Bauwerke zur Abwasserreinigung, sondern zusätzlich notwendige Anlagenteile.

Der Normenausschuß war nämlich der Ansicht, daß mit normgemäß ausgeführten Belebungsbecken, Tropfkörpern und Rotationstauchkörpern der gesetzlich vorgeschriebene Emissionswert von 10 mg/l für Ammonium-

Stickstoff nicht eingehalten werden könne und daher ein zusätzlicher Festbettreaktor in Form einer Nachfilterkammer erforderlich sei. Um bei dieser eine Verstopfung zu vermeiden, soll ihr eine Vorfilterkammer vorgeschaltet werden. Ob solche Filterkammern tatsächlich gebaut wurden und welche Erfahrungen man damit gemacht hat, ist mir nicht bekannt.

Für das Belebungsverfahren bezweifle ich überhaupt die Notwendigkeit zusätzlicher Filterkammern. Wenn die Anlage richtig bemessen ist und keine groben Konstruktionsmängel aufweist, ist der Emissionswert für Ammonium-Stickstoff auch ohne zusätzliche Filterkammern u. dgl. erreichbar.

### **3.7 „Natürliche Reinigungsverfahren“, Zusammenfassung**

Damit ergibt sich die für manchen von Ihnen vielleicht erstaunliche Zwischenbilanz, daß die in der ÖNORM B 2502 enthaltenen „natürlichen“ biologischen Reinigungsverfahren

- Filtergraben
- Filterkammer
- Rieselgraben, Rieselbeet

in der Realität zumindest in Österreich keine Bedeutung haben.

Wie steht es mit den „technischen“ biologischen Reinigungsverfahren, dem Tropfkörper- und Rotationstauchkörperverfahren, dem getauchten Festbett und dem Belebungsverfahren?

### **3.8 Tropfkörper**

Im Bereich der Kleinkläranlagen führen Tropfkörper in Österreich erstaunlicherweise ein Schattendasein, obwohl der Tropfkörper ein altes Reinigungsverfahren ist und schon in der „Urfassung“ der ÖNORM B 2502 aus dem Jahr 1951 erwähnt wird.

In jüngerer Zeit wurde ein englischer Klein-Tropfkörper als Pilotprojekt in der Oststeiermark errichtet. Man hat in der Öffentlichkeit nichts mehr davon gehört.

In Österreich selbst scheint es nur einen einzigen Hersteller von Kleintropfkörpern zu geben. Der schon mehrfach zitierte Ammonium-Grenzwert macht es aber erforderlich, diesem Tropfkörpern eine zusätzliche Reinigungsstufe in Form einer Bodenkörperfilteranlage nachzuschalten; - oder wird der Bodenkörperfilteranlage ein Tropfkörper vorgeschaltet?

Da sich das auf die Baukosten auswirkt, ist es fraglich, ob es in Österreich zu einer Blütezeit für den Tropfkörper kommen wird. In Deutschland ist die Situation offensichtlich anders. Unter den Ansuchen um Zuerkennung eines Prüfzeichens befinden sich mehr als 50 % Tropfkörperanlagen! Man darf allerdings nicht übersehen, daß in Deutschland bei Abwasserreinigungsanlagen bis zu einer Anschlußgröße von 5000 EW keine Nitrifikation verlangt wird und somit für den Tropfkörper die Konkurrenzsituation besser ist als in Österreich.

### **3.9 Rotationstauchkörper**

Ähnlich ist es bei kleinen Rotationstauchkörpern, die früher unter der Bezeichnung Tauchtropfkörper bekannt waren. Im Größenbereich bis wenige hundert angeschlossene Einwohner gibt es zwar ein paar Anlagen, welche Erfahrungen man damit gemacht hat, ist mir aber nicht bekannt.

### **3.10 Tauchkörper**

Der Tauchkörper gehört in Österreich derzeit noch zu den abwassertechnischen „Exoten“ und kann eigentlich gar nicht zu den konventionellen Kleinkläranlagen gezählt werden. Beim Tauchkörperverfahren besteht der biologische Reaktor aus mehreren, in Kaskaden geschalteten Becken mit ständig getauchten, fest installierten Aufwuchsflächen für Mikroorganismen, die von unten durch Druckluftbelüftung mit Sauerstoff versorgt werden. Dem Tauchkörper ist eine Vorklärung vor- und ein Nachklärbecken nachzuschalten.

Festbettreaktoren, zu denen der Tauchkörper gehört, haben besondere Vorteile im Hinblick auf die Stickstoffoxidation, weil sessile Nitrifikanten eher im System gehalten werden können als suspendierte Organismen.

In der ÖNORM B 2502 - Teil 2 werden keine konkreten Zahlen zur Bemessung angegeben. Das Arbeitsblatt A 122 der Abwassertechnischen Vereinigung (1991) nennt eine zulässige Flächenbelastung  $BA = 0,004 - 0,006 \text{ kg BSB}_5/\text{m}^2\cdot\text{d}$ . Mit einer spezifischen  $\text{BSB}_5$ -Fracht von  $0,040 \text{ g BSB}_5/\text{EW}\cdot\text{d}$  (vorgeklärtes Abwasser) ergibt sich daraus eine erforderliche Aufwuchsfläche  $\text{erfA} = \text{ca. } 8 \text{ m}^2/\text{EW}$ . Wählt man ein Festbettmaterial mit einer spezifischen Aufwuchsfläche von  $150 \text{ m}^2/\text{m}^3$ , so erhält man ein Reaktorvolumen

$$\text{erfV} = \text{ca. } 0,05 \text{ m}^3/\text{EW}.$$

Dieser Wert steht in einem beträchtlichen Widerspruch zum erforderlichen Volumen eines Belebungsbeckens mit  $\text{erfVBB} = 0,2 \text{ m}^3/\text{EW}$  oder eines Tropfkörpers  $\text{erfVTK} = 0,3 \text{ m}^3/\text{EW}$ .

Das letzte Wort zur Bemessung kleiner Tauchkörper ist vermutlich noch nicht gesprochen! Daher läßt sich auch noch nicht angeben, ob Tauchkörperanlagen in wirtschaftlicher Hinsicht eine echte Alternative zu Belebungsanlagen sein können; in technischer Hinsicht könnten sie es durchaus sein.

### **3.11 Konventionelle Belebungsanlagen**

Mit „konventionell“ sollen Kleinbelebungsanlagen bezeichnet werden, die in Anlehnung an größere Anlagen aus den Bauteilen

- Vorreinigung (Faulanlage oder zweistöckige Absetzanlage)
- Belebungsbecken
- Nachklärbecken

bestehen. Solche Anlagen gibt es in Österreich seit rund dreißig Jahren. Sie haben in dieser Zeit ein hohes Maß an technischer Reife erlangt und entsprechen bei richtiger Bemessung und ordnungsgemäßer Betriebsführung dem Stand der Technik.

### 3.12 Belebungsanlagen ohne Vorklärung

Die bei konventionellen Kleinbelebungsanlagen vorhandene Vorklärung ist zwar im Hinblick auf die Abscheidung von Grobstoffen von Vorteil, bringt aber auch einige Nachteile mit sich:

- Das unvermeidliche Anfaulen des Abwassers in einer Faulanlage kann für das Belebungsbecken unerwünscht sein (Blähschlamm).
- Der Vorklärschlamm ist nicht stabilisiert und bedarf einer separaten Behandlung.
- Primärfeststoffe aus dem Rohabwasser wirken im Belebungsbecken als Aufwuchsflächen für Nitrifikanten; dieser Effekt fehlt bei Anlagen mit einer gut wirkenden Vorklärung.

Es war daher ein naheliegender Gedanke, auf die Vorklärung zu verzichten und die im Rohabwasser enthaltenen Grobstoffe, die zu Störungen im Belebungsbecken führen könnten, auf andere Weise abzuscheiden.

Als Möglichkeiten dafür kommen in Betracht:

- Rechen- bzw. Siebkörbe, die im Zulaufbereich in das Belebungsbecken eingehängt und händisch geräumt werden; diese Möglichkeit wird allerdings in der Praxis nach meinem Informationsstand von keinem Hersteller angeboten.
- Vorgeschaltete maschinelle Feinsiebe; vor allem für größere Kleinkläranlagen geeignet. Auch diese Möglichkeit wird derzeit von keinem Hersteller angeboten.
- Eingehängte Tauchwände nach Renner (1979) zur Abscheidung schwimmender Grobstoffe.
- Zerkleinerungsvorrichtungen, eventuell kombiniert mit der Belüftungseinrichtung, mit denen Grobstoffe zwar nicht zurückgehalten, aber so weit zerkleinert werden, daß sie zu keinen Betriebsstörungen führen.

Da beim Verzicht auf die Vorklärung das Belebungsbecken vergrößert und ein separater Schlammspeicher errichtet werden muß, ergibt sich insgesamt keine Einsparung an Beckenvolumen.

Für den Wegfall der Vorklärung sprechen demnach nicht die Baukosten, sondern die Tatsache,

- daß der anfallende Schlamm aerob stabilisiert ist und nicht weiter behandelt werden muß und
- daß der Schlamm im Belebungsbecken kompakter und besser absetzbar ist.

### 3.13 Belebungsanlagen im Aufstauverfahren

Die Neuauflage eines alten Gedankens findet sich beim Belebungsbecken im Aufstaubetrieb. Bei dieser Betriebsweise wechseln die Phasen

- Belüftungsphase (Belüftung eingeschaltet, ggf. von Belüftungspausen unterbrochen; kein Abfluß; der Wasserspiegel steigt entsprechend dem Zufluß zur Anlage an)
- Absetzphase (Belüftung abgeschaltet; kein Abfluß; der Wasserspiegel steigt weiter; der Belebtschlamm sedimentiert)
- Entnahmephase (Belüftung abgeschaltet; Klarwasser wird abgelassen oder abgepumpt)

einmal oder mehrmals pro Tag periodisch ab. Die zeitliche Abfolge der drei Phasen kann mengenabhängig, zeitabhängig oder kombiniert gesteuert sein. Der Vorteil des Aufstauverfahrens liegt darin, daß kein Nachklärbecken benötigt wird. Nachteilig kann bei sensiblen Vorflutern die stoßweise Abgabe des gereinigten Wassers sein. Gegebenenfalls sind Maßnahmen zur Vergleichmäßigung des Abflusses notwendig.

Ein Diskussionspunkt ist derzeit immer wieder die Frage, wie Aufstauanlagen, SBR-Anlagen oder wie immer sie genannt werden, zu bemessen sind. Man kann an diese Frage mit theoretischen Überlegungen herangehen, eine Vorgangsweise, die bei großen Abwasserreinigungsanlagen durchaus berechtigt ist. Bei Kleinanlagen kann man aber auch pragmatisch vorgehen.

Nach der ÖNORM B 2502 ist die Belüftungseinrichtung bei Kleinbelebungsanlagen für ein Verhältnis Sauerstoffzufuhr zu BSB<sub>5</sub>-Belastung > 6 kg O<sub>2</sub>/kg BSB<sub>5</sub> zu bemessen. Jeder Praktiker weiß, daß damit die Belüftungseinrichtung so überdimensioniert ist, daß ein Dauerbetrieb der

Belüftung nicht notwendig und aus wirtschaftlichen Gründen ein Unding ist. Die ÖNORM trägt dem insoferne Rechnung, als für die Belüftung eine Schaltuhr verlangt und weiters festgelegt wird, daß die Dauer einer Pause zwei Stunden nicht überschreiten darf. Offensichtlich geht die ÖNORM davon aus, daß durch das Einlegen von Belüftungspausen das Ziel der Abwasserbehandlung nicht gefährdet und keine Vergrößerung des Belebungsbeckens erforderlich ist, soferne die Pausen nicht zu lange dauern.

Man kann nun, wie es bei „normalen“ Kleinbelebungsanlagen geschieht, Pausen nur zum Zwecke der Energieeinsparung einlegen. Man kann aber auch, wie bei den Aufstauanlagen, die Pausen zusätzlich zum Absetzen des Schlammes und zum Abpumpen von Klarwasser nutzen, ohne daß sich daraus negative Konsequenzen für den Reinigungsverlauf ergeben.

### **3.14 „Technische Reinigungsverfahren“, Zusammenfassung**

Eine Zusammenfassung des Ist-Zustandes bei den „technischen“ Kleinkläranlagen ergibt, daß in Österreich das Belebungsverfahren nicht nur dominiert, sondern fast ausschließlich zur Anwendung kommt. Das Nebeneinander von kontinuierlich durchflossenen und Aufstau-Anlagen, Anlagen mit und solchen ohne Vorklärung zeigt, daß keine dieser Varianten nur Vor- oder nur Nachteile hat. Die starke Dominanz des Belebungsverfahrens ist - wie schon angedeutet - vermutlich darauf zurückzuführen, daß im Gegensatz zu Deutschland auch bei kleinen Anlagen eine weitgehende Stickstoffelimination verlangt wird und eine solche mit anderen Verfahren bei gleichen Kosten nicht erreichbar ist. Vielleicht kommen in der Diskussion auch noch andere Gründe ans Tageslicht.

## 4 Literatur

- Abwassertechnische Vereinigung (1991); Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von kleinen Kläranlagen mit aerober biologischer Reinigungsstufe für Anschlußwerte zwischen 50 und 500 Einwohnerwerten (Arbeitsblatt A 122)
- DIN 4261 (1954); Kleinkläranlagen; Richtlinien für Anwendung, Bemessung, Ausführung und Betrieb
- ÖNORM B 2502 (1951); Hauskläranlagen; Richtlinien für die Anwendung, den Bau und den Betrieb
- ÖNORM B 2502-1 (1994); Kleinkläranlagen (Hauskläranlagen), Anlagen bis 50 Einwohnerwerte; Anwendung, Bemessung, Bau und Betrieb
- ÖNORM B 2502-2 (1995); Kleine Kläranlagen, Anlagen von 51 bis 500 Einwohnerwerten; Anwendung, Bemessung, Bau und Betrieb
- Der Preußische Minister für Volkswohlfahrt und der Minister für Landwirtschaft, Domänen und Forsten (1929); Runderlaß betreffend Richtlinien für die Beurteilung und Zulassung von Hausklärgruben und Grundstückskläranlagen, Berlin
- Teschner, W. (1938); Abwasser-Hauskläranlagen und Siedlungsabwasser-Verwertung; 3. Aufl., Verlag von Wilhelm Ernst & Sohn, Berlin
- Renner, H. (1979); Österreichisches Patent 350983

O.Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. Helmut Renner

Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau  
Technische Universität Graz

A-8010 GRAZ, Stremayrgasse 10  
Tel.: 0316 /873 - 8370  
Fax: 0316 /873 - 8376  
E-Mail: renner@sww.tu-graz.ac.at





# Umweltverträglichkeit abwassertechnischer Einrichtungen und deren Erfassung

U. Schlüter, B. v. Kügelgen

Universität Hannover, Institut für Landschaftspflege und Naturschutz

**Kurzfassung:** In diesem Beitrag wird im ersten Teil auf die potentiellen Umweltbeeinträchtigungen sowohl der Sammler und Ableitungsrohre als auch der Reinigungsanlagen eingegangen. Dabei werden baubedingte Beeinträchtigungen, anlagebedingte Beeinträchtigungen und betriebsbedingte Beeinträchtigungen unterschieden.

Im zweiten Teil werden Verfahren zur Erfassung und Bewertung der Umweltbeeinträchtigungen vorgestellt. Näher behandelt wird zunächst die ökologische Risikoanalyse, die sich für die Beurteilung von Umweltbeeinträchtigungen als recht praktikabel erwiesen hat. Im Anschluß daran wird im Rahmen eines Fallbeispiels ein weiteres Bewertungsverfahren vorgestellt, das zur Beurteilung der Beeinträchtigungen ein Punktesystem benutzt. Der Beitrag endet mit kritischen Anmerkungen zu den Bewertungsverfahren.

**Key words:** Erfassung von Umweltbeeinträchtigungen, ökologische Risikoanalyse, Umweltbeeinträchtigungen durch Abwasserreinigungsanlagen, Umwelt-verträglichkeit von Abwasserreinigungsanlagen.

## 1 Einleitung

Die Abwasserreinigung ist selbstverständlich eine unverzichtbare Maßnahme, die dem Umweltschutz dient und die die Umweltverträglichkeit der Wassernutzung gewährleistet. Daher kann es auf den ersten Blick widersinnig erscheinen, über die Umweltverträglichkeit abwassertechnischer Einrichtungen zu referieren.

Es ist jedoch zu berücksichtigen, daß die Umweltverträglichkeit der abwassertechnischen Einrichtungen bis zu einem gewissen Grade variabel ist und nicht zuletzt von der jeweiligen Situation abhängt. So kann z. B. in einem

Fall die Reinigungsanlage A umweltfreundlicher als die Reinigungsanlage B sein, während in einem anderen Fall Anlage B besser als Anlage A einzustufen ist. Auch kann oft ein und dieselbe Reinigungsanlage unterschiedlich umweltverträglich ausgeführt und betrieben werden.

Dieser Sachverhalt hat folgende Konsequenzen:

- Ein Referat über die Umweltverträglichkeit abwassertechnischer Einrichtungen hat durchaus seine Berechtigung.
- Es ist aber nicht empfehlenswert, die verschiedenen Abwasserreinigungsverfahren hinsichtlich ihrer Umweltverträglichkeit zu vergleichen.
- Stattdessen erscheint es mir aber wichtig, zum einen generell die potentiellen Umweltbeeinträchtigungen der Reinigungsanlagen aufzuzeigen und außerdem Methoden ihrer Erfassung und Beurteilung vorzustellen; denn die Kenntnis dieser Methodik kann einen Beitrag dazu leisten, daß neben dem anzustrebenden Optimum an Reinigungsvermögen, Betriebssicherheit und Wirtschaftlichkeit auch eine bestmögliche Umweltverträglichkeit der Anlagen erreicht werden kann.

## **2 Potentielle Umweltbeeinträchtigungen durch abwassertechnische Einrichtungen**

Die folgenden Ausführungen basieren in erster Linie auf einer Arbeit von GRÜLLMEIER und WILKE (1989). Umweltbeeinträchtigungen gehen sowohl von den Sammlern und Ablaufrohren als auch von den Abwasserreinigungsanlagen aus. Sie lassen sich einteilen in:

- **Baubedingte Beeinträchtigungen**  
Hierunter sind die zeitlich begrenzten Auswirkungen zu verstehen, die von der Bautätigkeit ausgehen können.
- **Anlagebedingte Beeinträchtigungen**  
Es sind die dauerhaften Auswirkungen des fertiggestellten Bauwerkes.
- **Betriebsbedingte Beeinträchtigungen**  
Hierbei handelt es sich um diejenigen Auswirkungen, die durch den Betrieb der Anlage verursacht werden.

## 2.1 Sammler und Ablaufrohre

### 2.1.1 Baubedingte Beeinträchtigungen

Während der Bauphase sind Beeinträchtigungen vor allem durch Bodenbewegungen und den Einsatz der Baumaschinen und -fahrzeuge zu erwarten.

Die folgenden Beeinträchtigungen können vor allem bei offener Bauweise (Verlegung der Rohre in Gräben) und bei geschlossener Bauweise (unterirdischem Vortrieb) im Bereich der Preß- und Bergegruben auftreten:

- Die Beseitigung der Vegetation kann zum Verlust landschaftsprägender, -typischer und seltener Naturausstattung führen und sich nachteilig auch auf die Tierwelt auswirken.
- Bodenaushub, -bewegungen und -lagerung stellen erhebliche Eingriffe in den Naturhaushalt dar.
- Aushebung und Wiederverfüllung der Gräben bzw. der Preß- und Bergegruben können dort den Wasser- und Lufthaushalt des Bodens nachteilig verändern und eine Wiederansiedlung ehemals hier standorttypischer Pflanzen verhindern.
- Unterquerungen von Wasserläufen können erhebliche Störungen der Gewässer-Biozöten bewirken.

Die folgenden Beeinträchtigungen sind nicht nur bei offener, sondern auch bei geschlossener Bauweise zu erwarten; und zwar im gesamten näheren und weiteren Umkreis des Bauvorhabens:

- Grundwasserabsenkungen können die dortige Vegetation schädigen.
- Außerdem kommt es durch Baumaschinen und Baufahrzeuge zur Luftverschmutzung, Lärmbelästigung und zu Bodenerschütterungen.
- Und nicht zuletzt kann die Einrichtung von Bauhöfen vorübergehend Flächen in der freien Landschaft beanspruchen und beeinträchtigen.

### 2.1.2 Anlagebedingte Beeinträchtigungen

Die fertiggestellten Sammler und Ableitungsrohre können sich vor allem ungünstig auf den Wasserhaushalt auswirken:

- Oft werden zum Druckausgleich die Rohre in bzw. auf Kiesschüttungen gelegt. In diesen Fällen können auf den durch die Dränwirkung betroffenen Flächen Trockenschäden auftreten.
- Während längerer Schönwetterperioden sind Trockenschäden auch über Sammlern und Ableitungsrohren ohne Kiesverwendung möglich; vor allem dann, wenn die Rohre in geringer Tiefe verlegt wurden und die Wasserkapazität des Bodens gering ist.
- Insbesondere, wenn kleinere Bäche des öfteren von Sammlern und Ablaufrohren unterquert werden, kann deren Wasserführung durch verstärkte Versickerung gestört werden.
- Informationen darüber, ob quer zur Strömungsrichtung des Grundwassers eingebaute Sammler und Ablaufrohre die Grundwasserverhältnisse ungünstig beeinflussen können, liegen mir nicht vor. Auszuschließen ist diese Möglichkeit vor allem bei flachen grundwasserführenden Bodenschichten jedoch nicht.

### 2.1.3 Betriebsbedingte Beeinträchtigungen

Während des Betriebes können insbesondere die folgenden Umweltbeeinträchtigungen auftreten:

- Im Laufe der Zeit können vor allem die Rohrverbindungen aufgrund von Materialermüdungen und Sackungen undicht werden. Das dann austretende Abwasser kann das Grundwasser verschmutzen.
- Sind infolge mangelnden Gefälles Druck- oder Vakuumleitungen einzusetzen, so müssen bei Funktionsstörungen oder völligem Ausfall der Maschinen gegebenenfalls erhebliche Abwassermengen über Notauslässe in das nächste Fließgewässer geleitet werden.

## 2.2 Abwasserreinigungsanlagen

### 2.2.1 Baubedingte Beeinträchtigungen

Es sind ähnliche Beeinträchtigungen wie beim Bau der Sammler und Ablaufrohre zu erwarten, also:

- Beseitigung von Vegetation, Bodenbewegungen, Grundwasserabsenkung, Luftverschmutzung sowie Lärmbelästigung und Bodenerschütterungen durch Baumaschinen und Baufahrzeuge, vorübergehende Flächeninanspruchnahme durch Bauhöfe.
- Um die Kläranlagen vor Überflutungen zu schützen, ist nicht selten ein Gewässerausbau mit Änderung der Linienführung und der Querschnittsgestaltung sowie Beseitigung der Vegetation und anderer natürlicher Elemente erforderlich.

### 2.2.2 Anlagebedingte Beeinträchtigungen

In dieser Hinsicht ist vor allem auf folgendes hinzuweisen:

- Es werden auf Dauer Flächen für Kläreinrichtungen (z.B. Absetzbecken, Tropfkörper usw.), Betriebsgebäude, Lagerflächen, Betriebswege, Park- und Stellplätze und Zufahrtsstraßen in Anspruch genommen. Dies kann zu einem Verlust an wertvollen natürlichen oder naturnahen Biotopen führen.
- Vor allem durch tiefer in den Boden reichende Bauwerke kann es zu - wenn auch meistens relativ kleinräumigen - Veränderungen des Grundwasserstandes und der Grundwasser-Strömungsrichtung kommen.
- Erheblich können die Beeinträchtigungen des Landschaftsbildes sein; denn abwassertechnische Einrichtungen erscheinen oft als „Fremdkörper“ in der Landschaft. Hervorgerufen wird diese Wirkung vor allem durch die folgenden Elemente: einmal durch Kläreinrichtungen (Absetzbecken, Tropfkörper usw.), Bauwerke zur Schlammbehandlung, Betriebsgebäude, Wege und Parkplätze, Umzäunungen und Zufahrtsstraßen; zum anderen aber auch durch anlagebedingte Gebäudemodellierungen und landschaftsuntypische Einsaaten und Pflanzungen.

### 2.2.3 Betriebsbedingte Beeinträchtigungen

An betriebsbedingten Beeinträchtigungen sind vor allem die folgenden zu nennen:

- Durch Einleitung der Abläufe aus den Reinigungsanlagen in die Fließgewässer werden diese auf kürzeren oder längeren Strecken belastet: Zum einen kann infolge mangelhaften Reinigungsvermögens, aufgrund von Betriebsstörungen und nicht zuletzt durch niederschlagbedingte Stoßbelastungen bei Mischkanalisation unvollständig gereinigtes Abwasser eingeleitet werden, das dann in dem Fließgewässer abgebaut werden muß. Hierdurch kommt es in dem Gewässer zu verstärkter Sauerstoffzehrung mit deren nachteiliger Wirkung auf die Biozöosen. Zum anderen ist darauf hinzuweisen, daß auch eingeleitetes Wasser, das keine organische Substanz mehr enthält, die Fließgewässer durch seine Fracht an Mineralstoffen, wie vor allem Phosphor und Stickstoff, belasten kann. So wird durch die Einleitung von Phosphor und Stickstoff die folgende Wirkungskette ausgelöst: Einleitung → Eutrophierung → verstärktes Pflanzenwachstum → stärkere Anreicherung von organischer Substanz → Abbau dieser Substanz unter erhöhtem Sauerstoffbedarf. Daran zu erinnern ist aber auch, daß durch die Abläufe aus den Reinigungsanlagen die Fließgewässer mit Krankheitskeimen belastet werden.
- Besonders bei Wetterlagen mit Windstille oder geringen Windgeschwindigkeiten können von den Abwasserreinigungsanlagen Geruchsbelästigungen ausgehen, die insbesondere durch Schwefelwasserstoff aber auch durch Methan hervorgerufen werden. Hiervon sind nicht nur Siedlungen, sondern auch Erholungsuchende betroffen, die sich in der Nähe der betreffenden Anlage aufhalten.
- Zum Abschluß sind Geräuschemissionen zu erwähnen. Sie gehen besonders von den Rechenanlagen, Einrichtungen zur Schlammwässerung, Oberflächenbelüftungen und Belebungsbecken sowie den Pumpen aus und können ebenfalls die Anwohner und Erholungsuchende stören.

### **3 Methodik der Erfassung und Bewertung der tatsächlich zu erwartenden Beeinträchtigungen**

Erfassung und Bewertung der Beeinträchtigungen werden oft im Rahmen der UVP (Umweltverträglichkeitsprüfung) durchgeführt, die in Österreich nach dem Österreichischen Umweltverträglichkeitsprüfungs-Gesetz von 1993 unter anderem auch für Abwasserreinigungsanlagen „mit einer Auslegung von mehr als 200.000 Einwohnerequivalenten (EGW 100) CBS“ vorgeschrieben ist.

Die Methodik der Erfassung beruht auf dem Beziehungssystem „Verursacher - Betroffener“. Im allgemeinen ist folgendermaßen vorzugehen:

Zunächst ist eine genaue Bestandsaufnahme des von den Auswirkungen des Projektes (Bau der Reinigungsanlage) voraussichtlich betroffenen Landschaftsraumes durchzuführen, und es sind die voraussichtlichen Projektauswirkungen abzuschätzen. Diese beiden Arbeitsschritte werden in unterschiedlicher Reihenfolge und oft auch parallel oder alternierend vorgenommen.

Danach sind die Beeinträchtigungen zu bewerten. Aufgrund der Bewertung ist dann unter selbstverständlicher Berücksichtigung von Reinigungsgrad, Betriebssicherheit und Wirtschaftlichkeit eine Lösung mit möglichst geringen Umweltbeeinträchtigungen auszuwählen.

Meistens besteht diese Lösung in der Wahl eines umweltfreundlichen Verfahrens aus einer Reihe zur Diskussion stehender verschiedener Reinigungsverfahren oder aber in der Auswahl einer möglichst umweltfreundlichen Variante ein und desselben Verfahrens.

Die bei dieser Vorgehensweise anzuwendende Methodik ist nicht einheitlich. Sie hängt von den Bearbeitern, aber vor allem von dem zu untersuchenden Projekt ab. Nach OTTO-ZIMMERMANN (1991) lassen sich drei Hauptgruppen unterscheiden:



- Verbal-argumentative Bewertung,
- Nutzwertanalyse,
- ökologische Risikoanalyse.

Aufgrund eigener Erfahrungen möchte ich die Gruppen um eine vierte erweitern, nämlich um die Verfahrensgruppe, bei der nach Punktesystemen beurteilt wird.

Während die verbal-argumentative Beurteilung oft nicht präzise genug ist, täuschen die Zahlen der Nutzwertanalyse nicht selten Genauigkeiten vor, die tatsächlich nicht gegeben sind. Als recht praktikabel hat sich die ökologische Risikoanalyse erwiesen, auf die ich deswegen näher eingehen möchte (Abb.1). In dem darauf folgenden Fallbeispiel der Beurteilung eines geplanten Sammlers auf seine Umweltverträglichkeit wird ein Bewertungsverfahren vorgestellt, bei dem die Beeinträchtigungen nach einem Punktesystem bewertet werden (Tab. 1 bis 3).

### 3.1 Ökologische Risikoanalyse

Den folgenden Ausführungen liegen Arbeiten von HOPPENSTEDT (1990), LANGER und HOPPENSTEDT (1991) und SCHLÜTER (1993) zugrunde. Darauf hinzuweisen ist, daß die folgenden Arbeitsschritte in der Praxis oft nicht so klar getrennt ausgeführt werden, wie sie im folgenden beschrieben sind.

#### **Arbeitsschritt 1:** Gewinnung von Informationen über das Projekt

Im ersten Arbeitsschritt sind alle verfügbaren Informationen über das Projekt zu sammeln. Beispielsweise sind die folgenden Informationen wichtig:

##### A. Projekt (z.B. Kläranlage)

Lage im Landschaftsraum, Flächenbedarf, Baukörpervolumen, Abwassermenge und durchschnittliche Zusammensetzung, Verlauf und Verlegungstiefe der Sammler und Ableitungsrohre usw.

##### B. Projektauswirkungen

Wie ausgeführt, sind sie meistens zweckmäßigerweise zu untergliedern in:

- Baubedingte Beeinträchtigungen,
- anlagebedingte Beeinträchtigungen,
- betriebsbedingte Beeinträchtigungen.

Hinweise auf die möglichen Beeinträchtigungen gibt Abschnitt 2. Bei der Erfassung der Beeinträchtigungen ist nicht nur die Art der Auswirkung, sondern möglichst auch deren Intensität und Reichweite abzuschätzen.

### **Arbeitsschritt 2:** Gewinnung von Informationen über den betroffenen Landschaftsraum

Der zweite Abschnitt dient der Gewinnung von Informationen über den von dem Projekt betroffenen Landschaftsraum. Informationen sind beispielsweise zu sammeln über: natürliche Ressourcen, wie Boden, Klima, Wasserhaushalt, Pflanzen- und Tierwelt; außerdem über anthropogene Sachverhalte, wie Nutzungen, Kulturgüter usw. Nicht zuletzt sind Informationen über das Fließgewässer wichtig, in das das Wasser aus der Reinigungsanlage eingeleitet werden soll. In diesem Zusammenhang sind vor allem Angaben über Wasserqualität, Wasserführung sowie über die Pflanzen- und Tierwelt erforderlich.

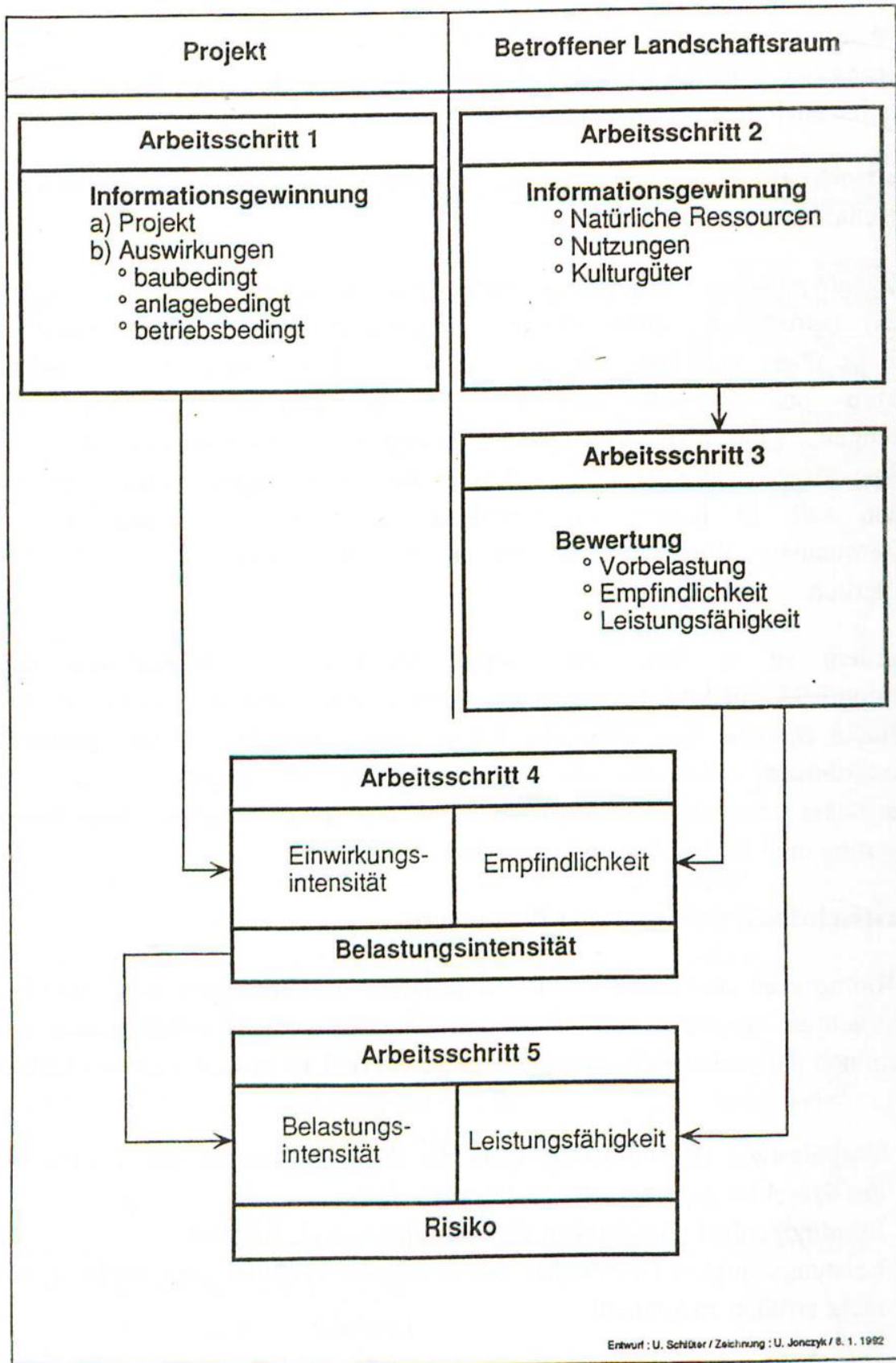
Außerdem ist in dem vom Projekt betroffenen Landschaftsraum eine Biotoptypen-Kartierung vorzunehmen. Hierbei sind nicht nur natürliche oder naturnahe Biotope, wie naturnahe Wälder und Gebüsch, extensiv genutztes Feuchtgrünland, Röhrichte usw., sondern auch anthropogene Biotope wie Ackerflächen, Gärten, Fischteiche usw., aufzunehmen; d.h., die Biotoptypen-Kartierung muß flächendeckend ausgeführt werden.

### **Arbeitsschritt 3:** Bewertung der Biotoptypen

Die Biotoptypen sind schon vor der Realisierung des Vorhabens unterschiedlich beeinträchtigt, reagieren verschieden auf Einwirkungen und erfüllen auch ihre Funktionen unterschiedlich. Aus diesem Grunde sind sie zu bewerten hinsichtlich ihrer:

- Vorbelastung (Beeinträchtigungen, die durch Nutzungen vor Realisierung des Projektes gegeben oder zu erwarten sind),
- Empfindlichkeit (Anfälligkeit für beeinträchtigende Effekte),
- Leistungsfähigkeit (Vermögen, eine bestimmte Funktion ganz, teilweise oder nicht erfüllen zu können).

Die Einschätzung dieser drei Komponenten kann über einfach aufgebaute Bewertungsrahmen erfolgen (Abb.2 und 3).



**Abbildung 1:** Ablaufschema der ökologischen Risikoanalyse nach SCHLÜTER (1993)

BIOTOTYPEP	I	II	III	IV	Empfindlichkeit
Feucht- / Naßgrünland	x	x	x	x	hoch
Fließgewässer/Stillgewässer mit dem Typ entsprechenden Strukturmerkmalen	x	x	x	x	
Fließgewässer/Stillgewässer, dem Typ entsprechende Strukturmerkmale schwach ausgeprägt	x	x	x	x	
Gräben in extensiv genutzten Umland mit entsprechenden Strukturmerkmalen	x	x	x	x	
relativ naturnahe Mischwälder der Stärkeklassen mittleres Baumholz bis Altholz	x	x	x	x	
Kiefernwald der Stärkeklassen starkes Baumholz bis Altholz	x	x	x	o	
Kiefernwald mittlerer Stärkeklassen	x	o	x	o	mittel
Wald anderer gebietsfremder Laub- und Nadelbaumarten der Stärkeklassen mittleres Baumholz bis Altholz	x	o	x	o	
Grünland mittlerer Standorte	x	o	o	o	
Kleingehölze	x	-	x	o	
Kiefernforst und andere gebietsfremde Laub- und Nadelbaumarten der Stärkeklassen Jungwuchs, Dichtung bis Stangenholz	x	-	x	-	
Brache / Ruderalflur	x	o	o	-	
stark eutrophierte Gräben in intensiv genutztem Umland	x	-	-	x	
Intensiv - Fischteiche	x	-	o	o	
Kleingarten	x	-	-	-	vorhanden
Acker	x	-	-	-	
Sonderkulturen	x	-	-	-	

Belastungsfaktor  
 I Versiegelung / Flächenverbrauch  
 II Zerschneidung  
 III Schadstoffeintrag / Eutrophierung  
 IV Grundwasserabsenkung

Eigenchaftsmerkmal  
 x hoch  
 o mittel  
 - vorhanden

Quelle: HOPPENSTEDT (1990)

Abbildung 2: Einstufung der Biotoptypen bezüglich ihrer Empfindlichkeit nach HOPPENSTEDT (1990)

BIOOPTYP	I	II	III	IV	Leistungsfähigkeit
Feucht- / Naßgrünland	x	x	x	x	hoch
Fließgewässer/Stillgewässer (Tümpel/ Teich) mit dem Typ entsprechenden Strukturmerkmalen (z.B. Röhricht, Unterwasservegetation, Schwimmblattvegetation, Ufergehölze, Böschungsformen)	x	x	x	x	
Gräben in extensiv genutztem Umland (z.B. Feucht-/Naßgrünland) mit entsprechenden Strukturmerkmalen	x	x	o	x	
relativ naturnahe Mischwälder der Stärkekassen mittleres Baumholz bis Altholz (hauptsächlich Eiche und Birke mit wechselndem Kiefernanteil)		x	x	x	
Kiefernwald der Stärkekassen starkes Baumholz bis Altholz (mit Laubholznaturverfärgung)		x	x	x	
Grünland mittlerer Standorte	o	o		o	mittel
Fließgewässer/ Stillgewässer dem Typ entsprechende Strukturmerkmale schwach ausgebildet (Feuchtbiotopneuanlagen)	x	o		o	
Kiefernwald mittlerer Stärkekassen		o	o	o	
Wald anderer gebietsfremder Laub- und Nadelbaumarten (Pappel, Fichte, Lärche, Ahorn etc.) der Stärkekassen mittleres Baumholz bis Altholz		o	o	o	
Kleingehölze (Feldgehölze, Gebüsch, Hecke, Baumholz, Baumgruppe, Allee)		o	o	o	
Brache/Ruderalflur		x		o	vorhanden
Kiefernforst und andere gebietsfremde Nadel- und Laubbaumarten der Stärkekassen Jungwuchs, Dichtung bis Stangenholz				o	
stark eutrophierte Gräben in intensiv genutztem Umland (Acker, Abwassererregung)		o			
Kleingärten				o	
Intensiv - Fischteiche	o				
Acker Sonderkulturen					

Bedeutung für den Arten- und Biotopschutz aufgrund folgender Eigenschaftsmerkmale  
 I Abweichung vom Normalstandort  
 II geringe Nutzungsintensität  
 III nicht oder nur in langen Zeiträumen (> 25 Jahre) regenerierbar  
 IV günstige Lebensraumbedingungen für die Fauna

Eigenschaftsmerkmal  
 x ausgeprägt  
 o vorhanden

Quelle: HOPPENSTEDT (1990)

Abbildung 3: Einstufung der Biotoptypen bezüglich ihrer Leistungsfähigkeit nach HOPPENSTEDT (1990)

Ursache	Effekte	Auswirkungsbereich	Art und Intensität der Auswirkung	
			belastend	entlastend
Zerschneidungen von Wegverbindungen	Verlängerung von Wegen	gesamte Strecke	gering / vorhanden	
Nutzungsverringerung	- Änderung der Flächennutzung - Flächenverlust	gesamte Strecke	gering / vorhanden	
Verbesserte Erreichbarkeit	- Ansiedlung von Gewerbe, Ausweisung von Wohngebieten	- an den Haltebahnhöfen - gesamte Strecke	mittel	
	- Erreichbarkeit peripherer Räume	- gesamte Strecke	gering / vorhanden	

Quelle: LANGER et al. (1991); verändert

Abbildung 4: Abschätzung der Einwirkungsintensität (Ausschnitt) nach LANGER und HOPPENSTEDT (1991)

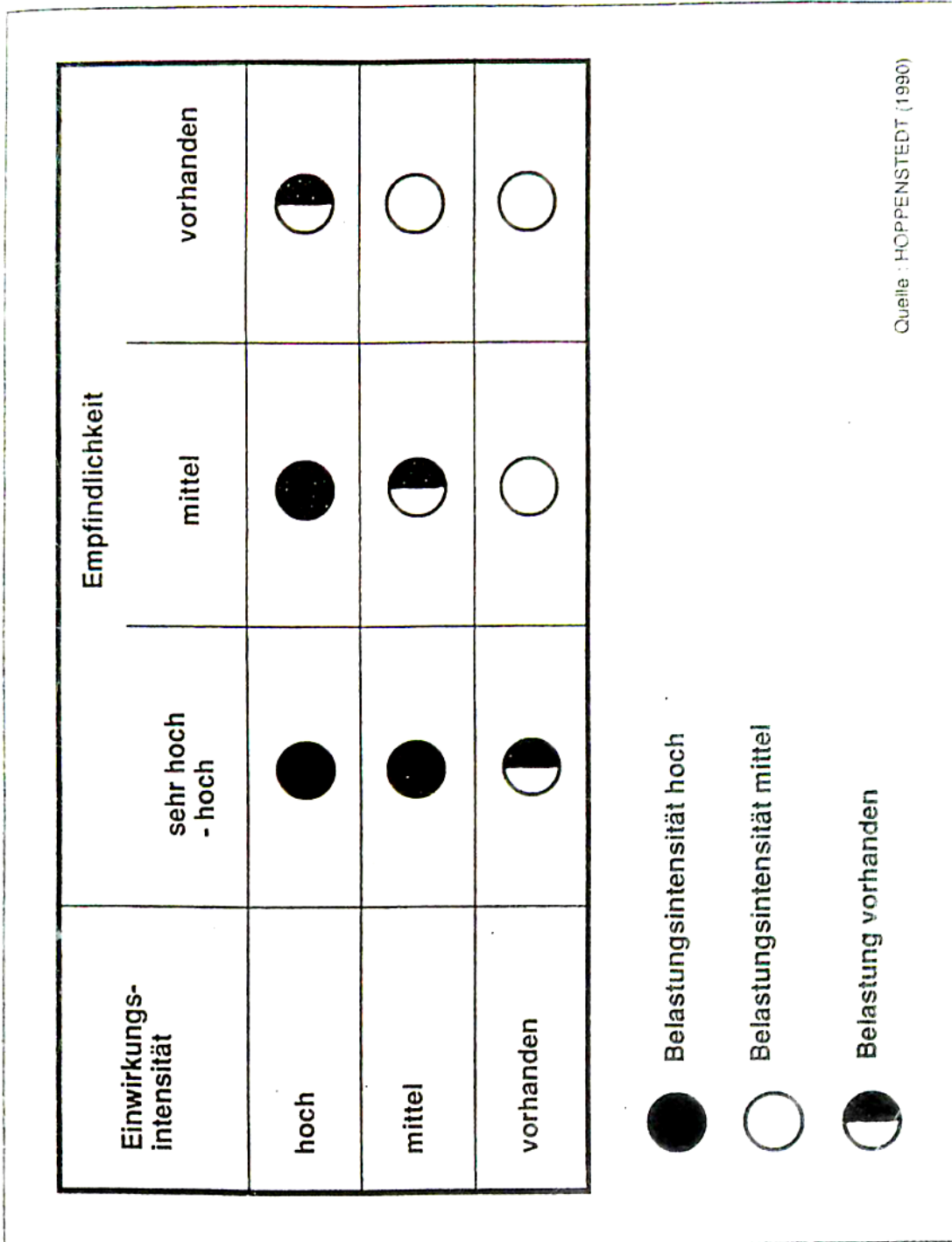


Abbildung 5: Beurteilung der Belastungsintensität nach HOPPENSTEDT (1990)

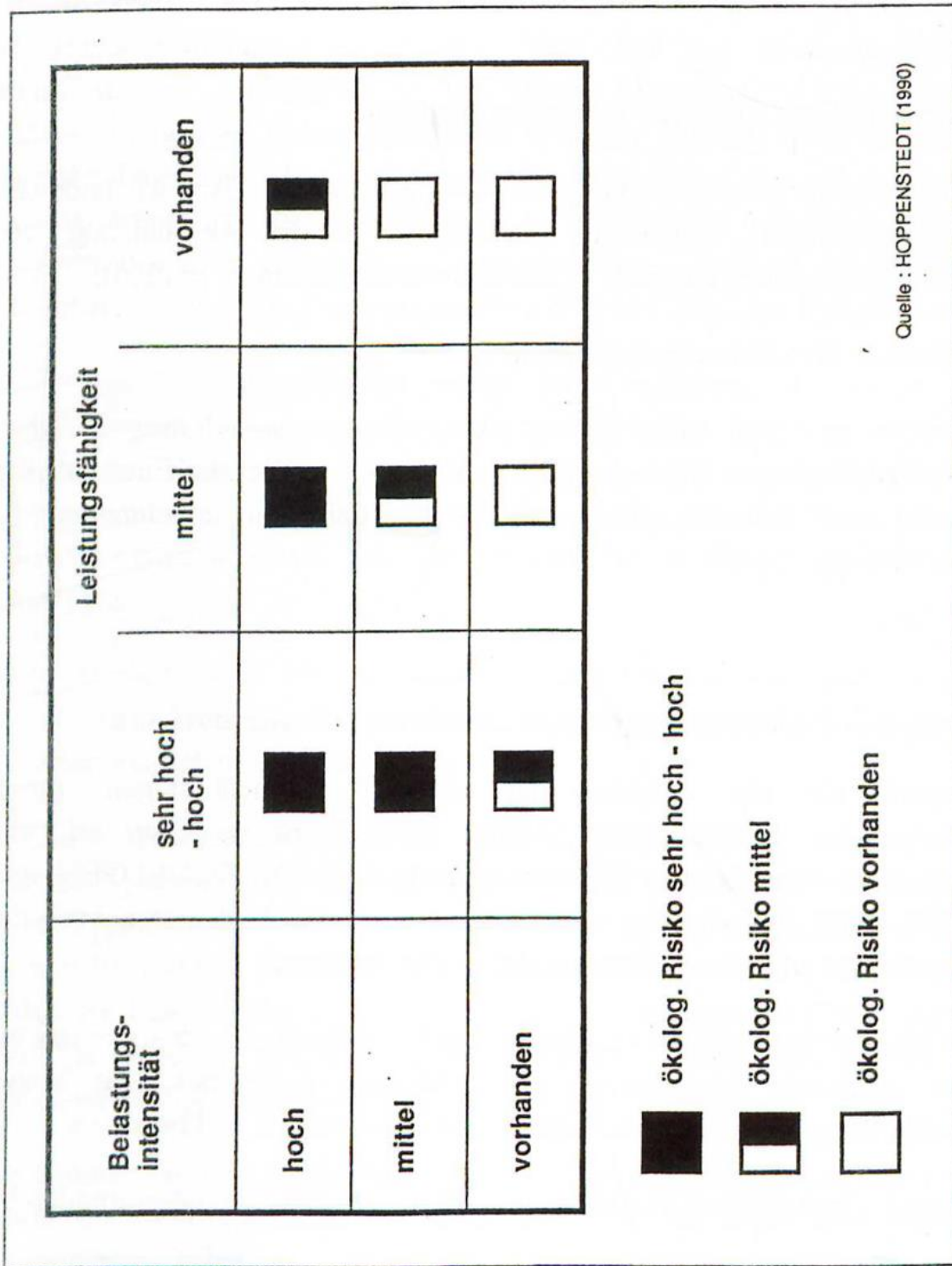


Abbildung 6: Risikobeurteilung nach HOPPENSTEDT (1990)



Anschließend sind die prognostizierten Projektauswirkungen auf die bewerteten Biotoptypen zu projizieren. Dabei lassen sich zwei weitere Arbeitsschritte unterscheiden:

#### **Arbeitsschritt 4:** Feststellung der Belastungsintensität

Hierbei werden die zu erwartende Einwirkungsintensität (Abb.4) und die Empfindlichkeit (Abb.2) miteinander verknüpft. Für die Abschätzung der Belastungsintensität gibt es ebenfalls einfache Bewertungsrahmen (Abb.5).

#### **Arbeitsschritt 5:** Einschätzung des Risikos

Unter Risiko ist hier die Gefahr von Funktionsminderungen bzw. Nutzungsbeeinträchtigungen durch das Projekt zu verstehen. Bei der Einschätzung des Risikos sind Belastungsgrad und Leistungsfähigkeit miteinander zu verknüpfen (Abb.6).

### **3.2 Prüfung der Umweltverträglichkeit mittels eines Punktesystems**

Als Beispiel für die Prüfung der Umweltbeeinträchtigungen durch abwassertechnische Einrichtungen mittels eines Punktesystems sei die Beurteilung eines Sammlers in Bremen aufgeführt (VON KÜGELGEN und SCHLÜTER, 1988). Einleitend ist hierzu zu bemerken, daß die Untersuchung der Umweltverträglichkeit nicht im Rahmen einer UVP stattfand.

In Bremen war der Bau eines Mischwassersammlers geplant. Dieser sollte das bei Starkregen anfallende Regenwasser und Abwasser aufnehmen, das bisher Gewässer des Bürgerparks und des Stadtwaldes verunreinigte und belastete.

Dieser Sammler stand in fünf Varianten zur Diskussion, die sich unterschieden in:

- verschiedene Trassenführungen,
- verschiedene Bauweisen; und zwar einmal offene Rohrverlegung und zum anderen unterirdischer Vortrieb mittels Druckluft- bzw. Spülschild oder mittels Erddruckschild.

Zu beurteilen war also die Umweltverträglichkeit der Planungsvarianten hinsichtlich Trassenführung und Bauweise.

Die Bestandsaufnahme ergab, daß alle fünf zur Diskussion stehenden Sammlertrassen großenteils in ökologisch wertvollem, reichstrukturiertem Gelände mit großer Biotop-Bedeutung verliefen. Betroffen von den möglichen Baumaßnahmen wurden z.B. extensiv genutzte Kleingärten mit großer Strukturvielfalt (Bäume, Sträucher, gehölzfreie Flächen), naturnahe Bruchwaldbestände, Einzelbäume, ein naturnahes Gewässer mit Röhricht- und Gehölzbeständen und außerdem eine etwa 80 Jahre alte Lindenallee.

Parallel zur Bestandsaufnahme wurde die Abschätzung der zu erwartenden Umweltbeeinträchtigungen vorgenommen. Sie ergab, daß vor allem mit dem Verlust an Biotopen, der Beeinträchtigung des Landschaftsbildes, mit Luftverschmutzung und Lärmbelästigung durch den Baustellenverkehr, mit Bodenbewegungen sowie mit Verlust und Beschädigung von Gehölzen zu rechnen war.

Gleich zu Beginn der Untersuchung wurden wegen zu erwartender erheblicher Umweltbeeinträchtigungen die beiden Varianten ausgeschieden, die in offener Bauweise ausgeführt werden sollten.

Die Umweltbeeinträchtigungen der restlichen drei Varianten wurden zum einen durch ein Punktesystem bewertet. Dabei wurden diejenigen Beeinträchtigungen stärker negativ gewichtet, die im Bereich der gesamten Trasse und nicht nur begrenzt im Bereich der Preß- und Bergegruben zu erwarten waren. Außerdem wurden die Beeinträchtigungen unterteilt in „nur während der Bauzeit wirksam“, „durch Anwendung von Maßnahmen reversibel“ sowie „irreversibel“ und in dieser Reihenfolge zunehmend negativ gewichtet (Tab.1).

Zum anderen wurden für die Beurteilung der Umweltbeeinträchtigungen auch die Anzahl der Baustellenzufahrten sowie die Zahl der Preß- und Bergegruben aufgenommen (Tab.1).

Zur Abschätzung der umweltfreundlichsten Variante wurden dann pro Variante zwei Rangfolgen gebildet; und zwar die eine durch Addition der Punkte und die andere durch Addition der Baustellenzufahrten, Preß- und Bergegruben (Tab.2). Danach wurden pro Variante die beiden Rangfolgeplätze addiert; und die

Variante, die auf diese Weise die niedrigste Gesamtpunktzahl erreichte, wurde als die umweltfreundlichste eingestuft (Tab.3).

### **3.3 Kritische Anmerkungen zu den Bewertungsverfahren**

Um die Bewertungsverfahren richtig beurteilen und anwenden zu können, sind vor allem folgende Sachverhalte zu berücksichtigen:

- a) Es gibt kein einheitliches Bewertungsverfahren, mit dem in jedem Fall die Umweltverträglichkeit abwassertechnischer Einrichtungen geprüft werden kann. Vielmehr sind die verschiedenen Bewertungsverfahren der jeweiligen Situation entsprechend auszuwählen und anzuwenden.
- b) Wenn auch oft Bewertungsverfahren als Ergebnis scheinbar eindeutige Rangfolgen der Umweltverträglichkeit von verschiedenen Projekten oder von Varianten ein und desselben Projektes erbringen, sollten sie nicht als alleinige Entscheidungsgrundlage dienen. Sie sollten vielmehr nur als Entscheidungshilfe benutzt werden, da auch mit den genauesten Bewertungsverfahren nicht alle Einzelheiten des jeweiligen Projektes erfaßt werden können.

Baubeschnitt / Baueisen Ökologische Beeinträchtigungen	Lösung 3			Lösung 4			Lösung 5											
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	XIII	XIV	XV	XVI	XVII	XVIII
	Abschnitt Karl- Beckhusen-Weg a) b) c)			Abschnitt Verbindungskanal a) b) c)			Abschnitt Karl- Beckhusen-Weg a) b) c)			Abschnitt Verbindungskanal a) b) c)			Abschnitt Karl- Beckhusen-Weg a) b) c)			Abschnitt Lindenallee a) b) c)		
Verlust von Lebensräumen				●●●●	●●●●	●●●●				●●●●	●●●●	●●●●				●●●●	●●●●	
Veränderungen von Landschafts- struktur/-bild				●●●●	●●●●	●●●●				●●●●	●●●●	●●●●				●●●●	●●●●	
Baustellenverkehr	●	○	○	○	○	○				○	○	○				○	○	○
Bodenverdichtungen/Staunässe	●●	○	○	○	○	○				○	○	○				○	○	○
Aufschüttungen	●	○	○	○	○	○				○	○	○				○	○	○
Abtrag von Bodenschichten	○	○	○	○	○	○				○	○	○				○	○	○
Vorübergehende Abgrabungen	○	○	○	○	○	○				○	○	○				○	○	○
Entnahme/Verlust von Gehäusen				●●●●	●●●●	●●●●				●●●●	●●●●	●●●●				●●●●	●●●●	
Beschädigungen von Stämmen	○	○	○	○	○	○				○	○	○				○	○	○
Beschädigungen von Wurzeln	○	○	○	○	○	○				○	○	○				○	○	○
Verschmutzung des Wurzelbe- reichs	○	○	○	○	○	○				○	○	○				○	○	○
Baustellenzufahrten				2	2	2				2	2	2				1	1	1
Zahl der Preißgruben	2	2	2	2	2	2				1	1	1				2	2	2
Zahl der Bergegruben	1	1	1	2	2	2				1	1	1				1	1	1

Beeinträchtigungen  
 ● nur während der Bauzeit wirksam  
 ●● reversibel (nach Anwendung von Maßnahmen, siehe Abschnitt 6 bzw. vor Beginn des Baus durch Maßnahmen zu verhindern)  
 ●●● irreversibel

Bewertungsvorschrift:  
 ○ = 1 Punkt  
 ● = 2 Punkte  
 ○○ = 3 Punkte  
 ●● = 4 Punkte  
 ○○○ = 5 Punkte  
 ●●● = 6 Punkte

a) = Geschlossene Bauweise mit Aufschüttung  
 b) = Geschlossene Bauweise (Tiefverlegung)  
 c) = Geschlossene Bauweise (Anwendung eines neuentwickelten Verfahrens)

○ = im Bereich von Preiß- und Bergegruben  
 ● = im Bereich der gesamten Trasse

**Tabelle 1:** Ökologische Beeinträchtigungen durch den Bau des Sammlers „Parkallee“ für verschiedene Bauweisen und Trassen nach von KÜGELGEN und SCHLÜTER (1988)

Baueise	Lösung 3		Lösung 4		Lösung 5	
	Abschnitt Karl-Beckhusen-Weg	Abschnitt Verbindungskanal	Abschnitt Karl-Beckhusen-Weg	Abschnitt Verbindungskanal	Abschnitt Karl-Beckhusen-Weg	Abschnitt Lindenaallee
Geschlossene Bauweise (mit Aufschüttung)	19 Punkte = 2. Rang 3 Gruben+ Zufahrten = 2. Rang	40 Punkte = 4. Rang 6 Gruben+ Zufahrten = 4. Rang	19 Punkte = 2. Rang 2 Gruben+ Zufahrten = 1. Rang	40 Punkte = 4. Rang 5 Gruben+ Zufahrten = 3. Rang	19 Punkte = 2. Rang 3 Gruben+ Zufahrten = 2. Rang	40 Punkte = 4. Rang 3 Gruben+ Zufahrten = 2. Rang
Geschlossene Bauweise (Tiefverlegung)	13 Punkte = 1. Rang 3 Gruben+ Zufahrten = 2. Rang	25 Punkte = 3. Rang 6 Gruben+ Zufahrten = 4. Rang	13 Punkte = 1. Rang 2 Gruben+ Zufahrten = 1. Rang	25 Punkte = 3. Rang 5 Gruben+ Zufahrten = 3. Rang	13 Punkte = 1. Rang 3 Gruben+ Zufahrten = 2. Rang	13 Punkte = 1. Rang 3 Gruben+ Zufahrten = 2. Rang
Geschlossene Bauweise (Erddruckschild)	13 Punkte = 1. Rang 3 Gruben+ Zufahrten = 2. Rang	25 Punkte = 3. Rang 6 Gruben+ Zufahrten = 4. Rang	13 Punkte = 1. Rang 2 Gruben+ Zufahrten = 1. Rang	25 Punkte = 3. Rang 5 Gruben+ Zufahrten = 3. Rang	13 Punkte = 1. Rang 3 Gruben+ Zufahrten = 2. Rang	13 Punkte = 1. Rang 3 Gruben+ Zufahrten = 2. Rang

**Tabelle 2:** Zwischenergebnis der Bewertung der Trassen und Bauweisen beim Bau des Sammlers „Parkallee“ nach von KÜGELGEN und SCHLÜTER (1988)

Bauweise	Lösung 3			Lösung 4			Lösung 5		
	Abschnitt Karl-Beckhusen-Weg	Abschnitt Verbindungskanal	Insgesamt	Abschnitt Karl-Beckhusen-Weg	Abschnitt Verbindungskanal	Insgesamt	Abschnitt Karl-Beckhusen-Weg	Abschnitt Lindentallee	Insgesamt
Geschlossene Bauweise (mit Aufschüttung)	4	8	12	3	7	10	4	6	10
Geschlossene Bauweise (Tiefverlegung)	3	7	10	2	6	8	3	3	6
Geschlossene Bauweise (Erddruckschild)	3	7	10	2	6	8	3	3	6

**Tabelle 3:** Endergebnis der Bewertung der Trassen und Bauweisen beim Bau des Sammlers „Parkallee“ nach von KÜGELGEN und SCHLÜTER (1988)

## 4 Literatur

- GRÜLLMEIER, H., WILKE, R. (1989) Studie zur Umweltverträglichkeit der Abwasserbeseitigung. Uni Hanover Insitut für Landschaftspflege und Naturschutz, Arbeitsmaterialien 7.
- HOPPENSTEDT, A. (1990) Die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) von Straßenbauprojekten auf den verschiedenen Planungsstufen. Laufener Seminarbeiträge 6.
- KÜGELGEN, B. von, SCHLÜTER, U. (1988) Gutachterliche Stellungnahme zu 5 Angebotsalternativen für den Bau der Abwasseranlage „Verlängerung Parkallee“ in Bremen. Fachgruppe Umwelt Hannover. Unveröffentlicht.
- LANGER, H., HOPPENSTEDT, A. (1991) Umweltverträglichkeitsstudie zur geplanten Schnellbahnverbindung Hannover-Berlin. Planungsgruppe Ökologie und Umwelt Hannover. Unveröffentlicht.
- OTTO-ZIMMERMANN, K. (1991) Beispiele angewandter Bewertungsverfahren. HÜBLER, K.-H., OTTO-ZIMMERMANN, K. (Hrsg.) Bewertung der Umweltverträglichkeit. Blottner Verlag Taunusstein.
- SCHLÜTER, U. (1993) Umweltverträglichkeitsprüfung und Eingriffsregelung im Rahmen der landschaftspflegerischen Begleitplanung. Wasser Abwasser Abfall, Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft Universität - Gesamthochschule Kassel 7.

U. Schlüter, B. v. Kugelgen  
Universität Hannover  
Institut für Landschaftspflege und Naturschutz

Herrenhäuserstr.2  
30419 Hannover

## Entscheidungsfindung

K. Stania

c/o Institut f. Wasserversorgung, Gewässergüte und Abfallwirtschaft  
der Universität für Bodenkultur

**Kurzfassung:** Die Errichtung von Anlagen zur Abwassersammlung und -entsorgung führt bisweilen zu heftigen, emotional geführten Diskussionen über die Wahl des „richtigen“ Alternative. Die Planungstheorie bietet als Hilfsmittel eine Reihe von Ansätzen, wie der Prozeß der Entscheidungsfindung nachvollziehbar gestaltet werden kann. Dazu zählen die Nutzwertanalyse und das Verfahren „ELECTRE“. Im folgenden wird eine kurze Beschreibung dieser Methoden gegeben. Weiters werden beispielhaft die Grundzüge eines offenen Planungsprozesses angeführt, der in der Lage sein könnte, die unterschiedlichen Interessen besser zu integrieren als die bekannte Vorgangsweise Vorstudie-Einreichprojekt-Detailprojekt-Realisierung.

**Key words:** Abwasserentsorgung, Mehrzielplanung, Controlling

### 1 Einleitung

In vielen Gemeinden führt die Errichtung einer dem Stand der Technik entsprechenden Abwasserentsorgungsanlage zu heftigen Diskussionen. Die Argumentationslinien greifen dabei weit über die fachtechnischen Fragestellungen hinaus. Im folgenden soll eine kurze Zusammenstellung der Rollen und Interessen der Beteiligten an der Errichtung einer Abwasserentsorgungsanlage gegeben werden:

- Kommunalpolitiker

Die Mitglieder der politischen Gremien der Gemeinde und insbesondere der Bürgermeister sind die Entscheidungsträger. Sie beschließen die Wahl des Planers aber auch die schließlich zur Ausführung gelangende Abwasserentsorgungsanlage. Trotz großem persönlichen Engagement müssen sie zumeist dem Rat ihrer Fachleute und Planer vertrauen. Zudem ist oftmals ihr



Entscheidungsspielraum durch die Maßnahmen und Vorgaben ihrer Amtsvorgänger eingeengt (z.B. Raumplanung, bereits eingegangene Mitgliedschaft in einem Verband...).

- Bürger

Die Präferenzen der Bürger können sehr unterschiedlich ausfallen. Während für die Einen die Minimierung der Kosten und die Vermeidung eigenen Einsatzes wesentlich ist, zählt für Andere die Verringerung der Umweltbelastung zu den wichtigsten Punkten oder es steht Gelegenheit zum persönlichen Engagement im Vordergrund. Es ist davon auszugehen, daß keine einheitliche Meinung innerhalb der Bürgerschaft vorherrscht. Der Entscheidungsträger (der Kommunalpolitiker) wird daher - unabhängig welcher Entsorgungsstrategie er sich zuwendet - gegen den Willen eines Teiles der Bevölkerung agieren. Der Kommunalpolitiker ist jedoch der demokratischen Bestätigung durch die Bevölkerung unterworfen.

Zudem kann das Wertesystem des Bundes- und Landesgesetzgebers auch in einer Demokratie von dem des örtlich betroffenen Bürgers differieren. Dies ist kein Zeichen von Demokratiemangel sondern höchst menschlich. Der vielleicht in der Stadt aufgewachsene Abgeordnete wird dem - für ihn seltenen - frei fließenden, reinen Gewässer einen höheren Wert zuweisen als der Landbewohner, der in unmittelbarer Umgebung mehrerer Bäche lebt, von denen vielleicht nur einer belastet ist. Akzeptanz wird daher eine Maßnahme nur dann finden, wenn sie einen erkennbaren (z.B. ein Fischsterben) oder einen zumindest glaubwürdigen Mangel beseitigt. Der Nutzen ist dabei individuell zu bewerten. EWERS, 1982, beschreibt dies wie folgt „... denn es ist kaum vorstellbar, daß der Multimillionär, der für ein Pfund Kartoffeln eine Mark zu zahlen bereit ist, aus diesen Kartoffeln dieselbe Befriedigung bezieht wie ein Sozialrentner mit der gleichen Zahlungsbereitschaft“

Oft handelt es sich bei den kommunalen Maßnahmen um sogenannte „LULUS“ (locally unwanted landuses, HOFFMANN-RIEM und Lamb, 1982).

- Behörden

Müssen die hoheitlichen Aufgaben erfüllen, also in der Regel zur Wahrung der öffentlichen Interessen Mindestanforderungen umsetzen.

- Förderungsgeber

Im Gegensatz zu den Behörden sind diese zumeist in der Privatwirtschaftsverwaltung der Gebietskörperschaften verankert. Sie unterliegen den Vorgaben der Wirtschaftlichkeit, Zweckmäßigkeit und Sparsamkeit des Mitteleinsatzes. Es ist daher nicht zwingend zu erwarten, daß sich der Wille der Behörde (=Erfüllung von Mindestanforderungen) mit jenem der Förderungsgeber deckt.

- Planer und ausführende Firmen

Die Bürger und die politischen Entscheidungsträger müssen auf Grund der großen Spezialisierung der Fachdisziplinen dem Wissen dieser Partner vertrauen. Dadurch entsteht eine ungleiche Partnerschaft, in der der zahlende Bürger mitunter überfordert ist. Eine weitere Folge ist die Trennung zwischen Entscheidungsträger und Planungsinstitution.

- NGOs (non governmental organisations)

Das Aufbrechen klassischer Hierarchien und generelles Mißtrauen gegenüber traditionellen Wegen der Wahrnehmung der Interessen der Bürger führt zu verstärktem Engagement der Bürger in NGOs. Diese können von lokalen Bürgerinitiativen bis hin zu international agierenden Organisationen reichen.

## **2 Hilfsmittel zur Entscheidungsfindung**

Im allgemeinen kann Planung als zielgerichtete Vorwegnahme eines zukünftigen Zustandes bezeichnet werden. LAWA, 1981, gliedert einen rational geführten Planungsprozeß in vier Aufgaben:

- Problemanalyse
- Formulierung von Alternativen
- Wirkungsanalyse
- Bewertung und Lösung des Auswahlproblems.

Zur Problemanalyse und Ausarbeitung von Alternativen sollten die Sachverhalte umfassend untersucht werden. Umfassend kann in diesem Zusammenhang die Erfassung aller Emittenten und die Bewertung aller Teilströme der Abwasserentsorgung (z.B. nicht nur die lokale Reinigung sondern auch die Entsorgung der Fäkalschlämme) bedeuten.

Abwasserentsorgungsanlagen stellen sogenannte „Mehrzielprobleme“ dar. Das bedeutet, daß der Nutzen und Schaden nicht bloß mit einer Größe (z.B. den Invest- und Betriebskosten) sondern mit mehreren zu beschreiben ist. Zielkataloge können dem WRG 1959 i.d.g.F. oder der LAWA, 1981, entnommen werden. Auf Grund seiner weiten Verbreitung darf der Zielrahmen der LAWA, 1981, in groben Zügen angeführt werden:

- Gesamtwirtschaftliche Effizienz
- Umweltqualität
- Regionalentwicklung
- Soziales Wohlbefinden.

Ein Vergleich unterschiedlicher Strategien der Abwasserentsorgung allein auf Basis der Kosten setzt daher voraus, daß die nicht unmittelbar monetär erfaßbaren Kosten und Nutzen gleichwertig sind. Angesichts des Aufwandes und der methodischen Problemen eines echten Mehrzielplanungsprozesses ergibt sich aus dieser Einschränkung eine Möglichkeit zur Vereinfachung des Planungsvorganges. Voraussetzung ist, daß alle zur Diskussion stehenden Alternativen genau den (gesetzlichen und akzeptierten) Mindestanforderungen im Hinblick auf die nicht monetären Ziele genügen. Der Auswahlprozeß reduziert sich somit auf die Ermittlung der „billigsten“ Lösung.

LAWA, 1990 gibt 5 Stufen der Kostenvergleichsrechnung an:

Kostenermittlung, Finanzmathematische Aufbereitung der Kosten, Kostengegenüberstellung, Empfindlichkeitsprüfungen und Gesamtbeurteilung.

Dabei sind Investitions-, Betriebs- und Reinvestitionskosten sowie eventuell nach dem Ende der Nutzung vorhandene Restwerte zu berücksichtigen. Ohne näher darauf einzugehen, wird auf die in zahlreichen Publikationen beschriebene Methode des realen Zinssatzes (z.B. LAWA, 1990) verwiesen. Damit ist die - gemessen an monetären Kriterien - volkswirtschaftlich günstigste- Lösung zu ermitteln.

Für den Einzelbürger sind jedoch seine tatsächlichen Kosten maßgeblich, wobei das aus der Berechnung mit der Methode des realen Zinssatzes entstehende Bild durch Förderungen verzerrt werden kann. Eine Stützung der Investkosten führt daher zu einer günstigeren Bewertung jener Lösungen, die hohe Invest- und niedere Betriebskosten bedingen und vice versa.

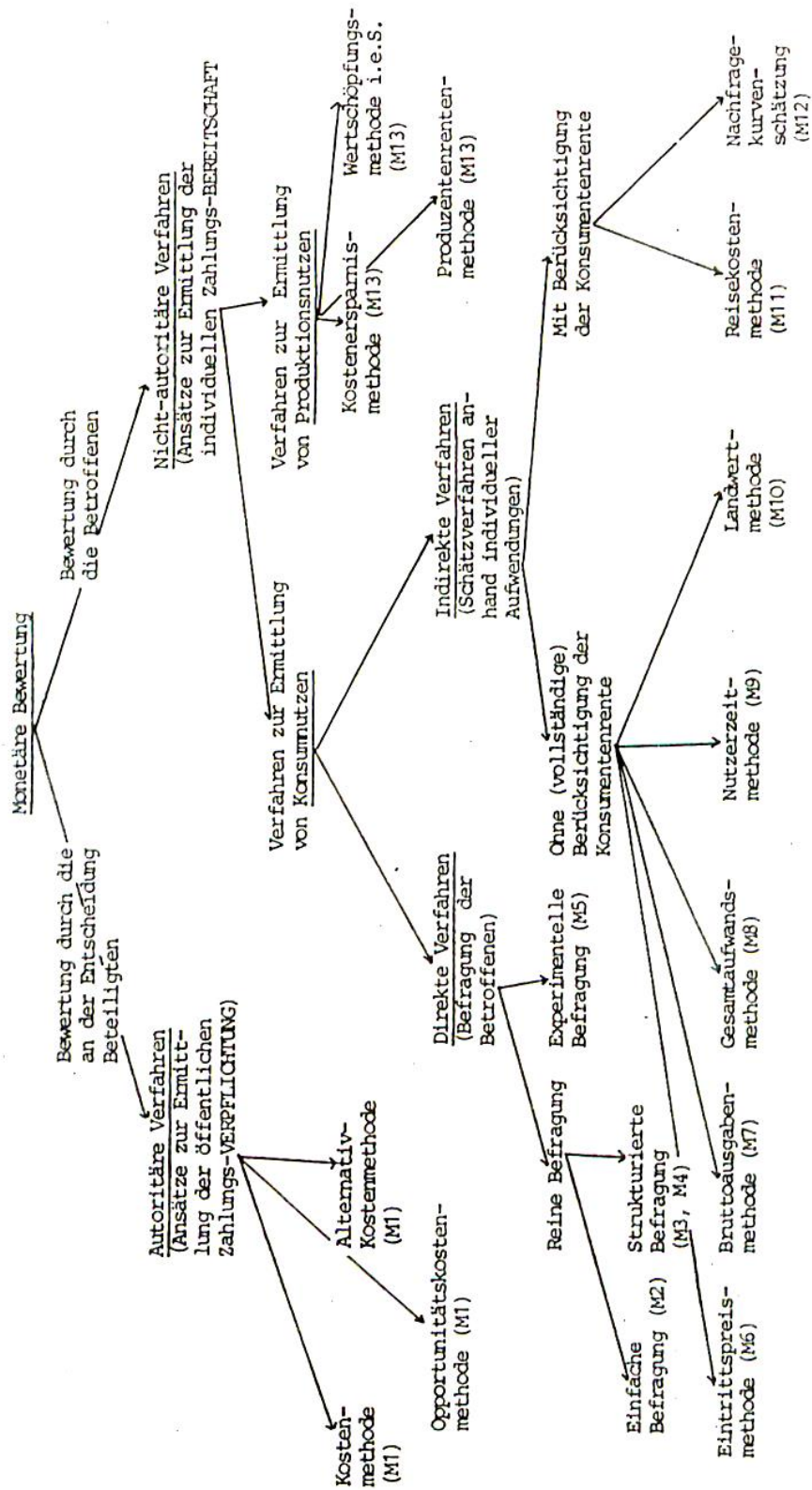


Abbildung 1: Verfahren der Monetarisierung (EWERS, 1992)

Vor der (kritiklosen) Übernahme der Ergebnisse eines Kostenvergleichs sollten folgende Aspekte Beachtung finden:

- Auch die Eingangsgrößen eines Kostenvergleichs sind unscharf. Dies betrifft sowohl die Einheitspreise und die Massen als auch die Zinssätze und die Annahmen zur technischen Lebensdauer. Eine Stabilitätsuntersuchung ist daher zwingend erforderlich.
- Eine ungleiche Verteilung der Kosten zwischen z.B. Ortsteilen oder Bevölkerungsgruppen findet keine Berücksichtigung.
- Nutzengleichheit ist zwingend erforderlich.

Will - oder kann - man sich nicht der Voraussetzung der Nutzengleichheit unterwerfen ist der Weg der Kosten-Nutzenuntersuchung mit Monetarisierung aller Zielerfüllungsgrade einzuschlagen. EWERS, 1982, teilt den Nutzen in den Effizienznutzen (durch ökonomische Kriterien erfaßt), den Verteilungsnutzen und den ökologischen Nutzen ein. In vielen Fällen werden die Nutzen, aber auch manche Kosten, nicht unmittelbar zugänglich sein. In der Abbildung 1 sind einige Verfahren der Monetarisierung angegeben.

Bei vielen Umweltgütern tritt ein totales Marktversagen auf Grund der Unmöglichkeit des Ausschlußes von Zahlungsunwilligen ein. Dies kann die Monetarisierung wesentlich erschweren. Zudem wird die Monetarisierung oft als profaner Verkauf von Werten nach der Prämisse „Der Kaufmann weiß von allem, was es kostet, aber von nichts, was es wert ist“ mißverstanden.

Zur Umgehung der Problematik der Monetarisierung sind Methoden verfügbar, die Äpfel mit Birnen vergleichbar machen. Zur Verdeutlichung der Fragestellung sei auf Abbildung 2 verwiesen.

Die Wahl soll zwischen den Varianten X, A, B1 und B2 erfolgen. Das zu lösende Problem wird durch eine Restkonzentration und die Kosten zur Umsetzung der Maßnahme beschrieben. Wie bei Maßnahmen des technischen Gewässerschutzes üblich, sinken die minimal möglichen Restkonzentrationen mit der Erhöhung der eingesetzten Kosten (Kurve in Abbildung 2). Der Entscheidungsträger ist bereit für eine Verminderung der Restkonzentration geringfügig erhöhte Kosten zu akzeptieren. Dies wird durch die Präferenzkurve ausgedrückt.

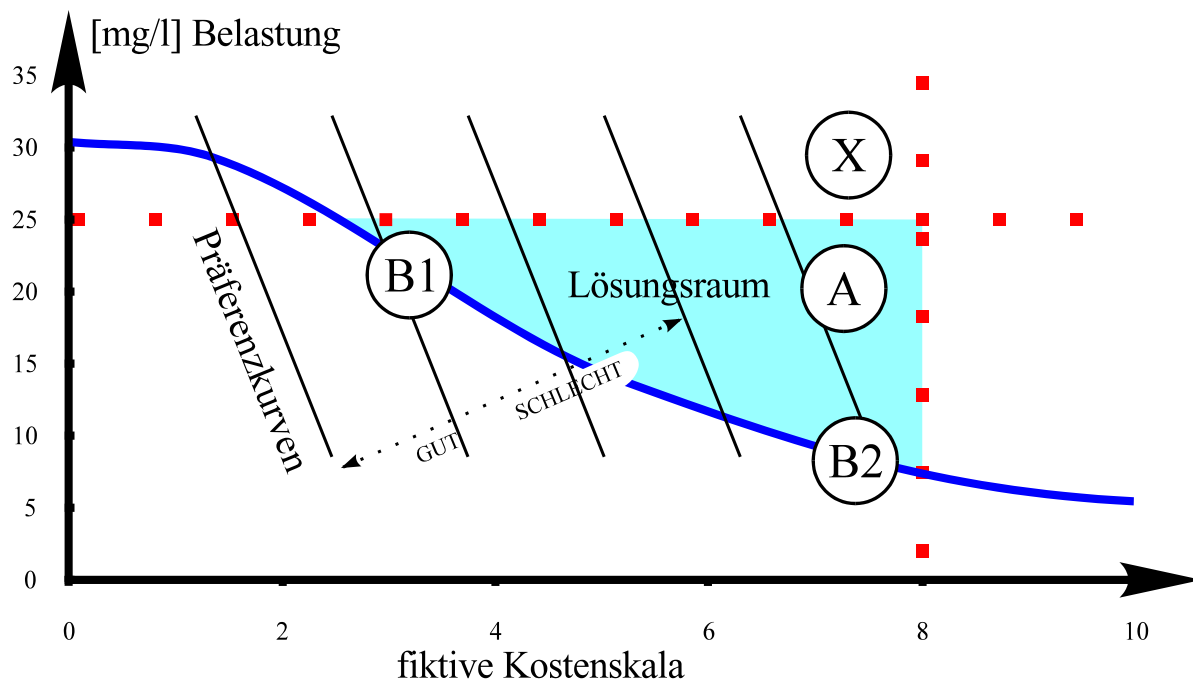


Abbildung 2: Beispiel eines Lösungsraumes

Eine (angenommene) gesetzliche Vorgabe besagt, daß die zulässige Konzentration eines Stoffes im Ablauf 30 mg/l betragen darf. Weiters dürfen maximale Kosten von 8 Einheiten nicht überschritten werden. Die Lösung X scheidet daher aus. A scheidet auch aus, da B1 und B2 entweder im Hinblick auf die Kosten oder die Restbelastung günstiger sind. A ist eine sogenannte dominierte Lösung. Auf Grund der Präferenz des Entscheidungsträgers zur Minimierung der Kosten wird er daher B1 wählen.

Die Kunst der Planung ist es daher, den Satz der nicht dominierten Lösungen (in Abbildung 3 die Lösungen B1 und B2) und daraus die, bezogen auf die Präferenzstruktur günstigste, Lösung festzulegen. Eleganterweise könnte dies mit einem Optimierungsalgorithmus erfolgen, wobei es jedoch fragwürdig - wenn nicht unmöglich - erscheint die menschliche Kreativität und die lokalen Problemstellungen in ein mathematisches Konstrukt zu pressen ohne größte Vereinfachungen vorzunehmen. Aus dieser Darstellung kann auch abgeleitet werden, daß die Vorgangsweise bei der Generierung von Alternativen (unabhängig ob nur ein Planer beteiligt ist oder ein Wettbewerb abgehalten wird) nur ein „Stochern“ im Lösungsraum sein kann. Es ist daher nichts Ehrenrühiges, wenn ein anderer eine „bessere“ Lösung findet.

Abbildung 3 zeigt eine Situation, in der bei der gegebenen Präferenzstruktur keine Entscheidung zwischen der Lösung B1 und B2 gefunden werden kann. Auch das ist in der kommunalpolitischen Diskussion denkbar. Der

Entscheidungsträger pendelt zwischen geringen Kosten und hoher Umweltbelastung und geringer Umweltbelastung und hohen Kosten. Unter den gegebenen Kriterien kann daher (zu Recht) nur willkürlich entschieden werden.

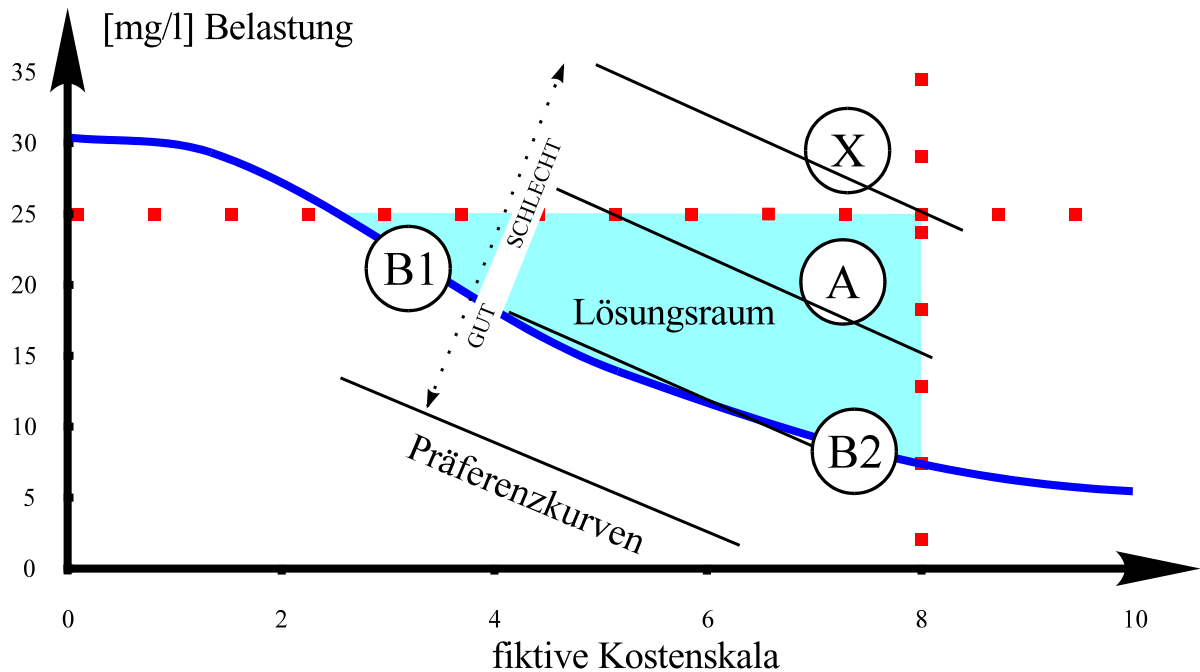


Abbildung 3: „Dilemma“ des Entscheidungsträgers

Im folgenden werden kurz zwei Verfahren vorgestellt, mit der eine Auswahl zwischen Alternativen bei gegebener Präferenzstruktur vorgenommen werden kann. An erster Stelle sei die Nutzwertanalyse (BECHMANN, 1978) genannt. Der Arbeitsablauf gliedert sich in folgende Schritte:

- 1) Problemformulierung
- 2) Aufstellung eines Ziel- und Wertsystems
- 3) Angabe der zu bewertenden Alternativen
- 4) Bestimmung der Bewertungskriterien
- 5) Messung der Zielerträge
- 6) Vorgabe der Zielerfüllungsgrade
- 7) Festlegung der Aggregationsform
- 8) Definition der einzelnen Wertemengen
- 9) Festlegung der Wertbeziehungen
- 10) Gewichtung
- 11) Definition der Abbildungen
- 12) Angabe der Rangordnung der Alternativen.

Dies erscheint ein komplizierter Prozeß. Die Voraussetzung dazu ist einerseits eine Nutzaustauschbarkeit (kann z.B. weniger Aufwand mehr Verschmutzung kompensieren?) und eine kardinale Beschreibung der Skalen.

	Gewicht	Ist-Zustand	Alt. 1	Alt. 2	Alt. 3	Alt. 4	Alt. 5
<b>Beurteilungskriterium</b>							
<b>1. Ökologie Fließgewässer</b>							
Emissionen		0	2	2	-1	-1	-1
Immissionen		0	2	2	-1	-2	-2
Störfall		2	2	-2	-1	-1	-1
<b>Summe Ökologie</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>6</b>	<b>2</b>	<b>-3</b>	<b>-4</b>	<b>-4</b>
<b>2. Grundwasser</b>							
quantitativ		0	0	0	0	0	0
qualitativ		0	2	2	1	-2	0
Störfall		-2	2	0	1	-1	0
<b>Summe Grundwasser</b>	<b>1</b>	<b>-2</b>	<b>4</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>-3</b>	<b>0</b>
<b>3. Wirtschaftlichkeit</b>							
Herstellung		2	0	-2	1	0	0
Reinvestition		2	-2	1	1	1	1
Betrieb		2	-2	2	1	-1	-1
<b>Summe Wirtschaftlichkeit</b>	<b>1</b>	<b>6</b>	<b>-4</b>	<b>1</b>	<b>3</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
<b>4. Technik</b>							
Erfahrungen, Referenzen		-2	-1	2	0	-2	0
Flexibilität zuk. Belastungen		-2	-2	2	-1	-1	-1
Flexibilität zuk. Anforderungen		-2	1	1	-1	-1	-1
<b>Summe Technik</b>	<b>1</b>	<b>-6</b>	<b>-2</b>	<b>5</b>	<b>-2</b>	<b>-4</b>	<b>-2</b>
<b>5. Rechtliche Aspekte</b>							
Konsens		-2	0	-2	2	-1	-1
Förderung		-2	-1	-2	2	-2	-2
Garantien, Haftung		-2	1	1	1	0	0
<b>Summe rechtl. Aspekte</b>	<b>1</b>	<b>-6</b>	<b>0</b>	<b>-3</b>	<b>5</b>	<b>-3</b>	<b>-3</b>
<b>6. Eigenleistungen und soziales</b>							
Herstellung		0	0	-2	-1	2	2
Betrieb		0	1	-2	-1	0	0
soziale Verträglichkeit		0	-2	-2	0	-1	-1
<b>Summe Eigenleistung</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>-1</b>	<b>-6</b>	<b>-2</b>	<b>1</b>	<b>1</b>
<b>Gew. Gesamtsumme</b>		<b>-6</b>	<b>3</b>	<b>1</b>	<b>3</b>	<b>-13</b>	<b>-8</b>

**Tabelle 1:** Einfache Bewertungsmatrix



Wenn man geringfügig von der „reinen“ Lehre abweicht läßt sich jedoch entsprechend der in Tabelle 1 dargestellten Methode ein einfaches Hilfsmittel für den Alternativenvergleich erstellen. Die Bewertungsmatrix kann wie folgt erstellt werden:

- Festlegung der Kriterien in der Diskussion Entscheidungsträger/Planer
- Für jedes Kriterium gleich viele Unterkriterien wählen
- Festlegung der Gewichte
- Bewertung der Alternativen im Hinblick auf die Unterkriterien in einer fiktiven Skala zwischen -2 und + 2 im Rahmen einer Expertendiskussion.

Dies erhebt zwar nicht den Anspruch der Genauigkeit, sollte aber dennoch den Entscheidungsprozeß transparenter gestalten.

Eine andere Vorgangsweise beschreibt das Reihungsverfahren „ELECTRE“ (Elimination et choix traduisant la Réalité). ROY und BOUYSSOU, 1983, bezeichnen dies als Einsatz eines konstruktiven Verfahrens gegenüber dem deskriptiven der Nutzwertanalyse.

Die Beschreibung der Reihung kann durch strikte Bevorzugung oder Ablehnung einer Alternative oder eine Indifferenz zwischen beiden erfolgen. In dieser Bevorzugung kann einfließen, daß der Punkt der Indifferenz erst erreicht wird, wenn eine Alternative in bezug auf ein Kriterium  $I_j$  um ein Differenzmaß  $q_j$  besser als das andere ist. Somit gilt:

$$|g_j(a') - g_j(a)| \leq q_j$$

$g_j(a')$  .... Bewertung einer Alternative  $a'$  in Bezug auf das Kriterium  $g_j$

$g_j(a)$  .... Bewertung einer Alternative  $a$  in Bezug auf das Kriterium  $g_j$

$q_j$ .... Indifferenzmaß

Dies wird durch eine Konkordanzmatrix

$$c_{j,j} = \frac{W^+ + \frac{1}{2} * W^-}{W^+ + W^- + W^-}$$

$W$  ist ein Teilgewicht eines Einzelkriteriums eines Vergleiches,

$W^+$  ist die Summe aller Teilgewichte der Kriterien, bei denen die verglichene Alternative besser ist als die andere,

$W^-$  ist die Summe aller Teilgewichte bei denen beide Alternativen gleich sind,

$W^-$  ist die Summe aller Teilgewichte bei denen die verglichene Alternative schlechter ist als die andere

und die Diskordanzmatrix

$$d_{i,j} = \frac{\text{max. Differenz der Skalenwerte eines Einzelkriteriumswenn } j > i}{\text{max. Skalenspreizung}}$$

beschrieben.

Sowohl für die Ergebnisse der Konkordanz- als auch der Diskordanzmatrix werden Schwellwerte eingeführt. Eine Unterschreitung des Schwellwertes für die Konkordanzmatrix bedeutet, daß eine Alternative nicht ausreichend häufig besser als die andere ist. Eine Überschreitung des Schwellwertes für die Diskordanzmatrix bei einem Vergleich, der gemäß dem Konkordanzkriterium gültig wäre, deutet darauf hin, daß eine Alternative zwar in vielen Kriterien besser ist als die Vergleichsvariante, aber in einem Punkt deutlich schlechter.

Abbildung 4 stellt eine Beispielsberechnung mit ELECTRE dar. Als Ergebnis zeigt sich, daß Variante 7 zu bevorzugen ist, die Varianten 6 und 0 jedoch mit den anderen nicht zu vergleichen sind.

Präferenzstruktur: "ORTSBEVÖLKERUNG"

Kriterium	Alternative							
	0	1	2	3	4	5	6	7
Kosten(Mio€/a)	0	16.35	9.7	8.68	7.84	6.87	4.44	5
Gewässerbeeintr.	10	6	4	4	4	4	4	2
Grundwasserbeeintr.	15	9	6	6	6	6	6	3
Errichtung	1	3	4	5	5	5	5	5
Betrieb	15	15	12	9	6	6	6	3
Hygiene	10	8	6	4	4	4	4	2

Kriterium	Gewichtung (siehe auch WP5)	Skalenbereich	Grenzwert p	Grenzwert q
Kosten	4	16.35	0.9	0.1
Gewässerbeeintr.	2	10		
Grundwasserbeeintr.	4	15		
Errichtung	1	5		
Betrieb	3	15		
Hygiene	2	10		

KONKORDANZMATRIX

Variante	0	1	2	3	4	5	6	7
0	---	0.41	0.31	0.31	0.31	0.31	0.31	0.31
1	0.59	---	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06
2	0.69	0.94	---	0.25	0.25	0.25	0.25	0.06
3	0.69	0.94	0.75	---	0.28	0.28	0.28	0.03
4	0.69	0.94	0.75	0.72	---	0.38	0.38	0.03
5	0.69	0.94	0.75	0.72	0.62	---	0.38	0.03
6	0.69	0.94	0.75	0.72	0.62	0.62	---	0.28
7	0.69	0.94	0.94	0.97	0.97	0.97	0.72	---

DISKORDANZMATRIX

Variante	0	1	2	3	4	5	6	7
0	---	0.37	0.55	0.55	0.55	0.55	0.55	0.73
1	0.59	---	0.41	0.47	0.55	0.58	0.73	0.73
2	0.59	0.06	---	0.18	0.37	0.37	0.37	0.55
3	0.53	0.12	0.06	---	0.18	0.18	0.26	0.37
4	0.48	0.12	0.06	0	---	0.06	0.21	0.18
5	0.42	0.12	0.06	0	0	---	0.15	0.18
6	0.27	0.12	0.06	0	0	0	---	0.18
7	0.31	0.12	0.06	0	0	0	0.03	---

Es erfüllen die Bedingung:  $p > q$  und  $D < q$

	0	1	2	3	4	5	6	7
0	---	---	---	---	---	---	---	---
1	---	---	---	---	---	---	---	---
2	---	(2,1)	---	---	---	---	---	---
3	---	---	---	---	---	---	---	---
4	---	---	---	---	---	---	---	---
5	---	---	---	---	---	---	---	---
6	---	---	---	---	---	---	---	---
7	---	---	(7,2)	(7,3)	(7,4)	(7,5)	---	---

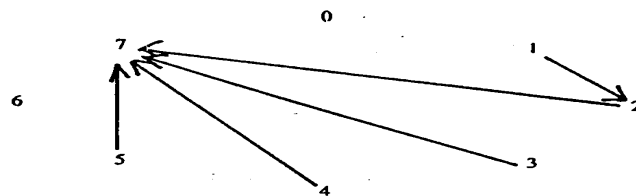


Abbildung 4: Beispielsberechnung mit ELECTRE

### 3 Schlußfolgerungen für den Planungsprozeß

Wie aus den vorstehenden Ausführungen entnommen werden kann, steht ein umfangreiches „Arsenal“ verschiedener Methoden bereit, um den Planungs- und Entscheidungsvorgang zur Auswahl der adequaten Strategie der Abwasserentsorgung transparent und nachvollziehbar zu gestalten. Es stellt sich daher die Frage, wieso dennoch zahllose, mit Emotionen befrachtete, Diskussionen über die „richtige“ Art der Abwasserentsorgung geführt werden

und die eingesetzten Hilfsmittel zur Entscheidungsfindung fast ausschließlich einfache Kostenvergleichsrechnungen umfassen.

Aus Sicht des Verfassers liegt die Schwachstelle im Planungsprozeß nicht in den zur Verfügung stehenden Planungsmethoden sondern im Ablauf und in der Organisation der Planung und Realisierung. Der sinnvolle Einsatz eines Instruments zur Mehrzielplanung setzt voraus, daß es überhaupt etwas zu entscheiden gibt. Sind die Positionen bereits festgefahren fehlt die entscheidende Grundlage, nämlich die Fähigkeit zu Disponieren.

Der Ablauf von Planung und Realisierung sollte daher geeignet gelenkt werden um Konflikte frühzeitig zu erkennen und zu vermeiden. Diese können dann - wenn es sich um Fragen der Entscheidung zwischen Alternativen handelt- mit den beschriebenen Methoden gelöst werden.

Zur Projektslenkung (=Controlling) ist der klassische planende Ingenieur nur bedingt geeignet. Mit der Vorlage seines Lösungsvorschlages verliert er die Rolle des neutralen Beraters und Schiedsrichters. Diese Funktion kann der Controller übernehmen. Als Begleiter des Projektes „Abwasserentsorgung“ von Beginn an bildet er den Schiedrichter, auch zwischen Gemeinde und Fachplaner. Zudem kann er bei richtiger Definition seines Arbeitszieles bereits in der Planungsphase zur Kostendämpfung beitragen. Abbildung 5 zeigt ein mögliches Tätigkeitsbild eines Kontrollers.

Eine Wahrnehmung der Aufgaben des Controllings erscheint durch die öffentliche Hand oder von Büros mit einschlägigen organisatorischen, rechtlichen und technischen Kenntnissen denkbar. Der Einsatz von Dienststellen der öffentlichen Hand bringt dabei den Nachteil mit sich, daß diese entweder als Teilnehmer am Behördenverfahren oder als Vertreter der Privatwirtschaftsverwaltung befangen sein können. Eine „Schiedsrichterfunktion“ wird daher am besten von einem externen, unabhängigen Partner aus dem privaten Sektor wahrzunehmen sein. Zudem entspricht diese Vorgangsweise auch der Forderung nach einer schlanken öffentlichen Verwaltung.

Dieses „Leitungsfunktion“ bildet das Missing Link zwischen der Fachplanung und den politischen Instanzen. Während der Fachplaner technisch agiert, nimmt der Controller organisatorische Aufgaben wahr. Er kann mit einem genau definierbaren Lenkungsauftrag (z.B. Termineinhaltung, Kostenminimierung, Bürgereinbindung, Transparenz, Schiedsrichterfunktion) versehen werden. Eines seiner Planungsinstrumente insbesondere bei der Bewertung von Alternativen und bei Wettbewerben könnte dann die Methode der Mehrzielplanung sein.

Ein Controlling kann somit nicht nur kostendämpfend wirken, sondern auch der raschen Umsetzung von Projekten dienen. Voraussetzung dazu ist jedoch, daß der Controller als neutrale und unbestechliche Instanz anerkannt wird. Er soll die Lenkung und Entscheidungsfindung unterstützen. Sektorale Fachmeinungen und Einzelinteressen sind von den am Planungsgeschehen Beteiligten einzubringen.

### Planungsvorgang

Konventionell	Ergänzung durch Controller
Aufforderung durch die Behörde Sonstiger Anlaß	Hinterfragen der Veranlassung Aufnahme und Bewertung der Nutzeranforderungen
Wahl und Beauftragung eines Planers	Definition und Eingrenzung des Planungsauftrages Festlegung der Vergabeform der Planungsleistung Vergabevorschlag (Vor)Planungsleistung eventuell Verfassung von Wettbewerbsunterlagen
Variantenuntersuchung	Verfolgung der Planungsziele Erweiterung/Eingrenzung d. Planungsauftrages Unterstützung bei Öffentlichkeitsarbeit
Festlegung einer Variante	Freigabe des Entscheids der Fachplaner Schiedsrichterfunktion bzw. Vorsitz in Wettbewerbsjury Prüfung der Honorarangemessenheit
Behördenverfahren	Beratung bei der Anwendung von Rechtsmitteln
Förderzusage	Terminverfolgung, Lobbying
Detailplanung	Definition und Eingrenzung des Planungsauftrages Festlegung der Vergabeform der Planungsleistung Vergabevorschlag Planungsleistung, event. Verfassung von Wettbewerbsunterlagen, Freigabe der Pläne, Beurteilung von Nutzerwünschen Einbindung von Bürgerwünschen, Honorarangemessenheit
Ausschreibung	Prüfung und Freigabe der Ausschreibungsunterlagen
Vergabe	Prüfung und Freigabe des Vergabevorschlages, Prüfung der Bauverträge
Realisierung	Terminverfolgung, Freigaben von Nachträgen
Inbetriebsetzung, Abnahme	Freigabe der Leistungsabnahmen und geprüften Abrechnungen Veranlassung Inbetriebsetzung

Abbildung 5: Tätigkeiten eines Controllers

## 4 Literaturverzeichnis:

- EWERS, H.J., Der monetäre Nutzen gewässergüteverbessernder Maßnahmen - dargestellt am Beispiel des Tegeler Sees in Berlin. Forschungsbereich 101 03 037/2 UBA-FA 82-041, BERLIN, 1982.
- HOFFMANN-RIEM, W., LAMB, L. Verhandlungslösungen/Mediation: Erfahrungen aus den USA und Übertragbarkeit auf deutsche Verhältnisse. WAR 61, DARMSTADT, 1992.
- LAWA, Grundzüge der Nutzen-Kostenuntersuchung. Ausgearbeitet von der LAWA-Arbeitsgruppe Nutzen-Kostenuntersuchungen in der Wasserwirtschaft. BREMEN, 1981.
- LAWA, Leitlinien zur Durchführung von Kostenvergleichsrechnungen. Ausgearbeitet vom LAWA-Arbeitskreis Nutzen-Kostenuntersuchungen in der Wasserwirtschaft, München 1990.
- ROY, B., BOUYSSOU, D. An Example of Comparison on two Decision-Aid Models. In: Multiple Criteria Decision Aid, Springer Verlag, BERLIN, 1990.
- WRG, Wasserrechtsgesetz 1959 i.d.g.F

Dipl.-Ing. Dr. Konrad Stania

Reisperbachtalstraße 18  
A-3500 Krems

Tel.: 02732 84630



# **Bundesförderung - Zielvorstellung und praktische Erfahrungen**

D. Fras

Österreichische Kommunalkredit AG

## **1 Einleitung**

Die erfolgreiche Realisierung von Projekten in der Siedlungswasserwirtschaft wird eine zunehmend schwierige Aufgabe. Mannigfache technische Planungsgrundlagen, unterschiedliche rechtliche Regelwerke und wirtschaftliche Aspekte sind dabei vom Projektträger bzw. vom beauftragten Projektanten zu beachten, wobei diese Vorgaben eng miteinander verwoben und daher nicht voneinander losgelöst zu betrachten sind.

Beim Vollzug der Umweltgesetzgebung, insbesondere der Abwasseremissionsverordnung, sind Gemeinden und Verbände auf öffentliche Finanzierungszuschüsse zur Umsetzung ihrer kostenintensiven Investitionen in der kommunalen Siedlungswasserwirtschaft angewiesen.

Dieser Vortrag befaßt sich nicht nur mit den theoretischen, sondern vor allem auch mit den praktischen Grundlagen der Förderung, nach denen wasserwirtschaftliche Projekte auszuarbeiten sind, um in den Genuß von Förderungsmitteln der öffentlichen Hand zu gelangen. Im Umweltförderungsgesetz und vor allem in den Förderungsrichtlinien zur Siedlungswasserwirtschaft sind diese Förderungsvoraussetzungen und -bedingungen festgeschrieben, deren Einhaltung zwingende Vorbedingungen für eine Förderungszusage sind.



## 2 Inhalt der Förderungsrichtlinien

In den Förderungsrichtlinien, mit 1.4.1993 in Kraft getreten, werden die Bestimmungen des Umweltförderungsgesetzes präzisiert. Neben den allgemeinen Zielsetzungen zum Schutz des Wasserdargebotes enthalten diese Richtlinien eine Aufzählung förderungsfähiger Vorhaben in der Wasserversorgung und in der Abwasserentsorgung (Anlagen, Studien, Konzepte). Weiters sind hier die persönlichen und sachlichen Voraussetzungen zur Gewährung einer Bundesförderung festgeschrieben. Das Kernstück der Förderungsrichtlinien Siedlungswasserwirtschaft stellt die genaue Definition der Art und des Ausmaßes der Förderung dar. Die Bestimmungen zur Durchführung der Förderungsabwicklung sind u. a. ebenfalls in den Richtlinien geregelt.

Die Höhe der Förderung (ausgedrückt als Prozentsatz der förderbaren Investitionskosten des eingereichten Projekts) beträgt - nach den Förderungsrichtlinien - für öffentliche Wasserversorgungsanlagen einheitlich 20 % und für kommunale Abwasserentsorgungsanlagen zwischen 20 % und maximal 60 %. Bei Einzelanlagen nach UFG, wie Kleinabwasseranlagen und Einzelwasserversorgungsanlagen, richtet sich die Höhe der Förderung nach dem Ausmaß der vom jeweiligen Bundesland zugesicherten Förderung - maximal können jedoch 35 % der Investitionskosten gefördert werden.

Um den Spitzenfördersatz, der demnach nur für Vorhaben in der kommunalen Abwasserentsorgung gewährt wird, berechnen zu können, müssen bestimmte Anforderungen und Parameter vorab eingehalten werden bzw. definiert sein:

- Einmalige Festlegung des Abwasserentsorgungsbereichs der Gemeinde und in Zusammenhang damit Festlegung der ökologisch und ökonomisch günstigsten Entsorgungsvariante (Variantenuntersuchung)
- Festlegung des Betrachtungszeitraumes für die Umsetzung der gesamten (noch verbleibenden) Abwasserentsorgung im Gemeindegebiet sowie Aufteilung des Gesamtvorhabens in dreijährige Bauabschnitte
- Erhebung der Gesamtkosten (Vergangenheit und Zukunft) und der Berechnungsanteile (Wohnungen, Arbeitsstätten, Baulandparzellen, projektierte Einwohnergleichwerte)

Die mit 16.9.1995 in Kraft getretene Novelle zu den Förderungsrichtlinien brachte neben sprachlichen Korrekturen auch wesentliche Ergänzungen, u. a. bei Vorleistungen und Einzelanlagen, aber auch bei sogenannten Bagatellfällen, bei denen nun ein Investitionszuschuß ausbezahlt werden kann. In EU-Zielgebieten können Regional- und Strukturförderungsmittel zusätzlich zu den nationalen Förderungen, welche auch als Investitionszuschuß gewährt werden können, beansprucht werden.

Schwerpunktmäßig wird neben den lt. Förderungsrichtlinien notwendigen Vorgaben (Gesamtkostenermittlung, Festlegung des Entsorgungsbereiches) vor allem auf die Variantenuntersuchung und Fördersatzermittlung eingegangen:

### **Variantenuntersuchung:**

Laut Förderungsrichtlinien § 5 (1) zum Umweltförderungsgesetz 1993 sind für „hydrologisch und insbesondere hydrographisch abzugrenzende Gebiete nach Erhebung der Grundlagen mögliche Varianten, noch vor Einreichung um eine wasserrechtliche Bewilligung, darzustellen. Beim Vergleich der möglichen Varianten ist von einheitlichen Annahmen auszugehen und unter der Abwägung von ökologischen (z. B. nach Vorgabe des wasserwirtschaftlichen Planungsorgans), volks- und betriebswirtschaftlichen Aspekten die günstigste Lösung aufzuzeigen und zu begründen“.

Zu Beginn einer Variantenuntersuchung ist das Untersuchungsgebiet nach hydrologisch-hydrographischen Gesichtspunkten abzugrenzen. Bei der Abgrenzung muß insbesondere darauf geachtet werden, daß politische Grenzen keine Einschränkung des Untersuchungsraumes darstellen dürfen.

In einem ersten Schritt sind alle sinnvollen Entsorgungsvarianten des Untersuchungsgebietes zu analysieren, bevor die nach ökologischen und ökonomischen Kriterien zu bewertende beste Entsorgungsvariante umgesetzt werden kann (s. o. § 5 UFG 1993).

Im Vergleich zu den ökonomischen Kriterien lassen sich die ökologischen nur bedingt quantifizieren. Sie werden daher bei der Variantenuntersuchung zumeist qualitativ dargestellt und bewertet. Die naturräumlichen ökologischen Gegebenheiten der einzelnen Regionen in Österreich legen jedoch für die wasserwirtschaftlichen Planungsorgane und für die Projektanten bereits eine

Reihe von wesentlichen Bewertungskriterien fest. Solche Kriterien sind zum Beispiel die Mächtigkeit und Qualität der Vorfluter, die ökologische Funktionsfähigkeit eines Gewässersystems, das Vorhandensein und die Größe von Quellschutzgebieten, die Grundwassersituation etc.

Die von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA München, herausgegebenen „Leitlinien zur Durchführung von Kostenvergleichsrechnungen“ stellen heute eine der gängigsten ökonomischen Entscheidungsinstrumentarien der wasserwirtschaftlichen Planung dar.

Im Rahmen der Kostenvergleichsrechnung wird bei der Kostenermittlung im allgemeinen nach Investitionskosten, Reinvestitionskosten und laufenden Kosten für Betrieb und Unterhaltung unterschieden. Die Methode der Kostenvergleichsrechnung nach LAWA zeigt als Ergebnis allerdings nur auf, welche der untersuchten Varianten die wirtschaftlichste Investition darstellt. Eine nach dem Umweltförderungsgesetz beste ökologische, ökonomische und volkswirtschaftliche Entsorgungslösung bedarf jedenfalls auch einer betriebswirtschaftlichen Analyse, da mit der Förderungsentscheidung nach den Kriterien des UFG die Finanzierbarkeit, d. h. die Realisierbarkeit des Projektes mit sozial verträglichen Gebühren, nicht gewährleistet ist.

### **Fördersatzermittlung:**

Die Intention des. Gesetzgebers, die Höhe der Bundesförderung an die finanzielle Zumutbarkeit des einzelnen Bürgers zu binden, wird dadurch erreicht, daß in Abhängigkeit der spezifischen Gesamtinvestitionskosten des Entsorgungsprojektes die Höhe der Förderung zumindest 20 % (entspricht spezifischen Kosten von S 50.000 Sockelförderung) bis zu maximal 60 % (entspricht spezifischen Kosten von S 200.000 Spitzenförderung) der förderbaren Investitionskosten betragen kann (Basis 1992 - die spezifischen Kosten sind beginnend mit 1. 1. 1996 entsprechend der jährlichen durchschnittlichen Änderung des Verbraucherpreisindex anzupassen).

Aus der Multiplikation der förderbaren Investitionskosten des eingereichten Projektes (Bauabschnittes) mit dem errechneten Fördersatz (nach § 7 (3) 2 der Förderrichtlinien) ergibt sich die Höhe der Bundesförderung (sogenannter Förderbarwert).

Nach § 7 (1) der Förderungsrichtlinien erfolgt die Förderung in Form von Annuitätenzuschüssen zu halbjährlich zu tilgenden Fremddarlehen, die zur Finanzierung des Siedlungswasserbauvorhabens aufgenommen werden (Darlehensbezuschung). Zur Berechnung dieser Zuschüsse ist der ermittelte Barwert mit einem Zinssatz der Kosten einer Bundesanleihe mit mindestens 8jähriger Laufzeit zu verzinsen. Die Bundesförderung wird daher nach § 7 Abs. 1 als Zinsenzuschuß in einer dreijährigen Bauphase und als Annuitätenzuschuß mit abnehmender Intensität zu einem halbjährlich zu tilgenden 25jährigen Darlehen, das höchstens 80 % der Investitionskosten betragen darf, ausbezahlt.

### **3 Praxis der Zuschußverrechnung**

#### **Allgemeines:**

Die Trennung zwischen Darlehensaufnahme bei einer Bank einerseits und der Bezuschung dieses Darlehens durch die Österreichischen Kommunalkredit AG andererseits, erfordert eine vom Bauherr unumgänglich notwendige Abstimmung mit dem Baufortschritt des Projektes, d.h. dem Abruf der jeweilig notwendigen Darlehensteile bei der finanzierenden Bank und der Anforderung der Zuschußbeträge bei der Österreichischen Kommunalkredit AG.

Die Abwicklungserfordernisse werden durch die Daten des Antrages festgelegt, da diese Plandaten die Basis für die Förderungsentscheidung und somit für die Vertragsausfertigung bilden.

Wesentlicher Bestandteil des Vertrages ist der Zuschußplan, der vor allem durch den geplanten Baubeginn, die geplante Funktionsfähigkeit, die Höhe der Investitionskosten und den Fördersatz sowohl in der zeitlichen Auszahlungsreihe als auch in der Höhe der Auszahlungsbeträge festgelegt wird.

Daraus resultiert, daß eine wesentliche Anforderung an den Bauherrn die plangemäße Abwicklung des Bauvorhabens ist, denn nur dadurch wird die notwendige Abstimmung zwischen Bauablauf, Finanzierung und Förderung möglich.

### **Maßgebende Termine:**

Diagramm 1 zeigt den Fall der plangemäßen Realisierung eines Projektes mit Gegenüberstellung der anfallenden Bauzinsen in der Bauphase und Annuitätenzahlungen nach Funktionsfähigkeitsmeldung. Dies bedeutet, daß bis zur Bezahlung von 25 % der angefallenen Baukosten die anfallenden Bauzinsen zur Gänze zu bezahlen sind, erst mit Überschreiten dieser Grenze ist eine Anforderung des Zinszuschusses lt. Zuschußplan möglich. Selbstverständlich muß jedoch die Ausnützung des Darlehens - und damit ein Zinsenanfall - gegeben sein, damit eine widmungsgemäße Verwendung der Zuschüsse zur Zinsenzahlung gewährleistet ist. Nach diesem Auslösen des 1. Zinszuschusses werden die weiteren bis zur Funktionsfähigkeit automatisch ausbezahlt.

Mit der Funktionsfähigkeit des Projektes (hier sind außer Restarbeiten der Großteil der Investition realisiert), muß gewährleistet sein, daß das aufgenommene Darlehen ausgenutzt ist und auch die erste Tilgung zum Zeitpunkt der ersten Überweisung des ersten Annuitätenzuschusses, im Sinne einer widmungsgemäßen Verwendung, erfolgt.

Ein Jahr nach Funktionsfähigkeitsmeldung ist spätestens die Baufertigstellung inkl. Restarbeiten dem Land zu melden, nach spätestens einem weiteren Jahr sind die Endabrechnungsunterlagen ebenfalls dem Land vorzulegen.

Innerhalb dieses in Summe maximal zweijährigen Zeitraumes plus jenes Zeitraumes, der vom Land für die Anberaumung der Kollaudierung noch gebraucht wird, erfolgt die weitere Auszahlung der Annuitätenzuschüsse ebenfalls automatisch.

### **Nicht plangemäßer Verlauf des Projektes:**

Die Konzeption der Förderungsabwicklung geht davon aus, daß automatische Abläufe bei nicht plangemäßer Ausführung eingreifen. Bei zeitlichen Verzögerungen ist kein Ansuchen um Fristerstreckung notwendig (Abstimmung mit den Fristen lt. Wasserrechtsgesetz muß selbstverständlich gewährleistet sein). Abweichungen der Investitionskosten gegenüber den Vertragsdaten werden grundsätzlich im Zuge der Endabrechnung behandelt.

Die Funktionsfähigkeit kann bis zu einem Jahr später gemeldet werden - in diesen Zeitraum wird der letzte geplante Zinsenzuschuß in gleicher Höhe noch zweimal ausbezahlt (Diagramm 2) - mit nachfolgender Funktionsfähigkeitsmeldung werden die Annuitätenzuschüsse lt. Plan ausbezahlt. Verschiebt sich die Funktionsfähigkeit um mehr als ein Jahr, werden nach diesem Jahr die Zuschüsse ruhend gestellt und vorerst nicht ausbezahlt (Diagramm 3), bis die Funktionsfähigkeit gegeben und gemeldet ist.

Die Fristen für Bauvollendung, Vorlage der Endabrechnungsunterlagen an das Land verschieben sich im selben Ausmaß - bei Einhaltung werden auch hier die lt. Zuschußplan vorgesehenen Beträge automatisch bis zur Endabrechnung ausbezahlt.

Wird jedoch auch zusätzlich die Vorlagefrist der Endabrechnungsunterlagen beim Land überschritten, d.h. wird in Summe für die Bauvollendungsmeldung und die Vorlage der Endabrechnungsunterlagen beim Land ein Zeitraum von mehr als zwei Jahren in Anspruch genommen, so werden auch die nach diesem zweijährigen Zeitraum anfallenden Annuitätenzuschüsse ruhend gestellt (Diagramm 3).

Die Zuschußauszahlung wird wieder aktiviert, sobald die geforderten Meldungen rechtzeitig jeweils vor dem Stichtag des nächstmöglichen Auszahlungstermines erfolgen.

Kostenänderungen gegenüber dem Förderungsvertrag werden grundsätzlich nur im Zuge der Endabrechnung behandelt.

### **Managementaufgaben des Bauherrn:**

Allein die oben dargestellte, dem Planverlauf folgende Abwicklung erfordert vom Bauherrn eine konsequente Kontrolle und Koordination durch ein Finanz- und Baumanagement, als auch Entscheidungen, wann die Ausnützung von Darlehen und die Anforderung von Zuschüssen sinnvoll und notwendig ist.

Hingegen sind die zu einer Verzögerung führenden Faktoren (Bescheide, Ausschreibungen, Vergaben, Vertragsannahmen) möglichst zu minimieren. Sollten trotzdem Verzögerungen eintreten, sind die oben dargestellten Auswirkungen des Förderungsablaufes zu berücksichtigen und Vorsorge zu

treffen. Vor allem bei Kostenerhöhungen wird eine möglichst rasche Vorlage der Endabrechnungsunterlagen und damit Kollaudierung beim Land notwendig - um diese Kostenerhöhung auch im endgültigen Zuschußplan nach Endabrechnung für ein allenfalls auch erhöhtes Fremddarlehen zu berücksichtigen.

Voraussetzungen für die Auszahlung von Zuschußbeträgen:

Angenommener Förderungsvertrag

Meldung des Baubeginnes

Rechnungsnachweis für Anforderung des Bauzinsenzuschusses

- mindestens 25 % der Baukosten bezahlt
- Darlehen aufgenommen und auch ausgenützt (Zuschuß nicht mehr als 100 % der vorgeschriebenen Bauzinsen)

Rechnungsnachweis für die Anforderung des Annuitätenzuschusses

- Funktionsfähigkeit muß gegeben sein
- Darlehenstilgung muß mit Annuitätenzuschuß zeitlich abgestimmt sein - max. 90 % der anfallenden Annuität sind bezuschußbar

Fristerstreckung der Funktionsfähigkeit automatisch um ein Jahr

- bis zu einem Jahr: Auszahlung von zwei Zinsenzuschüssen in Höhe des letztvorangegangenen
- nach einem Jahr: Ruhestellung der Zuschußbeträge

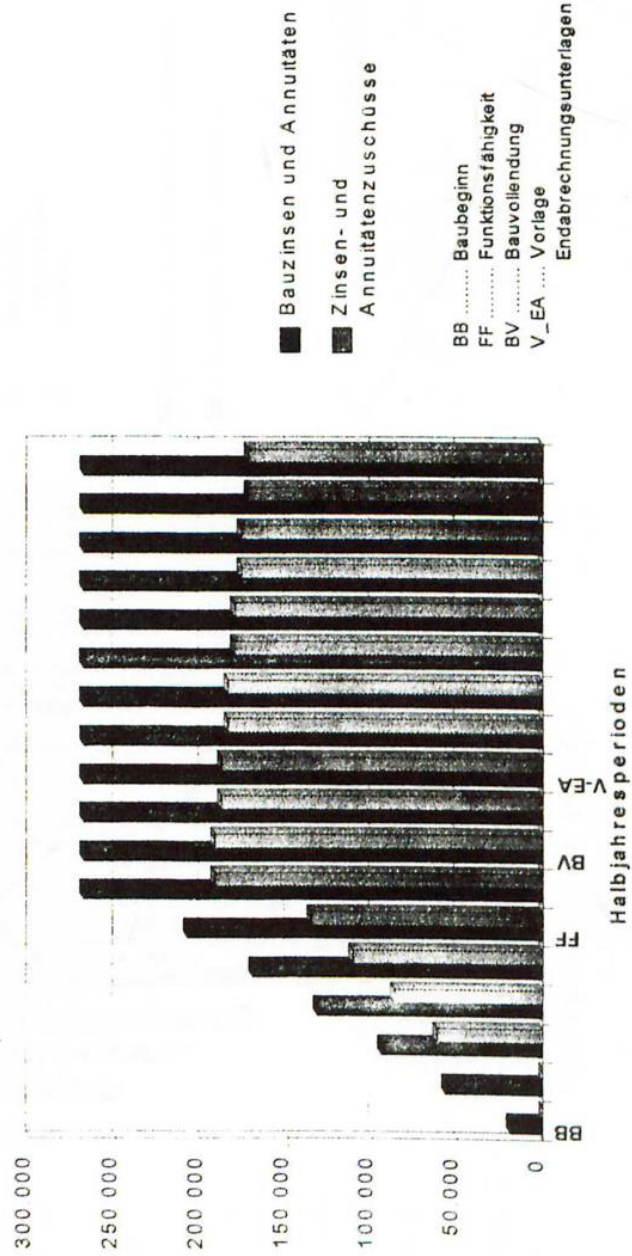
Vorlage der Endabrechnungsunterlagen beim Land automatisch bis zu zwei Jahren nach Funktionsfähigkeitsmeldung

- innerhalb dieser zwei Jahre: Auszahlung nach Zuschußplan
- bei Überschreiten der Frist: Ruhestellung der Zuschußbeträge

Endabrechnung erfolgt nach Durchführung der Kollaudierung beim Land - mit Berücksichtigung der Kostenänderungen des Projektes im endgültigen Zuschußplan.

# PRAXIS DER ZUSCHUSSVERRECHNUNG

Diagramm 1  
plangemäße Realisierung

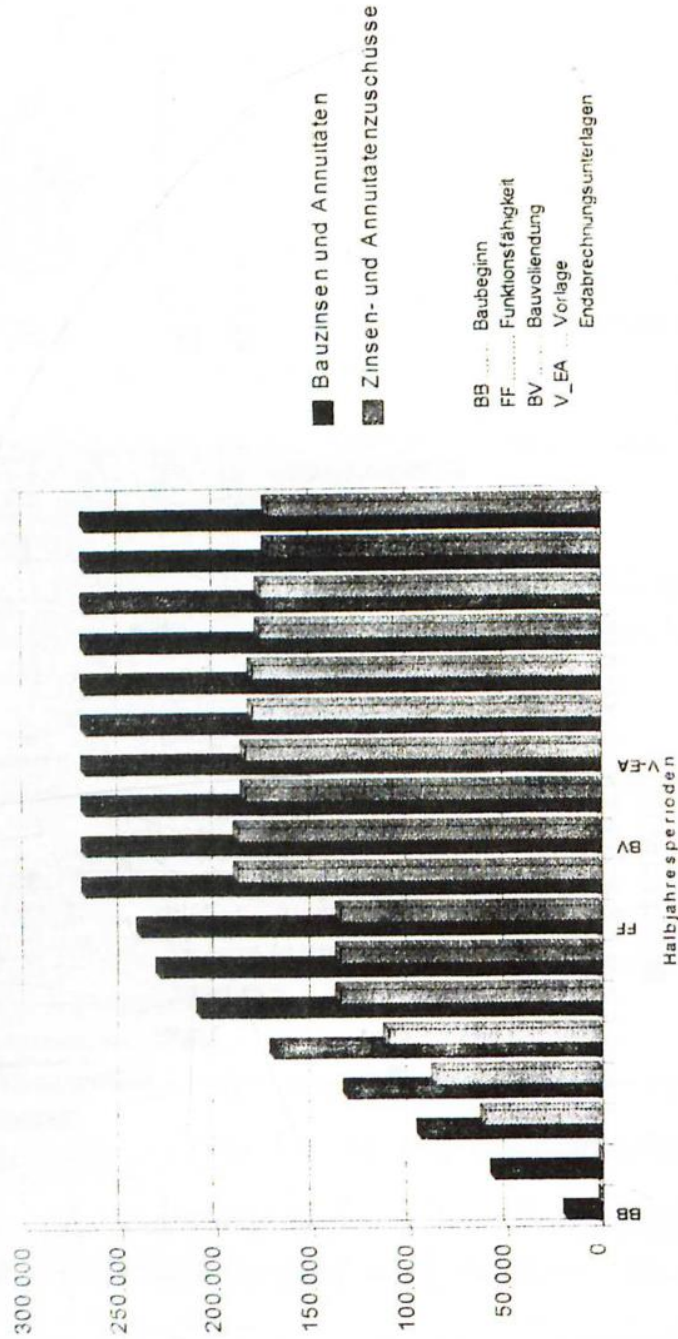


KOMMUNAL  
K R E D I T



# PRAXIS DER ZUSCHUSSVERRECHNUNG

Diagramm 2  
 Verzögerung um ein Jahr

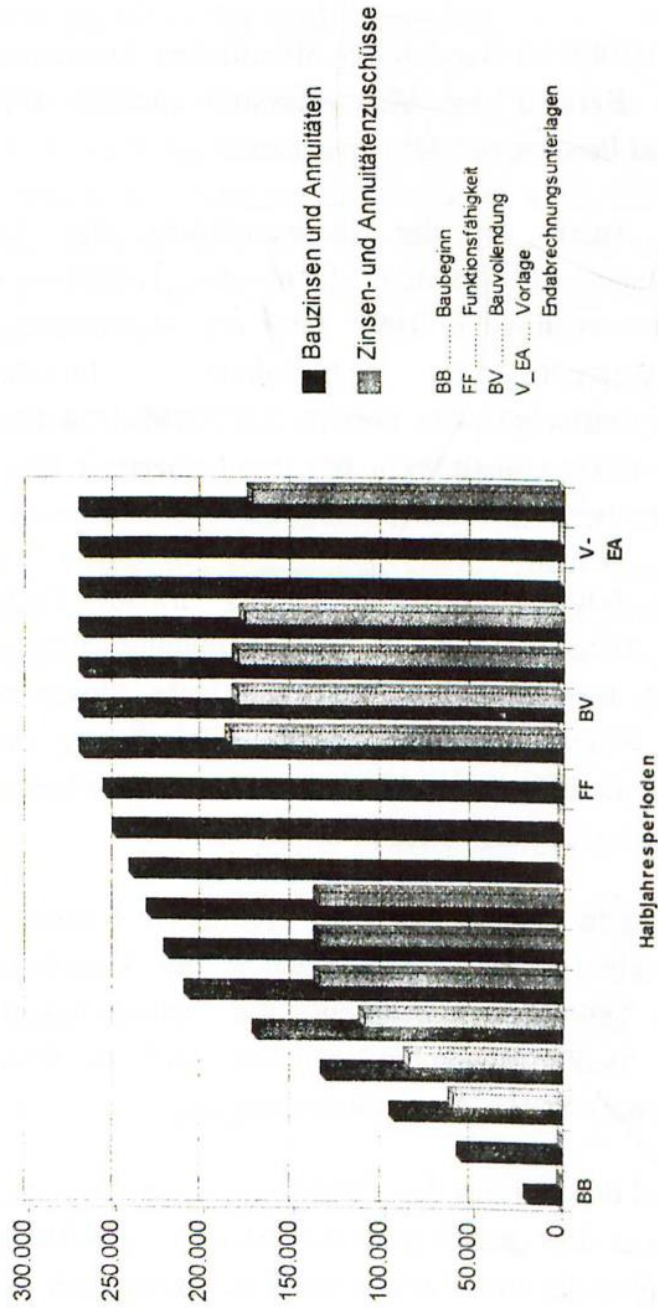


■ Bauzinsen und Annuitäten  
 ▨ Zinsen- und Annuitätenzuschüsse  
 BB ... Baubeginn  
 FF ... Funktionsfähigkeit  
 BV ... Bauvollendung  
 V\_EA ... Vorlage  
 Endabrechnungsunterlagen

**Kommunal  
 K R E D I T**

# PRAXIS DER ZUSCHUSSVERRECHNUNG

Diagramm 3  
Verzögerung um mehr als zwei Jahre



Kommunal  
K R E D I T

## 4 Zusammenfassung

Beim Vollzug der Umweltgesetzgebung, insbesondere der Abwasseremissionsverordnung, sind Gemeinden und Verbände auf öffentliche Finanzierungszuschüsse zur Umsetzung ihrer kostenintensiven Investitionen in der kommunalen Siedlungswasserwirtschaft angewiesen.

So wurden seit 1968 im Bereich der öffentlichen Abwasserentsorgung ca. S 267 Mrd. und im Bereich der Wasserversorgung seit 1959 ca. S 74 Mrd., umgerechnet auf Preisbasis 1995, investiert.

Wesentlichen Anteil an der Notwendigkeit der Umstrukturierung der Umweltförderungen des Bundes hatte die Tatsache, daß der durch die Wasserrechtsgesetzesnovelle 1990 und ein allgemeines Vollzugsdefizit der Wasserrechtsgesetzgebung entstandene Investitionsbedarf der Siedlungswasserwirtschaft - in Summe S 250 Mrd. in den nächsten 15 Jahren (Ausgangsjahr 1993) - nicht mehr mit den bisherigen Mitteln und Instrumenten der Finanzierung bewältigt werden konnte.

Die positiven Auswirkungen der bereits in der Vergangenheit getätigten Investitionen spiegeln sich in der Erhöhung des Anschlußgrades der österreichischen Bevölkerung an eine geordnete Abwasserbeseitigung bzw. an eine zentrale Wasserversorgung wider. 1991 betrug der Anschlußgrad der Bevölkerung an die öffentliche Abwasserentsorgung schon ca. 71 %, derjenige an zentrale Wasserversorgungsanlagen ca. 85 %.

Die fortschreitende Besiedelung des ländlichen Raumes und die steigenden Qualitätsansprüche an die Beschaffenheit der Gewässer, insbesondere des Grundwassers, bewirkten zunehmend die Notwendigkeit einer nicht nur in geschlossenen Siedlungsgebieten, sondern auch in Streusiedlungen und bei Einzelobjekten geordneten Abwasserbeseitigung.

Inhaltliches Ziel der Reform des Förderungswesens war es, die Förderung so zu gestalten, daß nur dort gezielt gefördert wird, wo die Realisierung des Projektes aufgrund der Höhe der Investitionskosten zu unzumutbar hohen Gebühren

führen würde, d. h. es wurde die Förderintensität für den ländlich strukturierten Raum gegenüber den geschlossenen Siedlungsgebieten erhöht.

Diese Zielvorstellungen können in einigen Zahlen bereits dokumentiert werden. In den seit der Reform mit 1.4.1993 abgehaltenen 11 Kommissionssitzungen konnte für 2.270 Projekte mit einem genehmigten Förderbarwert von S 14,5 Mrd. ein Projektinvestitionsvolumen von S 40,4 Mrd. ausgelöst werden. Mit 1.038 Abwasserprojekten wurden S 27,6 Mrd. an Investitionen im ländlichen Raum ausgelöst (Förderbarwert S 11,9 Mrd.) - somit bis dato ca. 68 % des Investitionsvolumens bzw. ca. 82 % des Förderbarwertes.

Die Intentionen des Gesetzgebers, in den nächsten 15 Jahren S 250 Mrd. (Basisjahr 1993) für die Erreichung eines österreichweiten Anschlußgrades von 85 % bis 90 % bei der Abwasserentsorgung und 90 % bis 95 % bei der zentralen Wasserversorgung zu investieren, erscheint mit den bereits bis dato initiierten Investitionen von S 40 Mrd. seit 1993 als eine durchaus realistische und umsetzbare Zielvorgabe.

Für den weiteren erfolgreichen Auf- bzw. Ausbau der kommunalen Abwasserbeseitigung in Österreich ist es notwendig, die bestehenden Förderungsgesetze, -richtlinien und -instrumente hinsichtlich ihrer Zielsetzungen und ihrer Effizienz der Dynamik der sich stetig verändernden Randbedingungen der Umweltgesetzgebung und dem jeweils aktuellen Stand der Technik von Zeit zu Zeit anforderungsgerecht anzupassen.

Dipl.Ing. Danilo Fras  
Österreichische Kommunalkredit AG

Türkenstraße 9  
1092 Wien



# Natürliche Beschaffenheit und ökologische Funktionsfähigkeit aus der Sicht des Gewässermorphologen Zusammenwirken von Mensch und Umwelt

H. Mader

IWHW - Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und konstruktiven Wasserbau  
Universität für Bodenkultur

**Kurzfassung:** Die primäre Aufgabe einer modernen, ökologisch orientierten Wasserwirtschaft liegt in der Sicherung und/oder Wiederherstellung der Lebensräume für fließgewässertypische Organismen. Ziel ist die Erhaltung letzter verbliebener natürlicher Gewässerabschnitte und die Verbesserung und Wiederherstellung der standortstypischen ökologischen Funktion beeinträchtigter Fließgewässer. Eine erfolgte Annäherung an einen naturnäheren Zustand als Folge einer Gewässerumgestaltung wurde im Rahmen einer vergleichenden Bestandsanalyse an Referenzstrecken nachgewiesen. Die modellmäßige Simulation der abiotischen Verhältnisse maßgeblicher, lebensraumbeschreibender Parameter eines Fließgewässers und die Verknüpfung mit den Habitatpräferenzen unterschiedlicher Arten und Altersstadien ermöglicht die Beschreibung des zur Verfügung stehenden, nutzbaren Lebensraumes für Fließgewässerorganismen. Aus diesen Ergebnissen, dargestellt an einem Fallbeispiel, sind für unterschiedliche Gestaltungsvarianten im Rahmen einer Maßnahmenumsetzung Verbesserungen der organismischen Besiedlung entsprechend der natürlichen Ausprägung des betreffenden Gewässertyps möglich. Dadurch ist die größtmögliche Annäherung einer Gewässerstrecke an ihre standortstypische ökologische Funktion gewährleistet.

**Key words:** ökologische Funktion, Gewässerumgestaltung, Habitatpräferenz, Bestandsanalyse

## 1 Einleitung

Natürliche Fließgewässer (FG) als zentraler Bestandteil des Natur- und Landschaftshaushaltes sind geprägt durch deren laufende, dynamische Änderung in Raum und Zeit. Kleinräumig und kurzfristig sind Gleichgewichtszustände zwar vorhanden, jedoch nur sehr selten anzutreffen. Die laufende Änderung der

Wasserführung entsprechend der natürlichen, dynamischen Abflußcharakteristik (Tagesgang, Jahresgang) resultiert in einer Änderung der physikalischen Kräfte auf die Gerinnewandung, sowohl in der Größe, als auch in der Richtung und im Auftrittsort. Die Fließwiderstände unterliegen infolge von Umlagerungsvorgängen an der Gerinnesohle bzw. an den Gerinnewandungen und aufgrund des gewässerbeeinflussenden Bewuchses einer laufenden Veränderung.

Die natürliche Beschaffenheit und ökologische Funktion eines FG (potentielle Funktion) als ein gerichtetes Transportsystem umfaßt die in engem Konnex zueinander stehenden Faktoren des Wassertransportes und des Feststofftransportes. Ein FG ist aus abiotischer Sicht durch die Parameter FG-tiefe, FG-breite, Fließgeschwindigkeit, Wasservolumen, aktive Gewässerfläche, Durchflußquerschnitt, Substratverteilung u.a.m. und deren Variabilitäten im Quer- und Längsprofil gekennzeichnet.

Änderungen der Gerinnegeometrie, beispielsweise infolge flußbaulicher Umgestaltungen, Änderungen der Abflußsituation, beispielsweise durch Wasserentnahme oder Rückhalt und Änderungen der hydraulischen Gegebenheiten, beispielsweise des Fließgefälles durch Laufverkürzungen resultieren in maßgeblichen Änderungen der abiotischen, standortsbezogenen, gewässertypischen Kenngrößen. Aus jeder anthropogenen Änderung der abiotischen Gegebenheiten resultiert, je nach Größe des Eingriffes, eine mehr oder weniger starke Änderung der Lebensraumbedingungen für FG-Organismen. Die zumeist sehr hohen Anpassung der Lebewesen (Fische, Invertebraten, ...) an diesen gewässertypischen Lebensraum bedingt demnach mittelbar oder unmittelbar eine Änderung in der Zusammensetzung der Organismengemeinschaften (Arten, Altersstadien).

Die primäre Aufgabe einer modernen, ökologisch orientierten Wasserwirtschaft liegt in der Sicherung und/oder Wiederherstellung der Lebensräume für fließgewässertypische Organismen. Ziel ist die Erhaltung, Verbesserung und Wiederherstellung der standortstypischen ökologischen Funktion eines FG.

Die Erfassung der habitatbeschreibenden physikalischen Faktoren ist sowohl für Fische, als auch für Invertebraten Inhalt umfangreicher Grundlagenstudien (BOVEE 1975,1983; GORE 1978, 1981; MINSHALL 1984, STATZNER et al 1988; u.v.a.m). Aus der Kenntnis der Lebensraumsprüche gewässertypischer Organismengesellschaften können über modellmäßige Beschreibungen der Fließgewässer anhand abiotischer Parameter IST-Zustände erfaßt, Leitbilder (visionär, operational) erstellt und Veränderungen durch Umgestaltungen oder Abflußveränderungen objektiv dargestellt werden (z.B. Modell PHABSIM).

Änderungen in der Organismenzusammensetzung infolge einer Maßnahmenumsetzung werden demnach qualitativ und quantitativ prognostizierbar.

## 2 Grundlagen

### 2.1 Begriffe

**Abflußregime:** Die gemittelte, regelhafte und jahreszeitliche Abfolge von Schwankungen des Abflusses. Das Abflußregime wird sichtbar im mittleren Jahresgang des Abflusses in der mittleren Ganglinie.

oder: Charakteristischer Gang des Abflusses eines Gewässers, bedingt durch das Klima, die Vegetation, die geologischen und geomorphologischen Gegebenheiten und durch die anthropogenen Einflüsse im zugehörigen Einzugsgebiet (ÖNORM B 2400, Hydrologie).

**Morphometrie:** Teil der Geomorphologie, die die Gestaltung der festen Erdoberfläche quantitativ zu erfassen versucht. Erste morphometrische Gesetzmäßigkeiten für den Aufbau von Flußsystemen und ihren Einfluß auf hydrologische Vorgänge wies HORTON (1945) nach.

**Ökologische Funktionsfähigkeit:** Lt. ÖNORM M 6232 („Richtlinien für die ökologische Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern“) ist die ökologische Funktionsfähigkeit folgendermaßen definiert: „*die Fähigkeit zur Aufrechterhaltung des Wirkungsgefüges zwischen dem in einem Gewässer und seinem Umland gegebenen Lebensraum und seiner organismischen Besiedlung entsprechend der natürlichen Ausprägung des betreffenden **Gewässertyps** (Erhaltung von Regulation, Resilienz und Resistenz)*“.

**Regulation:** Ist lt. ÖNORM M 6232 die Fähigkeit eines Ökosystems zur Erhaltung seiner charakteristischen Ausprägung

**Resilienz:** Ist lt. ÖNORM M 6232 die Fähigkeit eines Ökosystems, nach Überwindung vorübergehender Störungen seine charakteristische Ausprägung wieder zu erreichen

**Resistenz:** Ist lt. ÖNORM M 6232 der Widerstand eines Ökosystems gegenüber störenden Einflüssen



**Gewässertyp:** (rechtliche Grundlage) Die WRG-Novelle 1990 § 33d (1) sieht vor, daß bei Festlegung von Immissionsgrenz- bzw. - mittelwerten „.....eine Differenzierung insbesondere nach Gewässertypen oder nach der Charakteristik der Einzugsgebiete im gebotenen Ausmaß zu treffen ist.“

Die in § 30 (3) angeführte "natürliche Beschaffenheit des Gewässers" und die "ökologische Funktionsfähigkeit" läßt sich **ausschließlich** auf Grundlage von Fließgewässertypen sinnvoll beschreiben.

In der ÖNORM M 6232 wird die Angabe von "Kategorie, Art und Type" eines Gewässers im Rahmen der Beschreibung milieu-bestimmender Faktoren gefordert. Fragestellungen zum Problemkreis der ökologischen Funktionsfähigkeit im Rahmen von wasserrechtlichen Genehmigungsverfahren sind am Gewässertyp auszurichten.

Fachgebiet	Datensätze	Beurteilungskriterien	Bewertungsschema
Hydrographie	Hydrographie	Abweichung vom natürlichen Abflußgeschehen	verbal
Gewässermorphologie und Sedimenttypologie	Morphologie und Struktur, Choriotope	Abweichung vom Naturzustand Fließkontinuum	verbal verbal
Stoffhaushalt und Belastung	physikalisch-chemische Meßgrößen	Wärmehaushalt, Sauerstoffbilanz, anorganische Belastung, Nährstoffbelastung, Immissionsrichtlinien	Grenzwerte, verbal
Vitalität und Ökotoxizität	Fische Ökotoxizität	Schwellenwerte	Verdünnungsfaktor
Makrophyten und Algen	Makrophyten Algenaufwuchs Saprobiologie	Abweichung vom Naturzustand  Saprobien-system, Differenzialarten-diagnose	verbal  4 Güteklassen (3
Zwischenstufen)			
Makrozoobenthos	Makrozoobenthos	Arteninventar, Dominanzstruktur, Abundanz, längszonale Verteilung, Ernährungstypen	4 Klassen (3 Zwischenstufen)
	biologische Gewässergüte voller Umfang	Saprobien-system	4 Klassen (3 Zwischenstufen)
Fischfauna	Fische	Arteninventar, Abundanz, Dominanz, Populationsstruktur	4 Klassen (3 Zwischenstufen)
Pflanzen- und Tierwelt des gewässerbezogenen Umlandes	gewässerbegleitende Vegetation: Datensatz nach Maßgabe	Abweichung vom Naturzustand	verbal

**Abb. 1:** Untersuchungs- und Beurteilungsansätze zur Bewertung der ökologischen Funktionsfähigkeit (verändert nach ÖNORM M 6232, 1994) (aus MADER, STEIDL, WIMMER 1996)

## 2.2 Planungsmethodik (Mader 1995, BAFWW, 1996)

Das Wissen über die natürliche, standortstypische Beschaffenheit und ökologische Funktion eines FG erlaubt es, bereits bestehende oder zu erwartende Veränderungen durch Eingriffe (Nutzung) in das komplexe System Fließgewässer festzustellen.

Planungsmethodisch sind Maßnahmen an und in Fließgewässern bzw. Nutzungen derselben unter Beachtung einer maximal möglichen Erhaltung bzw. größtmöglichen Annäherung an einen naturnäheren Zustand am gewässertypischen Leitbild zu orientieren. Der laufenden Änderung des Standes der Technik, der Änderungen im Wertewandel sowie der Änderung in der Verfügbarkeit des Raumes im Gewässerumfeld ist im Rahmen der Gewässerbetreuung und Gewässerinstandhaltung in Anlehnung an das gewässertypische Leitbild Rechnung zu tragen.

Prognosen zur flußmorphologischen Entwicklung, zur Habitatverfügbarkeit für Fließgewässerorganismen (Benthos und Fische), zur aus der Initialbepflanzung im Zuge der Sukzession entstehenden Begleitvegetation und letztendlich zum ästhetischen Erscheinungsbild (Landschaftsbild) sind im Rahmen genereller und detaillierter Planungen durchzuführen. Dadurch ist gewährleistet, daß die dynamische Entwicklung des Gewässers mit seiner standortstypischen Fauna und Flora langfristig richtig einschätzen wird.

Erst die Zusammenschau mehrerer abiotischer Einzelparameter in einer vergleichenden Beurteilung ermöglicht fundierte Aussagen über die Zielerfüllung geplanter bzw. umgesetzter Maßnahmen. Durch eine isolierte Betrachtung einzelner Faktoren kann es zu Fehlschlüssen hinsichtlich der ökologischen Funktion, interpretiert über die abiotischen Daten, kommen.

### **ABIOTISCHE PARAMETER**

**Makrostruktur:** Linienführung des HW - Abflußprofiles  
Heterogenität der Gerinneböschungsgestaltung  
Gewässerbegleitende, hydraulisch beeinflussende Vegetation

**Mikrostruktur:** Heterogenität der Querprofilabfolge (Durchflußfläche, Breite)  
Heterogenität der Längsprofilgestaltung (Tiefe, Kolk-Furt-  
Abfolge)  
Heterogenität der Fließgeschwindigkeiten (sohlnah,  
oberflächennah, durchschnittlich)

Heterogenität der Gefällesituation (WSP - Linie, E-Linie)  
Heterogenität der Profilrauheit  
Heterogenität der Substratverteilung

FG - Umgestaltungen sind am Naturzustand zu orientieren und unter Beachtung der Feststofftransportfunktion auf ihre nachhaltige, strukturierende Wirkung hin zu konzipieren und in ausreichender Größe zu dimensionieren. Sekundärströmungen bei höheren Abflüssen, die infolge einer naturnahen Linienführung und variablen Gestaltung der Böschungen initiiert werden, führen zu einer laufenden Umgestaltung des FG entsprechend seinem Typ in einem begrenzten Raum. Eine natürliche Ausprägung der Abfolge von Kolken und Furten, ein variables Strömungsmuster, gewässertypische Umlagerungsvorgänge der Bettsedimente und ein vielfältiges Angebot an gewässertypischen Lebensräumen sind in einem natürlichen/naturnahen FG nachhaltig infolge der eigendynamischen Umgestaltung standortstypisch gewährleistet.

Durch Gewässerumgestaltungen (Restrukturierungen) werden primär im Mikrobereich deutliche Verbesserungen des Lebensraumangebotes erzielt. Eine umfassende und v.a. nachhaltige Erfüllung des gesetzlichen Auftrages in Bezug auf eine Annäherung an die fließgewässertypische, standortgemäße ökologische Funktion eines Fließgewässers ist jedoch nur durch die Umsetzung von Makrostrukturierungen in Kombination mit Initial-Mikrostrukturierungen, und somit nur durch entsprechende Grundverfügbarkeit für ein FG möglich.

Ausgangspunkt jeder Planungen zur Annäherung an einen naturnäheren Zustand ist die Erstellung eines gewässertypischen, standortsbezogenen **visionären Leitbildes**. Darin sind alle kennzeichnenden Parameter aus noch vorhandenen Referenzstrecken naturnaher/natürlicher Gewässerstrecken am selben Gewässer, wenn diese nicht mehr vorhanden sind durch Übertragung der gewässertypenspezifischen Kenngrößen aus benachbarten FG desselben Types oder wenn auch dies nicht verfügbar ist aus der Literatur und aus historischen Belegen zu erheben und als Idealzustand einer Erreichung eines Naturzustandes aufzuzeigen. Daran sind Maßnahmen zu orientieren bzw. ist eine Zielerreichung einer realisierten Maßnahme zu überprüfen.

Im weiteren Planungsschritt sind vorhandene Nutzungen und anthropogen bedingte Veränderungen und deren direkten oder indirekten Einfluß auf das FG aufzuzeigen (**IST - Zustand**). Hier ist bereits eine Unterscheidung zwischen „irreversiblen“ Nutzungen (z.B. Siedlungsräume) und reversiblen Nutzungen (z.B. landwirtschaftliche Nutzungen, Verkehrsträger) zu treffen. Die

Begründung dieser Unterscheidung liegt darin, daß eine Rückführung eines FG in einen naturnäheren Zustand und die Zielerreichbarkeit von der realen Verfügbarkeit des gewässerbegleitenden Raumes direkt abhängig ist. Es liegt sicher nicht in der Intention der Sache, mehr „Naturraum“ als ökologisch notwendige Lebensgrundlage des Menschen rückzugewinnen und dabei den Lebensraum des Menschen aus diesem Naturraum zu verdrängen. Hingegen sind Struktur- bzw. Nutzungsänderungen z.B. in der LW Nutzung bzw. bei Verkehrsträgern sehr wohl real (Brachlegungen, Streckenänderungen - HL Strecke der ÖBB).

Daraus ergibt sich die Flächenverfügbarkeit für anderwertige Nutzungen - z.B. FG- zugehörige und fließgewässerbegleitende Flächen, Retentionsräume - zur Verbesserung der ökologischen Funktion der FG und die weiterführende Annäherung an einen naturnäheren Zustand. Die einengenden, reversiblen und irreversiblen Faktoren bilden den Rahmen bzw die Grundlage eines operationalen Leitbildes für geplante wasserbauliche Maßnahmen.

Das **operationale Leitbild** beinhaltet somit einerseits die Grundlagen und Möglichkeiten zur Planung und Projektumsetzung zum Zeitpunkt der gesetzten Maßnahmen, andererseits die längerfristigen, zukunftsorientierten Grundlagen für Pflege- und Instandhaltungsmaßnahmen und insbesondere Maßnahmen als Reaktion auf Änderungen der Flächenverfügbarkeit, der Nutzung des Gewässerumfeldes, des Standes der Technik und auch der Veränderungen im Wertewandel hinsichtlich unterschiedlicher Nutzungsansprüche des Menschen an den begrenzt verfügbaren Raum. Das operationale Leitbild als Grundlage wasserbautechnischer Maßnahmen mit dem derzeit primären Ziel zur Annäherung unserer FG an einen naturnäheren Zustand muß als offenes System, basierend auf dem jeweiligen Stand der Technik als Projektsinhalt bzw. Planungsleitfaden fungieren. Es ist am Gewässertyp zu orientieren und auf den Standort der Maßnahme zu beziehen.

Vervielfältigungen („Spranzen“) der operationalen Leitbilder sind partiell ausschließlich dann zulässig, wenn eine Übertragung der Grundlagen nachweislich entsprechend dem Gewässertyp möglich sind. Der Raumbedarf ist auf den konkreten Planungsraum zu beziehen.

Gewässerpflege und Gewässerbetreuung sind dahingehend zu gestalten, daß auf Änderungen der Verfügbarkeit des Raumes in Abhängigkeit der Notwendigkeit (aus dem operationalen Leitbild ersichtlich) reagiert werden kann.

### 3 Beschaffenheit der FG

#### 3.1 Natürliche Beschaffenheit der FG

Ein Fließgewässer ist ein gerichtetes Transportsystem. Wassertransport bedingt Feststofftransport, der hat wiederum eine Veränderung des Abflußraumes zur Folge. Die laufende Veränderung des gewässerbeeinflussenden Bewuchses resultiert in einer Variabilität des strömungsbeeinflussenden Fließwiderstandes.

Abiotisch, ökomorphologische Kenngrößen wie Tiefe, Breite, Fließgeschwindigkeit (Mittel, Max, Sohle, Oberfläche) sowie deren Varianzen, Substratverteilung etc. haben in der Beschreibung der natürlichen Beschaffenheit eines FG große Aussagekraft hinsichtlich deren ökologische Funktionalität.

*Zitat: "Die Verteilung des Abflusses über das Jahr, die Perioden von Sedimentruhe und Sedimentumlagerung, Strömungsgeschwindigkeit und Strömungsart sind wesentliche Charakteristika jedes Fließgewässers und ein wichtiger Faktor für Qualität und Quantität der Organismenbesiedlung." (ÖNORM M 6232).*

Vielfalt und Ausgestaltung verschiedener FG-Typen, ausgedrückt durch die Diversität der hydraulisch-morphometrischen Eigenschaften, sind überwiegend durch eine Abfolge von tiefen Stellen (Gumpen, Kolke) und flach überronnenen Bereichen (Furten) bedingt. Der Strukturreichtum natürlicher/naturnaher FG (ausreichende Tiefstellen, Einstandsmöglichkeiten für Organismen, heterogene Sedimentverteilung im Quertransekt, O<sub>2</sub>-Versorgung durch Turbulenz, ...) ermöglicht, daß auch bei natürlich bedingten Extremsituationen (NNW, HHW) Überlebensräume für verschiedene Organismen vorhanden sind. Aus diesem Potential ist eine Wiederbesiedelung mit standortstypischen Populationen möglich.

Ein wesentliches Charakteristikum eines FG stellt die Abflußverteilung im Jahresgang dar. Diese Verteilung spiegelt die unterschiedlichen, fließgewässertypenspezifischen Steuermechanismen wie z.B. Form und Art des Niederschlages (Schnee, Regen, ...), Oberflächenformen, Bodenbedeckung, Geologie wider. FG-Biozönosen sind in Zusammensetzung und im Lebenszyklus an diese Tages- und Jahresabflußschwankungen eng angepaßt.

Gerinne natürlicher/naturnaher FG sind für die Abfuhr eines Hochwassers (HW) zumeist ungenügend groß „dimensioniert“. Demnach sind Wasseraustritte aus dem unmittelbaren Gewässerbett bei höheren Abflüssen eine natürliche Folge.

Feststoffe werden im natürlichen/naturnahen FG in Form von Geschiebe, Schwebstoffen und Schwimmstoffen transportiert. Natürliche FG streben dabei immer und in jedem Abschnitt (Krenal, Rhithral, Potamal) danach, eine Ausgleichssohlage durch Eintiefung (Krenal, Rhithral) oder durch Auflandung (Potamal) zu erreichen. FG vermitteln, insbesondere in den Mittellaufabschnitten, grundsätzlich den Eindruck hoher Stabilität, da diese Änderungen sehr langsam stattfinden. Die dynamischen sohlmorphologischen Prozesse sind jedoch nur in sehr wenigen Fällen abgeschlossen.

Die Erfassung und Dokumentation der potentiellen Funktion natürlicher Fließgewässer anhand von verbliebenen Referenzstrecken und Leitbildern aus der Literatur ist ein wichtiger Bestandteil der Planung und dient als Grundlage für eine Vielzahl weiterer Bearbeitungsschritte. Nur durch den Vergleich mit Referenzsituationen sind, z.B. im Rahmen eines GBK, Aussagen über Auswirkungen verschiedener Nutzungen oder Maßnahmen auf die potentielle Funktionen Wassertransport und Feststofftransport quantifizierbar.

Im Rahmen interdisziplinärer Projekte (BAFWW 1996, MADER 1995 u.a.m) wurden die abiotischen Parameter naturbelassener Strecken erhoben. Beispielhaft wird diese Datensammlung an einer naturbelassenen Referenzstrecke der OICHTEN dargestellt. Eine generelle Festlegung von Grenzwerten, ab wann aus abiotischer Sicht die ökologische Funktion eines FG gewährleistet ist, bedarf jedoch zum gegenwärtigen Zeitpunkt noch umfangreicher Forschung, Datensammlung und Datenanalyse.

Derzeit sind Beschreibungen unterschiedlicher Gewässertypen anhand abiotischer Parameter für Vergleichszwecke bzw. als Teilbereich eines Leitbildes noch individuell für jede Aufgabenstellung und für jeden Gewässertyp durchzuführen. Umfassende, allgemeingültige Aussagen zur natürlichen Beschaffenheit von FG aus abiotischer Sicht sind zum gegenwärtigen Zeitpunkt noch nicht möglich. Im Rahmen der vorliegenden Ausführungen wird daher anhand einzelner Strecken der Gewässerzustand natürlicher, hart verbauter und umgestalteter FG dokumentiert.

**Referenzstrecke OICHTEN I (MADER, 1995, BAFWW, 1996)**

Die Referenzstrecke an der OICHTEN liegt in der metarhithralen Fischregion in colliner Höhenlage. Das durchschnittliche Gefälle von rd. 1,3 ‰ und die Flußordnungszahl von 4 weisen die Strecke als Unterlauf mit Tendenz zu einem unteren Mittellauf aus. Hydrologisch gesehen entspricht das Abflußregime einem Winterpluvialen Regimtyp. Der mittlere jährliche Niederwasserabfluß beträgt für das rd. 43 km<sup>2</sup> große Einzugsgebiet rd. 265 l/s. Die Aufnahme der abiotischen Parameter erfolgte bei einem Abfluß von 460 l/s.

Die Auswertung der sohnahen Fließgeschwindigkeiten zeigt ein sehr heterogenes Bild mit gewässertypisch hohen Anteilen an geringen Fließgeschwindigkeiten der Klasse 0-1 und einer Verteilung der sohnahen Fließgeschwindigkeiten bis zur Klasse 10. Der Mittelwert der sohnahen Fließgeschwindigkeiten beträgt rd. 11 cm/s.

Ein ähnliches, sehr heterogenes Bild zeigt die Häufigkeitsverteilung der Oberflächengeschwindigkeiten mit deutlich hohen Anteilen an niederen Fließgeschwindigkeiten der Klasse 0 und 1, sowie einer Verteilung der höheren Fließgeschwindigkeiten bis zur Klasse 23. Der Mittelwert der Oberflächengeschwindigkeiten beträgt rd. 16 cm/s.

Die sehr hohe Varianz der Durchflußflächen resultiert aus der sehr heterogenen Gestaltung der Querprofile. Der Schwankungskoeffizient zwischen maximaler und minimaler Durchflußfläche ist mit 13,5 sehr hoch.

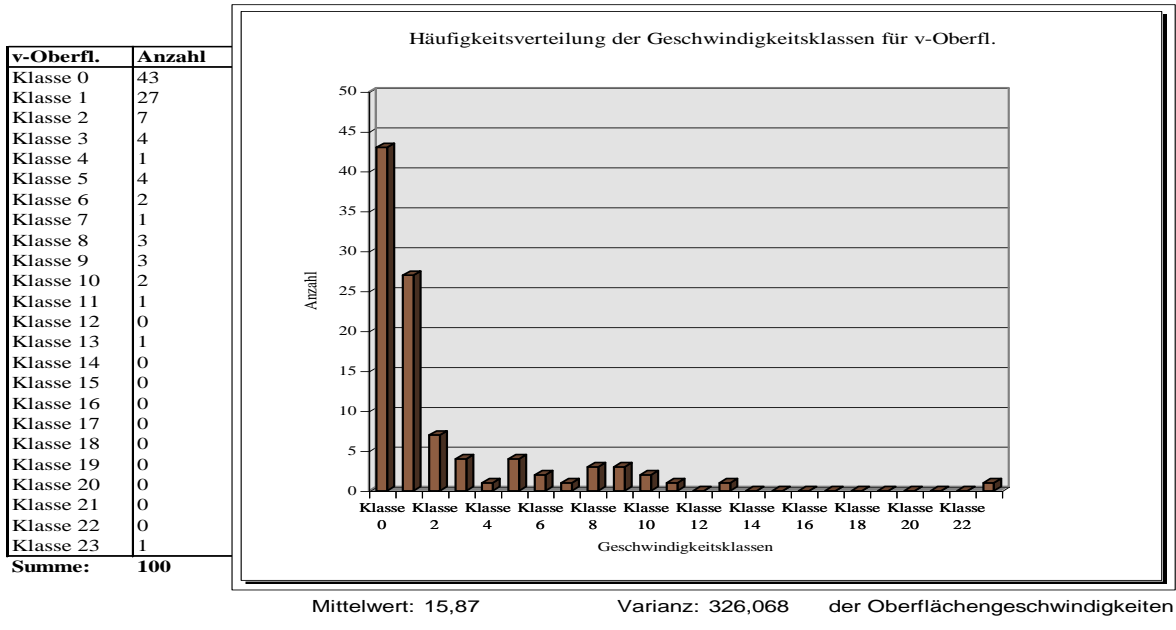
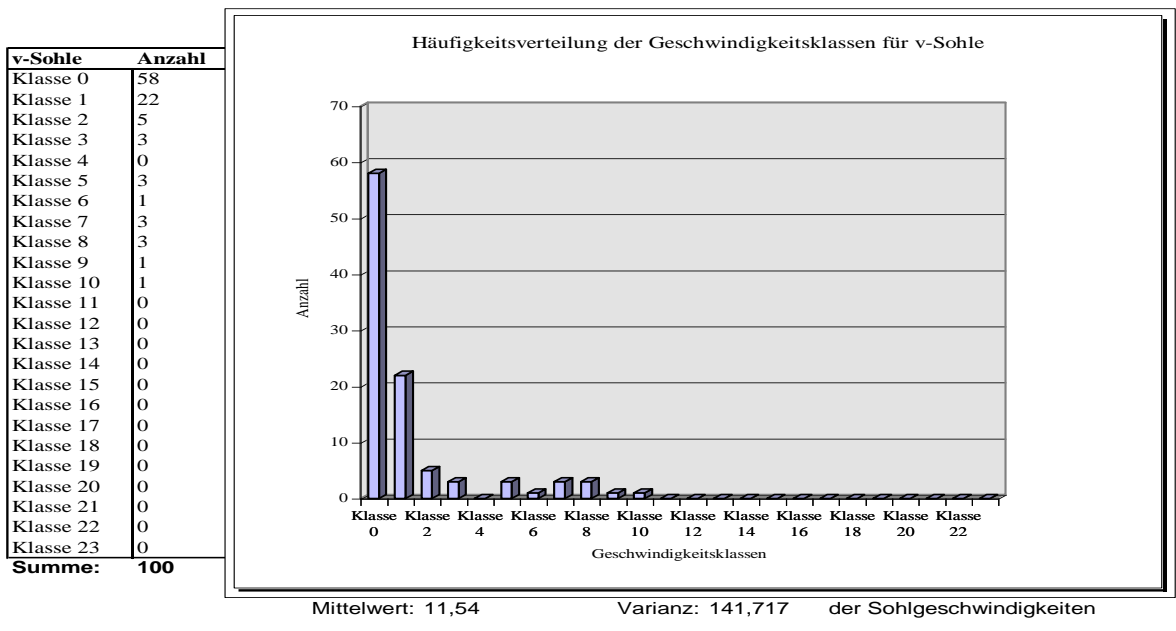
Die Varianz der Breite ist bei einer durchschnittlichen Breite von rd. 6 m mit ca. 20.000 sehr hoch und dokumentiert den natürlichen Zustand des Gewässerabschnittes mit sehr heterogener Profilabfolge. Die Varianz der Maximaltiefen ist mit 2000 bei einer mittleren Tiefe von 100 cm ebenfalls sehr hoch. Der maximale Schwankungskoeffizient der Maximaltiefen beträgt 6,5. Die maximale Kolktaiefe wurde mit rd. 1,8 m aufgenommen.

Gewässer: Oichtenbach

Abschnitt: Referenzstrecke 1

Q1 = 460 l/s  
Bearbeiter: Mader

**Graphische Darstellung der Häufigkeitsverteilung für die Geschwindigkeitsklassen**



**Abb. 2:** Charakteristische Verteilung der sohnahen/oberflächennahen Fließgeschwindigkeiten, naturnahe Referenzstrecke OICHTEN (MADER 1995)



OICHTENBACH - naturnahe Referenzstrecke, Übersicht über die abiotischen Kenngrößen bei MJNQ <sub>t</sub>														
Strecke	PROFIL	A [m <sup>2</sup> ]	U [m]	R [m]	b [cm]	t <sub>max</sub> [cm]	v <sub>m</sub> [cm/s]	Δv <sup>2</sup> /2g [cm]	Abstand [m]	Δh <sub>wasp</sub> [cm]	l <sub>wsp</sub> [%o]	l <sub>E</sub> [%o]	k <sub>st</sub> zwischen Pr.	k <sub>st</sub> im Profil
OICREF01	MAX	8,10	8,55	2,57	974	182	76,67	2,84	11,15	4,80	6,2	9,9	67	54
	MITTEL	3,34	5,96	0,60	582	93	21,34	-0,03	7,95	1,03	1,3	1,2	18	16
	MIN	0,60	3,15	0,13	397	24	5,68	-2,98	4,55	-0,10	-0,1	0,0	4	3
	VARIANZ	3,77	1,41	0,26	19020	1966	329,30						216	230
	Max / Min	13,5	2,7	19,8	2,5	7,6	13,5						17,7	16,0

Abb. 3: Abiotische Daten der naturnahen Referenzstrecke an der OICHTEN (MADER 1995)

OICHTEN, naturnahe Referenzstrecke		
Parameter	Zielerfüllungsgrad. Zustand	Ursache
<b>Choriotope</b>	mäandrierender, unverbauter Gewässerabschnitt; naturnaher Zustand	Eingriffe in das Gewässer haben nur in sehr geringem Umfang stattgefunden, der heutige Zustand ist das Ergebnis gewässerdynamischer Prozesse
<b>Morphometrie und Hydraulik niederer Abflüsse</b>	sehr gutes Lebensraumangebot, weitestgehend naturbelassener Gewässerabschnitt, „visionäres“ Leitbild, variable Böschungsneigungen, Aufweitungen, dynamische Umlagerungen möglich	naturnaher Abschnitt, keine wesentlichen regulierenden bzw. sonstigen anthropogenen Beeinträchtigungen vorhanden
<b>Hydraulische und sohlmorphologische Verhältnisse</b>	nicht untersucht	nicht untersucht
<b>Vegetation</b>	bachtypische Vegetationselemente wie der Schwarzerlen-Eschen-Auwald (ältere Restbestände), kleine Röhrichte und Großseggenriede vorhanden	relativ geringe regulierende Eingriffe ermöglichten eine Vegetationsentwicklung in ihrer heutigen Ausprägung
<b>Makrozoobenthos</b>	vor allem bei der Herbst-Beprobung unerwartet niedrige Abundanzen aller Großgruppen	unbekannt
<b>Fischfauna</b>	Artenvielfalt mittelgroß (6 Arten), sehr geringer Fischbestand	Auftreten von Kormoranen (bis zu 50 Stück) im Winter 1993/1994 mit großer Wahrscheinlichkeit für den geringen Fischbestand verantwortlich
<b>Landschafts-ästhetik</b>	Leitbild der naturnahen Bachlandschaft für die Oichten; prägendes Element in der Tallandschaft	Selbstgestaltungskraft, Vielfalt, Ursprünglichkeit im Mikro- und Makrobereich

Abb. 4: Gesamtsituation der naturnahen Referenzstrecke an der OICHTEN (BAFWW, 1996)

Das Wasserspiegellagen- und Energieliniengefälle schwankt dem Gewässertyp entsprechend zwischen 0 und 10 ‰, der mittlere Geschwindigkeitsbeiwert nach STRICKLER wurde für den gegebenen Abfluß mit rd. 16 - 18 rückgerechnet.

Die Referenzstrecke der OICHTEN dokumentiert für den abiotischen Teilbereich ein "visionäres Leitbild". Entsprechend der vorherrschenden natürlichen Gewässerdynamik unterliegt dieser Abschnitt der OICHTEN einer laufenden Umgestaltung. Die Dynamik des Gewässerabschnittes ist sehr hoch. Eine Erhaltung des Umlagerungspotentiales in der Strecke durch einen Verzicht auf Baumaßnahmen im und am Gewässer hat sehr hohe Priorität.

### 3.2 Aktuelle Beschaffenheit der FG

Neben der Reinhaltung und Erhaltung der natürlichen Beschaffenheit des Wassers aus physikalischer, chemischer und biologischer Sicht sieht das Wasserrechtsgesetz i.d.g.F. auch den Schutz und die Erhaltung der natürlichen Beschaffenheit des Gewässers sowie der für seine ökologische Funktionsfähigkeit maßgeblichen Uferbereiche und den Schutz des Grundwassers vor.

Fast alle FG sind im allgemeinen durch "Be"nutzung in ihrer Funktion beeinträchtigt (E-Gewinnung, HW-Schutz, ...). Die Art und der Umfang dieser Beeinträchtigung wird z.B. im Rahmen eines GBK im Vergleich zum visionären Leitbild als IST-Zustand (aktuelle Funktion) dokumentiert. Vergleicht man die derzeitige Situation der Landnutzung mit historischem Kartenmaterial, so wird die Änderung unserer Flußlandschaften durch die Intensivierung der Nutzung der Flußumlandgebiete deutlich.

Das Defizit an in ihrer ökologischen Funktion unbeeinträchtigten FG wird beim Studium von Gutachten, Studien und Kartierungsarbeiten deutlich (MUHAR 1992).

- 28 % von 1500 km Salzburger Bäche gelten noch als ökologisch hochwertig (PATZNER 1991)
- ursprüngliche Auengewässer Österreichs sind noch zu rd. 10 % erhalten, davon ist jedoch bei rd. 1/3 die Überflutungsdynamik eingeschränkt (GEPP et al. 1985)
- 65 % von 1884 km größerer Flüsse Österreichs sind hydrologisch verändert (MUHAR 1992)

- nur 35 % von 1884 km größerer Flüsse Österreichs sind noch als freie Fließstrecken erhalten (MUHAR 1992)
- ein Großteil der größeren Flüsse Österreichs ist durch flußbauliche Regulierung bzw. Abwasserbelastung beeinträchtigt (MUHAR 1992)
- rd. 7 % der Flüsse des Alpenraumes (Ö) gelten noch als natürlich oder naturnah (MARTINET & DUBOST, 1992)

*„Es gibt keinen Fluß mehr, der in seinem gesamten Verlauf, d.h. von seiner Quelle bis zur Mündung noch unberührt ist. Die naturnahen Abschnitte sind eigentlich nur auf die oberen Bereiche der Einzugsgebiete beschränkt“* (Zitat aus MARTINET & DUBOST, 1992, „Die letzten naturnahen Alpenflüsse).

Systematische, flußbauliche Eingriffe zwängten Fließgewässer in ein Hauptgerinne (Einbettgerinne), wobei der Abfluß auf engsten, hydraulisch optimierten Raum konzentriert wurde. Flußlaufverkürzungen, Sohlaustiefungen, Erhöhung des Gefälles und somit der Schleppspannung bewirkten neben der Konzentration der Fließgewässer auf einen Bruchteil ihres früheren Raumes gleichzeitig eine Entwässerung des Talbodens durch die Drainagewirkung der tiefliegenden Gewässer und vielfach eine wesentliche Erhöhung der Transportkapazität bei gleichzeitiger Abminderung des Feststoffeintrages aus dem Oberlauf und dem Umland.

Dies bewirkte eine nachhaltige Veränderung des Lebensraumes wie folgt:

- Verminderung der Feuchtgebiete im Überschwemmungsgebiet
- Abtrennung von Altarmen und Tümpeln
- Abminderung bzw. Ausschaltung der natürlichen Fließretention
- Reduktion der Ursprünglichkeit in der Substratheterogenität
- Reduktion der Ursprünglichkeit in der Kolk-Furt-Abfolge
- Reduktion der morphologischen Vielgestaltigkeit und Strukturvielfalt
- Monotonisierung und Funktionsreduktion auf die heutige Form der Abflußkanäle
- Verschiebung der Fischregionen
- Reduktion der Anzahl der Fischarten
- Reduktion der Bestandsdichte und der Biomasse
- Ausfall „wertvoller“ Großfischarten, Erhöhung des Kleinfischanteil

Heute hat die Erhaltung der letzten verbliebenen, natürlichen Fließgewässerabschnitte zur Wahrung des Naturraumpotentials und zur Erhaltung von Referenzstrecken als visionäre Leitbilder für eine Rückführung bzw. Annäherung hart verbauter Fließgewässer an einen naturnäheren Zustand oberste Priorität.

Die Degradierung unserer FG, dargestellt anhand abiotischer Parameter und die Auswirkungen auf die ökologische Funktion und die biotischen Komponenten ist anhand eines Fallbeispiels im Folgenden dokumentiert.

### Referenzstrecke OICHTEN II (MADER, 1995, BAFWW, 1996)

Die OICHTEN ist infolge einer früheren Regulierung im landwirtschaftlich genutzten Bereich mit dem Ziel der Hochwasserfreilegung und Entwässerung begradigt und als monotones Trapez bzw. zum Teil Kastenprofil hart reguliert und stark eingengt. Gleichmäßige Sohlbreiten und Böschungsneigungen und monotone Fließverhältnisse resultierten aus der massiven Einengungen der Freiheitsgrade des Fließgewässers.

Die Referenzstrecke in colliner Höhenlage und metarhithraler Fischregion entspricht bei einer Flußordnungszahl von 4 und einem durchschnittlichen Gefälle von 1,9 ‰ dem Charakter eines Unterlaufes mit Tendenz zum unteren Mittellauf. Im Winterpluvialen Abflußregime des ca. 30 km<sup>2</sup> großen Einzugsgebietes beträgt der mittlere jährliche Niederwasserabfluß rd. 180 l/s. Die abiotischen Daten sind bei einem Abfluß von 350 l/s aufgenommen.

Die Aufnahme der sohnnahen Fließgeschwindigkeiten ergab sehr monotone Verhältnisse mit lediglich 4 unterschiedlichen Geschwindigkeitsklassen. Dies dokumentiert die massive Monotonisierung in der Referenzstrecke. Die Analyse der Oberflächengeschwindigkeiten bestätigt die monotonen Fließverhältnisse. 90 % der Einzelmeßpunkte liegen in den Klassen 0-3.

Die Analyse der Geometriedaten dokumentiert den extrem naturfernen, degradierten Zustand in der Referenzstrecke. Sowohl die errechneten Varianzen als auch die Schwankungskoeffizienten der einzelnen abiotischen Kenngrößen sind sehr gering.

OICHTENBACH - degradierte Referenzstrecke, Übersicht über die abiotischen Kenngrößen bei MJNQ <sub>t</sub>														
Strecke	PROFIL	A [m <sup>2</sup> ]	U [m]	R [m]	b [cm]	t <sub>max</sub> [cm]	v <sub>m</sub> [cm/s]	Δv <sup>2</sup> /2g [cm]	Abstand [m]	Δh <sub>wasp</sub> [cm]	I <sub>wsp</sub> [%o]	I <sub>E</sub> [%o]	k <sub>st</sub> zwischen Pr.	k <sub>st</sub> im Profil
OICREF02	MAX	4,01	8,10	0,57	590	95	10,84	0,01	8,73	2,10	2,6	2,6	8	6
	MITTEL	3,62	7,16	0,51	543	82	9,71	0,00	7,90	0,97	1,2	1,2	5	4
	MIN	3,23	6,15	0,45	489	74	8,73	-0,01	7,16	0,30	0,4	0,4	3	4
	VARIANZ	0,06	0,32	0,00	970	31	0,41							3
	Max / Min	1,2	1,3	1,3	1,2	1,3	1,2						2,7	1,6

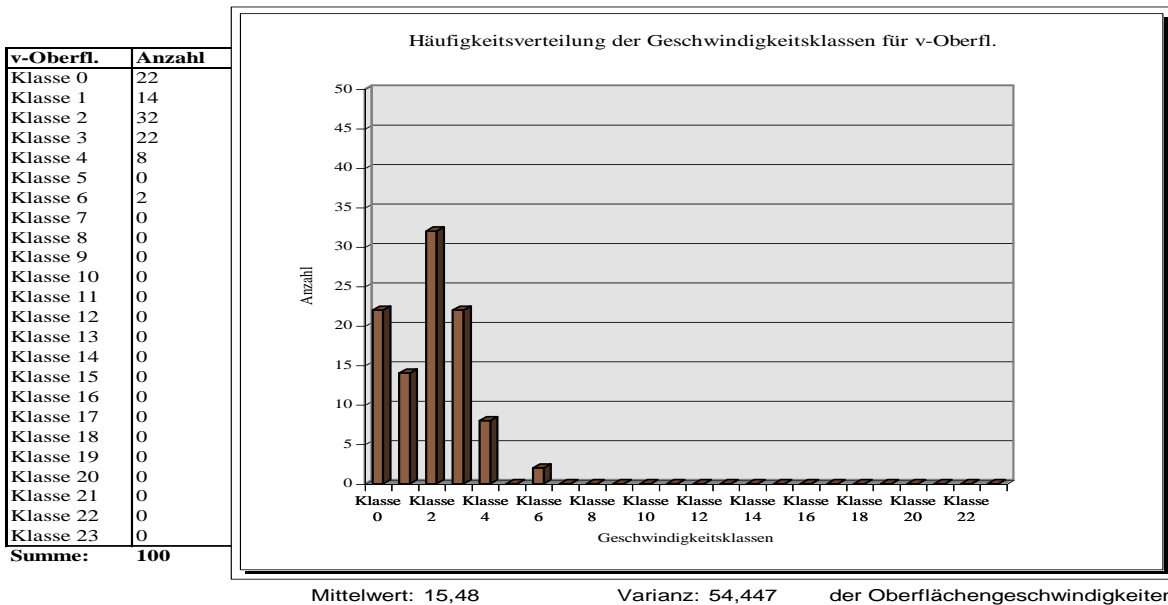
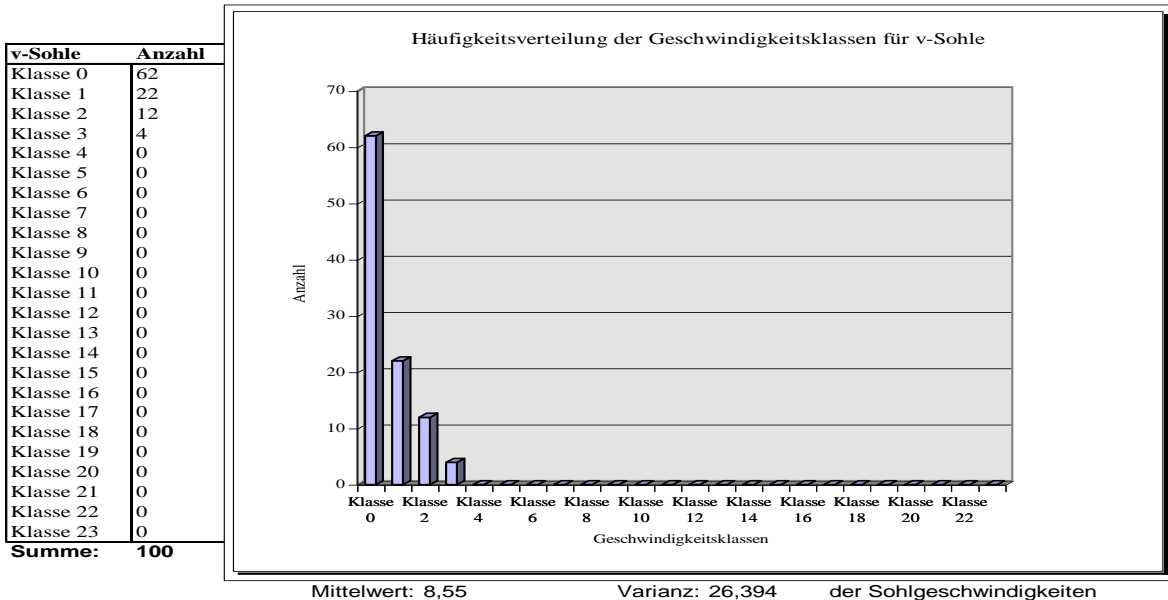
Abb. 5: Abiotische Daten der degradierten Referenzstrecke an der OICHTEN (MADER 1995)

Gewässer: Oichtenbach

Abschnitt: Referenzstrecke 2a

Q1 = 350 l/s  
 Bearbeiter: Mader

**Graphische Darstellung der Häufigkeitsverteilung für die Geschwindigkeitsklassen**



**Abb. 6:** Charakteristische Verteilung der sohl-nahen/oberflächennahen Fließgeschwindigkeiten, degradierte Referenzstrecke OICHTEN (MADER 1995)

Das Lebensraumangebot für Fließgewässerorganismen in der OICHTEN ist deutlich verändert. Das Entwicklungspotential in der hart verbauten Referenzstrecke ist gering, größere Veränderungen im Gewässer könnten nur durch anthropogene Umgestaltungen (Restrukturierung) oder bei Ablauf von Katastrophenhochwasserereignissen stattfinden.

<b>OICHTEN, degradierte Referenzstrecke</b>		
<b>Parameter</b>	<b>Zielerfüllungsgrad bzw. Zustand</b>	<b>Ursache</b>
<b>Choriotope</b>	das Gewässer ist sowohl vom Strömungsbild, als auch von seiner Struktur von Monotonie geprägt	Begradigung und Regelprofilausbau haben zu einer Nivellierung aller Gewässerparameter geführt
<b>Morphometrie und Hydraulik niederer Abflüsse</b>	naturferner Zustand, monotoner (Abiotik) Gewässerabschnitt, ökologisch verödeter HW-Abflußkanal	ausschließlich auf HW-Abfuhr konzipierter Abflußkanal ohne Mikro- und Makrostruktur
<b>Hydraulische und sohlmorphologische Verhältnisse</b>	nicht untersucht	nicht untersucht
<b>Vegetation</b>	Grünlandgesellschaften treten als Ersatzgesellschaften an die Stelle der Auenvegetation	regulierende Eingriffe (Begradigung, Uferverbau) und Nutzung bis an die Ufer bedingen einen nahezu vollständigen Ausfall einer autotypischen Vegetation
<b>Makrozoobenthos (nur Abschnitt 5 untersucht)</b>	vergleichsweise geringe Abundanzen, wenige Großgruppen dominierend	monotones Gewässerbett und Fließgeschwindigkeitsverhalten, homogene Substratzusammensetzung
<b>Fischfauna</b>	geringe Artenvielfalt (4 Arten exkl. der durch Einzelindividuen vertretenen Arten); die Bachforellen und Äschen stammen aus Besatzmaßnahmen, an autochthonen Arten nur Aitel und Schmerle	unzureichende Strukturierung des Bachbettes
<b>Landschaftsästhetik</b>	geringe Bedeutung in der unmittelbaren Umgebung; keine Bedeutung in der Tallandschaft	gerade Linienführung, fehlende Ufervegetation, montones Bild

**Abb. 7:** Gesamtsituation der degradierten Referenzstrecke an der OICHTEN (BAFWW, 1996)

## 4 Änderung der Lebensraumbedingungen

### 4.1 Gewässerumgestaltung (Restrukturierung)

Als Reaktion auf die negativen Folgewirkungen der Flußbaukorrekturen der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts werden Auswahlprozeß und Durchführung wasserbautechnischer Maßnahmen zum Hochwasserschutz an unseren Fließgewässern verstärkt an ökologischen Grundsätzen ausgerichtet. Ziel ist es, neben einer Verbesserung des Hochwasserschutzes eine Minimierung der Beeinträchtigung der potentiellen Funktion des Fließgewässers (FG) zu gewährleisten. Die Auswirkungen der Gestaltungsmaßnahmen auf die ökologische Funktion des Fließgewässers im Vergleich zu naturnahen Gerinneabschnitten (Fallbeispiel sh. Kapitel 3.1) und zu hart verbauten, monoton regulierten Gerinneabschnitten (Fallbeispiel sh. Kapitel 3.2) werden anhand objektiver Untersuchungsmethoden und -parameter dargestellt (MADER, 1995, BAFWW, 1996). Die Dokumentation des Erfolges bzw. der Erreichbarkeit einer Annäherung an einen naturnäheren Zustand (Abiotik und Biotik) durch die umgesetzten Maßnahmen ermöglichen eine Verbesserung in Auswahl und Einsatz ökologisch wirkungsvoller, nachhaltiger Maßnahmen bei zukünftigen, ähnlich gelagerten Bauvorhaben.

#### **Referenzstrecke OICHTEN III (MADER, 1995, BAFWW, 1996)**

Die Referenzstrecke wurde im Rahmen der Restrukturierungsmaßnahmen am OICHTENbach heterogen umgestaltet. Die Maßnahmen beliefen sich infolge der geringen Flächenverfügbarkeit im überwiegenden Teil auf Strukturierungsmaßnahmen innerhalb des erweiterten Profilquerschnittes (Mikrostruktur). Ein Abgehen vom linearen Laufcharakter (Makrostrukturierung) war infolge der einengenden Randbedingungen (Flächenverfügbarkeit) nicht möglich.

Die in colliner Höhenlage gelegene Referenzstrecke ist der metarhithralen Fischregion zuzuordnen. Eine Flußordnungszahl von 4 und ein Gefälle von 0,3 ‰ entsprechen einem Unterlauf. Der hydrologische Typ ist durch ein winterpluviales Abflußverhalten im Jahresgang beschrieben. Bei einem Einzugsgebiet von rd. 30 km<sup>2</sup> beträgt der mittlere jährliche Niederwasserabfluß rd. 180 l/s. Die abiotischen Kenngrößen werden für einen Abfluß von 350 l/s dargestellt.

Die Häufigkeitsverteilung der sohnahen Fließgeschwindigkeiten zeigt einen FG-charakteristischen degressiven Verlauf zwischen der Klasse 0 und der

Klasse 6. Im Vergleich zur hart verbauten Strecke sind deutlich heterogenere Verhältnisse infolge der höheren Strukturierung der Referenzstrecke in der Häufigkeitsverteilung ersichtlich. Höhere Geschwindigkeitskomponenten und Lebensräume für strömungsliebende Organismen entsprechend der Vergleichssituation der natürlichen Referenzstrecke fehlen. Der Mittelwert der sohnahen Fließgeschwindigkeiten liegt bei ca. 12 cm/s. Dieser eher geringe Wert unterstreicht das Fehlen höherer Geschwindigkeitskomponenten.

Ein ähnliches Bild zeigt die Verteilung der oberflächennahen Fließgeschwindigkeiten mit einem deutlich degressiven Verlauf zwischen Geschwindigkeitsklasse 0 und Klasse 6. Auch hier fehlen Anteile höherer Fließgeschwindigkeiten.

Ein relativ hohen Schwankungskoeffizienten von ca. 4 zwischen minimaler und maximaler Durchflußfläche kennzeichnet die Variabilität in der Querprofilgestaltung. Die Varianz der benetzten Breiten ist mit 4000 cm<sup>2</sup> gering, die Varianz der Maximaltiefen bei einer mittleren Tiefe von 80 cm ist mit 500 cm<sup>2</sup> ebenfalls für den FG-Typ ungenügend. Schwankte beispielsweise das Wasserspiegel- bzw. Energieliniengefälle in der naturnahen Referenzstrecke zwischen 0 und 10 ‰, so konnte im Renaturierungsabschnitt lediglich eine Schwankung zwischen 0 und 2,7 ‰ festgestellt werden. Die Rückrechnung der Geschwindigkeitsbeiwerte nach STRICKLER ergab Werte zwischen 23 und 29. Dies verdeutlicht die im Vergleich zum Leitbildzustand ( $k_{St} = 16 - 18$ ) geringer strukturierten Verhältnisse des Restrukturierungsabschnittes.



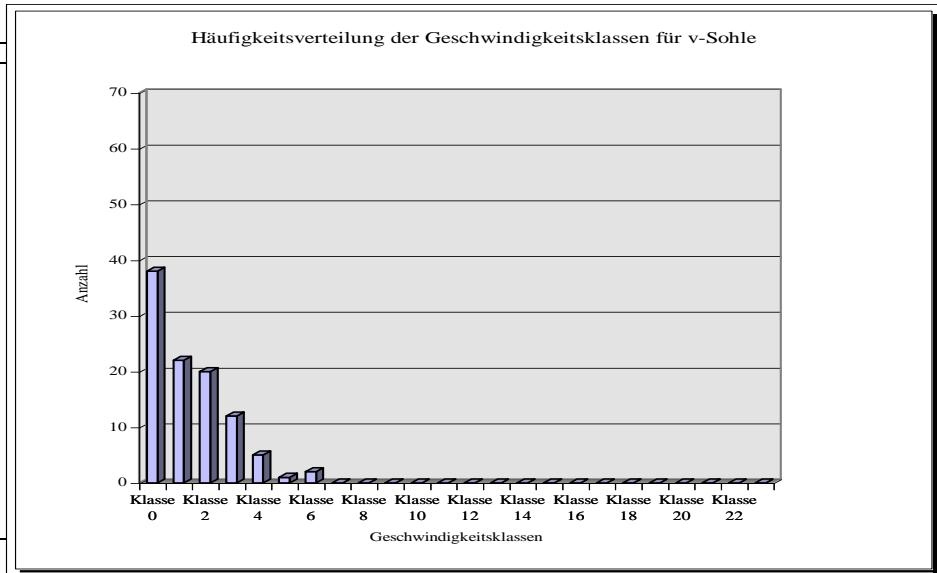
Gewässer: Oichtenbach

Abschnitt: Referenzstrecke 3

Q1 = 350 l/s  
 Bearbeiter: Mader

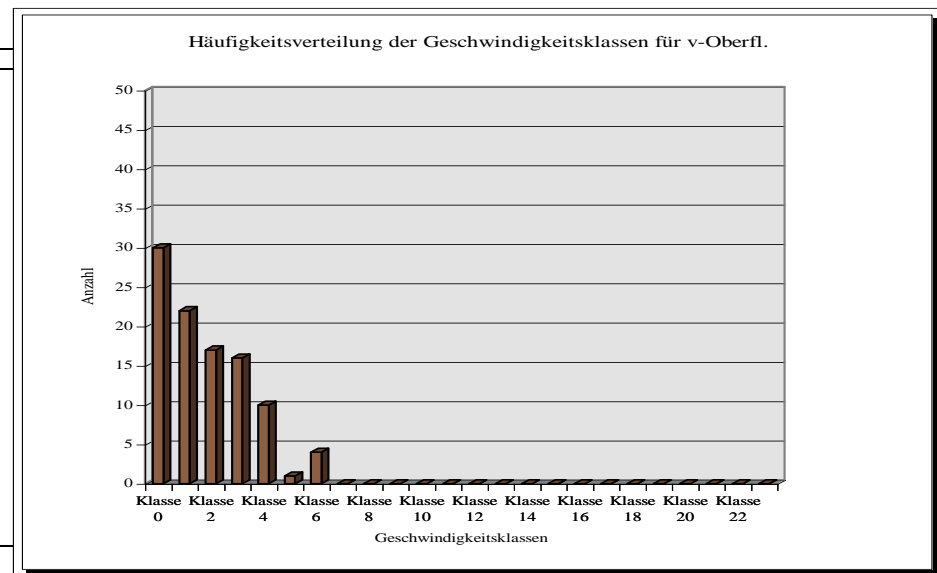
**Graphische Darstellung der Häufigkeitsverteilung für die Geschwindigkeitsklassen**

v-Sohle	Anzahl
Klasse 0	38
Klasse 1	22
Klasse 2	20
Klasse 3	12
Klasse 4	5
Klasse 5	1
Klasse 6	2
Klasse 7	0
Klasse 8	0
Klasse 9	0
Klasse 10	0
Klasse 11	0
Klasse 12	0
Klasse 13	0
Klasse 14	0
Klasse 15	0
Klasse 16	0
Klasse 17	0
Klasse 18	0
Klasse 19	0
Klasse 20	0
Klasse 21	0
Klasse 22	0
Klasse 23	0
<b>Summe:</b>	<b>100</b>



Mittelwert: 11,82      Varianz: 59,507      der Sohlgeschwindigkeiten

v-Oberfl.	Anzahl
Klasse 0	30
Klasse 1	22
Klasse 2	17
Klasse 3	16
Klasse 4	10
Klasse 5	1
Klasse 6	4
Klasse 7	0
Klasse 8	0
Klasse 9	0
Klasse 10	0
Klasse 11	0
Klasse 12	0
Klasse 13	0
Klasse 14	0
Klasse 15	0
Klasse 16	0
Klasse 17	0
Klasse 18	0
Klasse 19	0
Klasse 20	0
Klasse 21	0
Klasse 22	0
Klasse 23	0
<b>Summe:</b>	<b>100</b>



Mittelwert: 14,28      Varianz: 73,462      der Oberflächengeschwindigkeiten

**Abb. 8:** Charakteristische Verteilung der sohl-nahen/oberflächennahen Fließgeschwindigkeiten, umgestaltete (restrukturierte) Referenzstrecke OICHTEN (MADER 1995)

**OICHTENBACH - umgestaltete (restrukturiert) Referenzstrecke, Übersicht über die abiotischen Kenngrößen bei MJNQ**

Strecke	PROFIL	A [m <sup>2</sup> ]	U [m]	R [m]	b [cm]	t <sub>max</sub> [cm]	v <sub>m</sub> [cm/s]	$\Delta v^2/2g$ [cm]	Abstand [m]	$\Delta h_{Wsp.}$ [cm]	I <sub>Wsp.</sub> [%o]	I <sub>E</sub> [%o]	k <sub>st</sub> zwischen Pr.	k <sub>st</sub> im Profil
OICREF02	MAX	4,17	6,65	0,74	512	134	37,23	0,51	9,63	0,80	0,9	1,0	76	66
	MITTEL	2,28	5,07	0,46	412	81	17,38	-0,01	7,66	0,22	0,3	0,3	29	25
	MIN	0,94	3,97	0,15	252	49	8,39	-0,54	4,93	-0,40	-0,5	0,0	7	5
	VARIANZ	0,53	0,36	0,02	3861	513	53,04						447	282
	Max / Min	4,4	1,7	4,9	2,0	2,7	4,4						11,6	12,6

**Abb. 9:** Abiotische Daten der umgestalteten Referenzstrecke an der OICHTEN (MADER 1995)

Vergleicht man die vorgefundene Situation mit dem Potentialzustand der natürlichen Referenzstrecke, so wird die nach wie vor vorhandene, deutliche Einengung der Freiheitsgrade des Gewässerabschnittes (gerage Linienführung des HW-Profiles) deutlich. Im Vergleich zur hart verbauten Strecke sind jedoch eindeutige Verbesserungen im Lebensraumangebot ersichtlich. Dies wird auch durch die biozönotischen Begleituntersuchungen bestätigt. Eine Annäherung der Gewässerstrecke an einen naturnäheren Zustand mit seinen gewässertypischen Lebensräumen und die Annahme derselben durch FG-Organismen wurde realisiert.

Unter den gegebenen Randbedingungen (Freilandbereich) scheint das erreichbare Potential zur Annäherung an einen naturnäheren Zustand nicht vollständig ausgeschöpft. Die variable Gestaltung der Durchflußflächen und der benetzten Breiten und die Variabilität im Längsgefälle ist im Vergleich zur Leitbildstrecke für einen Freilandbereich noch ungenügend. Die Verteilungen der sohl- und oberflächennahen Fließgeschwindigkeiten zeigen einen gewässercharakteristischen Verlauf im niederen Strömungsbereich, höhere Strömungsanteile fehlen jedoch. Im Vergleich zur hart verbauten Referenzstrecken sind deutliche Verbesserungen hinsichtlich einer Standortvielfalt für Gewässerorganismen ersichtlich.

Infolge der fehlenden Makrostrukturierung (linearer Verlauf des Hochwasserprofils) sind umfangreiche Veränderungen in der Profilgestaltung nicht zu erwarten. Zusätzliche Strukturierungen, insbesondere der Einbringung einer höheren Variabilität im Durchflußquerschnitt sollte anthropogen initiiert werden. Generell ist für den Abschnitt der OICHTEN anzumerken, daß ein erhöhter Einsatz von Makrostrukturierungselementen (großräumige Ablenkungen des Hochwasserprofils, bogige, mäandrierende Gestaltung) eine Minimierung der notwendigen Mikrostrukturierungsmaßnahmen nach sich ziehen wird.

<b>OICHTEN, umgestaltete, restrukturierte Referenzstrecke</b>		
<b>Parameter</b>	<b>Zielerfüllungsgrad bzw. Zustand</b>	<b>Ursache</b>
<b>Choriotope</b>	leicht bewegter Gewässerlauf mit heterogener Breiten- und Tiefenvarianz; Strömungsbild und Struktur des Gewässer-bettes sind jedoch relativ homogen	Restrukturierungsmaßnahmen insgesamt nicht ausreichend, um gewässer-dynamische Prozesse zu initiieren
<b>Morphometrie und Hydraulik niederer Abflüsse</b>	gutes Lebensraumangebot, z.T. variable Böschungsneigungen, Aufweitungen, relativ geringe Variabilität, dynamische Umlagerungen möglich, Potential zur Annäherung an naturnäheren Zustand nicht vollständig ausgeschöpft	fehlende Makrostruktur und fehlende Berechnung der Linearität im überdimensionierten HW-Profil bei geringem Schadenserwartungspotential im Freiland
<b>Hydraulische und soilmorphologische Verhältnisse</b>	nicht untersucht	nicht untersucht
<b>Vegetation</b>	junger, relativ breiter bachbegleitender Gehölzbestand, größtenteils mit Arten der potentiell-natürlichen Vegetation; kleinflächige Röhrichte und Seggenrieder vorhanden bzw. in Entwicklung	relativ hohe Flächenverfügbarkeit und Pflanzung standortgerechter Arten des Schwarzerlen-Eschen-Auwaldes; fließende Land-Wasser-Übergänge begünstigen die Entwicklung von Röhrichten und Seggenriedern
<b>Makrozoobenthos (nur Abschnitt 5 untersucht)</b>	gute Entwicklung, höchste Besiedelungsdichte aller untersuchten Abschnitte	verbesserte Mikrostrukturvielfalt
<b>Fischfauna</b>	Artenspektrum mittelgroß (5 Arten), an Kleinfischen Schmerlen sehr häufig und Koppen in mittlerer Zahl; wenig Bachforellen, insgesamt sehr geringer Fischbestand	noch kein Gleichgewicht zwischen Abflußprofilen und Wasserführung, daher starke Verschlammung des Bachbettes; eine Verbesserung der fischereilichen Verhältnisse ist erst in 2-3 Jahren zu erwarten
<b>Landschaftsästhetik</b>	ästhetische Kriterien dem Leitbild nahe, in Aspekten weitere Entwicklungstendenz; landschaftsgliederndes Element im Talboden	vielfältige Formen, Strukturen und Farben, Selbstgestaltungskraft kleinräumig, auf kurzen Strecken (Linienführung) bzw. vereinzelt ist anthropogene Gestaltung zu erkennen

**Abb. 10:** Gesamtsituation der degradierten Referenzstrecke an der OICHTEN (BAFWW, 1996)

Nachgewiesenermaßen ist eine Annäherung an einen naturnäheren Zustand durch verstärkten Einsatz von Strukturelementen bzw. durch verstärkte Ablenkungen und Richtungsänderungen des Hochwassersprofils im Rahmen von Gewässerumgestaltungen (erhöhter Grundbedarf bei gleichzeitiger Minimierung der sonstigen Strukturierungsmaßnahmen) möglich (MADER, 1995, 1994, BAFWW, 1996). Eine organismische Besiedlung entsprechend der natürlichen Ausprägung des betreffenden Gewässertyps ist zu erwarten.

## 4.2 Gewässerneugestaltung

Die Simulation verschiedener Abflußzustände in unterschiedlich gestalteten FG ermöglicht es dem Planer, bereits im Projektstadium die Auswirkungen einer Maßnahmenumsetzung (Gewässerumgestaltung, Gewässerverlegung, Wasserentzug, ...) qualitativ anhand der verfügbaren Lebensraumtypen und quantitativ anhand der verfügbaren Flächen- bzw. Volumensanteile der Lebensraumtypen abzuschätzen. Ausgehend von der aus der potentiellen biotischen Besiedelung (standortstypisches Leitbild) ersichtlichen Organismenzusammensetzung (Arten, Individuendichte, Altersstadien, ...) ist im Zuge der Maßnahmenumsetzung die Herstellung entsprechender Lebensräume möglich.

Die Erfassung wesentlicher abiotischer Habitatverhältnisse und die Verknüpfung abiotischer und biotischer Daten zur modellhaften Beschreibung der Verfügbarkeit von Habitaten bei verschiedenen Abflüssen in FG ist Ziel eines interdisziplinären Forschungsprogrammes des FWF am Marchfeldkanal (MFK). Die Habitatpräferenz und die Habitatverfügbarkeit unterschiedlicher Referenzabschnitte wird anhand eines Beispiels für Jungfische dargestellt.

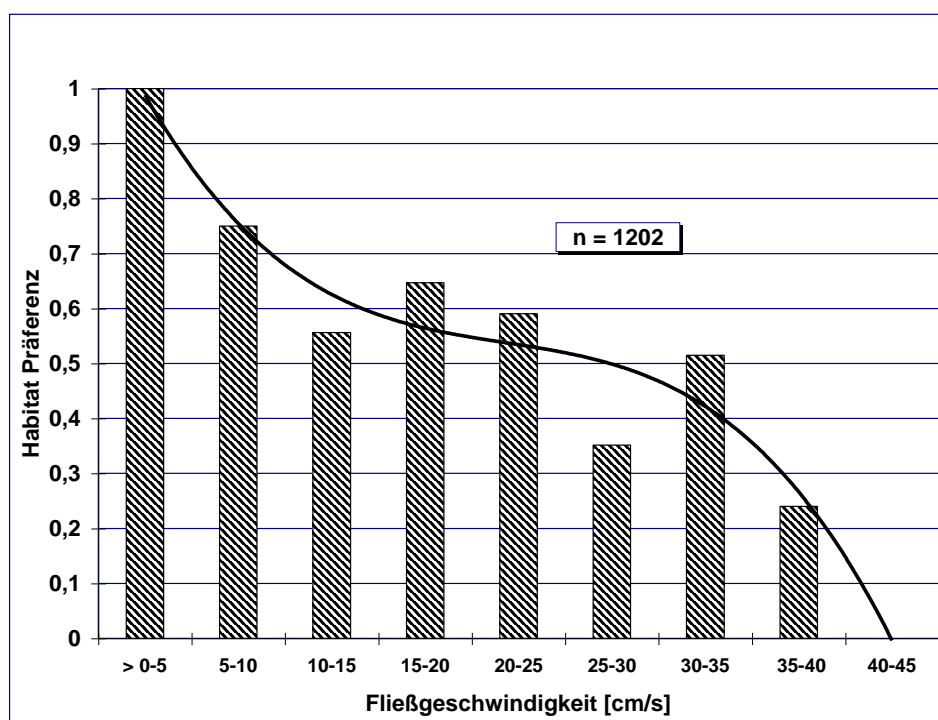
In mehreren Referenzstrecken des MFK werden unterschiedliche, potentielle Jungfisch - Lebensraumtypen festgelegt und beschrieben. Die Erfassung der Lebensräume für Jungfische erfolgt abschnittsweise in s.g. Mesohabitaten (Flachufer, Steilufer, Bucht, Hauptarm, Seitenarm, Blockwurf).

Referenzstrecke (RS) 4 weist eine ausgeprägte Strukturierung und je nach Dotation eine Maximaltiefe zwischen 1,30 und 1,93 m auf. Eine in der RS 4 angelegte Insel teilt den Marchfeldkanal in einen Haupt- und einen Nebenarm. Ausgeprägte Flachwasserbereiche kennzeichnen die Uferzonen. Referenzstrecke 5 ist als monotones, geradliniges Gerinne mit Maximaltiefen zwischen 1,37 und 1,79 m ausgeführt. Die relativ flachen Böschungen sind abschnittsweise dicht bepflanzt. Die Vegetation taucht bei höheren Abflüssen z.T. in den Wasserkörper ein.

Die Erstellung von Habitatpräferenzen für Jungfische erfolgte durch Punktbefischung und anschließender Aufnahme der abiotischen Parameter Tiefe, Fließgeschwindigkeit und Temperatur. Diese Kenngrößen stellen die wesentlichen Einflußgrößen für den Lebensraum der Jungfische dar.

Die hydraulisch-morphometrische Erfassung der Referenzstrecken und die Verschneidung mit den biotischen Daten (Jungfischaufnahmen) ermöglicht die Erstellung s.g. Habitatpräferenzen.

Die aus Abbildung 11 ersichtliche Habitatpräferenz der Jungfische für die Fließgeschwindigkeit (SCHMUTZ et al., 1996) zeigt, daß Jungfische Bereiche mit sehr niederen Fließgeschwindigkeiten (cm - Bereich) bevorzugen. Habitate mit höheren Fließgeschwindigkeiten sind für Jungfische als Lebensraum deutlich schlechter geeignet.



**Abb. 11:** Habitatpräferenz der Jungfische für den Parameter Fließgeschwindigkeit (Schmutz et al., 1996)

Die Verknüpfung der Habitatpräferenz mit den bei unterschiedlichen Abflüssen vorhandenen Flächen bzw. Volumensanteilen gleicher, niedriger Fließgeschwindigkeit liefert den zur Verfügung stehenden nutzbaren Lebensraum. In einem ersten Simulationsschritt werden jene Volumensanteile ermittelt, die in den RS 4 und 5 Bereiche gleicher Fließgeschwindigkeit beschreiben. Die folgenden Grafiken zeigen deutliche Unterschiede jener Volumensanteile mit optimal nutzbarer, geringer Fließgeschwindigkeit zwischen den unterschiedlich gestalteten RS.

RS 4 weist sehr hohe Volumensanteile mit geringen Fließgeschwindigkeiten auf und ist für Jungfische, die eine hohe Präferenz für strömungsarme Zonen haben, als Lebensraum sehr gut geeignet. In der RS 5 wird der Einfluß der monotonen Gestaltung im Fehlen der Bereiche niedriger Fließgeschwindigkeiten deutlich.

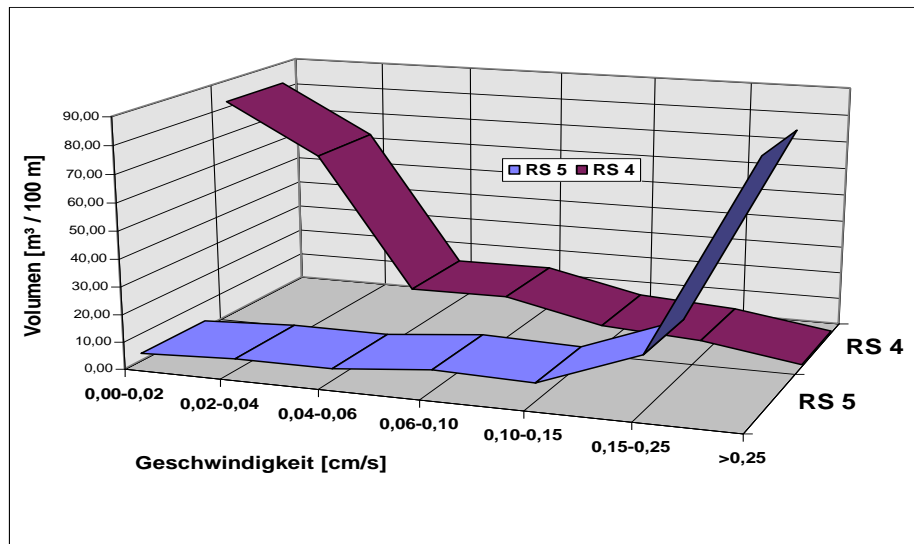


Abb. 12: Volumensanteile der Fließgeschwindigkeitsklassen, MFK RS 4 & 5,  $Q = 2 \text{ m}^3/\text{s}$

Aus der Simulation der Abflüßerhöhung von  $2 \text{ m}^3/\text{s}$  auf  $6 \text{ m}^3/\text{s}$  resultiert eine z.T. deutliche Änderung der Volumensanteile gleicher Fließgeschwindigkeiten und demnach infolge der Habitatpräferenz naturgemäß eine Änderung in der Verfügbarkeit des für Jungfische nutzbaren Lebensraumes.

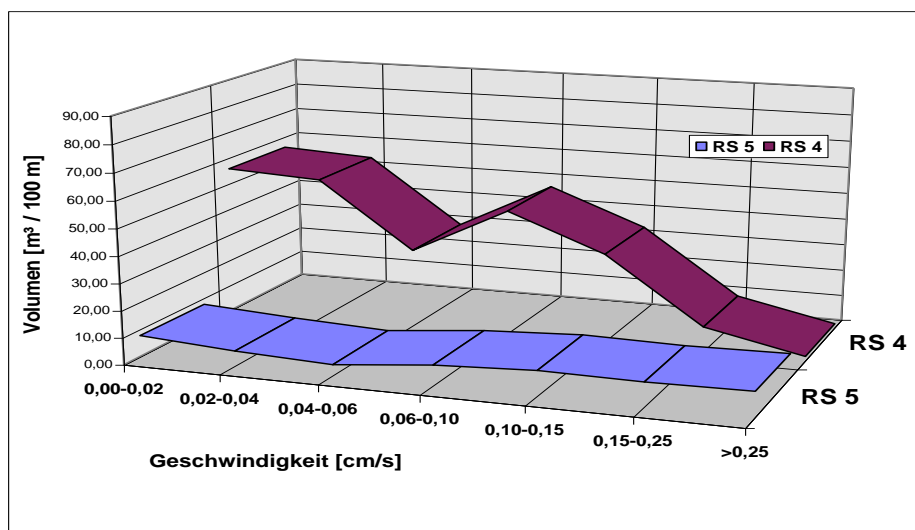
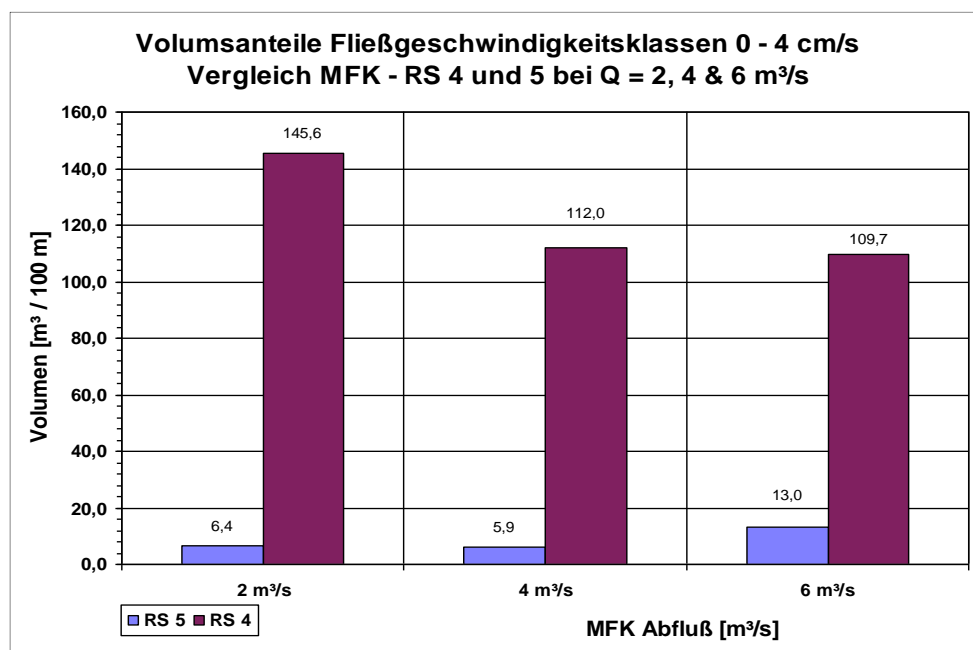


Abb. 13: Volumensanteile der Fließgeschwindigkeitsklassen, MFK RS 4 & 5,  $Q = 6 \text{ m}^3/\text{s}$

Vergleicht man nunmehr die in den RS 4 & 5 für Jungfische bei unterschiedlichen Abflüssen verfügbaren Habitate, so wird die deutlich bessere Eignung der RS 4 als Jungfischlebensraum offensichtlich. Der verfügbare optimale Lebensraum, ausgewiesen als Volumensanteil mit max. 40 cm Tiefe (SCHMUTZ et al., 1995) und Fließgeschwindigkeiten  $< 4$  cm/s, nimmt in RS 4 von ca.  $145 \text{ m}^3/100 \text{ m}$  auf  $110 \text{ m}^3/100 \text{ m}$  bei Abflußerhöhung von  $2 \text{ m}^3/\text{s}$  auf  $6 \text{ m}^3/\text{s}$  ab (MADER 1995A). In der monoton gestalteten RS 5 konnten nur  $6 \text{ m}^3/100$  bis  $13 \text{ m}^3/100 \text{ m}$  nutzbarer Volumensanteil für Jungfische ermittelt werden.



**Abb. 14:** Habitatverfügbarkeit für Jungfische in RS 4 & RS 5

Aus einer modellmäßigen Simulation der abiotischen Verhältnisse in einem FG und durch die Verknüpfung mit den Habitatpräferenzen für unterschiedliche Arten und Altersstadien und für maßgebliche, lebensraumbeschreibende Parameter (Fließgeschwindigkeit, Tiefe, Substrat, Temperatur, ...) wird der zur Verfügung stehende, nutzbare Lebensraum für Fließgewässerorganismen quantitativ beschrieben und kann für unterschiedliche Durchflüsse simuliert werden.

Aus diesen Ergebnissen sind qualitative und quantitative Aussagen über die Verfügbarkeit unterschiedlicher Lebensräume in FG-Abschnitten für standortstypische Organismenzusammensetzungen bei unterschiedlichen Gestaltungsvarianten und im Rahmen der Maßnahmenumsetzung eine organismische Besiedlung entsprechend der natürlichen Ausprägung des betreffenden Gewässertyps möglich.

## 5 Literatur

- BAFWW, (1996): Bestandsanalyse ausgewählter Restrukturierungsprojekte, Bundesamt für Wasserwirtschaft, Heft 2, 1996
- BOVEE, K.D. (1975): Assessment and implementatin of „instream value studies“ for the Northern Great Plains; Proc. Ft. Union Coal Field Symposium 2: 112-123
- BOVEE, K.D. (1983): A user guide to the instream flow incremental methodolgy; U.S. Fish Wildl. Serv., Fort Collins: 248 S
- GEPP et al. (Hrsg.; 1985): Auengewässer als Ökozellen. 322 S. BMUJF, Wien
- GORE, J.A. (1978): A technique for predicting instream flow requirements of benthic macroinvertebrates; Freshw. Biol. 8: 141-151
- GORE, J.A. & R.D. JUDY, Jr. (1981): Predictive models of benthic macroinvertebrate density of use in instream flow studies and regulated flow management; Can. J. Fish. Aquat. Sic. 38: 1363-1370
- MADER, H., (1995): Bestandsanalyse ausgewählter Restrukturierungsprojekte, Morphometrie und Hydraulik
- MADER, H., (1995A): Funktionsanalyse von Fischaufstiegshilfen und Habitatuntersuchungen - Erfassung der Morphologie und Hydraulik. Untersuchungsjahr 1995. FWF - S6406. Univ. f. BOKU, Wien
- MADER, H., T., STEIDL, R., WIMMER, (1996): Hydrologisch, hydrografische Typisierung österreichischer Fließgewässer, Umweltbundesamt - Monographien
- MARTINET, F. & D. DUBOST, (1992) Die letzten naturnahen Alpenflüsse. Cibra Kleine Schriften, Vaduz
- MINSHALL, G.W. (1984): Aquatic inset-substratum relationships; In: V.H. Resh & D.M. Rosenberg: Ecology of aquatic insects; Praeger Publisher, New York: 358-400
- MUHAR, S. ET AL. (1992): Ausweisung naturnaher Fließgewässerabschnitte in Österreich, Vorstudie.- Blaue Reihe, Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Wien
- ÖNORM B 2400 (1986): Hydrologie, Hydrographische Fachausdrücke und Zeichen
- ÖNORM M 6232 (1995): Richtlinien für die ökologische Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern
- PATZNER, A., (1991): Landschaftsökologische Situation der Fließgewässer im Bundesland Salzburg. in: Fließgewässer und Landschaftspflege Sbg. Arbeitsgespräche
- SCHMUTZ, S., et al., (1996): Bericht des Projektes Fischökologische Untersuchungen der Funktionalität von naturnahen Ausgestaltungen und von Potamalfischaustiegshilfen in einem künstlich geschaffenen Gerinne, Untersuchungsjahr 1995
- STATZNER, B. et.al. (1988): Hydraulik stream ecology: observed patterns and potential application; J.N. Am. Benthol. Soc. 7: 307-360

Univ.Ass.Dipl.Ing.Dr. Helmut MADER  
IWHW - Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und  
konstruktiven Wasserbau, Universität für Bodenkultur - Wien

A-1190 Wien, Nußdorfer Lände 11  
Tel: 0222 / 3692924 - 362  
Fax: 0222 / 3692924 - 350  
E-Mail: mader@edv2.boku.ac.at





# Einsatz und Betrieb von Pflanzenkläranlagen in der Praxis

R. Perfler, J. Laber, R. Haberl

Institut für Wasserversorge, Gewässerökologie und Abfallwirtschaft,  
Abteilung Siedlungswasserbau, Industrierwasserwirtschaft und Gewässerschutz  
Universität für Bodenkultur Wien

**Kurzfassung:** Obwohl über den Einsatz und den Betrieb von Pflanzenkläranlagen mittlerweile sowohl national wie international eine relativ breite und auch verlässliche Datenbasis mit entsprechend positiven Erfahrungen vorliegt, führt der Wunsch nach Anwendung dieser naturnahen Technologie in der Regel nach wie vor zu einem erhöhten (Erklärungs)Aufwand im Genehmigungsverfahren. Durch die Erstellung und rasche Verbreitung von Regelwerken (Normen, Richtlinien) auf Basis des aktuellen Wissensstandes sollen einerseits der Planungsprozeß in technischer und ökonomischer Hinsicht verbessert werden und andererseits die Einsatzmöglichkeiten und -grenzen von Pflanzenanlagen besser beschrieben werden. Die Anwendung der unterschiedlichen Konstruktionsprinzipien ist im Zusammenhang mit der Stellung im Reinigungsprozeß zu beurteilen, wobei die Nitrifikation durch vertikal durchströmte, intermittierend beschickte bepflanzte Bodenfilter am besten gesichert erscheint. Die in der aktuellen Forschung behandelten Fragen befassen sich im wesentlichen mit Optimierungsansätzen für den Reinigungsprozeß - weit über das gesetzlich geforderte Ausmaß (vgl. Emissionsverordnungen) - , mit betriebstechnischen und ökonomischen Verbesserungen sowie mit Fragen sehr spezifischer Einsatzbedingungen. Die positiven Erfahrungen mit dem praktischen Einsatz von Pflanzenanlagen im Kleinkläranlagenbereich lassen eine vermehrte Anwendung dieser Technologie befürworten.

**Key words:** dezentrale Abwasserreinigung, bepflanzter Bodenfilter, Kleinkläranlage, Pflanzenkläranlage

## 1 Einleitung

Im Rahmen der aktuellen Diskussion über „zentrale“ und „dezentrale“ Konzepte der Abwasserreinigung, verursacht die Frage nach dem Einsatz von Pflanzenkläranlagen sowohl Diskussionen im Fachbereich als auch zum Teil

heftige Auseinandersetzungen zwischen Interessenten und Genehmigungsbehörde im wasserrechtlichen Verfahren. In vielen Fällen spiegeln die dabei vorgebrachten Argumente eine Einschätzung dieser Reinigungstechnologie wieder, wie sie nicht dem aktuell vorhandenen Wissens- und Erfahrungsstand entspricht. Im Gegenzug werden oftmals hochgesteckte Erwartungen in die Anwendbarkeit dieser „Alternative“ gehegt, die vor allem auf einem weit verbreiteten Mißtrauen gegen großräumige und/oder „technische“ Lösungen basieren. Zusätzlich zu den möglichst klaren und umfassenden fachlichen Beurteilungen der jeweiligen Lösungsansätze, muß jedoch durch einen transparenten und bürgernahen Planungs- und Entscheidungsprozeß die Grundlage für ein Mindestmaß an Vertrauen zwischen den Betroffenen, dem Planer und der Genehmigungsbehörde gelegt werden.

In der Folge soll ein aktueller Überblick über praktische Erfahrungen mit dem Einsatz und Betrieb von Pflanzenkläranlagen gegeben werden, wobei folgende Punkte besonders berücksichtigt werden:

- Anwendbarkeit unterschiedlicher Bauformen
- Anerkannte Dimensionierungsgrundsätze, Stand der Ausarbeitung von Regelwerken
- Leistungsfähigkeit im langjährigen Betrieb
- spezielle Aspekte des Anlagenbetriebes
- Konstruktionshinweise
- Ansätze zur Optimierung der Reinigungsfunktion

## **2 Definition und Bauformen**

Der Begriff „Pflanzenkläranlage“ ist im gleichen Maß ungenau wie allgemein gebräuchlich. Darunter wird in der Regel eine Abwasserreinigungsanlage verstanden, die als Hauptreinigungsstufe ein mit Bodenmaterial gefülltes, zum Untergrund abgedichtetes und bepflanztes Becken aufweist. Einrichtungen zur Zuleitung, Verteilung und Ableitung des Abwassers, zur mechanischen Vorreinigung und zur Anlagensteuerung sind weitere wesentliche Anlagenbestandteile.

Eine der möglichen Definitionen für die Pflanzenstufe /das Pflanzenbeet liefert das ATV Hinweisblatt 262 (1989):

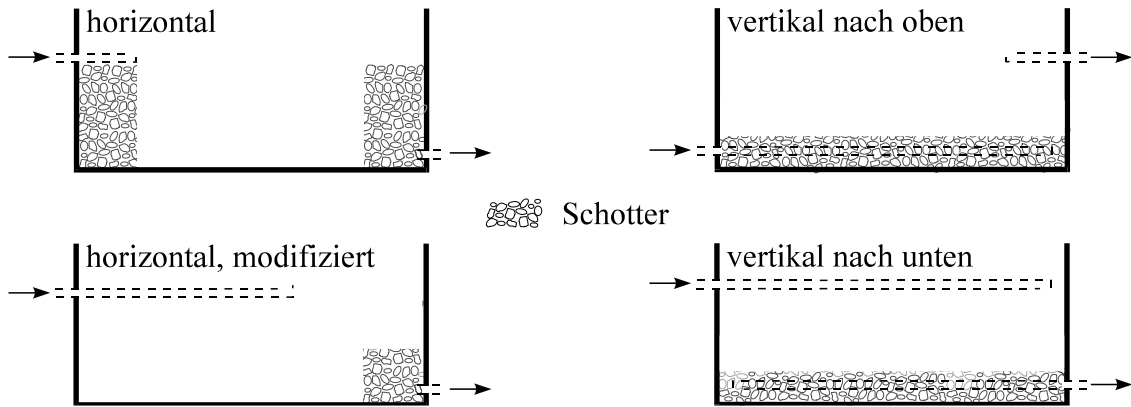
„Bei Pflanzenbeeten wird Abwasser einem mit ausgewählten Sumpfpflanzen bewachsenen Bodenkörper zugeführt; dieser soll zum Zwecke der Behandlung des Abwassers vertikal oder horizontal durch- oder überströmt werden.“

Diese Definition ist naturgemäß auf den Anwendungszweck zur Abwasserreinigung beschränkt, sie läßt jedoch eine Vielzahl an Bauformen und Anwendungsbereiche im Reinigungsprozeß zu.

BÖRNER (1992) typisiert die unterschiedlichen Bauformen nach der Bodenhydraulik und dem verwendeten Bodenmaterial und unterscheidet 8 Hauptvarianten:

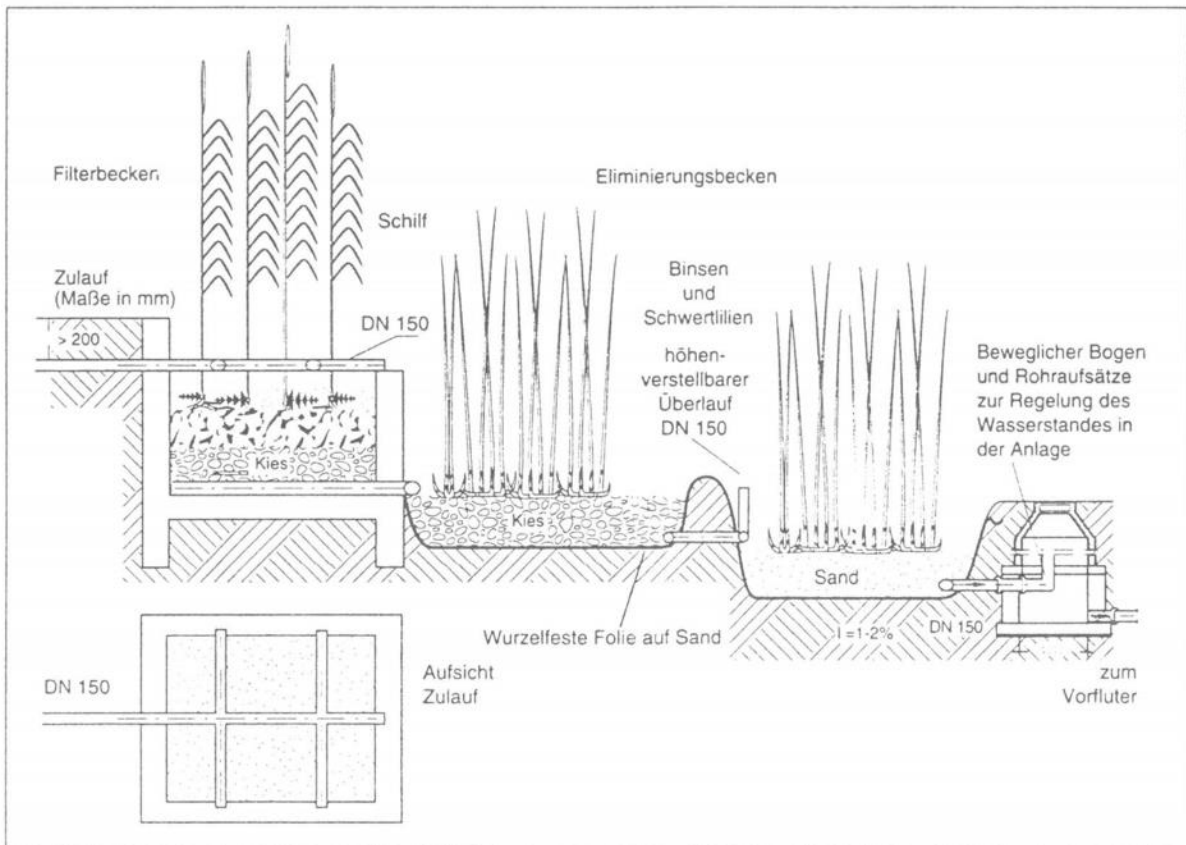
- A: Pflanzenbeete ohne Bodenpassage des Wassers
- B: Pflanzenbeete mit sequentieller Bodenpassage, d.h. mit freiem Wasserkörper und durchflossenen Kies- oder Bodenbereichen
- C: Pflanzenbeete mit vollständig durchflossenen grobkörnigen Bodenkörpern z.B. aus Schotter bzw. Kies
- D: Pflanzenbeete mit vollständig durchflossenen, in ihrer Körnung abgestuften Kies- bis Sandkörpern
- E: Pflanzenbeete mit überwiegend sandigem Bodenkörper
- F: Pflanzenbeete mit in ihrer Körnung abgestuften Sandkörpern mit bindigem Anteil
- G: Pflanzenbeete mit bindigen Bodenkörpern
- H: Pflanzenbeete, die aus einer natürlichen Schilf- oder Sumpfflächen bestehen.

Die hydraulische Durchströmung von Pflanzenbecken kann im wesentlichen auf drei Arten erfolgen und zwar horizontal, vertikal nach unten und vertikal nach oben. Manche als vertikal durchströmt bezeichnete Bauformen müssen aufgrund des Fehlens einer durchgehenden Dränschicht am Beckenboden im wesentlichen als horizontal durchströmt mit einer flächigen Abwasseraufleitung eingestuft werden (Abb.1).

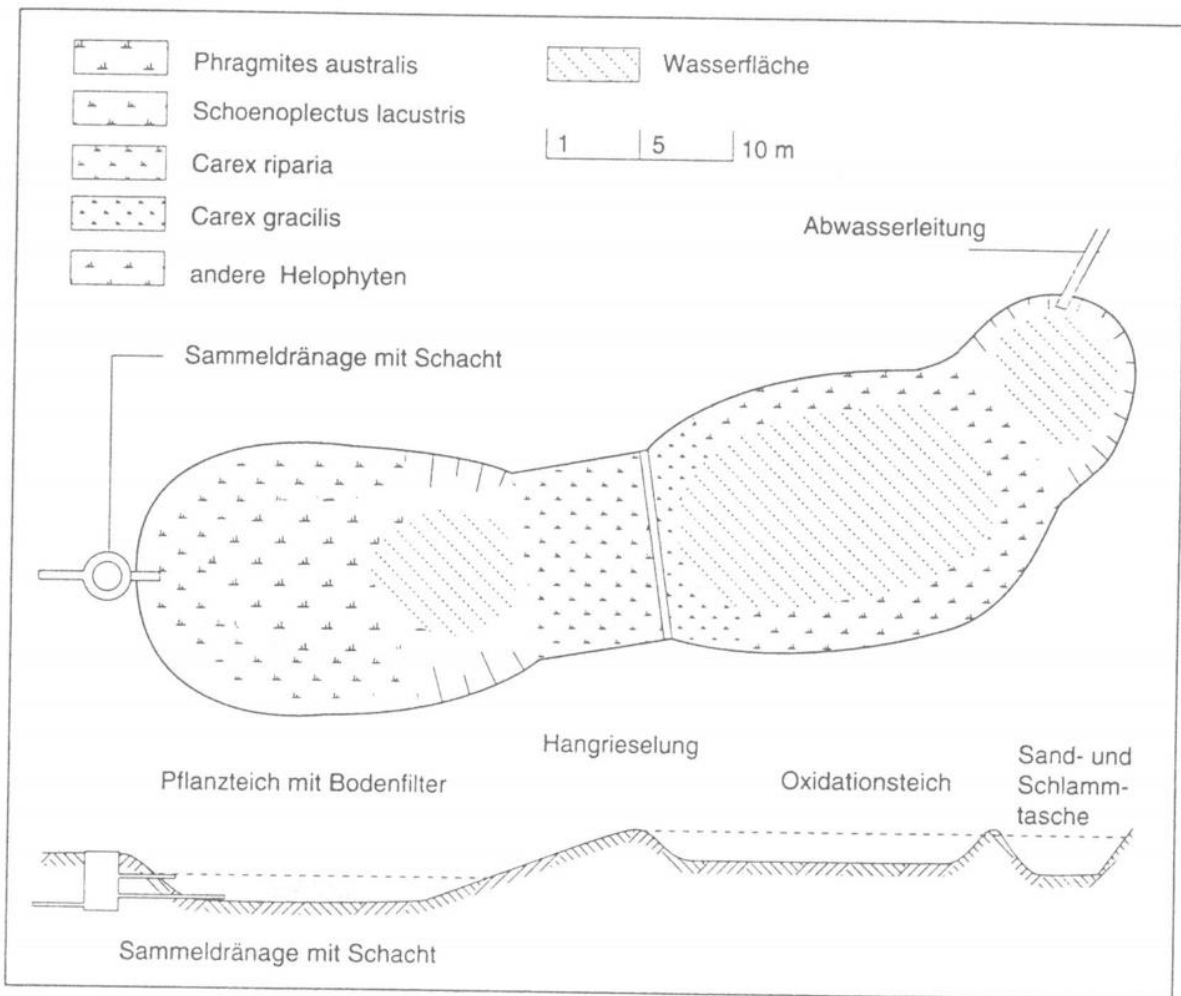


**Abbildung 1:** Hydraulische Durchströmung unterschiedlicher Bauformen

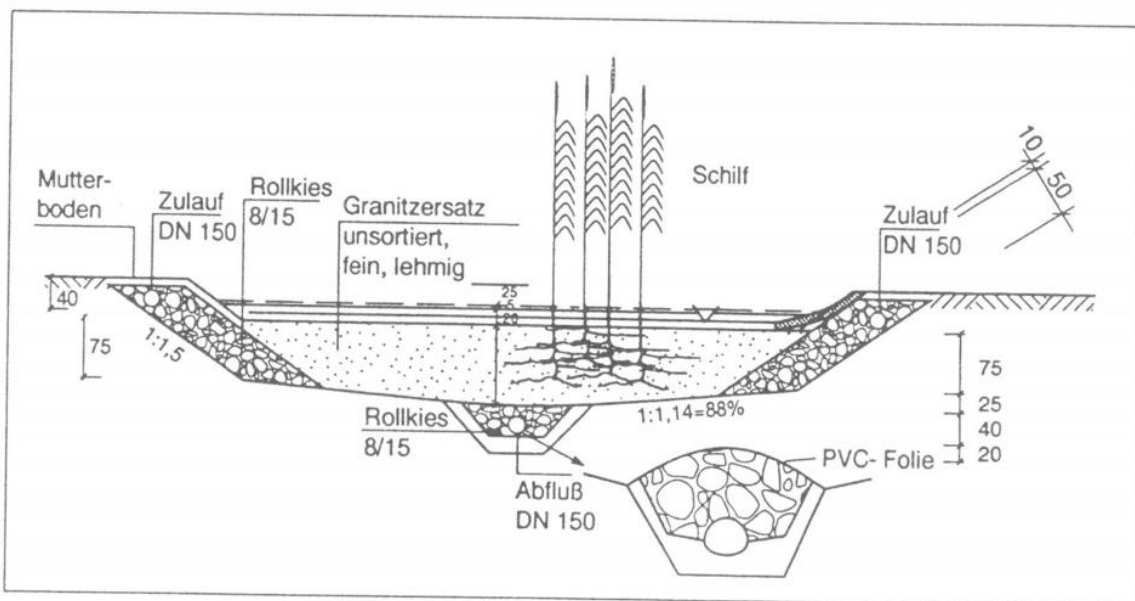
Die Abbildungen 2 bis 6 enthalten die Darstellungen einiger Bauformen und Systemkonfigurationen. Zum Teil sind sie nach den Entwicklern bzw. Lizenzgebern benannt.



**Abbildung 2:** Krefelder System nach LWA (1989), aus WISSING (1995)



**Abbildung 3:** Teich-Pflanzen-Klaranlage nach ONKEN (1992), aus WISSING (1995)



**Abbildung 4:** Bepflanzte Bodenfilter nach GELLER (1982), aus WISSING (1995)

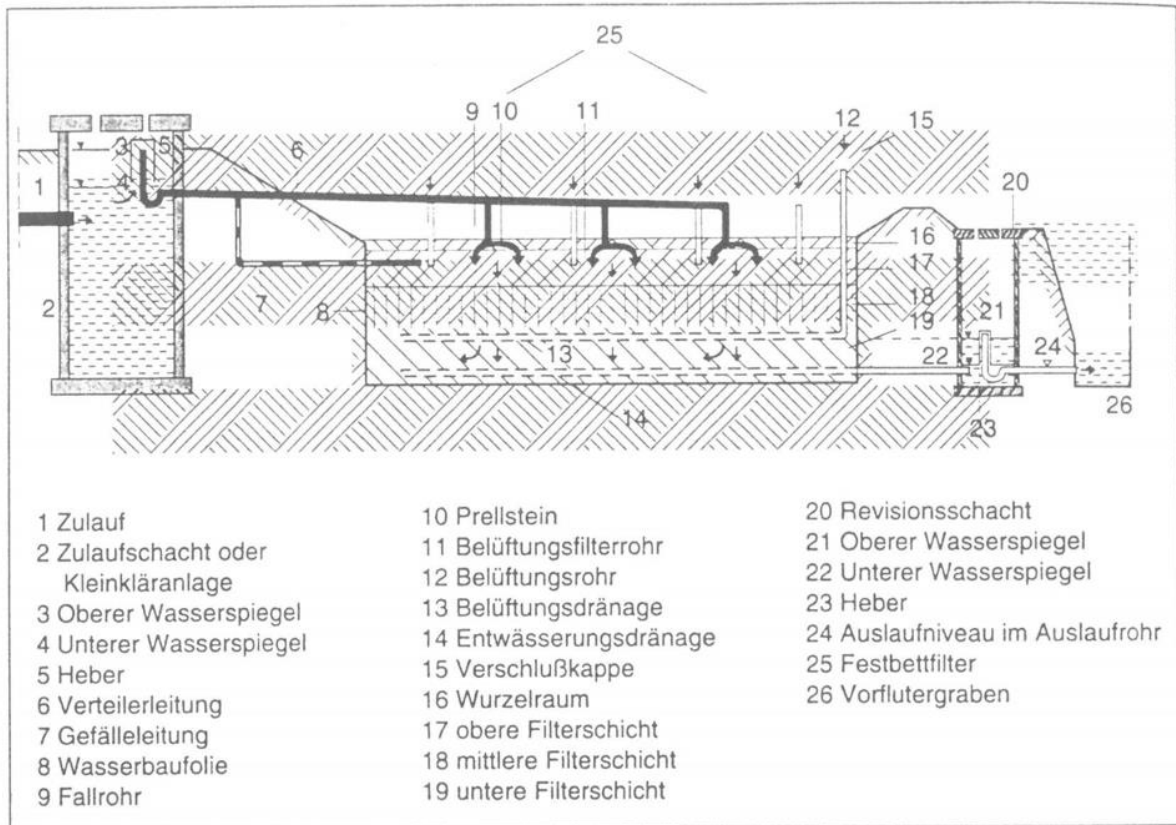


Abbildung 5: Phytofilt-System nach LÖFFLER (1993)

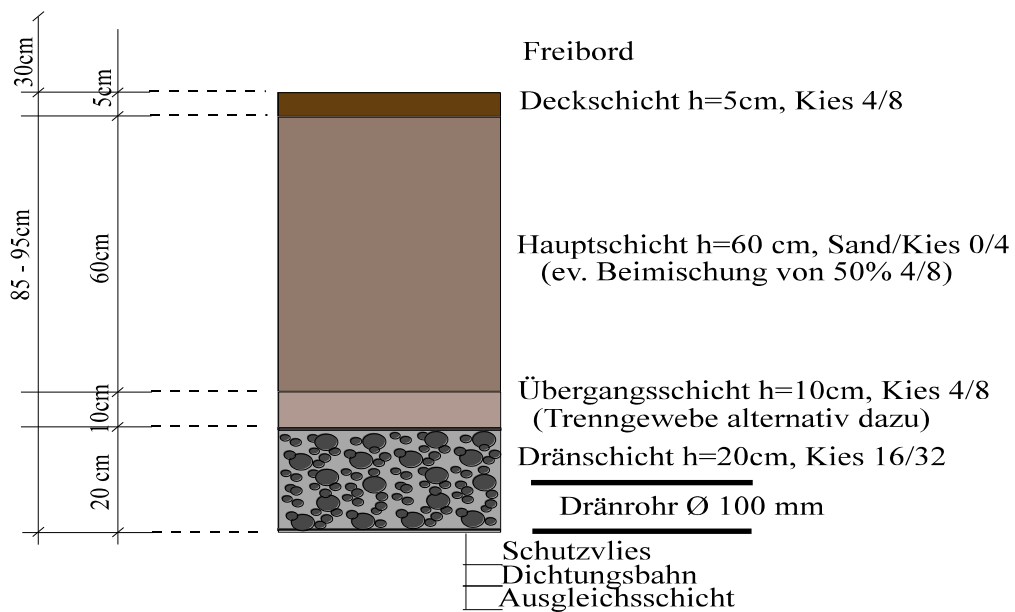


Abbildung.6: Vertikal durchströmter bepflanzter Bodenfilter - System IWGA-BOKU (IWGA, 1990)

Der Einsatz der unterschiedlichen Bauformen ist von den Anforderungen an die Reinigungsleistung bzw von der Stellung im Reinigungsprozeß abhängig. Durch die unterschiedlichen gesetzlichen Grundlagen sind internationale Erfahrungen nur unter Berücksichtigung der Vergleichbarkeit der Anforderungen (v.a. Nitrifikation!) zu verwerten. Ausgehend von der österreichischen Situation können folgende Einsatzbereiche in bezug auf die Rohwasserqualität unterschieden werden:

- mechanisch gereinigtes Abwasser - einstufiges System:  
⇒ vertikal durchströmter bepflanzter Bodenfilter (VBBF) mit intermittierender Beschickung
- mech. gereinigtes Abwasser - zwei-/mehrstufiges System in Serie:  
⇒ Kombination von vertikal und horizontal durchströmtem BBF
- biologisch gereinigtes Abwasser (dritte Reinigungsstufe):  
⇒ vertikal bzw horizontal durchströmter BBF (je nach Anforderung):
  - Restnitrifikation: Vorteile für VBBF
  - Denitrifikation, P-Elimination, Mengenreduktion: Vorteile für HBBF

Für die Anwendung als dritte Reinigungsstufe liegen in Österreich noch relativ geringe praktische Erfahrungen vor, der Einsatz bei einer Anschlußgröße > 200 EGW ist Gegenstand eines aktuellen Pilotversuchs (KOCH et al., 1996).

Die mittlerweile hohe Anzahl von Pflanzenanlagen z.B. in Europa und USA - darunter eine Vielzahl mit gut dokumentierten Betriebsergebnissen - hat insgesamt zu einer breiten Datenbasis geführt, die zum Teil einer vergleichenden Auswertung unterzogen wurden (z.B.: BÖRNER, 1992, 1993; KNIGHT, 1993). Basierend auf diesen Erfahrungen wurden Dimensionierungsansätze für die unterschiedlichen Bautypen bzw. Verfahrensführungen erarbeitet. Zu unterscheiden sind dabei im wesentlichen:

- Pflanzenstufen mit freiem Wasserspiegel ("surface flow")
- Pflanzenstufen mit Durchströmung im Bodenhorizont ("subsurface flow")
- horizontal durchströmte Pflanzenstufen
- vertikal durchströmte Pflanzenstufen



Der Einsatzbereich von "surface flow systems" ist zur Zeit im wesentlichen auf außereuropäische Bereiche (v.a. USA) beschränkt; für den Einsatz im Zusammenhang mit einer Regenwasser- bzw. Oberflächenwasserbehandlung werden solche Systeme jedoch in Zukunft auch bei uns eine verstärkte Bedeutung erreichen. Die bei uns für die Reinigung von häuslichem Abwasser in Frage kommenden "subsurface flow systems" weisen im wesentlichen keine offenen Wasserflächen auf, was einer vielfach gestellten Forderung der Hygiene - vor allem im Bereich von Einzelhausanlagen - entspricht. Für die horizontal durchströmten Bauformen liegen langjährige Erfahrungen vor. Im Zusammenhang mit den aktuellen Anforderungen an die Nitrifikationsleistung kommen verstärkt vertikal durchströmte Anlagentypen zum Einsatz. Eine Kombination der beiden Typen wird vielfach im Rahmen einer weitergehenden Stickstoff- und Phosphorelimination realisiert. Grundsätzlich wurde diese Verfahrensweise bereits von SEIDL (1978) eingesetzt, allerdings ohne besondere Berücksichtigung einer gesicherten Nitrifikation.

Bei den folgenden Ausführungen über die Dimensionierung wird lediglich auf die Bemessung der Pflanzenstufe eingegangen. Die Auslegung der mechanischen Vorreinigung und der maschinellen Ausrüstung entspricht im wesentlichen der Vorgangsweise bei anderen Reinigungsverfahren derselben Größenordnung. Unter Umständen können sich durch Berücksichtigung der besonderen Pufferfähigkeit einer Pflanzenstufe günstigere Ansätze für die Vorreinigung ergeben.

### **3 Dimensionierung**

Die Dimensionierung umfaßt als wesentliche Grundlage die hydraulische Berechnung. Im Zusammenhang mit einer ungenügenden hydraulischen Durchlässigkeit wurden bei vielen bestehenden Anlagen Fehlfunktionen festgestellt. Im Regelfall war die Bodendurchlässigkeit im Vergleich zur Beschickungsmenge zu gering, sodaß das Reaktionsvolumen des Pflanzenbeetes nur teilweise oder sehr ungleichmäßig genutzt werden konnte. Der Bedarf nach einer möglichst exakten Aussage über die bodenphysikalischen Eigenschaften des Füllmaterials bedingt Analysen am ausgewählten Material. Eine Abschätzung der Durchlässigkeit über die Sieblinie anhand einer generellen Analyse eines Kiesgrubenstandortes sollte nur für eine Vorauswahl verwendet werden.

Über die hydraulische Berechnung wird der erforderliche durchströmte Querschnitt ermittelt. Zusätzlich wird über empirisch abgesicherte Reaktionskonstanten die erforderliche Aufenthaltszeit (= erforderliches Reaktionsvolumen) festgelegt. Die Reaktionskonstanten weisen in Abhängigkeit von den jeweils verwendeten Bodenmaterialien (z.B. bindig - nichtbindig) unterschiedliche Größenordnungen auf. Aufgrund der historischen Entwicklung beruhen vor allem die Werte für den Kohlenstoffabbau auf sehr langen Zeitreihen.

### **3.1 Pflanzenanlagen mit freiem Wasserspiegel (Surface Flow Systems)**

Von KADLEC (1994) wurde ein Bemessungsansatz vorgestellt (Abb. 1), der auf einer Reaktionsgleichung 1. Ordnung basiert. Der Ansatz beschreibt die langfristige Massenbilanz zwischen Abbau der Abwasserinhaltsstoffe und teilweise Rückführung der aufgenommenen Inhaltsstoffe durch Abbau der Biomasse bzw. Rücklösung aus dem Bodenmaterial. Zusätzlich wird für diese Systeme eine nach dem Stoffabbau verbleibende Hintergrundbelastung angenommen. Die Reinigungsleistung kann somit eine Minimumkonzentration im Ablauf nicht übersteigen. Als Grundlage für die Reaktionskonstanten der einzelnen Parameter stand die Auswertung einer umfangreichen Datenbasis zur Verfügung (KNIGHT et al., 1993) .

Nochmals sei darauf hingewiesen, daß diese Systeme bei der Reinigung häuslicher Abwässer in (Mittel)Europa nicht zur Anwendung kommen. Als Reinigungsstufen für geringe Zulaufbelastungen (Oberflächengewässer, 3. Reinigungsstufe, o.ä.) können diese Anlagen in Zukunft jedoch verstärkte Bedeutung erlangen.

### **3.2 Pflanzenstufen mit Durchströmung im Bodenhorizont**

#### **3.2.1 Horizontal durchströmte Bauformen**

Speziell für diese Bauform hat nahezu jeder Entwickler einer "eigenen" Bauform seine eigene Bemessungsformel entwickelt. Im wesentlichen erfolgt einerseits der Nachweis der ausreichenden hydraulischen Durchlässigkeit des

durchströmten Querschnitts und andererseits der Nachweis der erforderlichen Abbaurate in Abhängigkeit von der Eingangsbelastung und dem maßgeblichen Verschmutzungsparameter. Im Regelfall ausschlaggebend ist der realistische Ansatz der hydraulischen Durchlässigkeit des eingebauten Bodenmaterials, wobei vor allem auf die korrekte Auslegung der Sickerfläche des Einlaufbereiches zu achten ist. Die Berechnungsansätze der jeweiligen „Systementwickler“ weisen naturgemäß große Ähnlichkeiten auf. Der wesentliche Unterschied besteht im Regelfall bei der zum Einsatz kommenden Reaktionskonstante, die somit typspezifisch für die jeweilige Bauform erscheint.

Als Beispiele von Bemessungsansätzen können u.a. genannt werden (PERFLER, 1995):

- ATV-Hinweisblatt H 262, 1989; ATV-Arbeitsblatt A 262 (Entwurf 11/95)
- IÖV (1995), basierend auf den Arbeiten im Rahmen des „Erfahrungsaustausch Pflanzenkläranlagen Weihenstephan, 1991
- European Design and Operations Guidelines, EC/EWPCA Expert Group, 1990
- EPA - Design Manual, Constructed Wetlands and Aquatic Plant Systems, 1988
- ÖNORM B 2505 (Entwurf Feber 1996)

Im Zusammenhang mit den aktuellen Anforderungen an die Reinigungsleistung kleiner Anlagen ist der Einsatz horizontal durchströmter Pflanzenfilter nur eingeschränkt möglich. Zur Sicherstellung der Leistungsfähigkeit bei der Nitrifikation ist nach den aktuellen Erfahrungen eine spezifische Fläche von mindestens 6 m<sup>2</sup>/EGW erforderlich, wobei unter Umständen spezielle Betriebsweisen (zB alternierender Betrieb von parallelgeschalteten Stufen im Wochenintervall) erforderlich sind. Bei der Anwendung von 2-stufigen Anlagen ist der Einsatz als erste Stufe (Kohlenstoffabbau) bzw. zweite Stufe (Denitrifikation, P-Elimination, Mengenreduktion) denkbar, wobei eine entsprechende Verringerung der spezifischen Fläche möglich ist.

### 3.2.2 Vertikal durchströmte Bauformen

Bei der hydraulischen Berechnung ist zu berücksichtigen, daß die Beschickungsmenge der Anlage bzw. die Länge der Intervallpausen eine Durchlüftung des Bodenkörpers durch das Wechselspiel von gesättigten und ungesättigten Bodenhorizonten zuläßt. Eine genaue Berechnung ist durch den ständigen Wechsel des Sättigungsgrades aufwendig.

Die vertikale Durchströmung des Filterkörpers legt einen Ansatz unter Berücksichtigung des Raumvolumens nahe. Die aktuellen Erfahrungen zeigen aber, daß ab einer Profilhöhe von etwa 1 m keine wesentliche Verbesserung der Reinigungsleistung erfolgt. Lediglich bei relativ aufwendigen Bauformen mit einer speziellen Ausbildung verschiedener Bodenhorizonte (zusätzliche Belüftung bzw. Kohlenstoffeintrag in der Tiefe) kann durch Schaffung spezifischer Milieubedingungen in den jeweiligen Horizonten eine höhere Profiltiefe sinnvoll genutzt werden.

In Österreich erscheint zur Zeit eine pauschalierte Bemessung mit einer spezifischen Fläche von  $5\text{m}^2/\text{EGW}$  im bevorzugten Einsatzbereich der Anlagen ( $< 50\text{EGW}$ ) einerseits empirisch ausreichend abgesichert und andererseits im Genehmigungsverfahren durchsetzbar. Eigene sowie internationale Erfahrungen zeigen jedoch, daß bei der vertikalen Durchströmung auch bei einer deutlich geringeren spezifischen Fläche (ca.  $3\text{m}^2/\text{EGW}$ ) befriedigende Abbauleistungen erzielt werden können.

Diese pauschalierten Werte gelten unter der Annahme von bestimmten Rohwasserfrachten bzw. Bauformen. Bei der heute üblichen Bemessungsannahme von  $5\text{m}^2/\text{EGW}$  liegen z.B. folgende bauliche bzw. betriebliche Bedingungen zugrunde (Abb. 6):

- häusliches Abwasser (z.B. nach ATV),  $150\text{l}/\text{EGW}$ ,
- Durchlässigkeit des Bodenmaterials: kf-Wert =  $10^{-3} - 10^{-4}\text{m/s}$ ,
- Intervallpausen für die Beschickung von ca. 6h,
- Gesamthöhe des Bodenprofils (inkl. Dränschicht, Erosionsschutz, etc.) ca. 1m
- Höhe der Hauptschicht (mit sandigen Körnungsanteilen): ( $\geq 0.6\text{m}$ )

## 4 Entwicklung von Normen und Regelwerken

Zur Absicherung von Mindeststandards für die Bemessung, den Bau und den Betrieb der Pflanzenanlagen werden mittlerweile national bzw international (EU) gültige Regelwerke entwickelt. Durch die mitunter regional unterschiedliche Vorgangsweise von Seiten der Genehmigungsbehörden bestehen vielfach regional angewendete Merk- und Hinweisblätter. In Österreich wurde im Feb. 1996 der Entwurf für die Vornorm B 2505 „Bepflanzte Bodenfilter (Pflanzenkläranlagen) - Anwendung, Bemessung, Bau und Betrieb“ fertiggestellt. Dabei wird sowohl auf die horizontal wie auch vertikal durchströmte Bauform beim Einsatz für die häusliche Abwasserreinigung eingegangen. Allerdings erscheint es - in Anbetracht des weiten Einsatzbereiches von Pflanzenanlagen für Maßnahmen des Gewässerschutzes - sinnvoll, bei der weiteren Ausarbeitung zusätzliche Bauformen und Anwendungsbereiche aufzunehmen.

Die Arbeiten zur Erstellung einer Europa-Norm befinden sich in einem Anfangsstadium.

Einen für die praktische Umsetzung beim Bau von Pflanzenanlagen wesentlichen Teil dieser Regelwerke stellen die Angaben zur Konstruktion dar. Dabei müssen folgende Themenbereiche einen Schwerpunkt darstellen:

- Auswahl des Bodenmaterials in bezug auf physikalische und chemische Kenngrößen (zB Korngrößenverteilung, hydromorphe Eigenschaften, Adsorptionsflächen, Austauschpotential, ...)
- Einbau des Bodenmaterials bzw von Bodenhorizonten mit unterschiedlicher Korngrößenverteilung
- Maßnahmen zur Vermeidung von Verschlammungserscheinungen (abgestufte Korngrößen, Erosionsschutz, etc.)
- gleichmäßige und betriebssichere Beaufschlagung der zur Verfügung stehenden Sickerfläche (bes. zulaufseitig)

Die Erarbeitung und Konkretisierung von Entscheidungskriterien für den Einsatz bzw. die Auslegung von Pflanzenanlagen - wie ihn zB die European Guidelines (1990) in einem ersten Ansatz enthalten (vgl. PERFLER, 1995) -

sollte sowohl die Kontrolle als auch die Transparenz der Planungsschritte sicherstellen.

Die Standardisierung von Bau- und Betriebsformen sollte auch zu einer Reduktion des Planungs- und damit Kostenaufwandes besonders im Einzelanlagenbereich führen. Darüberhinaus kann die verlässliche Einhaltung der Reinigungsanforderungen durch den Einsatz von Standardbauformen am besten gewährleistet werden.

## **5 Reinigungsleistung**

Bei Angaben über die Reinigungsleistung von Pflanzenkläranlagen bzw. bei der vergleichenden Interpretation sind folgende Punkte besonders zu beachten:

- Belastung des Rohwassers
- Bezug der Reinigungsleistung auf die Pflanzenstufe oder auf die Gesamtanlage
- Bauart und Betriebsform als wesentliche Randbedingung zur Vergleichbarkeit der Daten
- genaue Beschreibung der tatsächlichen hydraulischen Verhältnisse (Durchströmungsmuster, Auslastung) und der Beschickungsart („Intervallbeschickung“ oftmals nicht wirklich gegeben)

### **5.1 Vertikal durchströmte bepflanzen Bodenfilter (VBBF)**

Als Beispiel für die im praktischen Einsatz erzielbare Reinigungsleistung eines vertikal durchströmten bepflanzen Bodenfilters sei auf eine Pilotanlage im Einzelhausbereich (8 EGW) verwiesen (PERFLER et al., 1995). Die Tabelle 1 enthält die Kennziffern der Auswertung einer Jahresreihe (gemäß Emissionsverordnung). Die Probenahmezeitpunkte sind gleichmäßig über das Jahr verteilt, die hydraulische Auslastung der Anlage liegt bei ca. 90% der Dimensionierungsgröße. Somit ist eine hohe Repräsentativität der Meßwerte gegeben. Bei Betrachtung des 80%-Wertes der Ablaufkonzentrationen kann für alle wasserrechtlich relevanten Parameter eine klare Einhaltung der Grenzwerte festgestellt werden. Die Werte für CSB und BSB<sub>5</sub> liegen bei ca. 50 bzw. 25%

des Grenzwertes. Auch der Wert für NH<sub>4</sub>-N liegt mit 8,1 mg/l (Minimum <0,1 mg/l) deutlich unter dem Grenzwert (10 mg/l) - trotz der relativ geringen Temperaturen im Ablauf (Minimum 2,5 °C). Die Beschränkung der Nitrifikation auf Temperaturen >12°C nach EVO blieb bei der Auswertung unberücksichtigt.

	CSB		BSB5		Temp [°C]	NO <sub>3</sub> -N ab	NH <sub>4</sub> -N		Nges [mg/l]		Pges		abf. St.	
	zu	ab	zu	ab			zu	ab	zu	ab	zu	ab	zu	ab
n-WERTE	25	25	25	25	22	25	25	25	25	25	25	25	25	25
MAX	702	91	265	32	15,5	102,8	86,6	12,2	117,6	121,5	13,7	6,5	432	38
MIN	140	17	19	1	2,5	8,2	48,0	0,0	67,1	12,8	8,7	2,3	72	2
MITTEL	325	33	117	5	8,5	47,5	71,6	4,5	86,1	55,0	10,7	4,0	121	10
80%-Wert		41		6		56,4		8,1		67,7		5,5		12
ELIM.[%]		90		96				94		36		63		92

Tabelle 1: Variante A, Datenreihe April 1993 bis Juni 1994 (PERFLER et al., 1995)

Im wesentlichen vergleichbare Ergebnisse liefern Untersuchungen von Anlagen in der Steiermark (NNA, 1994), wobei zum Teil fehlende Angaben zur aktuellen Auslastung bzw Bauformen, die einem Mischtyp zwischen horizontal und vertikal beschicktem Filter entsprechen, einen direkten Vergleich erschweren. Zusätzliche Erfahrungen mit vertikal durchströmten Filtern liefern zB PLATZER (1995), LÖFFLER (199 ) und BREEN (1996). Als allgemein gültige Aussage kann zusammengefaßt werden:

- ganzjährig gesicherter CSB und BSB5-Abbau ohne statistisch signifikante Verminderung in der Winterperiode
- ganzjährig gesicherte Nitrifikationsleistung unter Einhaltung einer Ablaufkonzentration für NH<sub>4</sub>-N von 10 mg/l; Minimumwerte im Sommerhalbjahr bis << 1mg/l.

Die genannte Nitrifikationsleistung der Bodenfilter ist im wesentlichen mit der vergleichsweise extensiven Verfahrensführung erklärbar. Von entscheidender Bedeutung ist einerseits die Intervallbeschickung zur Zwangsbelüftung des Bodenkörpers und andererseits die flächige Verteilung des Abwassers zur Ausnutzung des Reaktionsvolumens

## 5.2 Horizontal durchströmte bepflanzte Bodenfilter (HBBF)

Die international weite Verbreitung der horizontal durchströmten Bauform ist einerseits begründet durch den Verlauf der Verfahrensentwicklung und andererseits durch die bei kleinen Anlagen in vielen Ländern auf Kohlenstoffelimination beschränkten Reinigungsanforderung. Wie weit die Nitrifikation gemäß Emissionsverordnung auch bei horizontaler Durchströmung gesichert ist, war eine der Fragestellungen bei der mehrjährigen Untersuchung einer Pilotanlage (PERFLER et al., 1995). Die Tabelle 2 enthält die Kennzahlen für die Auswertung einer Jahresreihe nach EVO.

	CSB		BSB5		Temp [°C]	NO3-N		NH4-N		Nges		Pges		abf.St.	
	zu	ab	zu	ab		ab	zu	ab	zu	ab	zu	ab	zu	ab	
n-WERTE	30	28	30	28	29	28	30	28	30	28	30	28	28	28	
MAX	460	68	180	10	16,6	80,0	108,0	11,0	122,5	97,8	13,8	8,1	198	28	
MIN	97	30	9	1	2,4	3,5	33,4	1,3	39,8	10,9	7,1	0,7	12	2	
MITTEL	211	43	57	4	9,8	31,9	78,6	7,4	91,1	44,6	11,0	3,3	86	10	

Tabelle 2: Variante C, Datenreihe Juni 1993 bis Juni 1994 (PERFLER et al., 1995)

Für die Parameter CSB und BSB5 liegt der 80%-Wert der Ablaufkonzentrationen deutlich unter dem jeweiligen Grenzwert, eine jahreszeitliche Abhängigkeit ist statistisch nicht nachweisbar. Die Auswertung in bezug auf die Nitrifikationsleistung - ohne Einschränkung auf Temperaturen >12°C - ergibt mit 10,2 mgNH4N/l eine geringfügige Überschreitung des Grenzwertes. Bei Berücksichtigung der Temperatur gemäß EVO liegt der 80%-Wert etwas unter 10 mg/l. Während der Sommerperiode werden Minimalgehalte zwischen 1 und 3 mg/l erreicht. Die geringe hydraulische Belastung der Anlage mit etwa 50% der Dimensionierungsgröße stellt eine Einschränkung der Dateninterpretation dar.

Untersuchungen von Anlagen in der Steiermark (NNA, 1994) sowie Angaben von GELLER (1992) und BÖRNER (1992) liefern vergleichbare Ergebnisse. Folgende Schlußfolgerungen sind möglich:



- ganzjährig gesicherter CSB und BSB<sub>5</sub>-Abbau ohne statistisch signifikante Verminderung in der Winterperiode
- die Nitrifikationsleistung ist durch die verringerte Austauschdynamik zwischen gesättigten und ungesättigten Bodenzonen eingeschränkt; ausgeprägte jahreszeitliche Abhängigkeit ohne gesicherte Einhaltung einer Ablaufkonzentration für NH<sub>4</sub>-N von 10 mg/l; Minimumwerte im Sommerhalbjahr 1 - 3 mg/l.

## 6 Anlagenbetrieb - Anlagenkonstruktion

Der Anlagenbetrieb stellt aufgrund der üblicherweise einfachen technischen Ausstattung der Pflanzenanlagen allgemein gesprochen keine besonderen Anforderungen.

Als wesentlicher Betriebsgrundsatz ist die Sicherstellung einer intermittierenden bzw alternierenden Beschickung einzustufen. Im einfachsten Fall (und bei entsprechenden geodätischen Verhältnissen) ist die Beschickung der Pflanzenstufe mechanisch-hydraulisch durchführbar. Dabei ist jedoch zu beachten, daß die intermittierend aufgebrachten Zulaufmengen eine Größenordnung aufweisen, sodaß das Verteilsystem gleichmäßig beaufschlagt werden kann. Dies ist bei oftmals eingesetzten Kippwannen nicht immer gewährleistet. Eine gesicherte Intervallbeschickung wird in der Regel über einen zeitgesteuerten Pumpbetrieb durchgeführt. Die dafür erforderliche Infrastruktur ist üblicherweise vorhanden bzw leicht erstellbar. Die schiebergesteuerte Zulaufregelung hat sich in einigen konkreten Fällen wegen Kondenswasserbildung und Korrosionsproblemen im Motorbereich nicht bewährt. Durch die geringen Laufzeiten der Pumpen stellen die Energiekosten keinen relevanten Kostenfaktor dar.

Für die Sicherstellung einer regelmäßigen Verteilung der Beschickungszeitpunkte ist die Zwischenspeicherung des mechanisch gereinigten Abwassers erforderlich. Durch die Intervallbeschickung darf das Absetzverhalten der mechanischen Stufe nicht nachteilig beeinflußt werden. Für die Räumung des in der mechanischen Stufe abgesetzten Schlammes ist nach Erfahrungen im Einzelhausbereich maximal im jährlichen Abstand erforderlich. Die in kleinen Anteilen auf das Pflanzenbeet aufgebrachten abfiltrierbaren Stoffe stellen

insbesondere bei der Flächenverteilung bei vertikal durchströmten Filtern in der mehrjährigen Beobachtung kein Betriebsproblem (Infiltrationswiderstand) dar.

Die Entfernung der zuwachsenden oberirdischen Biomasse erscheint auf Grund der beschränkten Stoffentnahme bei Abwassersystemen als wenig sinnvoll. Darüberhinaus stellt die sperrige Struktur der Streuschicht v.a. bei Schilfbepflanzung eine wichtige Wärmeisolation im Winter dar, die zusätzlich eine nachteilige direkte Schneeeauflage auf der Beetoberfläche verhindert. Aufgrund des lockeren Aufbaus wird der Luftaustausch an der Oberfläche des Filters nicht behindert.

Der Winterbetrieb kann im Hinblick auf die Verteileinrichtungen an der Beetoberfläche ein Problem darstellen. Die sehr einfachen Konstruktionen bei Einzelhausanlagen haben sich durchgehend bewährt. Bei größeren Vertikalfiltern sind aufgrund der für unsere klimatischen Bereiche geringen praktischen Erfahrungen optimierte Verteilkonstruktionen erforderlich, die einerseits betriebssicher und andererseits technisch bzw. ökonomisch nicht zu aufwendig sind.

Die allgemeine Stabilität des Anlagenbetriebs auch im Vergleich zu technischen Kleinanlagen wurde - unter der Voraussetzung einer grundsätzlich korrekten Dimensionierung und Betriebsführung - bereits von MÜLLER (1991) und BÖRNER (1992, 1993) nachgewiesen. Weitere positive Hinweise dazu liefern zB HABERL et al. (1995, 1996). Für die vertikal durchströmten Filter liegen - im Vergleich zu horizontalen Bauformen - naturgemäß noch nicht besonders lange Beobachtungsreihen vor. Die Auswertungen mehrjähriger Betriebsperioden lassen jedoch auf keine speziellen Betriebsprobleme für den langjährigen Betrieb schließen. In diesem Sinne ist eine Aussage über eine mögliche Gesamtbetriebsdauer nicht gesichert möglich. Eine vorzeitige Erschöpfung der für die Reinigungsleistung maßgeblichen biochemischen Umsetzungsprozesse erscheint nicht plausibel.

Allgemeine Konstruktionshinweise können den bereits erarbeiteten Regelwerken (vgl. Kap. 3 und 4) entnommen werden. Die zukünftigen Entwicklungen sollten vor allem eine Standardisierung von Anlagenteilen (Vorreinigung, Beschickungseinrichtung, Steuerung, Ablaufgestaltung, Beetabdichtung) zur Sicherstellung der Ausführungsqualität und gleichzeitig zur Kostenoptimierung zum Ziel haben.

Die aufgrund der „einfachen“ technischen Ausführung von Pflanzenanlagen naheliegenden Überlegungen zum Selbstbau durch Interessenten (zB NNb, 1995) erfordert in jedem Fall eine fachlich kompetente Begleitung, wobei für bestimmte Anlagenkomponenten eine Erstellung durch Fachfirmen unerlässlich ist. Durch eine Serienentwicklung für bestimmte Anlagengrößen bzw. -komponenten könnten hier weitere Kostenvorteile verwirklicht werden.

Die Errichtungskosten einer Anlage (Zuleitung, Vorreinigung, Pflanzenfilter, Ableitung) können je nach Einzelfall erheblich differieren. Für Einzelhausanlagen ist ein Rahmen von 50 000.- bis 100.000.- öS einigermaßen realistisch. Die Kosten für die Pflanzenstufe (Zulaufverteilung, Erstellung des dichten Pflanzenbeckens, Erstellung des Bodenaufbaus, Dränleitungen) liegen nach aktuellen Erfahrungen bei 1.300.- bis 2.000.- öS pro m<sup>2</sup> Beetfläche. Teilweise wurden jedoch auch Kosten knapp unter 1000.- öS / m<sup>2</sup> erhoben. Die regionalen Kostenunterschiede sind - wie zB auch bei Kanalisationskosten bekannt - zum Teil erheblich.

## **7 Optimierung der Reinigungsleistung**

Neben der gesicherten Einhaltung der gesetzlich geforderten Reinigungsleistung bzw Ablaufgrenzwerte ist die Frage nach der Möglichkeit einer verbesserten Nährstoffelimination ein wesentlicher Bestandteil aktueller Forschungsprojekte.

Für die Steigerung des Stickstoffabbaus werden - entsprechend den bekannten Verfahrensgrundsätzen (anoxisches Milieu, C-Quelle, etc.) - unterschiedliche Lösungsansätze untersucht. Die Möglichkeiten einer geänderten Verfahrens- bzw Betriebsführung richten sich nach den Randbedingungen der Anlagensysteme, wie zB:

- einstufig - mehrstufig,
- Parallelbetrieb - Betrieb in Serie
- Kombination von vertikal und horizontal durchströmten Stufen

Die Möglichkeiten einer P-Elimination (d.h. Festlegung) sind eng an den Einsatz eines Bodenmaterials mit entsprechender Ionenaustauschkapazität

gebunden, wobei - neben einem wünschenswerten hohen Gehalt an Eisen- und Aluminiumoxiden - vor allem der Kalziumgehalt für die stabile Festlegung entscheidend ist. Die Beimengung von Fe- und Al-oxidhaltigen Stoffen zB als gekörntes Material ist in der Regel wegen der vergleichsweise geringen Adsorptionsfläche von geringer Effektivität und daher eher eine Frage der zusätzlich entstehenden Kosten. Im Vergleich zu technischen Kleinanlagen ohne spezielle Einrichtungen ist die P-Elimination von Pflanzenfiltern jedoch signifikant höher.

In den folgenden Ausführungen werden die Ergebnisse von Versuchen zur Verbesserung des Stickstoffabbaus durch Rezirkulationsbetrieb einerseits und Dosierung einer C-Quelle andererseits vorgestellt. Diese Lösungsansätze erfordern relativ einfach realisierbare Modifizierungen des Anlagenbetriebes.

### **7.1 Rezirkulationsversuche bei einem einstufigen VBBF**

Die Anlage Variante A besteht aus einer vorgeschalteten Grobentschlammung in Form eines einfachen Absetzschachtes (3m<sup>3</sup>) und einem einstufigen vertikal durchströmten bepflanzten Bodenfilter (Substrattiefe: 80cm, 5m<sup>2</sup> Oberfläche pro EGW). Der Bodenfilter wird mit freiem Auslauf - ohne Einstau der Bodenschicht - betrieben und viermal täglich beschickt.

Im Rezirkulationsversuch wird ein Teil des nitrifizierten Ablaufes aus dem Pflanzenbecken zurück in den Grobentschlammungsschacht gepumpt. In dem Schacht mischt sich das Rohabwasser (kohlenstoffreich, anoxisch/anaerob) mit dem nitrifizierten Ablauf.

Die Denitrifikationsleistung steht dabei in Abhängigkeit von der Menge des rezirkulierten Abwassers (Rücklaufverhältnis). Je höher dieses Rücklaufverhältnis desto größer die mögliche Denitrifikationsleistung der Anlage. Allerdings wird durch die Rückführung gleichzeitig die hydraulische Belastung der Anlage erhöht, die eine Verringerung der Nitrifikationsleistung verursachen könnte. Dieser Überlegung folgend wurde die Rezirkulationsmenge auf 50 - 80 % der Zulaufmenge beschränkt.

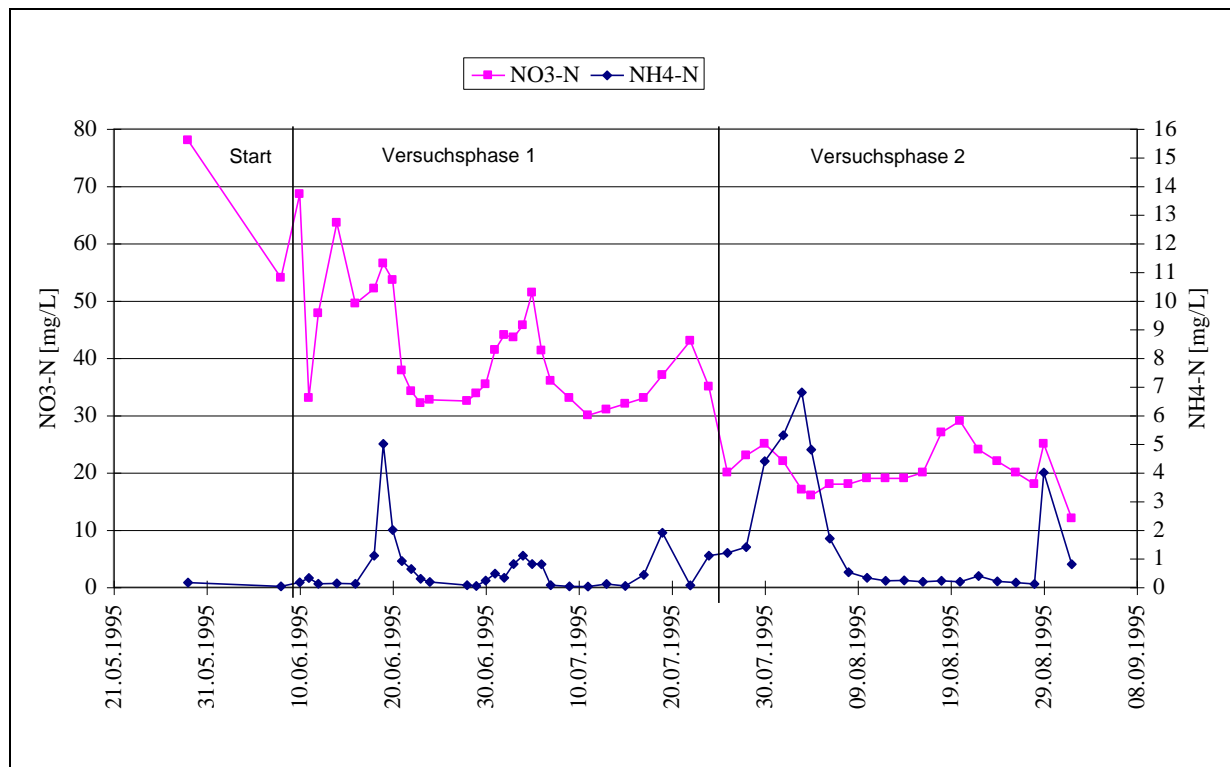
In einem zweiten Versuchsschritt wurden zusätzlich die untersten 20 cm des Bodenkörpers eingestaut, um einerseits eine größere Menge gesichert rezirkulieren zu können und andererseits, um ein Denitrifikationspotential auch

im Bodenkörper selbst zu schaffen (anoxische Zone). Zusätzliche Bedingung für eine Denitrifikation in dieser eingestauten, unteren Bodenschicht ist jedoch eine ausreichende C-Versorgung.

### 7.1.1 Versuchsergebnisse Rezirkulation

#### Versuchsphase 1 - ohne Einstau des Bodenfilters

In dieser Phase erfolgte die Rezirkulation mit einer Fördermenge von etwa 50% der zulaufenden Menge (ca. 1100 l/d). Abbildung 7 zeigt die Konzentrationsverläufe von  $\text{NO}_3\text{-N}$  und  $\text{NH}_4\text{-N}$  im Ablauf der Anlage über den gesamten Versuchszeitraum (Juni - August).

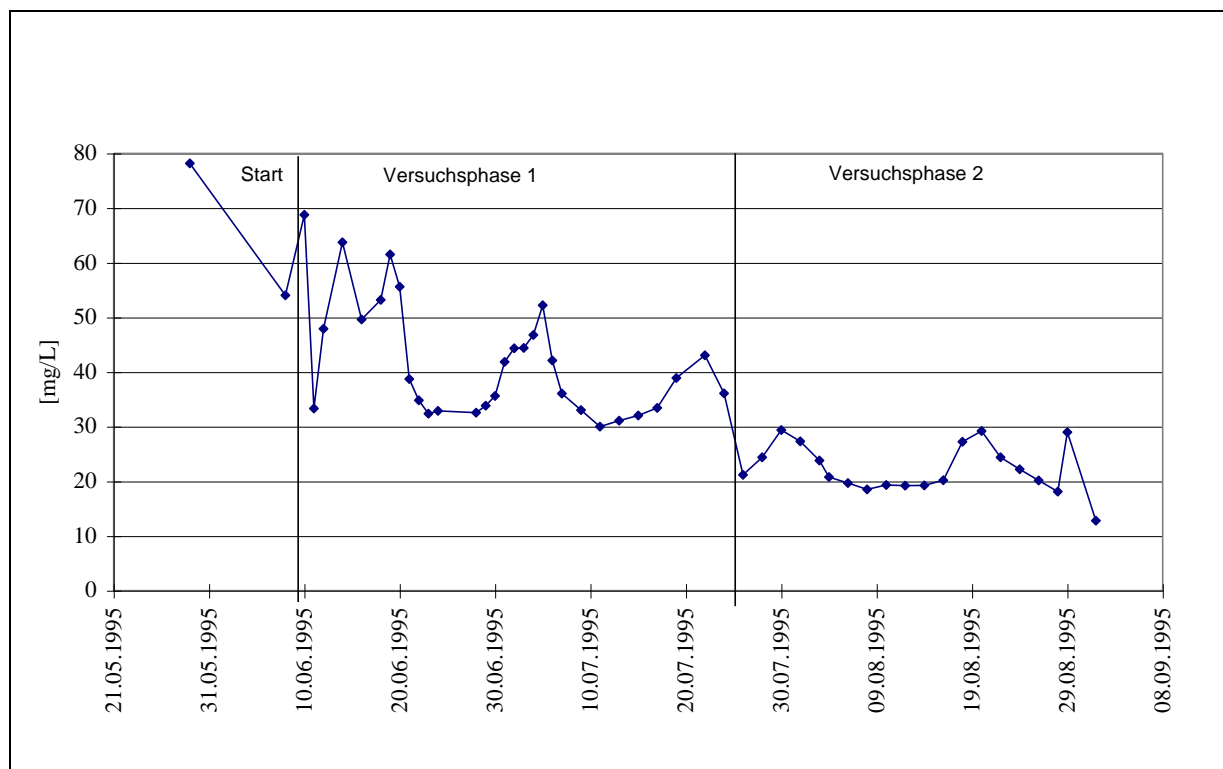


**Abbildung 7:** Verlauf der  $\text{NO}_3\text{-N}$  und  $\text{NH}_4\text{-N}$  - Konzentrationen im Ablauf der Variante A über den gesamten Versuchszeitraum mit Rezirkulation

Deutlich zu erkennen ist der deutliche Abfall im Konzentrationsverlauf des Nitrates bei weitgehend gleichbleibend niederen Ammonium-Ablaufwerten. Die erhöhten Ammoniumwerte vom 19. und 20. Juni sind auf einen Schieberdefekt zurückzuführen, wodurch keine - für die hohe Nitrifikationsleistung ausschlaggebende - Intervallbeschickung möglich war. Nach Behebung des Defektes werden die gewohnt niedrigen Werte sehr rasch wieder erreicht. In der

ersten Juliwoche wurde versuchsweise die Rezirkulationspumpe abgeschaltet, was ein Ansteigen der Nitratwerte zur Folge hatte.

In dieser ersten Versuchsphase (bis 25.7.1995) konnte ein durchschnittlicher Nitratableaufwert von 40,6 mg/l erreicht werden, was einer Reduktion gegenüber dem Durchschnittswert vor der Versuchsphase (Jänner bis Juni 1995: 59 mg/l) von 31% entspricht. Der durchschnittliche  $\text{NH}_4\text{-N}$  - Ablaufwert betrug in der ersten Versuchsphase 0,63 mg/l und blieb somit gegenüber dem Normalbetrieb (0,40 mg/l) praktisch unverändert. Somit konnte in dieser Versuchsphase die Eliminationsleistung der Anlage in bezug auf anorganischen Stickstoff ( $\text{NO}_2\text{-N}$  betrug im Ablauf durchschnittlich 0,20 mg/l) von 17% auf 42% gesteigert und somit mehr als verdoppelt werden. Der Konzentrationsverlauf des gesamten anorganischen Stickstoffes im Ablauf ist in Abbildung 8 dargestellt.



**Abbildung 8:** Konzentrationsverlauf vom gesamten anorganischen Stickstoff im Ablauf der Variante A über den Zeitraum des Rezirkulationsversuches

## Versuchsphase 2 - mit teilweisem Einstau des Bodenfilters

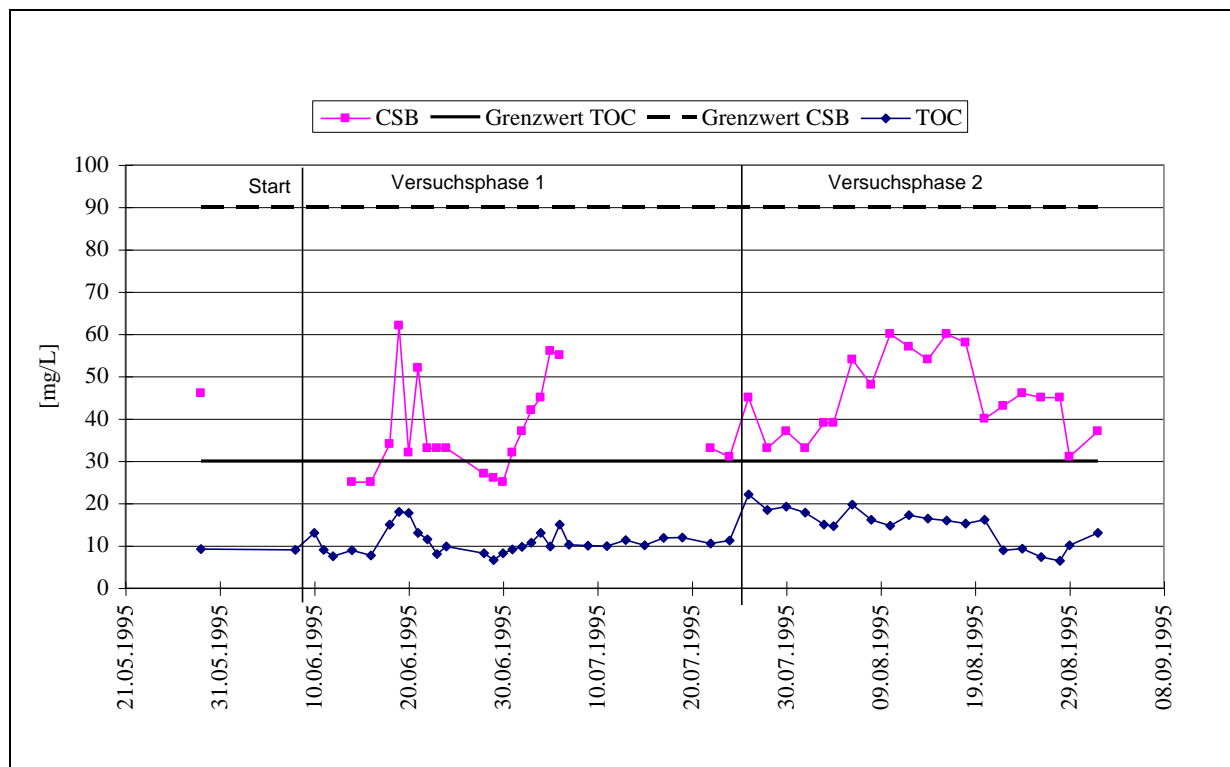
In der zweiten Versuchsphase (ab 25. Juli) wurde der Bodenkörper (Gesamttiefe 80cm) im untersten Bereich eingestaut (20 cm), einerseits zur Schaffung von Denitrifikationsbereichen und andererseits zur Mengenspeicherung. In der Folge konnte eine größere Menge Ablaufwasser rezirkuliert werden (60 - 80%).

Abbildung 7 zeigt, daß aufgrund dieser Maßnahme die Ablaufwerte von  $\text{NO}_3\text{-N}$  weiter gesenkt werden konnten auf durchschnittlich 20,6 mg/l. Dies entspricht einer Reduktion um weitere 50% gegenüber der ersten Versuchsphase und einer Reduktion von 65% gegenüber dem ursprünglichen Zustand ohne Rezirkulation. Nach dem Einstau des Bodenkörpers kam es zu einer kurzfristigen Erhöhung der Ammonium-Ablaufwerte auf 7 mg/l. Der Wert am 29. August wird wegen Fehlens einer plausiblen Erklärung als Ausreißer gewertet. Für die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentration wurde in der zweiten Versuchsphase ein Mittelwert von 1,65 mg/l ermittelt. Der teilweise Einstau einerseits und die stärkere hydraulische Belastung andererseits verursachte eine gewisse Einschränkung der Nitrifikationsleistung. Die sichere Einhaltung des Ammonium-Grenzwertes wurde bei diesen Versuchsbedingungen noch nicht gefährdet. Bei einer weiteren Steigerung des Rücklaufverhältnisses und/oder Erhöhung des Einstaues müßte jedoch mit Grenzwertüberschreitungen bei  $\text{NH}_4\text{-N}$  gerechnet werden.

Die Konzentration vom gesamten anorganischen Stickstoff im Ablauf der Anlage (Abb. 8) betrug durchschnittlich 22,5 mg/l, was einer Eliminationsleistung von 69% entspricht (Vervierfachung der Eliminationsleistung gegenüber dem ursprünglichen Betrieb). Unter Einbeziehung des organischen Stickstoffs (durchschnittlich 25,1 mg/l im Zulauf und 4,7 mg/l im Ablauf) ergibt sich für die zweite Versuchsphase eine  $\text{N}_{\text{ges}}$ -Elimination von 72%. Dieser Wert entspricht den Anforderungen der EVO bezüglich  $\text{N}_{\text{ges}}$ -Elimination für Anlagen > 5000 EGW. Der in dieser Versuchsphase erzielte  $\text{N}_{\text{ges}}$ -Abbau entspricht mit hoher Wahrscheinlichkeit der maximal möglichen Leistung des Systems "einstufige Pflanzenkläranlage (VBBF) mit Rezirkulation".

In bezug auf die Ablaufwerte für CSB und TOC (Abb. 9) wurden über den gesamten Versuchszeitraum durchschnittliche Ablaufkonzentrationen von 41

mg/l CSB und 12,4 mg/l TOC ermittelt. Vor der Versuchsphase lagen die Werte jedoch durchschnittlich darunter (30 mg/l CSB und 9,5 mg/l TOC). Der Grund für diese geringere Abbaurate liegt in der stärkeren hydraulischen Belastung des Pflanzenfilters durch die Rezirkulation. Dies wird auch deutlich durch einen Vergleich der Durchschnittswerte aus beiden Versuchsphasen (Phase 1: 33,6 mg/l CSB und 10,8 mg/l TOC; Phase 2: 45 mg/l CSB und 14,7 mg/l TOC).



**Abbildung 9:** Verlauf der CSB- und TOC-Konzentration im Ablauf der Variante A über den Versuchszeitraum mit Rezirkulation

## 7.2 Kohlenstoff-Dosierung bei einem seriell betriebenen zweistufigen VBBF

Die Variante B ist eine zweistufige, mit Schilf bepflanzte Anlage (beide Beete vertikal durchströmt, Substrattiefe je 60cm, 5m<sup>2</sup> Gesamtoberfläche pro EGW) mit einem vorgeschalteten Grobentschlammungsschacht (3m<sup>3</sup>). Die erste Stufe wird im freien Auslauf betrieben und vier mal täglich beschickt, die zweite in Serie geschaltene Stufe ist voll eingestaut. Durch den Einstau der zweiten Stufe werden anoxische Verhältnisse als Voraussetzung der Denitrifikation geschaffen. Durch diese Anlagenkonfiguration konnte zwar der Abbau



organischer Verbindungen und die Nitrifikation selbst im Winter gesichert werden, eine weitergehende  $N_{\text{ges}}$ -Elimination wurde dadurch jedoch nicht erreicht. Eine plausible Erklärung stellt die fehlende C-Versorgung der 2. Stufe durch die hohe Abbauleistung der ersten Stufe dar.

Als externe Kohlenstoffquelle wurde Methanol bzw Äthanol in den Zulauf der zweiten, eingestauten Stufe zudosiert. Die Erfahrungen aus dieser Dosierung sollen in weiterer Folge zur Auslegung einer Bypass-Führung für einen Rohabwasserteilstrom direkt in die zweite Stufe führen. Ein spezielles Problem stellt dabei die Ammoniumbelastung des Rohabwassers dar, die im eingestauten Beet nur beschränkt abgebaut werden kann. Auf Dauer erscheint jedoch die Bypasslösung aufgrund ihres - im Vergleich zur „künstlichen“ C-Dosierung - geringeren technischen Aufwandes als realisierbare Lösung.

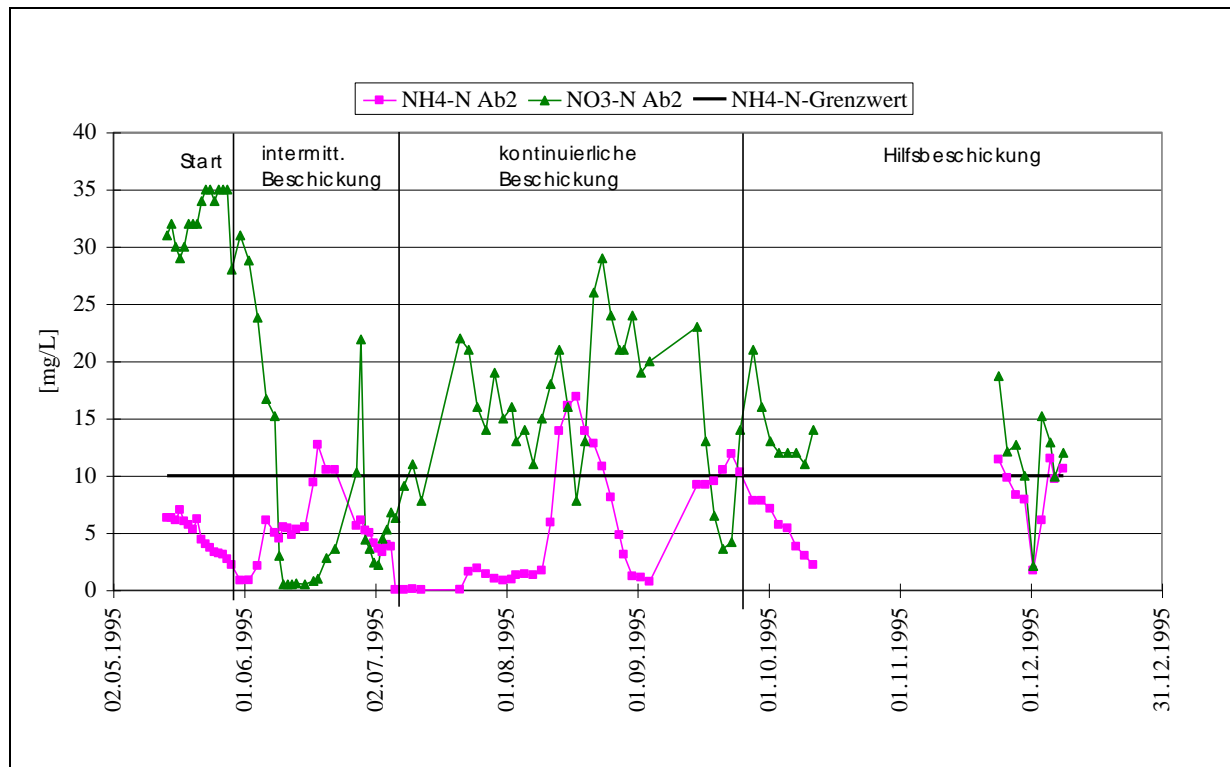
Die zu dosierende Methanoldmenge wurde stöchiometrisch nach dem optimalen C/N-Verhältnis für die Denitrifikation errechnet. Die zudosierte Methanoldmenge für diese Einzelhausanlage lag bei 60ml pro Tag. Eine zusätzliche C-Quelle stellt sicherlich auch der Schilfbestand dar, da Schilf über die Wurzeln 0,7-1,3 g/m<sup>2</sup>/d Kohlenstoff abgeben kann (STENGEL, 1985).

### 7.2.1 Versuchsergebnisse C-Dosierung

#### Phase 1 - Intermittierende Beschickung

Am 31.5.1995 wurde mit der Methanoldosierung in die zweite, eingestaute Stufe begonnen. Die Beschickung der Anlage erfolgte vier mal täglich. Abbildung 10 zeigt anhand der  $\text{NO}_3\text{-N}$  - Ablaufwerte der zweiten Stufe die gute Denitrifikationsleistung des Systems nach einer Adaptionphase der Mikroorganismen von knapp zwei Wochen. Die durchschnittliche Nitratkonzentration nach der Adaptionphase betrug 3,96 mg/l. Der Nitratzulauf in die zweite Stufe (= Ablauf erste Stufe) betrug in dieser Phase 36 mg/l. Die Denitrifikationsleistung der zweiten Stufe betrug demnach 89%. In der Phase vor Versuchsbeginn (Jänner bis Mai 1995) war die durchschnittliche Nitrat-Ablaufkonzentration bei 44,4 mg/l. Die Nitratkonzentration im Ablauf der Anlage konnte somit durch die Methanoldosierung bei intermittierender Beschickung um 91% gesenkt werden.

In dieser ersten Versuchsphase betrug der durchschnittliche Ammonium-Ablaufwert der Anlage 5,4 mg/l gegenüber 0,65 mg/l vor der Versuchsdurchführung. Dies ist durch den Aufstau des zweiten Beetes zu erklären, wodurch das Nitrifikationspotential der Anlage in etwa halbiert wurde. Nach einem längeren Adaptionszeitraum konnte wiederum ein Absinken der Ammonium-Ablaufwerte beobachtet werden.

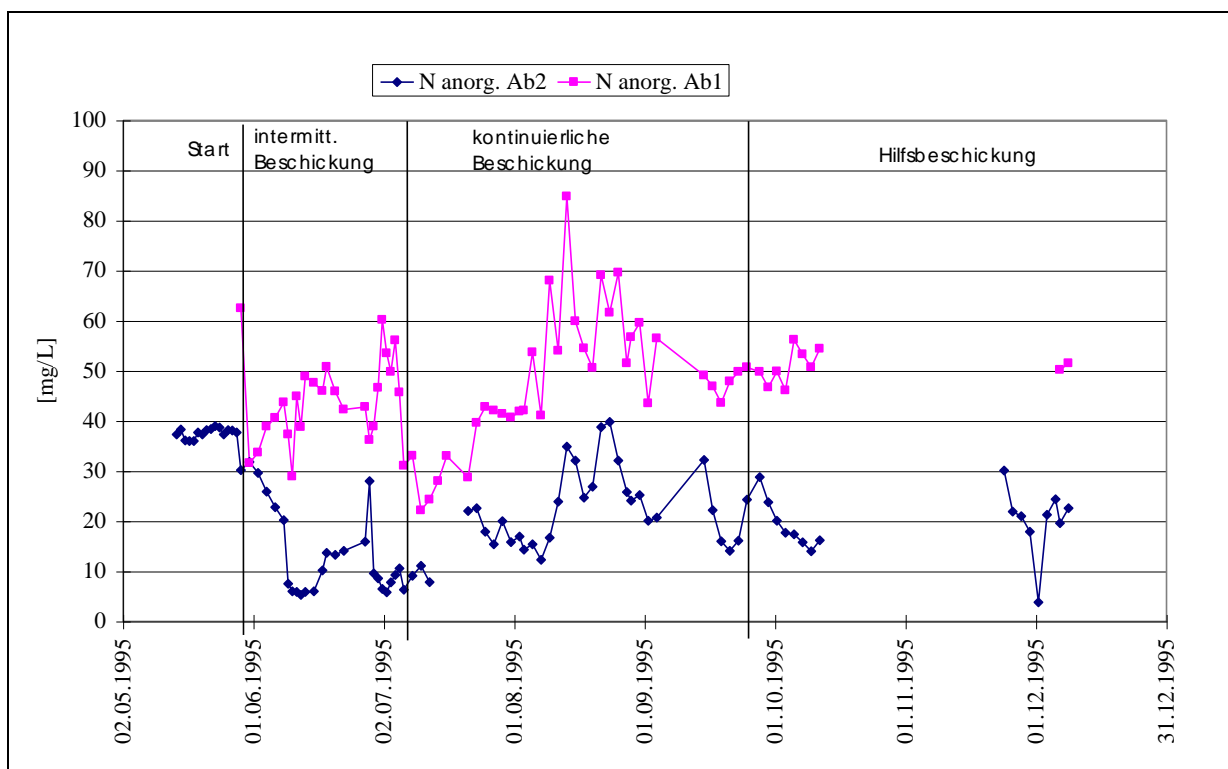


**Abbildung 10:** Konzentrationsverlauf von  $\text{NH}_4\text{-N}$  und  $\text{NO}_3\text{-N}$  im Ablauf der Variante B während des Methanoldosierungsversuches

Die Verläufe von N-anorganisch von den beiden Beckenabläufen wird in Abbildung 11 dargestellt. Die Eliminationsleistung der zweiten Stufe betrug in der ersten Phase 79%, die der Gesamtanlage 82%. Unter Berücksichtigung von N-organisch (durchschnittlich 20,8 mg/l im Zulauf und 6,8 mg/l im Ablauf) ergibt sich somit eine  $N_{\text{ges}}$ -Elimination von 78% im Gegensatz zu ursprünglich 28% vor Versuchsbeginn (Jänner bis Mai 1995). Dies entspricht annähernd einer Verdreifachung der  $N_{\text{ges}}$ -Elimination.

## Phase 2 - Kontinuierliche Beschickung

Ab 7.7.1995 wurde die Anlage nicht mehr mit einem automatischen Schieber intermittierend beschickt, sondern über einen Überlauf kontinuierlich (je nach Abwasseranfall). Die geänderte Beschickungsart hatte eine ungleichmäßige C-Versorgung über den Tagesverlauf zur Folge und damit eine Verringerung der Abbauleistung. In der Folge kam es zu einem deutlichen Anstieg der  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration (Durchschnittswert der zweiten Versuchsphase: 15,7 mg/l). Die Denitrifikationsleistung der zweiten Stufe sank von 89% auf 58%.



**Abbildung 11:** Konzentrationsverläufe von N-anorganisch der beiden Abläufe der Variante B über die Versuchsdauer der Methanoldosierung

Die Gesamteliminationsleistung von anorganischem Stickstoff betrug in dieser zweiten Phase 59% (siehe Abb.11). Die  $N_{\text{ges}}$ -Elimination der Anlage betrug 61%. Die Ammonium-Ablaufspitze in der zweiten Augushälfte ist auf eine kurzfristig wesentlich größere Beschickungsmenge zurückzuführen - mit einer in der Folge deutlich verminderten Nitrifikation. Nach Behebung des Defektes wurden rasch wieder die geringen Ablaufkonzentrationen erreicht (Abb. 10).

### Phase 3 - Hilfsbeschickung

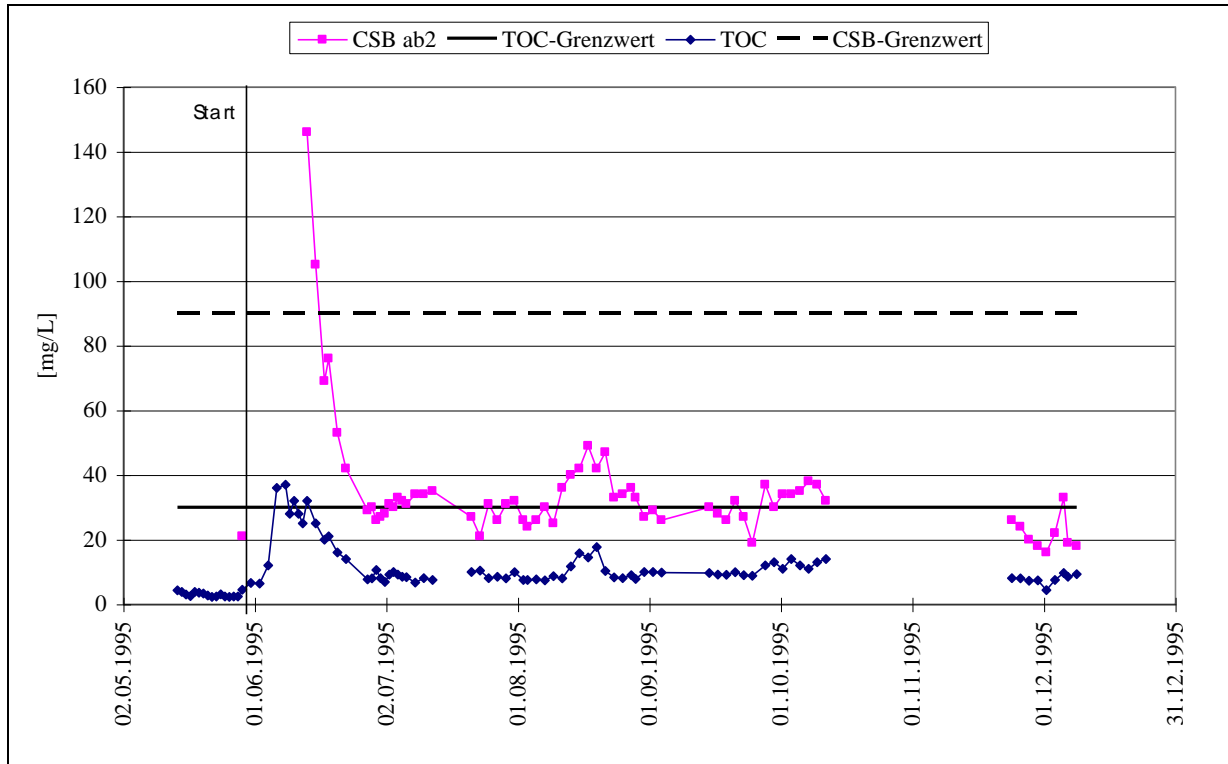
Ab 26.9.1995 mußte die Beschickung aufgrund eines Schieberdefektes durch einen Pumpbetrieb (schwallartig 1 bis 2 mal pro Tag) ersetzt werden. Es handelte sich also um eine intermittierende Beschickung mit größeren Intervallpausen als in Phase 1. Die Beprobung der Anlage erfolgte in zwei getrennten Phasen (gleich nach Umstellung der Beschickung und Anfang Dezember - winterliche Betriebsbedingungen).

Die  $\text{NO}_3\text{-N}$  - Eliminationsleistung lag mit 72% zwischen den Ergebnissen der beiden ersten Versuchsphasen (durchschnittliche  $\text{NO}_3\text{-N}$  - Konzentration: Ablauf erste Stufe: 45,5 mg/l, Ablauf zweite Stufe: 12,74 mg/l). Die Nitrifikationsleistung war mit durchschnittlichen Ammonium-Ablaufkonzentrationen von 7 mg/l deutlich geringer als in den beiden ersten Versuchsphasen (Abb.10), was einerseits in der Beschickung und andererseits in den geringeren Abwassertemperaturen im Dezember ( $< 4^\circ\text{C}$ ) lag. Die Eliminationsleistung der zweiten Stufe in bezug auf anorganischen Stickstoff lag bei 61%, die der Gesamtanlage bei 62%. Die  $\text{N}_{\text{ges}}$ -Elimination betrug in der Gesamtanlage 63%.

Zusammenfassend kann gesagt werden, daß in der Versuchsphase 1 (intermittierende Beschickung 4 mal/Tag) die höchsten Eliminationsraten erreicht werden konnten: N-anorg. 82%,  $\text{N}_{\text{ges}}$  78%. Diese Eliminationsraten decken sich mit den Angaben von PLATZER (1995), wonach in einer zweistufigen Pflanzenkläranlage mit Bypass von Rohabwasser in die zweite Stufe eine  $\text{N}_{\text{ges}}$ -Elimination von maximal 70% erreicht werden konnte. Auch diese Variante konnte somit in dieser Versuchsphase die Anforderungen der 1. Emissionsverordnung für kommunales Abwasser ( $> 5000$  EGW) bezüglich  $\text{N}_{\text{ges}}$ -Elimination erfüllen.

Der Abbau von CSB und TOC konnte auch bei dieser Untersuchungsvariante über den ganzen Versuchszeitraum gesichert werden (deutliche Grenzwertunterschreitung). Die Durchschnittswerte über alle Versuchsphasen lagen bei 9,5 mg/l TOC und 30,1 mg/l CSB (Abb.12). Lediglich nach Beginn der Methanoldosierung kam es zu einem starken Anstieg der Ablaufkonzentrationen, was allerdings zu erwarten war, da eine gewisse Adaptierungszeit der Mikroorganismengesellschaft bei Zudosierung von

Methanol als externe Kohlenstoffquelle notwendig ist (HILLENBRAND & BÖHM, 1996).



**Abbildung 12:** Konzentrationsverlauf von CSB und TOC im Ablauf der Variante B über den gesamten Versuchszeitraum mit Methanoldosierung in die zweite Stufe

## 8 Zusammenfassung

Der aktuelle Stand der Praxis beim Einsatz und Betrieb von Pflanzenkläranlagen zur Abwasserreinigung kann zusammenfassend wie folgt umrissen werden:

Die in den letzten Jahren entwickelten Anlagensysteme bzw Bauformen können die gesetzlich geforderten Reinigungsleistungen gesichert einhalten - in der Regel mit erheblichen Unterschreitungen der Ablaufgrenzwerte.

In diesem Zusammenhang hat sich der vertikal durchströmte bepflanzte Bodenfilter als besonders leistungsfähig herausgestellt, bei dem auch im Winterbetrieb eine ausreichende Nitrifikationsleistung gewährleistet ist. Die

Sicherstellung der Reinigungsleistung in einstufigen Anlagen erscheint nur mit dieser Bauform durchführbar. Die pauschalierte Dimensionierung mit 5 m<sup>2</sup>/EGW - bei gleichzeitiger Mindestdicke der „aktiven“ Hauptschicht von 60 cm - kann als ausreichend sicher bewertet werden. Ein feinkörniger Anteil (zB 0/4) ist wesentlich für die hohe Leistungsfähigkeit. Hauptschichtstärken über etwa 1m bewirken nach dem aktuellen Stand des Wissens keine maßgebliche Verbesserung der Leistungsfähigkeit. Eine Bemessung über das zur Verfügung stehende Reaktionsvolumen muß beide Randbedingungen beachten.

Bei seriell betriebenen mehrstufigen Anlagen stellt die Kombination von vertikal bzw horizontal durchströmtem Pflanzenfilter eine sinnvolle Verfahrensvariante dar. Zur optimierten Bemessung der jeweiligen Flächenanteile stehen zur Zeit noch zu geringe Erfahrungen zur Verfügung.

Kombinationsanlagen - zB konventionelle Belebtschlammstufen mit nachgeschaltetem Pflanzenfilter - stellen eine in Zukunft vor allem bei größeren Anlagen zunehmend wichtigere Verfahrenskombination dar. Bezüglich der Restnitrifikation bzw Qualitätspufferung durch die Pflanzenstufe liegen bereits erste positive Erfahrungen vor. Optimierte Dimensionierungsansätze - in Abhängigkeit von der Reinigungsanforderung - müssen noch entwickelt werden.

Der Großteil der vorliegenden Erfahrungen und Datendokumentationen liegen naturgemäß für Anlagenstandorte vor, die keine besonders gravierenden standortspezifischen Randbedingungen zB in klimatischer Hinsicht aufweisen. Die Frage nach der Anwendbarkeit für die häusliche bzw kommunale Abwasserreinigung in ausgesetzteren Lagen (Höhe, Temperatur) ist vielfach von unmittelbarer Aktualität. Aufgrund der vorliegenden Ergebnisse kann grundsätzlich von der Funktionsfähigkeit auch unter extremeren Bedingungen ausgegangen werden. Die erforderliche Adaption der Bauformen im Hinblick auf die gesicherte Abwasseraufleitung und Schichtdicke / Flächengröße des Pflanzenfilters erscheint ohne besondere Schwierigkeiten möglich. Eine Verbesserung der praktischen Erfahrungen durch den Bau und den Betrieb von Pilotanlagen - auf Basis des aktuellen nationalen und internationalen Wissensstandes - sollte so rasch wie möglich erfolgen.

Insgesamt betrachtet, scheinen sich Pflanzenkläranlagen in den ihnen sinnvollerweise zukommenden Einsatzbereichen bei der Verwirklichung einer flächendeckenden Abwasserentsorgung - nach einem langen Weg durch

wissenschaftliche Forschung, praktische Erprobung und Genehmigungspraxis - durchzusetzen.

## 9 Literatur

- Anonym: Environmental Protection Agency (US-EPA) (1988) Constructed Wetlands and Aquatic Plant Systems for Municipal Wastewater Treatment - Design Manual, EPA/625/1-88/022. Cincinnati
- Anonym: European Design and Operations Guidelines for Reed Bed Treatment Systems (1990) prepared by the EC/EWPCA Emergent Hydrophyte Treatment Systems Expert Contact Group, Ed. P.F. Cooper, Water Research Centre, Swindon, UK
- Anonym: Ingenieurökologische Vereinigung Deutschland (IÖV) (1995) Arbeitsblatt W1/95 „Bewachsene, horizontal durchströmte Bodenfilter“. Augsburg
- Anonym: Ingenieurökologische Vereinigung Deutschland (IÖV) (1994) Hinweisblatt W1/94 „Behandlung von häuslichem Abwasser in Pflanzenkläranlagen“. Augsburg
- Anonym: Thüringer Ministerium für Umwelt und Landesplanung (1994) Richtlinie: Hinweise zum Einsatz von Pflanzenkläranlagen für die biologische Reinigung von häuslichem Abwasser. Erfurt
- ATV (Abwassertechnische Vereinigung) (1989) Regelwerk Wasser - Abwasser, Hinweis H 262: „Behandlung von häuslichem Abwasser in Pflanzenbeeten“, St. Augustin
- Börner, Tankred (1992) Einflußfaktoren für die Leistungsfähigkeit von Pflanzenkläranlagen, Schriftenreihe WAR, Bd. 58, Darmstadt
- Börner, Tankred (1993) Haben sich Pflanzenkläranlagen bewährt?, Fortbildungskurs G/5 „Abwasserbeseitigung im ländlichen Raum“, Abwassertechnische Vereinigung e.V./ATV, St. Augustin
- Breen, P. (1996) The performance of vertical flow experimental wetland under a range of operational formats and environmental conditions. IAWQ-Conference: Wetland Systems for Water Pollution Control, Vienna (in Vorbereitung)
- Geller, Gunther (Hrsg.) (1992) Bewachsene Bodenfilter zur Abwasserreinigung. Endbericht des BMFT-Forschungsvorhabens 02 WA 5162/85153/88407 „Erprobung der Leistungsfähigkeit bewachsener Bodenfilter zur Abwasserreinigung, Ermittlung von Bemessungswerten“, ISBN 3-922318-07-X, Landschaftsökologie Weihenstephan
- Geller, Gunther, Lenz, Anton (1982) Bewachsenen Bodenfilter zur Abwasserreinigung. Korrespondenz Abwasser, 29/2, 142-147, Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik (GFA), St. Augustin
- Hillenbrand T., Böhm, E. (1996) Maßnahmen zur Verbesserung der Denitrifikation. Korrespondenz Abwasser 3/96, 393 - 404
- IWGA (Inst.f.Wasservorsorge Gewässerökologie und Abfallwirtschaft) (1990) Planungsgrundlagen für das Projekt der Oö Landesregierung „Errichtung und Betrieb von Pilotanlagen zur Abwasserreinigung mit Pflanzenanlagen“. Institut für Wasservorsorge, Univ. f. Bodenkultur Wien
- Knight, R.L., R.W. Ruble, R.H. Kadlec and S.C. Reed (1993) Database: North American Wetlands for Water Quality Treatment, Phase II Report, USEPA

- Koch, F., Perfler, R., Schönerklee, M. (1996) Tertiary treatment in a vertical flow reed bed system - a full scale pilot plant for 200-600 p.e. IAWQ-Conference: Wetland Systems for Water Pollution Control, Vienna (in Vorbereitung)
- LWA (Landesamt für Wasser und Abfall NRW) (1989) Merkblatt Nr. 2  
„Pflanzenkläranlagen und Abwasserteiche für Anschlußwerte bis 50 Einwohner“.  
Düsseldorf
- Löffler, Helmut und W. Pietsch: Phytofilt - Vorstellung einer leistungsfähigen Pflanzenkläranlage für kleine Gemeinde, Korrespondenz Abwasser, 38.Jhg., H. 3, S. 376-383 (1993)
- Müller, W. (1991) Sonderuntersuchung zu Betriebszustand, Reinigungsvermögen und Stabilität der reinigungsergebnisse von Kleinkläranlagen < 50 EW. Umweltplanung, Arbeits- und Umweltschutz, Schriftenreihe der Hessischen Landesanstalt für Umwelt, ISBN 3-89026-116-7, Wiesbaden
- NNa (1994) Pflanzenkläranlagen - Abwasserreinigung mit bepflanzten Bodenkörpern. Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Fachabteilung IIIa - Wasserwirtschaft (Hrsg.), Schriftenreihe, Bd. 2:, Graz
- NNb (1995) Errichtung von Pflanzenkläranlagen im kontrollierten Selbstbau. Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Fachabteilung IIIa - Wasserwirtschaft (Hrsg.), Schriftenreihe, Bd. 5:, Graz
- Platzer, Chr. (1995) Enhanced Nitrification and Denitrification by a Combination of Vertical and Horizontal Flow Reed Beds. Natural and Constructed Wetlands for Wastewater Treatment and Reuse. Proceedings, 125-1360 Perugia
- Onken, Adam (1992) Teich - Pflanzen - Kläranlagen. Institut für Angewandte Hydrologie, Kassel
- ÖNORM (1996) Önorm B 2505: Bepflanzte Bodenfilter (Pflanzenkläranlagen) - Anwendung, Bemessung, Bau und Betrieb. Entwurf II/96 (1996)
- Perfler, R. (1995) Dimensionierung und Normierung von Pflanzenkläranlagen. Wiener Mitteilungen, Band 124, 131-142
- Perfler, R., R. Haberl, Laber, J. (1995) Erfahrungen mit dem Einsatz von Pflanzenanlagen zur Abwasserreinigung in kleinen Verhältnissen. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft, Jhg. 47, H. 11/12, 300-309
- Seidel, K. (1978) Gewässerreinigung durch höhere Pflanzen. Zeitschrift Garten und Landschaft, H. 1, 9-17
- Stengel, E. (1985) Perspektiven der Nitratelimination in künstlichen Feuchtgebieten. Grundlagen und Praxis naturnaher Klärverfahren - Symposium Liebenburg
- Wissing, Friedrich (1995) Wasserreinigung mit Pflanzen. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart

Dipl.Ing. Reinhard Perfler  
Dipl.Ing. Johannes Laber  
Univ.Prof.Dipl.Ing.Dr. Raimund Haberl

Email: perfler@iwgf-sig.boku.ac.at  
Email: laber@iwgf-sig.boku.ac.at  
Email: haberl@iwgf-sig.boku.ac.at

Institut für Wasserversorgung, Gewässerökologie und Abfallwirtschaft  
Abt. Siedlungswasserbau, Industriewasserwirtschaft und Gewässerschutz  
UNIVERSITÄT FÜR BODENKULTUR WIEN  
A-1190 WIEN, Nußdorfer Lände 11  
Tel.: (+43)-1-3692924-253

Fax.: (+43)-1-3689949





## Wechselwirkung Kläranlage - Gewässer

N. Kreuzinger, A. Franz

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, TU-Wien

**Kurzfassung:** Ausgehend von der Diskussion um zentrale und dezentrale Lösungsansätze für die Abwasserentsorgung im ländlichen Raum soll der Versuch einer Skizzierung der Wechselwirkung zwischen Abwasserreinigungsanlage und Gewässer unternommen werden. Dabei soll unabhängig von einem spezifischen Konzept der Abwasserreinigung ein genereller Rückkoppelungsmechanismus aufgezeigt werden, der von einer Großkläranlage bis hin zur Kleinstkläranlage gleichermaßen gültig ist. Die einzelnen Punkte dieser Wechselwirkung werden besprochen und anhand von Beispielen veranschaulicht.

Das System „Abwasserreinigungsanlage“ wird in die Faktoren Planung - realisiertes Projekt, Betrieb, Ablaufqualität und Ablaufquantität unterteilt. Die Untergliederung des Systems „Gewässer“ beschränkt sich auf die für die Bewilligung und Planung relevanten Faktoren Wassermenge, Immission und ökologische Funktionsfähigkeit. Diese Faktoren werden in eine Beziehung zueinander gebracht.

**Keywords:** Wechselwirkungen ARA-Gewässer, Immissionsbetrachtung, Planung, Ablaufqualität, Gewässerbeeinflussung durch Abwasserreinigungsanlagen

### 1 Einleitung

Versucht man die in letzter Zeit in Österreich um die Abwasserentsorgung geführte Diskussion nüchtern zu betrachten, so wird man unweigerlich mit dem Gedanken konfrontiert, daß dieses Land eigentlich stolz auf seine Leistungen im Gewässerschutz sein kann. Stolz deswegen, weil die in den Jahren des starken Wirtschaftswachstums durch die boomende Industrie und zunehmende Verstädterung herbeigeführten Gewässerverschmutzungen in den meisten Fällen saniert werden konnten, sodaß sich heute der Blick verstärkt auf die abwassertechnische Entsorgung ländlicher Gebiete richten kann. Dies ist zweifellos der Erfolg einer konsequent durchgeführten Umweltpolitik auf wasserwirtschaftlichem Sektor, die nicht zuletzt von einem Umweltbewußtsein in der breiten Bevölkerung herbeigeführt wurde.

Der erste Schritt auf dem Sisyphus-Weg zu anthropogen unbeeinflussten Gewässern war, die „hot spots“ der Verschmutzung zu eruieren und zu sanieren. Dieser Weg hat von eben diesen großen Emittenten ausgehend zu immer kompakteren abwassertechnisch zu entsorgenden Einheiten geführt. Als bei Ballungsräumen ein hoher Sättigungs- und Erfassungsgrad in der Abwasserreinigung erreicht wurde, mußte sich das Augenmerk, neben einer fortlaufenden Anpassung dieser Anlagen, im nächsten Schritt natürlich auf die Entsorgung einer nächst kleineren Einheit richten. Diese Entwicklung manifestiert sich deutlich in der Entwicklung des Anschlußgrades der Bevölkerung (BMLF, 1993).

Umgekehrt vollzog sich durch die soziologische Umstrukturierung im ländlichen Bereich eine entgegengesetzte Entwicklung. Dort stand die Entsorgung der Fäkalien aus den Trockentoiletten bedingt durch die landwirtschaftlich dominierte Bevölkerungsstruktur über den „eigenen Misthaufen“ bzw. die Gartendüngung am Anfang. Die erfolgte Verlagerung des in der Landwirtschaft tätigen Bevölkerungsanteils auf andere Bereiche führte bei zusätzlicher Einführung der Wasserspülung neben einem rapiden Anstieg des Wasserverbrauchs zu einem Entsorgungsproblem. Vorerst erfolgte die Entsorgung der Abwässer meist über das „Ausführen“ von Senkgruben durch die Landwirtschaft und in weiterer Folge über Kleinkläranlagen unterschiedlicher Größe und Verfahren.

Bereits in der 60er Jahren wurde erkannt (Böhnke 1966, 1971), daß in Deutschland etwa 10% der Gesamtbevölkerung infolge der Siedlungsart, der Topographie oder Nutzungsart dezentral über Klein- und Kleinstanlagen zu entsorgen sein werden (in Österreich zwischen 15 und 20%). War anfangs die Meinung verbreitet, daß es sich bei diesen Kleinstanlagen nur um Übergangslösungen bis zur Möglichkeit eines großräumigen Zusammenschlusses und um Sonderfälle handeln kann, so wurden anfangs der 80er Jahre Stimmen laut (Fleckseder, 1982), die eine einfache, genügend leistungsfähige und betriebszuverlässige kleine Abwasserreinigungsanlage nicht nur als Provisorien, sondern als fixen Bestandteil eines Beitrags zum Gewässerschutz im ländlichen Raum ansehen. Gemäß der ursprünglichen Ansicht wurden deshalb die Konzepte für die ersten Kleinkläranlagen auch durch „down scaling“ der Auslegungen von Großanlagen entwickelt. Die dabei aufgetretenen Probleme (starke hydraulische Schwankungen und extreme Frachtschwankungen) führten einerseits zu unbefriedigenden Reinigungsleistungen und damit zu einem Zweifel an der

Sinnhaftigkeit solcher Lösungen und andererseits bereits Ende der 70er Jahre zur intensiven Beschäftigung mit den erkannten Problemen (Eine umfangreiche diesbezügliche Literaturliste findet sich bei Begert, 1985), sodaß die Leistungsfähigkeit bestehender Systeme für Klein- und Kleinstanlagen immer mehr gesteigert werden konnte. Daneben werden auch immer wieder neue technische Konzepte vorgeschlagen, die noch näher untersucht werden müssen, da sich ihre Praxistauglichkeit (Reinigungsleistung und Betriebssicherheit) zum Teil erst unter Beweis stellen muß. Wahrscheinlich gibt es heute für alle Größenordnungen Anlagentypen, die dem Gewässerschutz Genüge tun und so vom technischen Standpunkt aus gesehen alle erdenkbaren Anlagengrößen auch realisierbar sind. Es sind deshalb andere Interessen und Konflikte, die bei der derzeit geführten Diskussion ausschlaggebend sind und oft als ökologische und technische Argumente verkauft werden.

Parallel zum Fortschritt in der Abwasserreinigung haben sich auch die Kriterien zur Beurteilung der Gewässergüte weiterentwickelt. Zu Beginn standen die grob sinnlich wahrnehmbaren Schmutzstoffe im Vordergrund. Danach galt das Hauptaugenmerk den organischen Schmutzstoffen, die durch den Abbau im Gewässer zu massiven Sauerstoffzehrungen führten. In einer nächsten Stufe rückte der Nährstoffeintrag in den Mittelpunkt des Interesses, sodaß eine „moderne“ Abwasserreinigungsanlage für eine Entfernung von Grobstoffen, Kohlenstoff und Nährstoffen ausgelegt wird. Heute werden diese Anforderungen als Selbstverständlichkeit angesehen - auch wenn deren Realisierung noch nicht flächendeckend erfolgte - und der Blick richtet sich in einem weiteren Schritt auf eine ökologische Betrachtungsweise, bei der die Systemgrenzen auf das natürliche Umfeld im und um das Gewässer ausgedehnt werden. Diese „gesamtökologische“ (ein sehr unglücklich gewählter Begriff) Beurteilung von Gewässern erfordert es, bereits bestehenden Systeme des Siedlungswasserbaus in diese neue Betrachtungsweise zu integrieren, gegebenenfalls deren Schwachstellen aufzudecken und Lösungswege aufzuzeigen. Zum derzeitigen Zeitpunkt fehlen für solche Beurteilungen noch zahlreiche Grundlagen und Erfahrungen, die erst durch laufende und zukünftige Untersuchungen geliefert werden. Dazu ist eine interdisziplinäre Vorgangsweise unabdingbar. Nur durch enge Zusammenarbeit aller mit Gewässerökologie betrauten Wissenschaften kann diese Aufgabe im Sinne ihrer zugrundeliegenden Ansprüche bewältigt werden und die Ansatzpunkte für die Behebung von Mißständen sowie Hilfestellungen und Richtlinien für eine zukünftige Vorgangsweise erarbeitet werden.

In weiterer Folge sollen in diesem Beitrag durch die Erarbeitung und Behandlung von Komponenten einer Wechselwirkung zwischen Abwasserreinigungsanlage und Gewässer Überlegungen angestellt werden, die für alle Arten von Kläranlagen und Vorfluter gelten sollten. Diese Komponenten bedürfen hinsichtlich ihrer Einbindung in die erweiterten ökologischen Betrachtung einer Diskussion und Gewichtung. Ein Problem stellt sicher dar, daß für diese Einschätzung und Fragestellung erweiterte Daten erhoben und geeignete Vorgangsweisen gefunden werden müssen, um fundierte Aussagen liefern zu können. Diese Zeitkomponente läuft der Dynamik in der Ökologie-Diskussion entgegen und trägt sicherlich auch zur verbreiteten Unsicherheit dadurch bei, sodaß Entscheidungen aus Angst vor einem „unökologischen“ Handeln hinausgeschoben werden. Eine Entwicklung, die den Gewässerschutz keinen Schritt weiter bringt, ja sogar konterproduktiv wirkt.

## **2 Wechselwirkung Kläranlage - Gewässer**

Gewässerschutz ohne Abwasserreinigung ist nicht durchführbar. Wie bereits weiter oben ausgeführt, entwickelten sich die Kriterien für die Beurteilung der Gewässergüte zunehmens weiter. Parallel dazu entwickelten sich die Fortschritte in der Abwassertechnik - und damit die Möglichkeit einer immer effizienteren Reinigungsleistungen - und der Grundsatz eines vermehrten Schutzes der Ressource Wasser etablierte sich politisch. Dieser Grundsatz soll als Basis und Ausgangspunkt für die Beschreibung von Wechselwirkungen zwischen Kläranlagen und Gewässer herangezogen werden.

Die Regelgröße, welche ihrerseits die Faktoren der Wechselwirkung beeinflußt und die Grenzen der Bearbeitungstiefe vorgibt, ist ein vorher abzuklärendes, festzulegendes und allgemein zu akzeptierendes Kriterium, das auf dem derzeitigen Wertesystem beruht. Geht die Gesellschaft unter der Berücksichtigung der Tatsache, daß der Mensch ein Teil des Ökosystems „Erde“ ist, einen Kompromiß mit der Natur ein und auf welcher Ebene kann dieser Kompromiß liegen, ohne daß die Natur überfordert wird? Erst nach der Festlegung dieser Ausgangssituation nicht nur für Einzelpersonen, sondern als Leitfaden für den gesamten Umweltschutz können die Wechselwirkungen auch hinsichtlich ihrer Qualität beurteilt werden. Denn nur dann ist es überhaupt

möglich, jene Komponenten im Wirkungsgefüge herauszufinden, die einen wirtschaftlich und ökologisch sinnvollen Ansatzpunkt für gewässerschutzbezogene Maßnahmen darstellen.

In Abbildung 1 werden wesentliche Faktoren der Wechselwirkung angeführt und in das Wirkungsgefüge eingebettet.

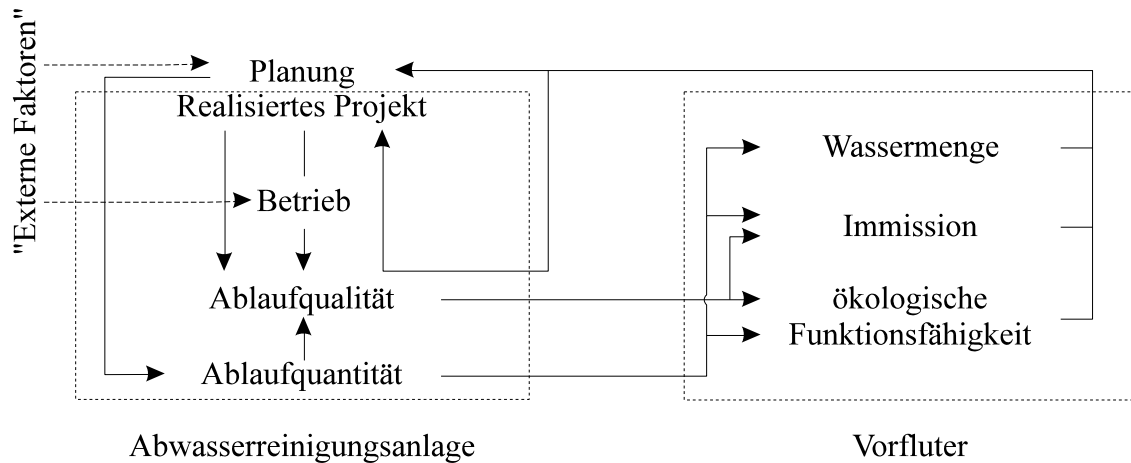


Abbildung 1: Wirkungsgefüge Abwasserreinigungsanlage - Gewässer

## 2.1 System Vorfluter

Über das Ökosystem „Gewässer“ wurden bereits ganze Bibliotheken geschrieben, weshalb sich hier die Charakterisierung dieser Komponente auf die für eine wasserrechtliche Bewilligung maßgeblichsten Kriterien beschränkt. Es sind dies die Wassermenge, die Immissionssituation und die ökologische Funktionsfähigkeit.

Diese drei Komponenten wurden aus folgenden Gründen gewählt:

Die *ökologische Funktionsfähigkeit* vereint als neuester Ansatzpunkt eine umfassende ökologische Beurteilung des Gewässers. Für die Untersuchung der maßgeblichen Faktoren wurde die ÖNORM M 6232 als Basis und Methodenzusammenstellung erlassen. Es werden hydrographische, hydraulische, physikalische, chemische, ökomorphologische, ökotoxikologische und biozönotische Parameter zur Charakterisierung herangezogen, die eine Fülle an Datenmaterial liefern und es erlauben, ein Gewässer sehr eingehend zu beschreiben. Eine Beurteilung von Wechselwirkungen und Auswirkungen auf die ökologische Funktionsfähigkeit wird deshalb aber auch eine sehr

umfangreiche zeit- und personalintensive Aufgabe darstellen, was immer wieder zu Kritik über die Handhabbarkeit der Beurteilungskriterien geführt hat. Im konkreten Fall wird deshalb bei der Beurteilung eine Auswahl der Kriterien stattfinden, die unter der gegebenen speziellen Situation relevant sind.

Die *Immissionsbetrachtung* beschränkt sich in der Regel auf die Beurteilung einiger wichtiger chemischer und physikalischer Parameter. Bei den regulativen Bestimmungen rund um die Gewässerimmission sind die Immissionsrichtlinie („Vorläufige Richtlinie für die Begrenzung von Immissionen in Fließgewässern“ ImRL, 1987) und Immissionsverordnung („Allgemeine Immissionsverordnung Fließgewässer“ AImVF, Entwurf, Stand 8.94) maßgeblich, in denen der Mindestgütestandard für Fließgewässer festgelegt wird. Der Geltungsbereich der AImVF nimmt Fließgewässer, die einen natürlichen Abfluß  $Q_{95} < 0,4 \text{ m}^3/\text{s}$  oder ein kleineres hydrographisches Einzugsgebiet als  $50 \text{ km}^2$  haben aus, sodaß für die Immissionsbeurteilung in der Praxis beide Regelungen herangezogen werden. Jedenfalls stellt die Immissionsbetrachtung verglichen mit der Bearbeitungstiefe der ökologischen Funktionsfähigkeit eine unschärfere Methodik dar und ist deshalb nicht immer unproblematisch, kann allerdings einfacher „in Zahlen“ ausgedrückt und verwaltungstechnisch einfacher gehandhabt werden. Die hier formulierten Grenzwerte für das Güteziel einer Gewässergüte II werden auf die saprobielle Wassergüte bezogen und resultieren aus den Untersuchungsergebnissen zahlreicher Fließgewässeruntersuchungen. Die in der AImVF getroffene Einteilung in Bergland- und Flachlandgewässern bzw. Karbonathärten nicht größer oder größer  $143 \text{ mg/l}$  Karbonathärte (berechnet als Calciumkarbonat -  $\text{CaCO}_3$ ) für die Parameter 5 - 19 (Schwermetalle) liegen dabei den Grenzwerten zu Grunde. Der Gedanke zur Erhaltung der ökologischen Funktionsfähigkeit setzt auf die Immissionsparameter, erlaubt aber gleichzeitig eine flexiblere Auslegung, die ein Abweichen von der Gewässergüte II möglich macht. So können vom ökologischen Standpunkt nicht gerechtfertigte strenge Vorschriften relativiert - aber auch Verschärfungen verlangt werden, wenn die „natürliche Beschaffenheit“ eines Gewässers eine bessere Gewässergüteklasse ausweist (zB. Quellbäche).

Der Parameter *Wassermenge* charakterisiert die Wasserführung des Vorfluters. Üblicherweise wird hier der  $Q_{95}$  - Wert angegeben, der jenen Durchfluß angibt, der in einer mittleren Jahresdauerlinie an 347 Tagen erreicht oder überschritten wird. Dieser „einfache“ Parameter dient bei einem Vergleich mit dem Abfluß

einer Reinigungsanlage als erste Abschätzung der zu erwartenden Auswirkungen auf das empfangende Gewässer.

## 2.2 System Abwasserreinigungsanlage

Im Bereich der Abwasserreinigungsanlagen spielen zahlreiche Komponenten die Rolle wesentlicher Faktoren. Speziell die Rückkoppelungsmechanismen beim Betrieb einer Anlage stellen ein äußerst komplexes Wirkungsgefüge dar, da technische Rahmenelemente auf die Bedürfnisse eines biologischen Systems abgestimmt werden müssen, was ein wenig an einen Dressurakt erinnert. Ein Einengen der reinigenden Biologie wird von den Organismen mit einem weniger effizienten Abbau bestraft. Das Ziel von Abwasserreinigungsanlagen jeden Typs muß also sein, die Umweltbedingungen für die involvierten Organismen so zu optimieren, daß die Biozönose ein Minimum an Restverschmutzung hervorbringt und dies mit hoher Sicherheit beibehalten kann. Die größten Fortschritte in der Abwasserreinigung sind basierend auf neuen Erkenntnissen um die Bedürfnisse der Organismen und einer diesbezüglichen Adaptation und Verbesserung der begleitenden technischen Maßnahmen entstanden. Auf dieser Ebene der Reinigungstechnologien soll allerdings hier nicht näher eingegangen werden. Sie ist ein konkretes Realisat der Planung einer Anlage. Die *Planung und das realisierte Projekt* stellen den infrastrukturellen Rahmen für das System Abwasserreinigungsanlage dar. Sie bestimmen Kosten und die Effizienz der Abwasserreinigung.

Als weiterer, oft zu wenig berücksichtigter Faktor, stellt die Betriebsführung und das Störfallmanagement einer Anlage einen wesentlichen Einflußfaktor auf die Leistungsfähigkeit dar. Unter diesem Schlagwort wird auch der Aspekt der Wartung behandelt werden. Der Betrieb wirkt sich neben dem durch das Verfahren vorgegebenen Betriebsmechanismus durch Änderungen in der Betriebsweise, durch Betriebsstörungen und Betriebsfehler unmittelbar auf die Ablaufqualität aus.

Die Ablaufqualität und die Ablaufmenge sind die beiden Komponenten, die eine unmittelbare Auswirkung auf das Ökosystem Gewässer haben. In der Reglementierung stellen sie den zentralen Punkt dar. Über sie werden die Anforderung an die Reinigungsleistung vorgegeben und die Effizienz der Reinigung kontrolliert. Jedes Reinigungskonzept, das die Anforderungen an die Ablaufqualität gesichert erfüllen kann, sollte für eine Realisierung in Betracht

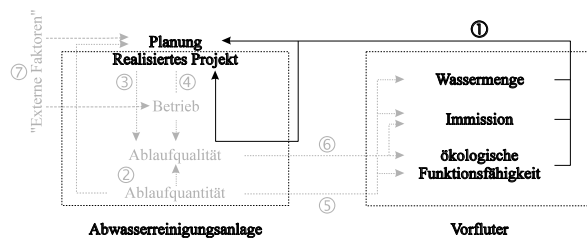


gezogen werden. Für die Überprüfung und Feststellung der gesicherten Leistungen eines Verfahrens ist die Auswertung von Erfahrungswerten und von Betriebsdaten (existierender Anlagen dieses Typs oder von Pilotanlagen) zwingend vorausgesetzt.

### 2.3 Wechselwirkungen

Nach dieser Vorstellung der beiden Systeme soll nun auf die einzelnen Bereiche der Wechselwirkung näher eingegangen werden. Dabei wird ausgehend von den gewässerökologischen Vorgaben über die Planung und den Betrieb auf die Auswirkungen des Ablaufes auf das Gewässer vorgegangen. Die Wechselwirkung zwischen den einzelnen Komponenten erfolgt oft nicht unmittelbar, sondern meistens über eine Auswirkungskette. Das führt zu dem Umstand, daß die Auswirkung einer Maßnahme nicht direkt über eine Rückkoppelung erfahren wird, sondern erst nachdem eine Ursache-Wirkungs-Kette durchlaufen wurde, was die Transparenz des Wirkungsgefüges oft vermindert.

#### ① Gewässer ⇌ Planung / realisiertes Projekt



Wie bereits weiter oben ausgeführt, muß ein allgemein anerkannter Konsens über den Grad des Gewässerschutzes herrschen. Durch den Fortschritt im Wissen um die Auswirkungen menschlichen Handelns auf die Natur wird sich die Zielvorstellung eines optimalen Gewässerschutzes immer ändern und damit die Anforderungen an die Maßnahmen des Siedlungswasserbaus vorgeben. Wuhrmann (1980) formuliert die Schwierigkeiten bei der Definition der Ziele des Gewässerschutzes in Hinblick auf die Gewässerschutztechnik

- in quantifizierbaren Größen für die Beschreibung von Gewässerschutzzuständen und
- in der Quantifizierung der Wechselwirkung zwischen Gewässerbelastung und Wirkung dieser Belastung auf Gewässer.

Ein weiteres Eindringen in das Wissen um die Zusammenhänge in der Gewässerökologie wird auch in Zukunft immer wieder die Punkte hervorkehren, bei denen die anthropogene Beeinflussung einen inakzeptablen Bereich erreicht. Die Forderungen des Gewässerschutzes müssen aber immer in einer Diskussion hinsichtlich ihrer Kosten für die Volkswirtschaft und ihre Nutzenseite für das Gewässer auf eine sinnvolle auch realisierbare Ebene gebracht werden. In Zukunft werden sich die an die Abwassertechnik gestellten Forderungen nicht mehr durch bessere Verfahrensweisen alleine realisieren lassen. Einerseits muß durch Stoffstromanalysen versucht werden, die vom Gewässer fernzuhaltenden Substanzen zu minimieren und schon vor den Abwasseranlagen abzufangen. Auf der anderen Seite werden eine Vielzahl von Substanzen nicht oder nicht ausschließlich über das Abwasser in die Gewässer eingetragen (diffuse Einträge). In Zukunft wird auch dieser Punkt vermehrt zu beachten sein.

Die Forderung an die Wissenschaft besteht deshalb in der Erfassung und Quantifizierung der Relevanz einer Substanz für den aquatischen Lebensraum, in der Erfassung der Art und Menge des Eintrags, der Analyse der Minimierungsmöglichkeiten und der Entwicklung von unbedenklichen Alternativen für den Ersatz dieser Substanz.

In der Praxis wird als erster Schritt der Planung die Feststellung des individuellen Gewässergüteziels stehen. Diese Ziele werden durch das WRG vorgegeben. Neben dem Immissionsprinzip und dem Erhalt der natürlichen Beschaffenheit bzw. ökologischen Funktionsfähigkeit eines Gewässers wird die Mindestanforderung für Einleitungen in ein Gewässer und damit auch an die Reinigungsleistung einer Abwasserreinigungsanlage durch die Emissionsverordnungen festgelegt. Dort wird unabhängig von der Gewässersituation das Vorsorgeprinzip für eine Minimierung der Gewässerbelastung festgehalten. Damit soll zB. verhindert werden, daß eine kleine Ortschaft an der Donau wegen der nicht zu erwartenden Beeinträchtigung des Vorfluters durch die Einleitung keine Abwasserbehandlung braucht. Die Mindestreinigungsleistung orientiert sich am „Stand der Technik“ und macht so immer wieder die Anpassung bestehender Anlagen notwendig. In der Allgemeinen Abwasseremissionsverordnung wird auch der vielzitierte Satz angeführt, wonach „die Abwässer zusammenhängender Siedlungsgebiete grundsätzlich in Kanalisationsanlagen gesammelt und in zentralen Kläranlagen gereinigt werden sollen“. Die Worte

„zusammenhängende Siedlungsgebiete“ und „zentrale“ Kläranlagen, welche die Basis der derzeitigen Diskussion darstellen, sind eng miteinander verknüpft und deshalb in einem Konnex zu sehen. Zusammenhängende Siedlungsgebiete können auch aus wenigen Einheiten bestehen, weshalb der Begriff „zentral“ nicht gleichzeitig auch „groß“ bedeutet.

Nach der Festlegung des Zielzustandes des empfangenden Gewässers erfolgt die Festlegung der daraus resultierenden Anforderungen an die Ablaufqualitäten, was unmittelbare Auswirkungen auf die Planung hat (in der Abbildung 1 durch einen vom Gewässer über die Ablaufqualität zur Planung weisende Pfeil dargestellt). Die dabei angestellten Überlegungen laufen über drei Betrachtungsebenen, die zueinander abgestuft eine praxisbezogene Vorgangsweise ermöglichen:

- Emissionsbetrachtungen
- Immissionsbetrachtungen
- Beurteilung der ökologischen Funktionsfähigkeit

Für die Festlegung der geforderten Reinigungsleistung ist als erstes der Vergleich zwischen Wassermenge des Vorfluters ( $Q_{95}$ ) und dem konsensmäßigen Trockenwetterabfluß der Anlage ausschlaggebend. Ein Verdünnungsverhältnis kleiner 1:10 (Ablauf:  $Q_{95}$ ; entspricht etwa 45 EW/l/s Vorfluterabfluß bei einem Abwasseranfall von 200 l/EW/d bzw. 58 EW/l/s bei 150 l/EW/d) wird dabei gemeinhin dahingehend interpretiert, daß mit dem Reinigungsumfang im Sinne der Emissionsverordnung das Auslangen gefunden werden kann, ohne daß eine wesentliche Beeinträchtigung der ökologischen Funktionsfähigkeit erwartet werden muß. Je ungünstiger dieses Verhältnis ist, desto mehr spielen die Aspekte der Immission eine Rolle. Daß diese Art der Berechnung bestenfalls eine erste Abschätzung sein kann und zu einem Dilemma führen kann, soll folgendes abstraktes Beispiel veranschaulichen:

Das  $Q_{95}$  eines Vorfluters liege bei 100 l/s. Der spezifische Abwasseranfall pro Einwohner betrage 150 l. Zwei abwassertechnisch zu entsorgende Einheit haben die Größe von je 5000 EW. Bei einer gemeinsamen Entsorgung in einer „zentralen“ Lösung ergibt die Verdünnungsrechnung ein Verhältnis von 1,7 : 10, also deutlich größer 1 : 10. Entsorgen die beiden Einheiten getrennt voneinander, so ergibt sich für die flußaufwärts gelegene Ortschaft ein Verdünnungsverhältnis von 0,86 : 10 und für die weiter unten gelegene Ortschaft ein Verhältnis von 0,79 : 10, beide Male also deutlich unter 1 : 10.

Dieses absichtlich extrem gewählte Beispiel soll verdeutlichen, daß die Verdünnungsrechnung alleine für eine Betrachtung nicht ausreicht. Dies gilt im speziellen für einen im Grenzbereich der Verdünnung angesiedelten Fall und wird besonders bei abflußschwachen Vorflutern auftreten.

Als nächste Stufe einer Beurteilung der Beeinträchtigung wird eine Immissionsbetrachtung angestellt. Dabei wird zusätzlich zu den Wassermengen die Immission des Vorfluters und die zu erwartende Emission der Reinigungsanlage in eine Verbindung zueinander gebracht. Ausgehend von einer durchschnittlichen Immission bei Güteklasse II (oder einer im speziellen Fall beobachteten Vorbelastung) wird über eine Frachtberechnung die bis zur Erreichung der in der ImRL oder AImVF festgelegten Immissionswerte eine durch die Einleitung zulässige Aufstockung der Parameter errechnet. Die errechneten Maximalwerte werden im Anschluß daran - im Falle einer Überprüfung des Reinigungszieles einer bestehenden Anlage - mit den tatsächlich beobachteten Emissionswerten oder - im Falle einer Neuplanung - mit den in der Emissionsverordnung angeführten Werten verglichen. Daraus ergeben sich die erforderlichen Reinigungsmaßnahmen: Kann mit dem Reinigungsumfang im Sinne der Emissionsverordnung das Auslangen gefunden werden, sind weitergehende Reinigungsmaßnahmen (nachgeschaltete Reinigungsstufe) erforderlich oder ist das empfangende Gewässer als Vorfluter ungeeignet.

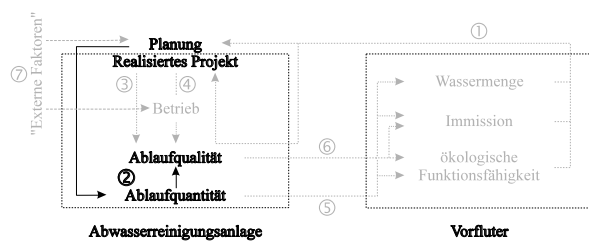
Die Problematik einer Verdünnungs- bzw. Immissionsberechnung liegt darin, daß  $Q_{95}$  einen „unteren“ Wert darstellt, in den Emissions- und Immissionsverordnungen „obere“ Grenzwerte angegeben sind. Zusätzlich wird auf der Seite der Abwasserreinigungsanlage mit einem Bemessungswert gearbeitet, der ebenfalls einen „oberen“ Wert darstellt. Das Ergebnis einer derartigen Rechnung spiegelt also den Zustand eines „GAU“'s wider, der seitens des Gewässers an 19 Tagen im Jahr und gleichzeitigem Zusammenfall aller Extremsituationen eintritt, was aus praktischen Überlegungen nur sehr selten zutreffen kann. Werden in diese Rechnung tatsächlich gemessene Konzentrationen eingesetzt, sollte konsequenterweise die bei  $Q_{95}$  auftretende Konzentration verwendet werden, wodurch bei einer konstanten Vorbelastung auch aussagekräftigere Werte für die Befrachtung erhalten werden. Eine entsprechende Information dürfte allerdings nur selten zur Verfügung stehen und dann nur von einigen Beprobungsstellen jener Gewässer, die im Rahmen der Wassergüteerhebungsverordnung (WGEV, 1991) regelmäßig untersucht werden.

Die oben angeführten Verfahren sind „Vereinfachungen“ zur Beurteilung der Beeinträchtigung der ökologischen Funktionsfähigkeit durch die Einleitung von gereinigtem Abwasser, die aufgrund der aus der Praxis gewonnenen Erfahrungswerte abgeleitet werden können, und so in vielen Fällen eine einfache und daher kostengünstige Beurteilung der Ausgangssituation zulassen. Zusammen mit dem Vorsorgeprinzip wird so in vielen Fällen eine Einhaltung des Gewässerschutzgedanken gewährleistet.

Die Problematik verschärft sich jedoch bei der Einleitung in Entsorgungsgebieten mit abflußschwachen Gewässern. Dies ist in der Regel in ländlichen Gebieten der Fall, sodaß die Betrachtungsebene des empfangenden Gewässers weiter vertieft werden muß. Die dafür notwendige Beurteilung der ökologischen Funktionsfähigkeit und deren potentielle Beeinträchtigung durch die Einleitung gereinigter Abwässer stellt eine kostenintensive Vorerhebung dar. Die Betrachtungen sollen sich dabei einerseits auf den Gewässerzustand und das Potential des Gewässers und andererseits darauf richten, ob durch das Ausschöpfen der Reinigungstechnologie eine Einleitung zulässig ist. Der zweite Punkt ist Inhalt eines kurz vor der Berichtlegung stehenden, von der NÖ-Landesregierung finanzierten Projekts des Inst. für Wassergüte der TU-Wien und dem Inst. für Wasservorsorge Abt. Hydrobiologie der BOKU Wien, dessen erste Auswertungsergebnisse in weitere Folge hier auch angeführt werden. Dabei soll ein Beitrag zu der weiter oben nach Wuhrmann gestellten Frage nach der Quantifizierung der Wechselwirkung zwischen Gewässerbelastung und Wirkung dieser Belastung auf Gewässer geleistet werden.

Der erste Punkt im Wirkungsgefüge Kläranlage - Gewässer ist also die Festlegung des Gewässergüteziels für die konkrete Situation einer geplanten Einleitung gereinigter Abwässer. Nach diesen Vorgaben und den nach dem Stand der Technik möglichen Reinigungsleistungen muß sich die Variantenplanung richten. Zusätzlich ist die richtige Erhebung von Bemessungsgrundlagen und die Annahme von realistischen Sicherheiten für die projektspezifische Planung einer Abwasserreinigungsanlage von eminenter Bedeutung (Kroiß, 1995). Diese für die Bemessung relevanten Einflußgrößen sind in der Abbildung 1 als „Externe Faktoren“ bezeichnet. Zu den „Externen Faktoren“ zählen auch strukturelle, politische und wirtschaftliche Einflußgrößen, die eine oft sehr starke Auswirkung auf die Planung und in weitere Folge Realisierung eines Projekts haben.

## ② Planung / realisiertes Projekt ➔ Ablaufquantität ➔ Ablaufqualität



Der Einfluß der Planung auf die Ablaufmenge basiert einerseits auf der Auslegung des Kanals als Trenn- oder Mischkanalisation und andererseits auf der realisierten Anlagengröße.

Selbst bei der Neuplanung einer Kläranlage ist oft schon durch die Art der Ausführung der Kanalisation ein für die Ablaufquantität maßgeblicher Faktor vorgegeben. Die Einleitungsmenge wird durch Fremdwassereintritte in das Kanalsystem weiter geprägt. Die daraus resultierende Verdünnung von Schmutzstoffe des Rohabwassers im Zulauf einer Kläranlage führt zu einer Verminderung der Reinigungsleistung und in der Regel zu einer Erhöhung der Kosten für Bau und Betrieb der Anlagen.

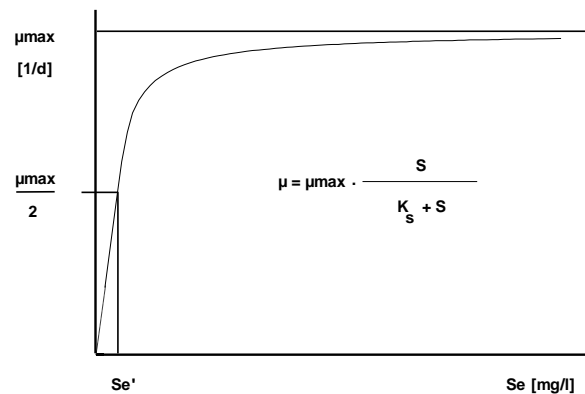
Die Auswirkungen des Einflusses von Fremdwasser auf die Abwasserreinigung liegen in (Kroiß, Prendl 1996):

- der Verminderung der Separationsleistung von Sandfang (v.a. Langsandfang) und Absetzbecken (Vorklärbecken, ev. Nachklärbecken)
- der Beeinträchtigung der biologischen Reinigung
- der Verminderung von Entfernungswirkungsgraden zB. für Phosphor
- der Verminderung der Zulauftemperatur und damit in der Verminderung des Wachstums und der Aktivität der an der Reinigung beteiligten Organismen (Verringerung der maximalen Wachstumsrate der Nitrifikanten um 10% pro °C)
- der Veränderung der Zulaufqualität (Erhöhung des Sauerstoff- und Nitratgehaltes, Verminderung der Alkalität).

Hinsichtlich des Einflusses von Fremdwasser auf die biologische Reinigung ist zwischen abbaubaren und nicht abbaubaren bzw. entsprechend dem Schlammalter nicht weiter abbaubaren Stoffen zu unterscheiden.

### Abbaubare Stoffe

Liegt die Zulaufkonzentration eines abbaubaren Stoffes (biologisch oxidierbaren Stoffes) (z.B. Ammonium, abbaubare Kohlenstoffverbindungen) über der Gleichgewichtskonzentration, die sich entsprechend dem ungehemmten biologischen Abbau im Ablauf der Kläranlage einstellt, so ist für die Ablaufkonzentration des abbaubaren Stoffes die Zulaufkonzentration nicht maßgebend. Dies ergibt sich aus dem Zusammenhang zwischen Wachstumsrate ( $\mu$ ) (= reziprokes Schlammalter) und der Ablaufkonzentration eines abbaubaren Stoffes ( $S_e$ ) nach der „Monod-Kurve“ (Abbildung. 2). (Der Abbau erfolgt unabhängig von der Zulaufkonzentration bis zu einer gemäß der Monod-Beziehung erreichbaren Konzentration)

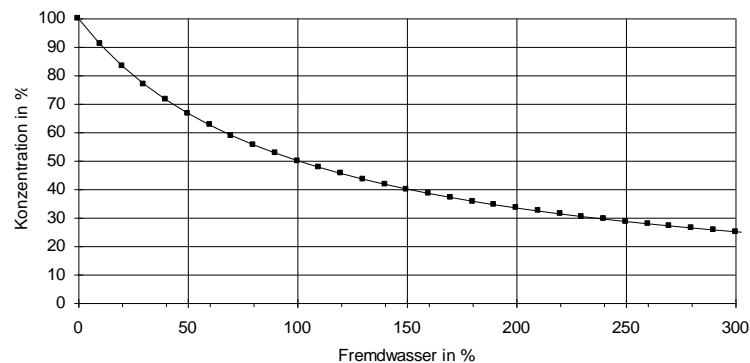


**Abbildung 2:** Beziehung zwischen Wachstumsrate  $\mu$  und Substratkonzentration  $S_e$ , nach Monod

Bei gleicher Zulaufkraft steigt daher die Ablaufkraft eines abbaubaren Stoffes mit der Wassermenge (Fremdwassermenge) linear an, weil die Ablaufkonzentration (nach Monod) gleichbleibt.

### Nicht oder nicht mehr weiter abbaubaren Stoffe

Bei einem nicht oder nicht mehr weiter abbaubaren Stoff sinkt dessen Ablaufkonzentration bei gleicher Fracht (Zulaufkraft bzw. Fracht der inerten organischen und anorganischen Produkte aus dem Abbauprozess der Belebtschlammorganismen) mit steigender Wassermenge. So führt ein höherer Fremdwasseranfall zu einer Verminderung der Konzentration an biologisch inerten Restverschmutzung (sog. Rest-CSB) im Ablauf der Kläranlage. Oder umgekehrt steigt die Konzentration der inerten Restverschmutzung bei sinkender Verdünnung durch das Fremdwasser.

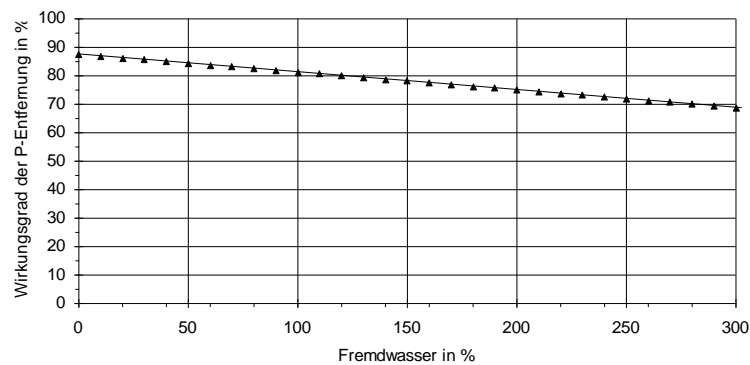


**Abbildung 3:** Rückgang der Konzentration eines nicht bzw. nicht weiter abbaubaren Abwasserinhaltsstoffes mit steigendem Fremdwasseranteil im Zulauf zur Kläranlage  
100% entspricht der Konzentration bei 0% Fremdwasser

Die Verdünnung des Zulaufes durch Fremdwasser führt entsprechend der Monod-Beziehung auch dazu, daß schwer abbaubare Stoffe nicht abgebaut werden und die abbaubaren Stoffe (bezogen auf die Fracht) weniger weit abgebaut werden. Die erreichbare Ablaufkonzentration ist vom Schlammalter abhängig. Liegt jedoch die Zulaufkonzentration unter der Gleichgewichtskonzentration im Ablauf, so wird der Stoff nicht abgebaut.

Eine Überlagerung der Vorgänge, die bei steigendem Fremdwasseranteil für die abbaubaren und nicht abbaubaren Stoffe bereits erwähnt wurden, tritt bei der Phosphorentfernung durch chemische Fällung ein. Bei gleicher Ges-P Zulauffracht kommt es bei einer sich einstellenden Gleichgewichts-Ablaufkonzentration von  $\text{PO}_4\text{-P}$  mit zunehmendem Fremdwasseranteil zu einem Anstieg der Ablauffracht, weil eine weitere Entfernung unter diese Konzentration bei gleicher Fällmitteldosierung nicht möglich ist. Die nicht fällbare P-Restkonzentration im Ablauf sinkt mit zunehmender Wassermenge entsprechend der Verdünnung, wobei die Ablauffracht gleichbleibt. Infolge des Anstiegs fällbaren Phosphats mit der Wassermenge (Verhalten wie oben - „abbaubare Stoffe“), steigt letztendlich die P-Ablauffracht ( $\text{PO}_4\text{-P}$  + nicht fällbarer P) linear mit der Fremdwassermenge an (Abbildung 5). Die Folge ist ein verminderter Entfernungswirkungsgrad (Abbildung 4).

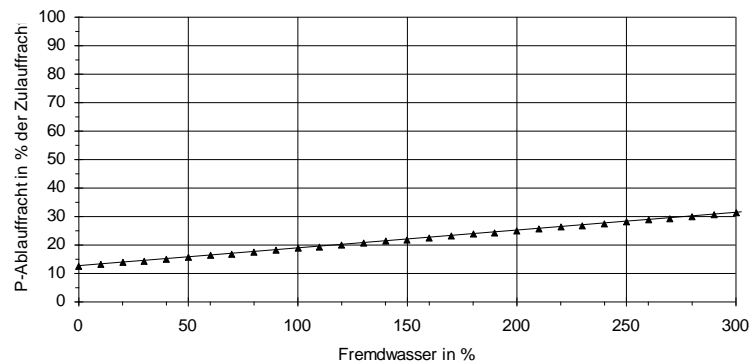




**Abbildung 4** Lineare Abnahme des Wirkungsgrades der Phosphorentfernung mit steigendem Fremdwasseranteil

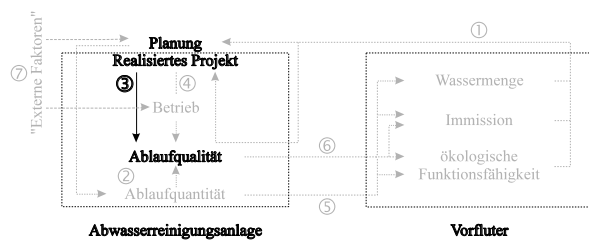
rechnerische Annahmen:

- $\beta$ -Wert = konstant
- Zulaufkonzentration ohne Fremdwasser 8 mg Ges-P/l (1,6 g P/EW/d, 200 l/EW/d)
- Ablaufkonzentration unter Gleichgewichtsbedingungen 0,5 mg  $\text{PO}_4\text{-P/l}$   
Nicht fällbare Restkonzentration im Ablauf ohne Fremdwasser 0,5 mg  $\text{PO}_4\text{-P/l}$



**Abbildung 5:** Zunahme der Phosphorfracht im Ablauf der Kläranlage mit steigendem Fremdwasseranteil

### ③ Planung / realisiertes Projekt ↔ Ablaufqualität



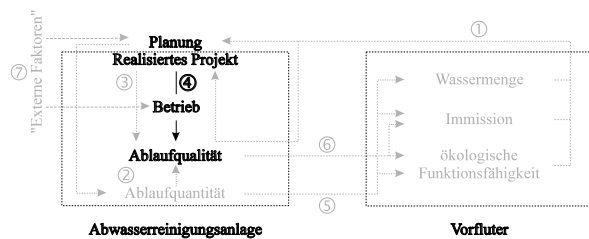
Eine unmittelbare Beeinflussung der Ablaufqualität ergibt sich aus der Wahl des Verfahrenskonzepts und aus der Bemessung der Anlagen. Dabei kann, wie die Erfahrung zeigt, davon ausgegangen werden, daß die Bemessung einer Kläranlage auf eine ganzjährig gesicherte Nitrifikation automatisch einen weitgehenden Abbau organischer Kohlenstoffverbindungen mit sich bringt. Im Ablauf solcherart bemessener Anlagen werden nur mehr reaktionsträge bzw. schwer abbaubare Stoffe zu finden sein.

Unabhängig vom Verfahrenskonzept hängt die Effizienz der Planung in Hinblick auf die Ablaufqualität von der Verlässlichkeit und Vollständigkeit der Eingangsparameter für die Bemessung ab, wobei auch zukünftige Entwicklungen in der lokalen Belastungssituation zu berücksichtigen sind. Detaillierte Abhandlungen zum Thema „Bemessung“ finden sich unter anderem im Band 110 der Wiener Mitteilungen, bei Kroiß (1990), Kayser (1992) und in den entsprechenden Arbeitsblättern der ATV sowie den einschlägigen ÖNORMen.

Einen Vergleich der Leistungsfähigkeit verschiedener Verfahrenskonzepte findet sich in der Literatur immer wieder (ua. ATV-FA 5.4 1991, Begert 1985, Börner 1994, Bucksteeg 1987, Fleckseder 1982, Zerres 1993). Die rasante technische Weiterentwicklung, die speziell auf dem Gebiet der Kleinkläranlagen immer mehr neue Verfahren auf den Markt bringt, gestaltet den Vergleich aktueller Systeme jedoch sehr schwierig, zumal für eben diese neuen Systeme noch keine oder zu wenige Vergleichsdaten zur Verfügung stehen, die eine statistische Auswertung der Betriebsergebnisse zulassen.

Neben der potentiellen Leistungsfähigkeit eines Reinigungsverfahrens stellt dessen Bemessung ein zentrales Kriterium für die Reinigungsleistung dar. Falsche Bemessungen können trotz Anwendung eines potenten Verfahrens zu einer schlechten Ablaufqualität führen, es liegt also auch beim Planer durch eine umsichtige und fundierte Bemessung „das Beste aus dem Verfahren zu holen“.

#### ④ Planung / realisiertes Projekt ⇌ Betrieb ⇌ Ablaufqualität



Neben der Verfahrenstechnik und den dafür errichteten Bauwerken entscheidet letztendlich die Betriebsführung und die Betriebssicherheit über die Ablaufqualität einer Kläranlage. Planmäßige Betriebsänderungen und Außerbetriebnahmen, Ausfälle von Aggregaten und zulaufbedingte Ereignisse, aber auch „Betriebsfehler“ im Routinebetrieb können das Reinigungsergebnis wesentlich beeinflussen.

Für die Ermittlung der Reinigungsleistung in Hinblick auf die Einhaltung bestimmter Grenzwerte oder Wirkungsgrade ist eine Unterscheidung zwischen diesen einzelnen Faktoren von untergeordneter Rolle, sie stellt in erster Linie ein Beurteilungskriterium für die gesetzten Maßnahmen bei der Betriebsoptimierung dar. Da im Betrieb einer Abwasserreinigungsanlage die oben genannten Probleme selten isoliert voneinander auftreten, ist die getrennte Bewertung der einzelnen Ereignisse und deren Auswirkungen auf den Ablauf oftmals schwierig. Anhand der gezeigten Auswahl an beeinflussenden Betriebsfaktoren, die wahrscheinlich auf jede Anlage zutreffen wird, ist aber deutlich die Auswirkung der Betriebsführung auf die Ablaufqualität erkennbar.

Basierend auf der Auswertungen des Betriebstagebuches und den Zulauf- und Ablaufanalysen konnten durch die eingehende Beobachtung der im Routinebetrieb befindlichen Kläranlage Mödling (Franz, 1995) für den Zeitraum März 1992 bis August 1994 eine Reihe von wesentlichen betrieblichen Einflußfaktoren ermittelt werden. Generell konnten die größten Beeinträchtigungen der Ablaufqualität korreliert werden mit:

- Ausfällen in der Elektronik
- zu geringer Überwachung des Betriebes der Anlage während der Durchführung von Servicearbeiten.

## Veränderung der Betriebsweise

### *Belüftungsregelung*

- Sauerstoffgehalt (Sollwert an der Sonde zwischen 0,4-1 mg/l)
- die Einschaltfolge der Rotoren, welche die Ausbildung von anoxischen Bedingungen im Einlaufbereich jedes der beiden Belebungsbecken ermöglichte, führte bei gleicher Belastung und vollständiger Nitrifikation zu den geringsten Nitratlaufwerten.

### *Überschußschlammabzug*

- Probleme bei der Schlammentwässerung führten zu z.T. hohen TS-Gehalten in der Belebung und in weiterer Folge bei hohem Mischwasserzufluß zu Problemen in der Nachklärung.

### *Ein vermindertes Rücklaufverhältnis*

führte zu einer längeren Aufenthaltszeit des Belebtschlammes im Nachklärbecken - verbesserte Eindickung des Rücklaufschlammes, zusätzliche Denitrifikation, aber auch zu Phosphorrücklösung

### *Fällung (Eisenmenge, Zugabestelle)*

bei Zugabe von  $\text{FeCl}_3$  in den Ablauf des Belebungsbeckens II wurde nach wenigen Tagen  $\text{Ges-P} \leq 1 \text{ mg/l}$  erreicht.

### *Planmäßige Außerbetriebnahmen*

- Die Außerbetriebnahme eines Belebungsbeckens in den Sommermonaten und auch eines der drei Nachklärbecken führte wegen sehr reichlicher ... Bemessung zu keiner wesentlichen Beeinträchtigung der Ablaufqualität.
- Die Außerbetriebnahme des Anaerobbeckens I sowie der Betrieb der internen Belebtschlammrückführung führten zu einer Verschlechterung der biologischen P-Entfernung.

## Betriebsstörungen

### *Ausfall von*

- Belüftungsrotoren (Rotorbruch)
- RS-Schnecke (RS  $\Rightarrow$  AN I)

## MÜSE (mechanische Überschußschlammentwässerung) Analysengeräten

### *Stromausfall*

(Ausfall der Belüftung - Auswirkungen auf die Nachklärung durch vermehrte hydraulische Belastung beim erneuten Einschalten der Belüftung).

### „Betriebsfehler“

Dieser meist schwierig zu erhebende Punkt konnte nur aufgrund der fast lückenlosen und genauen Aufzeichnungen des Betriebstagebuches erfolgen.

### Servicearbeiten an den Sauerstoffsonden

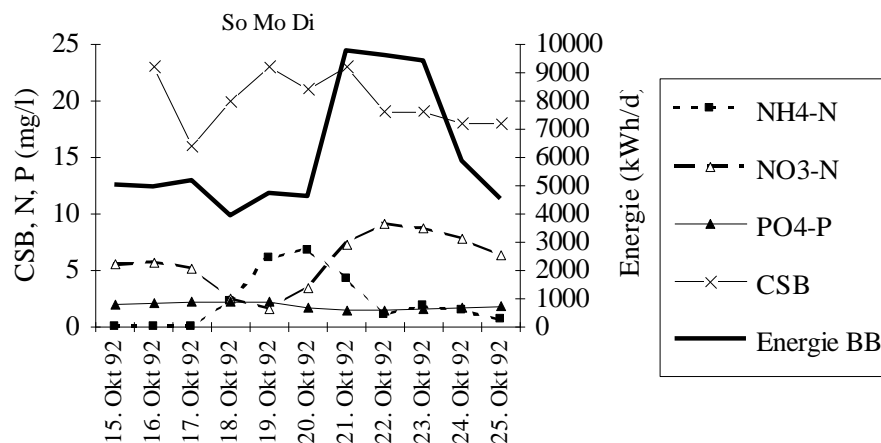
Ausschalten der automatischen Belüftungssteuerung  
(18. Oktober 1992, Abbildung 6)

### zu geringe Eintauchtiefe der Rotoren

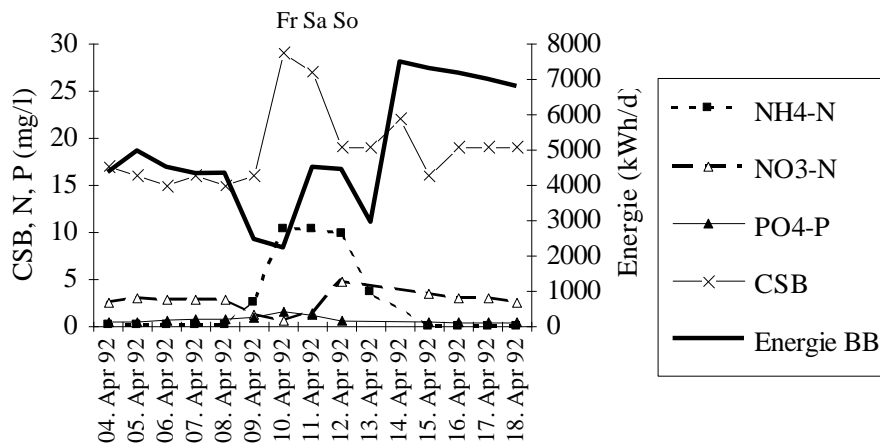
(10.-12. April 1992, Abbildung 7)

### Analysenfehler bei der Ammonium- und Nitratbestimmung

### Reaktion auf Störmeldungen des Prozeßleitsystems in kritischen Situationen

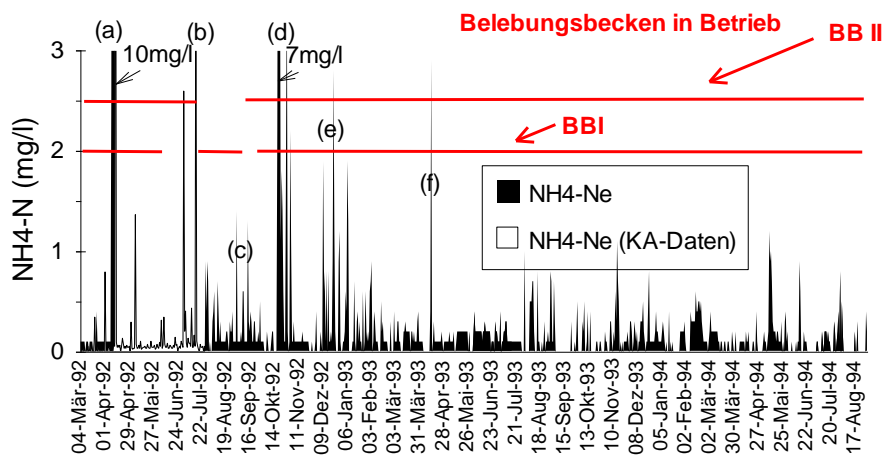


**Abbildung 6** : Umstellung der automatischen Belüftungsregelung  
bei Reparatur einer defekten Sauerstoffsonde



**Abbildung 7** : Auswirkungen einer zu geringen Sauerstoffzufuhr  
zufolge einer zu geringen Eintauchtiefe der Rotoren

### Konzentrationsganglinien der Ablaufwerte (1992 - 1994)



**Abbildung 8** : Ammonium Ablaufkonzentrationen

#### Legende zu Abbildung 8

- (a) Sauerstoffunterversorgung durch zu geringe Eintauchtiefe der Rotoren
- (b) kurzfristige parallele Beschickung der beiden Belebungsbecken im Zuge der Außerbetriebnahme des Belebungsbeckens II
- (c) Reduktion der Belüftung aufgrund eines falsch analysierten Nitratlaufwertes
- (d) Reparatur einer defekten Sauerstoffsonde - glz. kurzfristige starke Erhöhung der Zulaufkraft ( $t_{TS}$  ca. 22d, TS-BB ca. 4 g/l).
- (e) Außerbetriebnahme des Belebungsbeckens I wegen eines Rotortausches
- (f) Reduktion der Belüftung, Defekt der Nitrat-online-Messung wurde vermutet.

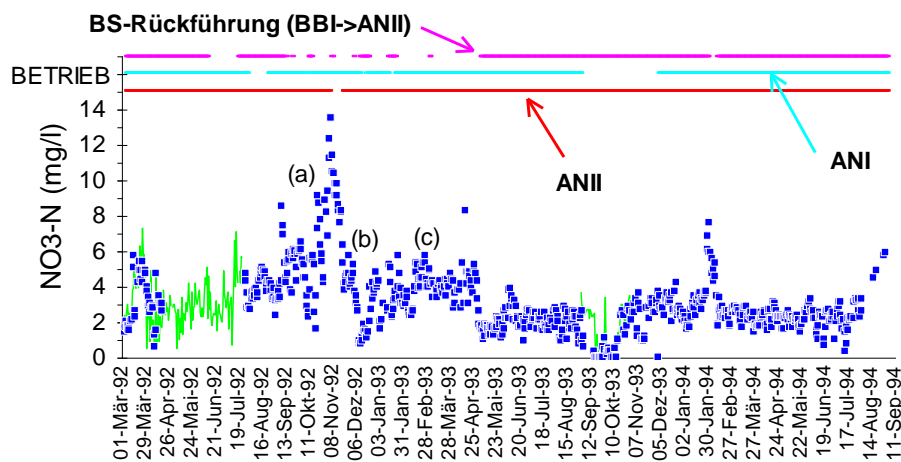


Abbildung 9 : Nitrat-Ablaufkonzentrationen 1992-1994

Legende zu Abbildung 9 :

- (a) zu starke Belüftung in Anschluß an ein Sauerstoffunterversorgung
- (b) Umstellung der Einschaltfolge der Rotoren
- (c) Veränderung der Belüftungsregelung

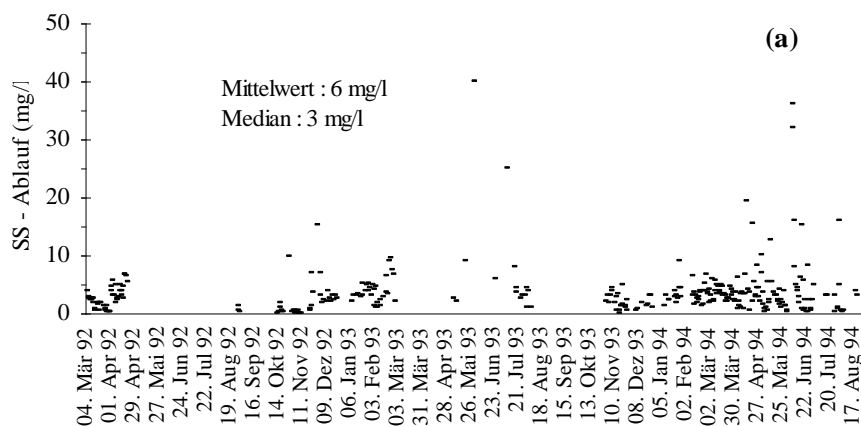


Abbildung 10 : Schwebstoffkonzentrationen im Ablauf 1992-1994

Legende Abbildung 10

- (a) Ungleichmäßige Beschickung der Nachklärbecken durch einen Defekt in der Wehrstellung. Es handelt sich dabei um 2 zu unterschiedlichen Zeitpunkten aufgetretenen Phänomene, die einmal über den CSB/TOC und einmal über die SS dokumentiert sind - die jeweils korrespondierenden Analysenwerte fehlen.

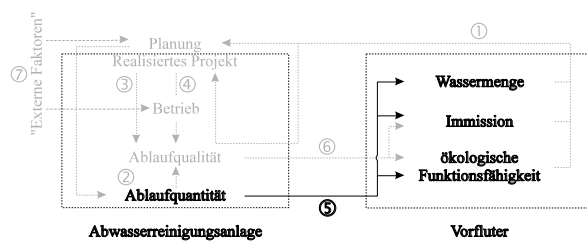
Diese Beispiele verdeutlichen die Wichtigkeit eines ordnungsgemäßen Betriebs für das Einhalten der Ablaufparameter. Durch eine regelmäßige Eigenkontrolle

zB. des Ammoniums im Ablauf können frühzeitig Störungen erkannt und Gegenmaßnahmen eingeleitet werden. Die Optimierung des Betriebs fordert von den Klärwärtern genaueste Kenntnisse über die Funktionsweise ihrer Anlage und fundierte Kenntnisse um die Zusammenhänge in der Abwasserreinigung. In Hinblick darauf ist die vor allem bei kleinen Anlagen häufige gängige Praxis, daß ein Gemeindearbeiter „nebenbei auch“ Klärwärter ist zu überdenken. Eine noch so gut geplante Anlage kann nur so gut funktionieren, wie sie betrieben und gewartet wird. Umgekehrt zeigt die Praxis, daß auch grundsätzlich leistungsschwächere Anlagen durch die Spitzfindigkeit und das Geschick engagierter Klärwärter soweit adaptiert werden können, daß sie eine sehr gute Reinigungsleistung erbringen. Auch einem hervorragend bemessenes Projekt kann erst durch die Optimierung der Betriebsbedingungen der letzte Schliff verliehen werden. Der Berufsstand des Klärwärters wird in Zukunft vermehrt Bedeutung für den Gewässerschutz gewinnen. Dieser Entwicklung wird bereits heute durch eine fundierte Ausbildungsmöglichkeit Rechnung getragen. Zum effizienten Einsatz dieses Wissens muß der Klärwärter aber auch von bereichsfremden Tätigkeiten freigespielt werden, sodaß er sich völlig seiner Aufgabe im Sinne des Gewässerschutzes widmen kann. Diese Forderung ist bei großen Anlagen (>5000 EW) relativ leicht einzuhalten, bei den Kleinanlagen muß die Sicherheit des Gewässerschutzes anders erreicht werden. (Spatzierer, 1996) Der Führung einer Kläranlage kommt eine ebenso zentrale Bedeutung zu, wie der Bemessung und der Auslegung.

Neben der Betreuung durch fachkundliches Personal bedarf die Anlage auch einer permanenten Wartung. Besonders bei kleineren Anlagen, die oft „sich selbst überlassen“ werden, fällt diese Komponente sehr ins Gewicht. Verschiedene Untersuchungen ergeben, daß bei etwa 65% aller Anlagen, welche die erwarteten Reinigungsleistungen nicht erreichen, Betriebs- und Wartungsmängel der Grund sind, bei etwa 31% eine falsche Auslegung (starke Überlastung, krasse Unterlastung) und beim Rest bauliche Mängel ausschlaggebend sind. Dies bedeutet für Anlagen, die mit keiner permanenten Betreuung ausgestattet sind, daß besonders in Bereichen mit niederen Frachten (kleine Kläranlagen) Anlagentypen gewählt werden müssen, die bei einem Minimum an Wartungsaufwand das dem Entwurf zugrundeliegende Reinigungsergebnis erbringen. Eine regelmäßige Wartung durch Fachpersonal muß auf jeden Fall gesichert sein.



## ⑤ Ablaufquantität → Vorfluter



Die Menge des in den Vorfluter eingeleiteten Ablaufes führt zu einer entsprechenden Erhöhung des Niederwasserabflusses ( $Q_{95}$ ) im Gewässer. Spielt dies bei einem hohen Abfluß des Vorfluters keine Rolle, gewinnt diese Komponente bei geringeren Werten zunehmend an Bedeutung. Den Extremfall stellt die Einleitung in ein trockenfallendes Gerinne dar. Eine Einleitung wäre dann als positiv zu beurteilen, wenn sie dazu dient, aquatische Lebensräume in einer durch anthropogene Nutzung weitgehend entwässerten Landschaft zu erhalten oder den natürlichen Gewässerzustand wieder herzustellen. Handelt es sich jedoch um ein periodisch trockenfallendes Gerinne, das aufgrund seines natürlichen Zustandes nicht regelmäßig Wasser führt (nur während der Schneeschmelze Oberflächenwasser führende Bäche) und deshalb eine speziell adaptierte Biozönose beherbergt, so ist eine Einleitung selbst best gereinigter Abwässer nicht zulässig.

Bereits im Punkt ② wurde auf den Einfluß des Fremdwasseranteil in einer Kläranlage auf die Ablaufqualität eingegangen. Entsprechende Aussagen über den Fremdwassereinfluß können nun auch über die Beeinflussung der Gewässerimmission durch die Ablaufmenge getätigt werden. In weiterer Folge soll auf die Veränderung der Konzentrationen und Frachten von eingeleiteten Stoffen im Vorfluter durch Verdünnung eingegangen werden.

Bei der Einleitung von Abwasser in einen Vorfluter ist zu unterscheiden zwischen

- der unmittelbaren Wirkung und den Folgen der Einleitung auf den Vorfluter (Primärverschmutzung, Eutrophierung) und
- hinsichtlich der Konzentrations- und Frachtveränderungen im Vorfluter unterhalb der Einleitungsstelle in Abhängigkeit der verschiedenen Abwasserinhaltsstoffe und der Verdünnung durch den Vorfluter.

In den folgenden Ausführungen werden wieder die verschiedenen Abwasserinhaltsstoffe nach deren Verhalten bezüglich Konzentrations- und Frachtveränderungen - unabhängig von derer Wirkung - im Vorfluter dargestellt:

#### Nicht oder nicht weiter abbaubare Stoffe

- Einleitung mit Mischwassereinfluß (verminderte Konzentrationen an Schmutzstoffen mit steigender Wassermenge bei gleichen einwohnerwertspezifischen Frachten)
- Toxische Stoffe (im z.B. Rohabwasser oder im Ablauf von Kläranlagen, wenn die Stoffe biologisch nicht abbaubar sind)
- Gelöster Rest-CSB im Ablauf der Abwasserreinigungsanlage z.B. als DOC (Abbildung 14)
- Nicht fällbare P-Restkonzentration im Ablauf der Abwasserreinigungsanlage

Verhalten der Emission hinsichtlich Konzentration und Fracht:

Die eingeleitete Konzentration sinkt mit zunehmender Wassermenge, die in den Vorfluter eingeleitet wird, die eingeleitete Fracht bleibt gleich.

Änderung der Konzentration / Fracht unterhalb der Einleitungsstelle im Vorfluter:

Die Einleitung von gleichen Stoff-Frachten führt je nach Fremdwasseranteil des Ablaufs und Vorbelastung des Vorfluters zu einer unterschiedlichen Konzentrationsänderung der Stoffe unterhalb der Einleitungsstelle. Hohe Fremdwasseranteile mit geringer Konzentration und eine angenommene konstante Wassermenge des Vorfluters bewirken eine geringere Konzentration im Vorfluter. Bei sinkendem Fremdwasseranteil steigen die Konzentrationen. Bei weiterhin konstant angenommener Wassermenge des Vorfluters steigen somit auch die Konzentrationen im Vorfluter - vorausgesetzt, die Konzentrationen im Ablauf sind größer als im Vorfluter. Die Höhe der Konzentration und der Fracht im Vorfluter unterhalb der Einleitungsstelle werden durch die Vorbelastung des Vorfluters, d.h. durch die Schmutzfracht im Vorfluter vor der Einleitung bestimmt. Anders ausgedrückt bedeutet dies, daß mit steigender Konzentration bei abnehmender Wassermenge, die in den Vorfluter eingeleitet wird, die Konzentrationen der Stoffe im Vorfluter unterhalb der Einleitung ansteigen.

### Ab- bzw. umgebaute Stoffe

Die zweite Gruppe umfaßt Stoffe, deren Konzentration im Ablauf der Kläranlage einer Gleichgewichtseinstellung durch den biologischen Abbau in der Anlage nach MONOD unterliegen (z.B. Ammonium).

Verhalten der Emission hinsichtlich Konzentration und Fracht bei Fremdwasser:

Die Konzentration des eingeleiteten Abwassers bleibt gleich und die Fracht steigt mit der emittierten Wassermenge an.

Veränderung der Konzentration und Fracht unterhalb der Einleitungsstelle im Vorfluter bei Fremdwassereinfluß:

Wird biologisch gereinigtes Abwasser eingeleitet, so steigt (bei nach MONOD abgebauten Stoffen) mit steigendem Fremdwasseranteilauch die eingeleitete Fracht an.

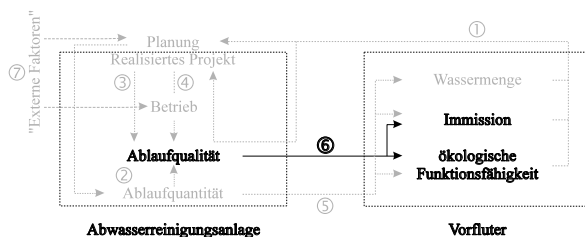
Die Fracht im Vorfluter unterhalb der Einleitungsstelle sinkt bei zunehmender Verdünnung durch den Vorfluter und bei Reduktion des Fremdwasseranteils im Zulauf zur Kläranlage. Die Höhe der Schmutzfracht im Vorfluter oberhalb der Einleitungsstelle bestimmt die Höhe der Konzentration und Fracht unterhalb der Einleitung mit.

Zusammenfassung des Einflusses von Fremdwasser in der Kläranlage auf den Vorfluter

- Die Reduktion von Fremdwasser im Zulauf zu einer Kläranlage führt z.B. beim Rest-CSB (nichtweiter abbaubarer CSB) durch den fehlenden Verdünnungseffekt des Fremdwassers zu einem Konzentrationsanstieg im Vorfluter.
- Bei biologisch noch abbaubaren Stoffen (Ammonium, Nitrat) führt die Reduktion von Fremdwasser - je nach Vorfluterbelastung - zu einem Anstieg/einer Abnahme/Gleichbleiben der Konzentration im Vorfluter, aber in jedem Fall zu einer Frachtverminderung im Vorfluter.
- Bei der Einleitung von abbaubaren organischen Stoffen (Rohabwasser) in den Vorfluter besteht die Möglichkeit der Frachtreduktion im Vorfluter nur in der möglichst weitgehenden Vermeidung der Einleitung !

Wird der Einfluß des Fremdwassers ausgeklammert, so nimmt die Ablaufmenge über die abgeleitete Fracht Einfluß auf das Gewässer. Neben dieser immissionseitigen Beeinflussung kann sich die Quantität aber auch auf die Beeinträchtigung der ökologischen Funktionsfähigkeit auswirken, indem das natürliche Abflußgeschehen beeinflusst wird.

## ⑥ Ablaufqualität ⇌ Vorfluter



Den zentralen Punkt in der Wechselwirkung zwischen Abwasserreinigungsanlage und Vorfluter stellen neben den Frachten zweifellos die Konzentrationen der Abwasserinhaltsstoffe dar. Sie werden in der Emissionsverordnung und den wasserrechtlichen Bescheiden geregelt und vorgeschrieben. Die Größe der Werte richtet sich nach dem Wissen um die gewässerökologische Relevanz der einzelnen Parameter und dem Stand der Technik. Eine detaillierte Zusammenstellung der Auswirkungen dieser Parameter auf die Gewässer findet sich ua. bei Deutsch, Fleckseder (1995).

An dieser Stelle sollen vorläufige Ergebnisse des bereits angesprochenen Projekts präsentiert werden, in dem die Veränderung dieser Parameter über die Fließstrecke untersucht wurden. Anhand einiger ausgewählter Parameter soll das Verhalten eines Kläranlagenablaufs als Gewässer dargestellt werden. Die untersuchte Situation bietet sich für diese Fragestellung insofern an, als der Kläranlagenablauf zu 90% (bezogen auf die Niederwasserführung) das Immissionsgeschehen prägt.

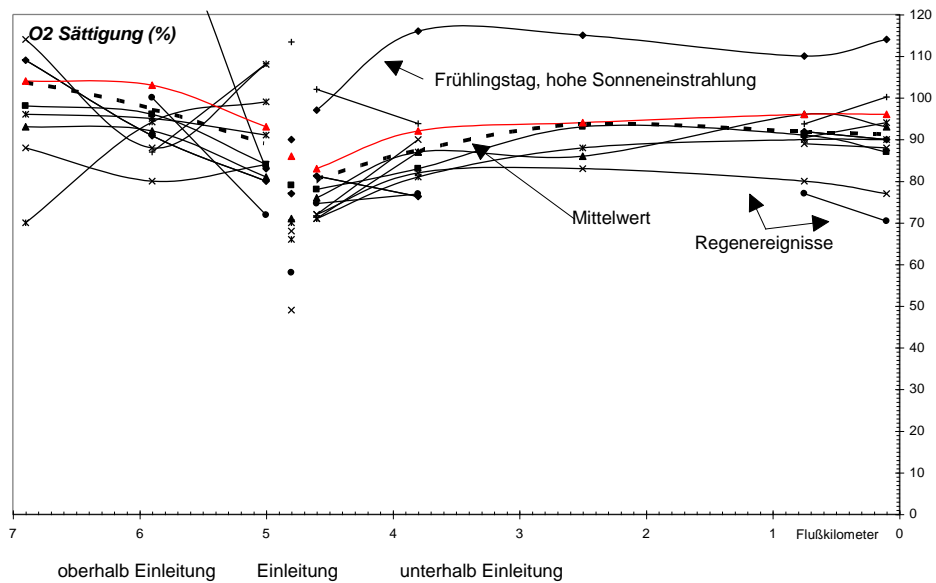
Der Vorfluter weist ein  $Q_{95}$  von 30l/s auf und mündet etwa 5 km nach der Einleitung des Kläranlagenablaufes ohne weitere Speisungen aus Oberflächenwasser in einen größeren Fluß. Die Probenstellen liegen 0,1; 0,75; 2,5; 3,8; 4,6; 4,8; 5; 5,9 und 6,9 km von der Mündung entfernt. Der ARA-Ablauf mündet bei km 4,8. Die Beprobung erfolge über einen Zeitraum von 2 Jahren im Abstand von etwa 2 Monaten und bei extremen Umweltbedingungen wie Starkregen, extremer Trockenheit und Schneeschmelze, sodaß das erhaltene

Datenmaterial für eine Reihe von speziellen Aussagen herangezogen werden kann. Neben den chemisch / physikalischen Parametern wurden auch biologische, ökomorphologische und ökotoxikologische Untersuchungen durchgeführt, die in die Beurteilung eingehen.

### Sauerstoff

Abbildung 11 zeigt die Entwicklung der Sauerstoffsättigung in der fließenden Welle. Oberhalb der Einleitung kommt es infolge starker anthropogener Einflüsse zu einer Sauerstoffzehrung. Der Kläranlagenablauf selbst weist eine vergleichsweise niedrigen auf. Die im Durchschnitt bei etwa 70% liegende Sättigung wird durch turbulente Abstürze des Ablaufs über ein Wehr erreicht. Dieser niedrige Wert beruhen hier also nicht auf einer Sauerstoffzehrung sondern auf technische Gegebenheiten zur Wiederbelüftung des sauerstoffarmen Ablaufs. Nach der vollständigen Durchmischung des Ablaufes im Gewässer erreicht die Sauerstoffkonzentration sofort die in der Immissionsverordnung geforderten 80% des Sättigungswertes und steigt etwa 1km unterhalb der Einleitung auf 87% an. Deutlich zu sehen ist auch die biogene Belüftung, die im Frühjahr vor dem Austreiben des Gehölzsaumes auf Grund der fehlenden Beschattung auftritt.

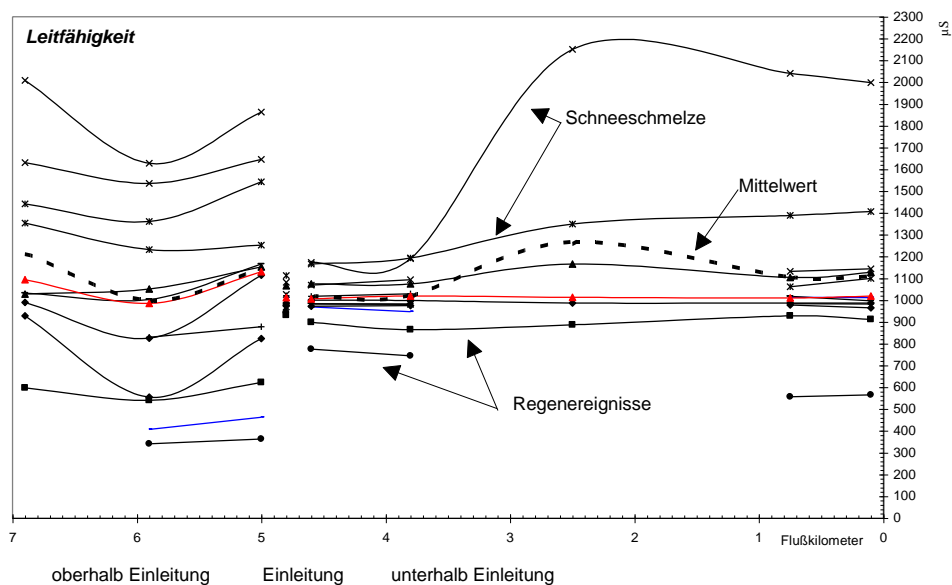
Umgekehrt finden sich an Regentagen mit ausgeprägten Abschwemmungen aus den umliegenden Feldern und der Einleitung aus Regenüberläufen die geringsten Sauerstoffkonzentrationen. Betrachtet man alleine den ersten Kilometer der Fließstrecke nach der Einleitung, so ist mit Ausnahme eines Starkregenereignisses überall eine deutliche Anreicherung mit Sauerstoff zu beobachten. Die für die Anreicherung bis zur völligen Sättigung notwendige Fließstrecke läßt sich über billig zu errichtende Belüftungsschwellen problemlos reduzieren, sodaß auch in Gewässern mit geringen Turbulenzen und Sauerstoffeintragungswerten keine diesbezügliche Beeinträchtigung stattfindet.



**Abbildung 11:** Entwicklung der Sauerstoffkonzentration entlang der Fließstrecke in % Sättigung

### Leitfähigkeit

Die Leitfähigkeit stellt sowohl einen einfach zu handhabenden, als auch sehr aussagekräftigen Parameter dar. Einerseits kann über den Nachweis des Eintrags von „Salzen“ die anthropogene Belastung und andererseits die Verdünnung durch Niederschlags-, oder Grundwasser zuverlässig nachgewiesen werden.

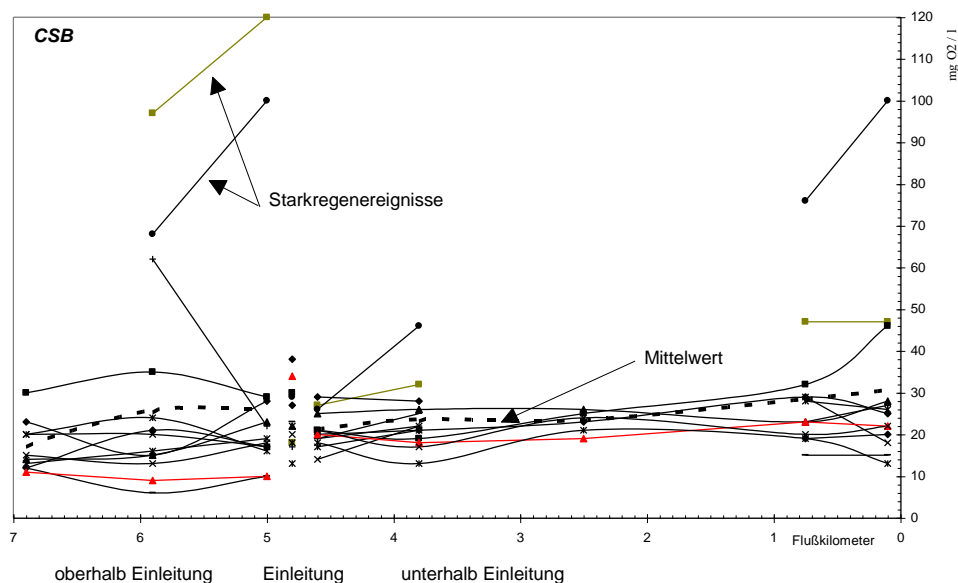


**Abbildung 12:** Entwicklung der Leitfähigkeit entlang der Fließstrecke in  $\mu\text{S}/\text{cm}$  ( $25^\circ\text{C}$ )

Die hohen Werte treten im Winter bei Schneeschmelze auf, wenn Auftausalz in den Vorfluter gelangt. Der übermäßige Anstieg bei km 2,8 ist darauf zurückzuführen, daß an dieser Stelle der in diesem Winter im Ortsgebiet angefallene Schnee über den Vorfluter entsorgt wurde. Die Einflüsse von Schneeschmelze und Regen sind oberhalb der Einleitung besonders deutlich zu sehen und werden von den über alle Situationen sehr konstanten Wert im Anlagenablauf geglättet.

## CSB

Umgekehrt zur Leitfähigkeit verhält sich der CSB. Durch die Abschwemmungen liegt er bei Regenereignissen deutlich über den Trockenwetterzeiten. Die Schneeschmelze bringt dagegen keine Konzentrationsänderung mit sich, obgleich bei erhöhter Wasserführung die Fracht ansteigt.



**Abbildung 13:** Entwicklung der CSB-Konzentration entlang der Fließstrecke

## BSB<sub>5</sub>

Der BSB zeigt das selbe Bild wie der CSB. Bis auf die beiden Starkregenereignisse kann vom Kläranlagenablauf ein Wert von unter 4 mgO<sub>2</sub>/l eingehalten werden. Der höchste Wert von 11 mgO<sub>2</sub>/l tritt bei einem Starkregen und einem SS Gehalt von über 600mg/l auf. Der Abbau über die Fließstrecke ist vernachlässigbar gering.

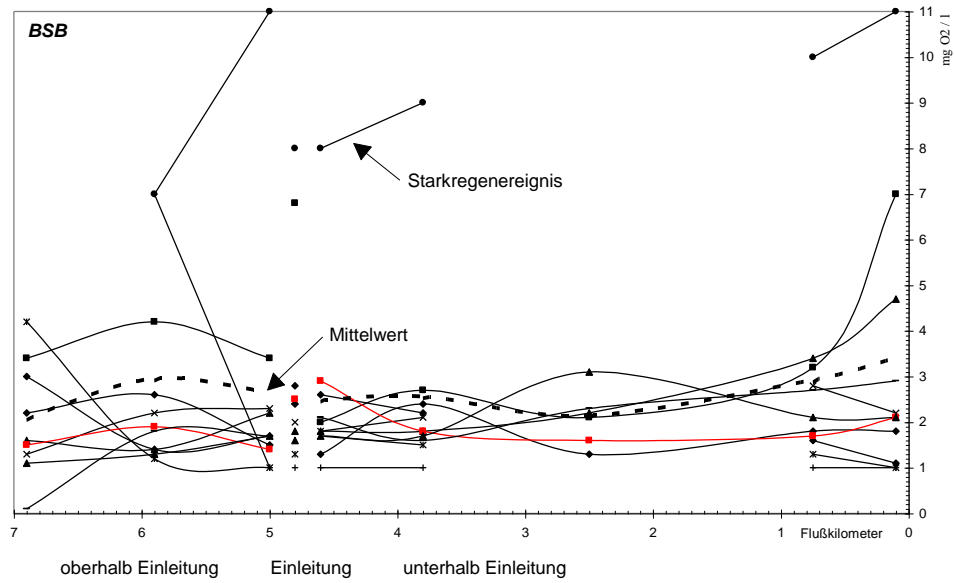


Abbildung 14: Entwicklung der BSB<sub>5</sub>-Konzentration entlang der Fließstrecke

### Phosphor (gelöste Fraktion der Gesamt-Phosphors)

Obwohl der Vorfluter oberhalb der Einleitung anthropogen deutlich beeinträchtigt ist, liegen seine P-Werte deutlich unter den Werten des Ablaufs. Zwar ist bei Regenereignissen ein leichter Anstieg zu bemerken, die P-Ablaufkonzentrationen liegen aber immer noch weit darüber.

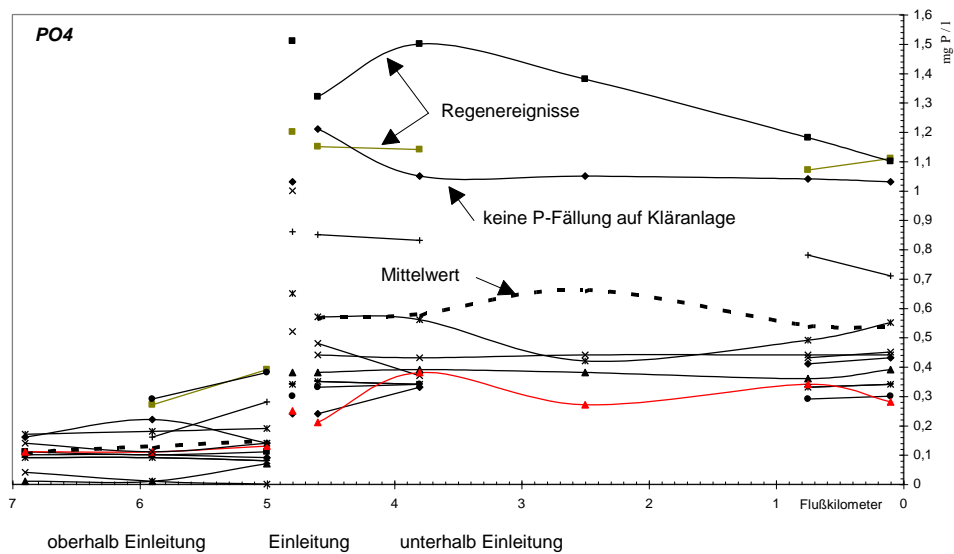
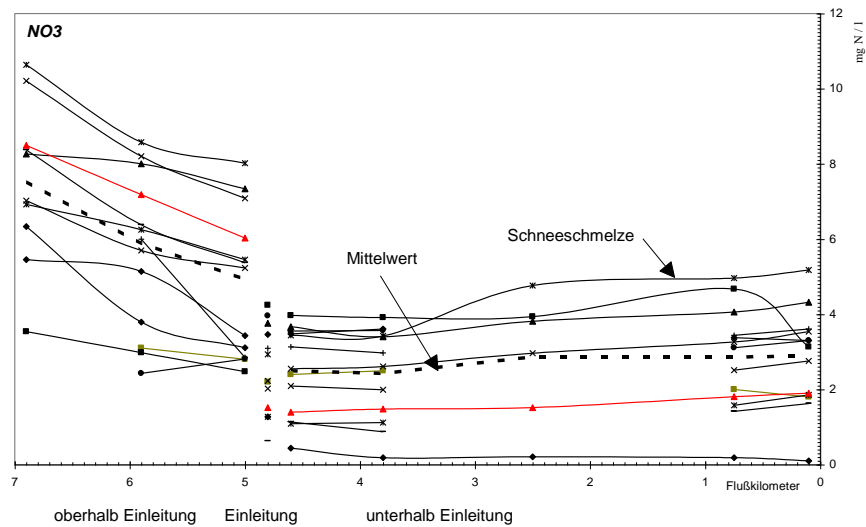


Abbildung 15: Entwicklung der PO<sub>4</sub>-P Konzentration entlang der Fließstrecke



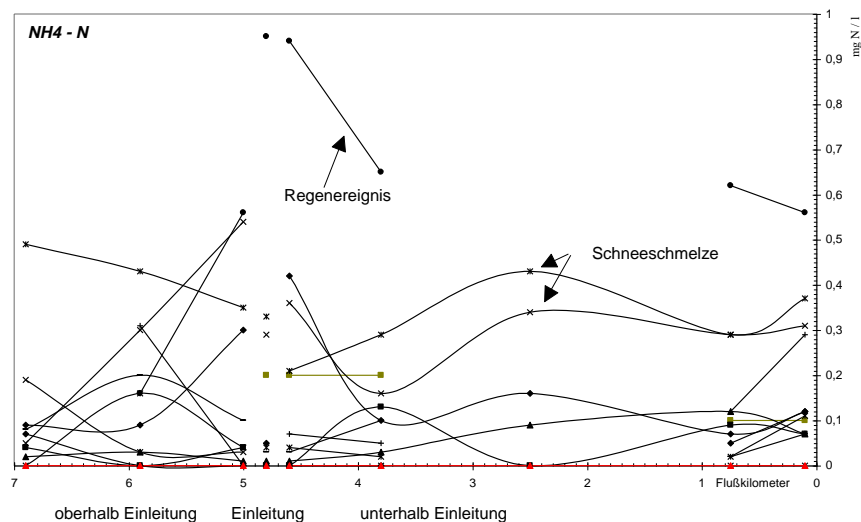
Nitrat

**Abbildung 16:** Entwicklung der  $\text{NO}_3\text{-N}$  Konzentration entlang der Fließstrecke

Die Entwicklung der Nitratkonzentration zeigt, daß der Vorfluter durch den Ablauf verdünnt wird. In der fließenden Welle nach der Einleitung verändert sich dieser Parameter ebenfalls nur wenig. Die Abnahme des Nitrats oberhalb der Einleitung läuft parallel zu der Abnahme des Sauerstoffs, was auf Denitrifikationsvorgänge im Sediment hindeutet.

Ammonium

Das Ammonium weist die deutlichsten Schwankungen auf. Bei Regenereignisse und während der Schneeschmelze liegen die Werte deutlich höher.



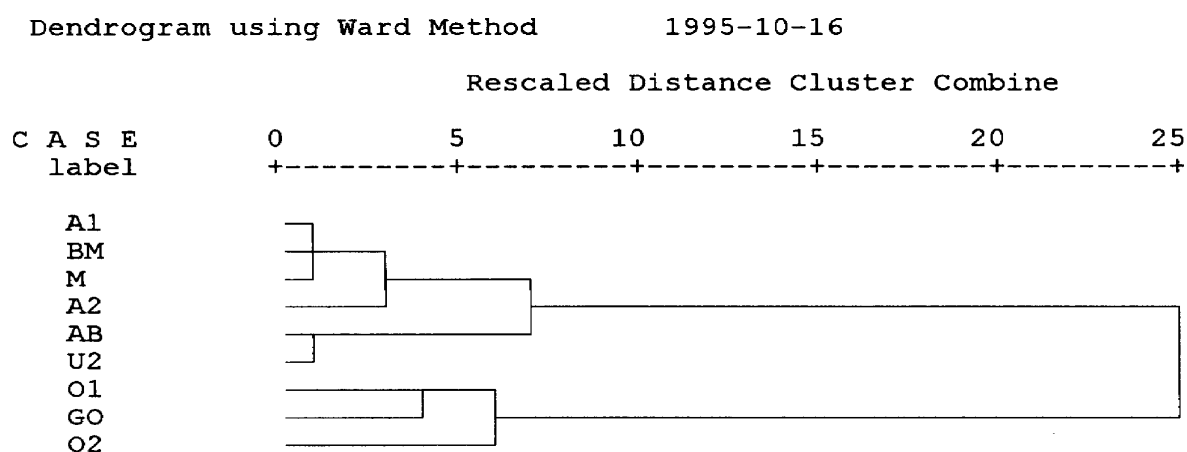
**Abbildung 17:** Entwicklung der  $\text{NH}_4\text{-N}$  Konzentration entlang der Fließstrecke

Alle hier beobachteten Parameter lassen sich deutlich mit Umweltbedingungen korrelieren. Dennoch zeigen sie in der fließenden Welle keine auf den Ablauf der Kläranlage zu beziehende Veränderungen. Je nach Parameter wirkt sich der Ablauf vergleichmäßigend, reduzierend oder erhöhend auf Konzentration der verschiedenen Parameter aus. Die Veränderung der Wasserinhaltsstoffe durch die Einleitung und die Einflüsse der hydrologischen Begleitumstände läßt sich durch den Kurvenverlauf deutlich herausarbeiten, für eine Aussage über die Veränderungen und Vorgänge in der fließenden Welle ist diese Methodik jedoch zu unscharf.

Zur Verdeutlichung der Veränderung der Wassergüte wurden alle 27 Parameter, die pro Probenort und Probenstag gemessen wurden, gepoolt und ohne Gewichtung einer Cluster-Analyse nach WARD unterzogen. Dieses statistische Auswerteverfahren liefert „relative Ähnlichkeiten“ zwischen den Probestellen für den Tag der Probennahme. Vereinfacht beschrieben lassen sich die Grafiken so interpretieren und lesen, daß zwei Probenstellen umso ähnlicher sind, je kürzer ihre waagrechten Wege bis zu einem gemeinsamen Knoten (Kreuzung, Ausgangspunkt) sind.

„Standard Tag“

An diesem Tag herrschten keine außergewöhnlichen Umweltbedingungen. Eine Außentemperatur von 19°C, heiterer Himmel und mittleres Abflußgeschehen legen es nahe, diesen Tag als Standard Tag zu definieren.

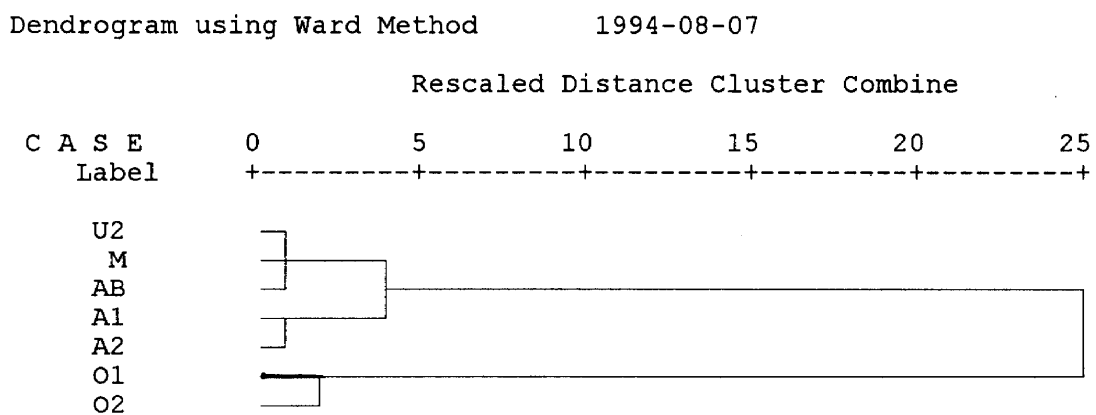


label	Ablau								
	GO	O1	O2	f	U2	M	BM	A1	A2
km	6,9	5,9	5	4,8	4,6	3,8	2,5	0,75	0,1

Die Interpretation ergibt folgendes Bild:

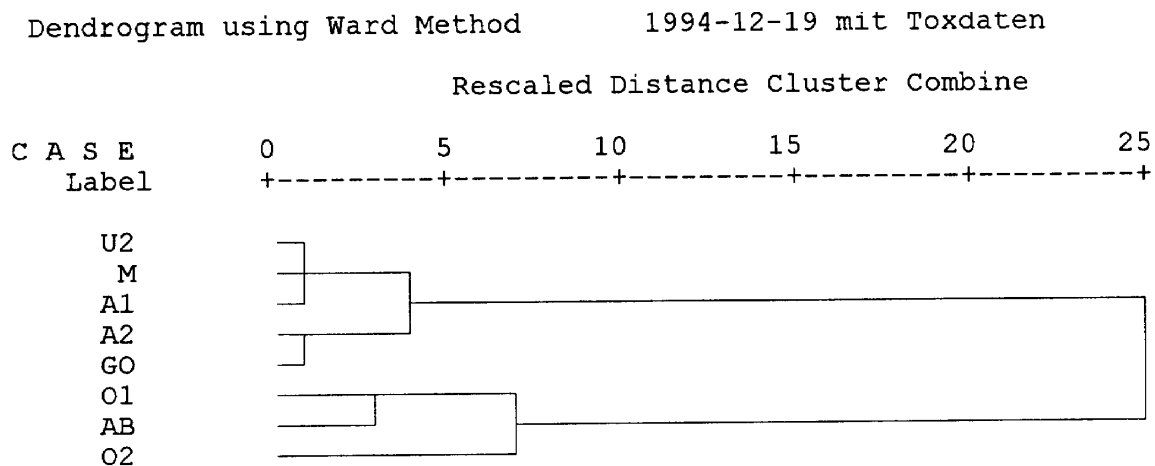
Die oberhalb der Einleitung gelegenen Stellen GO, O1 und O2 sind deutlich verschieden zu den übrigen Probenstellen und bilden einen eigenen Cluster. Bis zur Stelle O1 fließt der Bach in dichtverbautem Gebiet, danach bis O2 durch eine Kulturlandschaft. Die Entfernung der beiden Punkte GO und O1 bis zu ihrem gemeinsamen Verknüpfungspunkt ist näher, als die Entfernung zur Verknüpfung mit O2; sie sind einander „ähnlicher“. Ab dem Kläranlagenablauf liegen die Probenstellen auf einem eigenen deutlich abgegrenzten Cluster. Die 200m unterhalb der Einleitung gelegene Stelle U2 ist noch deutlich vom Ablauf geprägt, wogegen die weiter abwärts gelegenen Stellen M, BM und A1 untereinander sehr ähnlich; gemeinsam allerdings deutlich vom Ablauf verschieden sind. Das heißt, daß die größten Veränderungen in den Immissionsdaten zwischen U2 und M stattfinden, also auf einer Strecke von 0,8 km bzw 1km nach der Einleitung. Zwischen A1 und A2 fließt der Vorfluter durch eine Ortschaft. Die sich daraus ergebende Beeinflussung läßt sich am abgesetzten sich näher bei AB befindlichen Knoten für A2 erkennen.

Folgendes Beispiel spiegelt die Situation eines Starkregenereignisses wider:



O1 und O2 liegen wieder auf einem eigenen Cluster. Der Ablauf wirkt sich jetzt jedoch bis zur Stelle M aus (BM wurde zu diesem Zeitpunkt noch nicht beprobt); der Unterschied zwischen AB, U2 und M ist nicht sehr groß. Deutlich abgesetzt, aber untereinander ähnlich liegen A1 und A2.

## typische Wintersituation



Im Winter ist der Ablauf immer mit O1 und O2 geclustert, wobei die größere Ähnlichkeit abwechselnd bei O1 oder O2 liegt. Weiters liegen die Stellen U2, M und A1 immer in enger Verwandtschaft zueinander, und zusätzlich sich die durch Siedlungen beeinflussten Stellen GO und A2 sehr ähneln.

Aus diesen Untersuchungen über den Einfluß des Ablaufs einer gut betriebenen und geplanten modernen Kläranlage (einstufiges BV, Schlammalter >30d) auf einen sehr kleinen Vorfluter geht hervor, daß durch die Einleitung zwar Veränderungen in der Immission des Gewässers hervorgerufen werden, diese jedoch zu keiner wesentlichen nachweisbaren Folgewirkung führen. Es gibt bisher noch keine vergleichbaren Untersuchungen von kleinen Anlagen auf vergleichsweise sehr kleine Vorfluter.

## 3 Literatur

- ÖNORM B 2400 (1986) Hydrologie - Hydrographische Fachausdrücke und Zeichen
- ÖNORM M 6232 (1995) Richtlinien für die ökologische Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern
- ATV-FA (1991), Leistungsvergleich kommunaler Kläranlagen - Arbeitsbericht des ATV-FA 5.4 - Kläranlagennachbarschaften, Korrep. Abwass. 38/1, 63-70
- Begert A. (1985) Kleine Belebungsanlagen mit einem Anschlußwert bis 500 Einwohnergleichwerte, Wiener Mitteilungen Band 63
- BMLF (1993) Gewässerschutzbericht '93 Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft
- Böhnke, B. (1966) Biologische Kleinstkläranlagen als Ersatz für Mehrkammerausfallgruben. Städtehygiene 17, 239-243

- Böhnke, B. (1971) Kleine Kläranlagen und Sonderbauweisen, Fortbildungsseminar der ATV, Essen 1971
- Börner T. (1994) Erfahrungen mit Pflanzenkläranlagen in der BRD. Wchriftenreihe zur Wasserwirtschaft. TU-Graz, Heft 12
- Bucksteeg, K. (1987) Kleinkläranlagen im Leistungsvergleich. Wiener Mitteilungen Band 71
- Deutsch, K., Fleckseder H. (1995) Emissionsgrenzwerte und ihre Bedeutung für den Gewässerschutz, Wiener Mitteilungen Band 125
- Fleckseder H. (1982) Sind kleine Abwasserreinigungsanlagen tatsächlich so schlecht wie ihr Ruf?, Gas-Wasser-Abwasser 62, 556-558
- Franz A. (1995) praktische Erfahrungen bei der weitergehenden Abwasserreinigung bei einem schwachen Vorfluter am Beispiel der Kläranlage Mödling. Wiener Mitteilungen Band 125
- Kayser R. (Hsg.) (1992) Vergleich verschiedener Bemessungsansätze zur Stickstoffelimination und Garantien für Belüftungseinrichtungen. Berichte des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der TU-Braunschweig. Heft 50 - 1992
- Kroiß, H. (Hsg.) (1990) Fortbildungskurs „Biologische Abwasserreinigung“, Wiener Mitteilungen Band 81 (2. Auflage), Wien 1990
- Kroiß, H. (Hsg.) (1993) Fortbildungsseminar „Bemessung und Betrieb von Kläranlagen zur Stickstoffentfernung“, Wiener Mitteilungen Band 110, Wien 1993
- Kroiß, H. (1995) Wirklichkeitsnahe Bemessung von kommunalen Kläranlagen, Wiener Mitteilungen Band 125
- Kroiß, H., Prendl, L. (1996) Einfluß von Fremdwasser auf Planung und Betrieb von Abwasserreinigungsanlagen. Schriftenreihe zur Wasserwirtschaft der Technischen Universität Graz, Band 18
- UBA (1995) Bäche in Niederösterreich - Chemische Untersuchungen, Umweltbundesamt Report UBA-95-122
- WAW (1995) Abwasserreinigung im ländlichen Raum - Leitfaden für Niederösterreich, Amt der NÖ Landesregierung, Abteilung B/9
- WGEV (1991) Wassergütererhebungsverordnung BGBl. 333/1991
- Wuhrmann (1980) Aktuelle Ziele des Gewässerschutzes: Alter Wein aus neuen Schläuchen. Münchner Beiträge 32, 9-23
- Zerres, H.P. (1993) Die Reinigungsstabilität kommunaler Kläranlagen in Baden Württemberg, Korresp. Abwass. 40/4, 498-513

Mag. Norbert Kreuzinger  
Mag. Andreas Franz

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der TU-Wien

Karlsplatz 13/226  
1040 Wien

Tel: 58801 / 3141                      Email: norbkreu@iwag.tuwien.ac.at  
58801 / 3249                      Email: afranz@iwag.tuwien.ac.at  
Fax: 5042157

# **Einfluß von Maßnahmen des Wassermanagements im Siedlungsgebiet auf die Gewässer gesamthafte Entwässerungsplanung (GEP)**

H. Fleckseder

Vorläufiges Sekretariat des Donauschutzübereinkommens WIEN  
und Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, TU

**Kurzfassung:** Im Wechselspiel zwischen dem Zwang der Menschen, die „Natur“ auch für die Belange der Siedlungswasserwirtschaft zu nützen, sie dabei aber auch in gleicher Weise vor einer überzogenen Nutzung zu schützen, kann der „Ausgleich“ hoffentlich durch eine „Gesamtschau“ erzielt werden. Vorarbeiten im Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverband haben bezüglich der Entsorgung von Wasser und seiner Inhaltsstoffe aus dem Siedlungsraum zur Abfassung einer Methodik geführt, die „Gesamthafte Entwässerungsplanung“ genannt wird. Das Tagungsthema beschäftigt sich mit „zentralen“ bzw. „dezentralen“ Lösungen zur Abwasserreinigung. Entscheidungen in diesem Rahmen haben die gegebene Anwendungssituation und auch möglichst alle zulaßbaren Maßnahmen zu berücksichtigen; Verallgemeinerungen sind hier fehl am Platz. Die zu wählenden Maßnahmen des „Wassermanagements“ haben sich an den Forderungen des „Massenerhaltes“ sowohl für „(Ab)Wasser“ als auch für dessen „Inhaltsstoffe“ auszurichten und dabei auch weitere Forderungen (z.B. die Annäherung an einen „natürlichen Wasserkreislauf“ bzw. „möglichst naturnahe Gewässer“) zu berücksichtigen. Bezüglich des Niederschlages und seines Abflusses steht somit die „Versickerung“ im Vordergrund, bzw. auch die retardierte Ableitung an der Oberfläche, bei der Vermeidung in der „Abwasserentstehung“ auch die Frage, ob der Spülabort im „eher locker verbauten Raum“ der Weisheit letzter Schluß sei. Nach der Einordnung der Begriffe wird die Methodik des „Werkzeuges Gesamthafte Entwässerungsplanung“ mit Bezug auf den Tagungsinhalt dargestellt. Sich daraus ergebende zulaßbare Maßnahmen werden nicht nur durch die technische Komponente, sondern in gleicher Weise durch menschliche Akzeptanz (z.B. bezüglich des „Entwässerungskomforts“) und auch menschlichen Verhaltens (z.B. bezüglich der Gewißheit, daß menschliche Abgänge vom Grauwasser getrennt, aufgefangen und - nach Behandlung - dem Stoff-Nutzkreislauf übergeben werden) geprägt.

**Keywords:** Gesamthafte Entwässerungsplanung; „zentrale“ und „dezentrale“ Lösungen in der Abwasserreinigung; Versickerung von Niederschlag; „Schmutzwassermeidung“ durch eine getrennte Entsorgung der menschlichen Abgänge.

## 1 Einleitung.

Das im Titel enthaltene Thema war durch die Veranstalter ursprünglich nur auf „technische Maßnahmen“ beschränkt gewesen, wurde jedoch auf meinen Wunsch hin auf den Begriff „Maßnahmen“ - ohne jegliche Einschränkung - ausgedehnt. Der Vortragsinhalt hat somit alle möglichen Maßnahmen des Wassermanagements im Siedlungsgebiet mit Auswirkungen auf die Gewässer in ihrer „gesamthaften Zusammenschau“ zum Gegenstand.

In der Anwendung erfährt er seine Begrenzung durch die Frage nach „zentralen“ bzw. „dezentralen“ Lösungen zur Abwasserreinigung, oft mit Bezug auf eine „überörtliche Zentralisierung“ für diese. Das Anwendungsgebiet ist somit vorrangig der zur Zeit in Österreich noch nicht durch Abwasserreinigungsanlagen entsorgte Raum. In diesem werden „dicht verbaute Gebiete“ (d.h. ein „geschlossenes Siedlungsgebiet“) durchaus vorkommen, es wird jedoch auch eine größere Zahl von im „eher locker verbauten Raum“ lebenden Menschen geben. Zusätzlich ist die Pendlerstruktur, aber auch die Tatsache, daß die Struktur der Verbauung oft vorgegeben ist, hervorzuheben. Der „eher locker verbaute Raum“ ermöglicht - in Abhängigkeit der zugelassenen Erschließung - aber auch oft erst die Errichtung preiswerter Eigenheime.

Da ich in diesem Bereich bisher nicht angewandt arbeiten konnte und mir auch von anderer Seite die Ergebnisse angewandter Arbeiten nicht zugänglich sind, fußt diese Darstellung nur auf meinem Denken. Sie erhebt daher auch keinesfalls den Anspruch, eine „Kochanleitung“ dafür zu sein, wie in jedem Einzelfall Lösungen erzielbar sind.

Ich erhebe jedoch den Anspruch, mich in den zurückliegenden Jahren mit der Frage nach einer Bewußtmachung der Verpflichtung einer „Gesamtschau“ zum Thema der „Gesamthaften Entwässerungsplanung“ herumgeschlagen zu haben. Für den eher „technisch“ ausgerichteten Fachkollegen birgt dieser Darstellung die zusätzliche Schwierigkeit, daß sie nur in „Sprache“ abgefaßt ist und nirgendwo eine Abbildung oder eine Formel enthält,

kurz, daß hier „Philosophie geschwafelt“ wird und nicht „handfeste Technik“

vermittelt wird. Trotz all dieser sich vor meinem inneren Auge abzeichnenden „Spannungsfelder“ versuche ich, meine Überlegungen zu diesem Thema nachfolgend in meinem Schreibstil festzuhalten.

Die Antwort auf die Themenstellung - d.h. „die Setzung bestimmter Maßnahmen aus einer Gesamtschau heraus abzuleiten, wobei das zugeordnete Vorgehen „Gesamthafte Entwässerungsplanung (GEP)“ genannt wird - hängt im vorgegeben Rahmen von der Antwort auf die Begriffe des „dicht verbauten Gebietes“, des „eher locker verbauten Raumes“, der „zentralen“ bzw. „dezentralen“ Lösung in der Abwasserreinigung, aber natürlich auch davon ab, welche „Maßnahmen“ wir gedanklich setzen können und welche denn eigentlich dann verbindlich zulaßbar sind bzw. auch verläßlich durch die „handelnden Menschen“ getragen werden.

Obwohl im Rahmen der öffentlichen Verwaltung tätig, wird der von mir gesetzte Denkraum sowie der sich daraus eröffnende Handlungsspielraum sich nicht strikt an gesetztes Recht bzw. bisher gehandhabte Praxis halten. Dies hängt nicht damit zusammen, daß ich diese Bereiche absichtlich negiere, sondern damit, daß nur der zugelassene Gedanke sowie seine nachfolgende Prüfung auf die Anwendbarkeit hin im gegebenen Zusammenhang fruchtbringend sind, und die Kriterien für den Begriff „fruchtbringend“ sind die langfristige Handhabbarkeit, die Wirtschaftlichkeit, aber auch eine möglichst geringe Auswirkung auf die Umwelt. Über die langfristige Handhabbarkeit muß von anderer Seite her entschieden werden.

## **2 Zum Spannungsfeld der Siedlungswasserwirtschaft.**

Alle Antworten, die wir in unserem Denken und Handeln gewinnen, hängen von den Denk- und Handlungs-Voraussetzungen ab, die wir setzen.

Die Versorgung mit einwandfreiem Wasser - auch für den menschlichen Genuß -, sowie die Ableitung des Niederschlages in der Art und Weise, daß wir Menschen vor Unbill der Natur geschützt sind, aber auch die Ableitung und Entsorgung des anfallenden „Abwassers“ (bzw. der anfallenden menschlichen Abgänge) inkl. der in ihm enthaltenen Inhaltsstoffe, sind die zentralen



Aufgaben der Siedlungswasserwirtschaft. Diese Aufgabe steht in gleicher Weise im Spannungsfeld von

**„Wir Menschen müssen, um zu überleben, die Natur  
benützen und uns vor ihr schützen“**

wie auch in der Gegenrichtung formuliert

**„Damit die Natur überleben kann, müssen wir sie  
vor überzogenen Ansprüchen der Menschen schützen“.**

Von der Gesamtaufgabe der Siedlungswasserwirtschaft wird in dieser Arbeit nur die der „Entwässerung“ - d.h. die Ableitung von „Niederschlag“, „Abwasser“ / „Schmutzwasser“ und die Reinigung von „Schmutzwasser“, bzw. auch die Frage nach möglichen Eingriffen bei der „Abwasserentstehung“, behandelt. Die Versorgung des Siedlungsraumes mit Wasser verbleibt außerhalb der Darstellung.

Vorrangig handelt es sich dabei im gemäß der „Einleitung“ abgesteckten Rahmen um die Beachtung des „Massenerhaltes“ sowohl für „Wasser“, d.h. also für „Niederschlag“ und „Abwasser“, als auch seiner „Inhaltsstoffe“, und es taucht somit auch hier die Frage auf, wie zwischen „Niederschlag“/„Abwasser“ direkt in Gewässer einleitbarer bzw. in den Untergrund „versickerbarer“/„verrieselbarer“ „Güte“ und „Abwasser“, das als „Schmutzwasser“ vor seiner Einleitung in Gewässer bzw. fallweise vor seinem Übergang in den Boden zu reinigen ist, unterschieden werden kann, bzw. auch, wie Maßnahmen setzbar sind, um die „Entstehung von Abwasser“ zu steuern bzw. zu begrenzen.

### **3 Begriffsklärungen.**

Diese sind nur „unscharf“ möglich, da es auch im menschengeschaffenen Siedlungsraum keine klar voneinander trennbaren Typen gibt, sondern nur stetige Übergänge.

Da ich im Bereich der (örtlichen) Raumplanung keine Fachkompetenz aufweise, enthalte ich mich einer eingehenderen Begriffsklärung des „geschlossenen Siedlungsgebietes“ bzw. des „eher locker verbauten Raumes“. Mit Bezug auf den Tagungsort, Ottenstein im Waldviertel, würde ich jenen Bereich des Ortes,

bei dem „Haus an Haus“ bzw. „Bauparzelle an Bauparzelle“ stehen, als „geschlossenes Siedlungsgebiet“ bezeichnen, jedoch dort, wo die landwirtschaftliche Bodennutzung „Häuser“ bzw. „Bauparzellen“ trennt, vom „eher locker verbauten Raum“ sprechen.

Bezüglich des „Niederschlages“ und seines Abflusses hängt die Antwort darauf, wohin er verbracht werden kann, einerseits von der Nutzung der jeweiligen Fläche, auf die er fällt, ab, aber auch von den zwischenschaltbaren Rückhalte- und Reinhaltbauwerken. Dabei können die zur „Versickerung“ zugelassenen Ausbildungsformen der „Versickerungsbauwerke“ beide Funktionen erfüllen, während bei einem direkten Übergang von Niederschlagsabfluß in Oberflächengewässer diese je nach Situation anzuordnen sind. Eine aus einem Arbeitsblatt der Stadt Wien (Quelle: MA 45, Stand Dezember 1995) von mir etwas abgeänderte, auch um Maßnahmen bei der direkten Einleitung in Oberflächengewässer erweiterte, Zuordnung enthält Tabelle 1. Sie wäre auf jeden Fall vor ihrer praktischen Anwendung von Fachdienststellen zu prüfen bzw. ebenfalls noch abzuändern. Welche „Verschmutzungspotentiale“ wo liegen, hängt sicher sehr stark von zusätzlichen Faktoren ab, die nicht in dieses einfache Schema mit aufgenommen werden können. Das Ziel der „Entsorgung“ des Niederschlages sollte es sein, die am Standort möglichen früheren Bedingungen so gut als im Einvernehmen mit der Flächennutzung der Menschen für das „Siedeln“ stehend anzunähern. Dies bedingt auch, daß das Ausmaß der „Versiegelung“ der Flächen beschränkt ist. Von dieser Seite her ergeben sich wesentliche Anforderungen an die Handhabung der Bauordnungen bzw. fallweise auch ihrer Gestaltung in der Art, daß sie die Zielsetzungen der heutigen Siedlungswasserwirtschaft möglichst miterfüllt.

Bezüglich des dann noch verbleibenden „Abwassers“ sollten „saubere (Ab)Wässer“, d.h. also Drainage-, Grund- und Quellwässer, in der am Standort möglichen Art und Weise wieder dem „natürlichen Wasserkreislauf“ übergeben werden. Dort, wo eine Versickerung nicht möglich ist (undurchlässiger Boden) oder nur zu einem erneuten Andrang führt (sehr gut durchlässiger Boden; auch geringe Flurabstände), sollte versucht werden, eine Abfuhr über ein oberflächliches fein verästeltes „Gewässernetz“ wieder ins Auge zu fassen, auch über private Grundstücke hinweg. Fallweise ist auch ein von der Schmutzwasserkanalisation getrenntes Rohrsystem ins Auge zu fassen.

Art der Fläche ⇒	Art der Maßnahme ↓	Dachfläche	Gehweg Terrasse	Stellplatz, Fahrfläche PKW	Garagenvorfläche, -rampe	Straßenfläche	Manipulationsfläche	Tankfläche
<b>Versickerung</b>	Grünfläche Rasenmulde	<b>empfohlen</b>	<b>empfohlen</b>	<b>empfohlen</b>	<b>empfohlen</b>	<b>empfohlen</b>	möglich bei nicht wasser- gefährdenden Stoffen	<b>nicht möglich</b>
<b>Versickerung</b>	Rasengittersteine	möglich	möglich	<b>empfohlen</b>	<b>empfohlen</b>	möglich	möglich bei nicht wasser- gefährdenden Stoffen	<b>nicht möglich</b>
<b>Versickerung</b>	Schlammfang & Sickerschacht mit Adsorptions- FiMatte	möglich	nur in Ausnahmefällen möglich	nur in Ausnahmefällen möglich	nur in Ausnahmefällen möglich	nur in Ausnahmefällen möglich	<b>nicht möglich</b>	<b>nicht möglich</b>
<b>Versickerung</b>	Sickerschacht	<b>nicht möglich</b>	<b>nicht möglich</b>	<b>nicht möglich</b>	<b>nicht möglich</b>	<b>nicht möglich</b>	<b>nicht möglich</b>	<b>nicht möglich</b>
<b>Ableitung in Oberflächen- Gewässer</b>	einfache Maßnahmen	möglich	möglich	möglich	möglich	<b>nicht möglich</b>	<b>nicht möglich</b>	<b>nicht möglich</b>
<b>Ableitung in Oberflächen- Gewässer</b>	aufwendige Maßnahmen (u.U. sehr teuer)	möglich	möglich	möglich	möglich	möglich	möglich	möglich
<b>Kanalisation</b>	Mischsammler	möglich, wenn sonst nichts möglich	möglich, wenn sonst nichts möglich	möglich	möglich	möglich	nach Vorbehandlung möglich	nach Vorbehandlung möglich
<b>Kanalisation</b>	RW-Sammler	möglich, wenn sonst nichts möglich	möglich, wenn sonst nichts möglich	möglich	möglich	nach Vorbehandlung möglich	nach Vorbehandlung möglich	nach Vorbehandlung möglich
<b>Kanalisation</b>	Teilmisch- Sammler	nicht machen!	nicht machen!	eher nicht machen bzw. möglich	eher nicht machen bzw. möglich	möglich	nach Vorbehandlung möglich	nach Vorbehandlung möglich

Tabelle 1: Vorschläge zur Verbringung von Niederschlag, dargestellt für den 'eher locker verbauten Raum'.  
Achtung, das Wort 'möglich' hat hier die Bedeutung von z.B. 'man kann dies so machen, (wenn ...)', oder 'zulässig'.

Somit verbliebe als eigentliches „Abwasser“ nur das „Schmutzwasser“, das in diesem „eher locker verbauten Raum“ aus Haushalten, landwirtschaftlichen Betrieben, dem Gewerbe und fallweise auch kleineren Industriebetrieben stammen kann. Was das Gewerbe und die Industrie betrifft, so sollte die Raumordnung diese nur in eigens dafür ausgewiesenen „Gewerbegebieten“ zulassen. Die Betriebe hätten dann dort auch für die adäquate Vorreinigung, und wenn keine Anschlußmöglichkeit an eine Abwasserreinigungsanlage besteht, auch die „Endreinigung“, zu sorgen.

Dies schränkte die weitere Diskussion zum Thema „Entstehung von Schmutzwasser, das abzuleiten und zu reinigen ist“, auf Haushalte und landwirtschaftliche Betriebe ein. Die „Schmutzwasserentstehung“ ist in beiden durch Wasch- und Spülvorgänge einerseits und durch die Ableitung bzw. Speicherung und Verbringung der menschlichen Ausscheidungen („Abgänge“) andererseits geprägt. Bei beiden erbrächte ein Abgehen vom Spülabort - bei Bezug auf die „Aktivitätseinheit Mensch“ - eine Ersparnis an Wasser von ca. 1/3 bis zur Hälfte sowie eine „Entlastung“ des ansonst entstehenden Schmutzwassers an Phosphor und Stickstoff von ca. je 85%, an org. Kohlenstoff von ca. 50%. Dies würde einerseits bedeuten, daß die menschlichen Abgänge - aller Einsicht nach nach einer Stabilisierung und Pasteurisierung - wieder in den „Stoff-Nutzkreislauf“ einzubinden wären, während die verbleibenden Spül- und Waschwässer („Grauwässer“) nach einer adäquaten Reinigung den „Vorflutern“ (Oberflächengewässer; nach Prüfung der Langfristauswirkungen fallweise auch flächenhaft über die ungesättigte Bodenpassage in den Untergrund) übergebbar wären.

Der „Abtritt“ muß nicht das „Plumpsklo alter Bauart“, behaftet mit unangenehmem Geruch und im Sommer mit vielen Fliegen, sein. In der heutigen Zeit kann dies durchaus eine keramische Schale sein, mit einer Klappe wie z.B. schon lange in der Eisenbahn üblich, und mit einiger geschickter Handhabung (Einlegen eines Blattes Zeitungspapier vor einem „großen Gang“; Nachspülen mit etwas Wasser) bleibt auch diese sauber. Die Anordnung im Haus ist jedoch i.a. nicht mehr beliebig frei wählbar, und das Vordringen des Spülabortes mit der ihm eigenen „gedankenlosen Wahlfreiheit“ hat viele Häuser entstehen lassen, in denen diese Trennung - wenn überhaupt möglich - erst im Laufe der Zeit rückgängig gemacht werden könnte.

Der wesentliche Vorteil dieses Vorgehens im Vergleich mit den zu Recht unbeliebten - und daher auch bei Neubauten oft nicht mehr zugelassenen - „dichten Sammelgruben“ besteht hier darin, daß pro Mensch und Tag maximal 5 Liter an Volumen anfallen, die durch Transport zu entsorgen sind, während es bei der Beibehaltung des Spülabortes und sorgfältigem Umgang mit der Wassermenge das Zwanzigfache, oft aber auch das Dreißigfache, sein kann. Die Gefahr des „Anbohrens“ der auch hier erforderlichen „dichten Grube“ ist also deutlich geringer, und der Transportaufwand zur Hygienisierung ist dies auch!

In den Haushalten beziehen sich die Wasch- und Spülvorgänge, die zur Entstehung der „Grauwässer“ führen, auf die Körperpflege, die Arbeiten in der Küche sowie das Wäschewaschen, in der Landwirtschaft kommen noch - je nach der Art der landwirtschaftlichen Produktion bzw. deren eigener Verarbeitung - noch andere Arten an Wasch- und Spülvorgängen hinzu. Eine generelle Diskussion der die Landwirtschaft betreffenden Entscheidungen ist an dieser Stelle nicht möglich. Die aus der landwirtschaftlichen Produktion stammenden, mit Übergang in das Wasser verbundenen Stoffe werden i.a. rasch biologisch zersetzbar sein, für in die Produktion eingesetzte Mittel (z.B. Spritzmittel) trifft dies jedoch nicht zu. Hier wäre also besondere Vorsicht geboten, die z.B. das Waschen und Spülen der damit im Zusammenhang stehenden Gefäße auf einen bestimmten Platz im Ort beschränkt.

Wie aus dieser Diskussion zu ersehen, hängt der jeweils denkbare technische Lösungsweg von den Entscheidungen ab, welchen „Entwässerungskomfort“ (auch im Sinne der Fortschaffung der menschlichen Abgänge) wir zulassen. Dies war einer der Gründe, weswegen ich im Titel bei den „Maßnahmen“ das Wörtchen „technisch“ wegließ. Andere Gründe dafür werden noch folgen.

Auf der Seite der praktischen Verwirklichung gibt es noch zwei Schwierigkeiten, nämlich die Frage der Reinigung der Grauwässer sowie deren Verbringung (Oberflächengewässer; Passage in den Untergrund) einerseits, sowie auch andererseits die Frage der seuchenhygienischen Auswirkungen der stabilisierten menschlichen Ausscheidungen. Aus meiner derzeitigen Sicht handelt es sich bei beidem jedoch nicht um wesentliche „technische Hindernisse“, sondern um die Frage der allgemeinen Akzeptanz (sowohl bei Hygienikern als auch bei „Technikern“) von etwas in Vergessenheit geratenen Lösungswegen.

*!!! Diese Aussage darf jedoch nicht sofort als ein Freibrief zur Anwendung auf jeden möglichen „Fall“ im „geschlossenen Siedlungsraum“ verstanden werden !!!*

Den erneut von verschiedener Seite propagierten „Brauchwasserkreisläufen“ in Haushalten stehe ich äußerst skeptisch gegenüber. Ich kann mir vorstellen, daß sie in niederschlagsarmen Gebieten Österreichs ( $\Sigma N < 500 \text{ mm/a}$ ) mehr Sinn ergeben als an anderen Orten, aber auch dann sehe ich auch wenig Vernunft, den - wegen der aufwendigen Speicherung von den Kosten her sehr teuer - erworbenen Niederschlag ausgerechnet zur Klospülung zu verwenden, wo doch diese durch eine wie vorstehend geschilderte „Trennung“ viel effizienter weggelassen werden könnte. Die Verwendung aufgefangenen Niederschlages zum Wäschewaschen ist von der Weichheit des Wassers her angenehm, die darin enthaltenen Inhaltsstoffe bergen jedoch noch größere Probleme.

Das Auffangen von Dachabflüssen zum Gießen von Gartenflächen macht Sinn, doch sind sehr große Behälter notwendig, um große - z.B. einjährige - Tagesniederschläge voll speichern zu können. (Als Beispiel: Im Wiener Raum mit seinen ca. 650 mm Jahresniederschlag beträgt der einjährlich auftretende Tagesniederschlag ca. 45 mm, was also bedeuten würde, daß ein 100 m<sup>2</sup> großes Dach bei zwei Fallsträngen allein für dieses Ereignis ca. 2 Behälter zu je etwas über 2 m<sup>3</sup> Nutzinhalt erfordern würde. Viele der Abflüsse bildenden Niederschläge würden diese jedoch i.a. nur mit vielleicht je 0,02 bis 0,1 m<sup>3</sup> beaufschlagen).

Die Begriffe „zentrale“ bzw. „dezentrale“ Lösung sind ebenfalls unscharf. So kann z.B. die Weiterleitung des Schmutzwassers über lange Distanzen (10 km und oft auch mehr) eine „Zentralisierung“ bedeuten und die „dezentrale Lösung“ wäre dann die Abwasserreinigungsanlage direkt für den Ort oder Ortsteil, es kann aber auch - je nach Verständnis und Sprachgebrauch - die Abwasserreinigungsanlage für den Ort als eine „zentrale“ aufgefaßt werden, wenn man von der praktischen Anwendbarkeit von Lösungen für jedes Haus bzw. Gebäude als „dezentralen Lösungen“ ausgeht. Letzteres kann fallweise technisch möglich, im Siedlungszusammenhang jedoch nicht tragbar sein. Daher stammt ja auch die Forderung der Errichtung der Abwasserableitung im „geschlossenen Siedlungsgebiet“. Da die Entscheidung in der Festlegung der beiden Begriffe so sehr durch die jeweilig vorliegende Anwendungssituation geprägt wird und eine

allgemeine Festlegung, auch bezüglich den der jeweiligen Variante innewohnenden Vor- und Nachteilen, nicht möglich ist, will ich mit dem Aufzählen dieser mir ins Auge springenden Möglichkeiten schließen.

Unter Beachtung dieser „Denk-“ bzw. auch „Handlungsvoraussetzungen“ können wir uns nun dem Thema der „Gesamthaften Entwässerungsplanung“ in ihrer Anwendung auf das gegebene Thema nähern.

#### **4 Wozu soll die „Gesamthafte Entwässerungsplanung“ dienen und wie könnte man damit in der angewandten Entscheidungsfindung zur „zentralen“ oder „dezentralen“ Lösung vorgehen?**

##### **4.1 Die generelle Handhabung der „Gesamthaften Entwässerungsplanung“.**

Im Rahmen des Österreichischen Abwasser- und Abfallwirtschaftsverbandes wird zur Zeit an der „Endredaktion“ eines Regelblattes / Arbeitsbehelfes zur „Gesamthafte Entwässerungsplanung“ gearbeitet (ÖWAV, im Druck). Ich erlaube mir, Teile des Inhaltes dieses Behelfes an dieser Stelle aus diesem noch nicht erschienenen „Blatt“ zu erwähnen, und zwar nur jenes Kapitel 3, das sich mit der Handhabung der Methodik befaßt. Ich will an dieser Stelle nicht unerwähnt lassen, daß es sich dabei um Ideen zur „Planung der Planung“ handelt, und jeder Planer sich - nach Rücksprache mit seinem Auftraggeber bzw. auch den zuständigen Fachdienststellen (es besteht ja im Zuge der wasserwirtschaftlichen Planung auch für ein derartiges Vorhaben „Meldepflicht“) - seinen eigenen Rahmen „zurechtbasteln“ wird. Die künftige Umsetzung derartiger Planungen bedarf zusätzlicher Handwerkszeuge, die ganz deutlich über den Rahmen dieser beim ÖWAV demnächst erscheinenden Schrift hinausgehen.

Das uns hier interessierende Inhaltsverzeichnis hat sich auch nach dem Begutachtungsverfahren nicht geändert und umfaßt folgendes (Zitat aus: ÖWAV, im Druck):

### ***"3. Die Handhabung der Gesamthaften Entwässerungsplanung***

(Dieser Abschnitt befaßt sich mit der im Einzelfall einschlagbaren, generell dargestellten Vorgangsweise)

#### *3.1 Allgemeines*

##### 3.1.1 Aufgaben der Gemeinden

##### 3.1.2 Bearbeitungsstruktur

##### 3.1.3 Bearbeitungs-Randbedingungen

- Datenbearbeitung und Datenverwaltung

#### *3.2 Zustandsberichte*

##### 3.2.1 Arten der Zustandsberichte

##### 3.2.2 Zustandsbericht Raumplanung und Erschließung

##### 3.2.3 Zustandsbericht Einzugsgebiet

##### 3.2.4 Zustandsbericht Niederschlag

##### 3.2.5 Zustandsbericht Versickerung

##### 3.2.6 Zustandsbericht Kanalisation (inkl. Fremdwasser)

##### 3.2.7 Zustandsbericht Abwasserreinigungsanlagen

##### 3.2.8 Zustandsbericht Gefahrenbereiche

##### 3.2.9 Zustandsbericht Gewässer (Grundwasser, Oberflächengewässer)

#### *3.3 Erarbeitung des Entwässerungskonzeptes - Variantenstudium*

##### 3.3.1 Die Strukturierung des Bearbeitungsgebietes



### 3.3.2 Randbedingungen und Lösungswege zum Variantenstudium

### 3.3.3 Durchführung des Variantenstudiums und die Variantenwahl

### 3.3.4 Zwei plakative Beispiele zur Generellen Handhabung

- a) Gesichtspunkte zum Gewässerschutz in dünn besiedelten Gebieten
- b) Gesichtspunkte zum Gewässerschutz im dicht besiedelten Raum

## 3.4 *Generelles Projekt für die Erreichung einer Grundsatzgenehmigung (gemäß §111a WRG)*

### 3.4.1 Allgemeines

### 3.4.2 Teilprojeket "Leitungsnetz und Sonderbauwerke"

### 3.4.3 Teilprojeket "Fremdwasserreduktion"

### 3.4.4 Teilprojekt "Retention von Niederschlagsabfluß"

### 3.4.5 Teilprojekt "Versickerung von Niederschlagsabfluß"

### 3.4.6 Teilprojekt "Behandlung von Abwasser aus Regenüberläufen im Mischsystem und Niederschlagssammlern des Trennsystems"

### 3.4.7 Teilprojekt "Abflußsteuerung im Entwässerungsnetz"

### 3.4.8 Teilprojekt "Störfälle im Einzugsgebiet"

### 3.4.9 Teilprojekt "Unterhalt, Reparaturen und Sanierung des Entwässerungsnetzes"

### 3.4.10 Folgerungen für der "Raumplanung" aus der Gesamtheitlichen Entwässerungsplanung

### 3.4.11 Folgerungen für die "Gewässerbetreuung" aus der Gesamtheitlichen Entwässerungsplanung

### 3.4.12 Vernetzung der Empfehlungen aus den einzelnen Teilprojekten."

## **4.2 Die Umsetzung der generellen Handhabung auf den Tagungsinhalt**

### 4.2.1 Allgemeines

Zu 3.1 und weiter speziell zu 3.1.1 des vorstehenden Inhaltsverzeichnisses (IHV):

Was in diesem Punkt vor allem interessieren wird, ist die Festlegung des Einzugsgebietes (in Querverbindung zu 3.1.2, 3.2.2 und 3.3.1) sowie des durch die Menschen in den Gemeinden mitbestimmten „Entwässerungskomforts“. Auch die stetige Verfolgung der Kostenfrage (Investitionen; Betriebsaufwand) darf nicht als nachrangig aufgefaßt werden.

Zu 3.1.2 des IHV:

Das Vorgehen in „Arbeitsschritten“ erscheint wesentlich. (1) Das Festlegen des Bearbeitungsgebietes. (2) Zustandserfassung durch Zustandsberichte. (3) Daraus Erfassung der Entwässerungssituation (= Problemanalyse) sowie ein „Variantenstudium“, das zu einem Entwässerungskonzept führt. (4) Bearbeitung dieses Entwässerungskonzeptes mit der Schärfe eines Generellen Projektes.

Zu 3.1.3 des IHV:

Die Datenbearbeitung und Datenverwaltung wird i.a. nicht an Datenbanken gebunden sein; wer über einen PC verfügt und sich in den damit zusammenhängenden Werkzeugen auskennt, wird diese i.a. auch verwenden.

### 4.2.2 Zustandserhebung und Zustandsberichte

Für die Zustandserhebung müssen - wo erforderlich - auch Kollegen anderer Disziplinen als solche der Siedlungswasserwirtschaft mitwirken. Dies kann z.B. die Hydrologie, die Hydrobiologie, den naturnahen Wasserbau sowie die Raumplanung betreffen, kann sich aber auch auf zusätzliche Aufgabenbereiche erstrecken.

Zu 3.2, beginnend ab 3.2.2, des IHV:

Das Zusammenwirken mit der (örtlichen) Raumplanung erscheint besonders wichtig, da auch sowohl bei „zentralen“ als auch „dezentralen“ Lösungen Auswirkungen auf den Entscheidungsprozeß unausweichlich sind. Schließlich

darf - wie ja schon an anderer Stelle festgehalten - nicht übersehen werden, daß auch im „eher locker verbauten Raum“ der größere Teil der Parzellen schon bebaut ist, aber auch aus Gründen der Kosten der Infrastruktur die „Verdichtung“ des Siedlungsraumes anzustreben ist. Der in der „Zustandserhebung“ erfaßte Befund ist also nicht zwangsweise jener, den der „Normalbürger“ beim Vorbeigehen oder Vorbeifahren erfaßt, sondern jener, der dem für einen bestimmten Zeitraum in die Zukunft hinein gewidmeten entspricht.

Zu 3.2.3 des IHV:

Das Einzugsgebiet ist ein sehr wesentliches Element der Zustandserfassung. Je nach der vorliegenden Situation umfaßt es „geschlossenen Siedlungsraum“, „eher locker verbauten Raum“, aber bei jeweiligen geologischen Bedingungen auch „Außenflächen“. (Dabei wird hier davon ausgegangen, daß die aus dem Einzugsgebiet des Vorfluters stammende Hochwassergefahr nicht mit diesem Werkzeug, sondern mit einem anderen erfaßt wird). Von Interesse bezüglich der Oberflächen sind die Oberflächenstruktur und die Geländeneigung, das Ausmaß befestigter Flächen und deren Befestigungsarten, Aussagen zum Vorhandensein der Retention und der gezielten Versickerung, zur Ableitung des Niederschlages, sowie zur zu erwartenden Verschmutzung auf speziellen Oberflächen. Schließlich sind auch alle Oberflächengewässer einschließlich ihrer Überflutungsflächen darzustellen. Bezüglich des Schmutzwasseranfalles wird auch auf die unter Kapitel 3 angeführten Aussagen zur „Abwasserentscheidung“ und den sich daraus ergebenden Eingriffsmöglichkeiten verwiesen.

Zu 3.2.4 des IHV:

Das Arbeiten mit „Zeitreihen“ wird nur im „geschlossenen Siedlungsraum“ - z.B. bei Vorhandensein einer Mischkanalisation zur Abschätzung des Austrages an Ammonium-Stickstoff bei schwachen Vorflutern - von Interesse sein, oder wenn tatsächliche Engpässe in der Ableitung (Mischsammler; Regensammler) vorliegen. Im „eher locker verbauten Raum“, wo noch keine verrohrte Ableitung vorhanden ist, wird die Kenntnis der Niederschlagssumme höherer Tagesniederschläge dann notwendig, wenn der Boden undurchlässig ist, einen geringen Gradienten aufweist, und bei einer technischen Ableitung der Niederschläge gespeichert werden muß oder eine Gerinnestruktur an der Oberfläche geschaffen werden muß.

Zu 3.2.5 des IHV:

Die Versickerung ist ebenfalls ein wesentliches mögliches Gestaltungselement. Während die Beschreibung der vorhandenen gezielten Versickerungen unter 3.2.3 festzuhalten ist, geht es hier um die Abklärung, wo noch weitere Versickerungen durchgeführt werden können.

Zu 3.2.6 des IHV:

Die vorhandene Kanalisation (inkl. der Fremdwasserfrage) wird i.a. im „geschlossenen Siedlungsgebiet“ zu erfassen sein, im „eher locker verbauten Raum“ wird die Schmutzwasserableitung im Vordergrund stehen, fallweise auch die kurze verrohrte Ableitung befestigter Flächen zu Gewässern oder in das Umland zur unkontrollierten flächenhaften „Versickerung“.

Zu 3.2.7 des IHV:

Falls vorhanden, ist/sind vorhandene Abwasserreinigungsanlage(n) in der Zustandsbeschreibung mitzuerfassen.

Zu 3.2.8 des IHV:

Wenn möglich, sollte das Unfallrisiko mit erfaßt werden. Je „dezentraler“ die künftige Lösung, desto kleinräumiger seine Wirkung.

Zu 3.2.9 des IHV:

Hier ist zwischen Grundwasser und Oberflächengewässern zu unterscheiden. Da die „äußere Systemgrenze“ im gegebenen Anwendungsfall i.a. auch für die Wasserversorgung wichtige Gebiete einschließt, ist beiden in gleicher Weise Augenmerk zu schenken. Oberflächengewässer sind nicht nur an wenigen Punkten, sondern entlang ihres Verlaufes zu erfassen. Die Herausschälung der Bedeutung von Regenüberläufen bzw. Regenauslässen bezüglich der Zustände in Gewässern und der an diesen u.U. zu errichtenden Regenüberlaufbecken bei vorhandenen Mischkanalisationen kann einen großen Befundungsaufwand hervorrufen.

Gibt es noch weitere Arten an „Zustandsberichten“, die im „Blatt“ des ÖWAV nicht enthalten sind?:

Ja, die gibt es ganz sicher. Dies hängt damit zusammen, daß die Bearbeitung zur „Gesamthaften Entwässerungsplanung“ auf den Siedlungsraum hin ausgerichtet ist, die Fragestellung der vorliegenden Vortragsveranstaltung jedoch unter dem Aspekt der Gewässerreinigung bzw. auch des Gewässerschutzes die „diffusen Frachten“ streifen muß. Um diesen Fragen gerecht zu werden, kann es zweckmäßig sein, den Zustandsbericht „Einzugsgebiet“ in jenen des „Siedlungsraumes“ sowie in jenen des „Gesamtes Einzugsgebiet abzüglich des Siedlungsraumes“ zu gliedern.

#### 4.2.3 Variantenstudium und Wahl des Entwässerungskonzeptes

Die Vorgabe möglichst aller Punkte, die beim Variantenstudium speziell zu berücksichtigen sind, wird wegen der Vielfalt möglicher Anwendungen hier nicht erstrebt. Wegen der Themenstellung dieser Tagung steht zweifelsohne die Frage nach der „zentralen“ bzw. der „dezentralen“ Lösung zur Abwasserreinigung im Vordergrund. Somit taucht vorrangig die Beantwortung folgender Punkte auf:

- Wie wird sich der betrachtete „Raum“, und dies auch in einzelnen Bereichen, in einer überblickbaren Zeitspanne von z.B. bis zu 20 Jahren in seiner Besiedlung und seiner Raumnutzung entwickeln? (Im übrigen, je „zentraler“ die Lösung ist, desto langfristiger muß auch die Prognose richtig sein, bzw. um desto mehr Reserven müssen z.B. in die Leitungsquerschnitte „hineingepackt“ werden).
- Kann der Schmutzwasseranfall durch die vorstehend beschriebenen Maßnahmen verringert werden, und wenn ja, innerhalb welchen Zeitrahmens?
- Müssen Maßnahmen an bestehenden Regenüberläufen von Mischkanalisationen gesetzt werden?
- Wo und wie kann anfallender Niederschlag „versickert“ werden, wo und wie kann er - möglichst mit einem Rückhalt - direkt in Gewässer eingeleitet werden?
- Wie kann schon errichtete Substanz (Kanalisationen; ARA(s)) weiterverwendet werden?
- Welche Substanz (Kanalisationen; ARA(s)) ist neu zu bauen, inkl. „dezentraler“ Lösungen für Bereiche im „eher locker verbauten Raum“?

- In welchem Umfang bestimmt die „Klärschlammfrage“ die Variantenwahl?
- Wie können - auch im Laufe der Zeit - vorhandene versiegelte Flächen wieder „entsiegelt“ werden?
- Wie kann bei undurchlässigem Boden ein feinädriertes „Entwässerungsnetz“ für einen möglichst langsamen Abfluß des Niederschlages an der Bodenoberfläche wieder eingeführt werden?
- Wie paßt der „Gewässerrückbau“ in diesen Sachzusammenhang?

usw. usw.

Für daraus folgende Maßnahmen sind die Kosten (Investitionen; Betrieb) zu ermitteln, aber es ist auch das Ausmaß des „Entwässerungskomforts“, das mit gewählten Varianten zusammenhängt, zu schildern.

Sobald die Varianten „stehen“ und sich aus dem Variantenstudium ein oder möglichst wenige begehbbare „Entwässerungskonzepte“ herauskristallisieren, sollte die Einbindung des „politischen Raumes“ in der Variantenwahl sichergestellt werden. Dabei wird es bei einem größeren Gesamteinzugsgebiet - z.B. 500 km<sup>2</sup> - mit z.B. 30.000 Einwohnern in diesem, mit zwei oder drei Orten mit einem größeren „geschlossenen Siedlungsgebiet“, aber auch mit kleineren Orten mit einem solchen, aber in diesen dann auch Anteile an „eher locker verbautem Raum“, und zusätzlich noch im Gesamtgebiet „eher locker verbauter Raum“, zu je nach Auffassungs- und Interessenlage sehr unterschiedlichen Auffassungen über den einzuschlagenden Weg kommen. Die Fachleute können die Argumente nur aufbereiten, die Wahl sollte möglichst im „örtlichen politischen Raum“ erfolgen.

#### 4.2.4 Umsetzung des Entwässerungskonzeptes mit der Schärfe eines „Generellen Projektes“

Die im Behelf des ÖWAV enthaltenen Hinweise könne auch in diesem Punkt nützlich sein. Im Entwurf des ÖWAV-Behelfes derzeit nicht enthalten ist die Abwasserreinigung, die jedoch gerade in der anstehenden Fragestellung Bedeutung hat, und zwar nicht nur bezüglich des Ausmaßes der Reinigung, sondern vor allem auch in der Frage der Verbringung des Klärschlammes. Weiter wird auf diese Punkte an dieser Stelle nicht eingegangen.

### 4.3 Folgerungen aus der Anwendung der „Gesamthaften Entwässerungsplanung“ auf die Aufgabenstellung der Tagung

Ziel dieses Vortrages ist es, auch darauf zu verweisen, daß die Maßnahmen der (Siedlungs)Wasserwirtschaft nicht immer nur bestimmte technische Bauwerke zum Gegenstand haben, sondern ein bestimmter Umgang mit „Flächen“ bzw. auch mit „Stoffen“ und ihrem Übergang in Wasser. Der im WRG 1959 (Fassung 1990) enthaltene Begriff des „Standes der Technik“ ist keine zeitlich invariante Größe, sondern er hängt somit selber wieder von gesetzten Voraussetzungen ab, die sich im Laufe der Zeit durchaus ändern können. Ich verweise dahingehend darauf, daß die Einführung der Mischkanalisation in Orten Niederösterreichs aus der Erfahrung heraus geprägt wurde, daß in den Gemeinden die zweistrangige Trennkanalisation immer wieder zu Fehlanschlüssen in beiden Richtungen führte. Auch international bleibt die „Fehlanschlußfrage“ bei der Trennkanalisation ein steter Diskussionspunkt.

Da die Entscheidung zwischen einer „zentralen“ Lösung und „dezentralen“ Lösungen zur Abwasserreinigung vom „Gesamtsystem der zentralen Lösung“ ausgehen muß, sollte es auch innerhalb dieser Einheit „Gesamtsystem“ möglichst durch eine „Studie“ zu einer Entscheidungsfindung kommen. Die „Gesamthafte Entwässerungsplanung“ versucht, die maßgebenden Handlungsweisen und technischen Elemente innerhalb dieses „Gesamtsystems“ zu prüfen. Da beides, sowohl die *Handlungsweisen* als auch die *technischen Elemente*, für die Entscheidung wesentlich sind, kann man nicht nur von „technischen Maßnahmen“ des „Wassermanagement“ sprechen, sondern nur ganz generell von „Maßnahmen“. Dies wollte ich Ihnen, neben der Methodik des Werkzeuges „Gesamthafte Entwässerungsplanung“, vermehrt bewußt machen.

#### **Zitate:**

Magistratsabteilung 45 (MA 45) der Stadt Wien (Dezember 1995): Merkblatt  
„Regenwasser in der Stadt, Neue Konzepte“.

Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV), (im Druck):  
„Regelblatt“ bzw. fallweise „Arbeitsbehelf“ „Gesamthafte Entwässerungsplanung“.

Hellmut Fleckseder

Vorläufiges Sekretariat des Donauschutzübereinkommens  
VIC, JOE 14, Pf. 500 1400 WIEN  
Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft  
TU Wien, E 226 Karlsplatz 13 1040 WIEN.

# **Betrieb, Wartung, Überwachung, Betriebsorganisation von Kläranlagen Kläranlagennachbarschaften**

G. Spatzierer

Amt der Burgenländischen Landesregierung, Abt. XIII/3-Gewässeraufsicht,

## **1 Einleitung**

Durch den Bau von Abwasserreinigungsanlagen wird eine wesentliche Grundvoraussetzung für die Gewässerreinigung geschaffen. Unabhängig von der Größe und Art dieser Anlagen muß jedoch ein ordnungsgemäßer Betrieb inklusive Betriebsüberwachung, Wartung, Instandhaltung sowie die Schlamm Entsorgung sichergestellt werden, damit die Investitionen für den Bau dieser Anlagen auch voll zur Wirkung kommen. Dies ist jedoch im Regelfall nur möglich, wenn entsprechend qualifiziertes und ausgebildetes Personal für diese Arbeiten eingesetzt und hierfür auch die entsprechende Ausstattung zur Verfügung gestellt wird. Häufig wird dabei der Betriebsaufwand und hierbei besonders der Personalaufwand bei kleinen Kläranlagen unterschätzt. Da bei einem Variantenvergleich aber auch die tatsächlichen gesamten Betriebskosten mitberücksichtigt werden sollten, kann diesem Kostenfaktor unter Umständen eine entscheidende Bedeutung für die Auswahl einer Variante zukommen.

Im folgenden Beitrag werden die Erfordernisse für diesen Bereich angeführt. Ebenso wird dargestellt, welche Beiträge zur Verbesserung des Anlagenbetriebes durch die Kläranlagennachbarschaften gegeben werden können.



## 2 Betrieb von Kläranlagen

### 2.1 Gesetzliche Bestimmungen

Gemäß WRG ist jeder Wasserberechtigte verpflichtet, seine Anlagen derart zu betreiben und instandzuhalten, daß eine Gewässerverunreinigung vermieden wird (§ 31). Die Instandhaltungsverpflichtung wird zusätzlich im § 50 geregelt. Darüber hinaus sind die Vorschriften im jeweiligen wasserrechtlichen Bewilligungsbescheid einzuhalten.

Weitere Angaben enthält der Entwurf der Novelle der Allgemeinen Abwasseremissionsverordnung (§ 3 Abs. 13):

„Kanalisations- und Abwasserreinigungsanlagen sollen durch **geschulte** Personen unter Beachtung von **Betriebs- und Wartungsanleitungen**, die laufend auf dem **Stand der Technik** gehalten werden, derart **betrieben** und **gewartet** werden, daß

1. eine Beherrschung aller vorhersehbaren - auch außergewöhnlichen - Betriebszustände sichergestellt ist und
2. Maßnahmen zur Wartung aller Anlagenteile und Geräte so rechtzeitig erfolgen, daß ein Ausfall nicht zu befürchten ist und
3. für gefährdete Anlagenteile und Geräte, die einem besonderen Verschleiß unterworfen sind, ausreichend Ersatzteile und organisatorische Maßnahmen zur raschen Reparatur vorgehalten werden und
4. durch Überwachung des Zulaufes und einzelner wesentlicher Verfahrensschritte der Abwasserreinigung sichergestellt ist, daß vorhersehbare außergewöhnliche Betriebszustände erkannt werden können und
5. eine Einhaltung behördlicher Auflagen für alle vorhersehbaren Betriebszustände sichergestellt ist.“

Eine Präzisierung hinsichtlich Art, Umfang und Häufigkeit der erforderlichen Tätigkeiten ist jedoch gesetzlich nicht festgelegt. In den neueren wasserrechtlichen Bescheiden wird daher oftmals die erforderliche

Qualifikation des Betriebspersonals (z.B. Klärfacharbeiter), die Anzahl des erforderlichen Personals bzw. die tägliche Arbeitszeit, der Mindestumfang und die Art der Eigenüberwachung (z.B. ÖWAV-Arbeitsbehelf 14), die Führung von Betriebsprotokollen (z.B.: ÖWAV-Regelblatt 13), die Wartung und Kontrolle von Einrichtungen der Kanalisations- und Abwasserreinigungsanlage, die Art, Umfang und Häufigkeit der Fremdüberwachung, besondere Betriebsweisen, das Verhalten bei Störfällen, etc. vorgeschrieben. Dabei wird zumeist bezug auf diverse Regelwerke, Normen, Erfahrungen, etc. genommen.

## 2.2 Betriebstechnische Erfordernisse

Kläranlagen bedürfen einer regelmäßigen Kontrolle, Funktionsüberwachung, Instandhaltung und Wartung. Die einzelnen Betriebsvorgänge sind darüber hinaus zu überprüfen, bei Erfordernis muß jedenfalls das Betriebspersonal steuernd eingreifen, um einen ordnungsgemäßen Betrieb sicherstellen zu können.

Die erforderliche Arbeiten sind abhängig von Art, Größe und Ausstattung der jeweiligen Anlage. Darüber hinaus sind auch die verschiedenen Betriebszustände (Normalbetrieb, Winterbetrieb, Betriebsstörungen) zu berücksichtigen, die zum Teil zusätzliche Maßnahmen erfordern. Trotz des gestiegenen Einsatzes an moderner Technik und des mittlerweile zum Teil hohen Automatisierungsgrades trat dadurch jedoch gesamthaft keine Reduktion der erforderlichen Tätigkeiten ein. Die Automatisierung ersetzt wohl zum Teil frühere Tätigkeitsfelder, im Gegenzug schafft sie aber auch neue. Im wesentlichen konnte dadurch aber eine Erhöhung der Betriebssicherheit sowie eine verbesserte Einhaltung der verschärften Reinhaltungsanforderungen erzielt werden. Somit verbleiben trotz Automatisierung auf einer Kläranlage weiterhin manuell auszuführende und erforderliche überwachende Arbeiten wie

- Prozeßbeobachtung, -kontrolle, -analyse
- Wartungsarbeiten an Maschinen und anderen Geräten,
- Labortätigkeit (im steigendem Maße aufgrund gesetzlicher Bestimmungen),
- Reinigungsarbeiten und Anlagenpflege,
- Störfallvorsorge.

Besonders dem ersten Punkt der Prozeßbeobachtung, -kontrolle und -analyse kommt in der Abwassertechnik große Bedeutung zu. Aufgrund der teilweise komplexen Zusammenhänge bei der Abwasserreinigung bringt ein steigender Automatisierungsgrad stets höhere Anforderungen an Regelalgorithmen und Steuerentscheidungen mit sich. Dies bedingt dann auch einen entsprechenden Personalaufwand für die Kontrolle der Prozeßabläufe. Keinen automatischen Prozeß sollte man aber zu 100 % sich selbst überlassen.

Bezogen auf die jeweiligen Anlagenteile sind die erforderlichen Arbeiten im ÖWWV-Regelblatt 20 „Musterbetriebsordnung für Abwasserreinigungsanlagen“ detaillierter angeführt. Besonders darf hier auch auf die erforderliche Klärschlamm Entsorgung/-verwertung inkl. der notwendigen Klärschlammbehandlung verwiesen werden. Oftmals müssen darüber hinaus vom Betriebspersonal auch die Kanalisationsanlagen (inkl. Sonderbauwerke wie z.B.: Pumpwerke, Regenüberläufe, Kanalspeicher, Düker, Regenüberlaufbecken) mitbetreut werden, wodurch ein zusätzlicher Aufwand resultiert.

Eine tägliche (zumindest an den Werktagen) Betriebskontrolle der Anlage ist auch bereits bei Kleinkläranlagen (< 50 EW) mit biologischer Stufe erforderlich (ÖNORM B 2502-1). Darüber hinaus sind wöchentliche und monatliche Kontrollen, Ablesungen (maschinelle Einrichtungen), Messungen und Reinigungsarbeiten durchzuführen. Zusätzlich ist periodisch (nach Bedarf, mind. 2 mal jährlich) eine Schlamm Entsorgung vorzunehmen. Art und Umfang dieser Arbeiten sind vom jeweiligen Anlagentyp abhängig. Lediglich die tägliche Funktionskontrolle (Prüfung, ob die Anlage in Betrieb ist) kann dabei von ungeschultem Personal vorgenommen werden.

Bei Kläranlagen >50 - 500 EW steigen die Anforderungen hinsichtlich Kontrolle und Betriebsführung. Dies gilt besonders für Anlagen, deren Belastung saisonalen Schwankungen unterliegt. Verstopfungen, Zopfbildungen, Ablagerungen, Schäden an Bauteilen und Maschinen müssen jedenfalls unverzüglich beseitigt werden. Besonderes Augenmerk ist hier der Entnahme und Entsorgung von Schlamm, Schwimmschlamm und Rechengut zu schenken. Über die durchgeführten Arbeiten, Wartungsmaßnahmen, Betriebsergebnisse sowie besondere Vorkommnisse sind Betriebsprotokolle zu führen (siehe auch ATV A 122).

Für Anlagen > 500 EW - 5000 EW liegt der erforderliche tägliche Zeitaufwand zwischen 3 und 8 Stunden. Fallweise sind hier zusätzliche Hilfskräfte (z.B. für schwere bzw. gefährliche Arbeiten) erforderlich (siehe auch ATV A 126).

Der Betriebsaufwand und hierbei besonders der Personalbedarf von kleinen Kläranlagen wird häufig unterschätzt. Meist haben derartige Kläranlagen insbesondere kleine technische Anlagen, nur ein kleines Ausgleichsvolumen und sind daher gegenüber hydraulischen (speziell bei Mischkanalisationen!) und organischen Belastungsschwankungen wesentlich anfälliger als Großanlagen. Da diese Anlagen zumeist an sehr kleinen Vorflutern situiert sind, können daher Betriebsstörungen größere Auswirkungen hervorrufen. Zudem zeigen die Betriebserfahrungen, daß Störungen auf diesen Anlagen häufiger auftreten als auf größeren Kläranlagen, da kleine maschinelle und verfahrenstechnische Einrichtungen im Regelfall störanfälliger sind. Strafrechtlich besteht aber für alle Kläranlagen die gleiche Konsequenz und Verantwortung.

Weiters darf auf folgende Erfordernisse bei kleinen Anlagen hingewiesen werden:

- Ausreichende Kapazität für die Schlammstorage mit Eindickfunktion
- Zufahrtsmöglichkeiten für schwere Fahrzeuge (z.B. Schlammtransporter!)
- Anschlußmöglichkeit für elektrische Geräte
- Ausreichende sanitär- und gerätetechnische Ausstattung
- Wirksame Vorreinigung unabdingbar
- Ausreichendes Ausgleichsvermögen
- Sicherstellung des Winterbetriebes (Vorreinigung, etc.!)
- Ausführliche Bedienungs- und Wartungsanleitungen
- Führen von Betriebsprotokollen
- Qualifiziertes, geeignetes Personal

### 3 Wartung

Die Wartung umfaßt alle Tätigkeiten, die eine Funktionstüchtigkeit der maschinellen, elektrischen, meß-, steuer- und regeltechnischen Einrichtungen sicherstellen sollen. Sie kann **nur** durch **geschultes** und **sachkundiges** Personal durchgeführt werden.

Je nach Art, Größe und Ausstattung der Anlage ist bereits bei Kleinkläranlagen eine 1 x bis 4 x jährliche Wartung dieser Einrichtungen erforderlich. Die Wartung der maschinellen Ausrüstung umfaßt dabei z.B.

- Kontrolle/Austausch Kohleflügel (soweit vorhanden)
- Kontrolle der Stromaufnahme aller E-Antriebe (Gebläse/Pumpen)
- Kontrolle der Dichtungskammern von Unterwasserpumpen (soweit vorhanden)
- Kleinreparaturen/Instandhaltung der maschinellen Ausrüstung (soweit erforderlich).

Von den Herstellerfirmen werden für diese Zwecke Wartungsdienste angeboten, die zum Teil auch eine Untersuchung der Ablaufqualität (inkl. Prüfbericht) beinhalten. Weiters wird auf die ÖNORM B 2502-1 verwiesen. Bei kleinen Kläranlagen (>50 - 500 EW) kommen oftmals bereits maschinelle Einrichtungen zur Vorreinigung der Abwässer zum Einsatz, die zusätzliche Wartungsarbeiten erfordern (z.B.: Tausch von Verschleißteilen). Ebenso werden derartige Anlagen auch bereits mit MSR-Technik für die Sauerstoffzufuhr, Probeentnahme, Fällmittelzugabe, Zuflußdrosselung (bei Mischwassersystemen), Störmeldesystem etc. ausgestattet, wodurch sich auch der Wartungsaufwand entsprechend erhöht. Vom den Anlagenherstellern werden auch hier Wartungsverträge offeriert, die eine sachkundige Betreuung dieser Einrichtungen sicherstellen sollen. Einfache Wartungsarbeiten werden in diesem Bereich aber oftmals bereits vom Betriebspersonal selbst durchgeführt, größere Reparaturarbeiten aber zumeist an Fremdfirmen vergeben.

Bei größeren Kläranlagen wird die Wartung vorwiegend vom eigenen Betriebspersonal auf Grund der Betriebs-/Wartungsanleitungen der Anlagenhersteller vorgenommen. Voraussetzung hierfür ist einerseits ausgebildetes geeignetes Personal sowie die Ausstattung der Anlage mit den erforderlichen Geräten (Werkstätte). Dadurch ist es auch möglich, gewisse Reparaturen selbst durchzuführen, was Kosten einsparen hilft und eine schnelle Störungsbehebung begünstigt.

## 4 Überwachung

Gemäß Allgemeiner Abwasseremissionsverordnung ist die Einhaltung der im wasserrechtlichen Bescheid vorgegebenen Emissionsbegrenzungen und Mindestwirkungsgrade sowohl im Rahmen der Eigen- als auch der Fremdüberwachung nachzuweisen. Für Kleinkläranlagen bestehen derzeit in Österreich noch keine gesetzlichen Regelungen, da die 2. Emissionsverordnung für kommunales Abwasser erst als Entwurf vorliegt. In der folgenden Tabelle wird eine Übersicht über derzeit in Österreich angewandte bzw. vorgeschlagene Regelungen gegeben:

Quelle	Eigenüberwachung Häufigkeit: Parameter	Fremdüberwachung Häufigkeit: Parameter
Entwurf 2.Em.-VO (1995)	?: abs.Stoffe, NH <sub>4</sub> -N, TOC, BSB <sub>5</sub> , CSB	1-2x/a(?): abs.Stoffe, NH <sub>4</sub> -N, TOC, BSB <sub>5</sub> , CSB
ÖNORM B 2502-1 (1994)	12x/a: abs.Stoffe, SV	4x/a: BSB <sub>5</sub> /CSB/TOC, NH <sub>4</sub> -N, NO <sub>3</sub> -N, PO <sub>4</sub> -P
Bericht Arbeitskreis „Kleinkläranlagen“ Stmk. (1993)	52x/a: abs.Stoffe, NH <sub>4</sub> -N 12x/a: SV	2x/a: abs.Stoffe, BSB <sub>5</sub> , CSB, NH <sub>4</sub> -N, NO <sub>3</sub> -N, Fäulnisfähigkeit, O <sub>2</sub> BB, Zustandsbeurteilung
Studie UWF (1993)	12x/a: SV, O <sub>2</sub> -BB 4x/a: CSB, BSB <sub>5</sub> , NH <sub>4</sub> -N, NO <sub>3</sub> -N, PO <sub>4</sub> -P, pH, abs.Stoffe, Fäulnis- fähigkeit	1-2x/a: CSB, BSB <sub>5</sub> , NH <sub>4</sub> -N, NO <sub>3</sub> -N, PO <sub>4</sub> -P, abs.Stoffe, Fäulnisfähig keit

**Tab.1:** Umfang und Häufigkeit der Eigen- und Fremdüberwachung bei Kleinkläranlagen.

Aus Tabelle 1 geht bereits klar hervor, daß eine periodische Eigenüberwachung in jedem Falle für erforderlich erachtet wird. Die Angaben über Umfang und Häufigkeit differieren aber zum Teil deutlich. Ebenso wird auch eine 1-4 mal jährliche Fremdüberwachung als unbedingt notwendig angesehen.

Für Kläranlagen >50 EW enthält der Entwurf zur Abänderung der 1. Abwasseremissionsverordnung für kommunales Abwasser detaillierte Angaben über die Mindestanzahl der Probenahmen pro Untersuchungsjahr im Rahmen der **Eigenüberwachung**. Zusätzlich sind bei Anlagen >1000 EW auch Tagesmischproben vom Zulauf hinsichtlich der Parameter BSB<sub>5</sub>, CSB (TOC) und ab 5000 EW auch auf den Ges-N zu untersuchen, um die Einhaltung der Mindestwirkungsgrade nachweisen zu können. Die Temperatur im Ablauf der biologischen Stufe ist generell zusätzlich zu bestimmen.

<b>Kläranlagengröße (EW)</b>	<b>&gt;50-500</b>	<b>&gt;500-5000</b>	<b>&gt;5000-50000</b>	<b>&gt;50000</b>
Parameter				
BSB <sub>5</sub>	6	12	52	104
CSB	12	26	104	260
TOC	-	-	26	52
NH <sub>4</sub> -N	52	104	156	365
Ges.geb.N	-	-	26	52
Gesamt-P	-	52	104	260

a)

a) Bei Abwasserreinigungsanlagen mit einem Bemessungswert von größer als 1000 EW<sub>60</sub>.

**Tabelle 2:** Mindestanzahl der Probenahmen pro Untersuchungsjahr im Rahmen der Eigenüberwachung

Neben den gesetzlich vorgegebenen Meßparametern ist es jedoch erforderlich, für die Betriebsüberwachung zusätzlich verschiedene Parameter mit kontinuierlichen Meßeinrichtungen zu erfassen bzw. weitere Messungen an Stich- und Tagesmischproben vorzunehmen. Eine Zusammenstellung der erforderlichen Ablesungen, Messungen, Untersuchungen und Auswertungen ist im ÖWAV-Arbeitsbehelf 14 „Eigenüberwachung von biologischen Abwasserreinigungsanlagen (>50EW)“ enthalten, wobei sich diese Angaben nur auf den ungestörten Anlagenbetrieb beziehen. Bei Betriebsschwierigkeiten sind die Messungen häufiger vorzunehmen bzw. bei Bedarf ist auch der Umfang

zu vergrößern. Die Ergebnisse sind sodann in die entsprechenden Betriebsprotokolle (ÖWAV-Regelblatt 13) einzutragen.

Die Eigenüberwachung wird im Regelfall durch das Betriebspersonal selbst vorgenommen. Es besteht jedoch auch die Möglichkeit, diese Untersuchungen durch Dritte (z.B. Wartungsfirmen für Kleinkläranlagen, Wartungsverband) vornehmen zu lassen.

Für die Eigenüberwachung selbst kann folgender Zeitaufwand in Rechnung gestellt werden:

<b>Kläranlagengröße (EW)</b>	<b>Zeitaufwand (h/Woche)</b>	<b>spez.Zeitaufwand (h/1000 EW)</b>
< 50	ca. 0,5	10
>50 - 500	ca. 3	6
>500 -5000	ca. 15	3
>5000 - 50000	ca. 30	0,6
>50000	> 40	-

**Tabelle 3:** Zeitaufwand für die Eigenüberwachung von Kläranlagen.

Der Zeitaufwand steigt demnach mit der Anlagengröße infolge der parallel steigenden Anforderungen. Bei Ermittlung des spezifischen Zeitaufwandes zeigt sich jedoch, daß trotz minimaler Überwachungstätigkeit bei Kleinkläranlagen hier der spezifische Zeitaufwand am höchsten liegt.

Die Mindestanzahl der Probenahmen pro Untersuchungsjahr im Rahmen der **Fremdüberwachung** wird nunmehr in der 1. Emissionsverordnung für kommunales Abwasser geregelt.



<b>Kläranlagengröße (EW)</b>	<b>Mindestanzahl der Probenahmen pro Untersuchungsjahr</b>
>50 - 500	1
>500 - 5000	6
>5000 - 50000	12
>50000	12

**Tabelle 4:** Mindestanzahl der Probenahmen pro Untersuchungsjahr im Rahmen der Fremdüberwachung

Dabei hat die Probeentnahme mindestens 1 mal jährlich durch die Fremdüberwachungsinstitution selbst zu erfolgen, wobei auch die Probeentnahme- und die Abwassermengenmeßeinrichtung zu überprüfen sind.

Soferne die Untersuchungen für die Eigen- und Fremdüberwachung an denselben Proben vorgenommen werden, können die Ergebnisse auch für die Qualitätssicherung der Eigenüberwachung herangezogen werden. Neben dem Nachweis der Einhaltung der gesetzlich vorgeschriebenen Grenzwerte und Mindestwirkungsgrade ist für den ordnungsgemäßen und wirtschaftlichen Betrieb einer Anlage die Kenntnis weiterer Betriebsdaten erforderlich. Seitens der Behörde werden daher zusätzliche Überprüfungen gemäß § 134 Abs. 2 WRG vorgeschrieben.

Um österreichweit hinsichtlich des Umfanges derartiger Überprüfungen in Abhängigkeit von der Anlagengröße eine einheitliche Vorgangsweise zu ermöglichen, wird derzeit das ÖWWV-Regelblatt 6 „Richtlinien für die Fremdüberwachung biologischer Abwasserreinigungsanlagen“ vollständig überarbeitet. Dabei ist neben den gesetzlich vorgeschriebenen Fremdüberwachungen gemäß 1. Emissionsverordnung auch eine einmal jährliche Volluntersuchung vorgesehen. Bei dieser sollen die Funktion sämtlicher Anlagenteile geprüft, die Auslastung der Anlage ermittelt, Hinweise für die wirtschaftliche Betriebsführung gegeben, die Eigenüberwachung, etc. überprüft und die Ergebnisse im Rahmen eines Kläranlagenzustandsberichtes dargelegt werden. Hierbei sollen auch die Messungen der Eigenüberwachung und sonstigen Betriebsdaten des abgelaufenen Jahres ausgewertet werden.

Aus den Ergebnissen der Eigen- und Fremdüberwachung lassen sich aber auch Rückschlüsse auf die tatsächliche Reinigungsleistung unterschiedlicher Kläranlagentypen und -größen machen. In Tabelle 5 sind die Summenhäufigkeiten der 85 %-Werte aus dem Kläranlagenleistungsvergleich 1994 der ÖWAV-Kläranlagennachbarschaften angeben.

Parameter	Kläranlagenkapazität (EW)			
	>50-500	>500-1000	>1000-5000	>5000-50000
BSB <sub>5</sub> (mg/l)	23	19	11	12
CSB (mg/l)	33	76	57	54
NH <sub>4</sub> -N (mg/l)	36,1	15,1	11,8	9,6
NO <sub>3</sub> -N (mg/l)	5,6	16,9	18,0	16,0
NH <sub>4</sub> -N+NO <sub>3</sub> -N (mg/l)	36,2	29,4	28,4	22,8
PO <sub>4</sub> -P (mg/l)	4,1	3,3	3,8	4,2
KZ	4,4	4,0	3,5	3,2
KZ <sub>S</sub>	3,7	3,9	3,4	3,5
Anzahl ARA	6 - 12	23 - 44	148 - 196	210 - 228

**Tab. 5:** Leistungsvergleich der ÖWAV-Kläranlagennachbarschaften, Summenhäufigkeiten - 85 %-Werte, 1994. Ergebnisse von 480 Kläranlagen in Österreich.

Betrachtet man die Mittelwerte der Konzentrationen und Leistungskennzahlen KZ, so ist eine Verbesserung der Ablaufqualität mit steigender Anlagengröße erkennbar. Da kleine Kläranlagen aber oftmals nur mit Schmutzwässern beschickt werden, wären höhere Konzentrationswerte daher durchaus erklärbar. Nach Umrechnung der Konzentrationen auf Standardabwasser zeigt sich bei der Leistungskennzahl KZ<sub>S</sub> wohl eine tendenzielle Besserung bei den kleineren Kläranlagengrößen, eine schlechtere Ablaufqualität bleibt insgesamt jedoch bestehen. Dies bedeutet, daß die gesamte Kläranlagenablaufbelastung z.B. bei 100 Anlagen á 50 EW größer ist als bei 1 Anlage mit 5000 EW.

Die Überwachung von Kläranlagen stellt aber auch an die Behörde und die Gewässeraufsicht Anforderungen. Sofern die Fremdüberwachung durch die Gewässeraufsicht selbst vorgenommen wird, wird es nunmehr erforderlich, daß jede Anlage > 50 EW zumindest 1 mal jährlich vor Ort überprüft wird. Bei der derzeitigen Zahl an Kläranlagen (ca. 1200) in Österreich dürfte diese Aufgabe im Regelfall mit dem bestehenden Personal bewältigt werden können. Für die

zusätzliche z.B. per Post übermittelten Zu- und Ablaufproben könnte es in einigen Bundesländern aber eventuell bereits zu Engpässen im Bereich der Laborkapazität kommen. Um eine rationelle Untersuchung dieser Proben und Bewertung der erhaltenen Ergebnisse zu ermöglichen, wird daher der Einsatz von Analyseautomaten inkl. EDV-mäßiger Verarbeitung der Daten unumgänglich sein. Diesbezüglich darf auf die Erfahrungen im Burgenland verwiesen werden, wo bei einer sehr intensiven Fremdüberwachung von 73 Kläranlagen (wöchentliche bis tägliche Probenübermittlung) insgesamt ca. 16.000 Proben jährlich analysiert werden.

Soferne die Fremdüberwachung durch Untersuchungsanstalten, Zivilingenieurbüros, etc. durchgeführt wird, sind eine Prüfung und Beurteilung der vorgelegten Untersuchungsberichte sowie allfällige Kontrollmessungen erforderlich. Dadurch kann wohl ein Teil der Arbeit aus dem Verwaltungsbereich ausgelagert werden, der unmittelbare Bezug geht dabei aber teilweise verloren.

Schwer abschätzbar ist derzeit die Situation im Bereich der Kleinkläranlagen, die in manchen Fällen der Gewässeraufsicht nicht einmal bekannt sind (vor allem ältere Anlagen). Hier besteht in vielen Fällen bereits derzeit ein Vollzugsdefizit. Überprüfungsberichte werden oftmals nicht bzw. nicht regelmäßig den hierfür verantwortlichen Stellen vorgelegt. In einigen Bundesländern wird zudem abgeschätzt, daß bei weiterer Dezentralisierung der Abwasserreinigung (speziell im ländlichen Bereich) tausende derartige Anlagen in den nächsten Jahren errichtet werden. Eine gesetzeskonforme Überwachung dieser Vielzahl von Anlagen dürfte jedenfalls den bestehenden Verwaltungsapparat überfordern.

## **5 Personalbedarf - erforderliche Qualifikation**

Vorrangiges Ziel des Kläranlagenbetriebes muß es sein, die Anlagen mit **bestmöglichem** Wirkungsgrad zu betreiben. Diese Zielsetzung kann nur dann erreicht werden, wenn **qualifiziertes** Personal in **ausreichendem** Umfang zur Verfügung steht.

Die Reinigungsleistung einer Kläranlage wird wesentlich von den Arbeiten des Kläranlagenpersonals beeinflußt. Auch eine gut ausgestattete Anlage wird hinsichtlich ihrer Reinigungsleistung nachlassen, wenn nicht die erforderlichen

Arbeiten zur Prozeßführung und Wartung sowie allgemeine Pflegemaßnahmen mit Sorgfalt durchgeführt werden.

Der Einfluß des Betriebspersonals auf die Anlagenfunktion (Ablaufqualität) ist in Tabelle 6 dargestellt. Die Ergebnisse stammen von Anlagen im Burgenland, die im Rahmen der Kläranlagenfremdüberwachung der Gewässeraufsicht ermittelt wurden. Bei den Anlagen bis 500 EW wurden hierbei 1 mal wöchentlich, bei der Anlage mit 4000 EW an allen Arbeitstagen des Jahres Ablaufproben (Stichproben bzw. Tagesmischproben bei Anlage D) zur Analyse übermittelt. In der ersten Spalte jeder Ergebnisliste sind dabei jene Werte angeführt, die bei nicht ordnungsgemäßer Betriebsführung der Anlagen erzielt wurden. Die Anlagen A und C (Betriebskläranlagen) wurden hierbei vom jeweiligen Betriebsinhaber bzw. deren Angestellten betrieben, die Anlagen B und D (Gemeindekläranlagen) von Gemeindebediensteten (Klärwärter), die jedoch für diese Zwecke nicht geeignet waren und diese Arbeiten auch nur „nebenbei“ ohne entsprechende Sorgfalt ausführten. Obwohl sämtliche betriebsverantwortlichen Klärwärter zumindest den Klärwärter-Grundkurs besucht hatten, konnte ein gesetzeskonformer Betrieb nicht erreicht werden. In der zweiten Spalte jeder Ergebnisliste sind jene Werte angegeben, die bei Einsatz von qualifiziertem, engagiertem Betriebspersonal erzielt wurden.

<b>Kläranlage</b>	<b>A</b>	<b>B</b>	<b>C</b>	<b>D</b>
Ausbaugröße (EW)	100	200	450	4000
Betriebsführung <sup>*)</sup>	-/+	-/+	-/+	-/+
CSB (mg/l)	361/43,4	209/33,2	151/27,8	136/32,0
TOC (mg/l)	- /14,2	72,9/11,9	-/7,5	61,4/10,9
NH <sub>4</sub> -N (mg/l)	45/1,4	4,3/11,3	39,1/2,7	4,0/1,5
NO <sub>3</sub> -N (mg/l)	1,5/4,6	0,2/4,3	0,5/24,8	5,2/15,4
PO <sub>4</sub> -P (mg/l)	5,4/1,6	5,0/3,1	10,0/1,4	0,7/0,2

<sup>\*)</sup>Betriebsführung: - ..... unzureichend, schlecht  
+ ..... ordnungsgemäß, gut

**Tabelle 6:** Einfluß der Betriebsführung auf die Reinigungsleistung.  
(Jahresmittelwerte der Fremdüberwachung, 50 - 240 Proben/a).

Dabei wird ausdrücklich festgestellt, daß bei diesen Anlagen zwischen den beiden Beobachtungszeiträumen **keine** baulichen Veränderungen auf den Kläranlagen und der Kanalisation vorgenommen wurden, sondern lediglich die erforderliche Betriebsführung, Wartung und Instandhaltung der Anlagen nunmehr ordnungsgemäß durchgeführt wird.

Auf den Anlagen B und D stehen jetzt Facharbeiter mit zusätzlicher Klärwärterausbildung (Klärwärterkurse) im Einsatz. Die Anlagen A und C werden auf Grund einer privatrechtlichen Vereinbarung vom Betriebspersonal einer Verbandskläranlage bzw. von einem ehemaligen pensionierten Klärwärter einer Gemeindekläranlage betrieben. Die Ergebnisse zeigen sehr deutlich, daß dem Betriebspersonal die **entscheidende** Rolle für den Anlagenbetrieb zukommt. Sparsamkeit in diesem Bereich ist sicherlich sparen am falschen Ort. Dies betrifft sowohl die Qualität des Personals, als auch die erforderliche Anzahl der Bediensteten.

Aus Gründen der Wirtschaftlichkeit ist einerseits eine Überbesetzung zu vermeiden, andererseits stellt eine ständige Unterbesetzung eine falsche „Sparmaßnahme“ dar, weil hierdurch letztlich die Abwasser- und Schlammbehandlung infolge einer nicht optimalen Betriebsführung oder erhöhter Instandsetzungen unnötig teuer werden können. Auch auf die strafrechtlichen Konsequenzen muß hingewiesen werden, wenn als Folge einer personellen Unterbesetzung Betriebsstörungen auftreten und Grenzwerte überschritten werden.

Bei Kläranlagen >2000 EW ist neben der normalen Arbeitszeit an Werktagen

(8 h) je nach Anlagentyp und -größe auch an Wochenenden und Feiertagen ein etwa 2-stündiger Betriebsdienst für allgemeine Kontrollen notwendig. Weiters sind diesbezüglich auch die Vorschriften bezüglich der Eigenüberwachung zu berücksichtigen.

Je nach Größe und Bedeutung einer Kläranlage muß zusätzlich eine Ruf- oder Arbeitsbereitschaft bestehen. Eine ständige Bereitschaft läßt sich auf einer kleineren Anlage, die z.B. nur mit 2 Arbeitskräften besetzt ist, nur schwerlich organisieren. In diesen Fällen sollte durch ein geeignetes Überwachungs- und Meldesystem ein überörtlicher Bereitschaftsdienst alarmiert werden.

Der Personalbedarf für Kläranlagen > 2000 EW wird wesentlich durch die auf der jeweiligen Anlage vorhandenen Einrichtungen bestimmt. Detaillierte Angaben können hier aus dem ATV-Arbeitsbericht „Personalbedarf für den Betrieb kommunaler Kläranlagen“ entnommen werden.

Weiters wird auf den Beitrag „Der Klärwärter - Aufgaben und Verantwortungsbereiche“ (G.Spatzierer, 1993) verwiesen.

Die Ausbildung des Betriebspersonals wird in Österreich seit dem Jahre 1968 vom Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV) durchgeführt. Die Ausbildung selbst wird im ÖWWV-Regelblatt 15 „Der Klärfacharbeiter - Berufsbild, Ausbildungsplan und Prüfungsordnung“ (ÖWAV, 1984) geregelt. Durch die zwischenzeitliche technische Entwicklung auf dem Gebiet der Abwasserreinigung und die nunmehrigen gesetzlichen Anforderungen (WRG-Novelle, Emissionsverordnungen) mußte daher auch die Ausbildung erweitert und angepaßt werden.

Die Ausbildung umfaßt nunmehr folgende 5 Abschnitte:

- Praktikum auf einer Lehrkläranlage (2 Wochen)
- Klärwärter-Grundkurs (3 Wochen)
- Maschinentechnischer Kurs (1 Woche)
- Laborkurs (1 Woche)
- Klärwärter-Fortbildungskurs (1 Woche)

Inklusive einer 2- bzw. 3-jährigen praktischen Tätigkeit auf einer im Betrieb befindlichen Kläranlage kann sodann die Ausbildung mit der Klärfacharbeiterprüfung abgeschlossen werden.

Für Kläranlagen <1000 EW, die eigenständig betrieben werden, ist zumindest die Ausbildung in einem Klärwärter-Grundkurs erforderlich. Der verantwortliche Betriebsleiter einer Anlage von >1000 EW - 50000 EW sollte jedenfalls ein Klärfacharbeiter sein, dessen Mitarbeiter sollten die betreffenden Klärwärterausbildungskurse besucht haben. Bei größeren Kläranlagen wird der Einsatz von Meistern (z.B. Klärmeister) bzw. Betriebsingenieuren erforderlich.

Darüber hinaus ist aber auch eine ständige Weiterbildung des Personals notwendig, die durch die Teilnahme an den Kläranlagennachbarschaften und den Besuch von sonstigen fachspezifischen Kursen und Seminaren ermöglicht wird.

## **6 Anforderungen an die Ausstattung der Kläranlage**

Um die erforderlichen Arbeiten auf einer Kläranlage durchführen zu können ist eine Mindestausstattung mit den entsprechenden Geräten, Einrichtungen und Räumlichkeiten erforderlich. Lediglich bei Kleinkläranlagen wird im Regelfall kein eigenes Betriebsgebäude errichtet. Die erforderlichen Gerätschaften müssen in diesem Fall entweder im Zuge der erforderlichen Wartungs- und Reinigungsarbeiten bzw. Messungen vom Betriebspersonal im Fahrzeug mitgeführt werden oder in einer geeigneten naheliegenden Räumlichkeit (z.B. Kellerraum, Gerätehäuschen) aufbewahrt werden. Hier wird besonders auf die Problematik der Anforderungen in hygienischer Hinsicht hingewiesen. Entsprechende Arbeitskleidung und eine Waschgelegenheit im Nahbereich sollten jedenfalls vorhanden sein.

Eigenständig betriebene Kläranlagen >50 - 200 EW müssen bereits ein einfaches Betriebsgebäude besitzen, in welchem neben der Schaltwarte, ein Werk-/Geräte- und Lagerraum sowie Sanitärräume mit der erforderlichen Grundausstattung untergebracht sind. Hierbei sollte zumindest ein getrennter Arbeitsplatz (Meßtisch, Spülbecken) für die Untersuchungen im Rahmen der Eigenüberwachung vorgesehen werden. Ab 200 EW ist zusätzlich bereits ein eigener Laborraum (bis 500 EW eventuell auch getrennter Arbeitsplatz) vorzusehen. Bei größeren, ständig besetzten Kläranlagen sind zusätzlich ein getrennter Waschraum, Aufenthaltsraum sowie eine Werkstätte vorzusehen.

Die erforderliche Mindestausrüstung für die Eigenüberwachung ist detailliert im ÖWAV-Regelblatt 7 „Mindestausrüstung für die Eigenüberwachung biologischer Abwasserreinigungsanlagen“ angeführt. Angaben über die erforderliche Ausstattung der sonstigen Räumlichkeiten sind in dem gleichnamigen Merkblatt des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft enthalten.

## 7 Betriebsorganisation

Eine gute Organisation der Betriebsführung ist für die optimale Funktion der Kläranlage unabdingbar und Voraussetzung für einen wirtschaftlichen Kläranlagenbetrieb.

Eine konsequente personelle Arbeitsteilung, in der das Kläranlagenpersonal nach Qualifikation und Fähigkeiten in den beiden Funktionsbereichen Prozeßführung und Instandhaltung eingesetzt wird, ist nur bei sehr großen Anlagen möglich und vorteilhaft. Im Regelfall muß davon ausgegangen werden, daß die Arbeitskräfte in beiden Funktionsbereichen tätig sind. Dies erfordert **qualifizierte** und **vielseitig** einsetzbare Mitarbeiter sowie eine effektive Einsatzsteuerung.

Die Organisation hat sicherzustellen, daß unter Berücksichtigung der meist unterschiedlichen Qualifikationen des Personals alle Maßnahmen, die keinen Aufschub dulden, kurzfristig ausgeführt werden können und die systematischen Arbeiten - z.B. die Instandhaltung - nicht vernachlässigt werden. Die Instandhaltung ist so durchzuführen, daß neben der Inspektion, d.h. dem Feststellen des Ist-Zustandes, durch gezielte Wartungsmaßnahmen der Soll-Zustand gewahrt bleibt. Wenn auch plötzlich eintretende Schäden nicht gänzlich vermeidbar sind, erspart man sich durch eine vorbeugende und gut organisierte Instandhaltung eine Vielzahl von „Feuerwehreinsätzen“, welche zumeist kostenintensiv sind.

Werden systematische Arbeiten nicht rechtzeitig ausgeführt, muß auf eine personelle Unterbesetzung oder auf Organisationsmängel geschlossen werden. Hier wird angeregt, bei systematischen Arbeiten sich auch anderer kommunaler Einrichtungen oder geeigneter Fremdfirmen zu bedienen (z.B. Pflege der Außenanlagen).

Ein wirtschaftlicher Betrieb der Kläranlage erfordert unter Berücksichtigung der Vielzahl und Vielfalt der anfallenden Arbeiten eine gleichmäßige Arbeitsauslastung des Personals. Ein rationeller Personaleinsatz läßt sich besser organisieren, wenn bezüglich Art und Dringlichkeit zwischen folgenden Arbeitsarten unterschieden wird:



Störungsbeseitigung	=	unaufschiebbar
Arbeiten der Prozeßführung	=	in der Regel unaufschiebbar
Systematische Instandhaltung	=	je nach Länge des Intervalls plan- bzw. verschiebbar
Allgemeine Arbeiten (z.B. Reinigungsarbeiten)	=	weitgehend verschiebbar

Wenn in einer Gemeinde oder einer Region (Gewässereinzugsgebiet, topographischer Raum, etc.) mehrere Kläranlagen betrieben werden, wird empfohlen Betrieb, Wartung, Überwachung, Klärschlammbehandlung,

-verwertung und -entsorgung mit überörtlichem Personaleinsatz im Rahmen einer Betriebs- oder Betreuungsgemeinschaft bzw. eines Wartungsverbandes vorzunehmen. Nach Möglichkeit sollten hierbei auch die Kanalisationsanlagen inklusive der Sonderbauwerke miteinbezogen werden. Dadurch kann auch bei Kleinkläranlagen und kleinen Kläranlagen stets qualifiziertes Personal eingesetzt werden. Zusätzlich kann dadurch die Anlagenüberwachung und Instandhaltung sowie die Durchführung von Reparaturen rasch, kostengünstig und mit entsprechender Qualität durchgeführt werden. Dadurch sind sowohl Einsparungen hinsichtlich der Anlagenausstattung (Zentrallabor, Werkstätte) als auch des Personalbedarfs möglich. Nähere Hinweise über mögliche Aufgaben, Organisationsstrukturen, Verwaltung und Finanzierung sind im ÖWAV-Arbeitsbehelf 10 „Betriebs- und Betreuungsgemeinschaften in der Abwasserentsorgung“ angeführt.

## 8 Beispiele

Im folgenden werden Beispiele für die Betriebsorganisation und den Betriebs- und Wartungsaufwand von Kläranlagen gegeben. Die Personalkosten wurden dabei mit S 500.000,-/Mann.a angenommen.

- a) Kleinkläranlage Straßenmeisterei 17 EW (BB):  
 Eigener Klärwärter, 3 x/Woche Kontrolle + Wartung (je 0,5 h)  
 1 x/a Wartungsdienst/Herstellerfirma (S 3.500,-), keine Messungen!  
 Personalkosten+Wartung: ca. S 24.300,-/a bzw. S 1.413,-/EW.

- b) Betriebskläranlage 100 EW (BB):  
Betriebsführung durch pensionierten Klärwärter einer  
Gemeindekläranlage,  
keine Messungen!
- c) Gemeindekläranlage 200 EW (BB):  
Betriebsführung+Wartung durch Klärwärter der Gemeinde (2 Anlagen)  
an allen Werktagen (6 h/Woche), 1 x/Monat Schlamm Entsorgung (5 h),  
keine Messungen für Eigenüberwachung.  
Personalkosten: ca. S 97.000,-/a bzw. S 484,-/EW7
- d) Betriebskläranlage 200 EW (TK):  
Eigener Klärwärter (1,5 - 2 h/d), keine Messungen!  
Personalkosten: ca. S 109.000,-/a bzw. S 547,-/EW
- e) Betriebskläranlage 450 EW (BB):  
Betriebsführung (4 h/Woche) und Eigenüberwachung (2 h/Woche) durch  
Verbandskläranlage, Schlamm Entsorgung durch Fremdfirma.  
Personalkosten: S 81.250,-/a bzw. S 180,-/EW
- f) Betriebskläranlage 500 EW (BB):  
Eigener, qualifizierter Klärwärter, tägliche Wartung (7 h/Woche)  
Reparaturen: 350 h/a, Eigenüberwachung: NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N, PO<sub>4</sub>-P  
Schlamm entwässerung durch Fremdfirma (1 Woche/a)  
Personalkosten: S 196.350,-/a bzw. S 393,-/EW
- g) 5 Gemeindekläranlagen - Betrieb durch Wartungsverband  
(4 BB: 600 EW/1900 EW/2 á 2000 EW; 1 TK: 800 EW):  
2 Klärfacharbeiter mit Wartungsfahrzeug, an allen Werktagen  
(18 h/Woche.Anlage) inklusive Wartung und Instandhaltung.  
Meßdaten vor Ort (Q, O<sub>2</sub>) gespeichert, mit Lap-top ausgelesen und  
ausgewertet.  
Messungen vor Ort:  
Werktäglich: abs.Stoffe, SV, T, pH, TSR (Filtration),  
O<sub>2</sub>, Energie, Sichttiefe, Schlamm Spiegel  
2 x/Woche: NH<sub>4</sub>-N, PO<sub>4</sub>-P  
Im Zentrallabor: CSB, BSB<sub>5</sub>, NO<sub>3</sub>-N, TSR  
Erstellung von Monatsprotokollen (E

Weitere Leistungen:

Klärschlamm Entsorgung, Kanalreinigung, Wartung/Reinigung der Pumpstationen, RÜ (1 x/Monat), Kanalspeicher (bei Bedarf), Reparaturen, Fällungschemikalien.

Jährliche Kosten (ohne Stromkosten!): S 220.000,- - S 570.000,-/Anlage bzw. S 225,- - S 437,-/EW.

- h) Süd-Oberlausitzer Wasserversorgungs- und Abwasserentsorgungsges.m.b.H.:
- 3 Zentralkläranlagen (85.000 EW, 2 á 30.000 EW)
  - 21 Kleine Kläranlagen (7 > 1000 EW, 7 > 100 EW, 7 > 50 EW: BB, TK, Teiche, Pflanzenlagen, etc.)
  - 25 Abwasserpumpwerke
- Betriebsführungsgesellschaft (Betrieb, Wartung und Instandhaltung, teilweise auch Herstellung), zentrale Organisation von 3 Zentralanlagen aus, Außenanlagen nicht ständig besetzt, d.h. einfacher ausgestattet (Eigenüberwachung, Instandhaltung, Sozialbereich).

Zusätzliche Leistungen:

Fäkalienbehandlung, Schlamm Entsorgung, Reststoffverwertung

Wartung/Betrieb: 3 Mann

Je Kläranlage: 2 x/Woche á 4 h (DM 45,-/h), Eigenüberwachung im Zentrallabor, 1 Mann in Rufbereitschaft. Fremdüberwachung, Klärschlamm Entsorgung ist gesondert zu bezahlen

- i) Abwasser Verband Saar
- 74 Kläranlagen, Pumpwerke, 629 km Kanalnetz, 2500 km<sup>2</sup>
  - 1,0 Mio. Einwohner, weitere 75 Kläranlagen geplant.
- |        |                     |
|--------|---------------------|
| 11 ARA | < 1000 EW           |
| 24 ARA | > 1000 - 5000 EW    |
| 11 ARA | > 5000 - 10000 EW   |
| 9 ARA  | > 10000 - 20000 EW  |
| 16 ARA | > 20000 - 100000 EW |
| 3 ARA  | > 100000 EW         |

Personalkosten: 17,5 % + 10 % (Verwaltung) = 27,5 % der Betriebskosten  
(ohne Kapital- und Abschreibungskosten)

Arbeitsaufwand für Betrieb:

<u>Kläranlagenbetrieb</u>	
Eigenkontrolle	21 %
Prozeßsteuerung	18 %
Instandhaltung	45 %
Mobile Zentrifugen	4 %
<u>Kanalbetrieb</u>	12 %

Anlagen bis 2000 EW unbesetzt, 6 - 20 h/Woche Wartungsaufwand,  
Eigenüberwachung: Zentrallabor; Bereitschaftssystem, Störmeldesystem

j) Studie UWF (1993):

Kontroll- und Wartungsaufwand für Kleinkläranlagen

68-86 h/a + 1600 km + Labor: S 32.400,- bis S 37.800,-/a bzw.

S 648,-/EW bis S 4725,-/EW

Fremdüberwachung: S 7000,-/a

k) Wartungsdienste der Anlagenhersteller

(inkl. Eigenüberwachung +Bericht):

ca. S 3600,- bis S 5300,-/Wartung

## 9 Kläranlagennachbarschaften

In der BRD hat man bereits Mitte der 60er Jahre erkannt, daß Klärwärterausbildungskurse alleine auf Dauer keine flächendeckende Weiterbildung des Betriebspersonals sichern können. Im Jahre 1968 wurden daher die ersten ATV-Kläranlagennachbarschaften für diesen Zweck eingerichtet. Auch in Österreich wurden bereits im Jahre 1980 vom ÖWWV erste Überlegungen angestellt, derartige Nachbarschaften auch in unserem Lande zu installieren. **Herrn Univ.Prof. DDr.-Ing. W.v.d.Emde**, dem damaligen Leiter des Arbeitsausschusses „Klärwärterbetreuung“ war es vornehmlich zu verdanken, daß es nach intensiver Information und Motivation

gelang, auch in Österreich das Interesse an einer derartigen Einrichtung zu wecken.

Im Jahre 1991 wurde sodann in Abstimmung mit den Vertretern der Bundesländer beschlossen, auch in Österreich Kläranlagennachbarschaften zu gründen.

Dabei schließen sich auf regionaler Ebene jeweils 10 - 15 Kläranlagen zu einer Nachbarschaft zusammen. In jeder Nachbarschaft wird ein erfahrener Betriebsleiter (Klärfacharbeiter) als Sprecher gewählt, der zusammen mit einem Betreuer (dieser ist für 2 - 4 Nachbarschaften zuständig) 2 mal jährlich für das Betriebspersonal einen Nachbarschaftstag auf jeweils einer anderen Kläranlage der Nachbarschaft durchführt. Neben einem Rundgang über die jeweilige Kläranlage, auf dem aktuellen Betriebsprobleme und Erfahrungen besprochen werden, werden Schwerpunktthemen behandelt und ein Erfahrungsaustausch durchgeführt. Weiters wird jeweils ein Ringtest an einer Ablaufprobe vorgenommen, wodurch die Messungen im Rahmen der Eigenüberwachung überprüft und Fehler bei den Untersuchungen rasch erkannt werden können. Zusätzlich können diese Messungen auch für die Qualitätssicherung der Eigenüberwachung herangezogen werden.

Seit dem Jahre 1993 werden zudem die Ergebnisse der Eigen- und Fremdüberwachung österreichweit im Rahmen des Kläranlagenleistungsvergleiches erhoben und ausgewertet, um damit die Leistung der Kläranlagen dokumentieren zu können.

Die Fortbildung der Sprecher und Betreuer erfolgt einmal jährlich im Rahmen einer 2-tägigen Sprechertagung, in welcher die Schwerpunktthemen für das jeweilige Arbeitsjahr sowie weitere Vorträge und Informationen weitergegeben werden. Die Auswahl dieser Themen und die Programmerstellung wird dabei vom Arbeitsausschuß „Klärwärterbetreuung“ vorgenommen.

Zusätzlich zu den Nachbarschaftstagen werden jährlich diverse schriftliche Arbeitsunterlagen, Regelblätter, Arbeitsbehelfe und Fachzeitschriften (KA-Betriebsinfo) und Fachbücher allen Mitgliedern beigestellt. Der finanzielle Aufwand für diese Tätigkeiten wird durch eine jährliche Umlage abgedeckt, die je nach Anlagengröße S 2000,- bis S 4000,-/a beträgt.

Seit dem Jahre 1995 sind alle Bundesländer Österreichs in den Nachbarschaften vertreten. Insgesamt bestehen nunmehr 49 Nachbarschaften, in denen 687 Kläranlagen (ca. 71 % der Kläranlagen in Österreich) betreut werden. Damit wurden die Voraussetzungen für eine flächendeckende Fortbildung des Betriebspersonals in Österreich geschaffen. Dies gilt sowohl für bereits bestehende Kläranlagen als auch für solche, welche sich noch in Bau bzw. in der Projektierungsphase befinden. Sofern Kleinkläranlagen und Anlagen <200 EW vom Personal größerer Anlagen betrieben und gewartet werden, kann dadurch auch auf diesen Anlagen eine Verbesserung des Anlagenbetriebes erzielt werden.

Zusammenfassend können folgende Schwerpunkte der Arbeit der Kläranlagennachbarschaften angeführt werden:

1. Der Wissensstand des Kläranlagenpersonals soll erweitert und auf den jeweils neuesten Stand gebracht werden.
2. Der Klärwärter soll aus den Erfahrungen der Berufskollegen Nutzen ziehen.
3. Die bestmögliche Wirkung der Kläranlagen soll mit wirtschaftlichem Aufwand erreicht werden.
4. Das Betriebspersonal soll befähigt werden, die vorgeschriebene Eigenüberwachung selbständig ordnungsgemäß durchzuführen.

Technische und rechtliche Neuerungen, Hinweise und Entscheidungen können über die Nachbarschaften zudem möglichst schnell an das verantwortliche Betriebspersonal und die Unternehmensträger weitergegeben werden. Die Nachbarschaftshilfe bei Betriebsstörungen, im Krankheitsfall oder im Bereich der Abwasseruntersuchungen konnte zudem mögliche Schäden verhindern. Gut ausgebildetes Betriebspersonal kann aber auch den Betreibern erhebliche Kosten einsparen. Anzuführen sind hier beispielhaft:

- Verlängerung der Lebensdauer einer Anlage bzw. von Anlagenkomponenten durch einen sorgfältigen Betrieb.
- Einsparung von Betriebskosten durch sorgfältige sachkundige Betriebsführung.
- Verbesserte Reinigungsleistung sowie Kostenreduktion im Hinblick auf die gesetzlich erforderliche Anpassung an den Stand der Technik.

Die Kläranlagennachbarschaften stellen somit für die Gemeinden, Verbände und Betriebe eine äußerst wertvolle und mehr als kostendeckende Einrichtung dar.

Die Organisation der Kläranlagennachbarschaften ist auch als sehr effizient anzusehen. Dem Kläranlagenbetreiber wird die Aufgabe der „Abwasserentsorgung“ durch die ermöglichte Zusammenarbeit und Selbsthilfe erleichtert, er spart damit Kosten und verbessert gleichzeitig den Gewässerschutz. Die Fachdienststellen der Bundesländer leiten und koordinieren mit geringstem Aufwand allein dadurch, daß für diese Tätigkeit einzelne Bedienstete als Betreuer oder Vordenker im Arbeitsausschuß „Klärwärterbetreuung“ eingesetzt werden. Der ÖWAV trägt hierbei auf unbürokratischem Wege die Organisationsarbeit unter Aufsicht eines Beirates, dem Vertreter des Bundes, der Bundesländer, der Kläranlagenbetreiber, der Wissenschaft, der Wirtschaft, des Städte- und Gemeindebundes sowie der Österreichischen Kommunalkredit AG angehören. Dadurch ist eine optimale Anwendung des Subsidiaritätsprinzipes gewährleistet.

Die nunmehr vorliegende Folge 3 der „Informationsreihe Betriebspersonal Abwasseranlagen“ dokumentiert die bisher geleistete Arbeit und enthält neben einer aktualisierten Zusammenstellung der bestehenden Kläranlagennachbarschaften Fachbeiträge für die Aus- und Fortbildung des Betriebspersonals, die bei den Sprechertagungen der Kläranlagennachbarschaften vorgetragen wurden. Weiters werden erstmals auch die Ergebnisse des ÖWAV-Kläranlagen-Leistungsvergleiches für die Jahre 1993 und 1994 dargestellt. Der Kläranlagen-Leistungsvergleich soll auch in den kommenden Jahren durchgeführt werden und dokumentiert die erzielte Ablaufqualität der Kläranlagen Österreichs.

Die Ergebnisse der Nachbarschaftsarbeit ergänzen und kontrollieren aber auch die bestehenden technischen Regeln und gesetzlichen Bestimmungen durch ihren täglichen Praxisbezug. Die Nachbarschaften werden in diesem Bereiche auch bemüht sein, die bevorstehenden Änderungen der Allgemeinen Abwasseremissionsverordnung und der 1. Emissionsverordnung für kommunales Abwasser möglichst rasch an das Betriebspersonal weiterzuleiten und Hilfestellung für die Umsetzung im Rahmen der Fortbildung zu geben.

## 10 Literatur

- Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Landesbaudirektion - Fachabteilung Ia, Referat Abwassertechnik (1993) Kleinkläranlagen - Einsatz, Planung, Bau und Betrieb. Bericht - Ergebnisse des Arbeitskreises „Kleinkläranlagen“.
- ATV (1991) Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von kleineren Kläranlagen mit aerober biologischer Reinigungsstufe für Anschlußwerte zwischen 50 und 500 Einwohnerwerten. Arbeitsblatt A 122.
- ATV (1993) Grundsätze für die Abwasserbehandlung in Kläranlagen nach dem Belebungsverfahren mit gemeinsamer Schlammstabilisierung bei Anschlußwerten zwischen 500 und 5000 Einwohnerwerten. Arbeitsblatt A 126.
- ATV (1994) Personalbedarf für den Betrieb kommunaler Kläranlagen. Arbeitsbericht des ATV-Fachausschusses 2.12 „Betrieb von Kläranlagen“, KA 6/94, 973 - 982.
- Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (1991) Mindestausrüstung für die Eigenüberwachung kommunaler Kläranlagen, Merkblatt Nr. 4.6-5 vom 14.1.1991, Kläranlagen-Nachbarschaften ATV-Landesgruppe Bayern, Sonderdruck Eigenüberwachung, 19-46.
- BMfLuF (1990) Wasserrechtsgesetz 1959, BGBl. 252/1990 i.d.g.F.
- BMfLuF (1995) Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft über die Begrenzung von Abwasseremissionen aus Abwasserreinigungsanlagen für Siedlungsgebiete (2.Emissionsverordnung für kommunales Abwasser), Entwurf vom März 1995.
- BMfLuF (1995) Die kommunalen Kläranlagen und die großen biologischen Kläranlagen der Industrie in Österreich, Stand 1995. Wasserwirtschaftskataster.
- BMfLuF (1995) Verordnung des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft über die allgemeine Begrenzung von Abwasseremissionen im Fließgewässer und öffentliche Kanalisationen. Abänderung, Entwurf vom 23.10.1995.
- BMfLuF (1996) Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft über die Begrenzung von Abwasseremissionen aus Abwasserreinigungsanlagen für Siedlungsgebiete (1. Emissionsverordnung für kommunales Abwasser); Abänderung, Entwurf vom 26.1.1996.
- Grünebaum, T., Weyand, M. (1995) Sicherheit und Kostenminimierung im Betrieb - Ein Widerspruch? Berichte der Abwassertechnischen Vereinigung e.V. Nr. 45, 59-84.
- Kuba, M. (1996) Erfahrungen beim Betrieb kleiner Kläranlagen. Vortrag am Lehrer-Obmannstag der ATV-Kläranlagen-Nachbarschaften - Landesgruppe Sachsen-Thüringen am 21.3.1996 in Dresden.
- Österreichisches Normungsinstitut (1994) Kleinkläranlagen (Hauskläranlagen) für Anlagen bis 50 Einwohnerwerte - Anwendung, Bemessung, Bau und Betrieb, ÖNORM B 2502-1.
- ÖWAV (1993) Betriebs- und Betreuungsgemeinschaften in der Abwasserentsorgung. ÖWAV-Arbeitsbehelf Nr. 10.
- ÖWAV (1993) Eigenüberwachung von biologischen Abwasserreinigungsanlagen (>50 EW). ÖWAV-Arbeitsbehelf Nr. 14.



- ÖWAV (1995) Mindestausrüstung für Abwasserreinigungsanlagen.  
ÖWWV-Regelblatt 7.
- ÖWAV (1995) Betriebsprotokolle für Abwasserreinigungsanlagen (inkl. Musterprotokolle samt Erläuterungen). ÖWAV-Regelblatt 13.
- ÖWAV (1996) Kläranlagen-Nachbarschaften 1996.  
Informationsreihe Betriebspersonal Abwasseranlagen, Folge 3.
- ÖWAV (1996) Der Klärfacharbeiter - Berufsbild, Ausbildungsplan und Prüfungsordnung. ÖWAV-Regelblatt 15, 2. Auflage, Entwurf März 1996.
- ÖWAV (1980/1995) Richtlinien für die Fremdüberwachung biologischer Abwasserreinigungsanlagen. ÖWWV-Regelblatt 6 (dzt. in Überarbeitung).
- ÖWWV (1988) Musterbetriebsordnung für Abwasserreinigungsanlagen. ÖWWV-Regelblatt 20.
- ÖWWV (1991) Kläranlagennachbarschaften in Österreich - ein Beitrag zur Reinhaltung der Gewässer, ÖWWV-Arbeitsbehelf Nr. 8.
- ÖWWV (1991) Leistungsbeurteilung und Leistungsvergleich von Abwasserreinigungsanlagen - Bestimmung von Leistungskennzahlen. ÖWWV-Arbeitsbehelf Nr. 9.
- Schrammel, A. (1993) Kleine Kläranlagen oder Abwasserableitung in Kanälen?  
Studie im Auftrag des Umwelt- und Wasserwirtschaftsfonds.
- Spatzierer, G. (1993) Der Klärwärter - Aufgaben und Verantwortungsbereiche.  
Informationsreihe Betriebspersonal Abwasseranlagen, Folge 1, 39 - 50.
- Wagner, W. (1994) Betriebsführungskonzeption für dezentrale Anlagen beim Abwasserverband Saar. Berichte der Abwassertechnischen Vereinigung e.V., Nr. 44, 223 . 246.

Dipl.Ing. Gerhard Spatzierer  
Amt der Burgenländischen Landesregierung  
Abt. XIII/3-Gewässeraufsicht

7041 Wulkaprodersdorf

# **Die Klärschlammproblematik als wichtiges Entscheidungskriterium für die Lösungssuche von Entsorgungsproblemen**

M. Zeßner, O. Nowak

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der Technischen Universität Wien

## **1 Einleitung**

Im wesentlichen gibt es derzeit zwei gangbare Wege der Entsorgung von Klärschlamm:

- einerseits die Verwertung der Wertstoffe des Klärschlammes durch Einsatz in der Landwirtschaft oder im Landschaftsbau,
- andererseits die konzentrierte Ablagerung und Festlegung potentieller Schadstoffe auf Deponien.

Aufgrund der unterschiedlichen Strategien zur Klärschlamm Entsorgung ergeben sich unterschiedliche Anforderungen an die Klärschlammbehandlung.

Während im Falle einer Deponierung eine möglichst weitgehende Aufkonzentrierung und Inertisierung der abzulagernden Stoffe das Ziel einer Behandlung ist, ist für eine Verwertung eine möglichst weitgehende Rückführung der Wertstoffe anzustreben. Eine Behandlung, die oft zu einem Verlust an Wertstoffen führt, ist daher nur soweit sinnvoll, als sie aufgrund der Anforderungen, die sich durch Lagerung, Transport und Aufbringung ergeben, notwendig ist. Es ist daher schon für die Wahl des Schlammbehandlungsverfahrens und damit auch für die Wahl des Reinigungskonzeptes entscheidend, welche Entsorgungsstrategie angestrebt wird.

Um den einen oder anderen Weg der Klärschlammverwertung oder -entsorgung beschreiten zu können, müssen eine Reihe von Voraussetzungen gegeben sein.

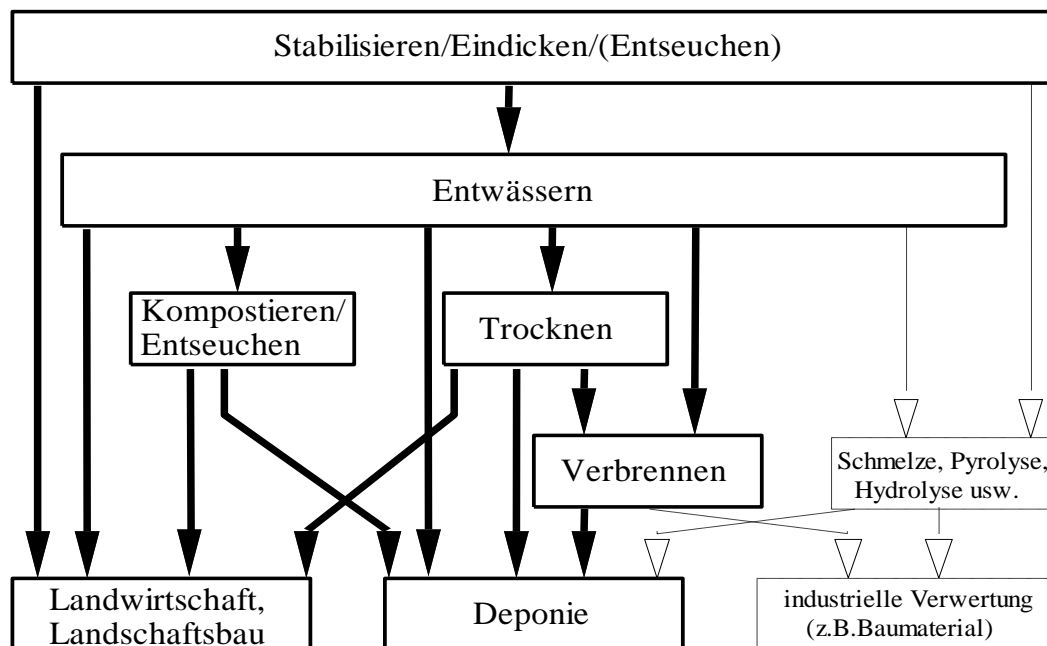


Abbildung 1: Mögliche Wege der Klärschlammverwertung und -entsorgung

Für eine landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm ergeben sich folgende Vorbedingungen:

- Entsprechende Klärschlammqualität (Nährstoffe und potentielle Schadstoffe ### Bodenschutzgesetz, Klärschlammverordnung),
- Ausreichend zur Verfügung stehende Flächen, die für die Klärschlammaufbringung geeignet sind (Bodenschutzgesetz, Klärschlammverordnung, ÖPUL-Förderung),
- Nährstoffbedarf auf diesen Flächen (Konkurrenz zum Wirtschaftsdünger),
- Entsprechende Ausrüstung der Kläranlage zur Klärschlammbehandlung und Speicherung, je nach Verwertungsart (naß, entwässert, kompostiert),
- Dokumentation über Klärschlammgaben und deren Auswirkungen auf die Böden,
- Zusammenarbeit Kläranlagenbetreiber - Landwirtschaft.
- Politischer Wille und Akzeptanz in Landwirtschaft und Bevölkerung, um die oben genannten Maßnahmen und somit die Verwertung zu ermöglichen.

Für eine Deponierung müssen folgende Voraussetzungen gegeben sein:

- Ausreichend Deponievolumen auf einer gesicherten Deponie,
- Entsprechende Vorbehandlung des Schlammes (Standfestigkeit der Deponie, bzw. Deponieverordnung),
- Akzeptanz für Deponiestandorte und Behandlungsanlagen.

Die Wahl des Abwasserreinigungskonzeptes kann die Erfüllung einiger dieser Voraussetzung erleichtern oder erschweren. Die Frage nach zentraler oder dezentraler Abwasserreinigung ist die grundsätzlichsste Vorentscheidung bei der Wahl des Abwasserreinigungskonzeptes und kann bereits wesentlich die Voraussetzungen einer zukünftigen Klärschlamm Entsorgung beeinflussen. Andererseits kann natürlich auch die Vorgabe eines bestimmten Verwertungs- und Entsorgungsweges die Wahl des Abwasserentsorgungskonzeptes beeinflussen.

So liegt vom Grundgedanken her ein dezentrales Abwasserreinigungskonzept dem Prinzip der Verteilung näher und ein zentrales Abwasserreinigungskonzept dem Prinzip der Aufkonzentrierung. Inwieweit die Wahl eines dezentralen oder zentralen Abwasserreinigungskonzeptes im einzelnen die Voraussetzungen für die unterschiedlichen Klärschlamm Entsorgungsmöglichkeiten beeinflusst, soll in den folgenden Kapiteln diskutiert werden. Dabei ist vorweg zu sagen, daß "dezentral" oder "zentral" keine eindeutig abgrenzbaren Begriffe sind. Es soll hier auch nicht definiert werden, was bereits eine "große, zentrale" und was noch eine "kleine, dezentrale" Kläranlage ist. Wenn hier die Begriffe "dezentrale" und "zentrale" Abwasserreinigungskonzepte im Zusammenhang mit der Klärschlamm Entsorgung diskutiert werden, dann wird der Frage nachgegangen, inwieweit die Voraussetzungen für die eine oder andere Form der Klärschlamm Entsorgung durch die gemeinsame oder getrennte Reinigung von Weilern, Ortschaften, Gemeinden eher verbessert oder eher verschlechtert werden, ohne eine genaue Abgrenzung vornehmen zu wollen, was zentral und was dezentral ist.

## **2 Voraussetzungen für eine Verwertung**

### **2.1 Klärschlammqualität (Potentielle Schadstoffe und Nährstoffe)**

Für eine landwirtschaftliche Klärschlammverwertung ist eine entsprechende Klärschlammqualität Voraussetzung. Diese wird in bezug auf den Gehalt an potentiellen Schadstoffen durch die entsprechenden Bodenschutzgesetze und Klärschlammverordnungen definiert. Hier ist auch in Zukunft ein ständiger Wandel sowohl bei den Zielsetzungen als auch bei den Vorstellungen darüber, was "erreichbar" ist, zu erwarten. Während bei der bisherigen Klärschlammgesetzgebung die Vermeidung der Beeinträchtigung von landwirtschaftlichen Produkten sowie einer Gefährdung des Grundwassers im Vordergrund stand, kommt es z.B. durch die neue Niederösterreichische Klärschlammverordnung zu einer weiteren Stärkung des Vorsorgeprinzipes. Dabei soll durch schrittweise Senkung der Grenzwerte für Schwermetalle längerfristig erreicht werden, daß eine Veränderung der lokalen Bodengehalte durch Klärschlamm auch bei regelmäßiger Nutzung der selben Fläche ausgeschlossen werden kann. Grundsätzlich ist jedoch zu beachten, daß sich eine Senkung von Grenzwerten an deren Erreichbarkeit zu orientieren hat, will man die Möglichkeit der landwirtschaftlichen Verwertung bestehen lassen. Auch wenn derzeit bereits von einem großen Teil der Klärschlämme die gültigen Grenzwerte eingehalten werden, ist dessenungeachtet jederzeit für eine bestmögliche Reduktion des Eintrages von potentiellen Schadstoffen in die Umwelt (Abwasser und Klärschlamm) zu sorgen.

Von den potentiellen Schadstoffen kommt vor allem den Schwermetallen Bedeutung zu. Die im Klärschlamm enthaltene Fracht an Schwermetallen wird durch die in den Kanal abgegebene Fracht und den Abscheidegrad der Kläranlage bestimmt. Die Konzentration im Schlamm ist zudem noch von der anfallenden Schlammmenge abhängig. Der Schlammanfall kann erheblich schwanken und wird außer durch die in den Kanal eingetragenen Stoffe, vor allem durch die Art der Schlammbehandlung bedingt. Die Konzentration von Schadstoffen im Klärschlamm stellt daher nur bedingt ein Maß für das umweltgerechte Verhalten der im Einzugsgebiet ansässigen Bevölkerung und der angesiedelten Betriebe dar.

Quellen für potentielle Schadstoffe können neben Industrie und Gewerbe, Haushalte und Oberflächenabschwemmungen, aber unter Umständen auch auf der Kläranlage eingesetzte Fällmittel sein. Es wurde mehrfach dargestellt, daß in den letzten Jahren durch Vermeidungsmaßnahmen nach konsequenter Überwachung bereits in vielen Fällen eine deutliche Reduktion der Schwermetallgehalte im Klärschlamm erreicht wurde (Mayr, 1988; Candinas, 1991; Ilic, 1993; Merkel *et al.*, 1993). Diese Erfolge konnten durch Indirekteinleiterkontrolle vor allem dort erzielt werden, wo punktförmige Einleitungen aus der Industrie für hohe Belastungen verantwortlich waren, oder wo ein allgemeiner Rückgang des Einsatzes der Schwermetalle in Produkten zu verzeichnen war (z.B. Nickel, Chrom, Cadmium). Hier dürfte in Einzelfällen auch in Zukunft noch ein Vermeidungspotential bestehen. Auch die Einführung von bleifreiem Benzin führte zu einer signifikanten Verminderung der Bleifracht im Klärschlamm (Brunner, Gajcy, 1989). Wesentlich schwieriger dürfte sich eine Vermeidung des Eintrags von Schwermetallen aus den diffusen Quellen "Haushalt" und "Oberflächenabschwemmung" realisieren lassen - vor allem bei Kupfer und Zink, die zu einem großen Teil von metallischen Oberflächen stammen.

	<b>"erreichbarer" Schwermetallgehalt</b>	
	<b>spez. Fracht (20%-Wert)</b>	<b>Konzentration (bei 13 - 32 kg TS/EGW/a)</b>
	<b>g/EGW/a</b>	<b>mg/kg TS</b>
<b>Zn</b>	<b>14,1</b>	450 - 1100
<b>Cu</b>	<b>2,5</b>	80 - 190
<b>Cr</b>	<b>0,56</b>	18 - 45
<b>Pb</b>	<b>0,93</b>	30 - 70
<b>Ni</b>	<b>0,33</b>	10 - 25
<b>Cd</b>	<b>0,016</b>	0,5 - 1,2
<b>Hg</b>	<b>0,011</b>	0,3 - 0,8

**Tabelle 1:** "Erreichbarer" Schwermetallgehalt (20%-Wert) im Klärschlamm

In Tabelle 1 sind die 20-%-Werte für die spezifischen Schwermetallfrachten im Klärschlamm zusammengestellt, die sich bei einer Auswertung von Daten aus Klärschlammzeugnissen von einer Reihe von niederösterreichischen und burgenländischen Kläranlagen mit unterschiedlicher Anschlußgröße ergeben haben (Nowak, 1995). Die angegebenen 20-%-Werte wurden als "erreichbare" Werte angesehen. Die Darstellung als spezifische Fracht (in g je EGW und Jahr) wurde gewählt, um zu Werten zu gelangen, die nicht - wie die "Schwermetallkonzentrationen" (in mg/kg TS) - stark von der anorganischen Trockensubstanz beeinflusst sind. Der spezifische Schlammanfall (in kg TS/EGW/a) wird geprägt durch den Stabilisierungsgrad und durch die Fracht an anorganischer Trockensubstanz (bei der Schlammbehandlung zugegebene Chemikalien, mineralische Abschwemmungen aus dem Einzugsgebiet) und schwankt folglich in einem weiten Bereich (etwa zwischen 13 und 32 kg TS/EGW/a). Die sich daraus ergebenden "erreichbaren" Schwermetallkonzentrationen sind ebenfalls in Tabelle 1 angeführt.

Für die Metalle Zink und Kupfer, aber auch Cadmium kann davon ausgegangen werden, daß bei Erreichen der in Tabelle 1 angeführten Frachten bereits etwa 25 bis 30 % aus dem menschlichen Metabolismus stammen (Nowak *et al.*, 1996). Eine Verringerung der Frachten über die oben angeführten Werte hinaus scheint unter den Rahmenbedingungen der derzeitigen Wirtschaftsweise kaum möglich. Dies wird auch durch eine von Stark *et al.*, 1995 durchgeführte Stoffflußanalyse bestätigt, welche den nicht vermeidbaren Schwermetalleintrag in den Klärschlamm (unter der Annahme von 80 % Rückhalt) mit

- 8 g/E/a für Zink
- 2 g/E/a für Kupfer und
- 0,4 g/E/a für Blei errechnet.

Zusammenfassend kann festgestellt werden,

- daß eine Reduktion des Eintrages von Schwermetallen in Abwasser und Klärschlamm vor allem im industriellen Bereich bereits mit einigem Erfolg durchgeführt wurde,
- daß in einigen Bereichen noch Handlungsbedarf besteht, die Möglichkeiten jedoch beschränkt sind, da die Belastungen vielfach bereits auf das Maß der diffusen Belastung reduziert sind.

Für die Wahl eines dezentralen oder zentralen Abwasserreinigungskonzeptes sind hinsichtlich des Schwermetalleintrages in den Klärschlamm vor allem zwei Fragen von Bedeutung:

- Ist bei einer Reinigung des Abwassers in kleineren Kläranlagen mit geringeren Schadstoffgehalten zu rechnen als bei einer Reinigung in größeren Kläranlagen?
- Kann durch die Wahl des Reinigungskonzeptes der Eintrag von potentiellen Schadstoffen in die Kläranlage beeinflusst werden?

In der Folge wurden daher die oben erwähnten statistischen Auswertungen von Klärschlammzeugnissen verschiedener Kläranlagen in Hinblick auf einen Zusammenhang zwischen Kläranlagengröße und spezifischen Schwermetallfrachten durchgeführt. Beispielhaft sind die Auswertungen für Kupfer und Cadmium dargestellt. Die genaue Einleiterstruktur konnte bei diesen Auswertungen nicht berücksichtigt werden. Doch ist davon auszugehen, daß bei den größeren Anlagen (> 20000 EGW) jeweils auch Städte mit einem bedeutenderem Anteil von industriellem und gewerblichem Abwasser entsorgt werden, während bei den kleineren Anlagen (1000 bis 5000 EGW) mit häuslichen Abwässern und maximal mit Einzeleinflüssen von Industrie und Gewerbe zu rechnen ist. Es zeigt sich, daß die in kleinere Kläranlagen eingetragenen auf die Einwohnerwerte bezogenen Frachten nicht grundsätzlich geringer sind als bei größeren Anlagen. Vielmehr scheint es so zu sein, daß bei kleineren Anlagen die Schwankungsbreite der spezifischen Frachten größer sind, während die größeren Anlagen bis auf wenige Ausnahmen einem mittleren Wert zustreben. So sind bei kleinen Anlagen zwar die niedrigsten, aber durchaus auch höhere Werte zu beobachten. Dies läßt sich dadurch erklären, daß bei kleineren Anlagen einzelne Einleiter wesentlich stärker zum Tragen kommen als bei größeren Anlagen, wo eine Mischung von verschiedensten Einflüssen vorhanden ist. Einzelne Ausreißer sind jedoch auch bei den größeren Anlagen zu beobachten (siehe Abb. 3).



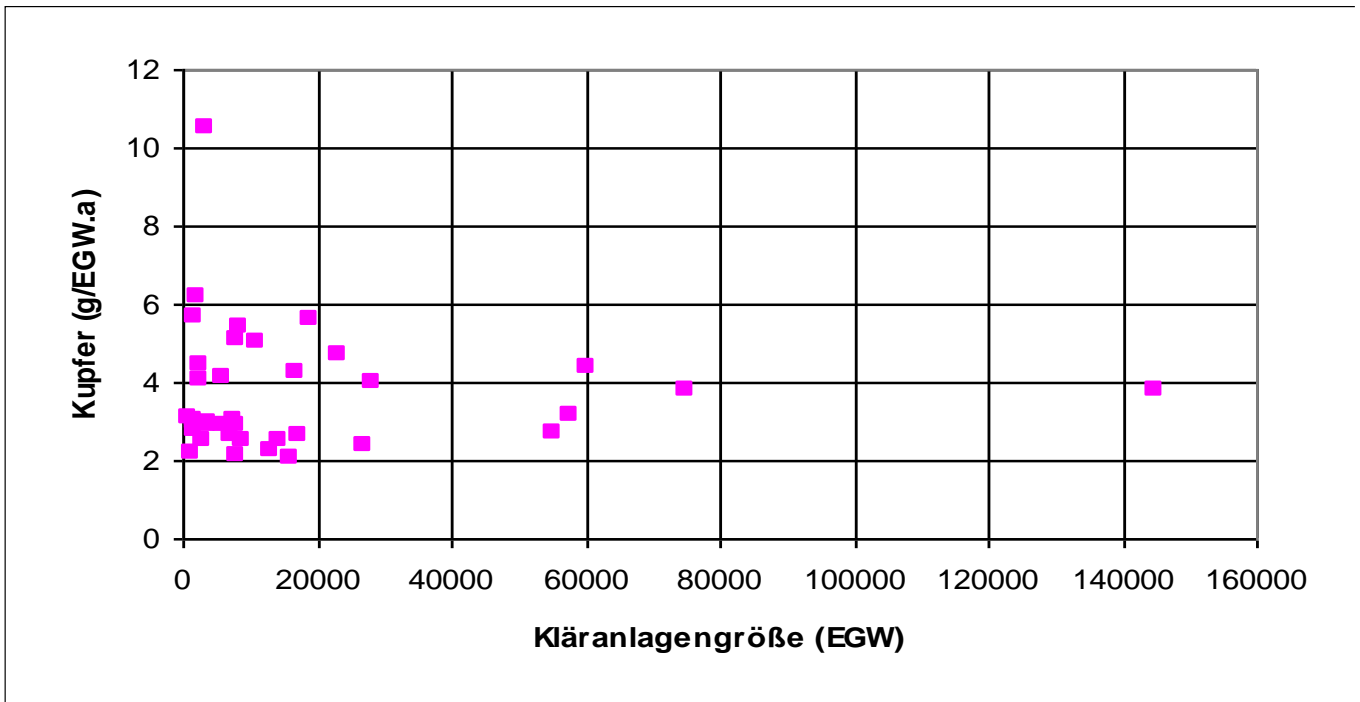


Abbildung 2: Spezifische Kupferfrachten in Abhängigkeit von der Kläranlagengröße

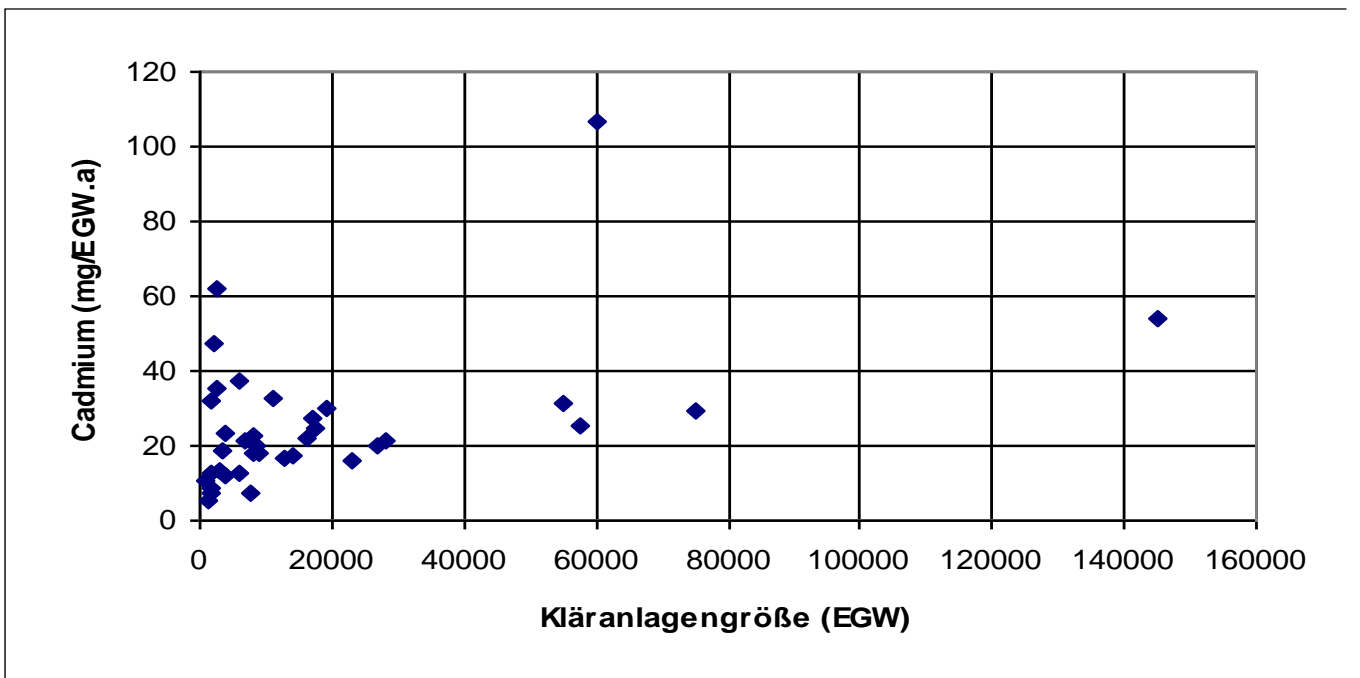
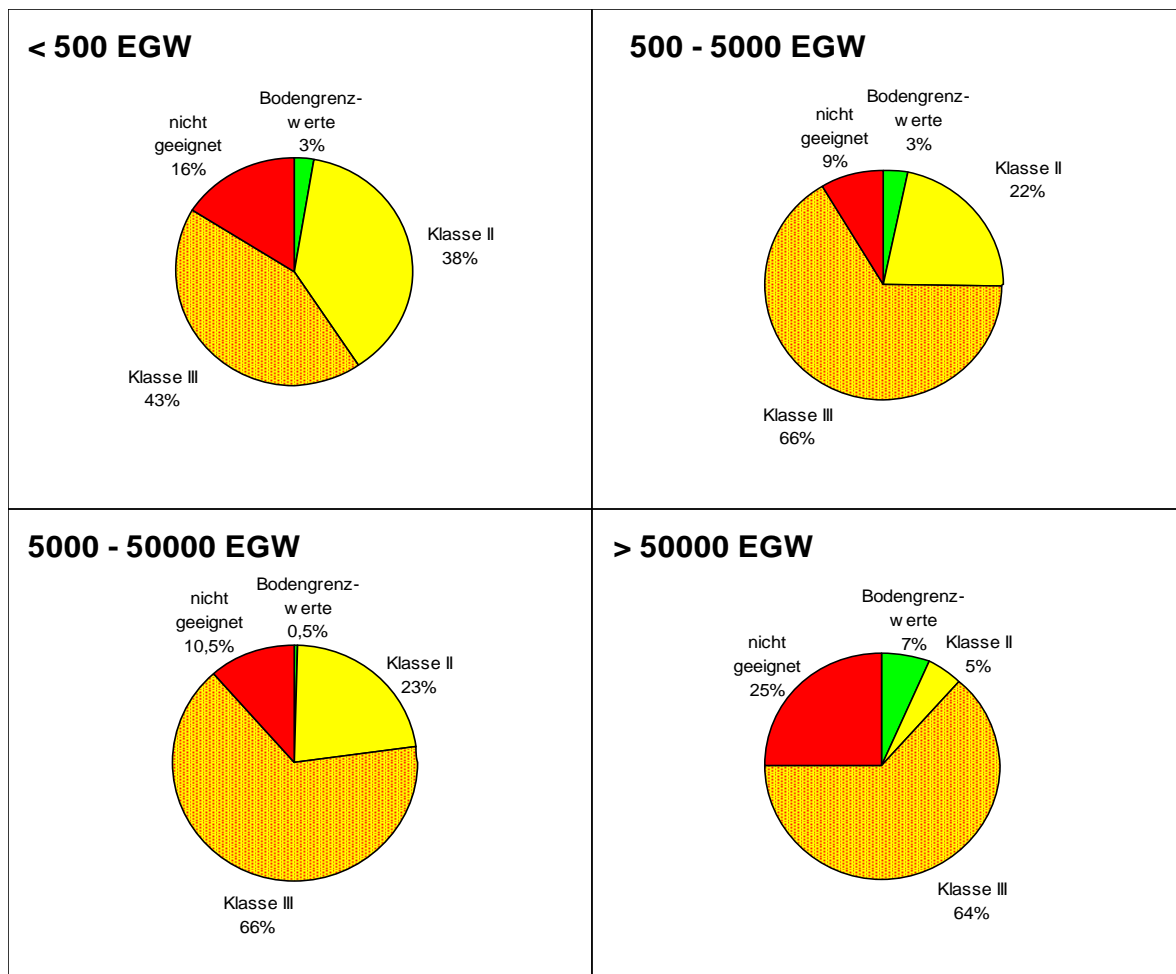


Abbildung 3: Spezifische Cadmiumfrachten in Abhängigkeit von der Kläranlagengröße



**Abbildung 4:** Klärschlammklassen und Kläranlagengröße (Steinmüller, Lutz, 1995)

Eine weitere Auswertung, die den Zusammenhang zwischen Kläranlagengröße und Klärschlammqualität dokumentieren soll, ist dem Klärschlammkonzept für Niederösterreich entnommen (Steinmüller, Lutz, 1995). Hier wurden alle Klärschlämme Niederösterreichs inklusive jener von Industrieanlagen untersucht, in Klassen entsprechend der Niederösterreichischen Klärschlammverordnung eingeteilt und die Ergebnisse in Abhängigkeit von der Größe der Anlage dargestellt. Dabei ist allerdings zu bedenken, daß bei kleineren Anlagen der Stabilisierungsgrad des Schlammes tendentiell geringer, der Schlammanfall somit höher und folglich die Schwermetallkonzentrationen wiederum geringer sind.

Auffallend ist, daß bei den ganz kleinen Anlagen (< 500 EGW) jener Anteil der Klasse II erreicht, aber auch der Anteil des nicht geeigneten Klärschlammes höher ist als bei den größeren Anlagen. Zwischen den Kategorien 500 - 5000 EGW und 5000 - 50000 EGW ist kein Unterschied zu erkennen. Bei den Anlagen > 50000 EGW ist der Anteil der nicht geeigneten Schlämme aber auch der Anteil jener Schlämme, die die Bodengrenzwerte erreichen, am höchsten. Hier ist jedoch zu beachten, daß durch die geringe Anzahl an Kläranlagen in dieser Kategorie die Prozentangaben nicht unbedingt vergleichbar sind und zudem der Anteil der reinen Industrieanlagen vergleichsweise hoch ist.

Auch diese Auswertung deutet daraufhin, daß bei kleineren Kläranlagen nicht a priori mit einer besseren Klärschlammqualität gerechnet werden kann, da hier die Schwankungsbreite am größten zu sein scheint.

Bleibt als zweite Frage, ob ein zentrales oder ein dezentrales Konzept Vorteile bei der Vermeidung des Eintrages von Schadstoffen in den Klärschlamm bieten kann. Hier wird oft argumentiert, daß in kleinen überschaubaren Einheiten das Verantwortungsbewußtsein des Einzelnen für den Klärschlamm stärker zum Tragen kommt als in größeren Einheiten, wo die Konsequenzen der Handlungen des einzelnen weniger direkt sichtbar werden. Dies ist ein theoretisches Argument, dessen Stichhaltigkeit kaum geprüft werden kann. Tatsache ist jedenfalls, daß sich ein Fehlverhalten der Bevölkerung oder die Einzeleinleitung durch einen Betrieb in kleinen Einheiten wesentlich deutlicher in der Klärschlammqualität niederschlägt, als dies in größeren Einheiten bei der Vermischung verschiedenster Einflüsse der Fall ist. Dadurch ist meist auch die Zuordnung von Einleitungen als Voraussetzung für Gegenmaßnahmen einfacher möglich. Steht jedoch ein Zusammenschluß von mehreren industriell geprägten Kleinstädten zur Diskussion, wird bei einer gemeinsamen Lösung die Verwaltung und Kontrolle von Indirekteinleitern wesentlich effizienter durchgeführt werden können. Dies kann als Vorteil für eine zentrale Lösung angesehen werden.

Abschließend kann gesagt werden, daß der Vorteil eines dezentralen Konzeptes zur Abwasserreinigung darin liegt, daß die Klärschlämme als Teilmengen anfallen. So kann der "gute" vom "schlechten" Klärschlamm getrennt werden und ein schlechter Klärschlamm in kleinen Gemeinden kann auf Belastungen aufmerksam machen, die in größeren Einheiten nicht auffallen würden. Unrichtig

ist allerdings, daß die Belastung des Klärschlammes in kleinen Einheiten grundsätzlich geringer ist, vielmehr sind nur die Schwankungsbreiten größer. Dies bedeutet, daß bei kleinen Anlagen die "besten", aber auch "schlechte" Klärschlämme anfallen, während bei größeren Anlagen eher mittlere Belastungen, in Einzelfällen auch hohe spezifische Belastungen auftreten.

In jedem Fall ist für eine Beurteilung die lokale Situation zu beachten. Dabei sollte, soweit vorhanden, auf die Klärschlammuntersuchungen bestehender Anlagen und auf die Indirekteinleiterstruktur, in Hinblick auf bekannte Schwermetallemissionen, geachtet werden.

Bei einer landwirtschaftlichen Verwertung ist für die Klärschlammqualität auch der Nährstoffgehalt von Bedeutung, da nur ein entsprechender Gehalt an Nährstoffen einen Einsatz in der Landwirtschaft rechtfertigt. Letztlich sollte eine zukunftsorientierte Klärschlammverwertung die Qualität der Klärschlämme über das Verhältnis von Wertstoffen zu potentiellen Schadstoffen definieren.

Von allen im Klärschlamm enthaltenen Nährstoffen ist Phosphor heute der bedeutendste. Dabei ist anzumerken, daß Phosphor nunmehr

- fast ausschließlich mit den von uns aufgenommenen Nahrungsmitteln in das Abwasser gelangt,
- im Falle einer gezielten Phosphorelimination in hohem Ausmaß im Klärschlamm zurückgehalten wird,
- und somit über die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung ein natürlicher Kreislauf geschlossen werden kann.

Zudem ist zu beachten, daß die natürlichen Phosphorlagerstätten nicht unerschöpflich sind und Phosphor nicht, so wie Stickstoff, jederzeit aus der Luft gewonnen werden kann.

Im Falle einer Phosphorfällung, die in Österreich bei Anlagen > 1000 EGW vorgeschrieben ist, trägt Phosphor zu mehr als zur Hälfte zum Düngewert des Klärschlammes bei. Demnach ist Klärschlamm heute vornehmlich als Phosphordünger anzusehen. Dabei führt die Verwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft zu einer Verminderung des Einsatzes von Phosphorhandelsdünger und infolgedessen auch zu einer Verringerung des Imports von Schwermetallen

mit dem Phosphorrohstoff. Ausgehend von diesen Überlegungen sind in Dänemark seit einigen Jahren Grenzwerte für Cadmium, Quecksilber, Nickel sowie Blei in Kraft, die auf den Phosphorgehalt bezogen sind. Dabei hat sich gezeigt, daß etwa der Cadmiumgehalt im Klärschlamm (in mg Cd/kg P) in einer zum Phosphorhandelsdünger vergleichbaren Größenordnung liegt. Dies konnte anhand der oben erwähnten Untersuchungen auch für österreichische Klärschlämme bestätigt werden (Nowak, 1995; Nowak *et al.*, 1996).

Die spezifische Stickstofffracht, die über den Klärschlamm in die Landwirtschaft gebracht werden kann, ist stark von der Art der Schlammbehandlung abhängig. So ist sowohl bei einer simultanen aeroben Stabilisierung als auch bei einer Naßschlammausbringung die Stickstofffracht wesentlich höher als bei einer getrennten Stabilisierung (aerob oder anaerob) bzw. einer Ausbringung von entwässertem Schlamm, vor allem bei Entwässerung mit Kalk. Wie Tabelle 2 zeigt, kann der Phosphorgehalt bei Anlagen mit P-Fällung und weitgehender (getrennter) Stabilisierung den Stickstoffgehalt des Klärschlammes übersteigen.

Schlamm aus	Ges.-P	Ges.-N	P/TS	N/TS
	g/EGW/d	g/EGW/d	%	%
getrennter Stabilisierung, naß	1,2 - 1,4	1,2 - 1,8	2,4 - 3,5	2,4 - 4,5
getrennter Stabilisierung, entwässert	1,2 - 1,4	1,1 - 1,4	2,4 - 3,5	2,2 - 3,5
getrennter Stabilisierung, entwässert mit Kalkzugabe	1,2 - 1,4	0,8 - 1,2	1,8 - 3,0	1,3 - 2,5
gleichzeitiger. aerober Stabilisierung, naß	1,2 - 1,4	1,5 - 3,0	1,7 - 3,0	2,4 - 6
gleichzeitiger. aerober Stabilisierung, entwässert	1,2 - 1,4	1,3 - 2,3	2,0 - 3,2	2,2 - 5
gleichzeitiger. aerober Stabilisierung, entwässert mit Kalkzugabe	1,2 - 1,4	1,0 - 1,8	1,5 - 2,5	1,3 - 3

**Tabelle 2:** Spezifische Stickstoff- und Phosphorfrachten in Klärschlamm aus Anlagen mit P-Entfernung in Abhängigkeit von der Schlammbehandlung

Bei kleineren Anlagen ist die aerobe simultane Schlammstabilisierung zumeist das Verfahren der Wahl. Hier ist jedoch zu beachten, daß eine höhere Stickstoffrückführung mit einem geringeren Stabilisierungsgrad des Schlammes erkauft wird, wodurch es zu Geruchsproblemen kommen kann. Eine Ausrüstung des Speicherbehälters mit einer Belüftungseinrichtung zur Nachstabilisierung in kritischen Zeiten (z.B. längere Stapelzeiten im Sommer) ist daher zu empfehlen. Bei flexiblem Betrieb kann so auch die Stickstoffrückführung in die Landwirtschaft erhöht werden. Grundsätzlich ist dieses Konzept jedoch auch für größere Anlagen denkbar.

Eine Naßschlammausbringung wird eher bei kleineren Anlagen praktikabel sein als bei größeren Anlagen, da hier die Transportentfernungen geringer gehalten werden können. Dies gilt jedoch nur dann, wenn Flächen für eine Ausbringung in der näheren Umgebung der Kläranlage vorhanden sind. Unter dem Gesichtspunkt der Stickstoffrückführung können dezentrale Konzepte daher, wenn die regionalen Voraussetzungen gegeben sind, gewisse Vorteile bringen, wenn eine Naßschlammausbringung realisiert werden kann.

Hinsichtlich der Phosphorrückführung ist ein Abwasserentsorgungskonzept mit kleinen dezentralen Anlagen (< 1000 EGW) als nachteilig anzusehen, da eine gezielte Phosphorentfernung und somit ein weitgehender Rückhalt des Phosphors im Klärschlamm bei diesen Anlagen gesetzlich nicht vorgeschrieben ist.

## **2.2 Geeignete Flächen und Nährstoffbedarf**

Gesamthaft gesehen sind der Anteil der Flächen, die für eine landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm benötigt werden, und der Beitrag, den der Klärschlamm zur Nährstoffversorgung der Landwirtschaft leisten kann, gering. Aus den derzeit aufgebrauchten Klärschlammengen kann abgeschätzt werden, daß der Beitrag der landwirtschaftlichen Schlammverwertung in Vergleich zum Handelsdünger beim Stickstoff rund 1 % ausmacht, bzw. beim Phosphor rund 3 %, unter der Voraussetzung flächendeckender Phosphorfällung. Nichtsdestotrotz können regional auch im ländlichen Raum geeignete Flächen und Nährstoffbedarf zum limitierenden Faktor für eine Klärschlammverwertung werden. Die Flächen können gebietsweise vor allem dann knapp werden, wenn eine landwirtschaftliche Verwertung an eine Bodeneignung gebunden wird, oder eine Aufbringung auf Grünland nicht gestattet ist. Darüber hinaus können,

zumindest solange dieses Programm läuft, auch die Förderungsbedingungen des ÖPUL-Programmes (österreichisches Programm zur Förderung einer umweltgerechten, extensiven und den natürlichen Lebensraum schützenden Landwirtschaft) regional zu einer drastischen Reduktion der für eine Klärschlammverwertung zur Verfügung stehenden Fläche führen. Der Nährstoffbedarf wird dann limitierend sein, wenn der Nährstoffbedarf in einer Region mit intensiver Viehzucht bereits durch den Wirtschaftsdünger gedeckt wird.

Eine Nutzung möglichst vieler Flächen für eine Verwertung von Klärschlamm ist einer jährlichen Beschlämmung der selben Fläche vorzuziehen, da dadurch eine Annäherung an das Ziel, wonach die Einträge an potentiellen Schadstoffen über Klärschlamm die Austräge aus den Böden nicht übersteigen sollen, erreicht werden kann. So wird der Siedlungswasserwirtschaft häufig vorgeworfen, durch Zentralisierung der Abwasserreinigung eine Konzentration der Schlammverwertung auf wenige Flächen zu bewirken.

Zweifellos erleichtert der räumlich verteilte Klärschlammfall eines dezentralen Konzeptes zur Abwasserreinigung den Zugang zu mehr Flächen durch Verringerung der erforderlichen Transportentfernungen. Jedoch kann es durch die Kosten für Bodenuntersuchungen und eine Einschränkung der geeigneten Flächen durch die Bodeneignung auch im Falle eines dezentralen Konzeptes zu einer Konzentration der Verwertung auf wenigen Flächen kommen. Zudem ist in jedem Einzelfall zu beachten, ob im Umfeld dezentraler Anlagen geeignete Flächen vorhanden sind und ein Nährstoffbedarf gegeben ist. So kann sich regional auch die Situation ergeben, daß im Bereich möglicher dezentraler Einzelanlagen keine geeigneten Flächen vorhanden sind (z.B. Hügellagen mit sauren Böden, falls entsprechende Anforderungen im jeweiligen Bundesland definiert sind), während im Umfeld einer zentralen Anlage die Voraussetzungen von der Bodeneignung her wesentlich günstiger sind.

Der Vorteil eines räumlich verteilten Klärschlammfalles durch ein dezentrales Abwasserreinigungskonzept kann daher nur dann genutzt werden, wenn im Nahbereich der vorgesehenen Kläranlagenstandorte ausreichend Flächen zur Verfügung stehen und ein Nährstoffbedarf gegeben ist. Dies ist im Einzelfall zu prüfen.

## 2.3 Entsprechende Klärschlammbehandlung

Der Klärschlamm muß vor jeder landwirtschaftlichen Verwertung stabilisiert und eingedickt werden. Zudem ist eine Speicherung während der Zeit, in der keine Ausbringung erfolgen kann, erforderlich ( $> 6$  Monate). Die Ausbringung selbst kann naß mit dem Güllefaß oder nach Entwässerung, Kompostierung oder Trocknung mit Mist- und Kompoststreuer erfolgen. Darüber hinaus kann eine Hygienisierung/Entseuchung gefordert sein (siehe auch Abb. 1). Die Voraussetzungen für die Durchführung der einzelnen Behandlungsschritte können sich in Abhängigkeit von der Größe der Anlage verbessern oder verschlechtern.

Bei kleineren Kläranlagen kommen heute häufig mobile Entwässerungsmaschinen zum Einsatz. Dabei ist auf eine ausreichende Speicherung der bei der Entwässerung anfallenden Rückläufe zu achten, da eine unmittelbare Rückführung der im Schlammwasser enthaltenen Ammoniumfracht auch bei sehr schwach belasteten Anlagen zwangsläufig zu einer Überlastung der nitrifizierenden Biomasse und folglich zu erhöhten Ammoniumwerten im Ablauf führen würde (Nowak, 1993).

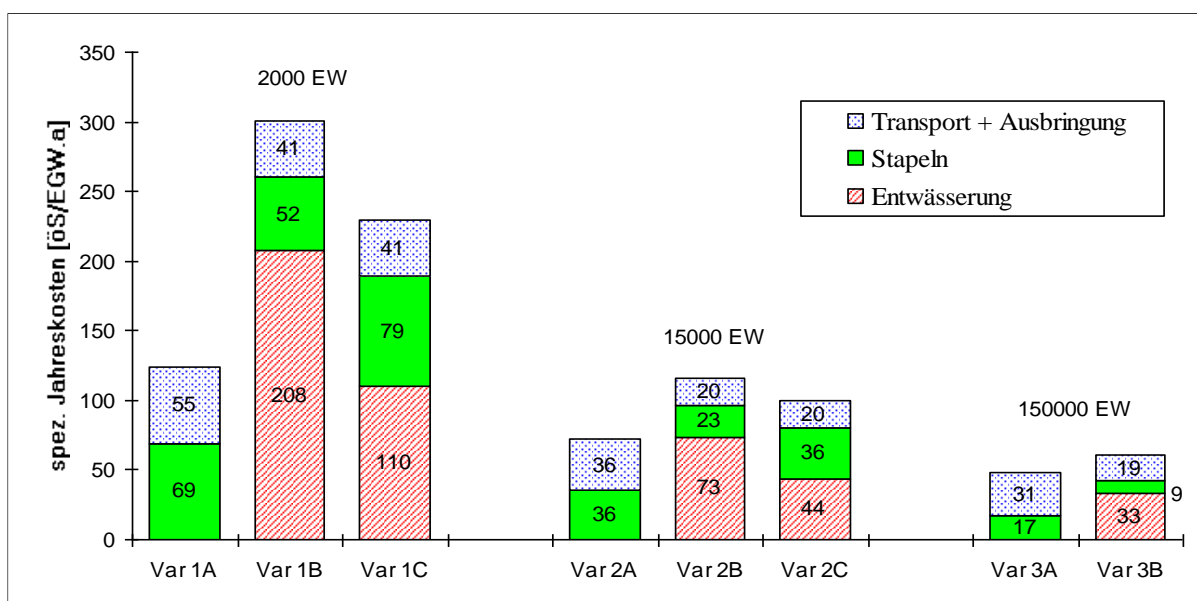
Im folgenden werden die spezifischen Jahreskosten (Investitionskosten, Reinvestitionskosten und laufende Kosten berechnet nach LAWA, 1993) dargestellt, die für Schlammspeicherung, Schlammmentwässerung und Transport einschließlich Aufbringung inklusive Boden- und Klärschlammuntersuchungen anhand von Fallbeispielen ermittelt wurden (Zeßner, 1995). Dabei werden die Kosten für eine Flüssigschlammverwertung und eine Verwertung von entwässertem Schlamm beispielhaft für drei verschiedene Kläranlagengrößen (2000, 15000 und 150000 EGW) verglichen. Die angegebenen Kosten stellen Vergleichswerte dar, die unter Annahme gleicher Rahmenbedingungen abgeschätzt wurden. Für den Einzelfall können die tatsächlichen Kosten auch deutlich von den hier angegebenen Werten abweichen.

### 2.3.1 Naßschlammverwertung

Abbildung 5 zeigt, daß sich vor allem bei der kleineren Anlage (2000 EGW) deutliche Kostenvorteile für eine Naßschlammausbringung gegenüber einer Verwertung nach maschineller Entwässerung ergeben. Die Kosten für eine Naßschlammverwertung sind deutlich von den nötigen Transportentfernungen



abhängig. Bei kleineren Anlagen sind die Voraussetzungen für geringe Transportentfernungen günstiger. So kann z.B. unter der Annahme, daß in einem landwirtschaftlich geprägten Gebiet für eine Verwertung 3 % der Fläche genutzt werden kann, bei einer Anlage mit 2000 EGW der gesamte Schlamm in einem Umkreis um die Kläranlage von ca. 1,5 km Entfernung verwertet werden, bei einer Kläranlage mit 15000 EGW würde unter den selben Annahmen ein Verwertungsradius von 4 km und bei einer Anlage mit 150.000 EGW von 12 km erforderlich werden.



- A Flüssigschlammverwertung
- B Verwertung nach stationärer Entwässerung
- C Verwertung nach mobiler Entwässerung

**Abbildung 5:** Kostenvergleich verschiedener Verwertungsmöglichkeiten

In Abbildung 6 sind die Verwertungskosten in Abhängigkeit der Transportentfernung für Anlagen mit 2000 EGW und 15000 EGW aufgetragen. Man sieht, daß die spezifischen Kosten pro Einwohnergleichwert und Jahr für die größere Anlage auch unter Annahme einer 3-fachen Transportentfernung günstiger sind als bei der kleineren Anlage.

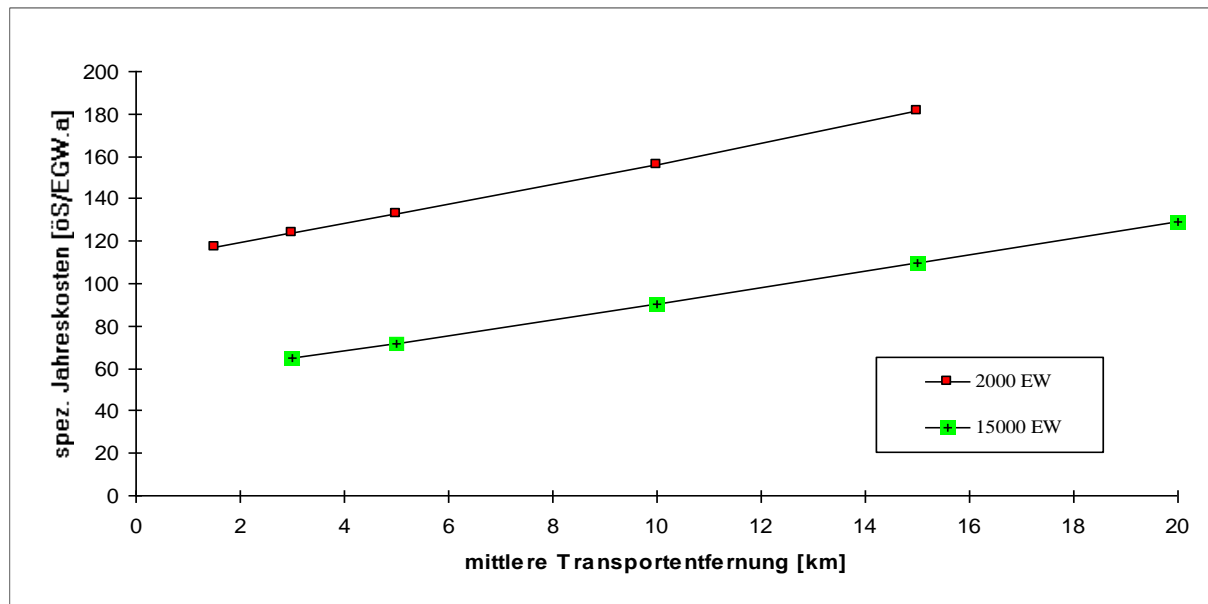


Abbildung 6: Einfluß der Transportentfernungen auf die Verwertungskosten bei Flüssigschlammverwertung

### 2.3.2 Entwässerung

Aus Abbildung 5 wird ersichtlich, daß bei der Anlage mit 2000 EGW die Kosten sehr stark ansteigen, sobald eine maschinelle Entwässerung durchgeführt wird. Dies gilt verstärkt bei stationärer Entwässerung, aber auch bei Entwässerung mit mobilen Anlagen. Die Wirtschaftlichkeitsgrenzen für stationäre Entwässerungseinrichtungen dürfte für Siebbandpressen und Kammerfilterpressen bei ungefähr 15000 EGW liegen. Für Zentrifugen werden neuerdings auch Geräte mit geringem Durchsatz für kleine Kläranlagen angeboten. Sollten sich diese Geräte bewähren, könnte die Wirtschaftlichkeitsgrenze für diese Anlagen gegenüber einer mobilen Entwässerung etwas gesenkt werden. Jedoch auch für mobilen Pressen (Durchsatz bis  $50 \text{ m}^3/\text{d}$ ) ist ein wirtschaftlicher Einsatzbereich mit einer Schlammmenge von etwa  $200 \text{ m}^3$  pro Anlage nach unten hin begrenzt (Amt der steiermärkischen Landesregierung, 1993 A).  $200 \text{ m}^3$  entsprechen in etwa dem Jahresanfall einer Kläranlage mit einer Belastung von 400 EGW. Eine maschinelle Entwässerung kommt daher für Kläranlagen dieser Größenordnung aus wirtschaftlichen Überlegungen kaum in Frage. Eine Alternative wäre die sogenannte natürliche Entwässerung in Trockenbeeten und Schlammteichen. Die Entwässerung ist jedoch bei diesem Verfahren vor allem bei aerob

stabilisierten Schlämmen oft nicht zufriedenstellend (Bayrisches Landesamt für Umweltschutz, 1993; Amt der Stmk. LRG., 1993 B). Eine Weiterentwicklung dieser Verfahren stellt die Entwässerung in mit Pflanzen bewachsenen Vererdungsbecken dar, die sich derzeit im Versuchsstadium befindet (Haluschan, 1994; Hahn, 1993; Amt der Stmk. LRG., 1993 B).

Eine entsprechende Entwässerung ist daher nach dem derzeitigen Stand der Technik in größeren Einheiten wesentlich gesicherter und wirtschaftlicher zu erreichen.

### 2.3.3 Kompostierung, Trocknung

Auch für die Kompostierung gilt, daß diese wirtschaftlicher in größeren Einheiten durchgeführt werden kann. Dies trifft vor allem dann zu, wenn das Ziel einer Kompostierung eine Hygienisierung ist und daher in Reaktoren durchgeführt werden muß, oder wenn bei Kompostierung in Mieten eine besondere Betriebskontrolle erforderlich ist. Vermehrt gilt für die Trocknung, daß sich diese nur in größeren Einheiten wirtschaftlich betreiben läßt (> 150000 EGW nach Bayrisches Landesamt für Umweltschutz, 1993). Darüber hinaus werden jedoch zunehmend auch mobile Trocknungseinrichtungen eingesetzt.

### 2.3.4 Hygienisierung/Entseuchung

Die Hygienisierung (Entseuchung) stellt zur Zeit bei kleinen Anlagen ein Problem dar. Eine Vorpasteurisierung mit angeschlossener Faulung ist bei diesen Anlagen nicht wirtschaftlich zu betreiben. Auch für eine aerob-thermophile Schlammstabilisierung, die als Nebeneffekt eine Hygienisierung des Schlammes mit sich bringt, wird als untere Grenze des Einsatzbereiches 8000 EGW angegeben (Kapp, 1992). Durch eine Kompostierung in Mieten kann eine Hygienisierung nur bei entsprechender Überwachung der Prozeßbedingungen erreicht werden (Strauch, 1989), die bei kleinen Anlagen problematisch erscheint. Darüber hinaus kann eine Hygienisierung bei Kalkzugabe zu entwässertem Schlamm (CaO) durch Verschiebung des pH-Wertes auf 12,5 und einer Temperaturerhöhung auf mindestens 55°C über 2 Stunden, oder durch Kalkzugabe zum Naßschlamm (Ca(OH)<sub>2</sub>) durch Verschiebung des pH-Wertes auf 12,5 und einer entsprechenden Einwirkzeit von mindestens 3 Monaten erreicht werden. Dies führt jedoch annähernd zu einer Verdoppelung des

Schlammanfalles und damit auch zu einer Verdoppelung der erforderlichen Speichervolumina, was vor allem bei einer Naßschlammverwertung stark ins Gewicht fällt. Regional kann bei hohem Karbonatgehalt im Boden die Kalkzugabe zum Schlamm auch unerwünscht sein.

## **2.4 Dokumentation der Klärschlammverwertung**

Der Aufwand für die Klärschlammanalysen wird in der Regel durch ein dezentrales Konzept mit einer Vielzahl von Anlagen steigen, auch wenn die Untersuchungshäufigkeit für kleinere Anlagen geringer ist. Die Auswirkung auf die Kosten ist bereits im Kostenvergleich in Abbildung 5 berücksichtigt.

Darüber hinaus ist zufolge der gesetzlichen Anforderungen eine umfassende Dokumentation der Klärschlammverwertung erforderlich. Der Verwaltungsaufwand nimmt durch die ÖPUL-Förderungen zu, da zusätzlich die Einschränkungen zufolge der Förderungsbedingungen in Evidenz gehalten werden müssen. Bei kleinen und sehr kleinen Anlagen besteht vermehrt die Gefahr, daß diese Dokumentation oftmals ungenügend erfolgt, da vielfach kein entsprechend qualifiziertes Personal zur Verfügung steht. Eine gemeinsame Betreuung mehrerer Anlagen ist daher auch aufgrund der besseren Voraussetzungen für eine qualifizierte Durchführung der Klärschlammverwertung anzustreben. Darüber hinaus wird aber auch vermehrt eine Klärschlammberatung durch landwirtschaftliche Fachleute erforderlich werden, welche sowohl über die Landesdienststellen als auch über private Büros erfolgen könnte.

## **2.5 Zusammenarbeit Kläranlagenbetreiber - Landwirtschaft und örtliche Akzeptanz**

Hier sind kaum allgemein gültige Aussagen möglich. Die Zusammenarbeit zwischen Kläranlagenbetreibern und Landwirtschaft hängt sicher in erster Linie von Engagement der Verantwortlichen vor Ort ab. Ist eine Vertrauensbasis gegeben, können die Voraussetzungen für eine Zusammenarbeit auf Gemeindeebene besser sein als zwischen verschiedenen Gemeinden. Zudem scheint zur Zeit die Akzeptanz in der Landwirtschaft im Falle von dezentralen Konzepten und kleinen Anlagen höher zu sein als im Falle einer Zentralisierung, wobei es jedoch sehr kurzfristig zu Änderungen kommen kann. Letztlich ist auch hier die Situation in der Gemeinde ausschlaggebend. Bei der

Erstellung eines Abwasserentsorgungskonzeptes sollte daher bereits zu einem frühen Zeitpunkt die Frage der Akzeptanz der Klärschlammverwertung in der Gemeinde zum Thema gemacht werden.

### **3 Voraussetzungen für eine Deponierung**

Eine entsprechende Entwässerung (ausreichender TS-Gehalt bzw. Flügelscherfestigkeit) ist in den meisten Fällen eine Mindestvoraussetzung für eine Deponierung. In Zukunft wird durch die neue Deponieverordnung vermehrt eine Inertisierung (Verbrennung) vor einer Deponierung erforderlich werden. Kompostierung oder Trocknung stellen Übergangslösungen dar, denen in Zukunft in Einzelfällen ebenfalls Bedeutung zukommen wird. Alle diese Behandlungsverfahren werden wirtschaftlicher in größeren Einheiten durchgeführt.

Ist in einer Region eine landwirtschaftliche Verwertung nicht möglich oder unerwünscht, so bietet in Hinblick auf die Klärschlamm Entsorgung ein dezentrales Konzept zur Abwasserreinigung keinesfalls Vorteile. Im Falle einer Deponierung nach entsprechender Vorbehandlung (Entwässerung, Kompostierung, Trocknung oder Verbrennung) ist aus der Sicht der Klärschlammbehandlung und -entsorgung in jedem Fall eine zentrale Lösung vorzuziehen. Letztlich ist dies jedoch eine Frage eines Gesamtkostenvergleichs von Lösungsvarianten, in den die Kosten für eine entsprechende Klärschlammbehandlung einzubeziehen sind.

### **4 Zusammenfassung**

Um einen bestimmten Klärschlamm Entsorgungs- oder -verwertungsweg beschreiten zu können, müssen eine Reihe von Voraussetzungen gegeben sein. Die Wahl des Abwasserreinigungskonzeptes kann die Erfüllung dieser Voraussetzung erleichtern oder erschweren. Die Frage nach zentraler oder dezentraler Abwasserreinigung ist die grundsätzlichsste Vorentscheidung bei der Wahl des Abwasserreinigungskonzeptes und kann bereits wesentlich die Voraussetzungen einer zukünftigen Klärschlamm Entsorgung beeinflussen. Andererseits kann die Vorgabe eines bestimmten Verwertungs- und Entsorgungsweges die Wahl eines dezentralen oder zentralen Abwasserentsorgungskonzeptes mitbestimmen.

Eine regionale Verwertung des Klärschlammes in der Landwirtschaft kann aus Kostengründen angestrebt werden. Daneben spricht aber auch das Verwertungsgebot des Abfallwirtschaftsgesetzes für eine Verwertung durch Rückführung in den Kreislauf.

In Tabelle 3 wurde versucht die Beeinflussung der einzelnen Voraussetzungen für eine landwirtschaftliche Klärschlammverwertung durch die Wahl eines dezentralen oder eines zentralen Abwasserreinigungskonzeptes zu bewerten. Diese Bewertung kann nur Tendenzen vorgeben, da eine endgültige Bewertung immer nur auf der Basis der regionalen Gegebenheiten erfolgen kann.

Voraussetzung	Dezentral	Zentral
entsprechende KS - Qualität		
Nährstoffe	(+) <sup>1</sup> /(-) <sup>2</sup>	(+) <sup>2</sup> /(-) <sup>3</sup>
potentielle Schadstoffe	(+)	(-)
Zugang zu geeigneten Flächen	+/-	(+)/-
Nährstoffbedarf auf den Flächen	+/-	(+)/-
entsprechende Behandlung		
Entwässerung	-	+
Kompostierung	-	+
Trocknung	-	+
Hygienisierung	-	+
Überwachung	-	+
Zusammenarbeit mit Landwirten und örtliche Akzeptanz	(+)	(-)

Legende: durch Wahl eines dezentralen oder zentralen Abwasserreinigungskonzeptes ist hinsichtlich der Erfüllung der Voraussetzung folgende Beeinflussung zu erwarten:

- + eine Begünstigung
- eine Verschlechterung
- (+) eine Begünstigung in Abhängigkeit von der regionalen Situation
- (-) eine Verschlechterung in Abhängigkeit von der regionalen Situation
- <sup>1)</sup> bei Naßschlammausbringung
- <sup>2)</sup> in Hinblick auf die P-Fällung
- <sup>3)</sup> bei Entwässerung

**Tabelle 3:** Tabellarische Zusammenstellung der Beeinflussung der Voraussetzung für die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung durch die Wahl eines dezentralen oder zentralen Abwasserreinigungskonzeptes

Wird die Beeinflussung der Voraussetzung für eine regionale Klärschlammverwertung als Kriterium für die Entscheidung der Wahl eines zentralen oder dezentralen Abwasserreinigungskonzeptes herangezogen, ist ausgehend von der regionalen Situation für jede der Voraussetzungen zu prüfen, welches Abwasserreinigungskonzept eine Begünstigung bringt. Grundsätzlich liegt ein dezentrales Abwasserreinigungskonzept dem Prinzip der Verteilung der Stoffe auf die Fläche, welches durch eine landwirtschaftliche Verwertung verfolgt wird, näher als ein zentrales Konzept. Dieser grundsätzliche Vorteil kann jedoch nur dann genutzt werden, wenn

- aufgrund bestehender Klärschlammzeugnisse oder genauer Kenntnisse der Einleiterstruktur mit einer geringeren Belastung des Klärschlammes der dezentralen Anlagen zu rechnen ist. Hier wird vielfach keine klare Aussage möglich sein, da oft die entsprechenden Informationen fehlen. Es ist jedoch bei kleineren Anlagen nicht grundsätzlich mit einer geringeren Belastung zu rechnen, vielmehr sind nur die Schwankungsbreiten der Belastung größer als bei größeren Anlagen. Der Vorteil eines dezentralen Abwasserreinigungskonzeptes liegt lediglich darin, daß "gute" und "schlechte" Schlämme getrennt von einander anfallen.
- ausreichend für eine Klärschlammaufbringung geeignete Flächen im Nahbereich der Kläranlagen vorhanden sind.
- ein Nährstoffbedarf auf diesen Flächen gegeben ist.
- der Aufwand für eine Schlammbehandlung gering gehalten und vorzugsweise eine Naßschlammaufbringung realisiert werden kann. Wird eine Entwässerung, Kompostierung, Trocknung oder Hygienisierung angestrebt, so werden vielfach wirtschaftliche Überlegungen für eine Zentralisierung sprechen.
- eine Zusammenarbeit mit der örtlichen Landwirtschaft und eine Akzeptanz für die Klärschlammverwertung in den jeweiligen Ortschaften/Gemeinden gegeben ist und somit die vorhandenen Flächen auch tatsächlich für eine Verwertung genutzt werden können.

Ist eine dieser Bedingungen nicht erfüllt, so ist in Hinblick auf eine regionale Klärschlammverwertung kein Vorteil für ein dezentrales Konzept zur Abwasserreinigung gegeben. In Einzelfällen können sogar zentrale Konzepte Vorteile für eine landwirtschaftliche Verwertung bringen.

In jedem Fall sollte der Betrieb von kleineren Anlagen zumindest im Rahmen eines Betreuungsverbandes, besser noch in größeren organisatorischen Einheiten (Abwasserverband), erfolgen. Dadurch kann einerseits eine fachgerechte Dokumentation der Klärschlammverwertung gewährleistet werden. Andererseits wird auf diesem Wege auch eine effektive Indirekteinleiterkontrolle möglich.

Falls eine regionale Verwertung von Klärschlamm nicht realisiert werden kann, ist aus dem Blickwinkel der Klärschlamm Entsorgung ein zentrales Konzept zur Abwasserreinigung in jedem Fall günstiger. Dabei können die erhöhten Anforderungen an eine Klärschlammbehandlung wesentlich wirtschaftlicher durchgeführt werden. Zudem ist ein räumlich getrennter Anfall des Schlammes keineswegs als Vorteil anzusehen. Letztlich wird die Entscheidung über ein regionales Abwasserreinigungskonzept immer durch die Kosten für eine Klärschlammbehandlung und -entsorgung mitbestimmt werden.

Wenn nun vielfach argumentiert wird, daß eine Zentralisierung der Abwasserreinigung die Voraussetzungen für eine landwirtschaftliche Klärschlammverwertung verschlechtern würde, so ist dem entgegenzuhalten, daß eine Verhinderung einer landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung die Voraussetzungen für dezentrale Konzepte zur Abwasserreinigung verschlechtert. Während das erste Argument nur unter bestimmten Rahmenbedingungen Gültigkeit hat, trifft das zweite Argument in jedem Fall zu.

## 5 Literatur

- Amt der steiermärkischen Landesregierung (1993 A) Regionales Klärschlammkonzept für die Bezirke Feldbach und Radkersburg. Wasserwirtschaft Land Steiermark, Graz
- Amt der steiermärkischen Landesregierung (1993 B) Flächendeckende Abwasserentsorgung. *Steiermark-Information 17*, Graz
- Bayrisches Landesamt für Umweltschutz (1993) Konzept für die Entsorgung der kommunalen Klärschlämme in Bayern.
- Brunner, Gajcy (1989) Veränderung und Beurteilung der Metallfracht im Klärschlamm, *Mitteilungen der EAWAG 28*
- Candinas T. (1991) Vortrag im Rahmen des EWPCA Sludge Disposal Workshop, Zürich, 12./13. Dezember 1991
- Hahn B. (1993) Umweltverträgliche Abwassermeidungs- und Entsorgungskonzepte im ländlichen Regionen. Schriften zur Regionalpolitik und Raumplanung 24, Bundeskanzleramt Abteilung IV/4, Wien



- Haluschan A. (1993) Regionale Klärschlammkonzepte am Beispiel der Bezirke Feldbach und Radkersburg. *Schriftenreihe zur Siedlungswasserwirtschaft, TU Graz, Band 6*, 59 - 78
- Ilic P. (1993) Indirekteinleiterüberwachung als Instrument zur Minimierung der Klärschlammbelastung. *Gewässerschutz · Wasser · Abwasser - GWA, RWTH Aachen, Band 135*, 361 - 371
- Mayr H.E.: Klärschlamm entsorgung in Oberösterreich. *Österreichische Wasserwirtschaft 40*, 246 - 255 (1988)
- Kapp H. (1992) Aerobe und anaerobe Klärschlammstabilisierung im Vergleich. ATV-Fortbildungskurs G/3, Fulda/Magdeburg
- LAWA (1993) Leitlinien zur Durchführung von Kostenvergleichsrechnungen. *Länderarbeitsgemeinschaft Wasser - München*
- Merkel, Matter, Hameln (1993) Pflanzennährstoff- und Schwermetallgehalte niedersächsischer Klärschlämme, *Korrespondenz Abwasser 40*, 1942 - 1945
- Nowak O. (1993) Der Einfluß der Klärschlammbehandlung und -entsorgung auf das Verfahrenskonzept der Kläranlage. *Wiener Mitteilungen - Band 110*
- Nowak O. (1995) Klärschlamm: Anfall und Zusammensetzung. *Wiener Mitteilungen - Band 126*, 130 - 176
- Nowak O., Grüttner H., Kroiß H. (1996) Quality of sewage sludge for agricultural use in regard to new ways of setting limit values for heavy metals in Denmark and Austria. Proc. of the 10th European Sewage and Refuse Symposium, München
- Stark W. *et al.* (1995) Wo liegen die Grenzen der Schadstoffentfrachtung im Klärschlamm. Materialienband zum niederösterreichischen Klärschlammkonzept
- Steinmüller und Lutz (eds.) (1995) Klärschlammverwertung nach Schadstoffvermeidung - Handlungsanweisungen für Niederösterreich. Amt der NÖ. LRG., Abteilung B/9 - Wasserwirtschaft
- Strauch D. (1989) Hygiene der landwirtschaftlichen Verwertung kommunaler Klärschlämme. *Wiener Mitteilungen - Band 82*
- Zeßner M. (1995) Auswirkungen der verschiedenen Formen der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung auf die Verfahrensweise von Kläranlagen einschließlich Kosten. Materialienband zum niederösterreichischen Klärschlammkonzept

Dipl.Ing. Matthias Zeßner

Dipl.Ing. Dr. Otto Nowak

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft  
Technische Universität Wien  
A-1040 WIEN, Karlsplatz 13/226

Tel.: 0222/58801 - 3146 bzw. 3143

Fax: 0222/504 21 57

E-Mail: mzeßner@iwag.tuwien.ac.at  
onowak@iwag.tuwien.ac.at

# **Methodik und Kritik der ökologischen und ökonomischen Bewertung von regionalen Lösungen zur Abwasserentsorgung am Beispiel des Lainsitztales**

H. Kroiß<sup>1</sup>, D. Gutknecht<sup>2</sup>, Ch. Schmid<sup>3</sup>, G. Blöschl<sup>2</sup>, R. Fenz<sup>1</sup>,  
J. Hinteregger<sup>4</sup>, H. Honsowitz<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft TU-Wien

<sup>2</sup> Institut für Hydraulik, Gewässerkunde und Wasserwirtschaft TU-Wien

<sup>3</sup> Institut für Konstruktiven Wasserbau TU-Wien

<sup>4</sup> OIKOS Umweltmanagement

## **1 Einleitung**

So wie in ganz Österreich, steht auch in Niederösterreich das Problem der Abwasserentsorgung im ländlichen Raum im Spannungsfeld zwischen ökologischen und ökonomischen Überlegungen. Das Land Niederösterreich ist zumindest im nördlichen und östlichen Bereich durch geringe Niederschlagshöhe, kleine Gewässer und teilweise sehr geringe Bevölkerungsdichte gekennzeichnet, so dass die Frage ob dezentrale oder zentrale Lösungskonzepte verfolgt werden sollen, eine große politische Bedeutung erlangt haben. Die Niederösterreichische Landesregierung hat auf diese Herausforderung durch eine Reihe vorbildhafter Initiativen reagiert, wie die Erarbeitung des Leitfadens für die Abwasserentsorgung im ländlichen Raum, die Inangriffnahme eines großen Forschungsprogramms zur landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung und die Vergabe von Studien zur Abwasserentsorgung in speziellen Regionen des Landes. Es wurde dabei überall darauf großen Wert gelegt, dass die Bearbeitungsteams frei von tagespolitischen Zwängen oder Lösungsvorgaben Grundlagen erarbeiten können die nach dem Stande des Wissens und im Wasserrechtsgesetz verankerten Wertmaßstäben richtiges Handeln anleiten können. Das Ziel dieser weit blickenden Initiativen war es, allen Betroffenen von den Bewohnern der betroffenen Gemeinde über die behördlichen und planenden Fachleute bis zu den Politikern eine

Möglichkeit zu einer offenen Diskussion auf objektivierten Grundlagen zu ermöglichen, damit nicht die Lösung von Einzelproblemen zufolge von Glaubensfragen scheitert, weil dort häufig kein Kompromiss möglich ist.

Das Ziel dieses Beitrages ist es nicht, die Lösungsvorschläge der Lainsitztalstudie, die im Auftrag der NÖ-Landesregierung im Jahre 1989 vom Ingenieurbüro Grand-Leisser erstellt wurde zu besprechen und die Vorschläge darzustellen, die dazu vom Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der TU-Wien ebenfalls im Auftrag der NÖ-Landesregierung erarbeitet wurden. Es geht im Weiteren darum, eine Methodik zur Diskussion zu stellen und kritisch zu hinterfragen, die im Rahmen des Auftrages der NÖ-Landesregierung an die TU-Wien erstmalig an einem konkreten Beispiel angewendet wurde. Die Abwasserentsorgung des Lainsitztales stellt also nur den Prüfstein dar, an dem die Brauchbarkeit aber auch die Probleme des methodischen Ansatzes abgeleitet werden konnten. Der Auftrag der NÖ-Landesregierung zur Prüfung der Lainsitztalstudie des Ingenieurbüros Grand-Leisser in ökologischer und ökonomischer Hinsicht war ein mutiger Schritt der Auftraggeber mit ungewissem Ausgang im Vertrauen auf die Lösungskompetenz und Unabhängigkeit der Wissenschaft. Für den Antragnehmer war das Risiko ebenfalls groß, insbesondere durch die sehr knappe Terminvorgabe. Jedenfalls ist das Bearbeitungsteam dem NÖ-Wasserwirtschaftsfonds sehr dankbar dafür, daß es mit dem Auftrag eine Entwicklung unterstützt hat, die zumindest für die Bearbeiter zu einer Verbesserung des Verständnisses der Zusammenhänge zwischen Mensch und Umwelt beigetragen hat. Ob die Verbesserung und Beschleunigung der Lösung der anstehenden Probleme der Abwasserentsorgung im Lainsitztal im erhofften Ausmaß auftritt, wird die Zukunft zeigen.

## **2 Grundlagen der Methodik**

### **2.1 Allgemeines**

Die Abwasserentsorgung über Kanalsysteme ist zur Lösung eines gravierenden Hygieneproblems, nämlich zur Seuchenbekämpfung in dicht bevölkerten Siedlungsgebieten entwickelt worden und war diesbezüglich sehr erfolgreich. Die dadurch verursachte starke Erhöhung der Gewässerbelastung machte es

dann erforderlich Abwasserreinigungsanlagen zu entwickeln um die Gewässerschutzprobleme zu lösen. Als Folge dieser Entwicklung traten dann wieder Rückwirkungen auf die Abwasserableitung bis hin zur Neugestaltung des Wassermanagements in den Siedlungsgebieten auf. Diese Entwicklung ist insgesamt noch im Gange und war bisher eindeutig dominiert von den Problemen in den geschlossenen städtischen Siedlungsgebieten. Die Lösung der Probleme wurde lange Zeit primär als eine reine Ingenieuraufgabe gesehen. Die Ingenieuraufgabe wurde dabei überwiegend als die Erfüllung klar umrissener Zielvorgaben mit minimalen Kosten verstanden. Bezüglich der Kosten wiederum standen ursprünglich für den Ingenieur vorrangig jene, die für den Auftraggeber entstehen, also für die Gemeinden, Städte oder Verbände im Vordergrund, d.h. die Finanzierungsbedingungen gingen in die Entscheidungsfindung direkt mit ein. Die Wechselwirkung zwischen Abwasserableitung, -reinigung und Gewässerschutz wurde über Emissionsgrenzwerte (Vorsorgeprinzip) und Immissionsgrenzwerte soweit formalisiert und eingeschränkt, dass für den planenden Ingenieur aber auch für die Bewilligungsbehörden keine Wertfragen zur Entscheidung anstanden. Damit blieb auch lange Zeit das politische Interesse an den Fragen der Abwasserentsorgung gering. Es soll nicht vergessen werden, dass parallel zur Entwicklung der Kanalnetze und der Kläranlagentechnik viele Gemeinden sich in Richtung zu vermehrt städtischen Strukturen entwickelten, weil der Anteil der landwirtschaftlichen Betriebe und damit auch der bäuerlichen Bevölkerung sich stark verminderte. Die Landwirtschaft konnte dem Rationalisierungsdruck nur begrenzt widerstehen und verlor mehr und mehr die bäuerlichen, auf langfristige Sicherung der Nahrungsmittelproduktion ausgerichtete und über Generationen hinweg auf weitgehende Kreislaufwirtschaft beruhenden, Wirtschafts- und Kulturformen.

Seit den frühen 70er Jahren hat sich eine politische Ökologiebewegung entwickelt, die der „natürlichen“ Umwelt unabhängig von ihrem „Wert“ für einen Nutzer, einen Eigenwert zuordnete und der Entfaltungsmöglichkeit der Natur die gleichen Chancen erkämpfen wollte, wie sie der Mensch für seine Zwecke beansprucht. Diese Bewegung war in ihrer radikalen Form absolut gegen den technisch naturwissenschaftlichen Ansatz eingestellt und hat den Schutz von bestehenden „Naturräumen“ (Hainburg) auch gegen das Prinzip der Rechtsstaatlichkeit mit Erfolg durchzusetzen versucht. Dies ist eine typische dialektische Gegenbewegung zu einer Wirtschaftsform, die die Natur und Umwelt vorwiegend nur als Mittel zur Entfaltung des menschlichen Dinges

nach Sicherheit und Wohlstand empfindet und zusätzlich auf kurzfristigen Gewinn ausgerichtet ist. Diesem Wertesystem wird eine stark von utopischen Ideen durchsetzte Bewertung der Natur entgegengesetzt, die den Menschen als den Störfaktor in einer „guten“ Natur sieht. In der Folge hat sich der typische historische Folgeprozess der Auseinandersetzung von gegenläufigen Zielvorstellungen entwickelt und ist damit zu einem politischen Anliegen geworden. Dem nach Zentralisierung strebenden Rationalismus von Naturwissenschaft und Technik wird ein Gegenkonzept entgegengestellt, das dem Lokalen, Besonderen und Einmaligen wieder zu seinem Recht verhelfen soll und die Lösung der Probleme wieder dorthin verschiebt, wo sie im lokalen und historischen Zusammenhang wieder „richtig“ gelöst werden können. Der Kompetenz durch „gesichertes“ Wissen (Wissenschaft) wird die Kompetenz des Bürgers, wegen seiner Betroffenheit bei der Lösung seiner Probleme, entgegengestellt.

In einer solchen Situation kann eine Konsens-Lösung von Problemen nur dadurch erreicht werden, dass man beiden Konzepten die Berechtigung als Gegensatzpaar zuerkennt und sich gemeinsam darum bemüht, eine neue Synthese zu finden. Dazu ist es notwendig alle Aussagen, die Werturteile beinhalten, von jenen zu trennen, die objektive bzw. überprüfbare Urteile enthalten. Letztere muss man einer Prüfung mit wissenschaftlichem Anspruch unterziehen um die richtigen von den falschen unterscheiden zu können. Bei den Werturteilen geht es darum, sie auf jene Überzeugungen vom Wesen des Menschen und der Umwelt zurückzuführen, die von den Vertretern der verschiedenen, Grundauffassungen vorausgesetzt werden und nicht abgeleitet werden können. In diesem Bereich kann geprüft werden, ob diese vertretenen „Grundauffassungen“ je nach Interessenslage der Betroffenen variieren und daher überwiegend opportunistisch sind, oder ob sie als durchgängige Basis für das Denken und Handeln in allen politischen Bereichen brauchbar sind und umgesetzt werden. Die Auseinandersetzung muss daher so geführt werden, dass von den Vertretern unterschiedlicher „Grundauffassungen“ jeweils durch rationale Argumentation dem Gegenüber die Begründung für sein „Verhalten“ geliefert wird. Voraussetzung für diesen Prozess der Entwicklung neuer Lösungsansätze aus dem Widerspruch ist es, die Gebote der Wahrhaftigkeit und des Respekts vor der Person und ihren Überzeugungen strikt zu beachten.

Die vom Ingenieurbüro Grand-Leisser im Auftrage der NÖ-Landesregierung (Abt. B3/C) erstellte Studie über die Abwasserentsorgung des Lainsitztales

basiert auf dem klassischen Lösungsansatz für eine gestellte Ingenieuraufgabe, wie sie vorher beschrieben wurde. Sie ist daher durch die zur Zeit der Erstellung maßgebende Gesetzeslage bzw. ihre Interpretation sowie die damals aktuellen Finanzierungsbedingungen geprägt.

## **2.2 Was kann von wissenschaftlicher Seite unter den beschriebenen Verhältnissen geleistet werden ?**

Wenn man als Universitätsinstitut angefragt wird, eine solche Studie in ökologischer und ökonomischer Hinsicht zu prüfen, so muss man dies als einen großen und schwierigen Auftrag sehen, insbesondere wenn dies unter extremem Zeitdruck erfolgen muss. Zugleich erhebt sich jedoch auch die Frage, welcher Beitrag zur Lösung der anstehenden Probleme, die weit über die reine Ingenieuraufgabe hinausgehen, von wissenschaftlicher Seite überhaupt zu erwarten ist.

Auch auf universitärer Ebene hat die Ökologiebewegung ihren Niederschlag in Forschung und Lehre gefunden. Es sind dabei zwei unterschiedliche Ansätze festzustellen:

- Etablierung einer neuen Disziplin, die die Umweltanalyse und -beschreibung zum Thema macht (Ökologie als Studienfach)
- Integration der ökologischen Gesichtspunkte in allen Disziplinen.

Beide Ansätze setzen eine intensive Zusammenarbeit über bestehende Fachdisziplinen hinaus voraus und haben auch eine Bewusstseinsänderung zum Ziele. Beiden gemeinsam ist auch das Problem, den Begriff „Ökologie“ bzw. „ökologisch“ definieren zu müssen.

In der Biologie ist die Ökologie als Teildisziplin seit langer Zeit etabliert, sie untersucht mit naturwissenschaftlichen Methoden die Zusammenhänge komplexer natürlicher Lebensgemeinschaften zu ergründen und zu beschreiben. Für die Gewässer hat diese Aufgabe die Limnologie übernommen, die sich auch intensiv mit der Wechselwirkung von Gewässergüte und anthropogener Beeinflussung beschäftigt, allerdings ist dort der Mensch als Störfaktor eines „natürlichen“ Zustandes vorausgesetzt. „Natürlich“ wird als vom Menschen nicht (messbar) beeinflusst definiert.

Es muß jedoch davon ausgegangen werden, dass die Begriffe „natürliche Beschaffenheit“ und ökologische „Funktionsfähigkeit“ der Gewässer im

Wasserrechtsgesetz als Zielvorgaben für ein Verhalten des Menschen in der Umwelt und mit der Natur aufgefasst werden müssen und dabei nicht unbedingt identisch sind mit den limnologischen Begriffen. Die Auswirkungen dieser 2 Positionen auf die Bewertung von technischen Maßnahmen wird noch darzustellen sein.

Wenn eine technische Lösung für die Abwasserentsorgung in einer Region in ökologischer Hinsicht überprüft werden soll, kommt man letztlich an Bewertungen nicht vorbei, weil sich Fragen der gegenseitigen Abwägung unterschiedlicher Eingriffe in die Umwelt ergeben, wie z.B. Kanallängen gegenüber der Anzahl und Größe der Kläranlagen. Wie sich aber ein Bewertungsansatz auf die Auswahl technischer Lösungsvarianten auswirkt, muss wiederum dargestellt werden um die Konsequenzen für die Betroffenen ersichtlich zu machen.

Als ein Teilbereich der ökologischen Betrachtungsweise im weitesten Sinne, also in Bezug auf das langfristige gedeihliche Zusammenleben der Menschen in einer intakten Umwelt, ist die monetäre Bewertung verschiedener technischer Lösungen anzusehen. Eine solche monetäre Bewertung wird häufig als ökonomische Bewertung gekennzeichnet, was eigentlich eine unzulässige Verkürzung des Begriffes „ökonomisch“ darstellt. Die monetäre Bewertung kann auf verschiedene Weise erfolgen, spiegelt immer auch ein historisch gewordenes Wertesystem wieder und erhält daher eine Reihe ökologischer und sozialer Kriterien. Hinter jedem zahlenmäßigen Kostenvergleich steht eine Fülle von Modellvorstellungen, die immer nur Teilaspekte der Realität berücksichtigen können. Die Kostenrechnung stellt also nur in einem bestimmten Wirtschaftssystem eine Vergleichsbasis dar und je nach Kostenrechnungsmodell ergeben sich unterschiedliche zahlenmäßige Ergebnisse. Also auch im Bereich der Kostenrechnung kommt man um Wertentscheidungen nicht herum.

Als Wissenschaftler steht man also vor einem Dilemma. Beschränkt man die Prüfung einer technischen Lösung auf jene Kriterien, die unabhängig von der Zeit, den örtlichen Besonderheiten des Bearbeitungsgebietes und den Bearbeitern sind, kann es sehr leicht zu einer Erhöhung der Unsicherheit kommen, weil

- die Begrenztheit des Wissens über die Zusammenhänge
- die Vielfalt der Möglichkeiten der Bewertung
- die Begrenztheit der Bearbeitbarkeit aller lokalen Besonderheiten (Zeit, Mittel)

offen gelegt wird, die Bewertung und damit Entscheidung für eine Lösung aber ausgespart bleibt. Wenn man sich aber in die Bewertungsproblematik hineinbegibt und danach Entscheidungen trifft, ist die wissenschaftliche Analyse nur mehr ein Hilfsmittel auf dem Wege zu einem Entwurf, der notwendigerweise subjektive, zeitbedingte Elemente enthält. Entscheidend für die Bearbeitung werden dann folgende Kriterien, wie

- fachliche Kompetenz in allen relevanten Disziplinen der ökologischen Analyse
- Unabhängigkeit (Freiheit von persönlichen Interessen an der Lösung)
- Integrationsfähigkeit, Kooperationsfähigkeit über die Grenzen der Fachdisziplinen hinweg

Daraus entwickelte sich die grundsätzliche Überlegung, daß ein Universitätsinstitut nur dann einen Beitrag zur Lösung der anstehenden Probleme leistet, wenn es neben der Analyse der regionalen Zusammenhänge zwischen den Bewohnern der Region der Abwasserentsorgung und dem Gewässerschutz auch Wertentscheidungen trifft und sie in ihrer Konsequenz hinsichtlich der technischen Lösung darstellt.

Bei der Übernahme des Auftrages wurde davon ausgegangen dass folgende Arbeitsschritte erforderlich werden:

- Zusammenstellung eines kompetenten Arbeitsteams
- Erhebung des Istzustandes
- Erarbeitung der maßgeblichen Vorgaben und Kriterien für die Beurteilung aller vorhandenen Unterlagen
- Entscheidung für einen Lösungsvorschlag, der den Vorgaben und Kriterien entspricht



### 3 Arbeitsweise

#### 3.1 Zusammenstellung des Bearbeiterteams

Auf Grund der sehr komplexen Fragestellung einerseits und der Kürze der zur Verfügung stehenden Bearbeitungszeit andererseits war es erforderlich, ein Team zusammenzustellen, das in der Lage ist, rasch zu konkreten Ergebnissen zu kommen. Dabei stellte sich zuerst die Frage, welche fachlichen Kompetenzen abgedeckt sein müssen, damit vor allem auch die ökologischen Probleme hinreichend bearbeitet werden. Ein wesentlicher Gesichtspunkt bei der Auswahl des Bearbeiterteams war weiters, Kompetenzen mit einer möglichst langjährigen Erfahrung in allen Fachbereichen zu versammeln. Wegen der Kürze des zur Verfügung stehenden Zeitraumes musste zudem danach getrachtet werden, als Basis für die Zusammenarbeit eine bereits vorhandene Vertrauensposition zu nutzen, damit rasch ein intensives Fachgespräch zustande kommt. Die zu prüfende Studie des Ingenieurbüros Grand-Leisser hatte hinsichtlich der ökologischen Fragestellungen keine ausreichende Datenbasis, so dass das Team auch in der Lage sein musste, Datengrundlagen zu erarbeiten, die weder den engen Zeit- noch den Kostenrahmen sprengen, und dennoch für gesicherte Aussagen ausreichend sein würden. Hier lag von Anfang an das größte Risiko, weil mit steigendem Detailwissen der Hunger nach gesicherten Daten zunimmt, da die Komplexität der lokalen Besonderheiten bei Entscheidungsproblemen immer offener wird. Der Mut zur Lücke bei der Datenerhebung musste daher ein ständiger Gefährte bleiben und stellt daher auch immer einen berechtigten Kritikpunkt bezüglich des Ergebnisses dar.

Das Bearbeiterteam setzte sich aus insgesamt 18 Personen zusammen, deren Beitrag zur Studie allerdings sehr unterschiedlich im Umfang war. Wesentlich entscheidender als die Zahl der Mitarbeiter ist die vertretende Fachkompetenz. Die folgenden Fachdisziplinen waren durch maßgebende Experten im Team zusammengefasst:

- Hydrologie und Wasserwirtschaft
- Landschaftswasserbau, Flussmorphologie
- Limnologie, Hydrobiologie

- Wasserrecht
- Agrarwissenschaft, Bodenkunde
- Bauingenieurwesen (Kanalbau, Kläranlagenplanung)
- Wassergütewirtschaft
- Chemie und Biologie des Wassers

Für die Bearbeitung war es selbstverständlich von ausschlaggebender Bedeutung das Wissen und die Erfahrung aller beteiligten Fachabteilungen der Niederösterreichischen Landesregierung, insbesondere der Abteilungen B3/C, B9 und B3/D mit Nutzen zu können. Die große Kooperationsbereitschaft von der Beamtenseite soll hier besonders hervorgehoben werden.

### **3.2 Arbeitsmethode**

Die Erarbeitung der gestellten Aufgabe erfolgte zeitlich und inhaltlich parallel zur Erstellung des „Leitfadens für die Abwasserentsorgung im ländlichen Raum“, der im Auftrage der NÖ-Landesregierung entstanden ist. Dies gilt insbesondere für die Abstimmung zwischen Biologen (Limnologen) und Ingenieuren bei den Fragen der Abwassereinleitung in den Vorfluter.

Prinzipiell kann eine Teamarbeit in zwei Richtungen optimiert werden. Entweder sie wird hinsichtlich der Aufgabentrennung und damit Maximierung der Nutzung der Fachkompetenz oder sie wird hinsichtlich der Synergie also des gemeinsamen Verständnisses optimiert. In diesem Falle wurde der Versuch unternommen, den zweiten Weg zu bevorzugen. Das heißt nicht, dass eine Aufgabentrennung deshalb nicht notwendig ist, es verschiebt sich nur die Bedeutung die man ihr beimisst. Diese Entscheidung war nur deshalb möglich, weil die menschliche Verständnisbereitschaft im Team sehr hoch war und keine Einzelinteressen im Vordergrund standen. Es entstand dabei die Überzeugung, dass diese Vorgangsweise auch dem Anspruch einer ökologischen Denkungsweise besonders gerecht wird.

Die Erstellung des Gutachtens kann in mehrere Teilschritte untergliedert werden, die sich methodisch unterscheiden. Sie entsprechen weder einer chronologischen Abfolge noch sind sie voneinander zu trennen.

- Sichtung des vorhandenen Materials (Grand-Leisser Studie, Planungsunterlagen)
- Beschaffung bzw. Erarbeitung der notwendigen Grundlagen für die Beurteilung der Region in Hinblick auf die natürlichen Gegebenheiten und die Einflüsse des Menschen (Bereisung des gesamten Gebietes durch das Bearbeitungsteam bzw. einzelne Bearbeiter)
- Erhebung der politischen und planerischen Aktivitäten bisher und für die Zukunft in den einzelnen Gemeinden (Besuch bei den Gemeinden durch das Bearbeitungsteam)
- Quantitative und qualitative Beschreibung der aktuellen Situation
- Erhebung des anthropogenen Einflusses auf die Gewässer zum aktuellen Zeitpunkt und Abschätzung der Veränderung durch die vorgeschlagenen Maßnahmen
- Untersuchung der Wirtschaftlichkeit (Kostenrechnung nach LAWA) mit der Möglichkeit, die Sensitivität der Kostenannahmen zu ermitteln
- Vergleich der Kostenrechnung mit einem quantitativen Bewertungssystem auf der Basis eines ökologischen „Kostenrechnungsansatzes“, der auf dem Grundsatz einer nachhaltigen Bewirtschaftung aller Ressourcen beruht ((Sustainable Process Index)
- Erarbeitung von Kriterien für die Bewertung ökologischer und wirtschaftlicher Gegebenheiten und der Auswirkungen geplanter Veränderungen
- Erarbeitung von technischen und organisatorischen Lösungsmöglichkeiten für die Abwasserentsorgung im Lainsitztal (Bearbeitungsgebiet) samt Kostenvergleichsrechnung
- Diskussion der verschiedenen Lösungsmöglichkeiten, hinsichtlich ihrer ökologischen Verträglichkeit und der verursachten Kosten zur Eingrenzung empfohlener Lösungen mit Prioritätensetzung
- Empfehlung eines Lösungsvorschlages, der den erzielten Konsens des Bearbeiterteams darstellt
- Diskussion der Varianten mit den betroffenen Gemeinden und Behörden
- Ausarbeitung einer Vorgangsweise zur Lösung des Abwasserproblems im Bearbeitungsgebiet (Lainsitztal) samt Begründung

Der ursprüngliche Plan, zuerst Beurteilungskriterien samt Wertehierarchien zu formulieren und festzuschreiben und anschließend mit diesem methodischen Rüstzeug an die Einzelprobleme heranzugehen, wurde als nicht zielführend erkannt. Es wurde daher auch keine starre Entscheidungsmatrix erstellt.

Die Auswahl der „besten“ Lösung aus einer Fülle verschiedener möglicher Varianten erfolgte zwar im Bewusstsein der diskutierten Kriterien nicht aber in ihrer systematischen Abarbeitung. Damit wurde verhindert, dass die komplexen Denkmöglichkeiten aller Bearbeiter frühzeitig durch ein Korsett von allgemeinen Regeln (Entscheidungsmatrix) behindert werden. Letztere sind zwar für die Beurteilung spezifischer Einzelsituationen hilfreich, müssen allerdings bei Betrachtung auf einer interaktiv höheren Ebene versagen, weil sie die bei dieser Betrachtungsweise auftretenden Interaktionen und Synergien der Einzelsysteme nicht berücksichtigen.

Für die Entscheidung, die nach gründlicher Diskussion im Team von allen Bearbeitern mit getragen wurde, konnte im Anschluss die rationale Begründung ohne Mühe formuliert werden. Es soll daher darauf hingewiesen werden, dass die vorgeschlagenen Lösungsvarianten auf dem Einsatz der gesamten Entscheidungskompetenz des Bearbeiterteams aufbaut und nicht nur auf der angegebenen Begründung, die jedoch die wesentlichen Kriterien enthält.

Die vorgeschlagenen Lösungen sind zu einem großen Teil eindeutige Empfehlungen. Dort wo die Entscheidung offen gehalten wurde, sind die Beweggründe angegeben und es sollen die regionalpolitischen Komponenten als Kriterien zum Tragen kommen.

Die Probleme der Ortskanalisation wurden nur soweit berücksichtigt, als sie einen integrierenden Bestandteil von Verbandslösungen darstellen.

### 3.3 Erhebung des Istzustandes

Die Erhebung des Istzustandes gliedert sich in folgende Teilabschnitte:

- Geographie
- Wasserhaushalt
- Gewässergüte (Ökologische Situation der Gewässer, Grundwasserqualität, Fischteiche)
- Abwasserentsorgung
- Landwirtschaft (Landwirtschaftliche Struktur, Möglichkeiten der Verwertung von Klärschlamm)
- Naturräumliche Besonderheiten, „sensible“ Gebiete

Zum Zwecke der Erhebung des Istzustandes hat das Team als Ganzes zwei Exkursionen durchgeführt, die jeweils mit einer intensiven Diskussion des Ergebnisses der Erhebungen vor Ort verbunden war. Einzelne Bearbeiter bzw. Bearbeitergruppen haben darüber hinaus den Kontakt mit den betroffenen Gemeinden hergestellt um die politische Willensbildung und die Pläne für die Zukunft in den Gemeinden zu ermitteln.

### 3.4 Begriffsbestimmungen

Nachdem der Auftrag die **wirtschaftliche** und **ökologische** Beurteilung der Abwasserentsorgung betrifft, ist es notwendig, sich mit den beiden Begriffen auseinanderzusetzen. Sie werden in vielfältiger Bedeutung in Literatur, Medien und Umgangssprache verwendet, so dass zumindest klar gestellt werden muss, welche Bedeutung den Überlegungen in diesem Gutachten zugrunde gelegt wurde. Die Begriffe Ökonomie und Ökologie haben den gleichen Wortstamm und ursprünglich auch eine ganz ähnliche Bedeutung, nämlich die Wissenschaft vom Haushalten. Ein Gegensatz wurde erst herausgearbeitet, als die Ökonomie sich überwiegend auf die Gesetzmäßigkeiten des Wirtschaftens in der menschlichen Gesellschaft, und die Ökologie auf die Gesetzmäßigkeiten der „natürlichen“ Lebensgemeinschaften in der Umwelt einzuschränken begann. Die Folge war, dass die Erkenntnis verloren ging, dass Mensch und Natur untereinander in Wechselwirkung stehen um ihre Fähigkeiten zur Entfaltung zu bringen. Die Trennung von Mensch und Natur hat zuerst zu einer Missachtung

der Entfaltungsnötigkeit der Natur geführt und schlägt heute oft in eine Missachtung der Entfaltungsnötigkeit des Menschen um. Beide Ansätze führen zu ökonomisch und ökologisch falschem Verhalten.

Ein wichtiger Faktor in der Ökonomie ist die Kostenrechnung und -zuordnung. Sie ist eine dauernde Begleiterin jeder richtigen Haushaltsführung auf öffentlicher wie auf privater Ebene. In dieser Studie wurde die „Wirtschaftlichkeit“, was die Kosten betrifft, ausschließlich an Hand einer Kostenrechnung im volkswirtschaftlichen Sinne berücksichtigt, weil sie zu vergleichbaren Kosten für die Ermittlung der kostengünstigsten Lösung für das gesamte Projektgebiet führt. **Die Kostenrechnung hatte daher nie das Ziel, Aufschluss über die tatsächliche Kostenbelastung der Gemeinden zu gewissen Zeitpunkten zu geben.** In dieser Hinsicht unterscheidet sich die Kostenrechnung und Beurteilung sehr stark von der Lainsitztal-Studie von Dipl. Ing. Grand und Dipl. Ing. Leisser. Aussagen über die tatsächliche Kostenbelastung für die einzelnen Gemeinden können erst im Rahmen der Teilprojektierung erfolgen und hängen sehr stark von politischen Entscheidungen ab, wie z.B.:

- Förderungspolitik des Bundes (ÖKK) und des Landes Niederösterreich
- Kostenaufteilungsschlüssel bei Verbands- (Genossenschafts-)lösungen für Bau und/oder Betrieb
- Zeitpunkt der Realisierung der erforderlichen Maßnahmen

Um den Begriff der Ökologie aus seiner Gegenposition zur Ökonomie und dem menschlichen Eingriff in die Umwelt herauszuführen und damit für die Beurteilung der Probleme des Gewässerschutzes durch technische Maßnahmen brauchbar zu machen, wird ihm hier eine Bedeutung zugeordnet, die eine Versöhnung von Mensch und Natur zum Ziele hat:

**Ökologie ist der Inbegriff des rational beschreibbaren Anteils an unserem Verständnis vom langfristig gedeihlichen Zusammenleben von Mensch und Natur.**

In dem Eigenschaftswort „ökologisch“ steckt auch ein planerischer, subjektiver Aspekt und nicht nur ein objektiver Sachbezug. Jedes lebendige System (Ökosystem) ist einer dauernden Veränderung unterworfen (Evolution). Es kann

daher das Verhindern oder Vermeiden von Veränderung nicht ohne weiteres als „ökologisch richtig“ akzeptiert werden. „Ökologisch“ kann keine Eigenschaft einer Sache sein, sondern nur eine des richtigen Verhaltens bei der Entscheidungsfindung. Es setzt z.B. voraus, dass bei der Befriedigung unserer Wünsche (z.B. Schutz der Gewässer) nicht nur das Erreichen dieses einen Zieles angestrebt wird, sondern auch alle voraussichtlich damit verbundenen Veränderungen in der Umwelt (Mensch + Natur) mit berücksichtigt werden.

Die „objektive“ Beschreibung der möglichen Auswirkungen ist ein wichtiges Werkzeug für die Beurteilung der Zusammenhänge. Die Entscheidung für eine bestimmte Maßnahme erfordert aber ihre Bewertung, die ihrerseits ein Wertesystem voraussetzt.

Für „ökologisch“ richtiges Handeln kann von folgender Maxime ausgegangen werden:

Die Entfaltung des Menschen und der Natur sind als gleichrangige Ziele für menschliches Handeln anzuerkennen, was nur über einen Ausgleich der Interessen erreicht werden kann. Ohne den Mut zu einem begrenzten Risiko wird man keine ökologisch vertretbaren Lösungen finden können.

Bei der Erstellung des Gutachtens wurde versucht, die „ökologische“ Beurteilung aller vorgeschlagenen Maßnahmen dadurch sicherzustellen, dass alle für die Problemlösung wesentlichen Aspekte des Ökosystems Lainsitztal durch die Sachkompetenz der Bearbeiter angemessen beurteilt werden sollten.

Die Suche nach einem Kompromiss zwischen Mensch und Umwelt ist eine nie endende Aufgabenstellung, die in jedem Einzelfall im Spannungsfeld zwischen Wissenschaft, Politik (Rechtsnormen) und Technik durch eine Entscheidung gelöst werden muss, und von allen Beteiligten gemeinsam getragen werden sollte.

### **3.5 Vorgaben und Kriterien**

Im Rahmen der Bearbeitung sind folgende Vorgaben und Kriterien berücksichtigt worden:

- Wasserrechtliche Vorgaben und Möglichkeiten
- Technische Möglichkeiten der Abwasserentsorgung
- Gewässerschutz (Gewässergüte, Gewässerbettzustand, Bedeutung des Abwassers im Wasserhaushalt)
- Beeinträchtigung sensibler Landschaftsbereiche (Gabrielental, Flussperlmuschel, ökologisch relevante Bachsysteme)
- Klärschlammverwertung und -entsorgung
- Quantifizierung der Nachhaltigkeit
- Kostenrechnung
- Regionalpolitische Faktoren (Entwicklungsmöglichkeiten für Gewerbe und Industrie)

Nach Abschluss der ersten Erhebungen und der Erarbeitung der Bewertungskriterien fand eine Präsentations- und Diskussionsveranstaltung im Bearbeitungsgebiet mit den politischen Vertretern der Gemeinden statt um für das Bearbeiterteam eine gewisse Vertrauensgrundlage zu schaffen und einen möglichst guten Austausch von Wissen und Erfahrung mit den betroffenen Gemeinden zu ermöglichen.

### **3.6 Lösungsvorschlag**

Das Bearbeiterteam hat sich entschlossen auf der Grundlage der Grand-Leisser-Studie und der eigenen Überlegungen und Erhebungen einen möglichst konkreten Vorschlag für die Lösung des Abwasserproblems im Lainsitztal zu erarbeiten, der den gesetzlichen und den vom Bearbeiterteam im Konsens ermittelten Kriterien entspricht. Dieser Lösungsvorschlag wurde dann mit den Beamten der NÖ-Landesregierung diskutiert und schließlich wiederum im Bearbeitungsgebiet vor den politischen Verantwortungsträgern präsentiert. Im Zuge der Begutachtung des ersten Entwurfes sind noch eine Reihe von Ergänzungen und Korrekturen erfolgt, ohne dass an den grundsätzlichen Entscheidungen des Bearbeitungsteams entscheidende Änderungen vorgenommen werden mussten.



## 4 Bearbeitung ökologischer Probleme

### 4.1 Hydrologie

Das Lainsitzgebiet entwässert als einziges Gebiet von Österreich zur Elbe und deckt sich ungefähr mit dem Bezirk Gmünd im NO Niederösterreichs. Das Einzugsgebiet der Lainsitz weist in Hinblick auf die hydrologischen Kenngrößen starke regionale Unterschiede auf. Der mittlere Jahresniederschlag beträgt etwa 900mm in den höheren Lagen im Südwesten des Gebietes und nimmt nach Osten auf etwa 600mm ab. Im Norden beträgt der mittlere Jahresniederschlag etwa 700mm. Diese Unterschiede sind besonders gravierend in den niederschlagsarmen Jahren. Auch im Jahresverlauf zeigt sich im Osten in den niederschlagsarmen Monaten (d.h. im Winter) verhältnismäßig weniger Niederschlag als im Südwesten. Weiters ist die Landnutzung regional unterschiedlich: Der Westen ist größtenteils bewaldet, während der Osten wesentlich stärker landwirtschaftlich genutzt wird. Dies ist bedeutsam für die Eigenschaften der Böden und die Bewegung des Wassers im Untergrund. Im Osten und Norden treten durchwegs Böden mit geringer Speicherkraft auf während im Westen, besonders in Waldgebieten, die Böden tiefgründiger sind und eine wesentlich höhere Speicherkraft besitzen.

Alle diese Faktoren sind wesentlich für den Wasserhaushalt und insbesondere für das Trockenwetterverhalten der Vorfluter. Bei der Bestimmung der Trockenwetterabflüsse wurde deshalb die räumliche Variabilität in besonderer Weise berücksichtigt.

Ausgangspunkt für die Abschätzung der Trockenwetterabflüsse bildeten die vier Pegel des Hydrographischen Dienstes Niederösterreich im Lainsitzgebiet. Eine Auswertung der Durchflüsse (1982-1991) in Hinblick auf die Abflüsse mit 95% Überschreitungswahrscheinlichkeit ( $Q_{95}$ ) bzw. Abflussspenden ( $q_{95}$ ) ergab größere Werte im Süden (Oberlainsitz:  $2,96 \text{ l/s/km}^2$ ) und kleinere Werte im Norden (Amaliendorf:  $0,87 \text{ l/s/km}^2$ ). Zusätzlich wurden im Sommer und Herbst 1994 Sondermessungen des Durchflusses an möglichen Einleitestellen durchgeführt. Schließlich wurden die Durchflüsse an den 4 Pegeln zu den Zeitpunkten der Sondermessungen mit den  $Q_{95}$  Durchflüssen für den entsprechenden Pegel verglichen und damit die  $Q_{95}$  für die möglichen Einleitestellen abgeschätzt:

$$Q_{95}^{(E)} = Q_{(t)}^{(E)} \cdot Q_{95}^{(P)} / Q_{(t)}^{(P)} \quad (1)$$

wobei (E) für mögliche Einleitestellen, (P) für einen der 4 Pegel und (t) für den Zeitpunkt der Sondermessung steht. Eine detailliertere Beschreibung der dabei verwendeten Methodik und deren hydrologische Grundlage findet sich bei Nachtnebel und Gutknecht (1996).

Die derart ermittelten Niederwasserspendsen sind in Abb. 1 eingetragen. Das Lainsitzgebiet läßt sich demnach in drei Bereiche mit sehr unterschiedlichen Niederwasserverhältnissen einteilen. Das obere Lainsitzgebiet (oberhalb Großpertholz) weist ziemlich hohe Abflußspenden auf ( $q_{95}$  über 3 l/s/km<sup>2</sup>). Der Nordteil (Braunaubach, Romaubach, z.T. Wultschaubach) weist mittlere Spenden auf (um 1 l/s/km<sup>2</sup>). Die Mitte bzw. der Ostteil des Gebietes (Buschenbach, Elexenbach) weist sehr kleine Spenden auf (kleiner als 0.25 l/s/km<sup>2</sup>). Diese großen räumlichen Unterschiede lassen sich durch die großen Unterschiede im Niederschlag, in der Landnutzung und in den Bodenverhältnissen plausibel erklären.

Für nicht alle Vorfluter lassen sich aussagekräftige Niederwasserspendsen angeben. Bei künstlicher Beeinflussung des Abflussregimes durch Teichbewirtschaftung ist die Verwendung des Niederwasserkennwertes  $Q_{95}$  nicht zielführend, da dieser das natürliche Abflussverhalten beschreibt und keine Abschätzung von zukünftigen Regelungsmaßnahmen erlaubt. Vielmehr tritt an dessen Stelle als Bemessungswert die Restwassermenge der entsprechenden Teichhaltung. Die Restwassermengen ergeben sich aus den vorhandenen und vorzuschreibenden Wasserrechten. Künstliche Beeinflussungen des Abflusses durch Teichbewirtschaftung sind vor allem im nördlichen Teil des Untersuchungsgebietes festzustellen. In Abb. 1 sind für solche Fälle die Zahlenwerte in Klammern gesetzt.

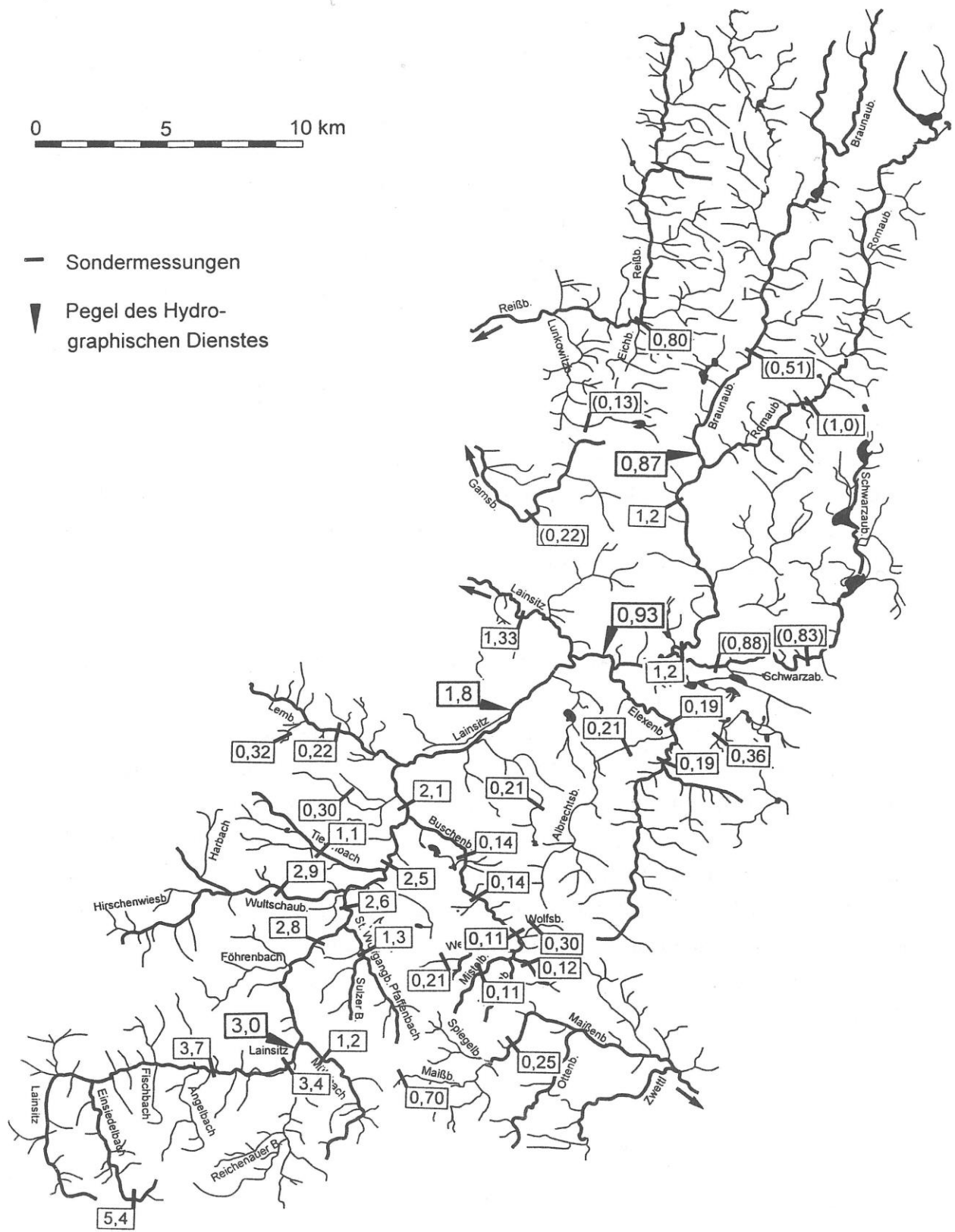
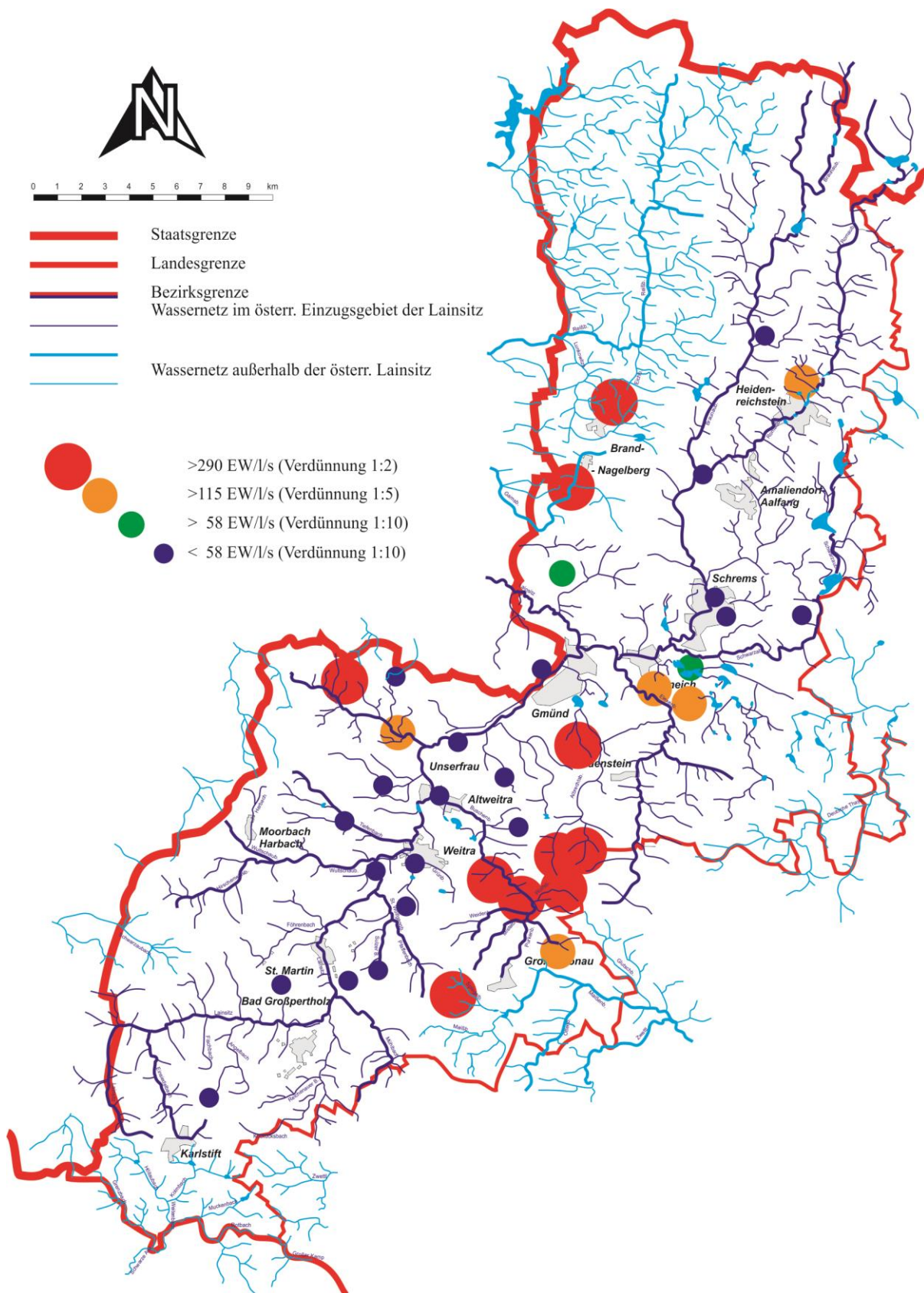


Abb. 1 Abflußpenden mit 95% Überschreitungswahrscheinlichkeit (q<sub>95</sub>) in l/s/km<sup>2</sup>.



**Abb. 2** Verdünnungsverhältnisse (Verhältnis zwischen lokalem Abwasseranfall und Niederwasserabfluß  $Q_{95}$  Einwohner je l/s bzw. als Mischungsverhältnis basierend auf 150l/d/EW Wasserverbrauch).

Da die Besiedelungsdichte im Lainsitzgebiet ebenso wie die Abflussspenden räumliche Unterschiede aufweist, stellt sich die Frage nach dem Verhältnis von Abwasseranfall zu Niederwasserabfluß  $Q_{95}$  in den verschiedenen Gebietsteilen. Dies ist in Form des „Verdünnungsverhältnisses“ in Abb. 2 dargestellt. Das Verdünnungsverhältnis ist das Verhältnis zwischen lokalem Abwasseranfall und Niederwasserabfluß  $Q_{95}$  des nächstgelegenen Vorfluters, angegeben in Einwohner je l/s bzw. als Mischungsverhältnis basierend auf 150 l/d/EW Wasserverbrauch. Abb. 2 gibt ein ähnliches Bild wie Abb.1. Zusätzlich fällt das ungünstige Verdünnungsverhältnis für den Gamsbach und den Lunkowitzbach im Norden des Gebietes auf.

Es sei darauf hingewiesen, dass eine derart differenzierte Betrachtungsweise ohne Sondermessungen keinesfalls möglich wäre, wegen der sehr großen Unterschiede in Hinblick auf mögliche ARA Standorte aber unbedingt notwendig erscheint. Die gegenständlichen Sondermessungen stellen einen günstigen Fall dar, da zum Zeitpunkt der Messkampagne (Herbst 1994) im Gebiet Trockenwetterverhältnisse herrschten, die ungefähr einem  $Q_{95}$  entsprachen.

Für den Wasserhaushalt und die Beurteilung möglicher Einleitestellen ist weiters der Austausch von Oberflächengewässern und Grundwasser von Bedeutung. Die nutzbaren Grundwasservorkommen treten vor allem in den Talniederungen der größeren Vorfluter auf. Es kann davon ausgegangen werden, dass für diese Grundwasservorkommen lokal ein gewisser Kontakt mit den Oberflächengewässern gegeben ist. Bei Einleitung von gereinigtem Abwasser in solche Vorfluter sind deshalb Schutz- und Schongebiete vorrangig zu berücksichtigen. Insgesamt sind jedoch im Lainsitzgebiet keine ausgesprochenen Sickerstrecken festzustellen. Den erhobenen Messungen zufolge ist durchwegs eine Zunahme des Durchflusses stromabwärts festzustellen, die diese Aussage stützt. Dies gilt auch für Gebiete mit geringen Niederwasserspenden wie etwa das des Buschenbaches.

## 4.2 Biologie / Ökologie

### 4.2.1 Beurteilungskriterien

#### *Gesetzliche Regelung; Gewässerschutz und Güteziele*

Die Vorgaben des Wasserrechtsgesetzes in Bezug auf den Gewässerschutz und die damit einhergehenden Nutzungsbeschränkungen von Gewässern bilden die *Beweisfragen zur gewässerökologischen Beurteilung von Nutzungsansprüchen*. Mit der Festlegung, daß *wesentliche* Beeinträchtigungen der ökologischen Funktionsfähigkeit gegen öffentliche Interessen verstoßen, und dass das Maß von Wassernutzungen auf *die Erhaltung eines ökologisch funktionsfähigen Gewässers* Bedacht nehmen muss, werden allgemeine legislative *Kriterien für die Beurteilung der Zulässigkeit von Einwirkungen auf das Gewässer* festgelegt.

#### *Der Begriff der ökologischen Funktionsfähigkeit*

Über die ökologische Funktionsfähigkeit eines Gewässersystems wird in der ÖNORM M 6232 (Richtlinien für die ökologische Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern) folgendes ausgesagt:

„Die ökologische Funktionsfähigkeit eines Gewässernetzes basiert darauf, daß die natürlich am und im Gewässersystem vorkommenden Tier- und Pflanzenarten autochthone Bestände ausbilden können. Die Erhaltung der ökologischen Funktionsfähigkeit bedeutet die langfristige autochthone Bestandssicherung. Eine Störung der ökologischen Funktionsfähigkeit zeigt sich in quantitativen und qualitativen Veränderungen der Biozöosen. Dies kann bis zum Ausfall autochthoner Arten oder zum Auftreten gänzlich neuer Arten führen. Derartige Änderungen auf Organismenebene hängen ursächlich mit Änderungen der Milieufaktoren zusammen.“

Daraus folgt, dass ein Gewässersystem dann voll funktionsfähig ist, wenn die Wechselwirkungen zwischen dem Lebensraum, den es darstellt, und den Besiedlern dieses Lebensraums den natürlich vorgegebenen Verhältnissen entsprechen. Eingriffe in diese natürlichen Verhältnisse bewirken Veränderungen der Wechselwirkungen und damit einhergehende Veränderungen der Lebensgemeinschaften.

Das naturbelassene Ökosystem ist dadurch gekennzeichnet, dass es selbstregulatorische Mechanismen besitzt, die einen ausgewogenen Energiefluss und die optimale Besetzung aller ökologischen Nischen bewirken und ein daran evolutiv adaptiertes Artenspektrum hervorbringen. Vorübergehende Störungen können durch Wiederbesiedlungsstrategien aus Rückzugsräumen (z.B. hyporheisches Interstitial, Ausstände bei Hochwasserereignissen) abgefedert werden, so dass der Ausgangszustand der Biozönose wiederhergestellt werden kann (*Resilienz*). Das System kann kleinere Eingriffe ohne Zusammenbruch der wesentlichen Systemeigenschaften ausgleichen und weist ein je nach Art des Eingriffs unterschiedliches Puffervermögen bis zum Auftreten dauerhafter Veränderungen auf (*Resistenz*). Es befindet sich über den zeitlichen und räumlichen Wechsel der Einflussfaktoren integriert in einem Fließgleichgewicht zwischen Eintrag, Nutzung und Export von Energie.

Im Gegensatz dazu ist ein typisches Merkmal von in ihrer ökologischen Funktionsfähigkeit wesentlich gestörten Gewässersystemen, daß für die Erhaltung von Teilbereichen ihrer Funktionalität ständige Manipulationen nötig sind (z.B. Fischbesatz, Gewässerpflege, Räumung, Tiefenwasseraustausch in Seen).

In einem Vorschlag für eine Richtlinie des Rates der EU über die ökologische Qualität von Gewässern vom 8.7.1994 (94/C 222/06) wird als Ziel die Erreichung/Erhaltung einer guten ökologischen Qualität für die Oberflächengewässer der Europäischen Gemeinschaft genannt. Die „*Gute ökologische Gewässerqualität*“ wird in Anhang II spezifiziert. Ihre Kriterien erfordern einen ausreichenden Sauerstoffgehalt, das Vorliegen von für die Wasserlebewesen unbedenklichen Schadstoffkonzentrationen, das Fehlen pathogener anthropogener Störungen und die Ähnlichkeit der Vielfalt der Lebensgemeinschaften mit jener von entsprechenden Gewässern mit insignifikanten anthropogenen Störungen. Es sind also Arten/Taxa mit ökologischen Schlüsselfunktionen vorhanden, die unter ungestörten Bedingungen in dem betreffenden Ökosystem auftreten. Damit orientieren sich die Bewertungskriterien der EU eng am Begriff der natürlichen, vom Menschen nur insignifikant beeinflussten Verhältnisse.

Im Fließgewässer können als Haupteinflussgrößen für die Ausprägung der Lebensgemeinschaften die

- hydrographischen Verhältnisse,
- die durch diese gebildeten ökomorphen Lebensraumstrukturen (Besiedlungs- Reproduktions- und Rückzugsräume)
- sowie der physiologisch verwertbare Energiefluss angesehen werden. Dieser resultiert aus Stoffhaushalt und Belastung und stellt über die Primärproduktion der Gewässerflora sowie über eingetragenes organisches Material die Nahrungsbasis für die heterotrophen Mitglieder der Lebensgemeinschaft zur Verfügung.

#### *Gewässergüte und ökologische Funktionsfähigkeit*

Die so genannte *biologische oder saprobielle Gewässergüte* stellt die Bewertung eines *Teilbereichs* der Einflussfaktoren dar, die ein Ökosystem prägen. Sie wird in einer mehrstufigen Bewertungsskala (vier Haupt- und 3 Zwischenstufen) angegeben und durch die Lebensgemeinschaft im Gewässer indiziert. Die Saprobie bezeichnet die Intensität des physiologischen Abbaus organischer Substanzen und ist somit im Grunde ein Hinweis auf den verwertbaren physiologischen Energiefluss im Gewässer. Dieser wird durch die Primärproduktion (Algen und Gefäßpflanzen) und durch den Eintrag von physiologisch verwertbarem organischem Material bestimmt. Durch Abwassereinleitungen kann der Energieimport drastisch erhöht werden, was die Ausbildung der Lebensgemeinschaften beeinflusst. Organische Partikel in den Abwässern können sedimentieren und die Verhältnisse im Kieslückenraum verändern; der Sauerstoffbedarf der gesteigerten Stoffwechselprozesse kann zu niedrigen Sauerstoffgehalten im Gewässer und im Sediment führen, bis hin zu anaeroben Verhältnissen und damit verbundenen Faulprozessen. Die ökologische Funktionsfähigkeit ist unter solchen Umständen schwer beeinträchtigt.

Im Zusammenhang mit diesem Begriff werden in den Vorläufigen Immissionsrichtlinien des BMfLuF 1987 Grenzwerte für verschiedene Größen definiert, die eingehalten werden sollen. Häufig wird die biologische Gewässergüteklasse II als Reinhaltungsziel angesehen (Entwurf zur Immissionsverordnung, <sup>Murverordnung</sup>, Verordnung über die Wassergüte der Donau und ihrer Zubringer).



Die Güteklasse II-III wird allgemein als die Schwelle der wesentlichen Beeinträchtigung der ökologischen Funktionsfähigkeit im Teilaspekt Gewässergüte angesehen, sie kann definitionsgemäß nur in solchen Gewässerabschnitten als nicht beeinträchtigt angesehen werden, wo sich auch unter natürlichen Bedingungen Güteklasse II-III einstellt.

Im Zusammenhang mit einer ökosystemaren Betrachtung ist auch das Reinhaltungsziel der Güteklasse II dann nicht mit einer bloß geringfügigen oder mäßigen Beeinträchtigung der ökologischen Funktionsfähigkeit kongruent, wenn es sich um Gewässerteile handelt, die von Natur aus oligosaprob sind (z. B. Gebirgsbäche, Oberläufe). Die Beeinflussung derartiger Gewässer durch Abwassereinleitungen stellt daher dann eine wesentliche Beeinträchtigung der ökologischen Funktionsfähigkeit dar, wenn das Gewässer durch sie auf eine beträchtliche Strecke in den Gütezustand II versetzt wird und es seine Funktion im System, etwa als Lebensraum für Reinwasserorganismen oder Laichstätte und Aufwuchsgewässer für Salmoniden einbüßt, das heißt keine autochthonen Bestände der natürlich vorkommenden Tier- und Pflanzenarten mehr erhalten werden können.

Gerade die für reine Gewässer typischen Lebensgemeinschaften setzen sich überwiegend aus Organismen zusammen, die als „stenök“ bezeichnet werden, weil sie nur einen verhältnismäßig engen Schwankungsbereich der Umweltbedingungen tolerieren können. Dagegen kommen in Güteklasse II schon viele Organismen vor, die „euryök“ sind, das heißt, eine wesentlich höhere Variabilität der Umweltfaktoren akzeptieren, als die Reinwasserorganismen. Aus diesem Grund wird auch die Grenze der Güteklassen I oder I-II zur Klasse II schon bei verhältnismäßig geringeren Belastungen überschritten, als die Grenze der Klasse II zur Klasse II-III. Die Lebensgemeinschaften reagieren also nicht linear auf die Steigerung der Belastung, was bei der Beurteilung der Auswirkungen von Abwassereinleitungen zu beachten ist. Die Biozönosen reiner Gewässer weisen im allgemeinen geringe Resistenz gegen abwasserbürtige Belastungen auf.

#### *Funktion im übergeordneten Gewässersystem*

Die Wertigkeit des Gewässers im Gesamtsystem ist in die Beurteilung einzubeziehen. Wenn etwa das Seitensystem das einzige strukturell intakte Nebengeäst des Hauptastes darstellt, werden Nutzungen als Vorflut für

Abwasser kritischer zu beurteilen sein, als wenn mehrere intakte Seitensysteme vorhanden sind, die einen z.B durch ein Anlagengebrechen verursachten zeitweiligen Ausfall der einen Verzweigung kompensieren können, wenn also auch noch andersweitig im System Lebensraum mit der entsprechenden Funktionalität verfügbar ist, so dass die Resilienz gewahrt bleibt.

### *Hydrologische Situation*

Neben der Struktur des Gewässers spielen seine hydrologischen Verhältnisse eine wesentliche Rolle für die Belastbarkeit. Einerseits muss eine ausreichende Verdünnung gewährleistet sein, um im Abwasser enthaltene Schadstoffe in einen unschädlichen Konzentrationsbereich zu bringen, andererseits sollen Turbulenz und Abflussverhältnisse die konzentrierte Sedimentation von Schwebstoffen hintanhaltend und für ausreichende Wiederbelüftungsraten sorgen. Das Kieslückensystem muss hinreichend durchströmt sein, um Verstopfungen zu verhindern, die Abflussdynamik ausreichen, um Bettumlagerungen bei Hochwässern zu erreichen.

Strukturell durch Regulierung und Stauhaltungen geschädigte Gewässer zeigen verminderte Selbstreinigungskraft und werden in ihrer Aufnahmekapazität für organische Substanz zusätzlich meist durch Belastung aus gesteigerter gewässerbürtiger Primärproduktion eingeschränkt.

### *Natürliche Selbstreinigung; Resistenz*

Nach dem Stand der Kläranlagentechnik sollte bei Vorliegen *günstiger struktureller* Voraussetzungen die Nutzung selbst abflussschwacher Gerinne als Vorfluter unter Vermeidung einer *wesentlichen* Beeinträchtigung der ökologische Funktionsfähigkeit möglich sein (vgl.: Abwasserreinigung im ländlichen Raum, Leitfaden für Niederösterreich).

Diese Annahme wird durch Erfahrungswerte von Vorflutuntersuchungen an solchen Gewässern gestützt, an denen zeitgemäße, schwach belastete biologische Kläranlagen ordnungsgemäß betrieben werden. Die Bedeutung günstiger struktureller Bedingungen geht auch aus jenen Untersuchungsbefunden im Lainsitzsystem hervor, bei denen trotz massiver Abwasserbeeinträchtigung kleiner Gewässer der Flussordnungszahl 1 nach

Abbaustrecken von rund 1 - 2 km Verbesserungen der Gewässergüte von Klasse III bzw. IV auf Klasse II festgestellt werden konnten.

Die Prognose gilt *nicht* für abflussschwache, strukturgeschädigte Gerinne, weil diese durch die strukturellen Eingriffe eine wesentliche Einbuße ihrer Selbstreinigungskapazität erfahren. Daher ist über längere Fließstrecken eine zusätzliche Beeinträchtigung der ökologischen Funktionsfähigkeit durch die Abwassereinleitung anzunehmen, weshalb sie als Vorfluter nicht geeignet erscheinen.

Es ist daher zu prüfen, ob in Oberläufen der Flussordnungszahlen 1 oder 2 eine durch die Einleitung gereinigter Abwässer bewirkte Güteklasse II innerhalb einer Abbaustrecke von etwa einem Kilometer in den Bereich der dort erforderlichen Güteklasse I-II gelangen kann, so dass eine *noch nicht wesentliche* Beeinträchtigung der ökologischen Funktionsfähigkeit vorliegen würde. Als weitere Voraussetzung gilt, dass die Beeinflussung eines Teilabschnitts des Oberlaufs nicht die Gesamtfunktionalität dieses Gewässerabschnitts für das System in Frage stellen darf, dass also entsprechende Lebensräume für Reinwasserorganismen bzw. für Entwicklungsstadien von Fischen verfügbar bleiben. Besonderes Augenmerk ist hierbei auch der eventuellen Gefährdung geschützter Arten zu schenken, wie etwa im Lainsitzsystem dem Restvorkommen der Flußperlmuschel.

#### *Zusammenfassung ökologisch relevanter Aspekte*

Für die Beurteilung und Bewertung von Gewässernutzungen sind im Zusammenhang mit den besprochenen Kriterien die im folgenden zusammengefaßten ökologisch relevanten Aspekte zu beachten (vgl. ÖNORM M 6232):

- Milieubestimmende physiographische Faktoren im Gewässereinzugsgebiet: Größe, Höhenlage, Relief, klimatische Verhältnisse, Abflussregime und quantitative Hydrographie, Geologie, Morphologie und strukturelle Beeinflussungen, Gewässer- und Umlandnutzung, physikalisch-chemische Beschaffenheit des Wassers.
- Faktoren der Lebensgemeinschaft: Beurteilung des Gewässersystems nach der Ausprägung der Besiedlung mit Organismen. Festlegung der für die Fragestellung zu untersuchenden Gruppen anhand ihrer

Indikationseigenschaften. Bewertung der ökologischen Funktionsfähigkeit gemäß der Indikation der im Gewässer und im gewässernahen Umland untersuchten Biozöosen.

- Folgerungen: Abweichung Ist-Zustand vom nach der Gewässerentwicklung anzunehmenden potentiellen Zustand; Definition eines Zielzustands (Vermeidung einer wesentlichen Beeinträchtigung der ökologischen Funktionsfähigkeit; Sanierung einer festgestellten wesentlichen Beeinträchtigung). Optimierungsvorschläge bei Prüfung verschiedener Varianten einer beabsichtigten Gewässernutzung zur Minimierung der Beeinflussung sowohl hinsichtlich betroffenen Gewässerabschnitten wie auch (im Fall der Beurteilung von Abwassereinleitungen) erforderlichen Reinigungsleistungen.

Das Anforderungsprofil erfordert bei komplexen Fragestellungen die Zusammenarbeit in interdisziplinären Gruppen, wie sie im Fall der Lainsitz-Studie realisiert wurde. Die Erfassung des ökologischen Teilbereichs gliedert sich in die Erhebung des ökomorphen Zustands, der existierenden Gewässer- und Umlandnutzungen, der biologischen Gewässergüte, des Trophiegrads und der strukturbedingten Beeinflussungen der Biozönose.

Als Instrumentarium für die Erhebung des ökologischen Ist-Zustands wurden Ortsbefunde, Untersuchungen der Besiedlung mit Makroinvertebraten, die Analyse der Aufwuchsdiatomeen, Erhebungen des Gewässerbettzustands (Struktur, Beschattung, Beeinflussungen des Abflussregimes) im gesamten System angewendet. Die hieraus gewonnenen Informationen bildeten zusammen mit den ökologisch relevanten Daten aus den anderen Fachbereichen die Grundlage für die Bewertung des Gewässersystems und die Beurteilung der Nutzbarkeit einzelner Abschnitte für Abwassereinleitungen.

Für einzelne Bereiche ergab sich aus der ökologischen Bewertung von Varianten, dass zwar grundsätzlich bei entsprechender Reinigungsleistung die Errichtung einer ARA machbar erscheint (z.B. Einhaltung von Immissionsrichtwerten), dass aber in der ökosystemaren Betrachtung die Freihaltung des Abschnitts von Abwassereinleitungen die empfehlenswertere Lösung wäre. Es gibt also in der ökologischen Beurteilung auch Abstufungen zwischen „zulässiger Einwirkung“ und „vorteilhafter Lösung“. Wenn nicht andere *gewichtige* Gründe (technisch, ökonomisch, politisch) für die Wahl der

„zulässigen“ Variante sprechen, sollte der ökologisch vorteilhafteren Lösung der Vorzug gegeben werden. Machbarkeit inkludiert nicht *zwangsläufig* Zweckmäßigkeit.

### *Einflüsse der Teichwirtschaft*

Die Beeinflussungen von Fließgewässern durch die Teichwirtschaft erfolgen durch:

- Wasserentnahme zur Teichbefüllung
- Nährstoffeintrag aus durchflossenen Teichen; Veränderungen der chemisch-physikalischen Verhältnisse (z.B. pH-Wert-Schwankungen); Veränderung des Nahrungsangebots (z.B. Austrag von Plankton - Nutzung durch Filtrierer im Fließgewässer)
- Schwall und Schlammaustrag bei Teichentleerung

Teiche können im Nebenschluss oder im Durchfluss betrieben werden. Sie werden für die Abfischung üblicherweise im Spätherbst entleert und nach dem Winter wieder befüllt (außer die so genannten „Winterteiche“ für Brut und Vorstreckfische). Düngung und Kalkung gehören zu den betriebswirtschaftlichen Maßnahmen, mit denen eine hohe Produktivität erzielt werden soll. Für die Mast erfolgen Zusatzfütterungen, überwiegend mit Getreide (Kainz 1984). Die Belastungen sind von der Form der Bewirtschaftung abhängig (Schlott-Idl et al. 1995), wobei die geringsten Nährstoffgehalte im Teich bei bedarfsgerechter Zusatzfütterung erzielt werden. Durchflossene Teiche werden zunehmend extensiv bewirtschaftet (Sportfischerei), weil sie für intensive Produktion weniger geeignet sind, als Himmelsteiche und ständig die chemisch-physikalischen Eigenschaften des Vorfluters beeinträchtigen (Horst 1989).

Bei vom Gewässer durchflossenen Teichen ergibt sich eine Änderung des ökologischen Gefüges durch die Produktivität des stehenden Gewässers. Bekannt sind Tag-Nacht-Gänge des Sauerstoffgehalts und des pH-Werts. Die Biomasseproduktion im Teich führt zu einer gesteigerten organischen Belastung des Ablaufs. Im Main wurde je mg Chlorophyll-a des Phytoplanktons eine Steigerung des BSB5 um insgesamt 47 mg O<sub>2</sub> gemessen (gegliedert in 13 mg O<sub>2</sub> für die Assimilate und 34 mg für die Schwebstoffe = Algenzellen). Der TOC stieg je mg Chlorophyll-a um 15 mg. Durch Phytoplankton kann also eine beträchtliche Sekundärbelastung des Gewässers hervorgerufen werden (Kopf, Pöhlmann &

Reimann 1988). Je nach Austrag kann die Sauerstoffzehrung erhöht werden (Kainz 1985). Die Fresstypenindikation kann sich in Richtung Filtrierer und Detritusfresser verschieben, wie Schweder (1992) nachwies. Die Beeinflussung des Unterlaufs hängt vom Wasserdurchsatz ab, unter Umständen sind Einflüsse auf das Temperaturregime des Gewässers möglich, besonders höhere Erwärmung im Sommer und damit verbunden Verringerung des Sauerstoffgehalts und der Wiederbelüftungsrate, sowie Steigerungen der Stoffwechselraten mit zusätzlicher Beanspruchung der Sauerstoffbilanz, eventuell auch Verkürzung der Perioden zur Erreichung bestimmter Wärmesummen, die regulatorische Funktion für Entwicklungsstadien vieler Organismen besitzen, in Summe also Veränderungen einer ganzen Reihe wesentlicher Umweltfaktoren, die zu einer zumindest graduellen Abweichung des Ökosystems von einem natürlichen oder naturnahen Zustand führen. Als positive Aspekte können Reduktionen der N- und P-Gehalte des Gewässers durch die Primärproduktion im Teich angeführt werden.

Die augenfälligste Beeinflussung des Ökosystems stellt sicherlich die Verschlammung des Fließgewässers bei der Abfischung dar. Diese wird im Waldviertel im Oktober durchgeführt (Schlott, mündl. Mitteilung). Über Abfischungen wurden von Butz & Donner 1991 Untersuchungsdaten publiziert, aus denen hervorgeht, dass dabei für etliche Stunden das MJNQ der jeweiligen Vorfluter vom abgelassenen Teichwasser um rund das 5- bis 10-fache übertroffen wird. Außerdem werden beträchtliche Frachten an Schwebstoffen ausgetragen. Keiner der Teichabläufe erfüllte die Mindestanforderungen der Allgemeinen Emissionsverordnung (AEV). Selbst nach 30´ Absetzzeit überschritten der Gehalt an Schwebstoffen und des CSB im Überstand noch die Grenzwerte der AEV um das 10- bzw. 2-fache. Je nach Aktivitäten während der Abfischung ergaben sich auch starke Konzentrationsschwankungen der Ablaufwerte. Die Höhe des Austrags ist vom Management der Abfischung abhängig (z.B. vor oder nach dem Mönch). Vor der eigentlichen Abfischung wird der Teichspiegel abgesenkt, was je nach Teichgröße einige Tage bis mehrere Wochen beanspruchen kann. Die Abfischung selbst geht je nach Fischmenge in einigen Stunden bis Tagen vonstatten.

### **4.3 Standortpräferenzen aus ökologischer Sicht**

Die Empfehlungen hinsichtlich bestimmter Standortvarianten ergeben sich aus der festgestellten Ist-Situation des Gewässersystems unter Berücksichtigung der

zu erwartenden Auswirkungen, der besonderen Sensibilität mancher Abschnitte und der aus den strukturellen Bedingungen ableitbaren Selbstreinigungskapazität.

Generell ergab die ökologische Beurteilung, dass eine Entlastung des ursprünglich für das gesamte Einzugsgebiet vorgesehenen zentralen Standorts unterhalb Gmünd durch die Etablierung dezentraler Standorte möglich ist.

Grundsätzlich ergab sich für die meisten der in Frage kommenden Standorte, dass aufgrund der ungünstigen Verdünnungsverhältnisse die Erreichung der jeweils definierten Zielzustände nur möglich ist, wenn die Anforderungen an die Reinigungsleistung der ARA strenger gesetzt werden, als in der Emissionsverordnung festgelegt.

Die ökologischen Bewertungen liefern wesentliche Beiträge zur Entscheidungsfindung und zum effizienten Mitteleinsatz, da letztlich das Ziel der Abwasserreinigung im bestmöglichen Schutz unserer Gewässer und der Erhaltung ihrer ökologischen Funktionsfähigkeit liegt.

## **5 Kostenrechnung**

### **5.1 Grundsätzliches zur Kostenvergleichsrechnung**

Zur Beurteilung von verschiedenen Alternativen eines Projektes sind Investitionsrechnungen durchzuführen, die sich in die Kostenvergleichsrechnung und in die Kosten-Nutzen-Untersuchung aufgliedern. Da bei den zu untersuchenden Varianten über einen oder mehrere Kläranlagenstandorte der Nutzen aller zu vergleichenden Varianten als in etwa gleich groß angesehen werden kann, wurde die Investitionsrechnung auf eine reine Kostenvergleichsrechnung beschränkt. Nicht monetär bewertbare Faktoren wurden in diesem Fall ergänzend beurteilt.

Bei der Kostenvergleichsrechnung können zwei wesentliche Möglichkeiten unterschieden werden:

- statische Verfahren: alle anfallenden Kosten eines Betrachtungszeitraumes werden ohne zeitliche Differenzierung zusammengefasst; eine Auf- oder Abzinsung der Beträge erfolgt nicht,

- dynamische Verfahren: die zu unterschiedlichen Zeitpunkten anfallenden Kosten werden auf einen Begrenzungspunkt bezogen; der zeitliche Anfall der Kosten wird durch Auf- und Abzinsung berücksichtigt. Am häufigsten wird dabei die Kapitalwert-Methode angewandt.

Für diese Arbeit wurde die Kapitalwert-Methode zur Kostenvergleichsrechnung angewendet. Bei Anwendung der Kapitalwertmethode ist jedoch zu berücksichtigen:

- Varianten mit Bauteilen unterschiedlicher Nutzungsdauer können nicht ohne weiteres miteinander verglichen werden,
- nicht monetär bewertbare Faktoren bleiben unberücksichtigt,
- Daten der Kostenvergleichsrechnung können nicht unmittelbar für die Finanzplanung oder die Gebühren und Beitragsberechnung herangezogen werden.

Die finanzmathematische Aufbereitung der Kosten ermöglicht einen Vergleich mehrerer Alternativen, auch wenn die Kosten zu unterschiedlichen Zeitpunkten und in unterschiedlicher Höhe anfallen.

In der Kostengegenüberstellung werden die aufbereiteten Kosten der einzelnen Varianten entweder als Jahreskosten oder als Projektskostenbarwerte miteinander verglichen.

In einer Empfindlichkeitsprüfung wird die Aussagekraft der Kostenvergleichsrechnung überprüft. Dabei werden die Eingangsdaten (spez. Kosten Kanal, Kläranlage etc.) variiert und die Stabilität der kostengünstigsten Lösung überprüft. Wegen der relativ großen Streubreite der Kostfunktionen wurde davon ausgegangen, dass ein Kostenunterschied dann als signifikant anzusehen ist, wenn er über etwa 10% liegt.

Eine wesentliche Voraussetzung für den Vergleich verschiedener Varianten ist ein gleicher Investitionszeitpunkt und eine gleiche Nutzungsdauer. Bei Alternativen mit gleichem Investitionszeitpunkt aber unterschiedlichen Nutzungsdauern der einzelnen Kostengrößen sind so genannte Re-investitionen zu berücksichtigen. Mit Hilfe dieser Re-investitionen ist es möglich, den scheinbaren Vorteil kurzlebiger Alternativen zu vermeiden. Der



Kalkulationszeitraum ergibt sich als kleinstes gemeinsames Vielfaches der Einzelnutzungsdauer. Da die Zahlungen der einzelnen Kostenreihen zu unterschiedlichen Zeitpunkten auftreten, müssen sie auf einen Bezugszeitpunkt bezogen werden. Vor dem Bezugszeitpunkt anfallende Zahlungen müssen aufgezinnt, die danach anfallenden Zahlungen müssen abgezinst werden. Als Zinssatz für die Wirtschaftlichkeit langfristiger wasserwirtschaftlicher Maßnahmen wird ein Zinssatz zwischen 2 % und 5 % empfohlen. Durch Summation der Barwerte aller Kostengrößen erhält man den Projektskostenbarwert.

Die Kostenvergleichsrechnung in dieser Studie wurde nach den „Leitlinien zur Durchführung von Kostenvergleichsrechnungen“ der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA - 1993) entsprechend den oben dargestellten Grundsätzen durchgeführt.

Im Prinzip werden die Bau- und Betriebskosten für Kläranlagen, Transportleitungen, Pumpwerke und Schlammensorgung verschiedener Varianten gegenübergestellt, wobei die Lebensdauer der Anlagen berücksichtigt wird. Eine solche, sehr einfache Form eines Bewertungsverfahrens darf nicht mit einer volkswirtschaftlichen Beurteilung der Varianten verwechselt werden. Eine solche wäre für ein so kleines Gebiet auch kaum durchführbar.

Weiters soll an dieser Stelle klargestellt werden, dass Förderungen in der Kostenvergleichsrechnung nicht berücksichtigt werden, weil es sich dabei um reine Transferleistungen handelt. Die Kostenvergleichsrechnung läuft im wesentlichen in folgenden Schritten ab:

- Kostenermittlung
- Finanzmathematische Aufbereitung der Kosten
- Empfindlichkeitsprüfungen

## **5.2 Kostenermittlung - Kostenannahmen**

Da in dieser Studie keine Detailplanung vorgenommen werden konnte, wurden die zu errichtenden Bauteile in Gruppen eingeteilt und für diese Gruppen Kostenfunktionen sowohl für die Bau- als auch für die Betriebskosten entwickelt.

Diese Gruppen sind:

- Kläranlagen
- Transportleitungen (getrennt nach Freispiegel- und Druckleitungen)
- Pumpwerke

Für die Ermittlung der Kostenfunktionen wurden folgende Hilfsmittel herangezogen:

- fertig abgerechnete Projekte
- Firmenausschreibungen
- vorhandene Kostenfunktionen (ZB.: der NÖ-Landesregierung, Abteilung B/3-C)
- Literaturangaben

Es versteht sich von selbst, daß unabhängig von der Kostenermittlung immer eine Schwankungsbreite der Kosten gegeben ist. Um diese Schwankungen zu berücksichtigen, wurden für jede Kostenart die angenommenen durchschnittlichen Kosten mit einer Bandbreite versehen. In der Kostenvergleichsrechnung finden sich daher neben den durchschnittlichen Kosten auch minimale und maximale Kosten. Damit soll die Sensitivität der Gesamtkosten auf die Änderung einzelner Kostengrößen, z.B. durch Kombination maximaler Kläranlagenkosten mit minimalen Kanalkosten usw. abgeschätzt werden.

## **6 Lehren aus der Bearbeitung**

Nach dem vorläufigen Abschluss der Prüfung der Lainsitztalstudie könne aus der Sicht des Verantwortlichen folgende Lehren gezogen werden:

Trotz aller Schwierigkeiten und Hürden und den vielen kritischen Momenten im Laufe der Bearbeitung des Auftrages war es für alle beteiligten Mitarbeiter eine interessante Herausforderung und hat wesentlich zu einem besseren Verständnis ökologischer Fragestellungen im Zusammenhang mit der Abwasserableitung beigetragen. Besonders hoch wurde der Gewinn in der interdisziplinären Zusammenarbeit aller Mitarbeiter und das menschliche Klima geschätzt, das

zufolge der komplexen und neuen Aufgabenstellung und dem enormen Zeitdruck auf eine harte Probe gestellt wurde.

Vor der Auftragserteilung bzw. Auftragsannahme sollte eine intensive Diskussion über die Ziele, die Inhalte und den Detaillierungsgrad des Ergebnisses geführt werden und schließlich gemeinsam ein Pflichtenheft erstellt werden. Dazu muss allerdings gesagt werden, dass vor der Bearbeitung bei weitem nicht die Erfahrung über das Verhältnis von Zeit- und Kostenaufwand und dem Detaillierungsgrad vorgelegen wären, wie sie nun vorliegt. Das Risiko hätte für Auftraggeber wie Auftragnehmer allerdings verringert oder zumindest besser abschätzbar gemacht werden können.

Der Zeitfaktor hat vor allem bei der Kontaktnahme mit der betroffenen Bevölkerung eine nicht unwichtige Rolle gespielt. Für eine ausführliche Diskussion mit den betroffenen Bürgern und Bürgerinitiativen war zu wenig Zeit. Dies kann allerdings auch ein Vorteil gewesen sein, weil die Entscheidung über ein Abwasserableitungssystem für einen ganz anderen Zeithorizont erfolgen muss als er tagespolitischen Strömungen zukommt. Es ist dabei immer sehr schwer zu entscheiden, was nur eine kurzfristig wirksame Modeerscheinung ist und was ein langfristiger Trend mit Bewusstseinsänderung ist.

Die Unvollständigkeit der Datengrundlage ist vor allem für den Wissenschaftler eine schwer zu ertragende Last, mit der man erst umgehen lernen muss. Es wäre auch mehr Zeit vonnöten gewesen um im Vorhinein sehr genau zu überlegen welche Information für welche Entscheidungen an welcher Stelle relevant sein wird. Hier war der Lerneffekt groß.

Der Mangel an gesichertem Wissen über die langfristige Auswirkung von Kläranlagenabläufen nach weitgehender Reinigung auf die Gewässergüte kleiner Vorfluter mit sehr niedrigen Verdünnungsverhältnissen ist nach wie vor groß und verlangt nach entsprechender Forschung in der Zukunft (Kreuzinger 1996).

Ein Konsens des Bearbeiterteams war nur möglich, weil die Diskussion immer an die Sachentscheidung gebunden, blieb und nie ins persönliche abgeglitten ist. Dies war nicht von Anfang an zu erwarten, zumal unterschiedliche Ansichten über die Vor- und Nachteile von zentralen und dezentralen Lösungen

bewusst verstärkt in die Diskussion eingebracht wurden, das ging hin bis zu bewussten Rollenspielen (*advocatus diaboli*) in der Entscheidungsfindung.

Die Arbeitsweise des Teams kann zwar als Vorbild dienen, ist aber an ein Team gebunden das dies auch kann. In vielen Fällen wird daher eine weit stärker formalisierte Organisation der Zusammenarbeit erforderlich sein. Für die Entwicklung einer ökologischen Denkungsweise kann die Arbeitsweise dagegen als allgemein brauchbar bezeichnet werden, weil sie alle Bearbeiter zwingt sich unter Überwindung des Fachjargons allen anderen verständlich zu machen. Diese Arbeitsweise setzt allerdings den Glauben an die Fähigkeit unseres Denkapparates voraus, die Umwelt in wesentlich komplexerer Weise zu verstehen als man darüber rationale Aussagen machen kann. Außerdem steckt das Einbekenntnis dahinter, dass die Realität nicht von unserer aktuellen Betrachtungsweise der Dinge zu trennen ist.

Das Ergebnis einer solchen Studie darf nicht als eine endgültige Lösung der Probleme der Abwasserableitung im Bearbeitungsgebiet angesehen werden. Alles Lebendige ändert sich ununterbrochen und jede Teilmaßnahme verändert auch den Ist-Zustand des Gesamtsystems. Daraus sollte aber nicht der Schluss gezogen werden, dass damit kein Interesse der Bearbeiter an der Umsetzung der Ergebnisse besteht. Der Lösungsvorschlag ist ein Versuch, die Umwelt zu gestalten und daher weit mehr als das Ergebnis einer wissenschaftlichen Analyse. Er sollte wegen der dahinter stehenden Sachkompetenz geachtet werden, was sich das Bearbeiterteam wünscht, nicht aber seine minutiöse Umsetzung in jedem Detail. Die Bearbeiter sind sich allerdings bewusst, dass auf dem Weg zur Umsetzung in die Praxis weit größere Probleme zu meistern sind als bei der Erstellung der Begutachtung der Lainsitztalstudie.

Kritik ist der eigentliche Motor des Fortschrittes im Denken wie im Handeln. Das Bearbeiterteam ist froh über jede kritische Stellungnahme oder Anregung. Die Arbeit bietet dazu reichliche Angriffspunkte, weil Wertfragen nicht ausgespart worden sind. Dem menschlichen Aspekt der Zusammenarbeit des Teams wurde eine ungewöhnlich hohe Priorität eingeräumt. Dies hat den Nachteil, dass die Nachvollziehbarkeit des Entscheidungsganges möglicherweise erschwert wird. Der Vorteil liegt darin, dass es zu keiner Einschränkung der Denkfähigkeit aller Bearbeiter durch rationale Formalisierung gekommen ist, die häufig nur scheinbar objektive Ergebnisse liefert.

Das Bearbeiterteam ist dankbar für die Beauftragung durch die NÖ-Landesregierung, die in den letzten Jahren mit großem finanziellem Aufwand der Forschung auf dem Gebiete der Siedlungswasserwirtschaft wesentliche Fortschritte ermöglicht hat.

## 7 Literatur

- Studie Abwasserentsorgung Lainsitztal - Begutachtung in technischer, wirtschaftlicher und ökologischer Hinsicht; Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der TU-Wien im Auftrag des NÖ Wasserwirtschaftsfonds der NÖ Landesregierung 1996
- Kreuzinger N., Franz. A. (1996) Wechselwirkungen Kläranlage - Gewässer, Wiener Mitteilungen Band 130, 339-374
- Moog, O. (Ed.), 1995: Fauna Aquatica Austriaca, Lieferung Mai/95. - Wasserwirtschaftskataster, BMfLuF, Wien
- Nachtnebel, H.-P. und Gutknecht, D. (1996) Wasserhaushalt und Abflußregime in kleinen Einzugsgebieten
- Schweder, H., 1992: Neue Indizes für die Bewertung des ökologischen Zustands von Fließgewässern, abgeleitet aus der Makroinvertebraten-Ernährungstypologie. In: Limnologie aktuell, Bd.3, Stuttgart New York

Prof. Dipl.Ing. Dr. H. Kroiß  
Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der TU - Wien

Karlsplatz 13/226  
1040 Wien

Tel: 58801 - 3147  
Fax: 504 21 57

# Das Wertesystem der Gewässerreinigung in Österreich

F. Oberleitner

## Inhalt:

1. Einleitung
2. Rechtslage vor 1990
3. Praxis vor 1990
4. Rechtslage seit 1990
5. Praxis seit 1990
6. Wertesystem und Praxis in der EU
7. Ausblick

## 1 Einleitung

Die Frage nach Wertesystemen in der Gesellschaft kann einerseits durch Analyse des in Betracht kommenden Normengefüges (Ethik, Moral, Recht), andererseits durch Beobachtung der Verhaltensweisen der Beteiligten beantwortet werden. Eine Zusammenschau wird allerdings in allen Bereichen eine erhebliche Divergenz zwischen theoretischem Anspruch und praktischem Handeln zeigen. Dies gilt auch für den Gewässerschutz.

Schon an der Notwendigkeit der Gewässerreinigung scheiden sich die Geister: die einen wollen - zumindest theoretisch der Umwelt jede vermeidbare Belastung ersparen, die anderen wollen die Umwelt als freies Gut für privaten Profit kostenlos nutzen (und daraus entstehende Schäden anderen überlassen).

Können die Gewässer aber wirklich (weiterhin) nach diesem ex-und-hopp-Prinzip genutzt werden ? Oder sind Gewässer prinzipiell vor allen Folgen menschlichen Handelns zu schützen ? Kann und soll die Benutzung der Wasserressourcen nachhaltig gestaltet werden ?

Das ex-und-hopp-Prinzip stößt zunehmend an natürliche Grenzen der Belastbarkeit der Gewässer. Absoluter Schutz um jeden Preis ist nicht möglich - und wohl auch nicht nötig. Das Prinzip der Nachhaltigkeit wurde aber auch nicht erst in Rio erfunden.

Daß der Gewässerreinigung besondere Bedeutung zukommt, wurde im Laufe der geschichtlichen Entwicklung immer deutlicher. Bestimmungen gegen Brunnenvergiften und das Einwerfen von Kadavern und Unrat in Gewässer, die Absicherung von Quellen sowie von bestimmten Nutzungen der Gewässer sind im Laufe der Jahrhunderte immer mehr in Erscheinung getreten und belegen den schon damals erkannten oder zumindest erahnten Zusammenhang zwischen Schutz und Nutzung der Gewässer.

In Österreich haben das Reichswassergesetz 1869 und darauf aufbauend die Landeswassergesetze - u.a. - die Ableitung von Abwässern in öffentliche Gewässer an die vorherige behördliche Bewilligung gebunden, um einen Ausgleich mit anderen Nutzungsansprüchen wie zb. Wasserentnahmen, Gemeingebrauch, Fischerei usw. zu ermöglichen. Diese Regelungen wurden mit dem Wasserrechtsgesetz 1934 vereinheitlicht. Nach dem 2. Weltkrieg wurden mit dem Wasserbautenförderungsgesetz ein zusätzliches Instrument zur Umsetzung von Reinhalterfordernissen geschaffen, mit der Wasserrechtsnovelle 1959 die Reinhaltungsbestimmungen verschärft sowie dem Gedanken der allgemeinen Sorgfaltspflicht durch eigene Bestimmungen Rechnung getragen. In der Folge wurden die Vorsorgebestimmungen immer mehr spezifiziert und mit der Novelle 1969 die Lagerung und Leitung wassergefährdender Stoffe explizit dem Regime des WRG unterstellt. Im Jahre 1985 folgten das BVG über den umfassenden Umweltschutz sowie die ausdrückliche Einfügung der ökologischen Funktionsfähigkeit der Gewässer als Schutzziel in das WRG. Die WRG-Nov 1990 hat den Gewässerschutz schließlich noch weiter verfeinert und vertieft.

## 2 Die Rechtslage vor 1990

Inhaltlich legt § 30 WRG als Handlungsmaxime fest, daß alle Gewässer einschließlich des Grundwassers im Rahmen des öffentlichen Interesses und nach Maßgabe der folgenden Bestimmungen des WRG so reinzuhalten sind, daß die Gesundheit von Mensch und Tier nicht gefährdet, Grund- und Quellwasser als Trinkwasser verwendet, Tagwässer zum Gemeingebrauch sowie zu gewerblichen Zwecken benutzt, Fischwässer erhalten, Beeinträchtigungen des Landschaftsbildes und sonstige fühlbare Schädigungen vermieden werden können. Unter Reinhaltung der Gewässer wird dabei die Erhaltung der natürlichen Beschaffenheit des Wassers in physikalischer, chemischer und biologischer Hinsicht (Wassergüte), unter Verunreinigung jede Beeinträchtigung dieser Beschaffenheit und jede Minderung des Selbstreinigungsvermögens verstanden.

Außerdem wird in § 31 eine allgemeine Sorgspflicht für die Reinhaltung normiert. Danach hat jedermann, dessen Anlagen, Maßnahmen oder Unterlassungen eine Einwirkung auf Gewässer herbeiführen können, mit der im Sinne des § 1297, zutreffendenfalls mit der im Sinne des § 1299 des allgemeinen bürgerlichen Gesetzbuches gebotenen Sorgfalt seine Anlagen so herzustellen, instandzuhalten und zu betreiben oder sich so zu verhalten, daß eine Gewässerverunreinigung vermieden wird, die den Bestimmungen des § 30 zuwiderläuft und nicht durch eine wasserrechtliche Bewilligung gedeckt ist. Tritt dennoch die Gefahr einer Gewässerverunreinigung ein, hat der zur Sorgfalt Verpflichtete unverzüglich die zur Vermeidung einer Verunreinigung erforderlichen Maßnahmen zu treffen und die Behörde zu verständigen. Wenn die zur Vermeidung einer Gewässerverunreinigung erforderlichen Maßnahmen nicht oder nicht rechtzeitig getroffen werden, so hat die Wasserrechtsbehörde die entsprechenden Maßnahmen dem Verpflichteten aufzutragen oder bei Gefahr im Verzug unmittelbar anzuordnen und gegen Ersatz der Kosten durch den Verpflichteten nötigenfalls unverzüglich durchführen zu lassen. Gefahr im Verzug ist jedenfalls gegeben, wenn eine Wasserversorgung gefährdet ist.

Oberstes Schutzziel ist allgemein die Erhaltung der notwendigen Wasserversorgung. Dies liegt nicht bloß im öffentlichen Interesse (§ 105 lit f), sondern wird durch eine Parteistellung der Gemeinden noch zusätzlich



abgesichert (§ 13 Abs.3 iVm § 102 Abs.1 lit d); darin kommt der Gedanke der örtlichen Selbstversorgung und -vorsorge zum Ausdruck.

Außerdem können im Interesse vor allem der öffentlichen Wasserversorgung regional Nutzungsbeschränkungen (§§ 34 und 35) und besondere Widmungen (§ 54) ausgesprochen sowie Anschlußzwang (§ 36) verfügt werden.

Den wasserwirtschaftlichen Gegebenheiten in Österreich zufolge stellt das WRG den Schutz der Trinkwasserversorgung in erster Linie auf Quellen und Grundwasser ab; dies schließt aber nicht aus, daß auch Oberflächengewässer der Trinkwasserversorgung gewidmet und unter Schutz gestellt werden (vgl. Wientalwasserwerk in Untertullnerbach).

Der Gewässerreinigung dienen insbesondere auch eine Reihe von Bewilligungsvorbehalten. Diese betreffen sowohl planmäßige bzw. nach dem natürlichen Lauf der Dinge zu erwartende Einwirkungen auf Gewässer wie zB durch Abwassereinleitungen, Ablagerung von Abfällen und wassergefährdenden Stoffen, Naßbaggerungen usw als auch - vorsorglich - die Lagerung und Leitung wassergefährdender Stoffe und Trockenbaggerungen. Im Bewilligungsverfahren, aber auch in wasserpolizeilichen Verfahren, ist im Rahmen des öffentlichen Interesses - u.a. - auf

- den Schutz vor gesundheitsschädlichen Folgen,
- die Vermeidung schädlicher Einflüsse auf den Lauf, die Höhe, das Gefälle oder die Ufer der natürlichen Gewässer,
- den Schutz der Beschaffenheit des Wassers vor nachteiliger Beeinflussung,
- die Vermeidung einer wesentlichen Behinderung des Gemeindegebrauches, einer Gefährdung der notwendigen Wasserversorgung oder der Naturschönheit,
- die Vermeidung von Wasserverschwendung,
- die Abwehr einer wesentlichen Beeinträchtigung der ökologischen Funktionsfähigkeit der Gewässer

zu achten. Außerdem ist auf die wasserwirtschaftlichen Verhältnisse und auf fremde Rechte einschließlich der Fischerei Rücksicht zu nehmen. Wer zur Einwirkung auf Gewässer berechtigt ist, war schon damals verpflichtet, alle

erforderlichen Reinhaltemaßnahmen zu setzen und sie dem jeweiligen Stand der technischen und wasserwirtschaftlichen Entwicklung anzupassen.

Unter diesen Rahmenbedingungen ist insbesondere die Sorge um eine ordnungsgemäße Abwasserbeseitigung primär dem einzelnen überlassen, wobei das WRG allerdings auch gemeinsame Lösungen ermöglicht, wie etwa in Form genossenschaftlicher Zusammenschlüsse. Die Entscheidung darüber, ob und inwieweit zusammenhängende Siedlungsgebiete kanalisationsmäßig erfaßt und entsorgt werden sollen, blieb Sache der Gemeinden (nur für die Einzugsgebiete von Mur und Donau wurde dies in der Folge als wasserwirtschaftliches Ziel formuliert).

Ergänzt wurde diese wasserrechtliche Regelungsebene um strafrechtliche Vorschriften (Umweltstrafrecht), Förderungsbestimmungen (WBFG), Grundlagenbeschaffung (WBFG und Hydrographiegesetz) usw.

Insgesamt gesehen hatte die Gewässerreinigung rechtlich bereits einen hohen Stellenwert. Das gesetzlich normierte Wertesystem der Gewässerreinigung anerkannte durchaus, daß es keine menschliche Tätigkeit ohne Auswirkungen auf Gewässer gibt, und hat daher zwar einerseits durch Bewilligungsvorbehalte - auch vorsorglicher Natur - Gewässerbeeinträchtigungen vorzubeugen gesucht, andererseits aber geringfügige Maßnahmen zugelassen (Gemeingebrauch, Bagatellfälle gem. § 32 Abs.1). Dabei war ein Eingehen auf örtliche Probleme ebenso möglich wie das Abstellen von bestehenden Mißständen. Während einerseits der Wasserversorgung der gebührende Vorrang und Schutz eingeräumt wurde, galt auf dem Abwassersektor bereits eine durchaus moderne Verknüpfung von Emissions- und Immissionsprinzip, verbunden mit einer Verpflichtung zur laufenden Anpassung an die technische und wasserwirtschaftliche Entwicklung (vgl. §§ 13, 33). Die Regelungen waren zudem flexibel genug, um im Einzelfall sachgerechte Lösungen zu ermöglichen. Damit sollte auch für die Zukunft eine möglichst vielfältige Nutzbarkeit der Gewässer sichergestellt werden.

Die Regelungen bauten damit bereits auf dem Verursacherprinzip und dem Vorsorgeprinzip auf. Jedermann war in seinem Bereich für die Reinhaltung der Gewässer verantwortlich und konnte demgemäß auch hierfür entsprechend herangezogen werden.

Kein Wunder also, daß das WRG sich auch heute noch auf jene Vorschriften stützt, die seit etwa 1950 entwickelt wurden und die mit der WRG-Nov 1990 lediglich ausgebaut zu werden brauchten.

### **3 Die Praxis vor 1990**

Die wasserwirtschaftliche Praxis hat allerdings mit diesen hohen Ansprüchen des WRG 1959 bei weitem nicht Schritt gehalten und sie bis heute nicht erfüllt; das Vollzugsdefizit im Wasserrecht ist seit Jahren bekannt (vgl. - u.a. - die einschlägigen Berichte des Rechnungshofes und der Volksanwaltschaft).

Zwar sollen Erfolge nicht verschwiegen werden, wie sie etwa mit der Seensanierung erreicht werden konnten. Allerdings steckt hinter solchen Erfolgen des öfteren ein ganz anderes Motiv als jenes zur Gewässerreinigung: die Seensanierung sollte die Fremdenverkehrswirtschaft retten, die Abwasserprobleme der Zellstoffindustrie wurden durch marktwirtschaftlich bewirkte Strukturbereinigungen gemildert, und so manche Kooperation zwischen Betrieben und Gemeinden hatte die Inanspruchnahme staatlicher Förderungsmittel, die Begünstigung von Betriebsansiedlungen usw. zum Hauptziel.

Andererseits gelang es Österreich, seine fortschrittliche wenngleich theoretische - Wasserpolitik auf internationaler Ebene bekanntzumachen und zu verankern (siehe hiezu den Ministerratsbeschluß vom 6.12.1983, BMLF-Zl.14.260/05-I4/83).

Es ist vor allem der Hartnäckigkeit der Wasserrechtsbehörden zu verdanken, daß allmählich sowohl auf dem kommunalen Sektor als auch in Gewerbe und Industrie die Anforderungen im Abwasserbereich verschärft und damit den Zielen des WRG 1959 angenähert werden konnten. Allerdings ist bis heute nicht auf allen Ebenen auch eine entsprechende Bewußtseinsbildung erfolgt; Problembereiche wie nicht ordnungsgemäße Kleinabwasseranlagen, Altlasten, flächenhafte Grundwasserbelastungen usw. sind in jener Zeit entstanden.

Dennoch haben in der Folge die Ideen der WRG-Nov 1959 in der Wasserwirtschaftsverwaltung allmählich gegriffen.

In Bewilligungsverfahren konnten die Behörden ihre diesbezüglichen Vorstellungen noch am ehesten durchsetzen, weil die an der raschen Projektsrealisierung interessierten Bewilligungswerber oft doch recht einschneidende Beschränkungen hinnahmen. Geringere Erfolge sind im Rahmen der Wasserpolizei zu erkennen, wo das Interesse der Betroffenen an der Vereitelung oder zumindest Verzögerung behördlicher Maßnahmen besteht, selbst wenn ihre Notwendigkeit eingeräumt wurde. Die personelle Ausstattung der Gewässeraufsicht reichte bei weitem nicht einmal dazu aus, die genehmigten Anlagen zu überwachen, geschweige denn Mißständen nachzugehen. Die gemeldeten Fälle wurden von den mit dringenden Bewilligungsverfahren bereits überlasteten Wasserrechtsbehörden eher zögernd abgehandelt und selbst rechtskräftige behördliche Aufträge nur in wenigen Fällen vollstreckt. Gesetzliche Strafdrohungen blieben angesichts der erschreckend hohen Dunkelziffern wirkungslos. Versuche zur Durchsetzung von Gewässerschutzvorschriften mußten so in der Öffentlichkeit auf geringes Verständnis stoßen.

Auch die wasserwirtschaftliche Planung wurde personell und finanziell knapp gehalten, sodaß von einer hinreichenden Kenntnis der wasserwirtschaftlichen Rahmenbedingungen in Österreich oder gar der Implementierung des differenzierenden Regelungssystems der WRG-Nov 1959 keine Rede sein konnte. Wasserwirtschaftliche Rahmenverfügungen kamen nur bei entsprechend starken - privaten - Nutzungsinteressen zustande. Kein einziger Landeshauptmann hat von der Möglichkeit des § 33 zur Erlassung von Reinhalteverordnungen Gebrauch gemacht hat. Hätte nicht das BMLF in seinem Zuständigkeitsbereich die Mur-Verordnung (BGBl.Nr.423/1973) und die Donau-Verordnung (BGBl.Nr.210/1977) erlassen, wäre dieser Bereich der wasserwirtschaftlichen Planung völlig ungenützt geblieben.

Der mangelnden Konfliktbereitschaft ist es wohl auch zu verdanken, daß die wesentlich von den Landesverwaltungen getragenen Schutz- und Schongebiete weder inhaltlich noch flächenmäßig adäquaten Schutz gewähren; gerade hier kommt noch das Interesse der entschädigungspflichtigen Wasserversorger dazu, Entschädigungsansprüche möglichst gering zu halten. Daß die Wasserversorger zudem die ihnen gesetzlich gebotenen Möglichkeiten zum Schutz ihrer Wasserspender selbst kaum genützt haben, wird nicht weitere überraschen.

Es ist kein Wunder, daß Rufe nach entsprechender personeller und finanzieller Ausstattung der Wasserwirtschaftsverwaltung ungehört geblieben sind; zu viele Mißstände wären dabei zutage getreten und hätten das Bild von der heilen Welt befleckt, zu viele Konflikte wären evident geworden. Ein Wunder ist vielmehr, daß trotz dieser widrigen Umstände die Verwaltung so viel Tatkraft und Zuversicht aufgebracht hat, die Ziele des WRG hartnäckig und mit Ausdauer und Leidenschaft weiter zu verfolgen und damit doch einiges zu erreichen.

Daß diese Situation auch innerhalb der Wasserwirtschaftsverwaltung als unbefriedigend empfunden wurde, zeigen nicht bloß die zahlreichen Beiträge und Diskussionen bei den verschiedenen Veranstaltungen insbesondere des ÖWWV, sondern auch der Umstand, daß die Ideen des BMLF zu einer umfassenden Wasserrechtsreform (1983) vor allem in den Landesverwaltungen rasch aufgegriffen und unterstützt wurden.

Vor 1990 ist daher in der Praxis kein einheitliches Wertesystem der Gewässerreinigung zu konstatieren; die unterschiedlichen Akteure und Gruppen haben jeweils ihre eigenen, an subjektiven Interessen orientierten Werteskalen entwickelt, die untereinander keineswegs zur Deckung gebracht werden können, insgesamt aber die Verfolgung der Ziele des WRG 1959 ungemein behinderten.

Kommunen und Betriebe zeigten sich zwar in vielen Fällen theoretisch - aufgeschlossen für den Gedanken eines vorsorgenden Gewässerschutzes, machten die Befolgung aber von für sie günstigen ökonomischen Rahmenbedingungen, zB von der Zuwendung erheblicher öffentlicher Mittel, abhängig. Wo dies fraglich blieb, kam es zu heftigen Widerständen, Verfahrensverzögerungen, Interventionen und Ungehorsam gegenüber gesetzlich oder behördlich auferlegten Verpflichtungen.

Die politische Ebene pflegte zwar den Gewässerschutz in Sonntagsreden zu preisen, in der Alltagspraxis gingen derartige gute Vorsätze aber allzurasch unter. Interventionen zugunsten problematischer Emittenten, Behinderung unterstellter Behörden, Untätigkeit im eigenen Verantwortungsbereich usw. gehörten damals wie heute zur Tagesordnung.

Anzumerken ist allerdings auch, daß - ausgelöst durch die gesellschaftliche und wirtschaftliche Entwicklung - zunehmend neue wasserwirtschaftliche Probleme aufgetreten sind, für die das WRG 1959 keine hinreichenden Lösungen zu

bieten vermochte. Dazu gehört der gesamte Bereich diffuser Einträge, nicht bloß aus der Landwirtschaft, sondern auch von Verkehrsflächen und Siedlungen, die Summenwirkungen zahlreicher Bagatellfälle, die Umorientierung im Wasserbau, die wachsende Ablehnung von Großvorhaben usw.; inwieweit dem durch effizienteren Vollzug des WRG 1959 bereits hätte gegengesteuert werden können, sei dahingestellt.

#### **4 Rechtslage nach 1990**

Hier sollte nun die WRG-Nov 1990 Abhilfe bringen, die immerhin rund 8 Jahre intensiv vorbereitet und beraten wurde. Damit war es möglich, weitgehend von einem breiten gesellschaftlichen Konsens getragene Lösungen zu finden.

Einen Schwerpunkt der WRG-Nov 1990 bilden die Vorschriften betreffend Schutz, Reinhaltung und Sanierung der Gewässer.

Die Gewässer werden nun ausdrücklich als Ökosysteme gesehen und als solche geschützt. Demgemäß sind auch Ufernabereiche und Hochwasserabflußgebiete für 30jährige Hochwässer dem Schutz des Wasserrechtsgesetzes unterstellt und die Berücksichtigung der jeweiligen konkreten wasserwirtschaftlichen Verhältnisse unter Einbeziehung anthropogener Veränderungen sowie die Vorschreibung ökologisch und wasserwirtschaftlich erforderlicher Restwassermengen vorgesehen.

Die Wassergüte in Oberflächengewässern und im Grundwasser soll systematisch und flächendeckend erhoben und ihre Entwicklung beobachtet werden. Für Grundwasserbelastungen werden Schwellenwerte festgelegt, und die erwünschte Wassergüte in Oberflächengewässern soll bundesweit durch Verordnungen des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft vorgegeben werden. Damit sollen überall, wo dies nötig ist, Sanierungsmaßnahmen ausgelöst werden.

Für Abwassereinleitungen in Gewässer und in Kanalisationen werden durch Verordnungen des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft bundesweit verbindliche, am Stand der Technik orientierte, branchenspezifische Emissionswerte als Mindestanforderung festgelegt; strengere Vorschreibungen sind im Einzelfall nach Maßgabe der örtlichen Verhältnisse möglich. Eine

solche Verordnung löst für bestehende Anlagen generell eine strikte Anpassungsverpflichtung aus.

Darüber hinaus kann bei allen Wasseranlagen unter Beachtung des Grundsatzes der Verhältnismäßigkeit eine individuelle Anpassung angeordnet werden (§ 21a).

Dem vorsorglichen Schutz der Gewässer dienen ferner -u.a.-

- die Neuregelung des Rechtes zur Lagerung, zur Leitung und zum Umschlag wassergefährdender Stoffe,
- die Neuregelung für AbfalldPONien,
- die Ausdehnung der Bewilligungspflichten u.a. auf wasserrelevante Arten der land- und forstwirtschaftlichen Bodennutzung,
- Neuregelungen für Wasserschongebiete,
- neue Anforderungen an Projekte,
- der Ausbau des Vorprüfungsverfahrens,
- eine neue Störfallvorsorge

Der Anlagenanpassung und -sanierung und der Bekämpfung sonstiger Mißstände dienen insbesondere

- die Anpassungspflichten gem. §§ 21a und 33c,
- die Möglichkeit des Entzuges von Wasserrechten als Sanktion für die Mißachtung behördlicher Vorschriften (§ 27 Abs.4),
- die Möglichkeit von Sicherungsmaßnahmen bei rechtswidrigen Ablagerungen und Bodenverunreinigungen.

Verbunden mit diesen Neuregelungen im Gewässerschutz ist eine Umgewichtung im Bereich der wasserwirtschaftlichen Planung. Eine Verwirklichung der Ziele des WRG bedarf ja einer sorgfältigen und verantwortungsvollen planerischen Vorbereitung unter Abwägung aller relevanten Faktoren, Gesichtspunkte und Interessen. Die Aufgaben der wasserwirtschaftlichen Planung wurden daher klar geregelt und verteilt; durch Einbindung des wasserwirtschaftlichen Planungsorgans in andere bundesrechtliche Verfahren wird seine Koordinierungsfunktion gestärkt.

Dieses System von miteinander vielfach verknüpften Regelungen zur Erreichung und Bewahrung geordneter wasserwirtschaftlicher Verhältnisse wurde möglichst passend in das historisch gewachsene System des Wasserrechtes eingefügt.

Die WRG-Novelle 1990 sollte aber nicht bloß der wasserwirtschaftlichen Entwicklung Rechnung tragen, sondern zum Teil auch externen Zielsetzungen entsprechen:

Die flexiblen Regelungen des Wasserrechtsgesetzes 1959 in Verbindung mit entsprechenden Richtlinien des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft boten zwar die Chance für angemessene individuelle Problemlösungen, begünstigten aber andererseits ein Auseinanderdriften der Vollzugspraktiken in den Ländern. Zur Herstellung gleicher Wettbewerbsbedingungen für die Wirtschaft und um „der Willkür der Behörden“ Einhalt zu gebieten, wurden vor allem die relativ komplizierten Vorschriften der §§ 33b und 33c für den Abwassersektor geschaffen, die zu ihrer Implementierung die Erlassung von über 60 herkunftsspezifischen Abwasseremissionsverordnungen erfordern. Damit sollen gleiche Anforderungen mit sachlich gebotener Differenzierung getroffen werden können. Daß die gleichen Exponenten, die diese komplexe Regelung provoziert haben, dies heute als „unerträgliche Normenflut“ beklagen, läßt doch an der Ernsthaftigkeit so manchen Vorbringens Zweifel entstehen.

Auch das Streben Österreichs nach Teilnahme an der Europäischen Integration warf seine Schatten voraus. Die WRG-Novelle 1990 hat daher versucht, die nach damaligem Wissen bestmögliche EG-Konformität des Wasserrechtsgesetzes zu bewirken.

An der Werteskala des WRG 1959 hat die WRG-Nov 1990 nichts verändert. Nach wie vor genießt die Trinkwasserversorgung höchsten Schutz, nach wie vor gelten Verursacherprinzip, Vorsorgeprinzip usw. Allerdings wurden die Gedanken

- des Ökosystemansatzes
- der Vermeidung von unnötigen Belastungen bereits an der Quelle
- der Beachtung des Standes der Technik
- der Beachtung der Immissionssituation



vertieft und ausgebaut und zum Teil neue Instrumente zur Wiederherstellung geordneter Verhältnisse - dh. zur Reparatur von Versäumnissen - eingeführt.

Die Wasserrechtsreform ist mit der WRG-Novelle 1990 keineswegs abgeschlossen. Offen sind - ohne zeitlichen Horizont zahlreiche Fragen, die damals nicht behandelt werden konnten, wie etwa im Bereich des Genossenschafts- und Verbändewesens.

Kurzfristig zu erwarten ist eine Feinanpassung des Wasserrechtsgesetzes an das EU-(EG-)Recht sowie eine Adaption an die geplante Bundesstaatsreform.

## **5 Die Praxis nach 1990**

Aus heutiger Sicht ist festzustellen, daß die WRG-Novelle 1990 in vielen Punkten ihr Ziel noch nicht erreicht, in manchen Punkten allerdings auch überschießende Regelungen getroffen hat, und daß manche Umsetzungsschwierigkeiten und Widerstände unterschätzt wurden. Dennoch haben die maßgeblichen Bestimmungen bereits gegriffen und der Weiterentwicklung der Wasserwirtschaft wichtige Impulse gegeben.

Auf dem Abwassersektor sind mehr als 60 herkunftsspezifische Abwasseremissionsverordnungen vorgesehen, von denen bislang 36 erlassen wurden, und auch hier gab es - etwa auf dem kommunalen Sektor - bereits erhebliche Widerstände bei der Anpassung von Altanlagen.

Die Erlassung einer Immissionsverordnung für Fließgewässer ist derzeit wegen erheblicher fachlicher und politischer Schwierigkeiten blockiert.

Die Arbeiten an einer Stoff-Verordnung nach § 31a haben gezeigt, daß das System des § 31a mit individueller anlagen- und stoffbezogener Bewilligungspflicht nicht handhabbar ist; § 31a bedarf daher noch fundierterer neuer Überlegungen.

Gewässergüte- und Grundwassergüteüberwachungssysteme sind im Aufbau, erste Ergebnisse liegen vor und bestätigen bisherige Annahmen über Problembereiche.

Als Grundlage für die Grundwassersanierung wurde eine - an Trinkwasserwerten orientierte - Grundwasserschwellenwertverordnung erlassen (BGBl.Nr.502/1991); die weitere Vorgangsweise in Belastungsgebieten ist Gegenstand intensiver Beratungen, erste Verordnungen aus den Ländern liegen vor (zb. Westliches Machland, LGB 1 . 00 . Nr . 2 0 /19 9 6)

Weder im Bereich der Wasservorsorge noch in der wasserwirtschaftlichen Planung sind hingegen bisher besondere Fortschritte zu erkennen. Das ist nicht verwunderlich, wurden doch weder die schon bisher bestehenden personellen, organisatorischen und finanziellen Engpässe beseitigt noch die für die Umsetzung der Novelle erforderlichen zusätzlichen personellen und finanziellen Ressourcen bislang zur Verfügung gestellt, und die Fronten im föderalistischen Finanzierungsstreit sind hoffnungslos verhärtet.

Die Anzeigepflicht für Wasserbauvorhaben wird weitgehend ebenso negiert wie die Verpflichtung zur Beiziehung des wasserwirtschaftlichen Planungsorgans durch andere Behörden.

Wesentliche Auswirkungen auf das Wasserrecht hatten allerdings bereits das Altlastensanierungsgesetz, das Abfallwirtschaftsgesetz, das Umweltinformationsgesetz und das Umweltverträglichkeitsprüfungsgesetz.

Das AWG stellt zufolge der föderalistischen Kompetenzverteilung nur eine unzureichende Rechtsgrundlage für die Abfallwirtschaft dar. In der Praxis wird daher immer wieder das WRG dazu benutzt, Lücken und Mängel des AWG auszugleichen. So soll derzeit die Deponieverordnung mit Hilfe des WRG über den Geltungsbereich des AWG hinaus allgemein anwendbar gemacht und eine Anpassungspflicht für alle bestehenden Deponien normiert werden. Noch schlimmer ist die Situation auf dem Altlastensektor. Da das ALSAG absolut unzureichend ist, werden nach wie vor die - dafür in keiner Weise gedachten - Regelungen des WRG (insbesondere §§ 31 und 138) herangezogen, was keineswegs immer zu sachgerechten Lösungen führt. Jahrelange Bemühungen der Verwaltung um eine effizientere Gestaltung des ALSAG blieben bislang erfolglos.

Mit dem W P-Gesetz wurde der Ressourcenbewirtschaftungsansatz des WRG durch ein emissions- und anlagenorientiertes Umweltschutzgesetz überlagert, dessen Konsequenzen weder bedacht wurden noch absehbar sind.

Mit der Berggesetz-Novelle 1993 wurde der Gewässerschutz weiter durchlöchert, und die Bestrebungen um ein Standortsicherungsgesetz lassen ähnliches befürchten. Im Streit um die Bundesstaatsreform oder um Kompetenzen bleibt der Gewässerschutz weiterhin politisches Kleingeld. Auch die Wasserbautenförderung - ein wesentliches Element für Fortschritte in der Siedlungswasserwirtschaft - folgt immer mehr ökonomischen als wasserwirtschaftlichen Zielsetzungen.

Insgesamt ist daher festzustellen, daß sich die gesellschaftliche Praxis - durchaus konsequent - nach wie vor wenig an den gesetzlich normierten Wertvorstellungen des Gewässerschutzes orientiert. Diese Zielsetzungen werden zumindest ignoriert, wenn nicht sogar dezidiert bekämpft und abgelehnt. An der Situation vor 1990 hat sich somit in der Praxis wenig geändert.

## **6 Wertsystem und Praxis in der EU**

Mit dem Beitritt zur EU hat sich Österreich den Gewässerschutzregelungen der EU und damit auch dem diesen innewohnenden Wertesystem unterworfen. Ein Vergleich zeigt allerdings in vielen Punkten eine weitgehende Übereinstimmung, wengleich in verschiedenen Details zum Teil erhebliche Unterschiede bestehen; auch die weitere Entwicklung innerhalb der EU ist nicht abzusehen. Divergenzen gibt es allerdings auch beim Stellenwert mancher Schutzziele und -instrumente.

Österreich hat seine Position dadurch abzusichern geglaubt, daß

- laut EU-Vertrag vielfach national strengere Umweltmaßnahmen zulässig sind,
- Maßnahmen zur Bewirtschaftung der Wasserressourcen gem. Art. 130s Abs.2 E W der Einstimmigkeit im Rat bedürfen,
- laut Beitrittsvertrag die bestehenden gemeinschaftsrechtlichen Umweltschutzbestimmungen in bestimmten Bereichen im Hinblick auf die Forderung eines hohen Schutzniveaus geprüft werden sollen.

An praktischen Konsequenzen hiezu hat es jedoch bislang gefehlt. Partikuläre Ressortinteressen verhindern eine deutliche Wahrnehmung österreichischer Interessen gegenüber der EU.

In ihrer Tätigkeit hat die EU (vormals EWG bzw. EG) auf dem Gebiet des Gewässerschutzes vorerst primär nutzungsorientierte Immissionsregelungen und stoffbezogene Emissionsbeschränkungen getroffen. Problemorientierte Maßnahmen galten zB. den Anforderungen an Trinkwasser, dem Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen, der Klärschlammproblematik usw.; zu nennen sind auch die Seveso-Richtlinie, die W P-Richtlinie etc.

Grundlage der Gewässerschutzpolitik der EU sind - zumindest in der Theorie

- das Subsidiaritätsprinzip
- das Prinzip geteilter Kompetenzen
- das Verursacherprinzip
- das Vorsorgeprinzip
- das Prinzip des hohen Schutzniveaus
- die Verbindung von Umweltpolitik mit anderen Politikbereichen.

Die Gewässerschutzpolitik der EU weist bislang kein in sich geschlossenes Wertesystem auf wie zB das österreichische Wasserrecht. Das liegt nicht zuletzt daran, daß die Gemeinschaftsregelungen einerseits lückenhaft sind, andererseits einen Kompromiß zwischen höchst unterschiedlichen Gewässerschutzphilosophien und Interessen darstellen.

In der Praxis ist eine ähnliche Disparität zwischen Anspruch und Realität festzustellen wie im nationalen Bereich. Schon auf Gemeinschaftsebene sind selbst lückenhafte Bestimmungen bei weitem nicht erfüllt (vgl. Stoffe der Richtlinie 76/464/EWG) und bestehende Konflikte - Stichwort Landwirtschaft und Wasserversorgung - ebensowenig gelöst wie im nationalen Bereich. Ökonomische und nationale Interessen dominieren oder blockieren den Umweltschutzgedanken, und noch viel mehr als im nationalen Bereich sind wirtschaftliche Interessen Maßstab für gemeinschaftsrechtliche Umwelanforderungen. In vielen Mitgliedsstaaten haben Umweltbelange nach wie vor keinen besonderen Stellenwert, und auch die schwachen EU-Anforderungen sind vielfach nicht erfüllt. Die Kommission beschränkt sich im wesentlichen auf die Prüfung der formalen Umsetzung von EU-Recht. Die Zuständigkeitskonflikte der EU-Organen sind weniger von Umweltschutzeffizienz als von Machtinteressen beherrscht.

Es ist auch nicht verwunderlich, daß bei dieser Situation eine lückenlose Umsetzung von EU-Recht in Österreich erhebliche Probleme mit sich brächte und in manchen Bereichen kaum vertretbar erscheint. Zu den jedenfalls alsbald umzusetzenden Vorschriften gehört allerdings auch die Kanalisierungspflicht in zusammenhängenden Siedlungsgebieten.

Derzeit laufen in der EU auf verschiedenen Ebenen Bemühungen um eine Neuorientierung der Wasserpolitik der Gemeinschaft. Allerdings haben Kommission, Rat und Parlament - und selbstverständlich auch die verschiedenen Mitgliedsstaaten - höchst unterschiedliche Vorstellungen. Da aber jedenfalls ein Entwicklungsschub zu erwarten sein wird, wäre es höchste Zeit, daß Österreich dabei seine Interessen besser vertritt als dies - dank nationaler Uneinigkeiten - bisher der Fall war.

Nach derzeit vorliegenden Informationen will die EU in der Wasserpolitik in Hinkunft folgende Ziele verfolgen:

- Sicherung der Trinkwasserversorgung
- Sicherung sonstiger Ansprüche an die Wasserressourcen
- Erhaltung eines guten ökologischen Zustandes und der Funktion der aquatischen Umwelt
- Begrenzung von Schäden durch Hochwässer und Dürre.

Dazu sollen alle Formen der Verschmutzung - einschließlich Versauerung und Eutrophierung - durch integrierte Vermeidungs- und Verminderungsmaßnahmen bekämpft und Wasserknappheit ausgeglichen werden.

Dabei will die EU von folgenden Grundsätzen ausgehen:

- hohes Schutzniveau
- Vorbeugungsprinzip
- Bekämpfung von Umweltschäden an der Quelle
- Verursacherprinzip
- Einbeziehung des Umweltschutzes in andere politische Maßnahmen
- Berücksichtigung regional unterschiedlicher Umweltbedingungen
- Kosten-Nutzen-Strategie (einschließlich ökonomischer Instrumente)

- sozial und wirtschaftlich ausgewogene Entwicklung
- internationale Zusammenarbeit
- Subsidiaritätsprinzip.

Es scheint, daß die EU an ihrer speziellen Sicht von Emissions- und Immissionsprinzip als möglichen Alternativen festhalten dürfte; ob der Stoffansatz durch einen Branchenansatz ersetzt wird, und ob dies zu einer rascheren Entwicklung des Gewässerschutzes in der Gemeinschaft führt, bleibt abzuwarten. Die Einbindung des Standes der Technik wird wohl unter maximaler Berücksichtigung ökonomischer Interessen erfolgen. Eine Differenzierung zwischen sensiblen und weniger sensiblen Gebieten dürfte weiterhin aufrecht bleiben.

Die EU wird vermutlich versuchen, vermehrt auch in der Wassermengenwirtschaft Fuß zu fassen und eine integrierte, politische Grenzen überschreitende Bewirtschaftung der Wasserressourcen zu erreichen. Daß sie bei ihren Grundsätzen dabei das Subsidiaritätsprinzip als das letzte (geringste ?) Maß für ihr politisches Handeln angibt, gibt zur Sorge Anlaß.

Insgesamt wird die EU wohl unter Beibehaltung ihres in sich bislang wenig schlüssigen Gewässerschutzsystems vermehrt auf Gemeinschaftsregelungen setzen und dabei dem Diktat entsprechend artikulierter Interessen folgen.

Eine klare österreichische Position hierzu wäre dringend vonnöten.

## **7 Ausblick**

Im Bereich des Gewässerschutzes ist daher wie in so vielen anderen Bereichen eine Diskrepanz zwischen Anspruch und Realität festzustellen.

Die Entwicklung eines Wertesystems ist notwendig, um ein möglichst in sich konsistentes Regelungssystem aufbauen, Zielhierarchien bestimmen und adäquate Instrumente zur Zielerreichung schaffen zu können. Ein solches Wertesystem muß sich auf einen breiten gesellschaftlichen Konsens stützen, um wirksam zu sein.

Die Umsetzung dieses Wertesystems - die möglichste Zielerreichung - ist eine Frage der täglichen Praxis. Wert-(bzw. Normen-)systeme sind eine notwendige Orientierungshilfe, ohne die überhaupt nichts erreicht werden könnte. Ein solches Wertesystem im Gewässerschutz muß Handlungsmaxime für alle Akteure in der Wasserwirtschaft sowie bei wasserrelevanten Tätigkeiten sein; auch muß die Mißachtung der Anforderungen des Gewässerschutzes entsprechend geahndet werden (ein schlechtes Gewissen ist zu wenig).

Es muß vor allem die weit verbreitete gedankliche Spaltung zwischen theoretischer Akzeptanz des Gewässerschutzes auch Mißachtung im Handeln des einzelnen beseitigt werden.

Solange maßgebliche gesellschaftliche Kräfte wie Politik und Wirtschaft hier mit schlechtem Beispiel vorgehen, kann die Rechtsstaatlichkeit und die Notwendigkeit der Gewässerreinigung in der Bevölkerung wenig Widerhall finden.

Es ist keineswegs eine Umstellung im Wertesystem des Gewässerschutzes im WRG nötig; vor allem eine Lockerung wäre nicht zu vertreten, eine Verschärfung würde die Diskrepanzen zwischen Gesetz und Realität noch unerträglicher machen.

Es gilt somit vielmehr, an die Stelle von Sonntagsreden echte Taten zu setzen. Es gilt, an der Umsetzung der Ziele der WRG-Novelle 1990 sowie des Wasserrechtsgesetzes überhaupt weiterzuarbeiten, auf externe Tendenzen zum Nachteil der Wasserwirtschaft und des Wasserrechtes zu reagieren und die jeweils sachlich gebotenen Maßnahmen möglichst rechtzeitig vorzubereiten und durchzuführen und - vor allem - die hierzu nötigen Mittel bereitzustellen.

Grundvoraussetzung hierzu ist allerdings, daß die bestehenden Diskrepanzen zwischen Anspruch und Realität nicht weiter verleugnet und die Gründe hierfür offengelegt werden. Dies darf nicht als Aufruf zum Chaos diffamiert werden, sondern ist als Anreiz zu positivem Tun zu verstehen.

## 8 Literatur:

(Auszug)

- Alberti de Poja A., Für die Reform des österr. Wasserrechtes, Manz 1898  
Bauer M., Gewässerschutz in der EG und in Österreich, VAB 1993
- Binder C., Umweltrecht in der EG, Umweltschutz 4/89
- Blöch H., Elemente europäischer Wasser- und Gewässerschutzpolitik,  
gww 50 (1996) 3, 73f
- Bucksch R., Rechtliche und wirtschaftliche Überlegungen zur Frage der  
Gewässerreinigung, ÖAR 2/1973
- Grabmayr P., Die wichtigsten Auswirkungen der Wasserrechtsnovelle 1959 auf die  
Wassergütewirtschaft, Wasser und Abwasser Bd. 1959
- Haigh N., Europäische Gemeinschaft: Die Umwelt als Prüffeld für Subsidiarität, gwf  
Gas-Wasser-Abwasser 135 (1994) 5
- Hefler F., Abwasseremissionsverordnungen - Erfahrungen und Stand der Bearbeitung,  
Wr. Mitteilungen 118, 1994
- Hoffert U., Europarecht und nationale Umweltpolitik, Springer 1993
- Kasper W., Schutz des Trinkwassers und neue gesetzliche Regelungen, ÖBZ 2-4/1991
- Kommission der EU, Die Wasserpolitik der Europäischen Union, Mitteilung der  
Kommission an den Rat und das Europäische Parlament, KOM (96) 59 endg.
- Kranz O., Bewilligungsverfahren einst und jetzt, ÖZE 45 (1992) 9
- Krämer L., Grundrecht auf Umwelt und Gemeinschaftsrecht, EuGRZ 1988, 285  
- Umweltrecht der EWG, Nomos 1991
- Mayer H., Wasserkraftwerke im Verwaltungsrecht, Manz 1991
- Michelic P., Rechtliche Durchsetzbarkeit der Erschließung von neuen  
Grundwasservorkommen, gww 49 (1995) 2
- Neuhofer H., Föderalismus und kommunale Selbstverwaltung bei einem EG-Beitritt  
Österreichs, gww 44 (1990) 2
- Oberleitner F., Aktuelle Entwicklungen auf dem Gebiet der Wasserwirtschaft und des  
Wasserrechtes, ÖWW 35 (1983) 3/4
- Vollzug des Wasserrechtes im Spannungsfeld zwischen verschiedenen  
Nutzungsinteressen, Umweltschutz und allgemeinen Rechtsnormen,  
Agrarwelt 127/1984
  - Der Schutz öffentlicher Interessen im Wasserrecht, ÖWW 39 (1987) 1/2
  - Die Wasserrechtsgesetz-Novelle 1990, Suppl.1 zu ÖWW 42 (1990) 7/8
  - Probleme der Angleichung des österr. Umweltschutzrechtes im Bereich  
Gewässerschutz, in Korinek-Rill (Hsg), Österr. Wirtschaftsrecht und das Recht der  
EG, 1991
  - Das österr. Wasserrecht im Vergleich mit den einschlägigen EG-Normen,  
in Oberndorfer P. (Hsg), Aktuelle Rechtsprobleme der Elektrizitätswirtschaft 1993
  - Drei Jahre Wasserrechtsgesetz - Novelle 1990, bisherige Erfahrungen,  
ÖWW 46 (1994) 5/6
- Pluge W., 35 Jahre europ. Wasserpolitik - im Spannungsfeld zwischen Ökonomie und  
Ökologie, gww 47 (1993) 3
- Raschauer B., Kommentar zum Wasserrecht, Springer 1993



- Rengeling H.W., (Hsg), Europ. Umweltrecht und europ. Umweltpolitik,  
Heymanns Verlag 1988
- Rossmann H., Die Ausgangslage für die Wasserrechtsgesetznovelle 1990 - Regelungsziel  
und Regelungsanspruch, Wr. Mitteilungen 118, 1994
- Schröer T., Mehr Demokratie statt umweltpolitischer Subsidiarität ? (Anm. zum  
Titandioxid-Urteil), EuR 4-1991
- Schroll H.-V., Die strafrechtliche Verantwortung im Abwasserbereich,  
Wr. Mitteilungen 98, 1991
- Simlinger H., Der staatliche Schutz der Gewässer vor Immissionen, Diss. Uni Wien 1991
- Wöll P., Die Wasserrechtsgesetz-Novelle 1990, Merkblatt für die Gemeinden Tirols 63  
(1990) 8

MR Dr. Franz Oberleitner

Bundesministerium für Land und Forstwirtschaft  
Stubenring 1  
1010 Wien

# Wasserhaushalt und Abflußregime in kleinen Einzugsgebieten

H.-P. Nachtnebel<sup>1</sup>, D. Gutknecht<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Institut f. Wasserwirtschaft und Hydrologie, Universität für Bodenkultur

<sup>2</sup> Institut für Hydraulik, Gewässerkunde und Wasserwirtschaft, TU - Wien

**Kurzfassung:** Die Zielsetzung dieses Beitrages liegt in der Beurteilung der Abflußverhältnisse kleiner Einzugsgebiete im Hinblick auf ihre Beanspruchung als Vorfluter für Kläranlagenabwässer. Dabei sind sowohl quantitative Aspekte zu berücksichtigen, die sich auf die Häufigkeit und Dauer von Niederwässern beziehen, wobei noch der Auftrittszeitpunkt wesentlich ist, als auch qualitative Gesichtspunkte zu berücksichtigen, die die Empfindlichkeit eines Gewässers gegenüber Belastungen und seine Fähigkeit Belastungen zu kompensieren, beschreiben. An Hand einiger Beispiele werden diese Gesichtspunkte erläutert.

## 1 Anforderungen an das Gewässer

Die Beeinflussung der Wasserqualität sowie der Güte der Fließgewässer erfolgt durch diffusen und oberflächlichen Eintrag infolge Erosion aus dem Einzugsgebiet, sowie über Lufteintrag, durch lokale Belastungen aus Mischwassereinleitungen (aus Regenüberläufen und aus Überlaufbecken) und Abwassereinleitungen. Diese auslösenden Faktoren für diese Belastungen sind weitgehend als zufällig anzusehen, wie z.B. das Anspringen von Regenüberläufen bei starken Niederschlagsereignissen. Ähnlich ist auch die Erosion und der damit verbundene diffuse Schadstoffeintrag zu beurteilen. Die Abwassereinleitung ist hingegen als „Dauerbelastung“ zu sehen, die durch technische Maßnahmen kontrollierbar ist. Im Prinzip gilt das auch für die vorher besprochenen Belastungspfade, da durch erhöhten finanziellen Einsatz sofort die Speicherkapazität eines Rückhaltebeckens vergrößert werden kann und durch geänderte Landnutzung der Stoffeintrag kontrolliert werden kann. Dennoch ist das auslösende Ereignis weitgehend zufällig und damit auch die

Belastung. Um Wirkungen besser beurteilen zu können, stellten Ang & Tang (1975) allgemein den von außen auf ein System wirkenden Belastungen, die Widerstandsfähigkeit des Systems, im gegenständlichen Fall, des Flusses, gegenüber. Die Widerstandsfähigkeit ist jahreszeitlich veränderlich, da die selbe Schadstoffmenge unterschiedliche Auswirkungen in Abhängigkeit von Abfluß zeigt. Weiters sind Wassertemperatur, biologische Aktivität und damit die Selbstreinigungskraft zeitlich veränderlich. Durch flußbauliche Maßnahmen wird nun, ähnlich wie bei der Dämpfung des Inputs, die Widerstandskraft verändert werden.

Bei der Beantwortung der Fragestellung, welche Restbelastung im Ablauf einer ARA zu welcher Zeit vorhanden sein darf, muß in jedem Fall der Zustand eines Gewässers eine wesentliche Beachtung finden. Die chemischen Grenzelastungen müssen auf das Fließgewässer mit seinen charakteristischen morphologischen Kenngrößen abgestimmt werden. Sinnvollerweise sollte die Selbstreinigungsleistung und Pufferfähigkeit des Fließgewässers in die Beurteilung der Reinigungsleistung einer ARA miteinbezogen werden. Der Gewässerzustand bzw. die Belastbarkeit eines Gewässers, dokumentiert durch seine morphometrischen Kenngrößen, muß als entsprechend gewichteter Faktor bei der Festlegung zulässiger Restbelastungen berücksichtigt werden.

Das läßt, daß einerseits die Wahrscheinlichkeit des Auftretes einer Belastung  $h(X)$  und deren Größe  $X$  zu berücksichtigen ist, und daß gleichzeitig die Resistenz  $R$  des Gewässers  $R(X|S)$  beim Zustand  $S$  für den Eintritt eines Schadensfalles wesentlich sind. Offensichtlich ist die Resistenz bei niedrigen Abflüssen am geringsten, so daß nachfolgend einige Analyse für Fließgewässer durchgeführt werden. Zusätzlich ist zu berücksichtigen, daß gerade für kleine Einzugsgebiete nur verhältnismäßig wenige hydrologische Beobachtungen vorliegen und daher die Schätzung von Niederwässern auf Grund von

- Einzelmessungen
- Vergleichsgebieten & Analogieschlüssen
- Regressionsmethoden
- allgemeinen Regionalisierungsansätzen

durchgeführt wird, wodurch zusätzliche Unsicherheiten entstehen.

Die abgeleiteten statistischen Parameter in Form von bestimmten Quantilen z.B.  $Q_{95\%}$ ,  $Q_{347}$ , oder  $p(NQ, T)$ , wobei  $T$  die Unterschreitungsdauer angibt, werden oft als Konstante des hydrologischen Regimes gesehen. Tatsächlich weisen gerade kleine Einzugsgebiete öfters trendbehaftete Abflußreihen auf, die durch meteorologische Effekte und auch durch die Landnutzung und Veränderungen im Einzugsgebiet verursacht werden (Lang und Waldingbrett, 1994).

Die Belastbarkeit eines Fließgewässers mit seiner standorttypischen Artenzusammensetzung ist sowohl in der Längszonierung als auch im Jahresgang einem Wandel unterworfen. Die Restbelastung aus einer ARA muß demnach auf die standortstypischen und morphometrischen Verhältnisse des Vorfluters abgestimmt werden, die die natürliche ökologische Funktionsfähigkeit eines Gewässerabschnittes dokumentieren. Die zur Beurteilung verwendeten Parameter sind in ihrer zeitlichen Veränderung zumindest im Jahresgang darzustellen. Die Festlegung der Grenzen für Restbelastungen darf nicht allein auf den chemischen Parametern allein aufbauen, sondern es ist zusätzlich die Einbindung des Gewässers in sein Umfeld, der Grad der Verbauung und die Dynamik der Umlagerungen und Vielfältigkeit der Strukturen im Gewässer miteinzubeziehen. Überlegungen über die längerfristige Entwicklung des Wasserhaushaltes sind wichtig, gerade wenn Wasserversorgungssysteme eine ständige Überleitung in andere kleine Flußgebiete bewirken.

## 2 Parameter und Kriterien

Im Zusammenhang mit den oben formulierten Aufgaben kommt der Frage nach der Größe der Durchflüsse im Niederwasserbereich wesentlich größere Bedeutung zu als dies bislang der Fall war, solange Angaben zur Wasserführung überwiegend unter schutzwasserwirtschaftlichem Aspekt erstellt wurden. Gleichzeitig stellt sich die Frage, wie der maßgebende Niederwasserdurchfluß zu definieren sei und welche Aspekte in die Definition einfließen sollten.

Im Leitfaden für den natur- und landschaftsbezogenen Schutzwasserbau an Fließgewässern (ÖWWV, 1984) wird der **Begriff NW** wie folgt umschrieben: Mit NW „wird jener Abfluß bezeichnet, der eine bestimmte Grenze

unterschreitet, die aus der gewässerkundlichen Statistik (Pegelbeobachtungen) oder aus den örtlichen topographischen Gegebenheiten gewonnen wird“. Diese Definition läßt einigen Spielraum, der in Hinblick auf die Vielfältigkeit möglicher Bemessungssituationen nur zu begrüßen ist. In diese Richtung weist auch Leibundgut, der bezüglich des in der Schweiz verwendeten Niedrigwasser-Kennwertes  $Q_{347}$  feststellt, daß damit das Niedrigwassergeschehen nur ungenügend charakterisiert werden könne, da die Komplexität der Vorgänge nicht mit einem einzigen Wert beschreibbar sei (Leibundgut, 1989, S. 56).

Aus hydrologischer Sicht könnten zur Erweiterung des Aussagebereiches Angaben nach folgenden Gesichtspunkten einbezogen werden:

- Häufigkeit und Dauer der Unterschreitung gewählter Durchflussschwellwerte; Zeitpunkt des Auftretens, insbesondere in Hinblick auf jahreszeitliche Variationen;
- gemeinsames bzw. gekoppeltes Auftreten mit anderen Faktoren wie z.B. der Wassertemperatur;
- Auswirkung anthropogener Eingriffe.

Der zuletzt angeführte Punkt erscheint vor allem bei Einzugsgebieten mit sehr kleinen natürlichen Niederwasserabflußspenden von großer Bedeutung, kann mit Eingriffen doch nicht nur eine Veränderung der Durchflüsse, sondern auch eine Veränderung des Gütezustandes eines Gewässers verbunden sein.

- Zur Erfassung von Niederwassersituationen stehen im wesentlichen die folgenden Konzeptionen zur Verfügung
- Mittel- und Extremwerte aus der Liste der Hauptzahlen der gewässerkundlichen Statistik;
- Statistische Konzeptionen auf Basis einer Formulierung der Auftretenswahrscheinlichkeit von Niederwasserkenngrößen;
- Rezessionskurven- bzw. Trockenwetterauslauflinienansätze
- hydrologische Modelle

## 2.1 Statistische Erfassung von Niederwasserkenngößen

### 2.1.1 Traditionelle Niederwasserkenngößen

- Hauptzahlen

Einen Startpunkt für alle Erhebungen für den Niederwasserabfluß bilden die Angaben im „Hydrographischen Jahrbuch von Österreich“ zu den folgenden Kenngrößen (Hauptzahlen):  $NQ$ ,  $NQ_T$ ,  $MNQ_T$ ,  $MJNQ_T$ , worin  $NQ$  den niedrigsten Wert als Momentanwert und  $NQ_T$  den kleinsten Tagesdurchfluß in der betrachteten Zeitspanne (z.B. Monat, Jahr, Jahresreihe),  $MNQ_T$  das Mittel der kleinsten Tagesabflüsse im betrachteten Zeitraum (z.B. Mittel über alle  $MQ_T$  eines bestimmten Monats in einer Jahresreihe) und  $MJNQ_T$  das Mittel alles Jahresniederwässer (auf Basis von Tageswerten) einer Jahresreihe bezeichnen. Eine Darstellung dieser Wert im Jahresverlauf liefert bereits ein erstes Bild über die Größenordnung der Niederwässer und über die Zeitpunkte, an denen in besonderer Weise mit niedrigen Abflüssen zu rechnen ist.

Hingewiesen soll hier besonders auf die Relation von  $NQ$  zu  $NQ_T$  werden. Viele Gewässer weisen heute kein ungestörtes Abflußregime mehr auf, wobei die kleineren Abflüsse davon stärker betroffen sind. Kann bei einem unbeeinflussten Abflußgang davon ausgegangen werden, daß sich die Abflüsse bei Niederwasser während eines Tages kaum ändern, wenn von einem geringfügigen Rückgang, der mit dem allmählichen Auslaufen der im Einzugsgebiet gespeicherten Wasservorräte zusammenhängt, abgesehen wird, so zeigen sich im Tagesverlauf des Abflusses bei gestörtem Regime mitunter beträchtliche, oftmals auch sprungartige Änderungen des Abflusses. Solche Änderungen stehen mit dem Betrieb von Speichern, Staustufen, Teichen oder mit etwa stoßartigem Einleiten in Zusammenhang. Ein erster Aufschluß über solche Eingriffe läßt sich daher sehr leicht gewinnen., indem der ausgewiesene Momentanwert  $NQ$  auf das Tagesmittel des Abflusses an dem betreffenden Tag bezogen wird. Je mehr diese Relation von „1“ abweicht, umso stärker ist der Eingriff in das Niederwassergeschehen. In Kresser et al. (1985) wird auf diesen Punkt hingewiesen, wenn die Frage der Erstellung eines Datenkollektivs für die Niederwasserstatistik diskutiert wird.

- Angaben zur Überschreitungsdauer.  $Q_{95\%}$  und  $NQ(D,n)$ .

Zu den Grundlagen einer standardmäßigen Bemessung zählen die Dauerlinien. Diesbezügliche Angaben sind ebenfalls in den Hydrographischen Jahrbüchern und in den Monographien über „Abflüsse“ des Hydrographischen Dienstes enthalten. Bei Restwasserfragen und bei Untersuchungen von Einleitungen in Gewässern wird vielfach die Kenngröße  $Q_{347}$  bzw.  $Q_{95\%}$  herangezogen, die jenen Durchfluß bezeichnet, der mit einer Wahrscheinlichkeit von 95% erreicht oder überschritten wird.

Welche Aussage an diesen Wert geknüpft werden kann, hängt eng damit zusammen, welcher Bezugszeitraum bei der Bestimmung des Wertes zugrundegelegt wird. Zur generellen Charakterisierung des Regimes an einer bestimmten Pegelstelle kann der aus der Dauerlinie der Beobachtungsreihe abgeleitete Wert verwendet werden. Dieser Wert wird umso „stabiler“, je länger die Beobachtungsreihe ist. In der Schweiz wird daher im Gewässerschutzgesetz der Ermittlung von  $Q_{347}$  ein Zeitraum von 10 Jahren zugrundegelegt (Aschwanden, 1993).

Vielfach interessieren aber auch die Schwankungen, denen der Wert  $Q_{95\%}$  von Jahr zu Jahr unterliegt. Eine Ermittlung dieser Größe für jedes einzelne Jahr ermöglicht die Feststellung des Schwankungsbereiches innerhalb des Beobachtungszeitraumes und die Beurteilung der Situation in einem konkreten Jahr, z.B. einem speziellen Trockenjahr, im Vergleich mit den insgesamt beobachteten Niederwassersituationen (Amt der Stmk. Landesreg., 1995).

In vielen Ländern wird als maßgebende Niederwasserkenngroße das 10-jährliche 7-tägige Niederwasser ( $NQ(7,10)$ ) angesehen. Es wird aus einer statistischen Analyse der Jahreskleinstwerte der über  $D=7$  Tage gemittelten Tagesdurchflüsse eines jeden Jahres ermittelt (Krausneker, 1975; Nachtnebel, 1981; Kresser et al., 1985; DVWK, 1992). Die Jährlichkeit wird dabei zu  $n=10$  gesetzt.

### 2.1.2 Ergänzende statistische Auswertungen zur Erfassung der Variabilität der Niederwasserdurchflüsse

- Zeitliche Verteilung des Auftretens von Durchflüssen verschiedener Unterschreitungswahrscheinlichkeiten

Im Zusammenhang mit der Beurteilung von Einleitungssituationen ist eine Information über die Unterschreitungswahrscheinlichkeit von Durchflüssen verschiedener Größe im Verlauf des Jahres von Interesse. Angaben dieser Art wurden früher - z.B. im Rahmen der Ausarbeitungen für den Wasserkraftkataster - in Form von Durchflußdauerlinien für die verschiedenen Kalendermonate erarbeitet. In Verfolgung dieser Linie könnte bei weitergehender zeitlicher Auflösung die Unterschreitungswahrscheinlichkeit für Dekadenabschnitte oder für Einzeltage ermittelt werden.

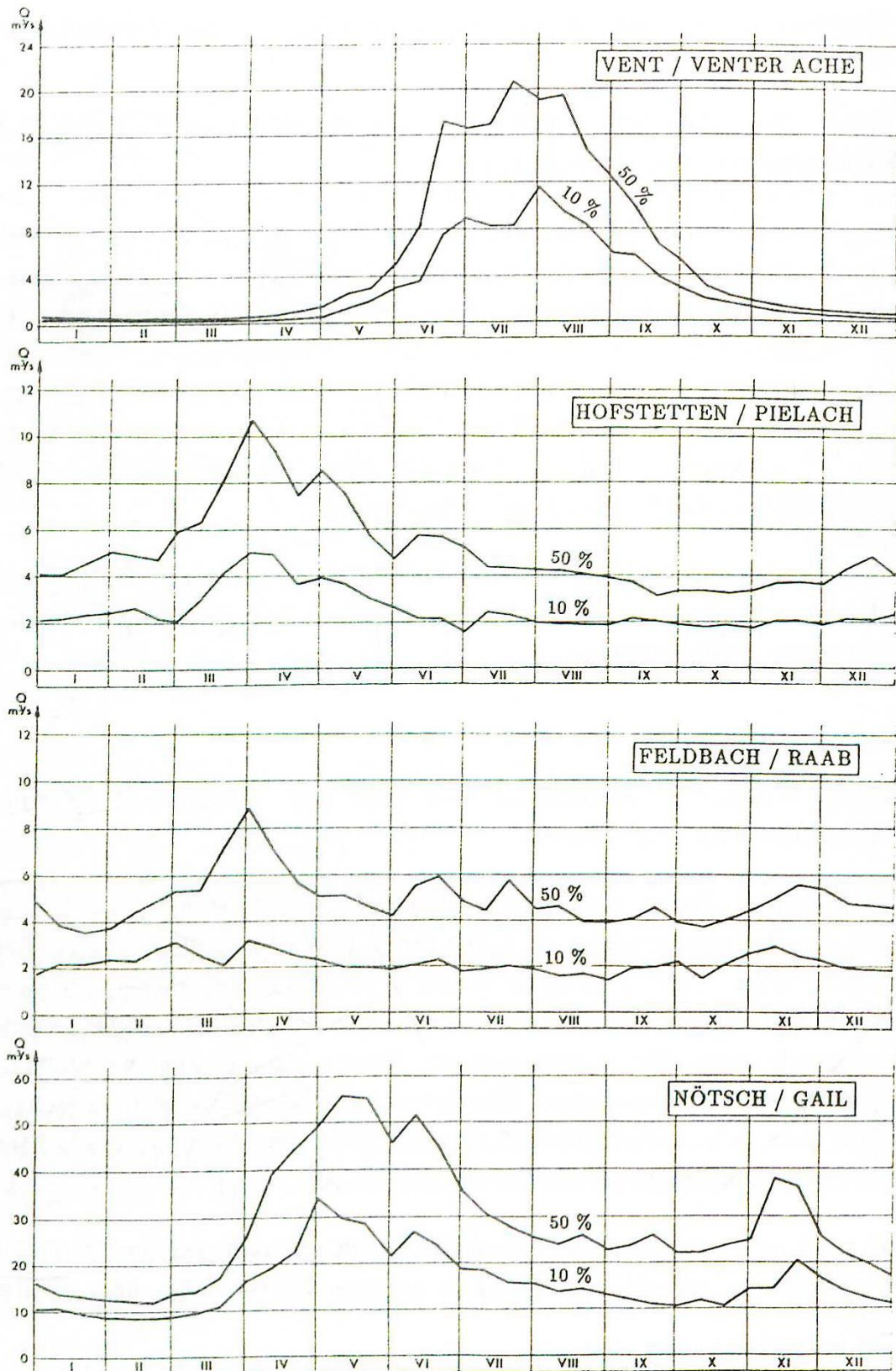
Abb. 1 zeigt den Verlauf der 10- und 50% Quantile für drei Abflußtypen. Deutlich treten markante Eigenheiten der verschiedenen Abflußtypen anhand dieser Darstellung in Erscheinung.

- Bedingte Wahrscheinlichkeiten für die Dauer der Unterschreitung eines gewählten Durchflußschwellwertes

Bisher behandelte „Dauer“-Kennzahlen bezogen sich auf die Anzahl der Tage innerhalb des Bezugszeitraumes, an denen der gewählte Schwellenwertdurchfluß erreicht oder unter- (über-) schritten wurde. Dabei blieb unbeachtet, ob diese „Dauer“ durch mehrmaliges Unterschreiten während verschiedener Zeitabschnitte des Bezugszeitraumes oder in einer einzigen Phase entstand. Zur Beschreibung der Niederwassersituation eines Gewässers erscheint es aber durchaus interessant, wie lange ein Durchfluß kontinuierlich unterschritten wird. Zwei Fragestellungen können dabei formuliert werden (s. Abb. 2)

- (a) Wie groß ist die Wahrscheinlichkeit dafür, daß ein maßgebender Durchfluß eine bestimmte Anzahl von Tagen in kontinuierlicher Folge überschritten wird?





**Abb.1** Verlauf der 50% Linie (obere Linie) und der 10% (untere Linie) Quantile der Unterschreitungswahrscheinlichkeit für vier verschiedene Abflusstypen

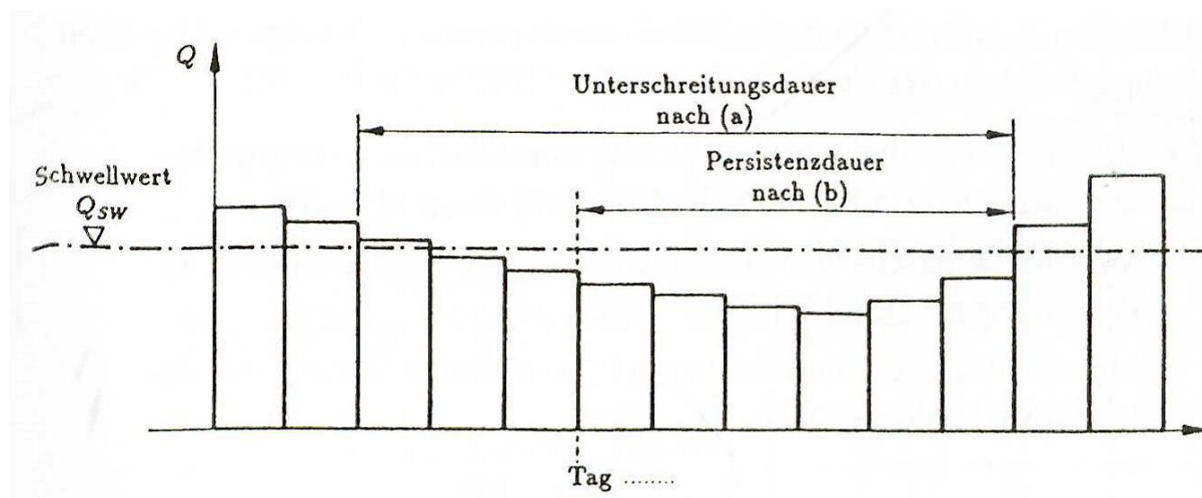


Abb. 2 Zur Definition von ereignis bzw. datenbezogenen Unterschreitungsdauern

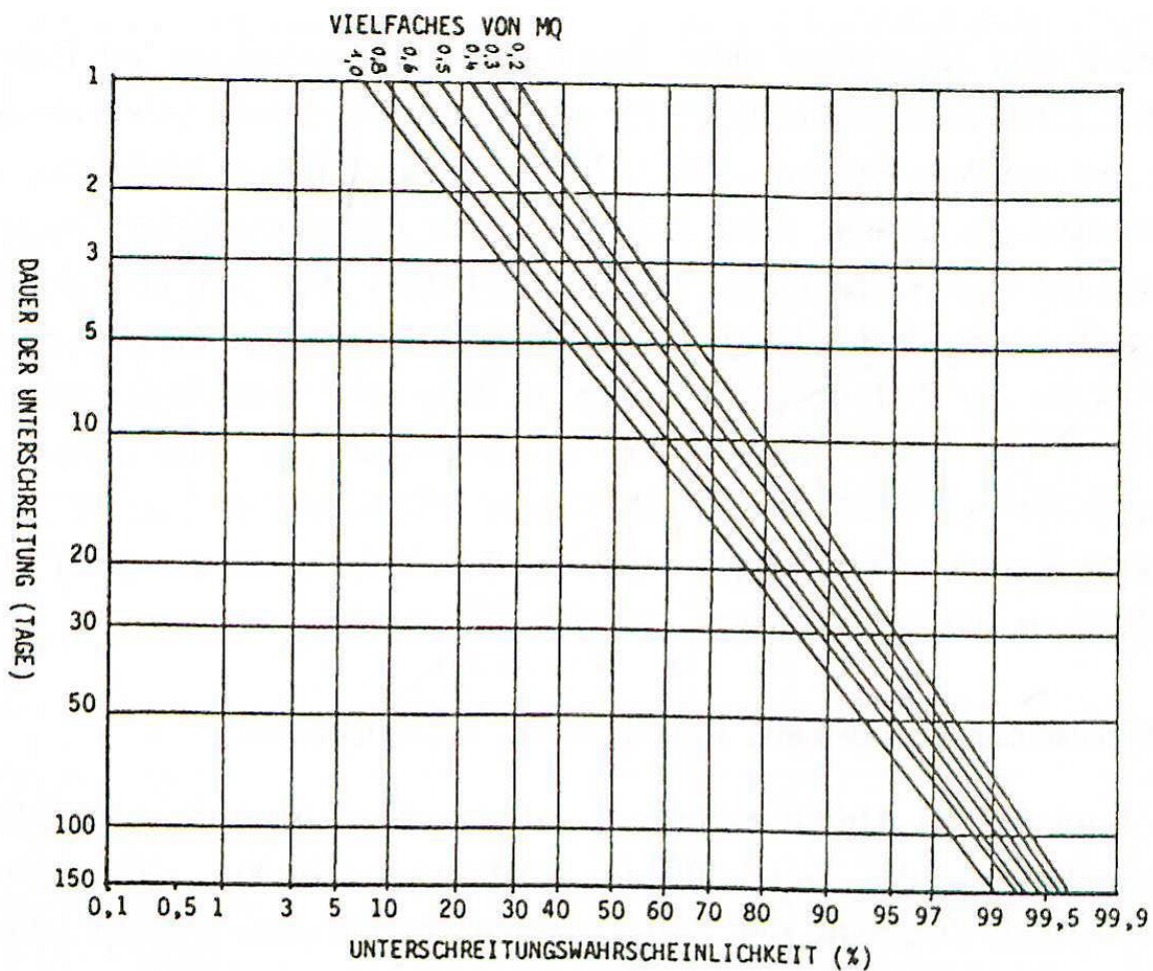


Abb. 3 Verteilung der Unterschreitungsdauern der Durchflüsse von Hofstetten/Pielach im logarithmischen Wahrscheinlichkeitsnetz (nach Kresser et al., 1985)

Eine Arbeit von Kresser et al. (1985) enthält als Beispiel für ein Ergebnis einer diesbezüglichen Auswertung das in Abb. 3 wiedergegebene Diagramm. Die damit möglichen Aussagen werden wie folgt formuliert (Kresser et al., 1985, S. 33):

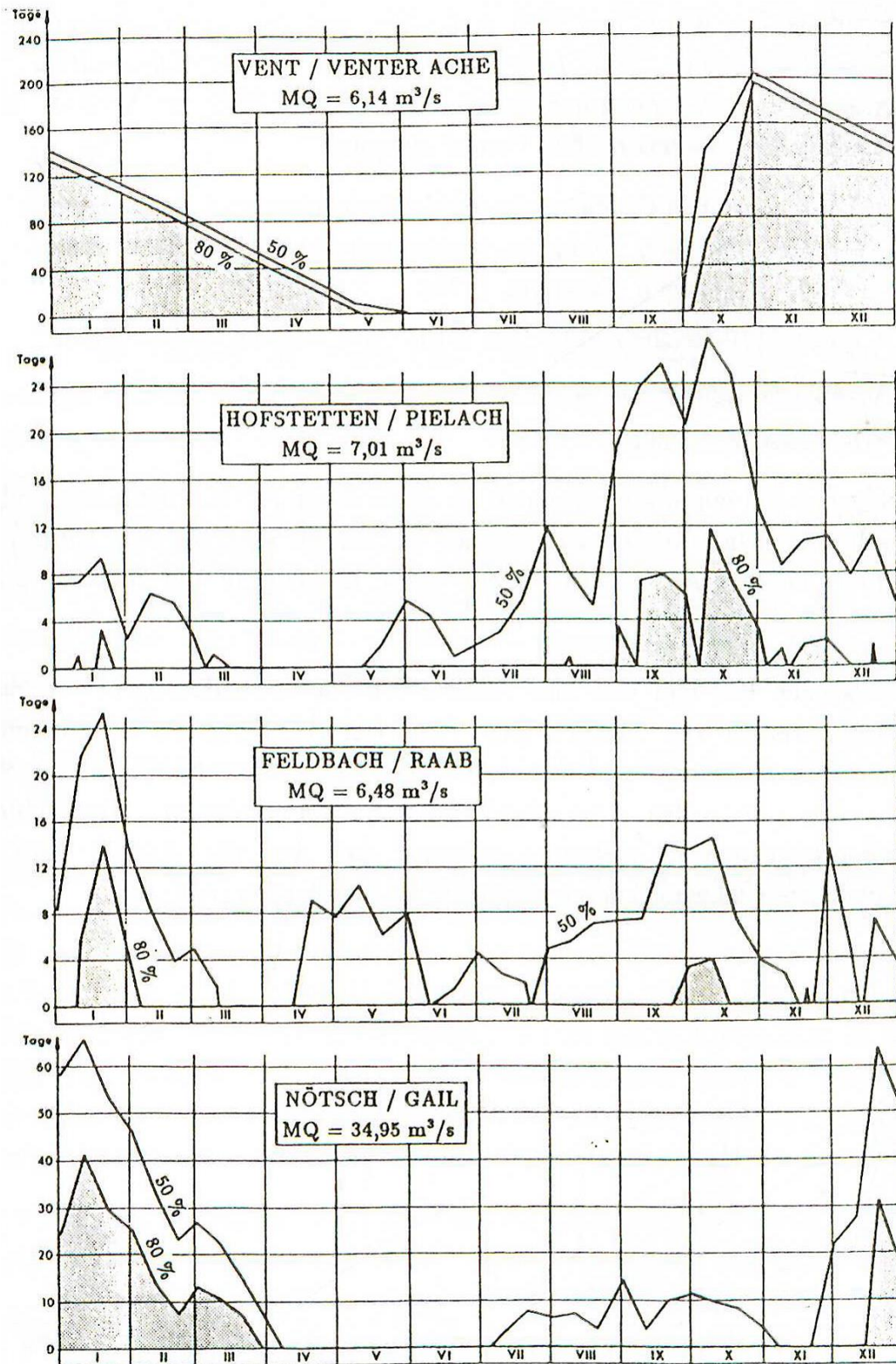
- Wird der Durchfluß von  $Q_{SW} = x \cdot MQ$  unterschritten, so dauert diese Unterschreitung in z.B. 50% der Fälle nicht länger als  $m$  Tage.
- Mit einer Wahrscheinlichkeit von  $p$  Prozent dauern Durchflüsse, die kleiner sind als  $Q_{SW}$ , höchstens 1 Tag.
- Mit einer Wahrscheinlichkeit von  $q$  Prozent dauern Durchflüsse, die kleiner sind als  $Q_{SW}$ , länger als  $j$  Tage“.

(b) Wie groß ist die Wahrscheinlichkeit dafür, daß an einem bestimmten Tag ein gegebener Durchfluß eine bestimmte Anzahl von Tagen in kontinuierlicher Folge unterschritten wird (Persistenzdauer)?

In Abb.4 sind Ergebnisse einer entsprechenden Auswertung im Rahmen des Projektes „Niederwasseranalyse“ für vier Flüsse dargestellt. Als Schwellenwert dient der mittlere Abfluß  $MQ$ . Die unterschiedlichen Maßstäbe auf den Ordinatenachsen deuten allein schon auf die unterschiedliche Dauer der zu erwartenden Unterschreitungen hin. Darüberhinaus zeigt sich aber deutlich, wie stark auch innerhalb des Jahres die Dauer von Unterschreitungsphasen variieren kann, wobei der Zeitpunkt des Auftretens längerer Unterschreitungen in enger Beziehung zu den klimatischen Bedingungen in den verschiedenen Einzugsgebieten steht. Aufgrund dieser Beobachtung lassen sich die unterschiedlichen Verteilungen der Unterschreitungsdauer auch in enge Beziehung zu den „Abflußtypen“ bringen.

## 2.2 Rezessionskurven bzw. Trockenwetterauslauflinien

Beobachtungen des Abflußverlaufes in Trockenzeiten führten schon frühzeitig zu der Vorstellung, der Durchfluß in Niederwasserphasen müßte durch eine mathematische Erfassung der „Auslauflinien“ beschrieben werden können.



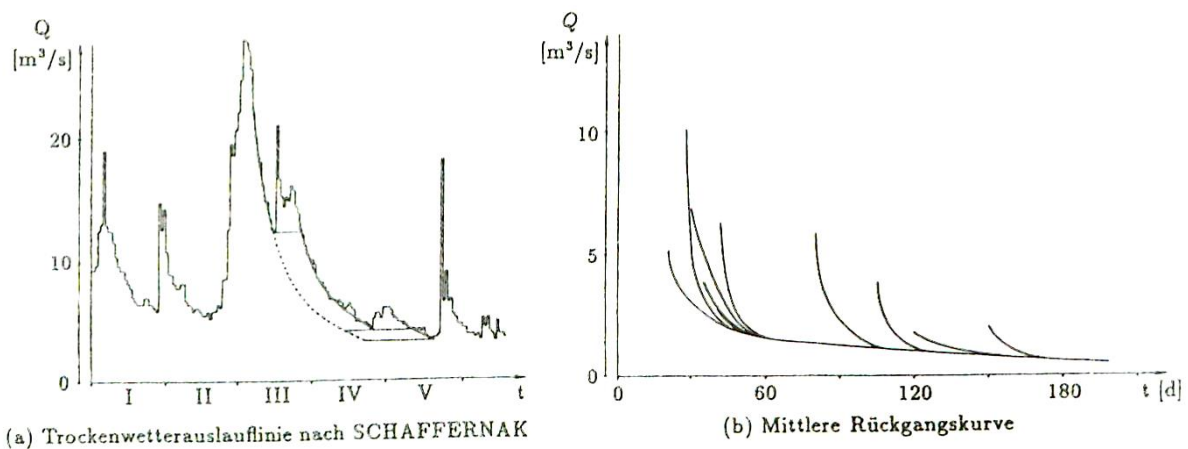
**Abb. 4** Persistenzdauer der Unterschreitung des mittleren Abflusses mit einer Überschreitungswahrscheinlichkeit von 50 % bzw 80 % (untere Linie schraffiert) für vier Abflußtypen

Mit dieser Vorstellung wurde und wird verbunden, daß der Durchflußrückgang mit einem allmählichen „Auslaufen“ der Grundwasserspeichervorräte des Einzugsgebietes in Zusammenhang steht und dementsprechend einen gleichmäßigen, charakteristischen Verlauf annimmt.

- Die quantitative Erfassung der Auslauflinie kann nach verschiedenen Ansätzen erfolgen: Hydraulisch-mathematischer Ansatz (z.B. Singh, 1969; Nutbrown u. Downing, 1976):
- quasiphysikalische Ansätze auf Basis verschiedener Speichertypen;
- empirisch, durch Kurvenanpassung gefundene Auslauffunktionen,
- statistische Ansätze.

Im folgenden soll nur auf die Gruppen der empirischen Auslauffunktionen und der quasi-physikalischen Ansätze eingegangen werden, die aufgrund ihrer Konzeption und ihrer leichten Anwendbarkeit verbreitet Eingang in die Ingenieurpraxis gefunden haben.

Im einfachsten Fall läßt sich eine Auslauflinie nach Schaffernak (1960) durch „Aneinanderreihen der absteigenden Äste der Abflußganglinien zu einem fortlaufenden Linienzug“ gewinnen (Abb. 5a). Eine andere Möglichkeit besteht darin, die in den verschiedenen Rückgangsphasen beobachteten Durchflußrückgänge so zusammensetzen, daß sich die unteren Äste der verschiedenen Rückgangskurven möglichst gut überdecken (Abb.5b).



**Abb. 5** a) Trockenwetterauslauflinie nach Schaffernak  
b) Mittlere Rückgangskurve

In vielen Fällen wurde versucht, solche Auslauflinien über analytische Funktionen mathematisch zu beschreiben. Die verwendeten Ansätze sind zumeist vom Typ einer Exponentialfunktion. Beispiel dafür sind u.a.

Maillet	$Q_t = Q_0 \cdot \exp(-\alpha \cdot t)$
Balco	$Q_t = Q_0 \cdot \exp(-\alpha \cdot \sqrt{t})$ bzw. $Q_0 \cdot \exp(-\alpha \cdot t^n)$
Riggs	$Q_t = Q_0 \cdot k \cdot t$
	$Q_t = Q_0 / (1 + \beta t)^2$

Wie aus den Bildern zur Auslauflinienkonstruktion hervorgeht, stellt sich keineswegs immer dieselbe Auslaufkurve ein, wie eine Annahme der Funktionstypen suggerieren könnte. Die Auslaufkurven unterscheiden sich vielmehr in Abhängigkeit von den Witterungsverhältnissen und von den damit in Verbindung stehenden ungleich großen Speicherrücklagen von Situation zu Situation mitunter äußerst stark. Eine gezielte Erfassung müßte daher entweder auf eine Variation der Parameter der Auslaufkurvenfunktion abstellen oder auf die Anwendung von integrierten N-A-Modellen übergehen. In der Praxis wurde diesem Umstand dadurch Rechnung getragen, daß verschiedentlich „typische“ Auslaufkurven für unterschiedliche Situationen aufgestellt wurden. Als Beispiele dafür können die saisonalen Auslaufkurven (Wundt, 1953; Riggs, 1963) gelten (Abb. 5c).

In anderen Fällen wurde versucht, durch Aufteilung der Auslaufkurve nach der Größe des Ausgangsdurchflusses bzw. des Scheitelwertes der vorangegangenen Welle zu einer breiteren Anwendbarkeit des Auslaufkurvenkonzeptes zu kommen (s. z.B. Apollonov et al., 1964; Balco, 1965; Kunsch, 1965). Jensen und Lang (1989) berichten über einen erfolgreichen Einsatz dieser Konzeption in einem Modell zur Echtzeit-Vorhersage des Mindestabflusses für den Rhein bei Rheinfelden. Die dabei zugrundegelegten Modellannahmen dürften gute Hinweise für mögliche ähnliche Anwendungen geben. Jensen und Lang fanden u.a., daß

- die Abflußganglinie bei Trockenheit innerhalb des betrachteten Intervalles von etwa 30 Tagen gegen einen Grenzwert strebt, der eine Funktion der Steilheit des Auslaufkurvenrückganges ist;
- der Grenzwert einen mehr oder weniger deutlichen Jahresgang aufweist, im wesentlichen aber durch die meteorologischen Verhältnisse der vorangegangenen Wochen und Monate abhängig sein dürfte.

### 3 Methodik

Allgemein besteht die Niederwasserauswertung einer Abflußreihe in der Auswahl von unabhängigen und trendfreien Extremwerten, die entsprechend ihrer Größe geordnet werden, und dann durch eine angepaßte Verteilung approximiert werden. Als Ergebnis erhält man die Häufigkeit (oder Auftrittswahrscheinlichkeit) von seltenen, in unserem Fall, Niedrigwässern. Geeignet sind Extremwertverteilungen vom Typ III (DVWK, 1992)

Im Unterschied zu anderen hydrologischen Ereignissen, wie z.B. bei Hochwässern, ist bei Niederwasseranalysen die Untersuchungen mehrerer Variabler und deren gleichzeitiges Auftreten wichtig. Als Beispiel sei die Größe eines Niederwassers, die Unterschreitungsdauer eines Schwellenwertes und der Auftrittszeitpunkt angeführt.

Waren bisher die Analyse der Meßreihen im Vordergrund, so wird in diesem Abschnitt Methoden zum Vergleich verschiedener Gebiete, bzw. zur Angabe von Schätzwerten für nichtbeobachtete Einzugsgebiete kurz erläutert. Mit Hilfe von Regionalisierungsverfahren werden diese punktbezogenen Information auf ein ganzes Gebiet übertragen. Bei den Regressionsansätzen werden nichtlineare Beziehungen (Fuchs und Rubach, 1983, DVWK, 1983) zwischen einer Jährlichkeit eines Ereignisses und an anderen Auftrittswahrscheinlichkeiten, sowie morphometrischen Parametern des Einzugsgebietes angenommen und durch statistische Anpassung berechnet.

#### 3.1 Interpolation und Regression

Zur Erfassung der Niederwasserverhältnisse in einem Einzugsgebiet werden häufig an mehreren Stellen Simultanmessungen durchgeführt und diese „Momentaufnahmen“ mit einer längeren beobachteten Abflußreihe verglichen. Meist wird dann das Verhältnis zwischen einem statistischen Wert (Quantil) und den zugehörigen Momentanwert verwendet, um daraus statische Aussagen für die Meßstellen der Einzelaufnahme abzuleiten. Da die Niederwasserverhältnisse stark vom Bodenwasser- und Grundwasserhaushalt beeinflußt sind, setzt diese einfache Interpolation implizit gleichen Grundwassereinfluß an den diversen Meßstellen voraus. Was gerade bei kleinen Einzugsgebieten zumindest einer Überprüfung zu unterziehen wäre.

In anderen Verfahren wird für hydrogeologisch ähnliche Gebiete eine empirische Beziehung zwischen Abflußspende, Bewaldungsgrad, Bodenart, Hangneigung und Form des Einzugsgebietes aufgestellt (Demuth, 1993, Prellberg, 1977). Carlston (1963) stellte Beziehungen zwischen der Flußgebietsdichte und dem Rezessionsparameter der Abflußganglinie her.

Die Übertragung von lokalen Beobachtungen auf eine Abflußregion ist z. B. für verschiedene Flußgebiete Europas z. B. von Glos et al. (1972) für die DDR und von Widmoser (1974) für vierzig kleine Einzugsgebiete der Schweiz erfolgt. Die Ergebnisse des letzten Zitats basieren auf Relationen zwischen Parametern A und B und Einzugsgebietskenngrößen, wie

E	Einzugsgebietsfläche
$\Delta l$	Entfernung des Pegels vom Schwerpunkt
$H_F$	mittlere Höhenlage des Einzugsgebietes
l	Tallänge des Hauptflusses
$NQ_n = A - B Y_n$	
A =	$f(E, \Delta l, H_F)$
B =	$g(E, \Delta l, H_F)$

Die Einflußgrößen, E,  $\Delta l$ ,  $H_F$  sind in den meisten Fällen bestimmbar. Die zugehörigen Exponenten sind durch Optimierung erhältlich. Diese Methode baut auf der Auswertung von Einzugsgebietsflächen zwischen 0.6 - 600 km<sup>2</sup> auf. Unter der Voraussetzung einer Neubestimmung der Koeffizienten scheint eine Übertragung auf andere Regionen möglich.

### 3.2 Gliederung nach „typischen Einheiten“

Die Überlegungen in diesem Abschnitt setzen bei der Beobachtung an, daß Einzugsgebiete von Pegelstellen bei der gegebenen Dichte des Abflußmeßstellennetzes zumeist so groß sind, daß sie mit Blick auf den örtlichen Wasserhaushalt nicht mehr als homogen anzusehen sind. Differenzierungen in Hinblick auf Geologie, Böden, Topographie und Vegetation bringen mit sich, daß die Abflußbildung des Trockenwetterabflusses aus dem Grundwasser nicht überall im Einzugsgebiet gleich erfolgt.



Grundsätzlich könnte eine Analyse der räumlich differenzierten Ausprägung des Wasserhaushaltes über die Simulation der dabei beteiligten Prozesse erfolgen (Abb. 6). Praktisch wird sich dies im Rahmen von Abwasserentsorgungskonzepten kaum realisieren lassen. Aus der Prinzipdarstellung können jedoch Anhaltspunkte dafür gewonnen werden, ob an einem bestimmten Standort mit einer entsprechenden Grundwasserneubildung gerechnet werden kann. Wesentliche Einflußfaktoren sind dabei der Bodenaufbau, die Bodenkennwerte, die Vegetation mit dem Wurzelraum und der Flurabstand sowie die hydraulischen Eigenschaften des Grundwasserleiters.

Diese Faktoren können auch ohne explizite, detaillierte Quantifizierung die Basis für eine räumliche Differenzierung bilden. Diese könnte über eine Grobklassifizierung der verschiedenen Einzugsgebietsflächen erfolgen. Ähnlich wie in der Arbeit von Becker (1986) könnte die Unterscheidung getroffen werden nach

- offenen Wasserflächen
  - undurchlässigen Flächen
- Flächen mit:
- tiefliegendem Grundwasserspiegel
  - oberflächennahem Grundwasserspiegel
- Hangflächen mit:
- durchlässigem Untergrund,
  - geringmächtiger Deckschicht und gut durchlässigen Unterbodenschichten

In Kombination mit den Niederschlägen und den Verdunstungsbedingungen kann nach Becker auf die Größe der Direktabflußbildung geschlossen werden. In Verbindung mit der Topographie und den geologischen Bedingungen könnte hier auch eine qualitative Aussage über die Größe der Grundwasserneubildung und die Möglichkeiten der Trockenwetterabflußbildung versucht werden. Deutliche Unterschiede in diesen Faktoren müssen zu differenziertem Verhalten in den Trockenwetterabflüssen führen. In Anlehnung an Becker wäre somit eine Differenzierung im Einzugsgebiet oder Flußgebiet vorzunehmen durch „Abgrenzung und separate Behandlung von Teilflächen mit charakteristisch unterschiedlichem Verdunstungs- und Abflußbildungsregime“.

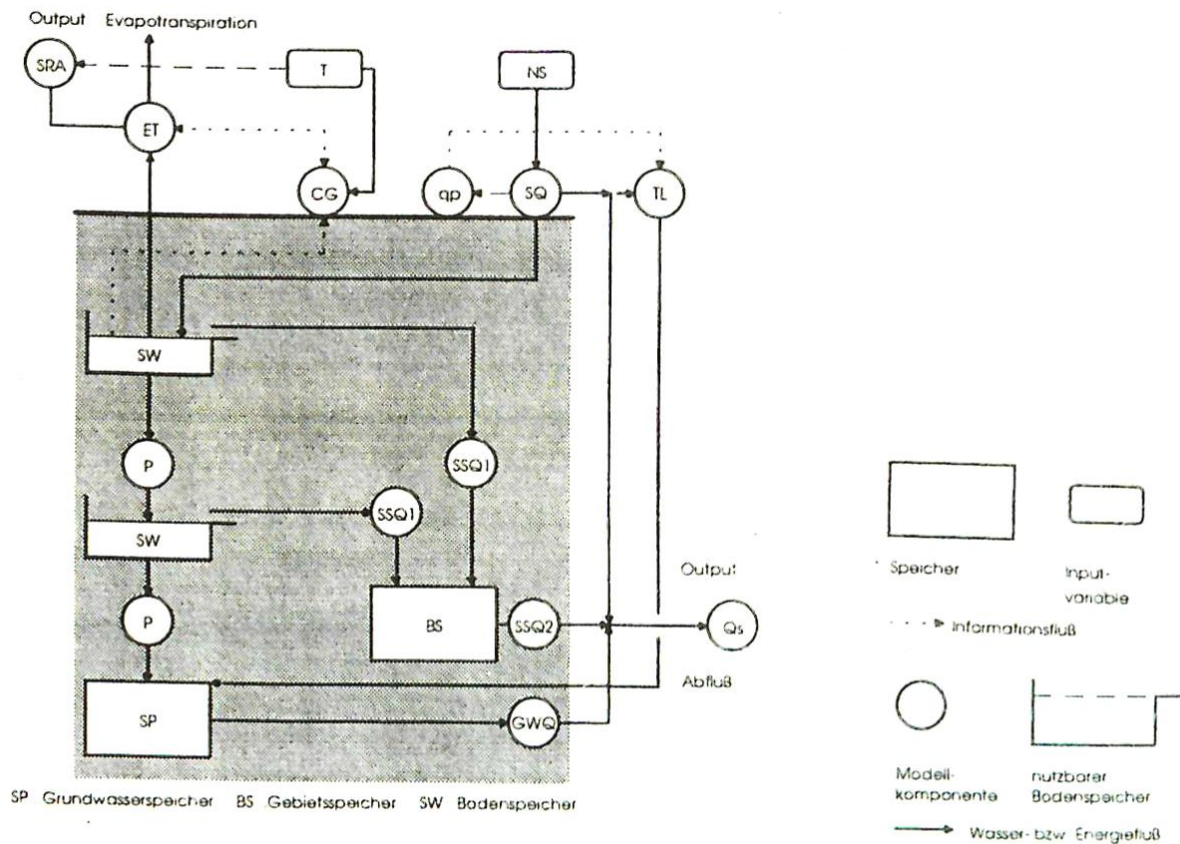


Abb. 6 Schematische Darstellung eines Wasserhaushaltsmodelles

Als einfachstes Hilfsmittel zur Differenzierung bietet sich allerdings die Durchführung von Sondermessungen des Abflusses an vielen, im Gebiet verteilten Bachquerschnitten an. Um die Vergleichbarkeit zu gewährleisten, sollten diese Messungen möglichst simultan und, um auf die  $Q_{95\%}$ -Werte schließen zu können, möglichst in ausgeprägten Trockenzeiten durchgeführt werden. Eine Auswertung der so erhobenen Durchflüsse über Niederwasserspenden und über eine räumliche Zusammenfassung von Spendenwerten gleicher Größenordnung kann Aufschluß über etwaige Unterschiede zwischen verschiedenen Gebietsteilen geben. Die daraus entwickelten Aussagen über eine etwaige räumliche Differenzierung können durch die oben angeführten Überlegungen zur Trockenwetterabflußbildung auf Plausibilität hin überprüft werden.

### 3.3 Zeitlicher Instationaritäten

Das hydrologische Regime wird sowohl durch einen deutlich ausgeprägten Jahresgang, sowie durch die längerfristige Veränderungen bestimmt. Dazu zählt die Klimadrift und die unmittelbaren Auswirkungen der Landnutzung im Einzugsgebiet. Die Abflußverhältnisse werden verändert, die Grundwasseranreicherung durch Bodenverdichtung reduziert, und damit der Basis- oder Niederwasserabfluß ebenfalls verkleinert. Bedenkt man, daß eine Verordnung über die Abwassereinleitung längere Wirksamkeit haben wird, so ergibt sich der Bedarf nach einer Aussage über das langfristige Verhalten des Abflusses.

Als Analysemethoden bieten sich

- Zeitreihenverfahren
- hydrologische Modelle an,

die eine 'gesetzmäßige Beziehung' zwischen wasserwirtschaftlich relevanten Handlungen im Gebiet und dem Zustand des Einzugsgebietes herstellen.

Zeitreihenanalysen sind gut entwickelte Methoden, allerdings sind die Reihen meist sehr kurz und dann haben diese Methoden keine Erklärungskraft. Konzeptuelle hydrologische Modelle, deren Parameter aus Naturmessungen gewonnen werden können, und die verschiedene Komponenten des Systems (Oberflächenhydrologie, Bodenwasserhaushalt, Grundwasser) verknüpfen, bieten eine Grundlage für Experimente und damit für ein verbessertes Verständnis der ablaufenden Prozesse. Ein Beispiel wird anschließend für das Einzugsgebiet des Weidenbaches gegeben.

## 4 Anwendungen

### 4.1 Beispiel „Lainsitztalstudie“

Im Beitrag von Kroiß et al. (1996; dieser Band) wird ausführlich auf die Gesamtproblematik der Abwasserentsorgung im Lainsitztal und auf die Frage der Umsetzung von Abwasserkonzepten eingegangen. Von den darin angeführten Kriterien berührt das der Vorflutersituation und das des damit erreichbaren Verdünnungsverhältnisses bei Einleitungen die in diesem Beitrag zu behandelnde Thematik. Die im Rahmen dieser Studie gewählte Vorgangsweise zur Erfassung der Vorflutersituation soll im folgenden dargestellt werden.

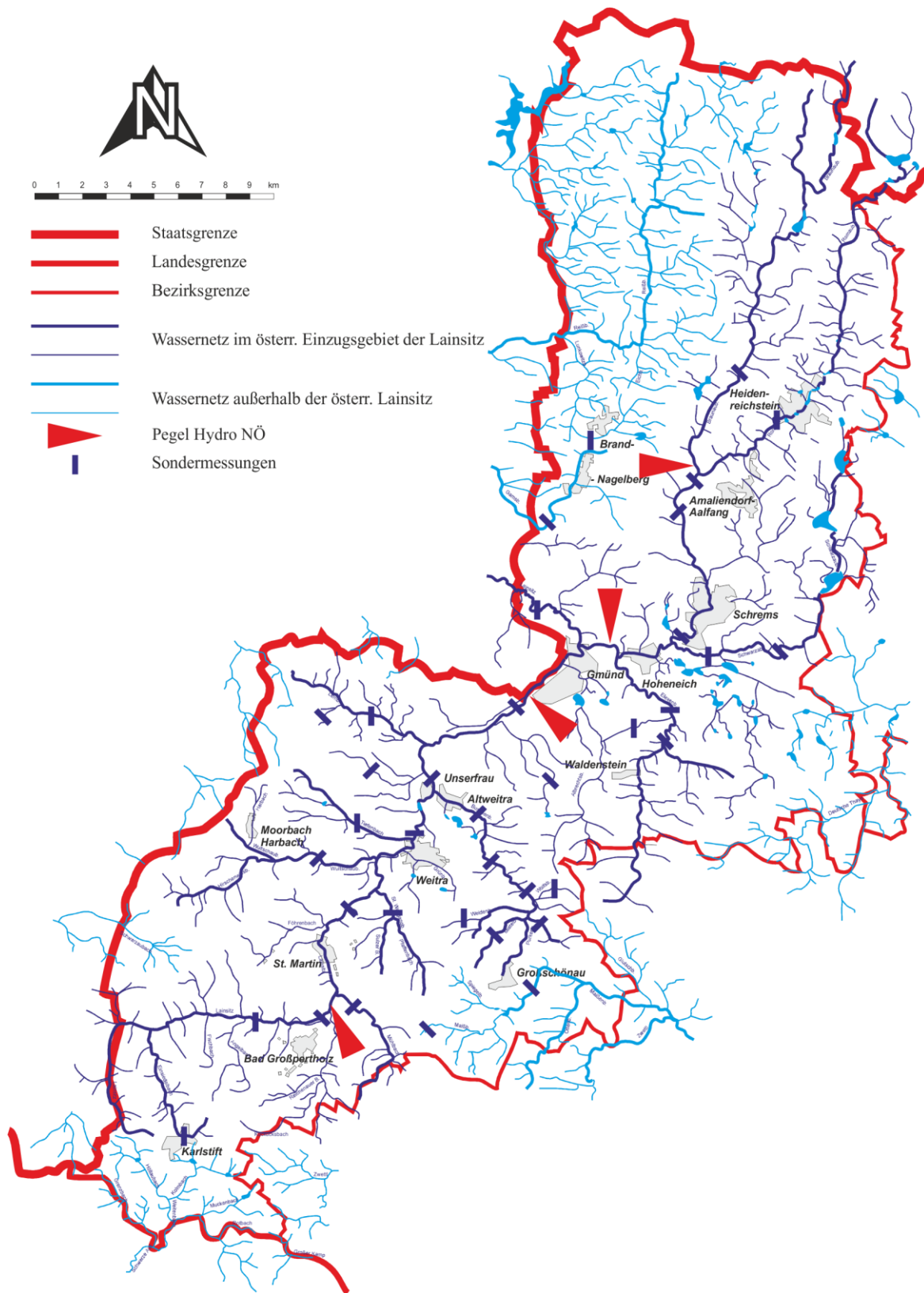
#### Erfassung der Vorflutersituation

Den Ausgangspunkt für die Erfassung der Trockenwetterabflüsse bildeten die Durchflußangaben an den 4 Pegeln des Hydrographischen Dienstes NÖ im Lainsitzgebiet (Abb. 7). Auf Basis der Tagesdurchflüsse des Zeitraumes 1982-1991 wurden die Kennwerte  $Q_{95}$  bzw.  $q_{95}$  ermittelt (Tabelle.1).

Pegel	Fläche (km <sup>2</sup> )	$Q_{95}$ (l/s)	$q_{95}$ (l/skm <sup>2</sup> )
Oberlainsitz/Lainsitz	81,1	240	2,96
Ehrendorf/Lainsitz	267,6	480	1,79
Amaliendorf/Braunaubach	68,7	60	0,87
Hoheneich/Braunaubach	291,5	270	0,93

**Tab. 1:** Durchflüsse ( $Q_{95}$ ) und Abflußspenden ( $q_{95}$ ) mit 95%  
Überschreitungswahrscheinlichkeit Datenbasis 1982-1991

Anhand der Abflußspenden  $q_{95}$  läßt sich erkennen, daß die auf die Einheitsfläche bezogenen spezifischen Trockenwetterabflüsse im Einzugsgebiet variieren. Für das im



**Abb. 7** Gewässernetz und Meßnetz im Einzugsgebiet der Lainsitz und Sondermessung der Durchflüsse

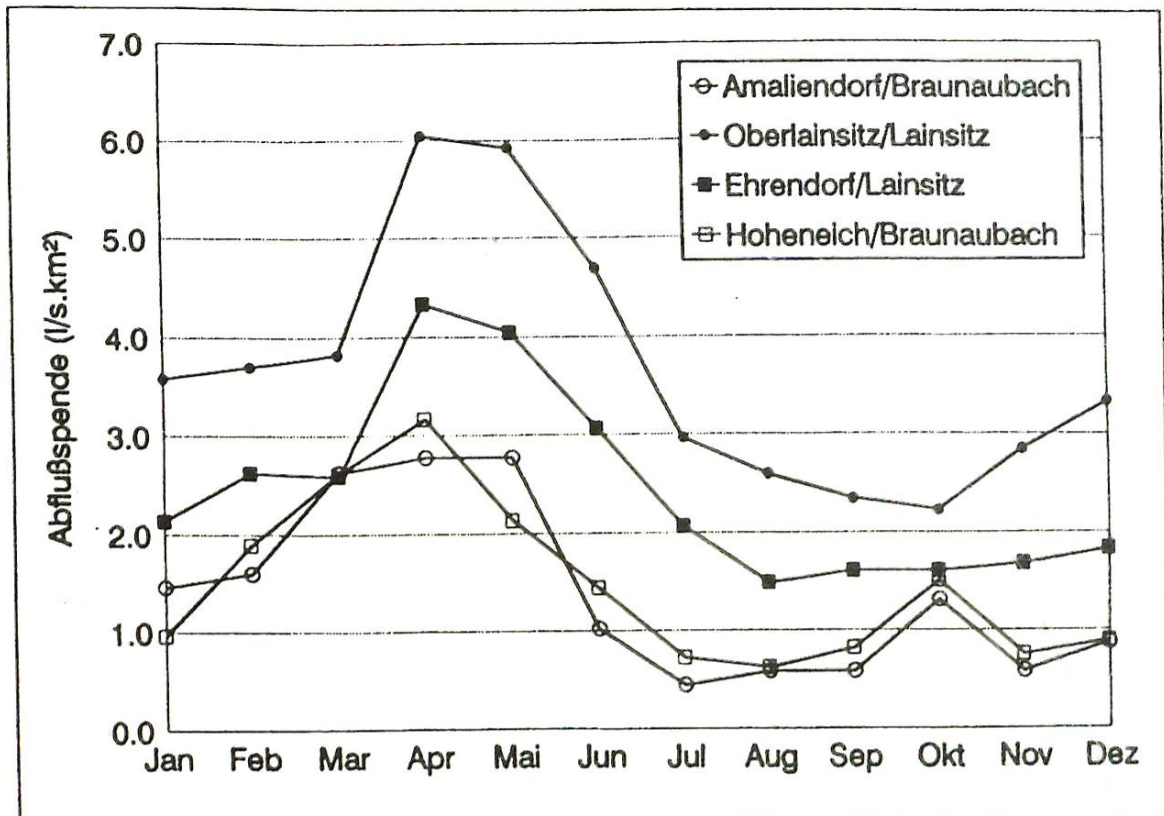


Abb. 8 Jahreszeitlicher Verlauf der Abflußspenden mit 95 %  
 Überschreitungswahrscheinlichkeit ( $q_{95}$ ) Datenbasis: 1982-1991

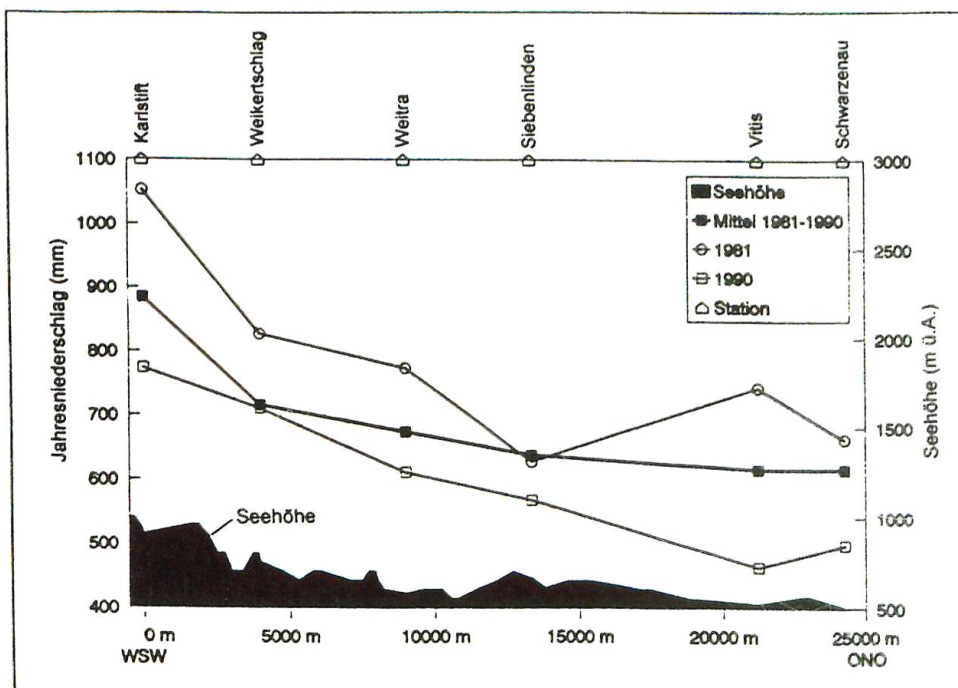


Abb. 9

Längenschnitt von WSW (Karlstift) nach SOS (Schwarzenau)  
 des Geländes und der Niederschlagsverhältnisse

Südwesten gelegene obere Einzugsgebiet der Lainsitz ergeben sich deutlich größere Abflußspenden als für das Einzugsgebiet des Braunaubaches im Norden.

Dies gilt auch bei Betrachtung der jahreszeitlichen Verteilung der Niederwasserabflüsse (Abb. 8). An allen vier Pegeln zeigt sich ein deutlich ausgeprägter Jahresgang in den für die einzelnen Monate ermittelten  $Q_{95}$ -Abflußspenden. Die Spenden des oberen Lainsitzgebietes liegen in allen Monaten höher als die des Braunaubaches. Im Jahresgang zeigen sich gewisse Unterschiede bei Betrachtung des Zeitpunktes des Auftretens der höchsten und der tiefsten Werte. Im südlichen, höher gelegenen Teil treten die Maxima in ausgeprägter Form in den beiden Monaten April und Mai auf, im nördlich gelegenen Braunaubachgebiet sind bereits im März  $Q_{95}$ -Werte zu beobachten, die sich nicht mehr viel von den Höchstwerten im Jahresablauf (April) unterscheiden. Bei den Tiefstwerten tritt das Minimum im Jahresverlauf im Nordteil ebenfalls früher (Juli/August) als im Südteil (August bis Oktober) auf. Hinter diesem Verhalten stehen Eigenheiten des Wasserhaushalts in den beiden Einzugsgebietsteilen wie der größere Schnee- und Wasserreichtum im höher gelegenen Südteil gegenüber dem rascheren Aufbrauch der Boden- und Grundwasservorräte im nördlichen Gebietsteil.

Zur genaueren Aufschlüsselung des Trockenwetterabflußangebotes wurden daher Sondermessungen des Durchflusses an allen denkbaren Einleitstellen durchgeführt. In Abb. 7 sind diese Stellen durch entsprechende Balken markiert. Begünstigt durch eine relativ lange Schönwetterperiode konnten an mehreren Terminen Messungen durchgeführt werden, die sich der Größenordnung nach gut dem gesuchten Niederwasserbereich zuordnen ließen. Pro Einleitstelle wurden derart zumeist zwei bis drei Niederwasserdurchflüsse erhoben. Die Umrechnung auf die gesuchten  $Q_{95}$ -Durchflüsse erfolgte über die Bildung von Verhältniszahlen, mit denen an den vier Pegelstellen die Durchflüsse zu den verschiedenen Meßterminen mit den dort bekannten  $Q_{95}$ -Werten gewogen wurden gemäß

$$Q_{95}^{(E)} = Q_{(t)}^{(E)} \cdot Q_{95}^{(P)} / Q_{(t)}^{(P)},$$

worin (E) für die mögliche Einleitstelle, (P) für einen der vier Pegel als Bezugspegel und (t) für den Zeitpunkt der Sondermessung stehen. Aus den zwei

bis drei Einzelmessungen ergab sich dadurch ein gewisser Streubereich, aus dem durch Bilanzüberlegungen schließlich jener Wert für  $Q_{95}$  abgeleitet wurde, der den weiteren Überlegungen für eine räumlich differenzierte Erfassung der Einleitbedingungen zugrundegelegt wurde.

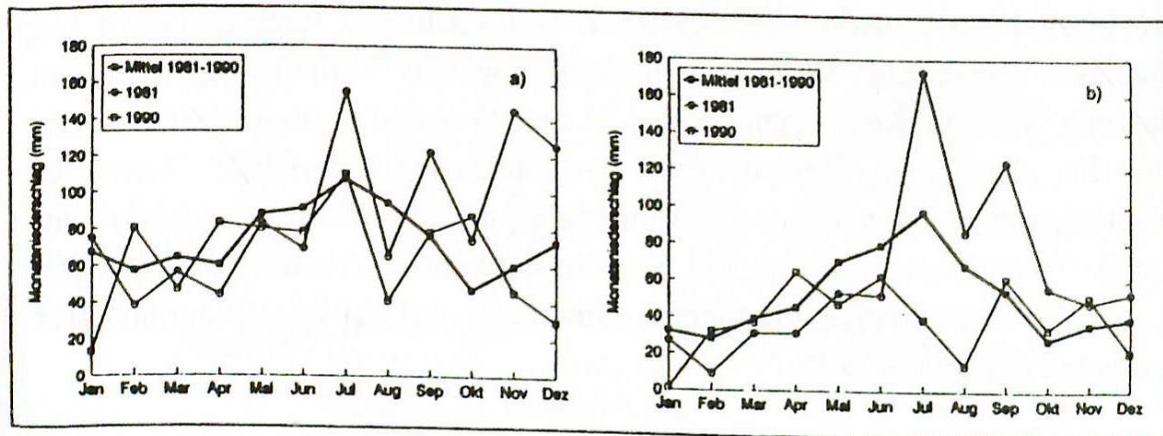


Abb. 10 Jahreszeitlicher Verlauf der Niederschlagsverhältnisse (Monatssummen)  
für a) SW (Karlstift) b) (Vitis)  
Mittel 1981-1990; 1981 feuchtes Jahr, 1990 trockenes Jahr

Die Bilanzüberlegungen bauten auf einer Analyse der Niederschlagsverhältnisse und auf einer hydrologischen Bewertung der Böden und der Landnutzung im Einzugsgebiet auf. Wie ein Längsschnitt durch das Einzugsgebiet zeigt (Abb. 9), nimmt der Jahresniederschlag von Südwesten (Karlstift) nach Osten merklich ab. Dies gilt auch für Einzeljahre, und zwar sowohl für nasse als auch für trockene Jahre sowie für die Niederschläge in den einzelnen Monaten (Abb. 10). Die Niederschläge sinken dabei auf ein Maß, das eine lokale Grundwasserneubildung aus Niederschlag nicht mehr zuläßt. In der Verteilung der Böden äußert sich dies im Vorherrschen von „mäßig trocken“ bis „trocken“ eingestuften Bodenformen von im allgemeinen hoher Durchlässigkeit in den betreffenden Gebietsteilen mit niedrigen Niederschlägen. Eine ausreichende Wasserspeicherung und Abflußbildung in Trockenzeiten kann sich dabei nicht einstellen. Es überrascht daher auch nicht, daß in diesen Gebietsteilen deutlich geringere Trockenwetterabflüsse gemessen werden und auch die Gewässer nur in Form sehr schmaler und seichter Gerinne ausgebildet sind.



Die verschiedenen Beobachtungen ergänzen sich zwangsfrei zu einer Einstufung der Gewässer des gesamten Einzugsgebietes nach den drei in Abb. 11 angegebenen Spendeklassen.

#### **4.2 Beispiel Weidenbach:**

Anhand eines Beispiels des Einzugsgebietes des Weidenbaches in Niederösterreich werden die Auswirkungen von zeitlichen Veränderungen der Klimavariablen sowie die Wirkung von anthropogenen Veränderungen in der Landnutzung auf die Komponenten des Wasserkreislaufes abgeschätzt. Dazu werden die einzelnen Reihen der hydrologischen Variablen, seien es Eingangsgrößen wie Niederschlag und Temperatur und in der Folge der Abfluß auf langfristige Veränderungen untersucht. Es wird ein kontinuierliches Abflußmodell erstellt, das die längerfristige Veränderung im Gebiet auf der Basis begründbarer Anwendungen nachbilden soll.

Der Weidenbach überwindet von seinem Ursprung im Ortsgebiet von Atzelsdorf (ca. 215 m.ü.A.) bis zu seiner Mündung in die March (ca. 145m ü.A.), auf einer Gesamtlänge von 31,69 km, einen Höhenunterschied von ungefähr 70 m, was einem durchschnittlichen Gefälle von 2,2 Promille entspricht.

Im Einzugsgebiet (Abb. 11) wird nur der Pegel Pirawarth beobachtet. Dieser liegt bei Flußkilometer 21,85, auf einer Seehöhe von 166,59 m ü.A. und betrifft eine Fläche von 71,0 km<sup>2</sup>. Die Wasserstände werden seit 1967 beobachtet, mit der Abflußermittlung wurde 1968 begonnen. Die Hydrogeologie des Gebietes wird von Gerabek (1947) beschrieben.

Die vorherrschenden Ausgangsmaterialien zur Bodenbildung im Gebiet sind der sehr weit verbreitete Löß, die zutage tretenden tertiären Feinsedimente, welche zum Teil bindig (Tegel) und zum Teil sandig sind, sowie in den Talsohlen Schwemmaterial. In diesem Gebiet beeinflusst das Relief die Bodenbildung weitgehend. Schon schwache Neigungen (2-5°) führen im Lauf der Zeit zur Erosion und Akkumulation.

Als Bodenart treten neben dem vorherrschenden lehmigen Schluff, noch Lehm (sandig bis tonig) und selten Ton auf. Sandige bzw. kiesige Böden sind auf wenige Hektar beschränkt.

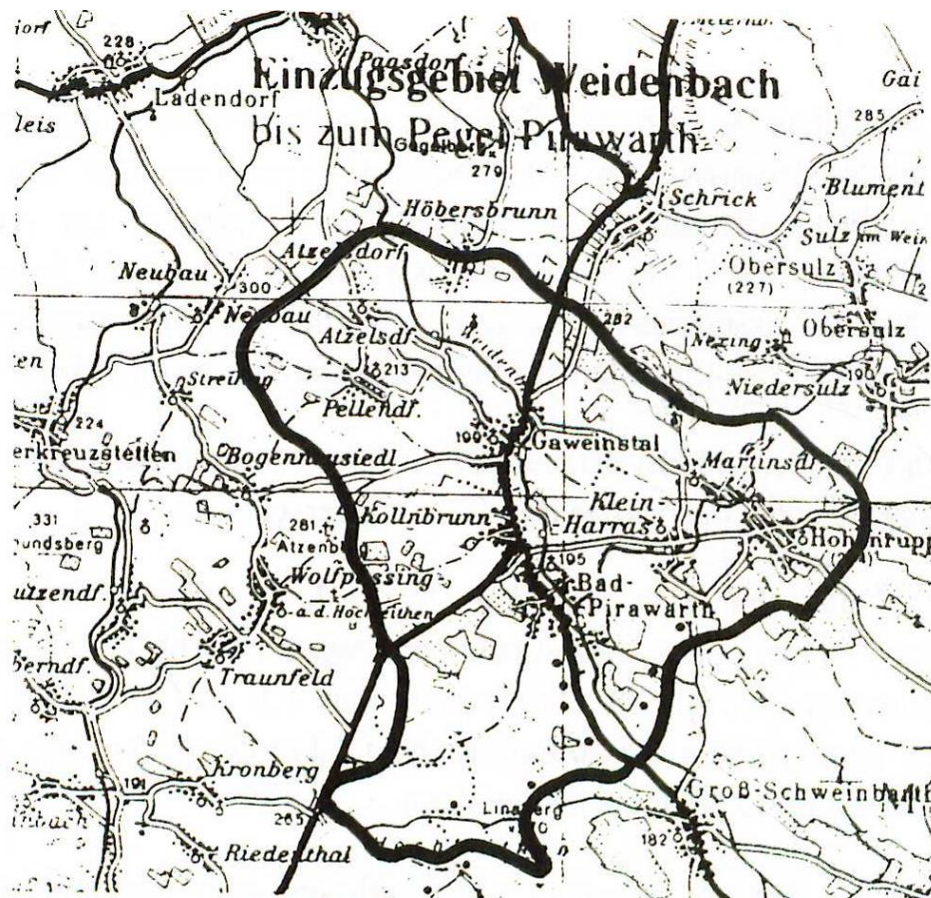
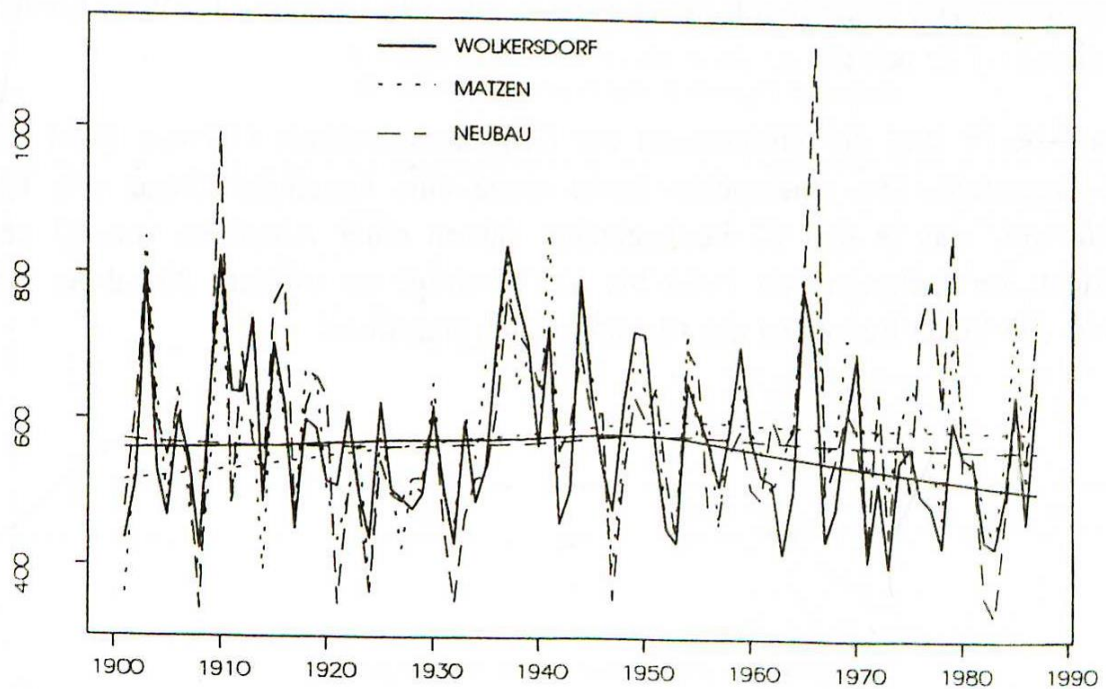


Abb. 11 Einzugsgebiet des Weidenbaches



**Abb. 12:** Jahresniederschlagssummen Neubau, Matzen, Wolkersdorf 1901-1987 (mm/a) und die zugehörigen LOWESS Darstellungen ( $F=0,66$ )

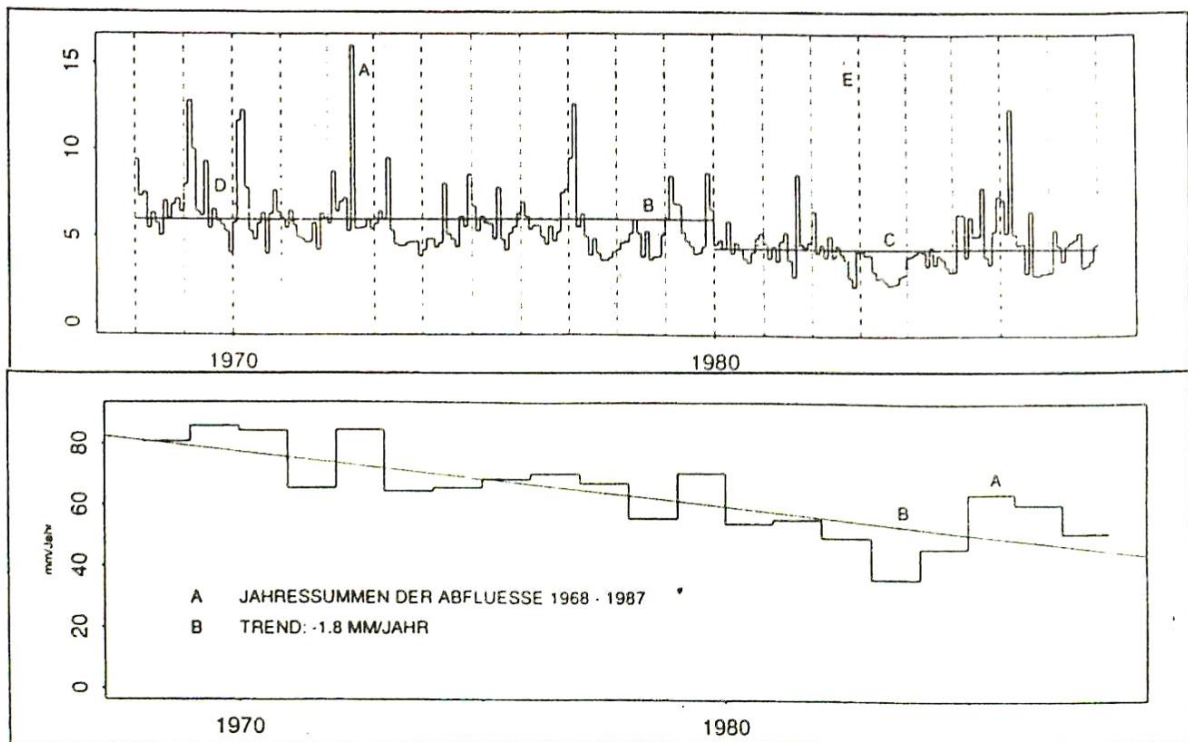
Der weitest verbreitete Bodentyp im Gebiet ist der Tschernosem. Vom Klima her ist dieser Teil Niederösterreichs schon stark von pannonischen Klimaeinfluß geprägt. Das Gebiet leidet unter Wassermangel und ist typisch für die Weinviertel Region. An Hand dieses Gebietes soll die Wirkung verschiedener Eingriffe des Menschen auf den Wasserhaushalt dargestellt werden und die Instationarität im Abflußgeschehen und damit in allen abgeleiteten Parametern behandelt werden.

Das langjährige Niederschlagsverhalten ist in Abb. 12 dargestellt, und zeigt ab 1950 eine leicht fallende Tendenz in den Jahresniederschlägen.

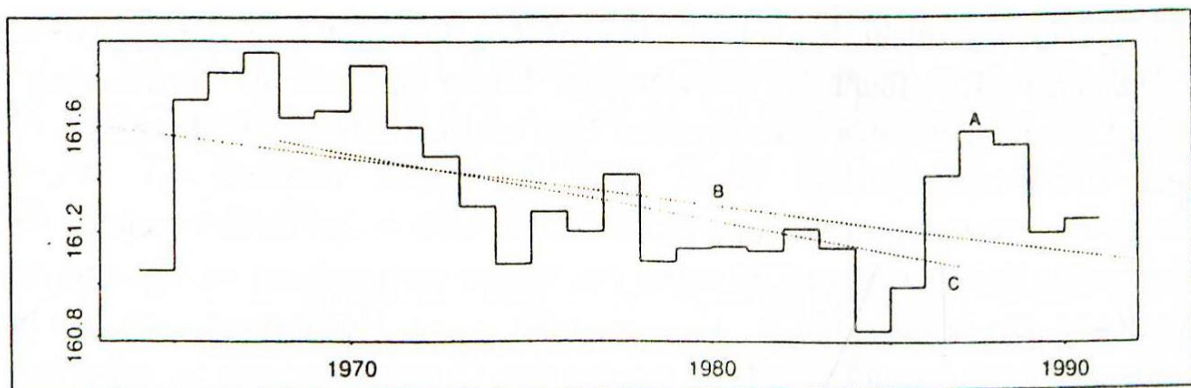
Das Abflußverhalten hat sich seit dem Beobachtungsbeginn 1968 deutlich verändert. Die Abnahme des Abflußvolumens wird in Abb.13 deutlich. Die Jahresabflußsummen nahmen im Durchschnitt um 1,8 mm pro Jahr ab, das entspricht über den Zeitraum der 20 untersuchten Jahre einer Abnahme von über 40%. Dieser negative Trend ist hoch signifikant.

Einer deutlichen Änderung ist auch das Auftreten von Perioden niedriger Abflüsse unterworfen. Der MJNQ (70 l/s) Wert wurde bis Anfang 1980 nur insgesamt 21 mal erreicht oder unterschritten. Ab diesem Jahr traten Unterschreitungen jährlich auf, allein 1983 waren 195 tägliche MQ-Wert kleiner oder gleich 0,070 m<sup>3</sup>/s.

In der Abb.14 sind die Jahresmittel der Grundwasserstände (A) von 1964 bis 1990 dargestellt. Die untersuchte Reihe weist einen negativen Trend von 1,8 cm/Jahr auf, was in den 27 beobachteten Jahren einer Abnahme von 47 cm entspricht. Im Zeitraum von 1968 bis 1987 beträgt die mittlere Abnahme 2,5 cm/Jahr. Für beide Reihen ist die Abnahme hoch signifikant.



**Abb. 13** a) Monatssummen der Abflüsse von 1968-1987. Pegel Bad Pirawarth  
 b): Jahressummen der Abflüsse 1968 bis 1987  
 A: Ganglinie der Jahresabflußsummen von 1968-1987  
 B: Trendgerade, die Abnahme beträgt 1,8 mm/Jahr



**Abb.14** Jahresmittel der Grundwasserstände Brunnen Raggendorf (1964-1990)  
 A: Ganglinie der Jahresmittel der Grundwasserstände  
 B: Trendgerade 1964-1990, die Abnahme beträgt 1,8 cm/Jahr  
 C: Trendgerade 1968-1987, die Abnahme beträgt 2,5 cm/Jahr

### Analyse des Wasserhaushaltes

Erstellt man eine klimatische Wasserbilanz für das Gebiet, so erklärt die zunehmende Verdunstung und der geringfügig abnehmende Niederschlag nur einen Teil des Trends in der Abflußganglinie.

Es ist in diesen Auswertungen bereits erkennbar, daß die Veränderung der Klimavariablen, sowie Veränderungen im Gebiet, z.B. in der Landnutzung, diesen Trend bewirken müssen. Im Zeitraum der letzten 30 Jahre wurden dadurch auch die kennzeichnenden statistischen Parameter für die Niederwässer deutlich beeinflusst.

Nachfolgend wird ein Wasserhaushaltsmodell erstellt, mit dem Ziel die beobachtete Veränderung im Modellzusammenhang zu interpretieren. Zur Beschreibung des Wasserhaushaltes werden im Modell (Abb. 6) drei verschiedene Speicherelemente angewandt. Jeder Bodenschicht ist ein Bodenspeicher SW zugeordnet und ein Gebietsspeicher BS verzögert den seitlichen unterirdischen Abfluß SSQ aus den einzelnen Bodenschichten. Im Fall der Anwendung der Grundwasserkomponente wird noch ein Grundwasserspeicher SP simuliert.

Der Speicher SW dient als „Quelle“ für die Evapotranspiration ET und als „Senke“ für den Teil des Niederschlages, der nicht als Oberflächenabfluß SQ dem Vorfluter zufließt. Erreicht die Füllung des Speichers eine gewisse Grenze (Feldkapazität), so fließt das überschüssige Wasser entweder als Versickerung P in den darunterliegenden Bodenspeicher oder aus dem untersten Bodenspeicher in den Grundwasserspeicher. Kann nicht das ganze überschüssige Wasser versickern, gelangt es als unterirdischer Abfluß SSQ in den Gebietsspeicher BS. Die beiden Speicher BS und SP geben das Wasser entsprechend verzögert an den Vorfluter ab (SSQ, GWQ). Die im Falle eines Hochwasser auftretenden Infiltrationsverluste im Flußbett TL werden dem Grundwasserspeicher zugeführt.

Das Modell wurde anhand einer 20jährigen Inputreihe (Niederschlag, Temperatur, Strahlung, Wind) und unter der Verwendung typischer Bodenparameter bilanzmäßig mit den beobachteten Abflüssen verglichen. (Abb. 15) Ist hier zwar tendenziell eine Ähnlichkeit zwischen beobachteten &

berechneten Abfluß festzustellen, sinkt dennoch der beobachtete Abfluß stärker als der berechnete.

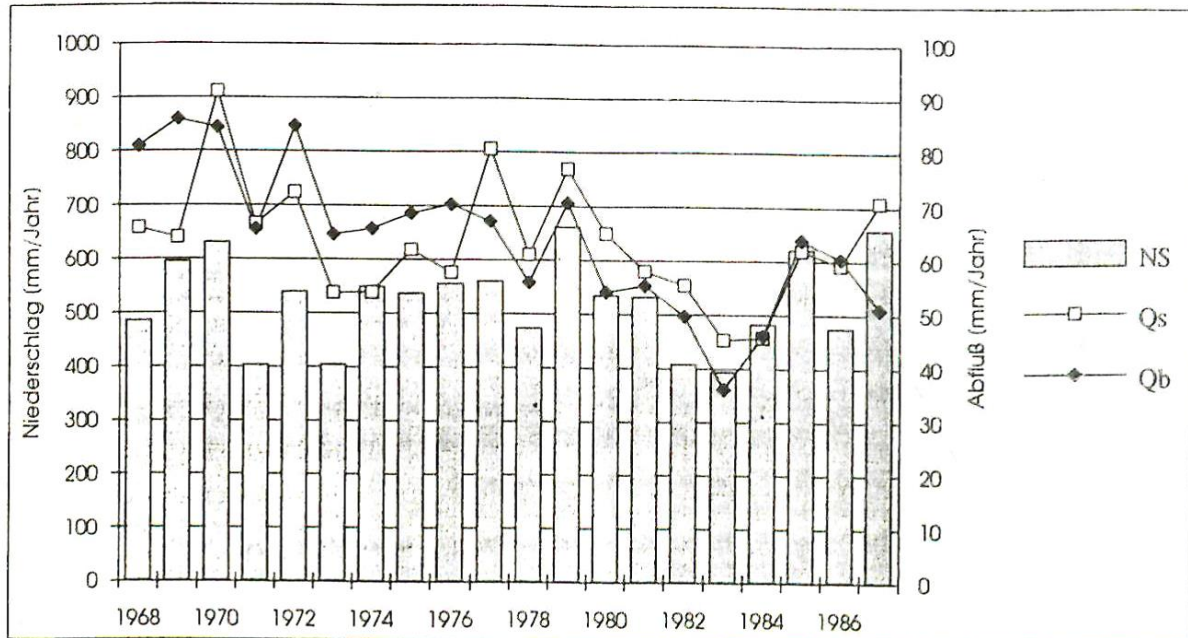


Abb. 15: Gegenüberstellung der Jahreswerte des Niederschlages Qb (beobachtet)-Qs (simuliert)

Die heute wie schon vor 200 Jahren vorherrschende Nutzungsart im Gebiet ist der Ackerbau. Die landwirtschaftlichen Flächen in den betroffenen Ortsgemeinden werden seit langem zu 80 - 90% ackerbaulich genutzt, wobei die Produktion deutlich erhöht wurde. Vergleicht man die Nutzung der restlichen Flächen im Einzugsgebiet, so fällt auf, daß die Verteilung der Waldflächen im Untersuchungsgebiet in den letzten zweihundert Jahren so gut wie keiner Veränderung unterworfen war (KATZMANN et. al., 1990). Ebenso blieb der Anteil und die Lage, der als Weingärten genutzten Flächen mehr oder minder unverändert. Anders verhält sich mit den in den alten Landesaufnahmen noch eingezeichneten Weiden und Wiesenflächen entlang der Bachläufe, die heute nur mehr in sehr geringem Ausmaß vorhanden sind.

Die Steigerung der Biomasseproduktion auf landwirtschaftlichen Flächen war in den letzten 50 Jahren ganz beträchtlich. Betrachte man den Zeitraum von Mitte der dreißiger Jahre bis Ende der achtziger Jahre, so waren im österreichischen Durchschnitt, je nach Fruchtart, Steigerungen der Kornerträge um das 2,6 bis 3,2fache pro Hektar zu verzeichnen (siehe Abb. 16)

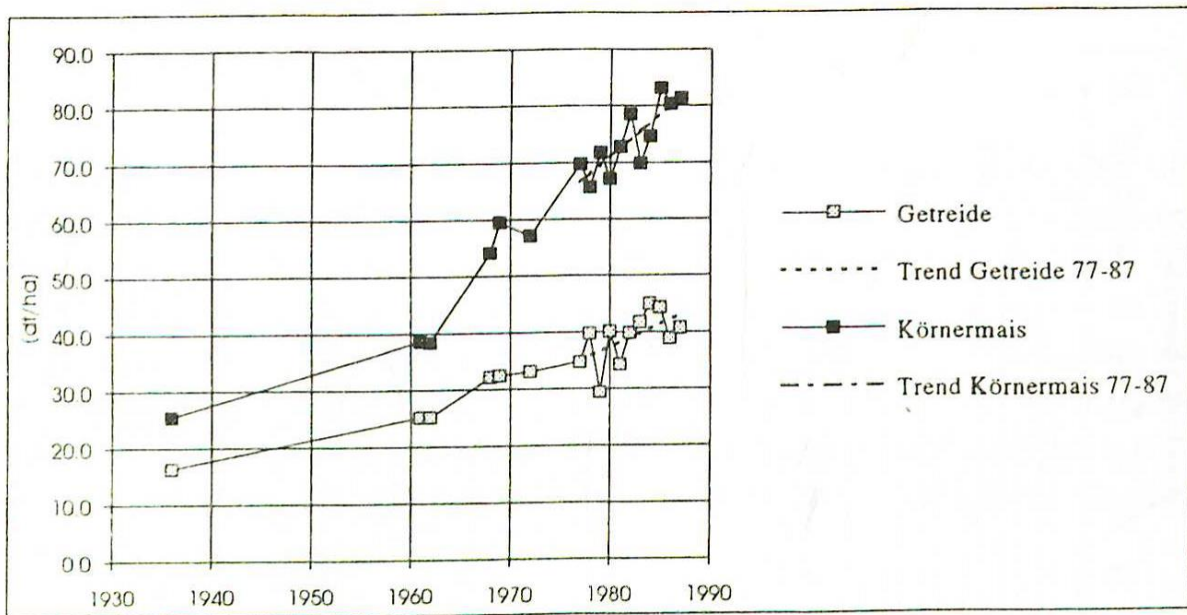


Abb. 16 Steigerung des Kernertrages von Getreide und Körnermais von 1934 bis 1987

In der Folge wurde ein Szenario simuliert, bei welchem der Zunahme der Erträge seit Mitte der dreißiger Jahre Rechnung getragen werden soll. Damit soll der Einfluß der Steigerung der Biomasseproduktion auf den Wasserhaushalt im Gebiet über einen längeren Zeitraum abgeschätzt werden.

Im Simulationsmodell wird die Produktion der Biomasse von einer Reihe von Faktoren beeinflusst, eine Möglichkeit das Wachstum der Pflanzen zu beeinflussen ist die Veränderung des maximalen Blattflächenindex (BLAI). Mit dieser Größe verändert sich gleichzeitig die simulierte Transpiration der Pflanzen. Damit besteht auch im Modell ein Zusammenhang zwischen der Änderung der Biomasseproduktion und der Veränderung der Transpiration.

Durch die Annahme einer Steigerung der Hektarertäge im Kalibrierungszeitraum 1968 bis 1987 konnte die Abnahme der Abflüsse in diesem Zeitraum besser als mit gleichbleibender Biomasseproduktion angepaßt werden. Somit erscheinen die getroffenen Annahmen zumindest für den Zeitraum ab 1968 als gerechtfertigt. Insgesamt geht eine Steigerung der Biomassenproduktion durch eine Zunahme der Transpiration in der Simulation zu Lasten des nutzbaren Bodenwassergehaltes. In der Folge gehen auch die Abflußsummen stark zurück. Im Jahresgang der Bodenfeuchte ergeben sich auf

einem geringen Niveau größere Schwankungen, da der Bodenwasserhaushalt im Sommer früher und steiler abfällt und im Frühjahr später ein Maximum erreicht.

### Zusammenfassende Beurteilung des Wasserhaushaltes des Weidenbaches

Zielsetzung der Studie war es, längerfristige hydrologische Veränderungen in einem kleinen, teils bewaldeten Gebiet zu untersuchen. Dabei wurde zwischen klimatischen und anthropogenen Einflüssen auf den Wasserhaushalt unterschieden.

Das Verhalten der zeitlich veränderlichen Klimavariablen Niederschlag und Temperatur im Untersuchungsgebiet läßt sich für den untersuchten Zeitraum 1923-1992 dahingehend beschreiben, daß es vorrangig ist in der Vegetationsperiode zu einer Abnahme der Niederschläge bei einer gleichzeitigen Zunahme der Temperatur gekommen ist. Bei der Temperatur nahmen die Tagesmaxima stärker zu als die Tagesminima und bei den Niederschlägen lassen sich die geringeren Jahreswerte, die in den letzten 20 Jahren besonders deutlich waren, vor allem durch ein Ausbleiben von niederschlagsreichen Tagen im Sommerhalbjahr erklären.

Die Trockenheit Anfang der siebziger und achtziger Jahre zeigt sich auch deutlich in den beobachteten Systemgrößen Abfluß und Grundwasserstand. Beide Zeitreihen weisen einen signifikant negativen Trend und ein ausgeprägtes Minimum im Jahr 1983 bzw. 1984 auf. Diese Minimalwerte können unter anderem mit besonders geringen Niederschlag in Jahren 1982 und 1983 begründet werden.

Das geänderte Verhalten der Klimagrößen führte auch in der Simulation zu einem signifikanten negativen Trend bei den von Weidenbach abgeführten Wassermengen. Eine Ursache für diese Abnahme ist neben dem Rückgang der Niederschlagsmengen eine Zunahme der Evapotranspiration im Verhältnis zum Niederschlag im Frühjahr und im Sommer. Diese führt zu einem im Mittel geringeren Bodenwassergehalt und in der Folge zu geringeren Abflüssen. Eine Bemessung einer Abwassereinleitung an Hand einer Abflußreihe von gut 20 Jahren würde daher systematisch falsche Werte, egal welche Stichprobe aus der Reihe genommen wird.



## 5 Zusammenfassung und Schlußfolgerungen

In diesem Beitrag wurde der Wasserhaushalt zweier Einzugsgebiete im nördlichen Niederösterreich untersucht um eine Klassifizierung der Fließgewässer im Hinblick auf ihre Niederwasserabflüsse und ihre Belastbarkeit mit Kläranlagenabwässern zu erreichen. Es wurden zuerst die grundlegenden hydrologischen Parameter definiert und erläutert. Ausgehend von Meßreihen an Reinzelpunkten wurde die Problematik der Regionalisierung der Information behandelt, wobei empirische Verfahren, statistische und modellbasierte Methoden beschrieben wurden.

Bei der Beurteilung der hydrologischen Leistungsfähigkeit eines Gewässers als Vorfluter für Kläranlagenabwässer ist insbesondere bei Kleingewässern Vorsicht geboten, da

- die Datenbasis meist sehr begrenzt ist
- die anthropogenen Effekte aus der Landnutzung im Abflußgeschehen deutlich wirksam werden und zu Instationaritäten führen
- neben den rein hydrologisch, statistischen Auswertungen auch die Resistenz des Gewässers für die Beurteilung wichtig ist.

Unter Resistenz wird hier die Leistungsfähigkeit des Gewässers verstanden, externen Belastungen zu widerstehen. Als Indikatoren dienen der morphologische Zustand des Gewässers und seine Einbettung in das Umland. Vielfältig strukturierte Gewässer mit einem breiten Gehölzsaum erbringen eine höhere Abbauleistung.

Betrachtet man die Klimareihen der letzten Jahrzehnte, daß sind doch deutlich abweichende Werte zu beobachten. Unabhängig davon, ob es sich um anthropogen bedingte Effekte handelt oder nur eine mittelfristige Drift vorhanden ist, ist die Instationarität der hydrologischen Parameter zu berücksichtigen. \_

## **Literatur**

- Amt der Steiermärkischen Landesregierung (Hrsg.): Trockenperioden 1992 und 1993 in der Steiermark. Amt d. Stmk. Landesreg., Fachabteilung IIIa - Wasserwirtschaft, März 1995, Graz.
- Ang A.H.S. & W.H. Tang (1975) Probability Concepts in Engineering Planning and Design, J. Wiley & Sons.
- Apollov, B.A., Kalinin, G.P., Komarov, V.D. (1964): Hydrological Forecasting. Translation from Russian. Israel program for scientific translations, Jerusalem. U.S. Dep. of. Commerce, Washington D.C.
- Aschwanden, H. (1993): Die Abflußmenge  $Q_{347}$ . Bestimmung und Abschätzung. Empfehlungen der Landeshydrologie und -geologie. wasser, energie, luft 85 (3/4), 53-55.
- Balco, M. (1965): Die Trockenwetterganglinie und ihre Verwendung bei den Vorhersagen der Durchflüsse in der Trockenperiode. 3.Konferenz der Donauländer für hydrologische Vorhersagen, Bukarest, 1965.
- Becker, A. (1986): Neue Anforderungen und Lösungen bei der großflächigen hydrologischen Modellierung. Wasserwirtschaft - Wassertechnik 36. 150-152.
- Carlston C.W. (1693) Drainage density and streamflow. Geol. Survey Prof. Paper, 422-C. WSDA
- Demuth S. (1993) Untersuchung zum Niedrigwasser in Westeuropa. Freiburger Schriften zur Hydrologie, Univ. Freiburg, Breisgau.
- DVWK (1992): Niedrigwasseranalyse. Teil I: Statistische Untersuchung des Niedrigwasserabflusses. DVWK-Regel 120/1983, Verlag Paul Paray.
- DVWK (1992): Niedrigwasseranalyse. Teil II: Statistische Untersuchung der Unterschreitungsdauer und des Abflußdefizits. DVWK-Regel 121/1992, Verlag Paul Parey, 23 S.
- Fuchs L. und H. Rubach (1983) Niedrigwasseranalyse unter Berücksichtigung einer regionalen Aussage. Wasser und Boden, H. 1, S. 13, 1983.
- Gerabek, K.(1947) Grundwasserverhältnisse und Quellen Niederösterreichs und ihre Bedeutung für die Wasserwirtschaft. Diss.schrift an der Univ.f.Bodenkultur, Wien.
- Glos, E. und D. Lauterbach (1972) Regionale Verallgemeinerung von Niedrigwasserdurchflüssen mit Wahrscheinlichkeitsaussagen. Mitt. des Inst. für Wasserwirtschaft, Heft 37, Berlin, 1972.
- Jensen, H., Lang, H. (1989): Über die Vorhersage von Niederwasserabflüssen. In: Niederwasser: Bestimmung, Nutzung und Erhaltung. Beiträge zur Geologie der Schweiz - Hydrologie. Kümmerly+Freymann, Bern, 59-74.
- Katzmann, W., Kux, S., Treytl, T. (1990) Wald. Hrsg. ÖBIG. Fric und Manz Verlag Wien.
- Krausnecker, P. (1975): Extreme Trockenwetter - Niedrigwasser. Wiener Mitteilungen Bd. 18, E1-E27.
- Kresser, W., Kirnbauer, R., Nobilis, F. (1985): Überlegungen zur Ermittlung von Niederwasserkenngößen: Mitteilungsblatt des Hydrograph. Dienstes in Österreich. Nr. 54, 13-47.
- Kunsch, I. (1965): Einige Daten betreffend die Vorhersage der Durchflüsse nach den Trockenwetterabflußlinien im Donaubecken. 3.Konferenz der Donauländer über hydrologische Vorhersagen, Bukarest 1965.

- Lang H. & P. Waldingbrett (1994) Identifikation und Quantifizierung hydrologischer Veränderungen an typischen Eichenstandorten Österreichs. Diplomarbeit am IHW, Univ. f. Bodenkultur)
- Leibundgut, Ch. (1989): Schätzung des Niederwassers. In: Niederwasser: Bestimmung, Nutzung und Erhaltung. Beiträge zur Geologie der Schweiz - Hydrologie, Kümmerly+Frey, Bern, 43-58.
- Nachtnebel, H.P. (1981): Hydrologische Vorarbeiten für die Planung von Kleinwasserkraftwerken. In: Inst.f. Wasserwirtschaft, Univ. Bodenkultur (Hrsg.): Kleinwasserkraftwerke, Projektierung+Entwurf. Beitrag zum „Symposium on Projekt Design and Installation of Small Hydropower Plants, Wien“, 57-75.
- Nutbrown, D.A., Downing, R.A. (1976): Normal-mode analysis of the structure of base flow-recession curves. *J. Hydrol.* 30, 327-340.
- ÖWWV (1984): Leitfaden für den natur- und landschaftsbezogenen Schutzwasserbau an Fließgewässern. Regeln d. Österr. Wasserwirtschaftsverbandes, ÖWWV-Regelblatt 301, Wien 1984.
- Pereira, L.S., Keller, H.M. (1982): Recession characterization of small mountain basins, derivation of master recession curves and optimization of recession parameters. In: Glen, J.W. (ed.): Hydrological Aspects of Alpine and High Mountain Areas. IAHS Publ. No. 138, 243-255.
- Prellberg D. (1977) Ermittlungen von Niedrigwasserperioden. Mitt. des Leichtweiß-Institutes für Wasserbau der TU Braunschweig, Heft 57.
- Riggs, H.C. (1963): The base-flow recession curve as an indicator of groundwater. IAHS Publ. No. 63, 352-363.
- Schaffernak, F. (1960): Hydrographie. Akad. Druck- u. Verlagsanst. Graz.
- Singh, K.P. (1966): On theoretical baseflow curves. *J. Hydraul. Div.*, Proc.Am.Soc.Civ.Eng. 95 (HY6), 2029-2048.
- Widmoser, P. (1974) Extremabflüsse auf vierzig kleinen Einzugsgebieten der Schweiz, Schweizer Bauzeitung, Hft 32, S. 575, 1974.
- Wundt, W. (1953): Gewässerkunde. Springer Berlin, Göttingen, Heidelberg.

o. Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. H.-P. Nachtnebel

Institut f. Wasserwirtschaft und Hydrologie  
Universität für Bodenkultur  
Nußdorfer Lände 11  
1190 Wien

o. Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. D. Gutknecht

Institut für Hydraulik, Gewässerkunde und Wasserwirtschaft  
TU - Wien  
Karlsplatz 13  
1040 Wien

# WIENER MITTEILUNGEN

WASSER • ABWASSER • GEWÄSSER

Eine von den Wasserbauinstituten an der Technischen Universität Wien, den Instituten für Wasserwirtschaft der Universität für Bodenkultur und dem Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverband herausgegebene Schriftenreihe

Band Nr		Preis öS
81	<b>ÖWWV-Fortbildungskurs, 1989</b> Biologische Abwasserreinigung (1989)	450,--
82	<b>24. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1989</b> Klärschlamm Entsorgung (1989)	450,--
83	<b>2. Symposium, 1990</b> Viruskontamination der Umwelt und Verfahren der Kontrolle (1990)	250,--
84	<b>ÖWWV-Fortbildungskurs, 1989</b> Schadstofffragen in der Wasserwirtschaft	400,--
85	<b>Frischherz, H.; Benes, E.; Ernst, J.; Haber, F.; Stuckart, W.:</b> Schlußbericht zum Forschungsvorhaben Trinkwasseraufbereitung mit Ultraschall, Projekt Abschnitt I (1989)	250,--
86	<b>Summer, W.:</b> Umfassende Betrachtung der Erosions- und Sedimentationsproblematik (1989)	350,--
87	<b>25. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1990</b> Großräumige Lösungen in der Wasserversorgung (1990)	vergriffen
88	<b>Revitalisierung von Fließgewässern</b> Beiträge zum Workshop Scharfling, 1989 (1990)	460,--
89	<b>Kulturtechnik und Wasserwirtschaft - heute</b> Teil 9 (1990)	250,--

---

<b>90</b>	<b>Schmid, B.H.:</b> A Study on Kinematic Cascades (1990)	250,--
<b>91</b>	<b>Blöschl, G.:</b> Snowmelt Simulation in rugged Terrain - The Gap between Point and Catchment Scale approaches (1990)	250,--
<b>92</b>	<b>Blaschke, A.P.:</b> Dateninterpretation und ihre Bedeutung für Grundwasserströmungsmodelle (1990)	250,--
<b>93</b>	<b>Fürst, J.:</b> Decision Support Systeme für die Grundwasserwirtschaft unter Verwendung geografischer Informationssysteme (1990)	250,--
<b>94</b>	<b>Frischherz H., Benes E., Hager F., Stuckhart W., Ilmer A., Gröschl M., Bolek W.:</b> Schlußbericht zum Forschungsvorhaben "Trinkwasseraufbereitung mit Ultraschall", Projekt-Abschnitt (1990)	250,--
<b>95</b>	<b>Svardal K.:</b> Anaerobe Abwasserreinigung - Ein Modell zur Berechnung und Darstellung der maßgebenden chemischen Parameter (1991)	300,--
<b>96</b>	<b>ÖWWV-Fortbildungskurs, 1991</b> EDV-Einsatz auf Abwasserreinigungsanlagen (1991)	400,--
<b>97</b>	<b>ÖWWV-Fortbildungskurs, 1991</b> Entfernung von Phosphorverbindungen bei der Abwasserreinigung (1991)	350,--
<b>98</b>	<b>26. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1991</b> Auswirkungen der Wasserrechtsgesetznovelle 1990 auf Behörden, Planer und Betreiber kommunaler Abwasserreinigungsanlagen - aus technischer, rechtlicher und wirtschaftlicher Sicht (1991)	500,--
<b>99</b>	<b>ÖWWV-Fortbildungskurs, 1991</b> Geruchsemissionen aus Abwasseranlagen	300,--
<b>100</b>	<b>ÖWWV-Fortbildungskurs, 1992</b> Anpassung von Kläranlagen an den Stand der Technik	400,--
<b>101</b>	<b>Pelikan, B. (Habilitationsschrift)</b> Umweltbezogene Planung wasserbaulicher Maßnahmen an Fließgewässern	250,--

---

<b>102</b>	<b>Behr, O.</b> Erfassung hydrometeorologischer Elemente in Österreich im Hinblick auf den Wasserhaushalt	i.V
<b>103</b>	<b>27. ÖWWV-Seminar Ottenstein 1992</b> Wasser- und Abfallwirtschaft in dünn besiedelten Gebieten	500,--
<b>104</b>	<b>Virus Contamination of the Environment</b> Methods and Control	i.V
<b>105</b>	<b>ÖWAV-Fortbildungskurs 1992</b> Fließgewässer und ihre Ökologie	300,--
<b>106</b>	<b>Mader, H.</b> Festlegung einer Dotierwassermenge über Dotationsversuche	300,--
<b>107</b>	<b>Wasserrechtsgesetznovelle 1990 und neue Emissionsverordnungen</b> (Vorträge anlässlich der UTEC 1992)	400,--
<b>108</b>	<b>Chemische Analytik für einen zeitgemäßen Gewässerschutz</b> (Vorträge anlässlich der UTEC 1992)	400,--
<b>109</b>	<b>Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (10).</b> Beiträge zum Seminar an der Universität für Bodenkultur im November 1994	i.V
<b>110</b>	<b>ÖWAV-Seminar Februar 1993</b> Bemessung u. Betrieb von Kläranlagen zur Stickstoffentfernung	500,--
<b>111</b>	<b>28. ÖWAV-Seminar Ottenstein 1993</b> Wasserreserven in Österreich - Schutz und Nutzung in Gegenwart und Zukunft	vergriffen
<b>112</b>	<b>Contamination of the Environment by Viruses and Methods of Control</b>	250,--
<b>113</b>	<b>Wasserkraft</b> O.Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr.techn. S. Radler anlässlich seiner Emeritierung gewidmet	300,--
<b>114</b>	<b>Klärwärter-Grundkurs</b> (2. Auflage 1994)	450,--
<b>115</b>	<b>Urban, W.</b> Beitrag zur Reduzierung der Abwasseremissionen der Bleicherei beim Sulfatverfahren	300,--

---

116	<b>ÖWAV-Seminar:</b> Eigenüberwachung von Abwasserreinigungsanlagen für den Gewässerschutz	350,--
117	<b>ÖWAV-Seminar:</b> Abwasserreinigungskonzepte - Internationaler Erfahrungsaustausch über neue Entwicklungen	350,--
118	<b>29. ÖWAV-Seminar: Ottenstein 1994</b> 3 Jahre WRG-Novelle	270,--
119	<b>Landeskulturelle Wasserwirtschaft -</b> Festschrift anlässlich der Emeritierung von o.Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. H. Supersperg	250,--
120	<b>Gewässerbetreuungskonzepte</b> - Stand und Perspektiven	450,--
121	<b>ÖWAV-Seminar:</b> Generelle Entwässerungsplanung im Siedlungsraum	i.V
122	<b>Kupfersberger, H.</b> Bedeutung von geowissenschaftlicher Zusatzinformation für die Schätzung der Transmissivitätsverteilung in einem Aquifer	250,--
123	<b>Holzmann, H.</b> Modellierung und Regionalisierung der Grundwassermengenbildung und des Bodenwasserhaushaltes	300,--
124	<b>ÖWAV-Seminar:</b> Pflanzenkläranlagen - Stand der Technik, Zukunftsaspekte	300,--
125	<b>ÖWAV-Seminar:</b> Abwasserreinigung - Probleme bei der praktischen Umsetzung des Wasserrechtsgesetzes	450,--
126	<b>ÖWAV-Seminar:</b> Konfliktfeld Landwirtschaft - Wasserwirtschaft	400,--
127	<b>ÖWAV-Seminar:</b> Alte und neue Summenparameter	400,--
128	<b>ÖWAV-Symposium:</b> Viruskontamination der Umwelt und Verfahren der Kontrolle	i.V

- 
- |            |   |        |
|------------|---|--------|
| <b>129</b> | <b>ÖWAV-Seminar:</b><br>Einfluß von Indirekteinleitungen auf Planung und Betrieb<br>von Abwasseranlagen<br>ISBN 3-85234-020-9 | 450,-- |
| <b>130</b> | <b>31. ÖWAV-Seminar, Ottenstein 1996:</b><br>Zentrale und dezentrale Abwasserreinigung<br>ISBN 3-85234-021-7                  | 500,-- |



## **Die Bände sind zu beziehen bei:**

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft  
der Technischen Universität Wien  
Karlsplatz 13/226, A-1040 Wien

Band: 12, 15, 16, 20, 28, 34, 35, 36, 37, 47, 49, 53, 54, 56, 57, 58, 61, 62, 63, 64, 65, 69, 73, 81, 82, 84, 95, 96, 97, 98, 99, 100, 105, 107, 108, 110, 114, 116, 117, 121, 125, 127, 129, 130

Institut für Hydraulik, Gewässerkunde und Wasserwirtschaft  
der Technischen Universität Wien  
Karlsplatz 13, A-1040 Wien

Band: 1, 2, 8, 9, 17, 21, 23, 26, 30, 31, 41, 42, 52, 66, 68, 74, 90, 91, 92, 102, 122

Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und konstruktiven Wasserbau  
der Universität für Bodenkultur,  
Nußdorfer Lände 11, A-1190 Wien

Band: 18, 19, 32, 38, 43, 44, 45, 48, 50, 55, 59, 60, 70, 75, 78, 86, 89, 93, 101, 106, 109, 113, 123

Institut für Wasservorsorge, Gewässerökologie und Abfallwirtschaft  
der Universität für Bodenkultur,  
Nußdorfer Lände 11, A-1190 Wien

Band: 22, 29, 39, 40, 46, 67, 71, 72, 76, 77, 80, 83, 85, 87, 88, 94, 103, 112, 115, 118, 120, 124, 126, 128

Institut für Hydraulik und landeskulturelle Wasserwirtschaft der Universität für Bodenkultur,  
Nußdorfer Lände 11, A-1190 Wien

Band: 119