

Hilf. 11.01.2002



mit
frdl.
Empfehlung
überreicht
an die
Stadt Diepholz
im
Planungs- u.
Umweltausschuss
am 18.12.01
von
Karin Lüdiger

Hochschule Vechta

Institut für Naturschutz und Umweltbildung

Studiengang Ökologie Fachrichtung Naturschutz

Diplomarbeit

**Charakterisierung eines stark beeinflussten Tieflandbaches
unter besonderer Berücksichtigung
verschiedener Erfassungsmethoden und
Bewertungsverfahren**

vorgelegt von: **Marta Sickinger** am **10. August 2001**

Gutachterin: Prof. Dr. E. Kiel

Gutachter: Prof. Dr. R. Akkermann

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
2	Untersuchungsgebiet	6
2.1	Geographische Lage und naturräumliche Einordnung	6
2.2	Geomorphologie, Böden und Klima	6
2.3	Hydrologische Faktoren	9
2.4	Anthropogene Beeinträchtigungen	10
2.4.1	Veränderungen des Bachlaufes	10
2.4.2	Nutzung der Bachaue	12
2.4.3	Gewässerunterhaltung	12
2.4.4	Einleitung von Abwasser	13
2.5	Beschreibung der Probestellen	14
3	Material und Methoden	17
3.1	Erfassung abiotischer Parameter	17
	in situ: Wasserstand, Gewässerbreite, Fließgeschwindigkeit, Temperatur, Sauerstoff, pH-Wert, Elektrolytische Leitfähigkeit	
	im Labor: Stickstoffparameter (Ammonium-, Nitrit-, Nitrat-, Gesamtstickstoff), Phosphat (Gesamt-Phosphor, Orthophosphat-Phosphor), BSB ₅ , CSB, Chlorid	
3.2	Gewässerstrukturkartierung (Kartieranleitung des Landesumweltamtes NRW)	18
3.3	Erfassung biotischer Parameter	19
3.3.1	Vegetationskartierung (Wasserpflanzen)	19
3.3.2	Erfassung der Makroinvertebratenbesiedlung	20
3.4	Normierte Bewertungsverfahren	23
3.4.1	Ermittlung der chemischen Gewässergüte	23
3.4.2	Ermittlung des Saprobienindex (DIN 38410)	24
3.4.3	Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna (Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft)	25
3.5	Indikatororganismen Eintags, Stein- und Köcherfliegenlarven (EKS-Taxa)	26
4	Ergebnisse	27
4.1	Abiotische Parameter	27
	Wasserstand	28
	Fließgeschwindigkeit	29
	Temperatur	29
	Sauerstoff	30
	pH Wert	33
	Stickstoffparameter	34
	Phosphat	38
	Chlorid	40
	Elektrolytische Leitfähigkeit	41

4.2 Gewässerstruktur (Kartieranleitung des Landesumweltamtes NRW)	42
4.3 Biotische Parameter.....	44
4.3.1 Vegetationskartierung (Wasserpflanzen)	44
4.3.2 Makroinvertebratenbesiedlung	47
4.4 Normierte Bewertungsverfahren	61
4.4.1 Chemische Gewässergüte	61
4.4.2 Saprobienindex (DIN 38410)	64
4.4.3 Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna (Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft)	69
4.5 Indikatororganismen Eintags-, Stein- und Köcherfliegenlarven (EKS-Taxa)	80
5 Diskussion	82
5.1 Zur Situation der Fließgewässer im nordwestdeutschen Tiefland	82
5.2 Methoden	84
5.3 Abiotische Parameter	84
Hydrologische Aspekte	84
Temperatur	86
Sauerstoff	87
pH Wert	90
Stickstoffparameter	90
Phosphat	94
Chlorid	95
Elektrolytische Leitfähigkeit	95
5.4 Gewässerstruktur (Kartieranleitung des Landesumweltamtes NRW)	96
5.5 Biotische Parameter.....	97
5.5.1 Vegetation (Wasserpflanzen)	97
5.5.2 Makroinvertebratenbesiedlung	98
5.6 Normierte Bewertungsverfahren	103
5.6.1 Chemische Gewässergüte	103
5.6.2 Saprobienindex (DIN 38410)	103
5.6.3 Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna (Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft)	105
5.7 Indikatororganismen Eintags-, Stein- und Köcherfliegenlarven (EKS-Taxa)	113
5.8 Vergleich der Ergebnisse der Strukturgüte, der (biologischen) Gewässergüte (DIN 38410) und der Chemischen Gewässergüte	114
6 Zusammenfassung	115
7 Literaturverzeichnis	122

Anhang

1 Einleitung

„Der Erhalt und die Wiederherstellung naturnaher Fließgewässer und ihrer Auen gehört zu den vorrangigen Zielen des Naturschutzes.“

(BUNDESFORSCHUNGSANSTALT FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTS-ÖKOLOGIE, 1989).

„Vorrang bei der Erschließung und Nutzung der Wasserressourcen gebührt der Deckung der Grundbedürfnisse und dem Schutz der Ökosysteme.“

(BUNDESUMWELTMINISTERIUM, AGENDA 21, Kapitel 18)

„Die Aufteilung der Zuständigkeiten für die Wasserbewirtschaftungsplanung auf verschiedene sektorale Behörden erweist sich als größeres Hindernis für die Förderung einer integrierten Bewirtschaftung der Wasserressourcen als ursprünglich angenommen.“

(BUNDESUMWELTMINISTERIUM, AGENDA 21, Kapitel 18)

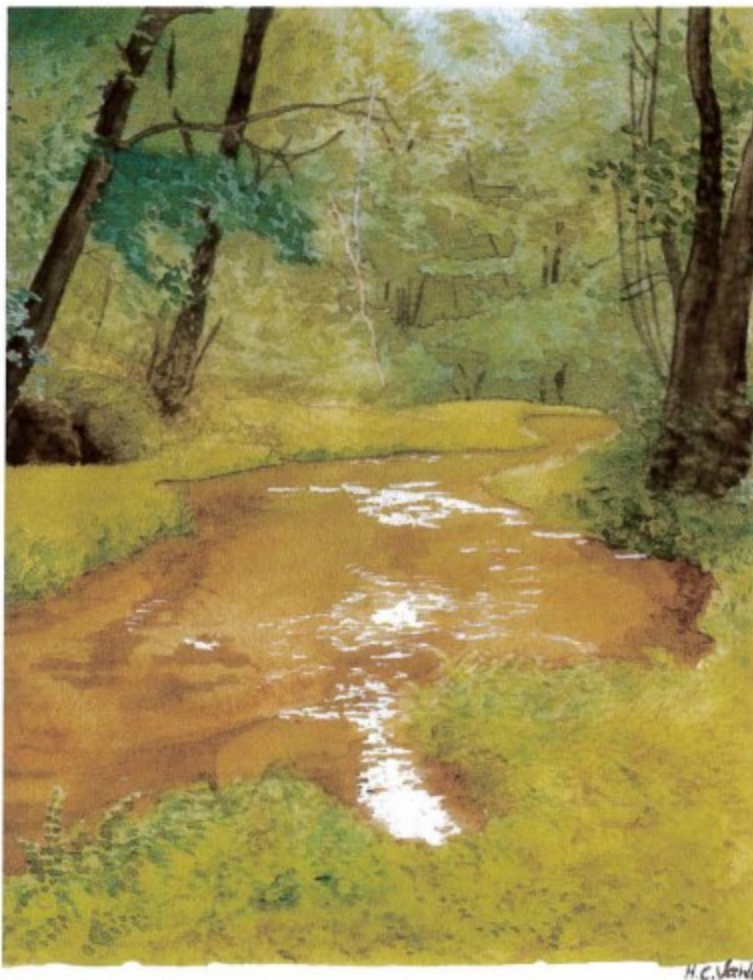


Abb.1-1: Ausschnitt aus dem Aquarell eines naturnahen Tieflandbaches bei Inzmühlen (Lüneburger Heide) von H.C. Vahle

Fließgewässer sind von hohem ökologischen, ökonomischen und kulturellem Wert. Ihrer Bewirtschaftung ist höchste Bedeutung beizumessen. Insofern wäre ein Engagement zur Wiederherstellung natürlicher Fließgewässer und ihrer Auen auf allen Entscheidungsebenen wünschenswert. Geltendes Recht auf verschiedenen Ebenen bildet dabei den Handlungsrahmen auch für das in dieser Arbeit untersuchte Gewässer, die Beeke im Stadtgebiet von Diepholz.

In der **EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)** werden die Mitgliedsstaaten aufgefordert, Maßnahmen einzuleiten, die eine Verschlechterung des ökologischen Zustands der Oberflächengewässer sowie ihre Verschmutzung vermeiden und durch Sanierung dieser Gewässer in allen Oberflächenwasserkörpern einen guten Zustand bzw. im Falle stark veränderter oder künstlicher Wasserkörper ein gutes ökologisches Potential und einen guten chemischen Zustand der Oberflächengewässer zu erreichen. (EU-WRRL, Artikel 4, Abs.1 a). Nach dem noch nicht an die EU-WRRL angepassten **Wasserhaushaltsgesetz des Bundes (WHG)** sind die Gewässer laut § 1a Abs.1 als Bestandteil des Naturhaushaltes und als Lebensraum für Tiere und Pflanzen zu sichern. Zurzeit darf die Einleitung von Abwasser nur erlaubt werden, wenn die Schadstofffracht so gering gehalten wird, wie dies bei Einhaltung der jeweils in Betracht kommenden Verfahren nach dem Stand der Technik möglich ist (§ 7a Abs.1), wobei der Entwicklungsstand technisch und wirtschaftlich durchführbarer fortschrittlicher Verfahren gemeint ist (§ 7a Abs.5). Hier besteht zur Zeit noch ein Spielraum zwischen „technisch möglich“ und „finanzierbar“. Laut § 31 Abs. 1 des WHG sollen nicht naturnah ausgebaute natürliche Gewässer so weit wie möglich wieder in einen naturnahen Zustand zurückgeführt werden.

Im **Niedersächsischen Landesraumordnungsprogramm (LROP) von 1994** hat die Landesregierung ihre Zielvorstellungen zum Gewässerschutz formuliert: Die ökologischen Funktionen ober- und unterirdischer Gewässer als Lebensraum und Lebensgrundlage für Pflanzen und Tiere, als klimatischer Ausgleichsfaktor und als prägender Landschaftsbestandteil sind nachhaltig zu schützen. Die Gewässergüte ist so zu verbessern dass eine Annäherung an die ursprünglich vorhandenen Gegebenheiten, wie sie vor menschlicher Beeinflussung herrschten, statt findet. Das entspricht überwiegend der Gewässergüteklasse II (mäßig belastet).

Die Beeke fließt zwischen zwei Naturschutzgebieten innerhalb der „Diepholzer Moorniederung“, einem Feuchtgebiet von internationaler Bedeutung lt. Liste der Ramsar-Konvention (COLDITZ, 1994). Sie ist dennoch ein durch menschliches Wirtschaften auf vielfältige Weise beeinflusstes Fließgewässer. Die Gewässergüte der Beeke wird im Gewässergütebericht des Staatlichen Amtes für Wasser und Abfall (StAWA) Sulingen von 1996 oberhalb der Einleitung aus der Betriebs-Kläranlage der A&L Tierfrischmehl Produktions GmbH - eine Geflügelabfälle verarbeitende Fabrik – mit der Güteklasse II-III (kritisch belastet) bewertet. Unterhalb der Kläranlage tritt eine Verschlechterung zur Güteklasse III (stark verschmutzt) auf.

Diese Messergebnisse weisen die Beeke als das am stärksten belastete der zahlreichen Fließgewässer im Stadtgebiet von Diepholz aus.

In der Kommunalpolitik dieser Stadt spielt Gewässerschutz seit einigen Jahren eine wichtige Rolle.

- Am 05.09.1995 hat der **Rat der Stadt Diepholz** beschlossen, in Kooperation mit dem Amt für Agrarstruktur (AfA) Sulingen die umweltverträgliche Bewirtschaftung der Flächen im Beekegebiet zu planen (PROTOKOLL DER RATSSITZUNG VOM 05.09.99).
- Am 25.05.2000 hat der Verwaltungsausschuss der Stadt Diepholz beschlossen, dass die Stadt Wasseruntersuchungen in der Beeke oberhalb und unterhalb der Abwassereinleitung (der A&L Tierfrischmehl Produktions GmbH) vornimmt sowie den Einleiter selbst wegen potentieller Belastung durch Oberflächenwasser (auch nachts) untersucht, da eine Überprüfung lediglich der Reinigungsleistung der firmeneigenen Kläranlage durch den Fachdienst Tiefbau des Landkreises sechs mal pro Jahr nicht für ausreichend angesehen wurde (DIEPHOLZER KREISBLATT v. 30.05.2000). Ein Dauerprobenehmer im Einleitungsrohr ermöglicht nun die ununterbrochene Überprüfung des Einleitungswassers.
- Die Fa. A&L hat am 27.12.1999 eine Verdoppelung ihrer Verarbeitungskapazitäten beantragt und muss, da es sich hier um eine Anlage handelt, die von Ziffer 11i des Anhangs II der UVP-Änderungsrichtlinie der EU erfasst wird, das Genehmigungsverfahren unter Beteiligung der Öffentlichkeit durchführen (LANDKREIS DIEPHOLZ, 2000).
- Am 21.09.2000 hat der Verwaltungsausschuss der Stadt Diepholz beschlossen, für die Genehmigung der beantragten Kapazitätsverdoppelung der Fa. A & L und der noch zu regelnden Oberflächenentwässerung für die Einleitung in die Beeke Grenzwerte festzulegen, die der Gewässergüteklasse II entsprechen (Diepholzer Kreisblatt vom 30.09.2000).

Die bisher praktizierte emissionsorientierte Überwachung durch die zuständige Wasserbehörde wird durch kommunalpolitische Aktivitäten und Beschlüsse Schritt für Schritt zu einer immissionsorientierten Überwachung des Gewässers, wie es die neue EU-WRRL fordert.

Allerdings gab es bisher keine Untersuchung, die den gesamten Flusslauf mit der aquatischen Makrofauna, der Wasservegetation, der Gewässerstruktur und den physiko-chemischen Werten erfasst. Diese Daten liegen hiermit vor. Sie bilden eine Datenbasis für den bereits in Arbeit befindlichen ökologisch begründeten Gewässerentwicklungsplan und eine notwendige Grundlage für eine Erfolgskontrolle nach durchgeführten Entwicklungsmaßnahmen.

Die hier vorliegende Arbeit geht darüber hinaus der Frage nach, welche Ergebnisse eine Bewertung dieses Gewässers (Güteklasse) mit dem zurzeit kritisch diskutierten klassischen Indikationsverfahren, dem Saprobien-system (DIN 38410), an unterschiedlichen Gewässerabschnitten und zu unterschiedlichen Zeiten bei Einsatz von zwei verschiedenen Erfassungsmethoden bringt.

Darüber hinaus wird die „Chemische Gewässergüte“ auf der Basis der stofflichen Qualitätsanforderungen der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) ermittelt, ebenso die „Gewässerstrukturgüte“ nach der Kartieranleitung des Landesumweltamtes NRW. Die „Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna“ der Beeke wird auf der Basis des gleichnamigen Verfahrens des BAYERISCHEN LANDESAMTES FÜR WASSERWIRTSCHAFT durchgeführt, bezüglich

der verschiedenen Gewässerabschnitte, bezüglich der zwei verschiedenen Erfassungsmethoden und bezüglich des Untersuchungszeitpunktes werden Aspekte der Gewässerunterhaltung (vorher/nachher) lediglich einer Probestelle angesprochen.

Die in dieser Arbeit untersuchte Makrofauna konzentriert sich auf die Organismengruppe der Makroinvertebraten. In der aquatischen Lebensgemeinschaft sind gerade sie für die Bioindikation eines Gewässerabschnittes besonders geeignet, da sie praktisch in jedem Fließgewässer vorkommen und in charakteristischen Artenvergesellschaftungen so wie einer Fülle unterschiedlicher Lebensformen die verschiedensten Gewässertypen besiedeln. Sie finden sich dort im Benthos/Interstitial sowie auf allen vorhandenen Substrattypen. Sie sind mit bloßem Auge erkennbar und lassen sich vergleichsweise (im Gegensatz zu den Mikroorganismen) leicht identifizieren. Ihre Lebensdauer beträgt mehrere Monate bis einige Jahre. Die Erfassung der Makroinvertebraten ermöglicht so eine komplexe Charakterisierung des Gewässerzustandes (Saprobität, Versauerung, Dominanzverhältnisse, Artendiversität, Verteilung der Ernährungstypen etc.) (TÜMPLING & FRIEDRICH 1999). Nachgewiesene Organismen dienen somit als Bioindikatoren des Gewässerzustandes.

Die hier vorliegende Arbeit erfasst die Makroinvertebraten an vier Untersuchungsabschnitten der Beeke (ein Abschnitt oberhalb und drei unterhalb der Einleitung der Fa. A&L) über 4 Monate (Juli 1999 bis Oktober 1999). Die physiko-chemischen Parameter wurden über einen Zeitraum von 12 Monaten (Juli 1999 bis Juni 2000) an acht Untersuchungsabschnitten ermittelt, vier Untersuchungsstellen sind identisch mit den Untersuchungsstellen zur Erfassung der Makroinvertebraten. Die vier weiteren Untersuchungsstellen erfassen die drei Zuflüsse im Oberlauf (den Laufgraben, den Mittleren Hochmoorkanal, die meistens sehr wenig Wasser führende so bezeichnete Beeke) sowie den Einleiter der Fa. A&L. Des Weiteren wurde im Winter 1999/2000 die Gewässerstruktur der Beeke über 4,6 km Länge aufgenommen und im Juni 2000 über die gleiche Strecke die Wasservegetation der Beeke festgestellt.

Im einzelnen soll diese Arbeit Antworten auf folgende Fragen geben:

- Was ergibt die Bewertung der Gewässerstrukturgüte?
- Welche Wasserpflanzen besiedeln die Beeke?
- Aus welchen Arten (hier: Makroinvertebraten) setzt sich die Lebensgemeinschaft der Beeke zusammen? Gibt es Unterschiede an den einzelnen Untersuchungsabschnitten und zu unterschiedlichen Zeiten?
- Was ergibt die Bewertung der Chemischen Gewässergüte?
- Was ergibt die Bewertung der biologischen Gewässergüte mit dem Saprobien-System (DIN 38410) bezogen auf die einzelnen Untersuchungsabschnitte (Längsschnitt), auf den Probenahmezeitpunkt und auf die beiden eingesetzten Erfassungsmethoden bei der Probenahme?
- Was ergibt die Bewertung der Beeke bei Verwendung anderer ökologischer Bewertungsverfahren („Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna“ und Bewertung mit Eintags-, Stein- und Köcherfliegenlarven (EKS-Taxa)?

Abschließend sollen die Belastungen dieses Gewässers möglichst differenziert formuliert und die eingesetzten Erfassungsmethoden und Bewertungsverfahren kritisch beleuchtet werden.

2 Das Untersuchungsgebiet

2.1 Geographische Lage und naturräumliche Einordnung

Das untersuchte Gewässer, die Beeke, liegt im südlichen Teil der Norddeutschen Tiefebene im Südwesten von Niedersachsen am westlichen Rand innerhalb der „Diepholzer Moorniederung“. Die Beeke kommt im Westen aus dem Südlohner Moor (Landkreis Vechta), fließt in östlicher Richtung durch das Beeke-Moor (Landkreis Diepholz) und mündet nördlich von Diepholz in die Hunte, die im Niedersächsischen Fließgewässerschutzsystem (RASPER et al., 1991) das Verbindungsgewässer der naturräumlichen Region „Ems-Hunte-Geest und Dümmer-Geestniederung“ darstellt.

Die Beeke durchfließt auf ca. 10 km Länge ein Gebiet, das zwischen 43,4 m ü. NN im Südlohner Moor (LANDESVERMESSUNG UND GEOBASISINFORMATION NIEDERSACHSEN, 1997) und 35,7 m ü. NN bei Einmündung in die Hunte (NIEDERSÄCHSISCHES LANDESVERWALTUNGSAMT – LANDESVERMESSUNG – , 1993) liegt.

Nördlich der Beeke-Niederung liegt das Naturschutzgebiet „Am Heeder Moor“, südlich, allerdings getrennt durch die Bundesstraße B 214, das Naturschutzgebiet „Diepholzer Moor“.

2.2 Geomorphologie, Böden und Klima

Die Dümmer-Talsandniederung nördlich des Dümmers stellt eine mit eiszeitlichen Schwemmsanden ausgefüllte Niederung dar, die heute weitreichend vermoort ist. Über das Talsandniveau erheben sich die alten Stauchendmoränen: im Westen die Dammer Berge (145 m ü. NN), im Norden der Hohe Stühn (65 m ü. NN) und im Osten der Kellenberg (77 m ü. NN). Diese Endmoränen sind in der frühen Saale-Eiszeit (vor rund 200 000 Jahren), im sogenannten Drenthe-Stadium entstanden. Sie sind ein Teil der Rehburger Eisrandlage, einer Kette von Endmoränen, die sich über rund 250 km vom mittleren Emsland über das Dümmer- und Mittelwesergebiet und nördlich des Steinhuder Meeres bis in die Umgebung von Braunschweig nachweisen lässt. Im weiteren Verlauf des Pleistozäns (die Weichseleiszeit vor rund 10 000 Jahren reichte nur bis zur Elbe) lagerten sich in diesem Bereich weitere fluviatile Sande infolge fehlender Vegetation ab (MEYER, 1984).

Nach dem Ende des Pleistozäns setzte im Holozän die Entwicklung der Nieder- und Hochmoore ein. In den Flussniederungen haben die o. a. Flüsse holozäne Auesedimente bestehend aus Ton, Schluff und Sand abgelagert.

In Abhängigkeit von der geologischen Beschaffenheit des Untergrundes setzte im Holozän eine unterschiedliche Bodenentwicklung ein. Die Böden der Niedermoore bestehen aus meist stark zersetzten Bruchwald- oder Seggen-Schilf-Torfen. Die Hochmoore sind vornehmlich aus Sphagnum-Torf aufgebaut, die im oberen Bereich aus schwach zersetztem Weißtorf und darunter liegendem stark zersetztem Schwarztorf bestehen (KAULE & GÖTLICH, 1990, COLDITZ, 1994). Durch menschliche Eingriffe wie Abtorfung, Entwässerung und Meliorationsmaßnahmen sind die Bodeneigenschaften stark verändert worden. Der BODENÜBERSICHTSKARTE DES LANDKREISES GRAFSCHAFT DIEPHOLZ von 1974 lassen sich weitere Informationen entnehmen (s. Abb. 2.2-1).

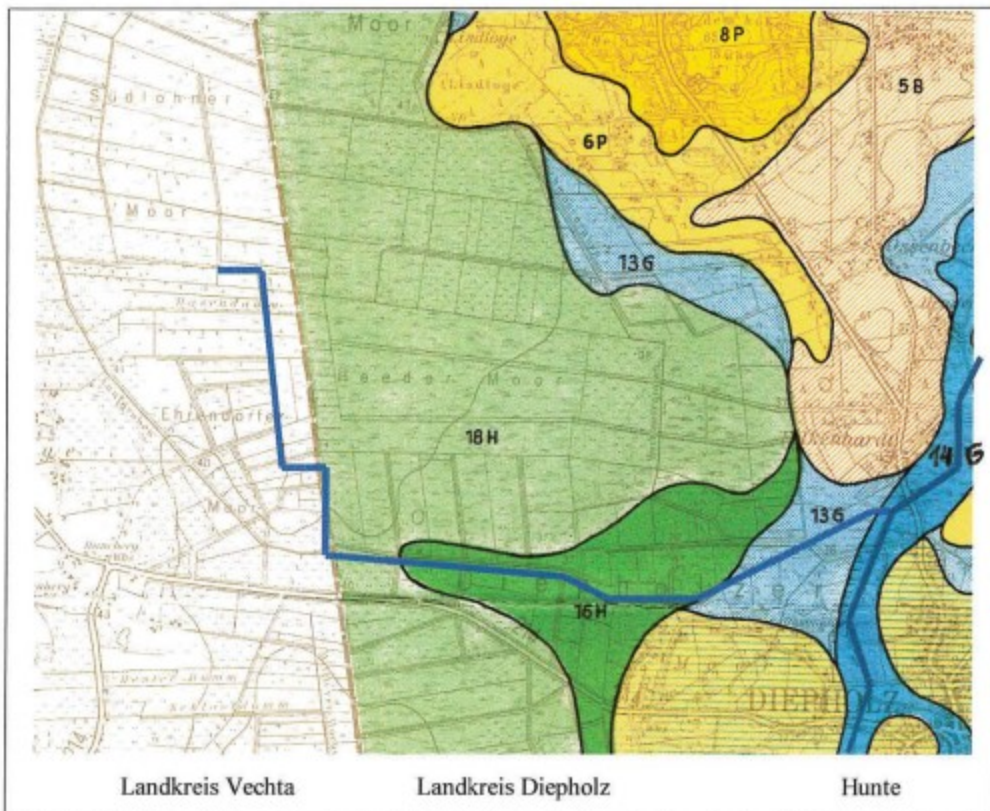


Abb. 2.2-1: Ausschnitt aus der Bodenübersichtskarte des Landkreises Grafschaft Diepholz (westl. Teil), Maßstab ca. 1:50 000 (NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG, 1974), (nachträgl. eingezeichnete blaue Linie: die heutige Beeke)
 5 B = Braunerde u. Podsolbraunerde über (lehmgigen) pleistozänen Sanden
 6 P = Podsol (mit Ortstein) über Flugsanden
 8 P = Podsol und Braunerde über Endmoränensanden
 13 G = Gleyboden, Feinsande mit geringer Torfdecke
 14 G = Gleyboden aus schluffigen Feinsanden und lehmigen Schluffen
 18 H = Hochmoor, meist abgetorft, über fluviatilen Sanden
 16 H = Niedermoor über Sanden und Schluffen

Am westlichen Kartenrand befinden sich große zusammenhängende größtenteils abgetorfte Hochmoorflächen (18 H) über glazifluviatilen Sanden bis in den Landkreis Vechta hinein. Der Mittellauf der Beeke liegt im Bereich von Niedermoortorfen über fluviatilen Sanden und Schluffen (16 H). Örtlich finden wir hier den Bodentyp Anmoorgley. Im Unterlauf der Beeke bis kurz vor Einmündung in die Hunte weist die Karte Gleyböden aus (13 G), Anmoorgley sowie örtlich Podsolgley, flache meist umgebroschene Moorböden auf fluviatilen Sanden. Im Mündungsbereich selbst besteht der Gleyboden aus schluffigen Feinsanden und lehmigen Schluffen (14 G) (NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG, 1974).

Nordwestdeutschland gehört zum feucht-gemäßigten Westwindgürtel der Nordhalbkugel mit einem schnellen Wechsel der Witterung durch den häufigen Durchzug von Tiefdruckgebieten. Im Zeitraum 1961 bis 1990 betrug der durchschnittliche jährliche Niederschlag bei der Station Norderney 770 mm, bei der Station Oldenburg 751 mm und bei der Station Osnabrück 843 mm. (BSH/NVN, 1994). Die Monatsniederschläge bei der Wetterstation Diepholz des Deutschen Wetterdienstes führen allerdings zu niedrigeren Jahresniederschlagssummen mit 685 mm/m² in 1999 und 625,6 mm/m² in 2000 (s. Tab. 2.2-1). Auffällig ist, dass die monatlichen Niederschläge der beiden Jahre sehr unterschiedlich ausfielen (besonders im Juli und im Dezember).

Tab. 2.2-1: Monatsniederschläge der Jahre 1999 und 2000 in mm/m² bei der Wetterstation Diepholz des Deutschen Wetterdienstes.
Der Untersuchungszeitraum ist grau unterlegt.

Monat /Jahr	1999	2000
Januar	59,6	44,3
Februar	60,1	67,1
März	47,2	88,2
April	72,4	42,9
Mai	32,9	44,5
Juni	59,5	58,4
Juli	49,3	103,5
August	51,2	66,1
September	46,3	64,0
Oktober	38,3	46,6
November	58,6	29,9
Dezember	109,2	34,8
Summe	685,0	625,6

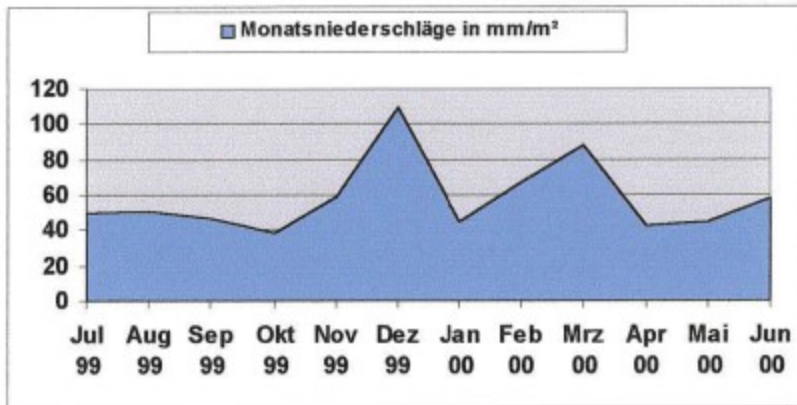


Abb. 2.2-2: Grafische Darstellung der Monatsniederschläge im Untersuchungszeitraum (Dt. Wetterdienst, Wetterstation Diepholz)

Die Jahresmitteltemperatur in Nordwestdeutschland beträgt laut Klimaatlas Weser-Ems 9,0 bis 9,4°C (von 1981 bis 1990). Verglichen mit den 30-jährigen Mittelwerten (von 1961 bis 1990) ist hier eine leichte Temperaturerhöhung um 0,2 bis 0,3°C festzustellen (BSH/NVN, 1994).

2.3. Hydrologische Faktoren

Oberhalb der Abwasser-Einleitung der Fa. A&L werden im Auftrag dieser Firma vom Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft und Küstenschutz – Betriebsstelle Sulingen (NLWK) mittels eines Pegels kontinuierlich Wasserstandsdaten erhoben. Für den o. g. Untersuchungszeitraum ergeben sich die in Abbildung 2.3-1 dargestellten Minima-Maxima-Ergebnisse.

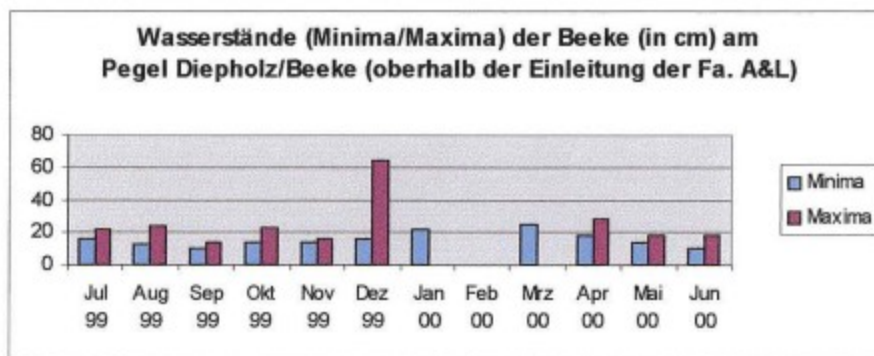


Abb. 2.3-1: Wasserstandsdaten am Pegel Diepholz/Beeke erhoben durch den Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft und Küstenschutz (NLWK) - Betriebsstelle Sulingen - Arbeitsbereich Pegelwesen (Ab 29.01.00 bis 15.03.2000 war das Gerät defekt.)

Da das Gerät von Januar bis März 2000 defekt war, lassen sich über den Dezember 2000 (Maximum von 64 cm am Pegel) hinaus keine genauen Angaben

über das winterliche Hochwasser machen. Das sommerliche Niedrigwasser wurde mit einem Minimum von 10 cm am Pegel sowohl im September 1999 als auch im Juni 2000 festgestellt (KLEIN, 2001).

2.4 Anthropogene Beeinträchtigungen

2.4.1 Veränderung des Bachlaufes

Die Beeke, einstmals ein natürliches Moorfließgewässer (s. Abb. 2.4.1-1), ist heute über den gesamten Streckenverlauf aufgrund menschlicher Nutzungsinteressen stark verändert. Der Verlauf des heutigen Laufgrabens (s. Abb. 2.5-1 und Abb. 2.4.1-2), der allerdings keine Quelle mehr besitzt, entspricht in etwa dem einstmaligen natürlichen Oberlauf der Beeke, denn „durch das Randgehänge (von unveränderten Hochmooren) ziehen sich häufig große Abflussrinnen“ (COLDITZ, 1994), die so genannten Rüllen (KAULE & GÖTLICH, 1990), die das überschüssige Wasser aus dem Hochmoor ableiten. Der neue Oberlauf der heute so bezeichneten Beeke ist als Entwässerungsgraben neu angelegt worden. Ein Blick auf die Karte „Kurhannoversche Landesaufnahme des 18. Jahrhunderts“ (Abb. 2.4.1-1) zeigt, dass der heutige Verlauf des Gewässers mit dem damaligen nur noch im groben Richtungsverlauf übereinstimmt. Alle Mäander wurden gründlich beseitigt und damit die Gesamtlänge des Flusses verkürzt. Das heutige Profil ist durchgehend trapezförmig mit Böschungsneigungen von 1:1 und steiler, teils verfallend mit Erosionserscheinungen aus angrenzenden Acker- und Grünlandflächen.



Abb. 2.4.1-1: Ausschnitt aus der Kurhannoverschen Landesaufnahme des 18. Jahrhunderts mit der Beeke (Bache)
 NIEDERSÄCHSISCHES LANDESVERWALTUNGSAMT – LANDESVERMESSUNG UND HISTORISCHE
 KOMMISSION FÜR NIEDERSACHSEN HANNOVER 1959



Abb. 2.4.1-2: Ausschnitt aus den zusammengeführten Topographischen Karten 3315 9. Auflage (LGN, 1997) und
 3316 8. Auflage (NIEDERSÄCHSISCHES LANDESVERWALTUNGSAMT – LANDESVERMESSUNG – , 1993)

2.4.2 Nutzung der Bachaue

Die landwirtschaftliche Nutzung der an die Beeke angrenzenden Flächen, meist Grünland, wird durch Entwässerungsgräben und Dränagen aufrecht erhalten. Sie geschieht zur Zeit noch bis an die Böschungsoberkanten heran, da keine Gewässerrandstreifen angelegt sind. Abbrüche und Erosionen mit Einträgen aus landwirtschaftlich genutztem Boden sind stellenweise zu beobachten (s. Abb. 2.4.2-1 und 2.4.2-2).



Abb. 2.4.2-1/2: Ackerbau mit Erosionserscheinungen im Bereich der Probestelle Bel (vgl. Karte in Abb. 2.5-1)

2.4.3 Unterhaltungsmaßnahmen

Die Beeke ist ein Gewässer II. Ordnung und wird durch den Unterhaltungsverband Hunte (UVH) mit dem Ziel des ungestörten Wasserabflusses regelmäßig unterhalten. Laut Aussage des Geschäftsführers Heinrich Lohmeyer vom 05.06.2000 wurde die Unterhaltung der Beeke im Jahr 1999 zeitlich versetzt durchgeführt, d. h. Böschungsmahd links im August, Entkrautung der Sohle mit Bagger und Mähkorb auch noch im August und Böschungsmahd recht dann im Oktober, um die ökologischen Aspekte der Unterhaltung zu berücksichtigen.

Die Beobachtungen im Jahr 1999 (ohne Fotobeleg) und auch in 2000 (s. Abb. 2.4.3-2) lassen vermuten, dass an bestimmten Stellen die Unterhaltung auch in **einem** Arbeitsgang durchgeführt wurde, d.h. Sohlen- und Böschungsmahd mit Bagger und Mähkorb zum gleichen Zeitpunkt.



Abb. 2.4.3-1: Die Beeke an der Probestelle Be3 im August 1999 vor der Unterhaltung.



Abb. 2.4.3-2: Die Beeke an der Probestelle Be3 am 03.09.00 nach der Unterhaltung.

2.4.4 Einleitung von Abwasser

Zwischen den Probestellen Be1 und Be 2 (s. Abb. 2.5-1) leitet die Fa. A&L ihre durch eine betriebseigene Kläranlage gereinigten Abwässer in die Beeke (s. Abb. 2.4.4-1). Die Kontrolle der Leistungsfähigkeit der betriebseigenen Kläranlage durch die Untere Wasserbehörde (Landkreis Diepholz, Fachdienst Tiefbau) wird am Auslauf des Nachklärbeckens vorgenommen, sechs mal im Jahr u. a. wegen der Kontrolle der einzuhaltenden Mindestanforderungen an die Abwasserqualität für die Fleischmehlindustrie lt. Anhang 20 der Abwasserverordnung.



Abb. 2.4.4-1: Abwasser-Einleitung der Fa. A&L Produktions GmbH zwischen Be1 und Be2 (s. Abb. 2.5-1)

Während des Untersuchungszeitraumes dieser Arbeit war die Oberflächenentwässerung dieses Betriebsgeländes nicht geregelt. Das Oberflächenwasser wurde unkontrolliert über die o. g. Abwasserrohrleitung in die Becke geleitet.

2.5 Beschreibung der Probestellen

Die Lage der Probestellen ist der Karte in Abbildung 2.5-1 zu entnehmen.



Abb. 2.5-1: Probestellen an der Becke (Be1, Be2, Be3 und Be4), Probestellen der Zuflüsse oberhalb (MHK=Mittlerer Hochmoorkanal, Lau=Laufgraben und Be0=so genannte Becke) sowie der Abwasser-Einleiter der Fa. A&L. Kartenausschnitt aus: DGK5 – 3315/20,15 und 3316/19,20,25,26 Rasterdaten der NIEDERSÄCHSISCHEN VERMESSUNGS- UND KATASTERVERWALTUNG

Die Probestelle **MHK** (Abb. 2.5-2 linkes Bild) liegt im **Mittleren Hochmoorkanal** und erfasst die Qualität des Wassers aus dem südlichen Einzugsbereich der Becke. Die Probestelle **Lau** (Abb. 2.5-2 mittleres Bild) liegt im **Laufgraben** westlich der Landkreisgrenze im Landkreis Vechta und erfasst die Wasserqualität im westlichen Einzugsbereich der Becke. Die Probestelle **Be 0** (Abb. 2.5-2 rechtes Bild andere Seite des Rohres) liegt in der von Norden auf der Landkreisgrenze kommenden so genannten **Becke** und erfasst die Wasserqualität des meistens sehr langsam fließenden bis stehenden Gewässerabschnitts im nördlichen Einzugsbereich. Der

Zufluss der Beeke wird hier durch ein Betonrohr unter den landwirtschaftlichen Weg hindurch geleitet und reguliert. Die Beeke in Be0 fällt durch die dunkelbraune Färbung des Wassers auf, doch auch der Mittlere Hochmoorkanal zeigt eine deutliche Braunfärbung.



Abb. 2.5-2: Zusammenfluss von Mittlerem Hochmoorkanal (MHK - linkes Bild), Laufgraben (Lau – mittleres Bild) und Beeke (Be0 = rechtes Bild, Probenahme auf der anderen Seite des Rohres) (August 1999)

Die Probestelle **Be 1** (Abb. 2.5-3) erfasst die Wasserqualität der Beeke, die sich praktisch als Mischwasser aus den vorgenannten drei Probestellen ergibt.

Die Probestelle **Be 2** (Abb. 2.5-4) liegt unterhalb des Einleiters der Fa. A&L in die Beeke. Diese Probestelle wurde bezüglich der Entfernung (s. Karte in Abb. 2.5-1) so festgelegt, dass eine Vermischung eventueller Einleitungsstoffe mit dem Beekewasser wahrscheinlich ist, andererseits keine erkennbaren weiteren Zuflüsse zwischen Einleitung und Be2 lagen.

Die Probestellen **Be 3** (Abb. 2.5-5) und **Be 4** (Abb. 2.5-6) wurden wegen günstiger Zugänglichkeit oberhalb der dort befindlichen Brücken so festgelegt (s. Abb. 2.5-1). Der **Einleiter** der Fa. A&L wurde ebenfalls erfasst (Abb. 2.4.4-1).



Abb. 2.5-3: Probestelle Be1 (August 1999)

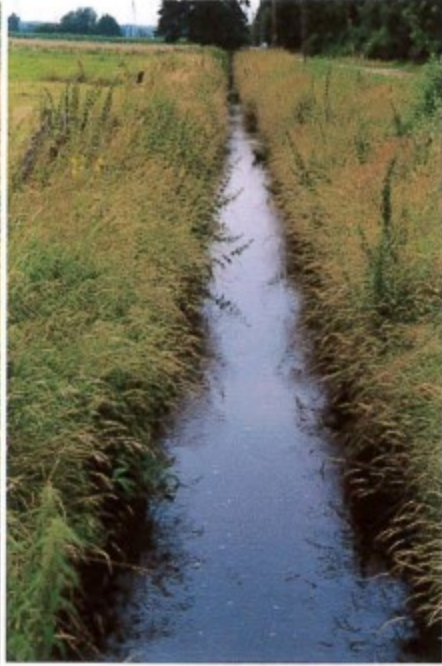


Abb. 2.5-4: Probestelle Be2 (August 1999)



Abb. 2.5-5: Probestelle Be3 (August 1999)



Abb. 2.5.6: Probestelle Be4 (August 1999)

3. Material und Methoden

Die nachfolgend beschriebenen Untersuchungen fanden in der Zeit vom 22. Juli 1999 bis zum 27. Juni 2000 statt. Die abiotischen Parameter wurden an allen acht Probestellen (s. Abb. 2.5-1) einmal pro Monat tagsüber ermittelt und die jeweils entnommenen Wasserproben im Labor der Hochschule Vechta untersucht. Die Erfassung der tierischen Besiedlung wurde auf vier Probestellen (Be1 bis Be4) in der Becke beschränkt.

3.1 Abiotische Parameter

in situ: Wasserstand, Gewässerbreite, Fließgeschwindigkeit, Temperatur, Sauerstoff, pH-Wert, Elektrolytische Leitfähigkeit

Die Ermittlung der physikalischen und chemischen Parameter wurde mit den in Tabelle 3.1-1 angegebenen Geräten vorgenommen.

Tab. 3.1-1: Auflistung der in situ verwendeten Geräte zur Ermittlung der angegebenen Parameter.

Parameter [Einheit]	Gerät	Genauigkeit
Fließgeschwindigkeit [cm/s]	MiniAir 2 und Flügelrad-Meßfühler MiniWater 2	1/1
Wassertemperatur [° C]	Multiline P4 von WTW	1/10
pH-Wert	Multiline P4 von WTW	1/100
Elektrolytische Leitfähigkeit [μ S/cm]	Multiline P4 von WTW	1/1
O ₂ -Gehalt [mg/l]	Multiline P4 von WTW	1/100
O ₂ -Sättigung [%]	Multiline P4 von WTW	1/10

im Labor: Chlorid, Stickstoffparameter, Gesamt-Phosphor, Orthophosphat, BSB₅, CSB

Im Labor wurden die an obigen Probestellen mit Polyethylenflaschen direkt aus der Becke entnommenen Wasserproben auf die in Tabelle 3.1-2 aufgeführten Parameter untersucht. Dabei wurden die in unterer Tabelle angegebenen Methoden angewandt.

Tab. 3.1-2: Im Labor ermittelte hydrochemische Parameter und angewandte Messmethoden

Parameter [Einheit]	Methode/DIN
Chlorid [mg/l]	DIN 38405-D1
Ammonium-Stickstoff [mg/l]	DIN 38406-E5
Nitrit-Stickstoff [mg/l]	DIN EN 26777
Nitrat-Stickstoff [mg/l]	UV-Methode nach Dr. Lange
Gesamt-Stickstoff [mg/l]	Aufschluß mit Hilfe von Oxisolv, anschließend mit der UV- Methode nach Dr. Lange
Gesamt-Phosphor [mg/l]	Aufschluß mit Hilfe von Oxisolv, anschließend nach DIN 38405-D11
ortho-Phosphat-Phosphor [mg/l]	DIN 38405-D11
BSB ₅ [mg/l]	mit Hilfe von OxiTop-Meßsystem der Firma WTW
CSB [mg/l]	Fertigküvetten von Dr. Lange LCK 414/LCK 614

3.2 Gewässerstrukturkartierung (Kartieranleitung des Landesumweltamtes NRW)

Um möglichst detaillierte Informationen über die Gewässerstruktur der Beeke zu bekommen, wurde nach der KARTIERANLEITUNG DES LANDESUMWELTAMTES (LUA) NRW (1998) verfahren. Sie basiert auf der Verfahrensbeschreibung „Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland – Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer“ der LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA). Unter dem Begriff „Gewässerstruktur“ werden hier sämtliche räumlichen und materiellen Differenzierungen des Gewässerbettes und seines Umfeldes verstanden, soweit sie hydraulisch, gewässermorphologisch und hydrobiologisch wirksam und für die ökologischen Funktionen des Gewässers und der Aue von Bedeutung sind.

Zu den Hauptparametern dieses Strukturgüte-Bewertungsverfahrens zählen die Laufentwicklung, das Längsprofil, die Sohlenstruktur, das Querprofil, die Uferstruktur und das Gewässerumfeld. Diese Hauptparameter werden unterteilt in Einzelparameter, die vom Kartierenden mit erfasst werden und in die Berechnung des jeweiligen Index auf unterschiedliche Weise einfließen. Zum Hauptparameter „Längsprofil“ werden z.B. die Einzelparameter „Querbänke“, „Strömungsdiversität“, „Tiefenvarianz“ als natürliche Längsprofilelemente erfasst und die Einzelparameter „Querbauwerke“, „Verrohrung“, „Rückstau“ und „Durchlässe“ als anthropogene Wanderhindernisse notiert.

Maßstab für die Bewertung ist der heutige potentielle natürliche Gewässerzustand (hpnG), von dem auch das jeweils naturraum- und gewässertypische Leitbild abgeleitet wird. Dieses wird der Strukturgüteklasse 1 gleichgesetzt. Die Bewertung der Gewässerstruktur erfolgt dann in einer siebenstufigen Skala.

Tab. 3.2-1: Gewässerstrukturgüteklassen nach der Kartieranleitung des LUA NRW

Strukturgüteklasse	Grad der Beeinträchtigung	Farbige Kartendarstellung
1	naturnah	dunkelblau
2	bedingt naturnah	hellblau
3	mäßig beeinträchtigt	grün
4	deutlich beeinträchtigt	hellgrün
5	merklich geschädigt	gelb
6	stark geschädigt	orange
7	übermäßig geschädigt	rot

An der Beeke wurden ausgehend von der Landkreisgrenze im Westen bis zur Einmündung in die Hunte insgesamt 46 Gewässerabschnitte von je ca. 100 m Länge kartiert, d.h. eine ca. 4,6 km lange zusammenhängende Gewässerstrecke (s. Karte in Anhang 1).

3.3 Erfassung biotischer Parameter

3.3.1 Vegetationskartierung (Wasserpflanzen)

Die Wasserpflanzen der Beeke wurden in der Zeit vom 10. bis 12. Juni 2000 erfasst, und zwar von der Landkreisgrenze im Westen bis zur Einmündung in die Hunte. Nach jeweils ca. 100 m wurden die vorkommenden Arten notiert. Hierbei wurde lediglich in drei Kategorien unterschieden: Vorkommen mit mehreren Exemplaren, Vorkommen mit Einzelexemplaren, kein Vorkommen. Die Einteilung in 100m Abschnitte (1 bis 46) ist identisch der Einteilung bei der Strukturgütekartierung (s. Karte in Anhang 1).

Bis auf wenige sehr schlammige Stellen konnte das Bachbett in Gummistiefeln durchschritten werden (von Abschnitt 1 bis 39). Von Abschnitt 40 bis 44 war wegen höheren Wasserstandes eine Wathose notwendig und die letzten beiden Abschnitte wurden vom Ufer aus kartiert.

Die Bestimmung der Wasserpflanzen erfolgte nach ROTHMALER (1994, 1995).

3.3.2 Erfassung der Makroinvertebratenbesiedlung

Um die tierische Besiedlung auf möglichst breiter Basis zu erfassen und um die Ergebnisse differenziert auswerten zu können, wurden zwei verschiedene Erfassungsmethoden angewandt. Da zwei Probenehmer bei der Erfassung der tierischen Besiedlung eines Gewässers niemals genau gleich vorgehen, eine individuelle Schwerpunktsetzung allerdings wegen der Fülle unterschiedlicher Lebensformen des Gewässers zu sehr unterschiedlichen Artengemeinschaften im Ergebnis führen kann, sind die beiden hier ausgewählten sehr unterschiedlichen Methoden eventuell geeignet, sowohl die gesamte Spannbreite der möglichen Ergebnisse aufzudecken als auch Unterschiede zwischen den beiden Erfassungsmethoden zu verdeutlichen.

Im Benthall wurde das Flotationsverfahren mit Hilfe des für kleinere Fließgewässer angefertigten 'modifizierten Surber-Samplers' angewandt. Zur Erfassung der Besiedlung der übrigen Substrate wie Pflanzen, Holz, Steine etc. wurde die Zeit-Sammel-Methode angewendet.

Surber-Sampler (nach ISO 8265)

Für die quantitative Erhebung der Makroinvertebratenbestände wurde der für die relativ schmale Beeke 'modifizierte Surber-Sampler' mit Kantenlängen von 15x15x15 cm, einer Maschenweite von 1x1 mm und einer Netzbeutellänge von 28 cm eingesetzt.

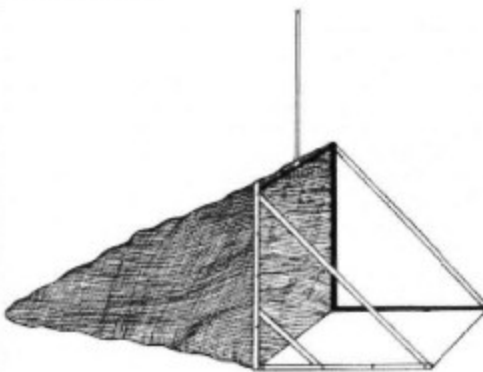


Abb. 3.3.2-1: Surber-Sampler (aus SCHWOERBEL, 1994)

An jeder Probestelle wurde das Gerät entsprechend der Abbildung 3.3.2-2 zehnmal (S1 bis S5 - vom rechten Uferbereich ausgehend im Abstand von einer Schrittlänge Bach aufwärts bis zum linken Uferbereich - S6 bis S10 entsprechend von links nach rechts) auf die Gewässersohle aufgesetzt. Innerhalb des quadratischen Rahmens

wurde das Sediment in einer Tiefe von 5-10cm (Fingerlänge) gründlich durchwühlt, wobei die abgelösten Organismen (incl. Substratteilchen) von der Strömung in das Netz gespült wurden. Das geschieht nur bei Strömungsgeschwindigkeiten von über 10 cm/s, die hier durchgängig gesichert waren. Die durchgespülten Tierproben aus dem Surber-Sampler wurden in 80%igem Ethanol konserviert und bis zur Bestimmung aufbewahrt.

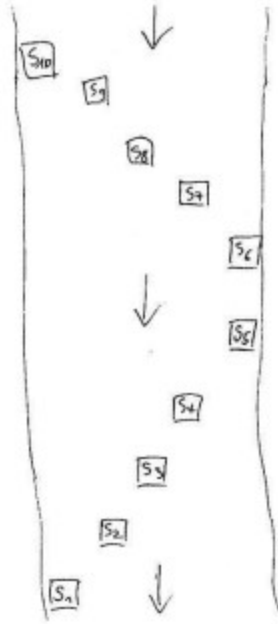


Abb. 3.3.2-2: Einsatz des Surber- Samplers (S1 bis S10)
an den Probestellen Be1 bis Be4

Zeit-Sammel-Methode

Die vorkommenden Substrattypen (Pflanzen, Steine, Holz ...) wurden an den Probestellen Be1 bis Be4 fünfmal zwei Minuten lang aufgesammelt und in eine mit Wasser gefüllte Schale gegeben. Um die Abdrift der Tiere zu vermeiden, wurde zusätzlich ein Handnetz (nach ISO 7828) mit einer Maschenweite von 1x1mm (vergleichbar dem Surber-Sampler) eingesetzt. Die gefundenen Makroinvertebraten wurden mit Pinzette (evtl. Pinsel/Bürste) abgesammelt und anschließend in 80%igem Ethanol konserviert. Egel blieben bis zur Bestimmung kurzfristig in Rollrandgläsern mit Wasser. Turbellarien sollten ebenfalls in Wasser transportiert werden, wenn die Bestimmung vor Ort nicht möglich ist.

Bestimmung der Arten

Die Bestimmung der einzelnen Tiere erfolgte mit Hilfe eines Binokulars und – wenn nötig - eines Mikroskops möglichst bis zur Art, weil diese taxonomische Grundeinheit allgemein den höchsten ökologischen Indikationswert besitzt (TÜMPLING & FRIEDRICH, 1999). In einigen Fällen war aus unterschiedlichen Gründen nur eine Bestimmung bis zur Gattung (Pisidien), Familie (einige Dipteren) oder Ordnung (Oligochaeten) möglich.

Letztere wurden wegen der großen Anzahl der erfassten Tiere dieser Artengruppe aus zeitlichen Gründen lediglich bei einer Probe (S6 in Be4 im Juli 99) bis auf das Artniveau bestimmt, um zumindest ein Artenspektrum der vorkommenden Oligochaeten zu erhalten. Dazu mussten mikroskopische Präparate in Berlese angefertigt werden.

Bei der Gruppe der Chironomiden wurde die Einordnung der aquatischen Larven- und Puppenstadien auf Gattungs-, Tribus-, Unterfamilien- bzw. Familienniveau, in drei Fällen auf Artniveau vorgenommen. Die große *Chironomus-thummi*-Gruppe wurde ermittelt, in dem von 25% der Vertreter der Gattung *Chironomus* Präparate hergestellt wurden. Dazu wurden die Larven in 10 %iger Kalilauge erhitzt, anschließend in Eisessig gelegt und zwecks mikroskopischer Bestimmung in Euparal gelegt. Das Ergebnis wurde auf 100 % hochgerechnet.

Die Simuliiden wurden lediglich im Puppenstadium bis auf die Art bestimmt. Die Larven wurden auf Familienniveau eingeordnet, ebenso die Tipulidae, die Stratiomyidae und die Psychodidae.

Für die Bestimmung wurde die in der Literaturliste separat ausgewiesene Literatur verwendet.

Sørensen-Index

Um eventuell auftretende Unterschiede in der Artenzusammensetzung an den einzelnen Probestellen darstellen zu können, wurde auf den Sørensen-Index (MÜHLENBERG, 1993) zurück gegriffen. Er dient dem einfachen Vergleich der Artenzusammensetzung zweier Probestellen. Beträgt der Sørensenindex 1,0 bzw. 100 %, so sind die Arten der beiden Probestellen identisch. Bei einem Sørensenindex von 0,0 bzw. 0 % kommen keine gemeinsamen Arten vor. Der Sørensenindex A berechnet sich nach folgender Formel:

$$A = \frac{2 \cdot g}{a + b} \cdot 100$$

- A = Sörensenindex
 a = Artenzahl in Probe a
 b = Artenzahl in Probe b
 g = Anzahl der in beiden Proben gemeinsam vorkommenden Arten

3.4 Normierte Bewertungsverfahren

3.4.1 Ermittlung der chemischen Wassergüte

Mit Hilfe der hydrochemischen Messergebnisse wurde eine chemische Klassifizierung der Beeke (an allen Probestellen) durchgeführt, da im Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit – Wasserwirtschaft – den Ländern der BRD zur Anwendung im bundesweiten Messstellennetz dieses vorgeschlagen wird (SCHÄFERS, 1999). Grundlage für die siebenstufige Klassifizierung der chemischen Gewässergüte bilden die stofflichen Qualitätsanforderungen der LAWA. Die strengste schutzgutbezogene Zielvorgabe entspricht dem oberen Wert der Gewässergüteklasse II (s. Tab. 3.4.1-1).

Tab. 3.4.1-1: Stoffliche Qualitätsanforderungen der LAWA für die 7 Stufen der deutschen Klassifizierung der Gewässergüte, Standardkenngrößen. Als Zielvorgabe dienen die Werte zur Erreichung der Gewässergüteklasse II.

Güteklasse Kenngröße	I	I - II	II	II - III	III	III - IV	IV
O ₂ [mg/l]	> 8	>8	>6	>5	>4	>2	< 2
Nges [mg/l]	≤ 1	≤ 1,5	≤ 3	≤ 6	≤ 12	≤ 24	>24
NO ₃ -N [mg/l]	≤ 1	≤ 1,5	≤ 2,5	≤ 5,0	≤ 10	≤ 20	> 20
NO ₂ -N [mg/l]	< 0,01	≤ 0,05	≤ 0,1	≤ 0,2	≤ 0,4	≤ 0,8	> 0,8
NH ₄ -N [mg/l]	≤ 0,04	≤ 0,1	≤ 0,3	≤ 0,6	≤ 1,2	≤ 2,4	> 2,4
Pges [mg/l]	≤ 0,05	≤ 0,08	≤ 0,15	≤ 0,3	≤ 0,6	≤ 1,2	> 1,2
o-PO ₄ -P [mg/l]	≤ 0,02	≤ 0,04	≤ 0,1	≤ 0,2	≤ 0,4	≤ 0,8	> 0,8
Chlorid [mg/l]	≤ 25	≤ 50	≤ 100	≤ 200	≤ 400	≤ 800	>800

Als Basis für die Datenverarbeitung dienen die pro Standort und Messdatum ermittelten Gesamtkonzentrationen des jeweiligen Stoffes, die zu Jahreskennwerten verrechnet werden. Beträgt n < 11, wird der doppelte arithmetische Mittelwert zum Jahreskennwert herangezogen.

Bei mindestens 11 Messungen pro Standort und Jahr wird das 90-Perzentil der Verteilung der Messdaten zum Jahreskennwert herangezogen.

Die Klassifizierung erfolgt zunächst getrennt für jede Kenngröße. Bei der Darstellung von Kenngrößengruppen entscheidet der schlechteste Wert innerhalb

der Kenngrößengruppe über die Gesamtklassifizierung der Gruppe (SCHÄFERS, 1999).

In der hier vorliegenden Untersuchung wurden ein Jahr lang monatlich bezüglich der Parameter in Tabelle 3.4.1-1 Messungen an allen Probestelle vorgenommen und über die 90-Perzentile der Jahreskennwert eines jeden Stoffes ermittelt, woraus sich die chemische Gewässergüteklasse einer jeden Probestelle ergibt.

3.4.2 Ermittlung des Saprobienindex (DIN 38410)

Das schon mehrere Jahrzehnte als Klassifizierungsansatz gebräuchliche Saprobien-system wurde 1909 von Kolkwitz und Marsson entwickelt und ist das weltweit älteste verwendete Indikationssystem für Fließgewässer. In Deutschland ist es seit 1976 Grundlage der Klassifizierung des biologischen Gewässergütezustands. Heute ist dieses Verfahren als DIN 38410 Teil 1 und 2 juristisch festgeschrieben. Jeder Art (ausnahmsweise auch Gattung) wird hier ein spezifischer und gewichteter Indikationswert zugeordnet und mit Hilfe der vorgefundenen geschätzten Abundanz wird der Saprobienindex bestimmt. Wegen der größeren Genauigkeit wurde hier die Abundanzziffer ermittelt aus Individuenzahlen nach Vorschlag der LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (1992) - LfU – (s. Tab. 3.4.2-1). Der artspezifische Indikationswert ist ein Wert auf der Saprobieskala von 1,0 bis 4,0 und entspricht dem Maß für die Toleranz gegenüber organischer Verschmutzung und der daraus resultierenden Sauerstoffzehrung. Das gewichtete Mittel aller Arten ist der

Tab. 3.4.2-1: Häufigkeitsklassen/Abundanzziffern bezogen auf 15 min Aufsammelzeit
Schätzung nach DIN 38410 und Vorschlag des LfU (Landesamt für Umweltschutz Baden-Württemberg) entnommen FRIEDRICH, 1999

Häufigkeitsklasse/ Abundanzziffer	Schätzung nach DIN 38410 T.1	Individuenzahl nach LfU (1992)
1	Einzelfund	1
2	wenig	2-20
3	wenig bis mittel	21-40
4	mittel	41-80
5	mittel bis viel	81-160
6	viel	161-320
7	Massenvorkommen	>320

Saprobienindex. Er gibt ökologische Auswirkungen der Gewässerbelastung wieder. Belastung und Verschmutzung werden in ihrer Wirkung, nicht als

Konzentration oder Fracht von Stoffen angezeigt. Für weitergehende Interpretationen ist es daher notwendig, den Saprobienindex unter Berücksichtigung aller an dem untersuchten Gewässerabschnitt angetroffenen Standortfaktoren zu bewerten.

Der Saprobienindex (S) wurde mit der Formel in Anhang 2 berechnet.

Auch das Streuungsmaß (SM) wurde berechnet, um die Genauigkeit des Saprobienindex zu überprüfen (s. Formel in Anhang 2).

Liegt der errechnete Wert von SM unter 0,2, gibt der Saprobienindex die Belastung mit organischer Substanz wieder. Ist der Wert größer als 0,2, sind weitere Auswertungen, insbesondere chemischer Art nötig. Die Summe der Abundanzziffern A_i der Indikatorarten soll mindestens 15 sein.

Es werden 7 Saprobiebereiche unterschieden, denen entsprechende Saprobienindizes (s. Tab.3.4.2-2) zugeordnet sind, die den sieben Güteklassen entsprechen.

Tab. 3.4.2-2: Zuordnung von Saprobienindex, Saprobienbereich, Belastungsgrad mit leicht abbaubarer organischer Substanz und Güteklasse

Saprobienindex	Saprobienbereich	Belastungsgrad	Güteklasse
1,0 bis \leq 1,5	oligosaprob (os)	unbelastet bis sehr gering belastet	I
1,5 bis \leq 1,8	os bis β -mesosaprob (bms)	gering belastet	I - II
1,8 bis \leq 2,3	bms	mäßig belastet	II
2,3 bis \leq 2,7	bms bis α -mesosaprob (ams)	kritisch belastet	II - III
2,7 bis \leq 3,2	ams	stark verschmutzt	III
3,2 bis \leq 3,5	ams bis polysaprob (ps)	sehr stark verschmutzt	III - IV
3,5 bis \leq 4,0	ps	übermäßig verschmutzt	IV

Zum Vorgehen bei der Entnahme der Proben wird in diesem Verfahren „wegen der Vielgestaltigkeit der zu untersuchenden Gewässer keine einheitliche Probenahmetechnik vorgeschrieben“ (DIN 38410 Teil 1). Hier wird sich erweisen, ob die in dieser Untersuchung eingesetzten unterschiedlichen Erfassungsmethoden (Surber-Sampler und Zeit-Sammel-Methode) zu unterschiedlichen Einstufungen bei der Gewässergüte führen.

3.4.3 Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna

(Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft)

Die Ansprüche der Organismen an ihre Umwelt sind in diesem Bewertungsverfahren die Grundlage für die ökologische Typisierung der vorgefundenen aquatischen Makrofauna. Für jedes Taxon wurden - orientiert an

Literaturzitate über die artspezifischen Ansprüche an die Umwelt - 10 Punkte auf die jeweiligen Kategorien einer ökologischen Kenngröße verteilt und damit eine Gewichtung vorgenommen. Als ökologische Kenngrößen mit ihren entsprechenden Kategorien gingen ein: Habitatpräferenz, Strömungspräferenz, Fortbewegungstyp, Ernährungstyp, Lebensformtyp und Biozönotische Region (s. Anhang 3).

Da sich das Zusammenspiel von morphologischen und hydrologischen Faktoren von der Quelle bis zur Mündung auf die stofflichen Prozesse im Gewässer und auf die Zusammensetzung von Flora und Fauna auswirkt, entstehen unterschiedliche biozönotische Regionen (River-Continuum-Concept nach VANNOTE et al. 1980, entnommen BOHLE, 1995). Entsprechend sind mit Hilfe dieses Bewertungsverfahrens Aussagen über die Längszonierung eines Gewässers möglich, auch lassen sich mit dieser ökologischen Typisierung angeblich weiter gehende ökologische Aussagen zu bestimmten Gewässerabschnitten vornehmen. Z.B. können technische Maßnahmen am Gewässer oder anthropogen bedingte Belastungssituationen dazu führen, dass ein Gewässerabschnitt in seiner Besiedlung erheblich von dem gewässertypischen Leitbild abweicht (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT, 1996) .

Diese „Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna“ wurde unter Einsatz des gleichnamigen Computerprogramms vorgenommen werden. (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT, 1996)

3.5 Indikatororganismen Eintags-, Stein- und Köcherfliegenlarven (ESK-Taxa)

Um zu überprüfen, ob die „Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna“ am Beispiel der Beeke bei Einschränkung (ökonomisch begründet) auf wenige taxonomische Gruppen zu vergleichbaren Ergebnissen führt, wurden die Individuenzahlen der EKS-Taxa in das Programm eingegeben. Die Eintags-, Stein- und Köcherfliegenlarven gehören zu den typischen Bewohnern von Bächen und Flüssen. Viele Arten sind auf Fließgewässer spezialisiert und stenök in Bezug auf Gewässerstrukturen und Wasserqualität. Sie werden daher als Indikatoren eingesetzt (LIETZ & BÖTTGER, 1995).

Auch eine Erweiterung der EKS-Taxa um die Dipteren wurde mit diesem Programm „durchgespielt“.

4 Ergebnisse

4.1 Abiotische Parameter

Die Tabelle 4.1-1 zeigt als erste Übersicht die Minima, Mittelwerte und Maxima der Parameter, die im Untersuchungszeitraum von Juli 1999 bis Juni 2000 an den acht Probestellen vor Ort ermittelt wurden. Die vollständige Tabelle aller Messwerte ist in Anhang 4 einzusehen.

Tab. 4.1-1: in situ Messungen: Minima, Maxima und Mittelwerte der vor Ort ermittelten Parameter Fließgeschwindigkeit, Gewässerbreite, Wasserstand, Temperatur, pH-Wert, Elektrolytische Leitfähigkeit und Sauerstoffgehalt sowie -sättigung
 (* Mischwerte, da Einleitung unterhalb des Wasserspiegels; tatsächliche Werte wahrscheinlich höher)
 (° Mindestwerte gemessen am 29.11.99 unterhalb des zu dem Zeitpunkt trockenen Einleiters.)

	Probe- stelle	Fließ- Geschwin- digkeit	Gewässer- breite	Wasser- stand	T aquat.	pH- Wert	Elektro- lytische Leitfähig- keit	O ₂ - Gehalt	O ₂ - Sätti- gung
Einheit		cm/s	cm	cm	°C		µS/cm	mg/l	%
Minimum	MHK	20	120	10	5,2	4,88	194	3,23	26
Mittel		31	170	19,08	11,26	5,78	250	8,61	78
Maximum		41	220	43	18,8	6,39	364	12,7	114
Minimum	Lau	20	100	8	5,9	5,82	336	4,88	40,4
Mittel		30	135	14,5	11,9	6,24	358,5	9,44	87,7
Maximum		47	150	35	19,2	6,6	424	12,2	116,9
Minimum	Be0	2	100	12	4,2	3,75	32	1,55	16,8
Mittel		13	142	19,4	11,7	4,80	138,2	6,74	60,3
Maximum		33	180	40	21,7	6,13	214	11,4	92,2
Minimum	Be1	20	200	12	4,9	4,87	234	5,03	40,4
Mittel		36	238	25,2	11,1	6	270,1	9,06	81,9
Maximum		56	300	52	16,6	7,33	330	12,7	114,2
Minimum	Einleiter				13,4*	7,13*	2830*	5,91	73,7
Mittel					22,05	7,99	3187,5	8,7	100,3
Maximum					29,5	9,03	3600	14	174,4
Minimum	Be2	22	200	12	4,9	5,16	253°	5,4	44,7
Mittel		37	212	24,75	12	6,30	412,3	9,01	84,2
Maximum		56	240	53	19,8	7,08	599	10,7	104,3
Minimum	Be3	20	200	13	4,7	5,02	237°	4,76	37,6
Mittel		31	257	30	12,07	6,35	386	9,14	85,4
Maximum		51	300	65	21,4	7,44	551	11	108,2
Minimum	Be4	14	200	12	4,1	5	216°	3,75	29,5
Mittel		31	256	34	11,4	6,31	368,1	9,13	77,7
Maximum		61	300	70	19,4	7,45	531	10,9	109,9

Die im Labor ermittelten Werte der Stickstoffparameter NH₄-N, NO₂-N, NO₃-N und Nges sowie die Werte von Gesamt-Phosphat-P, ortho-Phosphat-P, BSB₅, CSB und Chlorid sind in Anhang 5 einzusehen.

Zu unterscheiden ist zwischen den Gewichtsangaben von Ammonium (NH₄) und dem Stickstoffanteil Ammoniumstickstoff (NH₄-N). Bei einem Umrechnungsfaktor von 1,2878 entspricht 1 mg NH₄-N genau 1,2878 mg NH₄.

Entsprechend gilt für die Umrechnung von $\text{NO}_2\text{-N}$ in NO_2 der Faktor 3,2844, für die Umrechnung von $\text{NO}_3\text{-N}$ in NO_3 der Faktor 4,4266 und für die Umrechnung von $\text{PO}_4\text{-P}$ in PO_4 der Faktor 3,0661.

Bei allen nachfolgenden grafischen Darstellungen ist zu berücksichtigen, dass oberhalb der Probestelle Be1 die Wässer der Probestellen Be0, Lau und MHK mit unterschiedlich großen Mengen zusammenfließen. Die Werte in Be1 sind also gewissermaßen Mischwerte der drei „Oberläufe“. Die Werte des Einleiters beziehen sich auf eine zur Zeit genehmigte Abwassermenge von $15 \text{ m}^3/\text{h}$, $240 \text{ m}^3/\text{d}$, $69.600 \text{ m}^3/\text{a}$ (LANDKREIS DIEPHOLZ, 2000b). Die Auswirkungen der eingeleiteten Inhaltsstoffe hängen sicherlich vom aktuellen Wasserstand und der Fließgeschwindigkeit in der Becke ab.

- **Wasserstand**

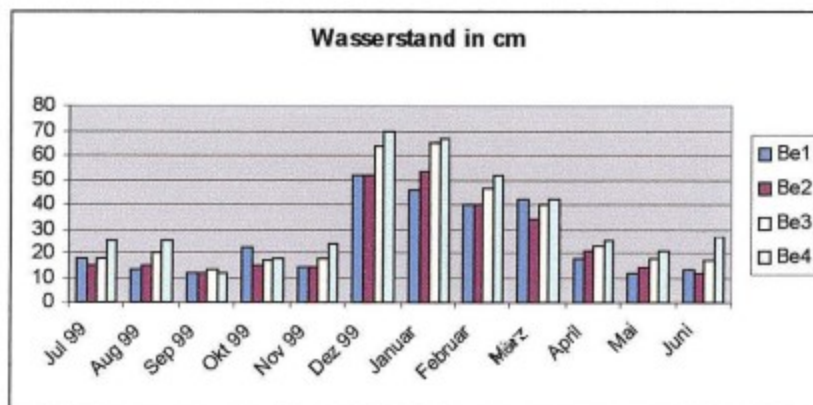


Abb. 4.1-1: Wasserstand der Becke in cm an den Probestellen Be1, Be2, Be3 und Be4 über einen Zeitraum von 12 Monaten (eine Messung pro Monat)

Die grafische Darstellung der Wasserstände in obiger Abbildung zeigt, dass der Wasserstand der Becke während des Untersuchungszeitraumes, also innerhalb von 12 Monaten, um über 50 cm schwankt. Die niedrigsten Wasserstände wurden im September 1999 festgestellt mit nur 12 bzw. 13 cm. Die höchsten Wasserstände wurden in den Wintermonaten Dezember und Januar festgestellt mit einem Höchstwert von 70 cm in Be4.

Die Daten des NLWK Sulingen zeigen (s. Abb. 2.3-1), dass selbst innerhalb eines Monats (Dez 99) Wasserstandsschwankungen von ca. 50 cm vorkommen können, was sicherlich auf die hohen Niederschläge im Dezember 1999 von $109,2 \text{ mm/m}^2$ (s. Abb. 2.2-2) zurückzuführen ist.

- **Fließgeschwindigkeit**

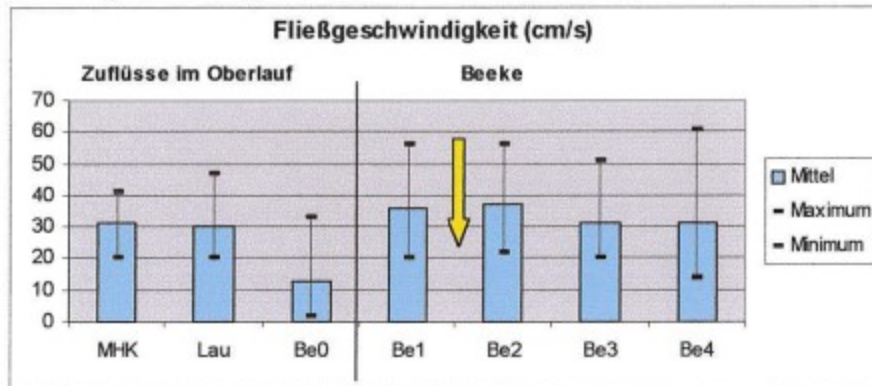


Abb. 4.1-4: Fließgeschwindigkeit (Max, Mittel, Min) in cm/s an den sieben Probestellen. (Gelber Pfeil: Lage des Einleiters)

Die Fließgeschwindigkeiten lagen während des Untersuchungszeitraumes mit Ausnahme von Be0 (13 cm/s) im Mittel bei 30 cm/s (Lau, MHK, Be3 und Be4) und darüber (Be1 36 cm/s). In Be2 - unterhalb des Einleiters - war die mittlere Fließgeschwindigkeit mit 37 cm/s am höchsten. Die Schwankungen in der Fließgeschwindigkeit waren in Be4 (maximal 61 cm/s und minimal 14 cm/s) am höchsten, im Mittleren Hochmoorkanal (MHK) am geringsten (maximal 41 cm/s und minimal 20 cm/s).

- **Temperatur**

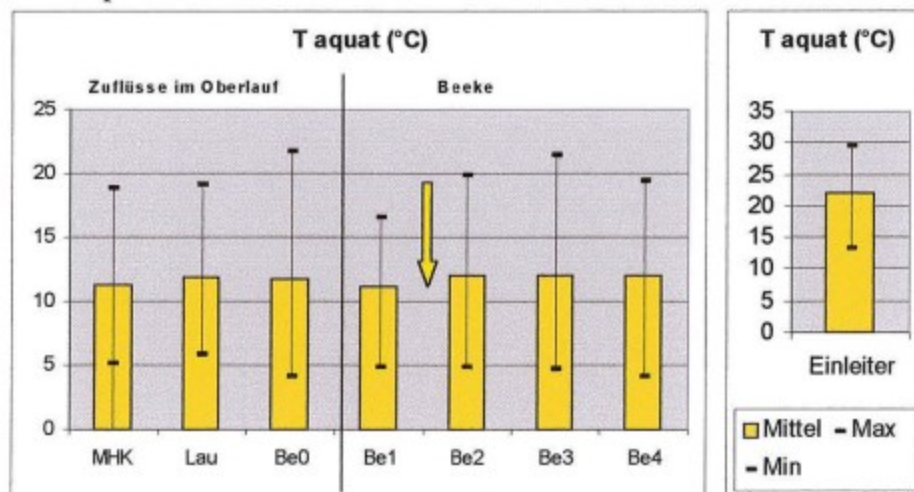


Abb. 4.1-5: Minima, Maxima und Mittelwerte der Wassertemperaturen an den sieben Untersuchungsstellen und des Einleiters im Untersuchungszeitraum von Juli 1999 bis Juni 2000. (Gelber Pfeil: Lage des Einleiters)

Die Wassertemperaturen ergaben über den gesamten Untersuchungszeitraum Mittelwerte unter 12°C in MHK (11,26°C), Lau (11,9°C), Be0 (11,7°C), Be1 (11,1°C) und Be4 (11,4°C). Ein Mittelwert von genau 12°C ergab sich in Be2 und von 12,07°C in Be3. Die größte Spannweite bei den gemessenen Temperaturen

zeigte sich in Be0 und in Be3. Die geringsten Temperaturunterschiede wurden in Be1 gemessen, der Probestelle, in der sich die Temperaturen der drei „Oberläufe“ mischen.

Im gesamten Untersuchungszeitraum wurde die niedrigste Wassertemperatur mit einem Wert von 4,1°C am 19.10.99 um 9.20 h in Be4 (nach nächtlichen Lufttemperaturen unter 0°C) gemessen, die höchste mit 21,7°C am 24.08.1999 um 16.00 h in Be0 bei sonnigem Wetter.

Die Temperatur des Abwasser-Einleiters lag im Mittel mit 22,05°C ca. 10°C über den Durchschnittswerten der übrigen Probestellen. Die niedrigste Temperatur des Einleiters betrug 13,4°C (s. hierzu Hinweis in Tab. 4.1-1), der Maximalwert 29,5°C.

• Sauerstoff

Die **Sauerstoffsättigung** eines unbelasteten Gewässers liegt bei 100% (BREHM & MEIJERING, 1990). Bei den hier durchgeführten Untersuchungen lag sie im Mittel an allen Probestellen deutlich unter 100% (MHK 77,7%, Lau 87,7%, Be1 81,9%, Be2 84,2%, Be3 85,4%, Be4 77,7%). Besonders niedrig war die mittlere Sauerstoffsättigung in Be0 (60,3%). Hier reichte nicht einmal der Maximalwert (92,2%) über 100% hinaus, der Minimalwert lag bei 16,8%.

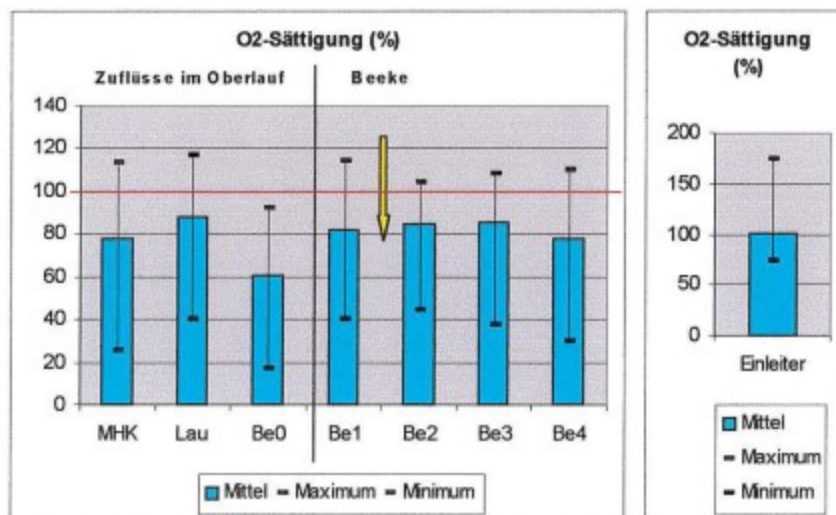


Abb. 4.1-6: Sauerstoffsättigung (%) an den sieben Probestellen und im Einleiter.
(Gelber Pfeil: Lage des Einleiters)

Die Maximalwerte der übrigen Probestellen reichten über 100% hinaus. Die Schwankungen in der Sauerstoffsättigung waren in MHK am größten (maximal

114%, minimal 26%) und in Be2 (unterhalb des Einleiters) am geringsten (maximal 104,3% und 44,7%).

Die Sauerstoffsättigung des Einleiters zeigte im Mittel einen Wert von 100,3%, wies einen Minimalwert von 73,7% und einen Maximalwert von 174,4% aus.

Der **Sauerstoffgehalt** sollte nach den Qualitätsanforderungen der LAWA für Gewässergüteklasse II 6 mg/l überschreiten (SCHÄFERS 1999). Die folgende Grafik zeigt die Maxima, Minima und Mittelwerte der im Untersuchungszeitraum gemessenen Sauerstoffgehalte.

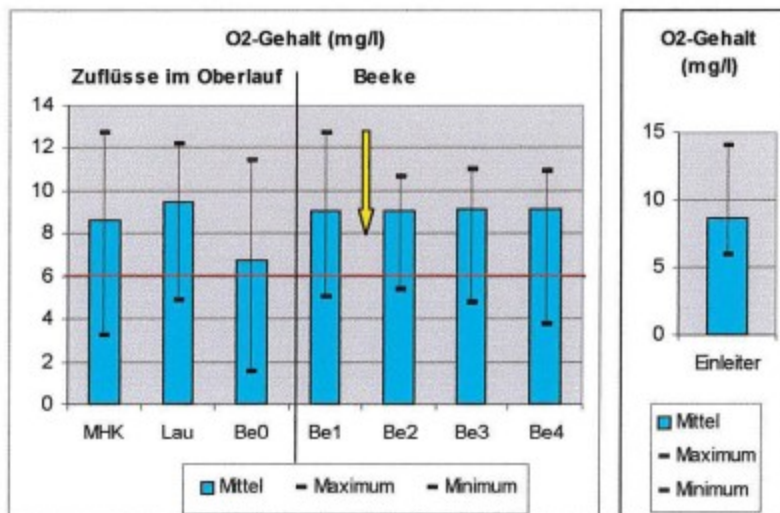


Abb. 4.1-7: Sauerstoffgehalt (mg/l) an den sieben Probestellen und im Einleiter. Rote Linie Grenzwert für Güteklasse II nach LAWA. (Gelber Pfeil: Lage des Einleiters)

Die Sauerstoffgehalte aller Probestellen lagen mit Ausnahme von Be0 im Mittel über 8 mg/l (Be0 6,74 mg/l), in Lau sogar bei 9,44 mg/l im Mittel. Die Minima lagen alle unterhalb des oben genannten Grenzwertes für Güteklasse II von 6mg/l (MHK 3,23 mg/l, Lau 4,88 mg/l, Be1 5,03 mg/l, Be2 5,4 mg/l, Be3 4,76 mg/l, Be4 3,75 mg/l). Die Probestelle Be0 zeigte mit 1,55 mg/l den absolut niedrigsten gemessenen Sauerstoffgehalt an. Hier wurden auch die größten Schwankungen im Sauerstoffgehalt (gefolgt von MHK) festgestellt, die niedrigsten in Be2.

Der Einleiter zeigte Sauerstoffgehalte im Mittel von 8,7 mg/l, einen Maximalwert von 14 mg/l und einen Minimalwert von 5,91 mg/l.

BSB₅ (Biochemischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen): Unter dem biochemischen Sauerstoffbedarf (BSB) wird die Menge an Sauerstoff verstanden, die von Mikroorganismen zur Oxidation leicht abbaubarer organischer Stoffe innerhalb eines bestimmten Zeitraumes verbraucht wird (HÖLL, 1986). Ein hoher BSB₅ (> 5

mg/l) weist auf eine hohe Belastung mit organisch abbaubaren Stoffen hin (BARNDT et al. 1996). Abbildung 4.1-8 zeigt mittlere BSB₅-Werte um 4 mg/l an den Probestellen MHK (3,67 mg/l), Lau (4 mg/l), Be0 (4,33 mg/l), Be1 (4,38 mg/l) und Be2 (4,25 mg/l). Mittlere BSB₅-Werte um 5 mg/l wurden in Be3 (5,58 mg/l) und Be4 (4,96 mg/l) gemessen. Die Schwankungen in den BSB₅-Werten sind an allen Probestellen groß. Während die Maxima beinahe die zweifachen Mittelwerte erreichen, liegen die Minima bei allen Probestellen (außer Be4) unter 2 mg/l.

Der Einleiter zeigt mit 15,32 mg/l im Mittel einen sehr hohen BSB₅-Wert. Der Maximalwert von 46 mg/l wurde in der Wasserprobe ermittelt,

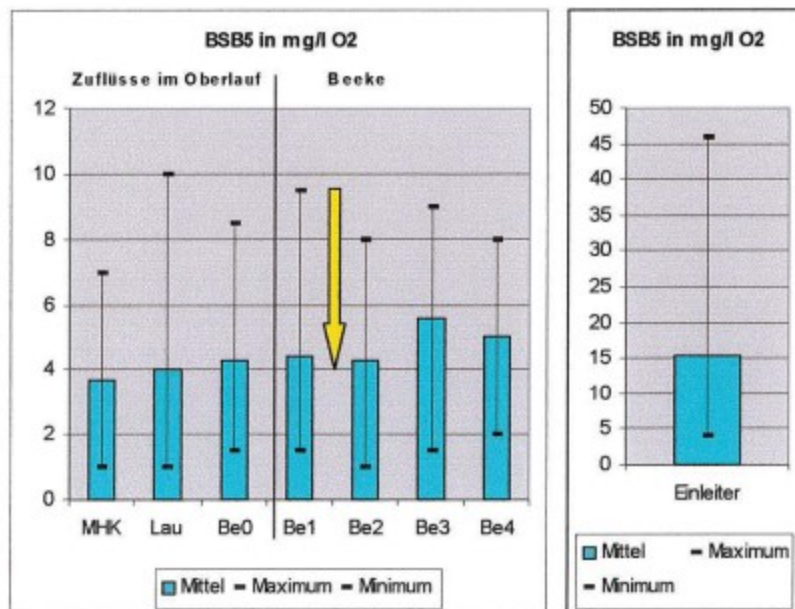


Abb. 4.1-8: Biochemischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen - BSB₅ (mg/l O₂) an den sieben Probestellen und im Einleiter. (Gelber Pfeil: Lage des Einleiters)

die am 19.10.99 um 13.55 h entnommen wurde. Die BSB₅-Werte des Einleiters zeigen mit einer Spannweite von 42 mg/l stark wechselnde Verhältnisse an. Auffällig hoch ist der Mittelwert in Be3 von 5,58 mg/l (diffuse Einleitungen?). Der mittlere BSB₅-Wert in Be4 liegt mit 4,96 mg/l etwas niedriger als der in Be3. Ein Vergleich mit den nachfolgenden CSB-Werten gibt weitere Hinweise.

Der **chemische Sauerstoffbedarf (CSB)** als Parameter für die chemisch oxidierbaren Inhaltsstoffe einschließlich der schwer oder nicht biologisch abbaubaren Stoffe (WIEFERICH 1988) gibt an, wie viel O₂ benötigt wird, um den größten Teil der organischen und anorganischen Substanzen in einer Wasserprobe zu oxidieren.

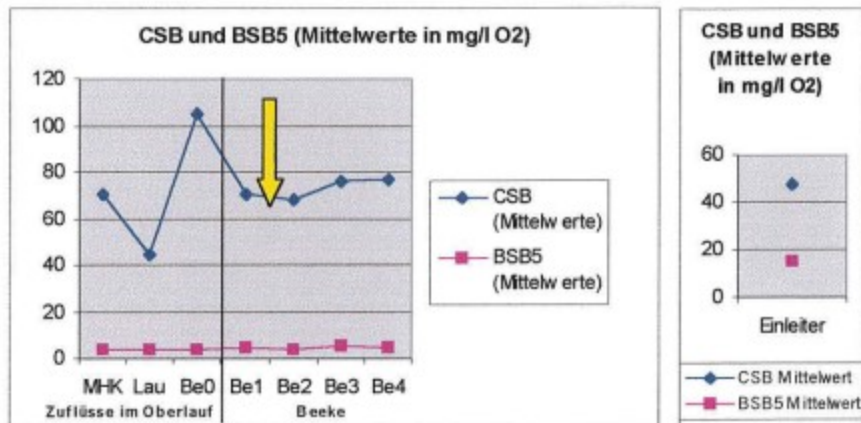


Abb. 4.1-9: CSB/BSB₅-Verhältnisse (Mittelwerte) der Probestellen und des Einleiters. (Gelber Pfeil: Lage des Einleiters)

Aus obiger Grafik geht hervor, dass die mittleren CSB-Werte aller Probestellen die mittleren BSB₅-Werte um ein Vielfaches überschreiten. Es ist also davon auszugehen, dass alle Probestellen mit Inhaltsstoffen belastet sind, die organisch schwer oder gar nicht abbaubar sind. Besonders hoch ist das CSB/BSB₅-Verhältnis in Be0, nämlich 105/4,3. Die mittleren CSB-Werte des Einleiters bilden mit einem Wert unter 50 offensichtlich keine zusätzliche Belastung. Zwischen Be2 und Be3 scheint es zu weiteren diffusen Einleitungen zu kommen, die die erhöhten CSB-Werte in Be3 verursachen.

• pH-Wert

Für Flora und Fauna eines Gewässers stellt der pH-Wert einen entscheidenden Umweltfaktor dar. Für die meisten Organismen liegt sein Optimum zwischen pH 6 und 8 (KLEE, 1990).

In diesem Bereich, also zwischen pH 6 und 8, liegen die Mittelwerte der Probestellen Lau (6,24), Be1 (6,02), Be2 (6,30), Be3 (6,35) und Be4 (6,31). Die Probestelle Be0 zeigt die niedrigsten pH-Werte mit einem Mittelwert von 4,81. Auch die Probestelle MHK liegt mit dem mittleren pH-Wert unter 6 (5,78). Diese beiden Zuflüsse verursachen offensichtlich den relativ niedrigen mittleren pH-Wert in Be1.

Während die Schwankungen im pH-Wert in Lau am geringsten sind (um 6), kommt es an den übrigen Probestellen zu Minimalwerten um 5, in Be0 sogar unter 4 (Minimum von 3,75 gemessen am 29.02.00 um 10.40 h).

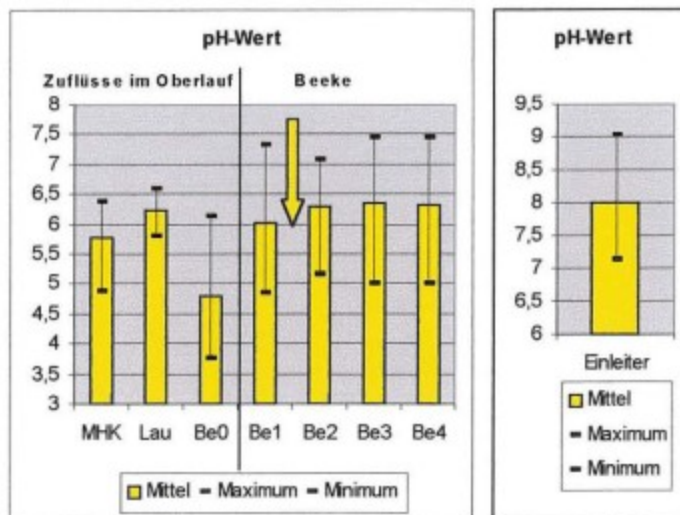


Abb. 4.1-10: pH-Werte der Probestellen und des Einleiters
(Gelber Pfeil: Einleiter zwischen Be1 und Be2)

Der Einleiter mit einem mittleren pH-Wert von 7,99, einem Minimalwert von 7,13 und einem Maximalwert von 9,03 zeigt durchgehend alkalisches Milieu.

Die mittleren pH-Werte unterhalb des Einleiters in Be2 (6,3), Be3 (6,35) und Be4 (6,31) sind – verglichen mit Be1 (6,0) – leicht erhöht.

• Stickstoffparameter

Der im Boden organisch gebundene Stickstoff wird bei der Mineralisation durch verschiedene Mikroorganismen umgewandelt. Im ersten Schritt, der Ammonifikation, entsteht als Zwischenprodukt Ammonium. Unter aeroben Verhältnissen wird Ammonium über Nitrit zu Nitrat oxidiert (GISI, 1997).

Ammonium: Unter natürlichen und naturnahen Verhältnissen tritt Ammonium in den Fließgewässern nur in Spuren auf, d.h. bis 0,1 mg/l NH_4 im Herbst (entspr. 0,08 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$). Erhöhte Konzentrationen sind in verunreinigten Gewässern zu finden (BREHM & MEIJERING, 1996). Die besonderen Abbauprozesse im Hochmoor sind in Kapitel 5.3 dargestellt.

Die LAWA gibt für die Gewässergüteklasse II einen Grenzwert für $\text{NH}_4\text{-N}$ von $\leq 0,3$ mg/l an.

Aus Abbildung 4.1-11 geht hervor, dass die Mittelwerte aller Probestellen diesen Grenzwert überschreiten, Lau allerdings nur knapp mit 0,31 mg/l. Be0 zeigt mit einem Mittelwert von 1,83 mg/l die höchste Ammonium-Belastung. Der Maximalwert in Be0 von 2,74 mg/l wurde gemessen in der Probe vom 29.11.99 um 16.00 h). Die geringen Wassermengen in Be0 wirken sich allerdings auf den

NH₄-N-Wert in Be1 (0,64 mg/l im Mittel) nur geringfügig aus. Jedoch liegt der NH₄-N- Wert in Be1 (Mischwasser aus MHK, Lau und Be0) bereits deutlich über dem Grenzwert für Güteklasse II nach der LAWA.

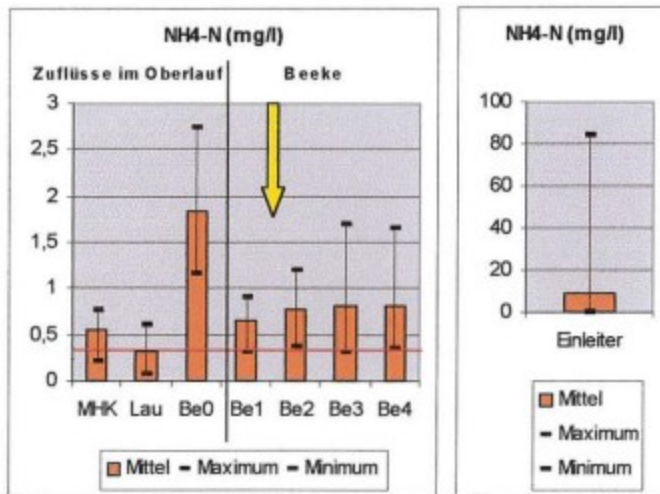


Abb. 4.1-11: NH₄-N in mg/l der sieben Probestellen und des Einleiters.
Rote Linie Grenzwert für Güteklasse II nach LAWA.
(Gelber Pfeil: Lage des Einleiters)

Der Einleiter mit einem Mittelwert von 8,84 mg/l NH₄-N (und einem Maximalwert von 84,3 mg/l gemessen in der Probe vom 30.01.00 11.20 h) ist offensichtlich mit verantwortlich für die sehr kritische Verschmutzung des Gewässers unterhalb der Einleitung, erkennbar an erhöhten mittleren NH₄-N-Werten, die bis kurz vor Einmündung in die Hunte (in Be4) nicht abgebaut werden. Besonders in Verbindung mit hohen pH-Werten (s. Kap. 5.3), bei niedrigem Wasserstand und geringerer Fließgeschwindigkeit in der Beeke muss hier mit toxischen Wirkungen auf empfindliche Gewässerorganismen gerechnet werden.

Nitrit: Nach der LAWA wird für die Gewässergüteklasse II ein Grenzwert für NO₂-N von ≤ 0,1 mg/l angegeben.

Abbildung 4.1-12 zeigt, dass alle Mittelwerte der sieben Probestellen unterhalb dieses Grenzwertes liegen, allerdings mit steigender Tendenz von Be1 bis Be4. Der Maximalwert in Be4 liegt oberhalb dieses Grenzwertes.

Der Mittelwert des Einleiters liegt bezogen auf NO₂-N mit 0,24 mg/l deutlich über diesem Grenzwert, der Maximalwert von 0,82 mg/l NO₂-N (grünlich gefärbte Probe vom 20.09.99 um 18.30h) erreicht ein Mehrfaches.

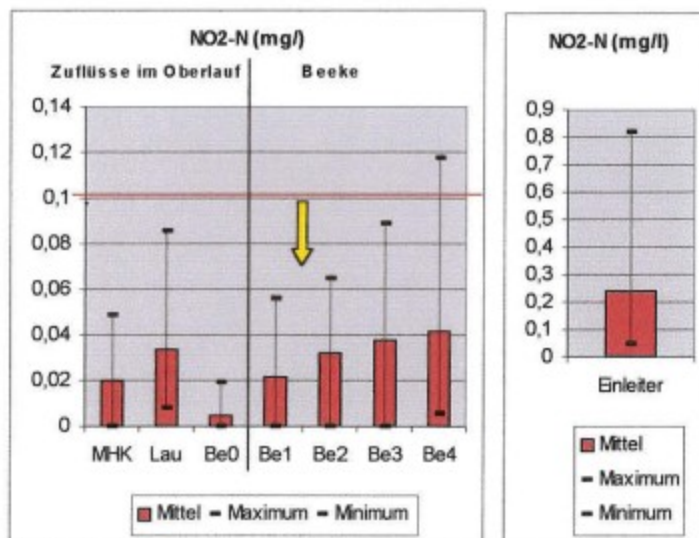


Abb. 4.1-12: NO₂-N in mg/l (Max, Mittel, Min) der sieben Probestellen und des Einleiters. Rote Linie Grenzwert für Güteklasse II nach LAWA. (Gelber Pfeil: Lage des Einleiters)

Nitrat: Die Messergebnisse aller Probestellen weisen mittlere NO₃-N-Werte aus, die deutlich über dem von der LAWA festgelegten Grenzwert für

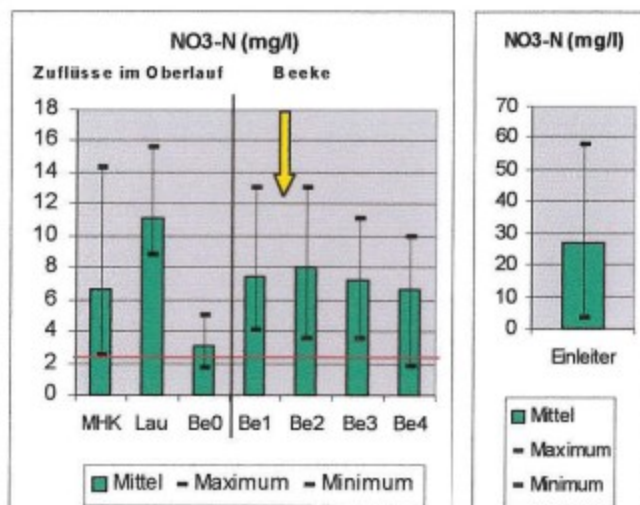


Abb. 4.1-13: NO₃-N in mg/l aller sieben Probestellen und des Einleiters. Rote Linie Grenzwert für Güteklasse II nach LAWA. (Gelber Pfeil: Lage des Einleiters)

Gewässergüteklasse II von 2,5 mg/l liegen (MHK 6,62 mg/l, Lau 11,08 mg/l, Be0 3,06 mg/l, Be1 7,50 mg/l, Be2 8,00 mg/l, Be3 7,20 mg/l, Be4 6,68 mg/l).

Der Laufgraben bringt demnach kontinuierlich (bei geringer Spannweite) die höchste Nitratfracht in die Beeke ein, die in Be1 allerdings durch die niedrigeren Werte in MHK und Be0 offensichtlich „heruntergemischt“ werden.

Der Einleiter zeigt mit einem Mittelwert von 26,86 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$ ebenfalls eine hohe Nitratfracht an, die sicherlich den erhöhten Mittelwert in Be2 (verglichen mit Be1) verursacht. Die Spannweite in der Nitratbelastung durch den Einleiter ist mit einem Maximalwert von 57,8 mg/l und einem Minimalwert von 3,24 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$ besonders groß.

Bis zur Einmündung in die Hunte gehen die $\text{NO}_3\text{-N}$ -Werte im Mittel leicht zurück

Gesamtstickstoff: Die Abbildung 4.1-14 über die Gesamtstickstoffbelastung (Nges) im Untersuchungszeitraum zeigt wiederum hohe Werte im Laufgraben (Mittel 14,20 mg/l, Maximum 27,2 mg/l, Minimum 5,94 mg/l) und sehr hohe Werte des Einleiters (Mittel 46,9 mg/l, Maximum 119 mg/l, Minimum 11,7 mg/l). Auch hier bauen sich die leicht erhöhten Werte in Be2 (unterhalb des Einleiters) bis zur Einmündung in die Hunte wieder geringfügig ab.

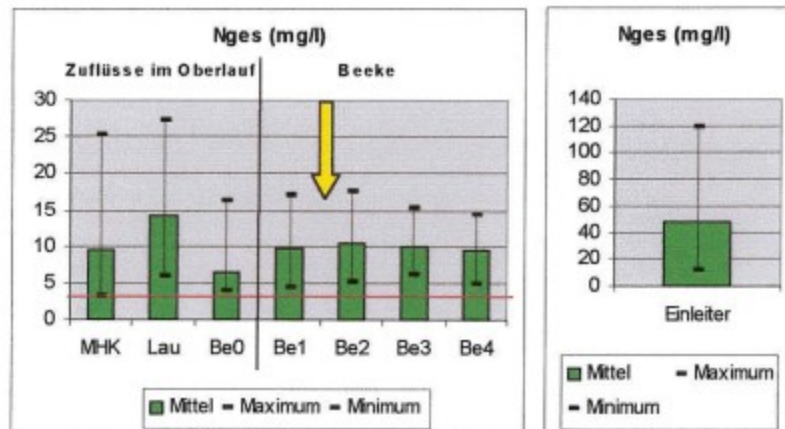


Abb. 4.1-14: Gesamtstickstoff-Belastung (Nges in mg/l) an allen sieben Probestellen im Einleiter über den gesamten Untersuchungszeitraum. (Gelber Pfeil: Lage des Einleiters)

Die LAWA sieht für Gewässer mit der Güteklasse II einen Grenzwert für Nges von ≤ 3 vor (rote Linie in Abb. 4.1-14 und 4.1-15). In letzterer Darstellung wird deutlich, dass die Nährstoffüberfrachtung mit Stickstoff an allen sieben Probestellen besteht und zwar über das ganze Jahr hinweg mit besonderer Belastung in den Wintermonaten. Der Laufgraben (Lau) aus dem Landkreis Vechta zeigt über das ganze Jahr hinweg die höchsten Werte. Überhöhte Werte besonders in den Wintermonaten zeigt der Mittlere Hochmoorkanal (MHK), der von Süden auf der Landkreisgrenze in die Beeke einmündet.

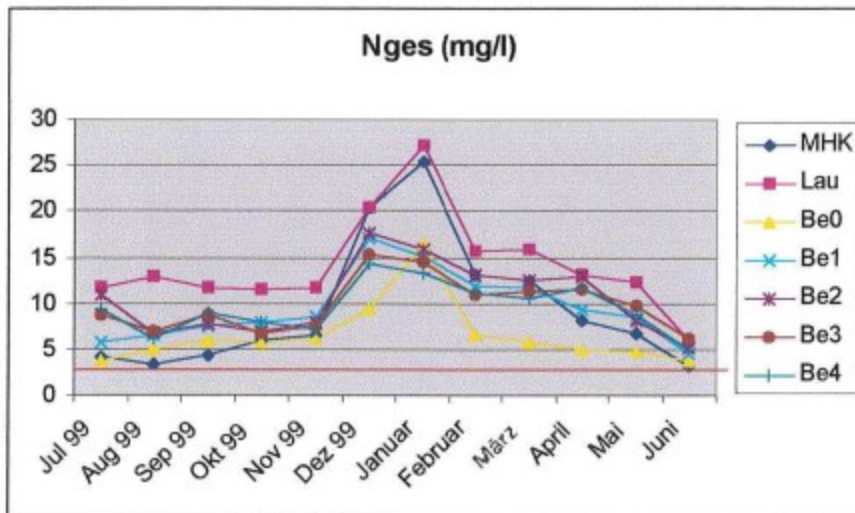


Abb. 4.1-15: Gesamtstickstoff-Belastung (Nges in mg/l) an allen sieben Probestellen (oben) über den gesamten Untersuchungszeitraum. Rote Linie Grenzwert für Güteklasse II nach LAWA.

• Phosphat

Der Phosphathaushalt eines Gewässers wird im wesentlichen von zwei Größen bestimmt: dem gelösten Phosphat (meist als Orthophosphat angegeben) und dem ungelösten Phosphat, das vor allem in Biomasse fixiert (organischer Phosphat) und an Feststoffen adsorbiert ist. Beide Größen zusammen ergeben den Gesamtphosphatgehalt eines Fließgewässers. Von Wasserpflanzen direkt aufgenommen wird das Orthophosphat (LAMMERSEN, 1997).

Orthophosphat: Der Grenzwert für Gewässergüteklasse II (nach LAWA) beträgt $\leq 0,1$ mg/l Orthophosphat-P. Abbildung 4.1-16 zeigt, dass lediglich der Orthophosphat-P-Wert im Laufgraben (Mittel 0,09 mg/l o-PO₄-P) unterhalb dieses Grenzwertes liegt, die Mittelwerte der übrigen Probestellen gehen deutlich darüber hinaus (MHK 0,41 mg/l, Be0 0,25 mg/l, Be1 0,28 mg/l, Be2 0,34 mg/l, Be3 0,31 mg/l, Be4 0,29 mg/l) mit leicht abnehmender Tendenz bachabwärts. Der Mittelwert des Einleiters mit 1,70 mg/l o-PO₄-P verrät eine Nährstoffbelastung der Beeke durch Phosphat.

Die Maximalwerte aller Probestellen sind relativ hoch. Sie wurden alle in den Wintermonaten gemessen (s. auch Anhang 5).

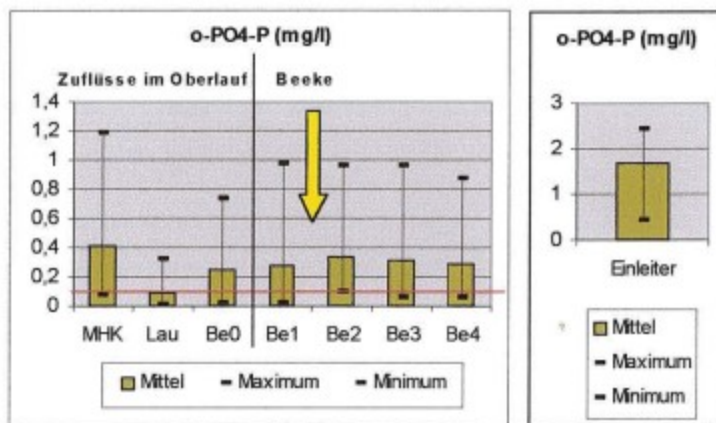


Abb. 4.1-16: Orthophosphat-P in mg/l an den Probestellen und im Einleiter.
Rote Linie Grenzwert für Güteklasse II nach LAWA.
(Gelber Pfeil: Lage des Einleiters)

Gesamtphosphor:

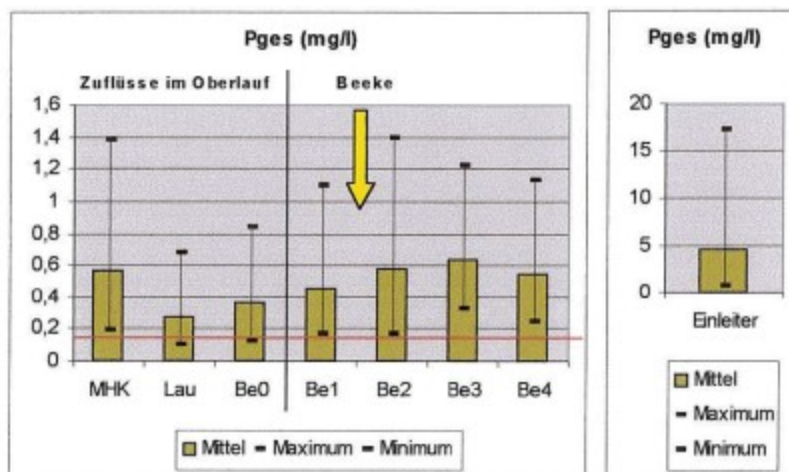


Abb. 4.1-17: Gesamtphosphor (Pges) in mg/l an den Probestellen und im Einleiter.
Rote Linie Grenzwert für Güteklasse II nach LAWA.
(Gelber Pfeil: Lage des Einleiters)

Ausgehend von einem Grenzwert von 0,15 mg/l Gesamtphosphor für Güteklasse II muss festgestellt werden, dass an allen Probestellen die mittleren Werte deutlich darüber liegen (MHK 0,57 mg/l, Lau 0,27 mg/l, Be0 0,36 mg/l, Be1 0,45 mg/l, Be2 0,58 mg/l, Be3 0,63 mg/l, Be4 0,55 mg/l). Die Spannweiten sind in MHK und Be2 besonders groß, in Lau relativ gering.

Der Mittelwert des Einleiters liegt mit 4,71 mg/l Gesamtphosphor sehr hoch, erreicht im Extremfall (Maximum) sogar 17,4 mg/l Pges (gemessen am 19.10.99 um 13.55 h).

Ausgehend von Be1 steigen die Pges-Werte im Mittel in Be2 und Be3 an, in Be4 nehmen sie wieder ab.

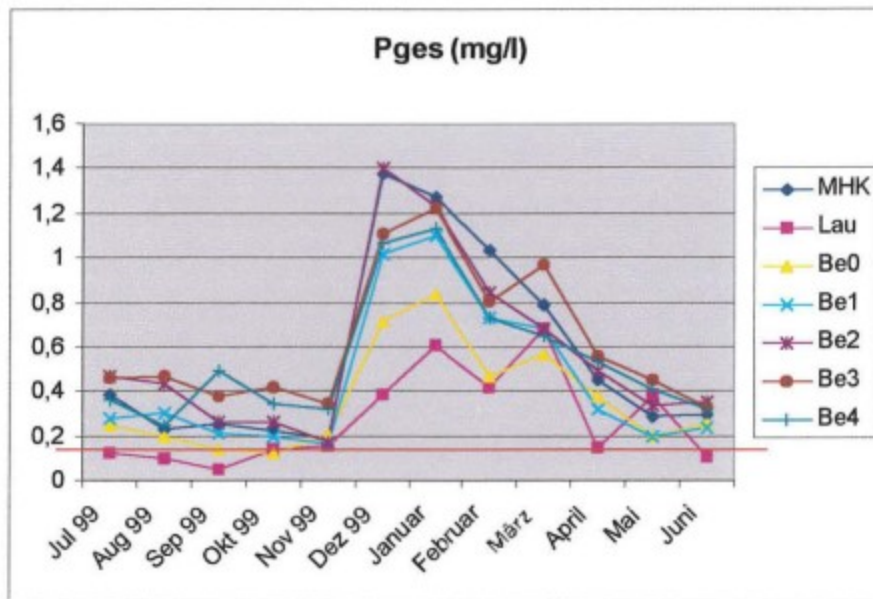


Abb. 4.1-18: Gesamtphosphor-Belastung aller sieben Probestellen über den gesamten Untersuchungszeitraum (12 Monate) hinweg. Rote Linie Grenzwert für Güteklasse II nach LAWA.

Die Gesamtphosphor-Belastung aller sieben Probestellen über den gesamten Untersuchungszeitraum (s. Abb. 4.1-18) zeigt im Dezember 1999 steil ansteigende Gesamtphosphat-Werte (Pges), die in den folgenden Monaten langsam zurück gehen. Besonders hohe Pges-Werte wurden in MHK, Be2, Be3 und Be4 so wie in Be1 gemessen. Weniger extrem fielen die Werte in Be0 und im Laufgraben aus, der in einigen Monaten Pges-Werte unterhalb des Grenzwertes für Güteklasse II zeigte.

• Chlorid

Bei Messwerten unter 30 mg/l gelten natürliche Oberflächengewässer als unbelastet. Mit 500 mg/l beginnt die biologische Störungsschwelle verbunden mit toxischen Effekten z.B. für *Gammarus pulex* (BAUR, 1998). Der Grenzwert für Gewässergüteklasse II wird von der LAWA auf 100 mg/l festgelegt.

Die im Untersuchungszeitraum ermittelten Chloridwerte sind der Abbildung 4.1-19 zu entnehmen. Danach zeigen die Mittelwerte in MHK (22,72 mg/l), Lau (26,09 mg/l), Be0 (13,77 mg/l) und Be1 (22,5 mg/l) eine unbelastete Situation bezüglich Chlorid an. Die Werte in Be2 (48,98 mg/l), Be3 (47,9 mg/l) und Be4 (44,85 mg/l) sind deutlich (um ca. 100 %) erhöht und liegen damit oberhalb des Wertes von 30 mg/l für natürliche unbelastete Gewässer, allerdings noch unterhalb des von der LAWA festgelegten Grenzwertes für Güteklasse II.

Die Chloridbelastung des Einleiters mit einem Mittelwert von 567 mg/l muss den Grund für die erhöhten Chloridwerte unterhalb des Einleiters darstellen.

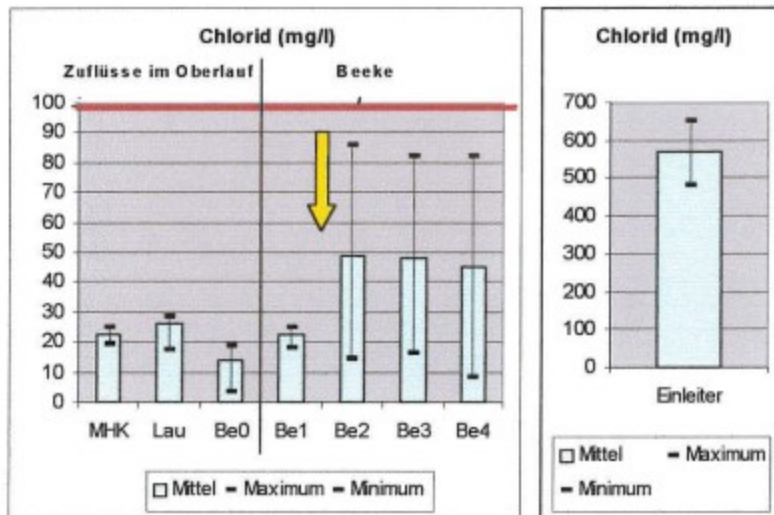


Abb. 4.1-19: Chloridwerte in mg/l (Max, Mittel, Min) der sieben Probestellen und des Einleiters. Rote Linie Grenzwert für Güteklasse II nach LAWA. (Gelber Pfeil: Lage des Einleiters)

• Elektrolytische Leitfähigkeit

Die elektrolytische Leitfähigkeit von Wasser hängt ab von der Art und der Konzentration der im Wasser gelösten Feststoffe. Diese sind größtenteils gelöste Salze, also Elektrolyte (hydratisierte Kationen und Anionen, z.T. auch in komplexen Bindungsformen) (HÜTTER, 1994). BAUR (1998) gibt für Regenwasser Werte zwischen 20 und 150 $\mu\text{S}/\text{cm}$ an, für kalkarmes Quellwasser 100 bis 300 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und für Flusswasser 300 bis 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Abwasser zeigt Werte von 700 bis 10 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

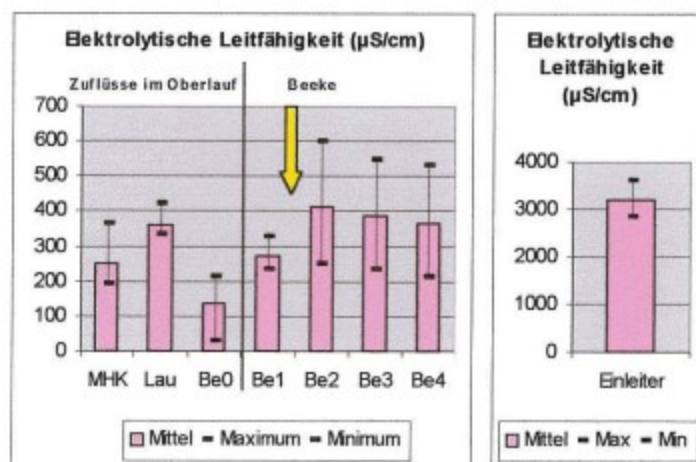


Abb. 4.1-20: Elektrolytische Leitfähigkeit (Mittelwerte, Minima und Maxima in $\mu\text{S}/\text{cm}$) an den sieben Probestellen und im Einleiter (Gelber Pfeil: Lage des Einleiters)

In Abbildung 4.1-20 wird deutlich, dass im Untersuchungszeitraum in der Probestelle Be0 die niedrigsten Werte (Mittelwert von 138 $\mu\text{S}/\text{cm}$) gemessen wurden. Die relativ hohen Werte in Lau (358 $\mu\text{S}/\text{cm}$) werden somit in Be1 (270 $\mu\text{S}/\text{cm}$) ausgeglichen.

Die verglichen mit B1 erhöhten Werte in Be2 (412 $\mu\text{S}/\text{cm}$), Be3 (386 $\mu\text{S}/\text{cm}$) und Be4 (368 $\mu\text{S}/\text{cm}$) müssen durch die durchgängig hohen Werte des Einleiters (Mittelwert von 3600 $\mu\text{S}/\text{cm}$ bei geringer Spannweite in den Messwerten) verursacht sein. Die Werte unterhalb des Einleiters liegen allerdings - von den Maximalwerten abgesehen – noch im für Flusswasser üblichen Bereich.

4.2 Gewässerstruktur (Kartieranleitung des Landesumweltamtes NRW)

Tab. 4.2-1: Übersicht über die Ergebnisse der Strukturgütekartierung nach der Kartieranleitung des LUA NRW

- Gütekategorie 4 = deutlich beeinträchtigt/deutlich naturgemäße Ausprägung
- Gütekategorie 5 = merklich geschädigt/mäßig naturgemäße Ausprägung
- Gütekategorie 6 = stark geschädigt/gering naturgemäße Ausprägung
- Gütekategorie 7 = übermäßig geschädigt/keine naturgemäße Ausprägung

Probestelle	Be1	Be2	Be3	Be4	Beeke insges.
Abschnitt	1 bis 3	8 bis 10	25 bis 27	37 bis 39	1 bis 46
Bewertung: „Sohle“	6	7	7	7	7
Bewertung: „Ufer“ links	6	7	6	6	6
Bewertung: „Ufer“ rechts	6	6	6	6	6
Bewertung: „Land“ links	7	4	5	5	5
Bewertung: „Land“ rechts	7	5	5	5	5
Strukturgüte- klasse	6	6	6	6	6

Wie aus Tabelle 4.2-1 hervorgeht, entspricht der Gesamtzustand der Gewässerstruktur der Beeke nach der Kartieranleitung des LUA NRW (s. Kapitel 3.4.1) der Strukturgütekategorie 6 (stark geschädigt/gering naturgemäße Ausprägung).

Von den insgesamt 46 bewerteten 100 m-Abschnitten (s. Abb. A-1 und Tab. A-1 in Anhang 1) wurden 44 mit 6 (stark geschädigt/gering naturgemäße Ausprägung), lediglich ein Abschnitt mit 5 (merklich geschädigt/mäßig naturgemäße Ausprägung) und einer mit 7 (übermäßig geschädigt/keine naturgemäße Ausprägung) bewertet. Eine hier mögliche Aggregation

(zusammenfassende Bewertung von zehn 100 m–Abschnitten) wurde nicht vorgenommen.

Diese Bewertung der Strukturgüte setzt sich zusammen aus den drei Bewertungsblöcken „Sohle“, „Ufer“ und „Land“.

Die Bewertung der „Sohle“ erfolgte über die Hauptparameter „*Laufentwicklung*“, „*Längsprofil*“ und „*Sohlenstruktur*“ und ergab insgesamt die Güteklasse 7. Von den 46 100m-Abschnitten wurden zwei Abschnitte mit 6 und ein Abschnitt mit 5 bewertet, alle übrigen mit 7.

Das „Ufer“ wird bewertet nach dem „*Querprofil*“ und der „*Uferstruktur*“.

Die Bewertung des „Ufers“ der Beeke ergab auf der linken Seite insgesamt die Güteklasse 6. 14 Abschnitte von 46 wurden sogar noch schlechter, mit Güteklasse 7 bewertet. Die Bewertung des „Ufers“ auf der rechten Seite ergab ebenfalls insgesamt die Güteklasse 6. 5 von 46 Abschnitten wurden mit Güteklasse 7, und 2 mit Güteklasse 5 bewertet.

Das „Land“ wird bewertet nach dem „*Gewässerumfeld*“ bis zu 100 m Entfernung.

Diese Bewertung führte auf der linken Seite der Beeke insgesamt zu der Güteklasse 5. 6 Abschnitte von 46 wurden mit 7, 36 Abschnitte mit 5, 3 Abschnitte mit 4 (deutlich beeinträchtigt/deutlich naturgemäße Ausprägung) und einer mit 3 (mäßig beeinträchtigt/überwiegend naturgemäße Ausprägung) bewertet. Auf der rechten Seite führte die Bewertung des Gewässerumfeldes („Land“) ebenfalls zu der Güteklasse 5. 3 Abschnitte wurden mit 7, 3 Abschnitte mit 6, 39 mit 5 und einer mit 1 (naturnah/naturnahe Ausprägung) bewertet. Die besseren Bewertungen in vier Gewässerabschnitten auf der linken Seite und einem Gewässerabschnitt auf der rechten Seite sind begründet in kleinen naturnahen Laubwäldchen bzw. Dauerbrache.

Die darüber hinaus gehenden (jedoch nicht in die Bewertung eingeflossenen) anthropogenen Belastungen sind: Steinschüttungen im Oberlauf, Abwasser-Einleitung in Abschnitt 7, zahlreiche landwirtschaftliche Dränagen (aus Gräben und Rohren), Gewässerabschnitte mit deutlichen Verockerungserscheinungen, mehrfach Erosionen aus angrenzenden Ackerflächen, ein gewässernaher, allerdings unbefestigter Weg von Abschnitt 1 bis Abschnitt 18, vier Uferunterbrechungen durch drei Brücken und ein Einleitungsbauwerk.

Wie aus Tabelle 4.2-1 hervorgeht, ergibt sich bei der Berechnung der Strukturgüte im Bereich der vier Probestellen ebenfalls jeweils die Güteklasse 6 (stark

geschädigt), allerdings mit leichten Unterschieden in den zu Grunde liegenden Bewertungsblöcken.

Die Bewertung aller 46 100 m-Abschnitte ist in Tabelle A-1 in Anhang 1 nachzuvollziehen.

4.3 Biotische Parameter

4.3.1 Vegetationskartierung (Wasserpflanzen)

Die Wasserpflanzenkartierung in der Beeke (vom 10. bis 12.06.2000) erbrachte den Nachweis von fünf Arten: *Callitriche palustris* (Gemeiner Wasserstern), *Lemna minor* (Kleine Wasserlinse), *Polygonum amphibium* (Wasserknöterich), *Sparganium emersum* (Einfacher Igelkolben) und *Ranunculus hederaceus* (Efeu-Wasserhahnenfuß). Die Verteilung der fünf nachgewiesenen Wasserpflanzen auf die einzelnen 100 m-Abschnitte geht aus Tabelle 4.3.1-1 hervor.

Tab. 4.3.1-1: Übersicht über die vom 10. bis 12. Juni 2000 durchgeführte Wasserpflanzenkartierung in der Beeke. Die 46 Abschnitte von der Landkreisgrenze bis zur Einmündung in die Hunte (s. Abb. A-1 in Anhang 1) sind jeweils ca. 100 m lang.
 • bedeutet ein deutliches Vorkommen einer Pflanzenart mit mehreren Exemplaren.
 ° bedeutet ein Vorkommen der Pflanzenart mit nur einem/schwach entwickeltem Exemplar. Im Abschnitt 7, gelb unterlegt, befindet sich die Abwasser-Einleitung.

Abschnitt	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
<i>Callitriche palustris</i>	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Lemna minor</i>	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Polygonum amphibium</i>	•	•	•	•	•	•	•	°	°	°				°	°									
<i>Sparganium emersum</i>	•	•	•	•	•	•	•	°	°				°	°	°	°	°		°					
<i>Ranunculus hederaceus</i>	•	•	•											°										

Abschnitt	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	
<i>Callitriche palustris</i>	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Lemna minor</i>	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Polygonum amphibium</i>																							
<i>Sparganium emersum</i>								°							°								
<i>Ranunculus hederaceus</i>																							

Callitriche palustris und *Lemna minor* kommen durchgehend an 45 bzw. 46 von 46 untersuchten 100 m - Abschnitten ohne erkennbare Unterschiede vor. Die übrigen drei Arten *Polygonum amphibium*, *Sparganium emersum* und *Ranunculus hederaceus* lassen sich nicht durchgehend nachweisen. Alle drei Arten kommen nur noch mit schwächer entwickelten bzw. einzelnen Pflanzen vor und das auch nur noch in wenigen der verbleibenden 39 100 m -Abschnitte: *Sparganium*

emersum in zehn, *Polygonum amphibium* noch in fünf und *Ranunculus hederaceus* (in Niedersachsen stark gefährdet) noch in einem einzigen 100 m - Abschnitt. Auffällig ist, dass sowohl *Polygonum amphibium* als auch *Sparganium emersum* oberhalb der Abwassereinleitung durchgehend vorkommen, rechts von Abschnitt 7 bzw. unterhalb der Abwassereinleitung aber nur noch sehr lückenhaft und sehr vereinzelt. Bei genauerer Betrachtung des Vorkommens von *Ranunculus hederaceus* konnten oberhalb des Einleiters (Abschnitt 1 bis 7) 14 Standorte von *Ranunculus hederaceus* gezählt werden. Offensichtlich breitet sich das zahlreiche Vorkommen dieser Art im Laufgraben (s. Abb. 4.3.1-1) im Landkreis Vechta nach Westen aus, allerdings nur bis zum Einleiter. Die einzige Pflanze dieser Art unterhalb des Einleiters hatte sich auf einer durch Uferabbruch entstandenen seichten Stelle entwickeln können (s. Abb. 4.3.1-2).



Abb. 4.3.1-1: *Ranunculus hederaceus* im Laufgraben (LK Vec)



Abb. 4.3.1-2: Einziger Standort von *Ranunculus hederaceus* unterhalb des Einleiters in Abschnitt 14

ELLENBERG (1992) weist den nachgewiesenen Pflanzen die in Tabelle 4.3.1-2 aufgeführten Zeigerwerte (die das ökologische Verhalten beschreiben) zu.

Tab. 4.3.1-2: Zeigerwerte der in der Beeke nachgewiesenen Wasserpflanzen (nach ELLENBERG, 1992)

Zeigerwerte ökologischer Faktoren	Licht- zahl	Temperatur- zahl	Feuchte- zahl	Reaktions- Zahl	Stickstoff- zahl	Salz- zahl
<i>Callitriche palustris</i>	6	x	11	5	4	0
<i>Lemna minor</i>	7	5	11	x	6	1
<i>Polygonum amphibium</i>	7	6	11	6	4	0
<i>Sparganium emersum</i>	7	6	10	6	7	0
<i>Ranunculus hederaceus</i>	8	5	9	3	x	0

Der Tabelle 4.3.1-2 ist zu entnehmen, dass *Callitriche palustris*, *Polygonum amphibium*, *Sparganium emersum* und *Ranunculus hederaceus* nicht salzertragend sind, erkennbar an der Salzzahl 0. *Ranunculus hederaceus* weist - verglichen mit den anderen Arten - die höhere Lichtzahl (8), die niedrigere Feuchtezahl (9) und eine sehr niedrige Reaktionszahl (3) aus. Letztere kennzeichnet sie als Säurezeiger. Auf Nährstoffe reagiert diese Pflanzenart offensichtlich indifferent (x).

4.3.2 Makroinvertebratenbesiedlung

Insgesamt wurden 90 Arten/höhere Taxa eingeordnet, darunter auch die beiden Vertebraten *Gasterosteus aculeatus* L. (Dreistachl. Stichling) und *Pungitius pungitius* L. (Neustachl. Stichling). 63 Arten und 27 Taxa höherer Ordnung wurden bestimmt. Wegen der hohen Abundanzen wurden die Oligochaeten aus Zeitgründen nur in einer einzigen Surber-Sampler-Probe (S6 von Juli 1999 in Be4) bestimmt. In dieser Probe wurden fünf Arten der Oligochaeten nachgewiesen: *Tubifex tubifex* MÜLLER (5 Exemplare), *Lumbriculus variegatus* MÜLLER (1 Exemplar), *Stylaria lacustris* L. (1 Exemplar), *Limnodrilus (cf) hoffmeisteri* CLAPAREDE (29 Exemplare) und *Ophidonais serpentina* MÜLLER (12 Exemplare). Die Oligochaeten erscheinen daher bei allen Darstellungen auf Ordnungsebene. Die Verteilung der somit 85 Arten/Taxa höherer Ordnung auf die vier Probestellen wird ausgehend von Juli bis hin zum Oktober 1999 aufgegliedert nach den Erfassungsmethoden in Anhang 6 tabellarisch dargestellt.

Im Folgenden werden die Ergebnisse zunächst differenziert nach den beiden eingesetzten Erfassungsmethoden (Surber-Sampler-Methode und Zeit-Sammel-Methode) dargestellt. Anschließend wird die differenzierte Betrachtung der Ergebnisse nach den vier Probestellen (Be1 bis Be4) vorgenommen. Zum Schluss werden die Ergebnisse nach dem Erfassungszeitpunkt (Juli bis Oktober 1999) differenziert dargestellt.

• Die Makrofauna der Beeke

Tab. 4.3.2-1: Auflistung aller vorgefundenen Arten/höheren Taxa untergliedert nach den beiden eingesetzten Erfassungsmethoden Surber-Sampler-Methode (Abundanzen) und Zeit-Sammel-Methode (Individuenzahl) sowie Gesamtindividuenzahl geordnet nach Artengruppen (innerhalb der Artengruppen nach Häufigkeiten)

DV-Nr.	Taxon (Gattung...)	Abundanzen Surber- Sampler- Methode	Individuen-zahl Zeit- Sammel- Methode	Gesamt- Individuen- zahl
	Gastropoda:			
1971	<i>Radix ovata</i> DRAPARNAUD	4	20	24
1985	<i>Valvata cristata</i> O.F. MÜLLER	1	1	2
1082	<i>Planorbium corneum</i> LINNAEUS	0	1	1
	Lamellibranchiata:			
1037	<i>Pisidium</i> spp.	363	15	378
	Oligochaeta:			
1938	Oligochaeta	4793	173	4966
	Hirudinea:			
1000	<i>Erpobdella octoculata</i> L.	41	93	134

DV-Nr.	Taxon (Gattung...)	Abundanzen Surber- Sampler- Methode	Individuen Zeit- Sammel- Methode	Gesamt- Individuen- zahl
1008	<i>Helobdella stagnalis</i> L.	30	13	43
1017	<i>Glossiphonia complanata</i> L.	2	3	5
1057	<i>Theromyzon tessulatum</i> O.F. MÜLLER	0	1	1
	Crustacea:			
1004	<i>Asellus aquaticus</i> L.	44	79	123
1002	<i>Gammarus pulex</i> L.	25	38	63
1107	<i>Proasellus coxalis</i> DOLLFUß	7	41	48
	Ephemeroptera:			
278	<i>Baetis vernus</i> (CURTIS)	55	401	456
394	<i>Cloeon dipterum</i> L.	4	38	42
153	<i>Cloeon</i> spp.	0	33	33
158	<i>Procloeon bifidum</i> BENGTTSSON	1	9	10
156	<i>Caenis horaria</i> L.	3	0	3
107	<i>Baetis rhodani</i> PICTET	1	1	2
355	<i>Baetis niger</i> L. =20019	0	1	1
	Odonata:			
101	<i>Platycnemis pennipes</i> PALLAS	0	2	2
124	<i>Calopteryx splendens</i> HARRIS	0	1	1
406	<i>Pyrrhosoma nymphula</i> SULZER	0	1	1
468	<i>Somatochlora metallica</i> VAN DER LINDEN	1	0	1
	Megaloptera :			
248	<i>Sialis lutaria</i> L.	71	5	76
	Coleoptera:			
183	<i>Dytiscus</i> spp.	10	7	17
3	<i>Halipus lineatocollis</i> MARSHAM	2	7	9
	<i>Laccornis oblongus</i> STEPHENS	0	7	7
10031	<i>Hygrotus decoratus</i> GYLLENHAL	0	5	5
	<i>Eubria palustris</i> GERMAR	0	4	4
19	<i>Brychius elevatus</i> PANZER	0	3	3
49	<i>Agabus didymus</i> OLMIER	0	2	2
792	Coleoptera	0	2	2
182	<i>Deronectes latus</i> STEPHENS	0	2	2
942	<i>Halipus obliquus</i> FABRICIUS	0	2	2
78	<i>Gyrinus substriatus</i> STEPHENS	0	1	1
102	<i>Halipus</i> spp.	0	1	1
93	<i>Hydraena riparia</i> KUGELANN	0	1	1
441	<i>Hyphydrus ovatus</i> L.	0	1	1
648	<i>Porhydrus lineatus</i> FABRICIUS	0	1	1
10204	<i>Stictonectes lepidus</i> OLMIER	0	1	1
	Trichoptera:			
115	<i>Hydropsyche pellucidula</i> CURTIS	1	15	16
125	<i>Hydropsyche angustipennis</i> CURTIS	7	8	15
14	<i>Anabolia nervosa</i> CURTIS	0	4	4
530	<i>Drusus biguttatus</i> PICTET	0	2	2
126	Limnephilidae	0	2	2

Insgesamt wurden 10195 Individuen erfasst, 8269 mit dem Surber-Sampler und 1926 mit der Zeit-Sammel-Methode. Von den 85 Arten/Taxa höherer Ordnung wurden 23 als Einzelfund notiert (s. Tab. 4.3.2-1). Die Verteilung der Individuen auf die Artengruppen der Makroinvertebraten geht aus Abbildung 4.3.2-1 hervor.

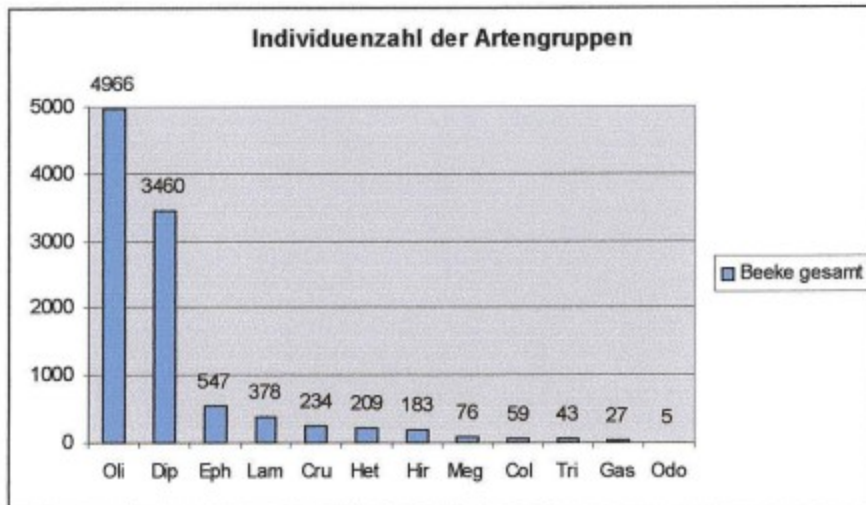


Abb. 4.3.2-1: Übersicht über die Gesamtindividuenzahlen der in der Beeke erfassten Artengruppen
 Oli = Oligochaeta, Dip = Diptera, Eph = Ephemeroptera, Lam = Lamellibranchiata,
 Cru = Crustacea, Het = Heteroptera, Hir = Hirudinea, Meg = Megaloptera, Col =
 Coleoptera, Tri = Trichoptera, Gas = Gastropoda, Odo = Odonata

Die Oligochaeta (Oli) nehmen in der Beeke mit 4966 Exemplaren den größten Anteil ein gefolgt von den Diptera (Dip) mit 3460 Individuen. Ephemeroptera (Eph), Lamellibranchiata (Lam), Crustacea (Cru), Heteroptera (Het) und Hirudinea (Hir) nehmen das Mittelfeld ein. Individuenzahlen unter 100 zeigen Megaloptera (Meg), Coleoptera (Col), Trichoptera (Tri), Gastropoda (Gas) und Odonata (Odo).

Die 7 Stichlinge der Arten *Pungitius pungitius* (6) und *Gasterosteus aculeatus* (1) werden im Folgenden nicht weiter berücksichtigt, da sie nicht zu den Makroinvertebraten gehören.

• Die Makrofauna im Vergleich der Erfassungsmethoden

Ein Vergleich der Gesamtindividuenzahl der vorgefundenen Arten und Taxa höherer Ordnung bezogen auf die beiden eingesetzten Erfassungsmethoden gibt Abbildung 4.3.2-2 wieder. Hier fällt auf, dass mit der Zeit-Sammel-Methode trotz deutlich geringerer Individuenzahl (1926 zu 8269, s. Tab. 4.3.2-1) wesentlich mehr Arten und Taxa höherer Ordnung (58+16) erfasst wurden als mit dem Surber-Sampler (30+21).

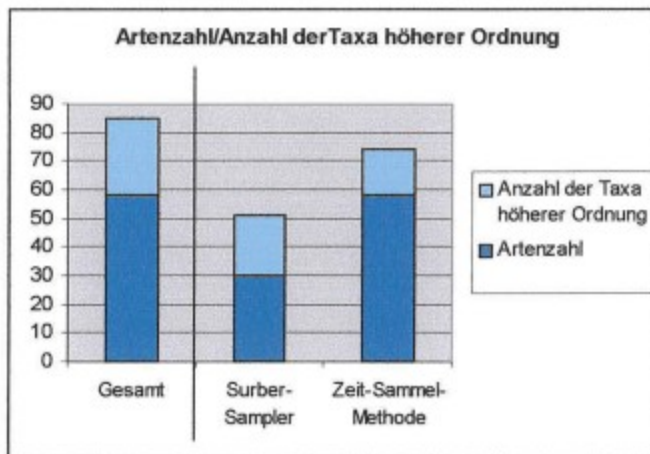


Abb. 4.3.2-2: Übersicht über die Anzahl der Arten/Anzahl der Taxa höherer Ordnung der beiden Erfassungsmethoden im Vergleich zur Gesamt-Arten-/Taxazahl höherer Ordnung.

Die Darstellung der Individuenzahlen der vorgefundenen Artengruppen wird im Folgenden wegen der sehr unterschiedlichen Gesamtindividuenzahlen zunächst über die Einteilung in die Großgruppen Diptera, Oligochaeta und übrige Artengruppen vorgenommen. Die Darstellung der Ergebnisse der eingesetzten Erfassungsmethoden – hier bezogen auf die Individuenzahlen – zeigt die Grafik in Abbildung 4.3.2-3.

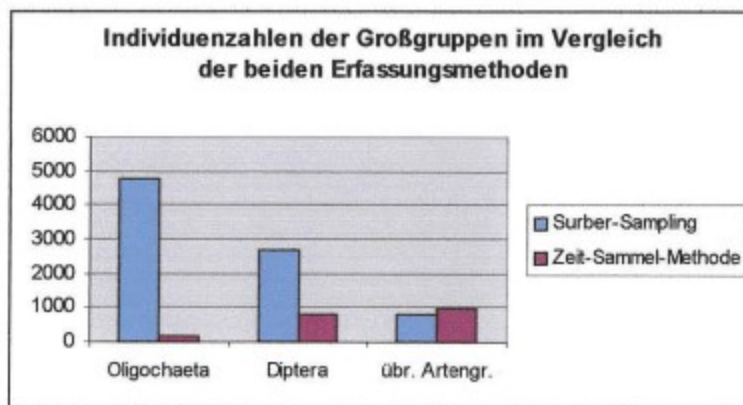


Abb. 4.3.2-3: Vergleich der Großgruppen Oligochaeta, Diptera und übrige Artengruppen bezogen auf die eingesetzten Erfassungsmethoden (Gesamtindividuenzahlen)

Offensichtlich hängt es von der eingesetzten Methode ab, welche der Artengruppen der Makroinvertebraten schwerpunktmäßig erfasst werden. Bei Einsatz des Surber-Samplers wurde (im Vergleich zur Zeit-Sammel-Methode) ein außerordentlich großer Anteil der Oligochaeten von 4793 Individuen (im Vergleich zu 173 Individuen bei der Zeit-Sammel-Methode) erfasst. Das gilt in nicht so extremer Weise auch für die Dipteren (hier 2657 zu 803). Welche

Unterschiede sich bei den übrigen Artengruppen verbergen, wird im Zusammenhang mit Abbildung 4.3.2-5 erläutert.

Hier sollen zunächst die Dipteren in Betracht kommen. Abbildung 4.3.2-4 zeigt deutlich, dass die Artengruppe der Chironomiden mit dem Surber-Sampler

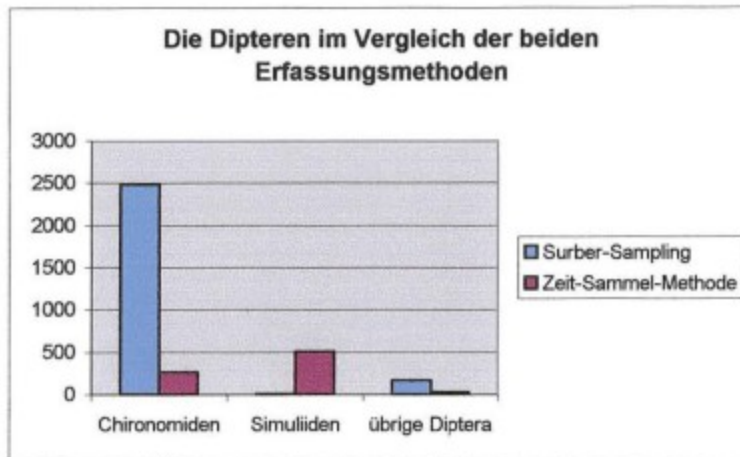


Abb. 4.3.2-4: Vergleich der Diptera (Individuenzahlen von Chironomiden, Simuliiden und übrige Diptera) bezogen auf die beiden Erfassungsmethoden

(2485 Individuen) gut erfasst wird, die Gruppe der Simuliiden allerdings so gut wie gar nicht (genau 6). Die Zeit-Sammel-Methode erfasst gut die Simuliiden (genau 507), dafür die Chironomiden nur zu einem geringen Anteil (265).

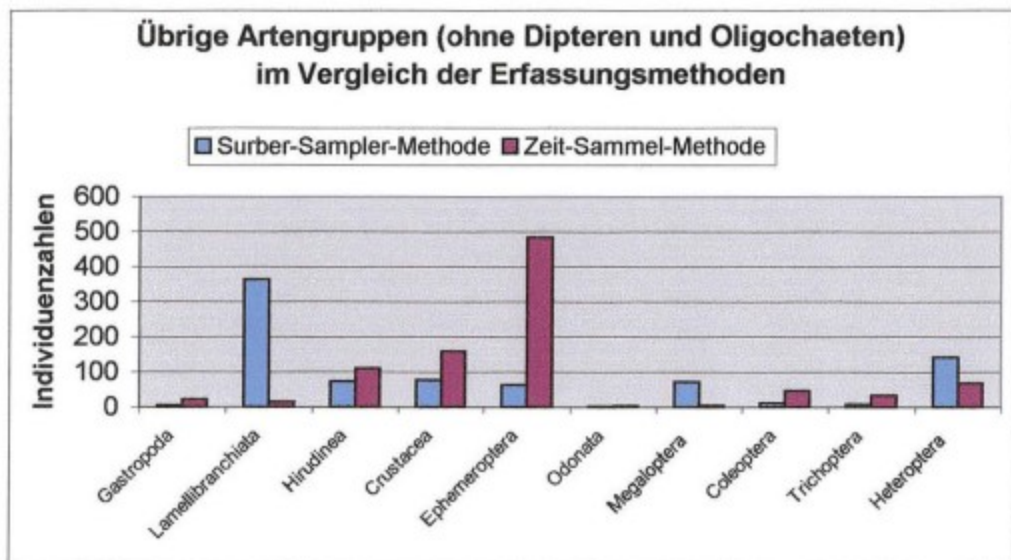


Abb. 4.3.2-5: Vergleich der übrigen Artengruppen (ohne Dipteren und Oligochaeten) bezogen auf die beiden Erfassungsmethoden (Gesamtindividuenzahlen)

Bezüglich der übrigen Artengruppen gibt es ebenfalls Unterschiede.

Offensichtlich wurden die Lamellibranchiata (365 zu 15) hauptsächlich mit dem

Surber-Sampler erfasst, die Megaloptera (71 zu 5) ebenfalls, die Heteroptera (141 zu 68) zu einem größeren Teil.

Die Crustacea (158 zu 76), die Coleoptera (47 zu 12), die Trichoptera (34 zu 9), aber auch die Hirudinea (110 zu 73) wurden zahlreicher mit der Zeit-Sammel-Methode erfasst, ganz besonders zahlreich die Ephemeroptera (483 zu 64).

Es hängt also sehr von dem Vorgehen des Probenehmenden, d.h. vom Einsatz der Erfassungsmethode ab, welche Artengruppe im Ergebnis wie zahlreich erscheint.

- **Die Makrofauna im Vergleich der Probestellen**

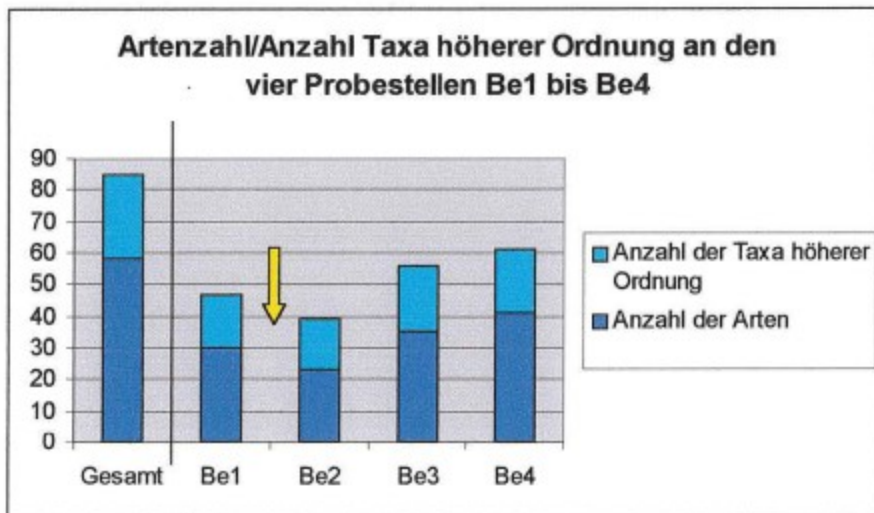


Abb. 4.3.2-6: Übersicht über die Anzahl der Arten/Anzahl der Taxa höherer Ordnung an den vier Probestellen im Vergleich zur Gesamt-Artenzahl /Anzahl der Taxa höherer Ordnung. (Gelber Pfeil: Lage des Einleiters)

Ein Vergleich der Ergebnisse bezogen auf die vier Probestellen macht deutlich, dass die Anzahl der Arten/Taxa höherer Ordnung ausgehend von Be1 (30/17) flussabwärts in Be2 (23/16) unterhalb des Einleiters der Fa. A&L zunächst sinkt, dann über Be3 (35/21) bis zu Be4 (41/20) kontinuierlich ansteigt.

Ein Vergleich der Gesamtindividuenzahlen der vier Probestellen (s. Abb.4.3.2-7) zeigt, dass diese ebenfalls in Be2 abfällt (auf 1103) verglichen mit der in Be1 (genau 1579), dann aber wieder ansteigt auf 2830 in Be3 und 4683 in Be4.

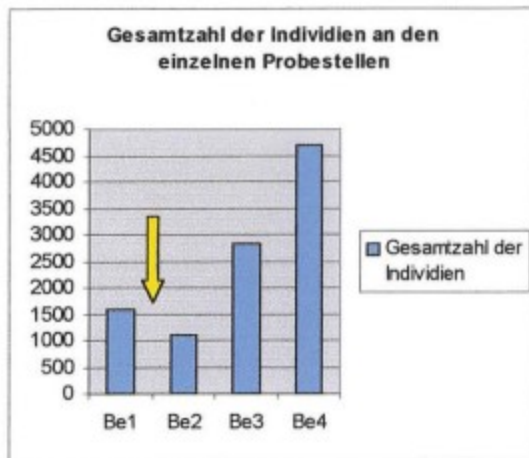


Abb. 4.3.2-7: Gesamtindividuenzahl an den vier Probestellen.
(Gelber Pfeil: Lage des Einleiters)

Im Folgenden wird die Verteilung der Großgruppen auf die vier Probestellen in den Blick genommen.

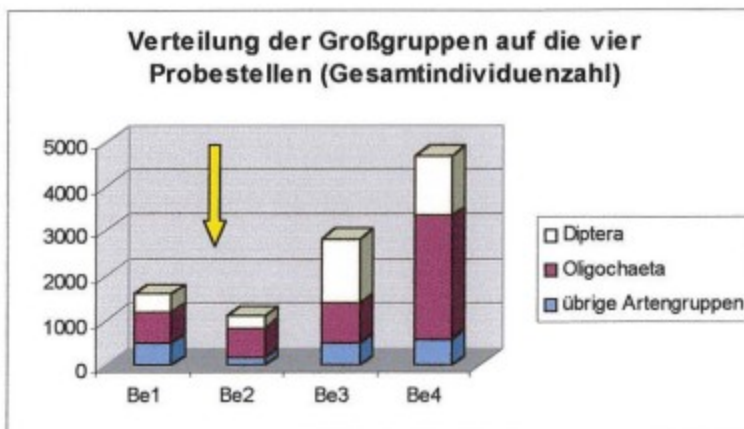


Abb. 4.3.2-8: Gesamtindividuenzahlen von Diptera, Oligochaeta und übrige Artengruppen an den vier Probestellen (im Untersuchungszeitraum Juli bis Oktober 1999).
(Gelber Pfeil: Lage des Einleiters)

In Be1 und noch deutlicher in Be2 zeigen die Dipteren niedrige Individuenzahlen. In Be3 nimmt ihr Anteil deutlich zu. Sie machen hier etwa 50 % der Gesamtindividuenzahl aus. In Be4 bleibt die Individuenzahl der Dipteren in etwa erhalten. Hier zeigen nun die Oligochaeten den größten Anteil in der tierischen Besiedlung. In Be2 fällt darüber hinaus auf, dass die Individuenzahl der „übrigen Artengruppen“ vergleichsweise klein ist, was im Zusammenhang mit Abbildung 4.3.2-10 näher betrachtet wird.

Hier soll zunächst der Blick auf die Dipteren gelenkt werden (Abb. 4.3.2-9). Von den zahlreichen Dipterenfamilien spielen vor allem die Simuliidae und Chironomidae eine qualitativ und quantitativ herausragende Rolle im Benthon

aller Bachtypen (BRAUKMANN 1984). Es wird zu klären sein (in Kapitel 5.5.2), warum die Gruppe der Simuliiden in Be1 und Be2 mit jeweils 9 Exemplaren nur sehr spärlich vertreten ist, während sie im „Unterlauf“ in Be3 mit 304 Exemplaren und in Be4 mit 191 Exemplaren vertreten war.

Auch die Chironomiden nehmen nach geringstem Bestand in Be2 bachabwärts deutlich zu. Innerhalb der Gruppe der Chironomiden wurden 13 Taxa höherer Ordnung (Gruppe, Gattungen, Tribus, Unterfamilie, Familie) und 3 Arten (*Prodiamesa olivacea* mit 144 Individuen, *Psectrotanypus varius* mit einem Exemplar und *Odontomesa fulva* mit drei Individuen) festgestellt.

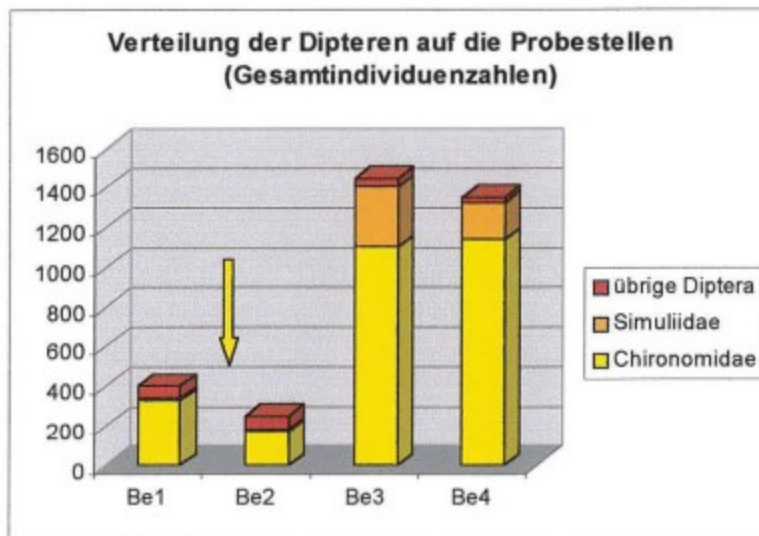


Abb. 4.3.2-9: Verteilung der Diptera (Individuenzahlen) nach Probestellen. (Gelber Pfeil: Lage des Einleiters)

Die Unterfamilie Chironominae bevorzugt Bachbereiche mit mäßiger bis geringer Strömung und detritusreichem, feinkörnigem Sediment (BRAUKMANN, 1984). Die zugehörige *Chironomus thummi* - Gruppe wurde mit 404 Exemplaren als eine relativ stark vertretene Gruppe notiert. In Be1 wurde diese Art mit 6 Exemplaren nachgewiesen, in Be2 mit 5, in Be3 mit 88 und in Be4 mit 305 Exemplaren. Die Unterfamilie Tanypodinae als weiterer typischer Vertreter der lenitischen Choriotope (BRAUKMANN, 1984) ist mit hoher Individuenzahl (davon die größte in Be3) nachgewiesen.

Die Unterfamilie Orthocladiinae, die in Gebirgs- und Bergbächen der strömungsliebenden Steinflora angehört (BRAUKMANN, 1984), wurde in der Beeke mit nur 19 Individuen insgesamt nachgewiesen.

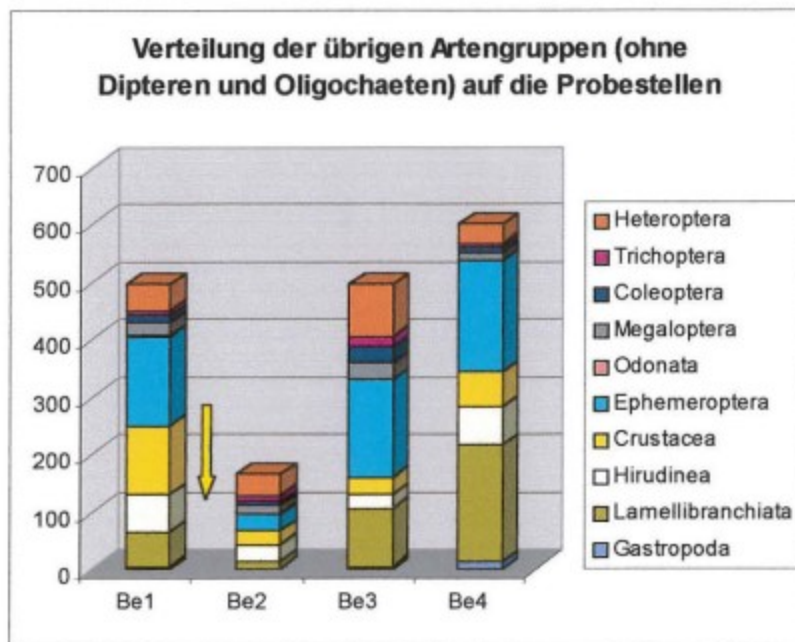


Abb. 4.3.2-10: Verteilung der „übrigen Artengruppen“ (außer Diptera und Oligochaeta) auf die vier Probenahmestellen. (Gelber Pfeil: Lage des Einleiters)

Aufschlussreich ist die Verteilung der übrigen Artengruppen (außer Dipteren und Oligochaeten) auf die vier Probenahmestellen. Alle Artengruppen gehen in ihrer Individuenzahl an der Probestelle Be2 unterhalb des Einleiters deutlich zurück (s. Abb. 4.3.2-10). Einige Artengruppen werden im folgenden genauer betrachtet, zunächst die Crustaceen.

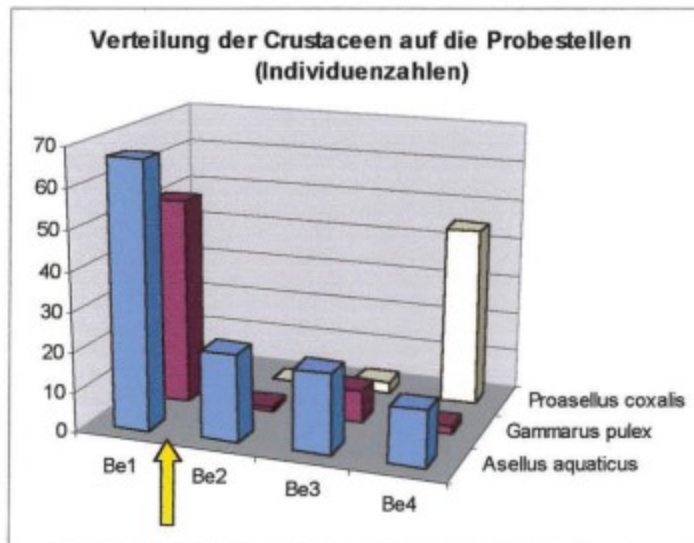


Abb. 4.3.2-11: Verteilung der Crustaceen auf die vier Probestellen. (Gelber Pfeil: Lage des Einleiters)

Wie die Abbildung 4.3.2-11 zeigt, geht die Crustacee *Asellus aquaticus* von 67 Exemplaren in Be1 über 22 in (Be2), 20 (in Be3) und dann noch 14 Exemplare in

Be4 zurück, obwohl diese Art laut SUHRHOFF & GUMPRECHT (1997) überall verbreitet ist und sogar in Brackwasser vorkommt. Nur bei stärkerer Versalzung geht diese Art zurück. Noch deutlicher ist der Rückgang eines anderen salzempfindlichen Krebstieres. *Gammarus pulex*, in Be1 mit 52 Exemplaren nachgewiesen, kommt in Be2 nur mit einem Exemplar vor, in Be3 mit 8 und in Be4 mit 2 Exemplaren, obwohl diese Art im norddeutschen Raum sehr verbreitet ist. Der Krebs *Proasellus coxalis*, häufig vergesellschaftet mit *Asellus aquaticus*, hat nach SUHRHOFF & GUMPRECHT (1997) scheinbar eine größere Empfindlichkeit gegenüber Versalzung. Er kommt in Be4 (vor Einmündung in die Hunte) 54 mal vor, in Be3 auch noch mit 3 Exemplaren, bachaufwärts in Be2 und Be1 gar nicht mehr.

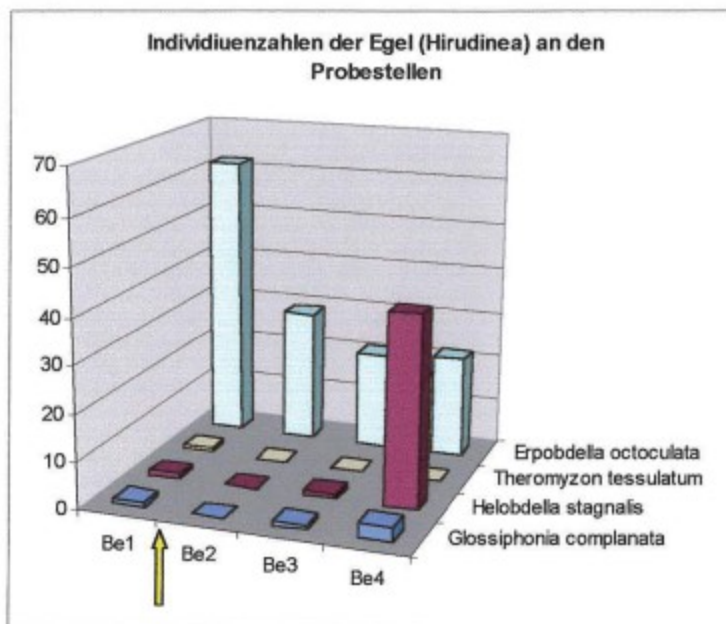


Abb. 4.3.2-12: Individuenzahlen der Egel (Hirudinea) an den vier Probestellen. (Gelber Pfeil: Lage des Einleiters)

Auch die Verteilung der Egel (Hirudinea) wirft Fragen auf (s. Abb. 4.3.2-12). Die Egelart *Helobdella stagnalis* kommt in Be 4 relativ häufig vor, nämlich 41 mal, während sie in Be3 nur mit 1 Exemplar, in Be2 gar nicht und in Be1 mit einem einzigen Exemplar nachgewiesen wurde. Diese Art reagiert empfindlich auf Salzbelastung und fehlt dann ganz (SUHRHOFF & GUMPRECHT, 1997).

Der Egel *Erpobdella octoculata* kommt in Be1 mit 62 Exemplaren, in den übrigen Probestellen mit 29 (Be2), 21 (Be3) und mit 22 in Be4 vor. Er reagiert auf Salzbelastung empfindlich, des gleichen die Egelart *Glossiphonia complanata*. Sie kommt in Be1 einmal, in Be2 gar nicht, in Be3 einmal und in Be4 dreimal vor. Sie

lebt übrigens ektoparasitisch auf Mollusken. Deren einzige vorkommende Gattung *Pisidium* hat in Be2 ebenfalls ihren geringsten Nachweis mit 13 Exemplaren. 60 Exemplare wurden oberhalb in Be1 gezählt, 101 in Be3 und 204 in Be4.

Von den 4 in der Beeke gefundenen Libellenarten mit insgesamt 5 Larven kommt *Platycnemis pennipes* (als Imago auch an der Beeke häufig anzutreffen) nur in Be1 und Be4 mit jeweils einem Exemplar vor, dazwischen in Be2 und Be3 fehlt sie.

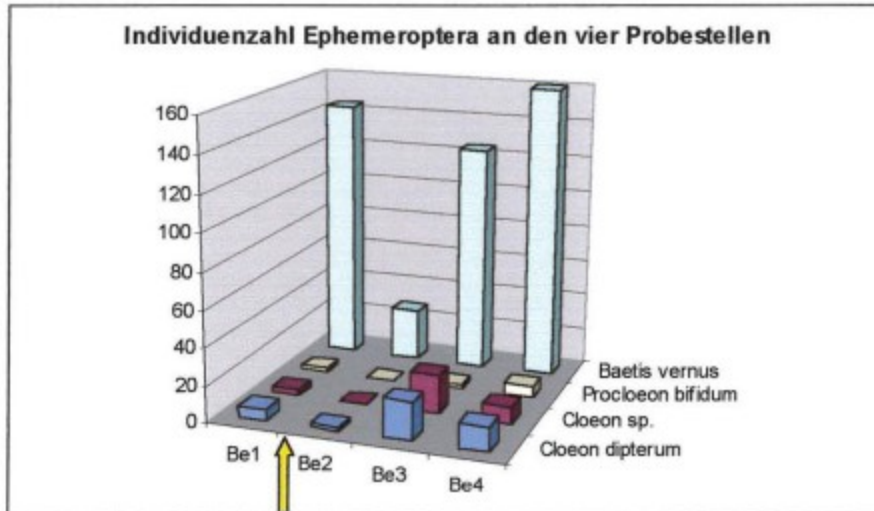


Abb. 4.3.2-13: Individuenzahlen der Eintagsfliegenlarven (Ephemeroptera) an den vier Probestellen (Gelber Pfeil: Lage des Einleiters)

Baetis vernus, eine in allen Fließgewässern verbreitete, meist häufige und anspruchsloseste Baetide überhaupt in der Gruppe der Eintagsfliegen (s. Abb. 4.3.2-13) kommt auch noch in stark verockerten Gewässern vor (SUHRHOFF & GUMPRECHT, 1997). Diese Art hat in Be2 ihr geringstes Vorkommen mit 28 Exemplaren gezeigt, obwohl oberhalb in Be1 144 Tiere nachgewiesen wurden und unterhalb in Be3 124, in Be4 160 Exemplare gezählt wurden. *Procloeon bifidum* kommt nur in Be2 gar nicht vor. *Cloeon dipterum* geht in Be2 zurück, die übrigen Vertreter der Gattung *Cloeon spp.* ebenfalls.

Des weiteren fällt auf, dass einige Arten nur in Be4 nahe der Einmündung in die Hunte vorkommen. Die Libellenart *Pyrrhosoma nymphula* (als Imago an der Beeke häufig anzutreffen), kommt in Be4 nur mit einem Exemplar vor. Die Posthornschnecke *Planorbarius corneus* - in Norddeutschland verbreitet bis häufig, in salzbeeinflussten und verockerten Gewässern nur vereinzelt -(SUHRHOFF & GUMPRECHT, 1997) wurde nur in Be4 mit einem Exemplar gefunden.

- **Sørensen-Index**

Ein einfacher Vergleich der an den vier Untersuchungsstellen vorgefundenen Artengemeinschaften lässt sich mit dem Sørensen-Index (Formel s. in Kap. 3.3.2) vornehmen. Er wird hier unter Einbeziehung aller Arten incl. Taxa höherer Ordnung berechnet. Er berücksichtigt nicht die absoluten und relativen Abundanzen, zeigt aber auf einfache Weise, wie sehr sich die Artengemeinschaften ähneln (maximal 100%) oder aber unterscheiden (minimal 0%). Der Sørensen-Index zwischen Be1 und Be2 ergibt 69,77%. Der Sørensen-Index zwischen Be2 und Be3 ergibt 71,58%. Der Sørensen-Index zwischen Be3 und Be4 ergibt 73,50%. Der Sørensen-Index zwischen Be1 und Be4 ergibt 66,67%. Die errechneten Sørensen-Indices zeigen die größte Faunenähnlichkeit zwischen Be3 und Be4. Zwischen jeweils zwei benachbarten Probestellen ist die Ähnlichkeit am geringsten zwischen Be1 und Be2. Aber noch geringer ist die Faunenähnlichkeit zwischen Be1 und Be4. Zwischen Be1 und Be4 (auf knapp 4 km Fließstrecke) vollzieht sich demnach ein schleichender Wechsel in der Zusammensetzung der Artengemeinschaften, der seinen größten „Bruch“ zwischen Be1 und Be2 hat. Hier liegt auch der Einleiter.

- **Die Fauna im Vergleich der Erfassungszeitpunkte**

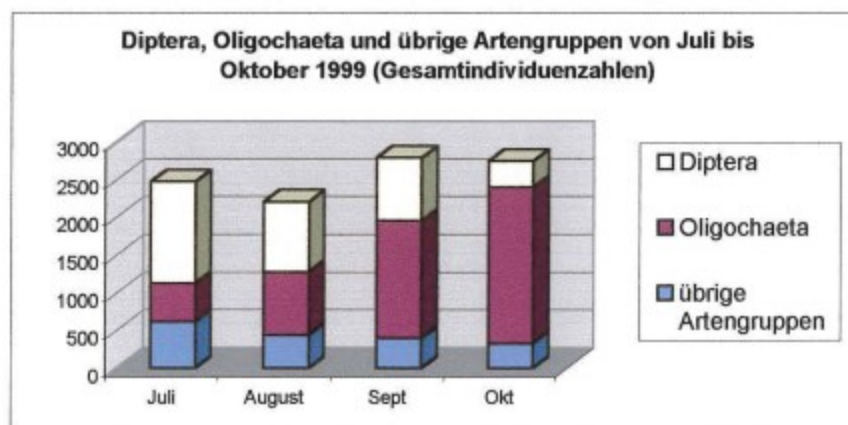
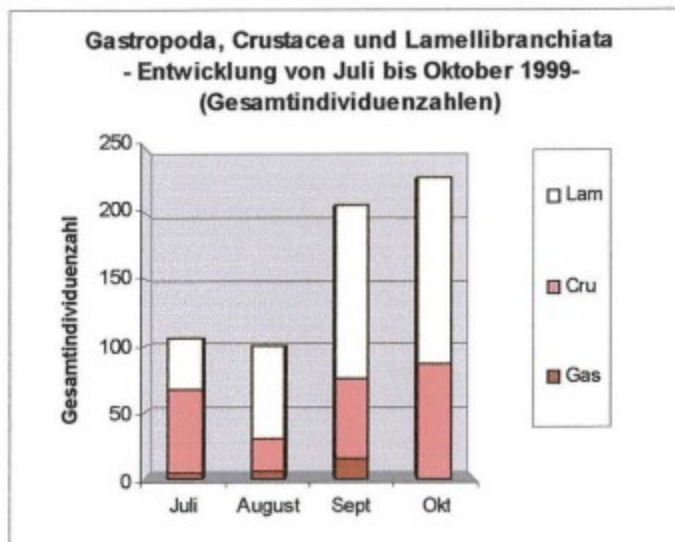


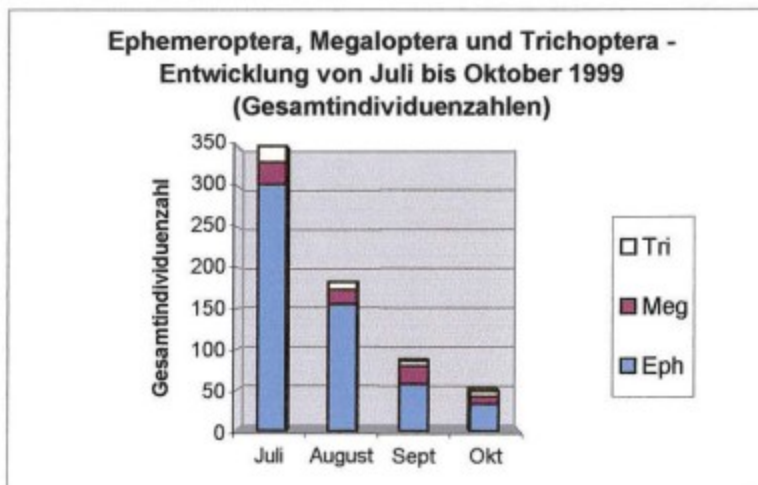
Abb. 4.3.2-14: Gesamtindividuenzahlen von Diptera, Oligochaeta und übrigen Artengruppen aller Probestellen (Becke gesamt) von Juli bis Oktober 1999

Abbildung 4.3.2-14 zeigt die im Untersuchungszeitraum kontinuierlich stärker werdende Gruppe der Oligochaeten bei gleichzeitig abnehmenden Anzahlen der Dipteren. Die ebenfalls zahlenmäßig abnehmenden übrigen Artengruppen sind differenziert zu betrachten (s. Abb. 4.3.2-15 und Abb. 4.3.2-16).



Tab. 4.3.2-15: Individuenzahlen von Gastropoda (Gas), Crustacea (Cru) und Lamellibranchiata (Lam) aller Probestellen von Juli bis Oktober 1999

Während die Lamellibranchiata (hier: *Pisidium spp.*) in ihrer Individuenzahl kontinuierlich ansteigen, gibt es im August für die Crustaceen einen leichten Rückgang zu verzeichnen. Die zahlenmäßig gering vertretenen Schnecken (Gastropoda) zeigen im September ihr größtes Vorkommen, im Oktober dann einen deutlichen Rückgang.



Tab. 4.3.2-16: Individuenzahlen von Ephemeroptera (Eph), Megaloptera (Meg) und Trichoptera (Tri) aller Probestellen von Juli bis Oktober 1999

Die Eintagsfliegenlarven (Ephemeroptera) gehen von Juli bis Oktober in ihrem Bestand deutlich zurück. Die zahlenmäßig gering vertretenen Köcherfliegenlarven (Trichoptera) zeigen ebenfalls während des Untersuchungszeitraums einen Rückgang. Die Schlammfliegenlarven (Megaloptera) haben im Oktober ihr geringstes Vorkommen.

4.4 Normierte Bewertungsverfahren

4.4.1 Chemische Wassergüte

Die Ermittlung der chemischen Wassergüte nach dem in Kapitel 3.4.1 dargestellten Berechnungsverfahren ergibt für die Beeke insgesamt die Gewässergüteklasse IV, die schlechteste Güteklasse überhaupt. Selbst jede der sieben Probestellen ergibt für sich berechnet die Güteklasse IV. Allerdings bestehen an den einzelnen Probestellen die Belastungen, die zu der schlechtesten Einstufung geführt haben, in unterschiedlichen Parametern.

Zum Verständnis sei hier noch einmal darauf hingewiesen, dass auf der Landkreisgrenze der Mittlere Hochmoorkanal (MHK), der Laufgraben (Lau) und der Oberlauf der Beeke (Be0) zusammenfließen, so dass in Be1 eine Mischsituation aus allen drei Gewässern entsteht.

Eine Übersicht über alle errechneten chemischen Güteklassen bezogen auf Einzelparameter und Probestellen ist der Tabelle 4.4.1-1 zu entnehmen.

Während in MHK die Belastungen in erster Linie durch Pges, o-PO₄-P, Nges und zweiter Linie in NO₃-N und einer relativ schlechten Sauerstoffversorgung bestehen, sieht die Situation in Lau anders aus. Deutliche Belastungen bestehen hier in hohen Nges-Werten und relativ hohen Pges-Werten. Die Probestelle Be0 führt wegen hoher NH₄-Werte und sehr niedrigen Sauerstoff-Werten zu der schlechten Einstufung (IV). Diese Belastung in Be0 wirkt sich - wahrscheinlich wegen der hier festgestellten geringen Fließgeschwindigkeiten und Wassermengen - offensichtlich nur minimal auf die Werte in Be1 aus. Der hohe o-PO₄-Wert in MHK wirkt sich offensichtlich aus bis in Be1 als einzigem Grund für die schlechte Einstufung von Be1 in Güteklasse IV. Die nächst schlechtesten Einstufungen (III-IV) beziehen sich auf die Parameter Nges und NO₃-N aus MHK und Lau, zusätzlich Pges aus MHK.

Die unterhalb von Be1 eingeleiteten Stoffmengen der Abwasser-Einleitung durch die Fa. A&L in Form von hohen Pges-, hohen o-PO₄-P-, hohen Nges-, hohen NH₄-N-, hohen NO₃-N-, hohen NO₂-N- und hohen Cl-Werten verändern ganz offensichtlich die Stoffkonzentrationen in Be2. In Be2 angestiegen (verglichen mit Be1) ist die Belastung durch Pges (nun Güteklasse IV), gleichbleibend schlecht sind die Werte von o-PO₄-P (Güteklasse IV), leicht angestiegen die

Werte von Nges (Güteklasse III-IV bleibt). Ebenfalls erhöht ist die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Belastung (nun Güteklasse III-IV), leicht erhöht auch die $\text{NO}_2\text{-N}$ -Belastung (Güteklasse II bleibt). Die Salzbelastung des Einleitungswassers verändert die diesbezügliche Einstufung in Güteklasse I oberhalb (in Be1) zu II unterhalb (in Be2, Be3 und Be4) um zwei Güteklassen.

Zwischen Be2 und Be3 gibt es offensichtlich aus diffusen Quellen eine zusätzliche Ammoniumbelastung ($\text{NH}_4\text{-N}$), die sich allerdings nicht auf die Gewässergüteklasse auswirkt.

Während sich die Nitratbelastung in Richtung Be4 geringfügig zurückbildet (nun Güteklasse III), steigt der Nitritwert hier an (nun Güteklasse II-III).

Der Sauerstoffgehalt in Be1 ergibt die Güteklasse II-III. Wahrscheinlich durch den etwas höheren Sauerstoffgehalt des Einleitungswassers ist der Sauerstoffgehalt in Be2 leicht verbessert (Güteklasse II-III bleibt). In Be3 wird Güteklasse III erreicht und in Be4 Güteklasse III-IV.

Die hohe $\text{o-PO}_4\text{-P}$ -Belastung aus MHK, die auch schon in Be1 zu Güteklasse IV führt, bleibt in Be2 bis Be4 im wesentlichen so bestehen (Güteklasse IV).

Die Pges-Belastung verschärft sich (auch durch den Einleiter) und führt in Be2 und Be3 zu Güteklasse IV, in Be4 wird bezüglich Pges Güteklasse III-IV erreicht.

Tab. 4.4.1-1: Die chemische Wassergüte aller acht Probestellen berechnet mit Hilfe der Jahreskennwerte (90-Perzentil) der untersuchten Parameter (s. Kapitel 3.4.1) und unter Anwendung der stofflichen Qualitätsanforderungen der LAWA für die 7 Stufen der deutschen Klassifizierung der Gewässergüte (s. Tab. 3.4.1-1)

	Probe- stelle	O ₂ (mg/l)	o-PO ₄ -P (mg/l)	Pges (mg/l)	Nges (mg/l)	NH ₄ -N (mg/l)	NO ₃ -N (mg/l)	NO ₂ -N (mg/l)	Cl (mg/l)	Gewässergüte- klasse der Probestellen
Jahreskennwert (90-Perzentil) Gewässergüteklasse	MHK	3,23 III-IV	1,19 IV	1,38 IV	25,4 IV	0,765 III	14,3 III-IV	0,049 I-II	25,2 I-II	IV
Jahreskennwert (90-Perzentil) Gewässergüteklasse	Lau	4,88 III	0,334 III	0,68 III-IV	27,2 IV	0,61 III	15,6 III-IV	0,086 II	28,4 I-II	IV
Jahreskennwert (90-Perzentil) Gewässergüteklasse	Be0	1,55 IV	0,742 III-IV	0,84 III-IV	16,4 III-IV	2,74 IV	5,07 III	0,019 I-II	18,8 I	IV
Jahreskennwert (90-Perzentil) Gewässergüteklasse	Be1	5,03 II-III	0,966 IV	1,1 III-IV	17,1 III-IV	0,91 III	13,1 III-IV	0,056 II	24,8 I	IV
Jahreskennwert (90-Perzentil) Gewässergüteklasse	Einleiter	5,91 II-III	2,43 IV	17,4 IV	119 IV	84,3 IV	57,8 IV	0,82 IV	653 III-IV	IV
Jahreskennwert (90-Perzentil) Gewässergüteklasse	Be2	5,4 II-III	0,957 IV	1,4 IV	17,6 III-IV	1,21 III-IV	13,1 III-IV	0,065 II	85,8 II	IV
Jahreskennwert (90-Perzentil) Gewässergüteklasse	Be3	4,76 III	0,956 IV	1,22 IV	15,3 III-IV	1,7 III-IV	11,1 III-IV	0,089 II	82,3 II	IV
Jahreskennwert (90-Perzentil) Gewässergüteklasse	Be4	3,75 III-IV	0,884 IV	1,13 III-IV	14,3 III-IV	1,66 III-IV	10 III	0,118 II-III	82,3 II	IV

4.4.2 Saprobienindex (DIN 38410)

Die Gesamtheit der vorgefundenen Makroorganismen aller Probestellen über den gesamten Untersuchungszeitraum und der eingesetzten Erfassungsmethoden wurde nach der revidierten Liste der Saprobien (FRIEDRICH, 1999) in Tabelle 4.4.2-1 eingeordnet. Der Saprobienindex wurde nach der Formel in Anhang 2 zunächst für die Becke insgesamt berechnet.

Laut FRIEDRICH (1999) kann die Berechnung des Saprobienindex zu fehlerhaften Ergebnissen führen, wenn extreme Situationen vorliegen, z.B. Fehlen der Arthropoden bei ständig oder zeitweise akut toxischen Konzentrationen insektizidwirkender Substanzen, bei extremer Salzbelastung oder bei Versauerung.

Tab. 4.4.2-1: Artenliste zur Berechnung des Saprobienindex (DIN 38410) für die Becke gesamt

DV-Nr.	Taxon (Gattung...)	S _i	G _i	A _i	Individuenzahl
Indikator-Organismen (Makroindex):					
Gastropoda:					
1971	<i>Radix ovata</i>	2,3	4	3	24
Hirudinea:					
1000	<i>Erpobdella octoculata</i>	2,7	4	5	134
1017	<i>Glossiphonia complanata</i>	2,2	8	2	5
1008	<i>Helobdella stagnalis</i>	2,6	4	4	43
Crustacea:					
1004	<i>Asellus aquaticus</i>	2,7	4	5	123
1002	<i>Gammarus pulex</i>	2,1	4	4	63
1107	<i>Proasellus coxalis</i>	2,8	4	4	48
Ephemeroptera:					
107	<i>Baetis rhodani</i>	2,3	8	2	2
278	<i>Baetis vernus</i>	2,1	4	7	456
394	<i>Cloeon dipterum</i>	2,2	8	4	42
Odonata:					
124	<i>Calopteryx splendens</i>	2	8	1	1
101	<i>Platycnemis pennipes</i>	2,1	8	2	2
406	<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	2	8	1	1
Megaloptera :					
248	<i>Sialis lutaria</i>	2,3	4	4	76
Coleoptera:					
19	<i>Brychius elevatus</i>	2,1	4	1	3
Trichoptera:					
14	<i>Anabolia nervosa</i>	2	8	2	4
Diptera:					
409	<i>Chironomus thummi</i> -Gruppe	3,2	4	7	404
10187	<i>Odagmia ornata</i>	2	8	3	24
Sonstige Makrozoen:					
Gastropoda:					
1082	<i>Planorbium corneus</i>	0	0	1	1

DV-Nr.	Taxon (Gattung...)	S _i	G _i	A _i	Individuenzahl
1985	<i>Valvata cristata</i>	0	0	2	2
	Lamellibranchiata:				
1037	<i>Pisidium</i> spp.	0	0	7	378
	Oligochaeta:				
1938	Oligochaeta	0	0	7	4966
	Hirudinea:				
1057	<i>Theromyzon tessulatum</i>	0	0	1	1
	Ephemeroptera:				
355	<i>Baetis niger</i> =20019	0	0	1	1
158	<i>Procloeon bifidum</i>	0	0	2	10
153	<i>Cloeon</i> spp.	0	0	3	33
156	<i>Caenis horaria</i>	0	0	2	3
	Odonata:				
468	<i>Somatochlora metallica</i>	0	0	1	1
	Coleoptera:				
792	Coleoptera	0	0	2	2
49	<i>Agabus didymus</i>	0	0	2	2
183	<i>Dytiscus</i> spp.	0	0	2	17
102	<i>Halplus</i> spp.	0	0	1	1
3	<i>Halplus lineatocollis</i>	0	0	2	9
942	<i>Halplus obliquus</i>	0	0	2	2
182	<i>Deronectes latus</i>	0	0	2	2
441	<i>Hyphydrus ovatus</i>	0	0	1	1
	<i>Laccornis oblongus</i>	0	0	2	7
78	<i>Gyrinus substriatus</i>	0	0	1	1
93	<i>Hydraena riparia</i>	0	0	1	1
10031	<i>Hygrotus decoratus</i>	0	0	2	5
10204	<i>Stictonectes lepidus</i>	0	0	1	1
648	<i>Porhydrus lineatus</i>	0	0	1	1
	<i>Eubria palustris</i>	0	0	2	4
	Trichoptera:				
126	Limnephilidae	0	0	2	2
530	<i>Drusus biguttatus</i>	0	0	2	2
547	<i>Limnephilus coenosus</i>	0	0	1	1
10083	<i>Phacopteryx brevipennis</i>	0	0	1	1
209	<i>Athripsodes aterrimus</i>	0	0	1	1
125	<i>Hydropsyche angustipennis</i>	0	0	2	15
115	<i>Hydropsyche pellucidula</i>	0	0	2	16
965	<i>Beraeodes minutus</i>	0	0	1	1
	Diptera:				
911	Chironomidae	0	0	7	502
10430	<i>Prodiamesa</i> spp.	0	0	2	3
604	<i>Prodiamesa olivacea</i>	0	0	5	144
	Chironominae	0	0	4	47
910	Chironomini	0	0	3	40
603	<i>Microtendipes</i> spp.	0	0	2	2
	Tanytarsini	0	0	7	1003
511	<i>Tanytarsus</i> spp.	0	0	2	3
106	Orthoclaadiinae	0	0	2	19

DV-Nr.	Taxon (Gattung...)	S _i	G _i	A _i	Individuenzahl
502	Tanypodinae	0	0	7	561
10043	<i>Procladius</i> spp.	0	0	2	7
10432	<i>Psectrotanypus varius</i>	0	0	1	1
606	<i>Macropelopia</i> spp.	0	0	2	10
	<i>Arctopelopia</i> spp.	0	0	1	1
	<i>Odontomesa fulva</i>	0	0	2	3
123	Tipulidae	0	0	2	20
132	<i>Dicranota</i> spp.	0	0	6	163
555	Stratiomyidae	0	0	2	4
121	Psychodidae	0	0	2	10
13	Simuliidae	0	0	7	479
779	<i>Simulium (Boophthora) erythrocephalum</i>	0	0	2	10
	Heteroptera :				
10150	Corixidae	0	0	5	95
10005	Callicorixa	0	0	2	2
357	<i>Hesperocorixa linnaei</i>	0	0	1	1
10144	<i>Hesperocorixa sahlbergi</i>	0	0	4	50
261	<i>Sigara falleni</i>	0	0	1	1
672	<i>Sigara fossarum</i>	0	0	1	1
10146	<i>Sigara limitata</i>	0	0	3	29
10155	<i>Sigara semistriata</i>	0	0	2	20
657	<i>Nepa cinerea</i>	0	0	2	2
230	<i>Notonecta glauca</i>	0	0	2	8
	Lepidoptera:				
10159	Lepidoptera	0	0	1	1
	Pisces:				
9005	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	0	0	1	1
9949	<i>Pungitius pungitius</i>	0	0	2	6

S_i = Saprobie-Wert der Taxa

G_i = Indikationsgewicht

A_i = Abundanzziffer gemäß Häufigkeit in 7 Stufen

Gesamtindividuenzahl Fauna	10195
Zur Berechnung von S berücksichtigt	1455
Zur Berechn. v. S nicht berücksichtigt	8740

Saprobienindex nach DIN 38410:

Der Mikroindex wurde nicht berechnet.

Anzahl Taxa	18
Summe der Abundanzziffern	61

Saprobienindex S: 2,36

Gewässergüteklasse II-III

Streuungsmaß 0,09

Die Berechnung des Saprobienindex **S** für den gesamten Untersuchungszeitraum (Juli bis Oktober 1999) unter Einbeziehung aller Probestellen und auch der Ergebnisse beider Erfassungsmethoden ergibt für die Beeke insgesamt einen Wert von **S = 2,36**. Bei einem SM von 0,09 (deutlich unter

0,2) und einer Summe der Abundanzsiffern von 61 (deutlich mehr als 15) kann die Zuordnung zu einer Güteklasse erfolgen. Hier ergibt sich (lt. Tabelle 3.4.2-2) die **Güteklasse II-III (kritisch belastet)** für die Beeke insgesamt.

Eine ausdrückliche Fragestellung dieser Arbeit besteht nun darin, herauszufinden, ob es Unterschiede im Saprobienindex bezüglich der Probestelle, bezüglich des Zeitpunktes der Probenahme und auch bezüglich der angewandten Erfassungsmethode gibt.

Hier nun eine Gegenüberstellung der berechneten Saprobienindices zunächst bezüglich der Probestellen über den gesamten Untersuchungszeitraum und unter Berücksichtigung der Ergebnisse beider Erfassungsmethoden.

Tab. 4.4.2-2: Saprobienindices und Gewässergüteklassen an den vier Probestellen über den gesamten Untersuchungszeitraum unter Berücksichtigung der Ergebnisse beider Erfassungsmethoden

	Be1	Be2	Be3	Be4
S	2,32	2,32	2,4	2,43
Gewässergüteklasse	II-III	II-III	II-III	II-III
SM	0,09	0,12	0,11	0,1
Summe der Abundanzsiffer	32	22	33	38
Indikator-Artenzahl	13	10	13	15
Summe der Tiere insgesamt	1579	1103	2830	4683

Aus Tabelle 4.4.2-2 geht hervor, dass die Saprobienindices aller vier Probestellen (Be1 bis Be4) zwischen 2,3 und 2,7 liegen, also im beta- bis alphamesosaprobien Übergangsbereich liegen und damit der Gewässergüteklasse II-III entsprechen (kritisch belastet). Dass die Probestelle Be2 (unterhalb des Einleiters) eine deutlich niedrigere Indikatorartenzahl, eine niedrigere Abundanzsiffernsomme und auch eine niedrigere Anzahl der Makrozoen insgesamt vorweist, drückt sich im Saprobienindex nicht aus. Er ist ganz genau so hoch wie in Be1 (oberhalb des Einleiters), nämlich 2,32. Schlechtere Werte ergeben sich in den Probestellen Be3 (S = 2,4) und Be4 (S = 2,43) trotz zunehmender Abundanzsiffernsommen und Gesamtzahl der Tiere.

Ähnliches gilt für die Berechnung der Saprobienindices zu unterschiedlichen Zeiten, hier von Juli bis Oktober 1999 für die Beeke gesamt und unter Berücksichtigung der Ergebnisse beider Erfassungsmethoden (s. Tab. 4.4.2-3).

Tab. 4.4.2-3: Saprobienindices und Gewässergüteklassen der Beeke insgesamt zu unterschiedlichen Zeiten (Untersuchungszeiten Juli bis Oktober 1999)

	Juli 99	Aug 99	Sept 99	Okt 99
S	2,39	2,48	2,5	2,52
Gewässergüteklasse	II-III	II-III	II-III	II-III
SM	0,12	0,14	0,11	0,13
Summe der Abundanzziffer	33	20	33	24
Indikator-Artenzahl	11	8	13	12
Summe d. Tiere insges.	2464	2202	2787	2742

Der Saprobienindex verschlechtert sich zwar von Juli bis Oktober 1999 kontinuierlich von 2,39 auf 2,52. Die Werte liegen aber alle im beta- bis alphamesosaprobien Übergangsbereich, der der Gewässergüteklasse II-III entspricht. Die niedrigere Indikatorartenzahl, die niedrigere Abundanzziffersumme und auch die niedrigere Anzahl der Makrozoen insgesamt im August 1999 wirken sich auf den Saprobienindex offensichtlich nicht aus.

Lediglich die Berechnung des Saprobienindex bezogen auf die unterschiedliche Probenahmemethode (s. Tab. 4.4.2-4) führt bei der Zeit-Sammel-Methode zu einem besseren Saprobienindex von 2,27, der knapp im Betamesosaprobien-Bereich liegt und damit der Gewässergüteklasse II (mäßig belastet) entspricht.

Tab. 4.4.2-4: Saprobienindices der Beeke gesamt über den gesamten Untersuchungszeitraum unterschieden nach den beiden Erfassungsmethoden Surber-Sampler-Methode und Zeit-Sammel-Methode

	Surber-Sampler-Methode (Besiedlung der Sohle)	Zeit-Sammel-Methode (Besiedlung der übrigen Substrate)
S	2,49	2,27
Gewässergüteklasse	II-III	II
SM	0,15	0,07
Summe der Abundanzziffer	39	48
Indikator-Artenzahl	13	18
Summe d. Tiere insges.	8269	1926

4.4.3 Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna – Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft

Da nicht alle in der Beeke vorgefundenen Arten/Taxa höherer Ordnung in der Liste der „Ökologischen Typisierung der aquatischen Makrofauna“ des BAYERISCHEN LANDESAMTES FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1996) aufgeführt sind, sie aber dennoch in dieses Bewertungsverfahren eingehen sollen, wurde für folgende Arten/Taxa höherer Ordnung die jeweils mögliche höhere Stufe der systematischen Einordnung gewählt:

Arctopelopia unter Chironomidae DV-Nr. 911

Chironominae unter Chironomidae DV-Nr 911

Odontomesa fulva unter Diamesinae DV-Nr. 10058

Tanytarsini unter Chironomidae DV-Nr 911

Eubria palustris unter Dytiscidae DV-Nr. 384

Laccornis oblongus unter Dytiscidae DV-Nr. 384

Die diesem Programm zu Grunde liegende Datenbank Autökologie macht nicht in jedem Fall zu allen fünf ausgewählten ökologisch relevanten Parametern Angaben. Insofern ist bei der Bewertung zu berücksichtigen, zu welchem Prozentsatz die vorgefundenen Arten/Taxa höherer Ordnung in die Einstufung Eingang gefunden haben. Diese Information wurde jeweils in die entsprechende Grafik integriert.

- **Ökologische Typisierung der Beeke insgesamt**

Zunächst wurden die in der Beeke festgestellten Arten/Taxa höherer Ordnung aller vier Probestellen über den gesamten Untersuchungszeitraum in das Programm eingegeben und die autökologische Einstufung vorgenommen. Alle Taxa gehören dem Lebensformtyp „benthisch“ an (Ausnahmen: die Stichlingsarten *Gasterosteus aculeatus* und *Pungitius pungitius* gehören dem „Nekton“ an, der Wasserkäfer *Gyrinus substriatis* dem „Pleuston“ und der Enteneigel *Theromycon tessulatum* lebt „parasitisch“ auf Wasservögeln).

Die autökologische Zuordnung ergab für die fünf ökologisch relevanten Parameter die in den nachfolgenden Grafiken dargestellten Anteile.

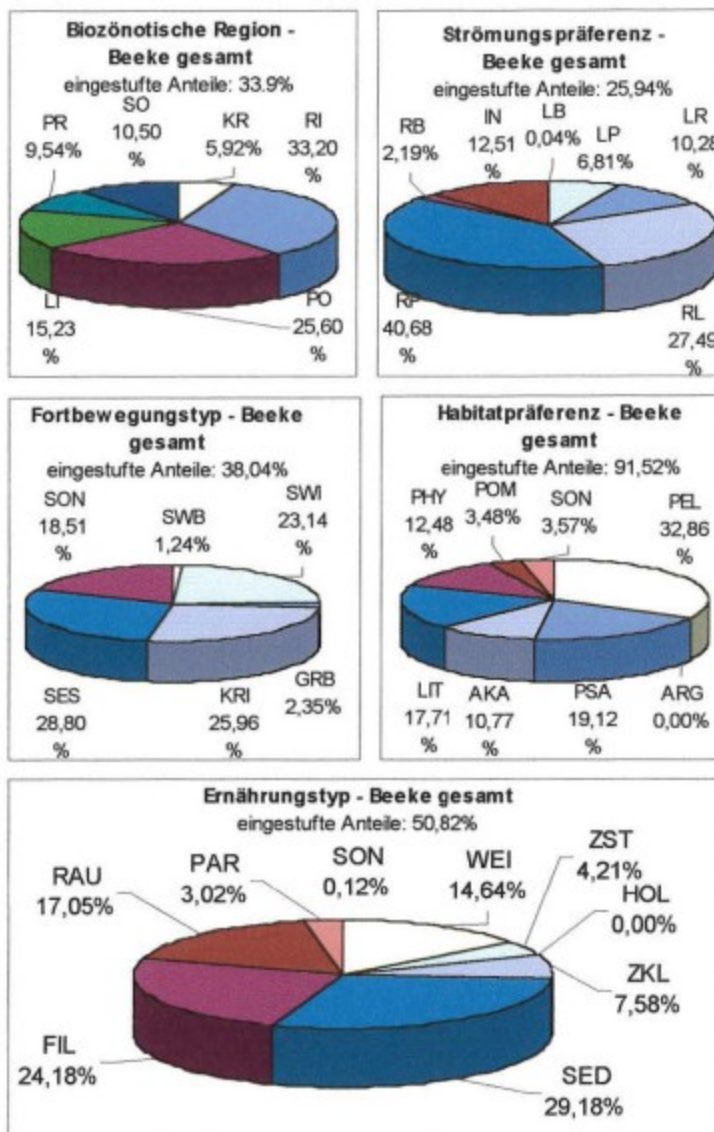


Abb. 4.4.3-1: Einstufung mit Hilfe der „Ökologischen Typisierung der aquatischen Makrofauna“ der Beeke insgesamt bezogen auf die Parameter „Biozönotische Region“, „Strömungspräferenz“, „Fortbewegungstyp“, Habitatpräferenz“ und „Ernährungstyp“ (Erläuterung der Abkürzungen s. Anhang 3)

Die Beeke ist bei berücksichtigtem Faunenanteil von 33,9% gekennzeichnet durch folgende **biozönotische Regionen**: Bezüglich der Längszonierung entspricht ein geringer Anteil dem Krenal (KR = 5,92%), dem Lebensraum der Quellen. Die hier charakteristischen Arten sind geprägt durch starke Beschattung des Bachbetts auf Grund von Ufergehölz und einhergehendem hohen Falllaubeintrag, der die Nahrungsgrundlage für die Zerkleinerer unter den Makroinvertebraten bildet. Der Anteil am Rhithral (Bergbach als Lebensraum/Mittellauf) macht mit 33,20% den größten Anteil der Beeke aus. Der Anteil am Potamal (Zone des Tieflandflusses/Unterlauf) beträgt lediglich 25,6%. Bezüglich der

Tiefengliederung (wie im Stillgewässer) entfällt auf das Litoral (durchleuchtete Uferzone) ein Anteil von 15,23% und auf das Profundal (nicht bis zum Grund durchleuchtete Zone) ein Anteil von 9,54%.

Die Zusammensetzung der Artengemeinschaft der Beeke bezüglich der **Strömungspräferenz** (eingestufte Anteile: 25,94%) zeigt den größten Anteil, nämlich 40,68%, bei den rheophilen Fließgewässerarten (RP). Das sind Arten, die strömungsliebend sind und bevorzugt in schnell fließenden Gewässern leben, hier die Baetiden unter den Eintagsfliegenlarven, die Simuliiden, die Hydropsychen unter den Köcherfliegenlarven sowie *Gammarus pulex* (Crustacea). Der Anteil der Arten mit Präferenz für langsam bis träge fließende Gewässer bzw. ruhige Zonen in Fließgewässern, daneben auch in Stillgewässern, (RL = rheo- bis limnophil) beträgt 27,49%. Der Anteil der Fließgewässerarten, die an strömendes Wasser gebunden sind, also ihren Schwerpunkt in reißenden bis schnell fließenden Gewässern hat (RB = rheobiont) beträgt 2,19%. In der Beeke sind das die Crustacee *Proasellus coxalis* und die Eintagsfliegenlarve *Procloeon bifidum*. Damit nehmen die Arten mit Präferenz für Fließgewässer in der Beeke einen sehr großen Anteil ein.

Arten, die häufiger auch in träge bis langsam fließenden Gewässern vorkommen (LR = limno- bis rheophil), bilden einen Anteil von 10,28%. Stillwasser liebende Arten, die also die Strömung meiden, (LP = limnophil) bilden einen Anteil von 6,81%. An Stillwasser gebundene, limnobionte Arten (LB), nehmen in der Beeke einen Anteil von 0,04%.

Die indifferenten Arten (IN), die keine Präferenz für fließendes oder stehendes Wasser erkennen lassen, bilden einen Anteil von 12,51%.

Unter den **Fortbewegungstypen** (eingestufte Anteile: 38,04%) dominieren die sessilen (SES) mit 28,60%. Dazu zählen im Wesentlichen die Simuliiden, die Pisidien und anteilig die Chironomiden.

Kriechende/laufende Arten (KRI = 25,96%) bilden mit den Stelzmückenlarven (Gattung Dicranota), den Egelarten, den Schneckenarten *Planorbarius corneus*, *Radix ovata* und *Valvata cristata* den nächst größten Anteil. Die schwimmenden/tauchenden Arten (SWI) sind mit 23,14% vertreten, Sonstige (SON) mit 18,51%, grabende/bohrende (GRB) mit 2,35% und den geringsten Anteil mit 1,24% bildet die Gruppe der schwebend/treibenden Arten (SWB), hier verursacht durch abdriftende Simuliiden, die allerdings die meiste Zeit ihres Lebens sessil verbringen.

Die Einstufung in die **Habitatpräferenz** (eingestufte Anteile: 91,52%) ergab für die Beeke insgesamt einen Anteil von 32,86% für das Pelal (PEL = unverfestigte Feinsedimente wie Schlick und Schlamm mit Korngrößen unter 0,063 mm).

Verfestigte Feinsedimente aus Lehm und Ton (ARG = Argillal) als Lebensraum kommen hier offensichtlich gar nicht vor. Das Psammal (PSA = Fein-Grobsand mit Korngrößen bis zu 2 mm) macht einen Anteil von 19,12% aus. Auch der Lebensraum Feinkies und Mittelkies bis Korngrößen bis zu 2 cm (AKA = Akal) hat einen Anteil von 10,77%. Das Lithal (bestehend aus Grobkies, Steinen und Felsblöcken) als Lebensraum macht in der Beeke einen Anteil von 17,71% aus. Zu den biotischen Habitaten zählen das Phytal (PHY) und das partikuläre organische Material (POM). Der Anteil am Phytal (aquatische Moose, Algen und höhere Wasserpflanzen einschließlich lebender Pflanzenteile wie Wurzelbärte, auch ins Wasser ragendes Blattwerk von Uferpflanzen) ist in der Beeke mit 12,48% außerordentlich gering. Das partikuläre organische Material (POM = Totholz, Baumstämme, Äste, Zweige, Falllaub, Getreibsel sowie Feindetritus) zeigt ebenfalls einen extrem geringen Anteil von 3,48%.

Die Verteilung der **Ernährungstypen** (eingestufte Anteile: 50,82%) in der Beeke: Die Sedimentfresser (SED) bilden mit einem Anteil von 29,18% die größte Gruppe innerhalb der Ernährungstypen. Dazu gehören die Eintagsfliegenlarven *Procladius bifidus*, *Caenis horaria* sowie die Wanzen der Gattung *Sigara*, die Gattungen *Tanytarsus* und *Microtendipes* der Chironomidae sowie deren weitere Vertreter *Prodiamesa olivacea* und die Unterfamilie Orthoclaadiinae. Die Filtrierer (FIL) machen mit 24,18% den nächstgrößten Anteil aus. Zu dieser Ernährungsgruppe zählen die Muscheln, die Hydropsychiden, die Chironomiden und die Simuliiden.

Die Gruppe der Räuber (RÄU) ist mit 17,05% ziemlich stark vertreten. Die hier vorkommenden Räuber sind die Egel *Erpobdella octoculata*, *Helobdella stagnalis* und *Glossiphonia complanata*, die Wasserkäfer (-larven) der Dytiscidae (*Agabus didymus*, *Dytiscus spp.*), die Libellenlarven *Calopteryx splendens*, *Platycnemis pennipes* und *Somatochlora metallica*, die Wanzen *Nepa cinerea* und *Notonecta glauca*, die Gattung der Chironomidae *Macropelopia* sowie die beiden Stichlingsarten).

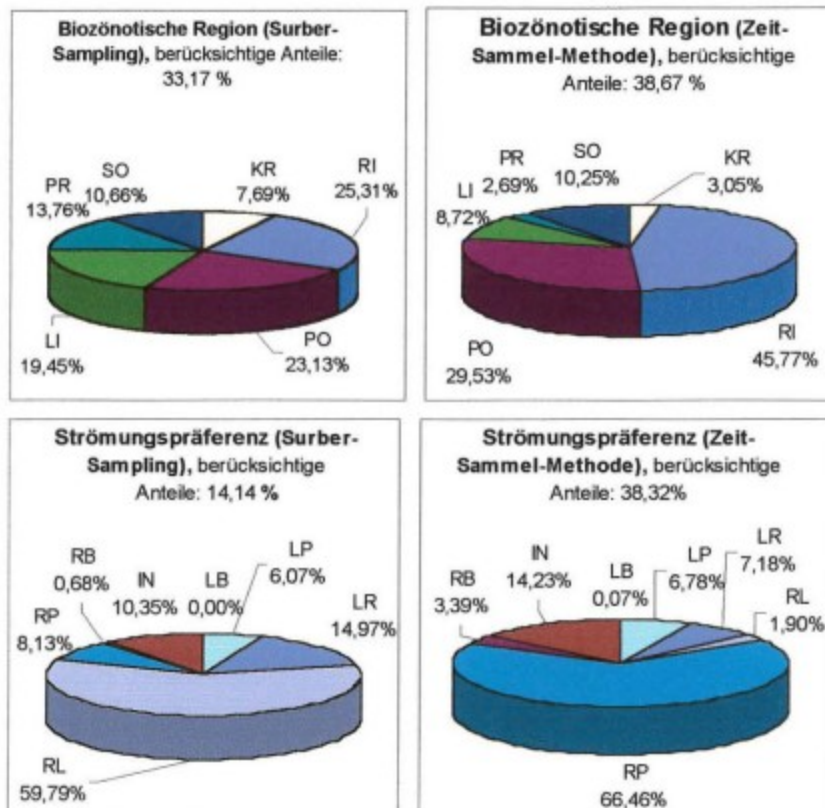
Der Anteil von 14,64% an Weidegängern (WEI) wird gebildet von Eintagsfliegenlarven der Gattung *Baetis* (*B. vernus*, *B. rhodani*, *B. niger*), einigen

Köcherfliegenlarven (z.B. *Drusus biguttatus*) so wie der Schneckenart *Radix ovata*.

Der Anteil der Zerkleinerer (ZKL) - dazu gehören die Krebse *Asellus aquaticus*, *Proasellus coxalis* und *Gammarus pulex* - ist mit 7,58% relativ niedrig. Dieses korrespondiert wahrscheinlich mit dem geringen Angebot an Wasserpflanzen und geringem allochthonen Material wegen fehlender Ufervegetation.

Zellstecher/Blattminimierer (ZST) machen einen Anteil von 4,21% aus. Die Parasiten (PAR) machen mit dem Egel *Theromycon tessulatum* und einigen Chironomiden einen Anteil von 3,02% aus. Holzfresser kommen gar nicht vor (HOL = 0%). Sonstige (SON) sind zu vernachlässigen.

- **Ökologische Typisierung differenziert nach den eingesetzten Erfassungsmethoden**



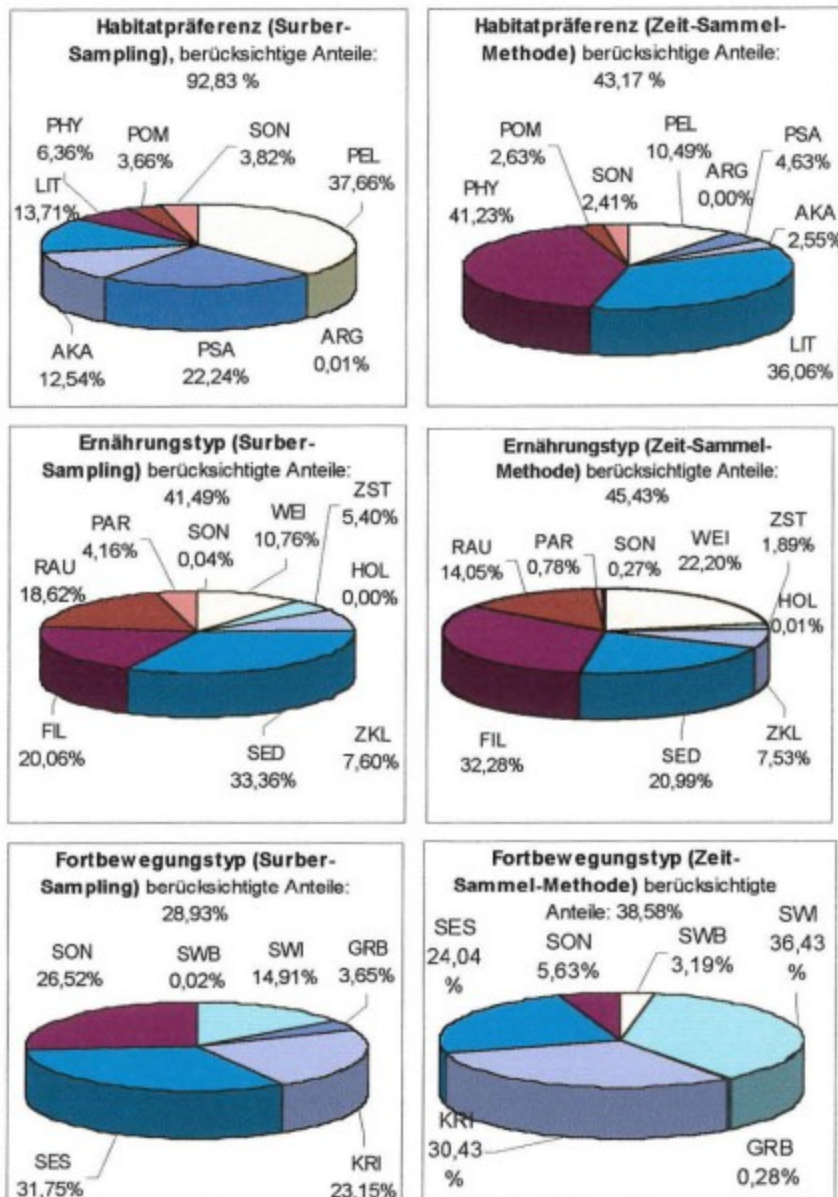


Abb. 4.4.3-2: Gegenüberstellung der fünf ökologischen Parameter unter differenzierter Betrachtung der eingesetzten Erfassungsmethoden (Erläuterung der Abkürzungen s. Anhang 3)

Unter Berücksichtigung der Tatsache, dass zwei Probenehmer nie genau gleich vorgehen bei der Erfassung der Makroinvertebraten eines Gewässers, wurde hier durch den Einsatz zweier Erfassungsmethoden gewissermaßen von zwei extremen Erfassungssituationen ausgegangen. Mit diesen beiden Extremen lässt sich die Spannweite der möglichen Ergebnisse evtl. darstellen.

Die Typisierung der biozönotischen Regionen am Beispiel der Beeke zeigt deutliche Unterschiede zwischen den eingesetzten Erfassungsmethoden. Der Anteil der für das Rhithral typische Arten beträgt beim Surber-Sampling 25,31%,

bei der Zeit-Sammel-Methode mit 45,77% beinahe das Doppelte. Auch die übrigen biozönotischen Regionen weisen bezogen auf die beiden Erfassungsmethoden unterschiedliche Ergebnisse aus.

Bei der Typisierung der Strömungspräferenzen sind die Unterschiede noch extremer. Der Anteil der rheophilen, also strömungsliebenden Arten beträgt beim Surber-Sampling nur 8,13% und bei der Zeit-Sammel-Methode 66,46%.

Umgekehrt verändern sich die Anteile der rheo- bis limnophilen Arten. Beim Surber-Sampling betragen sie 59,79%, bei der Zeit-Sammel-Methode nur noch 1,9%. Bei diesem Parameter ist zusätzlich zu beachten, dass nur geringe und dann noch unterschiedlich große Anteile der erfassten Arten eingestuft wurden: 14,14% beim Surber-Sampling und 38,32% bei der Zeit-Sammel (ZS)-Methode.

Die Typisierung der Habitatpräferenzen zeigt unter Beachtung der unterschiedlichen Einstufungs-Anteile (Surber-Sampling 92,83% und ZS-Methode 43,17%) ebenfalls große Unterschiede in den Ergebnissen. Beim Surbern ergaben sich höhere Pelal-Anteile (37,66% zu 10,49% bei der ZS-Methode) und höhere Psammal-Anteile (22,24% zu 4,63% bei der ZS-Methode), dafür niedrigere Phytal-Anteile (6,36% zu 41,23% bei der ZS-Methode) und niedrigere Litoral-Anteile (13,71% zu 36,06% bei der ZS-Methode).

Entsprechend verschieben sich auch die Ergebnisse der Ernährungstypen-Einstufung, deren berücksichtigte Anteile in diesem Fall (mit 41,49% beim Surbern und 45,43% bei der ZS-Methode) beinahe gleich groß sind. Beim Surbern ist der Anteil der Sedimentfresser größer (33,36% zu 20,99% bei der ZS-Methode), der Anteil der Filtrierer kleiner (20,06% zu 32,28% bei der ZS-Methode) und ebenfalls kleiner fällt der Anteil der Weidegänger beim Surbern aus (10,76% zu 22,20% bei der ZS-Methode).

Die Einstufung der Fortbewegungstypen zeigt die größten Unterschiede bei den schwimmend/tauchenden Arten (SWI). Beim Surbern ergab sich ein Anteil von 14,91%, bei der ZS-Methode 36,43%. Ebenfalls niedriger war der Anteil der schwebend/treibenden Arten beim Surbern (0,02% zu 3,19% bei der ZS-Methode). Höher war der Anteil der sessilen Arten beim Surbern (31,75% zu 24,04% bei der ZS-Methode), ebenfalls der grabenden Arten (3,65% zu 0,28% bei der ZS-Methode).

- **Ökologische Typisierung bezogen auf die vier Probestellen**

Der Frage nachgehend, ob Unterschiede bezüglich der ökologischen Typisierung an den einzelnen Probestellen bestehen, wurden die Faunenergebnisse von jeder Probestelle in das PC-Programm eingegeben. Im Folgenden werden die Ergebnisse der ökologischen Parameter „Strömungspräferenz“, „Habitatpräferenz“, „Ernährungstypen“ und Fortbewegungstypen“ für jede der vier Probestellen abgebildet.

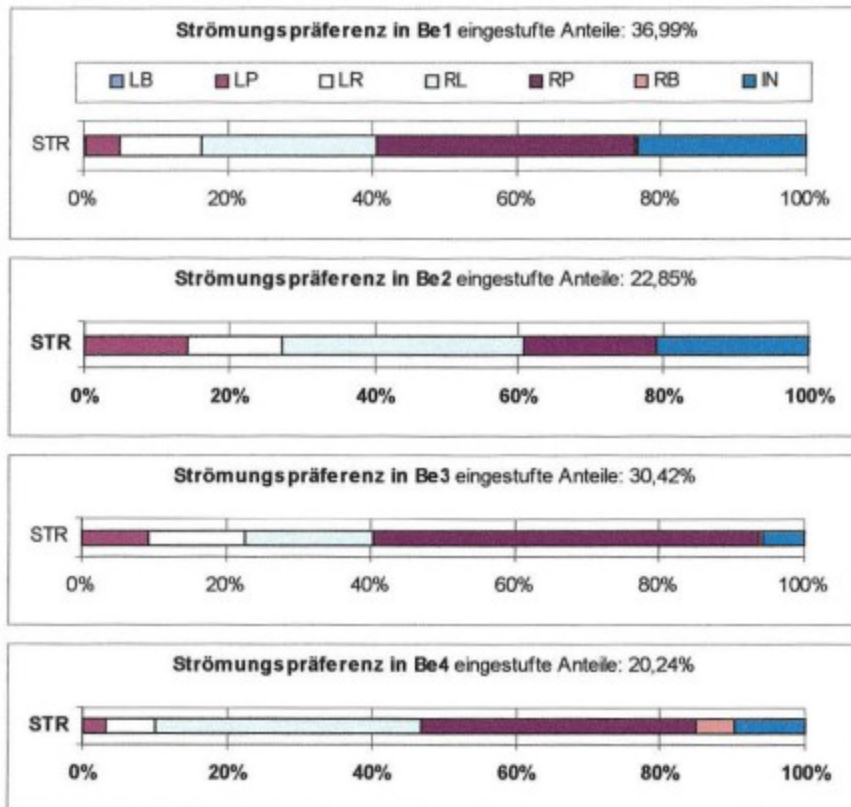


Abb. 4.4.3-3: „Strömungspräferenzen“ (STR) der vier Probestellen nach der ökologischen Typisierung der aquatischen Makrofauna (Erläuterung der Abkürzungen in Anhang 3)

Beim Vergleich der Strömungspräferenzen der einzelnen Probestellen fällt auf, dass der Anteil rheophiler Arten in Be1 mit 35,96% sehr hoch ist, in Be2 auf 18,25% zurück geht, in Be3 dann wieder kräftig ansteigt auf 53,43% und in Be4 bei 37,97% liegt. Da die mittleren Fließgeschwindigkeiten der Probestellen Be1 und Be2 nahezu identisch sind, in Be3 nicht ansteigen sondern leicht zurückgehen (s. Kapitel 4.1), muss es andere Gründe für diese Veränderung geben. Ein Blick auf die Artenliste der entsprechenden Probestellen zeigt (s. Anhang 6), dass die Ursache hierfür ganz wesentlich im Rückgang von *Baetis vernus* und *Gammarus pulex* liegt. Beide sind typische Fließgewässerarten mit Vorliebe für schnell

fließendes Wasser. Dass der Anteil strömungsliebender Arten in Be3 so sehr zunimmt (bei vergleichsweise geringerer mittlerer Fließgeschwindigkeit) und in Be4 auch noch größer ist als in Be 1, ist zurückzuführen auf das zahlenmäßig große Vorkommen der Simuliiden – die in Be1 und in Be2 vollständig fehlen – sowie auf den sich wieder aufbauenden Bestand von *Baetis vernus*. Der Bestand von *Gammarus pulex* baut sich hingegen nicht wieder auf.

Die Verteilung der Strömungspräferenzen in der Beeke lässt bei den Habitatpräferenzen hohe Anteile an der Lithalfauna/Psammalfauna erwarten. Die nachfolgenden Ergebnisse über die Habitatpräferenzen zeigen allerdings eine andere Situation.

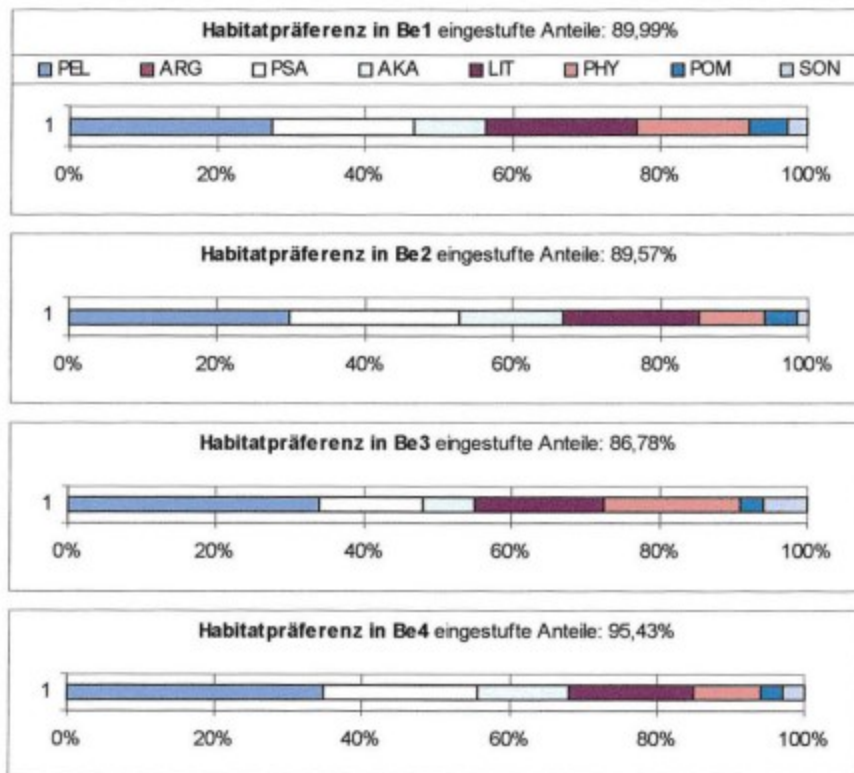


Abb. 4.4.3-4: „Habitatpräferenzen“ der vier Probestellen nach der ökologischen Typisierung der aquatischen Makrofauna (Erläuterung der Abkürzungen in Anhang 3)

Nicht die Lithalfauna sondern die Pelalfauna (PEL = unverfestigte Feinsedimente mit Schlick und Schlamm) nimmt an allen vier Untersuchungsstellen den größten Anteil mit steigender Tendenz flussabwärts ein (27,26% in Be1, 29,69% in Be2, 33,99% in Be3 und 34,68% in Be4). Das Psammal (Fein-Grobsand) hat seinen größten Anteil in Be2 mit 23,21%. Auffällig niedrig ist der Anteil der Bewohner des organischen Materials (POM), der flussabwärts stetig abnimmt (5,37% in

Be1, 4,53% in Be2, 3,27% in Be3 und 2,76% in Be4). Die Bewohner des Argillals (verfestigte Feinsedimente) fehlen an allen Probestellen.

In Be1 beträgt der Anteil der Bewohner pflanzlicher Habitats (Phytal = PHY) 15,23%. In Be2 fällt dieser Anteil auf 8,68% zurück. In Be3 macht er einen Anteil von 18,42% aus und in Be4 ist er mit 9,26% wieder niedriger. Ein hier zu erwartender hoher Anteil an Phytalbewohnern (in Korrespondenz zu den hohen Pelal-Anteilen) liegt hier nicht vor. Die außerordentliche Armut an Makrophyten in der Beeke ist durch die Wasserpflanzenkartierung (Kap. 4.3.1) aufgezeigt worden.

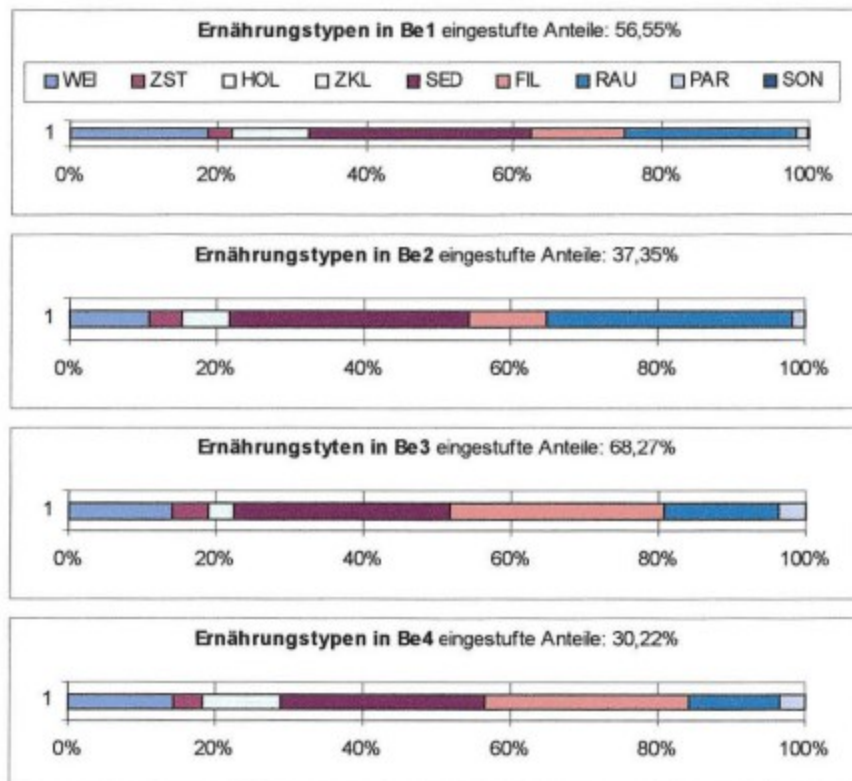


Abb. 4.4.3-5: „Ernährungstypen“ der vier Probestellen nach der ökologischen Typisierung der aquatischen Makrofauna (Erläuterung zu den Abkürzungen in Anhang 3)

An allen Probestellen nehmen die Sedimentfresser (SED) einen großen Anteil ein (30,22% in Be1, 32,72% in Be2, 29,13% in Be3 und 28,01% in Be4), was gut korrespondiert mit den hohen Anteilen der Habitatpräferenz „Pelal“. Die Räuber (RAU) sind in Be2 relativ am stärksten vertreten mit 33,42%, in Be1 mit 23,17%. In Be3 (15,62%) und Be4 (12,22%) geht ihr Anteil zurück zu Gunsten der Filtrierer/Strudler (FIL), die hier mit 29,05% (in Be3) und 27,51% (in Be4) stark vertreten sind. Die Weidegänger (WEI) kommen in Be1 mit 18,65%, in Be2 nur

mit 10,83%, in Be3 mit 13,93% und in Be4 mit 14,39%. Holzfresser (HOL) kamen an keiner Probestelle vor.

Bei den Ernährungstypen ist zu bemerken, dass die in den vier Probestellen nachgewiesenen Arten zu sehr unterschiedlichen Anteilen in die Einstufung eingegangen sind.

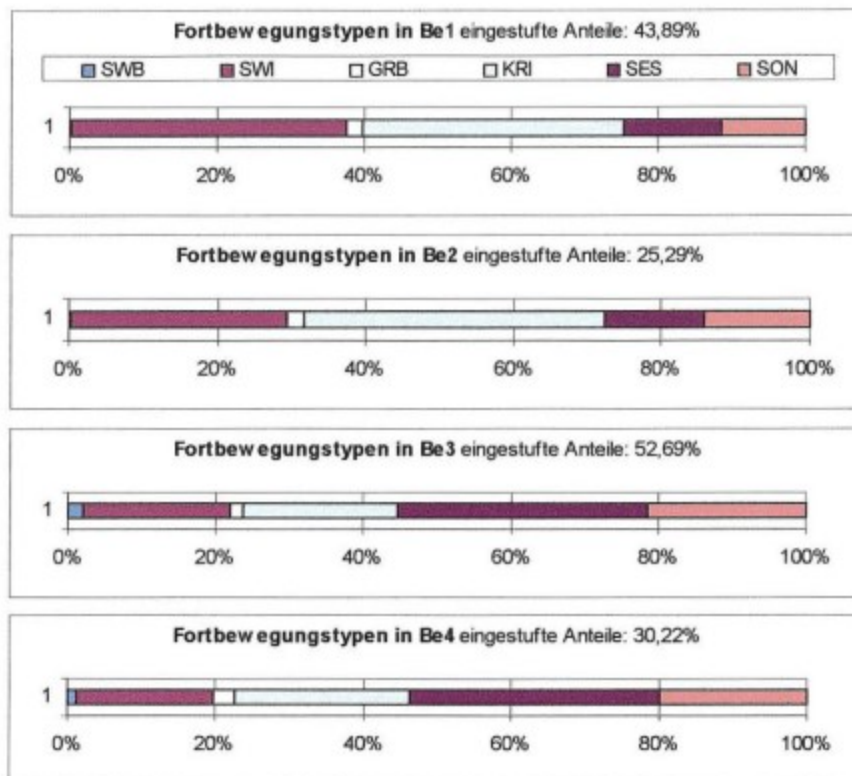


Abb. 4.4.3-6: „Fortbewegungstypen“ der vier Probestellen nach der ökologischen Typisierung der aquatischen Makrofauna (Erläuterung der Abkürzungen in Anhang 3)

Die schwimmenden/tauchenden Arten (SWI) sind in Be1 mit 37,32% verhältnismäßig am stärksten vertreten. Flussabwärts nimmt der Anteil dieser Fortbewegungstypen kontinuierlich ab mit 29,35% in Be2, 19,94% in Be3 und 18,36% in Be4. Die kriechenden/laufenden Arten (KRI) sind ebenfalls in Be1 stark vertreten mit 35,51%, in Be2 ist ihr Anteil mit 40,75% noch größer, sinkt dann in Be3 auf 21,07% und macht in Be4 einen Anteil von 23,50% aus. Die sessilen Arten (SES) nehmen flussabwärts zu von 13,39% in Be1, 13,55% in Be2, 33,99% in Be3 und 33,88% in Be4. Grabende/bohrende Arten (GRA) bleiben an allen Probestellen unter 4%.

4.5 Indikatororganismen Eintags-, Stein- und Köcherfliegen (EKS-Taxa)

In diesem Kapitel wird der Frage nachgegangen, ob und wie eine (ökonomisch begründete) Beschränkung auf bestimmte Großgruppen wie die EKS-Taxa, die Ergebnisse bei der „Ökologischen Typisierung“ eines Gewässers/Gewässerabschnittes verändert. Auch eine Erweiterung der EKS-Taxa um die Diptera wird „durchgespielt“. Die Ergebnisse dieser Teilgruppen wurden in das Programm „Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna“ des Bayerischen Landesamtes eingegeben.

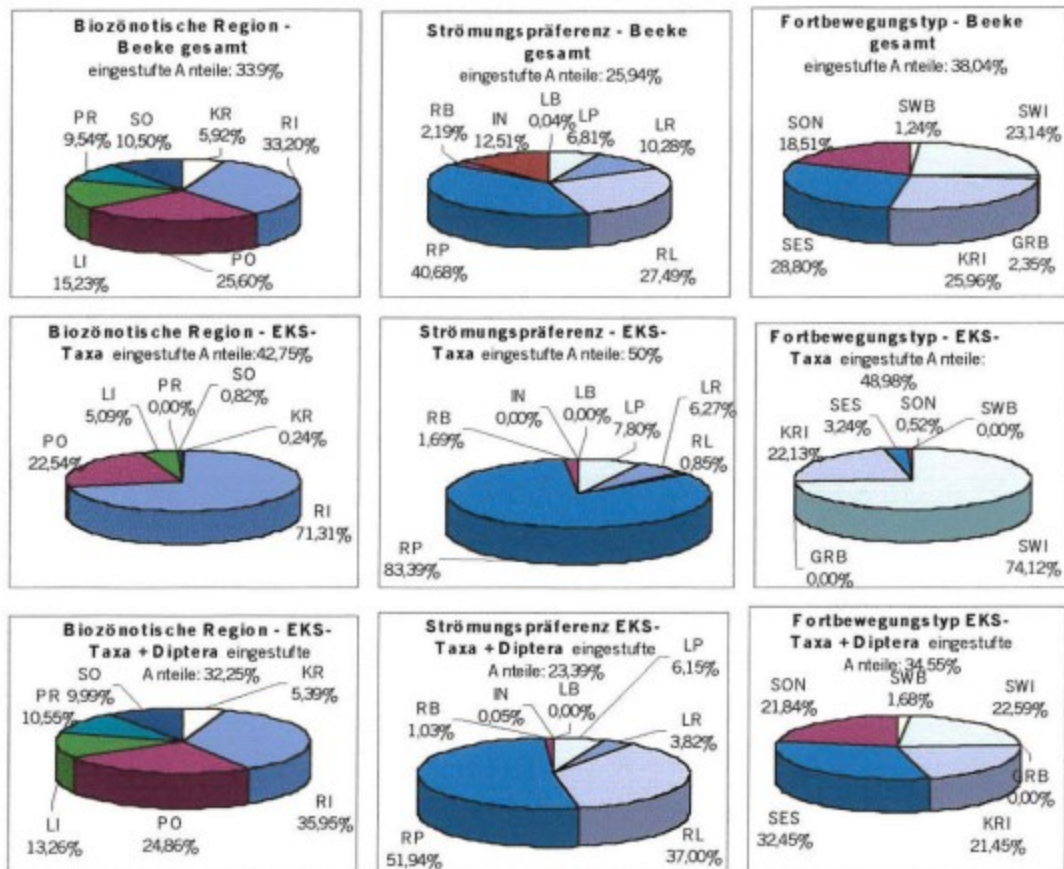


Abb.4.5-1: Vergleich der Parameter „Biozönotische Region“, „Strömungspräferenz“ und „Fortbewegungstyp“ bezogen auf die Makrofauna „Beeke gesamt“, „EKS-Taxa“, „EKS-Taxa + Diptera“. (Erläuterung der Abkürzungen in Anhang 3)

Eine Beschränkung auf die EKS-Taxa zeigt einen auf mehr als das Doppelte vergrößerten Anteil am „Rhithral“ (RI) bei „Biozönotische Region“. Entsprechend vergrößert ist auch der Anteil rheophiler Arten (RP) in „Strömungspräferenz“. Bei den Fortbewegungstypen vergrößert sich der Anteil der schwimmend/tauchenden Arten (SWI) auf das Dreifache.

Eine Hinzunahme der Diptera führt dazu, dass die Einteilung in „Biozönotische Region“ sehr dem Bild der „Beeke gesamt“ ähnelt. Bei den Strömungspräferenzen

nehmen die rheophilen Arten zwar einen geringeren Anteil ein, der aber deutlich größer ist als in „Beeke gesamt“. Die Einteilung in „Fortbewegungstypen“ entspricht wieder sehr dem Bild in „Beeke gesamt“.

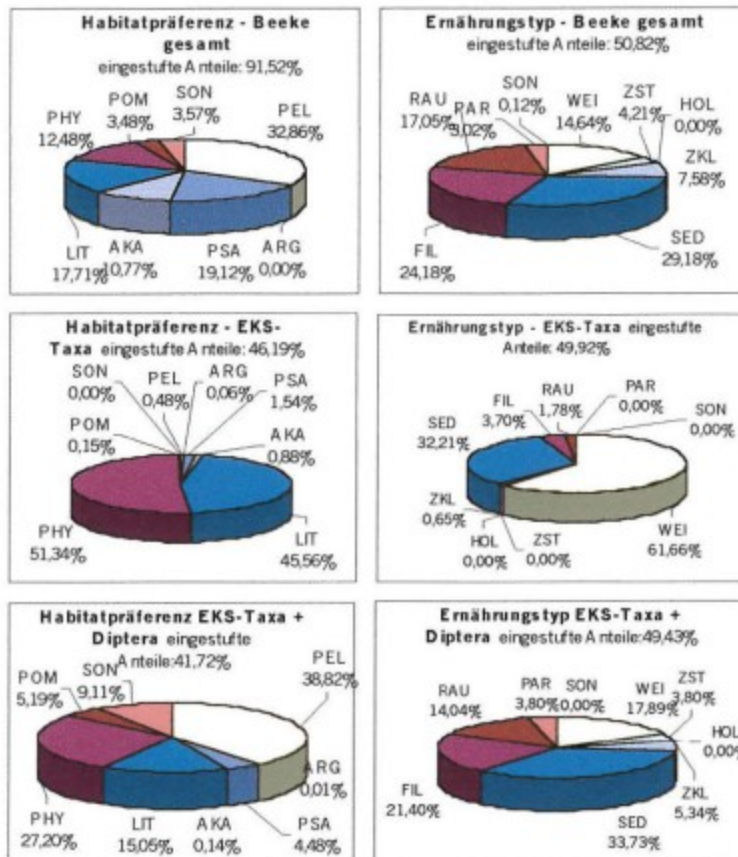


Abb. 4.5-2: Vergleich der Parameter „Habitatpräferenz“ und „Ernährungstyp“ bezogen auf die Makrofauna „Beeke gesamt“, „EKS-Taxa“, „EKS-Taxa + Diptera“. (Erläuterung der Abkürzungen in Anhang 3)

Die Einteilung der EKS-Taxa bei der „Habitatpräferenz“ beschränkt sich im Wesentlichen auf „Phytal“ (PHY) und „Lithal“ (LIT). Die übrigen Habitate nehmen Anteile < 2% ein. Entsprechend groß ist der Anteil der „Weidegänger“ (WEI), nämlich mehr als das Vierfache verglichen mit „Beeke gesamt“. Entsprechend gering fällt der Anteil auf die übrigen Ernährungstypen aus.

Nimmt man die Diptera hinzu, ähnelt die Aufteilung bei „Habitatpräferenz“ wieder sehr dem Bild in „Beeke gesamt“, allerdings mit größeren Anteilen an „Phytal“ und „Lithal“. Die Einteilung in „Ernährungstypen“ führt bei EKS-Taxa + Diptera“ zu ähnlichen Ergebnissen wie in „Beeke gesamt“.

5 Diskussion

5.1 Zur Situation der Fließgewässer im nordwestdeutschen Tiefland

Alle Niederungsgebiete im Nordwestdeutschen Tiefland sind heute mehr oder weniger stark entwässert. Zu diesem Zweck wurden die kleinen Fließgewässer begradigt, stark eingetieft und z.T. sogar eingedeicht. Die einstmals besonders intensiv verzahnten Beziehungen zwischen Fließgewässer und Aue sind entkoppelt, die Bäche zu reinen Vorflutern degradiert. Das für diese Gewässerlandschaft typische Fließgewässer der Niederungen ist deshalb nicht mehr vorhanden und musste aus anderen Ländern abgeleitet werden (LUA, 1999).

Laut Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) beschreibt das Leitbild den Zustand eines Gewässers anhand des heutigen Naturpotentials des Gewässerökosystems auf der Grundlage des Kenntnisstandes über dessen natürliche Funktionen. Das Leitbild schließt demnach irreversible anthropogene Einflüsse auf das Gewässersystem ein, besitzt also nicht zwangsläufig einen Bezug zu einem konkreten historischen Zustand. (LUA, 1999).

Nach der Leitbild-Übersicht von RASPER (1998) ist die Beeke, die im Oberlauf durch stark veränderte Hochmoorgebiete und im Mittellauf durch ebenfalls veränderte Niedermoorgebiete fließt, nicht eindeutig einem Gewässertyp zuzuordnen. Im heutigen Zustand hat die Gewässersohle der Beeke das unter dem Moorboden liegende Ausgangsmaterial erreicht, das vorwiegend aus Sand, anteilig Kies und auch einzelnen Steinen besteht (s. Abb. 5.1-1). Bodenproben vom 20.07.01 an verschiedenen Stellen bestätigen diese Behauptung (s. Abb. 5.1-2).



Abb. 5.1-1: Sandhorizont nahe der Probestelle Be1 bei Niedrigwasser am 08.05.2000



Abb. 5.1-2: Feinsandige Bodenprobe der Beekesohle in Bel (vom 20.07.01)

Bis zur Einmündung in die Hunte nehmen allerdings die Schlammauflagen in ihrer Mächtigkeit deutlich zu.

Die Beeke entspricht demnach nicht dem Leitbild eines organischen Gewässers, wie es für Moorfließgewässer zu erwarten wäre, denn die Gewässersohle ist mittlerweile stärker eingetieft als die Torfmächtigkeit ausmacht. Da das darunter liegende Ausgangsmaterial, fluviatile Sande, (s. Abb. 2.2-1) nun die Sohle bildet, ist die Beeke dem Leitbild eines Sandgewässers zuzuordnen, das den in Tabelle 5.1-1 dargestellten Kriterien entsprechen sollte (RASPER, 1998).

Tab. 5.1-1: Auszug aus der Leitbildübersicht ausgewählter Gewässertypen des niedersächsischen Tieflandes nach RASPER (1998)

Gewässertyp	Sandgewässer
Gewässerbettform	Kastenform, unregelmäßige Uferlinie, Prall- und Gleitufer ausgeprägt
Krümmungstyp, Laufentwicklung	mäandrierend, im Einzelfall gewunden
Sohlsubstrate	vorherrschend: Sand weitere: Feinkies, Detritus, Schlamm, viel Totholz
Sohldynamik	Sohle relativ stabil (feste Sandsohle), kleinflächig Sanddrrippeln im Stromstrich, Sandbänke
Ausuferungscharakteristik	regelmäßig bei höherem Hochwasser

Eine Auswahl typischer Parameter zum naturnahen Zustand (ohne anthropogenen Einfluss) der Fließgewässer der Naturräumlichen Region 4 „Ems-Hunte-Geest und Dümmer-Geestniederung“ gibt u. a. Hinweise zu typischen Einheiten in der Wasservegetation wie :

Sparganium emersum – Gesellschaft in einer großlaichkrautreichen Variante, Schwimmblattgesellschaften (Nymphaeion),

Hakenwasserstern-Tausendblatt-Gesellschaft (Callitricho-Myriophylletum),

Röhrichte (Glycerio-Sparganion, Phalaridetum),
Strandlingsgesellschaften.

Die Hinweise typischer Arten-/Gemeinschaften zur Wirbellosenfauna (vorwiegend nährstoff- und basenarmer Gewässer) beziehen sich auf:

Libellen: *Cordulegaster boltonii*

Flussmuschel: *Unio crassus*

Eintagsfliege: *Baetis niger*

Flohkrebse

Steinfliegen: *Leuctra hippopus*

Edelkrebs *Astacus astacus*.

Köcherfliegen: *Agapetus fuscipes*

(RASPER, 1996)

5.2 Methoden

Durch den Einsatz des Surber-Samplers wurde ein Teil der Oligochaeten beschädigt, manchmal fehlten Teile des Körpers, so dass den angegebenen Zahlen bezüglich dieser Artengruppe gewisse Ungenauigkeiten zuzuschreiben sind. Da die Anzahl der Oligochaeten – hier mit insgesamt 4966 – beinahe die Hälfte der insgesamt erfassten Tiere ausmacht, wird diese Ungenauigkeit nicht besonders ins Gewicht fallen.

Die Frage nach dem Grund für das Fehlen der Turbellarien muss unbeantwortet bleiben. Nach mündlichen Aussagen von Prof. Dr. E. KIEL (2000) fehlen bei Einsatz des Surber-Samplers die Turbellarien häufig, da diese sehr weichen, empfindlichen Tiere im Surber-Sampler zerrieben werden können. Es kann allerdings auch bedeuten, dass es diese Artengruppe in der Beeke nicht gibt, denn auch bei der Zeit-Sammel-Methode wurde kein einziges Exemplar dieser Artengruppe festgestellt.

Bezüglich der Bestimmung der Tiergruppen ist nachträglich festzustellen, dass es doch aufschlussreich gewesen wäre, alle Oligochaeta bis auf das Artniveau bestimmt zu haben. Insbesondere im Hinblick auf die Charakterisierung dieses stark mit Oligochaeten besiedelten Niederungsbaches wären diese Informationen von besonderer Bedeutung gewesen.

5.3 Abiotische Parameter

- **Hydrologische Aspekte**

Die Ergebnisse der Wasserstandsmessungen zeigen hohe Unterschiede innerhalb eines Monats (bis zu 50 cm am Pegel gemessen durch das NLWK Sulingen - Pegelwesen -) und bis zu 58 cm innerhalb von 12 Monaten in Be4. In den Sommermonaten 1999/2000 sank der Wasserspiegel sowohl im Oberlauf als auch im Unterlauf ab bis auf 12 cm.

Betrachtet man gleichzeitig die Fließgeschwindigkeit, so wird deutlich, dass diese ebenfalls starken Schwankungen unterworfen war. In Be1 und Be2 schwankte die Fließgeschwindigkeit zwischen 20 bzw. 22 und 56 cm/s, in Be3 lag die höchste Fließgeschwindigkeit etwas niedriger (vermutlich durch die hier etwas größere Gewässerbreite). In Be4 waren die Fließgeschwindigkeit sowie ihre Schwankungen am größten (zwischen 14 und 61 cm/s).

Nach BOHLE (1995, aus HYNES 1970) führt die unterschiedliche substratnahe Schubspannung über selektiven Transport und Sedimentation zur Sortierung des Materials auf der Gewässersohle. Eine mittlere Strömungsgeschwindigkeit von 30 cm/s führt bei feinsandigem Grund bereits zur Wassertrübung. Permanente Substratumlagerung bildet auf der Sohle das Wellenmuster aus Sandrippeln. Diese Sohle ist wegen ihrer Instabilität für die Besiedlung durch Benthosorganismen wenig geeignet.



Abb. 5.3-1: Sandrippelbildung an der Probestelle Be1 bei niedrigem Wasserstand (Sommer 1999)

Die hohen Fließgeschwindigkeiten führen bei vornehmlich sandigem Grund auf der gesamten Sohlbreite zur Sandrippelbildung in Be1 (s. Abb. 5.3-1) sowie zu permanenter Wassertrübung an den Probestellen Be2 bis Be4, deren Sohle durch unterschiedlich dicke Schlammschichten bedeckt ist. Wegen der durchgehenden Enge des geradlinig verlaufenden Bachbettes mit steilen Ufern kann es hier zu keiner irgendwie gearteten Sortierung des Materials auf der Gewässersohle kommen. Für die Makroinvertebraten bedeutet die permanente Substratumlagerung in der Sohle Stress, Verdriften oder Absterben der Organismen.

Die von Be2 bis Be4 zunehmenden Schlammschichten verfüllen das Lückensystem im Flussbett und entziehen gewissen Arten (Larven der Quelljungfer, Flohkrebse, Larven des Bachneunauges aber auch Räubern, die sich über den freien Sandflächen bewegen) den Lebensraum (NIEMEYER-LÜLLWITZ & ZUCCHI, 1985).

Bei stoßartigem Anfall von Trübstoffen (s. Foto in Abb. 5.3-2 von der Probestelle Be2 unterhalb der Abwasser-Einleitung) - beobachtet wurden auch Einträge von Belebtschlammflocken aus einer Kläranlage (mündlich HALICKI, 2000) - und durch plötzliches Ansteigen der Fließgeschwindigkeit, können Schadeffekte bis zum Absterben von Organismen zur untypischen Zeit beobachtet werden (ATV, 1992).



Abb. 5.3-2: Ablagerung von Trübstoffen in Be2 (Foto vom 24.08.1999)

Das ständige Aufwirbeln des feinsandigen und vorwiegend schlammigen Sohlsubstrats mit der Folge von Wassertrübung führt auch zu Lichtmangel am Grund des Gewässers. In einem bis auf den Grund durchlichteten Bachbett siedeln sich bei schwachem Gefälle in kurzer Zeit die höheren Wasserpflanzen an, da sie im Sand und Schlamm zu wurzeln vermögen (UHLMANN, 1982). Die fehlenden Makrophyten (s. Kap. 5.5.1) in Be2 bis Be4 sind sicherlich auch mit den hier vorliegenden ungünstigen hydrologischen Bedingungen zu erklären.

- **Temperatur**

Nach SCHWOERBEL (1993) sind die Bäche in Abhängigkeit von Temperaturmaxima einzuteilen in

- Kaltbäche (sommerkalte Bäche) 0 – 17 °C
- temperierte Bäche (sommerwarme Bäche) 17-29°C

- Warmbäche 29-40°C
- heiße Quellen und Bäche > 40°C

Unter Berücksichtigung aller gemessenen Temperaturen ist die Beeke nach SCHWOERBEL (1993) nicht mehr als Kaltbach (sommerkalter Bach) einzustufen, da in den Monaten Juli, August und September 1999 Temperaturen gemessen wurden, die deutlich über 17°C hinausgehen (s. Anhang 4). Demnach wäre die Beeke in ihrem jetzigen Zustand als ein temperierter Bach (sommerwarmer Bach) einzustufen.

Die größten Temperaturschwankungen wurden in Be0 (mit 17,5°C Unterschied) und in Be3 (mit 16,7°C Unterschied) festgestellt. Die Gründe liegen in Be0 sicherlich in der sehr geringen Fließgeschwindigkeit, in der Sonneneinstrahlung wegen meist fehlender Beschattung und der starken Braunfärbung durch Huminstoffe. An allen übrigen Probestellen ist die erhöhte Wassertemperatur der fehlenden Beschattung des Gewässers mangels Ufergehölzes zuzuschreiben. Die zusätzliche Erwärmung durch das im Mittel 22,05°C warme Abwasser verschärft die Situation unterhalb des Einleiters in den Sommermonaten bei den hier festgestellten niedrigen Wasserständen messbar: Die Temperaturmaxima unterhalb des Einleiters (in Be2 mit 19,8°C, in Be3 mit 21,4°C und Be4 mit 19,4°C) zeigten im Vergleich zu Be1 (16,6°C) deutlich über 17°C liegende Werte.

• Sauerstoff

Ein wichtiger begrenzender Faktor für das Leben im Wasser ist der Sauerstoffgehalt. Sauerstoff gelangt in das Wasser zum einen aus der Luft (durch Turbulenzen, Hindernisse etc.) und zum anderen durch die grünen Pflanzen während der Photosynthese. Da die Löslichkeit aller Gase mit steigender Temperatur des Wassers abnimmt, sinkt die Aufnahmefähigkeit (Sättigungskonzentration) von Sauerstoff (O₂) mit steigender Wassertemperatur. Gleichzeitig steigt aber die Aktivität der Organismen und der Sauerstoffbedarf wächst. Bei sauerstoffzehrenden Abbauprozessen (z.B. von organischer Substanz) kann Sauerstoff zum begrenzenden Faktor werden (BARNDT et al., 1996). Natürliche Gewässer stehen selten mit der Atmosphäre im Lösungsgleichgewicht und weichen häufig nach oben oder unten vom Sättigungswert 100% ab (SCHWOERBEL, 1993). In unbelasteten Gewässern werden Sauerstoffgehalte von 8-14 mg/l bzw. Sättigungen von 100 % erwartet (HÜTTER, 1994). Sauerstoffmangel sowie Sauerstoffübersättigung (z.B. durch die Assimilationstätigkeit großer Mengen von Algen und Unterwasserpflanzen) wirken schädigend auf die Lebensgemeinschaft (BARNDT et al., 1996).

Die **Sauerstoffsättigung** in der Beeke lag im Mittel deutlich unter 100%. Die Probestellen Be2 und Be3 zeigten Mittelwerte um 85 %, Be4 von 78 % mit einem niedrigstenwert von 29,5% tagsüber. Hier wird eine hohe Belastung der Beeke durch Sauerstoff zehrende Prozesse erkennbar. Die hier statt findende Mineralisierung in Verbindung mit Redoxreaktionen verbraucht offensichtlich mehr Sauerstoff als durch Turbulenzen aus der Luft und durch die Photosynthese der spärlich vorhandenen Makrophyten kompensiert wird.

Der **Sauerstoffgehalt** erreichte in Extremsituationen in Be4 (auch Be0, Lau und MHK) Werte unter 5 mg/l, wobei nicht bekannt ist, über welche Zeiträume. Unter 5 mg/l O₂ muss mit einer Schädigung der Biozönose gerechnet werden (LAMMERSEN, 1997). Die hier angegebenen Messwerte beziehen sich auf die Sauerstoffverhältnisse ca. 10 cm unter der Wasseroberfläche. Die deutliche Vermehrung der Chironomiden in Be3 und Be4 (s. Kap. 4.3.2) deutet darauf hin, dass am Grund des Gewässers noch niedrigere Sauerstoffgehalte vorliegen müssen, denn unter 2 mg/l sind schlammbewohnende Chironomidae (Zuckmückenlarven) zahlreich bis massenhaft vertreten (KLEE, 1991). Unter dem **biochemischen Sauerstoffbedarf (BSB)** wird die Menge an Sauerstoff verstanden, die von Mikroorganismen zur Oxidation leicht abbaubarer organischer Stoffe innerhalb eines bestimmten Zeitraumes (hier 5 Tage, entspricht etwa 70% der abbaubaren Stoffe) verbraucht wird (BARNDT et al., 1996, HÖLL, 1986, HÜTTER, 1994). Ein BSB₅ > 5 mg/l weist auf eine hohe Belastung mit organisch abbaubaren Stoffen hin, ein geringer BSB₅ muss nicht unbedingt eine geringe Belastung bedeuten, weil auch organisches Material vorhanden sein kann, das nicht mikrobiell abbaubar ist oder sich toxische Stoffe im Wasser befinden, die die Mikroorganismen abtöten (BARNDT et al., 1996).

Laut HÜTTER (1994) kann der BSB₅-Wert nicht nur zur Beurteilung der Belastung eines Gewässers mit biologisch oxidierbaren organischen Substanzen herangezogen werden, er stellt vielmehr ein Kriterium für die biologische Aktivität eines Gewässers dar. Dabei sei allerdings ungünstig für die Selbstreinigung eines Gewässers, wenn die Verschmutzungsstoffe (Nährstoffe) hinsichtlich ihrer Zusammensetzung und Konzentration fortwährenden Schwankungen unterliegen. Dem Einleiter mit einem Schwankungsbereich von 42 mg/l BSB₅ dürfte dieser negative Effekt unterstellt werden. Doch auch an allen übrigen Probestellen ist der BSB₅-Wert Schwankungen unterlegen, die zwischen 1 und 10 liegen. Eine hohe organische Belastung, die mikrobiell schwer abbaubar ist oder die in Verbindung mit toxisch wirkenden Stoffgruppen vorliegt, könnte hier die Ursache für die zeitweilig niedrigen BSB₅-Werte sein.

Ob die Ursache dafür in gleichzeitig erhöhten AOX-Werten (adsorbierbare organisch gebundene Halogene) liegt, ist in dieser Untersuchung nicht überprüft worden. Eine durch die STADT DIEPHOLZ am 27.03.01 und 06.04.01 veranlasste Untersuchung auf AOX-Belastung in der Beeke brachte AOX-Werte von 92 µg/l und 140 µg/l oberhalb des Einleiters. Die AOX-Werte des Einleiters betragen bei diesen Messungen 12 µg/l und 20 µg/l. Nach HÜTTER (1994) muss jedes Vorkommen von AOX in Gewässern und im Abwasser als Beeinträchtigung gewertet werden, wobei deren Grundwasser-gefährdungspotential Anlass zu ganz besonderer Sorge ist. Die LAWA setzt für die Gewässergüteklasse II einen Grenzwert von 25 µg/l fest. Stoffgruppen, die zur AOX-Belastung der Gewässer beitragen, sind die leichtflüchtigen HKW (Halogenkohlenwasserstoffe) in Reinigungs- und Lösungsmitteln so wie die schwer flüchtigen HKW von PCB, PCT und Pestiziden. Den Hauptanteil an der AOX-Belastung der Vorfluter machen nach HÜTTER (1994) in der Regel die nicht flüchtigen HOV (Halogenorgan. Verbindungen) aus, darunter Chlorierungsprodukte von Lignin, Tannin und Huminsäuren. Kommunale Mischabwässer mit gewerblichem Schmutzwasser enthalten bis zu 500 µg/l AOX. Welches im Falle der Beeke die Quelle für die AOX-Belastung ist (Reinigungsmittel, Pestizide oder Huminsäuren aus den Moorböden...) müssten weitere Untersuchungen belegen. SCHROETER-SCHULLER (1999) hat in ihrer Diplomarbeit eine positive Korrelation zwischen AOX und dem chemischen Sauerstoffbedarf (CSB) in einem tidebeeinflussten Bach nachgewiesen und damit den bereits vom Staatlichen Amt für Wasser und Abfall (StAWA) Brake diesbezüglich gefundenen Zusammenhang in ihren Gewässern bestätigt.

Der chemische Sauerstoffbedarf (CSB): Die Probestelle Be0 zeigte mit 105 mg/l im Mittel den höchsten CSB-Wert. Fünf Probestellen (MHK und Be1 bis Be4) zeigten CSB-Werte um 70 mg/l O₂ im Mittel. Der Laufgraben (Lau) mit 44 mg/l im Mittel zeigte den niedrigsten Wert. Diese Ergebnisse geben Hinweise auf die Böden im Einzugsbereich: Laut GISY (1990) hängt es bei der Stoffumsetzung von organischem Material (in Böden) von Standortbedingungen ab, ob eine Mineralisierung stattfindet oder ob der Stoffumsatz in Richtung Humifizierung abläuft. Huminstoffe werden gebildet, wenn die Bedingungen für die mikrobielle Zersetzung nicht optimal sind, saures Milieu vorherrscht, schwer umsetzbares Material vorliegt, bei Wassermangel, bei Luftmangel etc. Das CSB/BSB₅-Verhältnis von > 20 in Be0 deutet darauf hin, dass hier ein hoher Anteil schwer abbaubarer organischer Substanzen vorliegt (KOPPE, 1990). Da in Be0 auch die niedrigsten pH-Werte gemessen wurden, ist hier von einem hohen Anteil an Huminstoffen auszugehen. Die in Be3 im Vergleich zu Be2 erhöhten CSB-

Werte sind wahrscheinlich auf die in diesem Bereich hinzufließenden Entwässerungsgräben (sowie den Moorkanal) zurück zu führen.

- **pH-Wert**

Bezogen auf den pH-Wert besteht in der Beeke nebst ihren Zuflüssen eine zwiespältige Situation. Extrem niedrige pH-Werte liegen in Be0 (Minimum 3,75, Mittelwert von 4,8) vor, die auf einen Hochmooreinfluss im Einzugsbereich dieses Gewässers hindeuten, denn SCHEFFER (1994a) gibt für Hochmoore einen pH-Wert zwischen 2,5 und 4,0 an, wobei der pH-Wert bei Grünlandnutzung in den oberen Bodenschichten ansteigt.

Relativ niedrig ist auch der pH-Wert in MHK (im Mittel 5,78, im Extremfall auch unter 5). Die pH-Werte des Laufgrabens liegen deutlich darüber (im Mittel 6,24).

Der pH-Wert in Be1 (Mischwasser aus MHK, LAU und Be0) liegt im Mittel bei 6,02, die niedrigsten Werte allerdings unter 5. Es hängt ganz offensichtlich von den Wassermengen der drei zufließenden Oberläufe ab, welchen pH-Wert das Mischwasser in Be1 zeigt.

Durch den Einleiter mit pH-Werten im alkalischen Bereich (zwischen 7,13 und 9,03) wird das Wasser unterhalb des Einleiters in den Probestellen Be2 bis Be4 offensichtlich beeinflusst. Hier ließen sich (verglichen mit pH 6,02 in Be1 oberhalb des Einleiters) um 0,33 erhöhte pH-Werte im Mittel nachweisen. Die hier gemessenen Extremwerte reichten in den alkalischen Bereich hinein.

Bäche mit pH-Werten unter 6 beherbergen meist nur eine stark verarmte Fauna, in der in Europa die Mollusken, die Gammariden, die Ephemeropteren und die Fische vollständig fehlen (BOHLE, 1995).

Am Beispiel dieses Parameters wird deutlich, welche ein „Wechselbad“ die Beeke ihren Gewässerorganismen zumutet.

- **Stickstoffparameter**

Der im Boden organisch gebundene Stickstoff wird bei der Mineralisierung durch verschiedene Mikroorganismen umgewandelt. Im ersten Schritt, der Ammonifikation, entsteht Ammonium, das unter aeroben Verhältnissen über Nitrit zu Nitrat oxidiert wird.

Ammonium: Die Untersuchungsergebnisse zeigten an allen Probestellen mit Ausnahme von Lau (der Probestelle, die als einzige dem Grenzwert der LAWA für die Gewässergüteklasse II von $\leq 0,3$ mg/l für $\text{NH}_4\text{-N}$ entspricht) eine Belastung mit Ammonium an. Ammonium kann aus Exkrementen oder durch Düngerausschwemmung ins Oberflächenwasser gelangen (BARNDT et al., 1996). In diesem Untersuchungsgebiet ist auch das Hochmoor als Ammoniumquelle zu berücksichtigen, denn die Abbauprozesse (Mineralisierung und Nitratbildung) sind im Hochmoor im Vergleich zu

Niedermooren gehemmt und es kommt deswegen zu einem wesentlich höheren Ammoniumaustrag von 2-4 mg $\text{NH}_4\text{-N}$ /l Dränwasser (SCHEFFER, 1994a). In Be0 wurden mit einem Maximalwert von 2,74 mg/l die höchsten $\text{NH}_4\text{-N}$ -Werte aller Probestellen gemessen. Bei gleichzeitig niedrigen $\text{NO}_3\text{-N}$ -Werten, sehr geringer elektrolytischer Leitfähigkeit und den niedrigsten pH-Werten überhaupt (im Mittel 4,8 mg/l, im Extremfall 3,75 mg/l) wird der hier vorliegende Hochmooreinfluss bestätigt. Nach HÖLL (1996) gilt ein Gewässer als verunreinigt, wenn die Belastung mit Ammonium 0,1 bis annähernd 10 mg/l NH_4 (0,078 bis zu 7,77 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$) entspricht. Der Einleiter mit einem Mittelwert von 8,84 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$ (und einem Maximalwert von 84,3 mg/l, am 30.01.00 um 11.20 h) verursacht ganz offensichtlich nicht nur eine zusätzliche sondern auch eine sehr kritische Verschmutzung des Gewässers, da hier gleichzeitig hohe pH-Werte vorliegen. Bei pH-Werten > 6 verschiebt sich das Verhältnis von Ammonium und Ammoniak zugunsten des sehr giftigen Ammoniaks (BAUR, 1997). Siehe hierzu Abbildung 5.3-3.

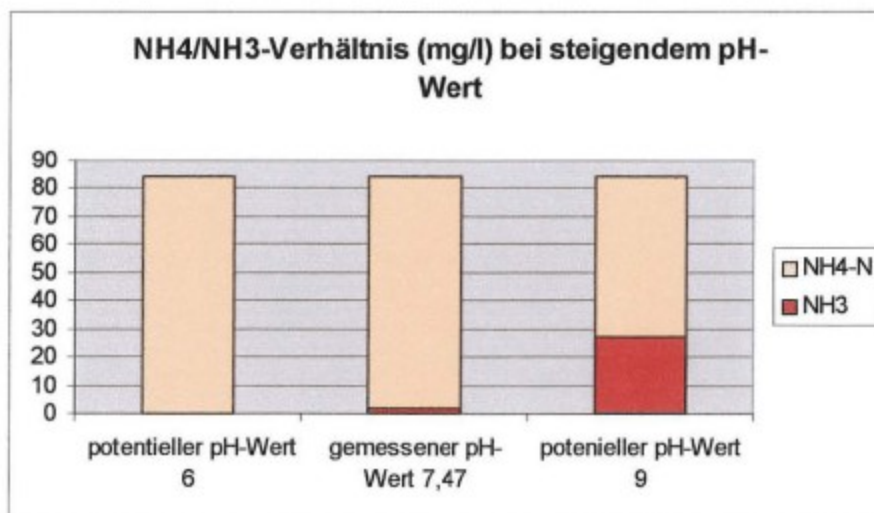


Abb. 5.3-3: Zusammenhang von Ammoniak und Ammoniumstickstoff in Abhängigkeit vom pH-Wert am Beispiel der Messwerte des Einleitungswasser vom 30.01.00 um 11.20h (84,3mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$, pH-Wert 7,47)

Da der hohe $\text{NH}_4\text{-N}$ -Wert von 84,3 mg/l im Januar 2000 bei einem pH-Wert von 7,47 gemessen wurde, muss hier von einem NH_3 -Anteil von 2,05 mg/l (2%) ausgegangen werden. Ob an anderen Tagen gleich hohe $\text{NH}_4\text{-N}$ -Werte mit gleichzeitig höheren pH-Werten auftreten, kann nicht beurteilt werden. Auf jeden Fall würde sich bei einem gleichzeitig auftretenden pH-Wert von 9 der Anteil des hoch toxischen Ammoniaks entsprechend der Darstellung in Abbildung 5.3-3 (rechte Säule) auf 27,15 mg/l NH_3 (25%) erhöhen (BAUR, 1997).

Die EG-Richtlinie sieht für die fischereirechtliche Gewässernutzung einen Grenzwert für NH_3 von 0,025 mg/l vor. In einer Arbeitsgruppe über die „Wirkung von Nährstoffen in Fließgewässern“ der FG Wasserchemie in der Gesellschaft Deutscher Chemiker (GDCh) herrscht die Auffassung vor, dass bereits NH_3 -Konzentrationen von 0,003 – 0,010 mg/l chronische Toxizität gegenüber Forellen aufweisen können (KOPF, 1989). Besonders bei niedrigem Wasserstand und geringerer Fließgeschwindigkeit in der Beeke muss durch den in Extremfällen hohen Ammoniakanteil im Einleitungswasser mit toxischen Wirkungen nicht nur auf empfindliche Gewässerorganismen gerechnet werden.

Eine Bildung von Ammoniak durch Hochmooreinträge in das Gewässer ist wegen der hier gesicherten niedrigen pH-Werte nicht zu befürchten.

Nitrit entsteht als Zwischenprodukt natürlicher Ab- und Umbauvorgänge sowohl bei der Oxidation von NH_4 als auch bei der Reduktion von NO_3 und kommt in unverschmutztem Wasser höchstens einmal spurenweise bis max. 0,001 mg/l NO_2 vor (HÜTTER, 1994). Nitrit zeigt giftige Wirkungen besonders auf tierische Organismen. Nitritkonzentrationen über 0,2 mg/l weisen auf eine Verschmutzung des Gewässers hin. (BARNDT et al., 1996) Nach der LAWA wird für die Gewässergüteklasse II ein Grenzwert für NO_2 -N von $\leq 0,1$ mg/l angegeben.

Die im Untersuchungsgebiet festgestellten Nitritwerte lagen alle unterhalb von 0,1 mg/l. (Ausnahme der Maximalwert in Be4).

Der Einleiter allerdings leitet demnach „verschmutztes“ Wasser (Maximalwert von 0,82 mg/l NO_2 -N, Mittel 0,24 mg/l) in die Beeke. Das ist insofern von Bedeutung, als unterhalb des Einleiters die Nitritwerte von Be2 bis Be4 kontinuierlich ansteigen.

Nitrat: Während in unbelasteten Fließgewässern NO_3 -N-Konzentrationen in der Größenordnung von 1 mg/l vorkommen, stiegen die Konzentrationen in Deutschland seit 1955 von 2 mg/l auf etwa 4 mg/l NO_3 -N. Laut DATEN ZUR UMWELT – Ausgabe 1997 des UMWELTBUNDESAMTES (UBA) betrug der Stickstoffüberschuss in Deutschland im Zeitraum 1993/94 116 kg N/ha · a . 460 000 t N sind 1995 angeblich durch diffuse Einträge in die Fließgewässer gelangt, zu 90 % aus landwirtschaftlichen Nutzflächen, über das Grundwasser, durch Erosion, durch Dränwasser und andere landwirtschaftliche Einleitungen (Düngemittel, Sickersäfte, Oberflächenabfluss...). Da die höchsten Sickerwassermengen in den Monaten November bis März auftreten und Nitrat im Boden kaum adsorbiert wird, kommt es bei Nitratüberschüssen leicht zur

Auswaschung in tiefere Horizonte. So geht dem Boden bis zu 90 % der Jahresmenge an Nitrat verloren (GISI 1997), das dann das Grundwasser und die Fließgewässer anreichert mit Auswirkungen bis in die Deutsche Bucht. (UBA 1997)

Da nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1989) Niedermoore norddeutscher Sand-Landschaften nur mäßige Nährstoffgehalte aufweisen, hier im Beekegebiet aber größtenteils konventionelle Landwirtschaft betrieben wird, ist wegen der überhöhten Nitratwerte (s. Abb. 4.1-13) an allen Probestellen (außer Be0) davon auszugehen, dass eine Überdüngung der Böden im Einzugsbereich vorliegt. Ein Verzicht auf überhöhte Düngergaben und höhere Grundwasserstände könnten bei den hier vorliegenden niedrigen pH-Werten die Mineralisierung des organisch gebundenen Stickstoffs dieser Moorböden verlangsamen und Auswaschungen in den Wintermonaten verhindern. Durch Grünlandnutzung (besonders durch Mahd statt Beweidung) kann der Nitrataustrag weiter gesenkt werden (SCHEFFER, 1994b).

Im Unterlauf (Be2 bis Be4) fällt auf, dass die Nitratwerte zwar leicht abnehmen, die Nitritwerte aber kontinuierlich ansteigen. Möglicherweise liegen hier reduzierende Verhältnisse vor (Denitrifikation), da in Be4 auch die niedrigste Sauerstoffsättigung gemessen wurde. Hier findet auch kaum Assimilation (Mangel an Wasserpflanzen) statt, auch der Sauerstoffeintrag aus der Luft durch Turbulenzen ist zu vernachlässigen in diesem besonders ruhig und langsam daherfließenden Bachabschnitt im Unterlauf

Gesamtstickstoff:

Hier zeigt sich noch einmal deutlich die Nährstoffüberfrachtung der Beeke mit Stickstoff an allen Probestellen, und zwar über den gesamten Untersuchungszeitraum hinweg mit besonderer Belastung in den Wintermonaten. Der Laufgraben (Lau) aus dem Landkreis Vechta zeigt über das ganze Jahr hinweg die höchsten Werte, der Mittlere Hochmoorkanal (MHK), der von Süden auf der Landkreisgrenze in die Beeke einmündet, zeigt die überhöhten Werte nur in den Wintermonaten.

Der Einleiter bringt mit einem Mittelwert von 46,9 mg/l Nges (Maximalwert von 119 mg/l Nges) zusätzliche Nährstoffe in die Beeke. Dass die im Untersuchungszeitraum einmal pro Monat ermittelten Werte zu anderen Zeiten noch deutlich überschritten werden können, zeigt die Messung des FACHDIENSTES TIEFBAU DES LANDKREISES DIEPHOLZ vom 08.02.2000, die einen Wert von 336 mg/l Gesamtstickstoff am Auslauf der firmeneigenen Kläranlage ergeben hat. Der für die Fleischmehlindustrie zur Zeit festgelegte Grenzwert von 50 mg/l Gesamtstickstoff (LANDKREIS DIEPHOLZ, 2000a) war damit auf mehr als das Sechsfache erhöht. Wie groß der Anteil an Ammonium und Nitrit in dieser Messung gewesen ist, ist nicht bekannt. Der pH-Wert lag zum gleichen

Zeitpunkt mit 7,65 jedenfalls deutlich über dem Grenzwert von 6, ab dem sich Ammoniak bildet.

- **Phosphat**

Ein hoher Phosphataustrag kann aus landbaulich genutzten Hochmoorböden in die Fließgewässer gelangen. In Hochmoorböden werden Phosphate kaum gebunden, da freie Eisen- (und Aluminium-) Ionen in der Bodenlösung zur Fällung und Festlegung von Phosphaten fehlen. Daher ist der Phosphataustrag um den Faktor 10-20 höher gegenüber Mineralböden. Der Phosphataustrag lässt sich durch Grünlandnutzung senken. Er ist in unkultivierten Hochmooren am geringsten (SCHEFFER, 1994a).

In Niedermoorböden mit unterschiedlich hohem Gehalt an Eisen (und Calcium) werden Phosphate fest gebunden und normalerweise nicht ausgewaschen. Bei zusätzlicher Düngung werden weitere Phosphatmengen in den Niedermoorböden angereichert, so dass die Krume allmählich immer phosphatreicher wird. Daher muss bei überhöhter Phosphatdüngung (z.B. Gülle) auch aus Niedermoorböden (wenn nämlich alle Phosphatbindungsplätze belegt sind) mit Phosphatausträgen gerechnet werden (KUNTZE et al., 1993).

Der Grenzwert für Gewässergüteklasse II (nach LAWA) beträgt $\leq 0,1 \text{ mg/l}$ für Orthophosphat-P und $\leq 0,15 \text{ mg/l}$ für Gesamtphosphor (P_{ges}).

Orthophosphat-P-Werte über $0,033 \text{ mg/l}$ im Oberflächenwasser weisen laut HÜTTER (1994) bereits auf anthropogene Verunreinigungen hin (Abwasser, Jauche, Dünger). Diese Grenzwerte werden an allen Probestellen deutlich überschritten, in Lau allerdings nur vom Orthophosphat-P-Maximalwert. Besonders hohe P_{ges}-Werte in den Wintermonaten (Auswaschung) wurden in MHK, Be2, Be3 und Be4 aber auch in Be1 gemessen. Weniger extrem fielen die Werte in Lau und Be0 aus, was auf eine eher extensive Nutzung in diesem von Hochmoor geprägten Einzugsbereich hindeutet. An allen übrigen Probestellen ist der hohe Phosphatgehalt auf landbaulich intensiv genutzte Hochmoorböden und/oder auf Überdüngung von Niedermoorböden zurückzuführen, da das an sich immobile Phosphat der Niedermoorböden nur bei Überdüngung aus dem Boden ausgeschwemmt wird (s. Abb. 2.2-1).

Durch die hohen Phosphatwerte des Einleiters wird die Nährstoffsituation bezüglich dieses Parameters wiederum zusätzlich verschärft.

Da 1g Phosphat-P die Entwicklung von 100 g Biomasse ermöglicht, die nach deren Absterben eine Sauerstoffzehrung von rd. 150 g O_2 verursacht (KLEE, 1991), ist hier evtl. eine weitere Erklärung für die schlechte Sauerstoffversorgung (besonders in Be4) zu finden.

- **Chlorid**

Oberhalb des Einleiters liegen alle gemessenen Chloridwerte unterhalb des Grenzwertes von 30 mg/l für natürliche unbelastete Gewässer (BAUR, 1998). Die hohen Chloridwerte des Einleiters mit einem Mittelwert von 567 mg/l, der deutlich über der biologischen Störungsschwelle von 500 mg/l (BAUR, 1998) liegt, wirken sich ganz offensichtlich auf die Wasserqualität unterhalb des Einleiters aus, denn die mittleren Chloridwerte der Probestellen unterhalb des Einleiters sind im Vergleich zu Be1 (oberhalb) um etwa 100% erhöht und liegen damit alle oberhalb des Grenzwertes für natürliche unbelastete Gewässer. Der Grenzwert für Gewässergüteklasse II (LAWA) von 100 mg/l wird allerdings an keiner Probestelle überschritten.

Die Erhöhung des Salzgehaltes über die natürlichen unbelasteten Verhältnisse der Beeke in Be1 durch den Einleiter dürfte für tierische Organismen nicht ohne Folgen bleiben. Nach (LUA, 1997) zeigen die Makrozoen mit steigendem Salzgehalt eine zunehmende Verödung, wobei die Artenreduktion in Fließgewässern noch größer ist als in Stillgewässern. Limnische stenohaline Arten zeigen geringe Toleranz gegenüber wechselnden oder veränderten Salzgehalten (ARGE ELBE, 1992), da sie wechselnde Salzkonzentrationen nicht über Osmoregulation ausgleichen können. Insofern ist für stenohaline Arten von Belang, ob und wie sich die Salzgehalte in einem Gewässer verändern. Diskontinuierliche Konzentrationsschwankungen (zu manchen Zeiten fiel der Einleiter trocken) machen die Chloridkonzentrationen zu einer besonders schwerwiegenden Störgröße für die aquatischen Lebewesen (BÄTKE et al., 1994). Näheres dazu in Kap. 5.5.2.

Ob die Salzgehalte im Grund des Gewässers „versickern“ und in der Sohle erhalten bleiben (HÖLL, 1986), darf mit Bezug auf Kap. 5.5.1 (Wasserpflanzen) vermutet werden.

- **Elektrolytische Leitfähigkeit**

Vergleichbar der Chloridbelastung sind auch die hohen Werte der elektrolytischen Leitfähigkeit des Einleiters die Ursache für die erhöhten Werte unterhalb des Einleiters, die allerdings lediglich in ihren Höchstwerten oberhalb des für Flusswasser üblichen Bereichs liegen.

5.4 Gewässerstruktur (Kartieranleitung des Landesumweltamtes NRW)

Die Gewässerstruktur der Beeke ist mit der Strukturgüteklasse 6 als stark geschädigt zu bezeichnen, die naturgemäße Ausprägung der Beeke ist gering.

Die Bewertung der „Sohle“ ergab die noch schlechtere Güteklasse 7. Die Sohle gilt damit als übermäßig geschädigt, die keine naturgemäße Ausprägung mehr zeigt. Diese schlechte Bewertung der „Sohle“ (über die Hauptparameter „*Laufentwicklung*“, „*Längsprofil*“ und „*Sohlenstruktur*“) zeigt das Defizit an naturgemäßer Laufkrümmung der Beeke an. Damit verbunden ist eine tiefgreifende Störung des Gewässers in allen seinen ökologischen Funktionen. Auf Laufbegradigung, wie sie im Falle der Beeke vorgenommen wurde, reagieren Gewässer mit defizitärem Geschiebehalt, latenter Tiefenerosion, starker Ufererosion und einer weitgehenden Unfähigkeit, natürliche Strukturen wieder herzustellen (NIEMEYER-LÜLLWITZ & ZUCCHI, 1985). Das „*Längsprofil*“ der Beeke ist nicht durch natürliche Elemente gestaltet, führt damit auch nicht zu Strömungsdiversität und Tiefenvarianz. Die Diversität des Sohlensubstrats ist deswegen so gering, weil die morphologische Dynamik und Aktivität des Gewässers eingeschränkt ist.

Die „Ufer“ (mit den Hauptparametern „*Querprofil*“ und „*Uferstruktur*“) gelten mit der Güteklasse 6 auf beiden Seiten als stark geschädigt, die naturgemäße Ausprägung ist gering.

Das Gewässerbett eines Naturprofils (entsprechend Güteklasse 1) zeigt eine unregelmäßige Uferlinie, Prall- und Gleitufer sind ausgeprägt. Die Sohle ist relativ stabil (feste Sandsohle), kleinflächig mit Sanddrrippeln im Stromstrich, Sandbänke bilden sich aus. Weitere Substrate sind Feinkies, Detritus, Schlamm, viel Totholz (RASPER, 1996).

Das „Land“ („*Gewässerumfeld*“ bis zu 100 m Entfernung) wurde auf beiden Seiten mit der Güteklasse 5 (merklich geschädigt) bewertet, die naturgemäße Ausprägung ist mäßig. Mit dem Naturhaushalt der Gewässerniederung sind danach unvereinbar alle land- und forstwirtschaftlichen Kulturen, die keine Staunässe und keine anhaltende Überschwemmung in der Hauptvegetation vertragen. Kleine naturnahe Laubwäldchen bzw. Dauerbrache führten in wenigen Abschnitten zu besseren Bewertungen.

Nicht in die Bewertung eingeflossene weitere anthropogene Belastungen (s. Tab. A-1 in Anhang 1) sind Steinschüttungen im Oberlauf, die Abwasser-Einleitung in Abschnitt 7, zahlreiche landwirtschaftliche Dränagen (aus Gräben und Rohren), Verockerungserscheinungen, starke Erosionen aus angrenzenden Ackerflächen und ein

gewässernaher, allerdings unbefestigter Weg so wie vier Uferunterbrechungen (Brücken/Einleitungsbauwerk).

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass der geradlinige Ausbau der Beeke mit durchgehendem Trapezprofil in Verbindung mit der praktizierten jährlichen Gewässerunterhaltung (s. Abb. 2.4.3-2) die bestehenden ungünstigen Strukturverhältnisse der Beeke mit all ihren einschränkenden ökologischen Auswirkungen manifestiert.

Die Wiederherstellung eines naturnahen Bachlaufs mit Überschwemmungsflächen und die extensive Nutzung des Gewässerumfeldes könnten diesem Gewässer wieder eine eigendynamische Entwicklung ermöglichen. Gewässerunterhaltung sollte höchstens in Teilbereichen durchgeführt werden und niemals das gesamte Gewässer einbeziehen. Sie sollte – wenn überhaupt - ökologisch orientiert durchgeführt werden.

5.5 Biotische Parameter

5.5.1 Vegetation (Wasserpflanzen)

Die Wasserpflanzenbesiedlung der Beeke muss gemessen an dem Leitbild (Kap. 5.1) als rudimentär bezeichnet werden. Die Gründe für die fehlenden Arten der Schwimmblattgesellschaften liegen sicherlich in der relativ hohen Fließgeschwindigkeit mit einhergehender Sohlumlagerung sowie in der fehlenden Durchlichtung der Sohle bedingt durch ständige Wassertrübung.

Ein Blick auf die Tabelle 4.3.1-1 macht weitere für die Wasserpflanzen ungünstige Bedingungen offensichtlich und es stellt sich die Frage, ob die Ausbreitung der wenigen in der Beeke vorkommenden Wasserpflanzen durch Einträge aus der Abwasser-Einleitung verhindert wird. Sowohl für *Ranunculus hederaceus* als auch für *Polygonum amphibium* und *Sparganium emersum* bestehen ungünstige Bedingungen bezüglich der Salzzahl. *Ranunculus hederaceus*, nach ELLENBERG (1992) darüber hinaus ein Säurezeiger, kommt unterhalb des Einleiters offensichtlich nicht mit den hier erhöhten pH-Werten zurecht. (s. Messergebnisse in Kap. 5.3). Das einzige zarte Vorkommen der in Niedersachsen stark gefährdeten Art *Ranunculus hederaceus* unterhalb des Einleiters auf einer durch Uferabbruch entstandenen seichten Stelle im Beeke-Abschnitt 14 (s. Tab. 4.3.1-1 und Abb. 4.3.1-2) wurde durch die Gewässerunterhaltung im gleichen Jahr entfernt.

Insbesondere die in der Sohle des Gewässers wurzelnden Wasserpflanzen sind durch den Chloridgehalt des Wassers beeinträchtigt, da der Chloridgehalt verunreinigten Wassers beim Versickern in den Bodenschichten erhalten bleibt (HÖLL, 1986). So kann

davon ausgegangen werden, dass die Salzbelastung seit über 10 Jahren wirkt, erkennbar an den seit 1989 erhöhten Werten in der Elektrolytischen Leitfähigkeit (NLWK SULINGEN, GDL, 2000), so dass sich in der Sohle des Gewässers Salz angereichert haben kann. Diesbezügliche Untersuchungen könnten aufschlussreich sein und evtl. auch erklären, warum sich die ebenfalls nicht salzertragende Art *Callitriche palustris* in den Uferbereichen halten kann.

Potamogeton natans (Schwimmendes Laichkraut) konnte 1979 von BEATE KIPP im Rahmen einer „Schriftlichen Hausarbeit für das Lehramt für den Sekundarbereich“ in der Beeke nachgewiesen werden, und zwar im Bereich der Brücke (Im Moore) zwischen den Probestellen Be1 und Be2. In der Kartierung 2000 war diese Art an keiner Stelle nachzuweisen. Auch *Potamogeton natans* zeigt gegenüber Salzbelastung keine Toleranz (ELLENBERG, 1992).

5.5.2 Makroinvertebratenbesiedlung

Die Artengemeinschaft der Beeke ist dominiert von Oligochaeten. Sie erreichen im Untersuchungszeitraum mit 4966 Individuen bei einer Gesamtindividuenzahl aller erfassten Tiere von 10195 beinahe 50% der tierischen Besiedlung, wobei die Entwicklung der Oligochaeten bachabwärts zunimmt bis zu einer „Massenentwicklung“ in Be4 mit 2723 Individuen. Günstige Bedingungen hierfür finden sich neben dem hohen Nährstoffangebot in der geringeren mittleren Fließgeschwindigkeit und den relativ hohen Temperaturen.

Die zweitgrößte Artengruppe bilden die Dipteren, die sich ganz wesentlich aus Chironomiden zusammensetzt. Die Chironomiden stellen die bei weitem artenreichste Invertebratengruppe der Gewässer dar. Laut SUHRHOFF & GUMPRECHT (1997) sind sie eine wichtige Nahrungsgrundlage für Fische. Bei starker organischer Verschmutzung kann es zu sehr hohen Besiedlungsdichten von mehreren tausend Individuen pro m² kommen. Genau in dieser Größenordnung liegen die Dichten in Be3 und Be4 (nicht aber in Be2 und Be1). Laut SUHRHOFF & GUMPRECHT (1997) ist z. B. die *Chironomus thummi* - Gruppe in Gewässern mit schlammiger Sohle häufig, in stärker belasteten Gewässern sehr häufig, was sich in Be3 und besonders in Be4 bestätigt.

Die Beeke ist damit bereits als ein Tieflandbach mit streckenweise ausgeprägter schlammiger Sohle erkennbar, der vornehmlich mit anspruchslosen Allerweltsarten mit hohem Reproduktionspotential besiedelt ist, denn die Wühltätigkeit der Oligochaeten (und auch der Chironomiden) geschieht in den oberen Schlammlagerungen (BRAUKMANN, 1984). Anspruchsvolle Fließgewässerarten mit mehrjährigen

Entwicklungszeiten sind dagegen nur vereinzelt vertreten. Genau fünf Libellenlarven (vier Arten) wurden während des gesamten Untersuchungszeitraumes in der Beeke gefunden.

An den vier **Probestellen** zeigen sich allerdings sehr unterschiedliche Artengemeinschaften. In Be1 (30 Arten und 17 Taxa höherer Ordnung und einer Gesamtindividuenzahl von 1579 Tieren) ist wegen des eher sauren Milieus (Mittelwert von pH = 6, Niedrigstwerte unter 5) mit einer stark verarmten Fauna zu rechnen (BOHLE 1995, BURMEISTER et al., 1990, FRIEDRICH 1999). Nach BURMEISTER et al. (1990) fehlen in den Bereichen des lebendigen Hochmoores die kalkbedürftigen Faunenelemente wie Schnecken, Muscheln und Krebstiere. Des weiteren fehlen die Eintagsfliegen, Schlammfliegen und viele Dipteren, ebenso die Oligochaeten, Tubificiden und Egel. Dieses kann hier so nicht gelten wegen der durch Entwässerung und Mineralisierung stark veränderten Hochmoorbereiche im Oberlauf. Jedoch kann das beinahe vollständige Fehlen der Kriebelmücken (Simuliiden) unter den Dipteren, ebenso das Fehlen der Schnecken (Gastropoda) und das relativ geringe Vorkommen der Pisidien unter den Muscheln (Lamellibranchiata) in Be1 mit den hier vorherrschenden niedrigen (zeitweilig extrem niedrigen) pH-Werten erklärt werden. Auch die Eintagsfliegen mit Ausnahme der robusten Baetide *Beatis vernus* sind in Be1 spärlich vertreten, ebenso die Egel mit Ausnahme des Hundeegels *Erprobrella octoculata* sowie die Crustacee *Proasellus Coxalis*. Die Schlammfliegen (einzige Art *Sialis lutaria*) zeigen allerdings kein auffällig niedriges Vorkommen in Be1.

Die Probestelle Be2 ca. 300 m unterhalb des Einleiters der Fa. A&L wurde so festgelegt, dass einerseits eine erfolgte Vermischung mit dem Einleitungswasser wahrscheinlich ist und andererseits eine wesentliche Beeinflussung des Beekewassers durch andere auch diffuse Einleitungen weitestgehend ausgeschlossen werden konnte. In Be2 wäre demnach bei den etwas höheren pH-Werten (6,29 im Mittel) evtl. mit einer etwas größeren Artenvielfalt zu rechnen. Tatsächlich sinkt jedoch in Be2 sowohl die Anzahl der Arten auf 23, die Anzahl der Taxa höherer Ordnung auf 16 und die Gesamtindividuenzahl auf 1103 Tiere. Die Dipteren zeigen hier die niedrigste Individuenzahl aller Probestellen, obwohl ihr prozentualer Anteil an der Besiedlungsdichte nach BRAUKMANN (1984) in fast allen Bachgebieten den der übrigen systematischen Gruppen übersteigt. Sogar die in belasteten Gewässern sehr häufige *Chironomus thummi* – Gruppe geht in Be2 auf 5 Exemplare deutlich zurück.

Die in der Beeke im Puppenstadium nachgewiesene Simulienart *Simulium ornatum/Odagmia ornata* (in Be3 mit 18 Puppen) besitzt von allen in Europa vorkommenden Simulienarten die größte ökologische Valenz (BRAUKMANN 1984). Sie besiedelt sowohl kalte Gebirgsbäche als auch mit massenhaftem Vorkommen langsam strömende, eutrophe und stark belastete Tieflandbäche, zeigt jedoch in Be2 (5 Exemplare) ein deutlich geringeres Vorkommen verglichen mit Be3 (18 Exemplare). Als weitere Tieflandform der Simulienarten wurde *Simulium erythrocephalum* ebenfalls im Puppenstadium nachgewiesen (5 in Be3 und 5 in Be4), die BRAUKMANN (1984) in größeren, belasteten Bächen als einzige Simuliide fand. Sie fehlt in Be2 ganz. In den Niederlanden gilt sie als typische Art von Tieflandbächen. Es ist davon auszugehen, dass die 479 nicht bis auf die Art bestimmten Larven der Simuliidae mit großer Wahrscheinlichkeit auch diesen beiden Arten zuzurechnen sind. Die Simuliidenlarven kommen in Be2 mit nur 4 Exemplaren vor, in Be3 mit 281 und in Be4 mit 185 Exemplaren. Warum die Simuliiden (Larven und Puppen) in Be2 fast vollständig fehlen, obwohl hier höhere pH-Werte gemessen wurden, wird andere Gründe haben. Nicht nur die Simuliiden und die Chironomiden zeigen in Be2 niedrige Individuenzahlen. Alle Artengruppen gehen in ihrer Individuenzahl an der Probestelle Be2 unterhalb des Einleiters deutlich zurück, wobei einige Arten nur oberhalb des Einleiters vorkommen. Andere kommen nur kurz vor Einmündung in die Hunte in Be4 und fehlen unterhalb des Einleiters in Be2 ganz oder gehen in ihrer Anzahl mehr oder weniger deutlich zurück.

Die Hinweise im „Verbreitungsatlas der Fließgewässerfauna im nordöstlichen Weser-Ems-Gebiet“, erarbeitet von SUHRHOFF & GUMPRECHT (1997), geben u.a. bezogen auf die Salzeempfindlichkeit Erklärungshilfen. Demnach gibt es in der Beeke einige Arten, die möglicherweise auf Grund von Salzeempfindlichkeit in Be2 (z.T. auch in Be3) in ihrem Bestand zurück gehen oder gar nicht vorkommen. *Asellus aquaticus* (geht laut SUHRHOFF & GUMPRECHT zurück bei stärkerer Salzbelastung) hat mit 67 Exemplaren in Be1 und *Gammarus pulex* (ebenfalls salzeempfindlich) mit 52 Exemplaren in Be1 das stärkste Vorkommen. Der Egel *Erpobdella octoculata* (in Be1 mit 62 Exemplaren stärkstes Vorkommen) reagiert auf Salzbelastung empfindlich, des gleichen die Egelart *Glossiphonia complanata*.

Andere Arten gehen in Be2 offensichtlich aus anderen Gründen in ihrem Bestand zurück. *Baetis vernus*, in Be1 mit 144 Tieren nachgewiesen, ist eine in allen Fließgewässern verbreitete, meist häufige und anspruchsloseste Baetide überhaupt (SUHRHOFF & GUMPRECHT, 1997), geht in Be2 in ihrem Bestand deutlich auf 28

Exemplare zurück. Für einige andere Eintagsfliegenlarven gilt Vergleichbares. Die in Norddeutschland häufige Posthornschncke *Planorbarius corneus* - in salzbeeinflussten und verockerten Gewässern nur vereinzelt - wurde nur in Be4 mit einem einzigen Exemplar gefunden.

Die lediglich in Be4 mit einem Exemplar nachgewiesenen Arten *Baetis niger*, eine in Niedersachsen gefährdete Eintagsfliegenart, und *Planorbarius corneus* (Posthornschncke) lassen einen Einfluss der Hunte vermuten.

Sind es die Belastungen bestehend aus einer Salzfracht, ist es die in der Beeke an vielen Stellen zu erkennende Verockerung oder wirken zwischen Be1 und Be4 noch andere chemische Belastungsfaktoren, mit denen dieser Rückgang in der Individuenzahl/Artenzahl und auch ein gewisser Faunenwechsel (s. Sörensen-Index in Kap. 4.3.2) zu erklären ist? Ganz offensichtlich besteht zwischen Be1 und Be4 eine unsichtbare ökologische Schranke, die die biologische Durchgängigkeit verhindert, obwohl die hydrologische Durchgängigkeit der Beeke gesichert ist. Die in dieser Arbeit festgestellten möglichen Schadwirkungen auf die Gewässerorganismen durch die Abwasser-Einleitung betreffen die Salzbelastung durch Chloride - die hohen Elektrolyte lassen weitere Salze vermuten -, toxische Ammoniak-Schübe auf Grund von erhöhten pH-Werten (7 bis 9) in Verbindung mit hohen Ammonium-Werten, Nitrit-Schübe, stark schwankende Nährstoffbelastungen (Nges und Pges) mit sauerstoffzehrenden Wirkungen so wie die unnatürlich hohe Temperatur des Einleitungswassers. Da es nachgewiesenermaßen auch zu Zwischenfällen beim Betrieb der firmeneigenen Kläranlage kommt, wirken über den Einleiter auch diese Extreme (nicht die Mittelwerte!) auf die Organismen in der Beeke ein, wobei je nach Empfindlichkeit Ausfälle anzunehmen sind.

Trotzdem steigt in Be3 die Artenvielfalt wieder an auf 35 Arten, 21 Taxa höherer Ordnung und einer Gesamtindividuenzahl von 2830 bis zu Be4 mit 41 Arten, 20 Taxa höherer Ordnung und einer Gesamtindividuenzahl von 4683 an. In Be3 nehmen die Dipteren den größten Anteil ein wesentlich verursacht durch die Chironomiden. Auch die Oligochaeten nehmen leicht zu, die übrigen Artengruppen ebenfalls. In Be4 überwiegen dann zahlenmäßig eindeutig die Oligochaeten. Der „Biologische Beitrag zu einer regionalen Bachtypologie“ von BRAUKMANN (1984) gibt hierzu aufschlussreiche Hinweise. Während der quantitative Anteil der Oligochaeten an der Besiedlungsdichte des gesamten Makrozoobenthos in Gebirgsbächen der Alpen und Bergbächen der Eifel nur bei etwa 2% lag, kommen Massenentwicklungen z.B. von Tubificiden im Schlamm

organisch verunreinigter Tieflandgewässer vor, insbesondere dann, wenn die Stabilität des Sediments gewährleistet ist und die Besiedlung nicht durch Mobilität des Substrats gefährdet ist. Nach SCHÖNBORN (1992) sind die beiden Gattungen der Oligochaeten *Nais* und *Limnodrilus* sogar in der Lage, selbst bei Sedimentbewegungen unter die sich bewegende Schicht zu wandern, um hier den Nährstoffaustritt zu nutzen. *Limnodrilus* (*cf.* *hoffmeisteri*) kam in der Surber-Sampler-Probe S6 in Be4 von Juli 1999 als häufigste Art unter den Oligochaeten vor. Leider wurden nur in dieser einen Probe die so zahlreichen Oligochaeten bis auf das Artniveau bestimmt.

Die Makroinvertebratenbesiedlung zeigt bezüglich der **Erfassungsmethoden** Surber-Sampling und der Zeit-Sammel-Methode, dass mit der Zeit-Sammel-Methode wesentlich mehr Arten/Taxa höherer Ordnung erfasst wurden als mit dem Surber-Sampler. Bei Einsatz des Surber-Samplers wurden schwerpunktmäßig die Oligochaeten und auch die Dipteren erfasst, während der Unterschied bei den übrigen Artengruppen nicht so deutlich war. Innerhalb der Artengruppe der Dipteren wurden besonders die Chironomiden mit dem Surber-Sampler gut erfasst, die Gruppe der Simuliiden allerdings so gut wie gar nicht. Diese wurden erfolgreicher erfasst mit der Zeit-Sammel-Methode. Ein Blick auf die Ergebnisse der übrigen Artengruppen zeigt, dass die Lamellibranchiata und die Megaloptera hauptsächlich mit dem Surber-Sampler erfasst wurden, die Heteroptera zu einem größeren Teil als mit der Zeit-Sammel-Methode. Alle übrigen Artengruppen wurden zahlreicher mit der Zeit-Sammel-Methode erfasst, ganz besonders zahlreich die Ephemeroptera.

Diese Ergebnisse machen deutlich, dass für die ökologische Bewertung eines Gewässers eine genau definierte Erfassungsmethode notwendig ist, für die Vergleichbarkeit der Ergebnisse z. B. bei Erfolgskontrollen nach Entwicklungsmaßnahmen am Gewässer unabdingbar.

Die Makroinvertebratenbesiedlung bezüglich des **Untersuchungszeitpunktes** zeigt beeindruckend die kontinuierlich stärker werdende Gruppe der Oligochaeten von Juli 1999 bis Oktober 1999 und auch der Pisidien. Gleichzeitig nimmt die Gruppe der Dipteren ab, ebenfalls die Gruppe der Ephemeroptera so wie der Trichoptera, was in vielen Fällen zu erklären sein wird mit dem Übergang vom Larvenstadium zum Imago. Warum im August die Crustaceen einen leichten Rückgang verzeichnen, die Gastropoda im Oktober einen deutlichen Rückgang und die Schlammfliegenlarven (Megaloptera) - deren Verpuppung im Frühling des 2. Jahres an Land geschieht - im Oktober ihr

geringstes Vorkommen zeigen, mag mit der in der Beeke durchgeführten Gewässerunterhaltung zusammen hängen. Näheres dazu im Kapitel 5.6.3.

5.6 Normierte Bewertungsverfahren

5.6.1 Chemische Wassergüte

Die Ergebnisse der chemischen Wassergüte aus Kapitel 4.4.1 stufen die **Beeke insgesamt** in die **Gewässergüteklasse IV** ein. Selbst jede der sieben Probestellen ergibt für sich berechnet die Güteklasse IV, allerdings bestehen an den einzelnen Probestellen die Belastungen, die zu der schlechtesten Einstufung geführt haben, in unterschiedlichen chemischen Parametern, wie der Übersicht in Tabelle 4.4.1-1 zu entnehmen ist. Auffällig ist hierbei allerdings, dass ein Salzgehalt oberhalb des Grenzwertes für natürliche Oberflächengewässer von 30 mg/l (BAUR, 1998) bis hoch zu 100 mg/l noch zu der Gewässergüteklasse II (LAWA) führt. Da stellt sich die Frage, ob diskontinuierliche Salzbelastungen unterhalb von 100 mg/l entgegen den Aussagen von BÄTKE et al. (1994) von stenohalinen Arten verkraftbar sind.

5.6.2 Saprobienindex (DIN 38410)

Die Berechnung des Saprobienindex ergibt für die **Beeke insgesamt** einen Wert von $S = 2,36$. Dieser Saprobienindex entspricht gemäß Tabelle 3.4.2-2 der biologischen **Gewässergüteklasse II-III** (kritisch belastet). Wie der Tabelle 4.4.2-1 zu entnehmen ist, wurde die sehr starke Gruppe der Oligochaeten nicht bei der Berechnung des Saprobienindex berücksichtigt, da sie auf dieser taxonomischen Ebene nicht zu den Indikatorarten zählen. Um dennoch zu erproben, wie sich der Saprobienindex verändern würde, hätte man die Oligochaeten aller Proben bis auf das Artniveau bestimmt, wurde auf der Basis der einzigen bis auf das Artniveau bestimmten Probe S6 aus Be4 von Juli 1999 alternativ ein mittlerer Saprobiewert von 3,0 und ein Indikationsgewicht von 4 mit einer Abundanzziffer von 7 (für die 4966 Oligochaeten) bei der Berechnung berücksichtigt. Dabei ergab sich zwar ein höherer Saprobienindex von 2,507, der allerdings ebenfalls zu Güteklasse II-III führte.

Bezogen auf die vier **Probestellen** ergeben sich geringe Unterschiede im Saprobienindex (in Be1 mit $S = 2,32$, in Be2 mit $S = 2,32$, in Be3 mit $S = 2,4$ und in Be4 mit $S = 2,43$), die jedoch alle zu der Güteklasse II-III (kritisch belastet) führen. Offensichtlich wirkt sich die in Be2 ermittelte geringere Artenvielfalt, die geringere

Individuenzahl (in Zusammenhang mit den hier festgestellten veränderten chemischen Parametern) nicht auf die Ergebnisse des Saprobienindex aus, der die Grundlage für die Einstufung in eine Gewässergüteklasse bildet, denn an beiden Probestellen ergibt sich ein Saprobienindex von exakt $S = 2,32$, während in Be3 und Be4 die Saprobienindices leicht erhöht sind. Nach FRIEDRICH (1999) werden die Grenzen der Anwendbarkeit des Saprobienindex besonders in den Fließgewässern erreicht, in denen die physikalische Belüftung den durch heterotrophe Aktivität bedingten Sauerstoffschwund kompensiert. So ist anzunehmen, dass die höhere Fließgeschwindigkeit in Be1 und Be2 (von 36 cm/s im Mittel) für die besseren Saprobiewerte verantwortlich ist, denn in Be3 und Be4 liegen die Fließgeschwindigkeiten niedriger (0,31 cm/s im Mittel).

Nach BRAUKMANN (1984) ist die Saprobität tatsächlich abhängig von der Fließgeschwindigkeit und der Korngröße des Substrats. Er fand heraus, dass bei gleicher chemischer Beschaffenheit des Wassers die Saprobität vom lotischen zum lenitischen Bereich mit sinkender Fließgeschwindigkeit und fallender Korngröße deutlich zunimmt. Daraus lässt sich folgern, dass bei künstlich erhöhter Fließgeschwindigkeit die Saprobität künstlich niedrig ausfällt, (besondere dann, wenn lenitische Bereiche fast vollständig fehlen).

SCHÄFERS (1999) kritisiert darüber hinaus, dass nur vorgefundene Arten in die Bewertung eingehen und dass der Referenzzustand nicht einem differenzierten Leitbild entspricht sondern an dem Zustand unbelasteter Mittelgebirgsgewässer orientiert ist. Beeinträchtigungen der ökologischen Qualität etwa durch strukturelle Veränderungen, Salzfrachten, Versauerung und toxische Wasserinhaltsstoffe sind mit dem Saprobienindex nicht nachweisbar.

Nach SCHWOERBEL (1994) liegt der Grund dafür, dass das Saprobienindex bis heute in der Praxis der Abwasserbiologie Anwendung findet, darin, dass es so unspezifisch und deswegen so universal richtig ist.

Der Frage nachgehend, ob der **Zeitpunkt der Probenahme** den Saprobienindex beeinflusst, kann festgestellt werden, dass er sich von Juli bis Oktober 1999 zwar kontinuierlich erhöht von $S = 2,39$ im Juli über 2,48 im August und 2,5 im September bis 2,52 im Oktober, letztendlich aber alle Saprobienindices zu der Gewässergüteklasse II-III (kritisch belastet) führen.

Lediglich der Vergleich der Saprobienindices bezogen auf die Ergebnisse der beiden angewandten **Erfassungsmethoden** ergibt einen Unterschied, der sich auf die Einstufung in die Güteklasse auswirkt. Die Ergebnisse der Surber-Sampler-Methode, die vornehmlich die Besiedlung der Sohle erfasst, führen zu einem Saprobienindex von 2,49, entspricht Gewässergüteklasse II-III (kritisch belastet). Die Ergebnisse der Zeit-Sammel-Methode ergeben einen Saprobienindex von 2,27, was zu einer Einstufung in die bessere Gewässergüteklasse II (mäßig belastet) führt. Hier ergibt offensichtlich die bessere Sauerstoffversorgung der Bewohner von Pflanzen, Holz, Steinen etc., die die Zeit-Sammel-Methode vornehmlich erfasst, eine bessere Einstufung des Gewässers als die mit dem Surber-Sampler schwerpunktmäßig erfasste tierische Besiedlung der Sohle, die hier bei vermutlich nicht so günstigen Sauerstoffverhältnissen aus Schlick, Schlamm und Feinsand besteht.

Diese Ergebnisse machen deutlich, dass die Schwerpunktsetzung des Probenehmers letztendlich den Saprobienindex und damit auch die Einstufung in eine Güteklasse beeinflussen kann. Daher ist es notwendig, genaue Vorgaben für die Entnahme der Proben zu erarbeiten.

Aus den hier gemachten Erfahrungen in Zusammenhang mit den zitierten Autoren muss festgestellt werden, dass das Saprobienindexsystem (DIN 38410) nicht geeignet ist, die Gewässergüte von Tieflandbächen darzustellen, insbesondere dann nicht, wenn im Falle der hier untersuchten Beeke durch Mooreinfluss (Versauerung) und Abwassereinleitung (Salzfrachten, Nährstoffe und toxische Wasserinhaltsstoffe) ein Ausfall von Arten verursacht wird, der nicht berücksichtigt wird, die negativen strukturellen Veränderungen (Vorfluter) durch künstlich erhöhte Fließgeschwindigkeiten den Saprobienindex jedoch positiv beeinflussen.

5.6.3 Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna – Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft

- **Beeke gesamt**

Die Beeke ist im heutigen Zustand ein Gewässer ohne natürliche Quelle. Bei der **Längszonierung** bilden die Vertreter des Krenal erwartungsgemäß einen sehr geringen Anteil. Für das Krenal charakteristische Ernährungstypen sind die Zerkleinerer (ZKL). Ufergehölz sichert natürlicherweise den Falllaubeintrag, der die Nahrungsgrundlage für die Zerkleinerer unter den Makroinvertebraten bildet. Die Beeke, die durch wenig

uferbegleitende Gehölze geprägt ist, zeigt einen entsprechend geringen Anteil an Zerkleinerern, dazu gehören die Krebse *Asellus aquaticus*, *Proasellus coxalis* und *Gammarus pulex*.

Der größte Anteil in der Längszonierung der Beeke ist dem Rhithral zugeordnet. Die hier nachgewiesenen Arten geben in ihren Anpassungen die Lebensbedingungen eines Gebirgsbaches/des Mittellaufes eines Flusses wieder. Dieses Ergebnis ist sicherlich mit dem durch Begradigung verkürzten Bachlauf zu erklären, wodurch die Fließgeschwindigkeit künstlich erhöht worden ist (Rhithralisierungseffekt). Das Rhithral ist der Lebensraum der (passiven) Filtrierer und Substratfresser, auch die Weidegänger sind zu erwarten. Die Ergebnisse der „Ökologischen Typisierung der aquatischen Makrofauna“ der Beeke weisen allerdings die Sedimentfresser als größte Gruppe innerhalb der Ernährungstypen aus. Dem hohen Anteil an Sedimentfressern müsste bezüglich der Längszonierung der größte Anteil dem Potamal (Unterlauf) entsprechen. Dieser fällt allerdings deutlich kleiner aus als der Anteil am Rhithral. Die unterschiedliche Berücksichtigung der Oligochaeten scheint sich hier auszuwirken. Evtl spiegelt sich hier auch die ambivalente Situation der Beeke wider.

Die **Strömungspräferenzen** liegen in der Beeke mit 40% bei den rheophilen Arten. Das passt gut zu dem hohen Anteil am Rhithral und bestätigt die hohe Fließgeschwindigkeit. Limnobionte Arten, limnophile Arten sowie die limno- bis rheophilen Arten sind in der Beeke verhältnismäßig unterrepräsentiert, was den fehlenden Ruhigwasserbereiche dieses geradlinigen Bachlaufs entspricht.

Der großen Gruppe der Sedimentfresser unter den **Ernährungstypen** folgt die Gruppe der Filtrierer. Die nächst stärkste Gruppe bilden nicht – wie zu erwarten wäre - die Weidegänger sondern die Räuber. Der Anteil der Zerkleinerer ist – wie oben bereits beschrieben - gering. Holzfresser (HOL) kommen gar nicht vor, was sich u.a. aus der gründlichen Gewässerunterhaltung ableiten lässt.

Die **Habitats** der Beeke bestehen aufgrund der sie bewohnenden Fauna zum größten Teil (32,86%) aus dem Pelal (unverfestigte Feinsedimente wie Schlick und Schlamm mit Korngrößen unter 0,063mm) gefolgt vom Psammal (Fein-Grobsand) und Lithal (Grobkies, Steine). Der Lebensraum Phytal nimmt mit gut 12% einen geringen Anteil ein, das Akal mit 10% ebenfalls. Das partikuläre organische Material (POM = Totholz, Baumstämme, Äste, Zweige, Falllaub, Getreibsel sowie Feindetritus) als Lebensraum wird offensichtlich durch gründliche Gewässerunterhaltung beseitigt, ebenso wie der Lebensraum des Argillals, den verfestigten Feinsedimenten aus Lehm und Ton.

Die fehlenden Arten der Ruhigwasserbereiche (s. Strömungspräferenzen) in Verbindung mit großen Anteilen am Pelal unter den Habitaten ist sicherlich mit unterschiedlich großen berücksichtigten Faunenanteilen zu erklären. Andererseits zeigt sich darin die zwiespältige Situation in der Beeke, in der die großen Schlammmassen keinen Raum finden, sich abzusetzen, eine ständige Wassertrübung in der Beeke verursachen sowie das Interstitial, das Lückensystem im Gewässergrund, verstopfen. Im Lithal, bestehend aus Grobkies und Steinen, herrschen natürlicher Weise die besten Sauerstoffverhältnisse bedingt durch den Austausch des Sediments mit der freien Welle (BUDDENSIEK et al., 1993). Bei Verstopfung des Interstitials durch Sand, Schlick und Schlamm kommt es bereits unter einer 2 cm dicken (Sand-) Schicht zu Sauerstoffdefizit und in der Folge zu einem Anstieg an Ammonium. Ein verstopftes Bodenlückensystem ist nicht mehr geeignet für die natürliche Reproduktion der Fische und auch vieler Muscheln. Ursachen für die Verstopfung des Interstitials sind laut BUDDENSIEK et al. (1993) der Eintrag von feinen Bodenpartikeln im Dränwasser, unnatürliche Ausbauprofile der Gewässer mit häufigen Uferabbrüchen wegen fehlender Sicherung durch Ufervegetation und die regelmäßig wiederkehrenden Unterhaltungsmaßnahmen, die eine dauerhafte Festlegung des eingetragenen Materials verhindern.

Vegetationsreiche Schlammbezirke, die die Basis für das Phytal bilden, weisen laut SCHÖNBORN (1992) die höchste Diversität in der tierischen Besiedlung auf. Obwohl in der Beeke an Schlammablagerungen kein Mangel herrscht, ist die Wasserpflanzenvegetation (s. Kap. 4.3.1) außerordentlich spärlich entwickelt, noch spärlicher als sich in dem Prozentsatz von 12,48% für die Habitatpräferenz „Phytal“ ausdrückt, denn hier sind auch die Pflanzen einbezogen, die mit Teilen vom Ufer aus ins Wasser ragen. UHLMANN (1982) nennt folgende Gründe für fehlende Wasserpflanzen: die Geschiebeführung der Sohlsedimente bei entsprechend hohen Fließgeschwindigkeiten, Lichtmangel wegen hoher Trübung durch Schwebstoffe, Salzbelastung des Wassers und die Gewässerunterhaltung. Dabei beeinflussen Wasserpflanzen die Wasserbeschaffenheit in vielfältiger Weise positiv durch die Siebwirkung (Entfernung der Schwebstoffe aus der fließenden Welle), die Vergrößerung der „inneren Oberfläche“ des Wasserkörpers (durch größere Ansatzflächen für Bakterien, Algen und tierische Mikroorganismen) und die Produktion von Sauerstoff (UHLMANN 1982).

Unter den **Fortbewegungstypen** nehmen die sessilen Arten den größten Anteil ein gefolgt von den kriechenden/laufenden Arten und den schwimmenden/tauchenden Arten.

Alle oben ausgeführten ökologischen Aussagen müssen relativiert werden unter Beachtung der eingestuftten prozentualen Anteile. Nicht jede Art/taxonomische Gruppe ist in allen ökologischen Kenngrößen durch das PC-Programm berücksichtigt worden, weil die ökologischen Kenntnisse zum Teil noch nicht gesichert sind. Die große Gruppe der Oligochaeten, die in der Beeke beinahe 50% der tierischen Besiedlung ausmachen, sind auf dieser taxonomischen Ebene lediglich bezüglich der Habitatpräferenz in die „Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna“ eingestuft worden, was auch an dem hohen Prozentsatz von 91,52% eingestufte Anteile (s. Abb. 4.4.3-1) erkennbar ist. Die eingestuftten Anteile bei den übrigen ökologischen Parametern betragen lediglich 50,82% bei den Ernährungstypen, 38,04% bei den Fortbewegungstypen, 33,9% bei Einstufung in Biozönotische Regionen und 25,94% bei den Strömungspräferenzen.

Hier erweist sich ein weiteres Mal, dass die Bestimmung der zahlreichen Oligochaeten bis auf Gattungs- und Artniveau wertvolle Informationen gegeben hätte.

- **Erfassungsmethoden**

Die Ergebnisse der beiden eingesetzten Erfassungsmethoden führen bei der „Ökologischen Typisierung“ zu sehr unterschiedlichen Ergebnissen. Für die mit der Zeit-Sammel-Methode erfassten Organismen ergibt sich ein deutlich vergrößerter Anteil am Rhithral bei den Biozönotischen Regionen, ein außerordentlich großer Anteil von zwei Dritteln bei den rheophilen Arten, die Habitatpräferenz vergrößert sich zugunsten von Phytal und Lithal, unter den Ernährungstypen erhöht sich der Anteil der Filtrierer und bei den Fortbewegungstypen der Anteil der schwimmenden Arten. Entsprechend starke Veränderungen ergeben sich bei ausschließlicher Berücksichtigung der Arten, die mit dem Surber-Sampler erfasst wurden. Der Anteil am Rhithral ist verkleinert, die Strömungspräferenz liegt hier überdeutlich bei den rheo-limnophilen Arten, bei den Habitaten dominiert das Pelal, bei den Ernährungstypen die Sedimentfresser und bei den Fortbewegungstypen nehmen die sessilen Arten den größten Anteil ein. Hier bestätigt sich ebenfalls die Notwendigkeit einer präzisen Vorgabe für die Entnahme der Proben.

- **Probestellen**

Bezogen auf die **Strömungspräferenz** ergeben sich in Be1 und Be2 sehr unterschiedliche Ergebnisse, obwohl hier vergleichbar hohe Fließgeschwindigkeiten gemessen wurden. In Be1 oberhalb der Abwassereinleitung ist der Anteil rheophiler Arten doppelt so hoch wie in Be2 unterhalb des Einleiters. Offensichtlich führt die

Veränderung der Wasserqualität in Be2 (bezüglich pH-Wert, Chlorid, Ammoniak etc.) zu großen Veränderungen besonders bei strömungsliebenden Artengruppen.

Dass der Anteil strömungsliebender Arten in Be3 dann über den Anteil in Be1 hinaus ansteigt, obwohl im Unterlauf geringere Fließgeschwindigkeiten festgestellt wurden, lässt vermuten, dass hier die Ergebnisse der ökologischen Typisierung beeinflusst sein müssen von abiotischen Größen wie Versauerung durch Mooreinfluss in Be1 und stoffliche Veränderung durch die Abwassereinleitung in Be2.

Die **Habitatpräferenzen** geben die tendenziell zunehmende Pelalifauna bachabwärts zutreffend wieder. Dieses Ergebnis korrespondiert allerdings nicht mit dem jeweiligen Anteil der Bewohner pflanzlicher Habitate (Phytal). Hier wird die Naturferne dieses Gewässers noch einmal deutlich sichtbar. Die Ergebnisse zeigen auch, dass ein anthropogen so überformtes Gewässer auf einer Fließgewässerstrecke von weniger als 4 km sehr unterschiedliche Ergebnisse zeigen kann, die nur mit zusätzlichen Informationen wie abiotischen Parametern zu erklären sind.

Bei den **Ernährungstypen** zeigt sich, dass an allen Probestellen die Sedimentfresser einen großen Anteil einnehmen. Dass ihr Anteil allerdings bachabwärts abnimmt, entspricht nicht der tatsächlichen tierischen Besiedlung. Der Grund muss darin liegen, dass die in Be3 und Be4 dominierenden Oligochaeten auf dieser taxonomischen Ebene bei der Einstufung fehlen. Es ist also notwendig, dass insbesondere im Hinblick auf die ökologische Typisierung von Tieflandbächen diese wichtige Artengruppe auf Artniveau in das Programm eingegeben wird. Auch muss kritisch angemerkt werden, dass die in den vier Probestellen nachgewiesenen Arten zum Teil zu sehr unterschiedlichen Anteilen bei der Einstufung berücksichtigt worden sind, was einen Vergleich zweier Probestellen erschwert.

- **Gewässerunterhaltung**

Der Frage nachgehend, ob anthropogene Eingriffe wie die Gewässerunterhaltung sich mit diesem Programm nachweisen lassen, wurden die Faunenergebnisse der Probestelle Be4 jeweils vor und nach durchgeführten Unterhaltungsmaßnahmen eingegeben.

Die Unterhaltungsmaßnahmen sollen bachaufwärts mit zeitlich versetzter Böschungsmahd (links am 03.08.1999 und rechts am 26.10.1999) durchgeführt worden sein. Die Sohlentkrautung mit Bagger und Mähkorb wurde am 06. und 09.08.1999 durchgeführt. Die anschließenden Gewässerabschnitte im Oberlauf wurden in einem Arbeitsgang im August 1999 durchgeführt (LOHMEYER, 2000).

Die vorgefundenen Verhältnisse bei der Probenahme am 23. und 24. August 1999 deuteten allerdings darauf hin, dass in Be4 die durchgeführten Unterhaltungsmaßnahmen in einem Arbeitsgang (im August) durchgeführt worden sind, denn beide Ufer waren gemäht.

Der Vergleich der Faunenergebnisse dieser Probestelle von Ende Juli mit denen von Ende August 1999 nach der Unterhaltung bezogen auf die Habitatpräferenzen geht aus Abbildung 5.6.3-1 hervor. Hier ist zu bedenken, dass wegen außerordentlich großer Wasserpflanzenarmut in der Becke (s. Wasserpflanzenkartierung in Kapitel 4.3.1) die vom Ufer ins Wasser hängenden Pflanzenteile eine besondere Bedeutung bekommen.

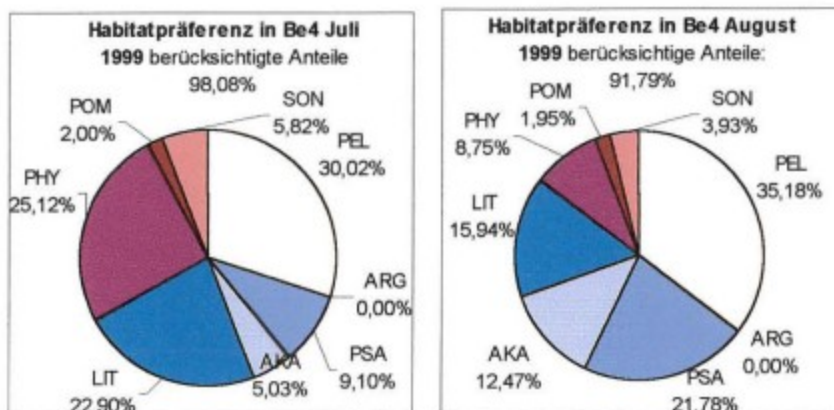


Abb. 5.6.3-1: Vergleich der Habitatpräferenzen vor und nach der durchgeführten Gewässerunterhaltung an der Probestelle Be4

Der Vergleich der Habitate in Be4 zeigt Ende August 99 nach der Unterhaltung einen deutlichen Rückgang der Bewohner des Phytals (von 25,12% auf 8,75%) und auch des Lithals (von 22,90% auf 15,94%) zu Gunsten eines vergrößerten Anteils der Bewohner des Pelals (von 30,02% auf 35,18%) sowie des Psammals (von 9,10% auf 21,78%), was darauf hindeutet, dass Ufermahd und Sohlräumung in einem Arbeitsgang durchgeführt worden sind.

Ein Blick auf die Artenlisten zeigt, dass nach der Unterhaltung zwar viele typische Bewohner der Pflanzen fehlen, aber die Oligochaeten deutlich zunehmen. 803 Exemplare wurden hier im September gezählt, 1207 im Oktober. Offensichtlich finden die Oligochaeten nach der Unterhaltung immer noch bzw. dann besonders günstige Verhältnisse für ihre Vermehrung vor. Zugenommen hat auch der Anteil von Tanytarsini und Tanypodinae unter den Chironomidae. Beide sind nach BRAUKMANN (1984) charakteristische und weit verbreitete Mitglieder der Chironomidenfauna typischer Tieflandbäche.

Dass der Anteil der Bewohner des Phytals an dieser Probestelle im September 1999 weiter sinkt (auf 6,75%) und im Oktober nur noch 2,43% ausmacht, ist wohl mit Übersandungseffekten wegen der hohen Fließgeschwindigkeiten zu erklären. Die bei der Berechnung berücksichtigten Anteile der Fauna von Juli (98,08%) und August 1999 (91,79%) zeigen geringe Unterschiede, so dass in diesem Fall die Ergebnisse der ökologischen Typisierung gut vergleichbar sind.

Ein Vergleich der Faunenergebnisse ohne durchgeführte Gewässerunterhaltung an einer anderen Probestelle wäre zur Absicherung der Aussagen notwendig. Das war in dieser Untersuchung aber leider nicht möglich.

Zur Gewässerunterhaltung soll abschließend kritisch bemerkt werden, dass die durch Gewässerunterhaltung aufrecht erhaltenen begradigten Wasserläufe (s. Abb. 2.4.3.-2) die Ausbildung von Stillwasserzonen verhindern. Die Steigerung der Abflussgeschwindigkeit entzieht vielen strömungsempfindlichen Arten die Lebensgrundlage und die an bestimmte Strukturen speziell angepassten Arten sind in ihrem Vorkommen eingeschränkt oder werden ganz ausgemerzt. Jährliche Sohlräumungen tragen auch zur Muschelvernichtung bei. (NIEMEYER-LÜLLWITZ & ZUCCHI, 1985) Außer den sehr kleinen Pisidien wurden in der Beeke keine Muschelarten nachgewiesen.

Entkrautungsmaßnahmen lassen nur den widerstandsfähigen Pflanzenarten Überlebenschancen. Der Nachweis von lediglich fünf Wasserpflanzenarten in der Beeke, die unterhalb des Einleiters in ihrem Bestand zurück gehen, zeigt - in Verbindung mit hohen Fließgeschwindigkeiten - die besiedlungsfeindlichen Verhältnisse für Pflanzen in der Beeke. Die regelmäßige Böschungsmahd verhindert darüber hinaus das Aufkommen natürlicher flussbegleitender Gehölze.

Gewässerunterhaltung hat außerdem Auswirkungen auf den Stoffhaushalt und die Selbstreinigungskraft/-leistung eines Gewässers. Der Stoffhaushalt wird von produzierenden, konsumierenden und reduzierenden Organismen gesteuert, deren Aktivität wiederum von den physikalischen und chemischen Eigenschaften des Wassers und der morphologischen Beschaffenheit des Flussbettes abhängig ist. Diese natürliche Selbstreinigungsleistung wird von allen Mitgliedern der Gewässer-Nahrungskette erbracht (Bakterien, Pilzen, Protozoen, Insektenlarven, Würmern, Schnecken, Muscheln und Fischen). Die frei werdenden Mineralstoffe werden unter Ausnutzung von CO₂ und Lichtenergie von Algen und Höheren Pflanzen verwertet. Sie bauen daraus organische

Biomasse und setzen dabei Sauerstoff frei, der wiederum von den Konsumenten und Reduzenten gebraucht wird.

Für alle Fließgewässer gilt, dass die auf Grund wasserbaulicher Strukturveränderungen eintretende Organismenverarmung zu einer Verminderung der Stabilität der Biozöosen führt und damit die Selbstreinigungsleistung reduziert. Gerade diese ist in der Becke besonders notwendig.

In einem schnell fließenden Bach kann durch Turbulenzen die Sauerstoffsättigung erreicht werden, im langsamströmenden Flachlandgewässer bekommt die Sauerstoffproduktion durch höhere Pflanzen und Algen besondere Bedeutung. Die niedrigeren Fließgeschwindigkeiten in Be4 bei gleichzeitig fehlenden

Wasserpflanzen führt hier offensichtlich zu einem nicht zu kompensierenden hohen Sauerstoffverbrauch (s. Kapitel 4.1 und 5.3). Im natürlichen oder noch naturnahen Fluss bilden die geschützten Stillwasserzonen die „Nierenfunktion“, die Ausscheidung und Unschädlichmachung der organischen Abwässer. Hier werden organische Stoffe abgelagert mit der Folge von schnellem aerobem Abbau durch Massenentwicklungen von Faulschlammfressern wie Schlammröhrenwürmern (Oligochaeten) oder bestimmten Zuckmückenlarven (Chironomidae). Bei ausgesprochen starker Gewässerverschmutzung können sich allerdings Abwasserpilze ausbreiten.

Die Ufer- und Sohlenvegetation ist als biologische Adsorptionsfläche von großer Bedeutung für den Stoffhaushalt eines Gewässers. Einerseits erfolgt hier die Aufnahme organischer und anorganischer Stoffe (auch Schwermetalle), findet Entgiftung statt durch spezielle Pflanzen z.B. die Flechtbinse. Wurzelausscheidungen können pH-Wert-Schwankungen ausgleichen und Schwebstoffe aller Art werden durch flutende Wasserpflanzen zurückgehalten (NIEMEYER-LÜLLWITZ & ZUCCHI, 1985).

Die Folgen der jährlichen Gewässerunterhaltung auf die Makroinvertebratenbesiedlung sind dann besonders schwerwiegend, wenn die Unterhaltung den gesamten aquatischen Bereich umfasst. Die gewässerinterne Wiederbesiedlung ist so erschwert, aber auch die externe Neubesiedlung durch Arten, die das Gewässer für die Eiablage aufsuchen (Eintagsfliegen, Libellen, Käfer u.a.), da die meisten in Gewässern vorkommenden Wirbellosenarten auf die Makrophyten angewiesen sind, die als Nahrungsgrundlage und Habitat eine Rolle spielen. Arten mit längeren Larvalzeiten (mehrere Monate bis Jahre) sind bei der jährlich noch üblichen Unterhaltung ohne Chance. Von den 59 in Niedersachsen heimischen Libellenarten sind 2 ausgestorben, 13 vom Aussterben bedroht, 9 Arten stark gefährdet und 13 Arten gefährdet. So ist es erfreulich, dass im

Untersuchungszeitraum in der Beeke vier Libellenarten (zwei in Niedersachsen gefährdete Arten) nachgewiesen werden konnten, wenn auch nur jeweils mit einem Exemplar. So ist z.B. *Calopteryx splendens* (im Larvenstadium) an Substrat in Strömungsbereichen gebunden, vorzugsweise unterhöhlte Uferbereiche mit stabilen (Erlen-) Wurzelstöcken. Diese Art wurde als Imago sehr oft im Beeke-Gebiet angetroffen. Als Larve ließ sich nur ein Exemplar in Be1 (Oberlauf) nachweisen. Neben dem Ausräumen von Arten werden bei der Sohlenräumung auch potentielle Habitate mit ausgeräumt. Das sich in (naturnahen) Bachläufen bildende Relief aus mosaikartigem Nebeneinander unterschiedlicher Sedimente und Wassertiefen (DVWK 1992) wird zerstört, durch Ausräumen von Makrophyten (-inseln), Totholz und Ufervegetation verschwinden die unterschiedlichen Strömungsverhältnisse zu Gunsten eines gleichmäßig fließenden Wasserkörpers in einem kanalisierten Bachbett.

5.7 Indikatororganismen EKS-Taxa

Die ökonomisch motivierte Einschränkung auf bestimmte Artengruppen bei der Charakterisierung von Fließgewässern ist hier am Beispiel der als Indikatoren für Fließgewässer geltenden Eintags-, Stein- und Köcherfliegen (EKS-Taxa) überprüft worden. Die „Ökologische Typisierung“ zeigt, dass es nicht möglich ist, bei Einschränkung auf die EKS-Taxa zu annähernd vergleichbaren Ergebnisse zu kommen. Die Einschränkung auf diese drei (eigentlich zwei, denn Steinfliegenlarven wurden nicht gefunden) Artengruppen vergrößert z. B. den Anteil „Rhithral“ bei den biozönotischen Regionen auf das Doppelte. Damit einher geht die Verdoppelung des Anteils rheophiler Arten. Der Anteil schwimmender Arten steigt auf mehr als das Dreifache an.

Durch die Hinzunahme der Dipteren kommen die Ergebnisse bei allen ökologischen Kenngrößen dem Bild „Beeke gesamt“ sehr nahe.

Auch hier muss bemerkt werden, dass die Arten/Taxa höherer Ordnung mit sehr unterschiedlich großen Anteilen (s. Kap. 4.5) eingestuft worden sind, was einen Vergleich sehr erschwert.

Um mit dieser „Ökologischen Typisierung“ (auch bei ökonomisch motiviertem Vorgehen) möglichst genaue Ergebnisse zu bekommen, wäre ein frühzeitiger Blick in die autökologische Datenbank sinnvoll. So könnte man entscheiden, bis auf welches Niveau die Vertreter der Artengruppen jeweils zu bestimmen sind.

5.8 Vergleich der Ergebnisse der Strukturgüte, der (biologischen) Gewässergüte und der Chemischen Gewässergüte

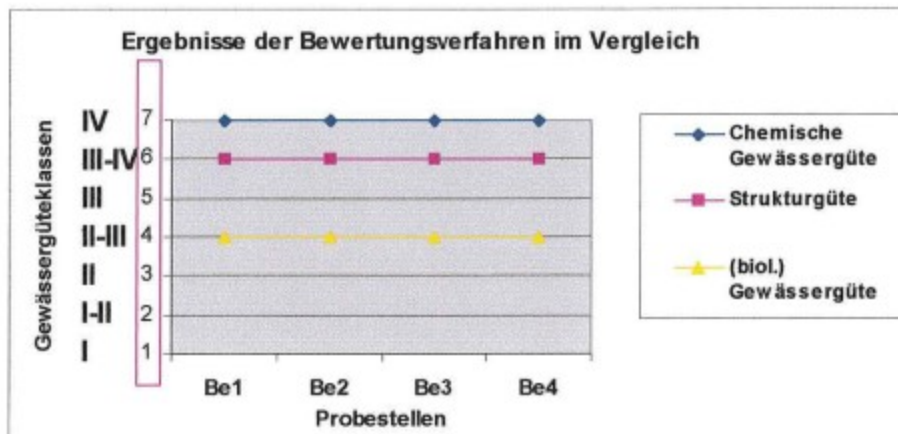


Abb. 5.8-1: Vergleich der Ergebnisse der vier Probestellen in der Beeke bezüglich der (biol.) Gewässergüte mit Hilfe des Saprobienystems -DIN 38410 (Gewässergüteklassen I bis IV), der Chemischen Gewässergüte (ebenfalls Güteklassen I bis IV) und der Gewässerstrukturgüte (1 bis 7)

Am Beispiel der Beeke wird hier sehr deutlich, dass trotz der schlechtesten chemischen Gewässergüte (durchgehend IV an allen Probestellen) und einer stark geschädigten, gering naturgemäßen Ausprägung der Gewässerstruktur (durchgehend 6 an allen Probestellen) mit dem Saprobienystem (DIN 38410) dennoch die Einstufung in die biologische Gewässergütekategorie II-III (kritisch belastet) möglich ist. Wesentliche Gründe dafür liegen in der künstlich erhöhten Fließgeschwindigkeit der Beeke, wodurch die Saprobität des Wassers künstlich niedrig ausfällt. Des Weiteren gehen nur gefunden Arten in die Bewertung ein, wegen toxischer Verhältnisse fehlende Arten werden nicht berücksichtigt. Auch artenarme Biozönosen in sauren vermoorten Gewässern und Inhaltsstoffe wie Salzfrachten wirken sich auf den Saprobienindex offensichtlich nicht aus.

Während die chemische Güteklasse die belastete Situation in der Beeke zutreffend wiedergibt, auch die Strukturgüte nachvollziehbare Ergebnisse bringt, führt das Saprobienystem im Fall der Beeke zu einer geschönten Bewertung, die die tatsächlichen ökologischen Verhältnisse in keinsten Weise ausdrückt. Das Saprobienystem ist für dieses Tieflandgewässer zu unspezifisch und deswegen nicht aussagekräftig.

6 Zusammenfassung

Die Beeke, einstmals ein natürliches Moorfließgewässer, ist heute ein durch menschliches Wirtschaften zum kanalisierten Vorfluter veränderter Bach. Sie entwässert heute im Oberlauf mehr oder weniger stark veränderte Hochmoorbereiche, im Mittellauf durchfließt sie größtenteils konventionell bewirtschaftete Grünlandflächen (ausnahmsweise Ackerflächen) auf Niedermoorböden und im Unterlauf bis zur Einmündung in die Hunte durchfließt sie aus Gleyböden bestehende vornehmlich als Grünland bewirtschaftete landwirtschaftliche Flächen. Die nachfolgend aufgelisteten Untersuchungen an diesem Gewässer wurden in der Zeit von Juli 1999 bis Juni 2000 durchgeführt.

- Die Gewässerstruktur wurde über eine 4,6 km lange Gewässerstrecke im Winter 1999/2000 aufgenommen.
- Die Wasserpflanzenbesiedlung wurde über die gleiche Strecke im Juni 2000 festgestellt.
- Die physiko-chemischen Werte wurden über 12 Monate (von Juli 1999 bis Juni 2000) an acht Probestellen ermittelt: vier Probestellen in der Beeke, je eine Probestelle in den drei Zuflüssen im Oberlauf und die Abwassereinleitung der Fa. A&L Tierfrischmehl Produktions GmbH.
- Die Makroinvertebratenbesiedlung wurde an den vier Probestellen in der Beeke untersucht, eine oberhalb und drei unterhalb des Einleiters.

Die Untersuchungen ergaben entsprechend der Fragestellung in der Einleitung folgende Ergebnisse:

- **Gewässerstrukturgüte**

Die Gewässerstruktur der Beeke ist nach der **Kartieranleitung des Landesumweltamtes NRW** mit der Güteklasse 6 als stark geschädigt bewertet worden, die naturgemäße Ausprägung der Beeke insgesamt ist damit gering. Die Bewertung der Sohle erfolgte mit Güteklasse 7. Sie erweist sich damit als übermäßig geschädigt. Lediglich die Bewertung des Umlandes ergibt auf Grund von ansatzweise naturnaher Ausprägung durch Brachflächen und Laubmischwäldchen eine Strukturgüte von 5 und gilt damit als merklich geschädigt bei mäßiger naturgemäßer Ausprägung.

- **Wasserpflanzenbesiedlung**

Bezogen auf die in der Naturräumlichen Region 4 „Ems-Hunte-Geest und Dümmer-Geestniederung“ zu erwartenden Schwimmblattgesellschaften (Nymphaeion) und Sparganium emersum-Gesellschaften in einer großblaukrautreichen Variante muss die Besiedlung der

Beeke mit Wasserpflanzengesellschaften als rudimentär bezeichnet werden. Von den lediglich fünf nachgewiesenen Arten in der Beeke zeigen unterhalb der Abwasser-Einleitung nur noch *Callitriche palustris* und *Lemna minor* ein durchgehendes Vorkommen. Für die Arten *Ranunculus hederaceus*, *Polygonum amphibium* und *Sparganium emersum* bestehen offenbar unterhalb der Einleitung so ungünstige Bedingungen bezüglich der Salzzahl (für *Ranunculus hederaceus* auch der Reaktionszahl), dass sie nur noch vereinzelt oder mit kümmerlichem Wuchs nachzuweisen sind. *Potamogeton natans* - 1979 noch in der Beeke nachgewiesen - konnte an keiner Stelle mehr aufgefunden werden.

- **Makroinvertebratenbesiedlung**

Die Makroinvertebratenbesiedlung der Beeke zeigt eine Artengemeinschaft, die dominiert wird von schlammbewohnenden Oligochaeten und Chironomiden (Diptera), wenig anspruchsvollen Arten mit einem hohen Reproduktionspotential, woraus sich eine starke organische Belastung dieses Gewässers ableiten lässt. Anspruchsvolle Arten mit mehrjährigen Entwicklungszeiten sind in der Beeke nur vereinzelt gefunden worden: 3 Libellenarten (*Calopteryx splendens*, *Pyrrhosoma nymphula* und *Somatochlora metallica*) mit jeweils einer Larve und *Platycnemis pennipes* mit zwei Larven. Die auf einen guten Zustand im Gewässer hinweisenden Steinfliegenlarven (Plecoptera) wurden gar nicht gefunden.

Im Oberlauf – bedingt durch die zeitweilig sehr sauren Hochmooreinflüsse – zeigt sich eine verarmte Zoozönose durch das beinahe vollständige Fehlen der Kriebelmückenlarven und -puppen (Simuliiden), das Fehlen der Schnecken (Gastropoda) und auch das geringe Vorkommen der Pisidien als einziger Gattung unter den Muscheln (Lamellibranchiata). Die weiteren Artengruppen zeigen nur noch wenige Vertreter mit größeren Individuenzahlen: *Baetis vernus* unter den Eintagsfliegenlarven (Ephemeroptera), *Erprobella octoculata* unter den Egeln (Hirudinea), *Asellus aquaticus* und *Gammarus pulex* unter den Krebstieren (Crustacea).

In der Probestelle unterhalb des Einleiters der Fa. A&L gehen alle oberhalb nachgewiesenen Artengruppen in ihrem Bestand zurück. Obwohl an beiden Probestellen vergleichbare Fließgeschwindigkeiten herrschen, zeigen selbst typische Fließgewässerarten deutlich geringere Bestände, ganz besonders auffällig ist der Rückgang von *Gammarus pulex*, aber auch von *Asellus aquaticus*. Das gleiche gilt für die Baetiden (Ephemeroptera), ebenfalls typische Bewohner der Fließgewässer. *Baetis vernus*, die anspruchsloseste Baetide überhaupt, geht unterhalb des Einleiters in ihrem Bestand auf ein Fünftel zurück. Die Simuliiden als typische Fließgewässerbewohner fehlen hier ebenfalls. Die durch die Einleitung bedingten Veränderungen der Wasserqualität dieser Probestelle (erhöhter Salzgehalt, toxische

Ammoniak-Schübe durch Ammonium in Verbindung mit pH-Werten bis 9, Nitrit-Schübe, schwankende sowie erhöhte Temperaturen) sind ganz offensichtlich der Grund dafür, dass diese Arten hier keine günstigen Lebensbedingungen mehr vorfinden. Auch wenn die Wechselwirkungen der verschiedenen Ionen untereinander und die Auswirkungen dieser Größen auf die Besiedlung dieser Probestelle nur schwer zu erfassen sind, muss ihre Schadwirkung konstatiert werden. Denn allein aufgrund der leicht erhöhten pH-Werte unterhalb des Einleiters wäre hier eine größere Artenvielfalt als oberhalb des Einleiters zu erwarten.

Eine weitere Verschiebung in der Zusammensetzung der Fauna ergibt sich in den beiden weiter unterhalb liegenden Probestellen. Die insgesamt ansteigende Artenzahl und Gesamtindividuenzahl zeigt insbesondere die Ausbreitung der Schlammfauna bachabwärts. Bei etwas niedrigeren mittleren Fließgeschwindigkeiten, einem hohen Nährstoffgehalt und schlechteren Sauerstoffverhältnissen nimmt hier die *Chironomus thummi*-Gruppe, die sich auch noch in anaerobem Milieu behauptet, zu. Auch die Oligochaeten, ihr Anteil an Sauerstoffmangel resistenten Arten wurde nicht ermittelt, entwickeln sich in Richtung Massenaufkommen.

Mit Bezug auf das Leitbild für Fließgewässer des niedersächsischen Tieflandes ist festzustellen, dass gerade in diesem organisch belasteten Bach die mäandrierende Laufentwicklung mit Ruhigwasserbereichen und Überschwemmungsmöglichkeiten vonnöten ist, damit sich die unterschiedlichen Substrate sortieren können. Schlamm lagert sich natürlicherweise dort ab, wo das Wasser nur noch schwach fließt oder steht. Da diese Bereiche in der Beeke fehlen, ist das Wasser durch ständiges Aufwirbeln von Schlamm getrübt. Für die Schlammfauna in der Beeke bedeutet das ständigen Stress durch Umlagerung der Sohle und Abdrift, wodurch die hier induzierte Selbstreinigung des Gewässers stark gestört wird.

- **Chemische Gewässergüte**

Die Ergebnisse der chemischen Parameter führen an allen Probestellen zu der chemischen Gewässergüteklasse IV, wobei unterschiedliche Parameter die schlechte Einstufung der einzelnen Probestelle begründen.

Auf der Landkreisgrenze (zum LK Vechta) treffen drei Fließgewässer unterschiedlicher Qualität zusammen. Während die so genannte Beeke in Be0 durch ihr Einzugsgebiet stark geprägt ist von Hochmooreinflüssen – erkennbar an niedrigen pH-Werten, Armut an Elektrolyten (niedrige elektrolitische Leitfähigkeit), hohen NH_4 -Werten, niedrigen Sauerstoffgehalten und niedriger Sauerstoffsättigung, relativ niedrigen NO_3 -gehalten und

einem hohen mittleren CSB/BSB₅-Verhältnis (> 20) – was auf einen hohen Anteil schwer abbaubarer organischer Substanzen (Huminstoffe) hinweist - ist der Laufgraben in seinem Einzugsbereich offensichtlich stärker beeinflusst von Niedermoorböden mit nicht ganz so niedrigen pH-Werten, aber immer noch saurem Milieu, mit relativ hohen Sauerstoffgehalten, mit höheren NO₃-gehalten, dafür niedrigeren NH₄-Werten und einem mittleren CSB/BSB₅-Verhältnis von 11. Der Mittlere Hochmoorkanal (MHK) nimmt hier eine Zwischenstellung ein, erkennbar an den Sauerstoffgehalten und einem mittleren CSB/BSB₅-Verhältnis von ca. 19. Die Stickstoffwerte bestätigen ebenfalls diese Zwischenstellung. Lediglich die Phosphatwerte, sowohl die Orthophosphat-P-Werte als auch die Gesamt-Phosphat-P-Werte, sind hier die höchsten (vom Einleiter abgesehen). Dieses könnte ein Hinweis darauf sein, dass die Böden im Einzugsbereich des MHK besonders intensiv bewirtschaftet (und mit Gülle angereichert) werden.

Die Wasserqualität der Beeke ist demnach geprägt einerseits von extensiv genutzten Hochmoorgebieten und andererseits von landwirtschaftlich intensiv genutzten umgebrochenen und dränierten Hoch- und Niedermoorböden. Die daraus resultierenden chemischen Werte im Gewässer spiegeln sich durchgängig wider in einem hohen Nährstoffgehalt (Phosphate und Stickstoff). Im Unterlauf zeigen ansteigende Werte von Ammonium bei gleichzeitig ansteigenden Nitritwerten sowie einem erhöhten biologischen Sauerstoffbedarf an, dass die Selbstreinigungskraft dieses Gewässers nicht ausreicht, um diese hohe Belastung aus nicht standortgerechter Bodennutzung zu verarbeiten.

Diese außerordentlich kritische Situation wird zusätzlich verschärft durch die hohen (schwankenden) Nährstoff-Werte aus dem Einleitungswasser der Firma A&L Tierfrischmehl Produktions GmbH, die sich beziehen auf Phosphate und beim Stickstoff besonders auf die kritischen Parameter Nitrit und Ammonium. Letzteres erweist sich in Verbindung mit hohen pH-Werten als toxische Größe durch die Bildung von Ammoniak. Darüber hinaus werden der Beeke durch den Abwasser-Einleiter obiger Firma weitere Stoffe zugeführt, die die Qualität des Beekewassers messbar verändern: Der pH-Wert wird erhöht. Die Elektrolytische Leitfähigkeit wird ebenfalls erhöht ausgelöst insbesondere durch Chlorid (die Messwerte des Einleiters von über 500 mg/l erreichen die biologische Störungsschwelle). Warmes (bis 29,5°C) Abwasser erhöht die Wassertemperatur der Beeke, was bei den durch geringe Beschattung (wegen fehlendem Ufergehölzes) bereits erhöhten Temperaturen zu kritischer Entwicklung bei der Sauerstoffsättigung des Wassers in den Sommermonaten führt.

- **Biologische Gewässergüte nach DIN 38410**

Die ermittelten Ergebnisse der biologischen Gewässergüte der Beeke erbrachte an allen Probestellen eine Gewässergüteklasse von II-III (kritisch belastet). Dieses Ergebnis lässt vermuten, dass das Saprobienindexsystem (DIN 38410) nicht eignet ist, die Gewässergüte dieses Tieflandbaches differenziert darzustellen, insbesondere deswegen nicht, weil Mooreinfluss (Versauerung) und die Abwasser-Einleitung (Salzfrachten und toxische Wasserinhaltsstoffe) den Ausfall von Arten verursachen, der bei der Berechnung der Gewässergüte nicht berücksichtigt wird, die erhöhten Fließgeschwindigkeiten (durch den kanalartigen Ausbau zum Vorfluter) den Saprobienindex dagegen positiv beeinflussen. Dieses wird einerseits deutlich in den exakt gleichen Saprobienindices oberhalb und unterhalb des Einleiters, obwohl unterhalb die Artenzahl und auch die Individuenzahl der nachgewiesenen Makrozoen durch die toxischen Wirkungen der Inhaltsstoffe des Einleitungswassers stark zurück geht. Dieser Artenschwund schlägt sich im Saprobienindex dieser hoch belasteten Probestelle nicht nieder. Andererseits führt die in den weiter unterhalb liegenden Probestellen größere biologische Aktivität (erkennbar an höherer Artenzahl und Individuenzahl) im Unterlauf zu einem schlechteren Saprobienindex.

Darüber hinaus ist der Saprobienindex offensichtlich abhängig von der Schwerpunktsetzung des Probenehmenden. Bezüglich der beiden angewandten Erfassungsmethoden zeigte sich bei der Zeit-Sammel-Methode ein besserer Saprobienindex, der zu der Gewässergüteklasse II (mäßig belastet) führte. Das ist insofern nachvollziehbar, als die im strömenden Wasser lebenden Bewohner von Pflanzen, Steinen, Holz etc. in der Beeke eine bessere Sauerstoffversorgung erfahren als die Bewohner der schlammreichen Sohle.

- **Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna**

Die Ergebnisse der „**Ökologischen Typisierung der aquatischen Makrofauna**“ der Beeke können nur unter Beachtung besonderer Umstände interpretiert werden. Da im gleichnamigen Programm wegen ungesicherter Erkenntnisse nicht für alle Arten/Taxa höherer Ordnung und deren ökologische Kenngrößen Aussagen gemacht werden, ergeben sich unterschiedlich große Anteile der eingestuften Arten/Taxa höherer Ordnung. Eine Interpretation der Ergebnisse wird deswegen nur unter Angabe der prozentualen Anteile vorgenommen. Die Beeke zeigt bei eingestuften Anteilen von 33,9% bezüglich der Längszonierung eine Rhithralisierung an, denn der Anteil am Rhithral (nicht Potamal) ist bei diesem Tieflandbach der größte. Dem entspricht auch der hohe Anteil an rheophilen Arten bezüglich der ökologischen Kenngröße „Strömungspräferenz“. Die geringen Anteile an limnobionten Arten (0,04%) und limnophilen Arten (6,81%) zeigen zutreffend die fehlenden Ruhigwasserbereiche

der Beeke an. Bei dieser ökologischen Kenngröße „Strömungspräferenz“ wurden allerdings lediglich 25,94% der Arten bei der Einstufung berücksichtigt. Die „Habitatpräferenz“ berücksichtigt 91,52% der Arten und zeigt den größten Anteil am Pelal gefolgt vom Psammal, was den in der Beeke vorgefundenen ambivalenten Verhältnissen gut entspricht. Auch der geringe Anteil am Phytal und der noch geringere am POM (partikuläres organisches Material) entspricht den vorgefundenen Verhältnissen. Zu dem hohen Anteil am Pelal passt gut der hohe Anteil der Sedimentfresser unter den Ernährungstypen, die mit 50,82% eingestuft wurden. Insgesamt scheint die „Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna“ Ergebnisse zu liefern, die den ökologischen Verhältnissen in der Beeke entsprechen. Ein Vergleich der Ergebnisse der beiden eingesetzten Erfassungsmethoden zeigt allerdings beeindruckende Unterschiede bei allen ökologischen Kenngrößen. Auch bei dieser „Ökologischen Typisierung“ beeinflussen demnach die eingesetzten Erfassungsmethoden das Ergebnis stark. Genaue Angaben zur Erfassung der Makrofauna sollten deswegen auch hier vorgegeben werden.

Ein Vergleich der Ergebnisse der vier Probestellen zeigt, dass saures Milieu und toxische Stoffe im Wasser zu falschen Ergebnissen bei der „Ökologischen Typisierung“ führen. Gleiches gilt für die Reduzierung auf die so genannten Indikatorarten Eintags-, Stein- und Köcherfliegen (EKS-Taxa). Sie allein sind nicht geeignet, Tieflandbäche mit diesem Verfahren zu charakterisieren. Eine Ergänzung der EKS-Taxa um die Dipteren führt bei der „Ökologischen Typisierung“ allerdings zu Ergebnissen, die denen der Makrofauna der Beeke insgesamt sehr ähnlich sind.

Eingriffe in das Gewässer wie die Gewässerunterhaltung ließen sich über die Kenngröße „Habitatpräferenz“ gut nachweisen.

Um eine präzise Typisierung eines Gewässers vornehmen zu können, sollten so viele Arten/Taxa höherer Ordnung wie möglich mit möglichst allen ökologischen Kenngrößen berücksichtigt werden (berücksichtigte Anteile zu annähernd 100%). Dazu ist ein Blick in die Datenbank „Autökologie“ dieses Programmes notwendig, um entscheiden zu können, bis auf welche systematische Stufe die Bestimmung der Vertreter der erfassten Artengruppen jeweils notwendig ist.

- **Bewertungsverfahren im Vergleich**

Der Vergleich der Ergebnisse der Gewässerstrukturgüte nach der Kartieranleitung des LUA NRW, der biologischen Gewässergüte mit dem Saprobien-system DIN 38410 und der Chemischen Gewässergüte (LAWA) zeigt durchgehend an allen vier Probestellen der Beeke auffällig positive Ergebnisse des Saprobien-systems, zwei Klassen besser als die Ergebnisse

der Strukturgütekartierung und drei Klassen besser als die Ergebnisse der Chemischen Gewässergüte. Daraus lässt sich folgern, dass das Saprobiensystem allein nicht geeignet ist, diesen kanalisierten Tieflandbach mit einer stark geschädigten Gewässerstruktur und Einflüssen aus dem Mooreinzugsbereich sowie stofflichen Belastungen durch die Abwasser-Einleitung bei gleichzeitiger Nährstoffüberfrachtung durch landwirtschaftliche Nutzung der Aue zutreffend zu bewerten.

Mit Bezug zum Leitbild für Fließgewässer des niedersächsischen Tieflandes ist davon auszugehen, dass sich die natürlichen Verhältnisse im Einzugsbereich der Beeke, wie sie vor etwa 200 Jahren bestanden haben mögen, in absehbarer Zeit nicht wiederherzustellen sind. Mittelfristig sollte sich allerdings die landwirtschaftliche Nutzung im Einzugsbereich der Beeke den moorigen Bodenverhältnisse anpassen, was höhere Wasserstände, Feuchtgrünlandnutzung, Mahd statt Beweidung und Verzicht auf zusätzliche Düngung bedeuten würde. Das Abwasser der Fa. A&L sollte möglichst nicht direkt in dieses Gewässer geleitet werden, da einerseits Stoffe eingeleitet werden, die die bestehenden Nährstoffbelastungen in der Beeke zusätzlich verstärken und andererseits durch weitere gewässerfremde stoffliche Belastungen, teils in Schüben, die Voraussetzungen für die Ausbildung einer stabilen Zoozönose in der Beeke auf Dauer verhindert werden. Die Umsetzung des zur Zeit erarbeiteten Gewässerentwicklungsplanes für die Beeke ist sinnvoll und notwendig, damit die Selbstreinigungskraft dieses stark mit Nährstoffen belasteten Gewässers ungestört wirken kann. Laufverlängerung durch Mäander, Stillwasserzonen mit „Nierenfunktion“, Überschwemmungsbereiche zum Ausufer, Schaffung von vielfältigen Strukturen im und am Gewässer dienen diesem Ziel und ermöglichen der Beeke wieder, ihr Bachbett selbst zu gestalten.

Gewässerunterhaltung, die ganz wesentlich mit verantwortlich ist für die in der Beeke vorherrschenden monotonen Treibsandsohlen mit der Dominanz vorwiegend anspruchsloser Arten mit einem hohen Reproduktionspotential, sollte, wenn überhaupt notwendig, niemals das gesamte Bachbett einbeziehen, damit auch Arten eine Überlebenschance haben, die eine mehrjährige Entwicklungsdauer haben und an Festsubstrate wie Pflanzen, Kies, Steine und Totholz gebunden sind.

Literatur

- ARGE ELBE (1992): Salzgehalts- und Trübstoffverhältnisse in dem oberen Brackwassergebiet der Elbe: 145 S.
- ATV (1992): Hinweise über weitergehende Anforderungen an Mischwassereinleitungen, Arbeitsblatt A128, Anhang 1
- BÄTHE, J., HERBST, V., HOFMANN, G., MATTHES, U. & THIEL, R. (1994): Folgen der Reduktion der Salzbelastung in Werra und Weser für das Fließgewässer als Ökosystem. *Wasserwirtschaft* 84/10: S. 528-536
- BARNDT, G., BOHN, B. & KÖHLER, E. (1994): Biologische und chemische Gütebestimmung von Fließgewässern - Schriftenreihe der Vereinigung Deutscher Gewässerschutz, Band 53: 91 S.
- BAUR, W. H. (1998): Gewässergüte bestimmen und beurteilen. - Parey-Verlag, Berlin: 209 S.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. - Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 4/96
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1998): Dienstbesprechung Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung 1998 - Materialien Nr. 77
- BOHLE, H. W. (1995): Spezielle Ökologie - Limnische Systeme. - Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York: 267 S.
- BÖTTGER, K. & PÖPPERL, R. (1990): Limnische Wirbellose als Bioindikatoren für die Bewertung von Strukturparametern in Fließgewässern. *Schr. R. Landschaftspfl. Naturschutz* 32: 135-142.
- BRAUKMANN, U. (1984): Biologischer Beitrag zu einer allgemeinen regionalen Bachtypologie, Inaugural-Dissertation, Justus-Liebig-Universität, Gießen: 473 S.
- BREHM, J. & MEIJERING, M. (1996): Fließgewässerkunde. Quelle & Meyer Verlag Wiesbaden: 302 S.
- BRUCE, D. & HOBART, A. (1972): The Biology and Indification of the larvae of the chironomidae, *Entomologists Gazette* Vol. 23
- BSH/NVN - nat.spec. REPORT, Heft 15, Klimaatlas Weser Ems (1994)
- BUDDENSIEK, V., RATZBOR G. & WÄCHTER, K. (1993): Auswirkungen von Sandeintrag auf das Interstitial kleiner Fließgewässer im Bereich der Lüneburger Heide. - *Natur und Landschaft* 68 (2): 47 - 51.
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.) (1997): Daten zur Natur. - Landwirtschaftsverlag Münster: 170 S.

BUNDESFORSCHUNGSANSTALT FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTS-ÖKOLOGIE (1989): Leitlinien des Naturschutzes und der Landschaftspflege in der Bundesrepublik Deutschland. - Beilage zum Beitrag BOHN, U., BÜRGER, K. & MADER, H.-J.: Leitlinien des Naturschutzes und der Landschaftspflege“ in Natur und Landschaft 64 (9): 14 S.

BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (Hrsg.): Agenda 21, Konferenz der Vereinigten Nationen für Umwelt und Entwicklung im Juni 1992 in Rio de Janeiro: 289 S.

BURMEISTER, E.G., GÖTTLICH, KH., GROSPIETSCH, TH. & KAULE, G. (1990): Begriffsbestimmungen anhand der Moortypen Mitteleuropas. In: GÖTTLICH, K. (Hrsg.): Moor- und Torfkunde, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart: 1-47.

CAIRNS, J. & PRATT, J. R. (1993): A History of Biological Monitoring Using Benthic Macroinvertebrates. - In: ROSENBERG, D. M. & RESH, V. H. (Hrsg.): Freshwater biomonitoring und benthic macroinvertebrates. - Chapman & Hall, New York - London: 10-27.

COLDITZ, G. (1994): Auen, Moore, Feuchtwiesen. Birkhäuser Verlag, Basel, Boston, Berlin: 186 S.

DEUTSCHER WETTERDIENST (1964): Klima-Atlas von Niedersachsen, Offenbach a. Main: 38 S.

DIN 38410 Teil 1 (1990): Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung (Gruppe M) Bestimmung des Saprobienindex (M2): 13 S.

DIN 38410 Teil 2 (1991): Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung (Gruppe M) Bestimmung des Saprobienindex (M2): 18 S.

DVWK (1992): Methoden und ökologische Auswirkungen der maschinellen Gewässerunterhaltung, Merkblätter 224, Verlag Paul Paray, Hamburg und Berlin, 84 S.

EGGELSMANN, R. (1990): Moor und Wasser. In: GÖTTLICH, K. (Hrsg.): Moor- und Torfkunde, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 288-320.

ELLENBERG, H. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. SCRIPTA GEOBOTANICA XVIII, Erich Goltze KG, Göttingen: 258 S.

EU-WRRL (2000): Amtsblatt der EU vom 22.12.00

FOECKLER, F. (1990a): Die Bewertung von Lebensräumen - am Beispiel der Wassermoluskengesellschaften in Donau - Augewässern. - Schr.R. Landespl. Naturschutz 32: 143-163.

FRIEDRICH, G. & TÜMPLING, W. v. (Hrsg.): Biologische Gewässeruntersuchung, Gustav Fischer Verlag Jena 1999: 545 S.

- GISI, U. (1997): Bodenökologie, Georg Thieme Verlag, Stuttgart, New York: 351 S.
- HALICKI, W. (2000): Lehrbeauftragter am Institut für Naturschutz und Umweltbildung der Hochschule Vechta
- HAYBACH, A. (1998): Die Eintagsfliegen von Rheinland-Pfalz, Dissertation, J-Gutenberg Universität, Mainz: 129 S.
- HEINTZ, A. & REINHARDT, G.A. (1996): Chemie und Umwelt. Vieweg, Braunschweig/Wiesbaden: 366 S.
- HÖLL, K. (1986): Wasser - Untersuchung, Beurteilung, Aufbereitung, Chemie, Bakteriologie, Virologie, Biologie. Walter de Gruyter, Berlin/New York: 592 S.
- HÜTTER, L. A. (1994): Wasser und Wasseruntersuchung. Otto Salle Verlag, Frankfurt a. M.: 515 S.
- HYNES, H.B.N. (1979): The ecology of running waters. University Press, Liverpool: 555 S.
- KAULE, G. & GÖTLICH, KH. (1990): Sonderstellung der Moore in Volksglauben und Kunst. In: GÖTLICH, KH, (Hrsg.) Moor- und Torfkunde
- KLEE, O. (1990): Wasser untersuchen - Einfache Analysemethoden und Beurteilungskriterien. - Quelle & Meyer Verlag, Heidelberg: 225 S.
- KLEE, O. (1991): Angewandte Hydrobiologie, Trinkwasser – Abwasser – Gewässerschutz, Georg Thieme Verlag Stuttgart, New York: 272 S.
- KLEIN, K.-P. (2000): NLWK - Betriebsstelle Sulingen - Pegelwesen
- KLIMA, F. (1994): Die aktuelle Gefährdungssituation der Köcherfliegen Deutschlands (Insecta, Trichoptera). – Natur und Landschaft 11/94: 511-517.
- KOPF, W. (1989): Güteziele bezüglich Stickstoff und Phosphor in Regnitz und Main. – Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung (Hrsg.): Aktuelle Probleme des Gewässerschutzes: Nährstoffbelastung und -elimination: 241-269
- KOPPE, P.& STOZEK, A. (1993): Kommunales Abwasser, 2. Auflage, Vulkan-Verlag, Essen: 516 S.
- KUNTZE, H., SCHEFFER, B.& TSCHIRSICH, Ch. (1993): N-Umsatz in Niedermoorböden. – Feld- und Lysimeterversuche zur Quantifizierung der Denitrifikation. – DFG-Abschlussbericht
- LANDESVERMESSUNG UND GEOBASISINFORMATION NIEDERSACHSEN (Hrsg.) (1997): Topographische Karte 1:25000 3315 Lohne (Oldb)
- LANDKREIS DIEPHOLZ (2000a): Antwort-Schreiben vom 29.03.2000 an die SPD Kreistagsfraktion auf Fragen zum Thema „Abwässer der Firma A & L – Tierfrischmehl-Produktionsgesellschaft mbH in Diepholz“

- LANDKREIS DIEPHOLZ (2000b): Sitzungsvorlage zu TOP 7 der Umweltausschusssitzung am 05.07.2000
- LAMMEL, J. (1990): Nährstoffausträge durch Vorfluter und Dräne. – In: Schriftenreihe des Bundesministers für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Reihe A: Angewandte Wissenschaften Heft 386, 147 S.
- LAMMERSEN, R. (1997): Die Auswirkung der Stadtentwässerung auf den Stoffhaushalt von Fließgewässern – Schr.R. Stadtentwässerung und Gewässerschutz 15: 265 S. + Anhang
- LAMPERT, W. & SOMMER, L. (1993): Limnoökologie, Georg Thieme Verlag Stuttgart: 440 S.
- LIETZ, J. & BÖTTGER, K. (1995): Die Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera (Insecta) eines kleinen, naturnahen Baches im Norddeutschen Tiefland (Krempen Au, Schleswig-Holstein) – Faun. - Ökol. Mitt. 7: 47-60
- LOHMEYER, H., 05.05.2000: Gespräch mit dem Geschäftsführer des Unterhaltungsverbandes Hunte (UVH)
- LUA (1997): Vergleichende Untersuchungen der Auswirkungen unterschiedlicher Salzgehalte und Ionenspektren auf die Lebensgemeinschaften versalzter Oberflächengewässer in Osthessen – Dissertation im Fachbereich Agrarwissenschaften und Umweltsicherung im Institut für Landeskultur, Justus-Liebig-Universität Gießen: 176 S. + Anhang
- LUA (1998): Merkblätter Nr. 14. Gewässerstrukturkartierung in Nordrhein-Westfalen – Kartieranleitung: 160 S.
- LUA (1999): Merkblätter 17, Leitbilder für kleine bis mittelgroße Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen: 87 S.
- MEYER, H.-H. (1984): Geographisch-geologischer Exkursionsführer für Diepholz und Umgebung. Jahrbuch der geographischen Gesellschaft zu Hannover, Sonderheft 10
- MÜHLENBERG, M. (1993): Freilandökologie 3. Auflage, Quelle & Meyer Heidelberg/Wiesbaden: 511 S.
- NIEDERSÄCHSISCHES INNENMINISTERIUM (1994): Landesraumordnungsprogramm (LRÖP)
- NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG (Hrsg.) (1974): Bodenübersichtskarte des Landkreises Grafschaft Diepholz (westl. Teil)
- NIEDERSÄCHSISCHES LANDESVERWALTUNGSAMT (Hrsg.) (1989): Zur Verbreitung und Situation der Fließgewässerlibellen in Niedersachsen. – Informationsdienst Naturschutz 8/89, Hannover: 137-176

- NIEDERSÄCHSISCHES LANDESVERWALTUNGSAMT – LANDVERMESSUNG – und von der Historischen Kommission für Niedersachsen, (Hrsg.) (1959): Kurhannoversche Landesaufnahme des 18. Jahrh. – 47a Aschen
- NIEDERSÄCHSISCHES LANDESVERWALTUNGSAMT – LANDVERMESSUNG - (Hrsg.) (1993): Topographische Karte 1:25000 3316 Diepholz
- NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR ÖKOLOGIE (Hrsg.) (1993a): Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Eintags-, Stein- und Köcherfliegenarten. – Informationsdienst Naturschutz 4/93, Hannover: 130-148
- NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR ÖKOLOGIE (Hrsg.) (1996): Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Wasserkäfer mit Gesamtverzeichnis. – Informationsdienst Naturschutz 3/96, Hannover: 81-100
- NIEDERSÄCHSISCHE VERMESSUNGS- UND KATASTERVERWALTUNG: DGK 5 – 3315/20,25 UND 3316/19,20,25,26 (RASTERDATEN)
- NIEMEYER-LÜLLWITZ, A. & ZUCCHI, H. (1985): Fließgewässerkunde. Ökologie fließender Gewässer unter besonderer Berücksichtigung wasserbaulicher Eingriffe. - Diesterweg-Verlag, Frankfurt: 221 S.
- RASPER, M. (1996): Charakterisierung naturnaher Fließgewässerlandschaften in Niedersachsen – Typische Merkmale für die einzelnen Naturräumlichen Regionen. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 5/96 - Beiträge zum Fließgewässerschutz in Niedersachsen: 177-197
- RASPER, M. (1998): Übersichtskartierung der Gewässerstrukturgüte Niedersachsen. NLO Hildesheim: 19 S.
- RASPER, M., SELLHEIM, P. & STEINHARDT, B. (1991): Das Niedersächsische Fließgewässerschutzsystem. – Niedersächsisches Landesverwaltungsamt – Fachdienst Naturschutz (Hrsg.): Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen 25/3: 306 S.
- RHEINHEIMER, G., HEGEMANN, W., RAFF J. & SEKOULOV, I. (1988): Stickstoffkreislauf im Wasser, R. Oldenbourg Verlag München, Wien: 394 S.
- ROSENBERG, D. M. & RESH, V. H. (1993): Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D. M. & RESH, V. H. (Hrsg.): Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. - Chapman & Hall, New York - London: 1-9.
- SCHÄFERS, C. (1999): Darstellung und vergleichende Bewertung nationaler und internationaler Ansätze zur Klassifizierung der Beschaffenheit von Fließgewässern. UBA Texte 21/99
- SCHEFFER, B. (1975): Gewässerbelastung aus Drainabflüssen - dargestellt an Beispielen nordwestdeutscher Niederungsböden. - Forschung und Beratung, Reihe C, Wiss. Ber. H. 30 - Landesanstalt für Immissions- und Bodennutzungsschutz, Essen: 217-228

- SCHEFFER, B., KUNTZE, H. & BARTELS, R. (1982): Zum Phosphataustrag aus mit Gülle gedüngten Hochmoorböden. - Landw. Forschung 38 Weinheim: S. 288-296
- SCHEFFER, B. (1994a): Zur Stoffdynamik von Hochmoorböden. – NNA-Berichte 2/1994: 43-46
- SCHEFFER, B. (1994b): Zur Stoffdynamik von Niedermoorböden. – NNA-Berichte 2/1994: 67-73
- SCHEFFER, B. & SCHACHTSCHABEL, P. (Hrsg.) (1989): Lehrbuch der Bodenkunde. Ferdinand Enke Verlag Stuttgart: 491 S.
- SCHÖNBORN, W. (1992): Fließgewässerbiologie. - Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart: 504 S.
- SCHROETER-SCHULLER, B. (1999): Biologische und chemische Untersuchungen an einem tidebeeinflussten Fließgewässer der Norddeutschen Tiefebene. – Diplomarbeit – Hochschule Vechta – Institut für Naturschutz und Umweltbildung: 94 S.
- SCHWOERBEL, J. (1993): Einführung in die Limnologie. - 7. Aufl., UTB, Stuttgart, Jena: 387 S.
- SCHWOERBEL, J. (1994): Methoden der Süßwasserbiologie. - 4. Aufl., UTB Stuttgart, Jena: 368 S.
- STAWA SULINGEN 1996: Gewässergütebericht 1996, Eigenverlag: 135 S.
- SUHRHOFF, P. & GUMPRECHT, R. (1997): Verbreitungsatlas der Fließgewässerfauna im nordöstlichen Weser-Ems Gebiet, StAWA Brake, Eigenverlag: 188 S.
- TÜMLING, W. v. & FRIEDRICH, G. (Hrsg.): Biologische Gewässeruntersuchung, Gustav Fischer Verlag Jena 1999: 545 S.
- UHLMANN, D. (1982): Hydrobiologie. Gustav Fischer Verlag Stuttgart: 315 S.
- UMWELTBUNDESAMT (1997): Daten zur Umwelt – Der Zustand der Umwelt in Deutschland
- WHG (1996): Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts, BGBl. I S. 1695, 1998
- WIEFERIG, T. (1988): Die weitergehende Reinigung von Abwässern aus Tierkörperbeseitigungsanstalten unter besonderer Berücksichtigung des Stickstoffes. - In: Die Fleischmehlindustrie 12/88: 218-227

Allgemeine Bestimmungsliteratur:

- BELLMANN, H. (1988): Leben in Bach und Teich. - München: 285 S.

- BROCK, V., KIEL, E. & W. PIEPER (1995): Gewässerfauna des norddeutschen Tieflandes. – Berlin: 225 S.
- ENGELHARDT, W. (1989): Was lebt in Tümpel, Bach und Weiher? – Stuttgart: 270 S.
- NAGEL, P. (1989): Bildbestimmungsschlüssel der Saprobien. - Stuttgart, New York: 270 S.
- NILSON, A. [Hrsg.] (1996): Aquatic Insects of North Europa - Volume 1. - Stenstrup, DK: 274 S.
- NILSON, A. [Hrsg.] (1997): Aquatic Insects of North Europa - Volume 2. - Stenstrup, DK: 440 S.
- SCHWAB, H. (1995): Süßwassertiere. - Stuttgart: 320 S.

Bestimmungsliteratur für

Mollusca:

- GLÖER, P & C. MEIER-BROOK (1994): Süßwassermolusken. - Hamburg: 136 S.

Oligochaeta:

- DAHL, F. (1929): Die Tierwelt Deutschlands. Würmer oder Vermes. - Jena: 132 S.
- SAUTER, G. (1995): Bestimmungsschlüssel für die in Deutschland verbreiteten Arten der Familie Tubificidae mit besonderer Berücksichtigung von nicht geschlechtsreifen Tieren. - Lauterbornia 23: 1-52.
- BRINKHURST, R. (1963): Taxonomical Studies on the Tubificidae. Berlin: 89 S.

Ephemeroptera:

- ELLIOT, J. M., HUMPESCH, U.H. & MACAN, T.T. (1988): Larvae of the British Ephemeroptera. Freshwater Biological Association [Ambleside] - Scientific Publication No. 49: 141 S.
- STUDEMANN, D., LANDOLT, P., SARTORI, M., HEFTI, D. & TOMKA, I. (1992): Ephemeroptera. Insecta Helvetica Fauna (Hrsg.) – Schweizerische Entomologische Gesellschaft. Vol.: 9: 174 S.

Hirudinea:

- ELLIOT, J.M. & MANN, K.H. (1979): A key to the British freshwater leeches with notes to their life cycles and ecology. Freshwater Biological Association - Scientific Publication No. 40

Odonata:

- BELLMANN, H. (1987): Libellen beobachten - bestimmen. JNN-Naturführer
- NILSON, A. [Hrsg.] (1997): Aquatic Insects of North Europa - Volume 2. - Stenstrup, DK: 440 S.

Heteroptera:

- SAVAGE, A. (1989): Adults of the British aquatic Heteroptera. Freshwater Biological Association [Ambleside] - Scientific Publication No. 50: 173 S.

Coleoptera:

- KLAUSNITZER, B. (1996): Käfer im und am Wasser. - Magdeburg: 200 S.
- LITTEL, A., BEUK, P., BUIZER, D.A.G. & DIRKSE, G.M. (1992): De Water-Kevers van Nederland, Stichting Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging: 280 S.
- FRIDAY, L.E. (1988): A key to the adults of British water beetles.

Trichoptera:

- SEDLAK, E. (1985): Bestimmungsschlüssel für mitteleuropäischen Köcherfliegenlarven. Bundesanstalt für Wassergüte des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft (Hrsg.)
- WALLACE, I. D., WALLACE, B. & PHILIPSON, G.N. (1990): A key to the Case-Bearing Caddis Larvae of British and Ireland. Freshwater biological association. - Scientific Publication No. 51: 173 S.
- EDDINGTON, J.M. & HILDREW, A.G. (1995): Caseless Caddis Larvae of the British Isles

Diptera:

- MOHRIG, W. (1969): Die Culiciden Deutschlands - Parasitologische Schriftenreihe 18: 1-260.
- NILSON, A. [Hrsg.] (1997): Aquatic Insects of North Europa - Volume 2. - Stenstrup, DK: 440 S.
- COFFMAN, W.P., CRANSTON, P.S., OLIVER, D.R. & SAETHER, O.A. (1986): 9. The pupae of Orthoclaadiinae (Diptera: Chironomidae) of the Holarctic

-
- region – Keys and diagnoses, in: *Entomologica scandinavica Supplement* 1986
- CRANSTON, P.S., OLIVER, D.R. & SAETHER, O.A. (1983): 9. The larvae of Orthoclaadiinae (Diptera: Chironomidae) of the Holarctic region – Keys and diagnoses, in: *Entomologica scandinavica Supplement* 1983
 - FITTKAU, E.J. & ROBACK, S.S. (1983): 5. The larvae of Tanypodinae (Diptera: Chironomidae) of the Holarctic region – Keys and diagnoses, in: *Entomologica scandinavica Supplement* 1983
 - FITTKAU, E.J. & MURRAY (1986): 5. The pupae of Tanypodinae (Diptera: Chironomidae) of the Holarctic region – Keys and diagnoses, in: *Entomologica scandinavica Supplement* 1986
 - PINDER, L.C.V. & REISS, F. (1983): 10. The larvae of Chironominae (Diptera: Chironomidae) of the Holarctic region – Keys and diagnoses, in: *Entomologica scandinavica Supplement* 1983
 - PINDER, L.C.V. & REISS, F. (1986): 10. The pupae of Chironominae (Diptera: Chironomidae) of the Holarctic region – Keys and diagnoses, in: *Entomologica scandinavica Supplement* 1986
 - CRANSTON, P.S. & REISS, F. (1983): 2. The larvae of Chironomidae (Diptera) of the Holarctic region – Key to the Subfamilies, in: *Entomologica scandinavica Supplement* 1983
 - WIEDERHOLM, T. (1983): Chironomidae of the Holarctic region, Keys and diagnoses, Part I Larvae
 - WILSON, R.S. & MC GILL, J.D. (1982): Pupal Exuviae. Diptera

Anhang

Anhang 1: Strukturgütekartierung und Vegetationskartierung



Abb. A-1: Kartenausschnitt aus den Topographischen Karten 3315 LANDESVERMESSUNG UND GEOBASISINFORMATION NIEDERSACHSEN (1997) und 3316 DES NIEDERSÄCHSISCHEN LANDESVERWALTUNGAMTES – LANDVERMESSUNG (1993) mit den ca. 100 m-Abschnitten 1 bis 46 an der Beeke (Ergebnisse der Strukturgütekartierung nach LUA NRW siehe Tabelle A-1 in Anhang 1)

Tab. A-1: Ergebnisse der Strukturgütekartierung nach LUA NRW (Die Lage der Abschnitte ist der Karte in Abbildung A-1 zu entnehmen) 7 = übermäßig geschädigt/keine naturgemäße Ausprägung, 6 = stark geschädigt/ gering naturgemäße Ausprägung, 5 = merklich geschädigt/mäßig naturgemäße Ausprägung, 4 = deutlich beeinträchtigt/deutlich naturgemäße Ausprägung

Abschnitt	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
Strukturgüteklasse	7	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
Strukturgütek. „Sohle“	6	6	7	7	7	5	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
Strukt. Gütek. „Ufer“ links	7	6	6	6	6	6	6	7	7	7	7	7	7	7	7	6	6	7	6	6	6	6	6	6
rechts	6	5	6	6	6	6	6	6	6	7	6	6	7	7	7	6	6	7	6	6	6	6	6	6
Strukturgütek. „Land“ links	7	7	5	5	5	7	7	5	4	4	4	5	5	5	5	5	5	5	3	5	5	5	5	5
rechts	7	7	6	6	7	6	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
zusätzl. Belastungen																								
Steinschüttung	•	•																						
Abwasser-Einleitung							•																	
(Landwirtschaftliche Dränage)		•				•		•		•						•	•					•		•
Verockerung																				•			•	
Pegel						•																		
Erosion vom Acker	•	•		•	•	•								•										
Trittschäden														•									•	
Weg links als schädliche Umfeldstruktur	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•						
Wanderhindernis am Ufer durch Einleitungsbauwerk						•																		
Brücke unterbricht Ufer					•																			

Abschnitt	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	
Strukturgüteklasse	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	5
Strukturgütek. „Sohle“	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
Strukt. Gütek. „Ufer“ links	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	7	7	7	7	6	6	6
rechts	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	5
Strukturgütek. „Land“ links	5	5	5	7	7	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
rechts	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	1
zusätzl. Belastungen																							
Steinschüttung																							
Abwasser-Einleitung																							
(Landwirtschaftliche Dränage)	•		•			•	•	•	•	•					•						•		
Verockerung						•									•								
Pegel																							
Erosion vom Acker																							
Trittschäden																							
Weg links als schädliche Umfeldstruktur																							
Wanderhindernis am Ufer durch Einleitungsbauwerk																							
Brücke unterbricht Ufer			•														•						

Anhang 2:

Formel zur Berechnung des Saprobienindex:

$$S = \frac{\sum_{i=1}^n (S_i \cdot G_i \cdot A_i)}{\sum_{i=1}^n (G_i \cdot A_i)}$$

S = Saprobienindex

A_i = Abundanzziffer des i-ten Taxons

s_i = Saprobiewert des i-ten Taxons

G_i = Indikationsgewicht des i-ten Taxons

i = i-tes Taxon

n = Anzahl der Taxa

Formel zur Berechnung des **Streuungsmaßes (SM)**, um die Genauigkeit des Saprobienindex zu überprüfen.

$$SM = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (S_i - S)^2 \cdot G_i \cdot A_i}{(n-1) \cdot \sum_{i=1}^n (G_i \cdot A_i)}}$$

Anhang 3: Übersicht über die ökologischen Kenngrößen und zugehörigen Kategorien der „Ökologischen Typisierung“ des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft

Habitatpräferenz, mit den Kategorien

Abiotische Habitate

PEL: Pelal: unverfestigte Feinsedimente (Schlick, Schlamm; Korngröße < 0,063 mm)

ARG: Argillal: verfestigte Feinsedimente (Lehm, Ton; Korngröße < 0,63 mm)

PSA: Psammal: Fein-Grobsand (Korngröße 0,063-2 mm)

AKA: Akal: Feinkies, Mittelkies (Korngröße 0,2-2 mm)

LIT: Lithal: Grobkies, Steine bis Felsblöcke (Korngröße > 2 cm)

Biotische Habitat

PHY: Phytal: aquatische Algen, Moose und höhere Wasserpflanzen einschl. lebender Pflanzenteile wie Wurzelbärte oder ins Wasser ragendes Blattwerk von Uferpflanzen

POM: partikuläres organisches Material: u. a. Totholz, Baumstämme, Äste, Zweige, Falllaub, Getreibsel, Feindetritus

Sonstiges

SON: Sonstige Habitate

Strömungspräferenz, mit den Kategorien

LB: limnobiont: an Stillgewässer gebunden, daher nur in stehendem Wasser

LP: limnophil: Stillwasserart; strömungsmeidend, nur selten in träge fließenden Gewässern

LR: limno- bis rheophil: Stillwasserart, die häufiger auch in träge bis langsam fließenden Gewässern vorkommt

RL: rheo- bis limnophil: vorwiegend in Fließgewässern; Präferenz für langsam bis träge fließende Gewässer bzw. ruhige Zonen in Fließgewässern, daneben auch in Stillgewässern.

RP: rheophil: Fließgewässerart; strömungsliebend, bevorzugt in schnell fließenden Gewässern.

RB: rheobiont: Fließgewässerart; an strömendes Wasser gebunden; Schwerpunkt in reißenden bis schnell fließenden Gewässern.

IN: indifferent: keine Präferenz für fließendes oder stehendes Wasser erkennbar.

Fortbewegungstyp, mit den Kategorien

SWB: schwebend/treibend

SWI: schwimmend/tauchend

GRB: grabend/bohrend

KRI: kriechend/laufend

SES: sessil

SON: sonstige

Ernährungstyp, mit den Kategorien

WEI: Weidegänger

ZST: Zellstecher/Blattminierer

HOL: Holzfresser

ZKL: Zerkleinerer

SED: Sedimentfresser

FIL: Filtrierer/Strudler

RAU: Räuber

PAR: Parasiten

SON: Sonstige

Lebensformtyp "LF", mit den Kategorien

P: planktisch
B: benthisch
PB: planktisch/benthisch (Mischtyp)
E: epiphytisch/epizoisch
I: im Interstitial lebend (Hyporheon)
NK: zum Nekton gehörend
NS: zum Neuston gehörend
PL: zum Pleuston gehörend
PA: parasitisch
A: amphibisch

Biozönotische Region, mit den Kategorien

Fließgewässer:

KR: Krenal (Oberbegriff)
RI: Rhithral (Oberbegriff)
PO: Potamal (Oberbegriff)

Stillgewässer:

LI: Litoral (Sublitoral)
PR: Profundal

Sonstiges:

SO : Sonstige (z.B. Kleinstgewässer)

Anhang 4: in situ – Messergebnisse (* Einleiter trocken)

Datum	Uhrzeit	Probe- Stelle	Fließ- geschw. (m/s)	Gewässer- Breite (cm)	Wasser- Stand (cm)	T aquat. (°C)	pH- Wert	Elektr. Leitf. (µS/cm)	O ₂ - Gehalt (mg/l)	O ₂ - Sätti- gung (%)
23.07.99	8.30h	MHK	0,25	140	18	14,8	6,22	199	6,02	59,3
22.07.99	17.30h	Lau	0,23	140	8	14,2	6,6	339	8,68	84,9
	17.20h	Be 0	0,03	150	17	15,4	6,13	137	8,66	86
	17.00h	Be 1	0,27	220	18	16,6	7,05	234	7,65	79
	16.40h	Einleiter				29,5	7,84	2840	5,91	76,3
	14.15h	Be 2	0,22	200	15	18,1	7,08	551	7,21	83
	11.25h	Be 3	0,20	270	18	17,4	7,44	527	8,45	88,6
	8.25h	Be 4	0,25	270	25	15,6	7,45	524	8,22	83,7
24.08.99	17.00h	MHK	0,21	120	10	18,8	6,3	201	7,41	78,4
	16.25h	Lau	0,3	120	8	19,2	6,53	343	8,52	93
	16.00h	Be 0	0,02	130	12	21,7	5,41	141	3,34	38,4
23.08.99	21.05h	Be 1	0,20	200	13	15,1	6,49	244	7,5	73,6
	20.50h	Einleiter				27	8,01	2830	6,97	87
	20.30h	Be 2	0,33	200	15	16,6	7,05	488	7,7	78,1
	17.45h	Be 3	0,28	270	20	18,1	7,25	363	8,7	91,4
	16.00h	Be 4	0,16	270	25	19,4	7,3	404	10,1	109,9
21.09.99	12.00h	MHK	0,20	120	10	16,3	6,2	194	6,25	64,7
	11.40h	Lau	0,28	120	8	17,5	6,47	336	8,76	91
	11.20h	Be 0	0,03	130	12	16,1	5,64	150	1,55	16,8
	9.10h	Be 1	0,22	200	12	14,6	6,31	239	6,87	68,4
20.09.99	18.30h	Einleiter				23,7	9,03	3020	14	174,4
	16.25h	Be 2	0,26	200	12	19,8	6,51	360	7,91	88,1
	13.40h	Be 3	0,22	240	13	21,4	7,13	518	9,44	108,2
	10.10h	Be 4	0,20	240	12	17,2	7,18	474	9,3	100,5
29.10.99	15.10h	MHK	0,25	180	12	6,5	6,39	232	11,3	92,3
	14.55h	Lau	0,20	145	9	8	6,47	351	11,4	95,9
	14.40h	Be 0	0,03	145	19	10,1	5,25	142	4,78	33,7
	14.15h	Be 1	0,30	200	22	7,3	7,33	265	11,3	93,6
	13.55h	Einleiter				17,8	8,3	3050	10,6	110,1
	13.25h	Be 2	0,29	220	15	7,3	6,95	497	10,4	84,7
	12.55h	Be 3	0,25	260	17	7,1	6,9	441	11	85,3
	9.20h	Be 4	0,25	260	18	4,1	6,69	418	10,5	82,9
29.11.99	16.30h	MHK	0,26	180	12	6,9	6,18	234	9,39	76,8
	16.20h	Lau	0,27	150	10	8,1	6,26	337	9,92	83,1
	16.00h	Be 0	0,06	140	17	7,6	4,8	126	5,18	43,1
	15.50h	Be 1	0,31	200	14	7,3	6,09	301	9,36	77
	15.40h	Einleiter*								
	15.20h	Be 2	0,33	220	14	7,6	6,23	253	9,47	79,7
	15.00h	Be 3	0,21	260	18	7,5	6,34	237	9,44	79,7
	14.40h	Be 4	0,21	260	24	7,3	6,41	243	9,32	75,5
27.12.99	14.50h	MHK	0,41	190	43	5,7	4,95	364	9,77	80,3
	14.35h	Lau	0,31	140	35	6,9	5,82	424	9,76	81,7
	14.20h	Be 0	0,33	140	40	4,2	3,78	214	11	92,2
	14.00h	Be 1	0,52	300	52	5,7	5,15	330	10,2	84,5
	13.50h	Einleiter				13,4	7,13	2830	9,81	96,5
	13.25h	Be 2	0,56	240	52	5,6	5,16	367	10,3	84,9
	12.50h	Be 3	0,50	300	64	5,1	5,02	334	10	82,1
	12.25h	Be 4	0,57	300	70	4,9	5	315	10,9	84,2

Anhang 4: in situ – Messergebnisse (Fortsetzung)

Datum	Uhrzeit	Probe- Stelle	Fließ- geschw. (m/s)	Gewässer- Breite (cm)	Wasser- Stand (cm)	T aquat. (°C)	pH- Wert	Elektr. Leitf. (µS/cm)	O ₂ - Gehalt (mg/l)	O ₂ - Sätti- gung (%)
30.01.00	12.35h	MHK	0,40	190	39	5,2	4,88	335	10,1	80,5
	12.20h	Lau	0,31	140	31	5,9	5,84	412	10,4	84,9
	12.00h	Be 0	0,31	140	34	4,5	3,79	32	11,4	88,6
	11.40h	Be 1	0,44	300	46	4,9	4,87	308	10,6	83,5
	11.20h	Einleiter				15,6	7,47	2840	7,75	78,8
	11.00h	Be 2	0,52	240	53	4,9	5,37	346	10,4	82,4
	10.35h	Be 3	0,42	300	65	4,7	5,19	309	10,3	80,7
	10.15h	Be 4	0,61	300	67	4,6	5,04	286	10,3	80,5
	29.02.00	11.10h	MHK	0,36	220	28	5,7	4,96	291	3,23
10.55h		Lau	0,36	150	19	6,8	5,86	374	4,88	40,4
10.40h		Be 0	0,30	175	28	5,4	3,75	177	5,04	40,2
10.25h		Be 1	0,56	300	40	5,6	5,17	272	5,03	40,4
10.00h		Einleiter				15,4	7,81	3550	7,27	73,7
9.40h		Be 2	0,53	220	40	5,5	5,47	339	5,4	44,7
9.10h		Be 3	0,51	250	47	5,2	5,14	282	4,76	37,6
8.50h		Be 4	0,49	250	52	4,9	5,12	221	3,75	29,5
25.03.00		14.10h	MHK	0,35	180	25	10,6	5,28	265	8,95
	13.50h	Lau	0,47	150	17	11,9	5,98	355	9,81	91,6
	13.40h	Be 0	0,26	180	20	10,4	3,81	150	8,06	71
	13.25h	Be 1	0,50	300	42	10,7	5,33	258	8,92	80,9
	13.10h	Einleiter				24,3	7,72	3380	7,13	84
	13.55h	Be 2	0,47	200	34	10,5	5,63	314	8,46	76,4
	12.35h	Be 3	0,44	260	40	10	5,51	278	7,99	71,4
	12.15h	Be 4	0,40	250	42	9,9	5,45	216	7,38	65,8
30.04.00	19.30h	MHK	0,35	180	10	14,7	5,77	231	12,7	113,6
	19.20h	Lau	0,37	150	10	13,8	6,28	343	12,2	116,9
	19.00h	Be 0	0,08	150	10	13,9	4,8	120	9,12	85,7
	18.40h	Be 1	0,30	220	18	14	5,72	253	12,7	114,2
	18.30h	Einleiter				27,7	7,97	3470	8,12	109,1
	18.10h	Be 2	0,27	200	21	14,7	6,45	436	10,7	102,8
	17.50h	Be 3	0,26	220	23	14,9	6,33	391	9,59	94,7
	17.30h	Be 4	0,24	220	25	15	6,35	380	9,37	91,9
29.05.00	18.30h	MHK	0,29	160	12	15,1	6,06	231	9,26	92,5
	17.40h	Lau	0,26	100	9	14,7	6,24	339	9,69	94,2
	17.20h	Be 0	0,05	100	14	15,4	5,17	131	7,37	74,3
	17.05h	Be 1	0,34	220	12	15,8	6,22	268	9,31	94,8
	16.45h	Einleiter				25,7	7,9	3540	6,83	84,2
	16.30h	Be 2	0,31	200	14	16,4	6,64	397	9,87	101,3
	16.19h	Be 3	0,22	250	18	16,7	6,82	401	9,46	97,5
	15.45h	Be 4	0,20	250	21	16,9	6,74	405	10	104,5
27.06.00	18.00h	MHK	0,33	180	10	14,8	6,21	220	8,85	87,5
	17.45h	Lau	0,23	120	10	15,8	6,48	349	9,18	94,4
	17.30h	Be 0	0,04	120	10	16,1	5,36	138	5,36	54
	17.15h	Be 1	0,33	200	13	15,9	6,5	269	9,28	93
	16.50h	Einleiter				22,5	8,72	3300	11,4	129,4
	16.35h	Be 2	0,29	200	12	16,5	7	599	10,2	104,3
	16.10h	Be 3	0,23	200	17	16,7	7,15	551	10,6	107,9
	15.40h	Be 4	0,14	200	27	16,6	6,95	531	10,4	106,6

Anhang 5: Labor-Ergebnisse

Datum	Probe- stelle	BSB ₅ (mg/l)	CSB (mg/l)	P ges (mg/l)	N ges (mg/l)	NH ₄ -N (mg/l)	o-PO ₄ -P (mg/l)	NO ₃ -N (mg/l)	NO ₂ -N (mg/l)	Cl (mg/l)	
Jul 99	MHK	2	32,4	0,385	4,1	0,474	0,133	2,56	0,027	21,3	
	Lau	2	24	0,127	11,7	0,09	0,04	9,34	0,045	26,2	
	Be0	5	40,5	0,244	3,85	1,53	0,032	2	< 0,005	15,6	
	Be1	3,5	31,8	0,281	5,69	0,418	0,069	4,1	0,035	23,8	
	Einleiter	8,5	46,7	1,86	46,8	0,276	1,08	36,9	0,102	592	
	Be2	2	30,2	0,469	10,9	0,406	0,191	8,41	0,062	85,8	
	Be3	2	30,7	0,46	8,73	0,364	0,097	7,42	0,072	82,3	
Aug 99	Be4	2,5	30,4	0,361	9,24	0,418	0,098	7,28	0,076	82,3	
	MHK	4	24,1	0,227	3,35	0,222	0,073	2,78	0,016	23,9	
	Lau	4	20,6	0,095	13	0,1	0,014	10,4	0,04	26,4	
	Be0	7,5	46,5	0,199	4,94	2,43	0,171	1,82	0,005	16,5	
	Be1	5	50,5	0,304	6,57	0,315	0,028	4,96	0,025	24,6	
	Einleiter	4	26,8	2,72	17	0,274	1,69	12,4	0,057	595	
	Be2	4	30,1	0,433	6,74	0,394	0,124	5,42	0,039	75	
Sep 99	Be3	5	33,6	0,468	7,01	0,375	0,056	5,1	0,05	59,7	
	Be4	3,5	24,1	0,25	6,12	0,371	0,075	4,92	0,063	59,7	
	MHK	5	34	0,252	4,37	0,365	0,177	2,77	0,033	20,9	
	Lau	4	26,2	0,051	11,8	0,155	0,027	10,3	0,04	27,3	
	Be0	6	56	0,143	5,97	2,39	0,035	1,74	< 0,005	17	
	Be1	5	29,7	0,214	7,58	0,418	0,078	5,36	0,033	23	
	Einleiter	14	33,2	1,78	21,9	0,038	0,451	15,7	0,82	650	
Okt 99	Be2	6	27,6	0,266	7,72	0,394	0,096	5,47	0,068	50	
	Be3	7	21,6	0,38	8,8	0,311	0,123	6,11	0,089	81,9	
	Be4	7	35,5	0,492	8,92	0,348	0,113	6,07	0,118	74,1	
	MHK	2	33,8	0,222	6,02	0,602	0,075	4,46	0,019	22,5	
	Lau	5,5	28,7	0,138	11,6	0,403	0,038	9,23	0,033	28,2	
	Be0	1,5	70,6	0,124	5,84	2,68	0,057	2,45	0,006	16,5	
	Be1	7,5	44,2	0,197	7,91	0,722	0,045	5,44	0,021	22,9	
Nov 99	Einleiter	46	54,9	17,4	40,9	0,356	1,54	3,24	0,05	532	
	Be2	7	34,8	0,263	6,9	0,629	0,099	5,02	0,023	67,2	
	Be3	7,5	45,2	0,417	6,71	0,816	0,105	4,63	0,023	57,6	
	Be4	7	48,3	0,347	7,9	0,872	0,057	4,99	0,022	45,9	
	MHK	1	24,5	0,187	6,59	0,688	0,094	4,4	0,03	24,5	
	Lau	1,5	30,1	0,156	11,8	0,437	0,024	8,82	0,037	28,4	
	Be0	3	124	0,207	6,24	2,74	0,099	2,22	0,005	14,9	
Einleiter	Be1	1,5	56,2	0,167	8,55	0,844	0,052	5,74	0,025	23,8	
				Keine Einleitung							
	Be2	1	49,4	0,169	7,96	0,791	0,043	3,56	0,016	14,7	
	Be3	2	51,8	0,344	7,62	0,873	0,092	3,59	0,018	16,7	
Be4	2	58,8	0,32	7,18	1,04	0,143	1,83	0,008	8,51		

Anhang 5: Labor-Ergebnisse (Fortsetzung)

Datum	Probe- stelle	BSB ₅ (mg/l)	CSB (mg/l)	P ges (mg/l)	N ges (mg/l)	NH ₄ -N (mg/l)	o-PO ₄ -P (mg/l)	NO ₃ -N (mg/l)	NO ₂ -N (mg/l)	Cl (mg/l)
Dez 99	MHK	7	146	1,38	20,4	0,602	1,19	14,3	< 0,005	25,2
	Lau	10	73	0,388	20,4	0,498	0,334	15,6	0,008	18,9
	Be0	8,5	149	0,715	9,27	1,89	0,706	6,15	0,007	10,6
	Be1	9,5	116	1,02	17,1	0,91	0,966	13,1	< 0,005	19,5
	Einleiter	34	80,4	4,93	27,7	0,283	2,29	13	0,152	497
	Be2	8	118	1,4	17,6	1,05	0,957	13,1	0,005	27
	Be3	7,5	127	1,11	15,3	1,03	0,956	11,1	0,006	25,5
	Be4	8	126	1,07	14,3	1,16	0,884	10	0,006	23,8
	Jan 00	MHK	5	178	1,275	25,4	0,649	1,05	13,9	0,009
Lau		5	92,4	0,607	27,2	0,61	0,176	15,5	0,015	27,8
Be0		2	160	0,84	16,4	1,56	0,742	5,07	0,014	11,9
Be1		5	156	1,1	15,1	0,9	0,83	12,5	0,009	21,1
Einleiter		16	94	8,64	119	84,3	2,43	21,2	0,811	500
Be2		5	172	1,23	15,9	1,88	0,824	12,1	0,01	27,8
Be3		7	160	1,22	14,6	1,7	0,884	10,4	0,01	24,6
Be4		4	161	1,13	13,3	1,66	0,783	9,05	0,012	23,2
Feb 00		MHK	6	123	1,035	13,1	0,796	0,835	10,7	0,011
	Lau	5	78,2	0,422	15,6	0,557	0,14	12,9	0,02	21,6
	Be0	6	152	0,466	6,63	1,4	0,329	4,69	0,019	8,9
	Be1	6	119	0,73	12	0,889	0,53	9,69	0,012	20,9
	Einleiter	18	64,1	3,178	58,8	10,9	1,73	41,5	0,279	564
	Be2	7	124	0,842	13,2	1,21	0,594	9,86	0,016	32,3
	Be3	6,5	147	0,804	11	1,09	0,551	8,47	0,014	26,9
	Be4	7,5	141	0,734	11,2	1,11	0,483	7,62	0,015	23
	Mrz 00	MHK	4,5	102	0,789	12,6	0,789	0,713	9,03	< 0,005
Lau		2,5	59,7	0,68	15,9	0,457	0,169	12,1	0,017	26,1
Be0		2	144	0,566	5,77	1,26	0,466	3,93	0,006	3,37
Be1		2,5	94,3	0,683	11,7	0,821	0,514	9,01	< 0,005	18,1
Einleiter		6	19,9	3,75	61,8	0,272	2,39	31,5	0,05	483
Be2		3	90,1	0,677	12,6	0,927	0,539	8,78	< 0,005	24,3
Be3		8	125	0,972	11,3	0,854	0,535	8,06	< 0,005	26,4
Be4		6	125	0,645	10,6	0,954	0,469	7,26	0,008	26,1
Apr 00		MHK	3,5	77,2	0,452	8,17	0,672	0,308	5,92	0,005
	Lau	2,5	40,9	0,151	13,2	0,213	0,028	9,2	0,051	27,3
	Be0	4	157	0,38	4,93	1,16	0,213	2,54	< 0,005	13,8
	Be1	2,5	72,2	0,324	9,27	0,563	0,169	7,05	0,018	23
	Einleiter	4	51,1	3,42	65	0,18	2,38	57,8	0,101	561
	Be2	1,5	66,5	0,493	12,9	0,615	0,299	9,48	0,028	51,1
	Be3	4	81,2	0,556	11,5	0,666	0,128	8,69	0,032	46,4
	Be4	4	85,5	0,534	11,8	0,985	0,178	8	0,035	47,9

Anhang 5: Labor-Ergebnisse (Fortsetzung)

Datum	Probe- stelle	BSB ₅ (mg/l)	CSB (mg/l)	P ges (mg/l)	N ges (mg/l)	NH ₄ -N (mg/l)	o-PO ₄ -P (mg/l)	NO ₃ -N (mg/l)	NO ₂ -N (mg/l)	Cl (mg/l)	
Mai 00	MHK	3	41,2	0,287	6,66	0,483	0,173	4,78	0,049	24,1	
	Lau	5	49	0,374	12,3	0,154	0,042	9,53	0,086	26,9	
	Be0	4	88,9	0,2	4,75	1,71	0,075	1,98	< 0,005	18,8	
	Be1	3	43,2	0,201	8,62	0,447	0,08	6,7	0,056	24,5	
	Einleiter	6	39	3,24	45,7	0,349	2,24	37,7	0,086	653	
	Be2	4,5	51,2	0,334	8,24	0,486	0,163	7,24	0,065	49,3	
	Be3	9	57,3	0,449	9,71	1,33	0,134	6,41	0,086	50	
	Be4	6	48,4	0,408	8,82	0,437	0,139	6,71	0,072	50	
	Jun 00	MHK	1	26,2	0,294	3,16	0,316	0,139	3,87	0,038	23,1
		Lau	1	14,9	0,103	5,94	0,076	0,028	9,98	0,018	28
Be0		2,5	72,5	0,251	3,86	1,24	0,045	2,11	< 0,005	17,4	
Be1		1,5	30,2	0,234	4,52	0,458	0,05	6,33	0,025	24,8	
Einleiter		12	16,6	0,863	11,7	0,046	0,509	24,5	0,109	614	
Be2		2	26,5	0,353	5,09	0,377	0,103	7,17	0,048	83,3	
Be3		1,5	32,7	0,329	6,19	0,348	0,068	6,41	0,057	76,9	
Be4		2	33,6	0,322	4,93	0,377	0,061	6,43	0,065	73,7	

Tab. A6-3: Juli 1999, Probestelle Be3, S1 bis S10 Ergebnisse der Surber-Sampler-Methode
 ZS1 bis ZS5 Ergebnisse der Zeit-Sammel-Methode

7/99	lauf.																	
Nr.	Taxon	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S1-10	ZS1	ZS2	ZS3	ZS4	ZS5	ZS1-5
1	Agabus didymus											0						0
2	Anabolia nervosa											0						0
3	Arctopelopia											0						0
4	Asellus aquaticus			1		1	6					8					1	1
5	Athripsodes aterrimus											0						0
6	Baetis niger											0						0
7	Baetis rhodani											0						0
8	Baetis vernus					2			1			3	5	5		14	10	34
9	Beraeodes minutus											0						0
10	Brychius elevatus											0						0
11	Caenis horaria											0						0
12	Callicorixa											0						0
13	Calopteryx splendens											0						0
14	Chironomidae	61	14	15	14		45	1	4	2		156						0
15	Chironominae											0						0
16	Chironomini											0						0
17	Chironomus thummi - Gr.				3					1		4						0
18	Cloeon											0						0
19	Cloeon dipterum											0						0
20	Coleoptera											0						0
21	Corixidae	1					3				13	17						0
22	Deronectes latus											0						0
23	Dicranota			1	1			10	4	3		19						0
24	Drusus biguttatus											0						0
25	Dytiscus										2	2					1	1
26	Erprobella octoculata						1					1	3	4	1	2		10
27	Eubria palustris											0						0
28	Gammarus pulex											0						0
29	Gasterosteus aculeatus											0						0
30	Glossiphonia complanata											0						0
31	Gyrinus substriatus											0						0
32	Halipus											0						0
33	Halipus lineatocollis											0						0
34	Halipus obliquus											0						0
35	Helobdella stagnalis											0						0
36	Hesperocorixa linnaei											0						0
37	Hesperocorixa sahlbergi					1	4				1	6				1		1
38	Hydraena riparia											0						0
39	Hydropsyche angustipennis											0						0
40	Hydropsyche pellucidula			1								1	1	7				8
41	Hygrotus decoratus											0						0
42	Hyphydrus ovatus											0						0
43	Laccornis oblongus											0						0
44	Lepidoptera											0						0
45	Limnephilidae											0						0
46	Limnephilus coenosus											0						0
47	Macropelopia											0						0

Tab. A6-4: Juli 1999, Probestelle Be4, S1 bis S10 Ergebnisse der Surber-Sampler-Methode
 ZS1 bis ZS5 Ergebnisse der Zeit-Sammel-Methode

7/99 Probestelle Be4																		
lauf. Nr.	Taxon	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S1-10	ZS1	ZS2	ZS3	ZS4	ZS5	ZS1-5
1	Agabus didymus											0						0
2	Anabolia nervosa											0						0
3	Arctopelopia											0						0
4	Asellus aquaticus							1				1			1	1		2
5	Athripsodes aterrimus											0						0
6	Baetis niger											0						0
7	Baetis rhodani			1								1			1			1
8	Baetis vernus	6				1	3	1				11	4	19	21	18	40	102
9	Beraeodes minutus											0						0
10	Brychius elevatus											0						0
11	Caenis horaria											0						0
12	Callicorixa											0						0
13	Calopteryx splendens											0						0
14	Chironomidae	1		10	10	4	32	95	33	2	2	189	10	2	10	6	14	42
15	Chironominae									1		1						0
16	Chironomini			1								1						0
17	Chironomus thummi - Gr.			5		10	12	10	3			40						0
18	Cloeon											0		2				2
19	Cloeon dipterum											0						0
20	Coleoptera											0						0
21	Corixidae	1				1	3					5		1		3	1	5
22	Deronectes latus											0						0
23	Dicranota			7					2			9						0
24	Drusus biguttatus											0						0
25	Dytiscus											0						0
26	Erprobella octoculata										2	2						0
27	Eubria palustris											0						0
28	Gammarus pulex											0			1			1
29	Gasterosteus aculeatus											0						0
30	Glossiphonia complanata											0						0
31	Gyrinus substriatus											0						0
32	Haliphus											0						0
33	Haliphus lineatocollis											0						0
34	Haliphus obliquus											0						0
35	Helobdella stagnalis							7				7		1				1
36	Hesperocorixa linnaei											0						0
37	Hesperocorixa sahlbergi											0				1		1
38	Hydraena riparia											0						0
39	Hydropsyche angustipennis											0						0
40	Hydropsyche pellucidula											0						0
41	Hygrotus decoratus											0						0
42	Hyphydrus ovatus											0						0
43	Laccornis oblongus											0						0
44	Lepidoptera											0						0
45	Limnephilidae											0						0
46	Limnephilus coenosus											0				1		1
47	Macropelopia											0						0

8/99 Probestelle Be1																				
lauf.																				
Nr.	Taxon	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S1-10	ZS1	ZS2	ZS3	ZS4	ZS5	ZS1-5		
48	Microtendipes											0							0	
49	Nepa cinerea											0							0	
50	Notonecta glauca											0							0	
51	Odontomesa fulva											0							0	
52	Oligochaeta	21	1	5	35	2	8	1	2	5	3	83			1				1	
53	Orthocladinae											0							0	
54	Phacopteryx brevipennis											0							0	
55	Pisidium			15				1	3			19		1					1	
56	Planorbarius corneus											0							0	
57	Platynemis pennipes											0							0	
58	Porhydrus lineatus											0							0	
59	Proasellus coxalis											0							0	
60	Procladius											0							0	
61	Proclanon bifidum										1	1							0	
62	Prodiamesa											0							0	
63	Prodiamesa olivacea	1	1	1	2	2		3	4	4	5	23		1					1	
64	Psectrotanytus varius											0							0	
65	Psychodidae											0							0	
66	Pungitius pungitius											0							0	
67	Pyrrhosoma nymphula											0							0	
68	Radix ovata	1		1								2	1						1	
69	Sialis lutaria							1				1							0	
70	Sigara falleni											0							0	
71	Sigara fossarum											0							0	
72	Sigara limitata									1		1						1	1	
73	Sigara semistriata										1	1				1			1	
74	Simuliidae											0		1					1	
75	Simulium erythrocephalum											0							0	
76	Simulium ornatum											0							0	
77	Somatochlora metallica											0							0	
78	Stictonectes lepidus											0							0	
79	Stratiomyidae											0							0	
80	Tanypodinae			1			1				4	6		3			5		8	
81	Tanytarsini	2									1	3					3		3	
82	Tanytarsus s. l.											0							0	
83	Theromyzon tessulatum											0							0	
84	Tipulidae											0							0	
85	Valvata cristata							1				1							0	
	Summe											169							75	

Tab. A6-7: August 1999, Probestelle Be3, S1 bis S10 Ergebnisse der Surber-Sampler-Methode
ZS1 bis ZS5 Ergebnisse der Zeit-Sammel-Methode

8/99	Probestelle Be3	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S1-10	ZS1	ZS2	ZS3	ZS4	ZS5	ZS1-5
1	Agabus didymus											0						0
2	Anabolia nervosa											0						0
3	Arctopelopia											0						0
4	Asellus aquaticus				1							1						0
5	Athripsodes aterrimus											0						0
6	Baetis niger											0						0
7	Baetis rhodani											0						0
8	Baetis vernus		1		6						1	8	16	19	5	8	26	74
9	Beraeodes minutus											0						0
10	Brychius elevatus											0						0
11	Caenis horaria		1									1						0
12	Callicorixa											0						0
13	Calopteryx splendens											0						0
14	Chironomidae	1		1	9		4	2		1		18	3					3
15	Chironominae											0						0
16	Chironomini		8									8						0
17	Chironomus thummi - Gruppe											0						0
18	Cloeon											0						0
19	Cloeon dipterum											0	2			3		5
20	Coleoptera											0		1				1
21	Corixidae	4	2			1				7	3	17		1	2		1	4
22	Deronectes latus											0						0
23	Dicranota				2				6			8						0
24	Drusus biguttatus											0						0
25	Dytiscus										1	1						0
26	Erprobella octoculata		2	1			1	2				6						0
27	Eubria palustris											0						0
28	Gammarus pulex											0						0
29	Gasterosteus aculeatus											0						0
30	Glossiphonia complanata											0						0
31	Gyrinus substriatus											0						0
32	Haliplus											0						0
33	Haliplus lineatocollis											0						0
34	Haliplus obliquus											0						0
35	Helobdella stagnalis		1									1						0
36	Hesperocorixa linnaei					1						1						0
37	Hesperocorixa sahlbergi							1				1		1	4		2	7
38	Hydraena riparia											0						0
39	Hydropsyche angustipennis		2		2			3				7						0
40	Hydropsyche pellucidula											0			1			1
41	Hygrotus decoratus											0						0
42	Hyphidrus ovatus											0						0
43	Laccornis oblongus											0						0
44	Lepidoptera							1				1						0
45	Limnephilidae											0						0
46	Limnephilus coenosus											0						0
47	Macropelopia		1	1								2		1				1

Tab. A6-9: September 1999, Probestelle Be1, S1 bis S10 Ergebnisse der Surber-Sampler-Methode
ZS1 bis ZS5 Ergebnisse der Zeit-Sammel-Methode

9/99 Probestelle Be1																		
lauf. Nr.	Taxon	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S1-10	ZS1	ZS2	ZS3	ZS4	ZS5	ZS1-5
1	Agabus didymus											0						0
2	Anabolia nervosa											0						0
3	Arctopelopia											0						0
4	Asellus aquaticus										1	1	3	3	1	1		8
5	Athripsodes aterrimus											0	1					1
6	Baetis niger											0						0
7	Baetis rhodani											0						0
8	Baetis vernus								1			1	6	1		3		10
9	Beraeodes minutus											0						0
10	Brychius elevatus											0						0
11	Caenis horaria											0						0
12	Callicorixa											0						0
13	Calopteryx splendens											0						0
14	Chironomidae								1			1						0
15	Chironominae							2				2	2					2
16	Chironomini			1				2				3						0
17	Chironomus thummi - Gr.				1				1			2						0
18	Cloeon											0			1			1
19	Cloeon dipterum					1						1					1	1
20	Coleoptera											0						0
21	Corixidae					1	2					3	1					1
22	Deronectes latus											0						0
23	Dicranota											0						0
24	Drusus biguttatus											0	1				1	2
25	Dytiscus	1				1		1				3	1					1
26	Erprobella octoculata											0	8	2			2	12
27	Eubria palustris											0						0
28	Gammarus pulex								1			1	1	3		3		7
29	Gasterosteus aculeatus											0						0
30	Glossiphonia complanata											0						0
31	Gyrinus substriatus											0						0
32	Halipus											0						0
33	Halipus lineatocollis										1	1						0
34	Halipus obliquus											0						0
35	Helobdella stagnalis						1					1						0
36	Hesperocorixa linnaei											0						0
37	Hesperocorixa sahlbergi					1						1						0
38	Hydraena riparia											0						0
39	Hydropsyche angustipennis											0						0
40	Hydropsyche pellucidula											0	1	2				3
41	Hygrotus decoratus											0						0
42	Hyphydrus ovatus											0						0
43	Laccornis oblongus											0						0
44	Lepidoptera											0						0
45	Limnephilidae											0						0
46	Limnephilus coenosus											0						0
47	Macropelopia											0						0

9/99 lauf. Nr.	Probestelle Be2 Taxon	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S1-10	ZS1	ZS2	ZS3	ZS4	ZS5	ZS1-5
48	Microtendipes											0						0
49	Nepa cinerea											0						0
50	Notonecta glauca											0						0
51	Odontomesa fulva											0						0
52	Oligochaeta	11	18	12	20	26	22	21	10	19	5	164		1	2	2		5
53	Orthocladinae			1					1			2						0
54	Phacopteryx brevipennis											0						0
55	Pisidium		1		1				1	1		4			3			3
56	Planorbarius corneus											0						0
57	Platynemis pennipes											0						0
58	Porhydrus lineatus											0						0
59	Proasellus coxalis											0						0
60	Procladius											0						0
61	Proclueon bifidum											0						0
62	Prodiamesa			1	1							2						0
63	Prodiamesa olivacea			1						1		2		1				1
64	Psectrotanypus varius											0						0
65	Psychodidae											0		1	1	1		3
66	Pungitius pungitius											0						0
67	Pyrrhosoma nymphula											0						0
68	Radix ovata											0				1		1
69	Sialis lutaria		3									3						0
70	Sigara falleni											0						0
71	Sigara fossarum											0						0
72	Sigara limitata											0						0
73	Sigara semistriata											0						0
74	Simuliidae											0						0
75	Simulium erythrocephalum											0						0
76	Simulium ornatum											0						0
77	Somatochlora metallica											0						0
78	Stictonectes lepidus											0						0
79	Stratiomyidae											0		1				1
80	Tanypodinae	1			4	1		2				8			2			2
81	Tanytarsini	3		5	5		1		1		1	16		1	1		1	3
82	Tanytarsus s. l.											0						0
83	Theromyzon tessulatum											0						0
84	Tipulidae				1	1	1					3		1	6	2		9
85	Valvata cristata											0						0
	Summe											216						46

Tab. A6-11: September 1999, Probestelle Be3, S1 bis S10 Ergebnisse der Surber-Sampler-Methode
 ZS1 bis ZS5 Ergebnisse der Zeit-Sammel-Methode

9/99 Probestelle Be3																		
lauf.		S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S1-10	ZS1	ZS2	ZS3	ZS4	ZS5	ZS1-5
Nr.	Taxon																	
1	<i>Agabus didymus</i>												0					0
2	<i>Anabolia nervosa</i>												0					0
3	<i>Arctopelopia</i>												0		1			1
4	<i>Asellus aquaticus</i>						2						2				2	2
5	<i>Athripsodes aterrimus</i>												0					0
6	<i>Baetis niger</i>												0					0
7	<i>Baetis rhodani</i>												0					0
8	<i>Baetis vernus</i>												0	1	4			5
9	<i>Beraeodes minutus</i>												0					0
10	<i>Brychius elevatus</i>												0	1	1			2
11	<i>Caenis horaria</i>												0					0
12	<i>Callicorixa</i>												0					0
13	<i>Calopteryx splendens</i>												0					0
14	Chironomidae				3	1	1	2	2	3	2	14	2	1			1	4
15	Chironominae			3									3					0
16	Chironomini												0					0
17	<i>Chironomus thummi</i> – Gr.	3		4				5	13	3	1	29						0
18	<i>Cloeon</i>												0			1	3	4
19	<i>Cloeon dipterum</i>												0	2	5	4	1	12
20	Coleoptera												0					0
21	Corixidae												0					0
22	<i>Deronectes latus</i>												0	1				1
23	Dicranota			7									7					0
24	<i>Drusus biguttatus</i>												0					0
25	<i>Dytiscus</i>	1											1					0
26	<i>Erpobdella octoculata</i>				1			1					2					0
27	<i>Eubria palustris</i>												0				3	3
28	<i>Gammarus pulex</i>												0	3	3			6
29	<i>Gasterosteus aculeatus</i>												0					0
30	<i>Glossiphonia complanata</i>								1				1					0
31	<i>Gyrinus substriatus</i>												0					0
32	<i>Haliphus</i>												0					0
33	<i>Haliphus lineatocollis</i>												0					0
34	<i>Haliphus obliquus</i>												0					0
35	<i>Helobdella stagnalis</i>												0					0
36	<i>Hesperocorixa linnaei</i>												0					0
37	<i>Hesperocorixa sahlbergi</i>												0	1	2		1	4
38	<i>Hydraena riparia</i>												0					0
39	<i>Hydropsyche angustipennis</i>												0					0
40	<i>Hydropsyche pellucidula</i>												0					0
41	<i>Hygrotus decoratus</i>												0				4	4
42	<i>Hyphydrus ovatus</i>												0					0
43	<i>Laccornis oblongus</i>												0			1	3	4
44	Lepidoptera												0					0
45	Limnephilidae												0					0
46	<i>Limnephilus coenosus</i>												0					0
47	<i>Macropelopia</i>												0					0

Tab. A6-12: September 1999, Probestelle Be4, S1 bis S10 Ergebnisse der Surber-Sampler-Methode
 ZS1 bis ZS5 Ergebnisse der Zeit-Sammel-Methode

9/99	Probestelle Be4																		
lauf.	Taxon	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S1-10	ZS1	ZS2	ZS3	ZS4	ZS5	ZS1-5	
1	Agabus didymus											0						0	
2	Anabolia nervosa											0						0	
3	Arctopelopia											0						0	
4	Asellus aquaticus	1			1						1	3		2	2			4	
5	Athripsodes aterrimus											0						0	
6	Baetis niger											0				1		1	
7	Baetis rhodani											0						0	
8	Baetis vernus	1										1				1	3	4	
9	Beraeodes minutus											0						0	
10	Brychius elevatus											0						0	
11	Caenis horaria									1		1						0	
12	Callicorixa											0						0	
13	Calopteryx splendens											0						0	
14	Chironomidae	2	2		1			1		13		19		2		4		6	
15	Chironominae								3			3		2			3	5	
16	Chironomini											0						0	
17	Chironomus thummi – Gr.		3	20	13			1	16	39	36	4	134		1			1	
18	Cloeon											0			2	3	1	6	
19	Cloeon dipterum											0				2		2	
20	Coleoptera											0						0	
21	Corixidae											0						0	
22	Deronectes latus											0						0	
23	Dicranota											0						0	
24	Drusus biguttatus											0						0	
25	Dytiscus											0		1		2		3	
26	Erprobella octoculata	1	2		1	2				1	3	10		2				2	
27	Eubria palustris											0						0	
28	Gammarus pulex											0						0	
29	Gasterosteus aculeatus											0		1				1	
30	Glossiphonia complanata				1							1			1			1	
31	Gyrinus substriatus											0						0	
32	Haliplus											0						0	
33	Haliplus lineatocollis											0						0	
34	Haliplus obliquus											0				2		2	
35	Helobdella stagnalis	4	1			1		1			7	14			1	2	2	5	
36	Hesperocorixa linnaei											0						0	
37	Hesperocorixa sahilbergi											0						0	
38	Hydraena riparia											0						0	
39	Hydropsyche angustipennis											0					1	1	
40	Hydropsyche pellucidula											0						0	
41	Hygrotus decoratus											0						0	
42	Hyphydrus ovatus											0						0	
43	Laccornis oblongus											0					1	1	
44	Lepidoptera											0						0	
45	Limnephilidae											0						0	
46	Limnephilus coenosus											0						0	
47	Macropelopia								4			4						0	

9/99	Probestelle Be4																	
lauf.																		
Nr.	Taxon	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S1-10	ZS1	ZS2	ZS3	ZS4	ZS5	ZS1-5
48	Microtendipes											0						0
49	Nepa cinerea											0						0
50	Notonecta glauca											0						0
51	Odontomesa fulva											0						0
52	Oligochaeta	47	60	84	48	106	24	34	74	191	97	765		8	2	22	6	38
53	Orthocladinae							1				1						0
54	Phacopteryx brevipennis											0						0
55	Pisidium	5	6	19	7	3	1	4	6	10	22	83		1		1		2
56	Planorbarius corneus											0						0
57	Platycnemis pennipes											0				1		1
58	Porhydrus lineatus											0						0
59	Proasellus coxalis											0			2	22		24
60	Procladius											0						0
61	Procloeon bifidum											0		1		1	2	4
62	Proclamesa											0						0
63	Proclamesa olivacea		1	1	2				2	2		8						0
64	Psectrotanytus varius											0						0
65	Psychodidae											0				1		1
66	Pungitius pungitius											0						0
67	Pyrrhosoma nymphula											0						0
68	Radix ovata											0		2	2		2	6
69	Sialis lutaria										1	1						0
70	Sigara falleni											0						0
71	Sigara fossarum											0						0
72	Sigara limitata											0						0
73	Sigara semistriata											0						0
74	Simuliidae											0						0
75	Simulium erythrocephalum											0						0
76	Simulium ornatum											0						0
77	Somatochlora metallica											0						0
78	Stictonectes lepidus											0						0
79	Stratiomyidae											1						0
80	Tanypodinae	4	3	2	10		1	11	1	1	5	38		1		2	4	7
81	Tanytarsini	14	39	25	14	2		21	34	23	30	202			1	7	1	9
82	Tanytarsus s. l.											0						0
83	Theromyzon tessulatum											0						0
84	Tipulidae											1		1				1
85	Valvata cristata											0		1				1
	Summe											1290						139

Tab. A6-13: Oktober 1999, Probestelle Be1, S1 bis S10 Ergebnisse der Surber-Sampler-Methode
 ZS1 bis ZS5 Ergebnisse der Zeit-Sammel-Methode

10/99 Probestelle Be1																		
lauf. Nr.	Taxon	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S1-10	ZS1	ZS2	ZS3	ZS4	ZS5	ZS1-5
1	Agabus didymus											0						0
2	Anabolia nervosa											0						0
3	Arctopelopia											0						0
4	Asellus aquaticus					7					12	19		2		7		9
5	Athripsodes aterrimus											0						0
6	Baetis niger											0						0
7	Baetis rhodani											0						0
8	Baetis vernus											0						0
9	Beraeodes minutus											0						0
10	Brychius elevatus											0						0
11	Caenis horaria											0						0
12	Callicorixa											0						0
13	Calopteryx splendens											0	1					1
14	Chironomidae							3				3						0
15	Chironominae											0						0
16	Chironomini				1							1						0
17	Chironomus thummi – Gr.							2	1			3						0
18	Cloeon											0						0
19	Cloeon dipterum											0						0
20	Coleoptera											0						0
21	Corixidae											0						0
22	Deronectes latus											0						0
23	Dicranota	1			1						8	10				1		1
24	Drusus biguttatus											0						0
25	Dytiscus					1					1	2						0
26	Erpobdella octoculata										2	2				4		4
27	Eubria palustris											0						0
28	Gammarus pulex					5		1		12	18	18	1	1	2	3	7	14
29	Gasterosteus aculeatus											0						0
30	Glossiphonia complanata											0			1			1
31	Gyrinus striatus											0						0
32	Haliphus											0						0
33	Haliphus lineatocollis											0						0
34	Haliphus obliquus											0						0
35	Helobdella stagnalis											0						0
36	Hesperocorixa linnaei											0						0
37	Hesperocorixa sahlbergi											0						0
38	Hydraena riparia											0						0
39	Hydropsyche angustipennis											0						0
40	Hydropsyche pellucidula											0						0
41	Hygrotus decoratus											0						0
42	Hyphydrus ovatus											0						0
43	Laccornis oblongus											0						0
44	Lepidoptera											0						0
45	Limnephilidae											0						0
46	Limnephilus coenosus											0						0
47	Macropelopia											0						0

10/99 Probestelle Be2																		
lauf.																		
Nr.	Taxon	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S1-10	ZS1	ZS2	ZS3	ZS4	ZS5	ZS1-5
48	Microtendipes											0						0
49	Nepa cinerea											0						0
50	Notonecta glauca											0						0
51	Odontomesa fulva											0						0
52	Oligochaeta	60		9	3	124	36	27	20	92	6	377	2			7		9
53	Orthocladinae											0						0
54	Phacopteryx brevipennis			1								1						0
55	Pisidium				1				1			2						0
56	Planorbarius corneus											0						0
57	Platycnemis pennipes											0						0
58	Porhydrus lineatus											0						0
59	Proasellus coxalis											0						0
60	Procladius											0						0
61	Proclaeon bifidum											0						0
62	Prodiamesa											0						0
63	Prodiamesa olivacea	1			1				1		1	4						0
64	Psectrotanypus varius											0						0
65	Psychodidae											0						0
66	Pungitius pungitius											0						0
67	Pyrrhosoma nymphula											0						0
68	Radix ovata											0						0
69	Sialis lutaria	1	3									4						0
70	Sigara falleni											0						0
71	Sigara fossarum											0						0
72	Sigara limitata											0						0
73	Sigara semistriata											0						0
74	Simuliidae											0						0
75	Simulium erythrocephalum											0						0
76	Simulium ornatum											0						0
77	Somatochlora metallica											0						0
78	Stictonectes lepidus											0						0
79	Stratiomyidae											0						0
80	Tanypodinae					1						1		3		3	8	14
81	Tanytarsini	2										2						0
82	Tanytarsus s. l.											0						0
83	Theromyzon tessulatum											0						0
84	Tipulidae											0						0
85	Valvata cristata											0						0
	Summe											409						32

Tab. A6-15: Oktober 1999, Probestelle Be3, S1 bis S10 Ergebnisse der Surber-Sampler-Methode
 ZS1 bis ZS5 Ergebnisse der Zeit-Sammel-Methode

10/99 Probestelle Be3																		
lauf. Nr.	Taxon	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S1-10	ZS1	ZS2	ZS3	ZS4	ZS5	ZS1-5
1	Agabus didymus											0	1			1		2
2	Anabolia nervosa											0						0
3	Arctopelopia											0						0
4	Asellus aquaticus											0			1		5	6
5	Athripsodes aterrimus											0						0
6	Baetis niger											0						0
7	Baetis rhodani											0						0
8	Baetis vernus											0						0
9	Beraeodes minutus											0			1			1
10	Brychius elevatus											0	1					1
11	Caenis horaria											0						0
12	Callicorixa											0						0
13	Calopteryx splendens											0						0
14	Chironomidae					1						1						0
15	Chironominae											0						0
16	Chironomini			3	2	1						6					1	1
17	Chironomus thummi – Gr.			6	13	3	1	5	12	14	1	55						0
18	Cloeon											0	2	4	3	8		17
19	Cloeon dipterum											0		4				4
20	Coleoptera											0						0
21	Corixidae											0						0
22	Deronectes latus											0						0
23	Dicranota		2						1			3						0
24	Drusus biguttatus											0						0
25	Dytiscus											0						0
26	Erpobdella octoculata								1		1	2						0
27	Eubria palustris											0						0
28	Gammarus pulex											0		1	1			2
29	Gasterosteus aculeatus											0						0
30	Glossiphonia complanata											0						0
31	Gyrinus substriatus											0						0
32	Haliphus											0						0
33	Haliphus lineatocollis											0					1	1
34	Haliphus obliquus											0						0
35	Helobdella stagnalis											0						0
36	Hesperocorixa linnaei											0						0
37	Hesperocorixa sahlbergi											0				1		1
38	Hydraena riparia											0						0
39	Hydropsyche angustipennis											0						0
40	Hydropsyche pellucidula											0						0
41	Hygrotus decoratus											0				1		1
42	Hyphydrus ovatus											0						0
43	Laccornis oblongus											0		1				1
44	Lepidoptera											0						0
45	Limnephilidae											0						0
46	Limnephilus coenosus											0						0
47	Macropelopia				1							1				1		1

Tab. A6-16: Oktober 1999, Probestelle Be4, S1 bis S10 Ergebnisse der Surber-Sampler-Methode
 ZS1 bis ZS5 Ergebnisse der Zeit-Sammel-Methode

10/99	Probestelle Be4																		
lauf.																			
Nr.	Taxon	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S1-10	ZS1	ZS2	ZS3	ZS4	ZS5	ZS1-5	
1	Agabus didymus											0						0	
2	Anabolia nervosa											0						0	
3	Arctopelopia											0						0	
4	Asellus aquaticus											0	2					2	
5	Athripsodes aterrimus											0						0	
6	Baetis niger											0						0	
7	Baetis rhodani											0						0	
8	Baetis vernus											0						0	
9	Beraeodes minutus											0						0	
10	Brychius elevatus											0						0	
11	Caenis horaria			1								1						0	
12	Callicorixa											0						0	
13	Calopteryx splendens											0						0	
14	Chironomidae							1	5			6						0	
15	Chironominae								2			2						0	
16	Chironomini		2	1		1			1			5						0	
17	Chironomus thummi – Gr.	3	1	5	12	2	5	45	12	12	3	100						0	
18	Cloeon											0	1					1	
19	Cloeon dipterum			2								2	1		2		3	6	
20	Coleoptera											0						0	
21	Corixidae											0						0	
22	Deronectes latus											0						0	
23	Dicranota			5	3				3	1		12						0	
24	Drusus biguttatus											0						0	
25	Dytiscus											0				1		1	
26	Erpobdella octoculata		1			1	2				1	5						0	
27	Eubria palustris											0						0	
28	Gammarus pulex			1								1						0	
29	Gasterosteus aculeatus											0						0	
30	Glossiphonia complanata											0						0	
31	Gyrinus substriatus											0						0	
32	Haliplus											0						0	
33	Haliplus lineatocollis											0						0	
34	Haliplus obliquus											0						0	
35	Helobdella stagnalis		1	1					1			3				6		6	
36	Hesperocorixa linnaei											0						0	
37	Hesperocorixa sahlbergi											0						0	
38	Hydraena riparia											0	1					1	
39	Hydropsyche angustipennis											0		1				1	
40	Hydropsyche pellucidula											0				1	1	2	
41	Hygrotus decoratus											0						0	
42	Hyphydrus ovatus											0						0	
43	Laccornis oblongus											0						0	
44	Lepidoptera											0						0	
45	Limnephilidae											0	1		1			2	
46	Limnephilus coenosus											0						0	
47	Macropelopia								1			1						0	

Danksagungen

Ich danke Frau Prof. Dr. E. Kiel für die Überlassung des von mir gewünschten Themas und für die Betreuung dieser Arbeit. Ihre Anregungen und ihre Unterstützung waren mir eine große Hilfe.

Herrn Prof. Dr. R. Akkermann danke ich für die Übernahme des Zweitgutachtens.

Frau Dr. C. Vetter danke ich für die Unterstützung bei der Bestimmung der Oligochaeten.

E. Timmermann war mir bei der chemischen Analyse der Gewässerproben eine unverzichtbare Hilfe im Labor.

Herrn Dr. H.C. Vahle danke ich für die Bestätigung von *Ranunculus hederaceus* draußen an der Beeke. Er gestattete mir auch, sein Aquarell des Sandbaches in der Lüneburger Heide zu verwenden.

Herrn ChemR U. Dangers, Leiter des Geschäftsbereichs III des Gewässerkundlichen Landesdienstes des Niedersächsischen Landesbetriebes für Wasserwirtschaft und Küstenschutz NLWK – Betriebsstelle Sulingen – so wie seinen Mitarbeitern Dipl.-Ing. K.-P. Klein (Pegelwesen) und Dipl.-Ing. W. Rolle (Gewässerbiologie und -ökologie) danke ich für die Zusendung der von mir gewünschten Daten.

Den Herren Schmidt und Kitalli vom Fachdienst Tiefbau des Landkreises Diepholz danke ich für das Gespräch und die Überlassung von Informationen im Zusammenhang mit der Abwasser-Einleitung der Fa. A & L.

Herrn G. Korte AL Bauamt der Stadt Diepholz sowie Herrn Brandt danke ich für die Gespräche und die Überlassung von Messergebnissen in der Beeke und im Einleiter durch die Stadt Diepholz.

Herrn H. Lohmeyer, Geschäftsführer des Unterhaltungsverbands Hunte danke ich für das Gespräch über die praktizierte Gewässerunterhaltung.

Herrn J. Alterbaum, Geschäftsführer der Fa. A & L, danke ich für die Erlaubnis, die im Auftrag seiner Fa. vom NLWK ermittelten Pegelstände der Beeke erhalten zu dürfen.

Bedanken möchte ich mich auch bei Frau Dipl. Geogr. Dagmar Trümpler, die diese Arbeit Korrektur gelesen hat.

Mein ganz besonderer Dank gilt meiner Familie, insbesondere meinen vier Kindern, die während der letzten Monate mit viel Verständnis für meine Arbeit erfolgreich ihre Selbständigkeit weiterentwickelt haben.

Ich versichere, dass ich die Arbeit selbständig und ohne Benutzung anderer als der angegebenen Hilfsmittel angefertigt habe. Alle Stellen, die wörtlich oder sinngemäß aus Veröffentlichungen oder anderen Quellen entnommen sind, sind als solche kenntlich gemacht.

Diepholz, den 10. August 2001

H. Lühiger

