



Makrozoobenthos

1.	Einleitung.....	1
2.	Gewässertypspezifisches Leitbild und ASTERICS-Bewertung	3
2.1.	<i>Ergebnisse der WRRL Monitoringzyklen 2006 und 2010</i>	3
2.2.	<i>Saprobien-Index</i>	4
2.3.	<i>Allgemeine Degradation</i>	6
3.	Arten- und Gildenstruktur.....	8
3.1.	<i>Asellus/Gammarus Detritus-Nahrungskette.....</i>	8
3.2.	<i>EPT-Taxa / Beweidungs-Nahrungskette</i>	10
3.3.	<i>Ernährungstypen-Analyse</i>	13
4.	SPEAR: Ökotoxikologisches Effektmonitoring	15
5.	Defizitanalyse.....	16
6.	Kausalanalyse und Stressorzuweisung	17
7.	Fazit.....	32
	Literatur	35

1. Einleitung

Mit Blick auf die Stoffumsetzungen (Funktionsfähigkeit) von Fließgewässern, welche im rhithralen Bereich überwiegend an und in der Gewässersohle ablaufen, kommt dem Makrozoobenthos eine Schlüsselstellung zu (Abb.1). Dabei verläuft der Energieeintrag ins Nahrungsnetz entweder über den Pfad der Detritus- oder der Weidegänger-Nahrungskette. Folglich reagiert das Makrozoobenthos in seiner Artenstruktur auf Veränderungen des Nahrungsangebots (Laub, Al-

gen, Abwasser,..) und der Rahmenbedingungen (Temperatur, Fließgeschwindigkeit, Sohlstruktur, Sauerstoff, ..).

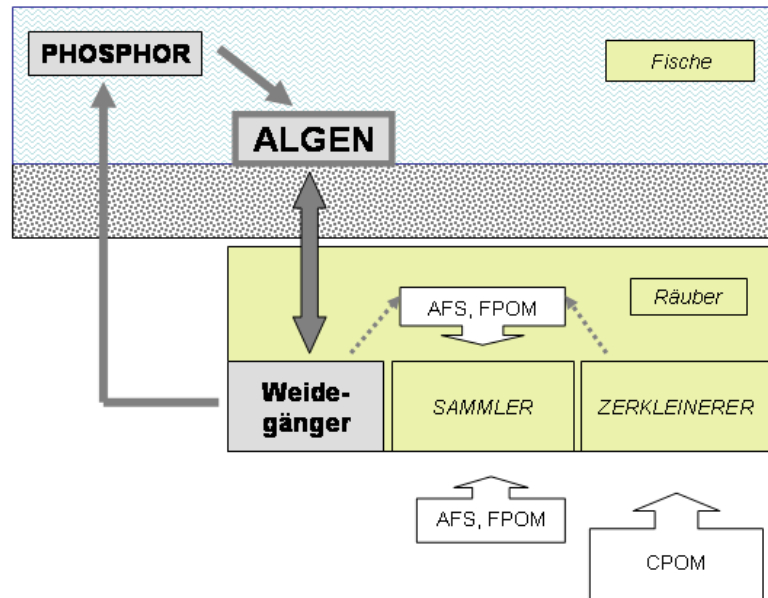


Abb.1. Schematische Darstellung des Nahrungsnetzes eines rhithralen Fließgewässers

Entsprechend dem sich im Längsverlauf eines Fließgewässers ändernden Nahrungsangebot und Rahmenbedingungen bildet sich eine gewässertypspezifische Artenstruktur aus [2], die zur Bewertung des ökologischen Zustands herangezogen wird. Hierzu werden drei Module Saprobien-Index, Allgemeine Degradation und Versauerung berechnet, welche zur ökologischen Zustandsbewertung verschnitten werden.

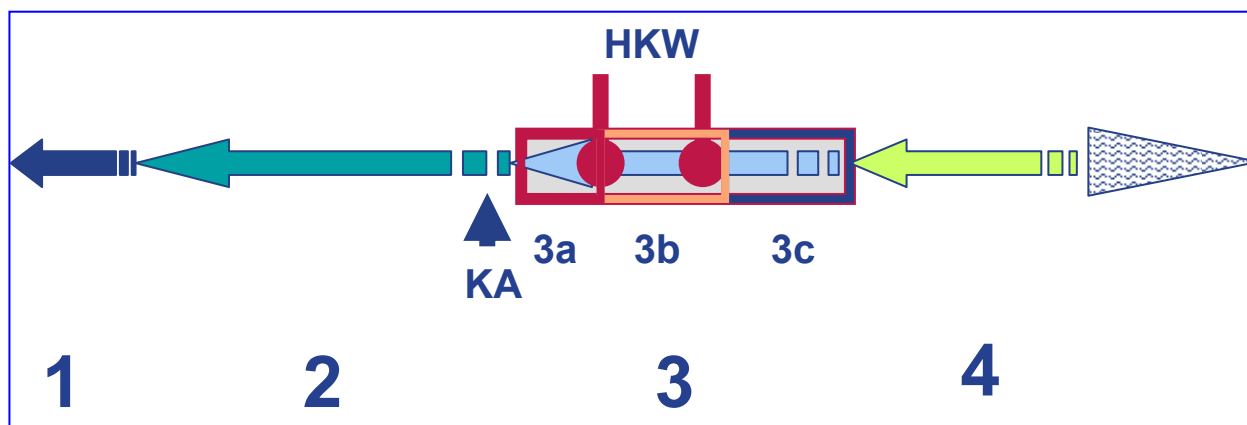
Während der Saprobien-Index die Belastung mit organischen Sauerstoff zehrenden Abwässern ausweist, indiziert die Allgemeine Degradation überwiegend die Auswirkung verschiedener Stressoren, wobei in den meisten Fällen die Gewässermorphologie nach derzeitiger Meinung den wichtigsten Stressor darstellt – wenn die Saprobie „gut“ ist [3].

2. Gewässertypspezifisches Leitbild und ASTERICS-Bewertung

Als Mittelgebirgsfluss des silikatischen Grundgebirges ist der gesamte Streckenabschnitt der Unteren Wupper dem Typ 9 „Silikatischer, fein- bis grobschottriger Mittelgebirgsfluss“ zugeordnet. Dieser Fließgewässer-Typ wird von einer artenreichen Gesellschaft anspruchsvoller aquatischer Insekten (Eintags-, Stein- und Köcherfliegenlarven) besiedelt.

Zwecks Vereinheitlichung und Zusammenführung der Messdaten wurde die Untere Wupper in insgesamt 4 Streckenabschnitte – entsprechend den Wasserkörpern WRRL – unterteilt. Das Stadtgebiet Wuppertal – Abschnitt 3 – wurde darüber hinaus in drei weitere Untereinheiten gegliedert (vgl. Fische).

Abb.2. Unterteilung der Unteren Wupper in Streckenabschnitte (HKW Heizkraftwerke, KA Kläranlagen)



2.1. Ergebnisse der WRRL Monitoringzyklen 2006 und 2010

Wie die Untersuchungsergebnisse des WRRL Monitorings darlegen, kommt die Wupper mit einem guten ökologischen Zustand (Abschnitt 4) ins Stadtgebiet (Abschnitt 3). Dort erfährt sie eine deutliche Verschlechterung (Tab.1), bevor sie mit Aufnahme der Abwässer in den schlechten ökologischen Zustand übergeht (Abschnitt 2). Grund für die Abwertung des ökologischen Zustands sind die Ergebnisse des Moduls Allgemeine Degradation.

Die Saprobie der Unteren Wupper wird aktuell (2010) durchgehend mit gut bewertet und hat sich somit im Streckenabschnitt 2 des Kläranlagen beeinflussten Bereichs gegenüber dem Monitoringzyklus 2006 verbessert.



Tab.1. Ergebnisse der Makrozoobenthos Untersuchungen im Rahmen des Monitorings WRRL

gewaessername	name	stat.	2006	2010	2006	2010	2006	2010
			PERLODES: Ökologische Zustandsklasse	PERLODES: Ökologische Zustandsklasse	PERLODES: allgemeine Degradation	PERLODES: allgemeine Degradation	PERLODES: Saprobie	PERLODES: Saprobie
Wupper	oh. Herbringhauser Bach	60,3	2	2	2	2	2	2
Wupper	oh. Schwelme	54,9	2	2	2	2	2	2
Wupper	uh. HKW Barmen	52,7	4	0	4	0	2	0
Wupper	Brücke Farbmühle	51,1		3		3		2
Wupper	uh. Fa. Bayer	44,3	4	4	4	4	2	2
Wupper	Rutenbecker Brücke	41,6					3	
Wupper	Kohlfurther Brücke	36,7	5	5	5	5	3	0
Wupper	Müngstener Brücke	31,5	5	5	5	5	3	2
Wupper	Pegel Glüder	24,9	5	5	5	5	2	2
Wupper	Wupperhof/oh. Schellberger Bach	21,2	5	0	5	0	3	0
Wupper	uh. Wupperhof	20,8		5		5		0
Wupper	in Leichlingen	11,7	4	4	4	4	2	2
Wupper	bei Opladen	5,0	5	4	5	4	3	2

2.2. Saprobien-Index

Sei dem Ausbau der Abwasserreinigung, welche mit Inbetriebnahme der Nitrifikationsstufe auf der KA Buchenofen im Jahr 2001/02 ihren Abschluß fand, bewegen sich die Konzentrationen sauerstoffzehrender Substanzen im gesamten Streckenabschnitt der Unteren Wupper im Bereich der LAWA-Orientierungswerte für den „guten ökologischen Zustand“ (Abb.3). Spätestens seit dem Jahr 2005 liegen auch die 90-Perzentile der NH_4N -Konzentrationen unter $0,3 \text{ mg l}^{-1}$. Dennoch wurde die Saprobie des Kläranlagen beeinflussten Streckenabschnitts 2 der Unteren Wupper im Monitoringzyklus 2006 nur mit „mäßig“ bewertet.

Wie neuere Untersuchungsergebnissen zeigen, bewegt sich der Saprobien-Index auch im Streckenabschnitt 2 seit dem Jahr 2008 im „guten“ Zustand ($\text{SI} < 2,1$). Somit kann der gesamte Streckenbereich der Unteren Wupper aktuell dem „guten“ saprobiellen Zustand zugerechnet werden.

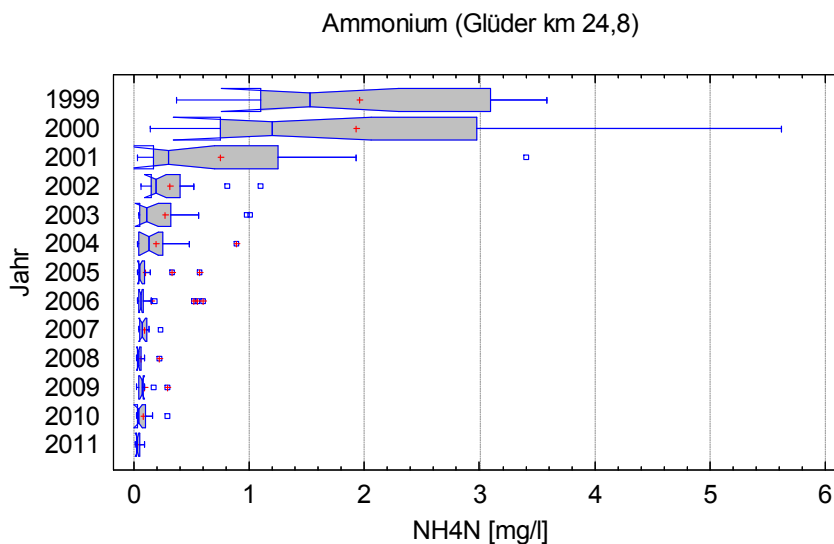
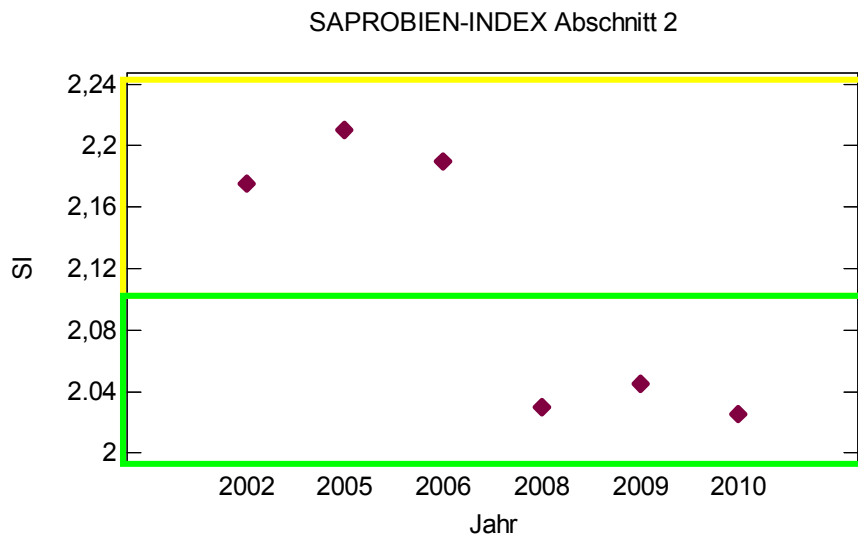


Abb.3. Entwicklung des Saprobien-Index im Abschnitt 2 und der NH_4N -Konzentrationen bei km 24,8 (Abschnitt 2)

Diese in den Jahren 2007/08 einsetzende Verbesserung des Saprobien-Index kann derzeit keiner zeitgleichen Veränderung in der Belastungssituation (BSB_5 , NH_4N ; Temperatur: 2004) zugeordnet werden (vgl. 3.1. *Asellus/Gammarus*).

Nichtsdestotrotz ist im Längsgradienten innerhalb des „guten“ Bereichs weiterhin eine Zunahme des saprobiellen Zustands unverkennbar. Allerdings findet der Wechsel im saprobiellen Zustand von SI ca. 1,8 auf SI ca. 2,0 nicht erst im Kläranlagen beeinflussten Abschnitt 2, sondern bereits im Stadtgebiet – Abschnitt 3a – statt und kann keinem längszonalen parallel verlaufenden An-

stieg der saprobiellen Belastungsindikatoren, z.B. NH_4 oder BSB, zugeordnet werden (vgl. Nährstoffangebot/ACP).

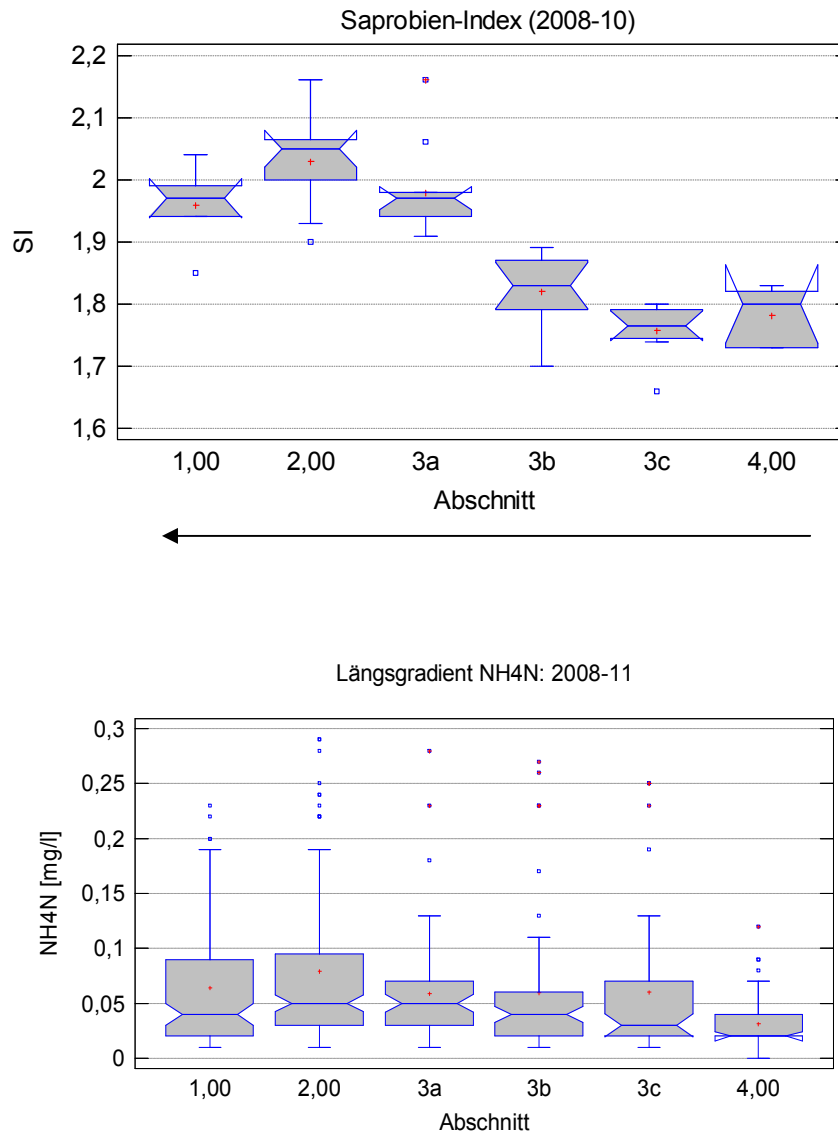


Abb.4. Aktueller Längsgradient des Saprobien-Index' und der NH_4N -Konzentrationen

2.3. Allgemeine Degradation

Sowohl im Monitoringzyklus 2006 als auch 2010 wurde der Streckenabschnitt 4 – oberhalb Stadtgebiet – mit „gut“, der Streckenabschnitt 3 – Stadtgebiet- mit „unbefriedigend“ und die Streckenabschnitte 2 und 1 – Kläranlagen beeinflusster Bereich – mit „schlecht“ eingestuft.

Wie die Ergebnisse räumlich hochauflösender Untersuchungen der Jahre 2008-2010 im Stadtgebiet zeigen, ist die Verschlechterung der Allgemeinen Degradation zwischen km 44 (Zoo) und km 42 (Rutenbeck) und damit oberhalb der Abwassereinleitungen besonders ausgeprägt.

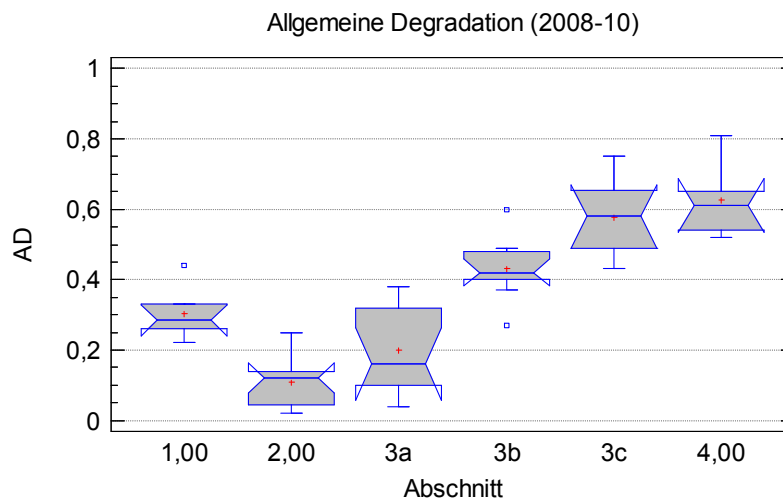
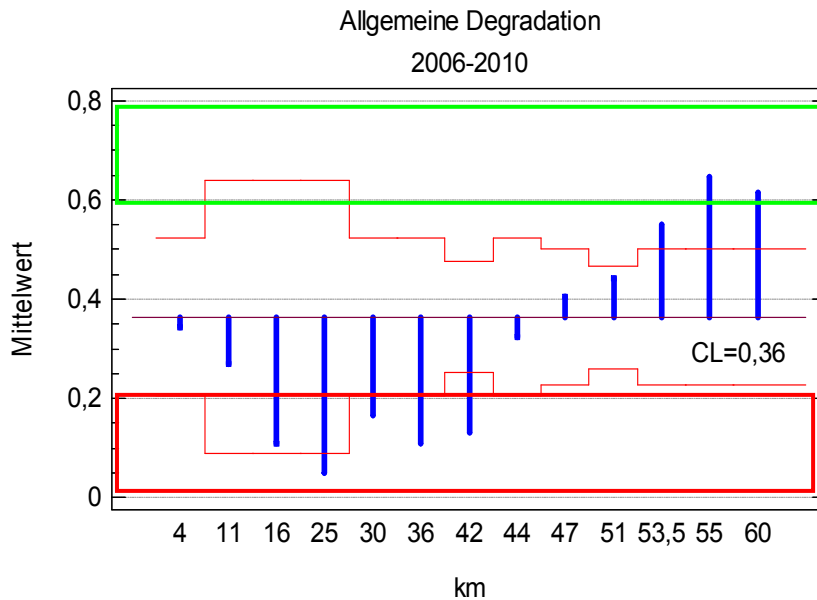


Abb.5. Längsgradient des Moduls Allgemeine Degradation

Unverkennbar und bisher in den Ursachen ungeklärt kommt es im Jahr 2011 in den Abschnitten 3b bis 2 zu einer statistisch signifikanten Verbesserung im Modul Allgemeine Degradation. Ob es sich hierbei um einen Trend / Shift (vgl. Saprobien-Index) oder um eine Ausnahmesituation handelt, muss die Zukunft zeigen.

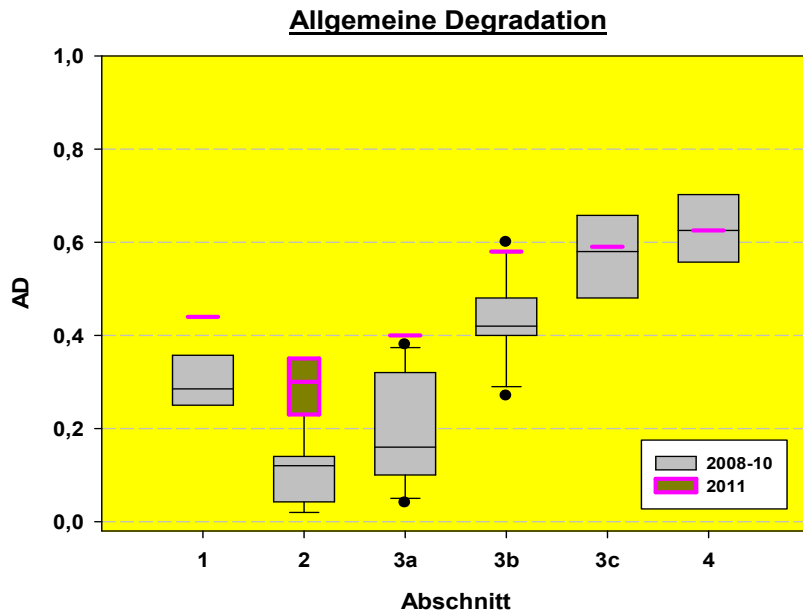


Abb.6. Längsgradient der Allgemeinen Degradation (2008-10) und 2011

3. Arten- und Gildenstruktur

Veränderungen in der benthischen *Asellus/Gammarus* Detritus-Nahrungskette besitzen einen hohen Indikationswert für die Gewässergüte, da *Asellus* als eine Leitart der α -mesosaprobien Stufe gilt, welche in der nachfolgenden β -mesosaprobien Stufe der Selbstreinigung von *Gammarus* abgelöst wird [6]. Veränderungen in der Artenstruktur der Eintagsfliegen (Ephemeropteren) indizieren Abweichungen von der oligosaprobien Zone („Reinwasserformen“) [5].

Flankierend vermag die Analyse der Ernährungstypen u.U. Hinweise auf Art und Ausmaß von gewässertypspezifischen Veränderungen im Nahrungsangebot zu geben [2].

3.1. *Asellus/Gammarus* Detritus-Nahrungskette

Die benthische *Asellus/Gammarus* Detritus-Nahrungskette nimmt eine Schlüsselposition für den CPOM (Laub)abbau und die Funktionsfähigkeit rhithraler Gewässer ein. Während das Vorkommen von *Gammarus* ($s=1,5$; $G=4$) auf relativ saubere sauerstoffreiche Gewässerabschnitte beschränkt ist, übernimmt *Asellus* diese Funktion in Abwasser belasteten sauerstoffarmen Gewässerabschnitten. Damit gilt *Asellus* als Leitform der α -mesosaprobien Stufe welche nachfolgend in der β -mesosaprobien Stufe durch Gammariden abgelöst wird. Folglich ist selbst ein *Asellus / Gammarus*-Index entwickelt worden, der – analog dem SI – die Abwasserbelastung abbildet [6; s. auch 4.SPEAR!].

Wie die obigen Betrachtungen zur Entwicklung des Saprobien-Index im Kläranlagen beeinflussten Bereich des Abschnitts 2 zeigen, hat sich dieser seit dem Jahr 2007/08 im „guten“ Bereich stabilisiert. Diese Verbesserung des SI im Kläranlagen beeinflussten Streckenabschnitt 2 während der Jahre 2007/08 geht mit einem zeitgleichen Rückgang der Wasserassel *Asellus aquaticus* (s=2,8, G=4) einher:

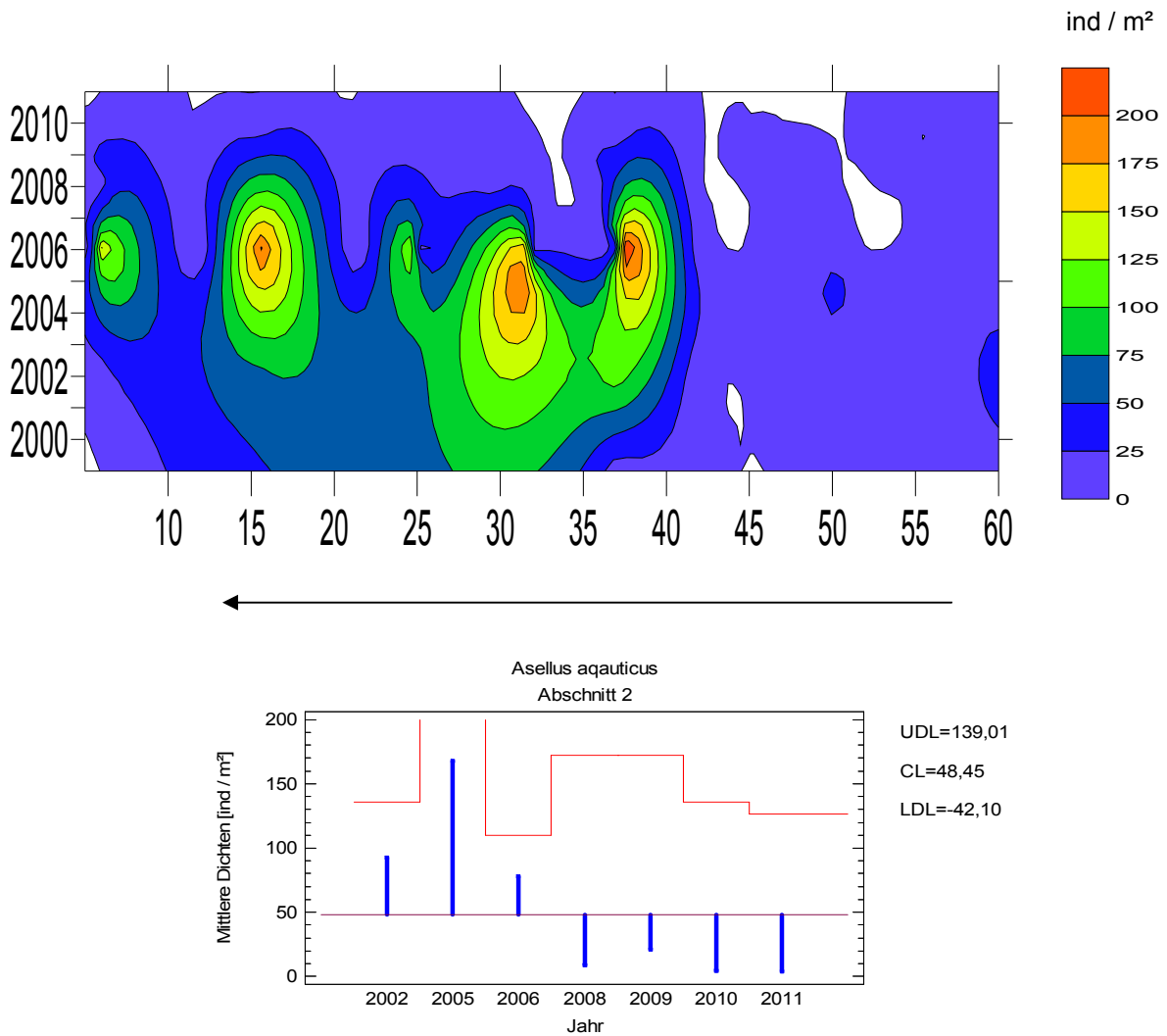


Abb.7. Verbreitung von Asseln (*Asellus*, *Proasellus*) in der Unteren Wupper und zeitliche Entwicklung (Aprilfenster) der Wasserassel *Asellus aquaticus* im Abschnitt 2

Der Rückgang von *Asellus* im Abschnitt 2 wird zeitlich verzögert begleitet von einer Besiedlung durch Gammariden, welche die entsprechende Funktion in der benthischen Detritus-Nahrungskette übernehmen. Dabei wird der Bereich unterhalb der HKW Elberfeld (km 46) vornehmlich durch *Gammarus roeseli* („Flußflohkrebs“; s=2,2, G=8) besiedelt, während im Stadtgebiet *Gammarus fossarum* („Bachflohkrebs“; s=1,8, G=4) dominiert (Abb.8). Oberhalb des Stadtgebiets finden sich nur wenige Gammariden (vgl. Groppen-Bestand!).

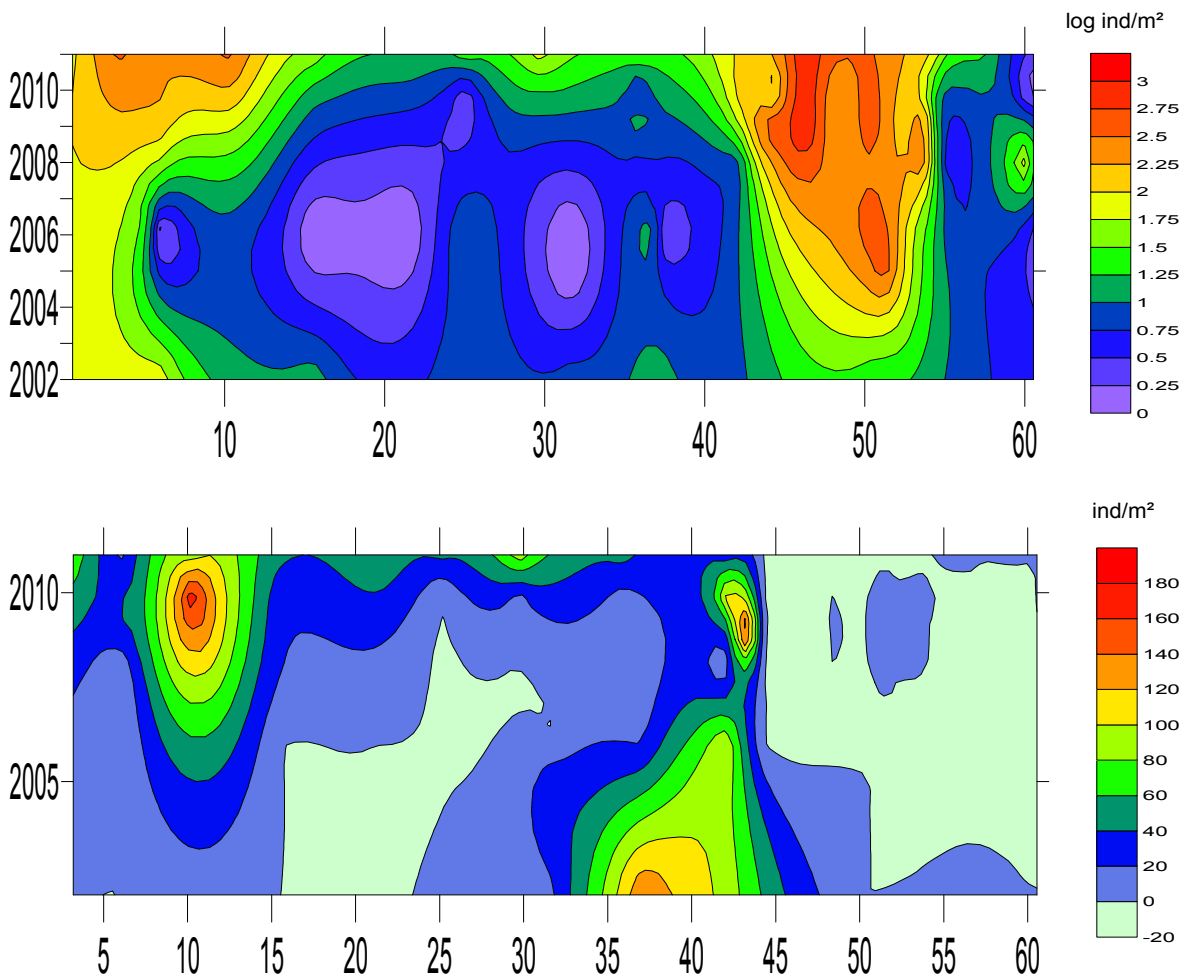
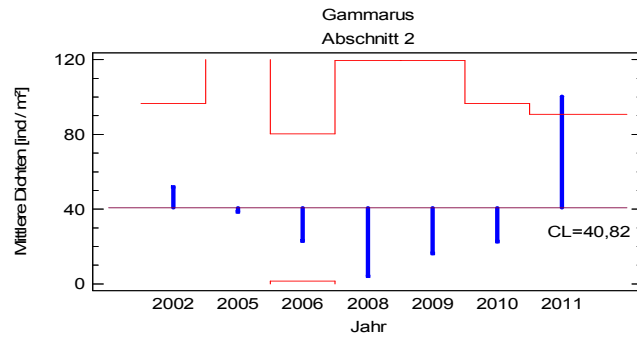


Abb.8. Zeitliche Entwicklung der Gammariden im Abschnitt 2 und Vorkommen von *Gammarus fossarum* und *G. roeseli* in der Unteren Wupper (Aprilfenster)

3.2. EPT-Taxa / Beweidungs-Nahrungskette

Wie eine Analyse der Artenstruktur der EPT-Taxa (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) erkennen lässt, verschwinden sensible kalt-stenotherm oligosaprobe Rhithral-Arten („Reinwasserformen“: *Ephemera danica* sensibler *Ecdyonurus torrentis*) im Längsgradienten der Unteren Wupper spätestens mit Erreichen des Abschnitts 3b [4,5]:

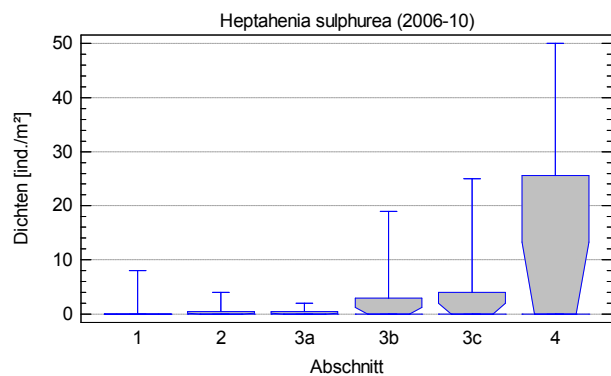
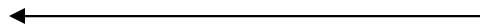
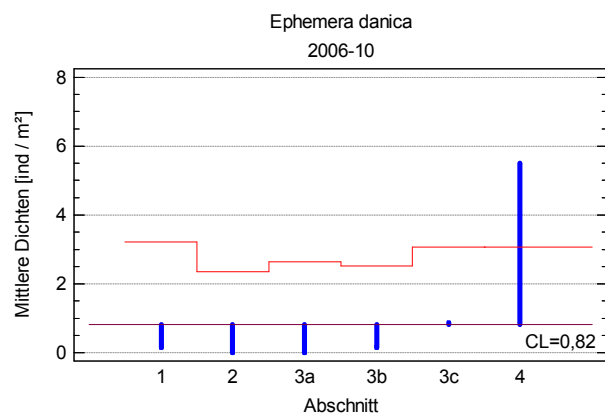
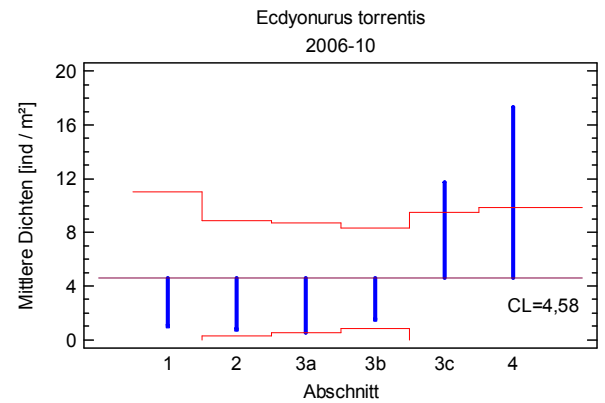


Abb.9. Längsgradient ausgesuchter EPT-Taxa

Die eher wärmetolerante Trichoptere *Cheumatopsyche lepida* hingegen verschwindet erst im Kläranlagen beeinflussten Abschnitt 2. Selbst der robuste Ubiquist *Baetis rhodani* bricht in seinen Dichten im Stadtgebiet ein - zeigt allerdings im Abschnitt 2 wieder Erholungstendenzen, während die eurytherme potamale *Baetis fuscatus* erst im Abschnitt 3b des Stadtgebiets auftritt.

erholt, nehmen die Bestandsdichten der robusteren Baetiden – im Gegensatz zu den „größeren“ sensitiven Heptageniden - bereits im Kläranlagen beeinflussten Abschnitt 2 unterhalb des Stadtgebiets wieder zu (Abb.11).

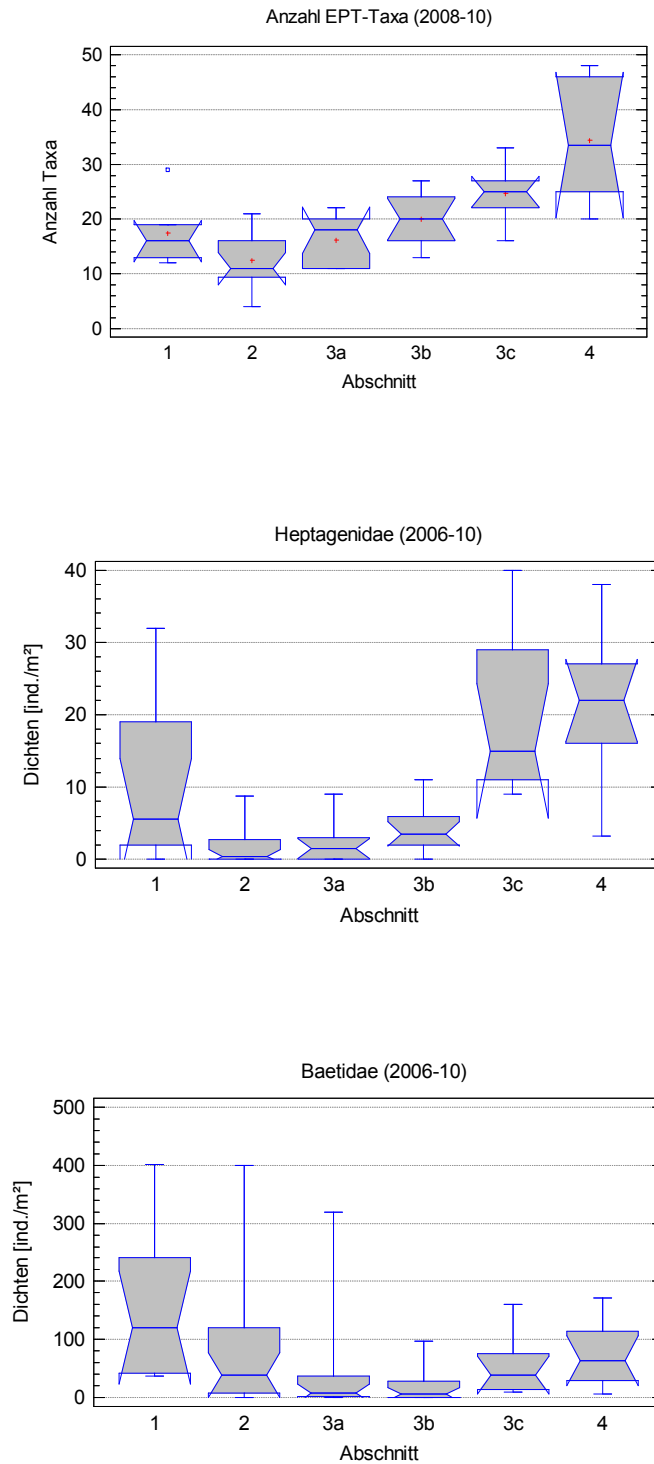


Abb.11. Längsgradient ausgesuchter EPT(Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera)-Taxa (Aprilfenster 2006-2010)

3.3. Ernährungstypen-Analyse

Weder der Rhithron-Ernährungstypen-Index (RETI) noch die weitere Auswertung der Ernährungstypen führt auf den ersten Blick zu belastbaren Ergebnissen.

So nimmt die gewichtete Dichte der Weidegänger (\sim Ind.dichte * Ernährungstypen-Score) im ‚Stadtgebiet‘ tendenziell - entgegengesetzt zum Nahrungsangebot (Eutrophierung, vgl. Kap. Ökosystemstoffwechsel) - eher ab statt zu (Abb.12).

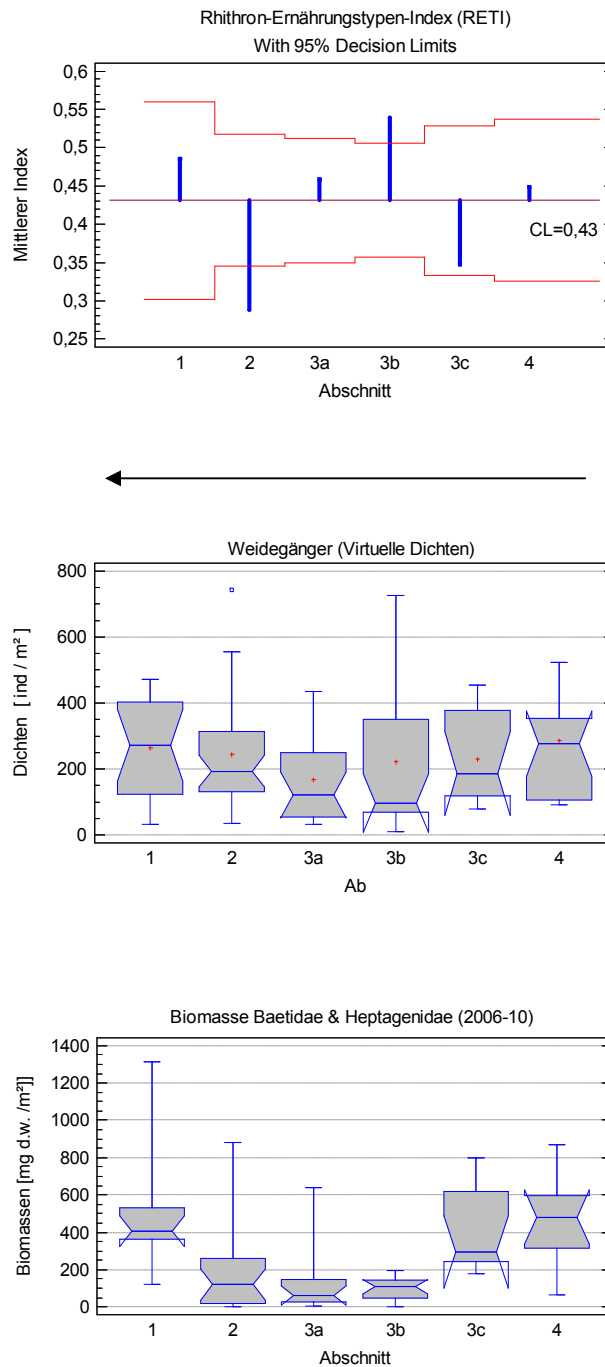


Abb.12. Längsgradient des RETI der Weidegänger und der Biomassen bedeutender Eintagsfliegenlarven (Aprilfenster)

Zwar liegen die Bestandsdichten der „kleinen“ Baetiden (*B. rhodani*, *B.fuscatus*; ca. 2 mg / ind) mit ca. 50-100 ind./m² durchschnittlich deutlich höher als jene der „großen“ Heptageniden (ca. 16 mg / ind.) (Abb.11), jedoch kompensieren diese ihre geringen Dichten und damit die Bedeutung der Ephemeropteren als Weidegänger oberhalb des Stadtgebiets durch hohe Biomassen.

4. SPEAR: Ökotoxikologisches Effektmonitoring

SPEAR (=Species at risk) wurde als ein Bioindikationsmodul für die ökotoxikologische Wirkung von Pestiziden entwickelt [7]. SPEAR_{organic} ist eine Weiterentwicklung von SPEAR_{Pesticide} zur Indikation kontinuierlicher Belastungen mit organischen Schadstoffen Folgende Art-Merkmale sind maßgebend für die Einstufung im SPEAR_{organic} Modul,

- Relative toxikologische Sensitivität gegenüber *Daphnia* (Species at risk $S > -0,36$)
- Generationsdauer

Wie die längszonale Bewertung der Artenstruktur des Makrozoobenthos mit der SPEAR-Methodik unschwer erkennen lässt, weist diese für die Untere Wupper im Streckenabschnitt unterhalb der HKW Elberfeld bis Burg mit $< \neq -0,36$ eine ökotoxikologische Belastung aus (Abb.13).

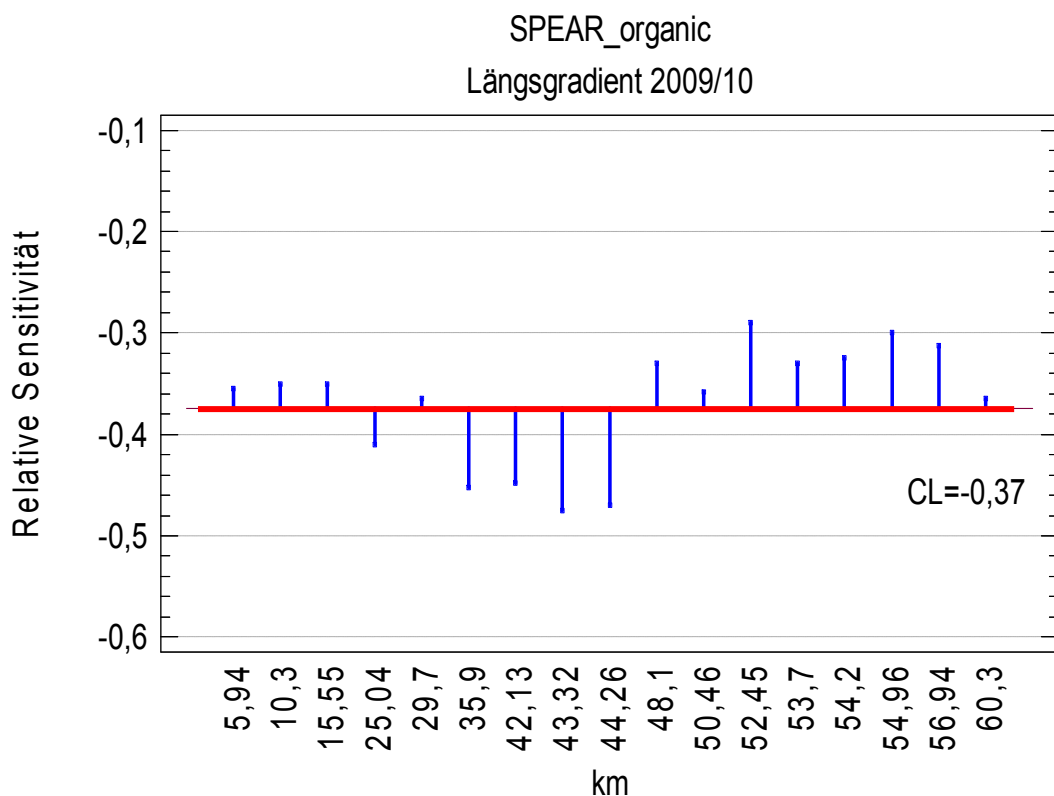


Abb.13.: SPEAR_{organic} im Längsgradient

5. Defizitanalyse

Wie die Analyse der Artenstruktur des Makrozoobenthos für die Jahre 2008-11 in Verbindung mit einer vergleichenden Betrachtung der Module Saprobien-Index (SI), Allgemeine Degradation (AD) und SPEAR unschwer erkennen lässt, erfährt das Gewässer mit Passage des Stadtgebiets eine ökologische Degradation und zeigt im Mündungsbereich leichte Erholungstendenzen. Übereinstimmend zeigen die Bewertungsmodule Allgemeine Degradation, Saprobien-Index und SPEAR

- bis km 53,5 (HKW Barmen) in den Abschnitten 4 und 3a einen guten ökologischen Zustand, nachfolgend
- im Abschnitt 3b eine mäßige Verschlechterung des ökologischen Zustands bevor
- ab km 44 und damit oberhalb der Abwassereinleitungen in den Abschnitten 3a und 2 ein schlechter Zustand erreicht wird.

Jedoch scheint die Makrozoobenthoszönose (MZB) - wie die Populationsdynamik ausgesuchter Taxa (*Asellus/Gammarus*) nahelegt - sich derzeit nicht in einem Gleichgewichts-Endzustand – vgl. Fische – zu befinden. Kennzeichnend für das Defizit der Artenstruktur ist insbesondere der Rückgang der „sensitiven“ EPT-Taxa („Reinwasserformen“) im Stadtgebiet. Gewässerökologisch charakterisiert sich das Defizit der Wupper als eine „Potamalisierung“ der Artenstruktur der aquatischen Biozönose (Tab.2). Dies legt nahe, nach den Treibern eine Potamalisierung zu suchen.

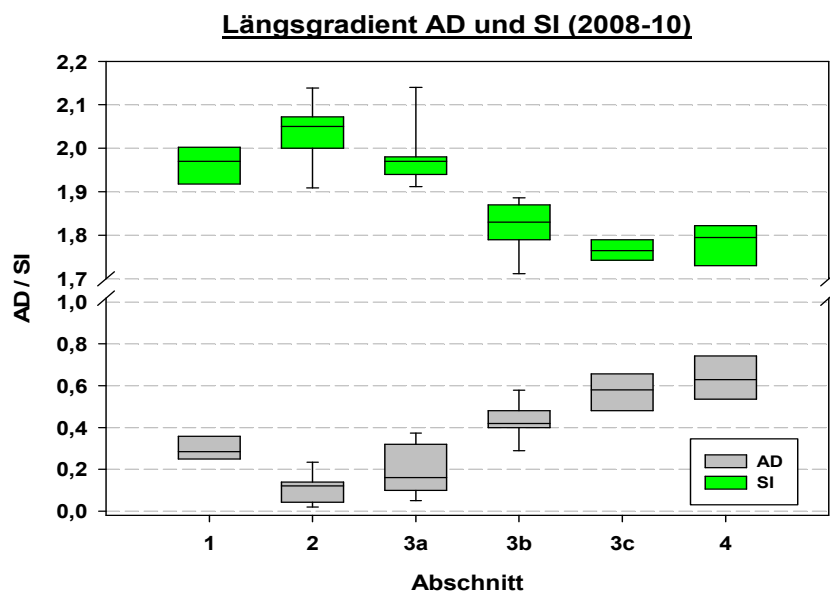


Abb.14. Die Module Allgemeine Degradation AD und Saprobien-Index SI spiegeln sich im Längsgradienten der Unteren Wupper

6. Kausalanalyse und Stressorzuweisung

Nach derzeitiger Auffassung sollte die ‚Allgemeine Degradation‘ AD bei guter ‚Saprobie‘ SI das Ausmaß hydromorphologischer Degradationen anzeigen. Lediglich im Bereich „mäßiger“ Saprobie - der aktuell in der Unteren Wupper nicht mehr vorkommt - sollte die saprobielle Belastung SI die AD „über“prägen [3]. Ökotoxikologische Belastungen hingegen, insbesondere mit Pestiziden, sollten zu Veränderungen der Artenstruktur führen, welche sich mit dem Modul SPEAR erfassen lassen [7].

Neben der sich aus den Modulen SI, AD und SPEAR ableitenden „indirekten“ bioindikativen Stressorzuweisung (AD ~ Strukturgüte, SPEAR ~ Ökotoxizität) sind die Treiber einer „Potamalisierung“ (Temperatur, Feinsedimente, AFS, etc.) und deren Erklärungspotenzial für die Defizite in der Artenstruktur des MZBs in die Stressor-Analyse einzubeziehen, erreicht die Untere Wupper doch den guten ökologischen Zustand, wenn man den unterhalb folgenden Gewässertyp 9.2. „Große Flüsse des Mittelgebirges“ als Referenz zugrunde legt.

Tab.2. Ökologischer Zustand der Wupper (Module SI und AD) für die Referenz „Rhithral Mittelgebirgsfluss“ (Typ 9) und „Potamal Mittelgebirgsfluss“ (Typ 9.2.)

Modul	Typ-Nr.	Typ-Name	km	60,5 oberhalb Herbringhauser Bach	55,0 oberhalb Schwelme	54,2 uh. Rosenau, Brücke Stennert	53,7 oberhalb HKW Barmen	52,5 uh HKW Barmen, Höhe Accenta	50,5 Arbeitsamt	48,1 Ohligsmühle	46,2 oberhalb HKW Elberfeld	44,3 Zoo/Stadion, uh Fa. Bayer	43,3 Bayer Sportanlagen	42,1 oberhalb Rutenbecker Brücke (Wanderweg)	35,9 oberhalb KW Kohlfurth (Dauermessstelle)	29,7 Wiesenkotten	5,9 Opladen
SI	Typ 9	Silikatische, fein-bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse	April 09	1,75	1,68	1,71	1,67	1,79	1,69	1,87	1,94	1,95	1,90	1,90	2,04	2,05	1,92
SI	Typ 9.2	Große Flüsse des Mittelgebirges	April 09	1,75	1,68	1,71	1,67	1,79	1,69	1,87	1,94	1,95	1,90	1,90	2,04	2,05	1,92
AD	Typ 9	Silikatische, fein-bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse	April 09	0,54	0,67	0,52	0,48	0,45	0,47	0,38	0,32	0,23	0,14	0,20	0,27	0,21	0,45
AD	Typ 9.2	Große Flüsse des Mittelgebirges	April 09	0,78	0,88	0,80	0,86	0,80	0,84	0,75	0,73	0,64	0,61	0,56	0,63	0,66	0,78

Klassische Treiber einer Potamalisierung der aquatischen Biozönose sind die zunehmende Bedeutung der gewässerinternen Produktion als Nahrungsquelle (Algen, FPOM, AFS) bei höheren Temperaturen und feineren Sohlsubstraten [2]. Wie die Ergebnisse des Kap. Ökosystemstoffwechsel zeigen, erfährt die Wupper eine deutliche Intensivierung des Ökosystemstoffwechsels und damit grundlegende Veränderungen im Nahrungsangebot im Stadtgebiet, welche durch ent-



sprechende Veränderungen im Temperaturregime [8,9,25,26] und erhöhte Feinsediment-Einträge [25,26] aus dem Stadtgebiet begleitet werden und eine „Potamalisierung“ der MZB-Zönose erwarten lassen. Da die Untere Wupper einen ausgeprägten Längsgradienten des Temperaturregimes aufweist, liegt es nahe, dass ökologische Defizit in der Artenstruktur des MZBs und des Moduls AD, insbesondere auch den Rückgang rithraler EPT(Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera)-Taxa (Abb.10), auf die Wirkungen der Abwärmeeinleitungen zurückzuführen. Ebenso sind zunehmende Feinsediment-Einträge aus dem versiegelten Stadtgebiet als Treiber der Defizite des Moduls AD nicht auszuschließen [25,26], reagiert doch das MZBs empfindlicher auf Feinsediment-Einträge als die Fischfauna. Dabei wirken erhöhte Feinsediment-Einträge sowohl über den Pfad der strukturellen Degradation des Lebensraums, insbesondere durch Sand-Anreicherungen an der Gewässersohle, wie auch funktionell über eine Veränderung der Stoffwechselrate aufgrund der Verschlechterung der Nahrungsqualität, insbesondere durch erhöhte Schluff- und AFS-Belastungen [29,30]. Zunehmende Feinsediment-Akkumulationen an der Gewässersohle sind, ebenso wie Temperatur-Erhöhungen, Treiber einer Potamalisierung der aquatischen Insektenzönose, welche insbesondere zu einem Rückgang der EPT-Taxa führen [27,28]. Mit Blick auf die Kausalanalyse der die Artenstruktur treibenden Stressoren werden folgende Hypothesen diskutiert:

1. Hydromorphologisch-strukturelle Degradationen, insbesondere der
 - 1.1. der Sohl-Strukturgröße,
 - 1.2. zunehmende Feinsediment-Anteile auf der Gewässersohleund / oder
 - 1.3. hydraulischer Stress aufgrund von Eingrenzungzeichnen verantwortlich für die Defizite in der Artenstruktur des MZBs (Modul AD).
2. Veränderungen im Temperaturregime zeichnen aufgrund von Beeinträchtigungen des organismischen Stoffwechsels (letale Grenzen, Wachstum, Sauerstoff) verantwortlich für die Defizite in der Artenstruktur des MZBs (Modul AD) [9,13,16,21,22].
3. Ökotoxikologische Effekte zeichnen verantwortlich für die Defizite in der Artenstruktur des MZBs (SPEAR, [7]).
4. Die mit der Intensivierung des Ökosystemstoffwechsels (Eutrophierung) einhergehenden Veränderungen, u.a. im Sauerstoffhaushalt und Nahrungsangebot führen zu Veränderungen in der Artenstruktur des MZB, die sich im Saprobien-Index (Autosaprobisierung) spiegeln.

5. Veränderungen in der Artenstruktur und Funktionsfähigkeit des MZB's öffnen den Weg für die im Längsgradienten zu beobachtende Intensivierung des Ökosystemstoffwechsels („Eutrophierung“, vgl. Kap. Ökosystemstoffwechsel). Verantwortlich hierfür sind verringerte „Verlustraten“ (Beweidungsdruck, grazing) [1] aufgrund von
- 5.1. Veränderungen im Temperaturregime [24]
 - 5.2. Veränderungen im Nahrungsangebot (Qualität) aufgrund von Feinsediment-Einträgen [30]

1. Hydromorphologisch-strukturelle Degradationen

1.1. Sohl-Strukturwerte,

Nach gängiger Auffassung sollte die AD bei guter Saprobie das Ausmaß hydromorphologischer Degradationen anzeigen [3]. Da ökotoxikologisch relevante Pestizid-Belastungen im Bereich der Unteren Wupper derzeit nicht bekannt sind, könnte und sollte die enge räumliche Korrelation der Module AD und SPEAR auf hydromorphologische Belastungen („habitat quality“, [7]) rückführbar sein.

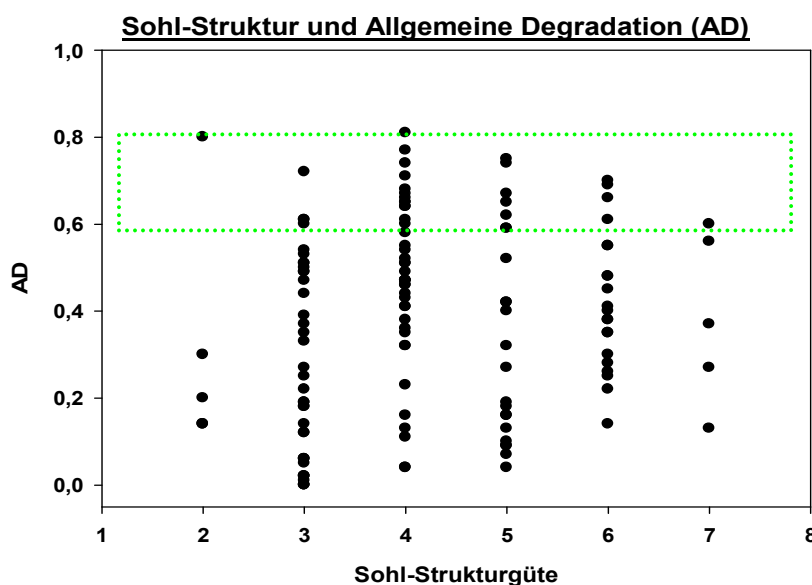


Abb.15. Allgemeine Degradation und Sohl-Strukturwerte-Klassen, Gewässertyp 9

Eine Abhängigkeit der AD (ebenso SPEAR) von der Sohl-Strukturwerte-Klasse, bestimmt nach LAWA, der Messstelle lässt sich aus den derzeit vorliegenden Daten für Mittelgebirgsgewässer des Typs 9 jedoch nicht ableiten (Abb.15) – ein Ergebnis welches auch für kiesgeprägte Flüsse des Tieflands gilt [36].



1.2. zunehmende Feinsediment-Anteile an der Gewässersohle („Äußere Kolmation“)

Zunehmende Feinsediment-Anteile („Versandung“) an der Gewässersohle verändern den Lebensraum aquatischer Insekten und führen zu einem Rückgang insbesondere der EPT-Taxa [32,33,34]. Einerseits werden Feinsediment-Akkumulationen auf der Gewässersohle vielfach mit ökologischen Defiziten in der Artenstruktur des MZBs korreliert [25,26], andererseits gibt es nur wenige experimentelle Untersuchungen, welche die Kausalität belegen [27]. Experimentelle Ergebnisse zum Thema Feinsediment-Belastung unterstreichen die Sensitivität der Ephemeropteren *Baetis rhodani*, *Ecdyonurus* und *Ephemerella ignita* für erhöhte Feinsediment-Einträge [27,28]. Alle drei Taxa sind Weidegänger und reagieren auf die durch Feinsediment-Einträge herabgesetzte Nahrungsqualität, lediglich *Ecdyonurus spec.* ist zudem auf ein „sauberes“ Interstitial angewiesen [27]. Die genannten Taxa kommen stetig in der Unteren Wupper vor und zeigen allesamt mit und innerhalb des Stadtgebiets einen deutlichen Rückgang der Populationsdichten, während die Feinsediment- und Wärme-tolerante Trichoptere *Cheumatopsyche lepida* [25] erst unterhalb des Stadtgebiets in Abschnitt 2 einbricht (Abb.10,11), wo sich *Baetis rhodani* wieder erholt (Abb.10).

Zwar korreliert die Degradation der Artenstruktur im Längsgradienten mit einer zunehmenden Versandung der Sohloberfläche im Stadtgebiet (vgl. Kap. Gewässersohle), allerdings, die Feinsediment-Anteile an der Sohloberfläche der Wupper sind – ebenso wie die Einträge (Sedimentfallen!) – oberhalb des Stadtgebiets aufgrund der Stauhaltungen deutlich geringer als unter naturnahen Bedingungen und erreichen nicht die kritischen Grenzen [32,33]. Dies belegen sowohl visuelle Einschätzungen der „Emdedeness“ als auch die Ergebnisse der ‚pebble count’s. So erreichen die Sand- (< 2mm)/ Feinkies (< 6,3 mm) Anteile der ‚pebble count‘ Ergebnisse nicht die kritischen Größen von 10% resp. 15% [32]. Bryce et al. [33] geben 13% Feinsedimentanteile (< 2 mm) als kritische Grenze für sensitive Taxa an während Pontasch [34] gar 25% angibt. Allerdings sind die in der Literatur zu findenden Zielwerte für die „Versandung“ zurückhaltend zu bewerten, nicht zuletzt aufgrund methodischer Uneinheitlichkeiten. Hier eröffnet sich ein dringender Forschungs- und Handlungsbedarf (vgl. Kap. Gewässersohle).

Zudem, auch wenn die Dichten der Sediment sensitiven EPT-Taxa (*Baetis rhodani*, *Ecdyonurus* und *Ephemerella ignita*) im Stadtgebiet parallel zur zunehmenden Versandung zurückgehen, so können im Multi-Stressor-Gefüge vergleichbar wirkende Treiber (Temperaturregime, Nahrungsqualität) als verantwortliche Stressoren für dieses Bild nicht ausgeschlossen werden. So brechen die Bestandsdichten der sowohl Feinsediment- als auch Wärme toleranten *Cheumatopsyche lepida* (Trichoptera) erst in Abschnitt 2 ein.

Schlussendlich ist eine Kausalität zwischen dem Feinsedimentanteil der Gewässersohle und der ökologischen Degradation des MZBs für die Untere Wupper derzeit nur schwer her leitbar. Die Artenstruktur reagiert zwar auf Feinsediment-Akkumulationen - indiziert diese aber nicht als Treiber!

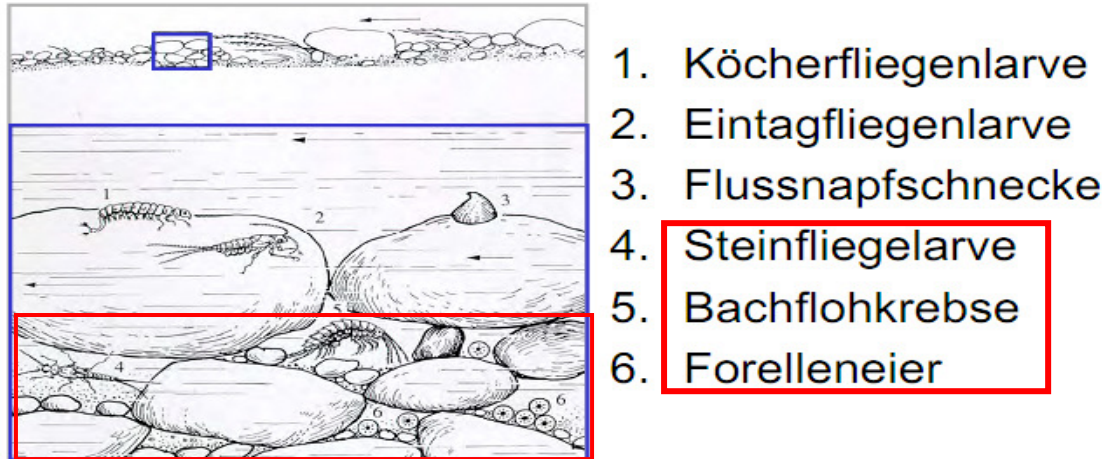


Abb.16. Insbesondere die Struktur der Unterschicht (rotes Rechteck) stellt einen wesentlichen Lebensraum in der Wupper

Erhebliche Unsicherheiten bezgl. der Einordnung der „Äußeren Kolmation“ als Treiber von Defiziten der MZB-Artenstruktur resultieren daraus, dass es weder eine geeignete Methodik zur Erfassung der Feinsediment-Anteile in und an der Gewässersohle, noch naturnahe Referenzwerte für die Wupper und / oder gar belastbare Literaturangaben für kritische Grenzen gibt: die Gewässer des Rheinischen Schiefergebirges insgesamt aufgrund der geomorphologischen Situation nicht mit den üblicherweise untersuchten kiesgeprägten Gebirgs Gewässern vergleichbar! So wird die Veränderung der Unterschicht der natürlicherseits „gepflästerten“ Gewässersohle – welche einen wichtigen Lebensraum repräsentiert (Abb.16) – durch die o.g. Methoden nur unzureichend beschrieben. (Hier besteht erheblichen Forschungsbedarf!)

1.3. Hydraulischer Stress prägt die Module AD, SI und SPEAR

Insgesamt scheint der Faktor „hydraulischer Stress“ für die Degradation der aquatischen Biozö-nosen der Unteren Wupper von eher untergeordneter Bedeutung. So sind Unterschiede in der Strömungsenergie im Längsgradienten nur wenig ausgeprägt (vgl. Kap Hydrologie und Hydraulik). Die natürliche Pflasterung der Sohle mit einer ausgeprägten Deckschicht schützt diese vor häufigen Umlagerungen. Folglich verfügt die Wupper über eine eher stabile Gewässersohle. Katastrophen-Drift und nennenswerte Auswirkungen erhöhter Durchflüsse („hydraul. Stress“) auf

das MZB sind aber insbesondere mit Sohlumlagerungen verbunden, die sich in der Wupper auf vielleicht 2-3 Ereignisse / Jahr im Winterhalbjahr beschränken.

2. Die längszonale Degradation der Artenstruktur des MZB bildet Veränderungen im Temperaturregime der Unteren Wupper ab.

Die enge räumliche Korrelation der Verschlechterung der Module AD, SI und SPEAR mit der Lage der Abwärmeeinleitungen legt einen kausalen Zusammenhang nahe, werden doch Wachstums- u. Entwicklungsprozesse der Wasserinsekten ebenso vom Temperaturregime gesteuert wie das Wachstum der Fische. Damit wirkt das Temperaturregime unmittelbar steuernd auf die Artenstruktur [8], welche zur Ermittlung der Gewässergüte herangezogen wird.

Laboruntersuchungen ergaben für empfindliche Arten von Eintags- und Steinfliegenlarven letale Temperaturobergrenzen von ${}_{96h}LT_{50} = 21-23^{\circ}C$ [9] und $22,5^{\circ}C$ für *Ephemera invaria* [10]. Innerhalb der letalen Temperaturgrenzen kommt dem Temperaturregime für die Nahrungsaufnahme, welche das Wachstums-/Reproduktionspotenzial bestimmt [8], eine Schlüsselposition für das Vorkommen und die Ausbildung der Lebensgemeinschaften aquatischer Insekten im Gewässer zu (vgl. Fische). Laboruntersuchungen zeigen, dass die oberen Toleranzgrenzen für Entwicklung und Wachstum vieler Steinfliegen - ähnlich wie bei Bachforellen - bei ca. $20^{\circ}C$ [11], für *Perla grandis* bei $18,4^{\circ}C$ [12] liegen. Innerhalb des Toleranzbereiches können zudem thermisch bedingte Änderungen des Schlüpfbeginns, der Schlüpfdauer und des Schlüpf Erfolgs (Abb.17) die Zusammensetzung der aquatischen Insektenzönose erheblich verändern.

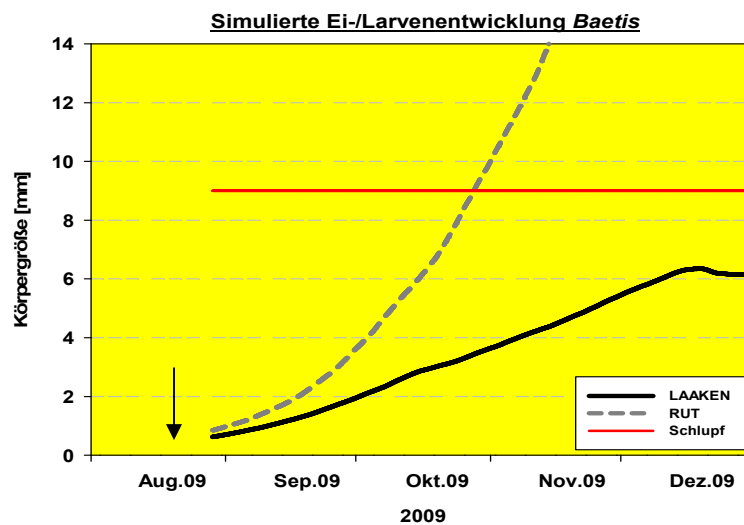


Abb.17. Simulierte Ei- und Larvenentwicklung für Baetis mit den Temperaturkurven von Laaken und Rutenbeck. Eiablage 15.08.2009 (Pfeil).

Simuliert man anhand der vorliegenden Temperaturdaten die Dauer der Eientwicklung und das Larvenwachstum der Eintagsfliege *Baetis* [13, 14] für ein Gelege mit Eiablage am 15. August des Jahres (Pfeil, Abb.17) so erreichen die Tiere in Rutenbeck bereits nach 59 Tagen noch dies-jährig die Schlupfgröße von 9 mm, während die Tiere in Laaken überwintern und erst im Früh-jahr des kommenden Jahres schlüpfen (Anm. da das Modell lediglich im Temperaturbereich 3...18°C validiert ist, bleiben die simulierten Daten für Rutenbeck unabgesichert). Damit sind die Entwicklungs-/Flugzeiten der Tiere in den betreffenden Streckenabschnitten zeitlich entkoppelt. Wie Freilanduntersuchungen bestätigen, nimmt die Anzahl aquatischer Insektenarten, insbeson-dere der EP- weniger der T (Trichoptera)-Taxa in Fließgewässern, deren Temperaturmaxima im Jahresverlauf die 20°C Marke überschreiten, deutlich ab [15, 16, 17, 19]. Cox et al. [35] geben für Ephemeropteren eine mittlere Tagestemperatur von 24,2°C bei konstanter, aber lediglich 21,9°C bei schwankenden Tagestemperaturen als $_{96h}LT_{50}$ an. *Heptagenia lateralis* (Ephemeropte-ra) fehlt in rhithralen Gewässern deren sommerliche Temperaturen die 18°C Marke überschreiten [15]. Hawkins & Hogue [18] unterstreichen die Bedeutung der Wassertemperaturen für die Aus-bildung der aquatischen Insektengemeinschaften in einer vergleichenden Freilandstudie und be-tonen die Bedeutung subletaler Effekte.

Neben den bisher behandelten direkten Temperatureffekten sind indirekte Temperatureffekte zu berücksichtigen, welche über den Sauerstoffhaushalt sowohl der Organismen als auch des Ge-wässers wirken. So senken erhöhte Wassertemperaturen aufgrund der physikalisch bedingten Abnahme der Löslichkeit des Sauerstoffs (12,77 mg l⁻¹ bei 5°C und 8,7 mg l⁻¹ bei 25°C!) das verfügbare Sauerstoffangebot für aquatische Organismen bei gleichzeitiger Erhöhung des meta-bolischen Sauerstoffbedarfs (Abb.18, [22]).

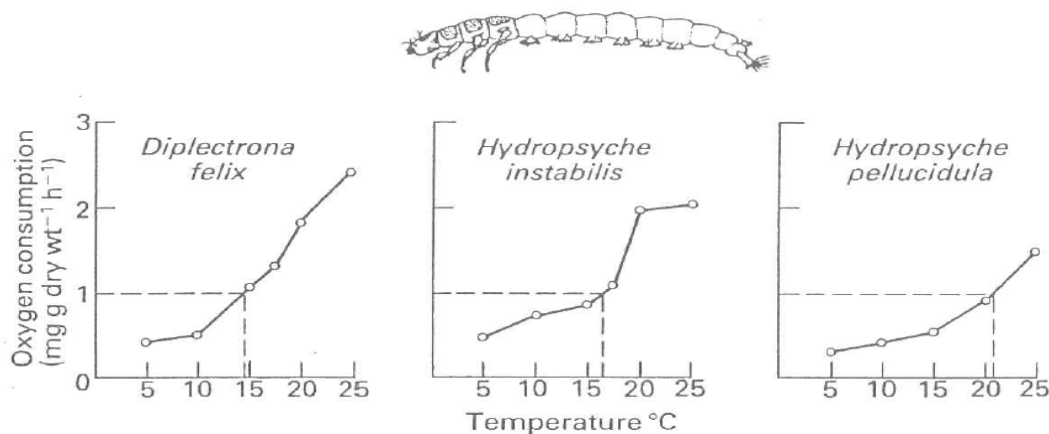


Abb.18. Temperaturabhängigkeit des Stoffwechsels der Köcherfliegenlarve *Hydropsyche* [20]



Diese innige Verknüpfung von Temperatur- und Sauerstoff über den organismischen Stoffwechsel führt dazu, dass vielfach die Ursachen (Temperatur? Sauerstoffmangel?) für Veränderungen in der Biozönose nicht eindeutig zuzuordnen sind. Insbesondere die ökologisch kaltstenothermen „Reinwasserformen“ des Rhithrals zeichnen sich durch einen hohen Sauerstoffbedarf für den Unterhalt des Stoffwechsels aus. So führt Hynes [15] das Fehlen von Steinfliegenlarven in Gewässern über 25°C auf einen damit einhergehenden Sauerstoffmangel (indirekte Effekte! vgl. Kap. Ephemeropteren) zurück. Schlussendlich wirken direkte und indirekte Temperatur gesteuerte Prozesse, welche auf die organismische Ebene und damit auf die Artenstruktur rückkoppeln.

Bewertet man die Analysen der Artenstruktur vor diesem Hintergrund, ist die Abnahme kaltstenothermer sauerstoffbedürftiger „Reinwasserformen“ (*Ecdyonurus*, *Ephemera*) bei paralleler Zunahme der Abundanz potamaler Arten (*Baetis fuscatus*) im Längsgradienten der Unteren Wupper ein untrügliches Zeichen einer „Potamalisierung“ [5]. Dabei sind direkte und indirekte Temperatureffekte neben Feinsediment-Anreicherungen als Treiber dieser „Potamalisierung“ in Betracht zu ziehen [2]: Die Artenstruktur reagiert zwar auf Veränderungen im Temperaturregime, indiziert diese aber nicht als Treiber!

In Sachsen wird das Vorkommen resp. Fehlen von Bach-Flohkrebsen *G. fossarum* als Kriterium zur Abgrenzung von Tiefland- und Mittelgebirgsgewässern auf Basis der mittleren Jahrestemperatur (9-10°C) herangezogen. Wie die Untersuchungsergebnisse zeigen (vgl. *Gammarus/Asellus*) tritt der „Fluß-Flohkrebs“ (*G. roeseli*) erst unterhalb der HKW Elberfeld auf während der „Bach-Flohkrebs“ (*G. fossarum*) bereits das Stadtgebiet besiedelt. *G. fossarum* ist gegenüber *G. roeseli* in den kühleren Gewässerabschnitten erfolgreicher [6]. Während erstere eine niedrigere Optimaltemperatur aufweist und sich im Bereich 4,5-19,1°C erfolgreich fortpflanzt, liegt dieser Bereich für *G. roeseli* mit 7,0-21,0°C geringfügig höher. Somit sind sowohl direkte als auch indirekte Effekte in der Veränderungen der Artenstruktur des Makrozoobenthos und folglich des Moduls AD auf Veränderungen des Temperaturregimes rückführbar [18].



3. Ökotoxikologische Effekte zeichnen verantwortlich für die ökologischen Defizite in der Artenstruktur des MZBs (SPEAR, [7]).

Insgesamt dürfte die räumliche Koinzidenz des Verlaufs der Module SPEAR und AD in der Unteren Wupper weniger auf ökotoxikologisch wirksame Stressoren als auf eine geringe Habitatqualität rückführbar sein [7]: „The levels of biological impairment observed at sites with high concentrations of pesticides and good habitat quality (indexed as undisturbed upstream sections) were similar to those at sites where pesticide concentrations were low but habitat quality was poor.“ In diesem Zusammenhang ist der Begriff „Habitatqualität“ wohl nicht auf die Strukturgüte einzuengen.

Da die Untere Wupper derzeit als eher ungefährdet durch Pestizide einzustufen ist (Durchflusskühlung HKW ohne Biozide!), muss der zu beobachtende Längsgradient der SPEAR-Ergebnisse als Reaktion insbesondere auf die thermische Belastung interpretiert werden – ein Ergebnis, welches aufgrund des Einbezugs der Generationsdauer, welche hochgradig temperaturgesteuert ist, in das SPEAR-Modul durchaus nachvollziehbar wird.

4. Die mit der Intensivierung des Ökosystemstoffwechsels (Eutrophierung) einhergehenden Veränderungen, u.a. im Sauerstoffhaushalt und Nahrungsangebot führen zu Veränderungen in der Artenstruktur des MZB, die sich im Saprobien-Index (Auto-Saprobisierung) spiegeln

Während eine milde Eutrophierung der Salmonidenregion nicht einmal negativ zu werten ist, wird doch die dortige Nahrungslimitation der Fische so entschärft [2] und die Produktivität des Gewässers erhöht, führen intensivere Eutrophierungsprozesse zu ökologischen Defiziten. Als Folge der Intensivierung des Ökosystemstoffwechsels treten (nächtliche) Sauerstoffdefizite auf, deren Ausmaß sich im SI abbilden sollte. Während Fische in der Lage sind, mit den im Bereich der Messstation Rutenbeck (km 42) im Sommerfenster auftretenden nächtlichen Sauerstoff-Tagesminima auszukommen (vgl. Fische, Kap.1.3.1), sind Auswirkungen auf die Artenstruktur der sensiblen rhithralen Indikator-Taxa des MZB nicht auszuschließen - allerdings bestehen hier erhebliche Wissensdefizite, da diese Sauerstoffdefizite (im Gegensatz zur klassischen Allo-Saprobie durch Abwassereinleitungen) nur kurzzeitig auftreten und wirken [21]. Allerdings legt die strenge Korrelation von SI und AD – im Gegensatz zu AD und Sohlstruktur – die Vermutung nahe, dass die Intensivierung des Ökosystemstoffwechsels (Saprobie und Trophie) im Längsgradienten der Unteren Wupper Veränderungen in der Artenstruktur der biologischen Qualitätskom-

ponente MZB treibt: Unzureichend behandelte Abwasserreinleitungen führten in früheren Jahren zu einer saprobiellen Verschlechterung (Allo-Saprobie). Diese saprobielle Belastung wird im Längsverlauf durch den Prozess der Selbstreinigung zurückgeführt. Nach Oxidation der reduzierten C- und N-Verbindungen erreicht das Gewässer den β -mesosaprobe Zustand ($SI < 2,3$, heute „gewässertypspezifisch“ $< 2,1$). Naturnahe Mittelgebirgsflüsse („sehr guter ökologischer Zustand“) sind jedoch sowohl oligosaprob ($SI < 1,5$) als auch oligotroph ($DIP < 5 \mu\text{g l}^{-1}$).

Insbesondere in Gewässern mit unzureichender Habitatqualität (Temperatur, Struktur, Lichtangebot, ..) trägt der β -mesosaprobe Zustand das Potenzial zu einer Eutrophierung („Sekundärverschmutzung“) in sich. Kommt es zu einer Eutrophierung, so setzt als Folge der Eutrophierung eine Auto-Saprobisierung ein, da dem Gewässer über gewässerinterne Photosynthese-Prozesse wieder organische Substanz zugeführt wird, welche nachfolgend biologisch abgebaut werden muss (Abb.19).

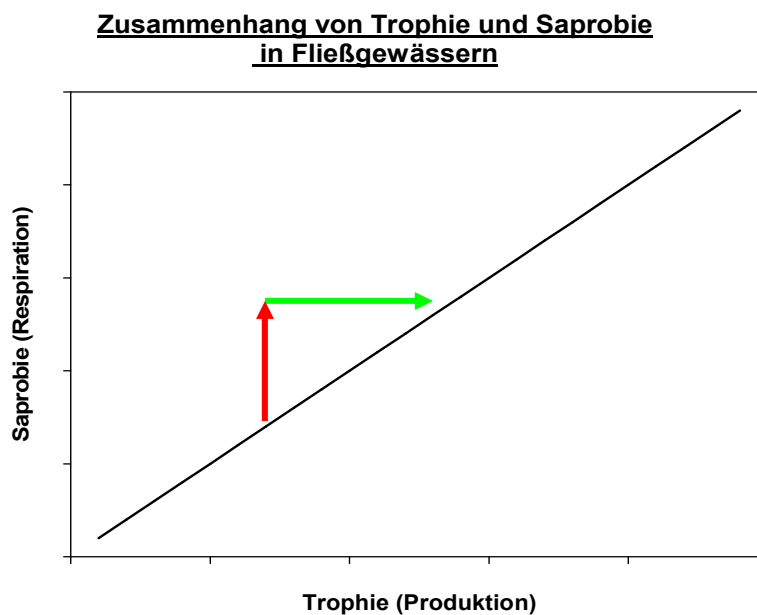


Abb.19. Gleichgewicht zwischen Trophie (grüner Pfeil) und Saprobie (roter Pfeil) in Fließgewässern

Projiziert man diese Vorgänge auf die Untere Wupper, so muss die Zunahme des SI im Stadtgebiet, welche räumlich entkoppelt von der Zunahme klassischer Indikatoren der saprobiellen Belastung (vgl. NH_4N , Abb.4) einsetzt, als Reaktion des MZBs auf die im Stadtgebiet zunehmende Intensivierung des Ökosystemstoffwechsels eingeordnet werden. Definitionsgemäß ist die Saprobie die Summe der (Atmungs)prozesse und der SI sollte dies abbilden. Wie die enge räumliche Korrelation der im Zuge der Eutrophierung zunehmenden Respirationsraten zeigt (vgl. Kap. Ökosystemstoffwechsel, Abb.), folgt der SI der im Längsgradienten zu beobachtenden Zunahme

der Respirationsraten. Die Auto-Saprobisierung der Unteren Wupper, welche sich sowohl im SI wie auch in der AD und SPEAR manifestiert, ist somit Folge der Eutrophierung und indiziert diese.

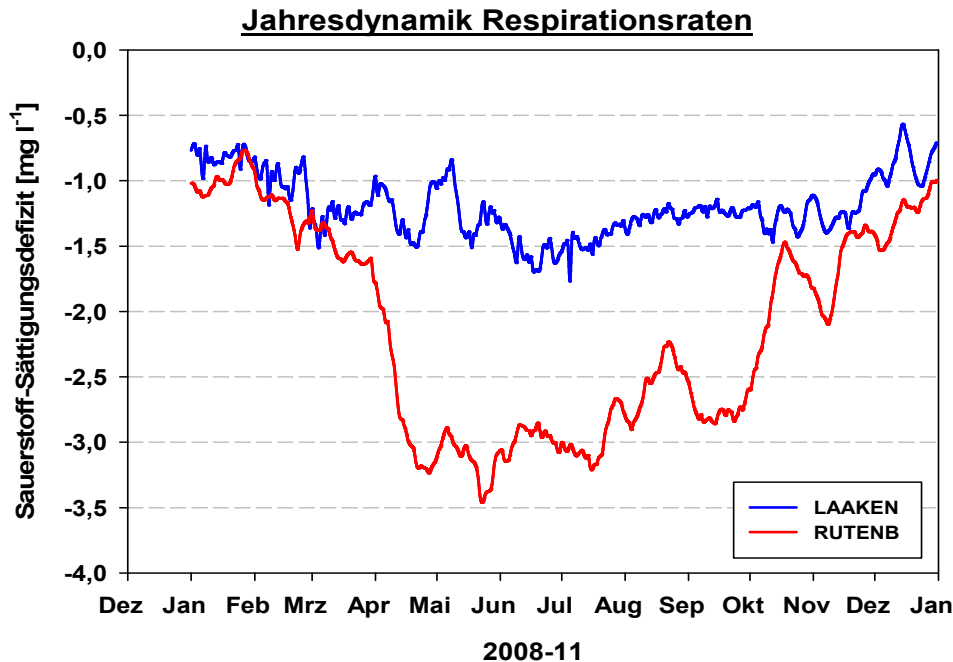


Abb.20. Jahresdynamik der Respirationsraten (~ nächtliches Sauerstoff-Tagesdefizit) in Laaken und Rutenbeck (7-Tagesmittel der Jahre 2008-11)

Wie Abb.20 zeigt, prägt die saprobielle Belastung scheinbar die AD der Mittelgebirgsgewässer (Typ 9) nicht nur im mäßigen Bereich ($SI > 2,1$) sondern auch im guten Bereich. Nach vorliegenden Ergebnissen ist ein guter ökologischer Zustand der Qualitätskomponente Makrozoobenthos nur erreichbar, wenn der SI deutlich unter 2,1 liegt. Wer die biologische Qualitätskomponente MZB in den „guten ökologischen Zustand“ überführen will, muss folglich, wie die Korrelation von SI und AD zeigt (Abb.17), die Saprobie der Unteren Wupper in den oligo-/β-mesosaprobien Bereich ($SI < 1,8..1,9$, früher Gewässergüteklasse I/II „hellblau“) zurückführen. Allerdings ist dies Kriterium nicht hinreichend, um den guten ökologischen Zustand sicherzustellen. Welcher Treiber für die Restvariabilität (Abb.17: Schwarzer Pfeil; Residuen der Funktion $AD = f(SI)$) verantwortlich zeichnen, ist derzeit offen. Zumindest die Sohlstruktur am Messpunkt liefert hier nur bedingt einen Erklärungsansatz (Abb.21).

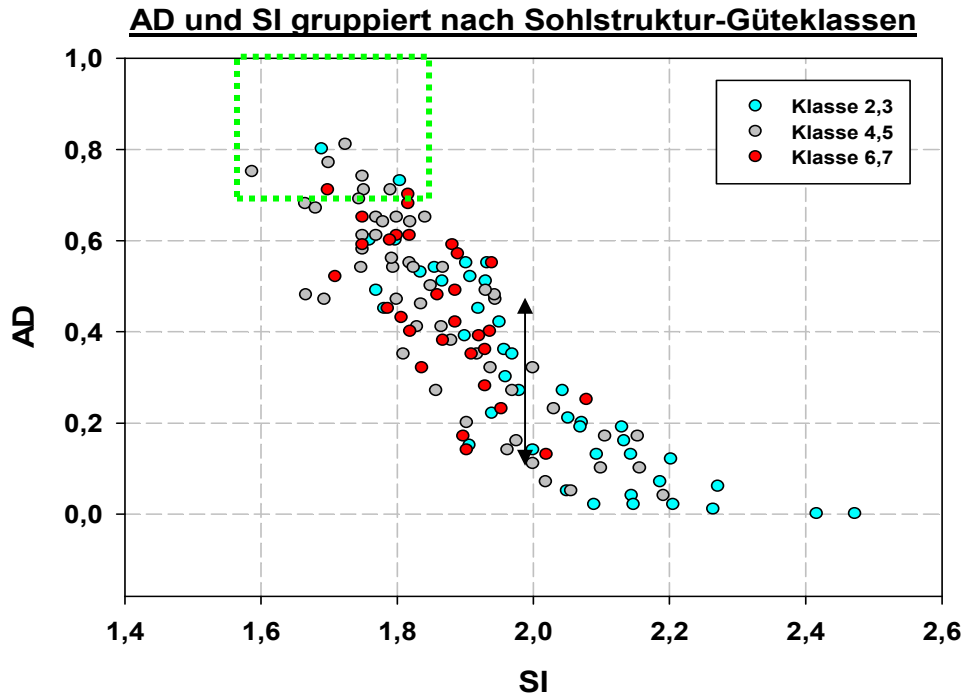


Abb.21. Saprobien-Index (SI) und Allgemeine Degradation (AD) mit Zielbereich „guter ökologischer Zustand“ für Mittelgebirgsflüsse Typ 9 farblich differenziert nach Sohlstrukturgüteklassen

Wie das Ergebnis einer Varianz-Komponenten Analyse unverkennbar zeigt, erklärt der Saprobien-Index ca. 75% der Varianz der Allgemeinen Degradation, die Sohlstruktur am Ort hingegen besitzt keinen Erklärungswert (Tab.3).

Tab.3. Analysis of Variance for $AD = f(SI, \text{Sohlstruktur})$

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	Var. Comp.	Percent
TOTAL (CORRECTED)	6,14419	119			
SI	5,37033	50	0,107407	0,0401369	74,57
Struktur	0,431687	44	0,00981106	0,0	0,00
ERROR	0,342175	25	0,013687	0,013687	25,43

Somit wird die Antwort auf die Frage nach den Treibern der Intensivierung des Ökosystemstoffwechsels, besonders der Eutrophierung, zum Schlüssel eines weitergehenden erfolgreichen Sanierungsansatzes. Wie bereits im Kap. Ökosystemstoffwechsel ausgeführt und aufgrund der räumlichen Entkopplung von Phosphor-Angebot (Abb.22) und Eutrophierungs-/Produktionslängsgradienten überzeugend darstellbar, sind Veränderungen im Phosphor-Angebot derzeit nicht als Haupttreiber der Eutrophierung der Unteren Wupper zu identifizieren.

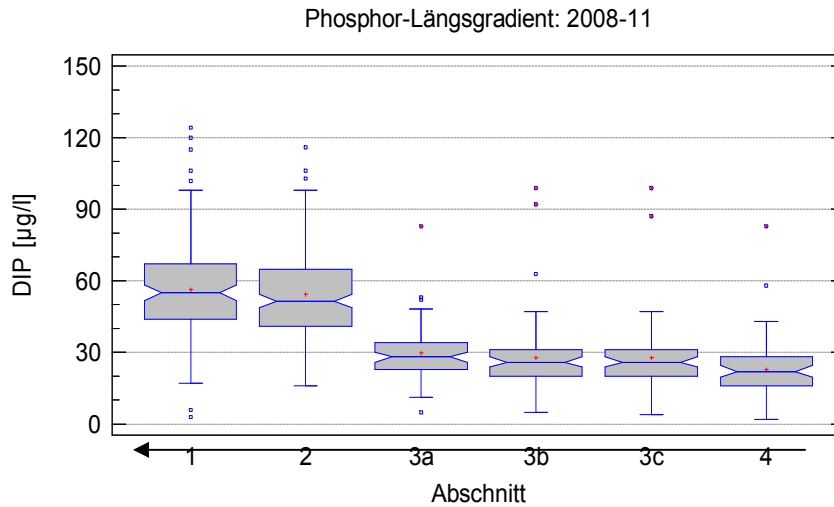


Abb.22. Längsgradient gelöster Phosphor (DIP)

4. **Veränderungen in der Artenstruktur und Funktionsfähigkeit des MZBs öffnen den Weg für die im Längsgradienten zu beobachtende Intensivierung des Ökosystemstoffwechsels („Eutrophierung“, vgl. Kap. Ökosystemstoffwechsel). Verantwortlich hierfür sind verringerte „Verlustraten“ des Algenwachstums:**

4.1. *Veränderungen im Temperaturregime vermindern den Beweidungsdruck [23, 24]*

Das Potenzial der Primärproduktion ist bei Licht- und Nährstoffsättigung durch das Temperaturregime ($G(T) < 30^{\circ}\text{C}$, exponentiell!) begrenzt und proportional zur Algenbiomasse B (vgl. Kap. Ökosystemstoffwechsel). Damit wird die realisierte Primärproduktion BPP resp. Biomasse B bei sommerlichen Niedrigwasserabflüssen in erheblichem Umfang durch die Höhe der Beweidungsverluste seitens des MZBs gesteuert. Die Beweidungsintensität ist

$$\text{Grazing-Rate} \sim \text{Suchrate} * \text{Ind.-dichte}$$

proportional zur Suchrate, welche artspezifisch von der Temperatur abhängt (Abb.23). Folglich manifestieren sich Veränderungen im Temperaturregime nicht nur in der Artenstruktur (vgl. Hypothese 2), sondern steuern - vgl. Kap. Fisch-Modelle - die Aktivität der Organismen, insbesondere die Höhe der grazing-Raten [24] der EPT-Taxa.

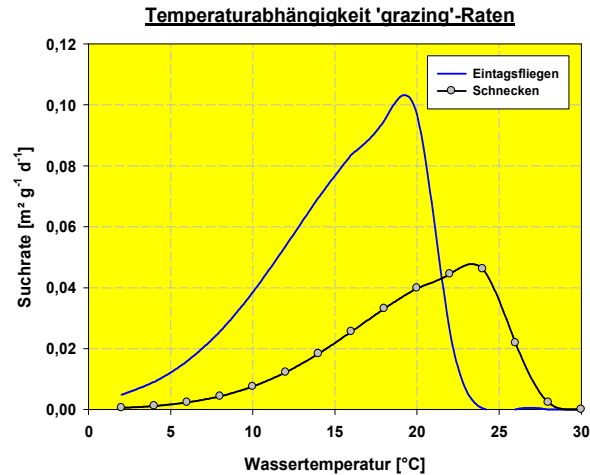


Abb.23. Temperaturabhängigkeit der Beweidungs („grazing“)-Raten von Eintagsfliegen und Schnecken [24]

Folglich begünstigen Temperatur gesteuerte Veränderungen der grazing-Aktivität (Abb.23) in Kombination mit Temperatur gesteuerten Veränderungen der Artenstruktur des Makrozoobenthos (Abb.24) auf ökosystemarer Ebene laufende Eutrophierungsprozesse [21,23,24], welche über erhöhte Respirationsraten das Sauerstoffangebot vermindern. Es kommt zu einer Schwächung der das System stabilisierenden negativen Rückkopplung an der Schnittstelle Makrozoobenthos – Algenentwicklung (Abb.1) und folglich zu einer Störung des ökologischen Gleichgewichts. Damit sind indirekte Effekte des Temperaturregimes nicht auf den Wirkungspfad der organismischen Stoffwechselebene beschränkt, sondern bilden sich auch auf ökosystemarer Ebene durch eine Intensivierung des Ökosystemstoffwechsels ab [vgl. dort].

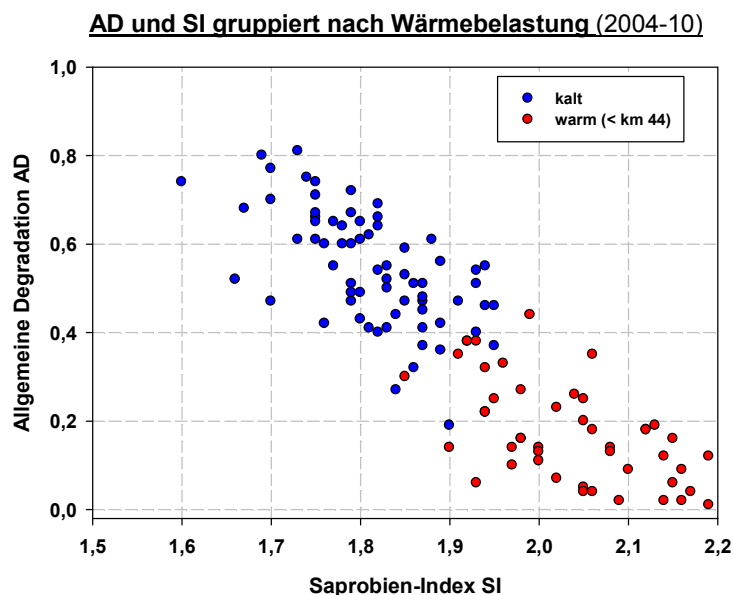


Abb. 24. Saprobien-Index und Allgemeine Degradation gruppiert nach thermischer Belastung



Der Einbruch der Populationsdichten kalt-stenothermer „großer“ EPT-Taxa/Weidegänger (Abb.10) der Module AD und SI im Stadtgebiet in Kombination mit der Temperaturabhängigkeit der Bioaktivität dieser Organismen („Beweidungsdruck“), sollte die Bedeutung des Faktors „Beweidung“ mit Blick auf die Intensivierung des Ökosystemstoffwechsels ~ Respirationsraten ~ Saprobien-Index verdeutlichen.

4.2. Veränderungen im Nahrungsangebot (Qualität) aufgrund von Feinsediment-Einträgen vermindern den Beweidungsdruck [29,30]

A priori wäre parallel zum Eutrophierungs-Längsgradienten eine Zunahme der Weidegängerdichten (grazer) aufgrund des verbesserten Nahrungsangebots zu erwarten. Wie die Ergebnisse zeigen, nimmt weder der Anteil der Ernährungstypengruppe der „Weidegänger“ insgesamt noch die Dichten der relativ robusten *Baetis rhodani* mit der Eutrophierung zu (Abb.10). Insbesondere *Baetis rhodani* reagiert rasch auf ein verbessertes Nahrungsangebot durch erhöhte Dichten [31] – nicht so jedoch, wenn die Nahrungsqualität aufgrund von Schluff-/Toneinlagerungen u.ä. herabgesetzt ist [30]. Vergleichbare Begründungen haben Peters et al. [29] für die Wiederbesiedlung der Maas durch die Eintagsfliege *Heptagenia sulphurea* hergeleitet: „Covering of food is possibly one of the main factors limiting the recolonization of *H. sulphurea* and probably other benthic grazers in the Common Meuse” [29]. Die Dichten beider Taxa (*Baetis rhodani*, *Heptagenia sulphurea*) nehmen mit Passage des Stadtgebiets deutlich ab. Insbesondere die Dichten der robusten *Baetis rhodani* nehmen bereits im Abschnitt 3b – nach Aufnahme der HKW Barmen – deutlich ab. Es ist allerdings sehr fraglich, ob die noch vergleichsweise milde Erhöhung des Temperaturregimes in diesem ‚Abschnitt 3b‘ den Rückgang der Weidegänger-Dichten und der robusten *Baetis rhodani* allein erklären kann (Abb.10). Ebenso sind die vergleichsweise geringen Zunahmen der Feinsediment-Einträge in diesem Bereich allein kaum geeignet, den Rückgang der Dichten der robusten *Baetis rhodani* zu erklären. Lediglich vermehrte Trübstoffeinträge (vgl. TE-Messungen), welche nur schwer sedimentierbares feines Material erfassen und sich in ‚Algenaufwüchsen‘ verfangen, vermögen über eine Verschlechterung der Nahrungsqualität den ‚Rückgang der Weidegänger in Abschnitt 3b ev. zu erklären (entsprechende Untersuchungen zu dieser Hypothese sind geplant!).

Mit der Verschlechterung der Nahrungsqualität einher geht der Beweidungsdruck auf die Algenaufwüchse zurück so dass eine Eutrophierung einsetzen kann ohne den zusätzlichen Energieinput im Nahrungsnetz in gewünschter Form über die Weidegänger-Nahrungskette weitergeben zu



können. Mit der Zunahme der Algenentwicklungen steigt das Export-Angebot an feinpartikulärem organischem Seston (FPOM; vgl. Kap.): damit verändert sich die Qualität und Quantität des Nahrungsangebots im betreffenden Gewässerabschnitt und in den nachfolgenden Streckenabschnitten (Exportproduktion), was in der Reaktion eine Veränderung der Ernährungstypen und damit der Artenstruktur des MZB einleitet. Letztlich verlagert sich der Energietransfer im Nahrungsnetz von der „Detritus – CPOM“ (Laub, Holz, etc.) – zur „Grazing – FPOM“ – Nahrungskette beginnend mit der gewässerinternen Algenproduktion. Viele der gewässertypspezifischen rhithralen Arten sind jedoch CPOM-Verwerter und werden durch die Veränderungen im Nahrungsangebot benachteiligt. Schlussendlich bilden sich all diese Veränderungen in der AD ab, generieren sie doch in der Summe eine „Potamalisierung“, die zwingend zu einer leitbildorientierten gewässertypspezifischen Abwertung des ökologischen Zustands führen muss.

7. Fazit

Während dem Makrozoobenthos aufgrund seiner Schlüsselstellung im Ökosystemstoffwechsel ein hoher bio-indikativer Wert für die Zustandsbewertung zukommt, ist die bio-indikative Aussagekraft der Artenstruktur mit Blick auf die Stressorzuweisung (Temperatur, Feinsedimente, Strukturgüte, etc.) eher begrenzt. Die schlechte ökologische Bewertung der Unteren Wupper ab dem Stadtgebiet Wuppertal basiert vornehmlich auf dem Modul AD, welches bei guter Saprobie nach gängiger Auffassung auf die Strukturgüte reagieren sollte. Eine Korrelation der AD mit der Sohlstruktur-Güteklasse, bestimmt nach LAWA, und hiermit verbundenen hydromorphologischen Defiziten im und am Gewässerabschnitt ist im vorliegenden Datenmaterial nicht erkennbar – vgl. auch [36]. *Somit ergibt sich an diesem Punkt unverkennbar ein entsprechender Forschungs- und Handlungsbedarf!* Wie die Ergebnisse nahelegen, ist die AD bei Mittelgebirgsflüssen des Typs 9 eng mit dem SI (und SPEAR) korreliert – vgl. auch [36]. Damit stellt sich die Frage nach den Treibern des SI.



Wie die Detailanalyse der Saprobie zeigt, ist der Längsgradient des SI räumlich von der Lage der Abwassereinleitungen der KA entkoppelt und nicht durch einen raumgleichen Längsgradienten klassischer ACP-Belastungsindikatoren begleitet. Die Ergebnisse direkter Messungen des Ökosystemstoffwechsels zeigen hingegen (vgl. Kap.), dass dieser im Stadtgebiet, insbesondere mit Aufnahme der HKW Elberfeld, eine deutliche Intensivierung (Eutrophierung) erfährt. Die mit der Eutrophierung räumlich und zeitlich einher gehende Intensivierung der heterotrophen Prozesse (Saprobisierung) führt zu einem Anstieg des Saprobien-Index im Stadtgebiet, der von einer Verschlechterung der AD (und SPEAR) begleitet wird. Da es sich bei der Unteren Wupper um eine Auto-Saprobisierung des Gewässers handelt, ist eine weitere Rückführung der gewässerexternen saprobiellen Belastung über den Abwasserpfad wenig zielführend – dies unterstreicht nicht zuletzt die räumliche Entkopplung zwischen der Zunahme der Saprobie (SI, Respirationsraten) und den klassischen saprobiellen ACP-Belastungsindikatoren am Beispiel des Ammoniums. Zudem ist auch der Trophiegradient („Eutrophierung“) vom P-Angebot räumlich und zeitlich entkoppelt (vgl. Ökosystemstoffwechsel). Eine Re-Oligotrophierung des Gewässers über eine weitere P-Belastungsreduktion des Abwasserpfads in einen P-limitierenden Bereich ($< 10..15 \mu\text{g/l P}_{\text{gel.}}$) muss derzeit als unrealistisch eingestuft werden (vgl. Ökosystemstoffwechsel, [1]).

Wie die Ergebnisse der Diskussionen nahelegen, ist die Intensivierung des Ökosystemstoffwechsels einerseits Ausdruck der Veränderungen in der Artenstruktur und folglich Funktionsfähigkeit des MZB's (Beweidungsdruck!) andererseits aber vermutlich auch gleichzeitig Mit-Ursache von Veränderungen (Nahrungsangebot, Sauerstoff: „Potamalisierung“) in der Artenstruktur des MZB's. **Ein „guter ökologischer Zustand“ bei der biologischen Qualitätskomponente MZB ist im Gewässertyp 9 nur bei einem oligo-saprobien Zustand ($SI < 1,8$), dem ein gewässertypspezifisches Trophieniveau im oligo-/mesotrophen Bereich gegenüber steht.** Im vorliegenden Fall öffnen u.a. Defizite in der Artenstruktur und folglich Funktionsfähigkeit des MZB's den Weg für eine Intensivierung des Ökosystemstoffwechsels – die Aufnahmekapazität des Gewässers für unvermeidbare stoffliche Restbelastungen (Phosphor) ist nicht mehr gegeben. Der Verlust an biosphärischer Dienstleistung seitens des MZB's verhindert ein Erreichen eines für den guten ökologischen Zustand erforderlichen gewässertypspezifischen oligo-/mesotrophen Stoffwechsellniveaus.

Dabei kommt dem Temperaturregime, welches sowohl über direkte wie auch indirekte Effekte auf die Artenstruktur und Funktionsfähigkeit (Bioaktivität) des MZB's wirkt, ein hohes Erklä-

rungepotenzial als Treiber der ökologischen Defizite des MZB's zu. Inwieweit neben dem Temperaturregime erhöhte AFS_{fein} - und Feinsediment (AFS_{grob})-Einträge aus dem Stadtgebiet, neben direkten und indirekten Wirkungen über Beeinträchtigungen der Nahrungsqualität resp. des Lebensraumangebots die Artenstruktur des MZB's verändern und somit zur einer Reduktion des Beweidungsdrucks beitragen (Abb.25), ist Gegenstand geplanter experimenteller Untersuchungen. Diese Frage nach der Gewichtung der thermischen und feststoff-bedingten Belastung ist aufgrund der räumlichen Überlagerung der Belastungsgradienten nicht durch ein Gewässermonitoring zu klären. Beide Belastungstypen können als Treiber einer „Potamalisierung“ eingeordnet werden.

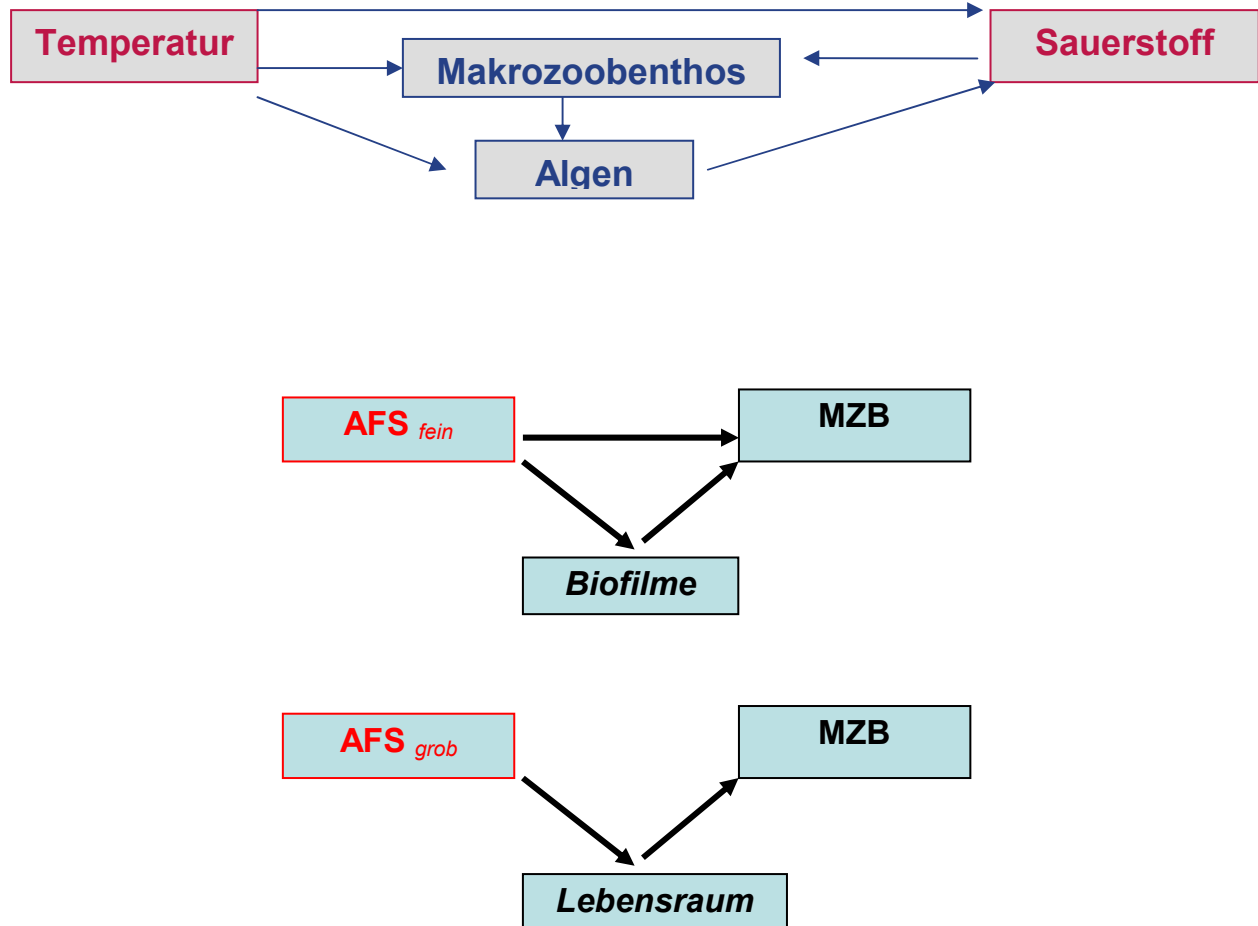


Abb. 25. Wirkungspfade thermischer und feststoffbürtiger (AFS) Belastungen auf das MZB der Unteren Wupper



Literatur

- [1] Scharf, W., 2011. Eutrophierungserscheinungen als Ursache von Defiziten des ökologischen Zustands der Mittelgebirgsgewässer? *Wasserwirtschaft* ½, 61-66.
- [2] Vannote, R.L. u.a., 1980. The River Continuum Concept. *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* 37, 130-137.
- [3] LAWA-AO, 2006. RaKon Monitoring Teil B. LAWA Arbeitspapiere.
- [4] Buffagni, A., 1997. Mayfly community composition and the biological quality of streams. In P.Landoldt & M.Sartori (eds.): *Ephemeroptera & Plecoptera: Biology-Ecology-Systematics*, Fri-bourg.
- [5] Derka, T., 2003. Mayflies of the Gidra River Basin. *Acta Zool.Uni.Com.* 45, 41-51.
- [6] Rinderhagen, M., J.Ritterhoff & G.P.Zauke, 2000. Crustaceans as bioindicators, in: A.Gerhardt (ed.): *Biomonitoring of polluted water – review and actual topics*. *Trans.Tech.Pub.* 9: 161-194.
- [7] Liess, M. & P.C. vdOhe, 2005. Analyzing Effects of Pesticides on Invertebrate Communities in streams, *Env.Tox.Chem.* 24, 954-965.
- [8] Vannote, R.L. & B.W.Sweeney, 1980. Geographic Analysis of Thermal Equilibria. *Am. Nat.* 115: 667-695.
- [9] Nebeker, A.V. & A.E.Lemke, 1968. Preliminary Studies on the tolerance of aquatic insects to heated waters. *Journ.Kansas Entom.Soc.* 41:413-418.
- [10] deKozlowski, S.J. & D.L. Bunting, 1981. A laboratory study on the thermal tolerances of four southeastern stream insect species. *Hydrobiol.* 79: 141-145.
- [11] Elliot, J.M., 1984. Hatching time and growth of *Nemurella picteti* in the laboratory and in a Lake District stream. *Freshwater Biology* 14: 491-499.
- [12] Frutiger, A., 1996. Embryogenesis of *Dinocras cephalotes* and *Perla grandis* in different temperature regimes. *Freshw.Biol.* 36: 497-508.
- [13] Briers, R.A., J.H.R. Gee & R. Geoghegan, 2004. Effects of the NAO on growth and phenology of stream insects. *Ecography* 27: 811-817.
- [14] Humpesch, U.H., 1979. Life cycles and growth rates of *Baetis* in the laboratory and in two stony streams in Austria. *Fresh.Biol.* 9 : 467-479.
- [15] Hynes, H.B.N., 1972. *The ecology of running waters*. Liverpool.
- [16] Quinn, J.M., G.L.Steele, C.W.Hickey & M.L.Vickers, 1994. Upper thermal tolerances of twelve New Zealand stream invertebrate species. *New Zealand Journ. Marine Freshw.Res.* 28: 391-397.



- [17] Haidekker, A. & D. Hering, 2008. Relationship between benthic insects and temperature in small and medium-sized streams in Germany. *Aquatic Ecology* 42: 463-481.
- [18] Hawkins, C.P. & J.N. Hogue, 1997. Channel morphology, water temperature, and assemblage structure of stream insects. *J.N.Am.Benthol.Soc.* 16: 728-749.
- [19] Gustafson, M.P., 2008. Effects of thermal regime on mayfly assemblages in mountain streams. *Hydrobiol.* 605: 235-246.
- [20] Hildrew, A.G. & J.M., Eddington, 1979. Factors affecting the coexistence of hydropsychid caddis larvae in the same river system. *Jour.Anim.Ecol.* 48: 557-576.
- [21] Garvey, J.E., Matt, R.W. & D. Streicher, 2007. A hierarchical model for oxygen dynamics in streams. *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* 64, 1816-1827.
- [22] Nebeker, A.V., 1972. Effect of low oxygen concentration on survival and emergences of aquatic insects. *Trans.Am.Fish.Soc.* 101: 675-679.
- [23] Kishi, D. et al., 2005. Water temperature determines strength of top-down control in a stream food-web. *Fresh.Biol.* 50, 1315-1322.
- [24] Rutherford, J.C., Scarsbrook, M.R. & N. Broekhuizen, 1999. Grazer control of stream algae: modelling temperature and flood effects. *J.Env.Eng.* 126, 331-339.
- [25] Huff, D.D., S.L. Huber, Y. Pan & D.L. Drake, 2006. Detecting Shifts in Macroinvertebrate Assemblage Requirements: Implicating Causes of Impairment in Streams. Oregon Dep. Environm. Quality.
- [26] Harrison, E.T., R.H. Norris & S.N. Wilkinson, 2007. The impact of fine sediment accumulation on benthic macroinvertebrates: implications for river management. Wilson et al. (eds.), Proc. 5th Australian Stream Management Conference.
- [27] Larsen, S., G. Pace & S.J. Ormerod, 2010. Experimental effects of sediment deposition on the structure and function of macroinvertebrate assemblages in temperate streams. *Riv.Res.Appl.*
- [28] Bo, T., S. Fenoglio, G. Malacarne, M. Pessino & F. Sgariboldi, 2007. Effects of clogging on stream macroinvertebrates: an experimental approach, *Limnologica* 37, 286-192.
- [29] Peeters, E.T.H.M., Bart T.M.J. Brugmans, John A.J. Beijer and Rob J.M. Franken, 2006. Effect of silt, water and periphyton quality on survival and growth of the mayfly *Heptagenia sulphurea*, *Aquatic Ecology* 40, 373-380.
- [30] Kiffney, P.M. & J.P. Bull, 2000. Factors controlling Periphyton accrual during summer in headwater streams of southwestern British Columbia, Canada. *J.Fresh.Ecol.* 15, 339-351.
- [31] Wallace, B.J. & M.E. Gurtz, 1985. Response of Baetis Mayflies to catchmet logging.
- [32] Shields River Watershed WQ Planning Framework, 2008. App. C.



-
- [33] Bryce,S.A., G.A.Lomnický & P.R.Kaufmann, 2010. Protecting sediment-sensitive aquatic species in mountain streams through the application of biologically based streambed sediment criteria. *J.N.Amer.Benth.Soc.* 29, 657-672.
- [34] Pontasch, K,W., 1994. Prediction and field validation of sediment impacts on riffle insect communities, Leopold Center for sustainable Agriculture.
- [35] Cox,T. & J.Rutherford, 2000. Thermal tolerances of stream invertebrates exposed to diurnally varying temperature. *New Zealand Journ. Marine Fresh. Res.* 34: 203-208.
- [36] Lietz,J. & M.Brunke, Zusammenhänge zwischen Strukturparametern und Wirbellosenfauna in kiesgeprägten Bächen des Norddeutschen Tieflands.