

# Der ökologische Zustand des Makrozoobenthos der Mittleren und Unteren Werra und seine Haupteinflussfaktoren

## ABSCHLUSSBERICHT



April 2009

**Auftraggeber:** Büro am Fluss - Lebendige Weser e.V.  
Konrad-Zuse-Str. 3  
37671 Hörter

**Auftragnehmer:** Dr. rer. nat. Falko Wagner  
Institut für Gewässerökologie und Fischereibiologie (IGF) Jena  
Sandweg 3  
07745 Jena

**Bearbeiter:** Dr. rer. nat. Falko Wagner  
Institut für Gewässerökologie und Fischereibiologie Jena  
Sandweg 3  
07745 Jena

Dr. rer. nat. Jens Arle  
Liselotte-Herrmann-Str. 20 A  
07548 Gera

# Inhalt

1	Einleitung.....	1
2	Untersuchungsgebiet .....	3
3	Methodik.....	18
4	Ergebnisse .....	26
4.1	Zustand der Makrozoobenthoszönosen an den Untersuchungsstellen in der Werra 2008.....	26
4.1.1	Taxa-Anzahl .....	26
4.1.2	Shannon-Wiener-Index.....	29
4.1.3	German Saprobic Index (new version) .....	31
4.1.4	Salinitätspräferenz-Gilden .....	33
4.1.5	„Allgemeine Degradation“ (Scores) .....	35
4.1.6	„Allgemeine Degradation“ und „Ökologische Zustandsklasse“ .....	37
4.1.7	Zusammenfassung MZB-Untersuchung 2008.....	39
4.2	Ergebnisse statistischer Analysen von Monitoringdaten (TLUG 2009, HLUG 2009) aus der Werra und Referenzgewässern unter Berücksichtigung wichtiger Umweltfaktoren.....	40
4.3	Unterschiede zwischen salzbeeinflussten und salzunbeeinflussten Probestellen mit vergleichbarer Saprobie.....	42
4.4	Chemische und physikalische Umweltfaktoren und Gewässerstruktur der Untersuchungsstellen in der Werra 2008 .....	43
4.5	Analysen der Beziehung der Makrozoobenthosdaten aus der Werra 2008 zu wichtigen Umweltfaktoren an den Probestellen.....	49
4.6	Analysen der Beziehung der Makrozoobenthosdaten von Referenzgewässern zu wichtigen Umweltfaktoren.....	52
4.7	Ergebnisse multivariater Analysen der Monitoringdaten von Werra und Referenzgewässern unter Berücksichtigung wichtiger Umweltfaktoren.....	55
4.8	Zusammenfassung der Ergebnisse .....	58
5	Diskussion .....	61
6	Zusammenfassung.....	63

## 1 Einleitung

Seit 1901 werden in die Werra Salzabwässer aus der Kaliindustrie eingeleitet (VOGEL 1913). Sehr hohe Salzfrachten waren insbesondere in den 1970-er und 80-er Jahren zu verzeichnen. Die höchste Chlorid-Konzentration wurde mit 40.000 mg/l im Jahr 1976 gemessen (HULSCH & VEH 1978, zit. nach HÜBNER 2007). Die nach Hübner (2007) höchste recherchierte Magnesium-Konzentration betrug 986 mg/l, die maximale Kaliumkonzentration 584 mg/l (am Letzten Heller 1982/83). In diesem Zeitraum lag gleichzeitig eine hohe Phosphat- und Nitratbelastung vor.

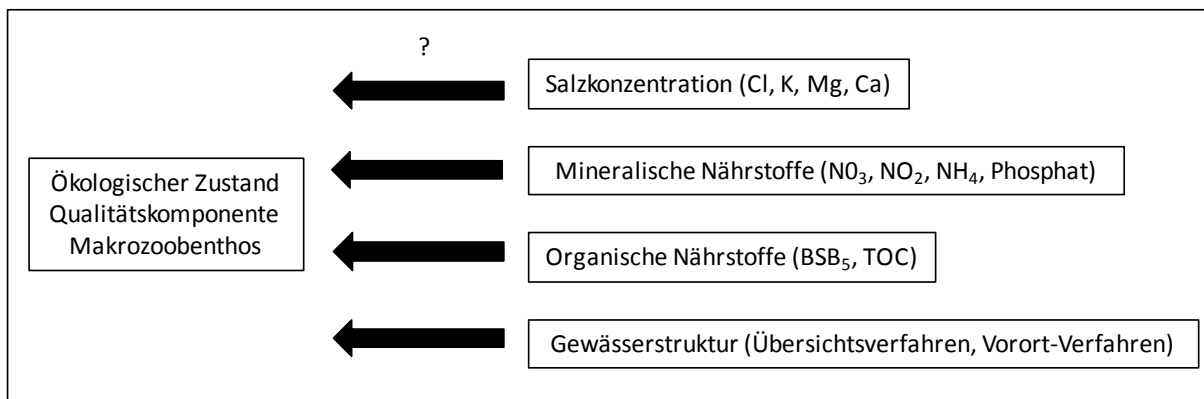
Die Gewässerstruktur der Werra wurde seit dem 8. Jahrhundert (HÜBNER 2007) durch anthropogene Eingriffe umgestaltet. Insbesondere die Anpassungen der Linienführung und der Ufer an die Bedürfnisse der Flößerei, Schifffahrt und Landwirtschaft sowie die Errichtung von Staubauwerken zur Wasserkraftnutzung haben den Fluss auf weiten Strecken nachhaltig verändert. Dies spiegelt sich auch in der aktuellen Strukturgüte der Werra wider. Nur rund 20 % des Gewässers, vor allem im Ober- und Mittellauf, sind entsprechend der Strukturgüte-Bewertung (ARGE WESER 1998) als mäßig beeinträchtigt oder besser eingestuft. Der Rest gilt mindestens als deutlich beeinträchtigt.

Die Salzbelastung der Werra konnte nach der Wiedervereinigung stark vermindert werden. Es erfolgte eine Vergleichmäßigung der Chloridkonzentrationen mit Spitzenbelastungen von 3000 mg/l (ARGE WESER 2000). Legt man den Orientierungswert der LAWA von 200 mg/l zu Grunde (LAWA 2007), ist auch bei dieser Situation noch immer von massiven Beeinträchtigungen der Flusslebensgemeinschaft auszugehen. Die Nährstoffsituation hat sich in den 1990-er Jahren ebenfalls deutlich verbessert. Trotzdem überschreiten die Konzentrationen von Gesamtphosphor und Orthophosphat in der Mittleren und Unteren Werra noch die von der LAWA formulierten Orientierungswerte ( $P_{\text{ges}}$  0,1 mg/l, o-PO<sub>4</sub>-P 0,07 mg/l, LAWA 2007). Eine nennenswerte Verbesserung der Gewässerstruktur blieb bisher aus. Allerdings gibt es große Bemühungen, die longitudinale ökologische Durchgängigkeit durch den Bau von Fischwanderhilfen zu verbessern. Positive Effekte sind hiervon jedoch in erster Linie auf die Fischfauna zu erwarten.

Untersuchungen der letzten Jahre belegen, dass die Biozönose der Werra unterhalb der ersten Salzeinleitung trotz der starken Reduktion der Salzbelastung nach wie vor erheblich vom natürlichen Referenzzustand abweicht (HÜBNER 2007, BÄTJE & CORING 2008). Folgerichtig zeigen die im Rahmen der Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL, EUROPÄISCHE UNION 2000) in der Werra durchgeführten Untersuchungen einen „schlechten“ ökologischen Zustand für alle Probestellen im durch direkte Salzeinleitung beeinflussten Abschnitt (TLUG 2009, HLOG 2009).

Hieraus ergeben sich die Fragen, ob für das Verfehlen des nach EG-WRRL geforderten „guten Zustands“ der biologischen Qualitätskomponenten eine „Vorschädigung“ der Werra oberhalb der Salzeinleitung eine wichtige Rolle spielt und welche Umweltfaktoren den ökologischen Zustand aktuell maßgeblich beeinflussen. Vier Haupteinflussfaktorenkomplexe sind dabei zu betrachten:

1. Salzbelastung durch die Einleitungen aus der Kaliindustrie
2. Belastung durch mineralische Nährstoffe (P, N)
3. organische Belastung durch Abwässer
4. Degradation der Gewässerstruktur.



**Abbildung 1** Schema der Haupteinflussfaktoren mit potentiellen Effekten auf den ökologischen Zustand des Makrozoobenthos in der Werra im anthropogen salzbeeinflussten Bereich

Entscheidend für Maßnahmen zur Verbesserung des ökologischen Zustands ist die Kenntnis des Faktorenkomplexes mit dem gegenwärtig stärksten Effekt auf die Zusammensetzung der Biozönose als aktuelle Hauptursache für die Abweichung vom naturnahen Referenzzustand. Frühere Untersuchungen belegen die Eignung des Makrozoobenthos als Indikator für Störungen des Flussökosystems infolge anthropogener Salzbelastung sowie Defizite der Gewässerstruktur und Nährstoffeinträge (BÄTHE 1992, SCHÖNBORN 1992, ARGE WESER 2000, SCHULZ & BELLSTEDT 2000, BÄTHE & CORING 2007, HÜBNER 2007). Die Invertebraten werden anders als die Fischfauna nicht direkt durch Besatz oder Entnahme beeinflusst, weswegen unsere Untersuchung auf das Makrozoobenthos fokussierte.

Der vorliegende Bericht enthält die Ergebnisse einer vom „Büro am Fluss – Lebendige Weser“ e.V. in Auftrag gegebenen Untersuchung des Makrozoobenthos der Werra im Jahr 2008. Das Untersuchungsgebiet erstreckte sich über den gesamten anthropogen salzbelasteten Bereich. Zusätzlich wurden strukturell vergleichbare Gewässerabschnitte ohne anthropogene Salzbelastung einbezogen. Letztere dienten als Referenz für Biozönosen ohne Salzeinfluss. Mithilfe statistischer Verfahren wurden die Effekte unterschiedlicher Umweltfaktoren und Faktorenkomplexe auf den ökologischen Zustand des Makrozoobenthos quantifiziert, um die Wirkung der Salzeinleitung herauszufiltern.

## 2 Untersuchungsgebiet

Die Werra gehört zur Flussgebietseinheit der Weser. Sie entspringt im Süden des Thüringer Schiefergebirges, am Übergangsbereich zum Thüringer Wald auf einer Höhe von 797 m NN. Bei Hannoversch Münden vereinigt sie sich nach 298 km Fließstrecke auf 117 m NN mit der Fulda zur Weser (Abbildung 2). Das Einzugsgebiet der Werra umfasst insgesamt 5.496 km<sup>2</sup> (FGG WESER 2005). Das Gefälle der Werra beträgt bis Eisfeld 28,5 ‰, danach zwischen 2,45 ‰ und 0,76‰. Der gesamte Höhenunterschied von der Quelle bis zum Zusammenfluss mit der Fulda beträgt rund 680 m, von denen auf den ca. 13 Flussskilometern bis Eisfeld bereits 300 Höhenmeter überwunden werden. Das entspricht einem Anteil von 45% an der gesamten Höhendifferenz. Damit verbunden sind im Oberlauf schmale, tief eingeschnittene Kerbtäler, in denen kaum Sedimentation auftritt. Ab dem Übergang vom unteren Muschelkalk zum oberen Buntsandstein (Röt) bei Sachsenbrunn wird das Tal jedoch breiter und die Werra fließt auf einer mit Sedimenten holozänen Ursprungs bedeckten Sohle. Das mittlere und untere Werratal ist infolge Salzauslaugungen im Zechstein auf weiten Strecken beckenartig erweitert. Hier findet man eine breite Talaue mit geringem Gefälle vor.

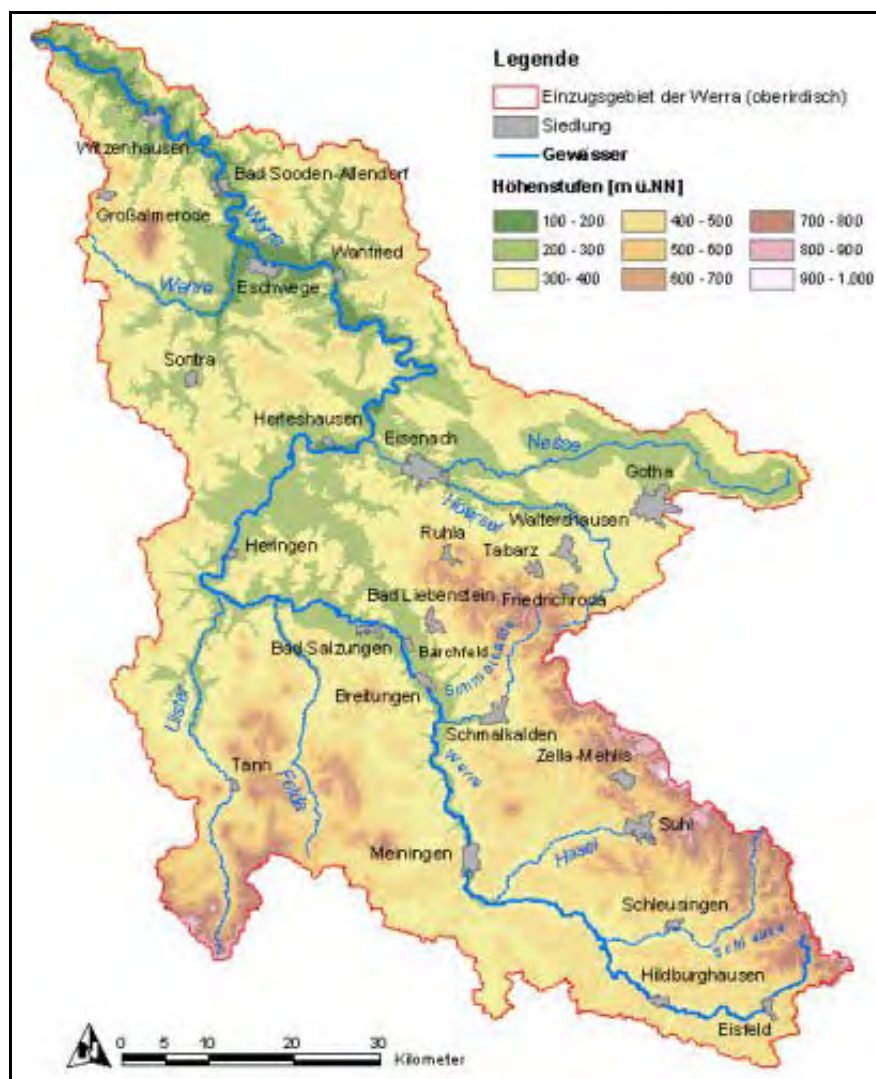
Nach der LAWA-Typisierung der Fließgewässer ist die Werra im Oberlauf bis zur Schleusemündung als grobmaterialreicher, silikatischer Mittelgebirgsbach (LAWA-Typ 5) und im weiteren Verlauf bis zur Haselmündung als silikatisch, fein- bis grobmaterialreicher Mittelgebirgsfluss (LAWA-Typ 9) eingestuft. Danach gilt sie bis zur Mündung in die Weser als großer Fluss des Mittelgebirges (LAWA-Typ 9.2). Entsprechend der Einteilung in die ökologischen Gewässerregionen umfasst die Werra alle Zonen vom Krenal (Quellregion) bis zum Epipotamal (Barbenregion).

Durch die Kaliindustrie nahe der Thüringisch–Hessischen Grenze kommt es zu erheblichen anthropogenen Salzeinträgen in die Werra. Gegenwärtig existieren die stärksten punktuellen Einleitungen direkt in die Werra bei Dorndorf, Unterbreizbach, Hattorf und Wintershall. Dies sowie weitere punktuelle und diffuse Einträge bewirken einen deutlichen Anstieg des Salzgehaltes im Werrawasser etwa ab Unterrhon.

Das Untersuchungsgebiet der vorliegenden Studie erstreckte sich von Wernshausen über 199 Flussskilometer flussab bis Hannoversch Münden. Die gesamte Strecke gehört dem LAWA-Typ 9.2 und der Gewässerregion Epipotamal an. Sieben Probestellen befanden sich unterhalb der großen Salzeinleitungen, eine in der Übergangszone bei Vacha und vier oberhalb anthropogener Salzeinleitungen. Letztere dienten als Referenz für die biologische Untersuchung des salzunbeeinflussten Referenzzustands.

Bei der Auswahl der Probestellen wurden bevorzugt Gewässerabschnitte ausgewählt, für die Daten zu den chemischen und physikalischen Parametern von anderen Untersuchungen, wie dem WRRL-Monitoring und der Gewässerüberwachung im Bereich der Kaliindustrie vorlagen.

Die Probestelle in Witzzenhausen wurde nach der ersten Beprobung im Frühjahr 2008 um 40 m flussauf verlegt, um den Einfluss des einmündenden Nebengewässers Gelster auf die Ergebnisse zu reduzieren (siehe Kapitel 4.1). Ansonsten wurden während der Untersuchungskampagnen stets die gleichen Stellen beprobt. Eine Übersicht der wichtigsten Kenngrößen der 12 Untersuchungsstellen ist in Tabelle 1 aufgelistet. Im Folgenden wird der unmittelbare Bereich der Probestellen kurz charakterisiert.



**Abbildung 2** Die Werra und ihr Einzugsgebiet (Quelle der <http://living-rivers.de/werra/werra.html>)

**Tabelle 1** Übersicht über wichtige Parameter der im Zeitraum April bis Oktober 2008 durch das IGF Jena in der Werra beprobten Untersuchungsstellen

<b>Int.-Nr.</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>
<b>Probstellenbezeichnung</b>	<b>Wernshausen</b>	<b>Breitungen</b>	<b>Barchfeld</b>	<b>Tiefenort</b>
<b>Hochwert</b>	5621369	5625900	5629920	5633789
<b>Rechtswert</b>	3596159	3593660	3591290	3582089
<b>Bundesland</b>	Thüringen	Thüringen	Thüringen	Thüringen
<b>Landkreis</b>	SM	SM	WAK	WAK
<b>Flusskilometer</b>	200	194	189	175
<b>SGK<sup>1</sup></b>	3	5	2	5
<b>Gefälle [%]<sup>2</sup></b>	0,593	0,171	0,054	0,182
<b>Höhe N.N. (m)</b>	246	246	242	234
<b>Dominante Choriotoptypen [%]<sup>3</sup></b>	Mesolithal 52 Mikrolithal 17 Akal 12 Makrolithal 10	Mesolithal 45 Mikrolithal 18 Akal 13 Makrolithal 13 Psammal/Psammopelal 5	Psamml/Psammopelal 35 Makrolithal 27 12 Mesolithal 8 Mikrolithal 8 Megalithal 7	Makrolithal 32 Mikrolithal 17 Megalithal 17 Mesolithal 13 Akal 8 Technolithal 2 7 Submerse Makrophyten 5
<b>anthropogene Salzbelastung</b>	nein	nein	nein	nein
<b>Leitfähigkeit [µS]<sup>4</sup></b>	526	525	506	637
<b>Int.-Nr.</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>8</b>
<b>Probstellenbezeichnung</b>	<b>Vacha</b>	<b>Gerstungen</b>	<b>Lauchröden</b>	<b>Frankenroda</b>
<b>Hochwert</b>	5633700	5649608	5651513	5663299
<b>Rechtswert</b>	3573879	3576889	3580583	3589339
<b>Bundesland</b>	Thüringen	Thüringen	Thüringen	Thüringen
<b>Landkreis</b>	WAK	WAK	WAK	WAK
<b>km</b>	163	133	122	89
<b>SGK<sup>1</sup></b>	4	2	7	5
<b>Gefälle [%]<sup>2</sup></b>	0,11	0,21	0,158	1,1
<b>Höhe N.N. (m)</b>	224	206	191	187
<b>Dominante Choriotoptypen [%]<sup>3</sup></b>	Mikrolithal 22 Akal 20 Mesolithal 17 Psammal/Psammopelal 17 Makrolithal 13 Megalithal 5 Submerse Makrophyten 5	Makrolithal 37 Mesolithal 27 Mikrolithal 15 Akal 8 Psammal/Psammopelal 8	Megalithal 63 Makrolithal 15 Mesolithal 8 Mikrolithal 8	Psamml/Psammopelal 43 Mesolithal 22 Makrolithal 10 Mikrolithal 10 Akal 8
<b>anthropogene Salzbelastung</b>	ja (Übergangszone)	ja	ja	ja
<b>Leitfähigkeit [µS]<sup>4</sup></b>	2320	6160	6160	5220
<b>Int.-Nr.</b>	<b>9</b>	<b>10</b>	<b>11</b>	<b>12</b>
<b>Probstellenbezeichnung</b>	<b>Frieda (bei Eschwege)</b>	<b>Eschwege-Niederhone</b>	<b>Witzenhausen</b>	<b>Hann. Münden</b>
<b>Hochwert</b>	5673179	5675650	5690522	5697255
<b>Rechtswert</b>	3579050	3 570224	3 560068	3548315
<b>Bundesland</b>	Hessen	Hessen	Hessen	Niedersachsen
<b>Landkreis</b>	WMK	WMK	WMK	GÖ
<b>km</b>	63	52	20	4
<b>SGK<sup>1</sup></b>	6	6	6	5
<b>Gefälle [%]<sup>2</sup></b>	0,059	n.e. Fehler Geländemodell	0,252	0,422
<b>Höhe N.N. (m)</b>	165	156	150	131
<b>Dominante Choriotoptypen [%]<sup>3</sup></b>	Mesolithal 32 Mikrolithal 30 Psammal/Psammopelal 22 Makrolithal 7 Akal 7	Mesolithal 42 Psammal/Psammopelal 20 Makrolithal 20 Mikrolithal 13 Akal 5	Psamml/Psammopelal 48 Mesolithal 30 Makrolithal 13 Akal 5	Makrolithal 43 Psammal/Psammopelal 22 Mesolithal 15 Technolithal 18 Megalithal 5
<b>anthropogene Salzbelastung</b>	ja	ja	ja	ja
<b>Leitfähigkeit [µS]<sup>5</sup></b>	4628	3750	4386	4197

<sup>1</sup> Strukturgütekategorie entsprechend Übersichtskartierung (ARGE Weser 1998)  
<sup>2</sup> Gefälle berechnet für 1 km-Abschnitt an Probstelle  
<sup>3</sup> Mittelwert der während der drei Einzelbeprobungen kartierten Choriotoptypen  
<sup>4</sup> Mittelwert aus monatlichen Messungen im Rahmen des WRRL-Monitorings 2004-2008 (Veröffentlichung mit Genehmigung der TLUG Jena)  
<sup>5</sup> Mittelwert aus den Messungen während der Makrozoobenthosprobenahmen im April, Juli & Oktober 2008 (n=3), Daten aus EG-WRRL-Monitoring waren für diese Stellen nicht verfügbar

## 1. Wernshausen

Die Probenahme bei Wernshausen erfolgte im Stadtgebiet unmittelbar oberhalb der Werrabrücke im Mutterbett kurz unterhalb eines Wehres zur Wasserausleitung. Das Gewässerbett ist reich strukturiert mit vergleichsweise großer Breiten- und Tiefenvarianz. Eine Befestigung der Ufer war nur noch in Teilbereichen erkennbar. Als Sohlsubstrate dominieren Geröll und Grobkies. Das Ufer ist geprägt durch einen naturnahen Baumbestand und Gebüsch. Im Bereich der Uferlinie wachsen Stauden und Gräser. Teile des Gewässerbettes fielen aufgrund des regulierten Abflusses im Sommer 2008 trocken.



**Abbildung 3** Makrozoobenthos-Probestelle in der Werra in Wernshausen

## 2. Breitungen

Die Probenahme bei Breitungen erfolgte im Stadtgebiet unmittelbar unterhalb der Werrabrücke (Salzunger Straße). Das Gewässerbett ist als Trapezprofil ausgebaut. Eine Tiefen- und Breitenvarianz ist an der Untersuchungsstrecke kaum ausgeprägt. Der Abschnitt besitzt über die gesamte Gewässerbreite den Charakter einer Schnelle. Die Ufer sind durch Steinschüttung befestigt. Als Sohlsubstrat dominieren Geröll und Grobkies. Die Ufervegetation besteht aus Gräsern. Gebüsche und Bäume fehlen vollständig.



**Abbildung 4** Makrozoobenthos-Probestelle in der Werra in Breitungen

### 3. Barchfeld

Die Probenahmen erfolgten oberhalb der Straßenbrücke der Ortverbindungsstraße zwischen Immelborn und Barchfeld. Das Gewässerbett besitzt hier eine hohe Tiefenvarianz. In den Uferbereichen finden sich stellenweise starke Feinsedimentablagerungen (Sande & Sapropel), während in der Gewässermitte grobe Sedimente (Blöcke) dominieren. Die Probenahmestelle weist eine vergleichsweise hohe Strömungsdiversität auf, wobei sich träge fließende und schnell fließende Bereiche abwechseln. Darüber hinaus weist diese Probenahmestelle im Frühjahr und Sommer durch die zahlreichen Bäume am Ufer (bes. *Salix* sp.) einen hohen Beschattungsgrad auf.



**Abbildung 5** Makrozoobenthos-Probestelle in der Werra in der Nähe von Barchfeld

#### 4. Tiefenort

Die Probenahmen erfolgten im Bereich der Ortslage Tiefenort ca. 500 m unterhalb eines Wehres. Das Gewässerbett wird in diesem Bereich durch starke Uferbefestigungen in Form von Steinsatz und sehr grobem Sediment (Verbaumaterial) geprägt. Aus diesen Charakteristika und einem eingeeengten Gewässerbett resultiert im Untersuchungsabschnitt eine hohe Fließgeschwindigkeit. Als Sohlsubstrate dominieren Blöcke, Geröll und Grobkies. Die Breiten- und Tiefenvarianz ist gering. Die Ufervegetation ist durch Gräser und einzelne kleine Bäume geprägt.



**Abbildung 6** Makrozoobenthos-Probestelle in der Werra in Tiefenort

## 5. Vacha

Die Probenahme bei Vacha erfolgte flussauf des Stadtgebietes unterhalb der Werrabrücke, über welche die B84 Richtung Unterzella verläuft. Das regelprofilierte Gewässerbett ist hier tief eingeschnitten mit geringer Tiefen- und Breitenvarianz, aus welcher eine geringe Strömungsdiversität resultiert. Die Ufer sind durch Steinschüttung befestigt. Als Sohlssubstrat dominieren Grob,- Fein- und Mittelkies. Die Ufervegetation besteht aus Gräsern und Stauden mit Gebüschern sowie Bäumen.



Abbildung 7 Makrozoobenthos-Probestelle in der Werra in der Nähe von Vacha

## 6. Gerstungen (unterthalb)

Die Probenahme bei Gerstungen erfolgte oberhalb der Ortslage im Bereich des Sportplatzes und einer Bootsanlegestelle. Das Gewässerbett ist in diesem Bereich sehr tief und ganzjährig nicht begehbar. Es weist eine geringe Strömungsdiversität auf. Als Sohlsubstrate dominieren Blöcke (vorwiegend Wasserbausteine) und Grobkies. An den Ufern befinden sich nur vereinzelt Bäume, welche zu einem geringen Beschattungsgrad beitragen. Dichte Schilfstreifen (*Phragmites australis*) prägen die Ufervegetation im Untersuchungsbereich.



Abbildung 8 Makrozoobenthos-Probestelle in der Werra in der Nähe von Gerstungen

## 7. Lauchröden

Der Untersuchungsbereich befand sich oberhalb der Ortslage Lauchröden. Das Gewässerbett ist in diesem Bereich durch ein sehr breites und relativ flaches Profil gekennzeichnet. Das Gewässerbett wird in starkem Maße durch anstehendes Gestein des Untergrunds geprägt. Als Sohlsubstrate dominieren Fels und Blöcke. Die Ufervegetation wird aus Gräsern und Stauden mit Gebüschern sowie Bäumen gebildet.



Abbildung 9 Makrozoobenthos-Probestelle in der Werra in der Nähe von Lauchröden

## 8. Frankenroda

Die Probenahme erfolgte wenige Meter flussab der Werrabrücke. Die Ufer sind regelprofiliert und durch eine Steinschüttung befestigt. Beginnende Seitenerosion sorgt für lokalen Verfall der Ufer. Dadurch entsteht eine schwache Breiten- und Tiefenvarianz. Als Sohlsubstrat dominieren Schlamm und Geröll. Die Ufervegetation besteht aus Gräsern mit Gebüsch und kleinen Bäumen.



**Abbildung 10** Makrozoobenthos-Probestelle in der Werra in Frankenroda

## 9. Frieda

Die Probenahme erfolgte rund 500 m flussauf der Werrabrücke von Aue nach Frieda. Die Ufer sind relativ flach. Es finden sich Ansätze von Uferbuchten und Flachwasserbereichen. Deutliche Seitenerosion verursacht eine deutliche Breiten- und Tiefenvarianz. Eine Uferbefestigung durch Steinschüttung ist nicht mehr flächendeckend vorhanden. Als Sohlsubstrat dominieren Geröll und Grobkies. Die Ufervegetation besteht aus Gräsern mit aufkommenden Gebüschern und jungen Bäumen.



**Abbildung 11** Makrozoobenthos-Probestelle in der Werra in Frieda

## 10. Eschwege Niederrohne

Die Probenahme erfolgte rund 800 m flussab der Werrabrücke von Eschwege nach Jestädt. Das Gewässer ist tief eingeschnitten. Die Ufer sind regelprofiliert und durch Steinschüttung befestigt. Es ist nur eine schwache Breiten- und Tiefenvarianz ausgeprägt. Als Sohlsubstrat dominieren Geröll und Schlamm. Die Ufervegetation besteht aus Gräsern und Stauden mit aufkommenden Gebüschern und jungen Bäumen. Der Untersuchungsbereich weist einen geringen Beschattungsgrad auf.



**Abbildung 12** Makrozoobenthos-Probestelle in der Werra in Eschwege-Niederrohne

## 11. Witzenhausen

Die Probenahme erfolgte im Stadtgebiet von Witzenhausen rund 20 m flussauf der Gelstermündung. Eine Ausnahme bildete die Beprobung im Frühjahr 2008, bei der ca. 20 m flussab der Gelstermündung beprobt wurde. Das Gewässerbett ist als Trapezprofil ausgebaut und eingedeicht. Das Mittelwasserbett weist allerdings linksseitig streckenweise flache Uferabschnitte und kleine Buchten auf. Die Ufer sind durch Steinschüttung befestigt. Es ist nur eine schwache Breiten- und Tiefenvarianz ausgeprägt. Als Sohlsubstrat dominieren Schlamm und Geröll. Die Ufervegetation besteht aus Gräsern mit Gebüsch, Schilfstreifen und kleinen Bäumen.



**Abbildung 13** Makrozoobenthos-Probestelle in der Werra in Witzenhausen

## 12. Hannoversch Münden

Die Probenahme erfolgte rund 1 km flussauf des Stadtgebietes. Die Ufer weisen überwiegend Regelprofil auf und sind teilweise durch Steinschüttung befestigt. Der Wechsel von anstehendem Fels und Blöcken sowie Schlamm sorgt für eine leichte Tiefenvarianz. Die Breitenvarianz ist sehr gering. Die Ufervegetation besteht aus Gräsern mit vereinzelt Gebüsch und großen naturraumtypischen Bäumen.



**Abbildung 14** Makrozoobenthos-Probestelle in der Werra in Hannoversch Münden

### 3 Methodik

#### Makrozoobenthos – Eigene Probenahme

An 12 ausgewählten Probestellen (Abbildung 15) wurde im Rahmen der vorliegenden Untersuchung im Frühjahr (28. & 29.04.), Sommer (16.07.) und Herbst (01. & 02.10.) 2008 dreimalig das Makrozoobenthos beprobt. Es wurden vorzugsweise Stellen ausgewählt, die bereits im Rahmen des EG-WRRL-Monitorings der Länder mehrfach untersucht wurden und für die umfangreiche Daten zu chemischen und physikalischen Umweltfaktoren vorliegen. Die Länge der beprobten Fließstrecke betrug in allen Untersuchungsabschnitten rund 20 m. Die Untersuchung orientierte sich an den methodischen Vorgaben des AQEM-Verfahrens in „Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung“ (MEIER et al. 2006).

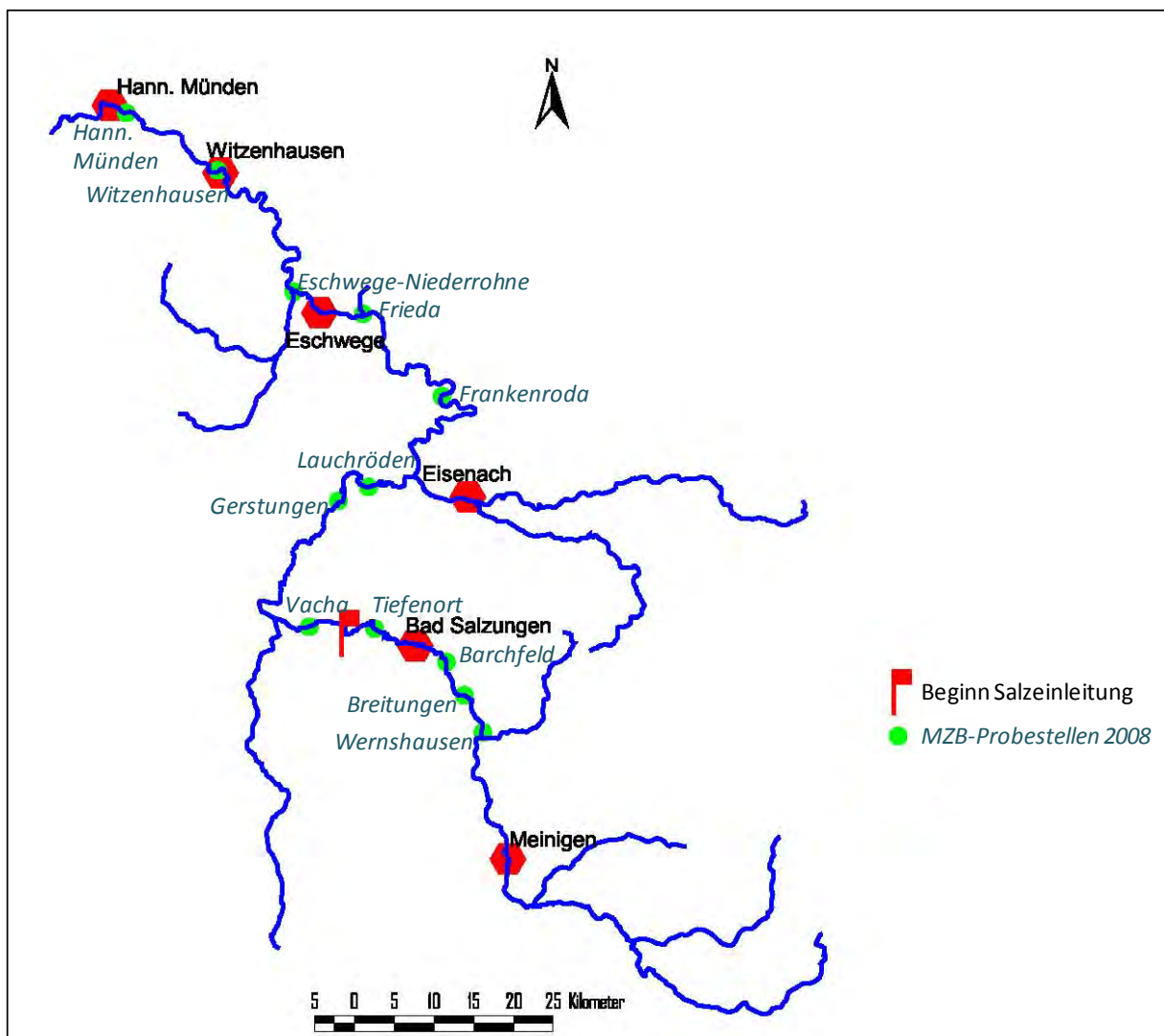


Abbildung 15 Werra und mit den 2008 beprobten Untersuchungsstellen

Innerhalb der Untersuchungsstrecken erfolgte eine Strukturkartierung sowie Abschätzung der einzelnen Habitatanteile. Entsprechend dieser Anteile wurden 20 Teilproben verteilt auf alle Habitattypen entnommen. Die Beprobung erfolgt entgegen der Fließrichtung beginnend am unteren Ende der Probestelle.

In den meisten Fällen waren die Untersuchungsabschnitte bewatbar. Zur Entnahme der Teilproben wurde hier vor einem senkrecht auf der Sohle platzierten Kescher (Querschnittsfläche 25 x 25 cm) eine keschergroße Fläche der Gewässersohle mit dem Fuß aufgewirbelt (Abbildung 16). Dabei wird ein großer Teil der benthischen Organismen dieses Areals mit der natürlichen Strömung in den Kescherbeutel befördert. Zum Einsatz kam ein speziell für die AQEM-Methode gefertigter Rechteckkescher (HYDRO-BIOS Apparatebau GmbH, Kiel, Germany) mit 500 µm Maschenweite. Bei geringer Wassertiefe wurden die Organismen zusätzlich von großen Steine oder Totholz innerhalb der Probefläche abgewaschen.

In Gerstungen war ein Bewaten des Abschnitts aufgrund der großen Wassertiefe nicht möglich. Hier erfolgte die Beprobung mittels Teleskopkescher vom Ufer aus entsprechend den Vorgaben in MEIER et al. (2006).

Die Proben wurden generell im Gelände durch ein Sieb mit 1 cm Maschenweite gegeben, um die grobe mineralische Fraktion abzutrennen. Größere Steine wurden bereits vorher abgebürstet und aus der Probe entfernt. Nach Überführung des Probematerials in eine Weißschale erfolgte eine Sichtung der lebenden Organismen. Hierbei wurden Tiere entnommen, die nach Alkoholfixierung oder nach mechanischer Schädigung während des Probetransports nicht oder schlecht bestimmbar sind. Gleichzeitig wurde die Probe auf streng geschützte oder seltene Arten überprüft, um diese gegebenenfalls sofort nach Bestimmung in das Gewässer zurückzusetzen. Nach dieser Sichtprüfung erfolgte die Konservierung der restlichen Probe mit 96 %-igem Ethanol.

Im Labor wurden die tierischen Organismen > 2 mm aus den Proben ausgelesen, wobei zunächst eine Trennung der Organismen in taxonomische Großgruppen vorgenommen wurde. Im Falle sehr großer Probeprovolumina wurden der homogen verteilten Gesamtprobe mit Hilfe eines Ausstechrahmens Unterproben entnommen (1/6 der Gesamtprobe, mindestens 350 Individuen enthaltend).

Die Bestimmung der Organismen erfolgte nach den Kriterien der „Operationellen Taxaliste“ (HAASE et al. 2006a, b). Gammaridae und Ephemeroptera waren teilweise in so hohen Abundanzen vertreten, dass bei diesen Gruppen eine repräsentative Stichprobe (mindestens 100 Individuen) entnommen und bestimmt wurde. Die restlichen Tiere wurden gezählt und deren Individuenanzahl entsprechend den in der Stichprobe enthaltenen Taxa-Anteilen aufgeteilt. Begleitend zur Makrozoobenthos-Beprobung erfolgte die Messung der Wassertemperatur und der Leitfähigkeit (Hanna HI 98130, Hanna Instruments, Germany).



**Abbildung 16** Beprobung des Makrozoobenthos in der Werra mithilfe eines Keschers und der Kick-Sampling-Methode

### **Makrozoobenthos – zusätzliche Daten**

Die Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie (TLUG) und die Hessische Landesanstalt für Umwelt und Geologie (HLUG) stellten die im Rahmen des EG-WRRL-Monitorings erhobenen Daten zur Qualitätskomponente „Makrozoobenthos“ weiterer Probestellen aus der Werra und Referenzgewässern gleichen Typs (LAWA-Typ 9.2) zur Verfügung (TLUG 2009, HLUG 2009).

### **Abiotische Daten**

Zusätzliche Daten zur Gewässerstruktur sowie den chemischen und physikalischen Parametern der Probestellen und weiterer Monitoringstellen wurden von der TLUG (2009) und HLUG (2009) zur Verfügung gestellt. Sie stammten aus den Jahren 2004 bis 2008 (Thüringen) bzw. 2007 bis 2008 (Hessen) und wurden im Rahmen des WRRL-Monitorings erhoben. In Thüringen beruhen die Daten chemischer und physikalischer Parameter auf monatlich durchgeführte Messungen, in Hessen auf zwei bis dreimalige Messungen pro Monat. Darüber hinaus erhielten wir die Möglichkeit, die Daten zur Gewässerüberwachung

des HLUG im Bereich der Kaliindustrie zu nutzen. Es handelte sich um die Messstellen Werra Witzenhausen-Blickershausen und Heringen-Widdershausen. Von diesen zwei Standorten lagen uns für Leitfähigkeit, pH-Wert, Temperatur sowie Sauerstoffgehalt und -konzentration tägliche Messwerte von 2004 bis 2008 vor. Für alle anderen Parameter: Kalium-, Kalzium-, Magnesium-, Natrium-, Nitrat-, Nitrit-, Ammonium-, Orthophosphat- und Gesamphosphor- sowie TOC- Konzentration und Härte standen uns die Werte zwei bis dreimaliger Messungen pro Monat aus den Jahren 2007 und 2008 zur Verfügung.

Flächendeckende Daten zur Gewässerstrukturgüte des gesamten Untersuchungsgebietes lagen von der 1998 erfolgten Kartierung der ARGE Weser vor. Sie beruhen auf dem Übersichtsverfahren entsprechend dem damals aktuellen LAWA-Verfahrensvorschlag.

### **Bewertung der Makrozoobenthoszönosen**

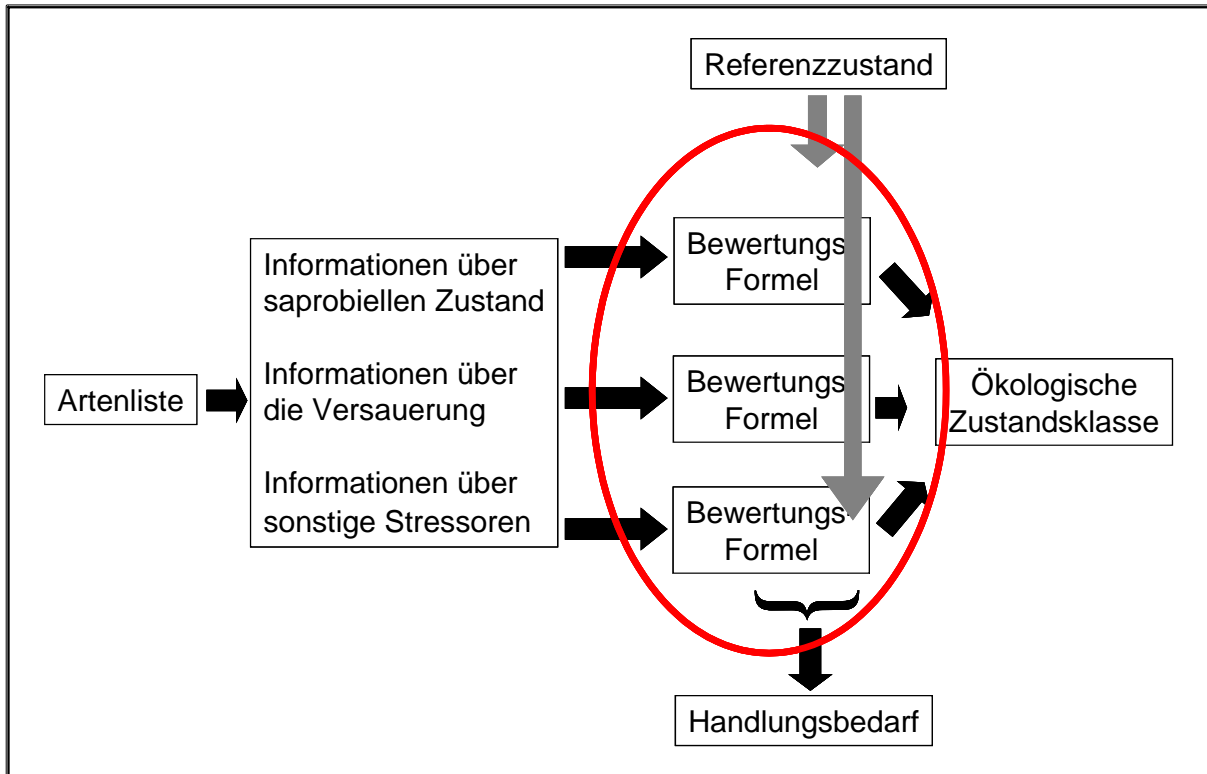
Für die Bewertung der Makrozoobenthoszönosen an den 12 untersuchten Probestellen im Werraverlauf wurde die Bewertungssoftware „ASTERICS“ Version 3.3.1. mit dem Modul „PERLODES“ (Download und Kommentare unter: [www.fliessgewaesserbewertung.de](http://www.fliessgewaesserbewertung.de)) eingesetzt. Diese Software wurde speziell für die Bewertung der Qualitätskomponente „Makrozoobenthos“ im Rahmen der Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie entwickelt und wird von allen Bundesländern einheitlich genutzt.

Aus der Artenliste einer zu bewertenden Gewässerprobestelle können mit Hilfe des modular aufgebauten Bewertungssystems „PERLODES“ eine Vielzahl von Informationen extrahiert und leitbildbezogen bewertet werden. Tabelle 2 zeigt einen Überblick der für den Fließgewässertyp 9.2 relevanten Module und Einzelmetrics.

Mit Hilfe des Bewertungssystems „PERLODES“ kann die ökologische Zustandsklasse für 30 der 31 deutschen Fließgewässertypen (inkl. Untertypen) ermittelt werden. Die Bewertungsverfahren für die einzelnen Typen beruhen auf dem gleichen Prinzip und zwar auf den Vergleich der real festgestellten Makrozoobenthoszönose mit einem gewässertypspezifischen Referenzzustand (vgl. Abbildung 17). Aus verschiedenen Einzelmetrics wird ein Bewertungsergebnis für das Hauptmodul „Allgemeine Degradation“, errechnet, aus denen sich gemeinsam mit den Modulen „Saprobie“ und „Versauerung“ die Gesamtbewertung ergibt. Die jeweils verwendeten Kenngrößen und die der Bewertung zu Grunde liegenden Referenzzustände sind dabei abhängig vom jeweiligen Fließgewässertyp. „PERLODES“ integriert durch seinen modularen Aufbau den Einfluss verschiedener Stressoren in die Bewertung der ökologischen Qualität eines Fließgewässerabschnitts.

**Tabelle 2** Überblick der relevanten Module und Einzelmetrics für die Probestellen des Fließgewässertyps 9.2.

Modul bzw. Einzelmetric	Relevanz für Gewässertyp 9.2	Erläuterung
Modul „Saprobie“	X	Die Bewertung der Auswirkungen organischer Verschmutzung auf das Makrozoobenthos erfolgt mit Hilfe des gewässertypspezifischen und leitbildbezogenen Saprobienindex nach DIN 38 410 (FRIEDRICH & HERBST 2004). Die Ergebnisse des Saprobienindex werden unter Berücksichtigung typspezifischer Klassengrenzen in eine Qualitätsklasse überführt
Metric Deutscher Saprobien Index (neue Version)	X	
Modul „Versauerung“	nicht relevant	-
Modul „Allgemeine Degradation“	X	Dieses Modul spiegelt die Auswirkungen verschiedener Stressoren (Degradation der Gewässermorphologie, Nutzung im Einzugsgebiet, Salzbelastung, Pestizide, hormonäquivalente Stoffe) wider. Das Modul ist als Multimetrischer Index aus Einzelindices, so genannten „Core Metrics“, aufgebaut. Die Ergebnisse der typ(gruppen)spezifischen Einzelindices werden zu einem multimetrischen Index verrechnet und dieser wird abschließend in eine Qualitätsklasse von „sehr gut“ bis „schlecht“ überführt.
Metric EPT [%]	X	Anteil Epemeroptera, Plecoptera und Trichoptera an der Gesamtindividuenzahl
Metric EPTCBO	X	Summe der Taxa-Anzahl der Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera, Bivalvia, Odonata
Metric Deutscher Fauna Index Typ 9.2	X	Der Fauna-Index beschreibt auf Grundlage gewässertypspezifischer Indikator-taxa die Auswirkungen morphologischer Degradation auf die Makrozoobenthoszönose eines Fließgewässerabschnitts.
Metric [%] Metarhithral	X	Anteil Metarhithralbesiedler



**Abbildung 17** Schematischer Ablauf der stressorenbezogenen Bewertung von Fließgewässern mittels Makrozoobenthos. (aus LAWA-AO 2006)

### Statistische Analysen

Die statistische Prüfung der Unterschiede der ASTERICS-Ergebnisse zwischen den Referenzstellen und den Stellen im Werrabereich mit anthropogener Salzbelastung erfolgte mittels t-Tests/ANOVA (normalverteilte Daten) bzw. Mann-Whitney-Rank Sum Test/Kruskal-Wallis-ANOVA (nicht normalverteilte Daten, WinStat). Zur Überprüfung der Daten auf Vorliegen einer Normalverteilung wurde der Kolmogorov-Smirnov-Test eingesetzt (WinStat). Zur Analyse der Zusammenhänge zwischen den Daten des ökologischen Zustands (Gesamtbewertung, Bewertungsmodule & -metrics sowie weitere Eigenschaften) des Makrozoobenthos und der abiotischen Umweltfaktoren wurden Korrelationsanalysen (Spearman Rank Order & Pearson Korrelation, WinStat) eingesetzt.

Darüber hinaus kamen multivariate statistische Analyseverfahren (Hauptkomponentenanalyse - PCA und Redundanzanalyse - RDA) zum Einsatz. Der Begriff „multivariat“ bedeutet dabei soviel wie „viele Varianzen“. Diese Form der Analyse ermöglicht die Berechnung und grafische Darstellung der Varianzen innerhalb einer Wertematrix.

Die Hauptkomponentenanalyse - PCA dient dazu, umfangreiche Datensätze zu vereinfachen, zu strukturieren sowie anschaulich darzustellen. Dies erfolgt, indem eine Vielzahl statistischer Variablen durch eine geringere Zahl von Linearkombinationen („Hauptkomponenten“ = Achsen im Ordinationsdiagramm) beschrieben (bzw. genähert) wird. Die PCA ist somit eine indirekte Methode zur Untersuchung der Varianz in einer

Wertematrix. In Fall der vorliegenden Untersuchung enthielt diese die Ergebnisse der Bewertungsmodule und –metrics der ASTERICS-Bewertung (inklusive Taxa-Anzahl, Diversitätsmaße etc.) der Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaften der Probestellen. Die Ähnlichkeit der Objekte (hier Probestellen, salzbelastet und Referenzstellen, Abbildung 35) bezüglich dieser Variablen bildet in diesem Fall die Grundlage für deren Gruppierung entlang von Gradienten (Ordinationsachsen bzw. Hauptkomponenten) innerhalb der PCA. Die 1. Hauptkomponente (1. Ordinationsachse) entspricht dem in den Daten enthaltenen Hauptgradienten.

Die Redundanzanalyse – RDA ist eine direkte Form von Gradientenanalyse und ermöglicht die unmittelbare Verrechnung der Verteilung biologischer Daten (hier die Ergebnisse der Bewertungsmodule und –metrics der ASTERICS-Bewertung der MZB-Lebensgemeinschaft) mit den potentiell erklärenden Umweltvariablen.

Die kombinierte Darstellung der biologischen Daten und Umweltfaktoren ermöglichen es, die vorhandenen Varianzen in den biotischen Daten (hier Probestellen) anhand von Gradienten innerhalb der Umweltvariablen zu erklären. Im Ordinationsplot ergibt sich dabei die Position der Probestellen (Punkte, Abbildung 36) überwiegend aus den Gradienten der Umweltvariablen und nicht aus der Varianz innerhalb der biologischen Daten, da im Unterschied zur PCA die Achsen einer RDA aus einer Linearkombination der eingespeisten Umweltvariablen gebildet werden. Diese repräsentieren somit real vorhandene Umweltgradienten. Die Ergebnisse der Vorabanalyse der Daten mit Hilfe einer DCA (detrended canonical analysis) zeigten, dass für die „direkte Analyse“ ein lineares Modell zugrunde gelegt werden konnte. Deshalb wurde die RDA angewendet.

Weitere Details zum Ergebnisse der durchgeführten RDA sind Anhang 3 zu entnehmen. Die Berechnung und Visualisierung der Ergebnisse der PCA und RDA erfolgte mit dem Statistikprogramm „Canoco for Windows“ (Ter Braak & Smilauer, Niederlande, weiterführende Erläuterungen zu Ordinationsverfahren siehe JONGMAN et al. 1995).

Um auf Basis der genannten analytischen Methoden möglichst „sichere“ Aussagen zur Bedeutung von Faktoren bzw. Faktorengruppen treffen zu können und um die Wahrscheinlichkeit von Fehlinterpretationen (bedingt durch Kovariationen zwischen Umweltfaktoren) einzuschränken, ist es bei Nutzung der genannten methodischen Ansätze sinnvoll und wichtig, eine möglichst große Anzahl von Umweltfaktoren in die Analyse einzubeziehen. Ein weiteres Argument für dieses Vorgehen ist, dass nach dem Wirkungsgesetz der Umweltfaktoren (THIENEMANN 1926) die Zusammensetzung einer Lebensgemeinschaft in Art und Zahl (und damit auch in dem, was wir als guten oder schlechten ökologischen Zustand beschreiben) durch denjenigen Umweltfaktor bestimmt wird, der sich am stärksten dem Pessimum nähert (also limitierend wirkt). Dies bedeutet,

dass in realen Lebensgemeinschaften verschiedenste Umweltfaktoren (je nach Ausprägung) für den jeweils festgestellten ökologischen Zustand verantwortlich sind.

Für die Analyse von Lebensgemeinschaften und beeinflussender Umweltvariablen bedeutet dies, dass eine Vielzahl von Umweltvariablen betrachtet werden muss. Nur so lassen sich die primären „Störgrößen bzw. Steuerfaktoren“ (Hauptgradienten innerhalb des betrachteten Datensatzes) ermitteln und Kovariationen zwischen den betrachteten Faktoren erkennen und ausschließen.

Durch den gleichzeitigen Einsatz von Ordinationsverfahren und durch die Bestimmung von Korrelationen zwischen den Umweltvariablen (Kovariationen) untereinander lassen sich besonders relevante (in Bezug auf die ökologische Qualität) Variablen bzw. Variablengruppen ermitteln.

Als „Maß“ für den ökologischen Zustand wurden die Bewertungsergebnisse des Moduls „Allgemeine Degradation“, die Taxa-Anzahl und weitere Bewertungskriterien (Metrics) aus unseren Untersuchungen 2008 und den Untersuchungen im Rahmen des EG-WRRL-Monitorings in Thüringen und Hessen (TLUG 2009, HLUG 2009) sowie die Daten des Monitorings zur „Gewässerüberwachung im Bereich der Kaliindustrie“ durch das HLUG herangezogen. Die Bewertung des Moduls „Allgemeine Degradation“ ist ein Hauptkriterium zur Bewertung des ökologischen Zustands gemäß EG-WRRL für den LAWA-Typ 9.2.

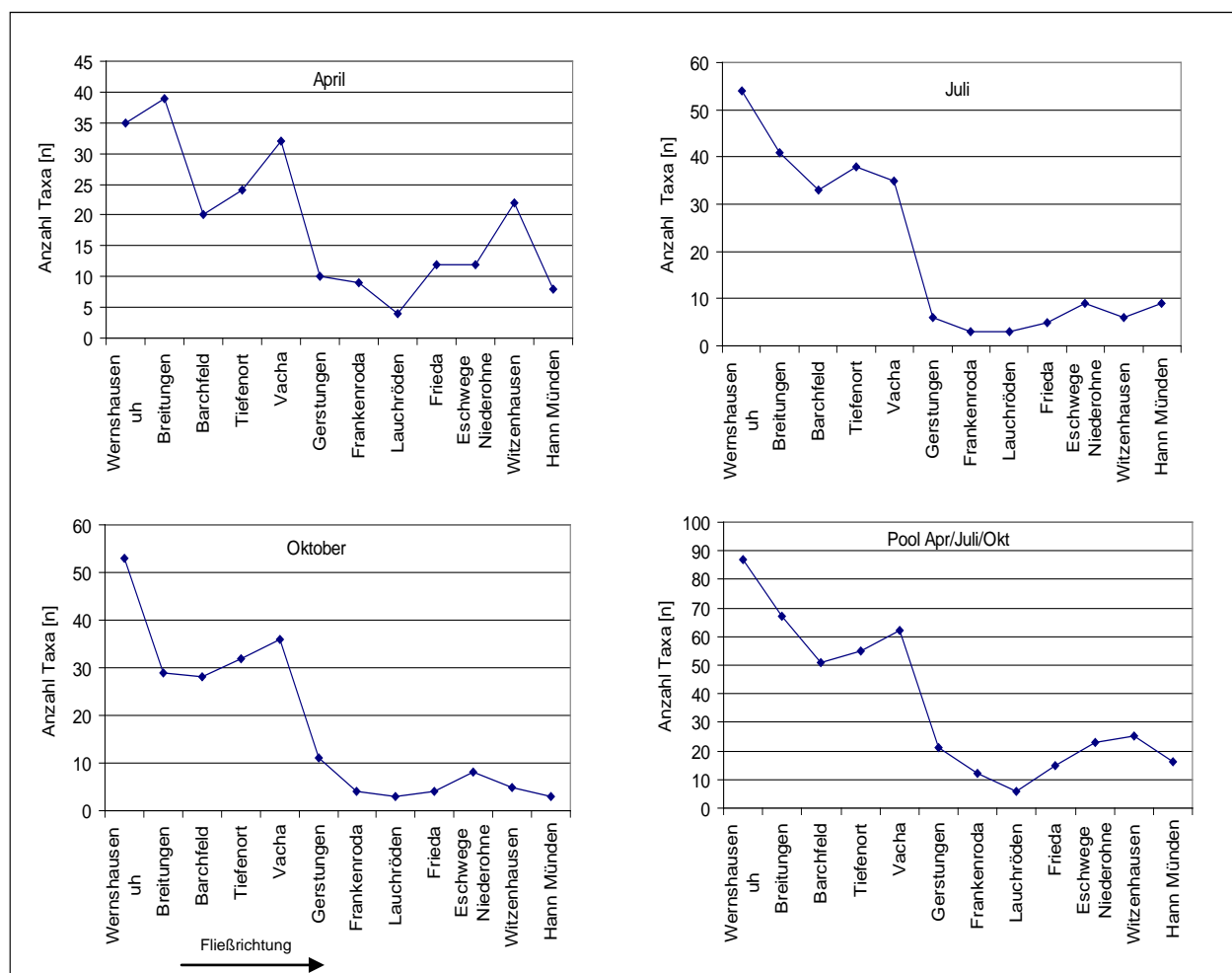
Die korrespondierenden Daten zu den abiotischen Umweltfaktoren stammten ebenfalls aus den Untersuchungen im Rahmen des EG-WRRL-Monitorings in Thüringen und Hessen (TLUG 2009, HLUG 2009) sowie aus dem Monitoring zur „Gewässerüberwachung im Bereich der Kaliindustrie“ durch das HLUG. Die Thüringer Daten lagen uns als Mittelwerte, Minima, Maxima und Standardabweichungen monatlich einmaliger Messungen aus dem Zeitraum 2005 bis 2008 vor. Vom HLUG wurden uns die Werte der monatlich zwei- bis dreimaligen Messungen zur Verfügung gestellt. Generell sind im Ergebnisteil die zugrunde liegenden Daten genannt.

## 4 Ergebnisse

### 4.1 Zustand der Makrozoobenthoszönosen an den Untersuchungsstellen in der Werra 2008

#### 4.1.1 Taxa-Anzahl

Die Taxa-Anzahlen\* der 2008 durch uns untersuchten Probestellen in der Werra ab Gerstungen lagen flussab deutlich unter denen der flussaufwärts gelegenen Stellen (Abbildung 18). Eine Ausnahme bildete Witzzenhausen im April, wo über 20 Taxa nachgewiesen wurden. Ursache hierfür war das Eindriften von Organismen aus der Gelster, welche unmittelbar an der Probestelle mündete. Ab Juli wurde darum der Beprobungsbereich einige Meter flussaufwärts verlegt, woraufhin sich auch hier die Taxa-Anzahl in der Probe stark verringerte (Abbildung 18).



**Abbildung 18** Anzahl registrierter Taxa in den Proben von April, Juli und Oktober 2008 und in den gepoolten Daten aller drei Probenahmen an 12 Stellen im Werraverlauf zwischen Wernshausen und Hann. Münden (Asterics-Bewertung mit Gesamttaxaliste aller Probenahmen, resultierende Bezugsfläche 3,75 m<sup>2</sup>), Anordnung der Probestellen entsprechend ihrer Abfolge im Gewässer

\* bezogen auf operationelle Taxaliste (HAASE et al. 2006a, b) des AQEM-Verfahrens

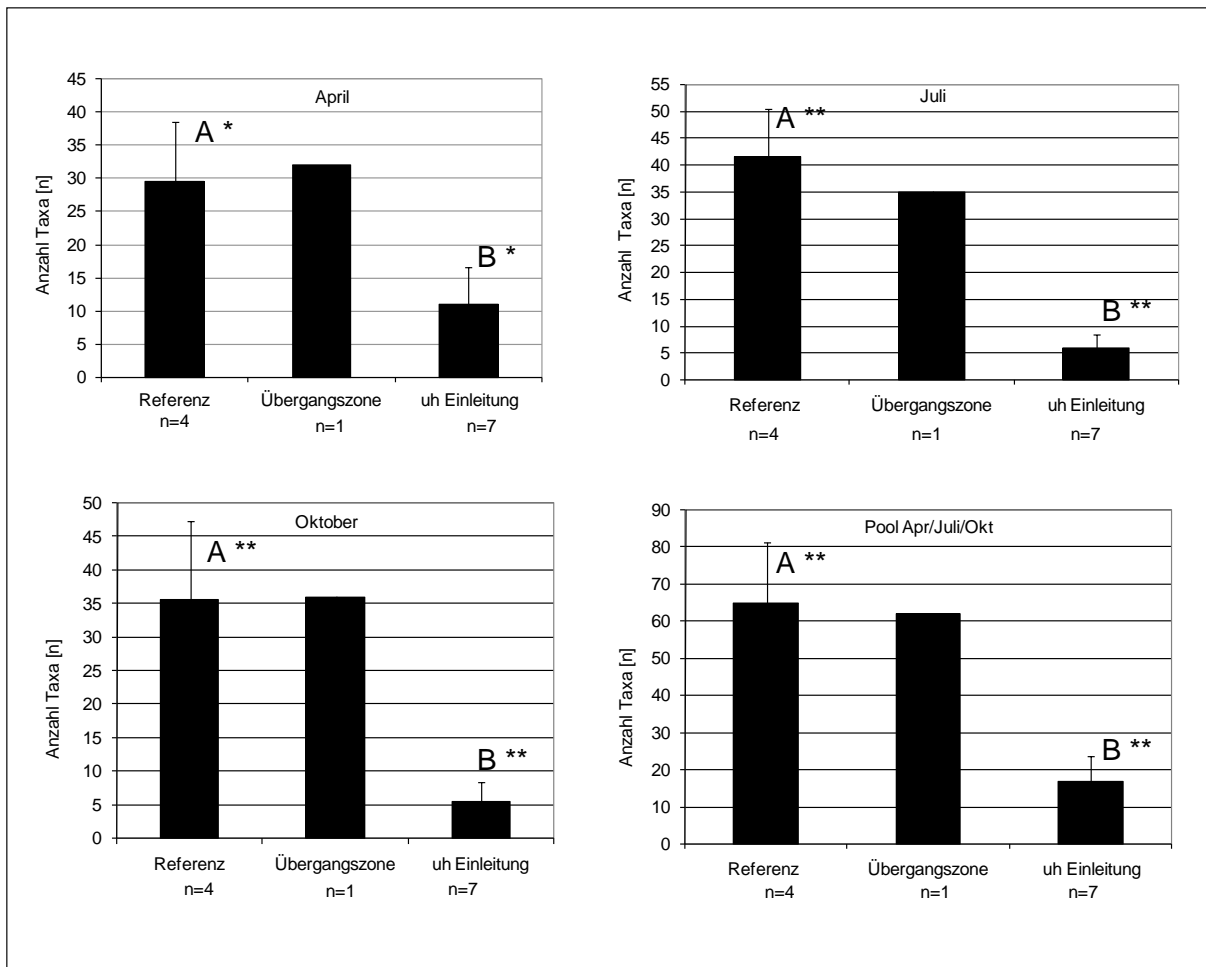
Während aller Probenahmen waren in den Probestellen ab Gerstungen flussabwärts (uh. Einleitung) signifikant geringere Taxa-Anzahlen zu verzeichnen als in den flussaufwärts gelegenen Referenzstellen (Abbildung 19). Die Gruppe der Probestellen oberhalb der direkten Einleitung von Salzabwässern in die Werra umfasste während der drei Probenahmen im Mittel rund 30 bis 40 Taxa. Im Bereichen ab Gerstungen flussab waren dagegen im April im Mittel nur 11, ansonsten sogar deutlich unter 10 Taxa nachweisbar (Abbildung 19).

Hervorzuheben ist, dass es sich bei den ab Gerstungen vorgefundenen Taxa auch um lebensraumfremde Neozoen handelte, die mit ihren hohen Abundanzen die Lebensgemeinschaft sogar stark dominierten. Die Krebsart *Gammarus tigrinus* zeigte an all diesen Probestellen Massenvorkommen und wies überall die höchste Individuendichte auf. Mit dem Krebs *Corophium lacustre* bzw. der Schnecke *Potamopyrgus antipodarum* waren auch die zweithäufigsten Arten jeweils Neozoen. Die restlichen Taxa bildeten im Vergleich zu diesen Arten nur einen geringen Anteil an der Gesamtindividuen-Anzahl. Teilweise waren nur Einzelexemplare nachweisbar.

Der vergleichsweise hohe Mittelwert der Probestellen unterhalb der Einleitung im April resultierte allein aus dem Organismeneintrag (Drift) der Gelster in die Werra in Witzenhausen.

Der Bereich Vacha, welcher bezüglich der Salzbelastung eine Zwischenstellung zwischen der Werra in Gerstungen und den flussab liegenden Stellen sowie den Referenzstellen einnimmt, fällt durch eine relativ stabile und recht hohe Taxa-Anzahl auf.

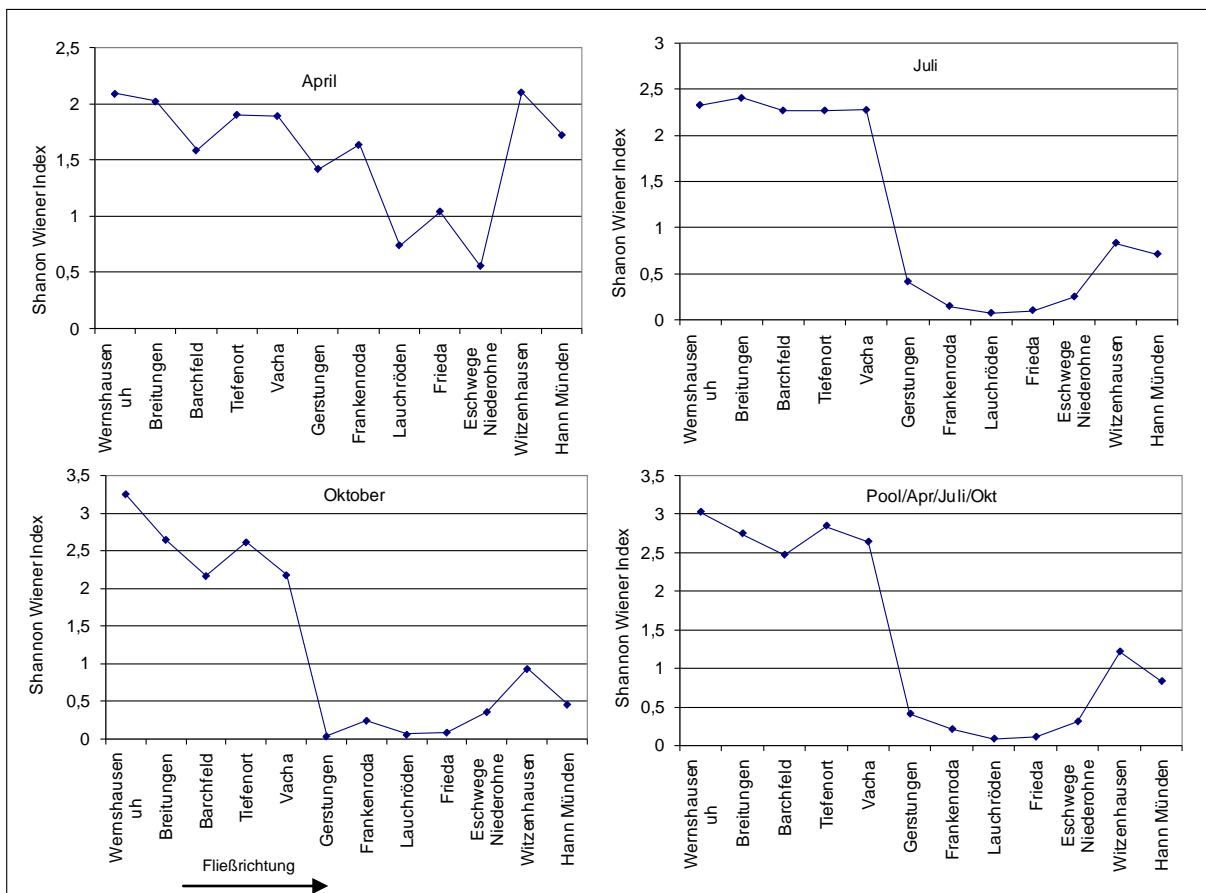
Die Ergebnisse belegen für den Bereich Gerstungen und flussabwärts bis Hann. Münden eine deutlich reduzierte Anzahl von Taxa gegenüber den Referenzabschnitten ohne starke Salzbelastung des Werrawassers.



**Abbildung 19** Gruppenmittelwert und Standardabweichung der Anzahl registrierter Taxa in den Proben der sieben Probestellen unterhalb der Salzeinleitung, im Übergangsbereich bei Vacha (hier nur ein Wert) und der vier Probestellen oberhalb der Salzeinleitung (Referenz) von April, Juli und Oktober 2008 und gepoolte Daten aller drei Probenahmen (Asterics-Bewertung mit Gesamttaxaliste aller Probennahmen, resultierende Bezugsfläche 3,75 m<sup>2</sup>); Gruppen mit verschiedenen Buchstaben (A, B) unterscheiden sich signifikant, \*(P<0,01; t-Test), \*\*(P<0,001; t-Test)

### 4.1.2 Shannon-Wiener-Index

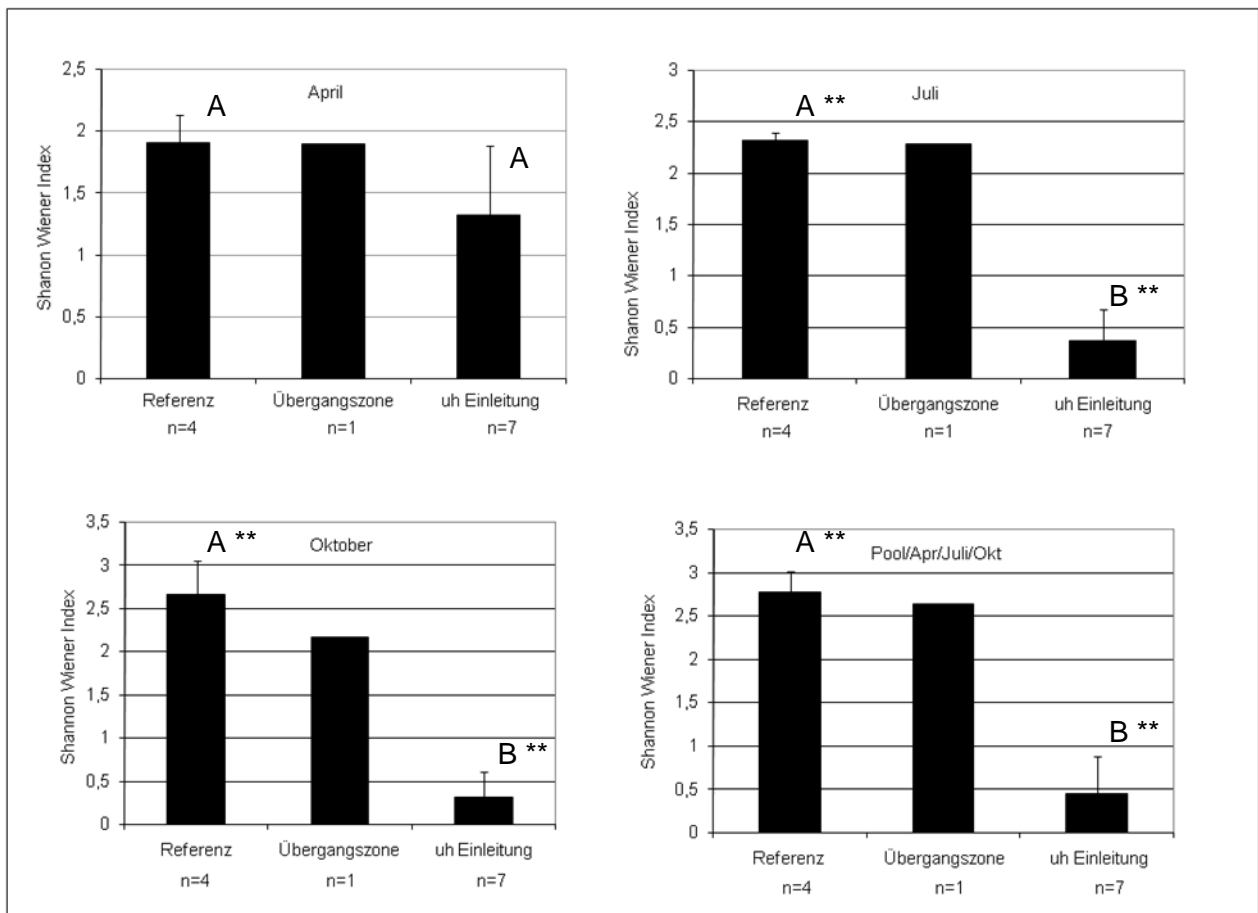
Der Shannon-Wiener-Index ist ein gängiges Diversitätsmaß und berechnet sich aus den relativen Häufigkeiten der einzelnen nachgewiesenen Arten (MÜHLENBERG 1989). Die Ergebnisse von Juli, Oktober und die gepoolten Daten zeigen für die Probestellen ab Gerstungen flussab im Vergleich zu den flussaufwärts gelegenen Referenzstellen eine stark verringerte Diversität (Abbildung 20). Eine Ausnahme bildeten die April-Ergebnisse, wo auch in Witzzenhausen und Hann. Münden vergleichsweise hohe Diversitäten auftraten. In Witzzenhausen liegt die Ursache im Eintrag von Organismen aus einem Nebengewässer (Gelster). Inwieweit die einmalig festgestellte hohe Diversität im April in Hann. Münden ebenfalls auf Organismeneintrag aus Werrazufüssen und Verdriften zurückzuführen ist, kann aus den vorliegenden Daten nicht abgeleitet werden.



**Abbildung 20** Shannon-Wiener-Index der 12 Probestellen in der Werra zwischen Wernshausen und Hann. Münden im April, Juli und Oktober 2008 und in den gepoolten Daten aller drei Probenahmen pro Stelle (Asterics-Bewertung mit Gesamttaxaliste aller Probenahmen, resultierende Bezugsfläche 3,75 m<sup>2</sup>), Anordnung der Probestellen entsprechend ihrer Abfolge im Gewässer

Mit Ausnahme des Aprils war der Shannon-Wiener-Index der Probestellen unterhalb Gerstungen (uh. Salzeinleitung) signifikant niedriger als in den flussaufwärts gelegenen Referenzstellen (Abbildung 21). Der Mittelwert des Shannon-Wiener-Index der Referenzstellen lag zwischen 1,9 im April und 2,7 im Oktober. Im Bereich ab Gerstungen (uh. Einleitung) wurde dagegen maximal ein Mittelwert von 1,3 erreicht und dies im April, wo in Witzenhausen zahlreiche Taxa aus der Gelster das Diversitätsergebnisse positiv beeinflussten. In der restlichen Zeit bleibt der Mittelwert des Shannon-Wiener-Index unter 0,5 (Abbildung 21).

Der Mittelwert des Shannon-Wiener-Index im Bereich Vacha, welcher bezüglich der Salzbelastung eine Zwischenstellung zwischen den Probestellen ab Gerstungen und den Referenzstellen einnimmt, lag nur geringfügig unter dem der salzunbelasteten Stellen.

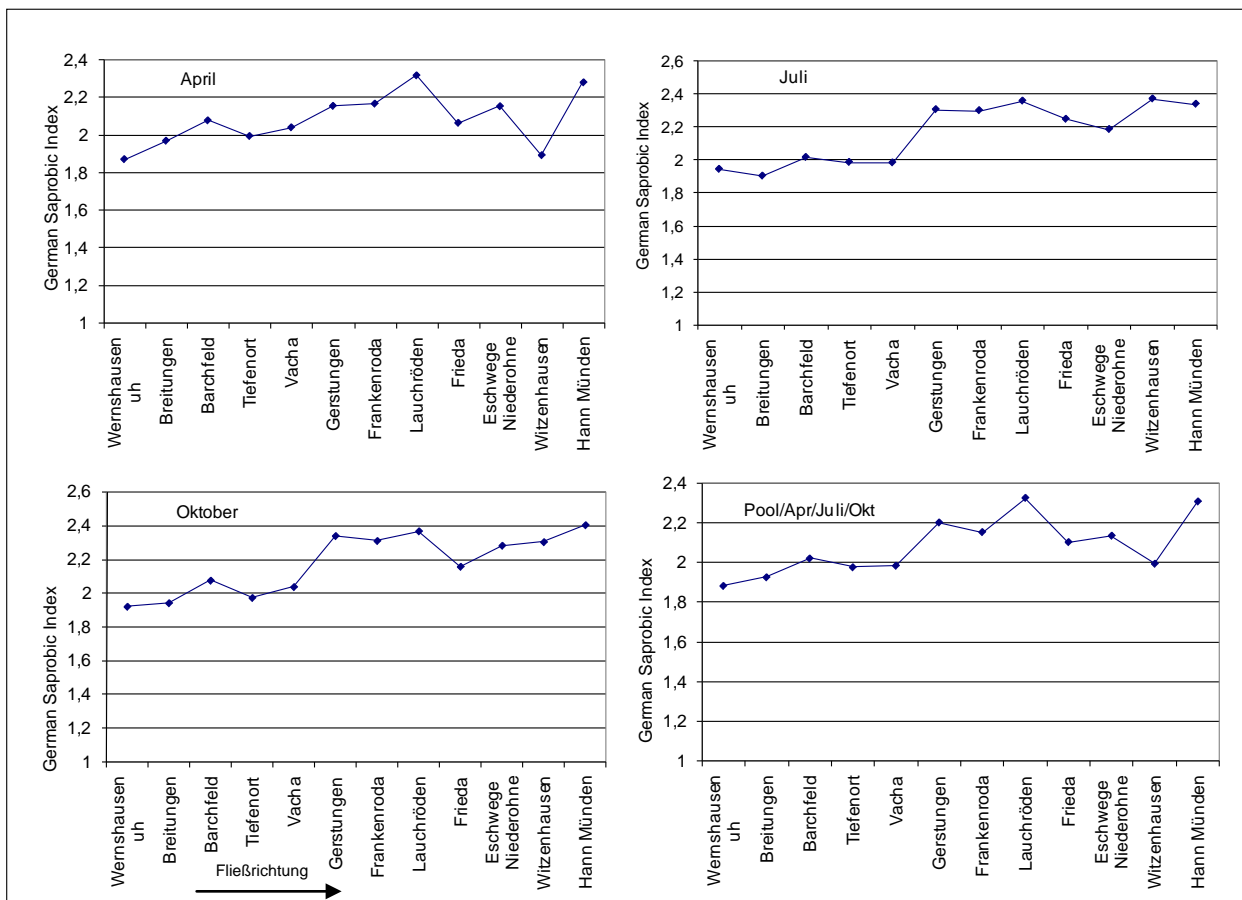


**Abbildung 21** Gruppenmittelwert und Standardabweichung des Shannon-Wiener-Index der sieben Probestellen unterhalb der Salzeinleitung, im Übergangsbereich bei Vacha (hier nur ein Wert) und der vier Probestellen oberhalb der Salzeinleitung (Referenz) im April, Juli und Oktober 2008 sowie die gepoolten Daten aller drei Probenahmen (Asterics-Bewertung mit Gesamttaxaliste aller Probenahmen, resultierende Bezugsfläche 3,75 m<sup>2</sup>); Gruppen mit verschiedenen Buchstaben (A, B) unterscheiden sich signifikant, <sup>\*\*</sup>(P<0,001; t-Test), gleiche Buchstaben kein signifikanter Unterschied (P>0,01; t-Test)

### 4.1.3 German Saprobic Index (new version)

Der Saprobien-Index dient als Maß für die Intensität des Abbaus organischer Stoffe im Gewässer. Der German Saprobic Index (new version) ist einer der zahlreichen Metrics innerhalb des Bewertungssystems ASTERICS.

Im Werraverlauf war ab Gerstungen in allen drei Monaten gegenüber den flussaufwärts befindlichen Stellen eine leicht erhöhte Saprobie<sup>1</sup> festzustellen (Abbildung 22). Eine Ausnahme bildete wieder Witzzenhausen im April, wo infolge des Gelstereinflusses eine plötzliche Verringerung der Saprobie angezeigt wurde.

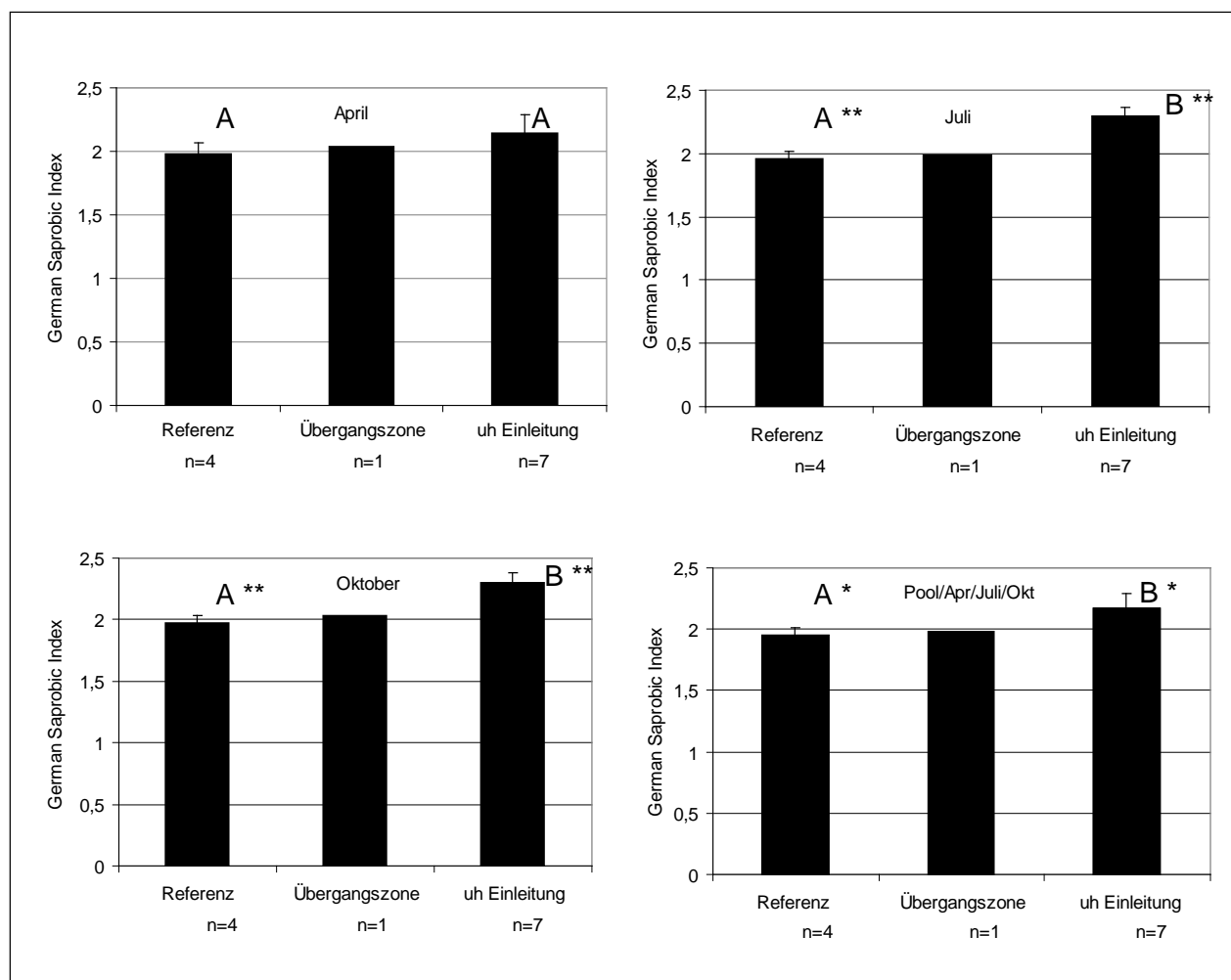


**Abbildung 22** German Saprobien-Index (new version) der 12 Probestellen in der Werra zwischen Wernshausen und Hann. Münden im April, Juli und Oktober 2008 und in den gepoolten Daten aller drei Probenahmen pro Stelle (Asterics-Bewertung mit Gesamtaxalliste aller Probenahmen, resultierende Bezugsfläche 3,75 m<sup>2</sup>), Anordnung der Probestellen entsprechend ihrer Abfolge im Gewässer

<sup>1</sup> Die Saprobie-Einstufung der salzbelasteten Probestellen ist aufgrund der geringen Taxa-Anzahl kritisch zu betrachten.

Mit Ausnahme des Aprils war der German Saprobien Index der Probestellen unterhalb Gerstungen (uh. Salzeinleitung) signifikant höher als in den flussaufwärts gelegenen Referenzstellen (Abbildung 23). Allerdings ist die Differenz zwischen den Mittelwerten mit maximal 0,3 nur gering. Der Mittelwert des German Saprobien Index der Referenzprobestellen oberhalb der direkten Einleitung von Salzabwässern lag bei allen Probennahmen knapp unter 2 (Abbildung 23) und damit in der Qualitätsklasse „gut“. Ab Gerstungen flussabwärts (uh Einleitung) wurde im April und in den gepoolten Daten der Wert von 2,2 knapp unterschritten, woraus ebenfalls die Qualitätsklasse „gut“ resultierte. Im Juli und Oktober wurde mit 2,3 der Klassengrenzwert von 2,2 allerdings leicht überschritten, woraus sich für diese Monate nur die Qualitätsklasse „mäßig“ ergab.

Der Mittelwert der Probestelle Vacha lag bei allen Probennahmen zwischen den Referenzstellen und denen ab Gerstungen flussab.

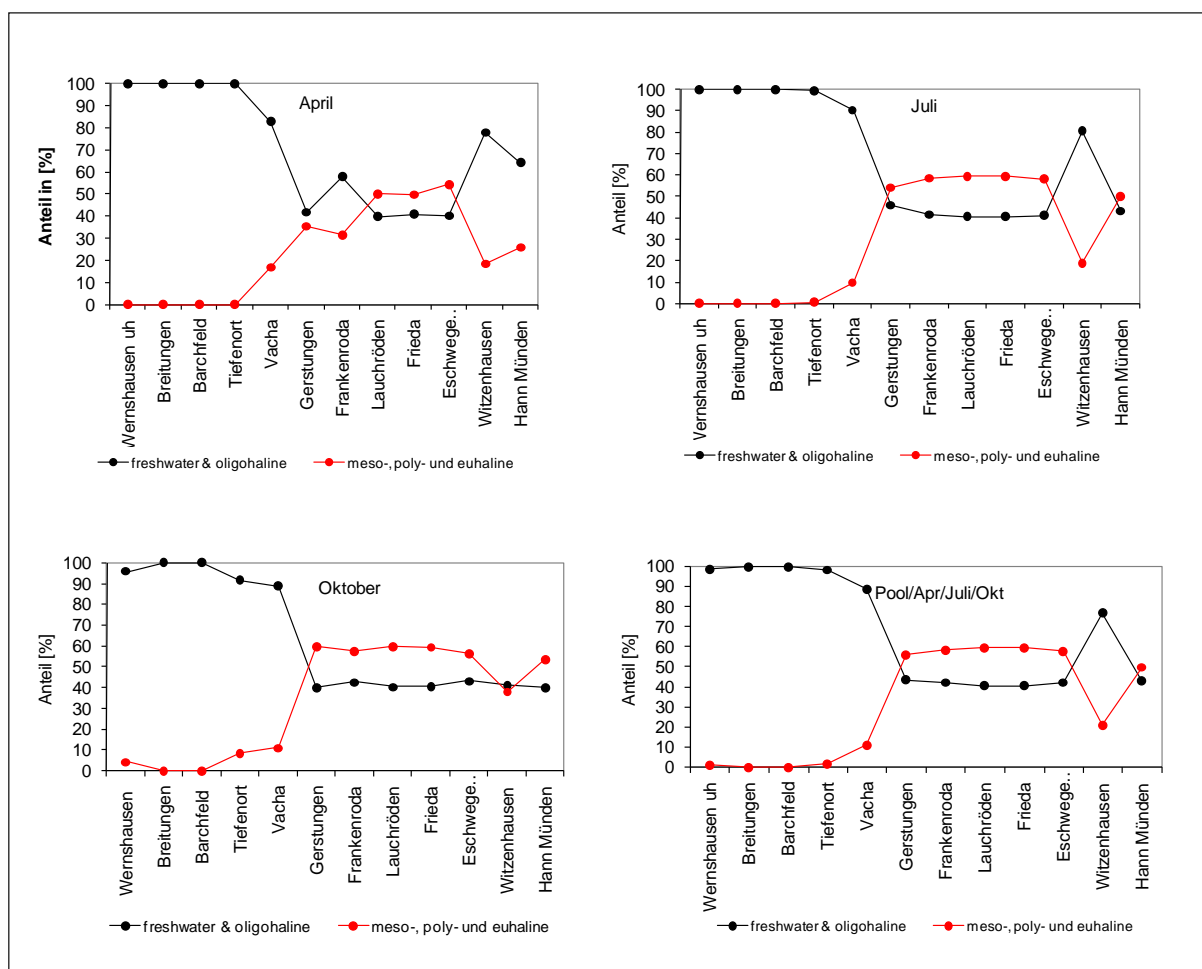


**Abbildung 23** Gruppenmittelwerte und Standardabweichung des German Saprobien Index (new version) der sieben Probestellen unterhalb der Salzeinleitung, im Übergangsbereich bei Vacha (hier nur ein Wert) und der vier Probestellen oberhalb der Salzeinleitung (Referenz) im April, Juli und Oktober 2008 sowie die gepoolten Daten aller drei Probennahmen (Asterics-Bewertung mit Gesamttaxaliste aller Probennahmen, resultierende Bezugsfläche 3,75 m<sup>2</sup>); Gruppen mit verschiedenen Buchstaben (A, B) unterscheiden sich signifikant, \*(P<0,01; t-Test), \*\*(P<0,001; t-Test), gleiche Buchstaben kein signifikanter Unterschied (P>0,01; t-Test)

### 4.1.4 Salinitätspräferenz-Gilden

Im Rahmen der Bewertung durch ASTERICS wird der Anteil der Gilden innerhalb der Lebensgemeinschaft entsprechend ihrer Salinitätspräferenz angegeben. An dieser Stelle beschränkt sich die Betrachtung auf Taxa, die einer entsprechenden „Salztoleranz-Gilde“ zugeordnet sind.

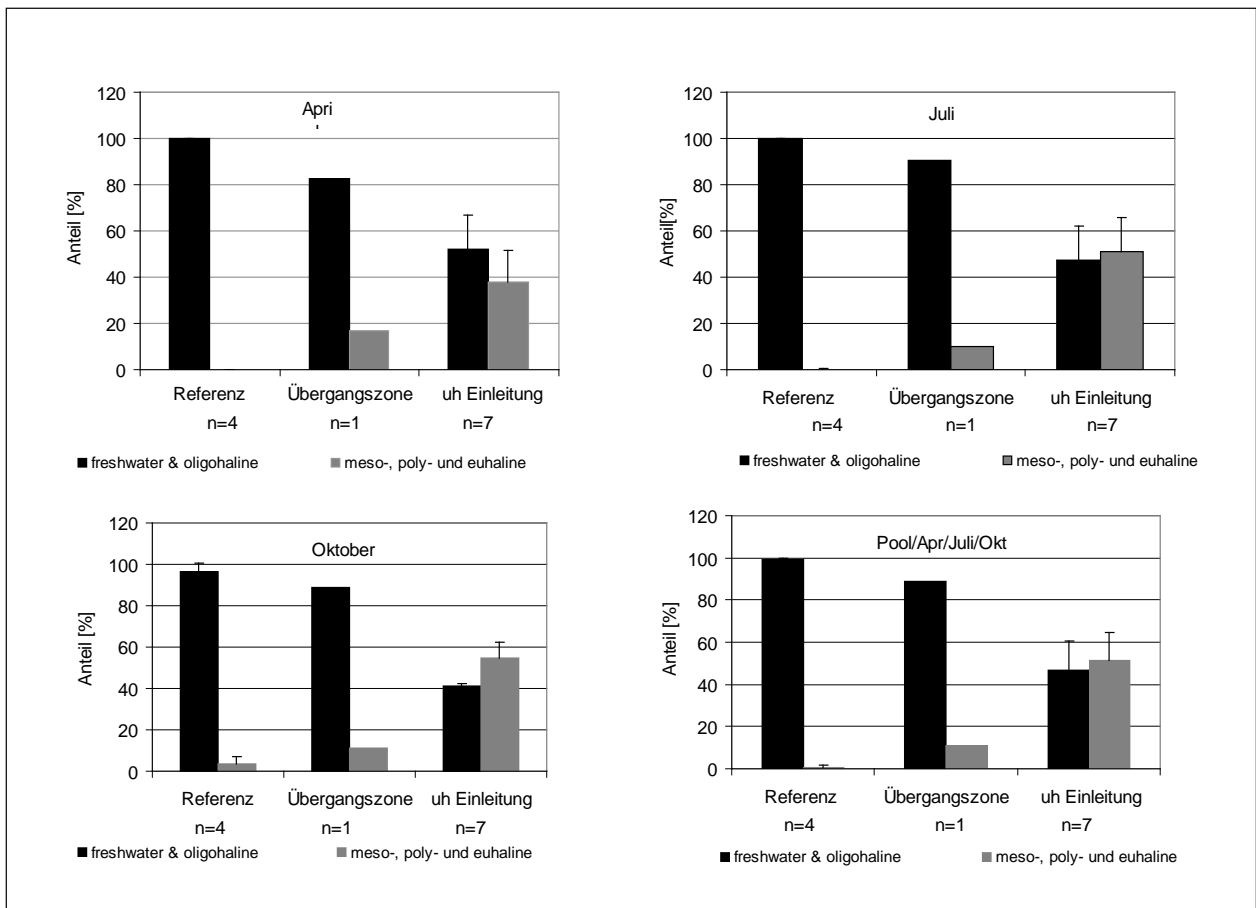
In den Referenzstellen dominierten stark die „freshwater und oligohalinen“ Taxa (Abbildung 24). Im weiteren Werraverlauf ab Gerstungen war eine deutliche Verringerung des Anteils dieser Taxa und eine „Zunahme der „meso- bis polyhalinen“ Taxa festzustellen (Abbildung 24). Dies galt für alle Probenahmetermine. Eine Besonderheit stellte die Probestelle Witzenhausen dar, an der deutlich größere Anteile der freshwater und oligohalinen Taxa vorgefunden wurden als bei den Probestellen ab Gerstungen flussab.



**Abbildung 24** Anteile der Gilden entsprechend ihrer Salinitätspräferenz (nur Taxa mit entsprechender Gildenzuordnung) in den 12 Probestellen in der Werra zwischen Wernshausen und Hann. Münden im April, Juli und Oktober 2008 und in den gepoolten Daten aller drei Probenahmen pro Stelle (Asterics-Bewertung mit Gesamtaxaliste aller Probenahmen, resultierende Bezugsfläche 3,75 m<sup>2</sup>), Anordnung der Probestellen entsprechend ihrer Abfolge im Gewässer

Ursache ist der Eintrag salzintoleranter Taxa aus der Gelster. Offensichtlich erfolgt lokal eine Ausbreitung dieser Taxa flussauf, wodurch diese trotz Verlegung unserer Probestelle im Juli 20 m flussauf noch in den Proben zu finden waren.

Der Mittelwert des Anteils salzintoleranter Organismen (freshwater und oligohaline Taxa) in den Referenzprobestellen erreichte fast 100% (Abbildung 25). Ab Gerstungen (uh Einleitung) war dieser Anteil deutlich verringert und die meso- bis polyhalinen Taxa erreichten vergleichbare Anteile zwischen rund 40 und 60 %.

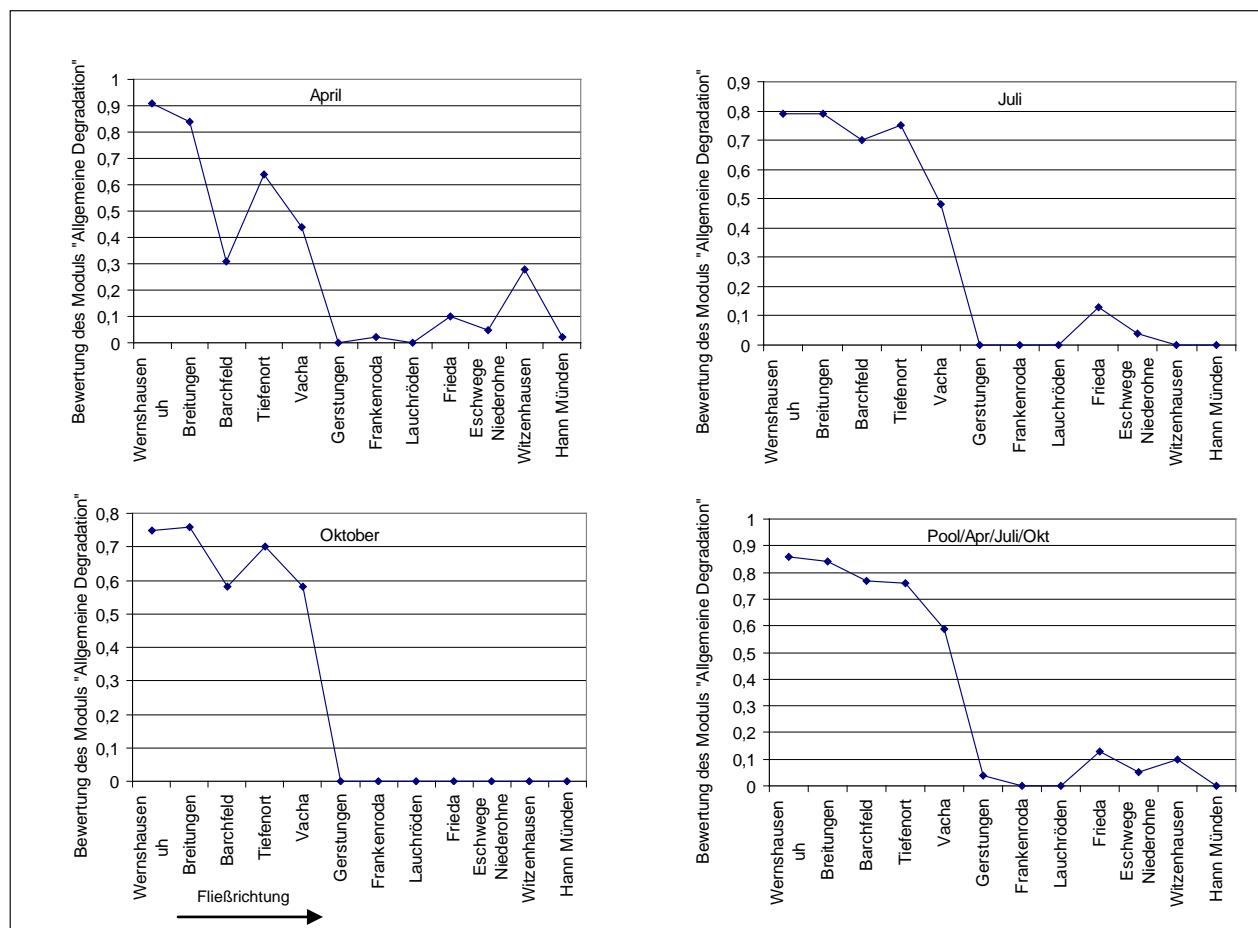


**Abbildung 25** Gruppenmittelwerte und Standardabweichung der Gildenanteile entsprechend ihrer Salinitätspräferenz (nur Taxa mit entsprechender Gildenzuordnung berücksichtigt) der sieben Probestellen unterhalb der Salzeinleitung, im Übergangsbereich bei Vacha (hier nur ein Wert) und der vier Probestellen oberhalb der Salzeinleitung (Referenz) im April, Juli und Oktober 2008 sowie die gepoolten Daten aller drei Probenahmen (Asterics-Bewertung mit Gesamttaxaliste aller Probenahmen, resultierende Bezugsfläche 3,75 m<sup>2</sup>)

### 4.1.5 „Allgemeine Degradation“ (Scores)

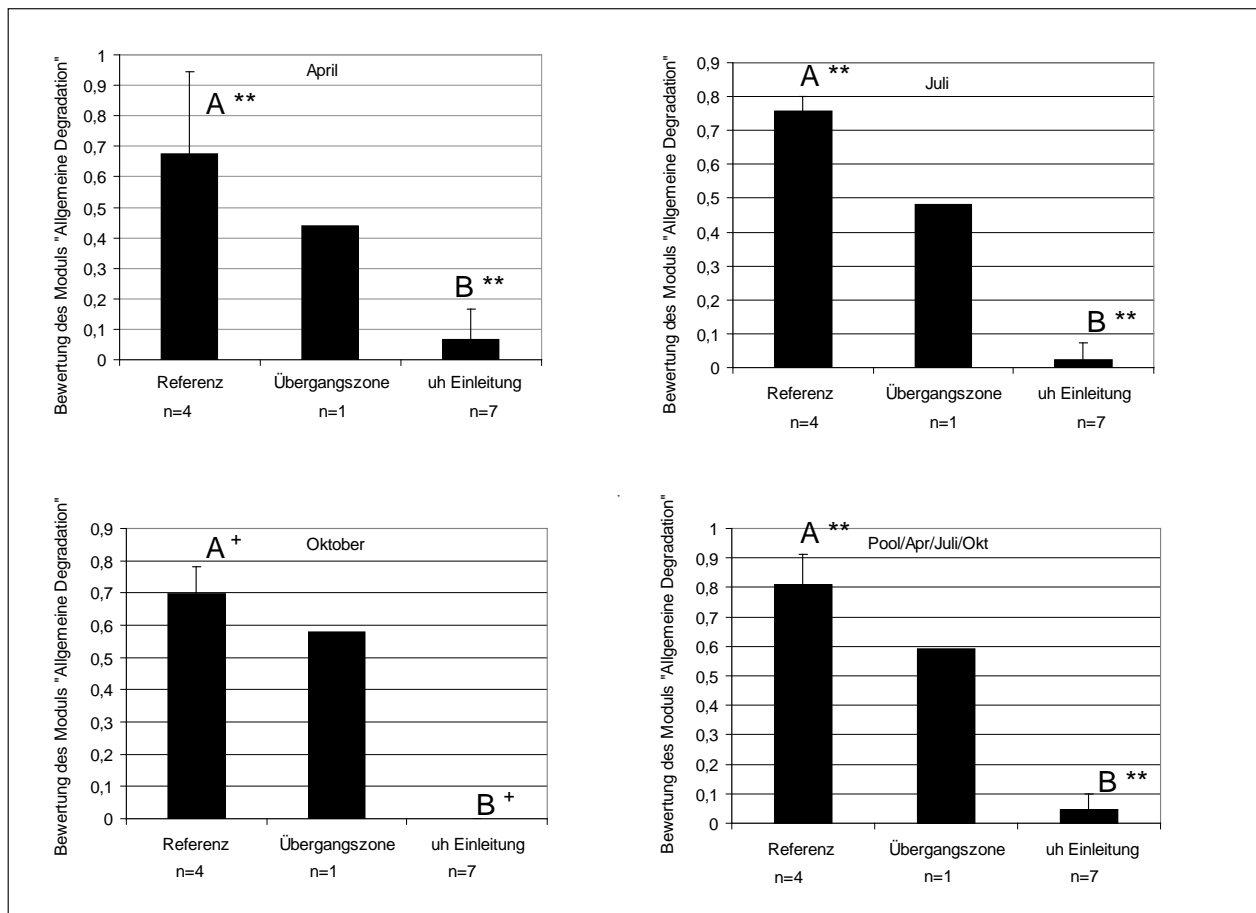
Das Modul „Allgemeine Degradation“ ist eine der Hauptmetrics innerhalb des Bewertungssystems ASTERICS. Bei dessen Bewertung erfolgt ein Vergleich der real festgestellten Makrozoobenthoszönose mit einem definierten gewässertypspezifischen Referenzzustand.

Im untersuchten Werraverlauf wurde bei allen Beprobungen eine gravierende Verschlechterung des Ergebnisses der „Allgemeine Degradation“ ab Gerstungen flussab registriert (Abbildung 26). Eine Ausnahme bildete auch hier wieder im April die Probestelle Witzenhausen wegen eingedrifteter Organismen aus der Gelster.



**Abbildung 26** Ergebnis des Moduls „Allgemeine Degradation“ der 12 Probestellen in der Werra zwischen Wernshausen und Hann. Münden im April, Juli und Oktober 2008 und in den gepoolten Daten aller drei Probenahmen pro Stelle (Asterics-Bewertung mit Gesamttaxaliste aller Probenahmen, resultierende Bezugsfläche 3,75 m<sup>2</sup>), Anordnung der Probestellen entsprechend ihrer Abfolge im Gewässer

Der Mittelwert des Ergebnisses des Moduls „Allgemeine Degradation“ der Referenzprobestellen oberhalb der direkten Einleitung von Salzabwässern lag mit minimal 0,68 (Abbildung 27) bei allen Probenahmen statistisch signifikant weit über dem der Probestellen ab Gerstungen flussab (uh. Einleitung). In diesem Bereich wurde im April ein maximaler Mittelwert von nur 0,07 erreicht (Abbildung 27), wobei sich dabei noch der Einfluss eingedrifteter Organismen aus der Gelster positiv auf das Bewertungsergebnis auswirkte.



**Abbildung 27** Gruppenmittelwerte und Standardabweichung des Ergebnisses (Score) des Moduls „Allgemeine Degradation“ der sieben Probestellen unterhalb der Salzeinleitung, im Übergangsbereich bei Vacha (hier nur ein Wert) und der vier Probestellen oberhalb der Salzeinleitung (Referenz) im April, Juli und Oktober 2008 sowie die gepoolten Daten aller drei Probenahmen (Asterics-Bewertung mit Gesamttaxaliste aller Probenahmen, resultierende Bezugsfläche 3,75 m<sup>2</sup>); Gruppen mit verschiedenen Buchstaben (A, B) unterscheiden sich signifikant, \*\* (P<0,001; t-Test), Daten Oktober + (P<0,01; Mann-Whitney Rank Sum Test)

#### 4.1.6 „Allgemeine Degradation“ und „Ökologische Zustandsklasse“

Die Ergebnisse zeigen, dass die „Allgemeine Degradation“\* in allen durch anthropogenen Salzeintrag belasteten Abschnitten schlechter ist als in den Referenzstrecken flussauf (oberhalb Vacha). Der Zustand der Abschnitte unterhalb der direkten Einleitung von Salzabwässern in die Werra wird durchschnittlich zwei Klassen (von 5-stufiger Skala gemäß WRRL) schlechter bewertet als der der unbelasteten Referenzabschnitte. In Tiefenort oberhalb der Salzeinleitung wurde für die „Allgemeine Degradation“ stets das Ergebnis „gut“, in Breitung und Wernshausen zeitweise sogar „sehr gut“ erreicht. In Barchfeld schwankte das Ergebnis der Einzelbeprobungen zwischen „unbefriedigend“ und „gut“. Das Ergebnis des Moduls „Allgemeine Degradation“ der Probestellen ab Gerstungen flussab (uh. Einleitung) war bis auf eine Ausnahme durchgängig „schlecht“ (Tabelle 3). In Witzenhausen, wo die Gelster in die Werra mündet, wurde einmalig im April ein „unbefriedigendes“ Ergebnis erreicht. Der Grund hierfür waren aus dem Nebengewässer eindriftende Organismen. Vacha in der Übergangszone wurde durchgängig ein „mäßig“ attestiert.

Der „Ökologische Zustand“ der Probestellen ab Gerstungen flussab (uh. Einleitung) wird bis auf eine Ausnahme durchgängig als „schlecht“ eingestuft (Tabelle 3). In Witzenhausen, wo die Gelster in die Werra mündet, beeinflussten im April aus dem Nebengewässer eindriftende Organismen das Bewertungsergebnis der Werra (ab Juli wurde die Probestelle flussaufwärts verlagert), wodurch hier einmalig ein „unbefriedigendes“ Ergebnis erreicht wurde. Alle Referenz-Probestellen erhielten bessere Bewertungen als die salzbeeinflussten Stellen unterhalb Vacha. Letztere nimmt eine Zwischenstellung ein. Hier wurde stabil das Ergebnis „mäßig“ angezeigt. Weiter flussauf in Tiefenort, Breitung und Wernshausen wurde stets das Ergebnis „gut“ erreicht. In Barchfeld schwankte das Ergebnis der Einzelbeprobungen zwischen „unbefriedigend“ und „gut“.

\* bestimmendes Hauptmodul zur Berechnung des Gesamtergebnisses für den „Ökologischen Zustand“ in der Bewertungssoftware „ASTERICS“



#### 4.1.7 Zusammenfassung MZB-Untersuchung 2008

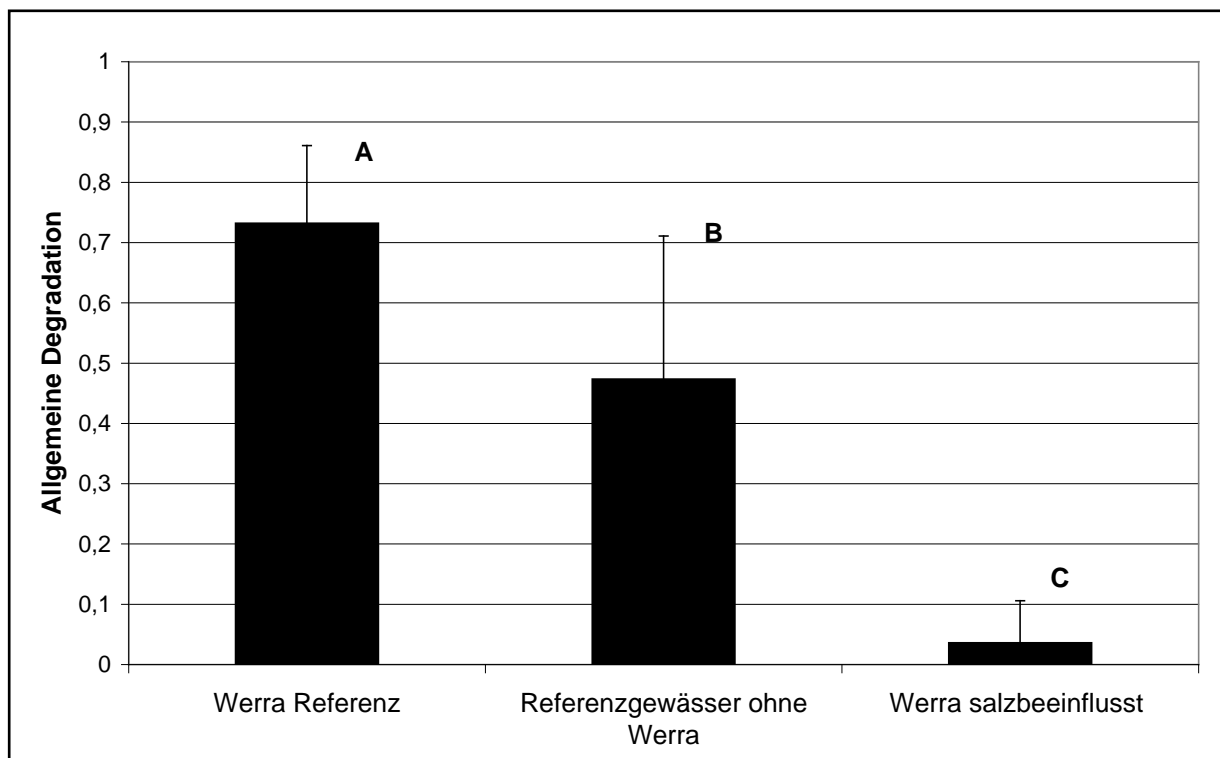
Die Bewertung der Ergebnisse der Untersuchungen an den 12 Probestellen im Werraverlauf 2008 mit ASTERICS belegen deutliche Unterschiede zwischen den Lebensgemeinschaften in den nicht von anthropogenem Salzeintrag betroffenen Referenzstellen und Untersuchungsstellen ab Gerstungen unterhalb der Abwasser-Einleitung aus der Kaliindustrie.

Mit einer methodenbedingten Ausnahme im April befanden sich die sieben Probestellen unterhalb der Salzeinleitung ausschließlich im „schlechten“ ökologischen Zustand, wohingegen die vier Referenzstellen flussauf mit Ausnahme Barchfelds alle den „guten“ Zustand erreichten.

In den Stellen unterhalb der Salzeinleitung war die Taxa-Anzahl gegenüber den Referenzstellen deutlich reduziert. Meso- bis euhaline Arten, die an den Referenzstellen nicht vorkamen, bildeten einen großen Anteil der Lebensgemeinschaft. Als Konsequenz war die Diversität (Shannon-Wiener-Index) der Probestellen unterhalb der Salzeinleitung verringert und die Bewertung der Lebensgemeinschaft durch das Modul „Allgemeine Degradation“ fiel in der Regel 2 Klassen schlechter aus. Hinsichtlich der Saprobie zeigte sich ein leichter Anstieg unterhalb der Salzeinleitung.

#### 4.2 Ergebnisse statistischer Analysen von Monitoringdaten (TLUG 2009, HLOG 2009) aus der Werra und Referenzgewässern unter Berücksichtigung wichtiger Umweltfaktoren

Der Vergleich salzunbeeinflusster Referenzstellen aus der Werra und anderen Fließgewässern des LAWA-Typs 9.2, die im Rahmen des EG-WRRL Monitorings in Hessen und Thüringen (TLUG 2009, HLOG 2009) beprobt wurden (Anhang 1 & 2), mit salzbeeinflussten Probestellen aus der Werra (alle verfügbaren Datensätze unterhalb der Einleitungsstellen) bestätigt eine starke Degradation der Makrozoobenthoszönose flussab der Salzeinleitungen aus der Kaliindustrie. Abbildung 28 beschreibt die Unterschiede zwischen den genannten Gruppen anhand des ASTERICS-Bewertungsmoduls „Allgemeine Degradation“.



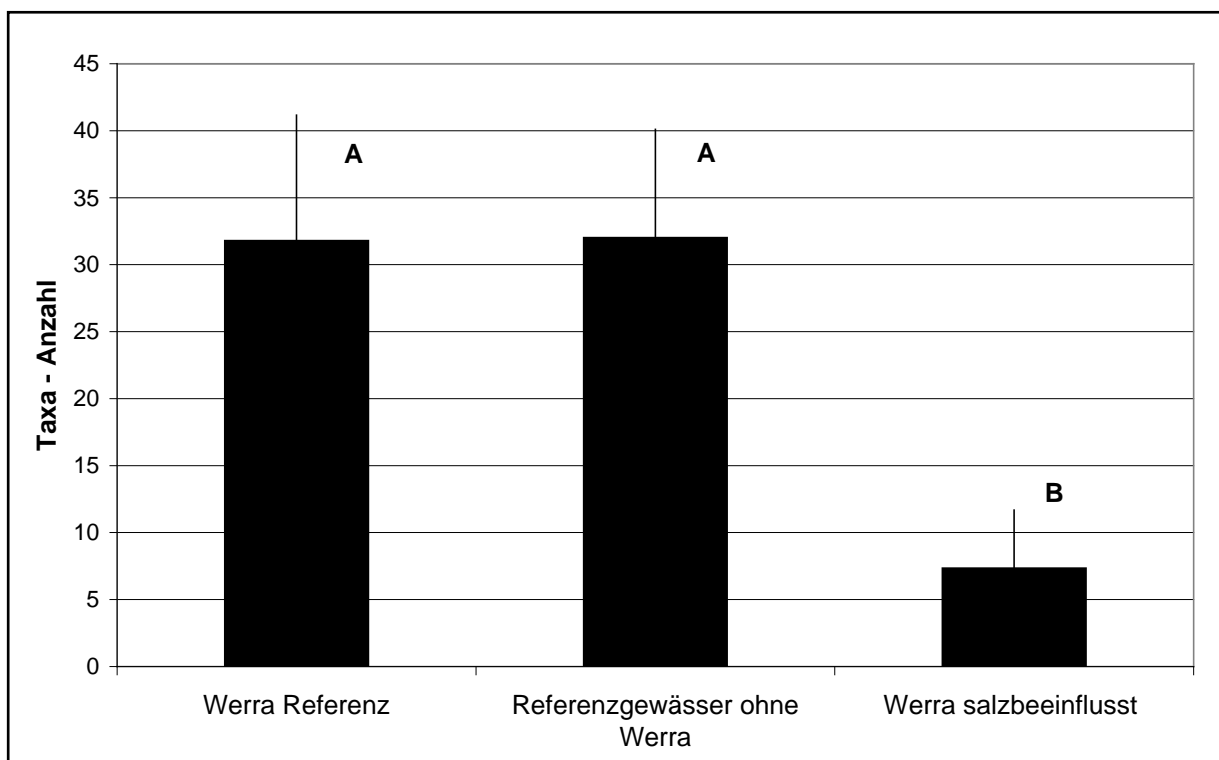
**Abbildung 28** Mittelwerte und Standardabweichungen des Ergebnisses (Score) des Moduls „Allgemeine Degradation“ für salzunbeeinflusste Referenzstellen in der Werra (n=20; Werra Referenz), für salzunbeeinflusste EG-WRRL-Monitoringstellen in Hessen und Thüringen (n=56; Referenzgewässer ohne Werra) und salzbeeinflusste Probestellen in der Werra (n=23; Werra salzbeeinflusst); unterschiedliche Großbuchstaben verweisen auf statistisch signifikante Unterschiede ( $P < 0,001$ )

Die Werra weist im Bereich oberhalb der Salzeinleitung im Mittel eine gute Bewertung (gut = 0,6 - 0,8) des Moduls „Allgemeine Degradation“ auf. Sie wurde damit statistisch signifikant besser bewertet als der Durchschnitt aller in Hessen und Thüringen im Rahmen des EG-WRRL Monitorings bewerteten Gewässer desselben Typs (Typ 9.2) ohne Salzbelastung. Beide Gruppen gemeinsam unterscheiden sich darüber hinaus statistisch signifikant von den

salzbeeinflussten Probestellen der Werra. Sie erreichen im Mittel nur eine schlechte Bewertung (schlecht = 0 - 0,2).

Die Bewertungsmetrics (siehe Tabelle 2) „German Fauna Index type 9.2“, „[%] metarhithral (scored taxa = 100%)“, „EPT [%] (abundance classes)“ und das Modul „Saprobie“ (German Saprobic Index -new version) weisen ebenfalls statistisch signifikant Unterschiede nach dem für das Modul „Allgemeine Degradation“ beschriebenen Muster auf (graphisch nicht dargestellt,  $P < 0,0001$ ).

Die Taxa-Anzahl (Abbildung 29) und das Bewertungsmetric „EPTCBO (Eph., Ple., Tri., Col., Bivalv., Odo.)“ wiesen ein gemeinsames Muster in Hinblick auf Unterschiede zwischen den genannten Gruppen auf. In beiden Fällen zeigen salzunbeeinflusste Probestellen eine statistisch signifikant höhere Taxa-Anzahl beziehungsweise eine bessere Bewertung als salzbeeinflusste Werraprobestellen. Kein Unterschied bestand hingegen zwischen den beiden Gruppen der salzunbeeinflussten Probestellen in und außerhalb der Werra. Im Mittel wiesen die salzunbeeinflussten Probestellen eine 4- bis 5-fach höhere Anzahl an taxonomischen Gruppen auf als die salzbeeinflussten Probestellen.



**Abbildung 29** Mittelwerte und Standardabweichungen der Taxa-Anzahl für salzunbeeinflusste Referenzstellen in der Werra ( $n=20$ ; Werra Referenz), für salzunbeeinflusste EG-WRRL-Monitoringstellen außerhalb der Werra in Hessen und Thüringen ( $n=56$ ; Referenzgewässer ohne Werra) und salzbeeinflusste Probestellen in der Werra ( $n=23$ ; Werra salzbeeinflusst); unterschiedliche Großbuchstaben verweisen auf statistisch signifikante Unterschiede ( $p < 0,001$ ), gleiche Buchstaben verweisen auf fehlende statistisch signifikante Unterschiede ( $p > 0,05$ )

### 4.3 Unterschiede zwischen salzbeeinflussten und salzunbeeinflussten Probestellen mit vergleichbarer Saprobie

Eine Separation saprobieller und salzbedingter Effekte und deren Wirkung auf den ökologischen Zustand (Gesamtbewertung / Module / Metrics) setzt einen Vergleich von salzbeeinflussten und salzunbeeinflussten Probestellen mit ähnlicher saprobieller Belastung voraus. Auf diese Weise wird der Effekt des Faktors „Saprobie“ auf den ökologischen Zustand eliminiert und der saprobieunabhängige Effekt des Salzeinflusses (ja/nein) herausgefiltert. Tabelle 5 zeigt das Ergebnis dieses Vergleichs, wobei nur saprobiell deutlich belastete Probestellen<sup>1</sup> einbezogen wurden (Selektionskriterium: German Saprobic Index >2,07 und < 2,34). Während sich die Saprobie beider Gruppen nicht statistisch signifikant unterscheidet, zeigen sich statistisch signifikante Unterschiede beim Modul „Allgemeine Degradation“, den Metrics „% metarhithral“ (score) und „EPTCBO“ (Eph., Ple., Tri., Col., Bivalv., Odo.) (score) sowie der Taxa-Anzahl (indirekt bewertungsrelevant für den ökologischen Zustand gemäß EG-WRRL).

**Tabelle 5** Mittelwerte und Standardabweichungen ökologischer Bewertungskriterien (Erläuterung Module & Metrics Tabelle 2) für salzunbeeinflusste Probestellenstellen (n=13) und für salzbeeinflusste Werra-Probestellen (n=13) mit vergleichbarer saprobieller Grundbelastung, Mittelwertsvergleich durch t-Test

Modul / Metric	Referenzgewässer (ohne Salzeinfluss)	Werra salzbeeinflusst	Unterschied ja / nein
<b>Saprobie (German Saprobic Index, new version)</b>	<b>2,20 ± 0,05</b>	<b>2,21 ± 0,08</b>	<b>Nein (P&gt;0,05)</b>
Allgemeine Degradation	0,19 ± 0,11	0,04 ± 0,06	<b>Ja (p&lt; 0,001)</b>
German Fauna Index Typ 9.2 (score)	0,077± 0,097	0,014 ± 0,049	Nein (p=0,056)
% metarhithral (score)	0,288 ± 0,189	0,025 ± 0,052	<b>Ja (p&lt; 0,001)</b>
EPT [%] (abundance classes) (score)	0,16 ± 0,21	0,17 ± 0,32	Nein (p>0,05)
EPTCBO (Eph., Ple., Tri., Col., Bivalv., Odo.) (score)	0,47 ± 0,28	0,01 ± 0,03	<b>Ja (p&lt; 0,001)</b>
Taxa - Anzahl	29,92 ± 9,04	7,46 ± 2,90	<b>Ja (p&lt; 0,001)</b>

Diese Ergebnisse weisen in starkem Maße darauf hin, dass beide Belastungsarten (saprobielle und salzbedingte Belastungen) im untersuchten saprobiellen Wertebereich keine gleichrangige Bedeutung für die Degradation des Makrozoobenthos besitzen. Die saprobielle Belastung innerhalb des betrachteten Wertebereichs wirkt sich offensichtlich deutlich geringer negativ auf die Makrozoobenthoszönose aus als die Salzbelastung. Der stärkere negative Effekt der Salzbelastung auf die Diversität (Artenreichtum) des Makrozoobenthos ist dabei hauptverantwortlich für diesen Unterschied.

<sup>1</sup> Probestellen des EG-WRRL-Monitoring in Thüringen und Hessen sowie eigene Beprobungen in der Werra 2008

#### **4.4 Chemische und physikalische Umweltfaktoren und Gewässerstruktur der Untersuchungsstellen in der Werra 2008**

In diesem Abschnitt werden wichtige chemische und physikalische Umweltfaktoren im Bereich der 2008 in der Werra untersuchten Probestellen anhand der zur Verfügung stehenden Daten<sup>1</sup> aus dem Monitoringprogramm zur Umsetzung der EG-WRRL in Thüringen (TLUG) und zur „Gewässerüberwachung im Bereich der Kaliindustrie“ durch das HLUG im Überblick dargestellt. Diese Umweltparameter werden im nächsten Schritt genutzt, um den Einfluss direkt salzassoziierter und nicht salzassoziierter Faktoren auf den ökologischen Zustand des Makrozoobenthos zu analysieren. Die Daten von Wernshausen bis Frankenroda basieren auf monatlich einmaligen Messungen im Zeitraum von 2005 bis 2008 (TLUG 2009). Die Daten Witzenhausens leiten sich im Wesentlichen von monatlich zwei- bis dreimaligen Messungen im Zeitraum von 2007 bis 2008 ab (HLUG 2009). Bei der Leitfähigkeit, pH-Wert, Temperatur sowie Sauerstoffgehalt- und -konzentration konnten tägliche Messwerte von 2005 bis 2008 genutzt werden.

Die Lage der Chemiemessstellen und die unserer Makrozoobenthosprobestellen 2008 stimmten räumlich weitgehend überein. Einzig die der Probestelle Witzenhausen zugeordnete Messstelle befand sich in einem Abstand von etwa 9 km Fließstrecke, flussabwärts in Blickershausen.

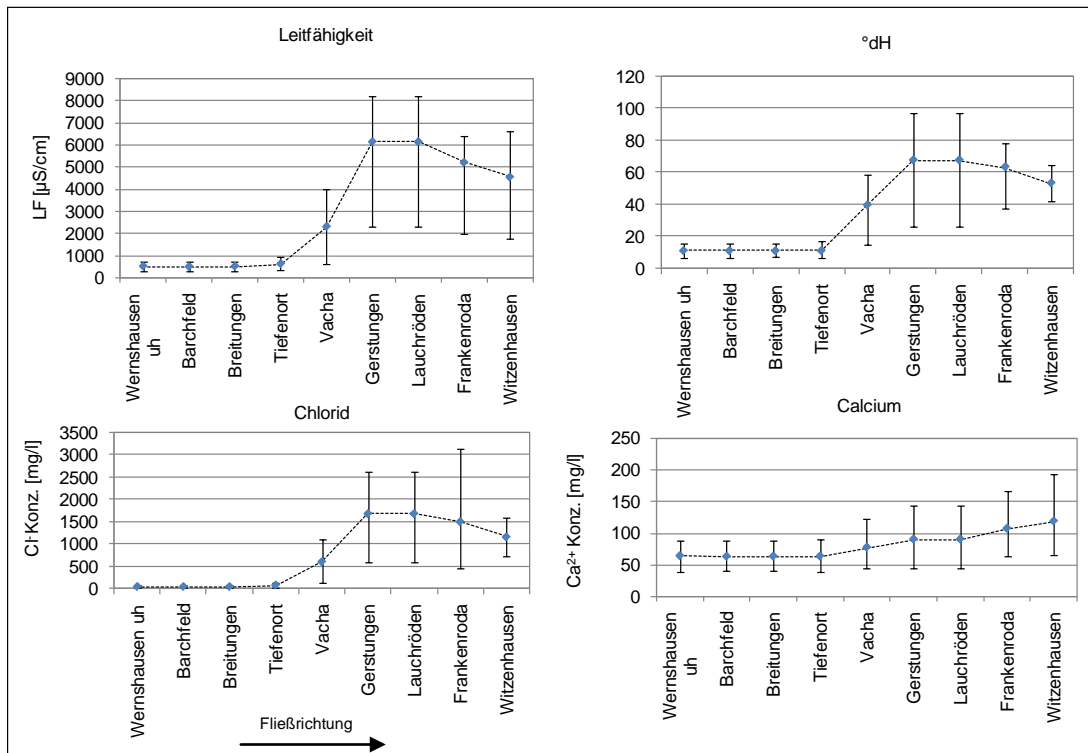
Es ist darauf hinzuweisen, dass die vorliegenden Daten auf ein- bis dreimalige Einzelmessungen pro Monat beruhen. Informationen zu den Zeiträumen zwischen den Messungen liegen nicht vor, so dass während dieser Zwischenintervalle durchaus höhere Maxima oder Minima aufgetreten sein können, aber nicht erfasst wurden.

Die den direkt salzassozierten Umweltfaktoren zuzuordnenden Ionen-Verhältnisse (Abbildung 30 Abbildung 31) zeigen ab Vacha flussabwärts eine deutliche Milieu-Veränderung. Die Konzentrationen von Chlorid, Kalium, Natrium, Magnesium und Sulfat sowie die Leitfähigkeit und die Gesamthärte erhöhten sich gegenüber den Referenzstellen um ein Vielfaches. Allein im Falle des Kalziums war die Konzentrationserhöhung schwach ausgeprägt.

Bei den nicht direkt salzassozierten Umweltfaktoren sind hingegen bis auf eine Ausnahme keine deutlichen Veränderungen des Milieus ab Vacha flussabwärts erkennbar (Abbildung 32 & Abbildung 33). Nur der TOC-Gehalt (Total Organic Carbon) lag ab Gerstungen flussabwärts einheitlich über dem der Referenzstellen und dem in Vacha. Die Konzentration von Ammonium, Nitrit, Nitrat, Orthophosphat, Gesamtphosphor und Sauerstoff sowie der BSB<sub>5</sub> und der pH-Wert zeigten hingegen im Werraverlauf kaum Veränderungen. Einzig in Witzenhausen (Blickershausen) sind leichte Anstiege der Orthophosphat- und Gesamtphosphorkonzentration und des pH-Wertes erkennbar.

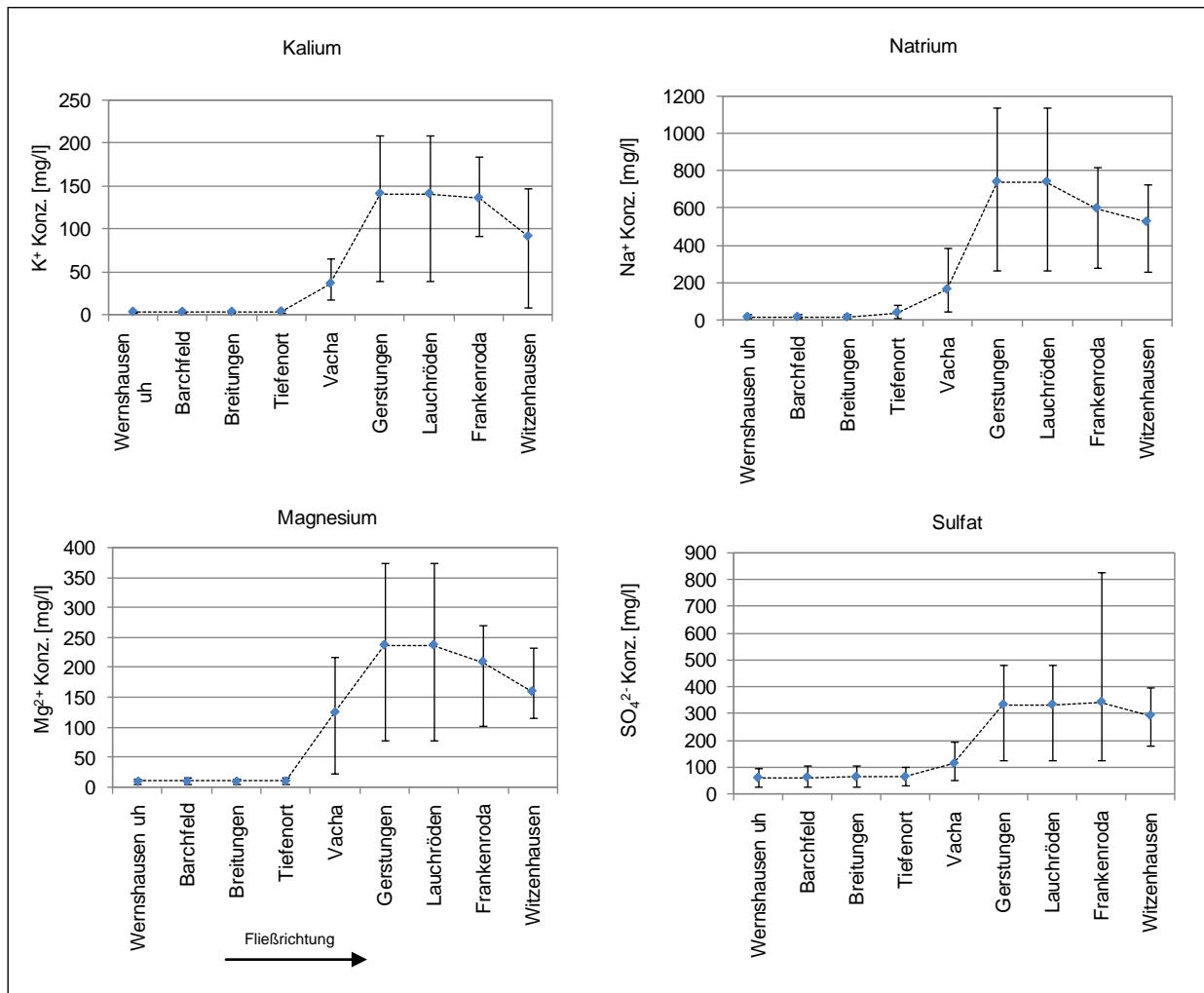
<sup>1</sup> In der Werra im Bereich Frieda, Eschwege und Hann. Münden werden durch das HLUG keine Daten erhoben, so dass diese Probestellen hier nicht berücksichtigt werden konnten.

Die Gewässerstrukturgüteklasse der Untersuchungsstellen schwankt zwischen 2 („bedingt naturnah“) in Barchfeld und Gerstungen und 7 („übermäßig geschädigt“) in Lauchröden. Es existierte kein statistisch signifikanter Unterschied (t-Test,  $P < 0,1$ ) zwischen den Mittelwerten der Strukturgüteklassen der Referenz-Probestellen oberhalb Vacha und den Probestellen ab Gerstungen flussabwärts, unterhalb der Salzeinleitung (Abbildung 34).

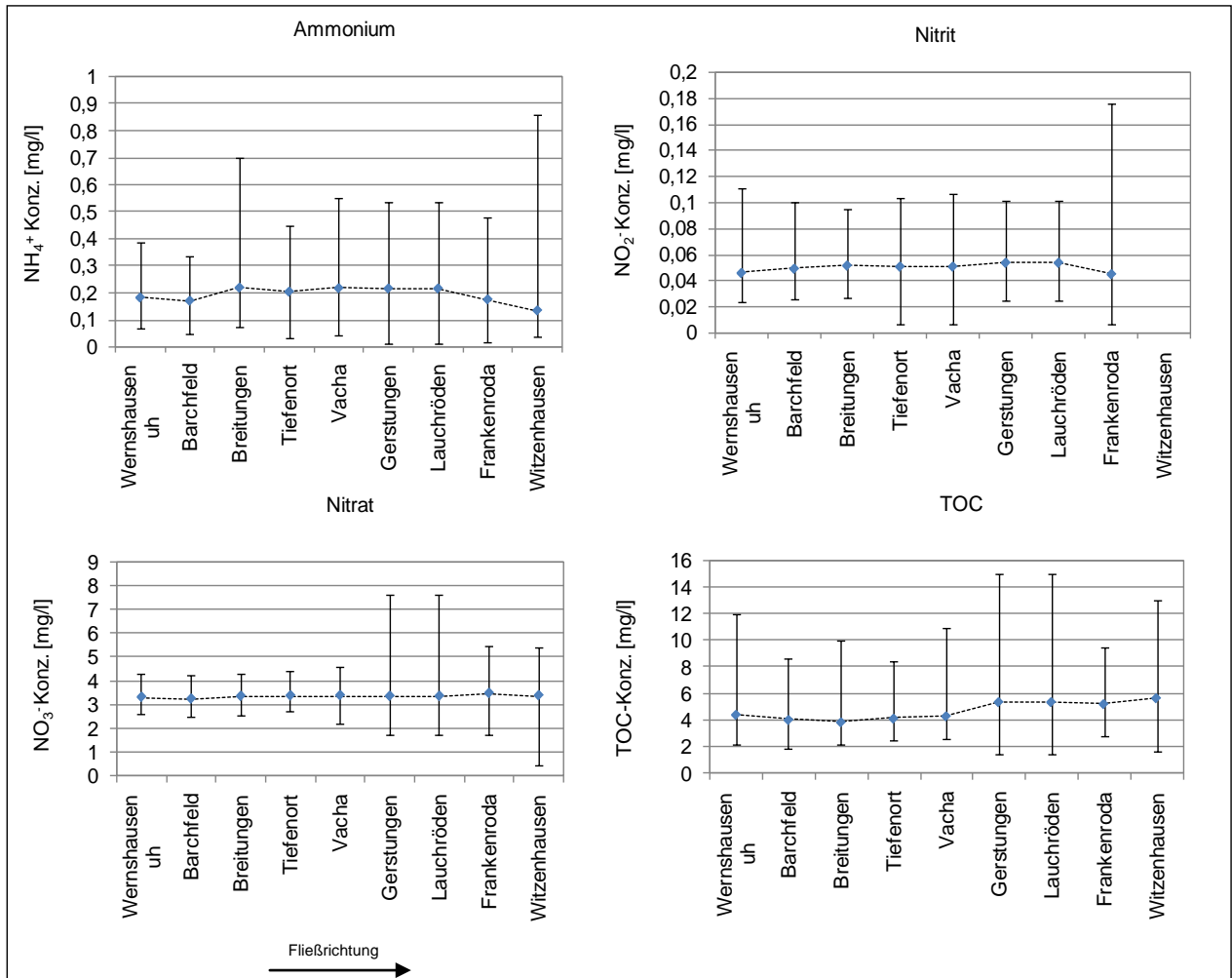


**Abbildung 1** Mittelwerte<sup>1</sup>, Maxima<sup>1</sup> und Minima<sup>1</sup> der salzassoziierten Umweltfaktoren Leitfähigkeit, Gesamt-Härte (°dH), Chlorid- und Kalziumkonzentration im 2008 untersuchten Werraabschnitt von Wernshausen bis Witzzenhausen

<sup>1</sup> Basis sind monatlich einmalige Messungen im Zeitraum 2005 – 2008 (TLUG 2009), außer Witzzenhausen hier monatlich zwei- bis dreimalige Messung im Zeitraum 2007 – 2008 (HLUG 2009); Ausnahme LF: hier tägliche Messung von 2005 - 2008

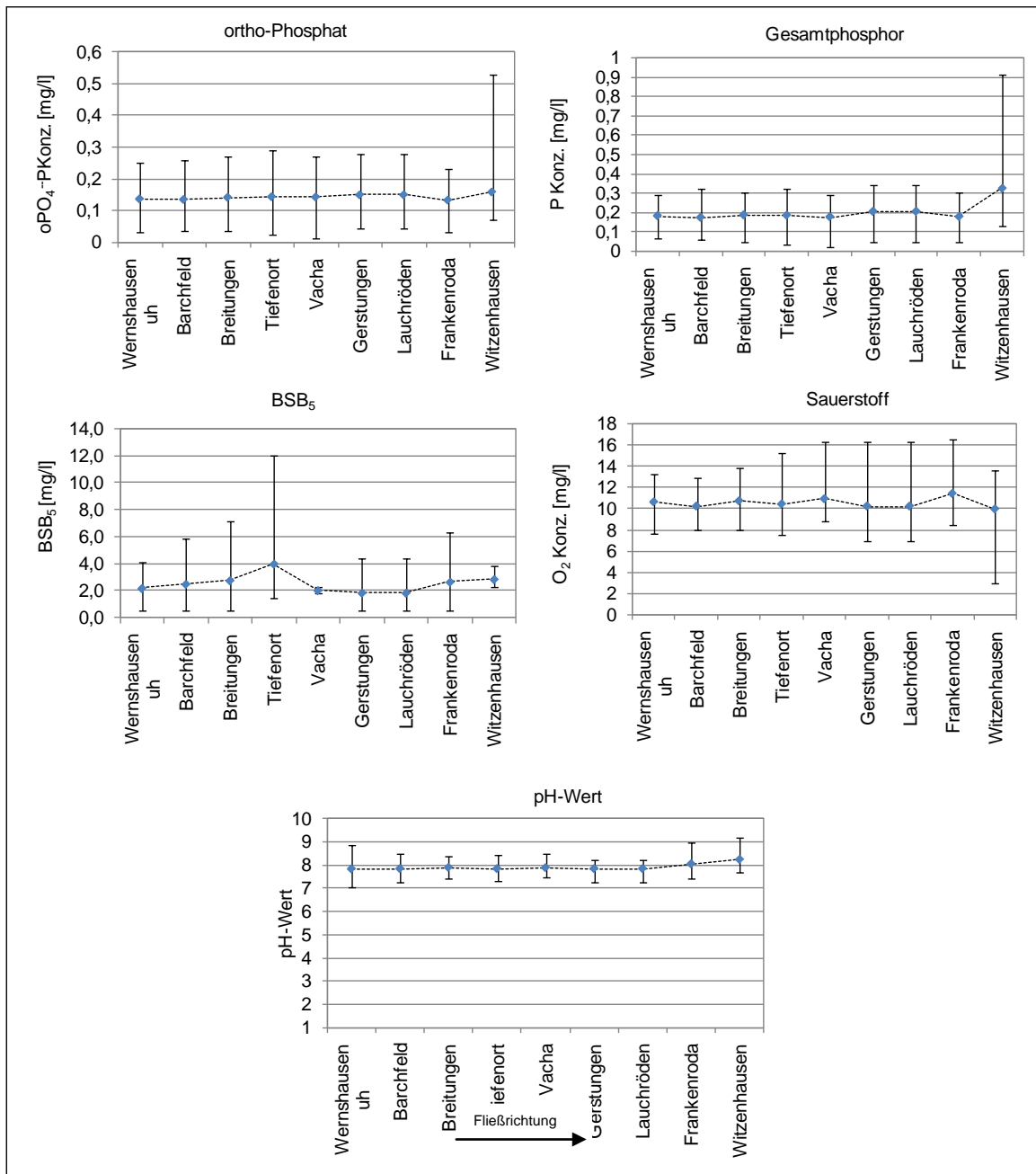


**Abbildung 31** Mittelwerte<sup>1</sup>, Maxima<sup>1</sup> und Minima<sup>1</sup> der salzassoziierten Umweltfaktoren Kalium-, Natrium-, Magnesium- und Sulfatkonzentration im 2008 untersuchten Werraabschnitt von Wernshausen bis Witzzenhausen  
<sup>1</sup> Basis sind monatlich einmalige Messungen im Zeitraum 2005 – 2008 (TLUG 2009), außer Witzzenhausen hier monatlich zwei- bis dreimalige Messung im Zeitraum 2007 – 2008 (HLUG 2009)



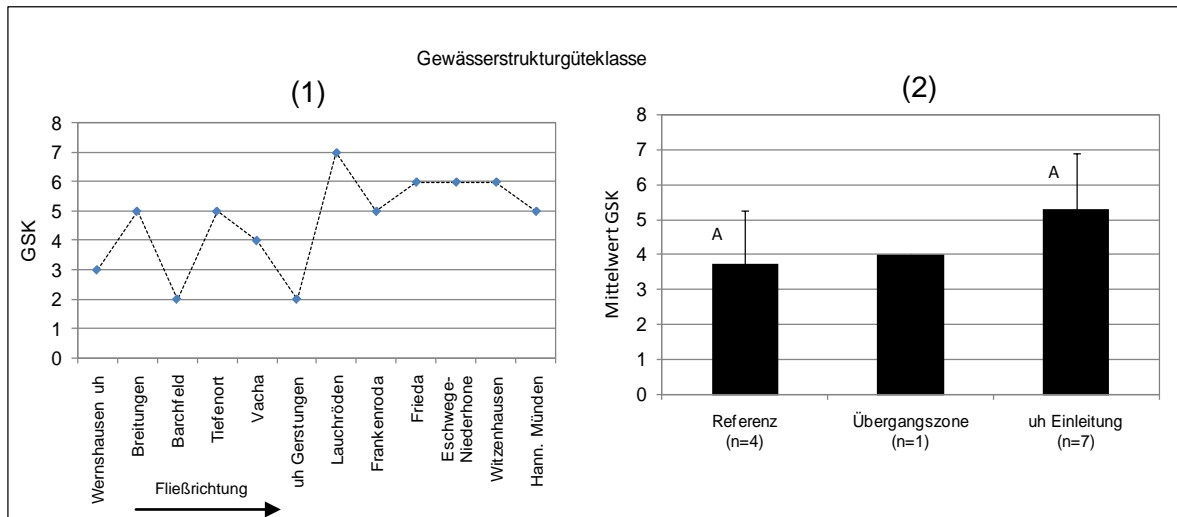
**Abbildung 32** Mittelwerte<sup>1</sup>, Maxima<sup>1</sup> und Minima<sup>1</sup> der nicht direkt salzassoziierten Umweltfaktoren Ammonium-, Nitrit-, Nitratkonzentration und des Gesamtgehaltes organischen Kohlenstoffs (TOC) im 2008 untersuchten Werraabschnitt von Wernshausen bis Witzzenhausen

<sup>1</sup> Basis sind monatlich einmalige Messungen im Zeitraum 2005 – 2008 (TLUG 2009), außer Witzzenhausen hier monatlich zwei- bis dreimalige Messung im Zeitraum 2007 – 2008 (HLUG 2009)



**Abbildung 33** Mittelwerte<sup>1</sup>, Maxima<sup>1</sup> und Minima<sup>1</sup> der nicht direkt salzassoziierten Umweltfaktoren Orthophosphat-Phosphor-, Gesamtphosphor-, Sauerstoffkonzentration, Biologischer Sauerstoffbedarf (BSB) und pH-Wert im 2008 untersuchten Werraabschnitt von Wernshausen bis Witzzenhausen

<sup>1</sup> Basis sind monatlich einmalige Messungen im Zeitraum 2005 – 2008 (TLUG 2009), außer Witzzenhausen hier bei Orthophosphat-Phosphor, Gesamtphosphor, BSB<sub>5</sub> monatlich zwei- bis dreimalige Messung im Zeitraum 2007 – 2008 (HLUG 2009), restliche Parameter tägliche Messung von 2005 bis 2008



**Abbildung 34** Gewässerstrukturgüteklasse (ARGE WESER 1998) der 2008 untersuchten Werraabschnitte von Wernshausen bis Hann. Münden (1) und die Mittelwerte sowie die Standardabweichung (2) der Gewässerstrukturgüteklasse der sieben Probestellen unterhalb der Salzeinleitung, im Übergangsbereich bei Vacha (hier nur ein Wert) und der vier Probestellen oberhalb der Salzeinleitung (Referenz), die Mittelwerte der Gruppen mit identischem Buchstabe (A, A) unterscheiden sich nicht signifikant voneinander ( $P > 0,05$ ; t-Test)

#### 4.5 Analysen der Beziehung der Makrozoobenthosdaten aus der Werra 2008 zu wichtigen Umweltfaktoren an den Probestellen

Mit Hilfe der Korrelationsanalysen (Pearson Korrelationskoeffizient,  $P < 0,05$ ) wurden starke Korrelationen zwischen dem Zustand der Makrozoobenthoszönose der 12 beprobten Untersuchungsstellen im Werraverlauf und zahlreichen Umweltfaktoren nachgewiesen. Das Ergebnis des Moduls „Allgemeine Degradation“ (Teilergebnis ASTERICS) korrelierte mit 21 der 41 in die Analyse einbezogenen Umweltfaktoren (Tabelle 6).

**Tabelle 6** Ergebnisse der Korrelationsanalyse (Pearson-Korrelation,  $P < 0,05$ ) zwischen dem Ergebnis des Moduls „Allgemeine Degradation“ der 2008 in der Werra beprobten Stellen (4 Probestellen unterhalb Salzeinleitung, Vacha im Übergangsbereich und 4 salzunbeeinflusste Referenzstellen flussauf) und 41 Umweltfaktoren; Mittelwert<sup>1</sup> (MW), Maximum (MAX) und Minimum (MIN); Variablen mit  $P > 0,05$  sind durch „-“, gekennzeichnet<sup>1</sup> Thür. Probestellen: Basis monatlich einmalige Messung 2004-2007, TLUG 2009; 2 Hessische Probestellen: 2-3 Messungen monatlich 2007-2008 (HLUG 2009);

\* Gewässerstrukturgüteklasse ist im strengen Sinn nicht intervall- bzw. verhältnisskaliert, darum wurde zusätzlich eine Spearman Rangkorrelationsanalyse durchgeführt, ebenfalls mit dem Ergebnis  $P > 0,5$

LF.-Nr	Variable	Korrelationskoeffizient	N
7	Cl-MW	-0,881	9
12	K-MW	-0,881	9
13	K-MAX	-0,879	9
8	Cl-MAX	-0,876	9
16	Mg-MW	-0,875	9
10	Härte-MW	-0,873	9
18	Na-MW	-0,869	9
19	Na-MAX	-0,869	9
33	SO4-MW	-0,867	9
11	Härte-MAX	-0,866	9
17	Mg-MAX	-0,855	9
37	Ca/Mg-Verh-MAX	0,819	9
34	SO4-MAX	-0,806	9
14	LF-MW	-0,804	9
36	Ca/Mg-Verh-MW	0,801	9
38	Ca/Mg-Verh-MIN	0,795	9
15	LF-MAX	-0,790	9
25	NO3-N-MAX	-0,786	9
6	Ca-MAX	-0,717	9
35	TOC-MW	-0,699	9
5	Ca-MW	-0,694	9
1	O2-PN-MW	-	9
2	O2-PN-MIN	-	9
3	BSB 5-MW	-	9
4	BSB 5-MAX	-	9
9	GSK *	-	12
20	NH4-MW	-	9
21	NH4-MAX	-	9
22	NO2-N-MW	-	8
23	NO2-N-MAX	-	8
24	NO3-N-MW	-	9
26	o-PO4-P-MW	-	9
27	o-PO4-P-MAX	-	9
28	P-ges-MW	-	9
29	P-ges-MAX	-	9
30	pH-MW	-	9
31	pH-MAX	-	9
32	pH-MIN	-	9
39	K/Na-Verh-MW	-	9
40	K/Na-Verh-MAX	-	9
41	K/Na-Verh-MIN	-	9

19 dieser Faktoren sind als direkt salzassoziiert einzustufen. Es bleiben nur zwei nicht unmittelbar salzassoziierte Parameter – das Nitrat-Maximum (NO<sub>3</sub>-N-MAX) und der TOC-Mittelwert (TOC-MW) – die mit dem Ergebnis des Moduls „Allgemeine Degradation“, allerdings auf vergleichsweise niedrigerem Niveau, korrelierten.

Die Taxa-Anzahl je Probestelle korrelierte ( $P < 0,05$ ) mit 18 der 41 in die Analyse einbezogenen Umweltfaktoren (Tabelle 7). Hiervon sind 16 als direkt salzassoziiert einzustufen. Nur zwei nicht unmittelbar salzassoziierte Parameter – das Nitrat-Maximum (NO<sub>3</sub>-N-MAX) und der Nitrat-Mittelwert (NO<sub>3</sub>-N-MW) – korrelierten mit der Taxa-Anzahl.

**Tabelle 7** Ergebnisse der Korrelationsanalyse (Pearson-Korrelation,  $P < 0,05$ ) zwischen der Taxa-Anzahl der 2008 in der Werra beprobten Stellen (4 Probestellen unterhalb Salzeinleitung, Vacha im Übergangsbereich und 4 salzunbeeinflusste Referenzstellen flussauf) und 41 Umweltfaktoren; Mittelwert<sup>1</sup> (MW), Maximum (MAX) und Minimum (MIN); Variablen mit  $P > 0,05$  sind durch „-“ gekennzeichnet

<sup>1</sup> Thür. Probestellen: Basis monatlich einmalige Messung 2004-2007, TLUG 2009; 2 Hessische Probestellen: 2-3 Messungen monatlich 2007-2008, HLU 2009)

LF.-Nr	Variable	Korrelationskoeffizient	N
12	K-MW	-0,847	9
17	Mg-MAX	-0,838	9
13	K-MAX	-0,828	9
7	Cl-MW	-0,826	9
33	SO <sub>4</sub> -MW	-0,826	9
18	Na-MW	-0,823	9
8	Cl-MAX	-0,821	9
14	LF-MW	-0,812	9
25	NO <sub>3</sub> -N-MAX	-0,812	9
24	NO <sub>3</sub> -N-MW	-0,812	9
15	LF-MAX	-0,787	9
10	Härte-MW	-0,78	9
11	Härte-MAX	-0,777	9
34	SO <sub>4</sub> -MAX	-0,771	9
16	Mg-MW	-0,758	9
37	Ca/Mg-Verh-MAX	0,673	9
36	Ca/Mg-Verh-MW	0,629	9
38	Ca/Mg-Verh-MIN	0,625	9
19	Na-MAX	-	9
6	Ca-MAX	-	9
35	TOC-MW	-	9
5	Ca-MW	-	9
1	O <sub>2</sub> -PN-MW	-	9
2	O <sub>2</sub> -PN-MIN	-	9
3	BSB 5-MW	-	9
4	BSB 5-MAX	-	9
9	GSK *	-	12
20	NH <sub>4</sub> -MW	-	9
21	NH <sub>4</sub> -MAX	-	9
22	NO <sub>2</sub> -N-MW	-	8
23	NO <sub>2</sub> -N-MAX	-	8
26	o-PO <sub>4</sub> -P-MW	-	9
27	o-PO <sub>4</sub> -P-MAX	-	9
28	P-ges-MW	-	9
29	P-ges-MAX	-	9
30	pH-MW	-	9
31	pH-MAX	-	9
32	pH-MIN	-	9
39	K/Na-Verh-MW	-	9
40	K/Na-Verh-MAX	-	9
41	K/Na-Verh-MIN	-	9

Die Korrelationsanalysen belegen einen engen statistischen Zusammenhang der Parameter „Allgemeine Degradation“ und Taxa-Anzahl, also des ökologischen Zustands der Makrozoobenthoszönose, mit salzassoziierten Umweltfaktoren. Dagegen ist nahezu kein Effekt der organischen Nährstoffkonzentration (relevante Parameter z.B. BSB<sub>5</sub>), der mineralischen Nährstoffkonzentration (relevante Parameter z.B. P<sub>ges</sub>, o-PO<sub>4</sub>-P, NH<sub>4</sub>, NO<sub>2</sub>) sowie der lokalen Gewässerstruktur (GSK) auf den Zustand des Makrozoobenthos an den Probestellen zu erkennen. Einzig zwischen der Nitrat-Konzentration und den Ergebnissen zum Zustand der Makrozoobenthoszönose ist eine negative Korrelation erkennbar.

#### 4.6 Analysen der Beziehung der Makrozoobenthosdaten von Referenzgewässern zu wichtigen Umweltfaktoren

Analog wie für die Daten der 2008 im Werraverlauf untersuchten Probestellen wurden vergleichend auch für 16 Referenzprobestellen aus anderen Referenzgewässern des Typs 9.2 in Thüringen und Hessen Korrelationsanalysen durchgeführt. Hierbei wurden die Beziehungen zwischen den Umweltfaktoren und dem ökologischen Zustand in Gewässern ohne starke Gradienten salzassoziierter Umweltfaktoren überprüft.

**Tabelle 8** Ergebnisse der Korrelationsanalyse (Pearson-Korrelation,  $P < 0,05$ ) zwischen den Ergebnissen des Moduls "Allgemeine Degradation" von 16 Referenzprobestellen des EG-WRRL-Monitorings in Gewässern Hessens und Thüringens (TLUG 2009, HLUg 2009) und 41 Umweltfaktoren; Mittelwert<sup>1</sup> (MW), Maximum (MAX) und Minimum (MIN); Variablen mit  $P > 0,05$  sind durch „-“, gekennzeichnet

<sup>1</sup> Thür. Probestellen: Basis monatlich einmalige Messung 2004-2007, TLUG 2009; 2 Hessische Probestellen: 2-3 Messungen monatlich 2007-2008, HLUg 2009;

\* Gewässerstrukturgüteklasse ist im strengen Sinn nicht intervall- bzw. verhältnisskaliert, darum wurde zusätzlich eine Spearman Rangkorrelationsanalyse durchgeführt, ebenfalls mit dem Ergebnis  $P > 0,5$

LF.-Nr	Variable	Korrelationskoeffizient	N
26	o-PO4-P-MW	-0,572	16
31	pH-MAX	-0,519	16
1	O2-PN-MW	-	16
2	O2-PN-MIN	-	16
3	BSB 5-MW	-	11
4	BSB 5-MAX	-	11
5	Ca-MW	-	16
6	Ca-MAX	-	16
7	Cl-MW	-	16
8	Cl-MAX	-	16
9	GSK *	-	16
10	Härte-MW	-	14
11	Härte-MAX	-	14
12	K-MW	-	15
13	K-MAX	-	15
14	LF-MW	-	16
15	LF-MAX	-	16
16	Mg-MW	-	16
17	Mg-MAX	-	16
18	Na-MW	-	12
19	Na-MAX	-	12
20	NH4-MW	-	16
21	NH4-MAX	-	16
22	NO2-N-MW	-	9
23	NO2-N-MAX	-	9
24	NO3-N-MW	-	16
25	NO3-N-MAX	-	16
27	o-PO4-P-MAX	-	16
28	P-ges-MW	-	16
29	P-ges-MAX	-	16
30	pH-MW	-	16
32	pH-MIN	-	16
33	SO4-MW	-	16
34	SO4-MAX	-	16
35	TOC-MW	-	15
36	Ca/Mg-MW	-	16
37	Ca/Mg-MAX	-	16
38	Ca/Mg-MIN	-	16
39	K/Na-MW	-	11
40	K/Na-MAX	-	11
41	K/Na-MIN	-	11

Das Ergebnis des Moduls „Allgemeine Degradation“ (Teilergebnis ASTERICS) korrelierte in diesem Datensatz nur mit 2 der 41 in die Analyse einbezogenen Umweltparameter ( $P < 0,05$ ; Tabelle 8).

Die stärkste Beziehung bestand zum Mittelwert der Konzentration des mineralischen Nährstoffs Orthophosphat. Als zweiter Parameter korrelierte das pH-Wert-Maximum negativ mit dem Ergebnis des Moduls „Allgemeine Degradation“. Direkt salzassoziierte Umweltfaktoren waren ohne Bedeutung (Tabelle 8).

**Tabelle 9** Ergebnisse der Korrelationsanalyse (Pearson-Korrelation,  $P < 0,05$ ) zwischen der Taxa-Anzahl in 16 Referenzprobestellen des EG-WRRRL-Monitorings in Gewässern Hessens und Thüringens (TLUG 2009, HLU 2009) und 41 Umweltfaktoren; Mittelwert<sup>1</sup> (MW), Maximum (MAX) und Minimum (MIN); Variablen mit  $P > 0,05$  sind durch „-“ gekennzeichnet

<sup>1</sup> Thür. Probestellen: Basis monatlich einmalige Messung 2004-2007, TLUG 2009; 2 Hessische Probestellen: 2-3 Messungen monatlich 2007-2008, HLU 2009;

\* Gewässerstrukturgüteklasse ist im strengen Sinn nicht intervall- bzw. verhältnisskaliert, darum wurde zusätzlich eine Spearman Rangkorrelationsanalyse durchgeführt, ebenfalls mit dem Ergebnis  $P > 0,5$

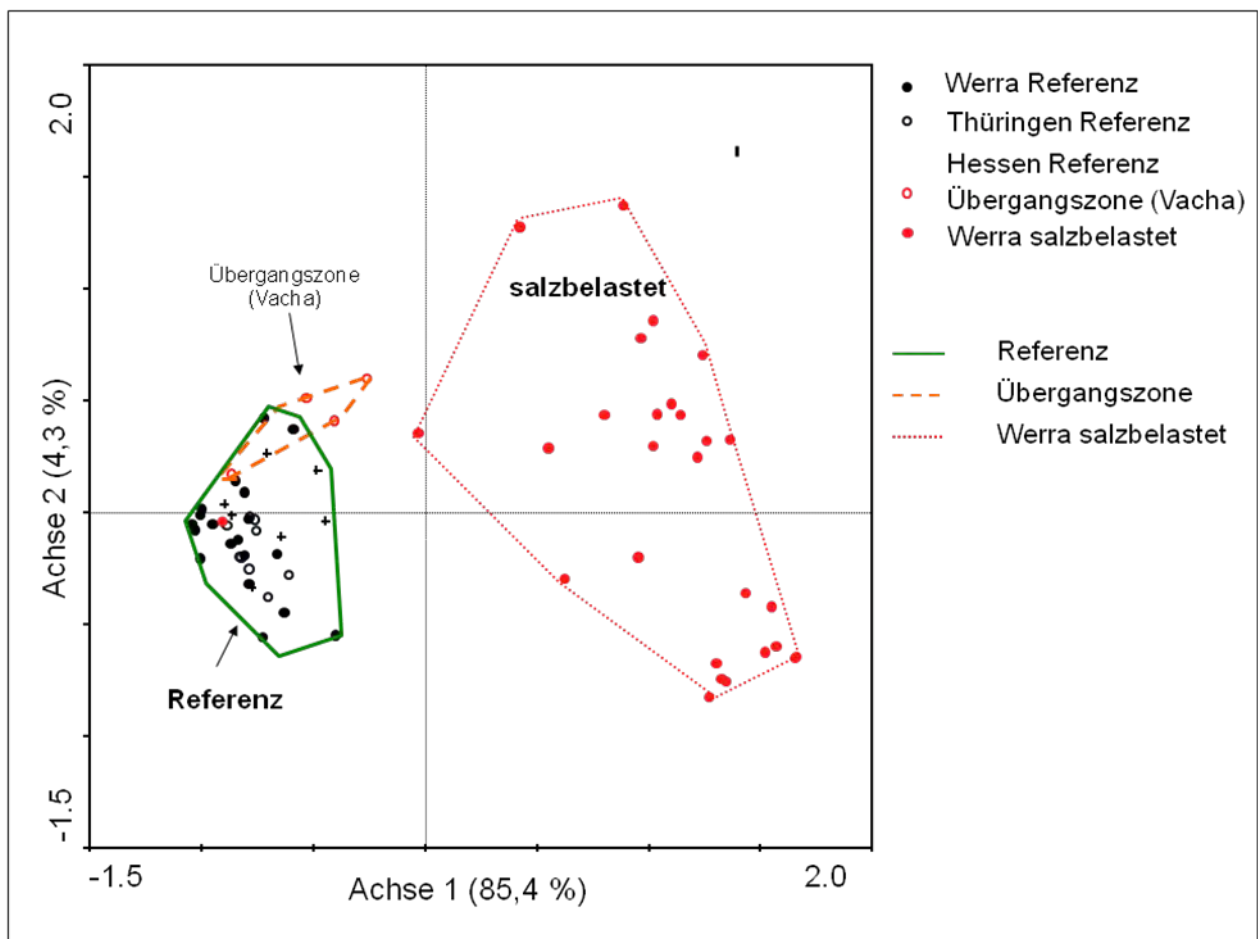
LF.-Nr	Variable	Korrelationskoeffizient	N
41	K/Na-MIN	0,604	11
1	02-PN-MW	-	16
2	02-PN-MIN	-	16
3	BSB 5-MW	-	11
4	BSB 5-MAX	-	11
5	Ca-MW	-	16
6	Ca-MAX	-	16
7	Cl-MW	-	16
8	Cl-MAX	-	16
9	GSK *	-	16
10	Härte-MW	-	14
11	Härte-MAX	-	14
12	K-MW	-	15
13	K-MAX	-	15
14	LF-MW	-	16
15	LF-MAX	-	16
16	Mg-MW	-	16
17	Mg-MAX	-	16
18	Na-MW	-	12
19	Na-MAX	-	12
20	NH4-MW	-	16
21	NH4-MAX	-	16
22	NO2-N-MW	-	9
23	NO2-N-MAX	-	9
24	NO3-N-MW	-	16
25	NO3-N-MAX	-	16
26	o-PO4-P-MW	-	16
27	o-PO4-P-MAX	-	16
28	P-ges-MW	-	16
29	P-ges-MAX	-	16
30	pH-MW	-	16
31	pH-MAX	-	16
32	pH-MIN	-	16
33	SO4-MW	-	16
34	SO4-MAX	-	16
35	TOC-MW	-	15
36	Ca/Mg-MW	-	16
37	Ca/Mg-MAX	-	16
38	Ca/Mg-MIN	-	16
39	K/Na-MW	-	11
40	K/Na-MAX	-	11

Zwischen Taxa-Anzahl und den 41 Umweltfaktoren bestand ein noch geringerer Zusammenhang. Nur das Minimum des Kalium-Natrium-Verhältnisses korrelierte positiv mit der Taxa-Anzahl (Tabelle 9). Kein weiterer direkt salzassoziierter oder anderer Umweltfaktor war von Bedeutung.

Die Korrelationsanalysen zeigen für das Ergebnis des Moduls „Allgemeine Degradation“ der Referenzgewässer keinen statistischen Zusammenhang zu den direkt salzassozierten Umweltfaktoren. Nur zwischen der Taxa-Anzahl und dem Kalium-Natrium-Verhältnis ist eine schwache Beziehung erkennbar.

#### 4.7 Ergebnisse multivariater Analysen der Monitoringdaten von Werra und Referenzgewässern unter Berücksichtigung wichtiger Umweltfaktoren

Die Abbildung 35 zeigt die Ergebnisse der Hauptkomponentenanalyse (PCA = principal component analysis). Die klare Separation von Referenzprobestellen und salzbelasteten Werra-Probestellen im Ordinationsdiagramm zeigt, wie deutlich sich die Makrozoobenthosgemeinschaften im Hinblick auf die in die Analyse einbezogenen Bewertungskriterien (Module, Metrics) sowie anderen Merkmale (z.B. Taxa-Anzahl) unterscheiden. Innerhalb des Plots besitzen nahe beieinander liegende Punkte (=Probestellen) große Ähnlichkeiten, während weit voneinander entfernte Probestellen sich im Hinblick auf die in die Analyse einbezogenen Bewertungskriterien deutlich unterscheiden.



**Abbildung 35** Ordinationsplot der durchgeführten Hauptkomponentenanalyse, die Punkte entsprechen Probestellen, die Separation der Probestellen / -gruppen (Referenz, Übergangszone & Werra salzbelastet) entlang der 1. Ordinationsachse erfolgt auf Basis der einbezogenen Bewertungskriterien der MZB-Lebensgemeinschaften (deren Ähnlichkeit), Vektoren der Bewertungskriterien werden im Plot nicht dargestellt

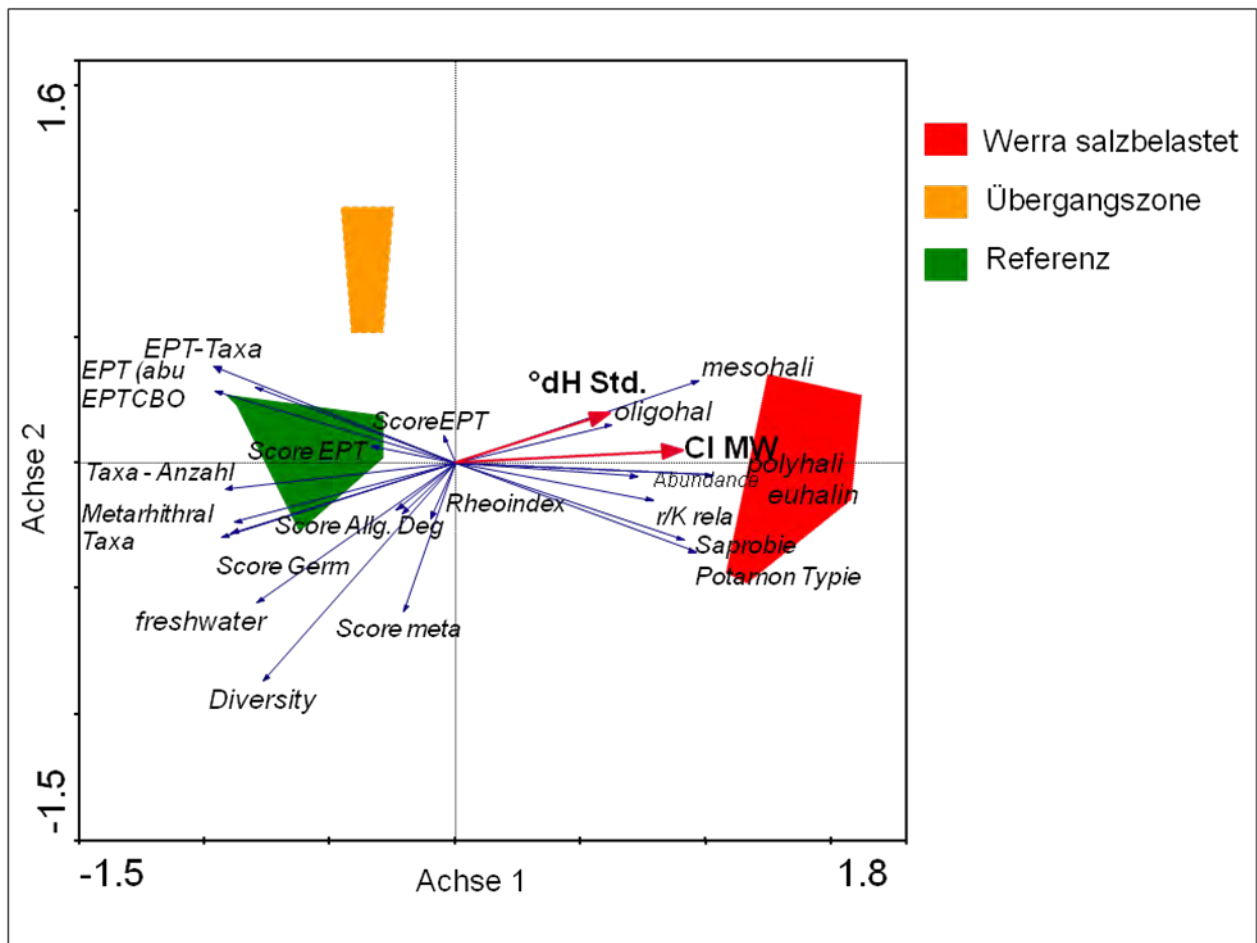
Der Plot macht darüber hinaus deutlich, dass sich die einbezogenen Referenzstellen in viel geringerem Maße untereinander unterscheiden als die versalzten Werra-Probestellen. Die Makrozoobenthoszönose im Bereich der Übergangszone (Versalzungsbereich) zwischen

salzunbeeinflussten Referenzstellen und versalzten Werra–Probestellen weist eine größere Ähnlichkeit zu den Referenzprobestellen auf.

Das Einbeziehen realer Umweltvariablen in die Analysen (in Form einer Redundanzanalyse - RDA, RDA-Plot; Abbildung 36) ermöglicht das Erkennen der für die Unterschiede zwischen den Probestellen hauptverantwortlichen Umweltgradienten (-variablen, siehe Kapitel 3, Statistische Analysen). Abbildung 36 zeigt, dass die beschriebenen Unterschiede zwischen salzbelasteten Bereichen, Übergangszone und Referenzstellen entlang der 1. Ordinationsachse durch die Unterschiede in der Salzbelastung (Salzgradient: Werra salzbelastet ↔ Referenz salzunbelastet; im Plot roter Pfeil Abk. CL MW) erklärt werden (Anhang 3). Der Salzgradient bildet im untersuchten Datensatz damit den „Hauptumweltgradienten“, welcher verantwortlich ist für die festgestellten Unterschiede zwischen den Probestellen.

Die sich im rechten Teil des Plots separierenden salzbelasteten Probestellen (rote Fläche) liegen bezüglich des Salzbelastungsgradienten im Bereich hoher Belastung, was durch den Vektor „Mittelwert der Chlorid – Konzentration“ (Cl MW) zum Ausdruck kommt (roter Pfeil). Desweiteren weisen Richtung und Länge der Vektoren der biologischen Merkmale darauf hin, dass die MZB-Lebensgemeinschaften dieser Probestellen durch hohe Anteile „poly-, eu-, und mesohaliner“ Taxa sowie hohe Gesamtindividuedichten („Abundance“; verursacht durch *Gammarus tigrinus*) geprägt sind.

Andere Umweltgradienten, wie z.B. die saprobielle Belastung oder Unterschiede in der lokalen Gewässerstruktur etc., stehen in Ihrer Bedeutung hinter der Salzbelastung zurück. Es muss betont werden, dass die Variable Chlorid - Mittelwert (CL MW) innerhalb der Analyse nur stellvertretend für die salzbedingte Ionenbelastung steht und alternativ auch die Variablen K, Na, Mg, °dH zur Beschreibung des Salzgradienten genutzt werden könnten. Ursache hierfür ist die extrem hohe Kovariabilität zwischen diesen Variablen, welche sich aus der chemischen Zusammensetzung der eingeleiteten Salzlauge ergibt.



**Abbildung 36** Ordinationsplot der durchgeführten Redundanzanalyse auf Basis biologischer Merkmale (Asterics-Metrics und -Modul „Allgemeine Degradation“) inklusive erklärender Umweltvariablen; biologische Merkmale sind im Plot als blaue Pfeile mit schwarzer Beschriftung dargestellt; von den abiotischen Umweltvariablen sind nur die enthalten, die nach der Variablenselektion (automatic forward selection; Ergebnisse siehe Anlage 3) verblieben (CI MW & °dH Std.; dargestellt als rote Pfeile mit fett schwarzer Beschriftung) und gemeinsam das größte Erklärungspotenzial für die Varianz in den biologischen Merkmalen besitzen

Die 2. Ordinationsachse repräsentiert ebenfalls indirekt den Salzbelastungsgradienten, wobei diese Achse aber in stärkerem Maße die zeitliche Variabilität der Belastung beschreibt (hohe Variabilität der Salzbelastung ↔ geringe Variabilität der Salzbelastung; im Plot roter Pfeil Abk. °dH Std. = °dH Standardabweichung).

#### 4.8 Zusammenfassung der Ergebnisse

1. Die Untersuchungsergebnisse unserer Beprobung 2008 im Werra-Verlauf belegen deutliche Unterschiede zwischen den Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaften oberhalb und unterhalb der Salzeinleitungen aus der Kaliindustrie. Dies betraf nahezu alle betrachteten Bewertungsmetrics einschließlich der Taxa-Anzahl sowie das Bewertungsmodul „Allgemeine Degradation“. Die Makrozoobenthoszönosen ab Gerstungen flussabwärts und somit unterhalb der Einleitungen wurden im betrachteten Zeitraum durchgängig signifikant schlechter bewertet als an den Referenzstellen in der Werra ohne anthropogenen Salzeintrag. Zudem dominierten unterhalb der Salzeinleitungen lebensraumfremde Arten (Neozoen), wie die Krebse *Gammarus tigrinus* und *Corophium lacustre* sowie die Schnecke *Potamopyrgus antipodarum* die Lebensgemeinschaft.
2. Auch der Vergleich der ASTERICS-Bewertungsergebnisse der salzbelasteten Probestellen in der Werra mit salzunbelasteten Referenzstellen in der Werra und anderen Fließgewässern in Thüringen und Hessen auf Basis von Daten des EG-WRRL-Monitoring (TLUG 2009, HLOG 2009) bestätigten die starke Degradation der Makrozoobenthoszönose flussab der Salzeinleitung im Vergleich zu den Referenzstellen. Der Ökologische Zustand aller salzbelasteten Probestellen muss auf Basis des für das EG-WRRL Monitoring in Deutschland verbindlichen Bewertungsverfahrens ASTERICS als „schlecht“ eingestuft werden.
3. Wird bei der Analyse dieses Datensatzes ein möglicher Effekt der Belastung durch organische Nährstoffe auf den ökologischen Zustand aus den Daten eliminiert, indem nur saprobiell deutlich belastete Probestellen einbezogen werden, zeigt sich, dass auch in dieser Teilmenge die salzbelasteten Probestellen in der Werra schlechter bewertet werden („Allgemeine Degradation“, Taxa-Anzahl) als die salzunbelasteten Referenzstellen und somit die Salzbelastung einen stärkeren Effekt ausübt als die saprobielle Belastung.
4. Die als direkt salzassoziiert einzustufenden Umweltfaktoren<sup>1</sup> zeigten ab Vacha flussabwärts eine deutliche Veränderung des limnischen Milieus. Die Konzentration von Chlorid, Kalium, Natrium, Magnesium und Sulfat sowie die Leitfähigkeit und die Gesamthärte erhöhten sich gegenüber den Referenzstellen in der Werra um ein Vielfaches. Nur bei Kalzium war kaum eine Konzentrationserhöhung feststellbar. Die nicht direkt salzassoziierten Umweltfaktoren<sup>2</sup> änderten sich hingegen im Werraverlauf in geringem Maße. Nur der TOC-Gehalt (Total Organic Carbon) lag ab Gerstungen flussabwärts einheitlich über dem der Referenzstellen und dem in Vacha im Übergangsbereich.

<sup>1</sup> direkt salzassoziierte Umweltfaktoren = Faktorenkomplex aus Cl<sup>-</sup>, Ca<sup>-</sup>, K<sup>-</sup>, Mg<sup>-</sup>, Na<sup>-</sup>, SO<sub>4</sub>-Konz., Ca/Mg<sup>-</sup>, K/Na-Verhältnis, Leitfähigkeit (LF) und Gesamthärte (°dH)

<sup>2</sup> nicht direkt salzassoziierten Umweltfaktoren = NH<sub>4</sub><sup>-</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, o-PO<sub>4</sub>-P<sup>-</sup>, P<sub>ges</sub><sup>-</sup>, O<sub>2</sub>-Konz., BSB<sub>5</sub>, pH-Wert, Gewässerstrukturgüteklasse (GSK)

Die Konzentration von Ammonium, Nitrit, Nitrat, Orthophosphat, Gesamtphosphor und Sauerstoff sowie der BSB<sub>5</sub> und der pH-Wert blieben im Werraverlauf weitgehend konstant. Einzig in Witzenhausen (Blickershausen) war ein leichter Anstieg der Orthophosphat- und Gesamtphosphorkonzentration sowie des pH-Wertes zu verzeichnen.

Bezüglich der mittleren Gewässerstrukturgüteklasse (ARGE WESER 1998) unterschieden sich die oberhalb und unterhalb Vacha liegenden Untersuchungsabschnitte nicht signifikant voneinander.

5. Aus den Korrelationsanalysen lässt sich eindeutig ableiten, dass innerhalb des 2008 untersuchten Werraabschnitts zwischen Wernshausen und Witzenhausen eine enge Beziehung zwischen dem ökologischen Zustand der Makrozoobenthoszönose („Allgemeine Degradation“, Taxa-Anzahl) und den direkt salzassoziierten Umweltfaktoren besteht. Der Gradient dieser Faktoren ist aktuell als prägend für den ökologischen Zustand des Makrozoobenthos zu bezeichnen. Der Konzentration mineralischer oder organischer Nährstoffe kommt hingegen in der aktuellen Situation eindeutig eine untergeordnete Bedeutung zu. Eine Ausnahme bildete die schwache Beziehung zur Nitrat-Konzentration. Die Qualität der lokalen Gewässerstruktur scheint in der gegenwärtigen Belastungssituation nahezu ohne Bedeutung<sup>1</sup>.

6. In den Thüringer und Hessischen Referenzgewässern des gleichen Typs wie die Werra (LAWA-Typ 9.2) waren die ökologischen Zustände des Makrozoobenthos nicht durch Gradienten eines einheitlichen Umweltfaktorenkomplexes geprägt. Aus diesem Grund zeigten sich wenige und nur schwache Korrelationen. Die Orthophosphat-Konzentration und der pH-Wert waren von Bedeutung für das Ergebnis der „Allgemeinen Degradation“, das Kalium-Natrium-Verhältnis für die Taxa-Anzahl. Im Gegensatz zu den Werraprobestellen ließen sich aber keine stark prägenden Umweltfaktoren bzw. Faktorenkomplexe abgrenzen. Die Qualität der lokalen Gewässerstruktur besaß innerhalb der betrachteten Gewässerabschnitte keine große Relevanz für den ökologischen Zustand des Makrozoobenthos. Salzassoziierte Umweltfaktoren waren im Unterschied zu den Ergebnissen aus der Werra von geringer Bedeutung<sup>2</sup>.

<sup>1</sup>Die Aussage zur fehlenden oder geringen Bedeutung der Faktorenkomplexe 1. mineralische Nährstoffbelastung, 2. organische Nährstoffbelastung und 3. Gewässerstruktur trifft nur auf die aktuelle Situation der Werra zu. Momentan dominiert der Effekt des Gradienten salzassoziiierter Umweltfaktoren auf die Makrozoobenthoszönose. Bei Reduktion der Salz-Ionenkonzentrationen ist jedoch davon auszugehen, dass die Effekte der anderen Faktorenkomplexe, wie Nährstoffbelastung und Gewässerstruktur, stark an Bedeutung gewinnen.

<sup>2</sup>Dieses Ergebnis bedeutet nicht, dass diese Faktoren (-komplexe) bei Einzelbetrachtung der Gewässer generell keine Bedeutung haben. Das Ergebnis ist dahingehend zu interpretieren, dass innerhalb der in die Analyse einbezogenen Stichprobe sehr unterschiedliche Faktoren / Faktorenkomplexe bestimmend sind für den aktuellen ökologischen Zustand. So kann beispielsweise der ökologische Zustand einzelner Probestellen durch strukturelle Degradation, anderer wegen Eintrags mineralischer Nährstoffe, wieder anderer infolge organischer Belastung maßgeblich beeinträchtigt sein. Diese Heterogenität, d.h. das Fehlen eines einheitlichen Stressors, führt dazu, dass bei statistischen Analysen keine signifikanten Korrelationen festgestellt werden können.

7. Die Ergebnisse der durchgeführten multivariaten statistischen Analysen bestätigen und unterstreichen die Ergebnisse der anderen analytischen Auswertungsansätze und die resultierenden Schlussfolgerungen. Der Salzgradient bildet im untersuchten Datensatz den „Hauptumweltgradienten“, welcher hauptverantwortlich ist für die festgestellten Unterschiede zwischen den Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaften der Probestellen. Andere Umweltgradienten, wie z.B. die saprobielle Belastung oder Unterschiede in der lokalen Gewässerstruktur etc., stehen in Ihrer Bedeutung eindeutig hinter der Salzbelastung.

## 5 Diskussion

Unsere 2008 durchgeführten Untersuchungen des Makrozoobenthos in der Werra bestätigen frühere Ergebnisse (HÜBNER 2007, BÄTJE & CORING 2008). Die Biozönose der Werra unterhalb der Salzeinleitungen aus der Kaliindustrie weicht trotz der deutlichen Reduktion der Salzbelastung nach der Wiedervereinigung auch aktuell erheblich vom natürlichen Referenzzustand ab.

Die von BÄTJE & CORING (2008) beschriebene Zunahme der Anzahl taxonomischer Gruppen seit 1993 mit einsetzender Salzlaststeuerung durch die Kaliindustrie ist erfreulich, aber allein noch kein Indiz für eine kontinuierliche Verbesserung der ökologischen Gesamtsituation des salzbelasteten Werrabereichs. Im Versalzungsgebiet neu nachgewiesene Taxa werden in aller Regel in sehr geringen Abundanzen bis hin zu Einzelindividuen vorgefunden. Hierbei handelt es sich zumindest teilweise um aus salzunbelasteten Nebengewässern eingedriftete Organismen. Diese führen zwar zu einer Erhöhung der Taxa-Anzahl in versalzten Werrabereichen, sind aber nicht in der Lage, dort stabile Populationen zu bilden bzw. längerfristig zu überleben. Den lokalen Effekt dieses Phänomens konnten wir im Rahmen unserer Untersuchung an der Gelstermündung in Witzhausen selbst beobachten.

Unsere Untersuchungsergebnisse zeigen eindeutig, dass das Makrozoobenthos sich im salzbelasteten Abschnitt der Werra in einem erheblich schlechteren ökologischen Zustand befindet als in der Werra oberhalb der Salzeinleitung der Kaliindustrie oder in Referenzgewässern desselben Typs (LAWA-Typ 9.2) in Hessen und Thüringen wie beispielsweise Fulda, Diemel, Unstrut oder Saale. Aus den Ergebnissen des ASTERICS-Hauptbewertungsmoduls „Allgemeine Degradation“ geht sogar hervor, dass der Zustand der Werra oberhalb der Salzeinleitung im Mittel besser ist als der vergleichbarer Referenzgewässer in Hessen und Thüringen. Dies belegt, dass der gegenwärtig schlechte ökologische Zustand des Makrozoobenthos der salzbelasteten Werra nicht aus einer „Vorschädigung“ des Werra-Wasserkörpers (Fließende Welle) und der darin befindlichen Organismen vor Einleitung der Salzabwässer resultiert.

Die gezielte Auswahl unserer Untersuchungsstellen gewährleistete, dass die Bewertung des ökologischen Zustands des Makrozoobenthos nicht durch starke Unterschiede in der Gewässerstrukturgüteklasse (ARGE WESER 1998) der beprobten Standorte beeinflusst wurde. Die Differenz des ökologischen Zustands zwischen salzbelasteten und salzunbelasteten Probestellen in der Werra ist daher weitgehend unabhängig von potentiellen Effekten struktureller Degradation, auch wenn der salzbelastete Teil der Werra insgesamt stärker strukturell degradiert ist (ARGE WESER 1998).

In den durchgeführten Korrelationsanalysen war folgerichtig kein Zusammenhang der lokalen Gewässerstrukturgüteklasse zum ökologischen Zustand des Makrozoobenthos (Bewertungsergebniss „Allgemeine Degradation“ und Taxa-Anzahl) erkennbar. Gleiches traf

allerdings auch für nahezu alle anderen nicht direkt salzassoziierten Umweltfaktoren, darunter die mineralischen und organischen Nährstoffe zu.

Als zustandsbestimmend stellte sich ein nahezu einheitlicher Umweltfaktorenkomplex heraus, der die direkt salzassoziierten Faktoren umfasst. Um auszuschließen, dass diese Verhältnisse nicht ebenso für salzunbeeinflusste Gewässer gelten, wurden die gleichen Analysen für die Referenzgewässer des Typs 9.2 in Hessen und Thüringen durchgeführt. Dabei zeigte sich, dass der ökologische Zustand des Makrozoobenthos hier nicht durch einen Gradienten eines einheitlichen Umweltfaktorenkomplexes geprägt war. Direkt salzassoziierte Faktoren hatten nahezu keine Bedeutung.

Der salzbeeinflusste Bereich der Werra wies außer im April eine signifikant höhere mittlere Saprobie auf als die nicht salzbeeinflussten Referenzstrecken. Es bestand die Möglichkeit, dass die registrierten Unterschiede im Zustand des Makrozoobenthos hierauf zurückzuführen sind. Aus dem Vergleich salzbeeinflusster und salzunbeeinflusster Probestellen annähernd gleicher Saprobie (Saprobien-Index new version) ging allerdings hervor, dass der Salzeinfluss auf den ökologischen Zustand des Makrozoobenthos gegenwärtig wesentlich stärker ist als der Effekt der saprobiellen Belastung.

Diese Ergebnisse und die Resultate der multivariaten statistischen Analysen führen zu dem Schluss, dass die anthropogene Salzbelastung momentan hauptverantwortlich ist für das Vorliegen eines „schlechten“ ökologischen Zustands des Makrozoobenthos an allen Probestellen der Werra ab Gerstungen, unterhalb der Salzeinleitungen, da flussaufwärts trotz Belastungen durch andere Stressoren in vielen Fällen der „gute ökologische Zustand“ des Makrozoobenthos gemäß EG-WRRL erreicht wird. Erst mit sinkenden Salzionenkonzentrationen und organismenverträglichen Ionenverhältnissen werden die anderen potentiellen Haupteinflussfaktoren „mineralische Nährstoffe“, „organische Nährstoffe“ und „Gewässerstruktur“ voraussichtlich an Bedeutung gewinnen.

Der Einfluss dieser Faktoren ist aufgrund der starken Effekte der Salzbelastung im salzbeeinflussten Bereich gegenwärtig als untergeordnet einzuschätzen.

## 6 Zusammenfassung

2008 erfolgte eine Bewertung des aktuellen ökologischen Zustands von 12 Stellen in der Werra zwischen Wernshausen und Hann. Münden. Da frühere Untersuchungen die Eignung des Makrozoobenthos als Indikator für Störungen des Flussökosystems infolge anthropogener Salzbelastung sowie Defizite der Gewässerstruktur und Nährstoffeinträge (BÄTHE 1992, SCHÖNBORN 1992, ARGE WESER 2000, SCHULZ & BELLSTEDT 2000, BÄTHE & CORING 2007, HÜBNER 2007) belegen, fokussierte unsere Untersuchung auf diese Organismengruppe. Anders als die Fischfauna ist das Makrozoobenthos zudem nicht direkt durch anthropogene Bewirtschaftung wie Besatz oder Entnahme beeinflusst. Die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft wird darum nahezu ausschließlich von den Umweltbedingungen im Gewässer bestimmt.

Das Makrozoobenthos wurde gemäß dem aktuell gültigen Methodenstandard für die EG-Wasserrahmenrichtlinie zur Bewertung von Fließgewässern untersucht (AQEM-Verfahren & Bewertung mit ASTERICS). Ziel war es, den ökologischen Zustand der Qualitätskomponente Makrozoobenthos zu bewerten und zu überprüfen, ob und welche generellen Unterschiede zwischen dem durch die Einleitung von Salzabwässern aus der Kaliindustrie belasteten Werraabschnitt und dem unbelasteten Werrabereich bestehen.

Nachdem die Untersuchungen eindeutig belegten, dass der ökologische Zustand der Probestellen innerhalb des salzbelasteten Bereichs auch aktuell deutlich schlechter ist als im unbelasteten Werraabschnitt aber auch als in vergleichbaren Referenzgewässern, wurde mithilfe statistischer Verfahren nach Zusammenhängen zwischen dem Zustand der Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaft und den lokalen Umweltfaktoren gesucht.

In die statistischen Analysen wurden Umweltparameter einbezogen, mit denen sich die

1. mineralische Nährstoffbelastung
2. organische Nährstoffbelastung
3. Qualität der Gewässerstruktur
4. Salzbelastung

und somit die potentiellen Haupteinflussfaktoren auf das Makrozoobenthos charakterisieren lassen.

Unsere Ergebnisse zeigen, dass direkt salzassoziierte Umweltfaktoren gegenwärtig am stärksten mit dem Ergebnis des ASTERICS-Bewertungsmoduls „Allgemeine Degradation“ sowie der vorgefundenen Taxa-Anzahl korrelieren. Hiervon ist abzuleiten, dass gegenwärtig maßgeblich die Salzbelastung für den „schlechten“ ökologischen Zustand des Makrozoobenthos in der salzbelasteten Werra verantwortlich ist.

Starke Effekte der nachwievor hohen Phosphatkonzentration in der Werra sowie der saprobiellen Belastungssituation oder der teilweise erheblichen strukturellen Defizite auf das Makrozoobenthos waren hingegen nicht nachweisbar. Zusätzliche Analysen, in die EG-

WRRL-Monitoringergebnisse von Fließgewässer des gleichen Gewässertyps (LAWA Typ 9.2) aus Thüringen und Hessen einbezogen wurden, bestätigten die Ergebnisse.

Nach einer Verringerung der Salzbelastung ist davon auszugehen, dass Effekte der Nährstoffsituation und der Gewässerstruktur auf den ökologischen Zustand der anthropogen salzbeeinflussten Werra an Bedeutung zunehmen. Von welchen Salzionenkonzentrationen und Ionenverhältnissen an dies eintritt und von welchen Salzbelastungs-Schwellenwerten an mit einer Zustandsverbesserungen zu rechnen ist, kann aus den vorliegenden Ergebnissen nicht unmittelbar abgeleitet werden. Hier besteht weiterer Forschungsbedarf.

## Literatur

- ARGE WESER (1998): Gewässergütekarte Weser, Werra, Fulda. Arbeitsgemeinschaft zur Reinhaltung der Weser. Büro für Umwelttechnik Essen, Wassergütestelle Weser, Hildesheim.
- ARGE WESER (2000): Folgen der Reduktion der Salzbelastung in Werra und Weser für das Fließgewässer als Ökosystem. Hannover, ARGE Weser.
- BÄTKE (1992): Die Makroinvertebratenfauna der Weser. Ekopan Verlag, Witzenhausen.
- BÄTKE, J. & CORING, E. (2007): Tagungsbericht: Veränderung im salzbelasteten Fließgewässer Ökosystem der Werra - Ergebnisse langjähriger Untersuchungen des Makrozoobenthos. DGL, Werder.
- BÄTKE, J. & CORING, E. (2008): Abschlussbericht: Biologisch-Ökologische Untersuchungen zur Abschätzung von Auswirkungen veränderter Salzeinleitungen auf die aquatische Flora und Fauna der Werra. Ergebnisse der Untersuchungen 2004-2007. Hardeggen, Uslar.
- EUROPÄISCHE UNION (2000): EG-WRRL, Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft, L 327 vom 22. Dezember 2000.
- FGG Weser (2005): EG-Wasserrahmenrichtlinie – Bewirtschaftungsplan Flussgebiets-einheit Weser 2005 – Bestandsaufnahme Koordinierungsraum Werra ([www.fgg-weser.de/wrrl/bericht\\_2005.html](http://www.fgg-weser.de/wrrl/bericht_2005.html)), Zugang: 16.03.2009
- FRIEDRICH, G. & HERBST, V. (2004): Eine erneute Revision des Saprobiesystems – weshalb und wozu? *Acta hydrochimica et hydrobiologica* 32 (1): 61-74
- HAASE, P., SUNDERMANN, A. & SCHINDEHÜTTE, K. (2006a): Operationelle Taxaliste als Mindestanforderung an die Bestimmung von Makrozoobenthosproben aus Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland. [www.fliessgewaesserbewertung.de](http://www.fliessgewaesserbewertung.de) [Stand Mai 2006].
- HAASE, P., SUNDERMANN, A. & SCHINDEHÜTTE, K. (2006b): Informationstext zur Operationellen Taxaliste als Mindestanforderung an die Bestimmung von Makrozoobenthosproben aus Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland. [www.fliessgewaesserbewertung.de](http://www.fliessgewaesserbewertung.de) [Stand Mai 2006].
- HLUG (2009): Daten zur Qualitätskomponente Makrozoobenthos, der Gewässerstruktur sowie chemischen und physikalischen Parameter aus dem Monitoring nach EG-Wasserrahmenrichtlinie von 2007 & 2008 und der „Gewässerüberwachung im Bereich der Kaliindustrie“ 2004 bis 2008.
- HÜBNER, D. (2007): Ökologisch-faunistische Fließgewässerbewertung am Beispiel der salzbelasteten unteren Werra und ausgewählter Zuflüsse. Dissertation, Universität Kassel, Witzenhausen.
- HULSCH, J. & VEH, G. M. (1978): Zur Salzbelastung von Werra und Weser. *Neues Archiv für Niedersachsen* 27 (4): 367-377. Göttingen
- JONGMAN, R. H., VAN TONGEREN, P. & TER BRAAK, C. J. (1995): Data analysis in community and landscape ecology. University Press, Cambridge.

- LAWA-AO (2006): RaKon - Rahmenkonzeption Monitoring Teil B, Arbeitspapier III-Untersuchungsverfahren für biologische Qualitätskomponenten, Entwurf 2.1, Stand 22.11.2006
- LAWA-AO (2007): RaKon - Rahmenkonzeption Monitoring - Teil B Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibung, Arbeitspapier II - Hintergrund und Orientierungswerte für physikalisch-chemische Komponenten.
- MEIER, C., HAASE, P., ROLAUFFS P., SCHINDEHÜTTE, K., SCHÖLL, F., SUNDERMANN, A., HERING, D. (2006): Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung - Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der EG-Wasserrahmenrichtlinie.
- MÜHLENBERG, M. (1989): Freilandökologie 2. Auflage. Quelle & Meyer Verlag, Heidelberg- Wiesbaden.
- SCHÖNBORN, W. (1992): Fließgewässerbiologie. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- SCHULZ, C. J. & BELLSTEDT, R. (2000): Die Wipper: Verödung und Wiederbesiedlung eines Flusses im ehemaligen Kalirevier "Südharz", dargestellt am Beispiel aquatischer Insekten. Abh. Ber. Mus. Nat.
- TLUG (2009): Daten zur Qualitätskomponente Makrozoobenthos, der Gewässerstruktur sowie chemischen und physikalischen Parameter aus dem Monitoring nach EG- Wasserrahmenrichtlinie von 2005 bis 2008.
- THIENEMANN, A. (1941): Vom Wesen der Ökologie. Biol. Gen. 15: 312-331.
- VOGEL, J. H. (1913): Die Abwässer aus der Kaliindustrie, ihre Beseitigung sowie ihre Einwirkung in und an den Wasserläufen. Verlag Borträger, Berlin.

# Anhang

## Anhang 1

### Übersicht der einbezogenen Probestellen des EG-WRRL-Monitorings aus Thüringen (TLUG 2009)

<b>Mst.-Nr</b>	<b>Gewässer</b>	<b>Messstellen-Name</b>	<b>Typ WRRL</b>	<b>RW</b>	<b>HW</b>
2198	Saale	Camburg-Stöben	9.2 / großer Mittelgeb-Fluss (Ca)	4478680	5659730
2258	Saale	Rudolstadt	9.2 / großer Mittelgeb-Fluss (Ca)	4453050	5620350
2150	Unstrut	Oldisleben	9.2 / großer Mittelgeb-Fluss (Ca)	4443100	5686020
2157	Unstrut	Leubingen	9.2 / großer Mittelgeb-Fluss (Ca)	4440070	5674870
2158	Unstrut	Roßleben	9.2 / großer Mittelgeb-Fluss (Ca)	4462880	5682490
2167	Unstrut	Wundersleben	9.2 / großer Mittelgeb-Fluss (Ca)	4432700	5668620
58693	Weißer Elster	Neumühle	9.2 / großer Mittelgeb-Fluss (Ca)	4511865	5618533
64616	Weißer Elster	Kraftwerk Süd	9.2 / großer Mittelgeb-Fluss (Ca)	4505690	5636483
2371	Werra	Gerstungen	9.2 / großer Mittelgeb-Fluss (Ca)	4364972	5649647
2373	Werra	Vacha	9.2 / großer Mittelgeb-Fluss (Ca)	4362574	5634990
2374	Werra	Dorndorf	9.2 / großer Mittelgeb-Fluss (Ca)	4365207	5635734
2376	Werra	Breitungen	9.2 / großer Mittelgeb-Fluss (Ca)	4382023	5626393
2377	Werra	Barchfeld	9.2 / großer Mittelgeb-Fluss (Ca)	4379790	5630548
2378	Werra	Wernshausen uh	9.2 / großer Mittelgeb-Fluss (Ca)	4384338	5621765
2379	Werra	Wasungen uh	9.2 / großer Mittelgeb-Fluss (Ca)	4384529	5615612
2381	Werra	Meiningen	9.2 / großer Mittelgeb-Fluss (Ca)	4387801	5605471
2382	Werra	Haselmündung uh	9.2 / großer Mittelgeb-Fluss (Ca)	4389421	5600241
2420	Werra	Tiefenort	9.2 / großer Mittelgeb-Fluss (Ca)	4370782	5634747
2566	Werra	Frankenroda	9.2 / großer Mittelgeb-Fluss (Ca)	4379227	5663941

## Anhang 2

### Übersicht der einbezogenen Probestellen des EG-WRRL-Monitorings aus Hessen (HLUG 2009)

Mst.-Nr.	Gewässer	Messstellen-Name	TYP-WRRL	RW	HW
11002	Diemel		9.2	3529417	5715306
11224	Diemel	Diemel bei Bad Karlshafen	9.2	3532573	5722871
11001	Diemel	Diemel, bei Deisel	9.2	3528986	5717867
11003	Diemel	Diemel, oberhalb Streichwehr Trendelburg	9.2	3529307	5715337
11225	Diemel	Diemel, oberhalb Wehr Eberschütz	9.2	3524364	5711504
11004	Diemel	Diemel, Ortsrand Stammen 1	9.2	3528557	5714569
11005	Diemel	Diemel, Ortsrand Stammen 2	9.2	3528504	5714499
11006	Diemel	Diemel; unterhalb Lamerden	9.2	3523233	5711266
10049	Diemel	untere Diemel, Höhe Kol-Nollendorf	9.2	3532810	5722420
11176	Eder		9.2	3531783	5675489
10044	Eder	ChemieMST Eder, Edertal - Mehlen	9.2	3507600	5670560
10043	Eder	Eder, bei Anraff	9.2	3510834	5667883
10045	Eder	Eder, bei Grifte oberhalb GKA Grifte	9.2	3531770	5675440
10961	Eder	Eder, Neue Grundschwelle Wega 1	9.2	3511937	5666875
10962	Eder	Eder, Neue Grundschwelle Wega 2	9.2	3511901	5666894
10960	Eder	Eder, oberhalb Ungedanken	9.2	3515153	5666066
10963	Eder	Eder, oberhalb Wega, oberhalb Mündung Wilde	9.2	3511261	5667522
10959	Eder	Eder, unterhalb Einleitung GKA Grifte	9.2	3531843	5675767
10936	Fulda		9.2	3534293	5682302
11159	Fulda		9.2	3538335	5692155
10041	Fulda	ChemieMST Fulda bei Rotenburg	9.2	3550540	5652390
10040	Fulda	ChemieMST Fulda, Wahnhausen, Messstation	9.2	3538126	5692200
10930	Fulda	Fulda, Bad Hersfeld, Hospitalswiese	9.2	3551254	5638833
10932	Fulda	Fulda, bei Kerspenhausen, oberhalb KA Kerspenhausen	9.2	3546466	5631552
10935	Fulda	Fulda, oberes Ende Stau Wahnhausen	9.2	3537278	5687644
10934	Fulda	Fulda, oberhalb Solms	9.2	3541486	5626304
10944	Fulda	Fulda, oberhalb Baumbach	9.2	3548090	5654397
10933	Fulda	Fulda, oberhalb Mengshausen	9.2	3542825	5628240
10940	Fulda	Fulda, oberhalb Wehr Breitenauer Mühle	9.2	3533560	5674188
10943	Fulda	Fulda, oberhalb Wehr der Heckenmühle	9.2	3542899	5658960
10946	Fulda	Fulda, oberhalb Wehr Rotenburg	9.2	3551453	5651431
10941	Fulda	Fulda, Obermelsungen	9.2	3537593	5664871
10929	Fulda	Fulda, unterhalb Blankenheim	9.2	3554844	5645729
10938	Fulda	Fulda, unterhalb Guxhagen	9.2	3532635	5675270
10931	Fulda	Fulda, unterhalb Kerspenhausen, unterhalb KA Kerspenhausen	9.2	3546738	5632071
10939	Fulda	Fulda, unterhalb Wehr Breitenauer Mühle	9.2	3533562	5674234
10942	Fulda	Fulda, unterhalb Wehr der Heckenmühle	9.2	3542719	5659196
10945	Fulda	Fulda, unterhalb Wehr Rotenburg	9.2	3550931	5651677
10937	Fulda	Fulda, Wehr Neue Mühle 1	9.2	3534278	5682219
11190	Schwalm		9.2	3527196	5663483
11189	Schwalm	ChemieMST Schwalm, Felsberg - Lohre (Felsberg-Altenburg)	9.2	3528533	5664833
10981	Schwalm	Schwalm, bei Harle	9.2	3526196	5662880
10982	Schwalm	Schwalm, oberhalb Harle	9.2	3525438	5661779
10047	Schwalm	Schwalm, unterhalb MWE Harle	9.2	3527225	5663480
11155	Werra	Chemie MST Werra Letzter Heller	9.2	3555452	5694784
10911	Werra	Werra bei Widdershausen	9.2	3571287	5642822
10914	Werra	Werra, bei Heimbaldshausen	9.2	3567588	5636844
10915	Werra	Werra, Bischhausen, Nähe NSG	9.2	3558342	5691521
10916	Werra	Werra, nördlicher Ortsrand Bad-Sooden-Allendorf	9.2	3567491	5682953
10918	Werra	Werra, oberhalb Bad-Sooden-Allendorf, oberhalb Mündung Hainbach	9.2	3570728	5680333
10036	Werra	Werra, oberhalb Blickershausen, oberhalb Mündung Rautenbach	9.2	3555553	5694214
10919	Werra	Werra, oberhalb Eschwege, südlich Schwebda	9.2	3577415	5672862
10913	Werra	Werra, oberhalb Wehr Lengers	9.2	3570042	5636709
10917	Werra	Werra, südlicher Ortsrand Bad-Sooden-Allendorf, Dammhaus	9.2	3568841	5681134
10920	Werra	Werra, unterhalb Wanfried	9.2	3580790	5673371
10912	Werra	Werra, unterhalb Wehr Lengers	9.2	3570060	5637272

### Anhang 3

#### Detailergebnisse der Redundanzanalyse (RDA) des ökologischen Zustands der Makrozoobenthoszönose (Asterics-Metrics und Modul „Allgemeine Degradation“ und Umweltvariablen

n (Probestellen) = 57

70 Umweltvariablen

23 Biologische Bewertungskriterien (log-transformation)

Scaling: symmetric

Forward selection: Automatic, 499 permutations

VIF (variance inflation factor) < 10

Monte Carlo Permutation test: 199 permutations

Marginal Effects		P	F
CL MW	0,71		
°dH Std.	0,31		
Conditional Effects			
CL MW	0,71	0,0005	134,33
°dH Std.	0,03	0,0005	6,86

Axes	1	2
Eigenvalues	0,737	0,005
Species-environment correlations	0,959	0,404
Cumulative percentage variance of species data	73,7	74,2
of species-environment relation	99,3	100

Sum of all eigenvalues 1,000

Sum of all canonical eigenvalues 0,742

#### Summary of Monte Carlo test

Test of significance of first canonical axis: eigenvalue = 0.737

F-ratio = 151.542

P-value = 0.0050

Test of significance of all canonical axes : Trace = 0.742

F-ratio = 77.756

P-value = 0.0050



## Taxaliste der Makrozoobenthosuntersuchungen in der Werra, Beprobungen im April, Juli und Oktober 2008 (gepoolte Daten) – Teil 2

Taxa / Probestelle	Wernshausen	Breitungen	Barchfeld	Tiefenort	Vacha	Gerstungen	Frankenroda	Lauchröden	Frieda	Eschwege Niederrohne	Witzen- hausen	Hann. Münden
<i>Gammarus</i> sp. juv.	6	6	62	188	59	62	6		8		23	11
<i>Gammarus pulex</i>	297	83	998	342	3						24	
<i>Gammarus roeseli</i>	78	65	232	45	3							
<i>Gammarus tigrinus</i>					6	16751	37351	18009	64855	36427	4646	6537
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	1			3						1	1	
<i>Glossiphonia complanata</i>	1				1						1	
<i>Goera pilosa</i>	18	2										
<i>Gyraulus</i> sp.	1											
<i>Halesus radiatus</i>	1		5	1	2	2		1		1	1	
<i>Helobdella stagnalis</i>		1										
<i>Helophorus brevipalpis</i>						1						
<i>Helophorus</i> sp. Ad.				1								
<i>Heptagenia sulphurea</i>	11	12	58	15								
<i>Heptagenidae</i> sp.	4	3	0	3	3							
Hydracarina	14	3	10	9	55							
<i>Hydraena</i> sp. Ad.	9	1		6	2	1						
Hydroporinae sp. 1 Larve					2							
Hydroporinae sp. 2 Larve					2							
<i>Hydropsyche angustipennis</i>		5		1	1							
<i>Hydropsyche contuberalis</i>					8				79	272	22	17
<i>Hydropsyche guttata</i>				1								
<i>Hydropsyche incognita</i>	8	20	4	15	15				157	180		
<i>Hydropsyche instabilis</i>	3	3	2		1							
<i>Hydropsyche pellucida</i>		1		5	2					67		
<i>Hydropsyche sitalai</i>	18	97	6	27	17							
<i>Hydropsyche</i> sp.	39	52	11	304	57					1	1	
<i>Hydroptila</i> sp.	23	6	1	60	211	6					1	
<i>Isoperla</i> sp.	56	11	13	2					1			
<i>Lasiocephala basalis</i>	21	22	2	8	16		1		27	20	3	
Lepidoptera Gen. sp.			5									
<i>Lepidostoma hirtum</i>	4	14	2		8					1		
Leptoceridae Gen. sp.	3	1	4									
<i>Leuctra</i> sp.	3				1							
Leuctridae	7											
<i>Limnephilus</i> sp.			1	1	3	3				1		
Limnius Larven	1	2			13		1			12	3	
<i>Limnius volckmari</i> Ad.				1								
Limoniidae Gen. sp.	2											
<i>Lype phaeopa</i>	1											
<i>Micronecta</i> sp.			1									
<i>Myxas glutinosa</i>	7											
Nematoda			1									
Oligochaeta	208	436	453	36	408	138	47	52	9	13	244	64
<i>Orectochilus (Orectochilus) villosus</i> Lv.	25	17	13	35	3							
Ostracoda	20	1	1		11		1			1		

## Taxaliste der Makrozoobenthosuntersuchungen in der Werra, Beprobungen im April, Juli und Oktober 2008 (gepoolte Daten) – Teil 3

Taxa / Probestelle	Wernshausen	Breitungen	Barchfeld	Tiefenort	Vacha	Gerstungen	Frankenroda	Lauchröden	Frieda	Eschwege Niederohne	Witzen- hausen	Hann. Münden
<i>Oulimnius</i> Larven	3	17	5		38					11		
<i>Oulimnius tuberculatus</i>	2	4			2	1						
<i>Perlodes</i> sp.	200	113	67	19	62							
<i>Piscicola geometra</i>				1								
<i>Pisidium</i> sp.	3	4	66	4	24						1	
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	3	4	4	9	6							
<i>Polycentropus</i> sp.	1											
<i>Potamanthus luteus</i>					1							
<i>Potamonectes depressus-elegans</i>					1							
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	32	1		38	922	1647	1896	213	934	1727	112	534
<i>Prodiamesa olivacea</i>	1	3	60	8	15					40	3	
<i>Prosimulium</i> sp.			1									
Psychodidae Gen. sp.	6	1		1								1
<i>Psychomyia pusilla</i>	1	5		4	14							
<i>Radix ovata</i>	1				8							1
<i>Rhithrogena semicolorata</i>	11			3								
<i>Rhithrogena</i> sp.	1											
<i>Rhyacophila nubila</i>	23	9	4	34	2				26			
Sciomycidae	1											
<i>Sericostoma personatum</i>					1							
<i>Sericostoma</i> sp.	2											
<i>Sialis</i> sp.	2											
<i>Silo picetus</i>	1											
<i>Silo</i> sp.	10											
Simuliidae Puppen	2	11		4	1							
<i>Simulium</i> sp.	33	154	7	26	79	4					1	
Tanypodinae	8	34	16	81	265	2						2
Tanytarsini Gen. sp.	27	52	135	318	278	3						
<i>Tinodes</i> sp.	1											
<i>Tipula</i> sp.	10	4		24								
<i>Torleya major</i>	3											
<b>Gesamt taxa-Anzahl</b>	<b>90</b>	<b>66</b>	<b>55</b>	<b>59</b>	<b>64</b>	<b>22</b>	<b>11</b>	<b>5</b>	<b>14</b>	<b>25</b>	<b>24</b>	<b>13</b>