

---

# Materialien

---

Nr. 18

Vergleich verschiedener  
europäischer Untersuchungs-  
und Bewertungsmethoden  
für Fließgewässer



Landesumweltamt  
Nordrhein-Westfalen

---

---

# Materialien

---

Nr. 18

Vergleich verschiedener  
europäischer Untersuchungs-  
und Bewertungsmethoden  
für Fließgewässer

Projektleitung: Prof. Dr. Günther Friedrich

Bearbeitung: Dr. Eckhard Coring und  
Dipl.-Biologin Bettina Küchenhoff

Im Auftrag des Umweltbundesamtes  
– Forschungsbericht 102 04 106 –

---

Essen 1995

---

## **IMPRESSUM**

**Herausgegeben vom**

**Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen**

**Wallneyer Str. 6 • 45133 Essen • Telefon (02 01) 79 95 - 0**

**ISSN: 0947 – 5206**

**Gedruckt auf 100 % Altpapier ohne Chlorbleiche**

## Vorwort

Derzeit werden in Europa mehr als 20 verschiedene Verfahren zur Bewertung der Gewässer angewendet. Die Frage, inwieweit die verschiedenen Untersuchungs- und Auswertemethoden vergleichbar sind, liegt im Zuge der europaweiten Harmonisierungsbestrebungen nahe und war mit Anlaß für diese Arbeit.

Ziel der vorliegenden Studie, die im Auftrag des Umweltbundesamtes erstellt wurde, war es, die routinemäßig angewendeten Verfahren zu vergleichen und hinsichtlich ihrer allgemeinen Gültigkeit zu bewerten. Die Studie wurde als Vorhaben im Rahmen des Umweltforschungsplanes unter dem Titel „Vergleichende Bewertung der biologischen Untersuchungs- und Auswertemethoden für Fließgewässer“ durchgeführt. Dabei hat sich gezeigt, daß die meisten Verfahren auf die Belastung durch Abwässer zielen. Die Gütekriterien sind jedoch länderspezifisch unterschiedlich definiert und beinhalten sowohl direkt nutzungsbezogene als auch biologisch-ökologische Kriterien.

Die biologische Methoden wurden anhand von 232 Datensätzen aus Westdeutschland miteinander verglichen und ausgewertet. Mit Ausnahme von zwei Verfahren liefern die meisten schon gut vergleichbare Ergebnisse. Ein weiteres wichtiges Ergebnis ist die Erkenntnis, daß sich aufgrund der naturraumspezifischen Gegebenheiten kein Verfahren als generelles europäisches Standardverfahren eignet. Dennoch sehe ich in dieser Arbeit einen wichtigen ersten Schritt in Richtung Harmonisierung der europäischen Gütekriterien sowie der Untersuchungs- und Auswertemethoden.

Essen, im September 1995



Dr.-Ing. Harald Irmer  
Präsident des  
Landesumweltamtes NRW



# Inhalt

	Seite
1. Einleitung .....	9
2. Stand der Gewässergüteklassifizierung in Europa .....	10
2.1 Gültige Bewertungssysteme in den verschiedenen europäischen Ländern .....	10
2.1.1 Schweiz .....	10
2.1.2 Österreich .....	11
2.1.3 Deutschland .....	13
2.1.4 Dänemark .....	16
2.1.5 Belgien .....	18
2.1.6 Luxemburg .....	19
2.1.7 Niederlande .....	20
2.1.8 Frankreich .....	21
2.1.9 Italien .....	25
2.1.10 Irland .....	25
2.1.11 Großbritannien .....	27
2.1.12 Übrige Länder .....	33
2.2 Überblick zum Stand der Gewässergüteklassifizierung in Europa – Möglichkeiten der Harmonisierung .....	34
2.3 Zusammenfassung des Kapitels .....	36
3. Aquatische Organismen als Bioindikatoren .....	37
3.1 Allgemeine Anforderungen an Bioindikatoren in aquatischen Systemen .....	38
3.2 Eignung verschiedener aquatischer Organismengruppen als Bioindikatoren .....	39

4.	Vergleichende Bewertung ausgewählter biologischer Untersuchungsmethoden für Fließgewässer .....	42
4.1	Allgemeines zum durchgeführten Vergleich .....	42
4.2	Material und Methoden .....	44
4.3	Allgemeine Beschreibung des untersuchten Indizes .....	46
4.3.1	Saprobielle Verfahren .....	46
4.3.1.1	Saprobienindex .....	46
4.3.1.2	K-Index .....	49
4.3.2	Biotische Verfahren .....	51
4.3.2.1	Biotisches Indizes .....	51
4.3.2.1.1	Belgian Biotic Index (BBI) .....	51
4.3.2.1.2	Indice biologique global normalisé (IGBN) .....	52
4.3.2.2	Biotic Scores .....	53
4.3.2.2.1	Biotic Scores (CHANDLER 1970) .....	54
4.3.2.2.2	BMWP-Score .....	55
4.4	Ergebnisse .....	57
4.4.1	Vergleichende Korrelationsanalyse der untersuchten Indizes .....	57
4.4.2	Graphischer Vergleich der untersuchten Indizes .....	52
4.4.2.1	Mittelgebirge und Flachland .....	60
4.4.2.1.1	Saprobienindex im Vergleich mit anderen Indizes (Abb. 1-7) .....	60
4.4.2.1.2	K-Index im Vergleich mit anderen Indizes (Abb. 8-11) .....	66
4.4.2.1.3	BBI im Vergleich mit den anderen Indizes (Abb. 12-14) .....	68
4.4.2.1.4	IBGN im Vergleich mit den anderen Indizes (Abb. 15-18) .....	70
4.4.2.1.5	Biotic Score/ASPT nach CHANDLER im Vergleich mit den Modifikationen des BMWP/ASPT (Abb. 19-21) .....	72
4.4.2.1.6	BMWP/ASPT-Modifikationen im Vergleich untereinander (Abb. 22-24) .....	74

4.4.2.2	Alpen .....	76
4.4.2.2.1	Saprobienindex (Makroindex) nach DIN 38410-T2 (1990) im Vergleich mit anderen Indizes .....	76
4.4.2.2.2	Saprobiengesamtindex (Mikro-, Makro-) im Vergleich mit den anderen Indizes Abb. 25-31) .....	76
4.4.2.2.3	Vergleich der bearbeiteten Indizes untereinander .....	81
4.5	Diskussion .....	81
4.5.1	Länderspezifische Erfahrungen mit den Methoden der biologischen Gewässergütebeurteilung .....	81
4.5.1.1	Belgian Biotic Index (Belgien) .....	81
4.5.1.2	Indice biologique global normalisé (IGBGN) (Frankreich) .....	82
4.5.1.3	Saprobienindex (Deutschland) .....	83
4.5.1.4	K-Index (Niederlande) .....	84
4.5.1.5	BMWP/ASPT (England) .....	85
4.5.1.6	Spanischer Modifikation des BMWP/ASPT (Spanien) .....	86
4.5.2	Möglichkeiten zur Harmonisierung der biologischen Gewässergütebeurteilung in den Staaten der EU .....	86
4.5.3	Perspektiven .....	89
4.6	Zusammenfassung des Kapitels .....	93
5.	Kieselalgen als Bioindikatoren in Fließgewässern – eine Methodenübersicht .....	94
5.1	Allgemeines .....	94
5.2	Methoden zur Bestimmung der Saprobie und Trophie .....	96
5.2.1	Diatom Assemblage Index to organic water pollution (DAI <sub>po</sub> ) .....	96
5.2.2	Differentialartenanalysen .....	98
5.2.3	CEC-Index, l'indice CEE, Diatomic Index nach COSTE .....	101
5.2.4	Saprobienindizes und ähnliche Verfahren .....	103
5.2.5	Trophieindizes .....	104
5.2.6	Diversitätsindizes .....	105
5.2.7	Methode DESCY & COSTE (1990) .....	106

5.3	Methoden zur Bestimmung des Salzgehaltes .....	106
5.4	Methoden zur Bestimmung der Gewässerversauerung .....	108
5.5	Arbeiten zu diversen Fragestellungen .....	111
6.	Kurzfassung .....	113
7.	Literatur .....	115
	Anhang .....	137
	Liste der bisher erschienenen LUA-Materialien .....	139

## 1. Einleitung

Im Zuge der Urbanisierung und Industrialisierung führte die Verschmutzung der Gewässer zu einer nachhaltigen Qualitätsverschlechterung der Mehrzahl aller Oberflächengewässer. Die damit verbundene eingeschränkte Nutzbarkeit der Gewässer erforderte daher immer öfter eine objektive Untersuchung und Bewertung des Gewässerzustandes. Gegenüber der heute angestrebten holistischen Gewässerbewertung stand dabei die Beurteilung des Wassers im Vordergrund.

Entsprechend wurde in den verschiedenen europäischen Staaten eine Vielzahl an Methoden entwickelt. Die Dokumentation und Zuordnung der Gewässergüte erfolgt dabei sowohl durch chemisch-physikalische Methoden als auch biologische Untersuchungsverfahren bzw. eine Kombination von beiden, denen zumeist nutzungsbezogene Gütekriterien zugrunde liegen.

Ziel des vorliegenden Berichtes ist eine möglichst umfassende vergleichende Bewertung der verschiedenen biologischen Untersuchungsmethoden für Fließgewässer. Derzeit werden europaweit mehr als 20 biologische Verfahren, die teilweise unterschiedliche Organismengruppen und Substrate berücksichtigen, für die routinemäßige Gewässergütebeurteilung verwendet (METCALFE 1989).

Im Hinblick auf die von der Kommission der Europäischen Gemeinschaft geplante "Richtlinie für die ökologische Qualität der Gewässer in der Gemeinschaft" ist es erforderlich, die verschiedenen Untersuchungsmethoden auf ihre Vergleichbarkeit und Aussagefähigkeit zu prüfen. Dieser Vergleich ist zwingend erforderlich, da nur auf der Basis einer einheitlichen Aussagekraft der bestehenden Methodik Qualitätsanforderungen entwickelt werden können.

Aufgrund der großen Komplexität der Thematik wurde der Bericht wie folgt strukturiert: Zu Anfang erfolgt ein allgemeiner, knapper Überblick über die derzeit in Europa gängigen Gütesysteme. Anschließend folgen einige grundsätzliche Bemerkungen über Bioindikatoren in aquatischen Systemen, bevor die in Europa am häufigsten verwendeten biologischen Untersuchungsmethoden einer vergleichenden Bewertung unterzogen werden. Dieser Vergleich beschränkt sich ausschließlich auf die Bewertung der Auswirkungen von Gewässerbelastungen mit leicht abbaubaren organischen Substanzen auf die aquatischen Biozözen.

Da durch diesen Vergleich nur Methoden erfaßt wurden, die die Organismen des Makrozoobenthon als Arbeitsgrundlage verwenden, wurden gegen Ende des Berichts alternative Verfahren, die auf der Verwendung von Kieselalgen basieren, als Kurzbeschreibung angefügt.

## **2. Stand der Gewässergüteklassifizierung in Europa**

### **2.1. Gültige Bewertungssysteme in den verschiedenen europäischen Ländern**

Analog zu der bestehenden Methodenvielfalt existieren in den verschiedenen europäischen Ländern große Unterschiede in der Gewässergüteklassifizierung. Es erscheint daher sinnvoll, die verschiedenen Klassifikationssysteme nachfolgend kurz zu beschreiben. Dabei wurde überwiegend die Ursprungsliteratur herangezogen. Wenn dies nicht war, basieren die Informationen auf der Arbeit von NEWMAN (1988). Weiterhin wird der Schwerpunkt der Beschreibung auf die "klassische" Güteüberwachung von Fließgewässern gelegt, die vornehmlich die saprobielle Belastung umfaßt. Ökologisch holistische Ansätze werden innerhalb der vorliegenden Arbeit unter dem Absatz 4.5.3. separat behandelt. Stehende Gewässer sowie Küstengewässer bleiben unberücksichtigt.

#### **2.1.1. Schweiz**

Grundlage für die Feststellung der Gewässergüte in der Schweiz sind die "Empfehlungen über die Untersuchung der schweizerischen Oberflächengewässer" (EDI 1982).

Darüber hinaus haben die in der Verordnung über Abwassereinleitungen vom Dezember 1975 festgeschriebenen Qualitätsziele weiterhin Gültigkeit (VAE 1975). In dieser Verordnung sind Zielvorgaben für chemisch-physikalische Parameter wie BSB, Sauerstoffsättigung, Chlorid, Ammonium usw. festgeschrieben. Für die faunistische Besiedlung wird eine Zielvorgabe formuliert, wonach Artenzusammensetzungen angestrebt werden sollen, die typisch für organisch schwach belastete Gewässer sind. Darüber hinaus dienen biologische Untersuchungen lediglich einer orientierenden Beurteilung, aus der weitere (chemische) Untersuchungen abgeleitet werden können (EDI 1982).

Nach SCHMID (1989) kann die Gewässerbelastung aufgrund von Erfahrungswerten aus dem Mittelland und den Voralpen anhand der Parameter BSB<sub>5</sub>, DOC, Ammonium und Gesamtphosphor beurteilt und in die Belastungsstufen "unbelastet", "schwach belastet", "deutlich belastet" und "stark belastet" eingeteilt werden.

Tab. 1: Beurteilung der Gewässerbelastung mit chemisch-physikalischen Parametern (nach EDI 1982, SCHMID 1989).

Beurteilung	BSB <sub>5</sub> , mg/l O <sub>2</sub>	DOC mg/l C	Ammonium mg/l N	Gesamt-P mg/l P
unbelastet	< 1,8	< 1,3	< 0,04	< 0,05
schwach belastet	1,8-3,0	1,3-2,0	0,04-0,15	0,05-0,20
deutlich belastet	3,0-5,0	2,0-3,5	0,15-0,40	0,20-0,50
stark belastet	> 5,0	> 3,5	> 0,4	> 0,5

Biologische Datenerhebungen gehen demnach bei der Feststellung der Gewässergüte nicht in die Bewertung ein. Entsprechend sind z.B. auch in dem "Bericht zum Zustand der aargauischen Fließgewässer, Untersuchung 1990/91" keine Hinweise auf biologische Untersuchungen enthalten (KANTON AARGAU BAUDEPARTMENT 1993).

Demgegenüber wurden im Rahmen des Projekts "Mapos" (EAU/EAWAG 1977) auch biologische Daten erhoben. Bei der Beschreibung des Zustands der schweizerischen Fließgewässer in den Jahren 1974/75 wurde neben chemischen Parametern auch ein biologischer Aspekt berücksichtigt. Der dabei entwickelte "Makroindex" gründet auf dem gleichen wissenschaftlichen Ansatz wie der Biotic Index nach WOODIWISS (1964) bzw. VERNEAUX & TUFFERY (1967) und wird an dieser Stelle nicht weiter beschrieben, zumal die Methode für einen überregionalen Einsatz in der Schweiz nicht geeignet ist (EDI 1982). Sie wurde auch in der Folgezeit nicht mehr angewendet.

## 2.1.2. Österreich

Zur Feststellung der "biologischen Gewässergüte" sind in Österreich sehr umfangreiche Erhebungen vorgesehen. Dabei sind die Fließgewässerbiozönosen von herausragender Bedeutung. Chemisch-physikalische Parameter und weitere abiotische Kriterien dienen der zusätzlichen Information und haben auf die Beurteilung der biologischen Gewässergüte nur bedingt Einfluß.

Die Vorgehensweise für die Beurteilung der biologischen Gewässergüte ist in einer Richtlinie festgelegt (BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT 1990). Grundlage für das Beurteilungsraster ist das Saprobien-system (LIEBMANN 1951), das zwischen vier Güteklassen und drei Zwischenklassen unterscheidet. Die Berechnung des

Saprobienindex erfolgt in gleicher Weise, wie es die DIN 38410-T2 (1990) festlegt und ist der wesentliche Parameter bei der Bestimmung der Wassergüte. Für die Zuordnung der Indexwerte zu den biologischen Gewässergüteklassen gilt folgendes Schema:

Tab. 2: Zuordnung der Indexwerte des Saprobienindex zu den biologischen Güteklassen in Österreich

Saprobienindex	Verunreinigung	Güteklasse
< 1,5	keine bis sehr gering	I
1,25 - 1,80	gering	I-II
1,75 - 2,30	mäßig	II
2,25 - 2,75	mäßig bis stark	II-III
2,70 - 3,25	stark	III
3,20 - 3,75	stark bis sehr stark	III-IV
> 3,50	sehr stark	IV

Für die endgültige Bestimmung der biologischen Gewässergüte ist der Abgleich mit verbalen Güteklassendefinitionen nötig. Die ergänzende Definition für die Güteklasse III ist in der Box 1 exemplarisch aufgeführt.

**Box 1: Definition der Güteklasse III (nach BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT 1990)**

**Güteklasse III: stark verunreinigt (alphamesosaprob)**

**Farbe: gelb**

Gewässerabschnitte mit starker organischer Belastung; infolge sauerstoffzehrender Abbauvorgänge schwankender Sauerstoffgehalt möglich; Aspekte des Aufwuchses wechselnd zwischen üppiger Entwicklung von Algen und Makrophyten und sichtbar werdenden Aufwüchsen von heterotrophen Mikroorganismen und einzelligen Tieren. Verschwinden vieler empfindlicher Arten des Makrozoobenthon und starke Vermehrung von gegen Sauerstoffmangel unempfindlichen Arten bis zu Massenvorkommen. Anzeichen von Reduktionsvorgängen im Sediment, Steinunterseiten schwarzfleckig, Schlamm schwärzlich, Verschlammung stark, Anzeichen von Faulschlamm-Bildung.

Im Gegensatz zur DIN 38410-T2 (1990) können neben dem Makrozoobenthon und den Ciliaten auch die Diatomeen gemäß der Differentialartenanalyse nach LANGE-BERTALOT (1978), sowie mikrobiologische/bakteriologische Parameter (nach KOHL 1975) zur Bestimmung der Gewässergüte herangezogen werden. In diesem Fall wird aus insgesamt 6 Einzelkomponenten ein gewichtetes Mittel errechnet und zur Bestimmung der Wasserqualität genutzt. Bei der Gewichtung der Einzelparameter werden Ortsbefund und Makrozoobenthon mit je 20%, Diatomeen und Ciliaten mit je 25%, die Keimzahl (KZ 22) sowie die Fäkalen Coliformen mit je 5% berücksichtigt (AMT DER OBERÖSTERREICHISCHEN LANDESREGIERUNG (HRSG.) 1993). Das Saprobien-system wird auch in alpinen Flüssen verwendet (vergl. HOFER 1992).

Zum jetzigen Zeitpunkt ist noch kein österreichischer Einstufungskatalog veröffentlicht, in dem die saprobielle Valenz und das Indikationsgewicht der verschiedenen Taxa angegeben sind. Entsprechend bleibt es dem einzelnen Bearbeiter freigestellt, welchen Einstufungskatalogen (z.B. SLADECEK 1973, DIN 38410-T2 1990) er verwendet. Es besteht allerdings die Pflicht zur Quellenangabe. Gegenüber der siebenstufigen Schätzska-la der DIN 38410-T2 (1990) wird in Österreich mit einer fünfstufigen Häufigkeitsabstufung gearbeitet.

Die oben beschriebenen Vorgehensweisen zur Bestimmung der biologischen Gewässergüte sind Teil der in Vorbereitung befindlichen ÖNORM M 6232 (1993). Hier finden sich auch detaillierte Angaben zur Probenentnahme und zur weitergehenden Bewertung.

### 2.1.3. Deutschland

Die Überwachung der Gewässergüte liegt in der Bundesrepublik Deutschland in der Zuständigkeit der Länder. Wesentliche Elemente zur Methodik der Bestimmung der Gewässergüte sind von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA 1976) vorgegeben. Es werden sowohl biologische, chemische und physiographische Merkmale berücksichtigt. Die Dokumentation der Ergebnisse erfolgt auf regionaler, überregionaler und nationaler Ebene (z.B. WWA GÖ 1987, UM 1992, LAWA 1991).

Mit der Umsetzung der DIN 38410-T1,-T2 (1987, 1990) erfolgt die Bestimmung der Gewässergüte auf nationaler Ebene nach einem normiertem Verfahren. Es werden 7 Gütestufen, bestehend aus 4 Güteklassen und 3 Zwischenstufen, unterschieden (vergl. Tab. 3). Administrativ wird die Gewässergüteklasse II, die mäßig belastete Gewässerabschnitte beschreibt, für alle Fließgewässer angestrebt.

Durch die Güteüberwachung wird die Belastung der Gewässer mit leicht abbaubaren organischen Abwasserinhaltsstoffen erfaßt. Grundlage hierfür ist das Saprobien-system. Die Bestimmung des Saprobienindex ist ein wesentlicher Parameter bei der Bestimmung der Gewässergüte. Aufgrund bestehender Korrelationen zwischen den biologischen Befunden

und physiographischen Merkmalen (z.B. Faulschlammablagerungen) sowie chemisch-physikalischen Merkmalen (z.B. Sauerstoffgehalt/-sättigung, BSB<sub>5</sub>) gehen diese Parameter in die Bestimmung der Güteklassen mit ein. In Tabelle 4 sind für die 7 Gütestufen die Konzentrationen einiger wichtiger chemischer Parameter aus Baden-Württemberg dargestellt.

Tab. 3: Zuordnung der Indexwerte des Saprobienindex zu den biologischen Güteklassen (nach LAWA 1976)

Saprobienindex	Verunreinigung	Güteklasse
< 1,5	unbelastet bis sehr gering	I
1,5 - < 1,8	gering belastet	I-II
1,8 - < 2,3	mäßig belastet	II
2,3 - < 2,7	kritisch belastet	II-III
2,7 - < 3,2	stark verschmutzt	III
3,2 - < 3,5	sehr stark verschmutzt	III-IV
> 3,5	übermäßig verschmutzt	IV

Tab. 4: Verteilung der Konzentrationen wichtiger chemischer, belastungsindizierender Wasserinhaltsstoffe in den einzelnen Güteklassen - Daten von 1988 - 1991 (aus UM 1992)

Güteklasse	Statistische Werte	DOC (mg/l)	BSB <sub>5</sub> (mg/l)	NH <sub>4</sub> -N (mg/l)	NO <sub>2</sub> -N (mg/l)	NO <sub>3</sub> -N (mg/l)	PO <sub>4</sub> -P (mg/l)	Cl (mg/l)
I	n	91	49	93	93	92	93	93
	Median	1,4	0,7	<0,1	<0,01	0,9	0,02	4,5
	C25-C75	1,1 - 1,9	0,3 - 1,7	<0,1 - <0,1	<0,01 - <0,01	0,6 - 1,4	<0,01 - 0,04	2,2 - 5,9
	C5 -C95	0,7 - 3,9	0,2 - 4,0	<0,1 - 0,1	<0,01 - 0,01	0,3 - 2,6	<0,01 - 0,10	1,5 - 11,7
I - II	n	118	64	127	129	129	132	132
	Median	1,6	1,3	<0,1	<0,01	1,6	0,03	6,6
	C25-C75	1,3 - 2,1	0,5 - 2,0	<0,1 - <0,1	<0,01 - <0,01	0,9 - 2,5	0,01 - 0,07	4,2 - 11,2
	C5 -C95	0,7 - 3,1	0,3 - 4,1	<0,1 - 0,1	<0,01 - 0,04	0,6 - 6,5	<0,01 - 0,23	2,7 - 27,7
II	n	345	331	532	582	582	585	585
	Median	1,8	1,7	<0,1	0,02	3,6	0,07	23,9
	C25-C75	1,3 - 2,6	1,0 - 2,8	<0,1 - 0,1	<0,01 - 0,04	2,0 - 5,5	0,03 - 0,16	10,4 - 36,4
	C5 -C95	0,8 - 6,7	0,3 - 6,1	<0,1 - 0,7	<0,01 - 0,11	0,8 - 9,5	0,01 - 0,56	4,2 - 73,4
II - III	n	160	143	212	220	220	220	220
	Median	2,2	2,1	<0,1	0,03	4	0,1	28,9
	C25-C75	1,6 - 3,2	1,4 - 4,0	<0,1 - 0,2	<0,01 - 0,08	2,3 - 5,5	0,03 - 0,28	20,1 - 46,1
	C5 -C95	1,0 - 6,7	0,5 - 6,7	<0,1 - 1,4	<0,01 - 0,30	1,0 - 8,9	0,01 - 0,82	8,1 - 88,3
III	n	56	62	82	86	86	85	87
	Median	2,8	3,6	0,4	0,11	5,1	0,26	38,8
	C25-C75	2,0 - 4,0	2,2 - 5,3	0,1 - 1,4	0,04 - 0,22	3,0 - 7,7	0,15 - 0,51	27,3 - 67,6
	C5 -C95	1,1 - 7,4	0,9 - 7,6	<0,1 - 4,2	0,01 - 0,70	1,6 - 10,7	0,01 - 0,82	14,8 - 122,9
III - IV	n	11	6	12	11	11	11	11
	Median	3,6	5,1	1,5	0,18	6,1	0,19	68,4
	C25-C75	2,7 - 6,6	2,8 - 6,5	0,8 - 3,6	0,09 - 0,28	3,0 - 8,0	0,12 - 0,56	36,0 - 106,1
	C5 -C95	-	-	-	-	-	-	-
IV	n	9	8	9	9	9	9	9
	Median	8,1	6,1	5	0,11	5,8	0,68	173,7
	C25-C75	2,4 - 9,5	5,8 - 7,6	0,2 - 23,3	0,06 - 1,37	0,3 - 13,4	0,20 - 2,00	63,9 - 230,2
	C5 -C95	-	-	-	-	-	-	-

Darüber hinaus ist gemäß LAWA (1976) der Abgleich mit verbal definierten Beschreibungen der verschiedenen Güteklassen zwingend vorgeschrieben. In der nachfolgenden Box 2 ist die Definition für die Güteklasse II-III (kritisch belastet) exemplarisch wiedergegeben.

**Box 2: Definition der Güteklasse II-III (aus LAWA 1991)**

Durch die stärkere Belastung mit organischen Stoffen ist das Wasser stets leicht getrübt; örtlich kann Faulschlamm auftreten. Meist noch ertragreiche Cyprinidengewässer. Dichte Besiedlung mit Algen und Blütenpflanzen (*Potamogeton*, *Nuphar*), Schwämmen, Moostierchen, Kleinkrebsen, Schnecken, Muscheln, Egel und Insektenlarven (ausgenommen Steinfliegen). Meist kolonieartige Massentwicklung mehrerer Arten. Abwasserpilze sind oft mit bloßem Auge - wenn auch noch nicht in Massentwicklung - erkennbar. Größter Artenreichtum der Wimpertierchen. Der Saprobienindex liegt zwischen 2,3 und 2,7. Eine sichere Zuordnung aufgrund einzelner abundanter Arten ist fast niemals möglich. Signifikante Artenkombinationen sind z.B. *Helobdella stagnalis* mit *Gammarus pulex*, *Planaria torva*, *Radix peregra*, *Dendrocoelum lacteum* oder mit *Erpobdella octoculata*. Der  $O_2$ -Gehalt sinkt oft auf die Hälfte des Sättigungswertes ab. Er kann jedoch auch starke Übersättigung erreichen, z.B. in gestauten Flußabschnitten. Häufig beträgt der  $BSB_5$  5 bis 10 mg/l.  $NH_4$ -N liegt meist unter 1 mg/l.

Gegenüber anderen Saprobienkatalogen (z.B. SLADECEK 1973) verwendet die DIN 38410-T2 (1990) ausschließlich heterotrophe Organismen des Makrozo- und Mikrobenthon. Autotrophe Organismen bleiben bei der Berechnung des Saprobienindex unberücksichtigt, weil ihr Auftreten gleichzeitig auch die Trophie anzeigt. Da die DIN-Saprobier als Zeigerorganismen hauptsächlich auf die Verringerung des Sauerstoffgehaltes infolge organischer Zehrung reagieren, kann die Berechnung des Saprobienindex in physikalisch gut belüfteten Gewässern zu einer fehlerhaften Einstufung der Gewässergüte führen. In der Bundesrepublik Deutschland betrifft die Methodenschwäche vor allem die alpinen und voralpinen Fließgewässer in Bayern. Hier werden daher häufig zusätzlich die Ciliaten bei der Gütebeurteilung berücksichtigt. Weiterhin sind einige weitere Arten in das Saprobienindexsystem eingestuft. Auf der Basis des Makrozoobenthon und der Ciliaten wird ein gemeinsamer Saprobienindex berechnet, der sich aus Makro- und Mikroindex zusammensetzt. Diese Vorgehensweise wird in der Folge unter der Bezeichnung "Gesamindex" geführt.

Im Gebiet der ehemaligen DDR wurde bis 1990 das Verfahren nach TGL 22764 (1981) angewendet. Es beinhaltete in sehr viel größerem Umfang chemische Kenngrößen bei der Gütebeurteilung und führte zu einer Bewertung nach 3 Klassifikationskriterien (der organischen Belastung, der Salzbelastung und gebietspezifischen Belastungen) in einer Drei-Bänder-Darstellung. Überdies blieben die Ergebnisse der Öffentlichkeit unzugänglich.

Die Teilbewertung "organische Belastung" entsprach im wesentlichen dem LAWA-Verfahren.

Für jede der drei genannten Merkmalsgruppen wurden 6 Beschaffenheitsklassen unterschieden, in denen die Wassergüte mit steigender Klassenzahl schlechter wurde. Unabhängig von der Merkmalsgruppe gab es für die einzelnen Klassen folgende nutzungsbezogene Bewertungen (nach TLU 1992):

Tab 5: Klassifizierung nach TGL 22764

Klasse	Bewertung
1	Landschaftselemente und Ressourcen von besonders hohem Wert, deren Nutzung für die Trinkwasserversorgung und alle Nutzungsarten uneingeschränkt möglich ist;
2	Wertvolle Ressourcen für alle Nutzungen mit qualitativ hohen Anforderungen an die Wasserbeschaffenheit;
3	Für die meisten Nutzungen noch brauchbar, jedoch teilweise nur unter hohen Anforderungen an die Aufbereitung;
4	Nur noch bedingt nutzbar bzw. für eine Reihe von Nutzungen nicht mehr verwendbar;
5	Für die meisten Nutzungen unbrauchbar und für die Sanierung der Gewässer sind hohe Aufwendungen notwendig;
6	Für alle Nutzungen unbrauchbar

Bei der Dokumentation wurden die Ergebnisse jeder Merkmalsgruppe durch ein Farbband dargestellt und in einer Karte zusammengefaßt. Nach Auffassung der Autoren des Gewässergüteberichts von Thüringen 1991 (TLU 1992) ermöglichte die TGL - bei ungleich höherem materiellen und personellen Aufwand - gegenüber der DIN sehr viel differenzierte Aussagen zur Gewässergüte. Der Belastungszustand wurde dabei jedoch ausschließlich hinsichtlich der Nutzbarkeit bewertet, während das DIN-Verfahren vorrangig ökologisch orientiert ist und Belastungen des Gewässers ohne Rücksicht auf die Nutzbarkeit mißt.

#### 2.1.4. Dänemark

Nach NEWMAN (1988) liegt die Überwachung der Oberflächengewässer in Dänemark in der Verantwortlichkeit der Regionalverwaltungen, wobei nationale Richtlinien beachtet werden müssen.

Folgende Qualitätsziele/Abstufungen sind für den Zustand Fließgewässer verbindlich formuliert worden (nach NEWMAN 1988):

Tab. 6: Qualitätsziele für den Zustand dänischer Fließgewässer

Ziel	Definition
A	Area of particular interest for natural sciences
B <sub>1</sub>	Area for spawning and juvenile stages of salmonids
B <sub>2</sub>	Salmonid water
B <sub>3</sub>	Cyprinid water
E	Watercourses with the sole purpose of collecting drainage water and watercourses affected by sewage
C	Watercourses with the sole purpose of collecting drainage water, including wastewater
D	Watercourses affected by sewage and where fishery interests have been disregarded
F	Watercourses draining pyritic soils (low pH, precipitation of iron oxides). Highly affected fauna

Für jedes dieser Qualitätsziele wurden biologische oder chemische Qualitätskriterien formuliert. Hierbei fanden die einschlägigen EG-Richtlinien besondere Berücksichtigung. Nach neueren Angaben erfüllen mehr als 75% aller dänischen Fließgewässer die Qualitätsanforderungen der Zielprojektionen "A" und "B<sub>1,2,3</sub>" (LAANE & LINDGAARD-JORGENSEN 1992).

Zur Überwachung der Wasserqualität werden physiographische (Geruch, Gewässergrund), chemisch-physikalische (CSB, BSB, Sauerstoffsättigung, -gehalt) und biologische Untersuchungen (Saprobienindex, Danske Fauna Index) nach den national verbindlichen Richtlinien durchgeführt. Das von ANDERSEN et al. (1984) als Modifikation des Trent Biotic Index (WOODIWISS 1964) entwickelte Verfahren zur Bestimmung der biologischen Gewässergüte wird dabei nach Kenntnis der Autoren dieses Berichtes nicht berücksichtigt. Die Belastung der Gewässer mit organischen Stoffen wird in "Verschmutzungsgraden" wiedergegeben, die wie folgt definiert sind:

Tab. 7: Verschmutzungsklassen dänischer Fließgewässer

Pollution degree	Classification	Water quality
I	oligosaprobic	virtually no pollution
I-II	-	-
II	bethamesosaprobic	slight pollution
II-III	-	-
III	alphamesosaprobic	fairly heavy pollution
IV	polysaprobic	very heavy pollution
-	not classified	

Die Ergebnisse werden unter anderem in Gütekarten publiziert. Genauere Angaben zu den verwendeten Methoden können im Rahmen dieses Berichtes nicht vorgenommen werden, da entsprechende Primärliteratur bei der Fertigstellung der Arbeit nicht zu erhalten war.

### 2.1.5. Belgien

Die Verantwortlichkeit für die Gewässergüteklassifizierung in Belgien liegt bei den Regionen (NEWMAN 1988). Darüber hinaus betreibt das "Institut d'hygiène et d'Epidemiologie" ein nationales Netz von 400 Meßstellen, das jährlich beprobt wird. Die Ergebnisse dieser Erhebungen werden jeweils in einem Gütebericht veröffentlicht. Es werden chemisch-physikalische und biologische Daten erhoben. Wesentliche Teile der angewandten Methodik sind auf nationaler Ebene normiert worden und entsprechend standardisiert (z.B. Belgian Biotic Index (DE PAUW & VANHOOREN 1983) unter NBN T 92-402 1984). Ein guter Überblick über die in Belgien verwendeten Methoden und Klassifikationsschemata findet sich bei NEWMAN (1988) und DE BRABANDER et al. (1992).

Tab. 8: Biologische Güteklassifizierung in Belgien

Class	Biotic Index	Water quality
I	10-9	lightly or unpolluted
II	8-7	slightly polluted
III	6-5	moderately polluted - critical situation
IV	4-3	heavily polluted
V	2-0	very heavily polluted
-	0	study impossible: complete lack of bioindicators

Weiterhin ist aufgrund eines chemischen Index die Zuordnung in eine von fünf Güteklassen möglich. Dieser chemische Index berücksichtigt die Parameter Sauerstoffsättigung, BSB und  $\text{NH}_4\text{-N}$ . Er wird in allen drei Beneluxländern übereinstimmend angewendet und häufig unter dem Titel "Water Oxygen Balance" geführt.

Für jeden der genannten Parameter existiert ein Score-System als Grundlage für die Berechnung des Index. Dabei werden die ermittelten Punktwerte aller Parameter addiert und in ein empirisches Bewertungssystem übertragen, aus dem dann die Güteklasse abgelesen werden kann. In der nachfolgenden Tabelle 9 sind die Score-Werte für die Einzelparameter sowie der Bewertungsmaßstab zusammengefaßt dargestellt.

Tab. 9: "Water Oxygen Balance", Scoresystem und Klassenabgrenzung

Score/Klasse	O <sub>2</sub> -Sättigung (%)	BSB (mg/l)	NH <sub>4</sub> -N (mg/l)	Gesamt-Score	Qualität
1	91-110	< 3	<0,4	3-4,5	sehr gut
2	71-90 111-120	3,1-6,0	0,5-1,0	4,6-7,5	gut
3	51-70 121-130	6,1-9,0	1,1-2,0	7,6-10,5	mittel
4	31-50	3,1-15,0	2,1-5,0	10,6-13,5	schlecht
5	< 30 & > 130	> 15	>5	13,6-15	sehr schlecht

Als Datengrundlage für die Berechnung dieses chemischen Index werden mindestens 20 Einzelmessungen als notwendig erachtet.

NEWMAN (1988) zitiert weiterhin eine Arbeit von DESCY et al. (1981) in der für viele Einzelparameter Werte angegeben werden, die eine Unterscheidung zwischen "normal", "wenig erhöht", "signifikant erhöht" und "deutlich erhöht" ermöglichen. Dieses System besitzt jedoch keine landesweite Gültigkeit.

### 2.1.6. Luxemburg

Zum Zeitpunkt der Fertigstellung dieses Berichtes lagen nur sehr wenige Informationen über die Organisation, Struktur und Funktionsweise der Wasserwirtschaftsverwaltung in Luxemburg vor. Im Wesentlichen beruhen die in der Folge getroffenen Aussagen daher auf den Ausführungen von NEWMAN (1988). Danach ist die Überwachung der Gewässergüte Aufgabe der nationalen Umweltverwaltung.

In die Bewertung der Gewässergüte gehen keine biologischen Erhebungen mit ein (NEWMAN 1988). Nach UEBERBACH (1989) erfolgt die biologische Gütebeurteilung nach dem Biotic Index nach TUFFERY & DAVINE (1970). Allgemein wird die Qualität der Oberflächengewässer durch fünf Güteklassen beschrieben. Methodische Grundlage hierfür ist die bereits für Belgien beschriebene "Water Oxygen Balance" (vergl. 2.1.5.), ein chemischer Index, der die Sauerstoffsättigung, den BSB und den Gehalt an  $\text{NH}_4\text{-N}$  berücksichtigt. Die Überwachung der Gewässer erfolgt jährlich und wird in nationalen Gütekarten publiziert. Ergänzend zu den bereits genannten Untersuchungen werden regelmäßig Schwermetallanalysen durchgeführt. Ergebnisse aus diesen Untersuchungen sind bisher nicht in Gewässergütekarten veröffentlicht worden.

### 2.1.7. Niederlande

Die Überwachung der Gewässergüte wird in den Niederlanden auf drei administrativen Ebenen durchgeführt. Dabei erfolgt die Bearbeitung der Hauptflüsse sowie der Küstengewässer durch staatliche Stellen, während alle übrigen Gewässer durch die Provinzen und kommunalen Verbände überwacht werden.

Derzeit existiert keine national einheitliche Überwachungspraxis. Landesweit gültig ist aber die Definition einer "Allgemeinen Milieuqualität", in der die Mindestgüteanforderungen für eine Vielzahl an physico-chemischen Parametern festgeschrieben ist (LAANE & LINDGAARD-JORGENSEN 1992). Entsprechend wird durch die Güteüberwachung vornehmlich die Einhaltung dieser Mindestanforderungen geprüft. Diese erstmals im zweiten "indikativen Mehrjahresprogramm Wasser" (IMP) formulierte Basisqualität (MINISTERIE VAN VERKEER EN WATERSTAAT 1981) wurde im Rahmen des dritten nationalen Wasserhaushaltsplan weiter entwickelt (MINISTERIE VAN VERKEER EN WATERSTAAT 1989). Die darin enthaltenen Qualitätsanforderungen wurden von den regionalen Verwaltungen bereits übernommen und sind z.B. im Wasserhaushaltsplan 1991-1995 der Provinz Limburg detailliert aufgelistet (PROVINCIE LIMBURG 1990).

Die Zielsetzung dieser "Allgemeinen Milieuqualität" kann wie folgt umschrieben werden: Von den Gewässern soll keine Beeinträchtigung der Umgebung durch Geruch oder ein stark verschmutztes Erscheinungsbild ausgehen. Weiterhin sollen die Gewässer gute Lebensbedingungen für die aquatischen und angrenzenden semiaquatischen bzw. terrestrischen Biozönosen bieten, sowie bestimmte Formen der menschlichen Nutzung ermöglichen, die nicht durch spezifische Anforderungen an die Wasserqualität erfaßt werden (ZUIVERINGSSCHAP OOSTELIJK GELDERLAND 1992).

Für die Überprüfung der Mindestqualität sind keine biologischen Untersuchungen notwendig. Dennoch erheben viele der in der Gewässerüberwachung tätigen Institutionen regelmäßig biologische Daten, die zur Beschreibung der biologischen Gewässergüte genutzt

werden können (vergl. z.B. ZUIVERINGSSCHAP LIMBURG 1992, WATERSCHAP REGGE EN DINKEL 1990). Es wird jedoch landesweit keine einheitliche Methodik angewendet. Innerhalb der Niederlande ist der auf der Basis des Makrozoobenthon arbeitende "K-Index" nach GARDENIER & TOLKAMP (1976) weit verbreitet. Das Verfahren kennt Indexwerte zwischen 100 und 500 und erlaubt die Unterscheidung von fünf Belastungsstufen:

Tab. 10: Einteilung der Belastungsstufen nach dem K-Index (nach WATERSCHAP REGGE EN DINKEL 1990)

Indexwert	Klasse	Bewertung
100-180	5	sehr schlecht
181-260	4	schlecht
261-340	3	mäßig
341-420	2	gut
421-500	1	sehr gut

Im Rahmen dieses Berichtes wird eine detailliertere Beschreibung der Methodik des K-Index zu einem späteren Zeitpunkt gegeben (vergl. 4.3.1.2.), da das Verfahren innerhalb dieses Absatzes nur eine untergeordnete Rolle spielt. Ergänzend sei jedoch dazu angemerkt, daß die Anwendung des K-Index auf natürliche Fließgewässer beschränkt sein sollte, während für die Beurteilung von ausgebauten Fließgewässern häufig das BINORMA-Verfahren angewendet wird (TOLKAMP mtl., ZUIVERINGSSCHAP OOSTELJK GELDERLAND 1992).

Zusätzlich zu den oben gemachten Aussagen wird nach NEWMAN (1988) in den Niederlanden - wie in allen Beneluxländern - die sogenannte "Water Oxygen Balance" (vergl. 2.1.5.) zur Gütebeurteilung herangezogen.

### 2.1.8. Frankreich

Die Überwachung der Gewässergüte erfolgt in Frankreich durch sechs regionale Institutionen (Agences de Bassin), die diese Aufgabe unter Aufsicht des Umweltministeriums durchführen.

Im Rahmen des Gewässermonitorings werden physikalisch-chemische, chemische und biologische Routineuntersuchungen durchgeführt. Einen guten Überblick über die Gütekriterien liefern NEWMAN (1988) sowie AGENCE DE L'EAU ARTOIS-PICARDIE (1990). Die genaue Methodik zur Durchführung der biologischen Untersuchungen ist national normiert (AFNOR 1992).

Das französische Gütesystem unterscheidet prinzipiell in drei Güteklassen. Dabei ist die Güteklasse 3 als Minimalgüte, die spezifische Nutzungen des Wassers gewährleistet, definiert. Alle Gewässerabschnitte, die die Gütekriterien der Güteklasse 3 nicht erfüllen, werden in den offiziellen Gütekarten durch die Farbe "rot" gekennzeichnet. Darüber hinaus wird in der Güteklasse 1 zwischen den Stufen 1 A und 1 B unterschieden. Weiterhin findet die Salinität der Gewässer besondere Berücksichtigung, indem die Salinität in fünf Abstufungen zwischen 0 und 4 beschrieben wird. In der nachfolgenden Tabelle 11 ist das gültige Güteklassensystem zusammen mit Mindestanforderungen für verschiedene Nutzungsformen dargestellt. Die Schreibweise einer Nutzungsform mit Großbuchstaben kennzeichnet die Mindestgüteanforderungen für die Nutzung. Eine Schreibweise mit Kleinbuchstaben kennzeichnet solche Fälle, in denen die entsprechende Nutzung nur unter besonderen Bedingungen toleriert werden kann.

Eine Zusammenstellung der für die Gütebeurteilung relevanten Einzelparameter ist in Tabelle 12 wiedergegeben. Die Einzelkriterien sind dabei in 9 Familien gegliedert, wobei die Parameter der 1. Familie die Salinität und die der 2. Familie die Temperatur der Untersuchungsgewässer beschreiben.

Für die Zuordnung einer Gewässergüteklasse ist die Kenntnis eines oder mehrerer Einzelparameter aus jeder Familie unerlässlich (AGENCE DE L'EAU ARTOIS-PICARDIE 1990). Bakteriologische Untersuchungen sind in besonderem Maße im Bereich von menschlichen Siedlungen nötig. Die Informationen aus den biologischen Untersuchungen (L'indice biotique) sind ein wesentlicher Bestandteil der Gewässergütebeurteilung. Hierbei ist aber zu berücksichtigen, daß die in Tab. 12 angegebenen Grenzen für die Abweichung des Indexwertes vom Höchstwert 10 nicht mehr zutreffen, da in der Zwischenzeit ein neues Indexsystem (L'indice biologique global normalisé/IBGN) mit Werten zwischen 0 und 20 eingeführt wurde. Entsprechend der Normvorschrift (AFNOR 1992) ergibt sich die in Tabelle 13 aufgeführte Güteklassenbeziehung.

Tab. 11: Das französische System der Gewässergüteklassen (aus: AGENCE DE L'EAU ARTOIS-PICARDIE 1990)

QUALITÉ GÉNÉRALE DE L'EAU

			2	3	
SALINITE	0	1A S0	1B S0	2 S0	3 S0
	1	1A S1	1B S1 EAU POTABLE (traitement simple ou normal) INDUSTRIELLES ALIMENTAIRES	2 S1 IRRIGATION	3 S1
	2	1A S2	1B S2 ABREUVAGE DES ANIMAUX	S S2 EAU INDUSTRIELLE eau potable (traitement poussé)	3 S2 Irrigation
	3	1A S3	1B S3 BAIGNADE LOISIRS POISSON (vit et se reproduit normalement)	2 S3 Abreuvement des animaux	3 S3 AUTOEPURATION NAVIGATION REFROIDISSEMENT
	4	1A S4	1B S4	S S4 Loisirs (contacts exceptionnels avec l'eau) Poisson (vit normalement mais sa reproduction peut être aléatoire)	3 S4 Autoépuration Poisson (sa survie peut être aléatoire dans certaines circonstances)

Commentaires :

Qualité minimale selon la vocation du cours d'eau

Seules les principales vocations des cours d'eau ont été reportées dans la grille

La position d'une vocation en grands caractères indique la qualité minimale normale

La position d'une vocation en petits caractères indique la qualité minimale éventuellement tolérable

Les eaux dont les teneurs dépassent les limites de la qualité 3 sont inaptées à la majorité des usages et peuvent constituer une menace pour le santé publique et pour l'environnement. De ce fait, la qualité 3 constitue un objectif minimum même si certaines eaux du milieu naturel sont à l'heure actuelle de qualité inférieure. Pour la cartographie de la qualité actuelle on utilisera dans ce cas la couleur rouge.

Nature des critères pris en compte

Les critères utilisés ont été regroupés en 9 grandes familles, certains critères comme les toxiques (n° 23) et la radioactivité (n° 28) correspondant déjà à un ensemble de mesures spécifiques

Un jugement correct sur la qualité de l'eau nécessite la connaissance d'un ou plusieurs critères de chaque famille, en fonction des pollutions à attendre à l'amont

Une bonne connaissance des 3 premières familles est indispensable

Le système des saprobes et surtout l'indice biologique apporte une information essentielle en particulier en cas de pollution d'origine industrielle. Dans ce dernier cas, il est tout à fait souhaitable de disposer de renseignements spécifiques concernant les familles VI, VII et éventuellement IX

Par ailleurs des analyses bactériologiques (VIII) sont indispensables à l'aval des grandes agglomérations

Variabilité des teneurs dans le temps.

La qualité des eaux étant extrêmement variable dans le temps en fonction de différents facteurs, il est nécessaire de prendre en compte les situations les plus défavorables.

L'on pourra admettre un dépassement exceptionnel de ces limites — sauf pour la teneur en oxygène dissous — durant une fréquence de 5 à 10 % du temps (20 jours en année moyenne) ou lorsque le débit descend en dessous d'une valeur critique, appelée « débit de référence » débit à définir cas par cas

(Eau potable = Trinkwasser; Irrigation = Bewässerung; Abreuvement des animaux = Viehtränke; Eau industrielle = Industrie-/Brauch-wasser; Baignade = Badestelle; Loisirs = Erholung; Poisson = Fische; Autoépuration = Autowäsche; Navigation = Schifffahrt; Refroidissement = Kühlung/Kühlwasser).

Tab. 12: Abgrenzungen verschiedener Gütekriterien zur Bestimmung der Gewässergüte in Frankreich (aus: AGENCE DE L'EAU ARTOIS-PICARDIE 1990)

CRITÈRES D'APPRÉCIATION DE LA QUALITÉ GÉNÉRALE DE L'EAU		S0	S1	S2	S3	S4
I	1. Conductivité S/cm à 20°C	400	750	1 500	3 000	> 3 000
	2. Dureté totale, français	15	30	50	100	> 100
	3. Cl mg/l	100	200	400	1 000	> 1 000
	4. Capacité d'adsorption du Na (1)	2	4	8	> 8	

		1 A	1 B	2	3
II	5 Température	< 20°	20 à 22°	22 à 25°	25 à 30°
III	6 O <sub>2</sub> dissous en mg/l (2)	7	5 à 7	3 à 5	mieux adaptée à maintenir en permanence
	O <sub>2</sub> dissous en % sat.	> 90 %	70 à 90 %	50 à 70 %	
	7 DOB <sub>5</sub> eau brute mgO <sub>2</sub> /l	< 3	3 à 5	5 à 10	10 à 25
	8 Oxydabilité mgO <sub>2</sub> /l	< 3	3 à 5	5 à 8	
9 DCO eau brute mgO <sub>2</sub> /l	< 20	20 à 25	25 à 40	40 à 80	
IV	10 NO <sub>3</sub> mg/l			44	44 à 100
	11 NH <sub>4</sub> mg/l	< 0,1	0,1 à 0,5	0,5 à 2	2 à 8
	12 N total mg/l (Kjeldahl)				
V	13 Saprophytes	oligosaprobe	β méso-saprobe	α méso-saprobe	Polysaprobe
	14 Écart de l'indice biologique par rapport à l'indice normal (3)	I	2 ou 3	4 ou 5	6 ou 7
VI	15 Fer total mg/l précipité et en sol	< 0,5	0,5 à 1	1 à 1,5	
	16 Mn total mg/l	< 0,1	0,1 à 0,25	0,25 à 0,50	
	17 Matières en susp. totales mg/l (4)	< 30	< 30	30 à 40 (m dec < 0,5 mm/l)	30 à 70 (m dec < 1 mm/l)
VII	18 Couleur mg Pt/l	< 10	10 à 20 (absence de coloration visible)	20 à 40	40 à 80
	19 Odeur	non perceptible		ni saveur ni odeur anormales	Pas d'odeur perceptible à distance du cours d'eau
	20 Subst. extractibles au chloroform mg/l	< 0,2	0,2 à 0,5	0,5 à 1,0	> 1
	21 Huiles et grasses	néant		traces	présence
	22 Phénols mg/l	< 0,001		0,001 à 0,05	0,05 à 0,5
	23 Toxiques	norme permise pour la vocation la plus exigeante et en particulier pour préparation d'eau alimentaire			Traces inoffensives pour la survie du poisson
	24 pH	6,5 - 8,5		6,5 - 8,5 6,0 - 8,5 si TH 5°/l 6,5 - 9,0 photosynthèse active	5,5 - 9,5
	25 Coliformes /100 ml		< 5 000		
26 Esch. col. /100 ml		< 2 000			
27 Strept. fec. /100 ml					
IX	28 Radioactivité	catégorie I du SCPRI		catégorie II du SCPRI	

(1) CAS =  $\frac{Na \sqrt{2}}{VCa + Mg}$  teneurs en meq  
(2) Le teneur en O<sub>2</sub> dissous est impérative

(3) L'indice normal est supposé égal à 10, s'il n'a pas été déterminé  
(4) Le teneur en MES ne s'applique pas en période de hautes eaux

Tab. 13: Korrelation zwischen den Indexwerten des L'indice biologique global normalisé (IBGN) (AFNOR 1992) und den französischen Gewässergüteklassen

IBGN:	> / = 17	16 - 13	12 - 9	8 - 5	< / = 4
Güteklasse	1 A	1 B	2	3	
Farbe	blau	grün	gelb	orange	rot

### 2.1.9. Italien

Nach NEWMAN (1988) und CHAMBROLL (1993) existiert in Italien derzeit kein national gültiges Gewässergütesystem. Landesweite Gültigkeit besitzen lediglich die einschlägigen EG-Richtlinien zur Trink- und Badewasser- bzw. Fischgewässerqualität (vergl. hierzu LWA NRW 1991). Die Verantwortung für die Überwachung der Oberflächengewässer liegt bei den verschiedenen Regionen.

Aufgrund der bei der Fertigstellung dieses Berichtes vorliegenden Literatur war es nicht möglich, konkrete Aussagen über die Form und Struktur italienischer Güteklassifizierungssysteme zu treffen.

DE PAUW et al. (1992) sowie DE PAUW & HAWKES (1993) berichten von aktuellen Bemühungen, die biologische Gewässerüberwachung in Italien zu etablieren. Dazu wurden insgesamt 15 einwöchige Seminare durchgeführt, in deren Verlauf die Teilnehmer mit den Prinzipien der biologischen Gewässergüteüberwachung vertraut gemacht wurden. Methodische Grundlage hierzu bildete der Trent Biotic Index (TBI) nach WOODIWISS (1964) in seiner erweiterten und an italienische Bedingungen angepaßten Form als Extended Biotic Index (EBI). Im Rahmen dieser Aktivitäten wurde offensichtlich ein fünfstufiges Klassifizierungssystem eingeführt, dessen Abstufungen jedoch nicht in die Literatur eingegangen sind.

PREMAZZI et al. (1990) führten umfangreiche Untersuchungen im Po-Einzugsgebiet durch, ohne dabei biologische Parameter zu berücksichtigen. Weiterhin werden in dieser Arbeit die gewonnenen Daten keinem Gewässergütesystem zugeordnet.

Zusammenfassend kann für die Gewässergüteüberwachung in Italien gesagt werden, daß derzeit noch kein einheitliches Gewässergütesystem etabliert und eine entsprechende Verwaltung inklusive der dazu notwendigen Experten noch im Aufbau ist.

### 2.1.10. Irland

Das Gewässergütemonitoring wird in Irland von einer Forschungsgruppe des Umweltministeriums durchgeführt. Dabei basiert die Mehrzahl aller Güteklassifikationen auf biologischen Erhebungen. Physikalisch-chemische Daten liegen nur in begrenztem Umfang vor (NEWMAN 1988).

Allgemein wird die Gewässergüte in Fließgewässern durch das sogenannte "Quality Rating System" ermittelt und beschrieben. Dieses System nutzt als Grundlage fünf Güteklassen (Q1 = bad quality, Q2 = poor quality, Q3 = doubtful quality, Q4 = fair quality, Q5 = good quality) und vier Zwischenstufen (Q1-2, Q2-3, Q3-4, Q4-5). Für die Erstellung von

Gütekarten und Güteberichten werden diese Qualitätsstufen in insgesamt 4 Güteklassen transformiert:

Tab. 14: Das irische Gewässergütesystem (nach MCGARRIGLE et al. 1992)

Klasse	Beschreibung	Farbe	Q-Rating
A	unpolluted	blau	Q5, Q4-5, Q4
B1	slightly polluted	grün	Q3-4
B2	moderately polluted	gelb	Q3, Q2-3
C	seriously polluted	rot	Q2, Q1-2, Q1

Tab. 15: Zusammenfassende Darstellung des Quality Rating System (aus MCGARRIGLE et al. 1992)

INDICATOR GROUPS: KEY TAXA					
	Group A - Sensitive Forms.	Group B - Less Sensitive Forms	Group C - Relatively Tolerant Forms	Group D - Tolerant Forms	Group E - Most Tolerant Forms
	Plecoptera. (excluding <i>Leuctra</i> , <i>Nemouridae</i> ), <i>Heptageniidae</i> , <i>Siphonuridae</i> .	<i>Leuctra</i> , <i>Nemouridae</i> , <i>Baetidae</i> , (Excluding <i>B. rhodani</i> ), <i>Leptophlebiidae</i> , <i>Ephemerellidae</i> , <i>Ephemeridae</i> , cased <i>Trichoptera</i> (excluding <i>Limnephilidae</i> , <i>Hydroptilidae</i> <i>Glossosomatidae</i> ) <i>Odonata</i> (excluding <i>Coenagrionidae</i> ), <i>Aphelocheirus</i> , <i>Rheotanytarsus</i> .	<i>Tricladida</i> , <i>Ancylidae</i> , <i>Neritidae</i> , <i>Astacidae</i> , <i>Gammarus</i> , <i>Baetis rhodani</i> , <i>Caenidae</i> , <i>Limnephilidae</i> , <i>Hydroptilidae</i> , <i>Glossosomatidae</i> , uncased <i>Trichoptera</i> , <i>Coleoptera</i> , <i>Coenagrionidae</i> , <i>Sialidae</i> , <i>Tipulidae</i> , <i>Simuliidae</i> , <i>Hemiptera</i> (excluding <i>Aphelocheirus</i> ) <i>Hydracarina</i> .	<i>Hirudinea</i> , <i>Mollusca</i> (excluding <i>Ancylidae</i> , <i>Neritidae</i> ), <i>Asellus</i> , <i>Chironomidae</i> (excluding <i>Chironomus</i> and <i>Rheotanytarsus</i> ).	<i>Tubificidae</i> , <i>Chironomus</i> .
QUALITY RATING (Q)	RELATIVE ABUNDANCE OF INDICATOR GROUPS				
	ERODING SITES			D	E
	A	B	C		
Q5	++++	+++	++	+-	+-
Q4	++	++++	+++	+++	++
Q3	-	+-	++++	+++	+++
Q2	-	-	+-	+-	++++
Q1	-	-	-	-	-
	DEPOSITING SITES			D	E
	A	B	C		
Q5	+-	++++	+++	++	+-
Q4	-	++	+++	++	+-
Q3	-	+	++	+++	+++
Q2	-	+-	+-	-	++++
Q1	-	-	-	-	-
KEY: ++++ = Well represented or dominant; +++ = May be common; ++ = May be present in small numbers; +- = Sparse or absent; - = Usually absent.					

Das Quality Rating System ist ein Indikatorsystem, daß ausschließlich die Organismengruppe des Makrozoobenthon berücksichtigt. Diese Organismengruppe wird - in Abhängigkeit der Toleranz gegenüber organischer Verschmutzung - in fünf Untergruppen eingeteilt. Die Bestimmung sowie die Abschätzung der Abundanzen dieser Untergruppen erfolgt nach einer normierten Probenahme direkt im Gelände. Aus dem Vorkommen und der Abundanzverteilung der verschiedenen Untergruppen ist das entsprechende Q-Rating direkt abzulesen.

### 2.1.11. Großbritannien

Derzeit existiert in Großbritannien kein einheitliches System zur Überwachung der Gewässergüte. Vielmehr wird das Gewässermonitoring in England und Wales, Schottland und in Nordirland nach jeweils eigenen Kriterien durchgeführt.

In England und Wales wurde bisher das "National Water Council (NWC) River Classification System" angewendet. Dieses System unterscheidet prinzipiell in 4 Grundklassen. Die Klasse "1", die gute Wasserqualitäten kennzeichnet, wird zusätzlich in die Stufen 1A und 1B unterteilt. Grundlage für die Zuordnung der Gewässer in eine der Klassen sind vor allem chemisch-physikalische Messungen, wobei den Parametern Sauerstoffsättigung, BSB und Ammoniumgehalt besondere Bedeutung zukommt.

Die Untersuchung der biologischen Gewässergüte erfolgt nach dem Verfahren des BMWP-Scores (ARMITAGE et al. 1983). Auf die genaue Beschreibung dieser Methode wird an dieser Stelle verzichtet, da das Verfahren an anderer Stelle dieses Berichtes (vergl. 4.3.2.2.2.) ausführlicher diskutiert wird.

Die Ergebnisse aus den biologischen Untersuchungen gehen nicht in die Einteilung der Gewässer in die Güteklassen ein. Vielmehr werden die ermittelten "Score-Werte" lediglich als Zusatzinformation betrachtet und auch als solche direkt in die Gütekarten eingetragen. Derzeit existiert keine allgemein gültige Korrelation zwischen den erreichten "Score-Werten" eines Gewässers und den Gewässergüteklassen. Allerdings ist in einigen Gütekarten eine eigene Klassifizierung wiedergegeben (Tab 17).

Tab. 16: National Water Council River Classification Scheme (aus NEWMAN 1988)

NWC river class	NWC river class description	Quality criteria	Remarks	Current potential users
1A	Good quality	Class-limiting criteria (95 percentile) Dissolved oxygen saturation greater than 80%. Biochemical oxygen demand not greater than 3 mg/l. Ammonia not greater than 0,4 mg/l. Where the water is abstracted for drinking water, it complies with requirements for A2* water.	Average BOD probably not greater than 1.5 mg/l. Visible evidence of pollution should be absent.	Water of high quality suitable for potable supply abstractions and for all other abstractions. Game or other high class fisheries. High amenity value.
1B		DO greater than 60% saturation. BOD not greater than 5 mg/l. Ammonia not greater than 0.9 mg/l. Where water is abstracted for drinking water, it complies with the requirements for A2* water. Non-toxic to fish in EIFAC terms (or best estimates if EIFAC figures not available).	Average BOD probably not greater than 2 mg/l. Average ammonia probably not greater than 0.5 mg/l. Visible evidence of pollution should be absent. Waters of high quality which cannot be placed in Class 1A because of high proportion of effect of physical factors such as canalization, low gradient or eutrophication. Class 1A and Class 1B together are essentially the Class 1 of the River Pollution Survey.	Water of less high quality than Class 1A but usable for substantially the same purposes.
2	Fair quality	DO greater than 40% saturation. BOD not greater than 9 mg/l. Where water is abstracted for drinking water, it complies with the requirements for A3* water. Non-toxic to fish in EIFAC terms (or best estimates if EIFAC figures not available).	Average BOD probably not greater than 5 mg/l. Similar to Class 2 of RPS. Water not showing physical signs of pollution other than humic colouration and a little foaming below weirs.	Waters suitable for potable supply after advanced treatment. Supporting reasonably good coarse fisheries. Moderate amenity value.
3	Poor quality	DO greater than 10% saturation. Not likely to be anaerobic. BOD not greater than 17 mg/l.f	Similar to Class 3 of RPS.	Waters which are polluted to an extent that fish are absent or only sporadically present. May be used for low grade industrial abstraction purposes. Considerable potential for further use if cleaned up.
4	Bad quality	Waters which are inferior to Class 3 in terms of dissolved oxygen and likely to be anaerobic at times.	Similar to Class 4 of RPS.	Waters which are grossly polluted and are likely to cause nuisance.
x	—	DO greater than 10% saturation.		Insignificant watercourses and ditches not usable, where objective is simply to prevent nuisance developing.

\* EEC category A2 and A3 requirements are those specified in the EEC Council Directive of 16 June 1976 concerning the quality of surface water intended for abstraction of drinking water in the Member States (see Appendix B).  
† This may not apply if there is a high degree of re-aeration.

Notes

- 95 percentile values. The classifications are normally based on the values of the quality criteria which are expected to be achieved by 95% of the samples taken (95 percentile values). This restriction equally applies to the limits set by EIFAC (European Inland Fisheries Advisory Commission) (see below).
- EIFAC limits. The definition of 'non-toxic to fish in EIFAC terms' is based for the purposes of the Classification on 'Water quality criteria for freshwater fish', edited by J.S. Alabaster and R.Lloyd (1980).
- Extreme weather conditions. Under extreme weather conditions (e.g. flood, drought, freeze-up), or when dominated by plant growth, or by aquatic plant decay, rivers usually in Classes 1, 2 and 3 may have BODs

- and dissolved oxygen levels, or ammonia content outside the stated levels for those classes. When this occurs the cause should be stated along with analytical results.
- Quality parameter units. The BOD determinations refer to 5-day carbonaceous BOD (ATU). Ammonia figures are expressed as NH<sub>3</sub>.
  - Restriction. In most instances the chemical classification given above will be suitable. However, the basis of the classification is restricted to a finite number of chemical determinands and there may be a few cases where the presence of a chemical substance other than those used in the classification markedly reduces the quality of the water. In such cases, the quality classification of the water should be downgraded on the basis of the biota actually present, and the reasons stated.

Tab. 17: Beziehung zwischen dem BMWP Score System und der Wasserqualität (nach ANGLIAN WATER AUTHORITY 1986)

Score	>150	100	50	>=25
Quality	Excellent	Good	Moderate	Poor

Da das NWC-Gütesystem in der Praxis erhebliche methodische Schwächen zeigt (NRA 1991), werden derzeit Empfehlungen für ein neues Gewässergütesystem diskutiert. Dieses neue System (NRA 1991) beinhaltet neben detaillierten Anweisungen zur Untersuchungsmethodik die Formulierung von nutzungsbezogenen Gewässerklassen. Daneben wird ein übergeordnetes Klassifikationssystem eingeführt, das 5 Klassen kennt:

Tab. 18: Gewässergüteklassensystem nach NRA (1991):

	Dissolved Oxygen	Biochemical Oxygen Demand (ATU)	Ammonia
Class	(% saturation) 5-percentile	mg/l 95-percentile	mgN/l 95-percentile
A	80	3	0,3
B	60	5	0,7
C	40	9	3,0
D	10	17	-
E	< 1	-	-

Der 5-Perzentil-Wert für die Sauerstoffsättigung beschreibt den Wert, der im Rahmen der Untersuchungen überschritten werden muß, während die 95-Perzentil-Werte für den BSB und den Ammoniumgehalt die Grenze beschreiben, die nicht überschritten werden sollte.

Auch die Einteilung der Gewässer in die neuen NRA-Klassen erfolgt in erster Linie aufgrund von chemisch-physikalischen Parametern. Dabei wird in der Regel von mindestens 19 Untersuchungen pro Meßpunkt ausgegangen.

Im Gegensatz zu dem bisher gültigen NWC-Schema sollen die biologischen Untersuchungen aufgewertet werden. Die Überprüfung der (auf Basis der chemischen Untersuchungen indizierten Güteklasse) anhand biologischer Befunde ist für die Zukunft vorgesehen. Dazu soll der Ecological Quality Index (EQI) (vergl. hierzu LOGAN 1992, STEEL 1992, DE PAUW & HAWKES 1993) verwendet werden. Grundlage für die Berechnung des EQI ist das River Invertebrate Prediction and Classification System (RIVPACS) (WRIGHT et al. 1984, MOSS et al. 1987, WRIGHT et al. 1989). Dieses System berechnet unter Berücksichtigung physiographischer Kenngrößen wie Höhenlage, Quellentfernung, Fließgeschwindigkeit, Alkalinität, Lufttemperatur, etc. eine Referenzbiozönose, die mit der real vorhandenen und nachgewiesenen Zönose einer Probestelle verglichen werden kann. Neben der Voraussage der zu erwartenden Taxa ist RIVPACS in der Lage, die Summe der Taxa, den BMWP-SCORE und den ASPT (Average Score per Taxon, BALLOCH et al. 1976) der

jeweiligen Referenzzönose zu bestimmen. Aus der Relation dieser vorausgesagten Größen zu den an der Probestelle nachgewiesenen Werten errechnet sich der EQI. Es gilt also folgende Beziehung:

- EQI (Taxa) = nachgewiesene Taxazahl / vorausgesagte Taxazahl  
EQI (Score) = nachgewiesener BMWP-Score / vorausgesagter BMWP-Score  
EQI (ASPT) = nachgewiesener ASPT / vorausgesagter ASPT

Die durch den EQI angezeigte biologische Gewässerqualität wird durch 4 Klassen beschrieben und basiert auf der Beprobung eines Gewässers im Verlauf von 3 Jahreszeiten:

Tab. 19: Biologische Güteklassifizierung durch den Ecological Quality Index (nach SWEETING et al. 1992)

Class	ASPT EQI	BMWP EQI	Taxa EQI
	Range	Range	Range
A	> 0,89	> 0,75	> 0,79
B	0,77-0,88	0,50-0,74	0,58-0,78
C	0,66-0,76	0,25-0,49	0,37-0,57
D	< 0,66	< 0,25	< 0,37

Die Klasseneinteilung für eine Probestelle orientiert sich in der Regel am EQI/ASPT. Abweichungen ergeben sich nur, wenn die Berechnung des Medians aller drei EQI-Werte eine schlechtere Klassenzugehörigkeit ergibt. Gegenüber der EQI/ASPT Klassifizierung ist nur die Abstufung um eine Güteklasse möglich.

Die biologische Güteklassifizierung steht in keinem direkten Zusammenhang mit den übergeordneten (chemischen) NRA-Klassen. Dennoch soll nach den Vorschlägen der NRA (1991) der EQI/ASPT zu einer Überprüfung der Zuordnung eines Gewässers in die NRA-Klassen genutzt werden. Dazu wurden den verschiedenen NRA-Güteklassen folgende EQI/ASPT Werte zugeordnet:

Tab. 20: Beziehung zwischen dem EQI/ASPT und den NRA-Güteklassen (nach NRA 1991)

NRA Class	Ecological Quality Index /ASPT
A	> 0,90
B	0,65-0,99
C	0,60-0,85
D	0,40-0,65
E	< 0,55

In der Praxis sollen nun Meßstellen, die aufgrund der Ergebnisse aus den chemischen Untersuchungen einer NRA-Gütekategorie zugeordnet wurden, durch den Vergleich mit den angegebenen EQI-Werten auf- oder abgewertet werden können. So sollen z.B. Fließgewässer der Gütekategorie C in die Klasse D abgewertet werden, wenn der EQI/ASPT weniger als 0,60 beträgt. Umgekehrt ist die Aufwertung in die Klasse B möglich, wenn der EQI-Wert größer als 0,85 ist.

Der Stand der Gewässergütebeurteilung in England kann zusammenfassend wie folgt umrissen werden: Das derzeit gültige Klassifizierungssystem kennt 4 Grundgütekategorien. Ergänzend wird die Klasse 1 (gute Qualität) noch in zwei Unterkategorien unterteilt. Die Zuordnung in eine der Gütekategorien erfolgt ausschließlich auf der Grundlage chemisch-physikalischer Parameter. Biologische Informationen haben lediglich ergänzenden Charakter. Aufgrund bekannter Mängel des alten Systemes werden derzeit neue Ansätze diskutiert. Danach soll ein neues fünfstufiges Gütekategorien-system eingeführt werden. Als Gütekriterien gelten auch hier vor allem chemisch-physikalische Parameter, allerdings ist aufgrund von biologischen Untersuchungen eine Auf- bzw. Abwertung der indizierten Gütekategorien möglich.

In Schottland werden abweichende Systeme der Gütekategorienklassifizierung verwendet, denen ein chemischer Index (Water Quality Index, WQI) zugrunde liegt. Von dem WQI wurde in der Folge für deutsche Verhältnisse von BACH (1980) ein Index abgeleitet und aufgrund fehlender Vergleichsmöglichkeiten mit dem englischen Gütekategorien-system zusätzlich ein vierstufiges chemisches Klassifizierungsschema entwickelt:

Tab. 21: Chemisches Klassifikationsschema für die Beurteilung von schottischen Fließgewässern (aus NEWMAN 1988)

<i>Description</i>	<i>Colour coding</i>
<p><b>Class 1 Rivers unpolluted and recovered from pollution</b></p> <p>Lengths of river:</p> <p>(a) where the water is clear and which are known to have received no significant polluting discharges; or</p> <p>(b) which, though receiving some pollution, have a BOD normally less than 3 mg/l, are well oxygenated and are known to have received no significant discharge of toxic materials or of suspended matter which affects the river bed</p>	Blue
<p><b>Class 2 Rivers of fairly good quality</b></p> <p>Lengths of river:</p> <p>(a) not in Class 1 on BOD grounds; or</p> <p>(b) which may have a substantially reduced oxygen content; or</p> <p>(c) irrespective of BOD, which are known to have received polluting discharges, possibly containing toxic substances, which cannot be shown either to affect fish or to have been removed by natural processes</p>	Orange
<p><b>Class 3 Rivers of poor quality</b></p> <p>Lengths of river:</p> <p>(a) not in Class 4 on BOD grounds; or</p> <p>(b) which may have a dissolved oxygen saturation, below 40%, for considerable periods; or</p> <p>(c) containing substances which are suspected of reaching toxic concentrations at times</p>	Red
<p><b>Class 4 Grossly polluted rivers</b></p> <p>Lengths of river:</p> <p>(a) which have an offensive appearance or smell; or</p> <p>(b) which have a BOD of 12 mg/l or more under normal conditions; or</p> <p>(c) which are completely de-oxygenated at any time; or</p> <p>(d) which contain substances known to reach toxic concentrations at times; or</p> <p>(e) which are known to be incapable of supporting fish life</p>	Black

Die biologische Gütebeurteilung folgt in Schottland der derzeit gültigen englischen Metho-dik. Die Informationen aus diesen Erhebungen werden ebenfalls nur als ergänzende Infor-mationen betrachtet und sind als reiner Zahlenwert in den Gütekarten aufgeführt.

In Nordirland werden die gleichen Klassifikationen wie in England genutzt. Allerdings wurden die entsprechenden Daten aus Monitoringprogrammen noch nicht in Karten ver-öffentlicht (NEWMAN 1988). Neuere Angaben zum Stand der Gütesituation in Nordirland lagen bei der Fertigstellung des Berichtes nicht vor.

### 2.1.12. Übrige Länder

Für die Mehrzahl der unter diesem Absatz aufgeführten Länder liegen nur sehr spärliche Informationen über die Organisation der Wasserwirtschaftsverwaltungen vor. Daher bleiben die Aussagen zu diesen Ländern im Wesentlichen auf die Nennung evtl. vorhandener Klassifizierungssysteme beschränkt und erheben keinen Anspruch auf Vollständigkeit.

Nach UEBERBACH (1989) existiert in **Portugal** derzeit kein offizielles und allgemein gebräuchliches System der Gütebeurteilung. Weitere Informationen lagen zum Zeitpunkt der Fertigstellung dieses Berichtes nicht vor. Ebenso sind nur sehr wenige Kenntnisse über biologische Bewertungsverfahren vorhanden. Nur MOURA & MOREIRA (1992) berichten über eine vergleichende Untersuchung im Nordwesten Portugals, bei der der Belgian Biotic Index mit dem BMWP-Verfahren verglichen wurde. Ein Güteklassensystem ist aber auch hier nicht aufgeführt.

Auch für **Spanien** sind nur sehr wenige Informationen zur Gewässergütebeurteilung verfügbar. Angaben über evtl. vorhandene chemische Klassifizierungssysteme fehlen völlig. In Zusammenhang mit biologischen Güteuntersuchungen berichten ARMITAGE et al. (1990) über die exemplarische Anwendung des englischen RIVPACS/EQI-Verfahrens in zwei spanischen Flüssen, während ALBA-TERCEDOR & SANCHEZ-ORTEGA (1988) eine Modifikation und Anpassung des englischen BMWP-Verfahrens an spanische Verhältnisse beschreiben und ein fünfstufiges Klassifizierungsschema verwenden. Nach ALBA-TERCEDOR & PRAT (1992) hat die Entwicklung der biologischen Gewässerbeurteilung in Spanien erst in der letzten Dekade erheblich an Dynamik gewonnen. In der Vergangenheit wurden mehrere biologische Untersuchungsmethoden auf ihre Eignung in verschiedenen spanischen Regionen getestet. 1991 einigte sich dann die Mehrzahl der spanischen Hydrobiologen auf die landesweite Anwendung des modifizierten BMWP-Scores nach ALBA-TERCEDOR & SANCHEZ-ORTEGA (1988).

Die Gewässergütebeurteilung in **Slowenien** unterscheidet zwischen 4 nutzungsbezogenen Qualitätsklassen (GRBOVIC & SENEKOVIC-MARCHISETTI (1992)). Es werden physiographische, chemische und biologische Untersuchungen durchgeführt. Die biologische Untersuchungsmethodik basiert auf dem Saprobien-system, der Saprobienindex wird nach ZELINKA & MARVAN (1963) berechnet.

Nach KINKOR (1992) sind die meisten Gewässer in der **Tschechischen Republik** mehr oder weniger stark belastet. Generell wird in 4 Güteklassen unterschieden, wobei die Klasse I wiederum zwischen "sauber" und "sehr sauber" differenziert. Die Zuordnung in die Gewässergüteklassen erfolgt nach dem Sauerstoffregime, der chemischen Zusammensetzung, der mikrobiellen Verschmutzung sowie aufgrund spezieller Indikatoren.

Griechenland verfügt derzeit über kein gültiges System zur Gewässergüteüberwachung. Die generelle Zuständigkeit liegt bei den Kommunen beziehungsweise kommunalen Verbänden (DE PAUW & HAWKES 1993). Nach CHAMBROLL (1993) befindet sich ein eigenes Überwachungssystem in der Diskussion.

## 2.2. Überblick zum Stand der Gewässergüteklassifizierung in Europa - Möglichkeiten der Harmonisierung

Derzeit existieren in den verschiedenen europäischen Ländern sehr viele konkurrierende Methoden zur Gewässergütebeurteilung. Allein bei der Betrachtung der Klassifizierungssysteme ergeben sich erhebliche Unterschiede zwischen den einzelnen Staaten. Die Anzahl der verwendeten Güteklassen variiert zwischen keinem Klassifizierungssystem (z.B. Griechenland), der Definition einer Basisqualität (Niederlande) und einer siebenstufigen Skala (4 + 3, Deutschland, Österreich). Tabelle 22 gibt einen Überblick über die Anzahl der verwendeten Gewässergüteklassen in verschiedenen europäischen Ländern.

Tab. 22.: Klassifizierungssysteme in verschiedenen europäischen Ländern

Land	Anzahl der Güteklassen	biol. Bewertung	chem. Bewertung
Belgien	5	ja	ja
Dänemark	4 + 2	ja	ja
Deutschland	4 + 3	ja	(ja)
England	4 + 1	(ja)	ja
Frankreich	3 + 2	ja	ja
Griechenland	-	-	-
Italien	(5)	(ja)	?
Luxemburg	5	-	ja
Niederlande	Basisqual.	(ja)	ja
Österreich	4 + 3	ja	(ja)
Portugal	-	-	-
Rep. Irland	3 + 1	ja	-
Schottland	4	(ja)	ja
Schweiz	4	-	ja
Slowenien	4	ja	ja
Spanien	(5)	(ja)	(?)
Tschechien	4 + 1	?	ja

( ) = Klassifizierung ist kein nationaler Standard oder Parameter ist bei der Gütebeurteilung von untergeordneter Rolle  
 ? = zu diesem Punkt lagen zum Zeitpunkt der Fertigstellung dieses Berichtes keine gesicherten Kenntnisse vor

Analog zu der Vielfalt der Güteklassen bestehen auch in den methodischen Grundlagen deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Staaten. Während die Klassifizierung beispielsweise in Deutschland und Österreich maßgeblich aufgrund biologischer Untersuchungen vorgenommen wird, erfolgt die Klassenzuordnung in anderen Staaten (z.B. England) vornehmlich aufgrund chemischer Daten (vergl hierzu auch Tab. 22). Darüber hinaus wird z.B. in Deutschland aufgrund der Methodik primär der biologisch-ökologische Zustand der Gewässer beurteilt, während in anderen Ländern (z.B. Frankreich, Slowenien) nutzungsbezogene Gütekriterien im Vordergrund stehen.

Trotz dieser fundamentalen Unterschiede in den Klassifizierungssystemen der angesprochenen Staaten, bestehen in einigen Bereichen doch gewisse Übereinstimmungen. So gehen alle biologischen Untersuchungsmethoden auf das Saprobiensystem oder den Trent Biotic Index nach WOODIWISS (1964) zurück und verfolgen damit einen ähnlichen wissenschaftstheoretischen Ansatz (zu den biologischen Untersuchungsmethoden vergleiche Punkt 4.ff).

Die chemisch-physikalische Gewässerüberwachung stützt sich in vielen Staaten in besonderem Maße auf die Grundparameter Sauerstoffhaushalt, BSB und Ammoniumgehalt. Insofern erscheint die Forderung und Hoffnung auf eine relativ schnelle und einfache Harmonisierung der verschiedenen Systeme nicht unrealistisch.

In der Praxis bestehen aber erhebliche Definitionsunterschiede. Dies wird an dem in Tabelle 23 exemplarisch durchgeführten Vergleich der Klassifikationssysteme von Deutschland, Frankreich und England (Vorschlag nach NRA 1991) besonders deutlich:

Während in Deutschland die Gewässergüteklasse II allgemein als angestrebte Mindestgüte aufgefaßt wird, ist in Frankreich die Klasse 3 als Mindestforderung an die Gewässerqualität definiert (AGENCE DE L'EAU ARTOIS-PICARDIE 1990). Die Gewässergüteklasse II (mäßig belastet) ist in Deutschland durch BSB<sub>5</sub>-Werte von 2-6 mg/l und Ammoniumgehalte < 0,4 mg/l gekennzeichnet. Demgegenüber toleriert die französische Güteklasse 3 (stark verschmutzt) BSB<sub>5</sub>-Werte von 10-25 mg/l und Ammoniumgehalte von 2,0-8,0 mg/l. Deutliche Definitionsunterschiede bestehen auch bei der Beschreibung guter Wasserqualitäten. So zeigen nach der LAWA-Klassifizierung gering- und unbelastete Fließgewässer lediglich BSB<sub>5</sub>-Werte von 1-2 mg/l ( $\text{NH}_4 < 0,1 \text{ mg/l}$ ), während in Frankreich gute bis sehr gute Wasserqualitäten durch BSB<sub>5</sub>-Werte < 5mg/l und Ammoniumgehalte < 0,5 mg/l beschrieben werden. Der Vergleich zwischen den LAWA-Klassen und den englischen NRA-Klassen ergibt ähnlich große Definitionsunterschiede.

Tab. 23: Vergleich der Güteklassifizierungen in Deutschland (LAWA), Frankreich (F) und England (NRA) anhand der Parameter BSB<sub>5</sub> und NH<sub>4</sub>

Meßparameter								
Güteklasse			BSB <sub>5</sub> (mg/l)			NH <sub>4</sub> (mg/l)		
LAWA	F	NRA	LAWA	F	NRA	LAWA	F	NRA
I	1A	A	1	< 3	< 3	Spuren	< 0,1	< 0,3
I-II			1-2			0,1		
II	1B	B	2-6	3-5	< 5	< 0,4	0,1-0,5	< 0,7
II-III	2	C	5-10	5-10	< 9	< 1,3	0,5-2,0	< 3,0
III			7-13			0,6 - ?		
III-IV	3	D	10-20	10-25	< 17	mehrere	2,0-8,0	-
IV		E	> 15		> 17	mg/l		-

Dieser Vergleich zeigt deutlich, daß eine Harmonisierung der vorhandenen Systeme durch Übernahme oder Adaptation einzelner Gütekriterien weitgehend ausgeschlossen ist. Vielmehr verlangt die Einführung und Umsetzung einer geplanten EU-Richtlinie zur "ökologischen Qualität" der Fließgewässer die völlige Neuformulierung von Qualitätszielen und -klassen, die erheblich über die Umsetzung der vorhandenen EU-Richtlinien (EWG 78/659, EWG 76/160, EWG 75/440) sowie die bestehenden Klassifikationssysteme hinausgeht.

Der Bewertung von Fließgewässern als wichtige und prägende Landschaftsbestandteile kommt dabei herausragende Bedeutung zu. Diese Sichtweise läuft einer nutzungsbezogenen, ausschließlich auf den menschlichen Gebrauch ausgerichteten Bewertung klar entgegen. Eine EU-Richtlinie über die ökologische Qualität der Binnengewässer muß ansatzbedingt hohe Ansprüche an verschiedene Parameter beinhalten, die die Definition von mehreren qualitativen Komponenten (z.B. Uferstruktur, Gewässersohle, Fischfauna, Ästhetik, Wasserqualität, etc.) erfordert. Daraus folgt, daß spezifische Belastungen der Gewässer separat und mit einer jeweils angepaßten Methodik erfaßt werden müssen.

### 2.3. Zusammenfassung des Kapitels

Auf der Grundlage eines kritischen Vergleichs, der in verschiedenen europäischen Ländern gültigen Systeme zur Gewässergütebeurteilung, können folgende Aussagen getroffen werden:

- Es bestehen große Unterschiede in der Organisation der Wasserwirtschaftsverwaltungen zwischen den verschiedenen Staaten. Die Überwachung der Gewässergüte obliegt länderspezifisch unterschiedlichen Verwaltungsebenen (national, regional, kommunal bzw. als Kombination).
- Die verwendeten Gütekriterien sind ebenfalls länderspezifisch unterschiedlich definiert. Die Bandbreite reicht hierbei von nutzungsbezogenen bis zu biologisch-ökologischen ausgerichteten Kriterien.
- Zwischen den konkurrierenden Klassifikationssystemen besteht nur wenig bzw. keine Übereinstimmung hinsichtlich der Anzahl der Güteklassen sowie der Untersuchungsmethoden (biologische versus chemisch-physikalische Methoden).

Aufgrund dieser Erkenntnisse erscheint die angestrebte europaweite Harmonisierung der Gewässergüteüberwachung durch formale Anpassungen in den bestehenden Systemen weitgehend ausgeschlossen. Vielmehr ist die völlige Neuformulierung von Qualitätszielen und -klassen unumgänglich.

### 3. Aquatische Organismen als Bioindikatoren

Verfahren zur Bioindikation sind ein Teilgebiet der praktischen Bioökologie. Definitionsgemäß werden solche Organismen (auch Artengruppen oder Arten) als Bioindikatoren bezeichnet, deren Vorkommen, Verhalten, Habitus, Fertilität oder Mortalität so eng mit bestimmten Umweltfaktoren korreliert sind, daß sie innerhalb bestehender Ökosysteme als Zeiger für diese Faktoren verwendet werden können (SCHUBERT 1985, ARNDT et al. 1987, LESER 1991, RIECKEN 1992, HÜRLIMANN 1993).

Innerhalb der Limnologie liegen die ersten Ansätze zur biologischen Erfassung der Gewässergüte - und damit dem Einsatz von Bioindikatoren - etwa 100 Jahre zurück (LAUTERBORN 1901, KOLKWITZ & MARSSON 1902). Seitdem wurde eine Vielzahl von unterschiedlichen Verfahren entwickelt. Biologische Untersuchungsmethoden sind heute ein wichtiger Bestandteil bei der routinemäßigen Überwachung der Gewässerqualität. Im Gegensatz zu einem rein chemisch-physikalischen Gewässermonitoring beschreiben sie die Lebensbedingungen im Wasser durch integrale Aussagen über einen längeren Zeitraum. Zudem indizieren sie über den Monitoringzeitraum immer die pessimalen Qualitätszustände (FRIEDRICH 1986, MAUCH 1981). Grundsätzlich kann - in Abhängigkeit von den jeweils wirksamen Stressoren - zwischen Reaktions- und Akkumulationsindikatoren unterschieden werden. Darüber hinaus wird zwischen Zeiger-, Test- und Monitororganismen differenziert (ARNDT et al. 1987).

In der praktischen Gewässerbeurteilung kommen vor allem Zeigerorganismen als Bioindikatoren bzw. Indikatorzönosen zum Einsatz. Beispiel hierfür ist die Abschätzung der saprobiellen Belastung eines Gewässers über die Organismen des Makrozoobenthons (DIN 38410-T2 1990, SLADECEK 1973) oder die Beurteilung des Säurezustandes von Fließgewässern durch Makroinvertebraten und Diatomeen (BRAUKMANN 1993, CORING 1993a). Bekannte Beispiele für die Verwendung als Zeigerorganismen im terrestrischen Bereich sind die Gefäßpflanzen (ELLENBERG et al. 1992) und die Carabiden (z.B. GERKEN & BARNA 1987, HEITJOHANN 1974).

Test- und Monitororganismen sind in der praktischen Limnologie ebenfalls weit verbreitet. Da sie jedoch nicht Bestandteil der in diesem Bericht angesprochenen Methoden sind, werden sie im Rahmen dieses Berichtes nicht weiter berücksichtigt.

### 3.1. Allgemeine Anforderungen an Bioindikatoren in aquatischen Systemen

Aufgrund der herausragenden Bedeutung der Zeigerorganismen für die Gewässerbeurteilung, beziehen sich die in der Folge formulierten "Allgemeinen Anforderungen an aquatische Bioindikatoren" in erster Linie auf diesen Indikatortyp.

Generelle Aussagen (teilweise auch zu einzelnen Organismengruppen) zu diesem Themenkomplex finden sich in der Literatur u.a. bei ARNDT et al. (1987), HÜRLIMANN (1993), COX (1991), ROUND (1991), SCHOEMANN & HAWORTH (1986). Sie lassen sich wie folgt zusammenfassen:

1. Indikatororganismen müssen über das gesamte zu untersuchende Gewässersystem verbreitet sein. Sie müssen in einem spezifischen, gut definiertem Habitat vorkommen. Die Probenahme muß einfach, quantifizierbar und gut standardisierbar sein. Ihr generelles Vorkommen sollte vom Jahresverlauf nicht beeinflusst sein.
2. Sie sollten auf Änderungen der Wasserqualität bzw. Umweltveränderungen spezifisch reagieren, so daß Arten oder Artengruppen als Indikatoren für wechselnde Umweltbedingungen herausgestellt werden können.
3. Die Bestimmung der Arten/-gruppen sollte möglichst einfach und reproduzierbar sein, so daß ein gutes Kosten-Nutzen-Verhältnis im Sinne von präzisen Aussagen bei geringem finanziellem Aufwand gewährleistet ist.

Die Mehrzahl der oben genannten Forderungen wird von den verschiedenen aquatischen Organismengruppen unterschiedlich gut erfüllt. Es ist daher nötig, die jeweilige Eignung verschiedener Organismengruppen als Bioindikatoren gesondert zu betrachten.

### 3.2. Eignung verschiedener aquatischer Organismengruppen als Bioindikatoren

In der Literatur finden sich zahlreiche Aussagen über die prinzipielle Eignung verschiedener aquatischer Organismengruppen zur Bioindikation. Danach unterscheiden sich die verschiedenen aquatischen Organismen durch ihre Größe, der Dauer ihres Generationszyklus, Nahrungsquelle, Habitatbindung, Mobilität sowie in Bezug auf verbreitungslimitierende Faktoren (vergl. ROTT 1991).

Ausgehend von dieser Erkenntnis lassen sich nach HAWKES 1978, REYNOLDSON 1985, HÜRLIMANN 1993 und BRAUKMANN 1987, die Vor- bzw. Nachteile verschiedener aquatischer Organismengruppen bei der Gütebeurteilung von Fließgewässern herausstellen (Tab. 24). In der Tabelle wurde die Ichtyofauna nicht berücksichtigt. BADINO et al. (1992) berichten zwar über die routinemäßige Anwendung eines "Fischindex" zur Abschätzung der organischen Belastung, beschränken die Anwendung dieses Verfahrens aber auf Cyprinidengewässer. Generell steht die hohe Lebensdauer verbunden mit der gegebenen großen Mobilität und Abhängigkeit von physiographischen Faktoren dem Einsatz von Fischen als Zeigerorganismen entgegen. Im Rahmen von Bioindikationsverfahren eignen sich Fische vielmehr als Reaktions- bzw. Akkumulationsindikatoren und werden als solche im Sinne von Test- und Monitororganismen (z.B. "Strömungsfischtest", vergl. hierzu z.B. JÜSTEL 1987) verwendet.

Weiterhin bleibt in der Gegenüberstellung auch das Zoo- bzw. Protozooplankton unberücksichtigt. Diese Organismen werden zwar vereinzelt zur Gütebeurteilung von Fließgewässern herangezogen (z.B. MATHES 1990), sind jedoch nur in stehenden Gewässern bzw. großen Flüssen verbreitet und stetig präsent. Aus diesem Grund sind vor allem die benthischen Formen der Mikrofauna zur Gütebeurteilung in Fließgewässern geeignet. Darüber hinaus existieren für einzelne vornehmlich benthische Gruppen wie die Ciliaten umfangreiche autökologische Kenntnisse (FOISSNER et al. 1992a, 1992b, AESCHT & FOISSNER 1992), die in Verbindung mit dem Vorhandensein einer praxisbezogenen Bestimmungsliteratur (FOISSNER et al. 1991, 1992c) die Verwendung als Bioindikatoren ermöglichen.

Tab. 24: Zusammenstellung einiger Vor- und Nachteile verschiedener Organismengruppen bei der Gütebeurteilung von Fließgewässern

Organismengruppe	Vorteile	Nachteile
Makrozoobenthon	<ul style="list-style-type: none"> <li>- gut determinierbar</li> <li>- abgesicherte Taxonomie</li> <li>- standardisierte Sammelmethoden</li> <li>- in allen Fließgewässern vertreten</li> <li>- weitgehend bekannte Autökologie</li> <li>- relativ geringe Mobilität</li> <li>- repräsentative Länge des Lebenszyklus</li> <li>- verschiedene Lebensformtypen</li> <li>- verschiedene trophische Ebenen</li> <li>- schnelle Wiederbesiedlung nach Verödung</li> <li>- reagiert auf pessimale Bedingungen</li> <li>- reagiert (z.T.) spezifisch auf Stressoren</li> <li>- umfangreiche Anwendungserfahrungen</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Vorkommen durch saisonale Rhythmik beeinflusst</li> <li>- rel. geringer Anteil der Gesamtbiozönose</li> <li>- Zoozönosenzusammensetzung wird stark durch Substratzusammensetzung beeinflusst</li> </ul>
Mikrozoobenthon	<ul style="list-style-type: none"> <li>- kurze Reaktionszeiten</li> <li>- schnelle Wiederbesiedlung</li> <li>- in allen Gewässern präsent</li> <li>- viele Kosmopoliten</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- schwierige Determination</li> <li>- kurze Generationszeiten</li> <li>- hohe Abhängigkeit vom Abflußgeschehen</li> <li>- häufig nur Lebendbestimmung möglich</li> <li>- Anpassung an Stressoren möglich</li> <li>- z.T. Bindung an Mikrohabitate</li> </ul>
Makrophyten	<ul style="list-style-type: none"> <li>- sessile Lebensweise</li> <li>- leichte Determinierbarkeit</li> <li>- leichte quantitative Beprobung</li> <li>- pflanzensoziologischer Ansatz möglich</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- lange Reaktionszeit</li> <li>- Abhängigkeit vom Sediment</li> <li>- langsame Wiederbesiedlung</li> <li>- hohe Abhängigkeit von Belichtung etc.</li> <li>- nicht in allen Gewässern vertreten</li> <li>- als autotrophe Organismen sind sie eher Trophiezeiger</li> </ul>
Mikrophyten	<ul style="list-style-type: none"> <li>- viele Arten Kosmopoliten</li> <li>- teilweise gute ökologische Kenntnisse</li> <li>- in allen Fließgewässern verbreitet</li> <li>- kurze Generationszyklen, dadurch schnelle Wiederbesiedlung nach Verödung</li> <li>- standardisierte Probenahmetechniken</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- häufig schwierige Determination</li> <li>- saisonales Auftreten</li> <li>- als autotrophe Organismen sind sie eher Trophiezeiger</li> <li>- z.T. Bindung an Mikrohabitate</li> </ul>

Aus der Tabelle 24 geht zudem hervor, daß höhere Pflanzen nur bedingt zur Gütebeurteilung in Fließgewässern geeignet ist. Als Hauptargumente, die gegen den Einsatz dieser Gruppe als Zeigerorganismen sprechen, sind die eingeschränkte Verbreitung sowie die starke Abhängigkeit von physiographischen Faktoren zu nennen. BÖSING (1990) nutzt die Makrophyten zur Bewertung des ökologischen Zustandes der Flachlandflüsse "Hunte" und "Große Aue" im Hinblick auf Unterhaltungsmaßnahmen. Die durchgeführten Erhebungen und Kartierungen ermöglichen aber auch hier nur die Bewertung einzelner Streckenabschnitte und repräsentieren keine Methode zur allgemeinen Bewertung von Fließgewässern. WIEGLEB et al. (1992) stellen eine umfangreiche Untersuchung zur "Typisierung und Bewertung der Fließgewässervegetation" vor, räumen jedoch gleichzeitig ein, daß zwischen diesen Gewässerbewertungen und den bekannten Gütestufen sowie einer naturnahen Gewässermorphologie keine Übereinstimmung gegeben ist. Vielmehr ist das von diesen Autoren vorgeschlagene Verfahren primär dazu geeignet, Fließstrecken herauszustellen, die aufgrund ihrer Makrophytenbesiedlung als naturschutzwürdig zu bezeichnen sind.

Die Aussagen zur Eignung der Mikrophyten beziehen sich vornehmlich auf benthische Formen, da eigenständige Planktonzönosen in Fließgewässern weitgehend fehlen und nur auf große Flüsse beschränkt sind (LAMPERT & SOMMER 1993). Weiterhin werden durch die Auflistung in erster Linie die Diatomeen angesprochen, da diese in limnischen Systemen von herausragender Bedeutung sind und gegenüber anderen Algengruppen weniger Schwierigkeiten bei der Determination bereiten (VAN DEN HOEK 1984). Entsprechend wurden in der Vergangenheit mehrere Bioindikationsverfahren entwickelt, die die Diatomeen als Indikatororganismen nutzen. Die praktische Anwendung dieser Verfahren bleibt aber dennoch häufig Spezialisten vorbehalten. Eine Auflistung und Besprechung einiger wichtiger Arbeiten, die Diatomeen als Indikatororganismen nutzen, ist diesem Bericht in Form eines eigenen Kapitels beigelegt.

Die Verwendung der Organismen des Makrozoobenthon als Zeigerorganismen ist in der praktischen Gewässerüberwachung weit verbreitet und bietet gegenüber den anderen erwähnten Gruppen viele Vorteile (vergl. Tab 24.). Es werden nahezu alle in der Literatur formulierten Anforderungen an Bioindikatoren in hervorragender Weise erfüllt (vergl. Punkt 3.1.). Entsprechend basiert die Mehrzahl aller Routineverfahren zur biologischen Bestimmung der saprobiellen Belastung von Fließgewässern auf der Bearbeitung dieser Teilzoozönose. Im nachfolgenden Kapitel 4.ff erfahren die wichtigsten dieser Routineverfahren eine kritische, vergleichende Bewertung.

#### 4. Vergleichende Bewertung ausgewählter biologischer Untersuchungsmethoden für Fließgewässer

##### 4.1. Allgemeines zum durchgeführten Vergleich

Ein Hauptanliegen des vorliegenden Berichtes ist es, die Vergleichbarkeit der in Europa angewandten Methoden zur biologischen Gewässergütebeurteilung kritisch zu überprüfen. Weiterhin sollen in einem weiteren Schritt vorhandene Möglichkeiten der europaweiten Standardisierung dieser Methoden herausgestellt werden.

Vor dem Hintergrund einer routinemäßigen Anwendung von biologischen Verfahren müssen neben der ökologischen Gültigkeit, Objektivität, Reproduzierbarkeit, Stabilität und Erweiterungsfähigkeit auch die Praktikabilität sowie der Zeit- und Kostenaufwand berücksichtigt werden.

In der Folge finden daher zunächst diejenigen Verfahren besondere Beachtung, die in einem Land der Europäischen Union eine breite Anwendung finden oder bereits standardisiert wurden.

Nach DE PAUW & HAWKES (1993) handelt es sich dabei um folgende Methoden:

Tab.25: In Europa angewendete und standardisierte Verfahren zur biologischen Gewässergütebeurteilung

Land	Methode	Autor/en
Belgien:	Belgian Biotic Index	(DE PAUW & VANHOOREN 1983)
Frankreich:	Global Biotic Index	(AFNOR T 90-350 1992 )
Deutschland:	Saprobienindex	(LAWA 1976, DIN 38410-T2 1990)
Niederlande:	K-Index	(GARDENIER & TOLKAMP 1976)
U. Kingdom:	BMWP/ASPT	(ARMITAGE et al. 1983)

Zusätzlich wurden noch weitere Verfahren in den Vergleich einbezogen:

Biotic Score (CHANDLER 1970):	als englisches Verfahren auf Artbasis
BMWP/ASPT Spanien (ALBA-TERCEDOR & SANCHEZ-ORTEGA 1988):	als Modifikation des englischen BMWP in Anpassung an spanische Verhältnisse
BMWP/ASPT modified (TITTIZER et al. 1989):	als Modifikation des englischen BMWP unter Berücksichtigung deutscher Verhältnisse

Alle ausgewählten Verfahren sind ausschließlich zur Quantifizierung der Gewässerbelastung mit organisch leicht abbaubaren Substanzen konzipiert.

Im Rahmen dieser Studie mußten neuere britische Entwicklungen, die einen Vergleich der aktuell untersuchten Zoozönosen mit empirisch ermittelten "unbelasteten" Referenzzönosen beinhalten (RIVPACS: WRIGHT et al. 1989, EQI: SWEETING et al. 1992), unberücksichtigt bleiben. Die für die Anwendung dieser Methode unabdingbare Computer-Software ist derzeit noch nicht zugänglich.

Alle oben aufgelisteten Verfahren verwenden die Organismen des Makrozoobenthon als Indikatoren. Diese Gruppe bietet im Hinblick auf die routinemäßige Bestimmung der Gewässergüte gegenüber anderen aquatischen Organismen eine Reihe von Vorteilen, wobei hier vor allem der gute taxonomische und autoökologische Kenntnisstand hervorgehoben werden muß (vergl. auch Absatz 3.1.). Entsprechend gehen Verfahren, die andere Organismengruppen als Bioindikatoren verwenden, nicht in den Vergleich mit ein.

Weiterhin werden im Rahmen dieser Studie Diversitätsindizes nicht berücksichtigt, weil sie kein Verfahren zur Gütebeurteilung von Fließgewässern sind. Prinzipiell existiert kein einheitlicher Diversitätswert für verschiedene Fließgewässer. Vielmehr erreicht die Diversität im Mittellauf ein Maximum und nimmt sowohl zur Quelle als auch zur Mündung hin ab (KOHMANN & SCHMEDTJE 1986). Darüber hinaus variieren solche Indizes stark im jahreszeitlichen Verlauf und in Abhängigkeit von der Sammelmethode.

Durch die Verwendung von Diversitätsindizes können verschiedene, gleichzeitig in den Gewässern wirksame Belastungsformen nicht differenziert werden. Viel-mehr haben neben der organischen Belastung auch andere biotische und abiotische Faktoren einen erheblichen Anteil an der Ausprägung der Diversität, ohne daß diese Anteile quanti-fiziert werden könnten (WASHINGTON 1982, METCALFE 1989).

Somit kann eine qualitative Bewertung der Gewässergüte auf der Grundlage der Diversität nur unter Zuhilfenahme anderer Parameter vorgenommen werden (COOK 1976, MURPHY 1978, BRAUKMANN 1987, NAGEL 1989). Diversitäts-indizes stellen damit keine praxismgerechte Methode zur Bewertung der Gewässergüte dar und sind für den angestrebten Vergleich ungeeignet.

Neben den genannten Methoden findet sich in der Literatur noch eine Vielzahl alternativer Verfahren, die ebenfalls die Organismen des Makrozoobenthon verwenden. Die Mehrzahl dieser Verfahren ist jedoch veraltet oder findet in der aktuellen praktischen Gewässerüberwachung keine Anwendung. Sie bleiben daher im Rahmen des angestrebten Vergleiches ebenfalls unberücksichtigt. Eine Zusammenstellung dieser Methoden findet sich im Anhang, wobei hier kein Anspruch auf Vollständigkeit erhoben wird (Anhang I).

#### 4.2. Material und Methoden

Entsprechend der jeweiligen Verfahrensbeschreibung wurden die ausgewählten Methoden auf vorhandenes Datenmaterial aus deutschen Fließgewässern übertragen. Die angewandten Verfahren sowie die zugehörige Literatur sind in der nachfolgenden Tabelle 26 noch einmal zusammengefaßt.

Tab. 26: Zusammenstellung der im Rahmen des Methodenvergleiches angewandten Verfahren.

Methode	Quelle
Saprobienindex	DIN 38410-T2 1990
K-Index	WZL 1985
Belgian Biotic Index	NBN T92-104 1984
L'indice biologique global normalisé	AFNOR T 90 350 1992
BMWP/ASPT	DE PAUW & HAWKES 1993
BMWP/ASPT Spanien	ALBA-TERCEDOR & SANCHEZ-ORTEGA 1988
BMWP/ASPT Engl./Deutschl.	TITTIZER et al. 1989
Biotic Score (CHANDLER)	ABEL 1989

Aufgrund der engen zeitlichen Begrenzung dieses Projektes konnten keine eigenen Datenerhebungen erfolgen. Es wurde daher auf vorhandene Rohdaten zurückgegriffen, die nicht immer genau dem Probenahmedesign der verschiedenen Verfahren entsprachen.

Um bei der vergleichenden Bewertung der einzelnen Methoden auch Informationen über die Abhängigkeit der Aussagekraft der Indizes von verschiedenen Fließgewässertypen zu erhalten, wurden Daten aus unterschiedlichen Höhenlagen in die Auswertung einbezogen. Es wurden insgesamt 292 Datensätze aus folgenden Regionen ausgewertet:

- nordrhein-westfälisches Mittelgebirge	(126 Datensätze)
- baden-württembergisches Mittelgebirge	( 48 Datensätze)
- niedersächsisches Flachland	( 69 Datensätze)
- bayerische Alpen	( 49 Datensätze)

Zur Überprüfung der Allgemeingültigkeit der Ergebnisse wäre eine Ausweitung des Vergleiches auf Datenmaterial aus verschiedenen europäischen Ländern (insbesondere Nord- und Südeuropa) wünschenswert gewesen. Das hierfür notwendige Datenmaterial konnte im Rahmen dieses Projektes jedoch nicht beschafft werden. Für die abschließende Empfehlung eines Verfahrens im Hinblick auf standardisierte europäische Richtlinien wäre diese Ergänzung aber erforderlich.

Der eigentliche Methodenvergleich erfolgte in zwei voneinander getrennten Arbeitsschritten. Dabei wurden zunächst die aus dem Datenmaterial berechneten Indexwerte einer klassischen Korrelationsanalyse unterzogen. Ansatzbedingt errechnen sich bei hoher oder niedriger Gewässergüte aus allen angewandten Methoden entweder hohe oder niedrige Indexwerte. Entsprechend sind für den Fall einer gegebenen Vergleichbarkeit zweier Methoden untereinander hohe positive oder negative Korrelationskoeffizienten zu erwarten.

In einem weiteren Schritt wurden die aus unterschiedlichen Verfahren errechneten Indexwerte graphisch miteinander verglichen und ausgewertet. Hierzu war es aufgrund der in den einzelnen europäischen Ländern unterschiedlich definierten Gewässergüteklassen notwendig, die Klassifikationsgrenzen der verschiedenen Indizes zu harmonisieren. Die jeweiligen Indexwerte wurden dazu auf der Grundlage der bei TOLKAMP (1985) angegebenen 10stufigen Skala in ein System von 5 Gewässergüteklassen übertragen. Dabei beschreibt die Klasse 1 sehr gute Gütezustände, während die Klasse 5 für sehr schlechte Bedingungen steht.

Im Rahmen dieser Studie werden für die verschiedenen Klassen folgende Farbcodes synonym verwendet:

- Klasse 1: blau
- Klasse 2: grün
- Klasse 3: gelb
- Klasse 4: orange
- Klasse 5: rot

Anschließend wurden die Indexwerte zweier unterschiedlicher Verfahren in einem Koordinatensystem, in dem die Klassifikationsgrenzen der 5 Gewässergüteklassen gekennzeichnet waren, gegeneinander aufgetragen. Für den Fall einer gegebenen Vergleichbarkeit zweier Verfahren untereinander, müssen nahezu alle Datenpunkte innerhalb der gekennzeichneten Klassifikationsgrenzen liegen.

### **4.3. Allgemeine Beschreibung der untersuchten Indizes**

Die derzeit in Europa angewendeten biologischen Gewässerbewertungsverfahren können zwei unterschiedlichen wissenschaftstheoretischen Ansätzen zugeordnet werden. Allgemein wird zwischen saprobiellen und biotischen Verfahren unterschieden.

#### **4.3.1. Saprobielle Verfahren**

Zu dieser Gruppe zählen Verfahren, die auf Artbasis arbeiten und stenöken Species entsprechend ihrer Toleranz gegenüber organischer Belastung Indikatorwerte zuordnen (DE PAUW et al. 1992). Durch Addition der Einzelwerte einer Probe und anschließender Mittelwertbildung ergibt sich die Güteinstufung der Untersuchungsstelle.

Innerhalb Europas arbeiten zwei empirisch gut überprüfte Verfahren: der Saprobienindex und der K-Index.

##### **4.3.1.1. Saprobienindex**

Der Saprobienindex stellt ein Verfahren zum Nachweis von Belastungen mit vorwiegend organisch leicht abbaubaren Stoffen in ständig oder zeitweise fließenden Oberflächengewässern dar. Das Verfahren arbeitet auf dem taxonomischen Niveau der Art und beruht auf der bereits durch KOLKWITZ & MARSSON (1902) beobachteten unterschiedlichen Toleranz einzelner Species gegenüber organischer Verunreinigung bzw. der durch diese sekundär bedingten Faktoren (z.B. Sauerstoffmangel, Trübung, etc.).

In der Folge wurde dieser Ansatz ständig weiterentwickelt (z.B. LIEBMANN 1962, PANTLE & BUCK 1955, KNÖPP 1955, ZELINKA & MARVAN 1961, SLADCEK 1973, LWA NW 1982, MAUCH et al. 1985). Die Normierung der Methode durch die Einführung der DIN 38410-T2 (1990) soll die überregionale Vergleichbarkeit der Untersuchungsergebnisse gewährleisten.

Als Indikatorarten werden durch die DIN 38410 nur solche Arten akzeptiert, die spezifische Kriterien erfüllen. Neben einer nachgewiesenen engen saprobiellen Valenz sind dies ein möglichst großes Verbreitungsgebiet innerhalb Mitteleuropas und die Möglichkeit zur einfachen, möglichst fehlerfreien Determination (FRIEDRICH 1990). Neben Arten des Makrozoobenthon enthält die Liste auch heterotrophe Mikroorganismen. Beide Gruppen werden jedoch zunächst getrennt bewertet.

Die Auswertung einer Probe erfolgt nach dem von ZELINKA & MARVAN (1961) publizierten Rechenverfahren, in das für jede Species drei Größen eingehen: der Saprobiewert, die Abundanz und das Indikationsgewicht. Abweichend von der ursprünglichen Berechnungsform, bei der die Abundanz in absoluten Zahlen ausgedrückt wird, verwendet die DIN 38410 eine siebenstufige Schätzskala.

Der Saprobiewert ist den einzelnen Taxa entsprechend ihrer empirisch ermittelten Toleranz gegenüber organischer Belastung zugeordnet. Das Indikationsgewicht ist ebenfalls von der empirisch ermittelten saprobiellen Valenz der einzelnen Arten abhängig und ist umso höher, je enger das Vorkommen auf einen bestimmten Bereich beschränkt ist.

$$S = \frac{\sum_{i=1}^n s_i \times A_i \times G_i}{\sum_{i=1}^n A_i \times G_i}$$

S = Saprobienindex

i = i-tes Taxon

s<sub>i</sub> = Saprobienwert des i-ten Taxons

A<sub>i</sub> = Abundanzziffer des i-ten Taxons

G<sub>i</sub> = Indikationsgewicht des i-ten Taxons

n = Anzahl der Taxa

(nach DIN 38410-T2 1990)

Der auf diese Weise ermittelte Saprobienindex muß, um Gültigkeit zu besitzen, statistisch abgesichert sein. Dies geschieht über die Berechnung des Streuungsmaßes (SM).

$$SM = +/- \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (s_i - S)^2 \times A_i \times G_i}{(n-1) \times \sum_{i=1}^n A_i \times G_i}}$$

Als Kriterium gilt: SM < 0,2 (nach DIN 38410-T2 1990)

Weiterhin wird eine Mindestanzahl an Indikatoren vorausgesetzt. Zur Berechnung des Saprobienindex muß die Abundanzsumme für die Arten des Saprobienindexsystems  $> 15$  sein. Die auf diese Weise ermittelten Indexwerte schwanken zwischen 1,0 und 4,0. Sie werden insgesamt sieben Güteklassen zugeordnet:

Güteklasse : Saprobienindex

---

I	: < 1,5
I-II	: 1,5 - < 1,8
II	: 1,8 - < 2,3
II-III	: 2,3 - < 2,7
III	: 2,7 - < 3,2
III-IV	: 3,2 - < 3,5
IV	: > 3,5

Die Transformation in das für den Methodenvergleich gültige fünfstufige Güteklassensystem ergibt folgende Zuordnungen:

Klasse 5:	3,4-4,0
Klasse 4:	< 3,4-2,8
Klasse 3:	< 2,8-2,2
Klasse 2:	< 2,2-1,6
Klasse 1:	< 1,6-1,0

Aufgrund der individuellen Ausprägung eines Gewässers dürfen die Indizes bei der Feststellung der Gewässergüte nicht unreflektiert angewendet werden. Vielmehr sollten in jedem Fall das ganze Gewässer bzw. das Umfeld in die Interpretation einbezogen werden (KOLKWITZ 1950, KNÖPP 1962, MAUCH et al. 1985, FRIEDRICH 1986). Aus diesem Grund wurde in Deutschland eine übergeordnete und normierte Beschreibung der einzelnen Güteklassen vorgenommen (LAWA 1991). Sie enthält detaillierte Angaben über die Verhältnisse, die die Zuordnung einer Probenstelle zu einer bestimmten Belastungsstufe erlauben (vergl. Punkt 2.1.3.).

Die Vorteile des Saprobienindexsystems liegen in der verwendeten hohen taxonomischen Genauigkeit, durch die autökologische Kenntnisse in hohem Umfang berücksichtigt werden. RESH & UNZICKER (1975) wiesen am Beispiel von verschiedenen Species der Gattung *Athripsodes* nach, daß verschiedene Arten eines höheren Taxons unterschiedliche Anforderungen an die Gewässergüte (hier die Saprobie) haben können. In Übereinstimmung mit anderen Autoren (ORTH et al. 1983, FURSE et al. 1984, RIECKEN 1992) läßt sich daraus die Notwendigkeit zur Artbestimmung im Rahmen von Bioindikationsverfahren ableiten.

Diese stellt jedoch hohe Anforderungen an die Qualifikation der Bearbeiter und setzt das Vorhandensein moderner Bestimmungswerke voraus.

Die Berücksichtigung von Abundanzen bei der Bestimmung des Saprobienindex verhindert die Überbewertung von eingedrifteten Organismen. Da eine Qualitätsänderung des Wassers darüber hinaus zunächst die Änderung der Individuendichte (Quantität) einzelner Taxa bewirkt und das Artenspektrum erst bei höherer Belastung reagiert (LEANER et al. 1983, BÖTTGER 1985), lassen sich Verschmutzungen diagnostizieren, die ohne die Berücksichtigung der Quantität nicht erkannt werden könnten.

Ein weiterer Vorteil der DIN 38410 besteht in der vorgenommenen Einstufung von heterotrophen Mikroorganismen (z.B. Ciliaten) zu sehen, da so eine statistisch abgesicherte Bewertung auch in makrozoobenthonarmen Bereichen (z.B. infolge ungünstiger Choriotoptstruktur oder in Gewässern mit hoher organischer Belastung) durchgeführt werden kann. Darüber hinaus wird dieser Mikroindex zusammen mit dem Makroindex vornehmlich in Bayern zur Beurteilung von alpinen bzw. voralpinen Fließgewässern verwendet. Durch diese Vorgehensweise sollen Fehler, die in der guten physikalischen Sauerstoffversorgung entsprechender Gewässer begründet sind, kompensiert werden.

In der nachfolgenden, vergleichenden Bewertung ausgewählter biologischer Untersuchungsmethoden wird der Saprobienindex, bei dem Mikro- und Makroorganismen gleichermaßen in die Berechnung eingehen unter dem Terminus "Saprobiengesamindex" geführt.

Als genereller Nachteil in den gültigen Verfahrensvorschriften zur Berechnung des Saprobienindex muß vor allem die geringe Anzahl der eingestuften Arten gelten. Da nur ein Ausschnitt aus der Gesamtzoozönose bei der Bewertung berücksichtigt wird, kann es zu Fehlbewertungen kommen. Dies ist immer dann der Fall, wenn in einer Probe mehr Belastungs- oder Gütezeiger aus der Indikatorliste gefunden werden, obwohl im Gesamtarteninventar die jeweils andere Gruppe überwiegt.

Die geringe Indikatorartenzahl kann zudem den regionalen Anwendungsbereich stark beschränken. Bei der Übertragung der Methode auf andere Gebiete muß daher eine regionale Anpassung vorgenommen werden.

#### 4.3.1.2. K-Index

Der K-Index stellt ein speziell an niederländische Verhältnisse angepaßtes Verfahren zum Nachweis organischer Belastungen in Fließgewässern dar. Er wurde von MOLLER-PILLOT (1971) konzipiert und von GARDENIER & TOLKAMP (1976) weiterentwickelt. Seine Anwendung wurde bisher nur im Flachland erprobt. Die Übertragbarkeit auf andere Fließgewässer bleibt daher fraglich (TOLKAMP et al. 1992).

Die Methode arbeitet auf dem taxonomischen Niveau der Art oder Gattung und basiert auf dem gleichen theoretischen Hintergrund wie der Saprobienindex. Auch hier werden einzelne Indikatororganismen aufgrund ihrer zunehmenden Toleranz gegenüber organischen Belastungen bewertet. Dies geschieht durch die Zuordnung einer Art in eine von 5 Indikatorgruppen, die jeweils mit einer Indikatorzahl versehen sind:

Chaetopteryx-Gruppe	: 5
Gammarus-Gruppe	: 4
Hirudinea-Gruppe	: 3
Chironomus-Gruppe	: 2
Eristalis-Gruppe	: 1

Für die Auswertung einer Probestelle werden die dort vorkommenden Indikatorarten bestimmt und über die absoluten Abundanzen jeweils der prozentuale Anteil an der Gesamtzahl der gefundenen Indikatorarten errechnet. Durch Multiplikation der Prozentwerte mit dem jeweiligen Indikatorwert der Species und anschließende Addition aller Werte ergibt sich der Index:

$$K = (\text{Chal.} \cdot 5) + (\text{Gamm.} \cdot 4) + (\text{Hiru.} \cdot 3) + (\text{Chir.} \cdot 2) + (\text{Erist.} \cdot 1)$$

Der K-Index kennt Werte zwischen 100 (sehr schlechte Wasserqualität) und 500 (sehr gute Wasserqualität). Die Zuordnung in Güteklassen erfolgt nach folgendem Schema:

Klasse 5:	100-180
Klasse 4:	181-260
Klasse 3:	261-340
Klasse 2:	341-420
Klasse 1:	421-500

Analog zur Vorgehensweise der Saprobienindexbestimmung darf aber auch diese Klassifizierung nicht als absolut starres Konzept gesehen werden. Vielmehr sollte immer die gesamte Gewässerbeschaffenheit in eine abschließende Bewertung eingehen. Eine statistische Absicherung des K-Indexes existiert nicht. Allerdings besteht bei einer zu geringen Anzahl von Indikatorarten kaum eine Aussagekraft.

Ähnlich der Saprobienindexbestimmung liegt der Vorteil dieser Methode in der präzisen Aussagekraft der auf Artniveau bestimmten Indikatoren sowie in der Berücksichtigung von Abundanzen. Dies hat aber eine Vergrößerung des Zeit- und Kostenaufwandes zur Folge.

Weiterhin ist durch die Beschränkung auf typische Arten des Flachlandes die überregionale Anwendung in Frage gestellt. Da die Indikatorliste außerdem nur einen kleinen Ausschnitt der Biozönose berücksichtigt kann es leicht zu Fehleinschätzungen kommen.

#### **4.3.2. Biotische Verfahren**

Nach METCALFE (1989) kombinieren die biotischen Verfahren zur Bewertung eines Gewässer grundsätzlich die Diversität einer Zönose mit den Indikatoreigenschaften der vorgefundenen Taxa. Dennoch können aufgrund unterschiedlicher Vorgehensweisen bei der Auswertung der Ergebnisse zwei Untergruppen unterschieden werden: die biotischen Indizes und die Biotic Scores (WOODIWISS 1980).

##### **4.3.2.1. Biotische Indizes**

Die verschiedenen biotischen Indizes arbeiten auf unterschiedlichem taxonomischen Niveau und nutzen für die Bewertung der Wasserqualität verschiedene Effekte. So ist mit zunehmender organischer Belastung eine deutliche Reduzierung der Artenzahlen bei gleichzeitigem sukzessivem Verschwinden der gegenüber Verschmutzung sensibel reagierenden Taxa festzustellen (HAWKES 1979). Diese beiden Effekte werden in Form einer Matrix ausgewertet. Die Bewertung erfolgt aufgrund der gleichzeitigen Berücksichtigung des sensibelsten in der Probe vorhandenen Taxons sowie der Gesamttaxazahl.

Das Verfahren wurde ursprünglich von WOODIWISS (1964) als Trent Biotic Index (TBI) konzipiert und wird heute in abgewandelter Form vor allem in Frankreich und Belgien angewendet.

##### **4.3.2.1.1. Belgian Biotic Index (BBI)**

Diese Methode wurde von DE PAUW & VANHOOREN (1983) entwickelt und stellt eine Anpassung des TBI (WOODIWISS 1964) an belgische Verhältnisse dar.

Die Basis des Verfahrens bildet eine Matrix, innerhalb derer die einzelnen taxonomischen Einheiten nach ihrer Sensibilität gegenüber organischer Belastung angeordnet und entsprechend der Gesamttaxazahl der Probe mit Werten von 1 (artenarm, nur verschmutzungstolerante Arten) bis 10 (artenreich, gegenüber Belastung sensible Arten sind in der Probe vorhanden) versehen werden. Durch die Ermittlung der Gesamttaxazahl (je nach systematischer Gruppe auf der Basis von Gattungen beziehungsweise von Familien) sowie der gegenüber organischer Belastung sensibelsten Gruppe (auf der Basis von Ordnungen) der Probe läßt sich aus der Matrix der Wert des BBI ablesen.

Somit ist nicht die Zusammensetzung der Biozönose, sondern das gegenüber Verschmutzung intoleranteste Taxon für die Güteklassenzuordnung ausschlaggebend.

Entsprechend der Punktzahl gilt folgende Klasseneinteilung:

Klasse 1:	10-9
Klasse 2:	8-7
Klasse 3:	6-5
Klasse 4:	4-3
Klasse 5:	2-1

Auch bei der Verwendung dieser Methode sollen weitere Parameter zum Gewässerzustand in eine abschließende Bewertung einbezogen werden.

Ein großer Vorteil dieser Methode liegt sicherlich in dem durch das hohe taxonomische Niveau bedingten geringen Zeit- und Kostenaufwand. Dabei wird aber vor allem die Genauigkeit des Verfahrens negativ beeinflusst. So kann eine etwas belastungstolerantere Art einer Ordnung, die innerhalb des BBI als sensibel eingestuft wurde (z.B. bestimmte Vertreter der Gattung *Nemoura* innerhalb der Plecopteren) leicht zu einer zu guten Bewertung der Wasserqualität führen.

Da weiterhin keine Abundanzen in die Auswertung eingehen, können theoretisch eingedriftete Organismen das Ergebnis verfälschen. Dies wird allerdings teilweise dadurch verhindert, daß Taxa erst dann in die Bewertung eingehen, wenn sie mit mehr als einem Individuum in der Probe vertreten sind.

#### 4.3.2.1.2. Indice Biologique Global Normalisé (IBGN)

Auch diesem Verfahren liegt die Methode nach WOODIWISS (1964) zugrunde, die von VERNEAUX & TUFFERY (1967) entsprechend den französischen Erfahrungen abgewandelt und schließlich normiert wurde (AFNOR T 90-350 1992). Das taxonomische Niveau ist - im Gegensatz zum BBI - nicht die Ordnung, sondern die Familie.

Grundlage des Verfahrens ist eine Liste von 135 Taxa, die den überwiegenden Teil ihrer Entwicklung im Gewässer verbringen. Von diesen werden 38 als geeignete Indikatoren zur Bestimmung der Gewässergüte angesehen. Sie sind entsprechend ihrer zunehmenden Toleranz gegenüber organischer Belastung in neun Gruppen eingeteilt, die unter Berücksichtigung der Gesamttaxazahl der Probe einen Indexwert zwischen 1 (stark belastet) und 20 (unbelastet) erhalten haben.

In der Praxis wird bei der Bewertung der Wasserqualität zuerst das gegenüber organischen Belastungen am wenigsten tolerante Taxon der Probe ermittelt. Nachfolgend wird dann entsprechend der Gesamtaxazahl der Index aus der Matrix abgelesen. Dieser Indexwert stellt ein direktes Maß für die Wasserqualität dar und ist den fünf Güteklassen wie folgt zugeordnet:

Klasse 1:	>17
Klasse 2:	16-13
Klasse 3:	12- 9
Klasse 4:	8- 5
Klasse 5:	<4

Analog zum BBI ist das französische Verfahren durch das gewählte taxonomische Niveau weder zeit- noch kostenintensiv. Zudem geht als Ergänzung die Gesamtaxazahl als Maß für den Strukturreichtum mit in die Bewertung ein. Durch die Bestimmung der Güteklasse anhand der am wenigsten toleranten Familie kann es aber leicht zu Fehleinschätzungen kommen. Da als Gütezeiger ausschließlich Plecopteren und Trichopteren verwendet werden, wird der IBGN den Biozönosen des Flachlandes nicht gerecht, da hier viele Vertreter dieser Gruppen natürlicherweise fehlen (CASELLATO et al. 1980). Weiterhin kommt es infolge der starken Bewertung der Gesamtaxazahlen in natürlich artenarmen Bereichen zu einer zu ungünstigen Einstufung des Gewässers.

#### 4.3.2.2. Biotic Scores

Obwohl auch im Fall der Biotic Scores die Diversität mit den Indikatoreigenschaften der einzelnen Arten kombiniert wird, erfolgt die Auswertung der Daten auf eine von den biotischen Indizes grundsätzlich verschiedene Weise. Generell ist jedem Organismus des Makrozoobenthon ein Indikatorwert zugeordnet, der als Summenparameter die Bewertung des Gewässers bestimmt. Hier ist also nicht das sensibelste Taxon für die Einstufung des Gewässers ausschlaggebend, sondern die Gewässergüte wird durch die gesamte Zoozönose bestimmt. Das Verfahren wurde in England entwickelt und im Laufe der Zeit mehrfach modifiziert. Derzeit existieren zwei Methoden, die sich vor allem durch das taxonomische Niveau unterscheiden: der auf Artniveau basierende Biotic Score nach CHANDLER (1970) und der auf Familienbasis ausgerichtete BMWP-Score (ARMITAGE et al. 1983), der inzwischen als nationales Verfahren bei der routinemäßigen Gewässergütebeurteilung in England anerkannt ist.

#### 4.3.2.2.1. Biotic Score (CHANDLER 1970)

Diese Methode wurde vor allem für den Nachweis organischer Belastung in Fließgewässern entwickelt und basiert auf der unterschiedlichen Toleranz der einzelnen Makrozoobenthonorganismen gegenüber dieser Verschmutzung.

Die Grundlage des Verfahrens bildet eine Matrix, innerhalb derer den meisten Makrozoobenthonorganismen auf dem Niveau der Gattung oder der Art ein Indikatorwert zwischen 1 und 100 zugeordnet wurde. Die Abundanzen der einzelnen Arten gehen dabei durch eine Abstufung der Punktzahl entsprechend ihrer Häufigkeit in die Bewertung mit ein. Bei Gütezeigern führt die Zunahme der Abundanz zu einer Erhöhung, bei Belastungszeigern dagegen zu einer Verringerung des Indikatorwertes.

Zur Ermittlung der Gewässergüte werden die Punkte aller in der Probe vorhandenen Taxa addiert und ergeben so den Gesamtindex. Dieser ist in seiner Höhe nach oben nicht begrenzt und liegt umso höher, je strukturreicher und unbelasteter das Gewässer ist.

Da der Indexwert methodenbedingt in natürlich artenarmen, unbelasteten Fließgewässern sehr niedrig sein kann und darüber hinaus untersuchungsbedingte Parameter (Sammelerfolg, Art der Probenahme, Jahreszeit, etc.), das Ergebnis stark beeinflussen können, wurde als Ergänzung die Berechnung des ASPT (Average Score per Taxon) vorgeschlagen (BALLOCH et al. 1976). Durch Division des Score-Wertes durch die Anzahl der berücksichtigten Taxa werden die oben genannten Effekte wesentlich abgeschwächt.

Insgesamt gibt der ASPT die Toleranz der Organismen gegenüber Verunreinigungen wieder, während der Score-Wert als Maß für die Strukturvielfalt der untersuchten Probe gelten kann.

Eine Güteklasseneinstufung aufgrund des Indexwertes kann entsprechend nur für den ASPT erfolgen, wobei allerdings immer auch das Gewässer als Ganzes ergänzend mit in die Bewertung eingehen sollte. Es gilt folgende Zuordnung:

Klasse 5:	<20
Klasse 4:	20-36
Klasse 3:	36-50
Klasse 2:	50-70
Klasse 1:	>70

Die Berücksichtigung der gesamten benthischen Makrozoozönose ist als großer Vorteil dieses Verfahrens zu sehen. Zudem ergibt sich aus dem verwendeten taxonomischen Niveau der Gattung oder Art eine hohe Genauigkeit. Diese wird allerdings dadurch gemindert, daß

für die sinnvolle Einstufung vieler Arten zu wenig autökologische Kenntnisse vorliegen. Weiterhin ist zu berücksichtigen, daß die Limnofauna der britischen Inseln gegenüber der kontinentalen Fauna deutlich artenärmer ist. Diese eingeschränkte Formenvielfalt erleichtert die Einstufung höherer Taxa in eine Indikatorgruppe wesentlich, da innerhalb einer taxonomischen Gruppen deutlich weniger spezialisierte Arten auftreten.

#### 4.3.2.2.2. BMWP-Score

Der BMWP-Score wird in England routinemäßig zur Bewertung der organischen Belastung von Fließgewässern eingesetzt. Er verwendet als taxonomische Einheit die Familie und ordnet ihr einen Indikatorwert zwischen 1 (belastungstolerant) und 10 (gegenüber einer Verschmutzung intolerant) zu. Da nicht alle Arten einer berücksichtigten Familie die gleiche saprobielle Valenz aufweisen, richtet sich der Indikatorwert einer Familie nach der Art mit der höchsten Toleranz gegenüber Belastungen. Auf diese Weise soll eine zu gute Bewertung des Gewässers vermieden werden.

Der Score-Wert ergibt sich aus der Addition der Indexwerte aller im Gewässer gefundenen Familien. Er steigt in der Regel mit der Gewässergüte und stellt darüber hinaus ein Maß für die Strukturvielfalt dar.

Ähnlich wie beim Biotic Score wird auch der BMWP-Score nachhaltig durch Parameter wie natürliche Artenarmut, Sammelmethode, jahreszeitliche Aspekte oder strukturelle Defizite im Ergebnis beeinflusst (PINDER et al. 1987). Analog zum Biotic Score ist daher zur Abschätzung des Belastungsgrades ebenfalls der ASPT anzuwenden.

In der Vergangenheit hat es mehrfach Bestrebungen gegeben, diese Methode zu regionalisieren. Die Einstufung der einzelnen Familien wurde dabei in Anpassung an die jeweiligen regionalen Bedingungen mehrfach abgewandelt, wodurch im wesentlichen drei Modifikationen entstanden sind:

1. der in England entwickelte ursprüngliche BMWP-Score (CHESTER 1980, ARMITAGE et al. 1983)
2. der unter deutschem Einfluß veränderte BMWP-Score (TITTIZER et al. 1989)
3. Anpassung der Indikatorliste an spanische Verhältnisse (ALBA-TERCEDOR & SANCHEZ-ORTEGA 1988)

Der klassische BMWP-Score/ASPT berücksichtigt keine Abundanzen. Nach TITTIZER (1981) können diese aber durch die Anwendung folgender Formel berücksichtigt werden:

$$\text{BMWPabund.} = \frac{\text{Score}_i \cdot A_i}{A_i}$$

Im Rahmen des nachfolgenden Vergleiches folgt die Zuordnung der Indizes zu den Güteklassen folgendem Schema:

	ASPT	BMWP
Klasse 5:	1,0-2,5	0- 25
Klasse 4:	2,5-4,0	25- 50
Klasse 3:	4,0-5,5	50-100
Klasse 2:	5,5-7,0	100-150
Klasse 1:	>7,0	> 150

Analog zum Biotic Score nach CHANDLER (1970) ist die Berücksichtigung der gesamten benthischen Makrozoözönose als Vorteil der Methode zu werten. Aufgrund des verwendeten taxonomischen Niveaus ist für die Anwendung des BMWP nur ein relativ geringer Zeitaufwand nötig. Zudem beinhaltet die kompakte Taxaliste gute Möglichkeiten der Regionalisierung. Insgesamt bleibt die Methode jedoch in ihrer Genauigkeit hinter einem Verfahren mit Artbestimmung zurück.

Eine weitere Ergänzung zum BMWP-Score entwickelte CLOUGH (1986) mit dem LQI (Lincoln Quality Index). Dieser Index differenziert bei der Bewertung zwischen habitatreichen und habitatarmen Gewässern, indem die Werte des BMWP-Scores und des ASPT entsprechend den Strukturverhältnissen gewichtet werden. Damit wird er der Tatsache gerecht, daß strukturarme Gewässer häufig auch eine natürliche Artenarmut aufweisen.

$$\text{LQI} = \frac{x_i \cdot y_i}{2} \quad \text{bzw.} \quad \frac{x_h \cdot y_h}{2} \quad \text{wobei:}$$

$x_i, y_i$  = habitatreich, Wertung des BMWP ( $x_i$ ) und ASPT ( $y_i$ )  
 $x_h, y_h$  = habitatarme, Wertung des BMWP ( $x_h$ ) und ASPT ( $y_h$ )

Die Schwierigkeit bei der Anwendung des LQI liegt vor allem in der objektiven Einstufung eines Gewässers in die Kategorien "habitatarm" beziehungsweise "habitatreich".

#### 4.4. Ergebnisse

Im Rahmen eines möglichst objektiven Vergleiches wurden die oben vorgestellten Indizes und Verfahren auf vorhandenes Rohdatenmaterial angewendet. Anschließend wurden die aus dem vorliegenden Datenmaterial berechneten Indexwerte einer Korrelationsanalyse unterworfen, die eventuell vorhandene lineare Beziehungen zwischen den verschiedenen Indizes herausstellen sollte.

Aufgrund der gegebenen Übereinstimmung der abiotischen Parameter wurden die Datensätze aus dem Mittelgebirge und dem Flachland im Rahmen des Indexvergleiches generell gemeinsam ausgewertet. Nur wenn bestimmte Indexverfahren in der Bewertung deutliche regionenbezogene Unterschiede zeigen, wird auf diese explizit hingewiesen. In alpinen Fließgewässern besteht in der Regel ein so hoher O<sub>2</sub>-Eintrag, daß die Wirkung von Abwassereinleitungen überdeckt werden kann (FRIEDRICH 1986, 1990). Entsprechend wird in Bayern "Saprobiengesamtindex", der sich aus Mikro- und Makroindex zusammensetzt, berechnet. Dieser Gesamtindex wird in der separaten Auswertung der Datensätze aus dem alpinen Bereich besonders berücksichtigt.

Bei der graphischen Auswertung wurden die absoluten Werte der verschiedenen BMWP-Scores sowie des Biotic Scores nach CHANDLER (1970) nicht berücksichtigt, da in natürlich artenarmen Gewässern und bei nur unvollständiger Erhebung des Organismenbestandes Fehleinschätzungen nicht ausgeschlossen werden können. Mit der teilweise unvollständigen Erfassung des Organismenbestandes muß bei den hier verwendeten Daten aber gerechnet werden, da diese vornehmlich zur Ermittlung des Saprobienindex erhoben wurden. Entsprechend wurde in diesen Fällen auf den ASPT zurückgegriffen.

##### 4.4.1. Vergleichende Korrelationsanalyse der untersuchten Indizes

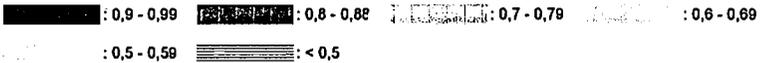
Im Rahmen der Korrelationsanalyse wurden - wie bereits beschrieben - Mittelgebirgs- und Flachlanddaten gemeinsam ausgewertet. Dabei wurden bei der Berechnung des Korrelationskoeffizienten "r" insgesamt 232 Datensätze berücksichtigt. Lediglich in die vergleichende Untersuchung der Werte des "K-Index" gingen nur 112 Datensätze aus dem Flachland ein.

Da alle Indizes Änderungen der Gewässergüte durch hohe oder niedrige Indexwerte anzeigen, waren ansatzbedingt positive oder negative Korrelationskoeffizienten zu erwarten. Negative Koeffizienten errechneten sich ausschließlich bei dem Vergleich des

Saprobienindexen mit den anderen Verfahren. Die errechneten Werte für "r" schwankten - ohne Berücksichtigung des Vorzeichens - zwischen 0,48 und > 0,99. Nach RAMM & HOFMANN (1987) beschreiben alle Werte eine hochsignifikante Beziehung der untersuchten Indizes untereinander. Die Gesamtheit der errechneten Korrelationskoeffizienten ist der Tabelle 27 zu entnehmen. Zur besseren Visualisierung der Aussagestärke wurden die berechneten Werte zudem noch in ein System unterschiedlich kontrastierter Vergleichsfelder übertragen.

Tab. 27: Vergleichende Korrelationsanalyse der untersuchten Indizes (Datenmaterial aus dem Mittelgebirge und dem Flachland)

	SI	K	BBI	IBGN	CHANDASP	BMASP	BM89ASP	BMSPAASP
SI		-0,89	-0,71	-0,74	-0,81	-0,84	-0,88	-0,85
K			0,73	0,78	0,81	0,84	0,87	0,85
BBI				0,87	0,79	0,74	0,75	0,71
IBGN					0,79	0,76	0,76	0,72
CHANDASP						0,93	0,91	0,9
BMASP							0,97	0,98
BM89ASP								0,97
BMSPAASP								



SI= Saprobienindex (Makro) nach DIN 38410-T2 (1990), K = K-Index, BBI = Belgian Biotic Index, IBGN = Indice Biologique Global Normalisé, CHANDASP = Biotic Score/Average Score per Taxon, BMASP = BMWP/ASPT (Biological Monitoring Working Party/Average Score per Taxon, BM89ASP = BMWP/ASPT modified (TITIZER et al. 1989), BMSPAASP = BMWP/ASPT modified (ALBA-TERCEDOR & SANCHEZ-ORTEGA 1988).

Darüber hinaus erlaubt die differenzierte Betrachtung der Ergebnisse folgende Aussagen:

Sehr hohe Korrelationskoeffizienten mit Werten > 0,90 werden nur im Vergleich der verschiedenen biotischen Verfahren untereinander erreicht. Dabei korrelieren zum einen der IBGN, der Chandler-Index und der BMWP/ASPT-Score in den verschiedenen Modifikationen deutlich miteinander.

Der Saprobienindex erreicht im Vergleich mit den anderen Indizes in keinem Fall Werte > 0,88. Relativ hohe Korrelationen mit  $r = 0,81 - 0,89$  bestehen zum niederländischen K-Index sowie zu den durch den ASPT erweiterten biotischen Verfahren. Die höchsten Werte werden dabei durch den K-Index sowie durch die "deutsche" Modifikation des BMWP/ASPT (TITIZER et al. 1989) erreicht.

Weiterhin fällt die relativ isolierte Stellung des belgischen Verfahrens im Vergleich mit den anderen Indizes auf. Der BBI erreicht lediglich im Vergleich mit dem französischen Verfahren Werte  $> 0,80$  und differenziert ansonsten nur wenig zu den übrigen Methoden.

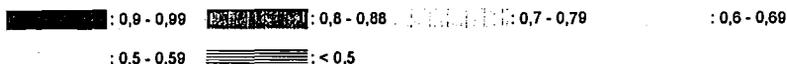
Die vergleichende Korrelationsanalyse der untersuchten Indizes auf der Basis der Datensätze aus den Alpen (vergl. Tab. 28) ergab in der Tendenz sehr ähnliche Ergebnisse. Allerdings errechneten sich zum Beispiel gegenüber den Flachland- und Mittelgebirgsdaten häufig etwas höhere Korrelationskoeffizienten aus dem Vergleich des Saprobienindex mit den übrigen Verfahren. Der unter Berücksichtigung des Mikro- und Makroindex ermittelte Saprobiengesamtindex korrelierte mit dem entsprechenden Makroindex nach DIN 38410-T2 (1990) auf dem Niveau von  $r = 0,93$ . Demgegenüber war die Korrelation des Saprobiengesamtindex mit den anderen Verfahren durchgehend geringer als die dieser Verfahren mit dem Makro-Saprobienindex.

Desweiteren bleibt anzumerken, daß der K-Index bei diesem Datenmaterial deutlich schwächere Korrelationen mit anderen Verfahren zeigt. Dies dürfte in der Tatsache begründet sein, daß der K-Index im Flachland entwickelt wurde und entsprechend nicht auf alpine Verhältnisse übertragbar ist.

Demgegenüber korreliert der BBI bei diesem Datenmaterial sehr viel deutlicher mit den übrigen Verfahren. Eine schlüssige Erklärung für diese Tatsache ist aus der reinen Betrachtung der Korrelationswerte aber nicht abzuleiten.

Tab. 28: Vergleichende Korrelationsanalyse der untersuchten Indizes (Datenmaterial aus den Alpen)

	GESSI	K	BBI	IBGN	CHANDASP	BMASP	BM89ASP	BMSPAASP
GESSI		-0,86	-0,81	-0,75	-0,83	-0,88	-0,89	-0,89
K			0,8	0,72	0,82	0,86	0,87	0,85
BBI				0,91	0,88	0,92	0,92	0,91
IBGN					0,8	0,86	0,84	0,86
CHANDASP						0,93	0,95	0,94
BMASP							0,99	0,99
BM89ASP								0,99
BMSPAASP								



GESSI = Saprobiengesamtindex (Mikro-, Makro-), alle anderen Bezeichnungen wie in Tab. 27

Zusammenfassend lassen sich aus der durchgeführten Korrelationsanalyse folgende allgemeine Ergebnisse ableiten: Im Vergleich der untersuchten Indizes untereinander korrelieren immer jene Verfahren auf besonders hohem Niveau, die in der gleichen europäischen Region entwickelt wurden (z.B. Saprobienindex mit dem K-Index und der "deutschen Modifikation des BMWP/ASPT). Daneben sind - regional unabhängig - sehr hohe Ähnlichkeiten zwischen jenen Verfahren festzustellen, die auf dem gleichen wissenschaftstheoretischen Hintergrund aufbauen (z.B. biotische Verfahren untereinander).

#### 4.4.2. Graphischer Vergleich der untersuchten Indizes

Während die durchgeführten Korrelationsanalysen lediglich eine wertfreie Aussage über den Grad einer vorhandenen linearen Beziehung zwischen den Indizes lieferte, ermöglicht der graphische Vergleich von Indexpaaren sehr viel differenziertere Aussagen. Dazu wurden die errechneten Indexwerte eines Vergleichspaares in einem Koordinatensystem, in dem die jeweiligen Klassifikationsgrenzen einer fünfstufigen Güteskala gekennzeichnet waren, gegeneinander aufgetragen. Bei gegebener Übereinstimmung der Methoden sollte die Majorität aller Datenpunkte innerhalb der gekennzeichneten Gütebereiche liegen. Auf diese Weise konnten auch eventuell vorhandene nichtlineare Steigungen im Indexvergleich berücksichtigt werden.

##### 4.4.2.1. Mittelgebirge und Flachland

###### 4.4.2.1.1. Saprobienindex im Vergleich mit anderen Indizes

###### - Saprobienindex/Belgian Biotic Index (Abb. 1)

Bezogen auf die Zuordnung einer Gewässergüteklasse differieren die Indizes erheblich voneinander. Der BBI beurteilt die Mehrzahl der Probestellen sehr viel besser als der Saprobienindex. Die Abweichung beträgt dabei bis zu drei Gütestufen. Besonders große Abweichungen ergeben sich bei den Flachlandgewässern, aber auch im Bereich der Mittelgebirge kann von einer Übereinstimmung nicht gesprochen werden.

###### - Saprobienindex/Indice biologique global normalisé (IBGN) (Abb. 2)

Auch der IBGN zeigt in seiner Aussage keine gute Übereinstimmung mit dem Saprobienindex. Im Gegensatz zum Belgian Biotic Index tendiert der IBGN gegenüber dem Saprobienindex jedoch zu einer deutlich schlechteren Bewertung der Gewässergüte. Auch hier kann die Einstufung der einzelnen Probestellen um bis zu drei Klassen von der des Saprobienindex abweichen. Ein Unterschied zwischen Probestellen aus dem Flachland und denen aus dem Mittelgebirgsbereich ist dabei nicht festzustellen.

Abb. 1: Graphischer Vergleich zwischen dem Saprobienindex und dem Belgian Biotic Index

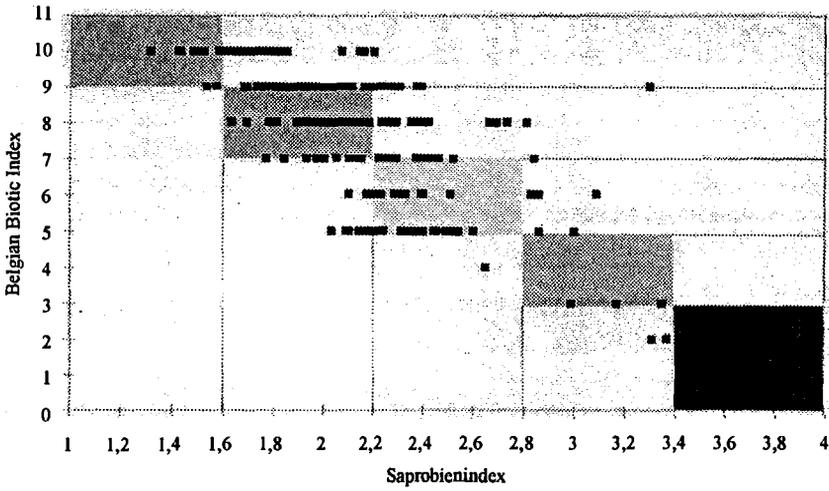
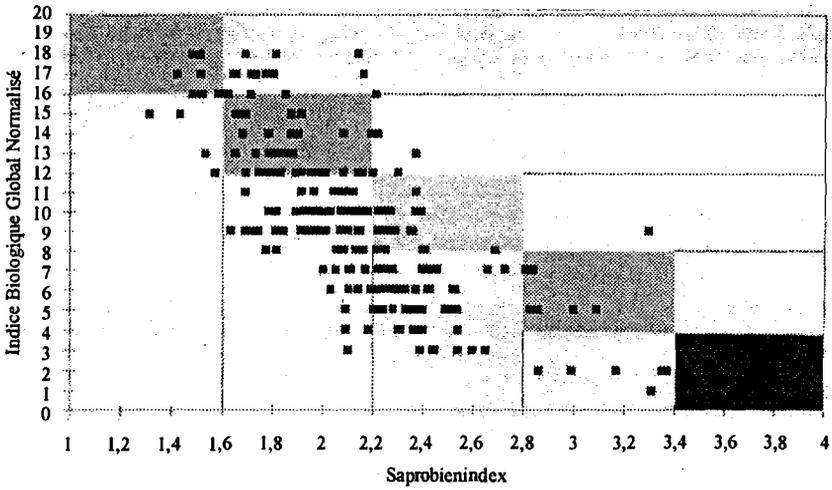


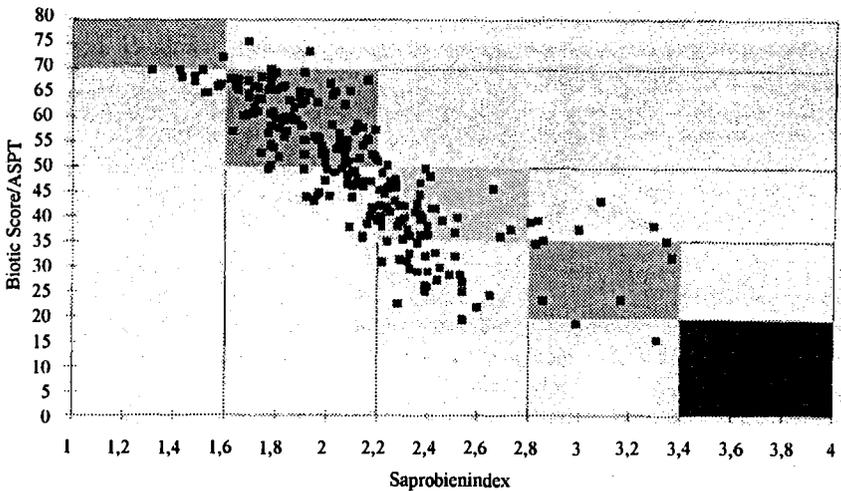
Abb.2: Graphischer Vergleich zwischen dem Saprobienindex und dem IBGN



- Saprobienindex/Biotic Score nach CHANDLER (Abb. 3)

Der aus dem Biotic Score berechnete ASPT (Average Score per Taxon) zeigt ein relativ hohes Maß an Übereinstimmung mit den Bewertungen des Saprobienindex. Dabei klassifiziert er einzelne Probestellen im Bereich der Güteklassen 2 und 3 um eine Gütestufe schlechter, während im Bereich der Güteklasse 4 eine etwas bessere Bewertung durch den Biotic Score erkennbar ist. Interessanterweise handelt es sich bei den letztgenannten Probestellen ausschließlich um Gewässer des Flachlandes. Die etwas stärkere Steigung des Biotic Score im Güteklassebereich 2 und 3 könnte ein Hinweis auf eine präzisere Trennschärfe der Methode unter mesosaprobien Bedingungen sein. Insgesamt unterscheiden sich die Klassifizierungen dieses Vergleichspaars in keinem Fall um mehr als eine Gütestufe.

Abb. 3.: Graphischer Vergleich zwischen dem Saprobienindex und dem Biotic Score nach CHANDLER

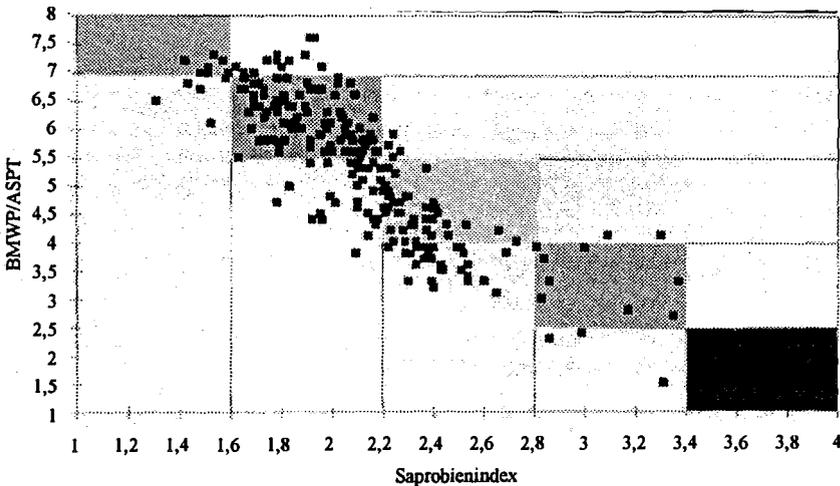


- Saprobienindex/BMWP-ASPT (Abb. 4)

Bei einem Vergleich dieser beiden Indizes ergibt sich für den Bereich der Güteklassen 2 und 3 ein ähnliches Bild wie zwischen dem Saprobienindex und dem Biotic Score. Auch hier ergibt sich eine tendentiell bessere Bewertung der Gewässergüte durch den Saprobienindex. Ebenso zeichnet sich der BMWP/ASPT durch eine präzise Trennschärfe unter mesosaprobien Bedingungen aus. Im Bereich der Güteklasse 4 ergibt sich keine Differenz

bezüglich der Einstufung. Besondere Unterschiede im Vergleich zwischen den Proben aus den Mittelgebirge und denen aus dem Flachland konnten nicht festgestellt werden. Der BMWP/ASPT/ABUNDANZ weicht im Vergleich mit dem Saprobienindex nur unwesentlich vom BMWP/ASPT ab. Diese Aussage trifft auch für die diversen Modifikationen des BMWP/ASPT zu und wurde bereits von METCALFE (1989) erwähnt. Da die routinemäßig angewendeten BMWP-Score-Systeme die Abundanzen nicht berücksichtigen, wird im weiteren Verlauf dieser Studie auf eine eingehende Betrachtung und Diskussion dieser Werte verzichtet.

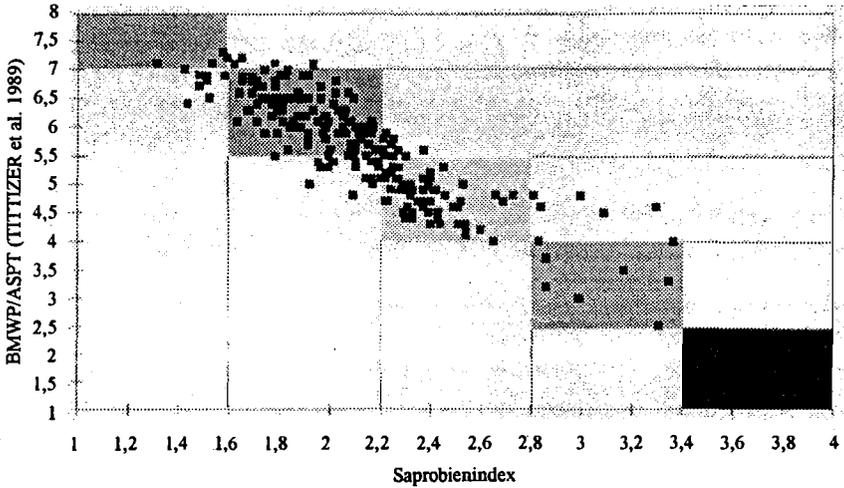
Abb. 4: Graphischer Vergleich zwischen dem Saprobienindex und dem BMWP/ASPT



- Saprobienindex/BMWP-ASPT modified (Abb. 5)

Die hier verwendete Modifikation des BMWP-Scores (TITIZER et al. 1989) zeigt im Vergleich mit dem Saprobienindex das höchste Maß an Übereinstimmung. Die qualitativen Abweichungen zwischen diesen Verfahren betragen bei der Bewertung der getesteten Datensätze maximal eine halbe Gütestufe. Lediglich im Bereich der Güteklasse 4 ist eine deutliche Tendenz zur besseren Bewertung durch den modifizierten BMWP/ASPT erkennbar. Bei diesen Werten handelt es sich ausschließlich um Proben aus dem Flachland. Ansonsten kann kein Unterschied zwischen Datensätzen aus dem Flachland und dem Mittelgebirge registriert werden. Die hohe Übereinstimmung zwischen den beiden Verfahren dürfte ursächlich in der Anpassung der Indikatorwerte einzelner Taxa an die deutschen Erfahrungen begründet sein.

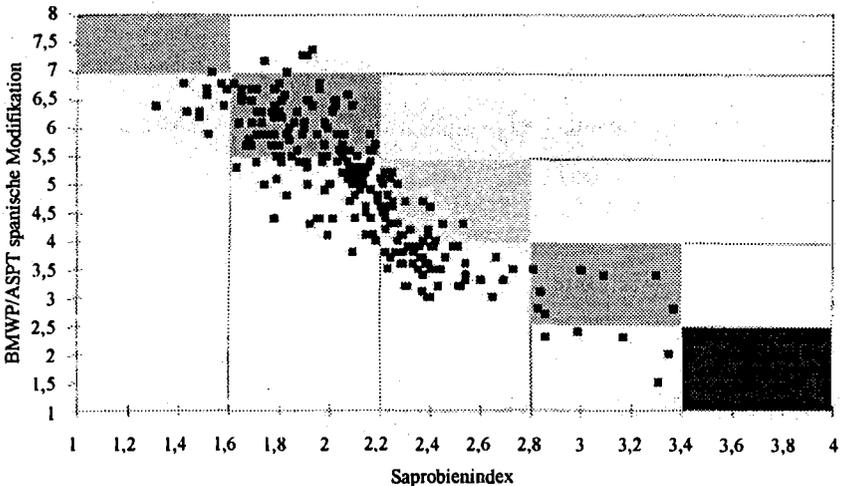
Abb. 5: Graphischer Vergleich zwischen dem Saprobienindex und dem BMWP/ASPT modified (TITTIZER et al. 1989)



- Saprobienindex/BMWP-ASPT spanisch (Abb. 6)

Auch die hier getestete - an spanische Verhältnisse angepasste - Modifikation des BMWP/ASPT weicht in der Gütebeurteilung nur selten um mehr als eine Gütestufe vom Saprobienindex ab. Allerdings ist gegenüber dem Saprobienindex eine deutliche Tendenz zur schlechteren Einstufung einzelner Datensätze nicht zu übersehen. Dabei bestehen keine Unterschiede zwischen den Daten aus dem Flachland und dem Mittelgebirge.

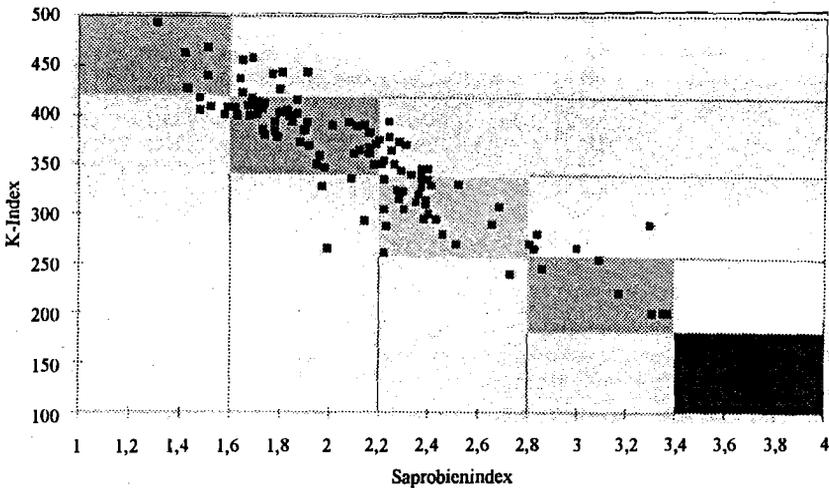
Abb. 6: Graphischer Vergleich zwischen dem Saprobienindex und der spanischen Modifikation des BMWP/ASPT



- Saprobienindex/K-Index (Abb. 7)

Die beiden hier miteinander verglichenen Bewertungssysteme zeigen eine gute Übereinstimmung bezüglich der Güteinstufung der verschiedenen Proben. Abweichungen ergeben sich nur im Bereich der Güteklassen 2 und 4, wobei diese innerhalb der Stufe 2 auf Proben aus dem süddeutschen Mittelgebirge und im Bereich der Klasse 4 auf Proben aus dem Flachland zurückzuführen sind. Die größere Steigung der Werte des K-Index im Bereich der Güteklassen 2 und 3 kann als Hinweis auf eine bessere Trennschärfe unter mesosaprobien Bedingungen gedeutet werden.

Abb.7: Graphischer Vergleich zwischen dem Saprobienindex und dem K-Index



Die Ergebnisse aus dem graphischen Vergleich des Saprobienindex mit den anderen Verfahren lassen sich wie folgt zusammenfassen:

Der K-Index und die deutsch/englische Modifikation des BMWP/ASPT führen in der Mehrzahl der getesteten Datensätze zu einer übereinstimmenden Zuordnung der Gewässergütestufe. Die gegenüber dem Saprobienindex tendentiell schlechtere Bewertung einiger Probestellen im Bereich der Güteklasse 4 ist vornehmlich auf Daten aus dem Flachland beschränkt.

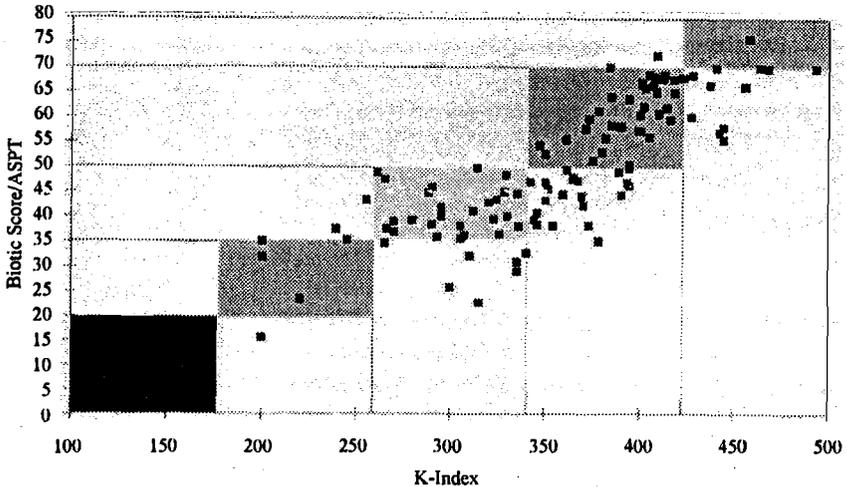
Der IBGN sowie der BBI zeigen in ihrer Bewertung nur eine geringe Übereinstimmung mit dem Saprobienindex.

#### 4.4.2.1.2. K-Index im Vergleich mit anderen Indizes

##### - K-Index/Biotic Score-ASPT nach CHANDLER (Abb. 8)

Der Vergleich dieser beiden Indizes ergibt ein ähnliches Bild der Übereinstimmung in der Klassifikation der Datensätze wie der Vergleich zwischen Saprobienindex und Biotic Score. Der Biotic Score beurteilt eine Reihe von Proben aus dem Bereich der Güteklassen 2 und 3 signifikant schlechter als der K-Index, während er Proben aus dem Bereich der Güteklasse 4 besser bewertet. Bei letzteren handelt es sich wiederum ausschließlich um Datenmaterial aus dem Flachland.

Abb.8: Graphischer Vergleich zwischen dem K-Index und dem Biotic Score/ASPT nach CHANDLER



##### - K-Index/BMWP-ASPT in den drei verschiedenen Modifikationen (Abb. 9, 10, 11)

Auch bei diesen Vergleichspaaren ergibt sich wiederum ein ähnliches Bild wie bei dem Vergleich der verschiedenen BMWP/ASPT-Modifikationen mit dem Saprobienindex. Die beste Übereinstimmung bei der Zuordnung der Gewässergüteklasse zeigt sich zwischen dem K-Index und dem deutsch/englisch modifizierten BMWP/ASPT (Abb.9). Der ursprüngliche BMWP/ASPT dagegen beurteilt die verschiedenen Probestellen zwar geringfügig, aber dennoch signifikant schlechter als der K-Index (Abb. 10). Diese Tendenz wird bei der spanischen Modifikation des BMWP/ASPT noch weiter verstärkt (Abb. 11)

Abb.9: Graphischer Vergleich zwischen dem K-Index und dem modifizierten BMWP/ASPT (TITIZER et al. 1989)

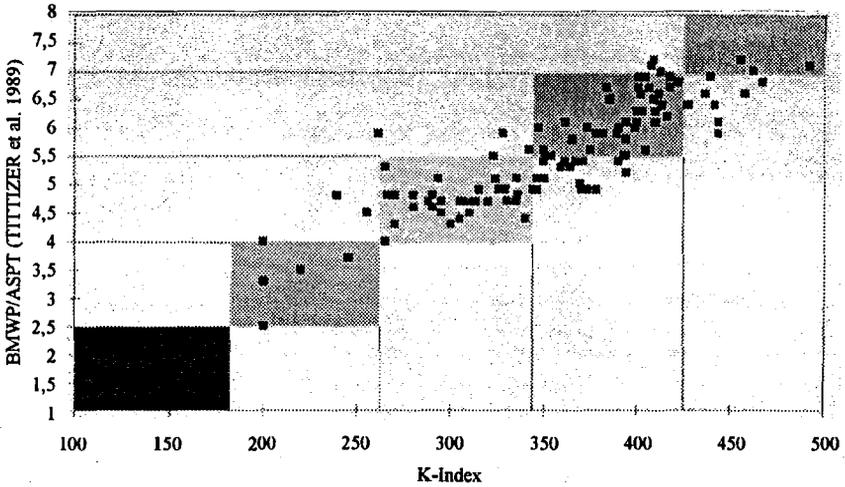


Abb. 10: Graphischer Vergleich zwischen dem K-Index und dem BMWP/ASPT

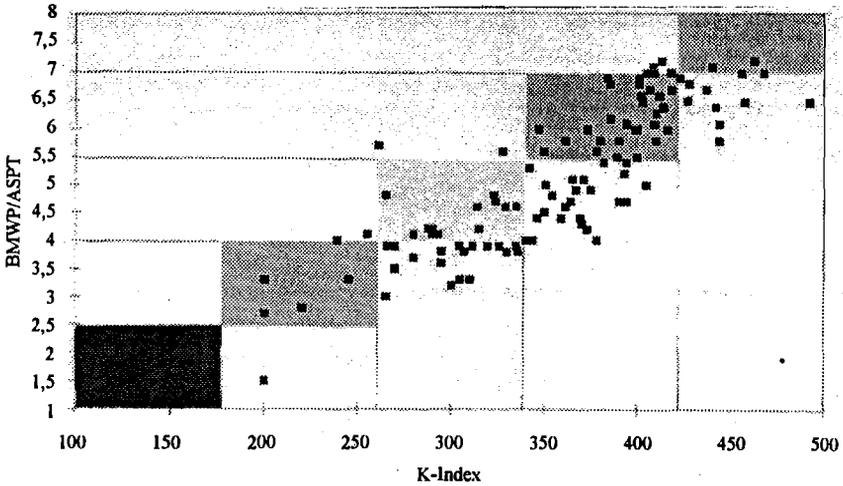
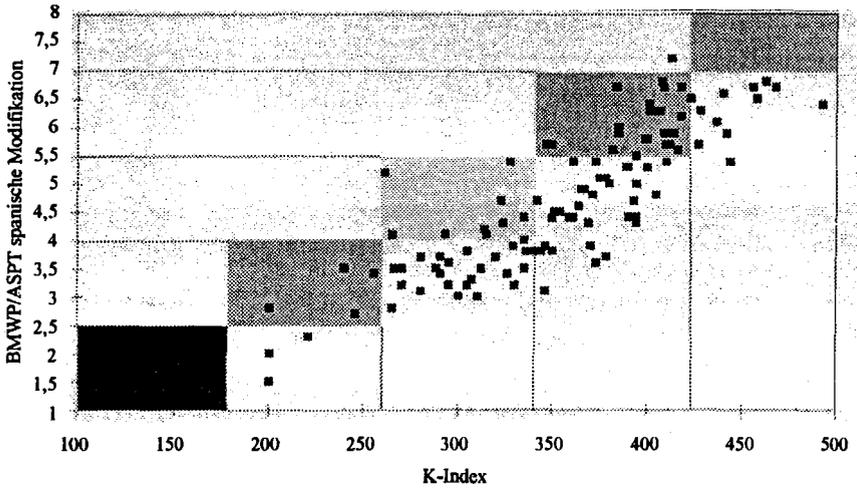


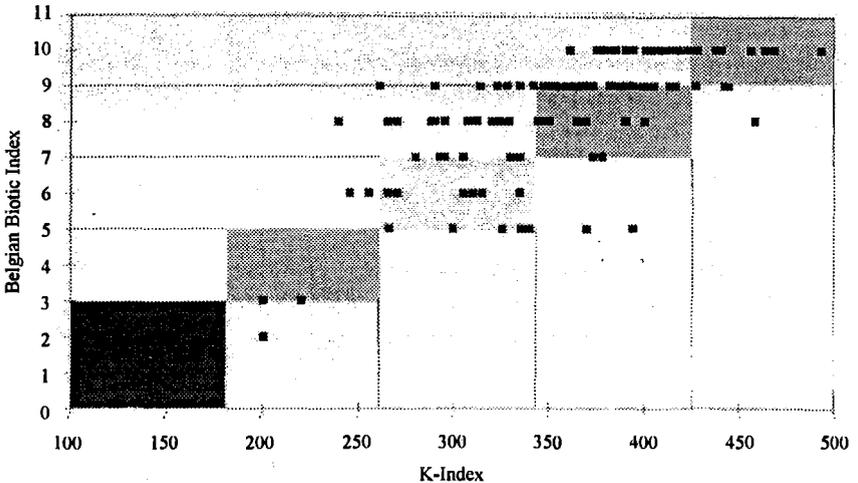
Abb.11: Graphischer Vergleich zwischen dem K-Index und der spanischen Modifikation des BMWP/ASPT



#### 4.4.2.1.3. BBI im Vergleich mit den anderen Indizes (Abb. 12-15)

Bei der Zuordnung der Gewässergüteklassen zeigt der BBI nur wenig Übereinstimmungen mit den anderen Indizes. Analog zum Vergleich mit dem Saprobienindex ergibt sich auch im Verhältnis zu den übrigen Indizes eine Streuung von maximal drei Güteklassen. Dabei beurteilt der BBI die entsprechenden Probestellen zumeist deutlich besser als die übrigen Indizes.

Abb.12: Graphischer Vergleich zwischen dem BBI und dem K-Index



Eine geringfügig bessere Beziehung besteht nur zwischen dem BBI und der deutsch/englischen Modifikation des BMWP/ASPT (Abb.13). Hier sind nur für den Bereich der besseren Güteklassen größere Unterschiede in der Klassifikation der verschiedenen Indizes zu beobachten.

Abb.13: Vergleich zwischen dem BBI und der deutsch/englischen Modifikation des BMWP/ASPT (TITTIZER et al. 1989)

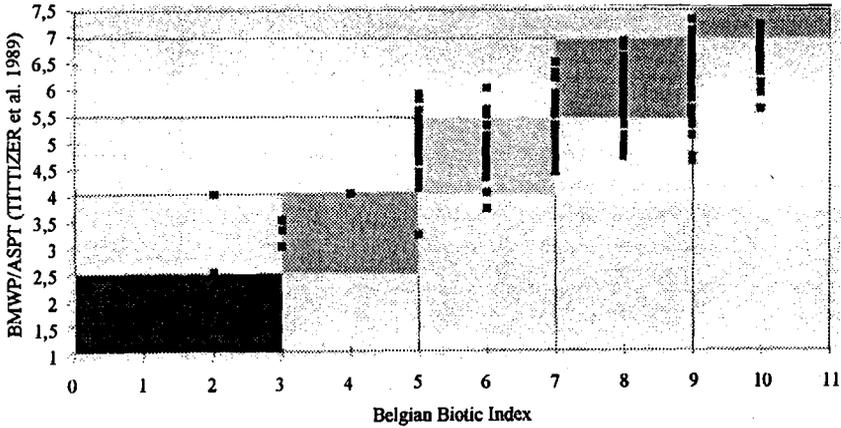
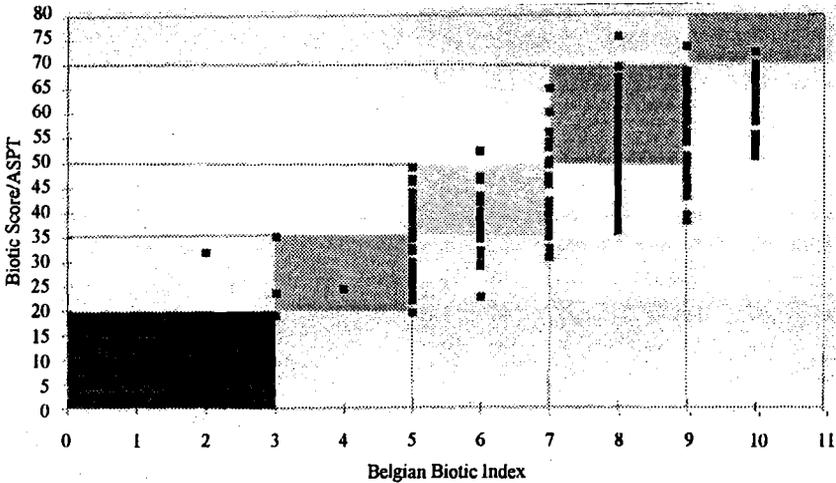


Abb.14: Graphischer Vergleich zwischen dem BBI und dem Biotic Score/ASPT nach CHANDLER



#### 4.4.2.1.4. IBGN im Vergleich mit den anderen Indizes (Abb.15-18)

Auch der IBGN zeigt im Vergleich mit anderen Indizes nur wenig Übereinstimmung in der Zuordnung einer Gewässergüteklasse. Im Gegensatz zum BBI, der häufig zu einer besseren Bewertung führte, folgt aus der Anwendung des IBGN in der Mehrzahl der Fälle eine deutlich schlechtere Klassifizierung der einzelnen Probestellen.

Abb.15: Graphischer Vergleich zwischen dem IBGN und dem BBI

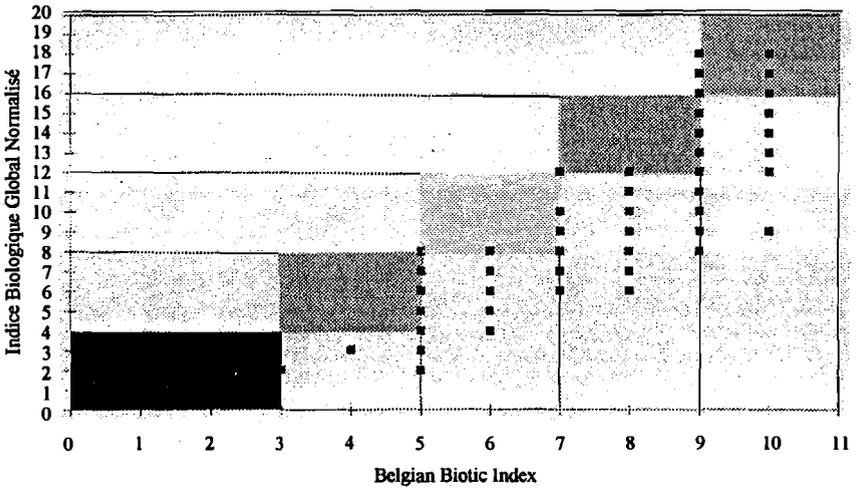


Abb.16: Graphischer Vergleich zwischen dem IBGN und dem K-Index

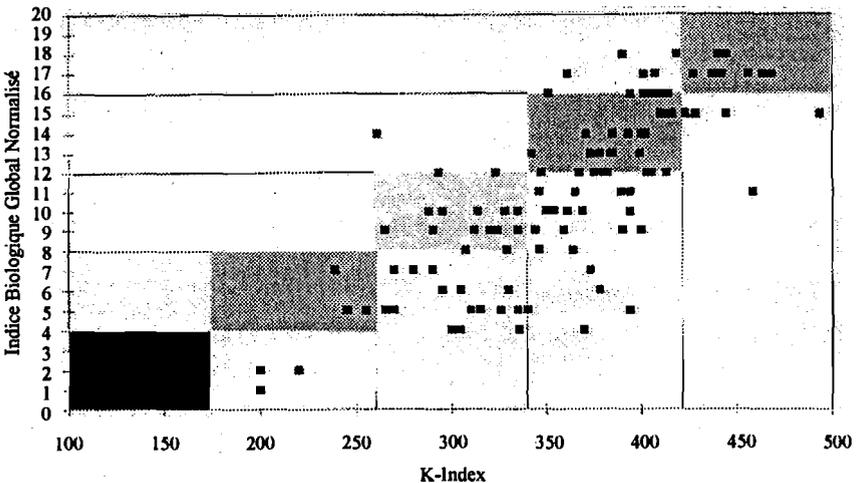


Abb. 17: Graphischer Vergleich zwischen dem IBGN und dem modifizierten BMWP/ASPT (TITTIZER et al. 1989)

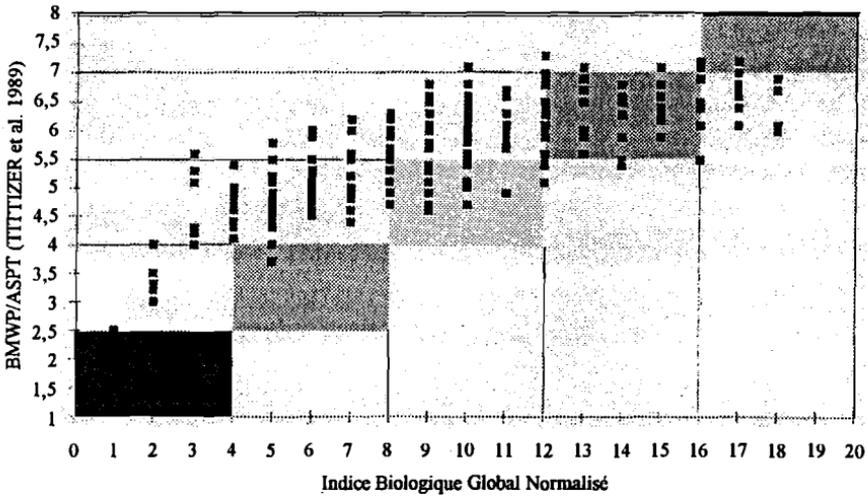
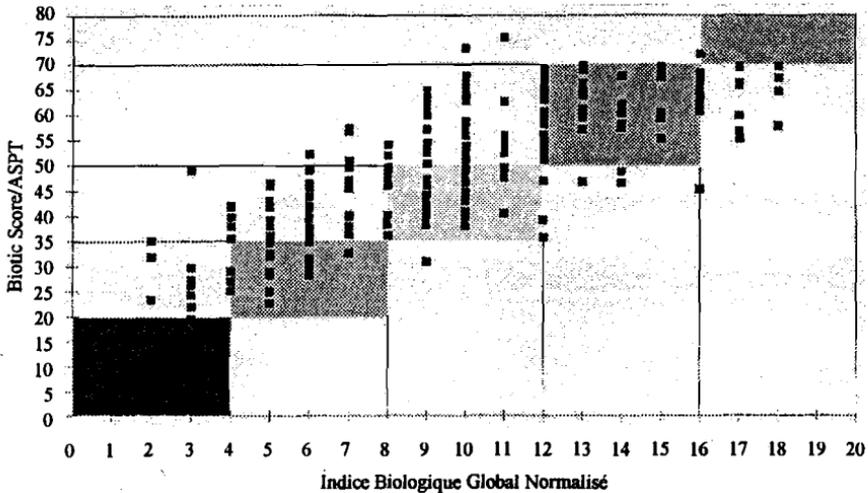


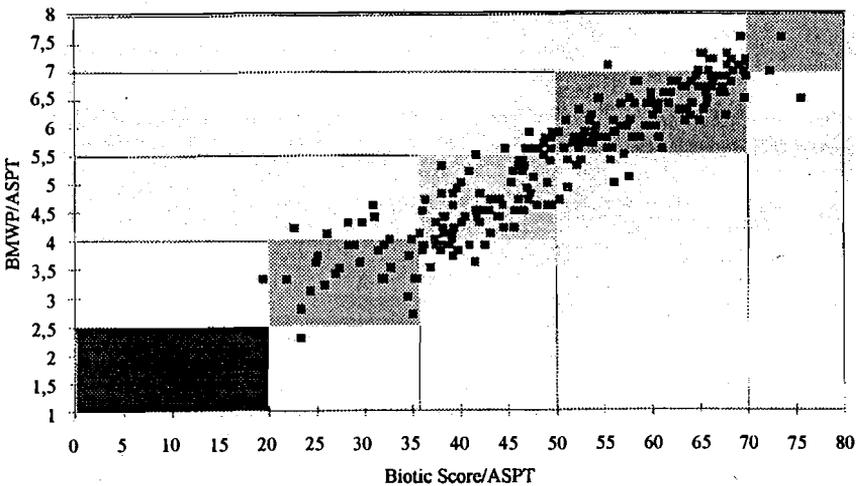
Abb. 18: Graphischer Vergleich zwischen dem IBGN und dem Biotic Score/ASPT nach CHANDLER



#### 4.4.2.1.5. Biotic Score/ASPT nach CHANDLER im Vergleich mit den Modifikationen des BMWP/ASPT (Abb.19-21)

Der Biotic Score kommt in der Mehrzahl aller getesteten Datensätze zu den gleichen Gütebeurteilungen wie der BMWP/ASPT. Nur in wenigen Fällen ist eine geringfügig abweichende Bewertung festzustellen. Die maximale Differenz beträgt dabei etwa eine halbe Gütestufe.

Abb.19: Graphischer Vergleich zwischen dem Biotic Score/ASPT nach CHANDLER und dem BMWP/ASPT



Die beiden Modifikationen des BMWP/ASPT (deutsch/englische Abwandlung Abb.20, spanische Modifikation Abb.21) zeigen hingegen deutlich größere Abweichungen im Bereich der mittleren Gewässergüte. Während die deutsch/englische Modifikation innerhalb dieses Bereiches eine bessere Gütestufe anzeigt (Abb.20), tendiert die spanische Modifikation zu einer schlechteren Bewertung.

Abb.20: Graphischer Vergleich zwischen dem Biotic Score/ASPT nach CHANDLER und dem modifizierten BMWP/ASPT (TITTIZER et al. 1989)

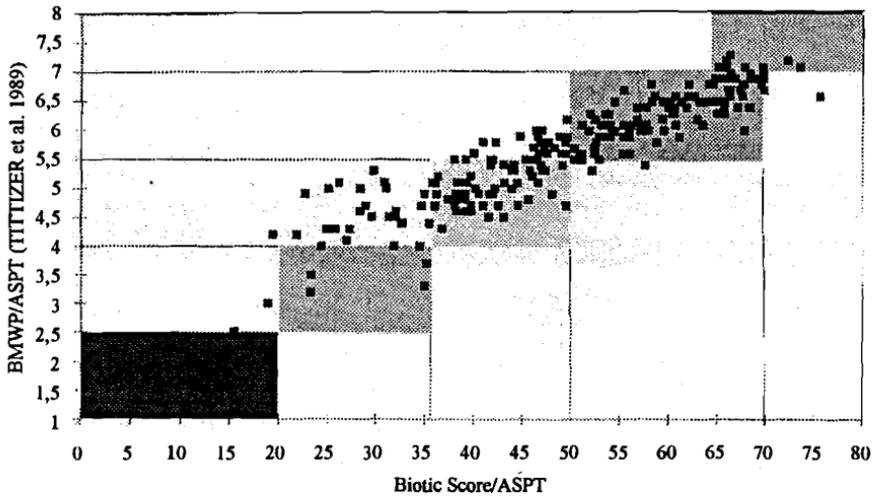
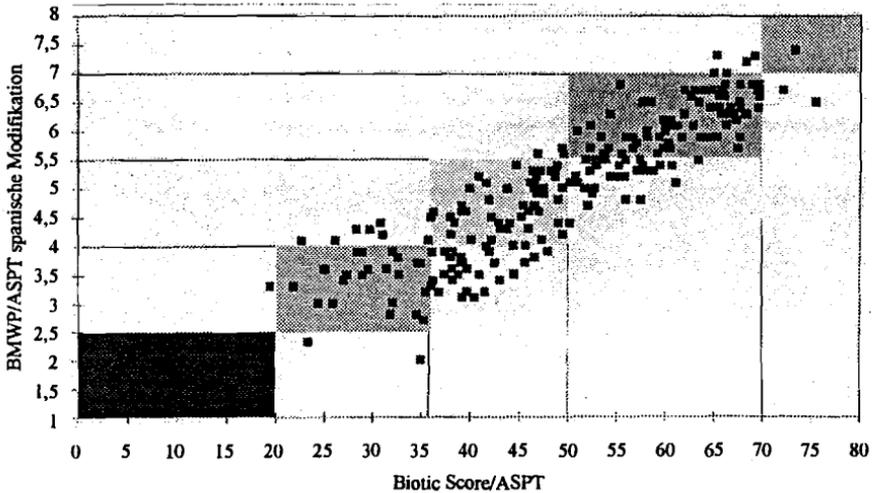


Abb.21: Graphischer Vergleich zwischen dem Biotic Score/ASPT nach CHANDLER und der spanischen Modifikation des BMWP/ASPT



#### 4.4.2.1.6. BMWP/ASPT-Modifikationen im Vergleich untereinander (Abb.22-24)

Die verschiedenen Modifikationen des BMWP/ASPT-Verfahrens weisen untereinander ein hohes Maß an Übereinstimmung bei der Klassifikation der Probestellen auf. Diese Abweichungen betragen nur selten mehr als eine halbe Gütestufe. Dennoch lassen sich die Unterschiede zwischen den Modifikationen wie folgt beschreiben: Während der BMWP/ASPT-modified (TITTIZER et al. 1989) gegenüber dem Standard-BMWP/ASPT eine tendentiell bessere Bewertung vornimmt (Abb. 22, 23), beurteilt der BMWP/ASPT-Spanien die einzelnen Probestellen etwas schlechter (Abb.23, 24). Die Abweichungen treten dabei über das gesamte Gütespektrum gleichermaßen in Erscheinung.

Abb.22: Graphischer Vergleich zwischen dem BMWP/ASPT und dem modifizierten BMWP/ASPT (TITTIZER et al. 1989)

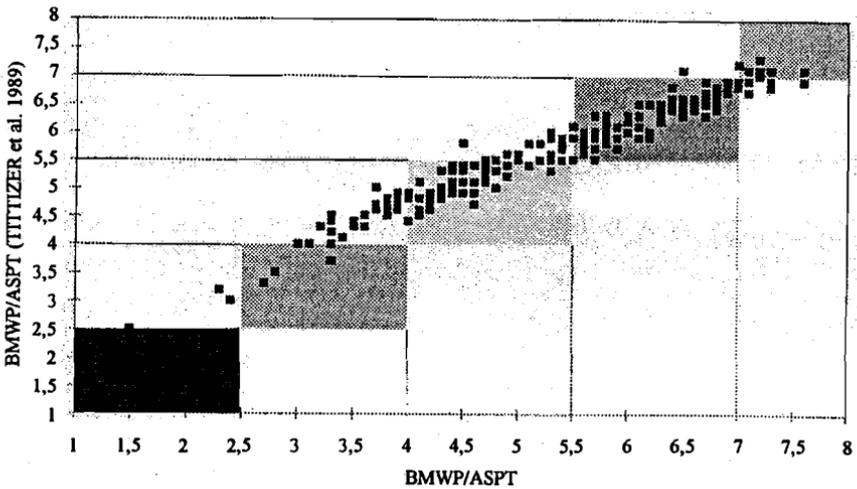


Abb.23: Graphischer Vergleich zwischen dem modifiziertem BMWP/ASPT (TITTIZER et al. 1989) und der spanischen Modifikation des BMWP/ASPT

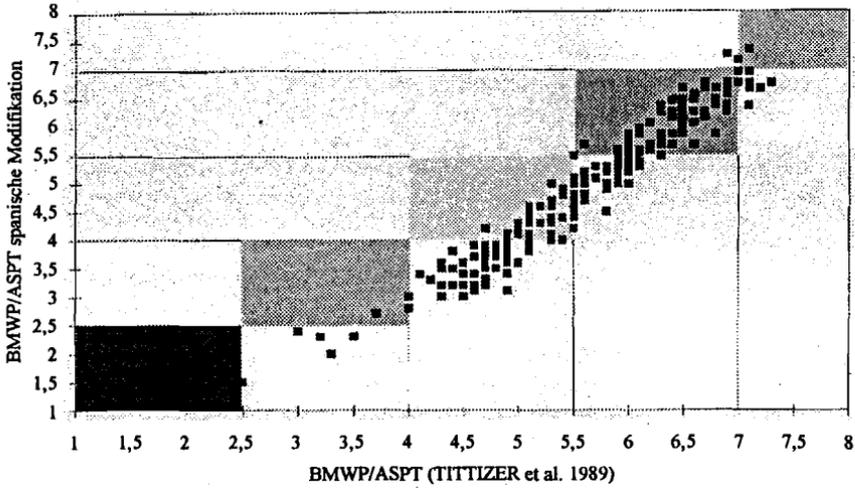
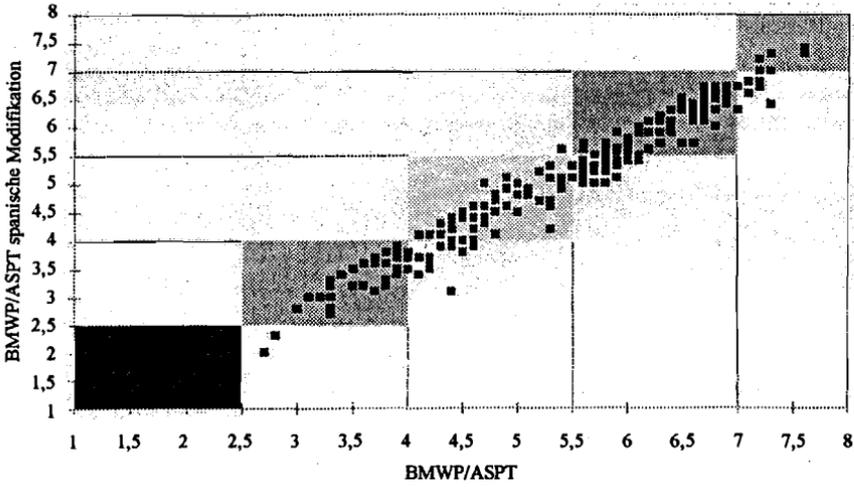


Abb.24: Graphischer Vergleich zwischen dem Standard-BMWP/ASPT und der spanischen Modifikation des BMWP/ASPT



#### 4.4.2.2. Alpen

##### 4.4.2.2.1. Saprobienindex (Makroindex) nach DIN 38410-T2 (1990) im Vergleich mit anderen Indizes

Der Vergleich des Saprobienindex nach DIN (1990) mit den anderen überprüften Verfahren zeigt in allen Fällen für das Datenmaterial aus den Alpen die bereits unter 4.4.2.1.1. beschriebene Tendenz.

Auch hier ist eine sehr gute Übereinstimmung in der Zuordnung der Gewässergüteklasse zwischen dem Saprobienindex, dem K-Index und dem modifiziertem BMWP/ASPT (TITIZER et al. 1989) festzustellen. Demgegenüber harmonisiert der Saprobienindex nur wenig mit dem Belgian Biotic Index sowie dem Indice biologique global normalisé, während der Biotic Score nach CHANDLER sowie die britische Standardmethode (BMWP/ASPT) zu jeweils ähnlichen Bewertungen führen. Dabei beurteilt der Saprobienindex die Gewässergüte unter mesosaprobien Bedingungen tendenziell besser als die genannten Verfahren, während die spanische Modifikation des BMWP/ASPT über alle Bereiche eine etwas schlechtere Einstufung als der Saprobienindex vornimmt.

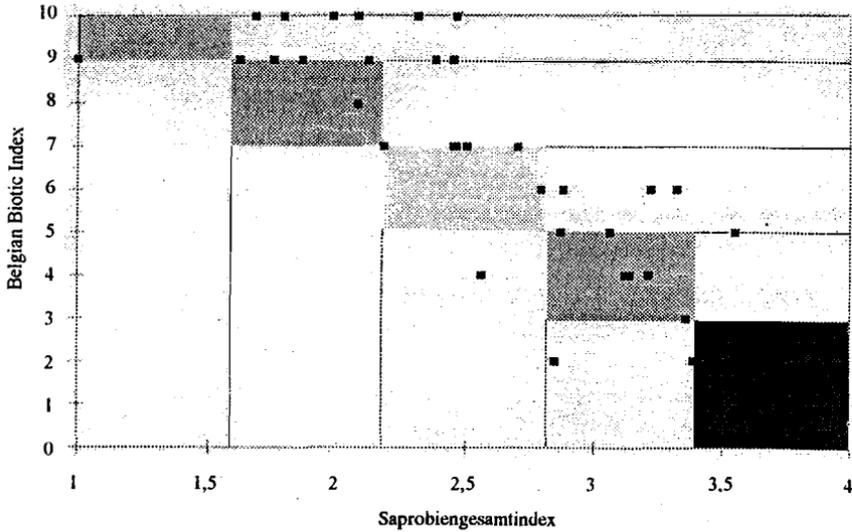
Aus eine detaillierte graphische Darstellung der oben beschriebenen Ergebnisse wird aufgrund der Ähnlichkeit zu der unter 4.4.2.1.1. wiedergegebenen Abbildungen verzichtet.

##### 4.4.2.2.2. Saprobienindex (Mikro-, Makro-) im Vergleich mit den anderen Indizes

Der Saprobienindex berücksichtigt die spezifischen Gegebenheiten in alpinen Fließgewässern in besonderem Maße. Durch den Vergleich dieser Vorgehensweise mit den anderen untersuchten Methoden an Datenmaterial aus den Alpen kann daher die Eignung dieser Methoden zur Bewertung der Gewässergüte unter besonderen regionalen Bedingungen getestet werden.

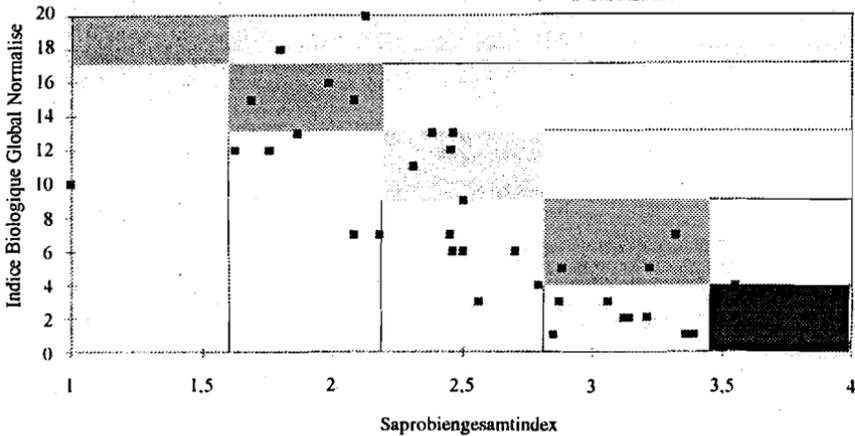
Der graphische Vergleich zwischen den Gütebeurteilungen des Belgian Biotic Index und dem Saprobienindex (Abb. 25) ergibt auch für die Datensätze der alpinen Region eine durchgängig bessere Beurteilung durch den BBI.

Abb. 25: Graphischer Vergleich zwischen dem Saprobiengesamtindex und dem Belgian Biotic Index



Demgegenüber ergibt sich aus der Anwendung des französischen IBGN auf die Datensätze der alpinen Region regelmäßig eine schlechtere Bewertung der Gewässergüte. Als Ursache hierfür konnte die relative Artenarmut der betrachteten Probestellen ausgemacht werden.

Abb.26: Graphischer Vergleich zwischen dem Saprobiengesamtindex und dem französischen IBGN



Im Mittelgebirge und im Flachland wurde für den K-Index sowie den modifizierten BMWP/ASPT (TITZNER et al. 1989) eine herausragende Übereinstimmung mit dem auf der Basis des Makrozoobenthon berechneten Saprobienindex nach DIN festgestellt. Der Vergleich dieser Verfahren mit dem Saprobienindex an alpinem Datenmaterial läßt zwar auch hier eine gegebene Übereinstimmung der Bewertungen erkennen, allerdings differieren die Ergebnisse im Bereich der Güteklassen 3 und 4 erheblich. Hier neigen sowohl der modifizierte BMWP/ASPT als auch der K-Index zu einer deutlich besseren Bewertung der Gewässergüte. Beide Verfahren sind offensichtlich nicht in der Lage, die besonderen physikalischen Gegebenheiten in alpin geprägten Fließgewässern ausreichend zu berücksichtigen.

Ein ähnliches Ergebnis folgt auch aus dem Vergleich der Zuordnungen des Biotic Score nach Chandler sowie des britischen Standardverfahrens zu dem Saprobienindex. Auch diese Verfahren neigen zu einer günstigeren Bewertung der Gewässergüte.

Abb.27: Graphischer Vergleich zwischen dem Saprobienindex und dem K-Index

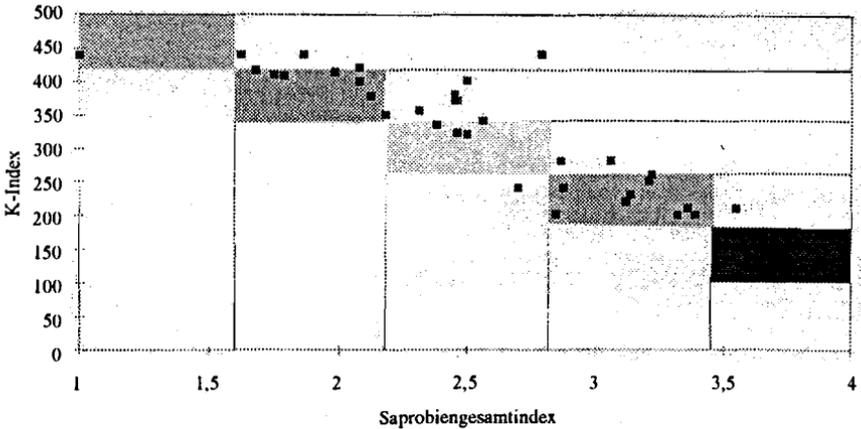


Abb.28: Graphischer Vergleich zwischen dem Saprobiengesamtindex und dem modifizierten BMWP/ASPT (TITTIZER et al. 1989)

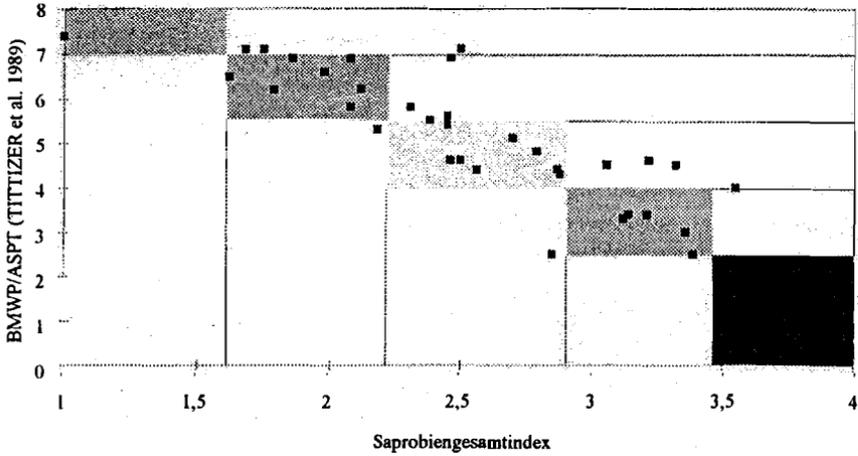


Abb. 29: Graphischer Vergleich zwischen dem Saprobiengesamtindex und dem Biotic Score nach CHANDLER

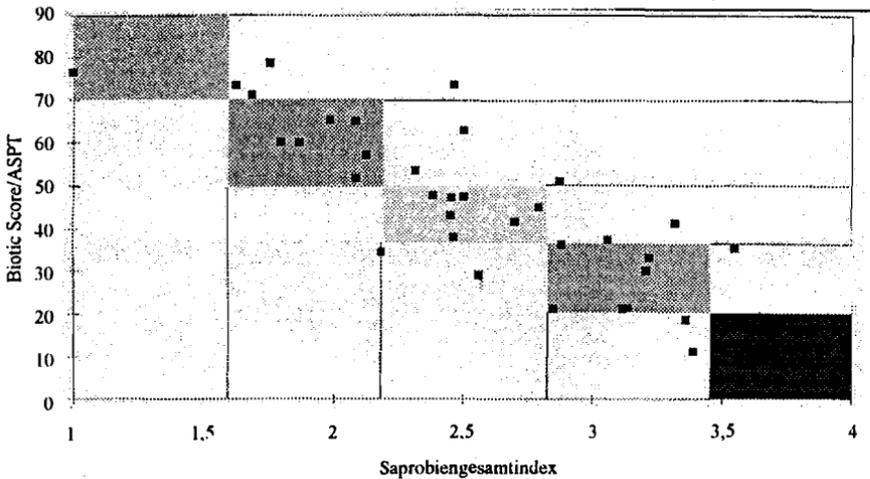


Abb.30: Graphischer Vergleich zwischen dem Saprobiengesamtindex und dem BMWP/ASPT

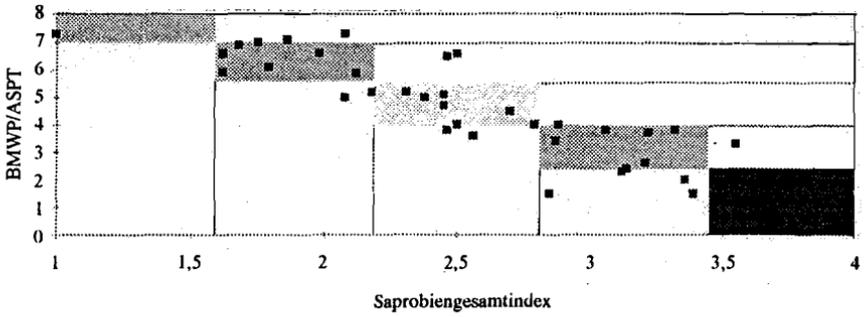
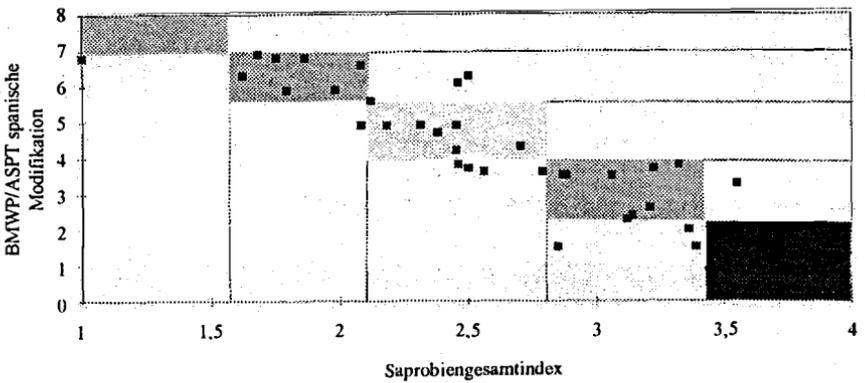


Abb.31: Graphischer Vergleich zwischen dem Saprobiengesamtindex und der spanischen Modifikation des BMWP/ASPT



Interessanterweise ergibt der Vergleich zwischen dem Saprobiengesamtindex und der spanischen Abwandlung des BMWP/ASPT die größte Übereinstimmung bei der Zuordnung der Güteklassen. Im Rahmen der vorliegenden Studie konnte nicht abschließend geklärt werden, inwieweit diese Übereinstimmung auf eine besondere Berücksichtigung von alpinen Gewässern z. B. in den Pyrenäen durch die spanischen Modifikation des BMWP/ASPT zurückzuführen ist.

#### **4.4.2.2.3. Vergleich der bearbeiteten Indizes untereinander**

Der graphische Vergleich der übrigen Verfahren zur biologischen Gewässergütebeurteilung untereinander ergab für das Datenmaterial aus der alpinen Region keine Erkenntnisse, die deutlich von den bereits für das Mittelgebirge und das Flachland beschriebenen Verhältnissen abweichen. Auf die separate Beschreibung und Darstellung dieser Vergleiche kann daher verzichtet werden.

### **4.5. Diskussion**

Innerhalb der nachfolgenden Diskussion sollen die erarbeiteten Ergebnisse des durchgeführten Vergleiches in Verbindung mit der allgemeinen Praktikabilität der verschiedenen Methoden diskutiert werden. Es erscheint daher sinnvoll, die im Rahmen von Routineuntersuchungen gemachten Erfahrungen verschiedener EU-Länder besonders zu berücksichtigen. Entsprechend werden in der Folge die verschiedenen Methoden länderspezifisch angesprochen.

#### **4.5.1. Länderspezifische Erfahrungen mit den Methoden der biologischen Gewässergütebeurteilung**

##### **4.5.1.1. Belgian Biotic Index (Belgien)**

In Belgien stellt der Belgian Biotic Index (BBI) das auf nationaler Ebene angewandte Verfahren zur biologischen Beurteilung der Wasserqualität dar.

Der BBI ist vor allem durch seine einfache Handhabung und seinen geringen Zeit- und Kostenaufwand gekennzeichnet. Die hier durchgeführten Auswertungen zeigen jedoch, daß er den saprobiellen Zustand eines Gewässers nur in groben Zügen beschreibt. Die nachgewiesenen Ungenauigkeiten sind in der Methode begründet, die eine Klassifizierung ausschließlich anhand des vermeintlich sensibelsten in der Probe nachgewiesenen Taxons vornimmt, während die übrigen Taxa lediglich über die Gesamtartenzahl eine modifizierende Wirkung ausüben können.

Nach Angaben von DE PAUW et al. (1992) wurde der BBI innerhalb und außerhalb Europas (Spanien, Portugal, Indonesien) erfolgreich getestet. Demgegenüber wurde für die hier untersuchten Datensätze/Regionen in vielen Fällen eine zu optimistische Bewertung des saprobiellen Gewässerzustandes verzeichnet. Als Ursache hierfür ist die Zuordnung der Indikatorwerte der berücksichtigten Organismengruppen auf dem taxonomischen Niveau der Ordnung anzunehmen.

Es ist allgemein unumstritten, daß systematische Ordnungen auch Taxa mit recht unterschiedlicher Toleranz gegenüber spezifischen Belastungen enthalten können. So zeigt die Plecoptere ngattung *Nemoura* eine relativ hohe Toleranz gegenüber organischer Belastung (CASPERs 1982), während der BBI die Gesamtheit aller Plecopteren als besondere Gütezeiger verwendet. Entsprechend kann (innerhalb einer untersuchten Probe) das Auftreten eines solchen Taxons leicht zu einer besseren Bewertung der Probe führen. Weiterhin kann das Nichtauffinden von Arten - bedingt durch unzureichende Probenahme, saisonale Effekte etc. - zu starken Unterschieden in der Bewertung führen (KIMPE 1992, TOLKAMP 1985).

Andere Autoren stufen den BBI sowie den sehr ähnlichen Trent Biotic Index (WOODIWISS 1964) ebenfalls als zu unsensibel ein (HELLAWELL 1979, WASHINGTON 1982, PAYNE et al. 1982, TOLKAMP 1984, ABEL 1989, SWEETING 1990, RICO et al. 1992). Dabei wird immer wieder das hohe taxonomischen Arbeitsniveau als Ursache für Fehleinschätzungen herausgestellt. Nach Angaben von ISO (1979) ist die systematische Einheit der Familie das einfachste Niveau, das eine hinreichend genaue Aussagekraft gewährleistet.

Insgesamt scheint der BBI oligosaprobe und polysaprobe Bedingungen richtig zu differenzieren. Die bei DE PAUW & HAWKES (1993) aufgeführten guten Ergebnisse mit dem BBI decken vornehmlich diese Extrembereiche ab. Allerdings ist die Mehrzahl aller Fließgewässer in Mitteleuropa heute durch alpha- bzw. betamesosaprobe Bedingungen gekennzeichnet. Aufgrund der im Rahmen dieser Arbeit ermittelten Ergebnisse erlaubt der Belgian Biotic Index jedoch genau in diesem Bereich keine hinreichend genaue Bewertung der Gewässergüte.

#### 4.5.1.2. Indice biologique global normalisé (IBGN) (Frankreich)

Der Indice biologique global normalisé (IBGN) wird in Frankreich als normiertes Verfahren zur biologischen Bestimmung der Gewässergüte verwendet. Vom theoretischem Ansatz ähnelt der IBGN dem BBI. Für die Bewertung eines Gewässers wird ebenfalls das sensibelste der in der Probe vorhandenen Taxa herangezogen. Die Gesamtanzahl der vorhandenen Taxa übt dagegen lediglich modifizierende Wirkung aus.

Generell gewährleistet das verwendete taxonomische Niveau beim Indice biologique global normalisé eine hinreichend genaue Aussagekraft (ISO 1979). Dennoch wurde für eine Reihe

von Probestellen/Datensätzen im Vergleich mit anderen Methoden eine schlechtere Güteklasse angezeigt.

Als eine Ursache hierfür kann die relativ geringe Anzahl der als Indikatoren eingestuften Taxa angenommen werden. Lediglich 38 Familien wird ein Indikatorwert durch den IBGN zugeordnet. Entsprechend beinhaltet die unvollständige Beprobung einer Gewässerzönose ein hohes Fehlerpotential durch das Übersehen von Gütezeigern. Diese Gefahr wird bei anderen Verfahren durch die Berücksichtigung der Gesamtzönose gemindert. Weiterhin verwendet der IBGN vornehmlich Plecopteren und Trichopteren als Zeigerorganismen für oligosaprobe Bedingungen und ignoriert damit das weitgehend natürliche Fehlen dieser Gruppen in vielen Flachlandgewässern (CASELLATO et al. 1980). Entsprechend kann es in solchen Gewässern zu weiteren Fehlern bei der Gütebewertung kommen.

Darüber hinaus gewichtet der IBGN die Gesamttaxazahl einer Probe auf sehr hohem Niveau. Beispielsweise gelten nur sehr artenreiche Gewässer mit mehr als 28 Familien als unbelastet. In natürlich artenarmen Systemen können oligosaprobe Bedingungen daher durch den IBGN nicht angezeigt werden, wodurch die flächendeckende Anwendung der Methode erheblich eingeschränkt ist.

#### 4.5.1.3. Saprobienindex (Deutschland)

Die in der DIN 38410-T2 (1990) festgeschriebene Anwendung des Saprobienindex gewährleistet in Deutschland die Vergleichbarkeit der Ergebnisse aus der biologischen Beurteilung der Wasserqualität auf nationaler Ebene.

Der Saprobienindex arbeitet auf dem taxonomischen Niveau der Art und läßt daher eine hohe Genauigkeit des Verfahrens erwarten (RESH et al. 1975, PAYNE et al. 1982, ORTH et al. 1983, FURSE et al. 1984, RIECKEN 1992, BATTEGAZORE et al. 1992). Da jedoch nur jene Spezies in der Indikatorliste vertreten sind, die gut determinierbar sind und deren saprobielle Valenz zudem bekannt ist, gehen in der Regel nur wenige Arten in das Bewertungsverfahren ein.

Der Saprobienindex bewertet damit nicht die Gesamtzönose sondern nur einen Ausschnitt. Dadurch wird das Auftreten sogenannter "gerichteter Fehler" ermöglicht (TOLKAMP 1984, BÖTTGER 1985, MOOG 1991, SCHWEDER 1992, MARTEN & REUSCH 1992). "Gerichtete Fehler" treten immer dann auf, wenn innerhalb einer Probe durch die Indikatorliste weniger Güte- oder Belastungszeiger ausgewiesen werden, als möglicherweise bei der Betrachtung des Gesamtarteninventars enthalten sind (ZIEMANN 1985, GUHL 1986, MAUCH 1986, HEUSS 1986).

Ein weiterer Nachteil, der sich durch die Klassifizierung auf Artniveau ergibt, ist in der geringen Übertragbarkeit des Verfahrens auf andere Regionen zu sehen, da nur wenige Arten europaweit gleichermaßen verbreitet sind (ARMITAGE et al. 1983, ARMITAGE et al. 1990). Die entsprechenden ökologischen Nischen werden dabei von vikariierenden Taxa eingenommen, die dabei meist aus der gleichen Familie oder Gattung stammen (PENNAK 1971). Zudem reagieren Arten an der Grenze ihres Verbreitungsgebietes oft sensibler als im Kernbereich ihres Vorkommens (DE PAUW & HAWKES 1993).

Obwohl viel Kritik am Saprobiensystem geübt wird (z.B. BARTSCH & INGRAM 1966, CHUTTER 1972, PERSOONE & DE PAUW 1979, JONES et al. 1981, WASHINGTON 1982, SLOOF 1983, HEUSS 1986, MOOG 1991, KIMPE 1992), hat sich dieses Verfahren in der Praxis bewährt und charakterisiert den saprobiellen Zustand eines Gewässers ausreichend gut (BOCK & SCHEUBEL 1979, GUHL 1986, FRIEDRICH 1990). Innerhalb des DIN-Verfahrens (DIN 38410-T2 1990) wird zudem für die endgültige Einstufung einer Probestelle neben dem berechneten Indexwert auch die normierte verbale Beschreibung der einzelnen Güteklasse hinzugezogen.

Im Vergleich zu den anderen, hier getesteten europäischen Verfahren fällt vor allem die hohe Übereinstimmung der Ergebnisse zwischen dem Saprobienindex und dem BMWP/ASPT mod. (TITIZER et al. 1989) auf. Obwohl diese beiden Verfahren grundsätzlich andere Ansätze verfolgen, zeigen sie für alle untersuchten Gewässer eine vergleichbare Güteklasseneinstufung. Dabei arbeitet der BMWP/ASPT auf Familienbasis und berücksichtigt nahezu die gesamte Zoozönose, während der Saprobienindex eine Bewertung auf dem Artniveau vornimmt und dafür nur einen kleinen Ausschnitt aus der Zoozönose berücksichtigt.

Daraus läßt sich ableiten, daß die Aussagezuverlässigkeit biologischer Bewertungssysteme wesentlich durch zwei Parameter bestimmt wird: dem taxonomischen Niveau und dem berücksichtigten Anteil der bearbeiteten Zönose. Die hohe Übereinstimmung zwischen den oben genannten Verfahren könnte daher in der jeweils unterschiedlichen Gewichtung dieser Parameter begründet sein.

#### 4.5.1.4. K-Index (Niederlande)

Der K-Index ist eine in den Niederlanden weitverbreitete Methode zur biologischen Untersuchung von Fließgewässern. Er arbeitet, ähnlich wie der Saprobienindex, auf dem taxonomischen Niveau der Art und berücksichtigt dabei ebenfalls nur einen Ausschnitt aus der Zoozönose. Entsprechend sind für den K-Index die gleichen Vor- und Nachteile wie für den Saprobienindex anzunehmen.

Gegenüber dem Sprobenindex konnte bei dem durchgeführten Methodenvergleich eine etwas bessere Trennschärfe des K-Index unter mesosaproben Bedingungen gezeigt werden. Zu ähnlichen Ergebnissen kam auch TOLKAMP (1985) bei seinen Untersuchungen an südniederländischen Gewässern. Die genauere Differenzierung in diesem Bereich könnte vor allem auf die Auswahl der Indikatororganismen zurückzuführen sein. Ein Vergleich der Indikatorlisten beider Verfahren zeigt große Differenzen.

Die von TOLKAMP et al. (1992) angegebene Beschränkung des K-Indexes auf Flachlandfließgewässer konnte im Rahmen dieser Studie nicht bestätigt werden. Die Ergebnisse der durchgeführten Bewertungen weisen vielmehr auf eine Anwendbarkeit der Methode im Mittelgebirge hin.

Eine gute Übereinstimmung zeigt der K-Index auch mit dem BMWP/ASPT-modified (TTTTIZER et al. 1989) auf. Diese Tatsache unterstützt die bereits geäußerte Vermutung, daß Verfahren die - unabhängig vom methodischen Ansatz - in der gleichen geographischen Region entwickelt wurden, vergleichbare Ergebnisse bei der Beurteilung der Wasserqualität liefern.

#### 4.5.1.5. BMWP/ASPT (England)

Neben dem zur Zeit landesweit angewandten BMWP/ASPT-Verfahren zur biologischen Gewässergütebeurteilung wurde der Biotic Index nach CHANDLER (1970) als zweites englisches Verfahren in den Indexvergleich einbezogen. Beide Verfahren haben den gleichen wissenschaftstheoretischen Hintergrund, arbeiten aber auf einem anderen taxonomischen Niveau. Während der BMWP/ASPT die Beurteilung der Gewässergüte auf Familienbasis vornimmt, ist zur Ermittlung des Biotic Scores eine Bestimmung bis zur Art oder Gattung notwendig. Übereinstimmend mit PINDER et al. (1987), SWEETING (1990) und RICO et al. (1992) zeigten beide Verfahren eine gute Übereinstimmung in der saprobiellen Bewertung der Datensätze. Dieses Ergebnis unterstützt die These, wonach zur Beurteilung der organischen Belastung eines Gewässers die Familie als taxonomisches Arbeitsniveau ausreicht (vergl. auch TTTTTIZER 1981, ARMITAGE et al. 1983, HERMAN & HEIP 1988).

Aufgrund der Literatur darf angenommen werden, daß sowohl der BMWP/ASPT als auch der Biotic Score die verschiedenen Stufen organischer Belastungen in englischen Fließgewässern gut charakterisieren (WASHINGTON 1982, ARMITAGE et al. 1983, TOLKAMP 1984, METCALFE 1989, SWEETING 1990, BARGOS et al. 1990, RICO et al. 1992). Die geringe Übereinstimmung mit den auf dem europäischen Festland entwickelten Verfahren läßt wiederum auf die bereits angesprochene regionale Begrenzung verschiedener Methoden schließen. Dabei ist eine größere Begrenzung der auf Artniveau arbeitenden Verfahren zu erwarten (TOLKAMP 1984, METCALFE 1987).

Zusammenfassend erscheint eine Transformation der britischen Methoden auf andere EG-Staaten ohne regional angepasste Modifikationen nicht sinnvoll.

#### **4.5.1.6. Spanische Modifikation des BMWP/ASPT (Spanien)**

In Spanien existiert bisher kein eigenes nationales Verfahren zur biologischen Gewässergütebeurteilung. ALBA TRECEDOR & SANCHEZ-ORTEGA (1988) haben versucht, das englische BMWP/ASPT-Verfahren spanischen Verhältnissen anzupassen.

Diese spanische Modifikation des BMWP/ASPT-Scores bewertet im Vergleich zu den übrigen getesteten Verfahren die Mehrzahl der innerhalb dieser Studie untersuchten Datensätze schlechter. Nur für den alpinen Bereich war eine relativ gute Übereinstimmung mit dem Saprobiengesamtindex festzustellen. Eine schlüssige Begründung hierfür konnte nicht gefunden werden.

ARMITAGE et al. (1990) verweisen auf die Existenz verschiedener physiogeographischer Regionen innerhalb Spaniens. Aufgrund fehlender spanischer Rohdaten sowie fehlender Literaturangaben zu diesem Thema können an dieser Stelle keine Angaben darüber gemacht werden, inwieweit der spanische BMWP/ASPT Gültigkeit für ganz Spanien besitzt.

#### **4.5.2. Möglichkeiten zur Harmonisierung der biologischen Gewässergütebeurteilung in den Staaten der EU**

In diesem Absatz soll explizit auf die Möglichkeiten zur Harmonisierung/ Standardisierung der biologischen Gewässergütebeurteilung in Europa eingegangen werden. Auf der Basis des durchgeführten Vergleiches können dabei zunächst nur die Methoden zur Bestimmung der saprobiellen Belastung von Fließgewässern berücksichtigt werden.

Nach Auffassung von SCHÖNBORN (1992) gewährleisten die vorhandenen Methoden die objektive Abschätzung der saprobiellen Belastung in ausreichendem Maße. Es besteht kein Bedarf an zusätzlichen Verfahren, wenngleich eine übergreifende Standardisierung wünschenswert wäre. Diese Aussagen werden auch durch den durchgeführten Vergleich bestätigt.

Danach indizieren alle getesteten Verfahren zuverlässig das Vorhandensein von organischen Belastungen in Fließgewässern. Deutliche Unterschiede ergeben sich jedoch bei der Quantifizierung der Beeinträchtigungen. So erlauben die biotischen Indizes (BBI, IBGN) im Vergleich zu anderen Verfahren nur eine relativ undifferenzierte Unterscheidung zwischen hoher und niedriger saprobieller Belastung. Besonders in den durch zunehmende Reinigung der Abwässer für Mitteleuropa besonders interessanten alpha- und betamesosaproben

Belastungsstufen reagieren diese Methoden nur wenig konstant. Dagegen bietet der geringe Zeit- und Kostenaufwand, der zur Anwendung dieser Verfahren notwendig ist, deutliche ökonomische Vorteile gegenüber den saprobiologischen Ansätzen.

Ein differenzierteres Bild der Gewässergüte ergibt sich bei der Anwendung der Biotic Scores (Biotic Score nach CHANDLER, BMWP/ASPT) und der saprobiologischen Verfahren (Saprobienindex, K-Index). Beide methodischen Ansätze ergeben bei der Berücksichtigung regionaler Verhältnisse miteinander gut vergleichbare Ergebnisse und sind ähnlich zuverlässig in ihrer Aussage.

Die Genauigkeit der saprobiologischen Verfahren könnte durch die Aufnahme zusätzlicher Arten in die Indikatorliste weiter gesteigert werden (ü.a. BÖTTGER 1985). Aufgrund fehlender autökologischer Kenntnisse ist dies jedoch zur Zeit nicht möglich. Zudem würde das Verfahren komplizierter, da schlecht determinierbare Formen als Indikatorarten angesprochen werden müßten und neue Fehlerquellen geschaffen würden (SLADECEK 1982, RIEDEL-LORJÉ et al. 1987, METCALFE 1989). Damit wäre die routinemäßige Anwendbarkeit in Frage gestellt. DRESSCHER & VAN DER MARK (1980) vertreten die Auffassung, daß ein gewisser Grad an Ungenauigkeit eher toleriert werden kann, als die Handhabung eines Verfahrens zu erschweren.

Gegen die Verwendung der beschriebenen saprobiologischen Verfahren als länderübergreifende Methode zur biologischen Bestimmung der Gewässergüte spricht vor allem das hohe Maß an notwendigen Vorarbeiten. Nach DRESSCHER & VAN DER MARK (1980) fehlen in vielen europäischen Ländern die nötigen Spezialisten sowie ausreichende Bestimmungsliteratur zur reproduzierbaren Determination der verschiedenen Taxa (vergl. hierzu auch Absatz 2.1.9.).

Demgegenüber ist die auf Familienbasis arbeitende BMWP/ASPT-Methode mit einem geringeren Zeit- und Kostenaufwand verbunden. Zudem sind für die Anwendung dieser Verfahren weniger Vorkenntnisse erforderlich, so daß die für eine erfolgreiche Praxisanwendung notwendige Infrastruktur leichter geschaffen werden kann. Analog zu den Ergebnissen der vorliegenden Studie weist auch TOLKAMP (1984) auf die hinreichende Genauigkeit des BMWP/ASPT bei der Bestimmung der Gewässergüte hin.

ARMITAGE et al. (1983), TOLKAMP (1984), NEWMAN (1988), SWEETING (1990) und LOGAN (1992) vertreten die Auffassung, daß im Rahmen einer sinnvollen Gütebeurteilung eine regionale Anpassung der Indikatorlisten auch innerhalb einer Methode notwendig ist. Diese Erkenntnis wird auch durch die Ergebnisse dieser Studie belegt, da zum Beispiel alle anderen hier getesteten BMWP/ASPT-Modifikationen deutlich weniger Übereinstimmung mit den Ergebnissen des Saprobienindex zeigten als die an deutsche Gegebenheiten angepaßte Modifikation nach TITTIZER et al. (1989). Zudem wurde eine

hohe Vergleichbarkeit zwischen dem K- und dem Saprobienindex nachgewiesen, die beide in der gleichen geographischen Region verwendet werden.

Dabei können die Distanzen, innerhalb derer eine Anpassung der Indikatorlisten notwendig ist, sehr gering sein. So besitzt der auf der Grundlage des Makrozoobenthon errechnete Saprobienindex - wie bereits mehrfach angeführt - im deutschen alpinen Raum nur eine eingeschränkte Gültigkeit, da er häufig eine zu gute Bewertung der Gewässer indiziert (MAUCH et al. 1985, FRIEDRICH 1986, 1990, STOPNIK et al. 1984).

Dieses Phänomen kompensiert der Saprobiengesamtindex durch die routinemäßige Erfassung der Mikroorganismen gemäß DIN 38410-T2 (1990), die nach CASPERS & KARBE (1967) sowie SANZIN & NÄHER (1988) eher auf den Nährstoffreichtum eines Gewässersystems reagieren. Dieses Beispiel zeigt, daß notwendige Modifikationen eines Verfahrens sich nicht an Ländergrenzen orientieren können, sondern vielmehr hydrobiologische und zoogeographische Regionen berücksichtigt werden müssen (vergl. auch ARMITAGE et al. 1992). Nach WEGL (1983) stimmen dabei die hydrologischen Grenzlinien relativ gut mit den terrestrischen Vegetationszonierungen überein.

Vor diesem Hintergrund erscheint die Einführung einer z.B. von HIGLER & STATZNER (1988) geforderten europaweit einheitlichen Methodik (inkl. einheitlicher Taxalisten) nicht sinnvoll, da selbst innerhalb eines EG-Staates aufgrund von regional unterschiedlichen physiogeographischen Bedingungen die Anwendung einer einheitlichen Richtlinie problematisch ist. Folgerichtig fordern SWEETING (1990) sowie LOGAN (1992) daher die einheitliche Festlegung einer Mindestqualität bei freier Wahl der Untersuchungsmethode. Dabei gilt für alle Verfahren zur biologischen Bewertung der Wasserqualität, daß die direkte Umsetzung der ermittelten Indexwerte in Güteklassen nicht ausreichend ist. Vielmehr sollte immer die Gewässerstruktur und das -umfeld bei der Bewertung berücksichtigt werden, da starre Rechensysteme der vorhandenen Biotopvielfalt nicht gerecht werden (ELSTER 1966, 1982, ÖNORM 1993, FRIEDRICH 1990, MOOG 1991).

Die Intention von Indizes sollte lediglich sein, eine abstrahierte, praktikable Aussage für die Wasserwirtschaft zu liefern, um damit eine bessere Handhabung der Ergebnisse durch fachfremde Behörden zu ermöglichen (MAUCH et al. 1985, FRIEDRICH 1986, DE PAUW & HAWKES 1993, WALLEY 1993). Eine ganzheitliche Interpretation ist bei allen hier analysierten Methoden vorgesehen, häufig fehlen jedoch präzise Vorgaben für die Umsetzung. In diesem Zusammenhang wäre eine übergreifende, normierte verbale Beschreibung der einzelnen Güteklassen wünschenswert. Obwohl eine solche Vorgehensweise die Einstufung der Gewässer transparenter und vergleichbarer machen würde, wurde sie in der Vergangenheit vornehmlich in Deutschland praktiziert. Eine europaweite Anwendung wäre hier sinnvoll.

In jedem Fall ist die Übertragung einer Methode auf andere Länder an eine regionale Anpassung der Indikatorlisten gekoppelt, da einzelne Taxa im Randbereich ihres Verbreitungsgebietes sensibler auf Belastungen reagieren (DE PAUW & HAWKES 1993) und gleiche ökologische Nischen in verschiedenen zoogeographischen Regionen von unterschiedlichen Taxa besetzt sein können (HYNES 1970, PENNAK 1971). In diesem Zusammenhang verweisen NICOLAI et al. (1992) auf das bestehende Forschungsdefizit bezüglich der Autökologie von Makroinvertebraten in mediterranen Fließgewässern und fordern für die objektive Abschätzung der Wasserqualität die Ableitung von regionalen Standards auf der Basis von vergleichenden Studien in verschmutzten und unverschmutzten Gewässern.

Zusammenfassend lassen sich aus der oben geführten Diskussion folgende Aussagen zu den Möglichkeiten einer EU-weiten Harmonisierung saprobieller Gewässergütebeurteilungen ableiten: Die saprobiologischen Verfahren sowie die Biotic Scores sind in ihrer Aussagekraft empirisch gut abgesichert und differenzieren die saprobielle Belastung eines Fließgewässers hinreichend genau (vergl. auch NEWMAN 1988, SWEETING 1990, LOGAN 1992). Entsprechend sollten diese Systeme weiterhin Bestand haben. Der BMWP/ASPT ist in Verbindung mit einer jeweiligen Anpassung der Indikatoreinstufungen an die regionalen Verhältnisse vor allem für Länder zu empfehlen, die bisher kein eigenes oder kein ausreichend abgesichertes Verfahren zur biologischen Gewässergütebestimmung besitzen.

#### 4.5.3. Perspektiven

Wie bereits an anderer Stelle erwähnt, wird durch die fortschreitende Reinigung der Abwässer durch Kläranlagen die saprobielle Belastung der Oberflächengewässer innerhalb Mitteleuropas immer mehr an Bedeutung verlieren. Umgekehrt werden andere Belastungen wie Versauerung, Verbauung oder toxische Substanzen zunehmend in Gütebewertungen eingehen müssen (MAUCH et al. 1985, MAUCH 1990, FRIEDRICH 1990).

Aktuell existieren daher Bestrebungen, die verschiedenen Belastungsgrößen durch die Bewertung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern zusammenfassend zu erfassen. Diese Absicht dokumentiert sich auch in der geplanten Richtlinie zur Sicherung der ökologischen Qualität von Fließgewässern innerhalb der EU.

Unter diesem Blickwinkel gewinnt der Grad der Natürlichkeit eines Gewässers zunehmend an Bedeutung und verlangt nach objektiven methodischen Vorgehensweisen zur Klassifizierung.

Einen ersten Ansatz für kleine Fließgewässer liefert dazu der RHEO-Index nach BÖTTGER (1986). Er geht davon aus, daß in einer natürlichen Biozönose vorwiegend rheotypische stenöke Arten auftreten. Eine Verringerung ihres Anteils weist auf eine zunehmende

Degradierung hin. Daher läßt sich auf der Basis der prozentualen Anteile rheotypischer Taxa der Natürlichkeitsgrad eines Gewässers bestimmen. Diese Methode wurde bisher jedoch nicht hinreichend hinsichtlich ihrer Aussagekraft und Praktikabilität überprüft.

Ein weiteres Verfahren zur Ermittlung des Natürlichkeitsgrades eines Gewässers stellt der P/Q (Produktionsquotient)-Index (FRUTIGER 1986) dar. Dieses Verfahren versucht das Gewässer anhand der Natürlichkeit der Biozönose zu bewerten. Dabei wird innerhalb einer stabilen Biozönose, in der alle ökologischen Nischen besetzt sind, das Verhältnis von Primärkonsumenten zu Sekundärkonsumenten (gleich Produktionsquotient) als charakteristische Kenngröße angenommen. Der P/Q liegt normalerweise bei einem Wert von etwa 15. Durch Störungen werden nun zunächst die Sekundärkonsumenten geschädigt, wodurch das Gleichgewicht zu höheren Werten verschoben wird. Die Größenordnung der Verschiebung ermöglicht eine Klassifizierung des Gewässers. Das Verfahren wurde jedoch nicht weiter verfolgt.

In eine ähnliche Richtung zielt der RETI (Rhithron-Ernährungstypen-Index) nach SCHWEDER (1990, 1992), der die Ernährungstypenzusammensetzung der aquatischen Makroinvertebraten berücksichtigt. Der RETI setzt dabei voraus, daß in kleinen Fließgewässern die Anzahl der Weidegänger und Zerkleinerer gegenüber den Substratfressern und Filtrierern überwiegt. Dagegen weist eine Umkehr dieser Verhältnisse auf vorhandene Belastungen (z.B. organische Verschmutzungen, Auswirkungen von Stauhaltungen) hin. Analog zum P/Q-Index (FRUTIGER 1986) ist in der richtigen Zuordnung der verschiedenen Ernährungstypen eine der Hauptschwierigkeiten dieser Methode zu sehen. Darüber hinaus ist der Anwendungsbereich dieses Index derzeit auf kleine Fließgewässer beschränkt.

Weitergehende Bestrebungen versuchen in Kombination mit vorhandenen abiotischen Parametern sogenannte Referenzbiozönosen zu ermitteln, die die potentielle Zusammensetzung des Makrozoobenthon beinhalten. Der Vergleich dieser Referenzbiozönosen mit dem tatsächlich vorgefundenen Artenspektrum einer Probestelle kann zu einer Bewertung genutzt werden. In England wurde ein solches Verfahren (RIVPACS, River Invertebrate Prediction and Classification System) bereits entwickelt (WRIGHT et al. 1984, MOSS et al. 1987, WRIGHT et al. 1989). Es wird zur Zeit in Verbindung mit einem "Ecological Quality Index (EQI)" in der Praxis überprüft (vergl. Absatz 2.1.11.). Ähnliche Vorgehensweisen werden auch von anderen Autoren gefordert (ÖNORM 1993, MAUCH 1990, MOOG 1991, OTTO 1991, MARTEN & REUSCH 1992, FRUTIGER 1992).

Die Transformation des RIVPACS auf andere europäische Länder erscheint dennoch nicht unproblematisch. Da nur noch sehr wenige Fließgewässer als anthropogen unbeeinflusst angesehen werden können, besteht die Hauptschwierigkeit des Systems in der korrekten Beschreibung der Referenzzönosen. Darüber hinaus wird das Vorkommen bzw. Fehlen einer Art durch eine extreme Vielzahl von biotischen und abiotischen Faktoren beeinflusst.

Daher ist die Identifizierung solcher verbreitungsbestimmender Faktoren häufig nicht möglich (FRUTIGER 1992). Die Beschränkung auf einige wenige abiotische Parameter wie Quellentfernung, Luft- und Wassertemperatur, Fließgeschwindigkeit, etc. muß daher als ein weiterer Kritikpunkt des RIVPACS angenommen werden. Weiterhin bleibt in diesem Zusammenhang anzumerken, daß die Limnofauna des europäischen Festlandes gegenüber der Fauna der britischen Inseln sehr viel artenreicher ist. Zudem zeigen viele Gewässer des Festlandes aufgrund der sehr viel längeren Fließstrecken andere Charakteristika.

Über die Entwicklung und den Stand der ökologischen Bewertung von Fließgewässern in den Niederlanden berichten TOLKAMP et al. (1992) und HIGLER & VERDONSCHOT (1992). Danach wurden in der Vergangenheit verschiedene Ansätze und Präsentationsmodelle entwickelt. Als ein Beispiel sei hier das Verfahren "De Meetlat" (PROVINCIE GELDERLAND 1990) angeführt. Im Rahmen dieses Projekts wurden - in Abhängigkeit von verschiedenen abiotischen Parametern - ökologische Valenzen für viele aquatische Makroinvertebraten ermittelt. Diese können direkt in die Formel des  $K_{1,2,3,4,5}$ -Systems (TOLKAMP & GARDENIERS 1977) eingesetzt werden. Der ermittelte Score-Wert wird einer von fünf ökologischen Zustandsklassen zugeordnet.

Aktueller ist ein System zur ökologischen Fließgewässerbewertung, daß auf dem Vergleich von Soll- und Ist-Werten basiert und von der gemeinsamen Untersuchungsstiftung der Wasserqualitätsbehörden in den Niederlanden erarbeitet worden ist (STOWA 1992). Dabei wird aus der vorgefundenen Artenzusammensetzung einer Probestelle auf den Grad der Natürlichkeit bestimmter gewässertypischer Parameter geschlossen. Im Einzelnen handelt es sich dabei um die Substratzusammensetzung, die Fließgeschwindigkeit, die Trophie, die Saprobie und die Ernährungstypenzusammensetzung. Spezifische Taxa gelten dabei als Indikatoren für bestimmte Parameter. Der jeweilige prozentuale Anteil an der Gesamt-taxazahl bestimmt den Grad der anthropogenen Beeinflussung des entsprechenden Merkmals. Zur Berücksichtigung der natürlichen Unterschiede zwischen verschiedenen Gewässern werden bei der Auswertung sechs verschiedene Gewässertypen (Ober-, Mittel-, Unterlauf von Flachland- bzw. Hügellandgewässern) differenziert. Die Ergebnisse werden in Form von sogenannten "Ökologischen Profilen" dargestellt, die genaue Rückschlüsse auf den Zustand der verschiedenen Einzelparameter erlauben. Das Verfahren wurde speziell für niederländische Verhältnisse konzipiert, die Übertragung auf andere physiographische Regionen verlangt daher umfangreiche weitere Erhebungen.

Gegenüber anderen Verfahren (z.B. RIVPACS/EQI, De Meetlat) ist ein entscheidender Vorteil der STOWA-Methode in der Transparenz durch die spezifische Ergebnisdarstellung zu sehen. Holistische Ansätze wie z.B. das RIVPACS integrieren mehrere im Gewässer wirksame Belastungsformen in einem Indexwert, der keine Aussagen über die quantitative Ausprägung verschiedener Belastungsgrößen erlaubt. Zudem bleiben spezifische Gewässerbelastungen wie die Versauerung oder die Salinität durch das System völlig unberücksichtigt (NRA 1991).

Diese eingeschränkte Aussagefähigkeit kann zu großen Schwierigkeiten bei der Gewässer-sanierung bzw. -renaturierung führen. Nach SCHÖNBORN (1992) werden jedoch gerade diese Arbeitsfelder in der Zukunft drastisch an Bedeutung gewinnen. MOOG (1993) hebt die Notwendigkeit quantifizierbarer Daten in Zusammenhang mit der Bewertung der ökologischen Funktionsfähigkeit von Gewässern eindeutig hervor. Dabei kommt biologischen Verfahren eine besondere Bedeutung zu.

Für die wasserwirtschaftliche Praxis und im Interesse aller zuständigen Fachbehörden ist daher die getrennte Quantifizierung einzelner Störgrößen dringend zu fordern. In Deutschland wird die Umsetzung einer solche Vorgehensweise nach einem aktuellen Beschluß der LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) für die Zukunft angestrebt (FRIEDRICH mdl.). Anstelle der bisher üblichen Gewässergütekarte soll ein Güteatlas erstellt werden, aus dem die im Gewässer ober dessen -umfeld wirksamen Belastungen präzise entnommen werden können. Reproduzierbare Verfahren zur Erfassung der Gewässerversauerung sowie zur Beschreibung und Klassifizierung der Gewässerstruktur wurden bereits entwickelt (BRAUKMANN 1993, CORING 1993a, 1993b, DAHINTEN 1991, 1993, LWA NRW 1993). Methodische Ansätze zur biologischen Bestimmung des Trophiegrades sowie zum Nachweis toxischer Substanzen sind in Vorbereitung. Generell soll durch die Einführung von Güteatlanten eine möglichst effiziente Durchführung von Renaturierungs- und Sanierungsmaßnahmen gewährleistet werden.

Im Ansatz wurde die Idee eines Güteatlanten in einigen anderen europäischen Ländern bereits in der Vergangenheit umgesetzt. So werden in Frankreich schon seit längerer Zeit spezifische Gewässerbelastungen in separaten Karten dargestellt. Als Beispiele seien hier Karten zur Metallbelastung, zur Trophie sowie zur Salinität von Fließgewässern angeführt (AGENCE DE L'EAU RHIN-MEUSE 1986). Auch in England sind ähnliche Bestrebungen festzustellen. Im Rahmen einer Kartieranleitung zur Gewässerstruktur und zum -umfeld (River Corridors Surveys) werden ausdrücklich präzise Kennzeichnungen einzelner Belastungsgrößen gefordert (NRA 1992). Im Gebiet der ehemaligen DDR wurden bis 1990 verschiedene Belastungsgrößen ebenfalls separat erfaßt (TGL 22764 1981).

Die generelle Notwendigkeit zur spezifischen Erfassung verschiedener Belastungsformen ist demnach weitgehend unumstritten. Unterschiedliche Auffassungen bestehen jedoch in der Form der Ergebnisdarstellung. Während zum Beispiel in Deutschland und Frankreich verschiedene Belastungsformen jeweils in separaten Karten dargestellt werden, sind diese z.B. bei der STOWA-Methode in einer Art Blockdiagramm zusammengefaßt. Andere Systeme stellen verschiedene Belastungsgrößen punktuell durch verschiedene Symbole (Rechtecke, Dreiecke etc.) dar. In der ehemaligen DDR wurden die verschiedenen Größen in Form von drei parallelen Bändern kartographisch dargestellt.

Die wohl variabelste Methode der Ergebnisdarstellung wurde in den Niederlanden entwickelt. Hierbei handelt es sich um ein allgemeines Verfahren zur

Ökosystembeschreibung und -beurteilung, daß unter dem Kürzel "Amoeba" in der Literatur beschrieben wird (TOLKAMP et al. 1992). Die Darstellung der "Amoeba" ergibt sich aus der Gegenüberstellung der heutigen Situation einer unbestimmten Anzahl von Parametern mit einem frei wählbaren, kreisförmig aufgetragenen Referenzzustand. Als Parameter können einzelne Arten, Artengemeinschaften, übergeordnete ökologische Zustände sowie chemisch-physikalische Meßwerte eingesetzt werden. Aus der Darstellung ist der Grad der quantitativen Abweichung einzelner Parameter vom Referenzzustand gut zu entnehmen. Das Hauptproblem bei der Anwendung dieser Präsentationstechnik besteht in der objektiven Definition des Referenzzustandes.

Zusammenfassend lassen sich die derzeitigen Perspektiven und Tendenzen in der ökologischen Bewertung von Fließgewässern wie folgt beschreiben: In der Zukunft wird die Bewertung von Fließgewässern vermehrt auf die Beschreibung des ökologischen Zustandes ausgerichtet sein. Dabei ist die Notwendigkeit zur separaten Erfassung spezifischer Belastungsformen für die wasserwirtschaftliche Praxis unumstritten. Differenzen bestehen zwischen den verschiedenen europäischen Ländern vornehmlich bei der methodischen Ausgestaltung der Bewertungspraxis.

#### 4.6. Zusammenfassung des Kapitels

Im Rahmen einer vergleichenden Bewertung wurden verschiedene biologische Verfahren zur Bestimmung der Saprobie von Fließgewässern auf ihre Eignung als Normmethode zur Gewässergüteklassifizierung innerhalb der Europäischen Gemeinschaft überprüft.

Im Einzelnen waren dies der Belgian Biotic Index (BBI) für Belgien, der Indice biologique global normalisé (IBGN) für Frankreich, der Saprobienindex für Deutschland, der K-Index für die Niederlande und der BMWP/ASPT-Score für England. Darüber hinaus wurden noch spanische und deutsche Modifikationen des BMWP/ASPT sowie der Biotic Score nach CHANDLER in den Vergleich einbezogen.

Alle Methoden arbeiten auf der Basis des Makrozoobenthon. Die verschiedenen Methoden wurden an 292 Datensätzen aus deutschen Fließgewässern getestet. Anschließend wurden die daraus resultierenden Güteklassifizierungen miteinander verglichen. Dabei wurden verschiedene physiogeographische Faktoren in die Auswertung einbezogen.

Der Belgian Biotic Index (BBI) und der Indice biologique global normalisé (IBGN) differenzieren im Vergleich mit den anderen Methoden unter mesosaprobien Bedingungen nur unzureichend.

Demgegenüber liefern die übrigen Methoden annähernd vergleichbare Güteklassifizierungen. Dabei harmonisieren Verfahren, die innerhalb der gleichen geographischen Region entwickelt wurden, besonders gut.

Für den Fall einer angestrebten Transformation eines Verfahrens auf andere Länder besteht die zwingende Notwendigkeit zur regionalen Anpassung des entsprechenden Verfahrens. Diese Aussagen läßt sich aus den Ergebnissen des durchgeführten Vergleiches klar ableiten. Für die Grenzziehung zwischen zwei Regionen sind dabei zoogeographische Gegebenheiten von herausragender Bedeutung.

Der Umfang der notwendigen regionalen Anpassungen ist für die bearbeiteten Verfahren so groß, daß für die einzelnen Systeme eine Eignung als europäische Standardmethode ausgeschlossen werden kann. Auf der Grundlage des momentanen Kenntnisstandes erscheint die bindende Vorgabe eines gesamteuropäischen Einheitsverfahrens daher nicht sinnvoll. Länder, die bereits über ein funktionierendes Klassifizierungssystem verfügen, sollten dieses beibehalten. Demgegenüber kann Ländern, die noch keine eigenständige Methode zur Gütebeurteilung entwickelt haben, die Übernahme einer an die regionalen Bedingungen angepaßten Modifikation des BMWP/ASPT empfohlen werden. Die Vergleichbarkeit der Ergebnisse der verschiedenen Methoden sollte durch eine normierte begleitende Definition der angestrebten Wasserqualität gewährleistet werden.

Unterschiedliche bzw. neu auftretende Belastungen wie die Gewässerversauerung, die Verbauung und der Eintrag schwer abbaubarer Substanzen sollten nicht durch integrative Verfahren erfaßt werden, da diese verschiedene Belastungstypen nicht differenzieren.

## **5. Kiesalgen als Bioindikatoren in Fließgewässern - eine Methodenübersicht**

### **5.1. Allgemeines**

Diatomeen werden bereits seit langer Zeit als Bioindikatoren genutzt. Nach WHITTON et al. (1991) werden Aufwuchsalgen bereits seit Anfang des Jahrhunderts zur Beurteilung von Gewässern herangezogen. HÜRLIMANN (1992) und ROTT (1991) geben eine gute und aktuelle Übersicht zur Verwendung von Aufwuchsalgen und hier speziell der Diatomeen bei der Überwachung und Beurteilung von Fließgewässern. Eine kurze Übersicht zur Verwendung von Diatomeen als Bioindikatoren in Deutschland findet sich bei SCHIEFELE & SCHREINER (1991). HÜRLIMANN (1992) geht intensiv auf die theoretischen Grundlagen biologischer Indikatorsysteme ein und gibt zudem eine umfangreiche Auflistung von Beispielen, bei denen Diatomeen zur Lösung ökologischer Fragestellungen genutzt wurden.

Diatomeen sind daher als Zeigerorganismen sehr gut geeignet. Durch das Vorhandensein einer modernen Flora (KRAMMER & LANGE-BERTALOT 1986, 1988, 1991a, 1991b) ist

die Bestimmung relativ einfach und reproduzierbar. Änderungen in der Wasserqualität werden schnell und zuverlässig angezeigt (vergl. HÜRLIMANN 1992 und nachfolgende Methodenübersicht). Die Probenentnahme ist einfach und wenig arbeitsintensiv. Probleme ergeben sich lediglich aus der Forderung nach einem spezifischen, gut definierten Habitat, da Diatomeen prinzipiell alle Kompartimente eines Gewässersystems besiedeln.

KRAMMER & LANGE-BERTALOT (1986) sowie COX (1989, 1990a, 1990b, 1990c) weisen auf die besondere Bedeutung von Mikrohabitaten auf die Zusammensetzung von Diatomeengesellschaften hin. Für den Einsatz von Diatomeen als Bioindikatoren leitet sich daraus die Forderung nach einer Standardisierung der Probenentnahme zwingend ab. Hierbei sind für alle Gewässertypen vergleichbare Substrate zu fordern.

Entsprechend ist in der Beprobung des auf höheren Pflanzen vorkommenden Diatomeenaufwuchses keine geeignete Methode für Fließgewässer zu sehen, da höhere Pflanzen nicht in allen Fließgewässern gleichermaßen verbreitet sind. Ebenso erscheint die Beprobung von Sedimenten und Detritus ungeeignet, da die autochthone Herkunft des Materials nicht zwingend gegeben ist. Vielmehr besteht eine enge Beziehung zu den jeweiligen Abflußverhältnissen. Unter den natürlichen Substraten sind Hartsubstrate wie Steine demnach noch am ehesten als Standardsubstrat geeignet.

Die größten Standardisierungsmöglichkeiten bietet jedoch der Einsatz von künstlichen Aufwuchssubstraten, da die Substratvergleichbarkeit in allen Fließgewässertypen sichergestellt ist. Zudem eröffnen sich präzise Möglichkeiten der quantitativen Beprobung sowie der Eingrenzung des Monitoringzeitraums. Auch wird das Problem der abgestorbenen Zellen in den Einzelproben minimiert. Ein Nachteil dieser Methode ist der erhöhte Arbeits- und Zeitaufwand. Der Einsatz künstlicher Substrate erfordert immer das zweimalige Anfahren eines Untersuchungsplatzes für eine Probenahme, da der eigentlichen Probenentnahme immer die Exposition der entsprechenden Substrate vorausgehen muß. Dieser erhöhte Aufwand verliert erst im Rahmen von Monitoringprogrammen mit einer hohen Probenfrequenz an Bedeutung. Weiterhin ist in dem möglichen Verlust von exponierten Substraten durch Diebstahl oder Hochwasser ein weiterer Nachteil dieser Vorgehensweise zu sehen.

In der Literatur finden sich dennoch zahlreiche Beispiele für den Einsatz künstlicher Substrate bei der Bearbeitung von Diatomeengesellschaften, beziehungsweise es werden natürliche und künstliche Substrate miteinander verglichen (z.B. BLINN 1986, CATTANEO & AMIREAULT 1992, ENGELBERG 1987, FITTKAU et al. 1992, HOFMANN 1993), HOHN & HELLERMANN 1963, RUSHFORTH & BROCK 1991, SALDEN 1978, SNOEIJIS 1991, TUCHMAN & STEVENSON 1980).

Die Mehrzahl der genannten Autoren stellt die Eignung von künstlichen Aufwuchssubstraten in Zusammenhang mit Monitoringprojekten fest. Lediglich SNOEIJIS (1991),

FITTKAU et al. (1992) sowie HOFMANN (1993) geben Probleme bei der Arbeit mit künstlichen Substraten an. Das von FITTKAU et al. (1992) und HOFMANN (1993) vorgetragene Argument, wonach Diatomeengesellschaften künstlicher Aufwuchssubstrate infolge einer auftretenden Nährstofflimitierung immer in einem "frühen" Entwicklungsstadium verharren, trifft auf Fließgewässer nicht zu. Die kontinuierliche Nährstoffversorgung wird in lotischen Systemen durch die fließende Welle gewährleistet.

Bei dem hier vorgenommenen Versuch einer kritischen Methodenübersicht zu den Einsatzmöglichkeiten von Diatomeen als Bioindikatoren in Fließgewässern wurden vornehmlich solche Methoden berücksichtigt, die eine wasserwirtschaftliche Relevanz haben und relativ weit verbreitet sind.

## 5.2. Methoden zur Bestimmung der Saprobie und Trophie

Im Rahmen der Bestimmung der Wasserqualität in Fließgewässern kommt der Saprobie herausragende Bedeutung zu. Erst in jüngerer Zeit wird dem Problem der Eutrophierung von Fließgewässern größere Bedeutung zugemessen. Entsprechend existieren eine Vielzahl von Methoden zur Bestimmung der Saprobie, während sich nur wenige Ansätze mit der Trophie von Fließgewässern beschäftigen. Nachstehend werden die wichtigsten Verfahren jeweils kurz vorgestellt.

### 5.2.1. Diatom Assemblage Index to organic water pollution (DAI<sub>po</sub>)

Der DAI<sub>po</sub> wurde von WATANABE und Mitarbeitern in Japan entwickelt und in der Folge mehrfach veröffentlicht (WATANABE et al. 1986a, 1986b, 1988). Eine komplette Arbeitsanleitung inklusive Klassifikationsschema und Hinweisen zur Probenentnahme findet sich bei WATANABE et al. (1988). Danach werden die in einer Probe vorgefundenen Diatomeentaxa drei Artengruppen zugeordnet. Es werden saprophile, euryprobe und saproxene Taxa unterschieden. Die anschließende Indexberechnung berücksichtigt die relativen Häufigkeiten der verschiedenen Artengruppen und kann alternativ auf zwei Wegen durchgeführt werden:

(1)

$$\text{DAI}_{po} = 100 - \sum_{i=1}^m \cdot S_i - 0,5 \sum_{j=1}^n \cdot E_j$$

oder

(2)

$$DAI_{po} = 50 + 0,5 \left( \sum_{k=1}^p X_k - \sum_{i=1}^m S_i \right)$$

wobei

m

$\sum_{i=1}^m S_i$  : die Summe der relativen Häufigkeiten (%) der saprophylen  
Taxa von 1 bis m;

n

$\sum_{i=1}^n E_j$  : die Summe der relativen Häufigkeiten (%) der eury saproben  
Taxa von 1 bis n;

p

$\sum_{i=1}^p X_k$  : die Summe der relativen Häufigkeiten (%) der saproxenen  
Taxa von 1 bis p;

bedeuten.

Der maximale Wert des  $DAI_{po}$  ist 100. Nach WATANABE et al. (1988) ist die Gleichung (2) praktikabler, weil hier nicht so viele Arten wie bei (1) bestimmt werden müssen. Bei Anwendung des Saprobiensystems ergibt sich das in Tabelle 29 aufgeführte Klassifikationsschema.

Eigene Anwendungsversuche sowie die Arbeit von YOSHITAKE (1990) lassen auf eine hohe Praktikabilität der Methode schließen.

Tab. 29: Beziehung zwischen den Saprobienstufen und dem DA<sub>Ipo</sub>

Saprobienstufe	DA <sub>Ipo</sub>
xenosaprobe Zone	100 - 85
$\beta$ -oligosaprobe Zone	84 - 70
$\alpha$ -oligosaprobe Zone	69 - 50
$\beta$ -mesosaprobe Zone	49 - 35
$\alpha$ -mesosaprobe Zone	34 - 20
$\beta$ -polysaprobe Zone	15 - 5
$\alpha$ -polysaprobe Zone	4 - 0

### 5.2.2. Differentialartenanalysen

Die Methode der Differentialartenanalyse wurde aus der Erkenntnis heraus entwickelt, daß das aus der Limnosaprobität hervorgegangene Prinzip der positiven Leitformen in der Praxis häufig versagt. Entsprechend ersetzt das von LANGE-BERTALOT und Mitarbeitern entwickelte Differentialartensystem die Leitformen durch Differentialartengruppen, in denen jeweils Arten mit ähnlicher Toleranz gegenüber organischer Belastung zusammengefaßt sind. Das System selbst und seine Grundlagen sind bei LANGE-BERTALOT & BONIK (1976), LANGE-BERTALOT (1978, 1979a, 1979b) sowie KRAMMER & LANGE-BERTALOT (1986) veröffentlicht. Es werden drei Differentialartengruppen unterschieden:

- A: Differentialarten der Wassergüte II ( $\beta$ -mesosaprob) und besser gegenüber III ( $\alpha$ -mesosaprob) und IV (polysaprob)
- B: Differentialarten der Wassergüte III ( $\alpha$ -mesosaprob) gegenüber IV (polysaprob)
- C: Arten mit signifikanter Toleranz und teilweise Präferenz im polysaproben Milieu

Die Korrelation der Assoziationszusammensetzung mit den Saprobienstufen erfolgt nach empirischen Maßstäben, wobei die prozentualen Anteile der verschiedenen Artengruppen an der Gesellschaft die Bewertungsgrundlage darstellen:

Tab. 30: Bewertungsgrundlage der Differentialartenanalyse

Güteklasse	Abundanzen der Differentialartengruppen
IV	$A + B < 10\%$ , $C > 90\%$
III-IV	$A + B > 10\%$ und $< 50\%$ , $C > 50\%$
III	$A < 10\%$ und $B > 50\%$ , $A + B > C$
II-III	$A > 10\%$ und $< 50\%$ , $B + C < 90\%$
II	$A > 50\%$ und $> B + C$

Seit der Begründung des Systems wurde die praktische Anwendung von mehreren Autoren erfolgreich getestet, so zum Beispiel von FEIBICKE & GEIBLER (1990), HÜRLIMANN & SCHANZ (1988), KOBAYASI & MAYAMA (1982), MAIER & ROTT (1990), REICHARDT (1991) und WYGASCH (1983). Weiterhin wurde die Methode in die Vorschlagsliste zur ÖNORM M 6232 (1993) aufgenommen. WU (1986) wendet die Methode nicht explizit an, differenziert in Abhängigkeit zur Abwassertoleranz aber ebenfalls drei Artengruppen.

Gegenüber der ursprünglichen Fassung wurde das Verfahren in der Zwischenzeit mehrfach modifiziert. HOFMANN (1987) erweiterte das oben beschriebene Klassifikationsschema für die Anwendung in anthropogen weitgehend unbelasteten Gewässern des Odenwaldes. Sie begründete eine neue Differentialartengruppe für oligosaprobe Bedingungen, in der (gegenüber Abwasserbelastungen) hochsensible Arten zusammengefaßt sind. Den empirischen Maßstab zur Bestimmung der Gewässergüteklassen I und I-II formuliert sie wie folgt:

Tab. 31: Erweiterung des Differentialartensystems nach HOFMANN (1987)

Güteklasse	Abundanzen der Differentialartengruppen
I	$A + B + C < 50\%$
I-II	$A + B + C < 10\%$

Ein System zur Bewertung des Sauerstoffgehaltes von Oberflächengewässern stellen KOUWE & VAN DER AALST (1991) vor. Als Ergänzung und Weiterentwicklung der Differentialartenanalyse nach LANGE-BERTALOT (1979) werden 5 verschiedene Abstufungen hinsichtlich des Sauerstoffgehaltes unterschieden. Grundlage für die

Unterscheidungen sind die Differenzialartengruppierungen nach LANGE-BERTALOT. Die Abstufung 1 bedeutet kontinuierliche Sauerstoffsättigung, Abstufung 2 bedeutet mittlerer bis hoher Sauerstoffgehalt, Abstufung 3 steht für mittleren Sauerstoffgehalt, Abstufung 4 für geringen Sauerstoffgehalt und Abstufung 5 für sehr geringen Sauerstoffgehalt.

Tab. 32: Klassifikationsschema nach KOUWE & VAN DER AALST (1991), Anteile der Artengruppen in %

Sauerstoff-abstufung	sensible Arten	wenig tolerante Arten	tolerante Arten
1	47	2	0
2	44	18	5
3	8	65	10
4	1	15	70
5	0	0	15

SCHIEFELE (1987) arbeitet mit 4 Differentialartengruppen. Die Gruppe der hochsensiblen Arten (AA) wird dem System hinzugefügt. Abweichend zu dem von HOFMANN (1987) formulierten Bewertungsmaßstab kennzeichnet sie die Güteklassen II und besser durch folgende Abstufungen:

Tab. 33: Bewertungsgrundlage nach SCHIEFELE (1987)

Güteklasse	Abundanzen der Differentialartengruppen
I-II	AA > 10%, A > 50% > B + C
II	AA < 10%, A > 50% > B + C

Neben der Saprobie gewinnt die Trophie der Gewässer zunehmend an Bedeutung. Die Modifikation der Differentialartenanalyse nach STEINBERG & SCHIEFELE (1988a, 1988b) ist in der Lage, Saprobie und Trophie gleichermaßen zu indizieren. Hierzu erweitern sie die bereits genannten Artengruppen von 4 auf nunmehr 7 Artengruppen:

- sst = sehr starke Verschmutzung tolerierende Arten
- st = starke Verschmutzung tolerierende Arten
- t = Verschmutzung tolerierende Arten
- eu = eutraphente Arten
- s = verschmutzungssensible Arten
- o = oligotraphente Arten

Unter eutraphent werden Arten verstanden, die eutrophe Verhältnisse bei guter Sauerstoffversorgung indizieren. Demgegenüber entsprechen die oligotraphenten Arten der hochsensiblen Artengruppe und differenzieren gegenüber eutrophen Bedingungen. Unter Berücksichtigung der relativen Häufigkeiten der verschiedenen Artengruppen wird folgendes Klassifikationsschema vorgeschlagen:

Tab. 34: Klassifikationsschema nach SCHIEFELE & STEINBERG (1988a, 1988b)

Abstufung	Bewertungsmaßstab	
Trophieklasse	I:	o 50%, s 10%, eu 10%, t + st + sst < 10%
T	II:	o 10%, s 10%, eu < 50%, t + st + sst < 10%
T	III:	o < 10%, s 10%, eu 50%, t + st + sst < 10%
T	IV:	o < 10%, s < 10%, eu 50%
Verschmutzung	1:	o + s 10%, eu < 50%, t + st + sst 10%
V	2:	o + s < 10%, eu < 50%, t + st + sst 50%
V	3:	o + s < 10%, eu < 10%, t + st + sst 50%

Anwendungsversuche des Berichterstatters haben ergeben, daß der angegebene empirische Maßstab nicht auf alle Gewässertypen übertragbar ist. SCHIEFELE & SCHREINER (1991) bestätigen diese Auffassung und empfehlen die prozentualen Häufigkeitswerte für die verschiedenen Artengruppen weniger strikt anzuwenden.

### 5.2.3. CEC-Index, l'indice CEE, Diatomic Index nach COSTE

Die drei im Absatztitel genannten Bezeichnungen beziehen sich alle auf den gleichen methodischen Ansatz. Im Gegensatz zu vielen anderen Verfahren, wo ein Indexwert durch das Einsetzen von Daten in eine Gleichung ermittelt wird, ergibt sich der Index bei diesen Methoden aus der Kombination von sogenannten Haupt- und Untergruppen auf einer Matrix. In diesen Gruppen sind jeweils z.B. beim CEC Diatomeentaxa (insgesamt 208) mit

ähnlichem Indikatoreigenschaften zusammengefaßt. Hierbei beinhalten die Hauptgruppen Taxa mit geringerem und die Untergruppen Taxa mit höherem Indikatorwert. Entsprechend des biologischen Befundes, d. h. der Zuordnung der untersuchten Diatomeenassoziation in die Haupt- und Untergruppen läßt sich ein Indexwert zwischen 1 und 10 aus der Bestimmungsmatrix entnehmen.

Tab. 35: Matrix für den Diatomic Index (aus COSTE et al. 1991):

CEC INDEX - TABLE OF DETERMINATION (1988)		G1	G2	G3	G4	G5	G6	G7	G8	
		AMEN	ALIB	ALAN	DITE	AMHC	GFAR	HAMP	AYEN	
		DTOR	APSD	AROE	PCVA	NACI	NMIN	NCOM	NACO	
		EPBC	CHEN	CCAE	MYAR	NJOU	OGLJ	NOGB	MCPL	
		GANT	DEOR	CFRO	NLAN	NFLP	MATO	NMLP	NPAL	
		HARC	DVUL	CSUN	MPON	NTHU	MIAR	NSEM	NPAD	
		MCOR	PCAP	CHEN	NSOC	MPAS	NMOKL	NMEM	NLSU	
		NSDN	NDIS	GOLI	RABB	SBRB	NSEM	NVIDN	NLNB	
		G1	G2	G3	G4	G5	G6	G7	G8	
SG1	AAUS ABIO ACLE ACOA ADET AEXI AFLE APEL APUS AVIT CCEB CEIR CGRA CELE DANC DHME EARC ECLR EXEI ERUG ETUR FREA FYIR GCLA GCLE GOME NACO NSRY NEAF NGPE NIAN NSEL NRAD NREL NRIU NSPD NITL NTRI PNOB RGIS SLM STAN	SG1	10	9	8	7	6	5	4	3
SG2	ANOR CAFF CBAC CCS CCYM CELL CIEL CLAN CIOC CNAY CPED CPLA CRIL CSOL CTGL DOBL FCON FVUL GAFF GGRA GHOQ GTRU GYAC GYAT NACU MOTE NIAN NMO NMEN NREB NSEN NSBL NTPT NYER NZAG PGB PSCA FYIR SACU SANG	SG2	9	8	7	6	5	4	3	2
SG3	ACON AEXG ASAR FBRE FLEP FFIN GARG GAUG GTER HAFI NQPR NCLB NDEC NDRA NEXI NGRB MIEU NIFT NIGF NIGR NRO MTE NKOT NLSU NLAT NLIN NRO NTEM NYIR NYRO STER SLLM	SG3	8	7	6	5	4	3	2	1
SG4	ADEL ASPH BPAR CAMP CHEN GSCA HALR NAMC HAMP NCHN NCLA NDES NDUB NIAL NIPR NINC NMT NPU NLEY NLVI NMUT NQVE NOST NPHY NPRO NPYG NREI NEAL NSIR NSG NSLE NTRY PNIC PRRB SIBE SOVI SPUL STAB	SG4	7	6	5	4	3	2	1	0

"GROUPS" (Columns) include taxa with low indicator value ranked by increasing tolerance from G1 to G8

"SUBGROUPS" (lines) include taxa with high indicator value ranked by increasing tolerance from SG1 to SG4

Dieses in Frankreich entwickelte Verfahren wurde in einer ursprünglichen Fassung von COSTE (1975) vorgestellt. Seitdem wurde es mehrfach modifiziert. Umfangreiche Hinweise zur Probenentnahme, Probenaufbereitung und Methodenanwendung in der jeweils aktuellen Fassung finden sich bei COSTE (1986) sowie bei DESCY & COSTE (1990). Probleme bei der Anwendung dieses Verfahrens ergeben sich aus dem Umstand, daß in keiner der erwähnten Arbeiten ein direkter Hinweis auf den anzuwendenden Klassifikationsmaßstab zu finden ist. DESCY & COSTE (1990) transformieren die ermittelten Indexwerte (Spannweite von 1 - 10) im Rahmen eines umfangreichen Methodenvergleichs auf Werte zwischen 1 bis 20. Hierbei gilt die Beziehung  $N = 1 + 1,9 D$ , wobei N der transformierte Wert zwischen 1 und 20 und D der ursprüngliche Wert zwischen 1 und 10

ist. Die so ermittelten Indexwerte lassen sich entsprechend des von der AGENCE DE L'EAU ARTOIS-PICARDIE (1990b) angewandten Klassifikationsmusters mit verschiedenen Gütestufen korrelieren.

Tab. 36: Bewertungsgrundlage für den CEC-Index (nach AGENCE DE L'EAU ARTOIS-PICARDIE 1990b)

Indexwert	Gewässergüte
16,0 - 20,0	keine/schwache Verschmutzung bzw. Eutrophierung
13,5 - 16,0	mäßige Eutrophierung
11,0 - 13,5	durchschnittliche Verschmutzung oder starke Eutrophierung
7,0 - 11,0	starke Verschmutzung
0,0 - 7,0	sehr starke Verschmutzung

#### 5.2.4. Saprobienindizes und ähnliche Verfahren

Die Bestimmung des Saprobienindex ist in der praktischen Gewässergütebeurteilung von herausragender Bedeutung. Die Grundlagen für die Berechnung des Saprobienindex in seiner heutigen Form finden sich bei PANTLE & BUCK (1955) und ZELINKA & MARVAN (1961). Im Gegensatz zu vielen osteuropäischen Ländern (MARVAN, 1991) werden die Diatomeen nach der DIN 38410- T2 (1990) in Deutschland nicht mehr bei der Berechnung des Saprobienindex berücksichtigt.

Die Berechnung des Saprobienindex S erfolgt immer nach dem gleichen Muster. Speziell bezogen auf Diatomeen verwenden CEMAGREF (1982, 1984), DESCY (1979), LECLERQ & MAQUET (1987), LECLERQ (1988), RUMEAU & COSTE (1988) und SLADECEK (1986) nachfolgenden Formeltyp.:

$$S = \frac{\sum_{j=1}^n a_j v_j^i}{\sum_{j=1}^n a_j v_j}$$

a = relative Häufigkeit der Art j

i = saprophile Valenz der Art j

v = Indikationsgewicht der Art j

Die aus diesen Arbeiten resultierenden Indizes/Verfahren unterscheiden sich vor allem in der Anzahl der berücksichtigten Taxa sowie der saprobiellen Valenz und Gewichtung der verschiedenen Arten.

Von den genannten Arbeiten sind vor allem die von DESCY (1979) und SLADECEK (1986) hervorzuheben, da sie jeweils komplette Artenlisten und methodische Arbeitshinweise enthalten sind. Zudem sind diese Arbeiten leicht zugänglich.

Der "L'indice générique" (RUMEAU & COSTE 1988) ist interessant, weil er sich auf die Bestimmung von Gattungen und Untergattungen beschränkt und daher eine hohe Praktikabilität vermuten läßt.

### 5.2.5. Trophieindizes

Die unter diesem Absatz aufgeführten Verfahren zur Bioindikation der Trophie von Fließgewässern sind hinsichtlich des wissenschaftstheoretischen Hintergrunds nur schwer einzuordnen. Sie stehen ansatzbedingt zwischen den Differentialartenanalysen und einer Indexberechnung nach der Formel zur Berechnung des Saprobienindex.

Aktuell wurden zwei Verfahren zur Trophiebestimmung vorgelegt. Die Arbeit von HOFMANN (1993a) ist vornehmlich zur Bestimmung der Trophie im Litoralbereich von stehenden Gewässern vorgesehen. Allerdings kann der Ansatz auch auf gestaute Fließgewässer ausgedehnt werden, so daß die Erwähnung der Methode an dieser Stelle gerechtfertigt ist. Kernstück der Methode ist ein Artenkatalog, in dem - ähnlich wie beim Saprobienindex - den verschiedenen Taxa empirisch abgesicherte "Trophiewerte" sowie Gewichtungswerte zugeordnet sind. Diese Daten können direkt in die klassische PANTLE-BUCK-Formel eingesetzt werden. Aus der nachfolgenden Berechnung resultiert der Trophieindex, wobei bestimmte Indexbereiche spezifischen Trophiestufen zugeordnet sind.

Tab. 37: Empirischer Maßstab für die Ermittlung des Trophiestatus nach HOFMANN (1993a)

Indexbereich	Trophiestatus
1,00-1,99	oligotroph
2,00-2,49	oligo-/mesotroph
2,50-3,49	mesotroph
3,50-3,99	meso-/eutroph
4,00-5,00	eutroph

Der Trophieindex nach SCHIEFELE & KOHMANN (1993) ist dagegen speziell für die Trophiebestimmung in Fließgewässern konzipiert worden. Auch hier wird die PANTLE-BUCK-Formel verwendet. Allerdings existiert ein völlig eigenständiger Taxakatalog sowie eine eigene Zuordnung der Trophiestufen:

Tab. 38: Zuordnung der trophischen Stufen (TS) zum trophischen Diatomeenindex (TDI), den Indexparametern (I-Parameter), dem trophischen Zustand und dem Grad der Nährstoffbelastung (aus SCHIEFELE & KOHMANN 1993)

TS	TDI	I-Parameter	trophischer Zustand	Nährstoffbelastung
1	1,0-1,4	1,0	oligotroph	unbelastet
1,5	1,5-1,8	1,5	oligo-/mesotroph	schwach belastet
2	1,9-2,2	2,0	mesotroph	deutlich belastet
2,5	2,3-2,7	2,5	meso-/eutroph	kritisch belastet
3,0	2,8-3,1	3,0	eutroph	auffallend belastet
3,5	3,2-3,5	3,5	eu-/hypereutroph	stark belastet
4	3,6-4,0	4,0	hypereutroph	sehr stark belastet

Der TDI nach SCHIEFELE & KOHMANN (1993) kann auf der Basis von zwei Eichungen berechnet werden. In dem einen Fall wurden die trophischen Valenzen an dem Phosphatgehalt der Untersuchungsgewässer berechnet, in dem anderen Fall wurden die Phosphat- und Stickstoffgehalte berücksichtigt.

Beide Verfahren bedürfen noch der praktischen Überprüfung. Zudem schränken SCHIEFELE & KOHMANN (1993) den Anwendungsbereich für ihren Index auf vornehmlich eutrophe Verhältnisse ein, da die Eichung ausschließlich unter solchen Bedingungen erfolgte. Demgegenüber berücksichtigt das Verfahren nach HOFMANN (1993a) stärker oligotrophe Verhältnisse.

### 5.2.6. Diversitätsindizes

In der Literatur finden sich immer wieder Beispiele für Arbeiten in denen versucht wurde, Diversitätsindizes auf der Basis von Diatomeengesellschaften mit Gewässerverschmutzungen zu korrelieren (z.B. KAWECKA 1980, LOBO & KOBAYASI 1990, NATHER KHAN 1991, STEVENSON 1984). VAN DAM (1982) und auch SULLIVAN (1986) diskutieren den Einsatz dieser Indizes in der praktischen Gewässergütebeurteilung kritisch. In Übereinstimmung mit einigen der genannten Autoren bezeichnen sie solche Diversitäts- und

Gleichheitsindizes als ungeeigneten methodischen Ansatz zur Feststellung der Gewässergüte.

### 5.2.7. Methode DESCY & COSTE (1990)

Bei der Arbeit von DESCY & COSTE (1990) handelt es sich nicht um eine neue eigenständige Methode zur Bestimmung der Gewässergüte. Vielmehr beinhaltet die Arbeit einen umfangreichen Vergleich von verschiedenen methodischen Ansätzen. Dieser Methodenvergleich ist zudem überwiegend erfolgreich in verschiedenen europäischen Regionen durchgeführt worden. Insgesamt werden 6 verschiedene (bereits angesprochene) Indizes /Methoden (SPI/IPS = CEMAGREF 1982 & 1984, GDI = RUMEAU & COSTE 1988, DES = DESCY 1979, SLA = SLADECEK 1986, ILM = LECLERQ & MAQUET 1987, CEC = COSTE 1986 bzw. DESCY & COSTE 1990) miteinander verglichen.

Besonders interessant an diesem Vergleich ist hierbei die Entwicklung einer PC-kompatiblen Software ["CO.CA.IN." (Comptages et Calculs D'Indizes Diatomiques) - Update in der Version 1.3 vom Juli 1992], die es erlaubt, entsprechende Indexberechnungen parallel für eine Probe durchzuführen. Durch die Transformation aller berechneten Indexwerte auf Zahlen zwischen 1 und 20 ist ein direkter Vergleich der Indizes untereinander möglich. Gleichzeitig eröffnet sich die Möglichkeit, verschiedene Indizes dem gleichen Klassifikationsschema zuzuordnen.

Ein solches allgemein und überregional gültiges Klassifikationsschema liegt aber derzeit noch nicht vor. Weiterhin haben sich beim Probelauf von CO.CA.IN durch den Berichtersteller einige Probleme ergeben, da das Programm auf dem verwendeten IBM-PC nicht korrekt arbeitete und keine Indexberechnungen durchführte. Zudem ist die Dateneingabe nicht optimal gelöst und wenig benutzerfreundlich.

### 5.3. Methoden zur Bestimmung des Salzgehaltes

Die Nutzung von Diatomeen zur Bestimmung des Salzgehaltes von Binnengewässern hat bereits eine lange Tradition. Das ursprünglich von KOLBE (1927) entwickelte Halobien-system der Diatomeen wurde von HUSTEDT (1957) modifiziert. Dabei wurden die verschiedenen Diatomeenspecies/-taxa in mehrere Halobiengruppen eingeteilt, die typisch für verschiedene Salzkonzentrationen sind. Es wird unterschieden zwischen:

1. Polyhalobien: Salzgehalt 30<sup>0</sup>/<sub>00</sub> und höher (euryhaline Arten unterschreiten auch 30<sup>0</sup>/<sub>00</sub>)

2. Mesohalobien:

a) Euryhaline Mesohalobien: Salzgehalt etwa 0,2 - 30<sup>0</sup>/<sub>00</sub>

b)  $\alpha$ -Mesohalobien: Arten des "unteren" Brackwassers, NaCl- Minimum etwa 10<sup>0</sup>/<sub>00</sub>.

c)  $\beta$ -Mesohalobien: Arten des "oberen" Brackwassers, Salzgehalt etwa 0,2<sup>0</sup>/<sub>00</sub> bis etwa 10<sup>0</sup>/<sub>00</sub>.

3. Oligohalobien:

a) Halophile Diatomeen

b) Indifferente Diatomeen

4. Halophobe (haloxene) Arten.

Über diese Artengruppierung hinaus existiert kein weiterer Klassifikationsmaßstab für die Zuordnung des Gewässertypus.

SIMONSON (1962) kombinierte das oben beschriebene Halobien-system nach HUSTEDT mit dem Ansatz von EKMAN (1953) und erweiterte es nur unwesentlich. Über die Beschreibung der autökologischen Valenzen einzelner Arten hinaus ist aber auch in dieser Arbeit kein überschaubarer Ansatz zur Klassifizierung/Typisierung gegeben.

Sehr viel anwendungsbezogener ist die Klassifizierung der Binnengewässer auf der Grundlage des Halobienindex nach ZIEMANN (1971, 1981, 1991). Dieses Verfahren baut auf dem Halobien-system nach KOLBE und HUSTEDT auf. Der Halobienindex wird wie folgt berechnet:

$$H = \frac{\Sigma h_H - \Sigma h_X}{\Sigma h} \cdot 100$$

Hierbei ist  $\Sigma h_H$  die Summe der Häufigkeit aller salzanzeigenden Arten,  $\Sigma h_X$  die Summe der Häufigkeiten aller salzmeidenden Arten und  $\Sigma h$  die Summe der Häufigkeiten aller vorgefundenen Arten.

Indexwerte um 0 sind kennzeichnend für typisches Süßwasser, negative Werte kennzeichnen salzarme und positive Werte zunehmend salzreiche Gewässer. Hierbei ist die Grenze zu mesohaloben Verhältnissen bei einem Indexwert von 30 und zu polyhaloben Bedingungen bei Werten > 75 anzunehmen.

Weiterhin veröffentlichte SNOEIJIS (1989) eine "Checkliste" von 294 Diatomeentaxa, die hinsichtlich ihrer Verbreitung in Süßwasser-, Brackwasser- und Meeresformen unterschieden werden. Präzise Angaben zur Klassifikation entsprechender Gewässertypen sind aber leider in der Arbeit nicht enthalten.

In der Literatur finden sich für die genannten Vorgehensweisen zahlreiche Anwendungsbeispiele. Exemplarisch seien hier folgende Arbeiten genannt: JAHN & WENDKER (1987), SCHEELE (1955), SCHEELE (1956), SCHENK (1979) und WYGASCH (1985). KALBE (1980) gibt eine kurze zusammenfassende Übersicht zu den verschiedenen Methoden.

#### 5.4. Methoden zur Bestimmung der Gewässerversauerung

Diatomeen werden in der Paläolimnologie als zuverlässige Indikatoren zur pH-Rekonstruktion von stehenden Gewässern eingesetzt. Hierbei kommt der Einteilung der verschiedenen Diatomeenspecies in pH-Präferenzgruppen (acidobionte, acidophile, indifferente, alkaliphile und alkalibionte Arten) durch HUSTEDT (1938/1939) grundlegende Bedeutung zu. In Verbindung mit diversen Indexrechnungen und anderen statistischen Auswertungsverfahren kann dem paläolimnologischen Einsatz dieser Organismengruppe durchaus Methodenrang zugesprochen werden.

Einen guten historischen Überblick zu dieser Thematik geben BATTARBEE et al. (1986). Neuere Entwicklungen auf diesem Gebiet werden von BIRKS et al. (1990) aufgezeigt. Für den deutschsprachigen Raum ist die Arbeit von ARZET (1987), der den Index B nach RENBERG & HELLBERG (1982) auf mitteleuropäische Verhältnisse überträgt, von herausragender Bedeutung.

Gegenüber der angesprochenen, weitverbreiteten Anwendung von Diatomeen in der Paläolimnologie existieren nur relativ wenige Arbeiten, die sich mit Kieselalgen in sauren Fließgewässern beschäftigen.

MARKER (1976) vergleicht die Biomassenentwicklung zwischen verschiedenen kleinen Kalk- und Weichwasserbächen. Analog zu den bei MAURICE et al. (1987) auf Chlorophyceen und Cyanophyceen beschränkten Ergebnissen findet er bei niedriger Alkalinität und niedrigem pH reduzierte Biomassen in Weichwasserbächen. Es besteht Übereinstimmung zu den schon klassischen Ergebnissen aus Experimenten von PATRICK et al. (1968), die drastische Veränderungen in der Gesellschaftsstruktur und der Biomasse in Verbindung mit niedrigen pH-Werten aufzeigen.

Weiterhin beschäftigen sich ALLES et al. (1991), BAUER et al. (1987), BESCH et al. (1972), BERGE (1982), CORING (1988, 1989, 1990, 1993), DAHINTEN (1991), HOFMANN (1987), ROUND (1991), PUTZ (1988), SCHREINER (1989, 1990), STEINBERG & PUTZ (1991), STEINBERG et al. (1989), ZIEMANN (1975) und ZIEMANN (1986) mit Diatomeen in sauren Fließgewässern.

Die Mehrzahl dieser Arbeiten beinhaltet lediglich die deskriptiven Veränderungen innerhalb von Diatomeenassoziationen unter sauren Bedingungen, wobei die - teilweise modifizierten - Hustedt'schen pH-Präferenzgruppen regelmäßig aufgenommen werden. Möglichkeiten zur Bioindikation der Gewässerversauerung, die den qualitativen Ansprüchen einer praktikablen Methode genügen, sind nur in wenigen Arbeiten enthalten.

So kritisieren ALLES et al. (1991) die pH-Präferenzgruppen nach Hustedt und ordnen die in sauren und dystrophen Gewässern häufig dominierenden Eunotiaspecies 4 verschiedenen Artengruppen zu. Hierbei sollen 3 Artengruppen Indikatoren für wirksame Puffersysteme beinhalten, während sich die vierte Artengruppe aus Indikatoren für anthropogene Versauerungserscheinungen zusammensetzt. Weiterhin geben die Autoren für einige Arten eine Zusammenfassung der Indikatoreigenschaften, wonach zum Beispiel anthropogene Waldkalkungen durch entsprechende Indikatoren angezeigt werden. Ein Klassifikationsschema, in dem vorhandene Versauerungsgradienten zutreffend voneinander abgegrenzt werden können, fehlt in der Arbeit. Auf der Grundlage der bisher publizierten Daten ist die Praktikabilität der Methode noch nicht gegeben.

CORING (1988, 1989, 1990) vergleicht die Kieselalgenesellschaften versauerter und unversauerter Bergbäche des Harzes miteinander. Neben einem Rückgang im Artinventar in versauerten Gewässern werden pH-abhängige strukturelle Änderungen in der Zusammensetzung von Kieselalgenesellschaften beschrieben. Weiterhin werden für einige häufige Species wachstumslimitierende pH-Toleranzgrenzen genannt, die zur Beurteilung der Versauerungssituation genutzt werden können. Den Ansprüchen einer praktikablen Methode wird diese Vorgehensweise jedoch nicht gerecht. Demgegenüber stellt der Autor in jüngeren Arbeiten (CORING 1993a, 1993b) einen praktikablen Ansatz zur Bestimmung des Säuregrades in Fließgewässern vor. In Anlehnung an BRAUKMANN (1993) werden in diesem Ansatz insgesamt 5 Säurezustandskategorien (Kat. I "permanent neutral-alkalisch" - Kat. V "permanent stark sauer") definiert. Zu diesen Säurezuständen werden jeweils typische Gesellschaftszusammensetzungen beschrieben. Ein empirisches Klassifikationsschema ordnet die prozentualen Anteile der Hustedt'schen pH-Präferenzgruppen den verschiedenen Säurezuständen zu. Weiterhin wurde als Hilfsmittel ein Schlüssel zur Bestimmung des Säurezustandes formuliert, der darüber hinaus auch huminsaure Einflüsse im Gewässersumfeld differenziert.

Tab. 39: Klassifikationsschema zur Bestimmung des Säurezustandes von Fließgewässern  
(aus CORING 1993)

Säurezustand, Kategorie:	Abundanzen der pH-Präferenzgruppen
Kat I	AC & ac < 10%, circ 30 - 60%, alk 30 - 80%
Kat II	AC & ac < 10%, circ 50 - 90%, alk < 10 - 50%
Kat III	AC < 20%, ac 5 - 50%, circ 30 - 70%, alk < 20%
Kat IV	AC 15 - 70%, ac 5 - 50%, circ 10 - 40%, alk < 10%
Kat V	AC 20 - 90%, ac 10 - 70%, circ < 10%, alk < 5%

DAHINTEN (1991, 1993) entwickelte einen sehr ähnlichen Ansatz. Ihre "Gesellschaftstypensystem" unterscheidet ebenfalls zwischen 5 Säurezustandsklassen (0-4), wobei die Klasse "3" jedoch in insgesamt 3 Zwischenstufen aufgesplittet wird. Auf diese Weise soll der besonders interessante Bereich der episodisch/periodisch sauren Gewässer besonders berücksichtigt werden. Weiterhin werden auch hier dystrophe Bedingungen gesondert ausgewiesen. Kernstück der Methode ist - analog zu dem System nach CORING 1993a) - die Beschreibung von typischen Gesellschaftszusammensetzungen. Aus dem Vergleich dieser Assoziationszusammensetzungen mit denen aus analysierten Proben, kann der Säurezustand eines Fließgewässers abgeleitet werden.

Neben den oben beschriebenen Gesellschaftstypensystemen entwickelte SCHREINER (1990a, 1990b) - zitiert in HOFMANN (1993b) - ein Toleranzstufen-System, daß die Klassifikation auf der Basis der Parameter pH-Wert, Sulfat-, Aluminium- und DOC-Gehalt ermöglicht. Dazu werden ausschließlich Arten (insgesamt 43 Indikatorarten) berücksichtigt, die in einer Probe eine Häufigkeit von mehr als 10% erreichen. Der Versauerungsgrad leitet sich im Wesentlichen aus dem Vorhandensein der Art mit der geringsten Toleranz gegenüber hohen Konzentrationen der ausgewählten Parameter her.

Nach HOFMANN (1993b) ist das Toleranzstufen-system in seiner vorliegenden Form als Verfahren zur biologischen Indikation der Gewässerversauerung nicht geeignet. Dieses Ergebnis leitet sich aus Anwendungsversuchen an Datensätzen ab, die im Rahmen des ECE-Monitoringprogramms in deutschen Fließgewässern erhoben wurden. In diesem Zusammenhang schreibt HOFMANN (1993b) den beiden oben genannten Gesellschaftstypensystemen (CORING 1993a, DAHINTEN 1991, 1993) eine hohe Indikationsgenauigkeit zu. Dabei ist das Verfahren nach CORING zudem durch eine hohe Anwenderfreundlichkeit gekennzeichnet.

In den Arbeiten von STEINBERG & PUTZ (1991), STEINBERG et al. (1989), SCHREINER (1989) und PUTZ (1988) wurde versucht, den Index B nach RENBERG & HELLBERG (1982) beziehungsweise nach ARZET (1987) auf Fließgewässer anzuwenden. Daneben wurden noch weitere statistische Verfahren auf ihre Eignung geprüft. Da alle hier genannten Arbeiten einer Arbeitsgruppe entstammen, ist davon auszugehen, daß die zeitlich jüngste Arbeit (STEINBERG & PUTZ 1991) den aktuellen Erkenntnisstand dieses Ansatzes wiedergibt.

Danach sind Diatomeen hervorragende Indikatoren für versauerte Fließgewässer, die die Summe aller im Gewässer biologisch aktiven Säuren anzeigen. Die aus den Kieselalgenesellschaften errechneten pH-Werte können den Gewässer-pH mit mehrmonatiger Verzögerung wiedergeben. An dieser Stelle bleibt anzumerken, daß die Existenz solcher mehrmonatigen Verzögerungserscheinungen in der Zwischenzeit von verschiedenen Autoren (CORING 1991, 1993a, HOFMANN 1993b) in Zweifel gezogen wird.

Methodenbedingt ergibt die Indexanwendung immer nur einen berechneten pH-Wert, ohne daß zwischen anthropogen versauerten und natürlich sauren Gewässern unterschieden werden kann. Entsprechend kann aus dem Ergebnis der Indexberechnung der Prozeß der Gewässerversauerung nicht abgeleitet werden. Weiterhin fehlen Hinweise auf Abstufungen, ab wann ein Gewässer als versauert beziehungsweise geschädigt anzusprechen ist. Desweiteren wird die Berechnung eines fixen pH-Wertes den natürlichen Verhältnissen in Fließgewässern nicht gerecht, da in lotischen Systemen immer von einer vorhandenen, zeit- und ereignisbezogenen Schwankungsbreite im pH-Regime ausgegangen werden muß. HOFMANN (1993b) macht im Rahmen eines Methodenvergleiches deutlich, daß solche Indexverfahren für Monitoringprogramme in Fließgewässern ungeeignet sind.

ZIEMANN (1975, 1986) stellt eine Beziehung zwischen dem durch den Halobienindex H ermittelten Salzgehalt und der Wasserstoffionenkonzentration in Quell- und Fließgewässern des Thüringer Waldes her. Hierbei wird jedoch lediglich der Zusammenhang zwischen Wasserstoffionen- und Bikarbonatkonzentration erfaßt, so daß die Vorgehensweise für mineralisaure Gewässer ungeeignet ist. Entsprechend kann der Halobienindex nicht zur flächendeckenden Bestimmung vorhandener Gewässerversauerungen genutzt werden.

### 5.5. Arbeiten zu diversen Fragestellungen

Unter diesem Absatz werden sehr verschiedene "Methoden" zur Beurteilung von speziellen Problemfeldern kurz vorgestellt. Hierbei handelt es sich zumeist um Gewässerbelastungen bzw. Arbeitsfelder, denen im Rahmen der allgemeinen Gewässergüteüberwachung keine Bedeutung zukommt. Auch fehlen häufig Klassifikationsschemata.

KAWECKA (1990) arbeitete über die Besiedlungsunterschiede bei sessilen Algen im Vergleich von natürlichen und abflußregulierten Bergbächen. In diesem Zusammenhang stellte sie höhere Biomassen der Diatomeen in regulierten Gewässerverläufen fest.

PIPP & ROTT (1992) machen Angaben zur ökologischen Wertigkeit österreichischer Fließgewässer anhand des Algenaufwuchses. In diesem Zusammenhang entwickelten sie eine regionale, auf Österreich beschränkte Fließgewässertypisierung. Methodisch wird zwischen einer Gesamtartenanalyse (alle Algentaxa) und einer auf die Kieselalgenbesiedlung beschränkte Vorgehensweise unterschieden. Die Berücksichtigung möglichst aller Arten führt zu den eindeutig besseren Ergebnissen.

Über den Einfluß gelöster Schwermetalle auf benthische Diatomeen arbeiteten RUSHFORTH et al. (1981). Die entsprechende Arbeit beschränkt sich jedoch auf die Herausstellung einzelner Indikatorarten für hohe beziehungsweise niedrige Metallkonzentrationen. Ein praktikables Klassifikationsschema fehlt.

SCHARF (1984) formuliert eine Methode zur Bestimmung des Reinigungs- bzw. Abbaugrades von Kläranlagenwässern. Entsprechend der bestehenden obligaten oder fakultativen Stickstoffheterotrophie beziehungsweise der Autotrophie werden bestimmten Diatomeenarten Indikationswerte zwischen 0 und 6 zugeordnet. Entsprechend einer Indexberechnung ( $I = h \cdot I$ ), in die neben dem Indikationswert (I) auch die summierten Häufigkeiten ( $h / 100$ ) der verschiedenen Species eingehen, ergibt sich ein steigender Index mit zunehmender Ablaufqualität beziehungsweise zunehmendem Mineralisierungsgrad der Kläranlagenabwässer.

Ebenfalls über Kläranlagenabwässer arbeitete FESEL (1984). Er unterscheidet verschiedene Kieselalgenassoziationen, die biologisch gut gereinigte Abwässer, Abwässer mit mäßiger bis mittelstarker Restbelastung und Wasser mit starker bis sehr starker Restbelastung kennzeichnen. Die Möglichkeit eines Differentialartensystems wird diskutiert, jedoch nicht weiter formuliert. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wird auf die detaillierte Beschreibung der entsprechenden Zeigerassoziationen sowie die Auflistung der verschiedenen Differentialarten verzichtet.

HARDWICK et al. (1992) bearbeiteten den epiphytischen Diatomeenbewuchs im Verlauf eines regulierten Flußsystemes. Sie fanden deutliche Änderungen in der Assoziationszusammensetzung sowie der maximalen Zelldichte in Abhängigkeit zur Gewässertiefe.

Die Zusammensetzung von Diatomeengesellschaften entlang eines Temperaturgradienten war Gegenstand der Arbeit von VINSON & RUSHFORTH (1989). Hierbei stellten sie stenothermale und eurythermale Diatomeenspecies heraus. Der bearbeitete Temperaturgradient reichte - bei geringer räumlicher Entfernung von einer warmen Quelle - von 40° C bis 8° C. Die Übertragbarkeit der Erkenntnisse auf klassische Fließgewässer erscheint daher problematisch.

NÖRPEL (1989) versucht den Renaturierungserfolg in Hochmoorgebieten durch Diatomeenassoziationen zu dokumentieren. Er unterscheidet Hoch- und Niedermoorarten und stellt *Tabellaria flocculosa* als Indikator für sickerndes und fließendes Wasser heraus.

Abschließend sei an dieser Stelle noch auf die Arbeit von VAN DAM et al. (im Druck) verwiesen. In diesem Aufsatz wird zwar keine spezielle Methode vorgestellt, jedoch enthält er eine codierte Liste mit ökologischen Indikatorvalenzen für eine Vielzahl von Diatomeen-taxa. Diese Liste soll in Kürze auch auf Diskette erhältlich sein und vereinfacht die Sammlung autökologischer Informationen über einzelne Taxa erheblich.

## 6. Kurzfassung

In dem vorliegenden Bericht wurde versucht, die derzeit in Europa verwendeten biologischen Untersuchungsmethoden für Fließgewässer einer vergleichenden Bewertung zu unterziehen.

Im Rahmen einer intensiven Literatarbeit wurden die Organismen der Zoozönosen des Makrobenthon als jene Bioindikatoren erkannt, die in der wasserwirtschaftlichen Praxis eine breite Anwendung finden. Daneben wurden die Diatomeen sowie die Ciliaten als geeignete Zeigerorganismen herausgestellt. Für die Diatomeen wurde eine Methodenübersicht erarbeitet, aus der die Anwendungsgebiete von Diatomeen als Bioindikatoren erkennbar sind.

Weiterhin wurden die Bewertungskriterien der Wasserwirtschaftsverwaltungen verschiedener europäischer Staaten miteinander verglichen. Die Überwachung der Gewässergüte obliegt länderspezifisch unterschiedlichen Verwaltungsebenen. Die verwendeten Bewertungskriterien sind ebenfalls unterschiedlich definiert. Die bestehende Bandbreite reicht von nutzungsbezogenen bis zu biologisch-ökologisch ausgerichteten Kriterien. Allerdings erfassen die konkurrierenden Klassifikationssysteme übereinstimmend primär die Belastung der Gewässer mit organischen, leicht abbaubaren Substanzen.

Aufgrund der beschriebenen Sachlage erscheint eine Harmonisierung der Gewässerüberwachung in den Staaten der Europäischen Union durch formale Anpassungen innerhalb der bestehenden Systeme ausgeschlossen. Zur Realisierung einer solchen

Harmonisierung ist die Neuformulierung von Güteklassen zwingend erforderlich.

Aus dem Vergleich der in Europa häufig verwendeten biologischen Untersuchungsmethoden zur Bestimmung der saprobiellen Belastung von Fließgewässern (BBI, IBGN, SI, K-Index, BMWP/ASPT) geht die prinzipielle Eignung dieser Methoden klar hervor. Allerdings bestehen teilweise erhebliche Unterschiede in der quantitativen Abschätzung der Belastungsgröße. So differenzieren der Belgian Biotic Index und der Indice biologique global normalisé im direkten Vergleich mit anderen Verfahren unter mesosaprobien Bedingungen nur unzureichend. Demgegenüber liefern die übrigen Methoden annähernd vergleichbare Bewertungen, wenngleich einzelne Güteklassifizierungen auch hier mitunter um ein bis zwei Stufen voneinander abweichen.

Die Abweichungen sind zumindest teilweise in regional unterschiedlichen autökologischen Ansprüchen und Einschätzungen der saprophilen Valenz einzelner Indikatorarten/-gruppen begründet. Entsprechend verlangt die Transformation eines Verfahrens auf andere geographische Regionen qualitative Anpassungen. Dabei müssen zoogeographische Gegebenheiten besonders berücksichtigt werden.

Ausgehend vom momentanen Kenntnisstand ist daher die Einführung einer vorhandenen Methode als europaweit gültigen Standardmethode ausgeschlossen. Vielmehr sollten Länder, die bereits über ein funktionierendes System zur biologischen Gewässeruntersuchung verfügen, dieses beibehalten. Anderen Staaten kann zur biologischen Bestimmung der saprobiellen Fließgewässerbelastung die Übernahme einer an die regionalen Bedingungen angepassten Modifikation des BMWP/ASPT empfohlen werden.

Die europaweite Vergleichbarkeit der verschiedenen Methoden sollte durch die Anpassung der Verfahren an eine normierte Definition der angestrebten Wasserqualität sichergestellt werden.

Weitere beziehungsweise neu auftretende Formen der Gewässerbelastung, wie zum Beispiel die Gewässerversauerung oder der Gehalt an toxischen Substanzen, sollten jeweils durch eigenständige Verfahren erfaßt werden. Gegenüber integrativen Verfahren bieten solche - auf spezifische Belastungen ausgerichtete - Methoden die Möglichkeit der Differenzierung einzelner Stressoren und liefern damit wertvolle Informationen für Fachbehörden, die für die Sanierung beziehungsweise Revitalisierung von Fließgewässern verantwortlich sind.

## 7. Literatur

ABEL, P.D. (1989): Water pollution control. New York 231 pp.

AESCHT, E. & FOISSNER, W. (1992): Biology of a high-rate activated sludge plant of a pharmaceutical company. Arch. Hydrobiol./Suppl. 90, Monograph. Beiträge 2, S. 207 - 251.

AFNOR (1992): Essais des eaux. Détermination de l'indice biologique global (IBGN). NFT 90-350.

AGENCE DE L'EAU ARTOIS-PICARDIE (1990): L'eau en 1990. Lutte contre la pollution des eaux dans le bassin Artois-Picardie; Etat des Lieux. Septembre 1990.

AGENCE DE L'EAU ARTOIS-PICARDIE (1990b): Pour en savoir plus sur la mesure de la qualité hydrobiologique des cours d'eau du bassin Artois-Picardie. DOUAI Cedex.

AGENCE DE L'EAU RHIN-MEUSE (1986): La qualité des eaux superficielles du bassin Rhin-Meuse en 1985. Agence de L'eau Rhin-Meuse, Novembre 1986.

ALBA-TERCEDOR, J. & PRAT, N. (1992): Spanish experience in the use of macroinvertebrates as biological pollution indicators. in: NEWMAN, P.J., PIAVAUX, M.A. & SWEETING, R.A. (eds.): River Water Quality, Ecological Assessment and Control. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

ALBA-TERCEDOR, J. & SANCHEZ-ORTEGA, A. (1988): A simple and quick method to evaluate biological quality of running freshwater based on HELLAWELL (1978). *Limnetica* 4: 51-56.

ALF, A. & BUCK, H. (1993): Die Kopplungsanalyse nach BUCK. (im Druck) Lauterbornia.

ALLES, E.; NÖRPEL-SCHEMP, M. & LANGE-BERTALOT, H. (1991): Zur Systematik und Ökologie charakteristischer Eunotia-Arten (Bacillariophyceae) in elektrolytarmen Bachoberläufen, *Nova Hedwigia* 53, 1-2, S. 171-213, Stuttgart.

AMT DER OBERÖSTERREICHISCHEN LANDESREGIERUNG (Hrsg.) (1993): Ager, Untersuchungen zur Gewässergüte, Stand 1991/92. Gewässerschutz Ber. 2/1993.

ANDERSEN, M.M., RIGÉT, F.F. & SPARHOLT, H. (1984): A modification of the Trent Index for use in Denmark. *Water Research* 18 (2), S. 145 - 151.

ANGLIAN WATER AUTHORITY (1986): River Quality Objectives. Anglian Water, Huntingdon.

ARMITAGE, P.D., MOSS, D., WRIGHT, J.F. & FURSE, M.T. (1983): The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Res.* 17: 333-347.

ARMITAGE, P.D., PARDO, I., FURSE, M.T. & WRIGHT, J.F. (1990): Assessment and prediction of biological quality. A demonstration of a british macroinvertebrate-based method in two spanish rivers. *Limnetica* 6: 147-156.

- ARNDT, U., NOBEL, W. & SCHWEIZER, B. (1987): Bioindikatoren - Möglichkeiten, Grenzen und neue Erkenntnisse. Ulmer Verlag Stuttgart.
- ARZET, K. (1987): Diatomeen als pH-Indikatoren in subrezentem Sedimenten von Weichwasserseen. Diss.Abt.Limnol.Innsbruck 24.
- BACH, E. (1980): Ein chemischer Index zur Überwachung der Wasserqualität von Fließgewässern. Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen 24, 102-106.
- BADINO, G., FORNERIS, G. LODI, E. & OSTACOLI, G. (1992): Ichthyological Index: A new standard method for the river biological Water Quality Assessment. in: NEWMAN, P.J., PIAVAUX, M.A. & SWEETING, R.A. (eds.): River Water Quality, Ecological Assessment and Control. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- BALLOCH, D., DAVIS, C. & JONES, F.H. (1976): Biological assessment of water quality in three British Rivers, the North Esk (Scotland), the Ivel (England) and the Taff (Wales). Wat.Pollut.control 75: 92-100.
- BARGOS, T., MESANZA, J.M., BASAGUREN, A. & ORIVE, E. (1990): Assessing river water quality by means of multifactorial methods using macroinvertebrates. A comparative study of main water courses of Biscay. Wat.Res. 24: 1-10.
- BARTSCH, A.F. & INGRAM, W.M. (1966): Biological analysis of water pollution in North America. Verh.Internat.Verein.Limnol. 16: 786-800.
- BATTARBEE, R.W.; SMOL, J.P. & MERILÄINEN, J. (1986): Diatoms as indicators of pH: A historical review. in: SMOL, J.P.; BATTARBEE, R.W.; DAVIS, R.B. & MERILÄINEN, J. (Eds.): Diatoms and Lake Acidity. S. 5 - 16, Dr.W.Junk Publishers, Dordrecht.
- BATTEGAZZORE, M., PETERSEN, C., MORETTI, G. & ROSSARO, B. (1992): An evaluation of the environmental quality of the River Po using benthic macroinvertebrates. Arch.Hydrobiol. 125: 175-206.
- BAUER, J., LEHMANN, R. & HAMM, A. (1988): pH-Wertveränderungen an ungepufferten Seen und Fließgewässern durch saure Deposition und ökologische Aspekte der Fließgewässerversauerung, in: BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR WASSERFORSCHUNG (Hrsg.): Gewässerversauerung im nord- und nordwestbayerischen Grundgebirge. Bericht der Bayer. Landesanstalt für Wasserforschung, München.
- BERGE, F. (1982): Diatoms as indicators of temporal pH trends in some lakes and rivers in Southern Norway. Beiheft zur Nova Hedwigia 73, S. 249 - 265.
- BESCH, W.K.; RICHARD, M. & CANTIN, R. (1972): Diatoms as indicators of mining pollution in the North-West Miramichi River system, New Brunswick, Canada. Int.Revue ges.Hydrobiol. 57, S. 39 - 74.
- BLINN, D.W (1986): Pros and cons of artificial versus natural substrata. in: Proc.of the 8th Diatom-Symposium 1984, S.776 - 781.

- BOCK, K.J. & SCHEUBEL, J.B. (1979): Die biologische Messung der Wassergüte. *Naturwissenschaften* 66: 505-512.
- BÖSING, H.A.W. (1990): Makrophytenvegetation staugeregelter Flußabschnitte am Beispiel der mittleren "Hunte" und der "Großen Aue" (Diepholzer Moorniederung, Niedersachsen). in: DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE (Hrsg.): *Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 1990*, 22. - 26.9.1990 in Essen.
- BÖTTGER, K. (1985): Zur ökologischen Grundlage von Güteaussagen bei Fließgewässern unserer Kulturlandschaft, unter besonderer Berücksichtigung der Situation im ländlichen Raum. *Schr.Naturw.Ver.Schlesw.Holst.* 55: 35-62.
- BÖTTGER, K. (1986): Zur Bewertung der Fließgewässer aus der Sicht der Biologie und des Naturschutzes. *Landschaft und Stadt* 18/2: 77-82.
- BRUKMANN, U. (1993): Biologische Indikation und Kartierung des Säurezustands kleiner Fließgewässer in Baden-Württemberg. Vortrag auf der Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie, 30.9. - 1.10.1993 in Coburg.
- BRUKMANN, U. (1987): Zoocoenologische und saprobiologische Beiträge zu einer allgemeinen regionalen Bachtypologie *Arch.Hydrobiol.Bh.Ergebn.Limnol.* 26: 255pp.
- BUCK, H. (1974): Die Kopplungsanalyse, ein rationelles ökologisches Verfahren zur Gütebewertung von Fließgewässern. Interner Kurzbericht Landesstelle für Gewässerkunde und Wasserwirtschaftliche Planung Baden-Württemberg: 1-10.
- BUCK, H. (1986): Vergleichende Gewässergütebeurteilung mit Hilfe der Kopplungsanalyse unter Verwendung statistischer Parameter. *Münchener Beiträge zur Abwasser- Fischerei- und Flußbiologie* 40: 117-134.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT (1990): Richtlinie für die Feststellung der biologischen Gewässergüte von Fließgewässern. Bearbeitung: Bundesanstalt für Wassergüte, Wien.
- CASELLATO, S., SALIN, M.L. & LORENZET, T. (1980): Applicability of Verneaux and Tuffery's Biotic Index to a study of the macroBenthon in the River Brenta (Northern Italy). *Boll.Zool.* 47: 53-61.
- CASPERS, H. & KARBE, L. (1967): Vorschläge für eine saprobiologische Typisierung der Gewässer. *Int.Rev.ges.Hydrobiol.* 52: 145-162.
- CASPERS, N. (1982): Steinfliegen, Eintagsfliegen und Zweiflügler als Indikatoren der Gewässergüte. *Decheniana - Beiheft* 26: 114-119.
- CATTANEO, A. & AMIREAULT, M.C. (1992): How artificial are artificial substrata for periphyton? *J.N.Am.Benth.Soc.* 11 (2), S. 244 - 256.
- CEMAGREF (1982): Etude des méthodes biologiques quantitatives d'appréciation de la qualité des eaux. Rapport Q.E. Lyon-A.F. Bassin Rhône-Méditerranée-Corse.
- CEMAGREF (1984): Opération Seine propre. Evaluation de la qualité hydrobiologique: Poissons-Diatomées. Rapport Agence Seine Normandie, Conseil Régional Ile de France.

- CHAMBROLL (1993): Revue des systemes de classification de la qualite des revieres en Europe. Manuskript from the Freshwater Europe Symposium "River Water Quality Monitoring and Control", Birmingham, 21-23 February 1993.
- CHANDLER, J.R. (1970): A biological approach to water quality management. *Water Pollut. Control* 69: 415-422.
- CHESTER, R.K. (1980): Biological Monitoring Working Party. The 1978 national testing exercise. *Technical Memorandum* 19: 1-37.
- CHUTTER, F.M. (1972): An empirical index of the quality of water in South African streams and rivers. *Water Res.* 6: 19-30.
- CLOUGH, W.T. (1986): Guidance on the biological and nuisance monitoring of watercourses. *Anglian Water*, Huntingdon.
- COOK, S.E.K. (1976): Quest for an index of community structure sensitive to water pollution. *Environ. Pollut.* 11: 269-288.
- CORING, E. (1988): Untersuchungen zur Zusammensetzung der Diatomeenflora in versauerten und unversauerten Harzbächen. Staatsexamensarbeit, Universität Göttingen.
- CORING, E. (1989): Auswirkungen der Wasserstoffionenkonzentration auf die Zusammensetzung von Diatomeenassoziationen ausgewählter Harzbäche, DVWK-Mitteilungen 17, S. 407-412.
- CORING, E. (1990): Diatomeenflora. in HEITKAMP, U. & LEßMANN, D. (Hrsg.): Fallstudie Harz: Auswirkungen der Gewässerversauerung auf Bergbach- und Seebiozöosen. Ergebnisse der Untersuchungen 1986 - 1989. in: *Verbundforschung Fallstudie Harz: Schadstoffbelastung, Reaktion der Ökosphäre und Wasserqualität. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe B, Bd. 19, Göttingen.*
- CORING, E. (1991): Erste Ergebnisse aus experimentellen Untersuchungen zur Gewässerversauerung im Harz (BRD). in: DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE (Hrsg.): *Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 1991 vom 30.9. - 6.10.1991 in Mondsee, Österreich, S. 511 - 516.*
- CORING, E. (1993a): Zum Indikationswert benthischer Diatomeengesellschaften in basenarmen Fließgewässern. *Verlag Shaker, Aachen.*
- CORING, E. (1993b): Diatomeengesellschaften als Bioindikatoren zur Bestimmung des Säurezustandes basenarmer Fließgewässer. Vortrag auf der Jahrestagung 1993 der Deutschen Gesellschaft für Limnologie vom 30.9. - 1.10. 1993 in Coburg.
- COSTE, M. (1975): A biological method for the assessment of the quality of the Main-River based on benthic and periphytic diatom communities. in: *Comparative Study of the Biological Water Assessment Methods - Practical Demonstration on the River Main - Koblenz: Commission of the European Communities, Health Protection Organization, S. 1 - 11, 1975.*
- COSTE, M. (1986): *Qualité biologique des eaux les methodes microfloristiques (Document de travail). Session de Formation continue AII C-2, Paris 26-28 Février 1986, CEMAGREF BORDEAUX.*

- COSTE, M.; BOSCA, C. & DAUTA, A. (1991): Use of algae for monitoring rivers in France. in: WHITTON, B.A.; ROTT, E. & FRIEDRICH, G. (Eds.): Use of algae for monitoring rivers. S. 75 - 88.
- COX, E.J. (1989): Diatom distribution patterns in a small upland stream with particular reference to substratum. in: DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE (Hrsg): Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 1988 in Goslar. S. 40 - 46.
- COX, E.J. (1990a): Microdistributional pattern of freshwater diatoms in relation to their use as bioindicators. Proc. of the 10th Diatom-Symposium 1988, S. 521 - 528.
- COX, E.J. (1990b): Studies on the algae of a small softwater stream. I. Occurrence and distribution with particular reference to the diatoms. Arch Hydrobiol Suppl. 83 (4), S. 525 - 552.
- COX, E.J. (1990c): Studies on the algae of a small softwater stream. III. Interaction between discharge, sediment composition and diatom flora. Arch. Hydrobiol. Suppl. 83 (4), S. 567 - 584.
- COX, E.J. (1991): What is the basis for using diatoms of monitors of water quality? in: WHITTON, B.A.; ROTT, E. & FRIEDRICH, G. (Eds.): Use of algae for monitoring rivers. S. 33 - 40, Institut für Botanik, Universität Innsbruck.
- DAHINTEN, B. (1991): Limnologische Untersuchungen zur Säure- und Aluminiumindikation durch Kieselalgen in Fließgewässern des Fichtelgebirges und Frankenwaldes. Diplomarbeit an der Universität Hohenheim.
- DAHINTEN, B. (1993): Bioindikation der Gewässerversauerung in bayerischen Fließgewässern mit Hilfe benthischer Kieselalgen. Schlußbericht zum Werkvertrag 440-4428.50. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München.
- DE BRABANDER, K., VANHOOREN, G. & RINGELÉ, A. (1992): Comparing biological and chemical parameters as complementary tools for the management of river water quality. in: NEWMAN, P.J., PIAVAUX, M.A. & SWEETING, R.A. (eds.): River Water Quality, Ecological Assessment and Control. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- DE PAUW, N., GHETTI, P.F., MANZINI, P., SPAGGIARI, R. (1992): Biological assessment methods for running water. In: NEWMAN, P.J. (Ed.): River Water Quality-Ecological Assessment and Control. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- DE PAUW, N. & HAWKES, H.A. (1993): Biological monitoring of river water quality. Manuscript from the Freshwater Europe Symposium "River Water Quality Monitoring and Control", Birmingham, 21-23 February 1993.
- DE PAUW, N. & ROELS, D. (1988): Relationship between biological and chemical indicators of surface water quality. Verh.Internat.Verein.Limnol. 23: 1553-1558.
- DE PAUW, N. & VANHOOREN, G. (1983): Methods for biological quality assessment of watercourses in Belgium. Hydrobiologia 100: 153-168.

- DESCY, J.P. & COSTE, M. (1990): Utilisation des diatomées benthiques pour l'évaluation de la qualité des eaux courantes. Rapport Final. UNCED-NAMUR, CEMAGREF BORDEAUX CEE B-71-23.
- DESCY, J.P. (1979): A new approach to water quality estimation using diatoms. *Nova Hedwigia Beih.* 64, S. 305 - 323.
- DESCY, J.P., EMPAINE, A. & LAMBENON, J. (1981): La Qualité des Eaux Courantes en Wallonie-Bassin de la Meuse. Secretariat d'Etat à l'Environnement à l'Aménagement du Territoire et à l'Eau pour la Wallonie.
- DIN 38410-T1 (1987): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung: Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung (Gruppe M): Hinweise, Planung und Durchführung von Fließgewässeruntersuchungen (M 1). Beuth Verlag, Berlin und Köln.
- DIN 38410-T2 (1990): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung: Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung; Bestimmung des Saprobienindex (M 2). Beuth Verlag, Berlin und Köln.
- DRESSCHER, G.N. & VAN DER MARK, H. (1980): Experience with a simple method for the biological evaluation of surface water quality. *Hydrobiologia* 71: 169-173.
- EAU/EAWAG (1977): Zustand der schweizerischen Fließgewässer in den Jahren 1974/75 (Projekt Mapos). Eidg. Amt für Umweltschutz, Bern.
- EDI 1982: Empfehlungen über die Untersuchung der schweizerischen Oberflächengewässer (Stand 1982). Eidg. Department des Innern, Bern.
- EKMANN, S. (1953): Zoogeography of the sea. London.
- ELLENBERG, H., WEBER, H.E. & DÜLL, R. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa (3. Aufl.). Goltze Verlag Göttingen.
- ELSTER, H.-J. (1966): Über die limnologischen Grundlagen der biologischen Gewässergüte-Beurteilung in Mitteleuropa. *Verh.Theor.angew.Limnol.* 16: 759-785.
- ELSTER, H.-J. (1982): Zur Definition der "Gewässer-" bzw. "Wassergüte" und über die limnologischen Grundlagen ihrer Beurteilung in Vergangenheit und Zukunft. In: AURAND, H. & LESCHBER, R. (Eds.): *Limnologische Beurteilungsgrundlagen der Wassergüte*: 21-37.
- ENGELBERG, K. (1987): Die Diatomeenzönose in einem Mittelgebirgsbach und die Abgrenzung jahreszeitlicher Aspekte mit Hilfe der Dominanz-Identität. *Arch.Hydrobiol.* 110 (2).
- EWG/75/440 (1975): Richtlinie des Rates der Europäischen Gemeinschaft über die Qualitätsanforderungen an Oberflächenwasser für die Trinkwassergewinnung in den Mitgliedsstaaten vom 16.6.1975.
- EWG/76/160 (1976): Richtlinie des Rates der Europäischen Gemeinschaft über die Qualität der Badewässer vom 8.12.1975.

- EWG/78/659 (1978): Richtlinie des Rates der Europäischen Gemeinschaft über die Qualität von Süßwasser, das schutz- oder verbesserungsbedürftig ist, um das Leben von Fischen zu erhalten.
- EXTENCE, C. & FERGUSON, J. (1989): Aquatic invertebrate surveys as a water quality management tool in the anglian water region. *Regulated rivers: Research & Management* 4: 139-146.
- FEIBICKE, M. & GEIßLER, U. (1990): Untersuchungen des Diatomeen-Aufwuchses im Tegeler See und im Nordgraben in Berlin (West). I. Ökologische Auswertung. *Nova Hedwigia* 50, S. 413 - 450.
- FESEL, U. (1984): Die Präsenz von Diatomeen und Diatomeenassoziationen unter den eusaprobien Verhältnissen des Abwassers. *Schriftenreihe der Hessischen Landesanstalt für Umwelt*, Heft 9.
- FITTKAU, E.J.; COLLING, M.; HESS, M.; HOFMANN, G.; ORENDT, C.; REIFF, N. & RISS, W. (1992): Biologische Trophieindikation im Litoralbereich von Seen. *Informationsberichte des Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft Heft 7/92*, München.
- FOISSNER, W., BERGER, H. & KOHMANN, F. (1992c): Taxonomische und ökologische Revision der Ciliaten des Saprobiensystems. Band 2: Peritrichia, Heterotrichida, Odontostomatida. *Informationsberichte des Bayer. Landesamtes für Wasserwirtschaft Heft 5/92*, München.
- FOISSNER, W., BLATTERER, H., BERGER, H. & KOHMANN, F. (1991): Taxonomische und ökologische Revision der Ciliaten des Saprobiensystems. Band 1: Cyrtophorida, Oligotrichida, Hypotrichia, Colpodea. *Informationsberichte des Bayer. Landesamtes für Wasserwirtschaft Heft 1/91*, München.
- FOISSNER, W., UNTERWEGER, A. & HENSCHER, T. (1992a): Beitrag zur Ciliatenfauna (Protozoa: Ciliophora) einiger Seitenbäche der Amper (Oberbayern, Deutschland). *Lauterbornia* Heft 9, S. 45 - 57, Dinkelscherben.
- FOISSNER, W., UNTERWEGER, A. & HENSCHER, T. (1992b): Comparison of Direct Stream Bed and Artificial Substrate Sampling of Ciliates (Protozoa, Ciliophora) in a Mesosaprobic River. *Limnologia* 22 (2), S. 97 - 104.
- FRIEDRICH, G. (1986): Stand der Gütebewertung und nutzungsbezogene Qualitätsanforderungen an Fließgewässer in der Bundesrepublik Deutschland. *Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie* 40: 9-33.
- FRIEDRICH, G. (1990): Eine Revision des Saprobiensystems. *Z. Wasser-Abwasser-Forsch.* 23: 141-152.
- FRIEDRICH, G. (1992): Objectives and opportunities for biological assessment techniques. in: NEWMAN, P.J., PIAVAUX, M.A. & SWEETING, R.A. (eds.): *River Water Quality, Ecological Assessment and Control*. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- FRIEDRICH, G., CHAPMAN, D. & BEIM, A. (1992): The use of biological material. S. 171-238. In: CHAPMAN, D. (Ed.): *Water quality assessments*. London 585pp.

- FRUTIGER, A. (1986): Der Produktionsquotient PQ: Ein alternativer Ansatz zur Qualitätsbeurteilung von Fließgewässern. Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie 40, S. 185-201.
- FRUTIGER, A. (1992): Ökologische Bewertung von Fließgewässern in der Schweiz. Limnologie aktuell 3, S. 111-128
- FURSE, M.T., MOSS, D., WRIGHT, J.F. & ARMITAGE, P.D. (1984): The influence of seasonal and taxonomic factors on the ordination and classification of running-water sites in Great Britain and on the prediction of their macro-invertebrate communities. Freshwater Biology 14: 257-280.
- GARDENIERS, J. & TOLKAMP, H. (1976): Hydrobiologische kartering, waardering en schade aan de beekfauna in Achterhoekse beken. Comm.Best.Waterhuish.Gld.: 26-29.
- GERKEN, B. & BARNA, O. (1987): Uferbewohnende Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) im Weserbergland. Egge-Weser 4 (1), Hörter, S. 45-61.
- GRBOVIC, J. & SENEKOVIC-MARCHISETTI, H. (1992): Quality of river in Slovenia. in: NEWMAN, P.J., PIAVAUX, M.A. & SWEETING, R.A. (eds.): River Water Quality, Ecological Assessment and Control. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- GUHL, W (1986): Bemerkungen über den Saprobitätsgrad. Limnologica 17: 119-126.
- HARDWICK, G.G., BLINN, D.W. & USHER, H.D. (1992): Epiphytic Diatoms on Cladophora glomerata in the Colorado River, Arizona: Longitudinal and vertical distribution in a regulated river. - The Southwestern Naturalist 37 (2), S. 148 - 156.
- HAWKES, H.A. (1979): Invertebrates as indicators of river water quality.1-45 In: JAMES, A., EVISON, L.(Eds.): Biological indicators of water quality. Chichester.
- HAWKES, H.A.(1978): River-bed animals tell tales of pollution. Biological Surveillance of river quality from the proceedings of section K jointly with section D of the British Association from the Advancement of Science: 55-78.
- HEITJOHANN, H. (1974): Faunistische und ökologische Untersuchungen zur Sukzession der Carabidenfauna in den Sandgebieten der Senne. Abhandlungen aus dem Landesmuseum für Naturkunde Münster, 36. Jrg., Heft 4.
- HELLAWELL, J.M. (1986): Biological indicators of Freshwater pollution and environmental management. In: MELLANBY(Ed.): Pollution Monitoring Series, London 546 pp.
- HERMAN, P. & HEIP, C. (1988): On the use of meiofauna in ecological monitoring: who needs taxonomy? Marine Pollution Bulletin 19: 665-668.
- HEUSS, K. (1986): Die Verfahren der biologischen Gewässerbeurteilung und ihre Auswertung. Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie 40: 117-134.
- HIGLER, B. & STATZNER, B. (1988): A simplified classification of freshwater bodies in the world. Verh.Internat.Verein.Limnol. 23: 1495-1499.

- HIGLER, L.W.G. & VERDONSCHOT, P.F.M. (1992): Ökologische Bewertung von Fließgewässern in den Niederlanden. in: FRIEDRICH, G. & LACOMBE, J. (Hrsg.): Ökologische Bewertung von Fließgewässern. Limnologie aktuell, Band 3, S. 97 - 110.
- HOFER, R. (1992): Biological assessment of Alpine rivers, Part B: Austrian Alpine rivers. in: NEWMAN, P.J., PIAVAUX, M.A. & SWEETING, R.A. (eds.): River Water Quality, Ecological Assessment and Control, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- HOFMANN, G. (1987): Diatomeengesellschaften saurer Gewässer des Odenwaldes und ihre Veränderungen durch anthropogene Faktoren, Diplomarbeit, Universität Frankfurt, Fb. Biologie. in: Schriftenreihe der Hessischen Landesanstalt für Umwelt 80.
- HOFMANN, G. (1993a): Aufwuchs-Diatomeen in Seen und ihre Eignung als Indikatoren der Trophie. Dissertation am Fachbereich Biologie der Johann Wolfgang Goethe-Universität in Frankfurt am Main.
- HOFMANN, G. (1993b): Diatomeen als Indikatoren der Gewässerversauerung - ein kritischer Methodenvergleich. Abschlußbericht zum Entwicklungsvorhaben "Monitoringprogramm für versauerte Gewässer durch Luftschadstoffe in der Bundesrepublik Deutschland im Rahmen der ECE", Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München.
- HOHN, M.H. & HELLERMAN, J. (1963): The taxonomy and structure of diatom populations from three eastern north american rivers using three sampling methods. Trans. Am. Micros. Soc. LXXXII (2), S. 250 - 272.
- HÜRLIMANN, J. & SCHANZ, F. (1988): Periphyton diatom communities and trophic states of three shallow lakes in the Pfynwald region of canton Valais, Switzerland. Arch. Hydrobiol. Suppl. 78 (3), Algological Studies 48, S. 351 - 371.
- HÜRLIMANN, J. (1992): Kieselalgen als Bioindikatoren aquatischer Ökosysteme zur Beurteilung von Umweltbelastungen und Umweltveränderungen. Dissertation an der Philosophischen Fakultät II. Universität Zürich.
- HUSTEDT, F. (1938/39): Systematische und ökologische Untersuchungen über die Diatomeenflora von Java, Bali und Sumatra. Archiv für Hydrobiologie Suppl. 16, S. 274 - 394.
- HUSTEDT, F. (1957): Die Diatomeenflora des Flußsystems der Weser im Gebiet der Hansestadt Bremen. Abh. naturw. Ver. Bremen 34 (3), S. 181 - 440.
- HYNES, H. (1970): The ecology of running waters. Liverpool Univ. Press 555 pp.
- ISO (1979): Assessment of the biological quality of rivers by a macroinvertebrate "score". ISO/TC 147/SC 5/WG 6 N 5 18pp.
- JAHN, R. & WENDKER, S. (1987): Untersuchungen zur Diatomeenflora der Werra - einem extrem salzbelasteten Biotop. Nova Hedwigia 44 (1-2), S. 163 - 173.
- JONES, J.R., TRACY, B.H., SEBAUGH, J.L., HAZELWOOD, D.H. & SMART, M.M. (1981): Biotic index testing for ability to assess water quality of Missouri Ozark streams. Trans. Amer. Fish. Soc. 110: 627-637.

- JÜSTEL, K. (1987): Fischtest sichert Wasserqualität. Umwelt Heft 7-8.
- KALBE, L. (1980): Kieselalgen in Binnengewässern. Die Neue Brehm-Bücherei 467, Wittenberg.
- KANTON AARGAU BAUDEPARTMENT (1993): Bericht zum Zustand der aargauischen Fließgewässer, Untersuchung 1990/91. Baudepartment des Kantons Aargau, Abteilung Umweltschutz, Sektion Chemie/Schadendienst.
- KAWECKA, B. (1980): Sessile algae in European mountain streams. 1. The ecological characteristics of communities. Acta Hydrobiol. 22 (4), S. 361 - 420.
- KAWECKA, B. (1990): The effect of flood-control regulation of a montane stream on the communities of sessile algae. Acta Hydrobiol. 32 (3/4), S. 345 - 354, Krakau.
- KIMPE, P.(1992): Parameters die het leven van macro-invertebraten beïnvloeden. Diplomarbeit.
- KINKOR, J. (1992): River management in the Czech Republik. in: NEWMAN, P.J., PIAVAUX, M.A. & SWEETING, R.A. (eds.): River Water Quality, Ecological Assessment and Control. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- KNÖPP, H. (1962): Über Situation und Entwicklungstendenzen der Saprobologie. Intern.Rev.der ges.Hydrobiol. 47: 85-99.
- KNÖPP, H.(1955): Ein neuer Weg zur Darstellung biologischer Vorfluteruntersuchungen, erläutert an einem Gütelängsschnitt des Mains. Wasserwirtschaft 45: 9-15.
- KOBAYASI, H. & MAYAMA, S. (1982): Most pollution-tolerant diatoms of severely polluted rivers in the vicinity of Tokyo. Jap.J.Phycol. 30, S. 188 - 196.
- KOHL, W. (1975): Über die Bedeutung bakteriologischer Untersuchungen für die Beurteilung von Fließgewässern, dargestellt am Beispiel der österreichischen Donau. Arch. Hydrobiol. Suppl. 44, S. 392 - 461.
- KOHMANN, F. & SCHMEDTJE, U. (1986): Diversität und Diversitäts-Indizes. Eine brauchbare Methode zur Quantifizierung der Auswirkungen von von Abwasserbelastungen auf aquatische Fließwasser-Zönosen? Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie 40: 135-166.
- KOLBE, R.W. (1927): Zur Ökologie, Morphologie und Systematik der Brackwasser-Diatomeen. Die Kieselalgen des Sperenberger Salzgebietes. Pflanzenforschung 7, S. 1 - 146.
- KOLKWITZ, R. & MARSSON, M. (1902): Gundsätze für die biologische Beurteilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna. Mitt. Prüfungsanst.Wasservers.Abwasserr. 1: 33-72.
- KOLKWITZ, R. (1950): Ökologie der Saprobien. Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene 4, 64pp.

- KOUWE, F.A. & VAN DER AALST, P.L.J. (1991): Introduction of a system using diatoms to assess the oxygen condition of surface waters. Verh. Internat. Verein. Limnol. 24, S. 2647 - 2651.
- KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. (1986): Bacillariophyceae, 1. Teil: Naviculaceae. in: Ettl, H.; Gerloff, J.; Heyning, H. & Mollenhauer, D. (Hrsg): Süßwasserflora von Mitteleuropa Band 2/1. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart und New York.
- KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. (1988): Bacillariophyceae, 2. Teil, in: Süßwasserflora von Mitteleuropa Band 2/2, begr. von A. Pascher, Hrsg.: Ettl, J.; Gerloff, J.; Heyning, H.; Mollenhauer, D., Gustav Fischer Verlag Stuttgart und New York.
- KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. (1991a): Bacillariophyceae, 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae, in: Süßwasserflora von Mitteleuropa Band 2/3, begr. von A. Pascher, Hrsg.: Ettl, J.; Gerloff, J.; Heyning, H.; Mollenhauer, D., Gustav Fischer Verlag Stuttgart und New York.
- KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. (1991b): Bacillariophyceae, 4. Teil, in: Süßwasserflora von Mitteleuropa Band 2/4, begr. von A. Pascher, Hrsg.: Ettl, J.; Gerloff, J.; Heyning, H.; Mollenhauer, D., Gustav Fischer Verlag Stuttgart und New York.
- LAANE, W.E.M. & LINDGAARD-JORGENSEN, P. (1992): Ecosystem approach to the integrated management of river water quality. in: Newman, P.J., Pivaux, M.A. & Sweeting, R.A. (eds.): River Water Quality, Ecological Assessment and Control. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- LAMPERT, W. & SOMMER, U. (1993): Limnoökologie. Thieme Verlag Stuttgart.
- LANGE-BERTALOT, H. & BONIK, K. (1976): Massenentwicklung bisher seltener und unbekannter Diatomeen als Indikator starker Abwasserbelastung in Flüssen. Arch. Hydrobiol. Suppl. 49, Algological Studies 16.
- LANGE-BERTALOT, H. (1978): Diatomeen-Differentialarten anstelle von Leitformen: Ein geeigneteres Kriterium der Gewässerbelastung. Arch. Hydrobiol. Suppl. 51, Algological Studies 21, S. 393 - 427.
- LANGE-BERTALOT, H. (1979a): Pollution Tolerance of Diatoms as a Criterion for Water Quality Estimation. Nova Hedwigia Beiheft 64, S. 285 - 304.
- LANGE-BERTALOT, H. (1979b): Toleranzgrenzen und Populationsdynamik benthischer Diatomeen bei unterschiedlich starker Abwasserbelastung. Arch. Hydrobiol. Suppl. 56, Algological Studies 23, S. 184 - 219.
- LAUTERBORN, R. (1901): Die sapropelische Lebenswelt. Zoologischer Anzeiger 24, S. 50 - 55.
- LAWA (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER) (1976): Die Gewässergütekarte der Bundesrepublik Deutschland, Mainz.
- LAWA (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER) (1991): Die Gewässergütekarte der Bundesrepublik Deutschland, Umweltbundesamt, Berlin.

- LEANER, M.A., DENSEM, J.W. & ILES, T.C. (1983): A comparison of some classification methods used to determine benthic macro-invertebrate species associations in river survey work based on data obtained from the River Ely, South Wales. *Freshwater Biology* 13: 13-36.
- LECLERQ, L. & MAQUET, B. (1987): Deux nouveaux Indices chimique et diatomique de qualité d'eau courante. Application au Samson et à ses affluents. Comparaison avec d'autres Indices chimiques, biocénétiques et diatomiques. *Inst.Roy.Sc.Natur.Belg. Documents de Travail* 38.
- LECLERQ, L. (1988): Utilisation de trois Indices, chimique, diatomique et biocénétique, pour l'évaluation de la qualité de l'eau de la Jonquièrre, rivière calcaire polluée par le village de Doische (Belgique, Prov. Namur). *Mém.Soc.Roy.Bot.Belg.* 10, S. 26 - 34.
- LESER, H. (1991): *Landschaftsökologie*, UTB für Wissenschaft: Uni-Taschenbücher Bd. 521.
- LIEBMANN, H. (1962): *Handbuch der Frischwasser- und Abwasserbiologie*. Vol.1 2nd ed., München 588 pp.
- LOBO, E.A. & KOBAYASI, H. (1990): SHANNON's diversity index applied to some freshwater diatom assemblages in the Sakawa River System (Kanagawa Pref., Japan) and its use as an indicator of water quality. *Jpn. J. Phycol.(Sôru)* 38, S. 229 - 243.
- LOGAN, P. (1992): Biological Ricer Classification. Paper presented at the CEN TC 230/WG 2/ TG 1 meeting Paris, revised version in accordance to the Resolutions 6 of the Task Group meeting in Brussels (January 1992).
- LWA NRW (LANDESAMT FÜR WASSER UND ABFALL NORDRHEIN-WESTFALEN) (1982): *Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen. Richtlinie für die Ermittlung der Gewässergüteklassen* - Düsseldorf: LWA NRW.
- LWA NRW (LANDESAMT FÜR WASSER UND ABFALL NORDRHEIN-WESTFALEN) (1991): *Allgemeine Güteanforderungen für Fließgewässer (AGA). Entscheidungshilfe für die Wasserbehörden in wasserrechtlichen Erlaubnisverfahren*. Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen, Merkblätter Nr. 7, Dezember 1991.
- LWA NRW (LANDESAMT FÜR WASSER UND ABFALL NORDRHEIN-WESTFALEN) (1993): *Gewässerstrukturgütekarte, Kartieranleitung*. Entwurf Oktober 1993. Herausgegeben vom Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf, Oktober 1993.
- MAGER, T., BERG, R. & FLORACK, F. (1992): *Gewässergüteuntersuchungen nach DIN und Artenarmut urbaner Bäche*. *Wasser und Boden* 11: 730-734.
- MAIER, M. & ROTT, E. (1990): The effect of local waste-water inflows on the structure of diatom assemblages in fast flowing streams. in: SIMOLA, H. (Ed.): *Proc. of the 10th Diatom Symposium Finland 1988*, S. 553 - 561, Koenigsstein.
- MARKER, A.F.H. (1976): The benthic algae of some streams in Southern England. I. Biomass of the epilithon in some small streams. *J. Ecol.* 64, S. 343 - 358.

- MARTEN, M. & REUSCH, H. (1992): Anmerkungen zur DIN "Saprobienindex" (38410 Teil 2) und Forderung alternativer Verfahren. *Natur und Landschaft* 67: 544-547.
- MARVAN, P. (1991): Use of algae as indicators for rivers in Czechoslovakia. in: WHITTON, B.A.; ROTT, E. & FRIEDRICH, G. (Eds.): Use of algae for monitoring rivers. S. 63 - 70.
- MATHES, J. (1990): Das Protozooplankton - eine lange unterschätzte Komponente für die Beurteilung der Wasserbeschaffenheit in Binnengewässern. in: DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE (Hrsg.): Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 1990, 22. - 26.9.1990 in Essen.
- MAUCH, E. (1981): Die Erhebung des biologischen Zustandsbildes der Gewässer. *Bau intern* 10: 179-182.
- MAUCH, E. (1986): Biologische Gewässeranalyse und Auswertung auf der Basis des Saprobien-systems. *Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie* 40: 34-85.
- MAUCH, E. (1990): Ein Verfahren zur gesamtökologischen Bewertung der Gewässer. *Wasser und Boden* 11: 763-767.
- MAUCH, E., KOHMANN, F. & SANZIN, W. (1985): Biologische Gewässeranalyse in Bayern - Informationsberichte Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft 1/85, 254pp.
- MAURICE, C.G., LOWE, R.L., BURTON, T.M. & STANFORD, R.M. (1987): Biomass and compositional changes in the periphytic community of an artificial stream in response to lowered pH. *Water, Air and Soil Pollution* 33, 165 - 177.
- MCGARRIGLE, M.L., LUCEY, J. & CLABBY, K.C. (1992): Biological assessment of river quality in Ireland. in: NEWMAN, P.J., PIAVAUX, M.A. & SWEETING, R.A. (eds.): *River Water Quality, Ecological Assessment and Control*. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- METCALFE, J.L. (1989): Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status in Europe. *Environment Pollution* 60: 101-139.
- MINISTERIE VAN VERKEER EN WATERSTAAT (1981): *Indikatief Meerjaren Programma Water 1980-1984*. 's-Gravenhage, Staatsuitgeverij.
- MINISTERIE VAN VERKEER EN WATERSTAAT (1989): *De Derde Nota Waterhuishouding, Water voor nu en later*. Ministerie van Verkeer en Waterstaat. Den Haag.
- MOLLER PILLOT, H.K.M. (1971): *Faunistische beoordeling van de verontreiniging in laaglandbeken*. Tilburg, 286 pp.
- MOOG, O. (1991): Biologische Parameter zum Bewerten der Gewässergüte von Fließgewässern. *Landschaftswasserbau* 11: 235-266.
- MOOG, O. (1993): Makrozoobenthon als Indikator bei ökologischen Fragestellungen. *Landschaftswasserbau* 15, S. 103 - 143, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft Abt. Landschaftswasserbau, Wien, Mai 1993.

- MOSS, D., FURSE, M.T., WRIGHT, J.F. & ARMITAGE, P.D. (1987): The prediction of the macro-invertebrate fauna of unpolluted water-sites in Great Britain using environment data. *Freshwater Biology* 17: 41-55.
- MOURA, A. M. & MOREIRA, M. H. (1992): A comparative study of two macroinvertebrate sampling techniques in the catchment area of river Antua, Northwestern Portugal. in: NEWMAN, P.J., PIAVAUX, M.A. & SWEETING, R.A. (eds.): *River Water Quality, Ecological Assessment and Control*. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- MURPHY, P.M. (1978): The temporal variability in Biotic Indices. *Environ.Pollut.* 17: 227-236.
- NAGEL, P. (1989): Arthropoden als Indikatoren für die Gewässergüte urban-industriell belasteter Flüsse. *Verhandlungen IX.SIEEC Gotha 1986*: 83-86.
- NATHER KHAN, I.S.A. (1991): Effect of urban and industrial wastes on species diversity of the diatom community in a tropical river, Malaysia. *Hydrobiologia* 224, S. 175 - 184.
- NBN T 92-402 (1984): Biologische kwaliteit van de waterlopen: bepaling van de biotische Index steunende op aquatische macro-invertebraten. Belgisch Instituut voor Normalisatie.
- NBN-T9-402 (1984): Qualite biologique des cours d'eaux. Determination de l'indice biotique se basant sur les macro-invertebres benthiques. Institut Belge de Normalisation.
- NEWMAN, P.J.(1988): Classification of surface water quality. Review of schemes used in EC Member States. Basildon, 189 pp.
- NICOLAI, P., CREO, C., ORLANDI, C., BAZZANTI, M., FOCHETTI, R., CAVALIERI, M. BAMBACIGNO, F. & CARCHINI, G. (1992): Problems in comparative application of biological methods for water quality assessment in a mediterranean lowland stream. in: NEWMAN, P.J., PIAVAUX, M.A. & SWEETING, R.A. (eds.): *River Water Quality, Ecological Assessment and Control*. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- NÖRPEL, M. (1989): Die Veränderung der Algengemeinschaften des Roten Moores im Zuge der Moorrenaturierung. *Telma Beiheft 2*, S. 99 - 119.
- NRA (NATIONAL RIVERS AUTHORITY) (1991): Proposals for Statuary Water Quality Objectives. National Rivers Authority Water Quality Series No. 5, Bristol, December 1991.
- NRA (NATIONAL RIVERS AUTHORITY) (1992): River Corridor Surveys, Methods and Procedures. Conservation Technical Handbook 1. National Rivers Authority, Bristol.
- ÖNORM M 6232 (1993): Richtlinien für die ökologische Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern. Fachnormenausschuß 140 Wassergüte und -aufbereitung, Österreichisches Normeninstitut (ON), Wien, September 1993.
- ORTH, D.J. & MAUGHAN, O.E. (1983): Microhabitat preferences of benthic fauna in a woodland stream. *Hydrobiologia* 106: 157-168.
- OTTO, A. (1991): Grundlagen einer morphologischen Typologie der Bäche. in: Beiträge zur naturnahen Umgestaltung von Fließgewässern, 180pp.

- PANTLE, R. & BUCK, H. (1955): Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. Gas- und Wasserfach 96.
- PATRICK, R., ROBERTS, N.A. & DAVIS, B. (1968): The effect of changes in pH on the structure of diatom communities. *Notulae Naturae* 416, S. 1 - 16.
- PAYNE, F.G., GIRTON, C., DE LIGNY, W., DE ROOCKER, A., SIRVINS, A., SYRATT, W.J., TAPP, J.F., JENKINS, R.H. & SOMERVILLE, H.J. (1982): Ecological monitoring of aqueous effluents from petroleum refineries. *CONCAWE* 8.
- PENNAK, R.W. (1971): Towards a classification of lotic habitats. *Hydrobiologia* 38: S. 321-334.
- PERSOONE, G. & DE PAUW, N. (1979): Systems of biological indicators for water quality assessment. 39-75. In: RAVERA, O. (Ed.): *Biological aspects of freshwater pollution*. Oxford.
- PINDER, L., GLEDHILL, M., BASS, J. & MATTHEWS, A. (1987): Biological surveillance of water quality - I. A comparison of macroinvertebrate surveillance methods in relation to assessment of water quality, in a chalk stream. *Arch. Hydrobiol.* 109: 207-226.
- PIPP, E. & ROTT, E. (1992): Ökologische Wertigkeit österreichischer Fließgewässer anhand des Algenaufwuchses. Bericht zum durch das Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie geförderte Projekt Nr. 3117, Innsbruck.
- PREMAZZI, G., FACCHETTI, S. & FREUDENTHAL, J. (1990): A snapshot survey on the Po river. Commission of the European Communities, ECSC-EEC-EAEC, Brussels-Luxembourg, 1990, ISBN 92-826-1651-7.
- PROVINCIE GELDERLAND (1990): De Meetlat, Een biologisch beoordeelingsstelsel voor het oppervlaktewater in Gelderland. Provincie Gelderland, Dienst Milieu en Water, Afdeling Water, Arnhem, April 1990.
- PROVINCIE LIMBURG (1990): Provinciaal Waterhuishoudingsplan 1991 - 1995, - Water in Balance. Provincie Limburg.
- PUTZ, R. (1988): Aufwuchskieselalgen als Indikatoren für die Versauerung von Fließgewässern, Diplomarbeit, Universität Freiburg.
- RAMM, B. & HOFMANN, G. (1987): *Biomathematik*. Enke, Stuttgart, 3. Auflage.
- REICHARDT, E. (1991): Beiträge zur Diatomeenflora der Altmühl. 3. Teil: Wasserqualität und Diatomeenbesatz. *Algalogical Studies* 62, S. 107 - 132.
- RENBERG, I. & HELLBERG, T. (1982): The pH-history of lakes in southwestern Sweden, as calculated from the subfossil diatom flora of the sediment. *Ambio* 11, S. 30 - 33.
- RESH, V. & UNZICKER, D. (1975): Water quality monitoring and aquatic organisms: the importance of species identification. *Journal of water pollution control* 47: 9-19.
- REYNOLDSON, T.B. (1985): The utility of benthic invertebrates in water quality monitoring. *Water Quality Bulletin* 10: 21-28.

- RICO, E., RALLO, A., SEVILLANO, M.A. & ARRETXE, M.L. (1992): Comparison of several biological Indices based on river macroinvertebrate benthic community for assessment of running water quality. *Annls Limnol.* 28: 147-156.
- RIECKEN, U. (1992): Planungsbezogene Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen. *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 36: 187 pp.
- RIEDEL-LORJÉ, J.C. & KRIEG, H.J. (1987): Vergleich ausgewählter Verfahren biologisch-ökologischer Güteuntersuchungen in abwasserbelasteten Gewässern. *Korrespondenz Abwasser* 34: 38-42.
- ROTT, E. (1991): Use of diatoms for monitoring rivers. in: WHITTON, B.A.; ROTT, E. & FRIEDRICH, G. (Eds.): Use of algae for monitoring rivers. Institut für Botanik. Universität Innsbruck. S. 9 - 16.
- ROUND, F.E. (1991): Use of diatoms for monitoring rivers. in: WHITTON, B.A.; ROTT, E. & FRIEDRICH, G. (Eds.): Use of algae for monitoring rivers. S. 25 - 32, Institut für Botanik, Universität Innsbruck.
- RUMEAU, A. & COSTE, M. (1988): Initiation à la systématique des diatomées d'eau douce. Pour l'utilisation pratique d'un indice diatomique générique. *Bull.Fr.Pêche Piscicult.* 309, S. 1 - 69.
- RUSHFORTH, S.R. & BROCK, J.T. (1991): Attached diatom communities from the lower Truckee River, summer and fall, 1986. *Hydrobiologia* 224, S. 49 - 64.
- RUSHFORTH, S.R.; BROTHERRSON, J.D.; FUNGLADDA, N. & EVENSON, W.E. (1981): The effects of dissolved heavy metals in attached diatoms in the Uintah Basin of Utah, U.S.A.. *Hydrobiologia* 83, S. 313 - 323.
- SALDEN, N. (1978): Beiträge zur Ökologie der Diatomeen (Bacillariophyceae) des Süßwassers. *Decheniana Beihefte* 22.
- SANZIN, W. & NÄHER, W. (1988): Flüsse zwischen Blau und Rot. Saprobiologie in turbulenten Fließgewässern. *Bau intern* 7: 128-129.
- SCHARF, W. (1984): Kieselalgen als Indikatoren für die Beurteilung der Ablaufqualität von Kläranlagen. *Forum Städte-Hygiene* 35, S. 268 - 273.
- SCHEELE, M. (1955): Die Massenentwicklung salzliebender planktischer Kieselalgenarten in Werra und Weser. *Arch. f. Hydrobiol.* 51 (2) S. 161 - 171.
- SCHEELE, M. (1956): Verbreitung und Ökologie der Kieselalgen der Werra mit besonderer Berücksichtigung der Halophyten. *Arch. f. Hydrobiol.* 51 (4), S. 425 - 456.
- SCHENK, G.J. (1979): Die Diatomeenvegetation des "Salzbrunnens" bei Rothenkirchen (Hessen). *Philippia* IV (1), S. 12 - 20.
- SCHIEFELE, S. & KOHMANN, F. (1993): Bioindikation der Trophie in Fließgewässern. Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Wasserwirtschaft, Forschungsbericht Nr. 102 01 504, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft im Auftrag des Umweltbundesamtes.

- SCHIEFELE, S. & SCHREINER, C. (1991): Use of diatoms for monitoring nutrient enrichment, acidification and impact of salt in rivers in Germany and Austria. in: WHITTON, B.A.; ROTT, E. & FRIEDRICH, G. (Eds.): Use of algae for monitoring rivers. S. 103 - 110, Universität Innsbruck.
- SCHIEFELE, S. (1987) Indikationswert benthischer Diatomeen in der Isar zwischen Mittenwald und Landshut. Diplomarbeit, Universität München.
- SCHMID, M. (1989): Bericht zum Zustand der aargauischen Fließgewässer in der Zeit 1983/84. Mitt. Aarg. Naturfor. Gesellschaft 32, S. 259 - 280.
- SCHMITZ, W. (1969): Biologische und chemische Kriterien zur Beurteilung des Gütezustandes von Fließgewässern. Wasserwirtschaft in Baden-Württemberg 1969: 92-103.
- SCHOEMANN, F.R. & HAWORTH, E.Y. (1986): Diatoms as indicators of pollution. Report on a Workshop. in: Proc. of the 8th Diatom-Symposium 1984, S. 757 - 759.
- SCHÖNBORN, W. (1992): Fließgewässerbiologie. Gustav Fischer Verlag Jena.
- SCHREINER, C. (1989): Untersuchung benthischer Diatomeenassoziationen in versauerten Fließgewässern des Fichtelgebirges und Frankenwaldes, Diplomarbeit, Universität München, Fb. Biologie.
- SCHREINER, C. (1990a): Untersuchung benthischer Kieselalgenassoziationen in Oberflächengewässern von Fichtelgebirge, Bayerischer Wald und Spessart. Abschlußbericht zum Entwicklungsvorhaben "Auswirkungen des sauren Regens und des Waldsterbens auf das Grundwasser. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München.
- SCHREINER, C. (1990b): Entwicklung eines Indikationssystems der Versauerung von Fließgewässern mit Hilfe von Diatomeen. Abschlußbericht zum Entwicklungsvorhaben "Monitoringprogramm für versauerte Gewässer durch Luftschadstoffe in der Bundesrepublik Deutschland im Rahmen der ECE". Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München.
- SCHUBERT, R. (1985): Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen. Fischer Verlag Stuttgart.
- SCHWEDER, H. (1990): Rhithron-Ernährungs-Typen-Index (RETI) - ein Parameter zur Beschreibung und Bewertung der Ernährungsbeziehungen von Makroinvertebraten in kleinen Fließgewässern. in: DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE (Hrsg.): Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 1990, 22. - 26.9.1990 in Essen.
- SCHWEDER, H. (1992): Neue Indizes für die Bewertung des ökologischen Zustands von Fließgewässern, abgeleitet aus der Makroinvertebraten-Ernährungstypologie. Limnologie aktuell 3: 353-377.
- SIMONSEN, R. (1962): Untersuchungen zur Systematik und Ökologie der Bodendiatomeen der westlichen Ostsee. Int. Revue d. ges. Hydrobiol., Systematische Beihefte 1.
- SLADECEK, V. (1973): Systems of water quality from the biological point of view. Arch. Hydrobiol. Beih. 7: 1-218.

- SLADECEK, V. (1982): Kenntnisstand und aktuelle Probleme bei der Beurteilung der Wassergüte mittels Indikatoren. *Decheniana Beiheft* 26: 99-104.
- SLADECEK, V. (1986): Diatoms as indicators of organic pollution. *Acta hydrochim.hydrobiol.* 14 (5), S. 555 - 566.
- SLOOFF, W. (1983): Benthic macroinvertebrates and water quality assessment: Some toxicological considerations. *Aquatic Toxicology* 4: 73-82.
- SNOEIJIS, P.J.M. (1989): A check-list of the benthic diatoms at Forsmark (northern Baltic Sea). I. Epilithic and epiphytic taxa. *Ann. Bot. Fennici* 26, S. 427 - 439.
- SNOEIJIS, P.J.M. (1991): Monitoring pollution effects by diatom community composition. A comparison of sampling methods. *Arch. Hydrobiol.* 121 (4), S. 497 - 510.
- STEEL, J. (1992): River Quality Survey, United Kingdom, 1990, Data processing for the biological component. in: NEWMAN, P.J., PIAVAUX, M.A. & SWEETING, R.A. (eds.): *River Water Quality, Ecological Assessment and Control*. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- STEINBERG, C. & SCHIEFELE, S. (1988a): Bausteine zu einem Trophiesystem für Fließgewässer. *Bau intern* 7, S. 130 - 131.
- STEINBERG, C. & SCHIEFELE, S. (1988b): Biological Indication of Trophie and Pollution of Running Waters. *Z.Wasser-Abwasser-Forsch.* 21, S. 227 - 234.
- STEINBERG, C., PUTZ, R., & SCHREINER, C. (1989): Diatomeen versauerter Fließgewässer, Vortrag beim ANL-Seminar "Auswirkung der Gewässerversauerung" vom 3.-5. Juli 1989 in Weiden.
- STEVENSON, R.J. (1984): Epilithic and epipelic diatoms in the Sandusky River, with emphasis on species diversity and water pollution. *Hydrobiologia* 114, S. 161 - 175.
- STOPNIK, P., NEUMANN, D. & KURECK, A. (1984): Ökologische Untersuchungen am Rotbach im nördlichen Eifelvorland. *Decheniana* 137:170-185.
- STOWA (1992): Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater. Beoordelingssysteem voor stromende wateren op basis van macrofauna. STOWA 92-7 und STOWA 92-8.
- SULLIVAN, M.J. (1986): Mathematical expression of diatom results: Are these "Pollution Indices" valid and useful? in: *Proc. of the 8th Diatom-Symposium 1984*, S.772 - 776.
- SWEETING, R. (1990): Biological monitoring (BMWP and RIVPACS) in the context of E.C. Directives. Middlesex Polytechnic. *Biological Standards for Water Quality Assessment*.
- SWEETING, R.A., LOWSON, D., HALE, P. & WRIGHT, J.F. (1992): 1990 Biological assessment of rivers in the UK. in: NEWMAN, P.J., PIAVAUX, M.A. & SWEETING, R.A. (eds.): *River Water Quality, Ecological Assessment and Control*. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- TGL 22764 (1981): Fachbereichsstandard: Nutzung und Schutz der Gewässer, Klassifizierung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern TGL 22764, März 1981.

- TITTIZER, FRIEDRICH, TACHET, WIEDERHOLM (1989): Full score system for European upland and lowland watercourses. ISC/TC 147/SC 5/WG 6 N33.
- TITTIZER, T. (1981): Erläuterungen und Kommentare zu: "Resolutions of Meeting of ISO/TC 147/SC 5/WG 6/N 22. Bundesanstalt für Gewässerkunde N2/826.3.
- TLU (THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR UMWELT) (HRSG.) (1992): Gewässergütebericht des Landes Thüringen 1991, Jena 1992.
- TOLKAMP, H. & GARDENIERS, J. (1977): Hydrobiological survey of lowland streams in the Achterhoek (The Netherlands) by means of a system for the assessment of water quality and stream character based on macro-invertebrates. Mit. Inst. f. Wasserwirt. d. TH Hannover 41, S. 215 - 237.
- TOLKAMP, H. (1984): Biological assessment of water quality in running water. Wat.Sci.Tech. 17: 867-878.
- TOLKAMP, H. (1985): Using several Indices for biological assessment of water quality in running water. Verh.Internat.Verein.Limnol. 22: 2281-2286.
- TOLKAMP, H., GARDENIER, P. & PETERS, M. (1992): Entwicklung der ökologischen Gütebeurteilung in den Niederlanden. Limnologie aktuell 3: 79-98.
- TUCHMAN, M.L. & STEVENSON, R.J. (1980): Comparison of clay tile, sterilized rock, and natural substrate diatom communities in a small stream in southeastern Michigan, USA. Hydrobiologia 75, S. 73 - 79.
- TUFFERY, G. & DAVAINÉ, P.M. (1970): Niveau faunistique le plus élevé et indice de diversité biotique. in: EUROPEAN INLAND FISHERIES ADVISORY COMMISSION (EIFAC): Diagnose écologique en cours d'eau á Salmonidae. CECPI 6<sup>e</sup> Session, Cracovie, Pologne, Mar. 1970, EIFAC 70/Sc 191.
- UEBERBACH, J. (1989): Verfahren zur Gütebeurteilung von Fließgewässern. Studie im Auftrag des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK), Bonn.
- UM (MINISTERIUM FÜR UMWELT BADEN-WÜRTTEMBERG) (HRSG.) (1992): Gütezustand der Gewässer in Baden-Württemberg 7, Zustandsuntersuchungen auf biologisch ökologischer Grundlage. Wasserwirtschaftsverwaltung Heft 27.
- VAE (1975): Verordnung über Abwassereinleitungen vom 8. Dezember 1975. Schweizerischer Bundesrat.
- VAN DAM, H. (1982): On the Use of Measures of Structure and Diversity in Applied Diatom Ecology. Nova Hedwigia Beiheft 73, S. 73 - 115.
- VAN DAM, H., MERTENS, A. & SINKELDAM, J. (in press): A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. submitted to Neth.J.Aquat.Ecol. Sept. 22. 1993.
- VAN DEN HOEK, C. (1984): Algen. 2. Auflage, Thieme Verlag.

- VERNEAUX, J., TUFFERY, G. (1967): Une methode zoologique pratique de determination de la qualite biologique des eaux courantes - Indices biotiques. *Ann.Sci.Univ.Besancon* 3: 79-90.
- VINSON, D.K. & RUSHFORTH, S.R. (1989): Diatom species composition along a thermal gradient in the Portneuf River, Idaho, USA. *Hydrobiologia* 185, S. 41 - 54.
- WALLEY, W.J. (1993): Artificial intelligence in river water quality monitoring and control. Manuscript from the Freshwater Europe Symposium "River Water Quality And Control" Birmingham 21.-23. February 1993.
- WASHINGTON, H.G. (1982): Diversity, Biotic and Similarity Indices. *Water Res.* 18: 653-694.
- WATANABE, T., ASAI, K. & HOUKI, A. (1986a): Numerical estimation to organic pollution of flowing water by using the epilithic diatom assemblage - Diatom Assemblage Index (DAIpo). *The Science of the Total Environment* 55, S. 209 - 218.
- WATANABE, T., ASAI, K. & HOUKI, A. (1986b): Numerical Water Quality Monitoring of Organic Pollution using Diatom Assemblages. in: ROUND, F.E. (ed.): *Proceedings of the ninth international Diatom Symposium*, S. 123 - 141, Koenigsstein 1988.
- WATANABE, T., ASAI, K. & HOUKI, A. (1988): Numerical index of water quality using diatom assemblages. in: YASUMO, M. & WHITTON, B.A. (eds.): *Biological Monitoring of environmental Pollution*. S. 179 - 192, 1988.
- WATERSCHAP REGGE EN DINKEL (1990): *Technisch jaarverslag 1989*. Almelo.
- WEGL, R. (1983): Index für die Limnosaprobität. *Wasser und Abwasser* 26: 175 pp.
- WHITTON, B.A., ROTT, E. & FRIEDRICH, G. (Eds.): *Use of algae for monitoring rivers*. Institut für Botanik. Universität Innsbruck.
- WIEGLEB, G., ZANDER, B. & WOHLFAHRT, U. (1992): *Typisierung und Bewertung der Fließgewässervegetation der Bundesrepublik Deutschland, Band I. Forschungsbericht im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Carl-von-Ossietzky-Universität Oldenburg, Februar 1992.*
- WOODIWISS, F.S. (1964): The biological system of stream classification used by the Trent River Board. *Chemistry and Industry* 14: 443-477.
- WOODIWISS, F.S. (1980): Biological monitoring of surface water quality. Summary Report. Commission of the European Communities. EN/787/800-EN. 45 pp.
- WRIGHT, J.F., ARMITAGE, P.D. & FURSE, M.T. (1984): A preliminary classification of running water sites in Great Britain based on macro-invertebrate species and the prediction of community type using environmental data. *Freshwater Biology* 14: 221-256.
- WRIGHT, J.F., ARMITAGE, P.D., FURSE, M.T. & MOSS, D. (1989): Prediction of invertebrate communities using stream measurements. *Regulated Rivers: Research & Management* 4: 147-155.

- WU, J.T. (1986): Relation of change in river diatom assemblages to water pollution. Bot.Bull.Academia Sinica 27, S. 237 - 245.
- WWA GÖ (WASSERWIRTSCHAFTSAMT GÖTTINGEN) (1987): Gewässergütebericht 1987. Wasserwirtschaftsamt Göttingen.
- WYGASCH, J. (1983): Zur Wasserqualität und Algenflora der Lohme (Alme) am Ziegenberg in Paderborn. Berichte des naturwissenschaftlichen Ver. Bielefeld 26, 261-268.
- WYGASCH, J. (1985): Kieselalgen des Salzflorgebietes im Süden von Salzkotten. Ber. d. naturw. Ver. Bielefeld 27, S. 369 - 403.
- WZL (WATERSCHAP ZUIVERINGSCHAP LIMBURG) (1985): Biologische waterbeoordeling op grond van makrofauna. Onderzoek met behulp van diverse Saprobie-Systemen. Waterschap Zuiveringschap Limburg 120 pp.
- YOSHITAKE, S. (1990): Estimation of water quality by diatom assemblages in the small streams, Nobi area, south-central Japan. Sci.Rept.Yokosuka City Mus. 38, S. 43 - 46.
- ZELINKA, M. & MARVAN, P. (1961): Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. Arch. Hydrobiol. 57 (2), S. 389 - 407.
- ZIEMANN, H. (1971): Die Wirkung des Salzgehaltes auf die Diatomeenflora als Grundlage für eine biologische Analyse und Klassifikation der Binnengewässer. Limnologica 8 (2), S. 505 - 525.
- ZIEMANN, H. (1975): Über den Einfluß der Wasserstoffionenkonzentration und des Hydrogenkarbonatgehaltes auf die Ausbildung von Bergbachbiozöosen. Int. Revue ges. Hydrobiol. 60 (4), S. 523 - 555.
- ZIEMANN, H. (1981): Die biologische Wirkung des Salzgehaltes als Kriterium der Wasserbeschaffenheit. Wasserwirtschaft-Wassertechnik 5, S. 169 - 172.
- ZIEMANN, H. (1985): Über die erforderliche Vielfalt von Indikatororganismen des Aufwuchses bei der Bestimmung des Saprobitätsgrades in Fließgewässern - ein Diskussionsbeitrag. Acta hydrochim.hydrobiol. 13: 531-536.
- ZIEMANN, H. (1986): Zur Charakteristik der Diatomeenbesiedlung des oberen Vessertales. Abh. Ber. Mus. Nat. Gotha 13, S. 7 - 11.
- ZIEMANN, H. (1991): Veränderungen der Diatomeenflora der Werra unter dem Einfluß des Salzgehaltes. Acta hydrochim. hydrobiol. 19 (2), 159 - 174.
- ZUIVERINGSSCHAP LIMBURG (1992): Jaarverslag 1991. Roermond.
- ZUIVERINGSSCHAP OOSTELIJK GELDERLAND (1992): De kwaliteit van het oppervlaktewater, Jaarverslag 1991.



Liste weiterer Verfahren zur biologischen Gewässergüteklassifizierung (die Mehrzahl der genannten Methoden wird in der wasserwirtschaftlichen Praxis nicht oder nicht mehr verwendet).

---

Trent Biotic Index (WOODIWISS 1964)  
Biotic Index (VERNEAUX & TUFFERY 1964)  
Saprobienindex (PANTLE & BUCK 1955)  
Gütelängsschnitt (KNÖPP 1955)  
Verfahren nach WURTZ (1955)  
Biotic Index nach BECK (1955)  
Makroindex nach PERRET (1977)  
Karlsruher Methode (SCHMITZ 1969)  
Kopplungsanalyse nach BUCK (1974, 1986, ALF & BUCK 1993)  
Produktionsquotient P/Q (FRUTIGER 1986)  
Gammarus/Asellus Verhältnis (WATTON & HAWKES 1984)  
Oligochaetenverfahren (LAFONT 1984)  
Chironomiden Index (BAZERQUE et al. 1989)  
Chironomiden Verfahren (WILSON & MCGILL 1977)  
Kombination von Ähnlichkeitsindices (GUHL 1987)  
Trent Index (ANDERSON 1984)  
MAPOS (1974/75)  
Lincoln Quality Index (Extence et al. 1987)  
RETI Index (SCHWEDER 1992)  
RHEO INDEX (BÖTTGER 1986)  
Index nach FJERDINGSTAD (1964)  
Biotic Index (CHUTTER 1972)



**Seit 1. April 1994 sind bisher folgende „Materialien“ des Landesumweltamtes NRW erschienen:**

- 1 Der Dynamische Daphnientest  
– Erfahrungen und praktische Hinweise –  
Essen: Landesumweltamt NRW 1994, 44 S. 15,00 DM
- 2 Umsetzung der TA-Siedlungsabfall bei Deponien  
2. Abfallwirtschaftliches Fachgespräch  
Essen: Landesumweltamt NRW 1994, 99 S. 15,00 DM
- 3 Verwertung von Elektro- und Elektronikgeräten  
Essen: Landesumweltamt NRW 1994, 153 S. 20,00 DM
- 4 Einsatz alternativer Baustoffe in Abdichtungssystemen  
Essen: Landesumweltamt NRW 1994, 91 S. 15,00 DM
- 5 Einwicklung im Bereich der Sonderabfallentsorgung  
Essen: Landesumweltamt NRW 1994, 39 S. 15,00 DM
- 6 Ökologische Auswirkungen von Fischteichen auf Fließgewässer  
Essen: Landesumweltamt NRW 1994, 208 S. 25,00 DM
- 7 Ökologische Effizienz von Renaturierungsmaßnahmen an Fließgewässern  
Essen: Landesumweltamt NRW 1994, 462 S. 28,00 DM
- 8 Vermeidung von Bunkerbränden in Abfallverbrennungsanlagen mit Hilfe  
der Infrarot-Thermographie  
Essen: Landesumweltamt NRW 1995, 53 S. 15,00 DM
- 9 Prozeßleittechnik in Anlagen der chemischen Industrie –  
Anlagenschutz und sicherheitsrelevante Komponenten  
Essen: Landesumweltamt NRW 1995, 119 S. 20,00 DM
- 10 Sicherheitstechnische Hinweise und Anforderungen an Abschott- und  
Entlastungssysteme aus der Sicht der Störfall-Verordnung  
Essen: Landesumweltamt NRW 1995, 40 S. 15,00 DM
- 11 Literaturstudien zum PCDD/F-Transfer vom Boden in die Nahrungskette  
Essen: Landesumweltamt NRW 1995, 149 S. 25,00 DM
- 12 Die verlust- und kontaminationsfreie Probenahme und -vorbereitung  
von Wässern und Feststoffen  
Essen: Landesumweltamt NRW 1995, 203 S. 28,00 DM
- 13 Essener Verfahren zur Bewertung von Altlastenverdachtsflächen  
– Erstbewertung und normierte Charakterisierung –  
Essen: Landesumweltamt NRW 1995, 66 S. 15,00 DM
- 14 Optimierung der thermischen Behandlung organischer chlorhaltiger  
Problemabfälle  
Essen: Landesumweltamt NRW 1995, 132 S. 25,00 DM
- 15 Entsorgungsbericht 1993 über Sonder- und Massenabfälle in NRW  
Essen: Landesumweltamt NRW 1995, 75 S. 20,00 DM

- |    |  |          |
|----|--|----------|
| 16 | Begleitende meßtechnische Erfolgskontrolle bei der Sanierung einer Textilreinigungsanlage<br>Essen: Landesumweltamt NRW 1995, 60 S.  | 15,00 DM |
| 17 | Ausgewählte Untersuchungsergebnisse der halbtechnischen Versuchskläranlage<br>– Untersuchungen zur Stickstoffelimination –<br>– Praxiserprobung von Online-Meßtechnik –<br>Essen: Landesumweltamt NRW 1995, 110 S. | 20,00 DM |
| 18 | Vergleich verschiedener europäischer Untersuchungs- und Bewertungsmethoden für Fließgewässer<br>Essen: Landesumweltamt NRW 1995, 140 S.  | 25,00 DM |