



Laboratoire des Interactions
Ecotoxicologie, Biodiversité, Ecosystèmes
(LIEBE) – *CNRS UMR 7146*



A27_2010_rev17052011

**Einfluss der Salzbelastung auf die aquatische
Biozönose der Mosel**

**Abschlussbericht
März 2011**

Bericht des Labors LIEBE im Auftrag der IKSMS
UPV-Metz, CNRS UMR 7146

Beisel Jean-Nicolas, Peltre Marie-Christine & Usseglio-Polatera Philippe

LIEBE – CNRS UMR 7146
UFR Sciences Fondamentales et Appliquées – Université Paul Verlaine Metz – Campus Bridoux
8, rue du Général Delestraint – F-57070 METZ
tél. : 33(0)3.87.37.84.29 – fax. : 33(0)3.87.37.85.12 – e.mail : liebe@univ-metz.fr

Einfluss der Salzbelastung auf die aquatische Biozönose der Mosel

Abschlussbericht – März 2011

Inhalt

- 1. Einleitung: Ziel und Hintergrund der Studie**
- 2. Zusammenfassung**
- 3. Salzgehalt (Salinität) der Mosel**
 - a. Statistische Auswertung der Ergebnisse an den Messstationen
 - Gesamtansatz: multivariate Analysen
 - Univariater Ansatz
 - b. Schätzung der natürlichen Konzentrationen
 - Allgemeine Aspekte der natürlichen Aufsalzung
 - Allgemeine Aspekte der anthropogenen Aufsalzung
 - Die natürliche und anthropogene Aufsalzung durch die Meurthe
 - Natürlicher Salzgehalt der Mosel (Salinität)
- 4. Physiologische Auswirkungen des Salzgehalts auf Flora und Fauna**
 - Zellwirkung
 - Auswirkung auf Wachstum, Fortpflanzung und Überleben von Makrophyten
 - Auswirkung auf Tiere
 - Ontogenetische Auswirkung
- 5. Auswirkung auf Biokomponenten**
 - a. Phytobenthos und Makrophyten
 - Kieselalgen
 - Typologie der Kieselalgengemeinschaften in Lothringen in Abhängigkeit vom Salzgehalt des Wassers
 - Makrophyten
 - b. Phytoplankton
 - c. Makroinvertebraten
 - Textkasten: Zusatzstudie über die Meurthe (Moselzufluss)
 - Auswirkungen der Aufsalzung auf die Einführung von Arten
 - d. Fische
 - e. Weitere Organismen (Bakterien, Protozoen, Zooplankton)
- 6. Biologische Indikation des Salzgehalts**
 - 6.1 Klassifizierung der Salzbelastung nach Van Dam et al. (1994) (benthische Kieselalgen)
 - 6.2 Index Eutrophierung/Verunreinigung (EPI-D) (benthische Kieselalgen)
 - 6.3 Halobienindex (Ziemann et al., 1999, 2001) (benthische Kieselalgen)
 - 6.4 Anpassung der Halobienmethode für Phytoplankton (Mischke et al., 2005)
 - 6.5 Ansatz auf der Grundlage von Ciliatengemeinschaften (Nolting & Rustige, 1999)
 - 6.6 Entwicklungsmethode: SPEAR salinity
 - 6.7 Biozönotischer Index
 - 6.8 Populationsindex
- 7. Schlussfolgerungen**
- 8. Literaturverzeichnis**

Einfluss der Salzbelastung auf die aquatische Biozönose der Mosel

1. Einleitung: Ziel und Hintergrund der Studie

Der Salzgehalt wird durch die Gesamtmenge aller im Wasser gelösten Stoffe definiert. Salz ist ein wichtiger Bestandteil des Wassers und bestimmt einige seiner Eigenschaften (Dichte, Komprimierbarkeit, Gefrierpunkt, Temperatur maximaler Dichte, Leitfähigkeit, osmotischer Druck). Andere Eigenschaften wiederum, wie z.B. Viskosität und Lichtabsorption, werden nicht signifikant beeinflusst.

Bei den im Wasser gelösten Salzen überwiegt oft Natriumchlorid (NaCl), es ist jedoch nie das einzige. In gelöstem Zustand sind 60 der 92 chemischen Grundelemente an der so genannten „Salinität“ des Wassers beteiligt (Riley, 1965). Die Aufsalzung des Wassers kann das Verhältnis von Kationen und Anionen im Wasser verändern, was wiederum Auswirkungen auf das chemische Gleichgewicht und die Löslichkeit von bestimmten Mineralien hat. Je nach Ort variiert die Konzentration dominanter Kationen (Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+}) und dominanter Anionen (Cl^- , SO_4^{2-} , $\text{HCO}_3^-/\text{CO}_3^-$). Der jeweilige Anteil an dominanten Kationen und Anionen beeinflusst auch die Reaktion der biotischen Kompartimente auf eine Erhöhung des Salzgehalts

In der Fachliteratur gibt es weder Normen dafür, noch herrscht Einigkeit darüber, mit Hilfe welcher Kenngrößen der Salzgehalt ausgedrückt werden sollte. Der Salzgehalt kann in ‰, in g/l oder auch in PSU (*practical salinity unit*) ermittelt werden. Zur Messung des Salzgehaltes kann die Leitfähigkeit (Fähigkeit eines Stoffes, elektrische Ladung zu transportieren) herangezogen werden. Es besteht ein näherungsweise Zusammenhang zwischen der gesamten Salzkonzentration (in $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) und der Leitfähigkeit ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$).

$$\text{Salzgehalt (mg}\cdot\text{L}^{-1}) = 0,68 \times \text{Leitfähigkeit (}\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1})$$

Der Salzgehalt ist ein Kriterium für die Klassifizierung der Oberflächengewässer. Im Süßwasser, das die Mehrheit der kontinentalen Hydrosysteme ausmacht, übersteigt der Salzgehalt nicht $3\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Williams, 1987).

Der Salzgehalt der Mosel nimmt in Fließrichtung immer mehr zu, was durch anthropogene Chlorideinträge oder durch die natürliche Aufsalzung des Wassers verursacht wird. Der Einfluss der Salzbelastung auf die aquatische Fauna und Flora wurde bislang kaum untersucht. Die Internationalen Kommissionen zum Schutze der Mosel und der Saar (IKSMS) haben deshalb beschlossen, eine „Literaturstudie über die verfügbaren Kenntnisse im Zusammenhang mit den Auswirkungen von Chloriden auf die Physiologie der Organismen aber auch auf die aquatische Biozönose“ durchzuführen.

2. Zusammenfassung

Der Salzgehalt wird durch die Gesamtmenge aller im Wasser gelösten Stoffe definiert. Der Salzgehalt der Mosel nimmt in Fließrichtung immer mehr zu, was durch anthropogene Chlorideinträge oder durch die natürliche Aufsalzung des Wassers verursacht wird. Diese im Auftrag der Internationalen Kommissionen zum Schutze

der Mosel und der Saar (IKSMS) durchgeführte Literaturstudie hat zum Ziel, die verfügbaren Kenntnisse im Zusammenhang mit den Auswirkungen von Chloriden auf die Physiologie der Lebewesen und auf die aquatische Biozönose zusammenzufassen.

Der natürliche Salzgehalt der Mosel hängt mit besonderen geologischen Verhältnissen zusammen. Zuflüsse wie beispielsweise die Seille sorgen für Wassereinträge mit natürlich hohem Mineralgehalt, wohingegen die in der unteren Meurthe gemessene Salinität anthropogenen Ursprungs ist. In ihrem Unterlauf ist dieser Moselzufluss das Aufnahmegewässer der Salzeinleitungen (genauer gesagt der Calciumchlorideinleitungen, CaCl_2) aus der lothringischen Salzindustrie (Sodawerke). Dadurch erhöht sich die mittlere Leitfähigkeit der Mosel nach der Meurthemündung (3230 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und 951,8 mg/l Chlorid) von 383 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (17,2 mg/l Chlorid) auf 1578 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (389,3 mg/l Chlorid). Nach der Meurthemündung vervierfacht sich also der Gesamtsalzgehalt der Mosel, aber die Chloridkonzentrationen steigen auf das 22-fache. Im weiteren Verlauf der Mosel tragen die Wässer aus dem lothringischen Eisenerzbecken nicht zu vernachlässigende Mengen an Sulfat ein (119,4 mg/l in Palzem gegenüber 77,3 mg/l in Hauconcourt – Monatsmittel des Jahres 2008). Der Salzgehalt der Saar, der hauptsächlich auf Sulfat zurückzuführen ist, ist vergleichsweise geringer als der der Mosel, weshalb die Gesamtsalzgehalt in Koblenz durch Verdünnungseffekte geringer ist, auch wenn die mittlere monatliche Chloridkonzentration 2008 immer noch 177 mg/l beträgt und die mittlere monatliche Sulfatkonzentration 82 mg/l. Dies bedeutet u.a., dass die Erhöhung der Gesamtsalzgehalt nicht ausschließlich den Chloridionen zuzuschreiben ist, selbst wenn diese mit Calcium und Bicarbonationen erheblich an der Salinität des Wassers beteiligt sind.

Zeitliche Analysen des betrachteten Jahrzehnts (1998-2008) zeigen interannuelle Schwankungen, die an den deutschen Messstellen stärker ausgeprägt sind als an den französischen. Es wurden nicht zu vernachlässigende interannuelle Schwankungen beobachtet, wobei die Jahre 2000 und 2001 die geringsten mittleren Salzgehalte aufweisen und die Jahre 2004, 2005 und 2006 die höchsten. Diese Schwankungen folgen recht deutlich der Hydrologie, mit einem im Durchschnitt höheren Salzgehalt in trockeneren Jahren und einem niedrigeren Salzgehalt in abflussreicheren Jahren.

Zwar gibt es Bioindikatoren für einen steigenden Salzgehalt, die meisten beruhen aber auf gutachterlicher Erfahrung. Die am weitesten entwickelten Methoden, die zurzeit standardisiert werden, basieren auf einer Analyse der Kieselalpengemeinschaften. Bei den Tieren sind die Makroinvertebraten die empfindlichste Gruppe.

Ein vergleichsweise niedriger Salzgehalt von 1 bis 2 g/l könne, so die Autoren, einen Schwellenwert darstellen, ab dem die Biozönosen bereits signifikant beeinträchtigt werden. Ab 3 g/l sind die Folgen der Aufsatzung für Wirbellose, Algen und Makrophyten gravierend. Das Kieselalgenkompartiment scheint besonders empfindlich für die Mineralisierung des Wassers zu sein und bereits auf geringe Erhöhungen des Salzgehaltes ($\geq 0,1$ g/l) zu reagieren. Mit steigendem Salzgehalt gehen meist Artenreichtum und Abundanz zurück. Zwar wird häufig ein Grenzwert von 1 g/l erwähnt, es darf jedoch nicht übersehen werden, dass unser Verständnis dieser Vorgänge aus Studien an unteren Flussläufen resultiert, wo die Salzeinträge (oft seit langem) bereits vorhanden sind.

3. Salzgehalt (Salinität) der Mosel

a. Statistische Auswertung der Ergebnisse an den Messstationen

Die im Rahmen dieser Arbeit analysierten Daten wurden auf zwei verschiedene Arten gesammelt: für die französischen Stationen wurden sie über das Internetportal SIERM heruntergeladen, für die drei deutschen Stationen wurden sie uns vorformatiert per E-Mail über die IKSMS von Dr. Ehlscheid vom Gewässerschutz, Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz zugesandt.

→ Gesamtansatz: multivariate Analysen

Der multivariate Ansatz zielt darauf ab, die räumliche und zeitliche Kovariation der Hauptionen und anderer hydrochemischer Parameter visuell darzustellen. Angesichts der für alle Messstellen vorhandenen Daten wurden nur 21 Variablen berücksichtigt.

Als statistische Analysemethode (s.u.) wurde eine normierte Hauptkomponentenanalyse (Principal Component Analysis, PCA) gewählt. Die in der Basistabelle fehlenden Daten wurden durch die mehrjährigen Mittel der entsprechenden Monate ersetzt, die mit dem gemessenen Abfluss (falls vorhanden) oder mit dem extrapolierten Wert einer linearen Beziehung zwischen dem Abfluss und dem fehlenden Wert gewichtet wurden. 21 physikalisch-chemische Variablen wurden bei dieser Analyse berücksichtigt.

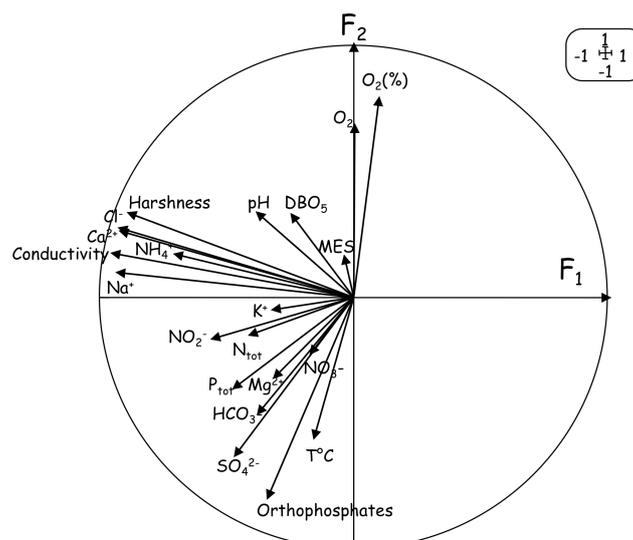


Abbildung 1: Normierte PCA: 1071 Werte aus der Tabelle (monatliche Werte für jede Station) x 21 Variablen. Korrelationskreis der 21 physikalisch-chemischen Ausgangsvariablen mit den beiden ersten Hauptkomponenten: F₁ (29,8% der erklärten Varianz) et F₂ (16,6% der erklärten Varianz).

Mit einer erklärbaren Varianz von 46,4 % zeigt die erste Faktorebene eine sehr ausgeprägte Struktur. Der Korrelationskreis (Abb. 1) stellt dar, wie die 21 analysierten Variablen korrelieren. Die F1-Achse spiegelt anhand von Messungen der Leitfähigkeit, der Natrium-, Calciumionen und der Chloride sehr deutlich die Mineralisierung des Wassers wider. Die F2-Achse wird eher vom Sauerstoffgehalt, von der Temperatur, von Sulfat und Orthophosphat bestimmt. Der 90°-Winkel zwischen den Chloriden und Sulfaten stellt die Unabhängigkeit dieser beiden Parameter dar. Schwebstoffe hängen häufig von den Abflüssen ab und werden auf der Faktorebene nicht gut dargestellt. Dies bedeutet, dass sie relativ unabhängig davon sind, was die Achsen F1 und F2 darstellen.

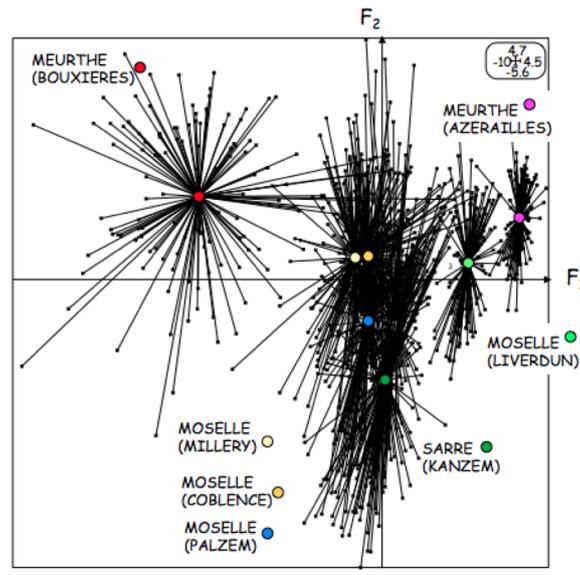


Abbildung 2: Normierte PCA: 1071 Werte aus der Tabelle (monatliche Werte für jede Station) x 21 Variablen. Anordnung der 1071 Werte auf der ersten Faktorebene (F1F2) und Illustration des „Stationen“-Merkmals (5 Modalitäten).

Die Werte sind auf der ersten Faktorebene gleichmäßig, aber strukturiert verteilt (siehe Abb. 2). Die F1-Achse zeigt deutlich die Anordnung der Probestellen entlang des Salzgradienten in drei Clustern, ausgehend von den am stärksten mineralisierten Stellen bis hin zu den am wenigsten mineralisierten Stellen: zunächst die Meurthe in Bouxières, dann die Probestellen Millery, Koblenz und Palzem an der Mosel und Kanzem an der Saar, und schließlich die Probestellen Azerailles/Meurthe und Liverdun/Mosel. Die Stationen Millery und Koblenz überlagern sich nahezu, was ihre große chemische Ähnlichkeit zeigt. In Bezug auf die Salzbelastung sind sie der Messstelle Palzem sehr ähnlich, entfernen sich jedoch auf der F2-Achse von dieser, was hauptsächlich an den unterschiedlichen Sulfat- und Orthophosphatkonzentrationen liegt.

Jede Station liegt im Zentrum der sie kennzeichnenden Messungen (Monate/Jahre). Dementsprechend ist jeder Punkt (Monat/Jahr) einer Messstelle mit dem Mittelpunkt (Baryzentrum) der entsprechenden Messstelle verbunden. Es kann klar festgestellt werden, dass die so gebildeten Sterne umso größer werden, je höher der Salzgehalt der betrachteten Probestelle ist. So ist die Meurthe in Bouxières auf der F1- und F2-Achse weit gedehnt, aber stets auf der linken Seite der Ebene, was bedeutet, dass der Salzgehalt hier nach wie vor am höchsten ist, die Konzentrationen jedoch stark schwanken.

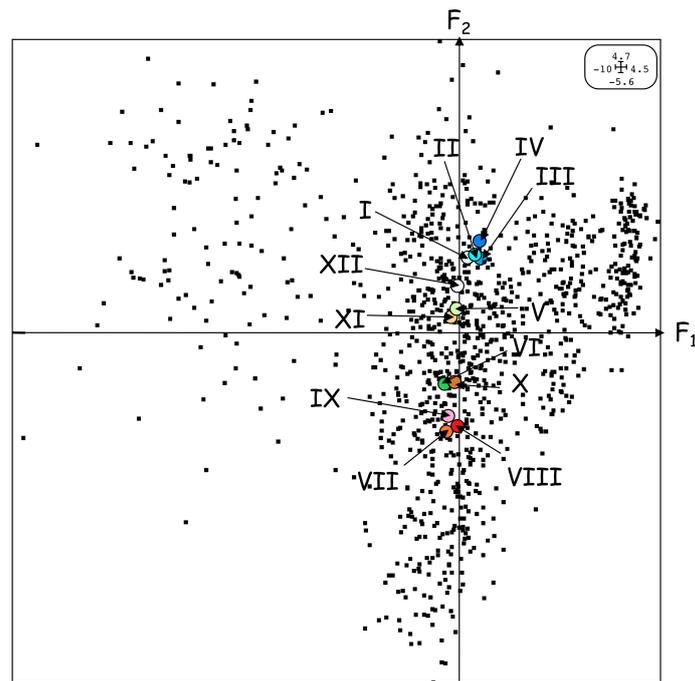


Abbildung 3: Normierte PCA: 1071 Werte aus der Tabelle (monatliche Werte für jede Station) x 21 Variablen. Anordnung der 1071 Werte auf der ersten Faktorebene (F_1 F_2) und Illustration des „Monats“-Merkmals (12 Modalitäten – jede Zahl steht für die Nummer des entsprechenden Monats).

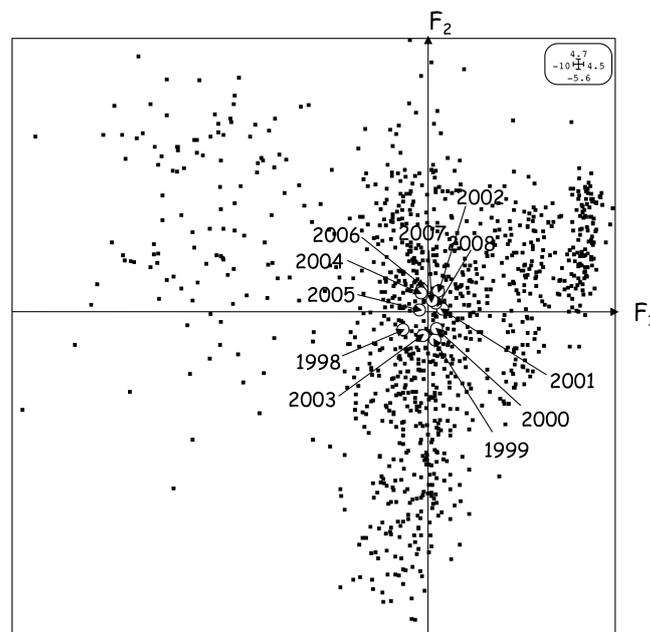


Abbildung 4: Normierte PCA: 1071 Werte aus der Tabelle (monatliche Werte für jede Station) x 21 Variablen. Anordnung der 1071 Werte auf der ersten Faktorebene (F_1 F_2) und Illustration des „Jahres“-Merkmals (10 Modalitäten).

Die Messungen aller Stationen verteilen sich je nach Probenahmemonat deutlich entlang der F2-Achse (Abb. 3). „Heiße“ Monate befinden sich im negativen Bereich der Achse, „kalte“ Monate dagegen im positiven Bereich. Bemerkenswert ist, dass sich die Monate auf einer derart deutlichen vertikalen Achse anordnen. Das bedeutet, dass die auf der F1-Achse dargestellten Parameter (Gesamtsalzgehalt, Chlorid) nicht (oder kaum) vom Wechsel der Jahreszeiten beeinflusst wird.

Darüber hinaus scheinen die interannuellen Schwankungen bei diesen Analysen relativ gering zu sein (Abbildung 4). Die kleineren Positionsschwankungen betreffen sowohl die F2- als auch die F1-Achse, was zeigt, dass die Gesamtsalzgehalt genauso sehr Schwankungen unterliegt wie die anderen hydrochemischen Parameter.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass die umfassende Untersuchung der an den französischen Messstellen gemessenen physikalisch-chemischen Werte eine starke Struktur aufdeckt, die sich an einem Salzgradienten orientiert, welcher im Zusammenhang mit dem Zufluss der Meurthe zu sehen ist, deren Unterlauf bei weitem am stärksten mineralisiert ist. Der Monat der Probenahme hat keinen größeren Einfluss auf diese Mineralisierung (ausgenommen Sulfat), und erste Ergebnisse deuten darauf hin, dass die interannuellen Unterschiede gering sind.

→ Univariater Ansatz

Ziel des univariaten Analyseansatzes ist es, die **räumliche und zeitliche Entwicklung der Hauptkenngößen der Salinität**, insbesondere der Chloride, zu **ermitteln** und die **Konzentrationsspanne** des Salzgehalts und der Hauptionen zu **beschreiben**, um die bibliographischen Informationen besser auswerten zu können.

Folgende **Probestellen** wurden untersucht:

- die Meurthe bei Azerailles und Bouxières,
- die Saar in Kanzem,
- die Mosel in Liverdun, Millery oder Hauconcourt, Palzem und Koblenz.

Unterschiede zwischen den Messstellen

Die Analyse der Unterschiede zwischen den Messstellen basiert auf der Interpretation der jüngsten verfügbaren Daten, nämlich derer aus dem Jahr 2008. Die dargestellten Werte sind über das Jahr hinweg berechnete zwischenmonatliche Durchschnittswerte (Mittelwert von 11 bis 13 Chemieproben je nach Messstelle).

Die am weitesten moselaufwärts (Liverdun) bzw. meurtheaufwärts (Azerailles) gelegenen Probestellen liefern die Bezugswerte, die einem natürlichen Salzgehalt dieser Flussabschnitte nahekommen (Abbildung 5). Der durchschnittliche Chloridgehalt beträgt dort 17,2 bzw. 10,4 mg/l (die mittlere Leitfähigkeit beträgt 383 bzw. 139 $\mu\text{S}/\text{cm}$ – Tabelle I). Zusammen mit Chlorid machen Sulfat, Bikarbonat und Calcium dort den Hauptteil der gelösten Salze aus.

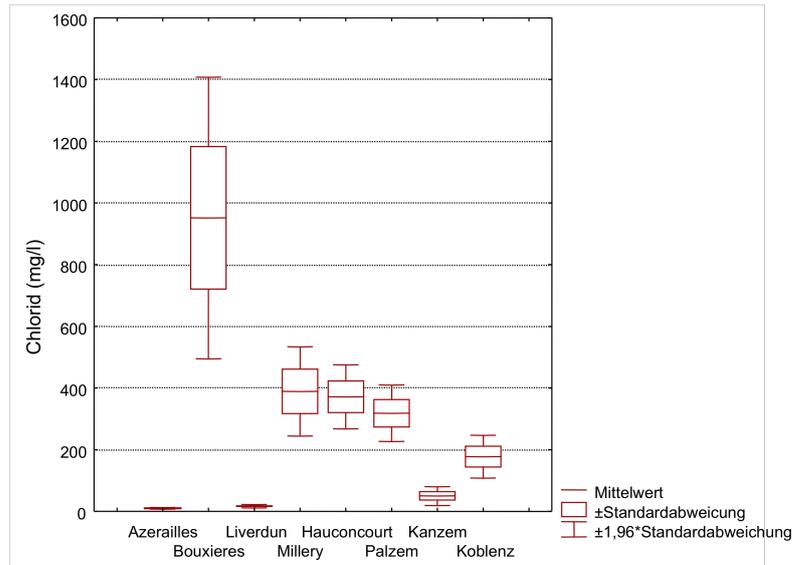
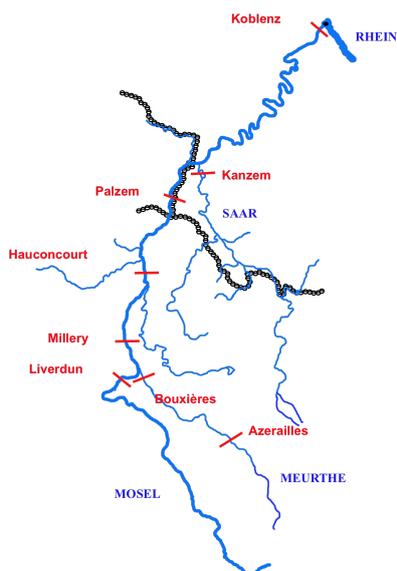


Abbildung 5: Chloridkonzentrationen ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$), gemessen im Jahr 2008 anhand monatlicher Daten an zwei Messstellen der Meurthe (Azéraisles, Bouxières), an fünf Messstellen der Mosel (Hauconcourt, Liverdun, Millery, Palzem, Koblenz) und einer Messstelle der Saar (Kanzem). Die dargestellten Extremwerte sind die eines 95% Konfidenzintervalls.

Am unteren Verlauf der Meurthe (Probestelle Bouxières), unmittelbar oberhalb des Zusammenflusses mit der Mosel, enthält das Flusswasser Soleeinleitungen der Sodawerke; der dort beobachtete Salzgehalt ist 23 mal so hoch wie an der nächsten flussaufwärts gelegenen Probestelle: 2,2 g/l mittlerer Salzgehalt. Die Chloridwerte gehören mit 951,8 mg/l zu den höchsten im Moseleinzugsgebiet gemessenen Werten. Die beiden anderen am häufigsten vertretenen Ionen sind Natrium- und Calciumionen.

Unterhalb des Zusammenflusses mit der Meurthe (Probestelle Millery), verzeichnet die Mosel einen viermal höheren Gesamtsalzgehalt, wobei der Chloridgehalt um den Faktor 22,6 gestiegen ist. Die Chloridkonzentration sinkt bis zur deutschen Grenze in Palzem um 18,2%, bleibt aber mit durchschnittlich 318,5 mg/l immer noch sehr hoch. Dieser Verdünnungseffekt entsteht wahrscheinlich durch den Zufluss der Orne unterhalb von Metz, oder durch andere kleinere Zuflüsse. Im gleichen Streckenabschnitt sinkt die Leitfähigkeit nur um 11,5 % (Abb. 6), da der Rückgang der Chloride zwischen Hauconcourt und Millery mit einem Anstieg der Sulfationenkonzentration um 54 % einhergeht (Abb.7).

Die Saar bei Kanzem weist eine mittlere Leitfähigkeit von 585 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und eine Chloridkonzentration von 50,1 mg/l auf; diese Werte sind 2,4 bzw. 6,4 Mal niedriger als die in der Mosel oberhalb der Saarmündung. Auch hier sind andere Ionen als Chloridionen für die Salinität der Saar mitverantwortlich und erklären die hohe Leitfähigkeit. Mit durchschnittlich 102 mg/l sind die mittleren Sulfatkonzentrationen in der Saar fast so hoch wie die in Palzem/Mosel, die ihrerseits mit 119 mg/l schon hoch sind.

Nach der Saarmündung steigen die mittlere Chloridkonzentration der Mosel auf 177 mg/l und der Gesamtsalzgehalt auf 0,6 g/l an.

Tabelle I: Statistische Werte an den einzelnen Messstellen für die Parameter Chlorid und Leitfähigkeit (2008). N steht für die Anzahl an verwendeten Daten (monatlich erhoben), „Konfidenz“ für die Grenzen eines 95 %-Konfidenzintervalls, das 1. und das 3. Quartil (25 % bzw. 75 %) umschließen den Medianwert (50 %).

Chlorid (mg/l)		An z.	Mittelwert	Standardabweichung	Konfidenz	Konfidenz	Min	Max	1. Quartil	Median	3. Quartil
Fluss	Messstelle				(-95%)	(+95%)					
Meurthe	Azéraisles	11	10.4	1.2	9.6	11.3	8.2	12.4	9.6	10.2	11.7
Meurthe	Bouxières	11	951.8	232.9	795.3	1108.2	540.0	1190.0	763.0	1030.0	1150.0
Mosel	Liverdun	12	17.2	2.8	15.4	19.0	10.9	22.6	16.7	17.0	18.3
Mosel	Millery	11	389.3	73.8	339.7	438.9	294.0	542.0	324.0	368.0	450.0
Mosel	Hauconcourt	11	372.0	53.1	336.3	407.6	278.0	455.0	341.0	370.0	399.0
Mosel	Palzem	13	318.5	46.6	290.4	346.7	251.0	406.0	302.0	314.0	328.0
Saar	Kanzem	13	50.1	15.6	40.6	59.5	22.0	74.0	38.0	50.0	60.0
Mosel	Koblenz	13	177.2	35.4	155.8	198.6	100.0	227.0	169.0	182.0	206.0

Leitfähigkeit (µS/cm)		An z.	Mittelwert	Standardabweichung	Konfidenz (-95%)	Konfidenz (+95%)	Min	Max	1. Quartil	Median	3. Quartil
Fluss	Messstelle										
Meurthe	Azéraisles	11	139	14	130	148	117	163	125	141	149
Meurthe	Bouxières	11	3230	669	2781	3679	1985	3870	2704	3406	3857
Mosel	Liverdun	12	383	66	341	424	258	482	339	390	424
Mosel	Millery	11	1578	249	1411	1745	1193	1962	1376	1490	1830
Mosel	Hauconcourt	11	1589	228	1435	1742	1136	1966	1441	1620	1683
Mosel	Palzem	13	1397	169	1295	1499	1112	1710	1307	1399	1476
Saar	Kanzem	13	585	92	529	640	392	707	533	593	637
Mosel	Koblenz	13	898	144	811	985	557	1090	867	911	988

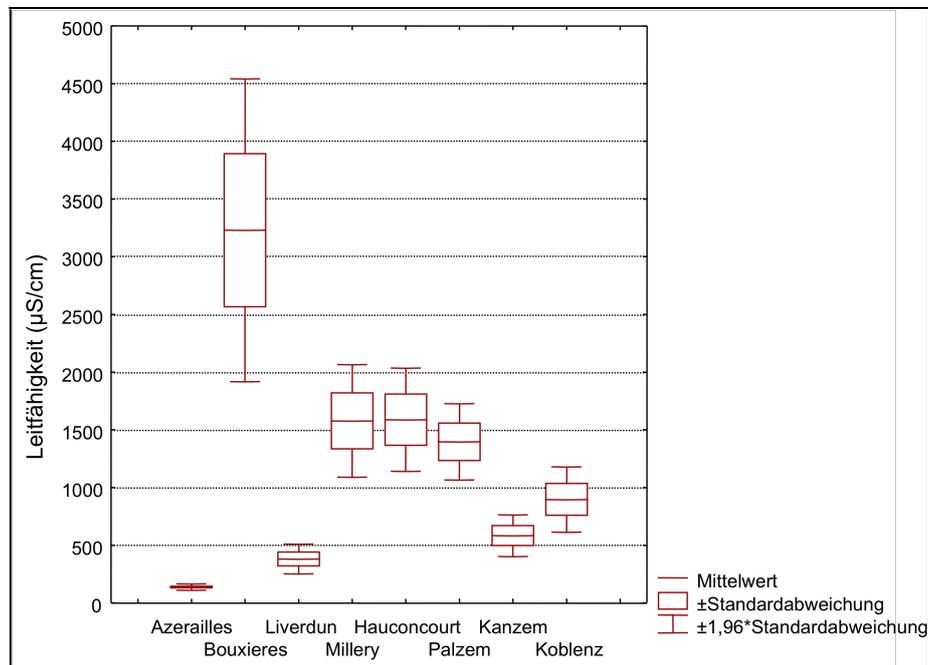


Abbildung 6: Leitfähigkeitswerte ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), gemessen im Jahr 2008 anhand monatlicher Daten an zwei Messstellen der Meurthe (Azéraisles, Bouxières), an fünf Messstellen der Mosel (Hauconcourt, Liverdun, Millery, Palzem, Koblenz) und einer Messstelle der Saar (Kanzem). Die Meurthe mündet unterhalb von Liverdun in die Mosel, die Saar fließt zwischen den Messstellen Palzem und Koblenz in die Mosel. Die dargestellten Extremwerte sind die eines 95 %-Konfidenzintervalls.

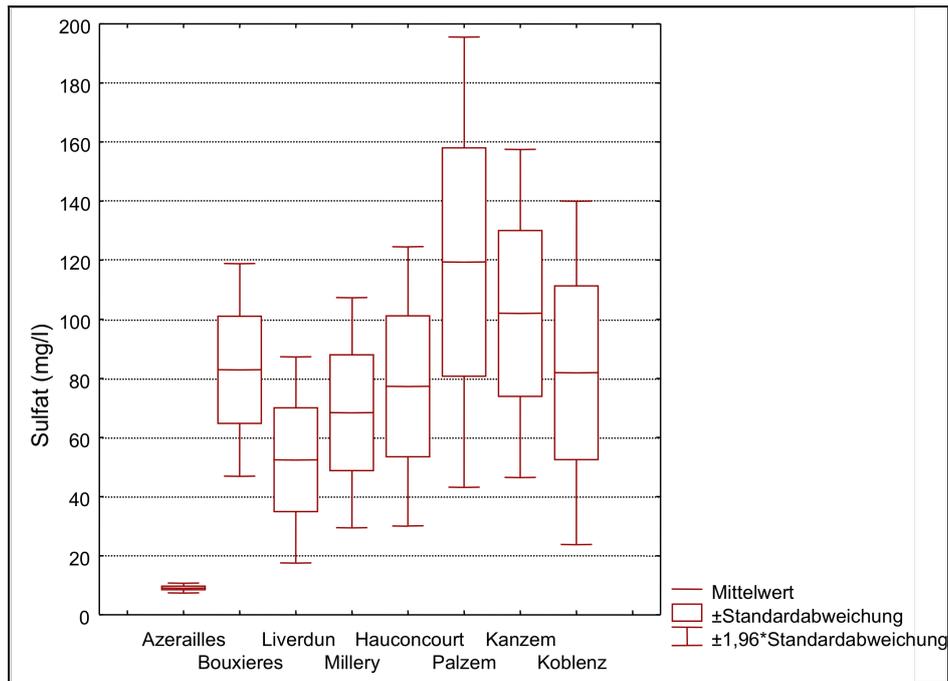
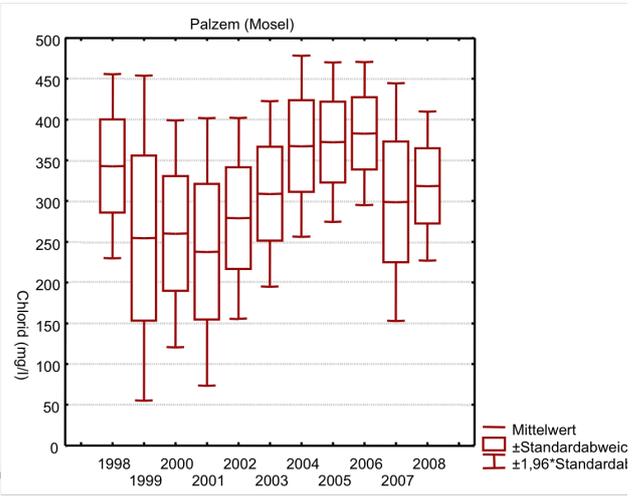
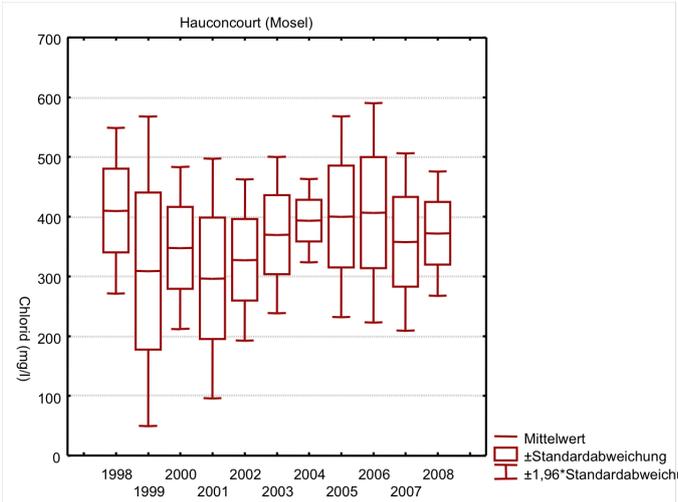
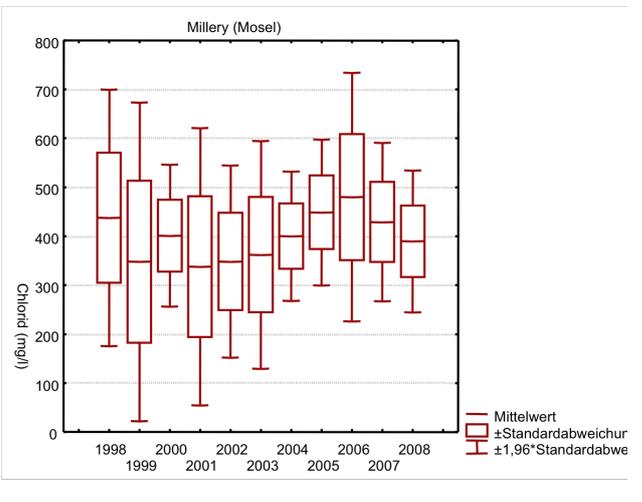
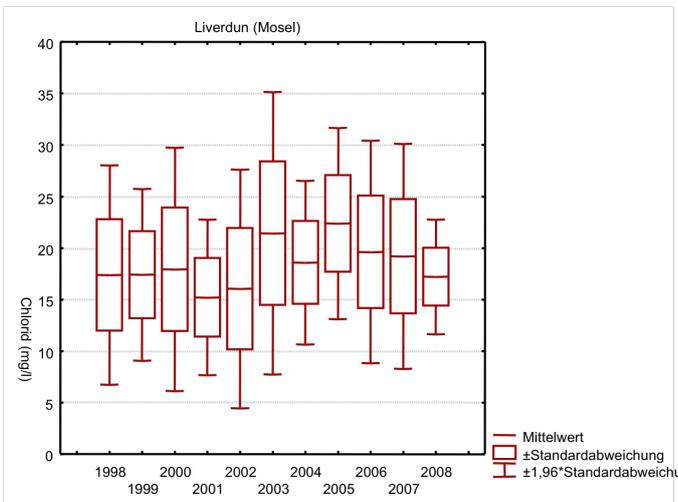
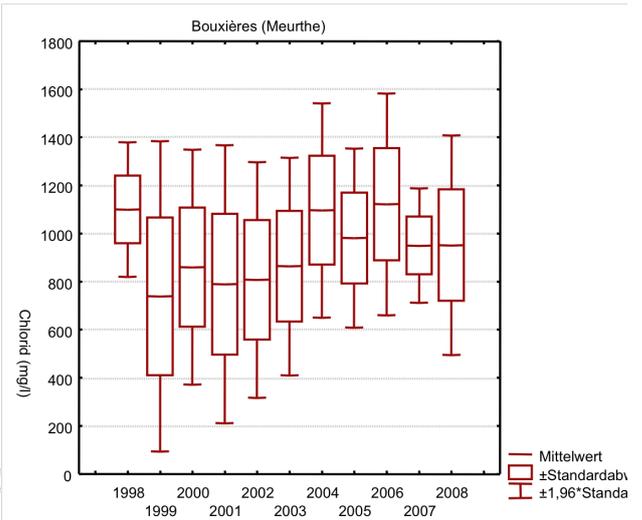
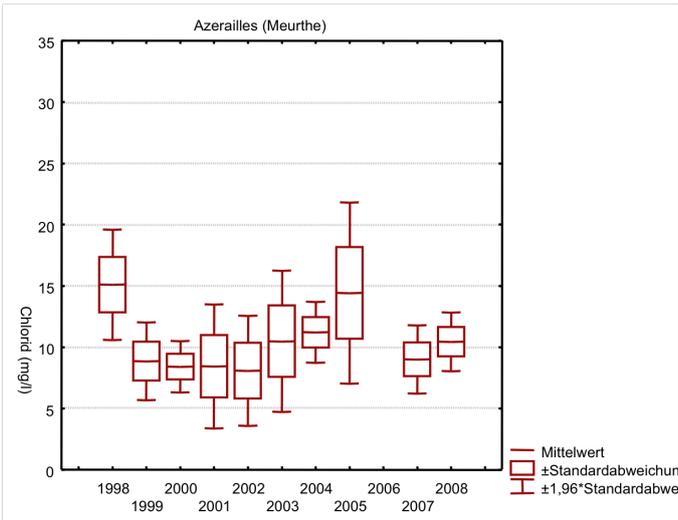


Abbildung 7: Sulfatkonzentrationen ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$), gemessen im Jahr 2008 anhand monatlicher Daten an zwei Messstellen der Meurthe (Azéraisles, Bouxières), an fünf Messstellen der Mosel (Hauconcourt, Liverdun, Millery, Palzem, Koblenz) und einer Messstelle der Saar (Kanzem). Die Meurthe mündet unterhalb von Liverdun in die Mosel, die Saar fließt zwischen den Messstellen Palzem und Koblenz in die Mosel. Die dargestellten Extremwerte sind die eines 95% Konfidenzintervalls.

Unterschiede zwischen den Jahren

Betrachtet man die unterste Messstelle Koblenz, so folgen die Chloridkonzentrationen dort einem interannuellen Schwankungsmuster (Abb. 8), wobei beispielsweise die schwächsten Konzentrationen in den Jahren 2000 und 2001 (weniger als 150 mg/l) und die stärksten Konzentrationen in den Jahren, 2004, 2005 und 2006 (mehr als 200 mg/l) festgestellt wurden. 2008 ist für das betrachtete Jahrzehnt ein durchschnittliches Jahr. Diese Schwankungen folgen recht deutlich der Hydrologie (Abb. 9), mit einem höheren Salzgehalt in trockeneren Jahren und einem niedrigeren Salzgehalt in abflussreicheren Jahren.

Offenbar sind die interannuellen Schwankungen umso ausgeprägter, je weiter die betrachtete Messstelle von der Meurthemündung entfernt ist (Abb. 8). Dieses Phänomen kann daher rühren, dass die Sodawerke ihre Sole in Abhängigkeit vom Abfluss in die Meurthe leiten, sodass unmittelbar unterhalb dieser Einleitungen die Salinität konstanter ist als nach dem Zufluss der Seille, der Orne und insbesondere der Saar.



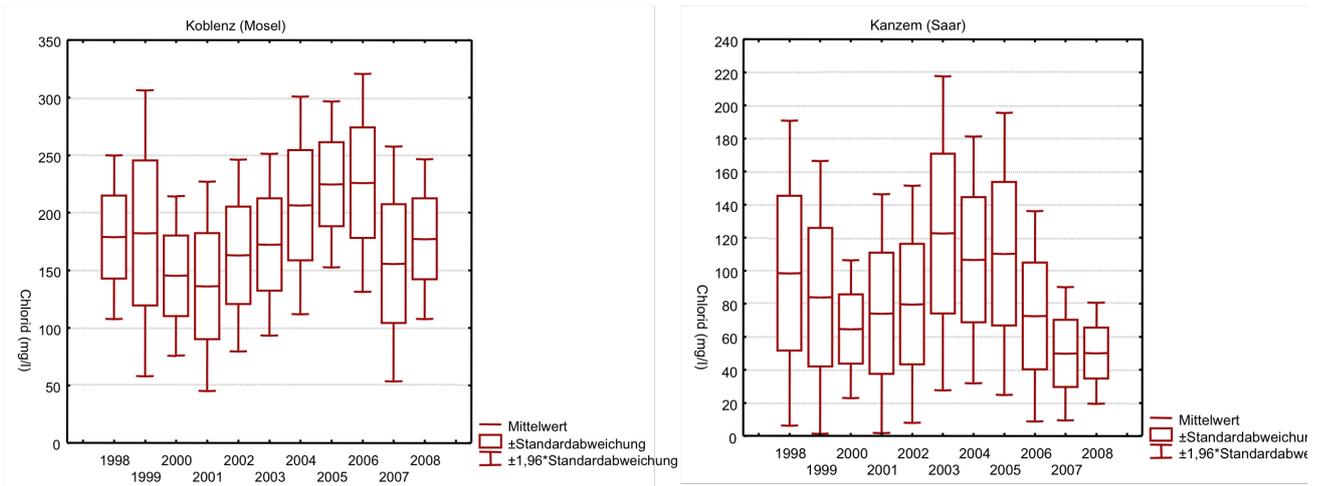


Abbildung 8: Jährliche Entwicklung der Chloridkonzentrationen ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$), von 1998 bis 2008 monatlich gemessen an zwei Messstellen der Meurthe (Azérailles, Bouxières), an fünf Messstellen der Mosel (Hauconcourt, Liverdun, Millery, Palzem, Koblenz) und an einer Messstelle der Saar (Kanzem). Die dargestellten Extremwerte sind die eines 95 %-Konfidenzintervalls.

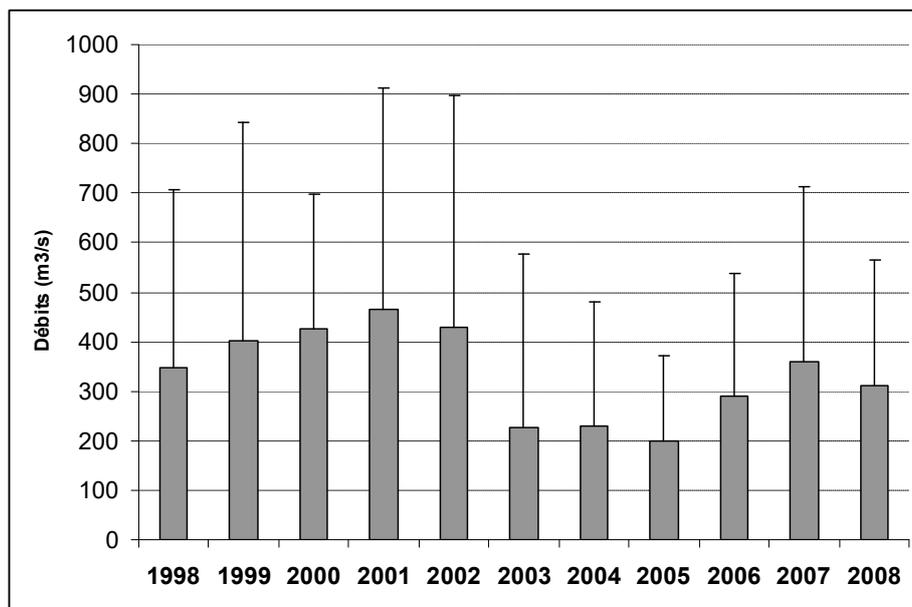


Abbildung 9: Entwicklung des Abflusses über 10 Jahre (Mittelwert + Standardabweichung) in Koblenz.

b. Schätzung der natürlichen Konzentrationen

Zur Ermittlung der natürlichen Salzkonzentrationen muss man wissen, woher die Mineralisierung des Moselwassers stammt und was die wichtigsten Quellen anthropogener Einleitungen sind. Der Begriff „Aufsalzung der Gewässer“ beschreibt den Anstieg des Gehalts an gelösten Salzen in den Oberflächengewässern. Trotz der Vielfalt der an dem Prozess beteiligten Mechanismen ist es möglich, diese in zwei Kategorien einzuteilen: die Aufsalzung natürlichen Ursprungs, auch „primäre Aufsalzung“ genannt, und die Aufsalzung anthropogenen Ursprungs oder „sekundäre Aufsalzung“ (Williams 1987).

→ Allgemeine Aspekte der natürlichen Aufsalzung

Eine der Haupteigenschaften des Wassers ist seine Fähigkeit, zahlreiche chemische Substanzen zu lösen, darunter die Mineralsalze, die ein Hauptbestandteil der natürlichen Gewässer der Erde sind. Im Meerwasser schwankt die Gesamtkonzentration gelöster Salze (Gesamtsalzgehalt) je nach Ort, aber der Anteil der Hauptbestandteile bleibt ungefähr gleich. Dies könnte als Beweis dafür dienen, dass die Ozeane sich über einen geologischen Zeitraum hinweg miteinander vermischt haben, d.h., dass trotz der spezifischen Zirkulationen eines jeden Ozeans ein Wasseraustausch zwischen den Ozeanen stattfindet. Vergleicht man hingegen die kontinentalen Gewässersysteme, so sind die Anteile der verschiedenen Komponenten des Salzgehalts nicht konstant und verändern sich je nach seiner Herkunft. So ist Calcium das in europäischen Oberflächengewässern am häufigsten vorkommende Kation. Es ist hauptsächlich geologischen Ursprungs, insbesondere wenn Carbonat- und Gipsablagerungen vorhanden sind (Meybeck & Helmer, 1989). In den trockenen und semiariden Regionen der Welt jedoch sorgt die Verdunstung für einen Anstieg des Salzgehalts in den Oberflächengewässern, was wiederum zu erhöhten Natrium- und Calciumkonzentrationen führt (Williams, 1987). Dieses Phänomen wird durch die dort herrschenden Temperaturen und eine starke Sonneneinstrahlung verstärkt, die zu einem Anstieg des Grundwasserspiegels und des Mineralsalzgehalts in den Böden führt. Natrium und Calcium können dann die dominanten Kationen werden. Viele Böden kanadischer Wiesen enthalten von Natur aus hohe Konzentrationen an wasserlöslichen Salzen, insbesondere an Natrium-, Calcium- und Magnesiumsulfat. Diese Salze entstehen durch eine chemische Reaktion der Mineralien in den oberen Schichten des Geschiebemergels, der sich unter den Böden der Region befindet (Eilers *et al.*, 1995). Trockene Küstengebiete und Inseln stellen aufgrund der Versickerung von Meerwasser manchmal einen Sonderfall dar, beispielsweise im Mittleren Osten.

Dies zeigt, wie schwierig es ist, die Phänomene der Aufsalzung in verschiedenen biogeographischen Regionen miteinander zu vergleichen, wo die Salinität weder dieselben Ursachen noch dieselbe Zusammensetzung hat.

Der natürliche Salzgehalt wird durch die beiden Hauptfaktoren Geologie und Klima bestimmt. Die von Natur aus im Süßwasser enthaltenen Stoffe Natrium und Chlorid entstehen aus der natürlichen Verwitterung des Gesteins und aus dem Transport von Stoffen aus dem Meer durch die Luft.

→ Allgemeine Aspekte der anthropogenen Aufsalzung

Weltweit stellt die primäre Aufsalzung nur einen kleinen Teil der tatsächlichen Aufsalzung dar. Die „sekundäre Aufsalzung“ hat hauptsächlich drei anthropogene Ursachen. Die landwirtschaftliche Nutzung und insbesondere die Bewässerung in Verbindung mit einem schlechten Entwässerungssystem (Silva & Davies 1997, 1999), werden häufig als Ursache genannt (Williams 1987), da sie die Verdunstung von Wasser in trockenen Regionen fördern und dadurch die Fällung von Salzkristallen auf der Erdoberfläche begünstigen. Die Bewässerung reduziert die Wasserflüsse, ohne die Salzflüsse zu verringern. Der zweite wesentliche anthropogene Faktor ist die steigende Nachfrage nach Grundwasser, die eine Meerwasserintrusion und eine Aufsalzung des Küstengrundwassers nach sich zieht. In Griechenland kann dadurch die Chloridkonzentration im Grundwasser mancher Küstenregionen auf bis zu 8 g.L^{-1}

steigen (Estrela *et al.*, 1996). Eine dritte Kategorie anthropogener Faktoren, die zur Aufsalzung beitragen, umfasst alle Phänomene, die auf weltweiter Ebene nur Randerscheinungen darstellen, auf lokaler Ebene jedoch große Auswirkungen haben können. Hierbei handelt es sich beispielsweise um den Einsatz von Streusalz (Williams *et al.*, 1999). In bestimmten Seen oder Fließgewässern Kanadas kann diese Praxis eine fünfzehnmal höhere Chloridkonzentration verursachen, selbst wenn diese Gewässer mehrere Hundert Meter von den gestreuten Straßen entfernt sind (Löfgen, 2001). Es geht auch um industrielle Salzeinleitungen aus der chemischen oder petrochemischen Industrie, der Gasproduktion und um saures Grubenwasser (Pringle *et al.*, 1981). Wenn diese Stoffe in einmal in die Umwelt gelangt sind, bleiben sie so lange in der Wasserphase, bis ihre Konzentrationen ihr Löslichkeitsprodukt überschreiten. Daraufhin kristallisieren sie und sedimentieren in Form von Mineralsalzen.

→ Die natürliche und anthropogene Aufsalzung durch die Meurthe

Die Meurthe ist der größte Zufluss der Mosel, sie entwässert auf 164 km Länge ein Einzugsgebiet mit einer Fläche von 3085 km², das aus zwei Naturregionen besteht: der lothringischen Vogesenseite am oberen Flusslauf und der lothringischen Hochebene am Unterlauf. Auf ihrem unteren Drittel empfängt die Meurthe ihre drei größten Zuflüsse, zwei rechtsseitige (Vezouze und Sanon), und einen linksseitigen (Mortagne); dessen Einzugsgebiet das Meurthe- vom Moselgebiet abgrenzt.

Schematisch lässt sich das Meurthe-Einzugsgebiet in vier unterschiedliche geologische Zonen aufteilen (**Abbildung 10**). Das erste Drittel entspricht der lothringischen Seite der Vogesen. Da dieser Vogesenhang hauptsächlich aus sandsteinhaltigen, schwer löslichen Gesteinen des Perm und Trias besteht, werden dort kaum Mineralien in den Fluss eingetragen. Eine zweite Zone im Bereich von Azerailles besteht aus Sedimentgesteinen des Muschelkalk, einem gut löslichen Kalkstein. Der dritte Teil, der hinsichtlich der Salzbelastung ausschlaggebend ist, besteht aus Ausbissen von Mergel und Ton, unterbrochen von Dolomitschichten des Keupers und der Lettenkohle. Dieses besondere geologische Gefüge entsteht durch eine intensive Verdunstung von Meerwasser, das in einer Grabensenke abgeschnürt ist, wodurch Evaporite wie der Dolomit (durch Salzkristallisation nach Verdunstung) entstehen. Auf den löslichen Salzschiefern haben sich Gesteine aus Sand oder Schlamm gebildet; das sind die Mergel- und Tonschichten, und diese schützen die genannten Ablagerungen vor der Auflösung. Diese Salzlagerstätten gehören zu den größten der Welt. Es handelt sich um Milliarden von Tonnen; und die Lagerstätten erstrecken sich in einem breiten Band in rund 60 Metern Tiefe von der Region Saaralben bis Nancy. Nach der Stadt Dombasle geht die salzführende oberflächennahe Schicht in Rhaetium-Sandstein und Kalkstein über.

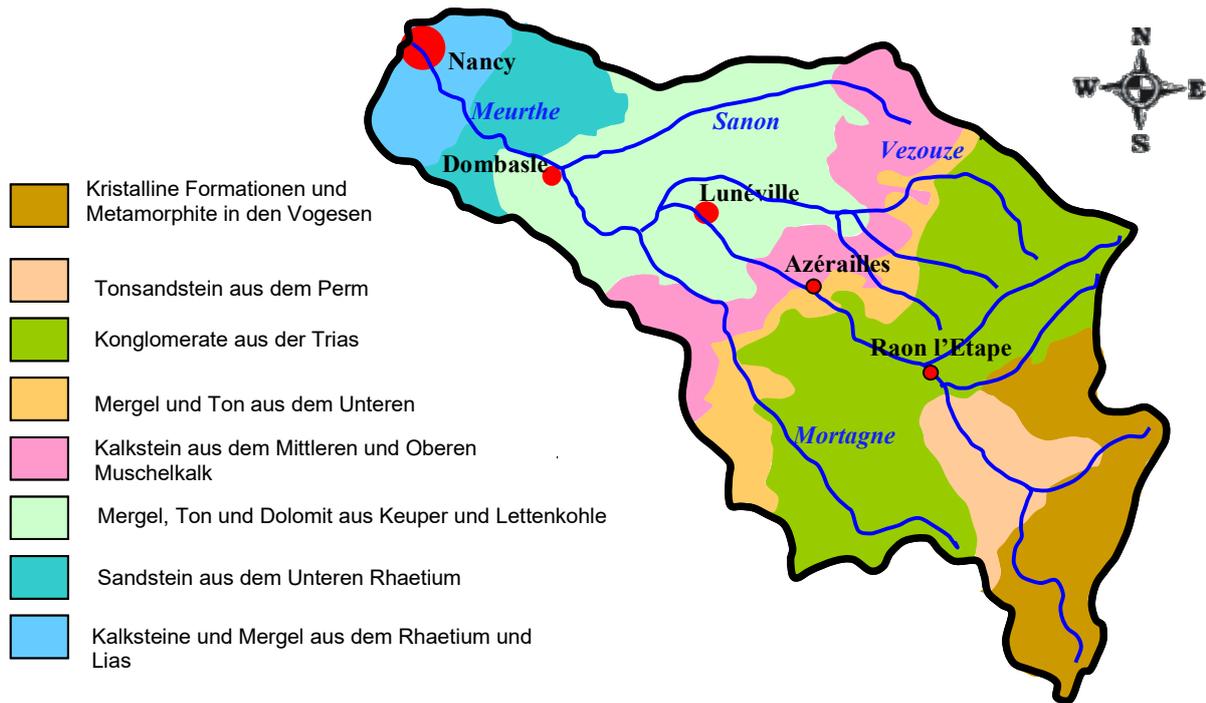
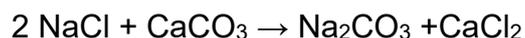


Abbildung 10: Schematische Darstellung der geologischen Verhältnisse im Meurthe-Becken (nach Arts & Sary, 2000)

Ogleich ein nicht unerheblicher Teil des Salzgehalts in der Meurthe natürlichen Ursprungs ist, wird der überwiegende Teil des im unteren Drittel des Flusses gemessenen Salzgehalts durch salzhaltige Einleitungen der lothringischen Salzindustrie verursacht.

Seit dem Aufschwung des Salzhandels und der Zehntabgabe im Mittelalter siedelten sich die Salinen in der Meurthe-Region rund um die großen Salzquellen an. Der Salinenbetrieb beruht damals auf der Gewinnung von Salz aus Quellwasser, vor allem durch Erhitzung. Im XIX. Jahrhundert wurde der traditionelle Salzabbau nach der Entdeckung des Steinsalzes während einer Bohrung in Rosières-aux-Salines durch den Bergbau abgelöst. Damit beginnt das Zeitalter der Ammoniak-Soda-Fabriken, in denen Kochsalz mit Kalk verbunden und dadurch Natriumkarbonat (Sodakristalle) hergestellt wird.



Bei der Herstellung entsteht als Nebenprodukt Calciumchlorid (CaCl_2), das keine wirtschaftliche Verwendung hat und als Abfallsalz bezeichnet wird. Gegenwärtig bilden die lothringischen Sodafabriken von Solvay (Solvay-Konzern) und Novacarb (Rhodia-Konzern, Geschäftszweig von Rhône-Poulenc) die beiden französischen Produktionseinheiten. Beide liegen im Einzugsgebiet der Meurthe oberhalb von Nancy. Die lothringischen Salzvorkommen sind wegen ihrer guten Qualität, ihrer geringen Tiefe (50-200 m) und ihrer umfangreichen Reserven von Interesse. Die Natriumcarbonat-Jahresproduktion von Novacarb wird auf 600.000 t/Jahr und die von

Solvay auf 700.000 t/Jahr geschätzt und versorgt primär die Märkte der Glas- und Reinigungsmittelindustrie.

Die beiden Sodafabriken erzeugen große Mengen an Salzeinleitungen (CaCl_2), ungefähr 1.360.000 t/Jahr, die je nach Abflussgeschwindigkeit des Flusses (siehe Abb. 11) teilweise in die Meurthe eingeleitet werden. Der Präfektoralerlass vom 27.11.95 und das internationale Bonner Abkommen (1976) schreiben den Sodafabriken eine maximale Einleitung von $31 \text{ Kg}\cdot\text{s}^{-1}$ (Kg pro Sekunde) im mehrjährigen Mittel und eine hinzugefügte Konzentration von maximal $400 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (gemessen in der Mosel bei Hauconcourt) vor. Bei Niedrigwasser verursachen die natürliche Salzbelastung und Einleitungen durch Dritte eine Konzentration von $400 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ in der Mosel, was die Sodafabriken dazu zwingt, ihre Einleitungen zu stoppen und diese in ihren Absetz- und Ausgleichsbecken zu speichern.

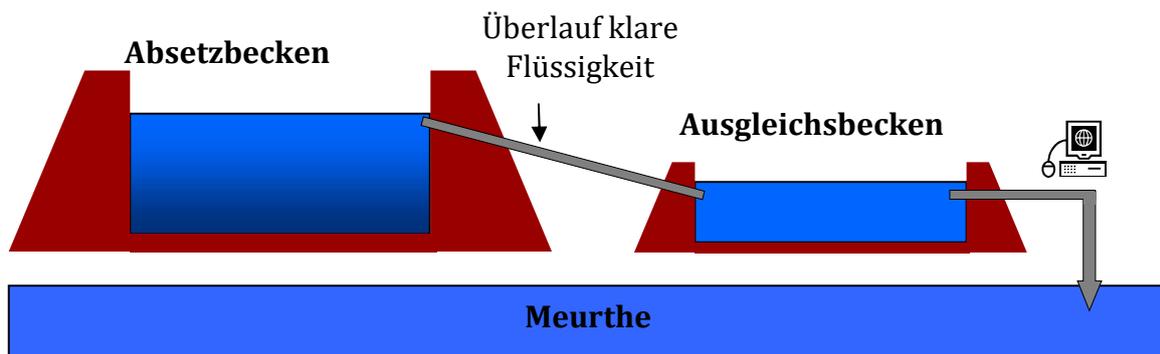


Abbildung 11: Schema der Regulation salzhaltiger Einleitungen durch die Sodafabriken.

Durch die Einrichtung von Ausgleichsbecken, mit denen die Einleitungen der Sodawerke in die Meurthe reguliert werden, konnte die Situation spürbar verbessert werden: die in 90 % der Zeit beobachteten Konzentrationen wurden unterhalb von Metz praktisch um den Faktor 4 und die in Koblenz um den Faktor 3 verringert (IKSMS, 2005 – Abb. 12). Seither bewegen sich die Chloridkonzentrationen in der Mosel zwischen der Meurthe- und der Saarmündung in einer Größenordnung von 400 mg/l und zwischen der Saarmündung und Koblenz in einer Größenordnung von 200 mg/l (IKSMS, 2005).

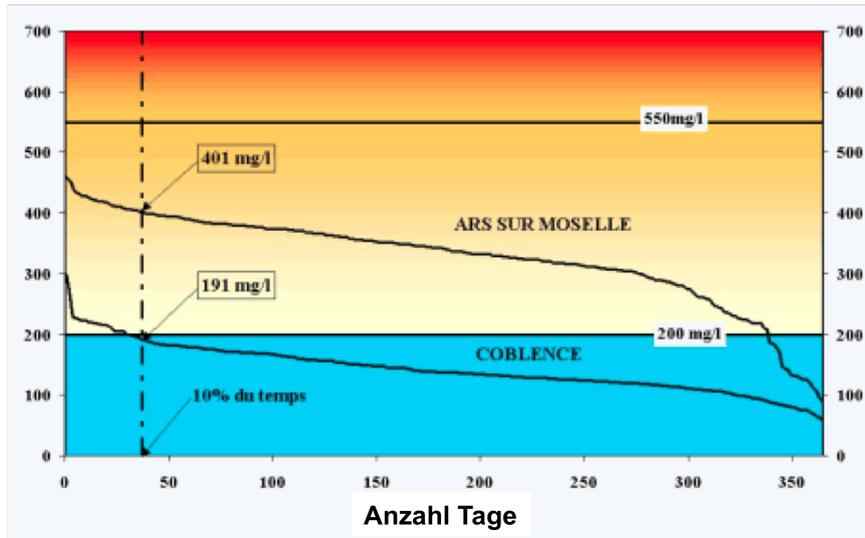


Abbildung 12: Chloridkonzentrationen an zwei Moselmessstellen im Jahr 2000 (mg/l).
Quelle : AERM (Online-Dokument: http://www.eau2015-rhin-meuse.fr/fr/etat/district-rhin/page_03_02_07_04_a.php)

→ Natürlicher Salzgehalt der Mosel (Salinität)

Die Moselzuflüsse, die die Salzsichten des Unteren Keuper entwässern, wo natürliche Lösephänomene auftreten, würden im jährlichen Mittel 4 kg/s Salz eintragen. Es wird angenommen, dass der Rest mit 31 kg/s aus den Sodawerken und mit 3-5 kg/s aus diversen anderen anthropogenen Einträgen stammt (verschiedene Industrien, Grubenwasser, Streusalz, Salz kommunalen Ursprungs). An der deutsch-französischen Grenze in Palzem liegt der gemessene Gesamtsalzgehalt der Mosel bei 41 kg/s und erreicht in Koblenz mit den Einträgen aus der Saar 47 kg/s (AERM, 2005). Die Salinität der Mosel trägt signifikant zu der des Rheins bei (AERM, 2005).

Größenordnungsmäßig werden schließlich etwa 90 % des in der Mosel festgestellten Salzgehaltes als anthropogen angesehen und ca. 10 % als natürlich (IKSMS, 2005).

4. Physiologische Auswirkungen des Salzgehalts auf Flora und Fauna

Egal ob natürlichen oder anthropogenen Ursprungs, bewirkt die Aufsatzung eine Erhöhung des osmotischen Drucks (was die Wasseraufnahme der Pflanzen erschwert) sowie eine hohe Konzentration bestimmter, für die meisten Lebewesen toxischer Ionen (z.B. Cl^- , Na^+ , usw.).

Bayly (1969) legt nahe, dass das Verhältnis $(\text{Na}^+ + \text{K}^+)/(\text{Mg}^{2+} + \text{Ca}^{2+})$ zur Bestimmung der Toxizität eines Gewässers von Bedeutung ist, da monovalente Ionen toxischer sind als bivalente. Für diesen Autor wird die obere Toleranzgrenze von *Boeckella triarticulata* (einem Ruderfußkrebs) durch die Chloridkonzentrationen in der Hämolymphe bestimmt, und durch eine Veränderung dieser Konzentrationen durch ein Bikarbonatsystem lässt sich diese Grenze nach oben verschieben.

Zahlreiche Taxa besitzen allerdings morphologische, physiologische oder lebensgeschichtliche Eigenschaften, die ihnen eine gewisse Toleranz-, Akklimatisations- oder Vermeidungsfähigkeit verleihen. Diese Eigenschaften verleihen den Süßwasser-Lebensgemeinschaften einen Resistenzgrad, zumal zahlreiche Lebewesen in der Lage sind, Salz zu tolerieren, sofern sich der Salzgehalt langsam erhöht (James *et al.*, 1993).

In der Physiologie besteht ein wichtiger Unterschied zwischen Akklimatisation und Adaptation. Die osmotische Akklimatisation entspricht der unmittelbaren Reaktion eines Lebewesens auf ionischen und osmotischen Stress. Diese Reaktion impliziert die Wiederherstellung der zellulären Homöostase durch Osmolytproduktions- und -transportprozesse. Die osmotische Anpassung entspricht einer Entwicklung durch Unterschiede zwischen den Generationen, im Sinne einer Auswahl der leistungsstärksten, für die Fortpflanzung geeignetsten Individuen. Osmotische Adaptation manifestiert sich also genetisch

→ Zellwirkung

Der durch das Salz ausgelöste Stress stört die Zellhomöostase von Algen und auch von höheren Pflanzen beträchtlich. Die Unterschiede zwischen der intra- und extrazellulären Konzentration anorganischer Ionen (hauptsächlich Na^+ und Cl^-), führen zu einem Wasseraustritt und einem verringerten Zellvolumen (Krell, 2006).

Salz kann schwerwiegende Auswirkungen auf zahlreiche Stoffwechselwege, auf die Photosynthese (Allakhverdiev *et al.*, 2002), auf die Membranlipidbiosynthese (Sakamoto & Murata 2002 ; Singh *et al.*, 2002), sowie auf den Proteinumsatz und die Proteinfaltung (Madern *et al.*, 2000; Thomsen *et al.*, 2002) haben. Einige dieser Auswirkungen entstehen durch die Freisetzung reaktiver Sauerstoffarten (Mittler, 2002).

Bei osmotischem Stress können Kieselalgen und Mikroalgen ganz allgemein Adaptationen zeigen, sei es auf molekularer oder auf zellulärer Ebene. Auch eine Akklimatisation ist möglich. Bei *Fragilariopsis cylindrus* ist die Inhibition der photosynthetischen Wirksamkeit bei 34-70 PSU unmittelbar und führt zu einem mehrtägigen Wachstumsstopp (Krell *et al.*, 2007). Wird die Exposition beendet, lässt sich eine langsame Wiedererlangung der photosynthetischen Wirksamkeit beobachten, ohne dass allerdings die ursprünglichen Werte wieder erreicht werden.

Eine Veränderung (Verringerung oder Erhöhung) des Salzgehalts des Umgebungsmediums beeinflusst die intrazelluläre Homöostase auf dreierlei Weise (Kirst, 1990; Erdmann & Hagemann, 2001):

- Gelangt durch die semipermeable Zellmembran Wasser in eine Zelle, so verändert der dadurch hervorgerufene osmotische Stress das Wasserpotenzial der Zelle. Hyperosmotische Bedingungen verursachen eine Retraktion des Plasmalemmas (Bisson & Kirst, 1995), während unter hypoosmotischen Bedingungen Wasser in die Zelle eindringt und zu einer Erhöhung des Turgordruckes führt. Diese Druckerhöhung wird von Algenzellen mit fester Zellwand besser verkraftet.
- Ionischer Stress kann durch den passiven Verlust und das Eindringen anorganischer Ionen (hauptsächlich Na^+ , Ca^{2+} , K^+ et Cl^-) entstehen. Durch diese Veränderungen wird die Hydratationssphäre um Proteine und andere Makromoleküle herum gestört und ihre Funktionsfähigkeit beeinträchtigt (Xiong & Zhu, 2002). Für die Zelle ist diese Art von Stress schädlicher als der osmotische

Stress allein.

- Die selektive Ionendurchlässigkeit der Membran kann zu Veränderungen der intrazellulären Ionenzusammensetzung führen. So haben beispielsweise Vrieling *et al.* (2007) die Rolle des Salzgehalts bei der Entstehung des Kieselalgensiliziums untersucht. Es wurden Veränderungen der Nanostruktur der Kieselsäure zweier bei unterschiedlichem Salzgehalt (33 et 20 psu) gezüchteter Meereskieselalgenarten, *Thalassiosira punctigera* und *Thalassiosira weissflogii*, festgestellt. Die Wachstumsrate dieser beiden Diatomeenarten war jedoch bei den getesteten Salzgehalten gleich, d.h. die beobachteten Wirkungen bezüglich der Verkieselung der Frusteln können nicht einer unterschiedlichen Wachstumsrate zugeschrieben werden, sondern sehr wohl unterschiedlichen Salzkonzentrationen. Vrieling *et al.* (2007) stellen die Hypothese auf, dass die Assimilation und der gleichzeitige Transport von Kieselsäure ins Speichervesikel (z.B. durch Pinozytose = unspezifischer Transport) eine schnelle Siliziumpolymerisation begünstigen. Es ist bekannt, dass der Siliziumtransport bei Meereskieselalgen natriumabhängig ist (Azam *et al.*, 1974; Bhattacharyya & Volcani, 1980) und bei Süßwasserarten natrium- und kaliumabhängig sein kann (Sullivan, 1976). Ganz allgemein ist Natrium bei Diatomeen von großer Bedeutung, da es beim Nitrattransport (Rees *et al.*, 1980), bei der Osmoregulation (Dickson & Kirst, 1987) und bei der Photosynthese (Zhao & Brand, 1988) eine Rolle spielt. Fehlt Natrium, so kann dies die Zellteilung stoppen und bei der Meereskieselalge *Phaedactylum tricornutum* zu einer Erhöhung des Zellvolumens führen (Larson & Rees 1994, 1996).

Pflanzen und Algen neutralisieren die negativen Auswirkungen von osmotischem und ionischem Stress auf die Zellhomöostase entweder dadurch, dass sie Salze über Ionentransporter (z.B. ATPasen) hinausbefördern, oder durch Akkumulation osmoschützender Verbindungen, die man Osmolyte nennt. Osmolyte sind stark lösliche organische Moleküle mit geringer Molekülmasse, die drei verschiedenen Klassen angehören: quaternäre Ammoniumverbindungen, Aminosäuren, Polyole und Disaccharide. Die Aminosäure Prolin ist der bei osmotischem Stress von Algen am häufigsten akkumulierte Osmolyt (Kirst, 1990; Erdmann & Hagemann, 2001).

→ **Auswirkung auf Wachstum, Fortpflanzung und Überleben von Makrophyten**

Bei Salzstress zeigen salztolerante Makrophytenarten verschiedene morphologische Reaktionen (Salzausscheidung über die Wurzeln oder über die Salzdrüsen der Blätter) und/oder physiologische Reaktionen (Osmoregulation, Salzspeicherung in Vakuolen, Synthese von „Stressproteinen“).

Bonis *et al.* (1993) haben im Experiment die Auswirkung des Salzgehaltes auf die Fortpflanzung der Makrophyten der Küstentümpel der Camargue (Frankreich) getestet. Bei allen Arten ist die Fortpflanzung im Frühjahr höher als im Herbst und korreliert stark mit der Biomasse. Die Autoren beobachten, dass die Fortpflanzung entlang des Salzgradienten die Halophilie von Arten wie *Ruppia maritima* und *Chara canescens* und die Intoleranz von *Callitriche truncata* et *Chara contraria* verstärkt. Große Unterschiede sind beim Gesamtgewicht der Brutknospen je nach Art zu verzeichnen, und quantitative Veränderungen in der Artenzusammensetzung der vorhandenen Diasporenbanken können die Struktur der Gemeinschaften schädigen.

James *et al.* (2003) zeigen, dass in australischen salzhaltigen Gewässern Veränderungen im Wachstumsprofil der Makrophyten beobachtet werden, das bei

hohem Salzgehalt früher stattfindet. Sowohl die geschlechtliche als auch die ungeschlechtliche Fortpflanzung von *Myriophyllum crispatum* wurde bei einem Salzgehalt von über 1000 mg/l blockiert, selbst wenn 52 % der Pflanzen nach 72-tägigem Wachstum in Wasser mit 7000 mg Salz/l überlebt haben.

In solchem Milieu haben James & Hart (2003) außerdem die subletale Wirkung des Salzgehaltes auf 4 Süßwasser-Makrophytenarten untersucht, die in den Feuchtgebieten Nordost-Victorias inventarisiert wurden (*Myriophyllum crispatum*, *Eleocharis acuta*, *Potamogeton tricarinatus* und *Triglochin procera*). Diese in der gleichen Umgebung entnommenen Arten zeigen eine hohe Spannweite der Salzsensibilität. Allerdings wird bei diesen vier Arten eine fortschreitende Verringerung der Wachstumsrate und der Pflanzengröße beobachtet, wenn der Salzgehalt 1000 mg/l überschreitet.

Auch in vitro wurde die Bedeutung der Auswirkungen des Salzgehaltes auf das Wachstum von *Groenlandia densa* (Potamogetonaceae) unter verschiedenen hydrologischen Bedingungen getestet (Demirezen-Yilman & Uruc-Parlak, im Druck). Als Reaktion auf Salzstress lässt sich ein sehr hoher Rückgang der Biomasseproduktion verzeichnen, und die Kombination aus Salzgehalt und Wassermangel wirkt sich signifikant auf die Wurzel- und Rhizombiomasse aus. Mit steigendem Salzgehalt tritt außerdem Chlorose auf, und die Blätter verfärben sich bräunlich. Dies kann mit den negativen Auswirkungen des Salzgehaltes auf die Nährstoffassimilation zusammenhängen.

Arbeiten über die Auswirkungen des Salzgehalts auf Fließgewässerarten sind nicht so zahlreich. Allerdings werden darin Aspekte der Biomassereduzierung und der Auswirkungen auf die Pflanzenmorphologie angesprochen.

Diese Makrophyten sind im Allgemeinen intolerant gegenüber einer Erhöhung des Salzgehalts. Nach Brock (1981) und Nielsen *et al.* (2003) läge der höchste noch tolerierte Salzgehalt bei 4000 g Salz pro Liter, wobei ein Großteil der Makrophyten für Salzgehalte von 1000-2000 mg/l empfindlich ist und negative Auswirkungen ab 1000 mg/l auftreten. Nobel & Kohler (1978, nach Zimmermann-Timm, 2007) vermerken, dass sich insbesondere Magnesium- und Kaliumchlorid auf höhere Pflanzen toxisch auswirken.

Für die noch empfindlichere *Elodea canadensis* wurde eine Verringerung der Photosynthese bei einer Salzkonzentration von nur 100 mg/l *nachgewiesen* (Zimmermann-Timm, 2007), ebenso wie der Niedergang von *Ranunculus fluitans*. Trotz einer starken Auswirkung auf die Morphologie der Wasserpest verhindert das Salz deren Wachstum nicht. ***Elodea canadensis scheint salzempfindlicher zu sein als E. nuttallii, deren hohe Plastizität ihr offenbar eine leichtere Anpassung an den erhöhten Salzgehalt im Wasser ermöglicht als Elodea canadensis.***

Touvenot (2009) hat auch In-Situ-Versuche in der Seille (Lothringen) durchgeführt, einem Fließgewässer, das einem natürlichen Salzeinfluss unterliegt. Dort wurden die beiden Wasserpestarten in ein Versuchssystem verpflanzt, und es wäre erforderlich, diese Versuche zu wiederholen, um daraus eindeutige Hinweise in Bezug auf den Salzfaktor abzuleiten (stark mineralisiertes und eutrophes Milieu). *Das Verbreitungsgebiet von Elodea nuttallii weitet sich derzeit in dieser Region wie auch in anderen Regionen Frankreichs aus* (Thiébaud *et al.*, 2008), und aufgrund ihrer Adaptationsfähigkeit an den Faktor Salz wäre es dieser Art zweifellos möglich, noch nicht betroffene Gewässer zu besiedeln. Beide Arten werden bereits in der Meurthe

und in der Mosel nach dem Zufluss der Meurthe beobachtet, ganz zu schweigen von den stehenden Bereichen der ehemaligen Kiesgruben, wo sie sich zurzeit am gesamten Mosellauf ansiedeln (pers. Mitt.).

In Bezug auf Helophyten hat Paradis (2008) kürzlich in Québec beobachtet, dass sich deren ober- und unterirdische Biomasse durch den Eintrag von Streusalz anteilmäßig verringert. Diese Verringerung der Biomasse war bei Rohrkolben (*Typha spp*) ausgeprägter als bei Schilfrohr (*Phragmites australis*), einer in diese Region eingeführten Art.

→ Auswirkung auf Tiere

Im Körperinneren von Süßwassertieren ist die Salzkonzentration höher als im Umgebungsmilieu, und zur Aufrechterhaltung dieses Konzentrationsunterschiedes wenden die Tiere kontinuierlich Energie auf (Potts, 1954). Außerdem handelt es sich bei den Ionen, die die Salinität ausmachen (nämlich Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- , CO_3^{2-} , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} und K^+) ausschließlich um lebenswichtige Ionen, und ein Mangel an diesen Elementen ruft beim Individuum Stress hervor. In der Hämolymphe oder im Blut ist Cl^- das Hauptanion und Na^+ das Hauptkation.

Da die Körperflüssigkeit gegenüber dem Umgebungsmilieu hypertonisch ist, haben die Lebewesen ständig mit dem Problem zu kämpfen, dass Ionen die Tendenz haben, die Körperflüssigkeit zu verlassen, während Wasser eindringen will. So trinken Süßwasserfische so gut wie kein Wasser, um eine „Verdünnung“ ihrer Körperflüssigkeit zu vermeiden (Hwang & Lee, 2007).

Relativ undurchlässigen Lebewesen gelingt es, die lebenswichtigen Ionen über die Nahrung aufzunehmen. Bei den anderen Lebewesen gibt es zwei Lösungen zur Aufrechterhaltung der hohen Ionenkonzentrationen in der Körperflüssigkeit: die Ausscheidung von Wasser mit einem Minimum an Ionenverlusten oder die aktive Aufnahme der verlorenen Ionenarten aus dem Umgebungswasser.

Das überschüssige Wasser, das durch osmotischen Druck in einen Süßwasserorganismus eindringt, wird durch die Produktion eines verdünnten Urins ausgeschieden. Die aktive Ionenabsorption erfolgt im Allgemeinen über Strukturen, die sich an der Körperoberfläche befinden, oft nahe bei oder auf den Kiemen. Dabei stellen die Chloridzellen zweifellos die wichtigsten Absorptionsstrukturen dar. Sie sind an der Beförderung von Ionen von oder nach außen beteiligt. Sie sind in der Lage, Ionen (Chlorid, Natrium und Calcium) gegen einen Konzentrationsgradienten aufzunehmen, allerdings unter hohem Energieaufwand (Hwang & Lee, 2007); daher auch die hohe Anzahl von Mitochondrien. Bei Fischen, wo sie sich ausnahmslos auf den Kiemen befinden, wurden diese Zellen eingehend untersucht.

Auch viele Wirbellose besitzen solche Zellen, entweder verstreut auf dem Integument oder auf bestimmte Bereiche konzentriert, wo sie eine homogene Deckschicht bilden. Nur wenige Untersuchungen haben sich mit einer Veränderung der Bedeutung der Chloridzellen in Abhängigkeit vom Salzgehalt des Umgebungsmediums befasst. Das Verhältnis zwischen der von Chloridzellen bedeckten Fläche und der Körperoberfläche könnte jedoch einen Stress im Zusammenhang mit der Osmoregulation eines Lebewesens anzeigen (Kefford *et al.*, 2011).

Bei mehreren Makroinvertebratenarten wachsen die Individuen stärker, wenn der Salzgehalt von schwach (50 à 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$) auf mäßig (500 à 5000 $\mu\text{S}/\text{cm}$) ansteigt

(Kefford & Nugegoda, 2005, Hassell *et al.*, 2006, Kefford *et al.*, 2006a, 2007b). Steigt der Salzgehalt noch weiter an, geht das Wachstum zurück, und der Stress des Individuums kann zum Tod führen. Auch wenn der zugrunde liegende Mechanismus weitgehend unbekannt ist (vgl. Boeuf & Payan, 2001, Kefford & Nugegoda, 2005), so sollte der mit Osmoregulation verbundene Stress bei geringen Salzkonzentrationen (aufgrund einer hyperosmotischen Regulation) oder aber bei hohen Salzkonzentrationen (aufgrund einer hypoosmotischen Regulation) vergleichsweise stark sein.

→ Ontogenetische Auswirkung

Der Salzgehalt beeinflusst potenziell die Entwicklung der Lebewesen. Piscart (2004) hat Maße für Entwicklungsinstabilitäten untersucht, die herrühren von einer Störung der ontogenetischen Prozesse zwischen Invertebratenpopulationen, die einem Salzgradienten ausgesetzt waren. Theoretisch können diese Entwicklungsfehler vorteilhaft als Indikator eines Umweltstresses verwendet werden.

Im Einzelnen wurden an drei Probestellen entlang des Salzgradienten der Meurthe Asymmetrien bei der Schenkellänge der Larven von *Calopteryx splendens* (Insekt Odonata) und bei der Oberschenkel- und Schienlänge sowie bei der Pygopodialklauenbreite der Köcherfliegenlarven *Hydropsyche exocellata* und *H. contubernalis* (Insekt Trichoptera) untersucht. Für keines der getesteten Maße konnte eine Gesetzmäßigkeit der FA-Maße (*fluctuating asymmetry*) entlang des Salzgradienten aufgezeigt werden, und bei der Gegenüberstellung der Dichteänderungen mit den Entwicklungsinstabilitäten zeigte sich ebenfalls keine Gesetzmäßigkeit. Die Entwicklungsinstabilitätsmaße dieser natürlichen Insektenpopulationen wären schlechte Indikatoren für Salzstress.

Bei hohen Salzkonzentrationen werden bei Kieselalgen teratologische Formen gefunden, d.h. Formen, die im Vergleich zur Standardform der Art anormal sind. Bei Kieselalgen sind diese Anomalien auf eine verzernte Ornamentik und einen Symmetrieverlust der Frustel zurückzuführen. Diese Anomalien würden durch Stress zum Zeitpunkt der Schalenbildung ausgelöst. Für viele Autoren können teratologische Formen und Verkleinerungen der Kieselalgenzelle mit Problemen während der Kieselsäureassimilation zusammenhängen. Das Auftreten anormaler Formen kann wahrscheinlich nicht als Hinweis auf eine Salzbelastung herangezogen werden, da Fehlbildungen durch äußerst vielfältige natürliche Faktoren, beispielsweise Nährstoffbegrenzung, oder anthropogene Faktoren hervorgerufen werden können.

Es wurden auch Laborversuche durchgeführt, um die Auswirkung von Salzgradienten auf die Morphologie der beiden Süßwassermakrophytenarten *Elodea canadensis* und *Elodea nuttallii* zu beurteilen (Touvenot, 2009); beide Arten wurden nach Frankreich eingeführt, aber *E. nuttallii* weitet derzeit – im Gegensatz zu *Elodea canadensis* - ihr Verbreitungsgebiet beträchtlich aus. Nach einmonatigem Wachstum in salzhaltigem Milieu hat sich bei beiden Wasserpestarten die Internodienlänge ebenso wie die Blattfläche und –breite verringert. Dies ist mit einer Salzempfindlichkeit in Verbindung zu bringen; das Salz hemmt Wachstum und Photosyntheseaktivität und reichert sich in den Blättern an, und die Ionentoxizität führt zu einer vorzeitigen Blattnekrose (Salter *et al.*, 2007). Es werden auch Adaptationsreaktionen beobachtet:

- eine Stressvermeidungsstrategie mit einer Verringerung der Internodienlänge, wodurch sich der Mineralstofftransport zum Vegetationskegel verringert und damit das Wachstum verlangsamt;
- die Verkleinerung der Blattfläche und -breite, was die Verdunstung begrenzt und den Turgor aufrechterhält und zusätzlich eine osmotische Anpassung ermöglicht.

Außerdem wird bei einer Salzkonzentration von 500 bzw. 1000 ml das Wachstum des Vegetationskegels von *E. canadensis* und *E. nuttallii* gehemmt.

5. Auswirkung auf Biokomponenten

Mehrere Studien liefern Hinweise darüber, wie sich bestimmte Salzpegel auf Lebewesen und indirekt auf Tier- und Pflanzengemeinschaften auswirken.

In ihrer bibliographischen Zusammenfassung gehen Hart et al. (1991) davon aus, dass Makroinvertebraten und Pflanzen (Ufervegetation, Makrophyten und Mikroalgen) die biologischen Gemeinschaften sind, die am empfindlichsten auf die Salzkonzentration im Fluss reagieren, und dass unmittelbare schädliche Wirkungen um 1 g/l offenbar werden.

Diese Einschätzungen lassen sich nicht für alle Gewässer verallgemeinern. Kipriyanova et al. (2007) haben die Relationen zwischen Salzgehalt und Diversität, Abundanz und Biomasse der wichtigsten biologischen Komponenten des Chany-Sees (Westsibirien, Russland) entlang eines Salzgradienten untersucht. Dabei wurde beobachtet, dass das Artenspektrum von Makrophyten von 16 auf 2 Arten sinkt, das von Phytoplankton von 98 auf 52 Arten und das von Zooplankton von 61 auf 16 Arten, dass aber die Veränderungen in der Artenvielfalt von Zoobenthos vernachlässigbar sind.

Einige Untersuchungen wie z.B. die von Sereda *et al.* (2011) berichten über eine Erhöhung des Salzgehaltes, die einhergeht mit einer Temperaturerhöhung (globaler Wandel) und einem hydrologischen Defizit (Verdunstung höher als Niederschlag). Infolge der aus diesem Wandel resultierenden Evapokonzentration erhöht sich der Salzgehalt, aber dies kann nicht der einzige Faktor sein, der für die festgestellten biologischen Veränderungen verantwortlich gemacht wird, da sich beispielsweise auch die Temperatur ändert. An diesem besonderen Fall zeigt sich zum einen, dass die Aufsalzung im Allgemeinen keine isolierte und alleinige Belastung ist, und zum anderen, dass die Salinität eine Folge des Klimawandels sein kann.

Man sollte nicht vergessen, dass viele Ionen lebensnotwendig sind, was auch bei manchen Schwermetallen (z.B. Kupfer und Zink) der Fall sein kann. Toxisch wirken diese Elemente, wenn ihre Konzentrationen die Toleranzgrenzen der Arten überschreiten (Abb. 13). Negative Auswirkungen bedeuten also nicht unweigerlich das Absterben von Lebewesen, auch wenn dies unvermeidbar wird, sobald der Salzgehalt wirklich sehr hoch wird.

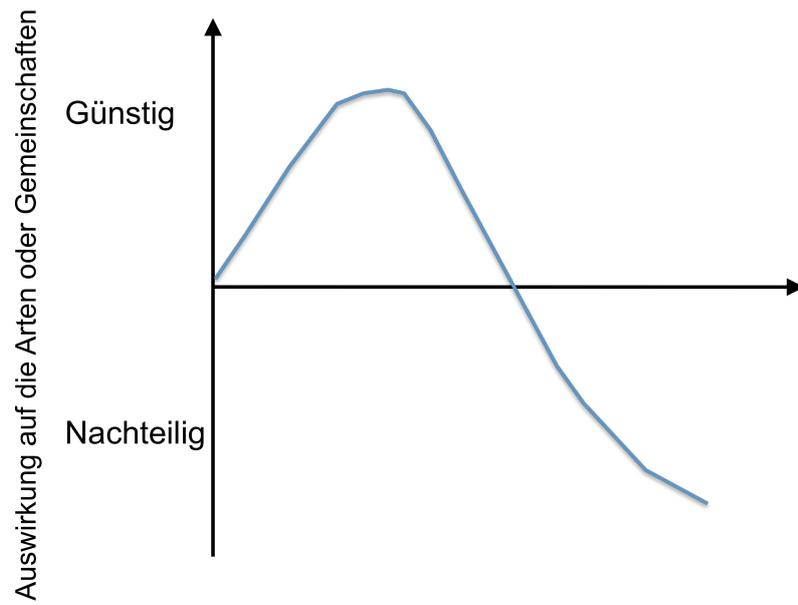


Abbildung 13: Schematische Darstellung der allgemeinen Auswirkung der Aufsalzung auf Lebewesen oder Lebensgemeinschaften (abgewandelt, nach Hart *et al.*, 1990)

a. Phytobenthos und Makrophyten

→ Kieselalgen

Kieselalgen sind einzellige mikroskopische Algen mit silikatischer Hülle. Form und Ornamentik dieser Hülle sind für jede Art charakteristisch. Die biologische Vielfalt der Kieselalgen, ihre Empfindlichkeit gegenüber zahlreichen Schadstoffen, ihr schneller Lebenszyklus und ihre Sessilität machen sie zu hervorragenden Bioindikatoren der Wasserqualität (Record, 2009).

Die Reaktionszeit auf eine Belastung hängt vom Organisationsgrad der Zellen ab. Im Gegensatz zu Mehrzellern unterliegen Einzeller wie Diatomeen Belastungen umgehend und vollständig, da das Umgebungsmilieu ihren gesamten Organismus (Zelle) berührt. Einzeller reagieren so schneller auf Umweltänderungen. Diatomeen haben eine Generationsdauer zwischen einem und mehreren Tagen (Werner, 1977), und ihre Lebensgemeinschaften können innerhalb von zwei Wochen auf drastische Änderungen der Umgebung reagieren, indem sie ihre Artenzusammensetzung ändern.

Diatomeenindizes bewerten im Allgemeinen die anthropogene Störung unter Zuhilfenahme der relativen Häufigkeiten der nachgewiesenen Arten und unter Gewichtung ihrer spezifischen Empfindlichkeiten für verschiedene Belastungsindikatoren.

Der Salzgehalt tangiert das Überleben der Kieselalgen, und die Sensibilität der Arten innerhalb dieser Gruppe ist sehr unterschiedlich (Record, 2009). Die Adaptationsfähigkeit der Kieselalgen an schwankende Chloridkonzentrationen (NaCl, MgCl₂) ist dank ihres Osmoregulationsvermögens manchmal sehr hoch (euryhaline Diatomeen) oder aber sehr begrenzt (stenohaline Diatomeen). Nach einer jüngst publizierten Zusammenfassung, in der mehrere Methoden zum Aufzeigen eines Salzstresses vorgestellt werden (Record, 2009), können Kieselalgen je nach Toleranzgrad in 7 Klassen eingeteilt werden. Diese Klassifizierung beruht im Wesentlichen auf den Arbeiten Dell'Uomos (2004). Man unterscheidet:

- halophobe Diatomeen: das sind Süßwasserkieselalgen, die Chloride über einem Schwellenwert von 20 mg/l nicht tolerieren (Beispiel: *Achnanthes flexella*, *Diatoma hyemalis*, *Neidium alpinum*)
- anspruchsvolle oligohalobe Diatomeen, die nur eine geringe Chloridmenge zwischen 20 und 50 mg/l tolerieren (Beispiel: *Achnanthes minutissima*, *Amphora inariensis*, *Fragilaria capucina*)
- tolerante oligohalobe Diatomeen, die sich bei 50-200 mg/l optimal entwickeln (Beispiel: *Cocconeis pediculus*, *Cocconeis placentula*, *Gomphonema parvulum*)
- halophile Diatomeen: das sind Lebewesen, auf die eine mäßige Chloridkonzentration stimulierend wirkt. Der Salzgehalt liegt zwischen 200 und 500 mg/l (Beispiel: *Caloneis amphisbaen*, *Entomoneis paludosa*, *Cyclotella meneghiniana*). Ihr Vorkommen ist symptomatisch für eine mäßige Mineralstoffbelastung anthropogenen und manchmal auch natürlichen Ursprungs (Gesteinsart)
- β-mesohalobe Diatomeen : Formen des oligohalinen Brackwassers mit einem Salzgehalt von 0,5 bis 5 g/l (Beispiel: *Bacillaria paradoxa*, *Navicula halophila*, *Nitzschia lorenziana*) Diese (und andere) Arten zeigen eine hohe Mineralstoffbelastung an.

- α -mesohalobe Diatomeen : Brackwasserformen bei einem Salzgehalt von 5 bis 20 (-30) g/l
- euhalobe Diatomeen: Salzgehalt zwischen 30 und 40 g/l
- polyhalobe Diatomeen: sie tolerieren Salzgehalte über 40 g/l.

Zu den beiden letzteren Kategorien gehören ausschließlich typische Meeresformen.

Die Empfindlichkeit von Kieselalgen gegenüber dem Salzgehalt ist also spezifisch (Busse et al., 1999 ; Ziemann et al., 2001 ; Dell'Uomo, 2004), und dies bestimmt ihre Verteilung in Abhängigkeit vom Salzgehalt (Blinn, 1991 ; Fritz et al., 1993 ; Wilson et al., 1994 ; Gasse et al., 1995 ; Bloom et al., 2003). Ziemermann-Timm (2007) weisen darauf hin, dass Kieselalgen empfindlich auf Veränderungen der Salzkonzentration reagieren und dass bereits bei Konzentrationen um 100 mg Chlorid/Liter Veränderungen bei der Artenzusammensetzung der Bestände beobachtet werden können. Eine Erhöhung des Salzgehalts zieht eine Veränderung innerhalb der periphytischen Lebensgemeinschaft nach sich: die salzempfindlichsten Arten verschwinden zugunsten toleranter Arten.

Dank dieser Salzempfindlichkeit der Diatomeen konnten anhand von Fossilien im Sediment bereits historische Salzpegel geschätzt werden (Servant-Vildary & Roux 1990 ; Roux et al., 1991 ; Kashima, 2003 ; Cook & Coleman 2007). Untersucht wurden dabei Seen der bolivianischen Altiplano-Hochebene.

Die Auswirkungen einer anthropogenen Gewässeraufsalzung insbesondere im Zusammenhang mit der deutschen Industrie (Kaliminen) wurden anhand der Veränderungen der Diatomeengemeinschaften untersucht, ebenso wurde die Verringerung bzw. Einstellung dieser Einleitungen einige Jahrzehnte später in den 1990er Jahren beurteilt, und zwar im Bereich der Wipper (Ziemann et al., 2001) und der Werra/Weser (Ziemermann & Timm, 2007) oder auch in Nordthüringen am Urbach und an der Helbe (Busse et al., 1999).

So haben Busse et al. (1999) die Auswirkungen einer verringerten Salzkonzentration deutscher Flüsse untersucht, die jahrzehntelang einem erheblichen Salzeintrag unterlagen. Als diese Einträge gestoppt wurden, sank der Chloridgehalt schnell von 25,4 g/l auf 1,2 g/l. Während also die Entsalzung schnell vonstatten ging, zeigten sich erste Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaft der Kieselalgen drei Monate später in einem erhöhten Artenreichtum und einer signifikanten Verringerung des Ziemannschen Halobienindex. Die Artenzusammensetzung veränderte sich tiefgreifend: es verringerte sich beispielsweise die relative Häufigkeit mesohalober Arten wie *Nitzschia frustulum*, und die relative Häufigkeit oligohalob-halophiler Arten wie *Nitzschia liebetruthii* oder *N. inconspicua* erhöhte sich.

Die Beobachtungen von Ziemann et al. (2001) zeigen, dass die Chloridkonzentrationen in der Wipper (wo bereits die geologischen Gegebenheiten eine hohe Härte und eine hohe Leitfähigkeit begünstigen) von mittleren Konzentrationen von z.T. über 6 g/l in den am stärksten belasteten Abschnitten auf Werte unter 2 g/l gesunken sind. Dadurch veränderte sich die Ionenzusammensetzung: Kalium ging zurück, während der Calciumanteil zunahm. Die Erhöhung der Salzkonzentration ging einher mit einer Verringerung der Anzahl oligohalophiler Arten und einer Erhöhung mesohalophiler und polyhalophiler Taxa. Ab einer Chloridkonzentration von etwa 3 g/l überschreitet der Anteil letzterer den Anteil ersterer (Halobienindex > 50). Das 1998 nach der Verringerung der Aufsalzung vorgefundene Artengefüge hat sich gegenüber dem von 1963 bzw. 1986 deutlich

geändert. Die dominanten Halobionten sind nur noch gelegentlich oder überhaupt nicht mehr vorhanden. An ihre Stelle traten indifferente oligohalobe Formen.

Ziemmermann & Timm (2007) zeigen, dass stark salzhaltige Einleitungen direkt in die Werra geleitet wurden, vor allem nach 1968 (bis zu 40 g/l Cl⁻), was infolge einer toxischen Wirkung zu einer Verarmung der Flussfauna und -flora führte. Verantwortlich gemacht wurden die unausgewogene Ionenzusammensetzung (mit mehr K⁺ oder Mg⁺⁺) sowie Konzentrationsschwankungen infolge eines unregelmäßigen Abwasserzuflusses. Nach der Verringerung des Salzgehaltes Ende der 1990er Jahre, die dank technologischer Verbesserungen und der Schließung einiger Industriestandorte erzielt wurde, konnte eine Erhöhung der Artenvielfalt der Kieselalgen festgestellt werden.

Diesen Veränderungen liegt das Prinzip zugrunde, dass eine zu starke Erhöhung des Salzgehaltes toxisch oder sogar letal ist, wenn das Osmoregulationsvermögen der Zelle überschritten wird, weil es der Algenzelle entweder an Wasser mangelt oder weil sie einen Ionenüberschuss aufweist oder aus beiden Gründen zugleich (s. Abschnitt Physiologische Auswirkungen).

Verschiedene Autoren legen nahe, dass Kieselalgen mindestens genauso empfindlich auf die Ionenverhältnisse reagieren wie auf die absolute Ionenmenge in ihrem Umgebungswasser (Servant-Vildary & Roux 1990; Roux *et al.*, 1991; Sylvestre *et al.*, 2001). Sylvestre *et al.* (2001) haben die Auswirkungen des Salzgehaltes und der Ionenzusammensetzung (vor allem Mg, SO₄ und Na) bolivianischer Salzseen auf die Lebensgemeinschaften der Diatomeen untersucht. In diesen Seen dominieren Natrium und Chlorid, und die Abundanz bestimmter Arten korreliert stark mit schwächer konzentrierten Ionenkomponenten: So sind beispielsweise *Gomphonema angustatum* und *Nitzschia valdestriata* bei hohen Calciumkonzentrationen abundant, *Achnanthes delicatula*, *Amphora coffeaeformis* und *Nitzschia communis* bei Magnesium und *Navicula pseudolanceolata* oder *Nitzschia hungarica* bei hohen Sulfatkonzentrationen.

Typologie der Kieselalpengemeinschaften in Lothringen in Abhängigkeit vom Salzgehalt des Wassers

In Lothringen hat sich Pierre über Jahre hinweg mit den Diatomeenbeständen beschäftigt, insbesondere mit jenen, die kennzeichnend für solche Gewässer sind, die - natürlich oder anthropogen bedingt – einem hohen Salzeinfluss unterliegen (Pierre, 1968, 1970a, 1970b). Er unterscheidet lotische Gewässer (die Meurthe mit ihrem Nebenfluss Sânon sowie die Seille) von den Salzsümpfen des Seilleinzugsgebiet (Stadtgebiete von Vic-sur-Seille, Marsal). Dort hängt der Chloridgehalt hauptsächlich mit dem Natriumion zusammen, während am Unterlauf der Seille und am Sânon Salzminen betrieben werden und diese Gewässer daher dem Einfluss der Einleitungen der Sodawerke unterliegen – hier sind die Chloride vor allem mit dem Calciumion verbunden. Mehrere der in den Diatomeengemeinschaften festgestellten Arten sind typisch halophile Arten.

In einer jüngeren Untersuchung über die Brack- und Salzwasserformationen im Meurthetal weist Pierre (2005) Vorkommen von halophilen Kieselalgen nach, die in der Meurthe dominieren, außerdem Vorkommen einiger Meereskieselalgen (vor allem *Coscinodiscus sp.*).

Die offiziell in Frankreich angewandte Fließgewässertypologie wird nach den Hydro-Ökoregionen (HÖR) und dem Strahlerrang festgelegt. Anhand dieser Rahmentypologie können für jeden Fließgewässertypus Referenzen festgelegt werden. Das Cemagref hat in diesem Zusammenhang Diato-Ökoregionen vorgeschlagen, die sich an den HÖR orientieren und auf Kieselalgen zugeschnitten sind (Tison *et al.*, 2005).

Aus einer Untersuchung der Kieselalgengemeinschaften in den Einzugsgebieten von Mosel, Maas und Saar (Rimet *et al.*, 2006 ; Rimet, 2009) geht hervor, dass das Untersuchungsgebiet in vier große Gemeinschaftstypen aufgeteilt werden kann, darunter der Typ **basophile Gemeinschaften stark mineralisierter Gewässer mit häufig erhöhter Chloridkonzentration**: Meurthe unterhalb von Damelevières, Mosel unterhalb des Zusammenflusses mit der Meurthe, Seille-Einzugsgebiet. Manche dieser Gewässer weisen von Natur aus eine erhöhte Leitfähigkeit auf (sie gehören zu den „Gruppen“ 22 und 23) und insbesondere hohe NaCl-Konzentrationen. Sie liegen hauptsächlich in der HÖR „Kalkhänge“, sind aber für diese nicht charakteristisch. Diese beiden Gruppen (22 und 23) bestehen aus Untersuchungsbereichen, die weit von der Quelle entfernt und im Allgemeinen sehr breit sind. Das besondere Merkmal dieser Untersuchungsstellen ist ihre hohe Leitfähigkeit (Medianwerte von 1100 und 1630 mS.cm⁻¹ für Gruppe 22 bzw. 23). Bei Gruppe 23 sind starke Chloridkonzentrationen festzustellen (Median 371 mg.l⁻¹), aber auch Sulfate, die oft aus dem Grubenwasser der Bergwerke stammen (häufig Werte zwischen 100 und 700 mg.l⁻¹ für die Orne).

Schließlich sind zwei Fließgewässertypen für diese beiden Gruppen charakteristisch :

- Flüsse wie die untere Meurthe oder die Orne, die – bedingt durch menschliche Tätigkeiten (Grubenwasser, Sodawerke) – eine hohe Leitfähigkeit aufweisen,
- Flüsse mit einer hohen natürlichen Leitfähigkeit :
 - Seille, Petite Seille, Sânon (Leitfähigkeit 1500 - 4000 mS.cm⁻¹).
 - Albe, Rode, Deutsche Nied, Französische Nied, Nied (Leitfähigkeit 1000 - 1800 mS.cm⁻¹).

Diese Autoren (Rimet *et al.*, 2006 ; Rimet, 2009) kommen zu dem Schluss, dass die Gemeinschaften stark mineralisierter Fließgewässer eine eigene Gemeinschaft darstellen, die keine HÖR-Entsprechung hat. Um die Signifikanz der HÖR zu verbessern, **erscheint es erforderlich**, zusätzlich zu den im aktuellen Rundschreiben vorhandenen Typen einen **besonderen Typus für Gewässer eines Teilbereichs der lothringischen Hochebene festzulegen, die eine sehr hohe Leitfähigkeit zwischen 1500 und 4000 mS.cm⁻¹ aufweisen**. Dieses Gebiet zeichnet sich nämlich durch eine einzigartige Mikroflora aus, die nichts mit der des klassischen kalkhaltigen Milieus gemein hat.

Ferner zeigt eine Untersuchung der Wasserqualität der Flüsse des lothringischen Kohlereviere anhand von Kieselalgen (Rimet *et al.*, 2007) vor allem, dass an mehreren Stationen Diatomeenarten entweder für Brackwasser oder für Mineralquellen charakteristisch sind und den Einfluss des Grubenwassers anzeigen, das die Fließgewässer stark mineralisiert (Eintrag von Chlorid und Sulfat).

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass die Kieselalgengemeinschaften der lothringischen Flüsse (einschließlich der Mosel und ihrer Nebenflüsse) sehr stark durch den Salzgehalt des Wassers beeinflusst werden, unabhängig davon, ob dieser

natürlichen oder anthropogenen Ursprungs ist, aus den Einleitungen der Sodawerke oder von Grubenwasser stammt.

→ Makrophyten

Der Einfluss des Salzgehalts auf die Makrophytengemeinschaften in fließendem bis mäßig brackigen Wasser ist weitgehend unbekannt. Die meiste vorhandene Literatur über die Artenverteilung in Abhängigkeit des Salzgehalts betrifft lenitische Gewässer.

So werden die Makrophytengemeinschaften in den brackigen oder oligohalinen Küstenbereichen wie z.B. in der Camargue (Grillas, 1990 ; Grillas *et al.*, 1993) je nach Auswirkung der einzelnen Umweltfaktoren, darunter der Salzgradient, untersucht. In diesen oligohalinen permanenten Tümpeln mit hoher Leitfähigkeit lässt sich so, je nach Salzgradient und Abflussverhältnissen, die Dominanz von Taxa wie *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton pectinatus* und *Ruppia cirrhosa* beobachten, während andere Taxa wie *Zannichellia pedunculata*, *Ranunculus baudinii*, *Chara aspera* und *Callitriche truncata* typisch für temporäre Tümpel mit geringerer Leitfähigkeit sind.

In Lothringen macht die sehr besondere Flora der kontinentalen Salztümpel und – wiesen des Saulnois daraus ein außergewöhnliches Naturerbe, denn diese Gelände sind einzigartig in Europa (verwaltet vom **Conservatoire des sites Naturels**). Viele halophile Pflanzen finden in diesen Salzgebieten die Bedingungen vor, die sie für ihre Entwicklung brauchen (wie *Salicornia sp.*, *Aster tripolium* oder *Althaea officinalis*).

In einer kürzlich erschienenen Dissertation hat Paradis (2008) die Auswirkungen von Streusalz auf die Entwicklung zweier Helophyten in den Straßengräben Québecs untersucht: Entwicklung von Schilfbeständen (*Phragmites australis*, in Québec eine invasive Art) zu Lasten von Rohrkolbengewächsen (*Typha spp.*). Mit oder ohne Salz sind Schilfpflanzen in Kolonien konkurrenzfähiger als Rohrkolbengewächse. Unabhängig davon, ob die Pflanzen einzeln oder in Kolonien vorkommen, ist die relative Verringerung der ober- und unterirdischen Biomasse der *Typha* jedoch bei einer Aufsatzung der Gräben stärker.

Kipriyanova *et al.* (2007) haben die Relationen zwischen Salzgehalt und Diversität, Abundanz und Biomasse der wichtigsten biologischen Komponenten des Chany-Sees (Westsibirien, Russland) entlang eines Salzgradienten untersucht. Dort wurden 21 Gefäßpflanzenarten und 4 Makroalgenarten nachgewiesen. Die Vielfalt der Wasser- und Küstenpflanzengemeinschaft entspricht 16 Syntaxa (Typen von Pflanzengemeinschaften). Bei einem Anstieg des Salzgehalts von 0,8 auf 6,4 g/l wurde beobachtet, dass das Artenreichtum der Pflanzen von 16 auf 2 Arten abnimmt. Der Artenreichtum der Makrophyten sinkt auf 20 % seines Höchstwertes ab, wenn der Salzgehalt steigt, während der des Phytoplanktons bis auf 50 % zurückgeht. Hingegen korreliert die Algenbedeckung positiv mit den Salz- und Transparenzparametern, während die Gefäßpflanzen lediglich mit Phosphat positiv korrelieren (zunehmen).

Ein interessantes Ergebnis ist, dass die Gesamt-Makrophytenbedeckung durch den Salzgehalt des Wassers nicht beeinflusst zu werden scheint. Zu erklären ist dies durch das Vorkommen von Arten mit hoher ökologischer Toleranz wie der

Fadenalge *Cladophora fracta* und des Makrophyten *Potamogeton pectinatus*. Assoziationen von *Phragmitetum communis* und von *Potametum pectinati* sind dort weit verbreitet und häufig dominant. Bei Salzgehalten von 3-4 g/l werden *Najas marina* und *Chara canescens* nachgewiesen, was bemerkenswert ist. *Cladophora fracta* wird ab 5,6 g/l l⁻¹ häufig und ab 6,4 g l⁻¹ abundant.

Der oben bereits erwähnte deutsche Fluss Werra ist ein ganz besonderer Fall (Coring & Bäche, 2011). Seit Beginn des vergangenen Jahrhunderts haben die Einleitungen der Kaliminen zu einer Verschlechterung des Mittel- und Unterlaufs dieses Flusses geführt. Ihren Höchststand erreichte die Aufsalzung zwischen 1950 und 1960, mit Chloridspitzenkonzentrationen von mehr als 30 g/l (DVWK, 1998). Die Salzkonzentrationen schwankten je nach Produktion der Kaliminen und je nach Abfluss der Werra. Diese abrupten Wechsel zwischen Süß- und Salzwasserverhältnissen stellten die Lebewesen auf eine harte Probe. Überlebt haben dies nur wenige Arten, die gegenüber diesen sehr einschränkenden Bedingungen resistent waren. In den 1990er Jahren hatten die Schließung der Werke und ein Gewässerrenaturierungsplan eine starke Abnahme des Salzgehaltes zur Folge. Im Jahr 2000 wurde ein automatisches Einleitungskontrollsystem eingerichtet, um die Salzeinleitungen in den Fluss zu steuern und eine Chloridkonzentration von 2,5 g/l bei Gerstungen einzuhalten. In diesem Bereich ist das Gewässerkontinuum am salzhaltigsten. Unterhalb dieser Stelle geht die Salinität bis zum Zusammenfluss mit der Fulda bis auf wenig unter 1,5 g/l zurück.

Bis 2002 gab es im aufgesalzten Teil der Werra nahezu keine Makrophyten, danach aber wurde eine fortschreitende Ausbreitung mehrerer Arten beobachtet. 2008 wurden an den meisten Untersuchungsstellen zahlreiche Arten mit hohen Fortpflanzungsquoten beobachtet. *So hat sich beispielsweise Myriophyllum spicatum, dessen Salztoleranz als mittel angesehen wird, im Unterlauf des Flusses ausgebreitet.* Auch wenn dieser Fluss stark beeinträchtigt bleibt, hat das Vorkommen dieser Makrophyten die Nahrungsstruktur des Ökosystems deutlich verändert.

Die Fadenalpengattung Enteromorpha (E. intestinalis, E. flexuosa) ist in brackigem Milieu bekannt und wird seit über hundert Jahren in den Tälern von Seille und Meurthe in Lothringen verzeichnet (Pierre, 1970a). Die Art E. intestinalis wird regelmäßig auch in mineralstoffreichen Fließgewässern wie in der unteren Mosel und elsässischen Flüssen vorgefunden.

b. Phytoplankton

Letztlich gibt es nur wenige Informationen über die Salztoleranz von Süßwasseralggen, aber die meisten Arten scheinen einem salzhaltigen Umgebungsmilieu gegenüber recht intolerant zu sein (Hart et al., 1991 ; Nielsen & Hillman, 2000). Der Großteil der Algen verträgt keine Salzpegel über 10 g/l. Bei gleicher Phosphorkonzentration ist die Phytoplanktonbiomasse in Salzseen geringer als in Süßwasserseen (Sereda et al., 2011). Trotz Phosphorkonzentrationen von oft über 50 µg.l⁻¹ kann es sein, dass der Phosphor aufgrund chemisch-physikalischer Bedingungen für das Phytoplankton nicht verfügbar ist (Waiser & Robarts, 1995), z. B. wenn in Salzwasser mit hohem pH-Wert hohe Konzentrationen an gelöstem organischen Kohlenstoff und an Salzen (insbesondere Mg²⁺, Na⁺ und SO₄²⁻) Komplexe bilden, die die Phosphorionen mobilisieren.

Es gibt Versuche, mit denen gezeigt werden soll, dass die Dichte mancher Phytoplanktonarten bei steigendem Salzgehalt explosionsartig zunimmt, dass aber die Vielfalt der Planktongemeinschaft dann zurückgeht (Skinner *et al.*, 2001). Einzellige Algen wie *Dunaliella salina* sind in der Lage, Dauerzysten zu bilden, um hohe Salzkonzentrationen zu überleben.

c. Makroinvertebraten

Die Makroinvertebraten sind die Tiergruppe, die auf eine Aufsalzung des Wassers am empfindlichsten reagiert. Im Allgemeinen wird davon ausgegangen, dass die Fauna lotischer Gewässer einer Erhöhung des Salzgehaltes gegenüber toleranter ist und dieser besser standhält als die Fauna lenitischer Gewässer (Williams *et al.*, 1991 ; Metzeling, 1993). Sereda *et al.* (2011) vertreten beispielsweise die Auffassung, dass in einem nordamerikanischen See von 1930-2004 30 % des Küstenmakrozoobenthos unter dem Einfluss einer Erhöhung des Salzgehaltes von 1,17 auf 3,5 g/l verschwunden ist.

An der Werra stammt die anthropogene Aufsalzung aus Einleitungen des Kalibergbaus, die die erwartete natürliche Salinität dieses Flusses mindestens verzehnfachen (Braukmann & Böhme, 2011). Der Vergleich eines Referenzabschnitts ohne Salzbelastung (Leitfähigkeit von etwa 460 $\mu\text{S}/\text{cm}$) mit einem durch Salzeinleitungen verunreinigten Abschnitt (Leitfähigkeit von mindestens 2400 $\mu\text{S}/\text{cm}$) hat klar aufgezeigt, welchen Einfluss die Aufsalzung auf die Makroinvertebraten hat (Braukmann & Böhme, 2011), wobei die Autoren alle anderen chemisch-physikalischen Parameter als Verursacher der beobachteten grundlegenden Veränderungen ausgeschlossen. Der salzbelastete Abschnitt weist sehr arme Gemeinschaften auf (Differenzial von 13 Taxa gegenüber 74 Taxa im unbelasteten Abschnitt), in denen exotische Arten dominieren, insbesondere der Krebs *Gammarus tigrinus* und die Schnecke *Potamopyrgus antipodarum*. Vor den 2000er Jahren und vor der Steuerung der Kalieinleitungen war die Vielfalt auf den belasteten Strecken mit maximal 5 Taxa pro Probe noch geringer (Bäthe & Coring, 2011). Die Verringerung und Steuerung der Salzeinleitungen zeitigten wenige Jahre später eine Wiederbesiedlung bestimmter anthropogen beeinflusster Abschnitte mit Köcherfliegen, sodann mit einer Libelle und schließlich mit Eintagsfliegen und Käfern (Bäthe & Coring, 2011).

Der Einfluss des Salzgehalts variiert stark je nach betroffener faunistischer Gruppe, wobei Insektenlarven in der Regel am stärksten betroffen sind (Hart *et al.*, 1990; Short *et al.*, 1991; Muñoz & Prat, 1994; Kefford, 1998a; Bunn & Davies, 1992; Halse *et al.*, 1998). Bei diesen Larven müssen die unterschiedlichen Toleranzen für den Salzgehalt je nach Art untersucht werden, auch wenn bestimmte Ordnungen wie beispielsweise die Zweiflügler eher widerstandskräftig und andere wiederum anfälliger sind (Steinfliegen, Eintagsfliegen). Von den Gruppen, die nicht zu den Insekten gehören, sind die Strudelwürmer und *Achaeta* in der Regel sensibel, Weichtiere und Krebstiere hingegen eher unempfindlich. Bei den Wenigborstern gibt es sowohl sehr sensible als auch sehr tolerante Spezies.

Die relative Sensibilität der großen Tiergattungen entspricht Tendenzen, bei denen einige Autoren einander widersprechen. Für die australische Fauna beispielsweise behaupten Hart *et al.* (1991), dass die Eintagsfliegen zu den

salzempfindlichsten Taxa gehören. Diese Tendenz wurde später von Kefford *et al.* (2001) für die Gattung *Baetis* überprüft: Die LC 50 bei 72 Std. (letale Konzentration unter kontrollierten Bedingungen für 50 % der Population innerhalb von 72 Std.) wird auf ca. 4,3 g.L⁻¹ geschätzt. In der gleichen Ökoregion beobachteten Kay *et al.* (2001) jedoch große Mengen an *Baetis* bei Salzgehalten von mehr als 13,3 g.L⁻¹. Dieses Beispiel zeigt sehr gut, wie schwierig es ist, die großen taxonomischen Gruppen nach ihrer jeweiligen Toleranz einzuordnen. Es sei auch darauf hingewiesen, dass pflanzenfressende Arten indirekt vom Salzgehalt in Mitleidenschaft gezogen werden können, wenn beispielsweise die epilithischen Algengemeinschaften verschwinden (Hart *et al.*, 1990).

Piscart (2004) hat die Salztoleranz von 60 Arten (27 weit verbreitete und 33 seltene Taxa) durch die Bestimmung ihrer LC 50 bei 72 Std. getestet. Dieser Ansatz sollte die relativen Toleranzen bestätigen, die einer Reihe von in Lothringen vorkommenden Arten zugeschrieben werden. Die Toleranz der weit verbreiteten Arten variiert stark zwischen den betrachteten Arten und reicht von einem Salzgehalt von 3,4 bis 31,5 g.L⁻¹. Die durchschnittlichen Toleranzen der weit verbreiteten und der seltenen Arten unterscheiden sich nicht voneinander. Dagegen gibt es große Taxa, die sich voneinander unterscheiden. Weichtiere und Nicht-Gliederfüßer gehören mit einer durchschnittlichen LC 50 von $12,6 \pm 4,3$ mS.cm⁻¹ deutlich zu den salzempfindlichsten Stämmen, während Krebstiere mit einer durchschnittlichen LC 50 von $26,7 \pm 12,9$ mS.cm⁻¹ die größte Salztoleranz aufweisen.

Eine Zusatzstudie über die Meurthe (Moselzufluss)

Die Dissertation von Christophe Piscart (2004) befasste sich mit Gemeinschaften von Makroinvertebraten in der Meurthe. Mithilfe einer monatlichen Überwachung von Gemeinschaften an sieben Messstellen im Rahmen von zehn im Jahr 2002 durchgeführten Messkampagnen konnten drei Fragen bezüglich des Einflusses des Salzgehaltes auf die Gemeinschaften beantwortet werden.

1. Wie entwickeln sich die Gemeinschaften entlang eines Salzgradienten im Hinblick auf Zusammensetzung und Struktur?

Die Analyseergebnisse zeigten eine starke Störung der Struktur und der Zusammensetzung der Gemeinschaften ab einem Salzgehalt von 1,4 g.L⁻¹; über diesem Wert sank der taxonomische Reichtum um 30 %, die weiteren Deskriptoren der Faunastruktur blieben hingegen relativ stabil (Piscart *et al.*, 2005b). Mittels einer Typologie wurden acht Gruppen von Wirbellosen identifiziert, die sich durch ihre potenzielle Toleranz unterscheiden. Die exotischen Spezies *Gammarus tigrinus*, *Dreissena polymorpha*, *Corbicula fluminalis* und *Corophium curvispinum* waren an den Standorten mit hohem Salzgehalt deutlich überrepräsentiert. **Diese ersten Ergebnisse ließen vermuten, dass eine Steigerung des Salzgehaltes die benthischen Gemeinschaften vor allem durch die Begünstigung der Verbreitung exotischer Spezies radikal beeinflussen.**

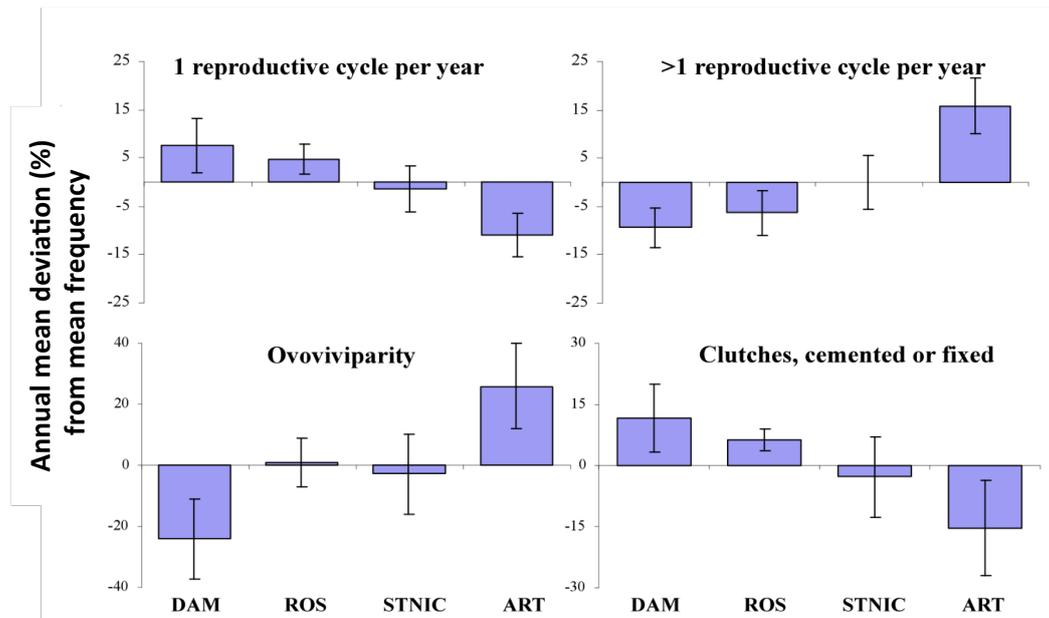


Abbildung 14. Ausprägung bio/ökologischer Merkmale, die eine Abweichung eines Merkmals (Anteil pro Standort) im Vergleich zum Mittelwert aller Messstationen aufweisen. Die Standardabweichungen stellen eine zeitliche Variabilität dar (10 Messkampagnen). (Auszug aus Piscart *et al.*, 2006c) 2006).

2. Wie findet eine Selektion der Merkmale der Arten bei Erhöhung des Salzgehaltes statt ?

Für mindestens sieben bio/ökologische Merkmale konnten Schwankungen entlang des Salzgradienten für die globalen Profile der Gemeinschaften beobachtet werden (Piscart *et al.* 2006c). 2006). Das Vorgehen bestand darin, jedes untersuchte Taxon entsprechend seiner Merkmale auf Grundlage einer bibliografischen Synthese zu kodieren. Durch die Berücksichtigung der Gemeinschaft als Ganzes konnten durchschnittliche Tendenzen bei der Selektion der meisten Merkmalsverteilungen aufgezeigt werden. Ovoviviparie beispielsweise war an der Messtation mit dem höchsten Salzgehalt sehr viel häufiger als an den anderen Stationen (Abbildung 14). Die Entwicklung der Eier im Körperinneren des Weibchens trägt wahrscheinlich zu einem besseren Schutz der Jungen bei. Diese Art der Fortpflanzung, die physiologische Zwänge und eine beschränkte Fruchtbarkeit mit sich bringt, war an den weniger salzhaltigen Standorten seltener. Es wurde außerdem eine Änderung der Ernährungsgewohnheiten entlang des Salzgradienten beobachtet, mit einer Zunahme der Sedimentfresser auf Kosten der Kratzer und Zellstecher. Dieses Muster stimmt mit einem Energietransfer im Ökosystem entlang des Salzgradienten überein, von der Wassersäule (d.h. der organischen Schwebstoffe) in Richtung Flussbett (Ablagerung organischer Stoffe).

3. Sind die Auswirkungen biotischer Interaktionen entlang des Salzgradienten nachweisbar?

Die physiologische Toleranz der verschiedenen Taxa gegenüber dem Salzgehalt erklärte nicht alle in der Meurthe beobachteten Veränderungen, und sekundäre Mechanismen im Zusammenhang mit den Beziehungen zwischen den Arten scheinen eine Rolle bei der Strukturierung der Populationen und der Gemeinschaften zu spielen. So konnten bei der Untersuchung der Vielfalt von Lebewesen mit ähnlichen ökologischen Nischen, wie beispielsweise der Netz-Köcherfliegen, trotz

einer ähnlichen Salztoleranz Schwankungen bei der Häufigkeit der verschiedenen Taxa nachgewiesen werden (Piscart *et al.* 2005a). Das Diversitätsprofil dieser Arten schien den Voraussagen der Hypothese einer intermediären Störung zu entsprechen, wobei die Diversität bei mittlerem Salzgehalt ausgeprägter ist. Dieses Verteilungsmuster könnte sich mit biotischen Beziehungen erklären lassen, die sich in einem mehr oder weniger eingeschränkten physikalsch-chemischen Umfeld ausdrücken.

→ Auswirkungen der Aufsalzung auf die Einführung von Arten

Einige der in der Mosel vorkommenden exotischen Arten stammen aus Ästuargebieten, was ihnen eine hohe Salztoleranz verleiht; dies veranlasste einige Autoren zu der Annahme, dass der gestiegene Salzgehalt ihre Ansiedelung wesentlich gefördert habe. Zwar ist die Gültigkeit dieser Behauptung kaum nachzuprüfen, mittlerweile ist jedoch klar, dass es zahlreiche Faktoren gibt, die die erfolgreiche Ansiedelung exotischer Arten begünstigen.

Um festzustellen, ob die exotischen wirbellosen Arten tatsächlich halotolerant sind, haben Piscart *et al.* (2011) die Toleranzniveaus unterschiedlicher Arten bei akutem Salzstress (LC 50 bei 72 Std.) miteinander verglichen. Entgegen der Erwartungen weisen innerhalb einer gleichen taxonomischen Gruppe die einheimischen Arten und die exotischen, vom eurasischen Kontinent stammenden Arten das gleiche Salztoleranzniveau auf. Exotische Arten dagegen, die aus anderen Regionen als Eurasien stammen, sind salztoleranter als die einheimischen Arten. Die meisten Arten wurden über das Ballastwasser von Schiffen eingeführt; dieser Umstand könnte als eine Art Filter wirken, der nur die tolerantesten Arten nach Europa passieren ließe. So liegen die LC 50 extrakontinentaler Arten (wie des Flohkrebse *Gammarus tigrinus* oder der Schneckenart *Potamopyrgus antipodarum*) in der gleichen Größenordnung wie die der Zehnfußkrebse, die sich bei Tests als das halotoleranteste Taxon herausgestellt haben.

Im Fluss Meurthe beobachten Piscart *et al.* (2005b) das Vorkommen exotischer Arten (hauptsächlich *G. tigrinus* und *Corophium curvispinum*) am salzigsten Ort, während sie an Stellen mit niedrigerem Salzgehalt nicht vorkommen. *G. tigrinus*, die in den Vereinigten Staaten als ästuarine Art geführt wird, wurde in Europa oft an Orten mit hohem Salzgehalt beobachtet (Pinkster *et al.*, 1977; Gruszka, 1999; Piscart *et al.*, 2007, 2010; Grigorovich *et al.*, 2008). An der Meurthe ist nicht auszuschließen, dass diese Art auch von dem Zusammenbruch der beiden weiter flussaufwärts vorgefundenen Flohkrebarten profitiert (*G. pulex* und *G. roeseli*), die wahrscheinlich durch einen steigenden Salzgehalt mehr und mehr geschwächt werden. Das gleiche Muster der Verdrängung von *G. pulex* und *G. roeseli* durch *G. tigrinus* wird auch in Deutschland an den mit Salz verunreinigten Abschnitten der Werra beobachtet (Braukmann & Böhme, 2011). Dort erzielen *Gammarus tigrinus* und *Potamopyrgus antipodarum* 99,8 % der Gesamtzahl der im am stärksten durch die Salzeinleitungen der Kaliindustrie belasteten Abschnitt (in Gerstungen) gesammelten Wirbellosen (Braukmann & Böhme, 2011). Anhand eines Beispiels zeigen diese Autoren auf, dass die Ionenzusammensetzung für die Erklärung dieser Verdrängung wichtig ist. Der Salzbach (Deutschland) weist hohe natürliche Chlorid- und Natriumkonzentrationen auf, die in etwa mit denen der verunreinigten Werra vergleichbar sind; der Magnesium- und Kaliumgehalt ist dort allerdings sehr gering. In dieser Umgebung überlebt *G. pulex* und wird nicht durch eine halotolerantere Art

verdrängt.

An der Meurthe sei darauf hingewiesen, dass die exotischen Muscheln *Dreissena polymorpha* und *Corbicula fluminea* ebenfalls an den Abschnitten mit der höchsten Salzkonzentration die dichtesten Populationen aufweisen.

Bei einem Vergleich der Profile exotischer und einheimischer Flohkrebsarten haben Devin und Beisel (2007) zwischen diesen beiden Gruppen Unterschiede beim Salztoleranzniveau festgestellt (Überleben und Fortpflanzung). Eine hohe Salztoleranz war jedoch kein ausschließliches Kriterium der exotischen Arten, da man selbst bei einheimischen Arten hohe Toleranzen feststellen kann. Der Flohkrebs *Gammarus duebeni* beispielsweise zeigt eine hohe Euryhalinität (0-48 ‰, Hynes, 1955), ist aber nirgendwo als exotische Spezies bekannt. Dies lässt sich mit der Tatsache erklären, dass das typische Profil eines potenziellen Eindringlings sich nicht auf die Salztoleranz beschränkt, sondern eine Kombination verschiedener Merkmale umfasst, die es ihm erlauben, sich in einem aufnehmenden Ökosystem auszubreiten, anzusiedeln und dort heimisch zu werden. Die Salztoleranz würde vor allem als Filter eine Rolle spielen, der es einer Art erlaubt, per Schiff bis nach Europa zu gelangen oder nicht, und würde die lokale, sensible Fauna zweifellos schwächen.

Vergleicht man die in der Meurthe und der Mosel vorkommenden Krustentiere *Corophium curvispinum* und *Dikerogammarus villosus*, so lassen sich hinsichtlich des Umweltfaktors Salzgehalt zwei unterschiedliche Invasionsmuster illustrieren. Beide Arten entstammen einem europäischen intrakontinentalen Transfer, und beide stammen aus Ästuarbereichen. Die schwache Toleranz von *C. curvispinum* in Akutttests (10.8 g L^{-1}) steht im Widerspruch zu seiner bekannten Verbreitung in den Unterläufen und den Ästuaren großer Flüsse des pontischen und kaspischen Beckens. Es wurden in der Tat mehrere Unterarten beschrieben, von denen eine besonders an Süßwassergegebenheiten angepasst ist (*C. curvispinum* var *devium* Wundsch) und möglicherweise aus Populationen hervorgegangen ist, die an die Ostsee angepasst sind. Somit besteht eine große physiologische Variabilität zwischen den Populationen von *C. curvispinum*.

Eine sehr viel höhere Toleranz gegenüber dem Salzgehalt wurde bei *D. villosus*-Populationen in der Mosel festgestellt ($19,5 \text{ g L}^{-1}$ - Piscart *et al.*, 2011); dieses Ergebnis stimmt mit denen von Bruijs *et al.* (2001) und Brooks *et al.* (2008) überein, die entdeckten, dass *D. villosus* in der Lage ist, seine Wasserpermeabilität und seine Natriumzufuhr bis zu einer Salzkonzentration von 20 g.L^{-1} zu regulieren. *D. villosus*, der ebenfalls ursprünglich aus den Unterläufen von Flüssen im pontischen und kaspischen Becken stammt, hätte demnach seine Fähigkeit, in einer salzhaltigen Umgebung zu überleben, aufgrund des Fehlens eines genetischen Flaschenhalses während der Kolonisierungsphase (Wattier *et al.*, 2007) bewahrt. Zwei intrakontinentale Exoten gleichen Ursprungs (*C. curvispinum* und *D. villosus*) weisen aufgrund unterschiedlicher Kolonisierungsmuster sehr unterschiedliche Toleranzen in Bezug auf den Salzgehalt des Aufnahmemilieus auf.

d. Fische

Offenbar vertragen die meisten Süßwasserfische eine starke Erhöhung des Salzgehalts gut. Da ihre Körperflüssigkeit Salz in höherer Konzentration enthält als das Umgebungsmedium (hypertonische Körperflüssigkeit), wenden sie unablässig

Energie auf, um diesen Konzentrationsunterschied aufrechtzuerhalten. Im Süßwasser werden 10-50 % der von einem Lebewesen aufgebrauchten Gesamtenergie für die Osmoregulation verwendet (Boëuf & Payan, 2001).

Versuche mit Süßwasserarten wie dem gemeinen Karpfen (*Cyprinus carpio*), dem Amurkarpfen (*Ctenopharyngodon idella*) und russischen Jungstören (*Acipenser guldenstaedti*) haben gezeigt, dass sich das Wachstum der Individuen bei einem Salzgehalt von 2 g/l durch eine Erhöhung der Futtermittelnutzung beträchtlich erhöht (Konstantinov & Martynova, 1993). Allgemein gesagt begünstigt ein höherer Salzgehalt Süßwasserfische, und für viele Arten läge das Optimum um 8 bis 16 g/l (Brackwasser) (Boëuf & Payan, 2001). Nach Hart *et al.* (1990) sind unter einer Salinität von 10 g/l keine nachteiligen Auswirkungen spürbar.

e. Weitere Organismen (Bakterien, Protozoen, Zooplankton)

Bakterien spielen eine wichtige Rolle im Kohlenstoff- und Nährstoffzyklus. Die Veränderungen dieser Prozesse aufgrund einer Erhöhung des Salzgehalts werden verständlich, wenn man die Ökosysteme Süßwasser, Ästuare und Meerwasser miteinander vergleicht. Dank der Entwicklung molekularer Verfahren zum Nachweis des Vorkommens und der Vielfalt von Mikroben konnten beachtliche Fortschritte erzielt werden.

Generell ist die heterotrophe Produktion aerober Bakterien in vielen Ökosystemen vorauszusehen, ohne konstante Unterschiede zwischen Meeres- und Süßwasserökosystemen (Cole *et al.*, 1988). Dort, wo Unterschiede beobachtet werden, haben Faktoren wie Temperatur sowie Kohlenstoff- und Nährstoffeinträge einen größeren Einfluss auf die fraglichen Prozesse als der Salzgehalt (Findlay *et al.*, 1991). Obwohl die mikrobiellen Salz- und Süßwasserarten unterschiedliche physiologische Lösungen finden, um hohe Salzkonzentrationen zu ertragen, ist Hobbie (1988) der Ansicht, dass die Ökologie der Salz- und Süßwasserarten virtuell identisch ist. Das heißt, dass es bei steigendem Salzgehalt im Süßwasser lediglich zu einer Selektion von toleranten, physiologischen Typen kommt, die jedoch über dieselben Stoffwechselfähigkeiten verfügen (Hart *et al.*, 1991).

Allerdings bedeutet das Vorkommen von Bakterien eines bestimmten Typs nicht notwendigerweise, dass es auch eine Bakterienaktivität gibt. Zum Beispiel spielt beim Abbau organischen Materials die Nitrifizierung eine Rolle. Es wurde bereits gezeigt, dass die Nitrifizierung bei steigendem Salzgehalt abnimmt, auch wenn die zu diesem Prozess erforderlichen Bakterien vorhanden sind (Zimmermann-Timm, 2007).

„Tierische“ Einzeller des Süßwassers (d.h. Protozoen) scheinen die Aufsalzung besser zu ertragen als Mehrzeller (d.h. Tiere im strengen Sinn), und die Schwelle, oberhalb derer sie beeinträchtigt werden, liegt bei etwa 5 g Cl⁻ pro Liter, d.h. bei einem Salzgehalt von 9 g/l (Zimmermann-Timm, 2007).

Süßwasser-Cyanobakterien scheinen von Schwankungen des Salzgehalts gehemmt zu werden (Hart *et al.*, 1991), können sich jedoch an eine stetige Steigerung des Salzgehaltes gewöhnen. Arten der Gattung *Anabaena* ertragen so nach einigen Tagen der Exposition Konzentrationen von bis zu 7 g/l (Hart *et al.*).

Beim Zooplankton haben Rädertierchen und Kleinkrebse (insbesondere Ruderfußkrebse, Wasserflöhe und Muschelkrebse) keinen marinen Ursprung und weisen in der Regel keine hohe Toleranz gegenüber einer Aufsalzung des Wassers auf. Ihre Abundanz und ihr Artenreichtum sinken in dem Maße, wie der Salzgehalt ansteigt (Brock & Shiel, 1983; Campbell, 1994). Beobachtungen in Seen zeigen eine sinkende Anzahl an Rädertierchen bei einer Salzkonzentration von mehr als 2 g/l (Brock & Shiel, 1983 ; Green & Mengestou, 1991). Ein hoher Salzgehalt (mind. 2 g/l) kann Auswirkungen auf die Entstehung von Dauereiern haben (Skinner et al., 2001) oder das Schlüpfen der Rädertierchen *Brachionus plicatilis* (Pourriot & Snell, 1983) verhindern.

6. Biologische Indikation des Salzgehalts

Es gibt nur wenige Methoden zur Bestimmung des Salzgrades anhand von biologischen Gemeinschaften. Bewährte Methoden zur Bewertung der Salzbelastung und insbesondere der Auswirkung von Chloriden basieren auf der Analyse pflanzlicher Bioindikatoren. Genauer gesagt sind nach unserem Kenntnisstand Kieselalpengemeinschaften die einzigen unmittelbar anwendbaren Indikatoren, um die Salzbelastung der Gewässer zu bewerten.

Es lassen sich 3 Methoden unterscheiden, mit denen die Größenordnung einer Salzbelastung anhand benthischer Kieselalpengemeinschaften bewertet werden kann. Zum einen handelt es sich um ein Klassifizierungsmodul zur Einordnung der Salztoleranzschwelle in ein übergeordnetes Klassifizierungssystem der Saprobien und Trophie (Van Dam *et al.*, 1994; Dell' Uomo, 2004), zum anderen um den von Ziemann *et al.* (1982, 1999) entwickelten Halobienindex. Chloride werden im Allgemeinen als Indikatoren der Salzbelastung angesehen.

Bei allen drei Methoden werden Kieselalgen nach ihrer Salzaffinität oder -toleranz eingestuft, und es erfolgt die klassische Unterscheidung zwischen halophoben (oder haloxenen), halophilen, mesohaloben und polyhaloben Arten. Allerdings sind diese Toleranzniveaus manchmal etwas detaillierter und umfassen bis zu sieben Klassen (oligohalob, β und α -mesohalob), von denen die ersten fünf die Kieselalgen betreffen, die man *sensu stricto* im Süßwasser vorfindet. Es wurde bereits eine Anpassung der Halobienmethode für Phytoplankton vorgeschlagen (Mischke *et al.*, 2005).

Die Entwicklung eines neuen SPEAR-Indexes, dessen Vorgehensweise der des SPEAR-Indexes für Pestizide ähnelt, könnte diese Methoden bald vervollständigen. Er wird auf die wirbellosen Arten angewandt werden.

6.1 Klassifizierung der Salzbelastung nach Van Dam *et al.* (1994) (benthische Kieselalgen)

Van Dam *et al.* (1994) haben eine Klassifizierung der benthischen Kieselalgenarten nach deren bioindikatorischem Wert in Bezug auf Nährstoffe (Trophie-Modul), organische Stoffe (Saprobie-Modul) und Salzgehalt vorgeschlagen. 948 Taxa gehören zu 776 Arten innerhalb von 56 Gattungen.

Im Grunde ist diese Methode einfach auf eine gegebene Gemeinschaft anwendbar. Die Kieselalgentaxa werden je nach ihrer Affinität für bestimmte

Chloridkonzentrationen in vier Klassen eingeteilt (siehe unten). Es wird berechnet, welcher Prozentsatz der betrachteten Kieselalgenprobe jeweils einer der vier Klassen zugeordnet wird. Die am häufigsten vertretene Klasse ist kennzeichnend für die jeweilige Probestelle.

Entsprechung der Chlorid- und Salzkonzentration in Klassen:

	Salinität Cl (mg.l⁻¹)	Salinität (‰)
Klasse 1	Süßwasser < 100	< 0,2
Klasse 2	Süß bis leicht brackig < 500	< 0,9
Klasse 3	Mäßig brackig 500 – 1000	0,9 - 1,8
Klasse 4	Brackig 1000 - 5000	1,8 - 9

Die Anwendung dieser Salinitätsklassen wird demnach für industrielle Verunreinigungen am Auslauf von Sodafabriken empfohlen (Record, 2009b).

Eine im lothringischen Steinkohlebecken durchgeführte Untersuchung der anhand von Kieselalgen bewerteten Flusswasserqualität (Rimet *et al.*, 2007) bediente sich der oben genannten Klassen, um sowohl den Saprobie - und Trophiegrad als auch die in den Gütekarten dargestellten Salzklassen zu beurteilen.

6.2 Index Eutrophierung/Verunreinigung (EPI-D) (benthische Kieselalgen)

Der EPI-D Index wurde von Dell'Uomo (2004) entwickelt. Dieser Index berücksichtigt die Empfindlichkeit der Kieselalgen gegenüber der organischen Belastung, dem Mineralisierungsgrad (**insbesondere Chlorid**) und der Nährstoffkonzentration.

Die Empfindlichkeit der Arten wird durch einen Index von 0 bis 4 mit einer Verlässlichkeit von 5,1 bis 1 dargestellt. Es wurden 350 Taxa betrachtet und in fünf Kategorien zusammengefasst.

$$\text{EPI-D} = \frac{\text{Summe } a \cdot r \cdot i}{\text{Summe } a \cdot r}$$

Dabei bedeutet : a = Abundanz einer jeden Art; r = Konfidenz einer jeden Art, i = Integrierter gewichteter Index der Empfindlichkeit einer jeden Art

Das so erzielte Ergebnis ist ein Wert zwischen 0 und 4 (0 = gute Wasserqualität), der bis zur zweiten Nachkommastelle errechnet wird. Die Bewertung erfolgt anhand einer Skala von 1-20 (20 = sehr gute Wasserqualität) mit dem Ziel, den EPI-D mit anderen europäischen Kieselalgenindizes zu vergleichen (Torrise & Dell'Uomo, 2006; Torrise *et al.*, 2008). Die Autoren schlagen folgende Tabelle zur Interpretation dieser 20-stufigen Bewertungsskala vor:

EPI-D Werte	Klasse	Güte	Farbe
20 > EPI-D > 15	I	hervorragend	blau
15 > EPI-D > 12	II	gut	grün
12 > EPI-D > 9	III	mittelmäßig	gelb
9 > EPI-D > 6	IV	schlecht	orange
6 > EPI-D > 1	V	sehr schlecht	rot

Es sei darauf hingewiesen, dass diese Klassen nochmals unterteilt und um 4 Zwischenklassen ergänzt werden können.

Dieser Index wurde auf mehrere italienische Fließgewässer angewandt und ermöglicht insbesondere die Beurteilung der Auswirkung eines hohen Salzgehalts vor dem Hintergrund eines teilweise durch Chloridwerte bedingten hohen Mineralisierungsgrads (Torrise *et al.*, 2008, 2010). In einer Untersuchung des Tenna-Flusses fiel so der Zufluss Salino durch seine hohen Leitfähigkeiten (1500-3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$) sowie durch das Vorkommen von deutlich halophilen oder mesohaloben Arten wie *Entomoneis paludosa*, *Navicula gregaria*, *Nitzschia dubia*, *Nitzschia sigma* und *Surirella ovalis* auf, bedingt durch deren Empfindlichkeit für die dort in hohen Konzentrationen vorhandenen Chloridionen (600-780 mg Cl/l).

6.3 Halobienindex (Ziemann *et al.*, 1999, 2001) (benthische Kieselalgen)

Der Halobienindex misst die biologischen Auswirkungen von Salz auf benthische Kieselalgen und spiegelt die Auswirkungen des osmotischen Drucks und der Ionenzusammensetzung wider.

Busse *et al.* (1999) weisen darauf hin, dass Ziemann *et al.* (1999) mit der Einführung des Halobienindex das Kolbesche System (1927) an die Bedürfnisse von Routinenprogrammen der Fließgewässerüberwachung angepasst haben. Die Kalibrierungen dieses Indexes beruhen auf Daten aus dem nordthüringischen Kalibergbaugebiet. Gemäß den Gegebenheiten dieses Gebietes betrachten Ziemann *et al.* (1999) die absoluten Cl⁻Konzentrationen ebenso wie die Schwankungen des Salzgehalts und die relative Ionenzusammensetzung (insbesondere das Verhältnis alkalischer Ionen / Calciumionen).

Rechengrundsatz

Jede Indikatorart wird je nach ihrer Toleranz einer Klassenliste (5 Klassen) zugeordnet: haloxen (oder halophob) (hx), indifferent oligohalob (oh), oligohalob-halophil (hp), mesohalob (mh) und polyhalob (ph).

Die vorgeschlagene Methode beruht im Grundsatz auf der Berücksichtigung aller Kieselalgen einer Gemeinschaft und ihrer relativen Häufigkeit in einer Probe, und zwar nach folgender Formel:

$$H = [(\Sigma h_H - \Sigma h_x) / \Sigma h] * 100$$

wobei H = Ziemannscher Index

Σh_H = Summe der relativen Häufigkeiten (von 1 bis 9 in 6 Klassen) der Indikatorarten (polyhalob, mesohalob, halophil),

Σh_x = Summe der Häufigkeiten der haloxenen Arten

und Σh = Gesamtabundanz aller gefundenen Arten.

Die Abundanz eines jeden Taxons wird anhand von 6 Klassen in 9 Stufen beurteilt. Es besteht also ein Zusammenhang zwischen der geschätzten Häufigkeit (h) einer Art und ihrer geschätzten relativen Abundanz (%) nach Ziemann (1982).

h nach Ziemann (1982)	Relative Abundanz (%)
1 Sehr selten	< 1
2 Selten	≥ 1 < 5
3 Mittel	≥ 5 < 20
5 Häufig	≥ 20 < 50
7 Sehr häufig	≥ 50 < 100
9 Massenhaft	100

Wenn eine präzise Auszählung vorliegt, gibt es Anpassungen der Indexberechnung.

Ergebnis und Interpretation

Der Index variiert zwischen -100 (Süßwasser) und +100 (bei starker Salzbelastung ist er größer als 50).

Unabhängig von der Berechnungsmethode führt die Interpretation zu einer Einstufung der Gewässer auf der Grundlage der Halobienindizes (Ziemann *et al.*, 1999).

Süßwasser

H < -30	Infrahalob
H ≥ -30 < -10	Gamma-oligohalob
H ≥ -10 < + 15	Beta-oligohalob
H ≥ + 15 < +30	Alpha-oligohalob

Salzwasser

H ≥ +30 < + 50	Beta-mesohalob
H ≥ + 50 < +75	Alpha-mesohalob
H ≥ + 75	polyhalob

Drei Anwendungsbeispiele

Der Halobienindex nach Ziemann *et al.* (1999) wurde vor allem in Deutschland bei zahlreichen Untersuchungen angewendet, wobei manchmal Anpassungen bei der Kieselalgenprobenahme oder bei der Indexberechnung vorgenommen wurden.

Beispiel 1 : Beobachtung der Auswirkungen von anthropogener Auf- und Entsalzung

Die Berechnung des Halobienindex wurde vor allem vor dem Hintergrund der Aufsalzung einiger Fließgewässer durch die deutsche Industrie und für die Beurteilung der Verringerung der Einleitungen einige Jahrzehnte später angewandt (Busse *et al.*, 1999 ; Ziemann *et al.*, 2001).

So wurde untersucht, wie sich die Entsalzung auf die benthischen Kieselalpengemeinschaften in zwei benachbarten nordthüringischen Gewässern, dem Urbach und der Helbe, auswirkte (Busse *et al.*, 1999) Bis 1996 wurden salzgesättigte Abwässer in den Urbach geleitet, was wechselnde Chloridkonzentrationen mit Höchstwerten bis zu 25,4 g/l (Helbe: max. 3,7 g/l) nach sich zog. Mit dem Stopp der Einleitungen salzbelasteter Abwässer Anfang 1996 sind die relativen Häufigkeiten der Brackwasserdiatomeenarten schnell stark zurückgegangen. Die Halobienindexwerte gingen bis Mai 1996 zurück und haben sich dann stabilisiert. Im Sommer 1996 entwickelten sich mehrere Kieselalgen stark, ein Zeichen dafür, dass die Auswirkungen der Aufsalzung zuvor jene anderer Umweltvariablen ausgeschaltet hatten.

Ebenso haben Ziemann et al. (2001) einige Jahre später verfolgt, wie die Veränderungen in der Wipper nach der Einstellung der Kaliindustrie in den 1990er Jahren auf der Grundlage dieses Indexes ökologisch bewertet wurden. Für den stark aufgesalzene Abschnitt der Wipper fand 1963/64 ein Übergang von α -mesohalob zu polyhalob und zwischen 1986 und 1998 zu α -oligohalob bis -mesohalob statt. Allerdings weisen die Autoren darauf hin, dass die α -oligohaloben Verhältnisse noch nicht konstant sind. Was den Übergang von α -oligohaloben (limnetischen) zu β -mesohaloben (Brackwasser-)Verhältnissen betrifft, verzeichnen sie eine maximale Chloridkonzentration von 600 mg/l. Sie geben an, dass zur Gewährleistung α -oligohalober Verhältnisse eine maximale Chloridkonzentration von 400 mg/l nicht überschritten werden darf.

Beispiel 2 : Überwachung der biologischen Güte des Rheins

Ein Beispiel neueren Datums für die Beurteilung der Auswirkung der biologischen Gesamtqualität eines Fließgewässers stammt von der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR), die 2009 eine Synthese der von 2006-2008 am Rhein erhobenen Daten erstellt hat (IKSR, 2009). Ein Abschnitt beschäftigt sich mit der Struktur der Gemeinschaften benthischer Kieselalgen (vorkommende Arten und Dominanzverhältnisse) und mit den Veränderungen, denen diese im Längsprofil des Rheins unterliegen. Zur Ermittlung der verschiedenen Grade der Salzbelastung wird der Halobienindex (Ziemann *et al.*, 1999) angewandt. Die wesentliche Schlussfolgerung dieses Berichtes ist, **dass die Salzbelastung vom Hochrhein bis zum Mittelrhein vernachlässigbar ist, im Unterlauf des Rheins hingegen schwach, aber durchgängig.**

In Hochrhein, Oberrhein und Mittelrhein schwanken die Salzindexwerte zwischen 0 und 10; es handelt sich also um typische Süßwasserabschnitte (β -oligohalob) mit nur wenigen erhöhten Salzgehalten, die lokal begrenzt sind. Am Unterrhein ist die Lage anders : hier schwanken die Indexwerte fast immer zwischen 10 und 20, was einer zwar schwachen, aber durchgängigen Salzbelastung entspricht (α -oligohalob). Die dichtesten und häufigsten halophilen Diatomeenbestände sind *Navicula recens*, *Nitzschia frustulum* und *N. inconspicua*, stellenweise begleitet von einigen weiteren Salzindikatoren (*Bacillaria paradoxa*, *Nitzschia constricta*, *N. filiformis*).

Wichtige Anmerkung zur Kieselalgen-Probenahme

Zu Beginn der Methode beruhte die Anwendung dieses Indexes auf der Berücksichtigung benthischer (epilithischer, epiphytischer und epipsammischer) Kieselalgenbestände. Ziemann *et al.* (2001) schlugen eine gemischte Probenahme an fünf Substraten vor, darunter eine Netzprobe, die übrigen an unterschiedlichen Substraten. Später wurde die Anwendung dieses Indexes auf Phytoplanktondiatomeen ausgedehnt (vgl. weiter unten, insbesondere bei Mischke *et al.*, 2005).

Beispiel 3 : Anwendung im Rahmen der PHYLIB-Methode (Schaumburg *et al.*, 2005)

Der Halobienindex wird in Deutschland zurzeit zur Bewertung der Fließgewässerqualität herangezogen. Diese Anwendung stimmt mit der

europäischen Wasserrahmenrichtlinie überein, wonach die Qualität von Fließgewässern anhand von Bioindikatoren (Kieselalgen, Makrophyten, Makroinvertebraten, Fischen) zu bewerten ist. Diese Bewertung hat dergestalt zu erfolgen, dass die Abweichung zum für jeden Fließgewässertyp ermittelten Referenzzustand gemessen wird.

Mit der entsprechenden Weiterentwicklung dieser Methode betraute die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) das Bayerische Landesamt für Wasserwirtschaft.

In diesen Programmen ist der Halobienindex eine „Kernmetrik“ des Moduls Benthische Kieselalgen. Bei der Bewertung der Gewässergüte überlagert nämlich ein sehr hoher Salzgehalt Verschlechterungen der Saprobie und/oder Trophie, die dann nicht mehr als solche erkennbar sind.

In Bezug auf die Trophie kann der Parameter Salzgehalt als zur Abwertung führend betrachtet werden. Bei Überschreitung der Note 15 wird der ökologische Status um eine Klasse herabgestuft.

Das Bewertungsmodul des *Halobienindex* (Ziemann et al., 1999) wurde überarbeitet: die Indikatorliste von Ziemann et al. (1999) wurde bezüglich taxonomischer Aspekte aktualisiert und von 167 auf 312 Taxa ausgedehnt. Es wurde so zusammengefasst, dass nunmehr nur noch drei Gruppen von Kieselalgen unterschieden werden:

HG = groupe des halobies hx = taxons haloxènes, hmp = taxons halophiles, mesohalobes et polyhalobes

Ein Halobienindexwert um 0 zeigt typisches Süßwasser an. Werte zwischen +10 und +30 zeigen einen etwas höheren Salzgehalt an. Über +30 ist der Salzgehalt mäßig, und über +50 liegt eine starke Aufsatzung vor.

Praktische Aspekte bei der Anwendung des Index

Nicht anwendbar ist der Halobienindex auf Gewässer unter natürlichem Salzeinfluss und auf von einer Brackwasserquelle beeinflusste Gewässer.

Daten aus Mitteleuropa zeigen, dass der Halobienindex von der Probenahmesaison abhängen kann (Ziemann et al., 2001), die sowohl die Abflussverhältnisse als auch die vorhandenen Gemeinschaften entscheidend beeinflusst. Im Frühjahr kann der Anteil der einzelnen Toleranzklassen sich schnell ändern, weshalb es empfehlenswerter ist, die Probenahme im Herbst durchzuführen. Dann sind die Gemeinschaften gewöhnlich stabiler. Es wurde auch über unterschiedliche Ergebnisse je nach beprobtem Substrat berichtet (Kieselsteine, größere Steine, Makrophyten). Der Vergleich der Halobienindizes sollte sich folglich auf identische Jahreszeiten, Abflussverhältnisse und sogar Substrate beschränken (Ziemann & Schulz, 2011).

Die Auswirkungen des Salzgehalts auf Kieselalgen und mittelbar auf den Halobienindex hängen von der Ionenzusammensetzung und vom chemisch-physikalischen Kontext ab. In sehr salzhaltigem Wasser beispielsweise treten toxische Effekte bei hohem Kaliumgehalt schneller auf (Ziemann & Schulz, 2011). Im Übrigen ist anerkannt, dass die Toxizität anderer belastender Verbindungen die Auswirkungen des Salzgehalts auf Kieselalgen verschleiern kann. Die Verwendung des Halobienindex als Indikator einer Salzstörung verbietet sich dann (Ziemann & Schulz, 2011).

6.4 Anpassung der Halobienmethode für Phytoplankton (Mischke *et al.*, 2005)

Mischke und Kollegen haben ein im Rahmen der WRRL umzusetzendes Bewertungssystem für Flüsse anhand von Phytoplankton entwickelt. Dabei werden verschiedene Aspekte der Gewässerqualität beurteilt, darunter der Trophiegrad. Eine anthropogene Aufsalzung von Fließgewässern kann durch Verdrängung der halophoben Arten Störungen des Trophiebewertung anhand des Phytoplanktons nach sich ziehen.

Die Autoren haben einen neuen Phytoplanktonindex der Halobien definiert, der auf der Verteilung ausgewählter Phytoplanktontaxa und ihrer Toleranz für Salzstress basiert. Dieser Index kann zu einer Herabstufung des Durchschnittswerts der Ergebnisse der Trophiemerkmale führen.

Zur Entwicklung dieses neuen Indexes werden Phytoplankton-Indikatortaxa nach ihrer bevorzugten Verteilung entlang eines Chloridgradienten verwendet. Das berücksichtigte Artenspektrum umfasst Kieselalgen, aber auch andere Algengruppen.

Der Halobienwert wird berechnet, indem der Prozentsatz des Biovolumens eines jeden Indikatortaxons (Dominanzwert) zur Mitte der Vegetationsperiode mit dem Wert des Halobienindex (HIW) und dem Gewichtungsfaktor (GF) multipliziert wird.

$$\text{Halobienwert (TH)} = (\text{Dominanzwert} + 1) * \text{HIW} * \text{GF}$$

Danach gilt es, die Summe aller halophilen Werte der Indikatortaxa zu bilden, davon die Summe aller halophoben Taxa abzuziehen und die so erhaltene Differenz durch die Summe aller mesohaloben Arten zu dividieren.

Dies kommt durch den Haloben Phytoplanktonindex (HI) nach folgender Formel zum Ausdruck:

$$\text{HI} = \frac{(\sum \text{TH halophiler Taxa}) - (\sum \text{TH halophober Taxa})}{(\sum \text{TH mesohalober Taxa})}$$

Der Wert des Phytoplankton-Halobienindex entspricht folgenden Klassen :

<3 nicht oder schwach salzhaltiges Gewässer	Herabstufung um mind. 2 Klassen
3 -15 leicht bis wenig salzhaltiges Gewässer	Herabstufung um 3 Klassen
> 15 bis stark salzhaltiges Gewässer	Herabstufung um mind. 4 Klassen

Für die vorliegende Analyse wurden 5 Salzklassen festgelegt, wobei ausschließlich die Chloridkonzentrationen (jahreszeitliche Mittel) zugrundegelegt wurden, obwohl auch andere Ionen zur Aufsalzung des Flusses beitragen können (Ziemann *et al.*, 1999). Extremwerte unter 50 mg/l oder über 500 mg/l entsprechen Qualitätszuständen vom sehr guten bis zum schlechten Zustand.

Ist der Index größer als der Mittelwert der Trophieparameter und größer als 2, so führt dies zur Abwertung des Gesamtbewertungsindex. Ist der Index kleiner

(besser) als der Mittelwert der Trophieparameter, führt dies zu keinerlei Verbesserung des Gesamtbewertungsindex.

Anwendungsbeschränkungen

Der Index darf weder im Brackwasser noch in Flusstypen verwendet werden, die dem Einfluss der Gezeiten unterliegen. Für diese Fließgewässertypen (Typ 22 und 23) müssen die Tests im Rahmen des Praxistests des planktischen Halobienindex aus dem Jahr 2005 auf Salzindikatortaxa und auf einen speziellen Index dieser Gewässertypen verlängert werden. Andererseits muss die Anzahl der Indikatortaxa für die Berechnung mindestens 5 betragen.

Anwendung des Indexes

Dieser Index kann insbesondere verwendet werden, um die Verbesserung bei der Verringerung des Salzgehaltes bestimmter Gewässer zu beurteilen.

Ein Anwendungsbeispiel liegt seit der biologischen Überwachung der niedersächsischen Marschgewässer gemäß WRRL vor (Pilotprojekt Marschgewässer Niedersachsen: Teilprojekt Phytoplankton / Phytobenthos, 2006). Ziel dieser Untersuchung war es, die vorhandenen Daten zusammenzustellen und ein Verfahren zu Bewertung der Phytoplankton- und Algenkomponenten in den niedersächsischen Marschgewässern zu entwickeln. Dazu wurde der Rahmen des Phylib-Moduls (Schaumburg *et al.*, 2005) gewählt. Zur Einschätzung des Aufsalzungsgrades wurde der Halobienindex auf das Phytobenthos angewandt und der Index von Mischke *et al.* (2005) auf das Phytoplankton.

6.5 Ansatz auf der Grundlage von Ciliatengemeinschaften (Nolting & Rustige, 1999)

Albrecht (1983) hat bewimperte Protozoengemeinschaften in Abhängigkeit unterschiedlicher Salzpegel beschrieben. Auf dieser Grundlage haben Nolting & Rustige (1999) in der Folge ein Bioindikationsverfahren zur Beurteilung der Folgen von Salzeinleitungen aus Kaliminen vorgeschlagen. Benthische Ciliatengemeinschaften werden von natürlichem Substrat wie Kieselsteine, Holz oder Makrophyten gesammelt; es kann aber auch künstliches Substrat verwendet werden, das 2-4 Wochen lang auslag. Die mikroskopische Untersuchung der vorkommenden Arten ermöglicht es, anhand der für diese Arten bekannten Salzempfindlichkeit den Chloridgehalt zu bewerten (Rustige *et al.*, 1997).

Trotz des ökologischen Gruppeninteresses wurde dies bisher nur wenig untersucht (Ziemann & Schulz, 2011). Wahrscheinlich ist die systematische Bestimmung ein technisches Hemmnis bei der Anwendung dieses Verfahrens, das darüber hinaus den Nachteil hat, dass die Ergebnisse nicht in Indexform zusammengefasst werden.

6.6 Entwicklungsmethode: SPEAR salinity

Ursprünglich wurde der SPEAR-Index (*SPEcies At Risk*) konzipiert, um die Auswirkung von Pestiziden aus der Landwirtschaft auf Süßwasserökosysteme zu bewerten. Angesichts der Vielfalt der in Frage kommenden Moleküle, ihrer sehr

unterschiedlichen natürlichen Konzentration im Gewässer sowie ihrer Interaktion mit anderen Faktoren wurde sehr schnell ein Vorgehen auf der Ebene der Gemeinschaften erforderlich. Der SPEAR-Pestizid-Index stellt zwischen dem Belastungsgrad und der Veränderung der Merkmale der Invertebratengemeinschaften eine potenzielle Verbindung her. Nachdem er in Frankreich, Deutschland und Finnland erfolgreich getestet wurde, hat er sich als recht unabhängig von anderen abiotischen Probenahmebedingungen als dem Pestizidgehalt erwiesen.

Das Vorgehen beruht auf der Verwendung einer Artendatenbasis, die die Empfindlichkeit für organische Belastungen mit biologischen Merkmalen des Lebenszyklus' verbindet (von der Ohe and Liess 2004).

Derzeit wird ein « SPEAR salinity »-Index entwickelt, der eine Aufsatzung des Wassers anzeigen soll. Dabei werden Merkmale einer physiologischen Empfindlichkeit eingebunden. Dieser Index wird derzeit in Australien ausschließlich für Makrozoobenthos entwickelt.

6.7 Biozönotische Indikatoren

Biozönotische Indikatoren beschreiben die Zusammensetzung oder die Struktur einer Gemeinschaft. Die einfachsten sind die Artenzahl (= Reichtum), die Individuenzahl (= Abundanz) oder auch die Vielfalt. Welches Kompartiment man auch betrachtet: Es ist schwierig, eine Schwelle festzulegen, oberhalb derer eine Auswirkung des Salzgehalts nachweisbar wird. Obwohl es zu dieser Frage keinen Konsens gibt, zeigt sich oft, dass eine Aufsatzung zu einer Verringerung des Artenreichtums führt (Abb. 15), indem sie den reinen Süßwasserarten kein Überleben ermöglicht.

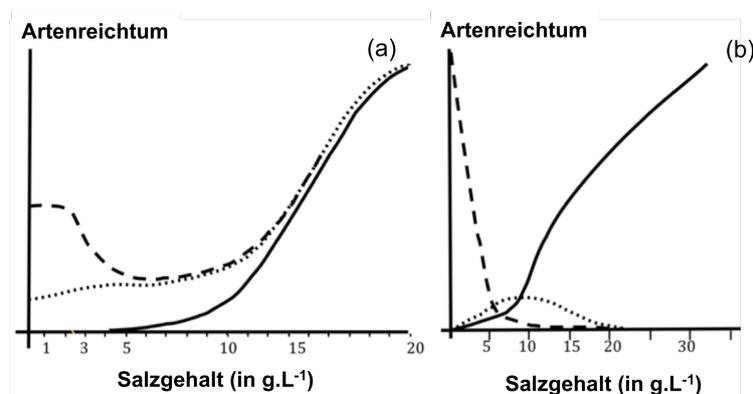


Abb. 15. Relative Anzahl von Süßwasserarten (- -), Brackwasserarten (...) und Meerwasserarten (—) in Abhängigkeit des Salzgehalts nach (a) Mordukai-Boltovskoi (1964) et (b) Remane (1934)

Beim Kompartiment der Makroinvertebraten sind die Salzgehalte, oberhalb derer eine signifikante Abnahme des Artenreichtums (> 30 %) beobachtet wird, sehr variabel (Tabelle IV).

Tabelle IV : Salzgehalte, oberhalb derer eine Abnahme des Artenreichtums um mehr als 30 % beobachtet wird:

Salzgehalt (g/l)	Verweis
0,3 bis 0,5	Bunn & Davies, 1992 ; Gallardo-Mayenco, 1994 ; Halse et al., 1998
1	Hart et al., 1990 ; 1991 ; Metzeling, 1993 ; Rundle et al., 1998
1.5	Muñoz & Prat, 1994
3	Alcocer et al., 1998
5 bis 6	Short et al., 1991

Wenig untersucht wurde die Auswirkung des Salzgehalts auf die Funktionsfähigkeit der Gemeinschaften und Biozöosen. Einigen Autoren ist es gelungen, die Auswirkung des Salzgehalts auf die einzelnen trophischen Gruppen der Makroinvertebraten nachzuweisen. Eine in den Vereinigten Staaten durchgeführte Untersuchung an Stellen mit einem Salzgehalt von 0,12 bis 31 g.L⁻¹ zeigt, dass an den Stationen über 2 g.L⁻¹ die Räuber sehr stark zunehmen und die Schaber (*scrapers*) stark abnehmen (Verschwinden der Eintagsfliegen), während das Periphyton und größere organische Partikel offenbar nicht beeinträchtigt werden (Short *et al.*, 1991). Eine spanische Untersuchung untermauert diese Beobachtungen durch den Nachweis, dass sich bei einem Salzgehalt von 1.5 g.L⁻¹ die Häufigkeit von Räufern verdoppelt und die der Zerkleinerer (*shredders*) versiebenfacht (Muñoz & Prat, 1994). Darüber hinaus verzeichnen die Autoren das Auftreten von Filtrierern und eine leichte Zunahme der Sammler. Gleichzeitig beobachten sie das nahezu vollständige Verschwinden der bei schwächerem Salzgehalt überwiegenden Feinsedimentfresser. Veränderungen der trophischen Strukturen verändern so die Bedeutung der Makroinvertebraten im Stoffkreislauf, aber auch die Energietransfers vom Benthos zum Pelagos.

6.8 Populationsindizes

Es gibt keine allgemein anerkannte Methode zum Nachweis eines Salzstresses auf der Grundlage einer Populationsanalyse. Jedoch müsste es möglich sein, die Auswirkung des Salzgehaltes aufzuzeigen, indem man die Lebenszyklen und die lebensgeschichtlichen Merkmale der Arten analysiert. Manche Arten reproduzieren oder entwickeln sich nur ab einer bestimmten Salzschwelle (beispielsweise bei *Corbicula japonica* 1,2 bzw. 3 g.L⁻¹ - Baba *et al.*, 1999) oder unterhalb eines Grenzwertes. So geht die Fortpflanzung der in der Mosel vorkommenden *Dreissena polymorpha* ab 1,7 g.L⁻¹ stark zurück und findet gar nicht mehr statt, wenn der Salzgehalt 7 g.L⁻¹ überschreitet, und zwar weil die Beweglichkeit der Samenzellen abnimmt und weil der osmotische Druck zu einer Ruptur der Oocytenmembran führt (Fong *et al.*, 1995). Beim Muschelkrebs *Darwinula stevensoni* wird ebenso wie beim Ruderfußkrebs *Boeckella hamata* ab 1,35 g.L⁻¹ (Gandolfi *et al.*, 2001) bzw. ab 1 g.L⁻¹ (Hall & Burns, 2001) eine signifikante Abnahme der Fruchtbarkeit festgestellt. Versuche mit der Eintagsfliege *Heptagenia limbata* haben gezeigt, dass die Wachstumsrate dieser Art mit steigendem Salzgehalt von 0 bis 4 g.L⁻¹ abnahm ; höhere Salzgehalte konnte die Art nicht überleben. Beim Flohkrebs *Gammarus tigrinus* hingegen ist die Wachstumsrate bei Salzgehalten über 3,8 g.L⁻¹ maximal (Savage, 1982).

Eine Schwierigkeit bei der Verwendung dieser Indikatoren hängt damit zusammen, dass zwischen Populationen oder Entwicklungsstadien ein- und derselben Art Toleranzschwankungen beobachtet werden können. So liegt die LC50 (72 h) von Köcherfliegenlarven der Gattung *Anisocentropus* bei etwa $15,6 \text{ g.L}^{-1}$, (Kefford *et al.*, 2003) während die Embryonen Salzgehalte über $4,3 \text{ g.L}^{-1}$ nicht überleben (Kefford *et al.*, 2004).

7. Schlussfolgerungen

Die Aufsalzung der Mosel weist mehrere besondere Eigenarten auf:

- erhöhter Gesamtsalzgehalt insgesamt, der nicht nur den Chloridionen zuzuschreiben ist,
- Werte, die angesichts der anthropogenen Salzquellen recht unabhängig von den jahreszeitlichen Abflussschwankungen sind. Die zeitlichen Einflüsse (Monate und Jahre) auf den Gesamtsalzgehalt sind an den von uns untersuchten französischen Probestellen nicht sehr ausgeprägt, an den deutschen Probestellen etwas stärker. Mit anderen Worten ist die zeitliche Wirkung umso ausgeprägter, je weiter flussabwärts eine Probestelle im Einzugsgebiet gelegen ist.

Die untere Meurthe ist das Aufnahmegewässer der Salzeinleitungen (genauer gesagt der Calciumchlorideinleitungen, CaCl_2) aus der lothringischen Salzindustrie (Sodawerke). Dadurch erhöht sich die mittlere Leitfähigkeit der Mosel nach der Meurthemündung ($3230 \text{ }\mu\text{S/cm}$ und $951,8 \text{ mg/l}$ Chlorid) von $383 \text{ }\mu\text{S/cm}$ ($17,2 \text{ mg/l}$ Chlorid) auf $1578 \text{ }\mu\text{S/cm}$ ($389,3 \text{ mg/l}$ Chlorid). Im weiteren Verlauf der Mosel tragen die Wässer aus dem lothringischen Eisenerzbecken nicht zu vernachlässigende Mengen an Sulfat ein ($119,4 \text{ mg/l}$ in Palzem gegenüber $77,3 \text{ mg/l}$ in Hauconcourt – Monatsmittel des Jahres 2008). Der Salzgehalt der Saar, der hauptsächlich auf Sulfat zurückzuführen ist, ist vergleichsweise geringer als der der Mosel, weshalb die Gesamtsalzgehalt in Koblenz durch Verdünnungseffekte geringer ist, auch wenn die mittlere monatliche Chloridkonzentration 2008 immer noch 177 mg/l beträgt und die mittlere monatliche Sulfatkonzentration 82 mg/l . Dies bedeutet u.a., dass die Erhöhung der Gesamtsalzgehalt nicht ausschließlich den Chloridionen zuzuschreiben ist, selbst wenn diese mit Calcium und Bicarbonationen erheblich an der Salinität des Wassers beteiligt sind.

In Deutschland basieren die Regeln zur Begrenzung der industriellen Kalieinleitungen in die Werra auf Grenzwerten für Chlorid oder für den Gesamtsalzgehalt, aber unter ökologischen Gesichtspunkten scheinen manchen Autoren auch Grenzwerte für Kalium- und Magnesiumkonzentrationen unerlässlich (Braukmann & Böhme, 2011). Die toxische Wirkung dieser Ionen auf die Fauna ist bedeutender als ihr Anteil an dem Gesamtsalzgehalt. Zum Schutz des aquatischen Lebens müssen die Chlorideinleitungen beschränkt werden; dies reicht aber nicht aus, sondern das gesamte Ionenspektrum muss berücksichtigt werden.

Es gibt zwar potenzielle Indikatoren für eine Erhöhung des Salzgehalts, diese ergeben sich aber aus einer fallweisen gutachterlichen Betrachtung der am Fluss erhobenen Daten, da es entweder keine standardisierten Methoden gibt oder diese schwer anwendbar sind. Die am weitesten entwickelten Methoden basieren auf einer Analyse der Kieselalpengemeinschaften.

Aus dieser Zusammenfassung geht hervor, dass Gesamtsalzgehalt zwischen 1 und 2 g/l nach der Literatur die Schwellenwerte darstellen könnten, oberhalb derer die Biozönosen geschädigt werden. Zwar wird häufig ein Grenzwert von 1 g/l erwähnt, es darf jedoch nicht übersehen werden, dass unser Verständnis dieser Vorgänge aus Studien an unteren Flussläufen resultiert, wo die Salzeinträge (oft seit langem) bereits vorhanden sind. Andere Ökosysteme könnten sich so als empfindlicher herausstellen und auf Konzentrationen unterhalb dieses Werts reagieren. Noch anders ausgedrückt, entsprechen Salzgehalte unter 1 g/l nicht unbedingt gesunden Ökosystemen.

Manche biologischen Gruppen sind toleranter als andere, je nachdem, ob sie marine Vorfahren haben oder ob sie einer im Laufe von Generationen selektierten Geschlechterfolge entstammen. Die biologischen Kompartimente, die einer Aufsalzung des Süßwassers gegenüber am tolerantesten sind, wären adulte Fische, gefolgt von den Makroinvertebraten. Weniger tolerant wären Süßwasseralgen, Wasserpflanzen und Mikroinvertebraten. Eine steigende Salzbelastung führt im Allgemeinen zu einer Verringerung ihres Artenreichtums und ihrer Abundanz. Die Süßwasservertreter dieser Gruppen vertragen selten Konzentrationen von mehr als 3 g/l, was gemeinhin als Grenze zwischen Süß- und Brackwasser anerkannt wird.

Es erscheint interessant, die vorliegende Arbeit mit zwei Schwerpunkten fortzusetzen: Ein erster Schwerpunkt wäre eine jährliche Analyse der zeitlichen Entwicklung der Salinität entlang der Mosel, ausgehend von den physikalisch-chemischen Datenerhebungen. Dadurch würde besser verständlich, welche Faktoren die Variabilität dieses Parameters beeinflussen. Der zweite Schwerpunkt wäre eher auf die Auswirkung des Salzgehalts auf die Biozönosen ausgerichtet, wobei insbesondere die Überwachungsdaten herangezogen würden, die sich auf die Kieselalpengemeinschaften beziehen. Diese Lebewesen könnten frühzeitig die Auswirkungen einer veränderten Wassermineralisierung signalisieren. Da das Ionenspektrum der Mosel recht einzigartig ist, könnte eine Untersuchung der toxischen Auswirkungen dieser einzelnen Ionen zum besseren Verständnis dessen beitragen, wie die Biozönosen je nach Art der anthropogenen Salzquelle beeinflusst werden. Für diesen Ansatz stellen die Wirbellosen das geeignetste Kompartiment dar.

8. Literaturverzeichnis

- Agence de l'Eau Rhin - Meuse, 2005. Directive cadre sur l'eau. La synthèse de l'état des lieux des districts hydrographiques Rhin et Meuse. Document en ligne : http://www.eau2015-rhin-meuse.fr/fr/etat/district-rhin/page_03_02_07_04_a.php
- Alcocer J., Escobar E., Lugo A., Peralta L., 1998. Littoral benthos of the saline crater lakes of the basin of Oriental, Mexico. *International Journal of Salt Lake Research* **7**: 87-108.
- Allakhverdiev S.I., Nishiyama Y., Miyairi S., Yamamoto H., Inagaki N., Kanesaki Y., Murata N., 2002. Salt stress inhibits the repair of photodamaged photosystem II by suppressing the transcription and translation of psbA genes in *Synechocystis*. *Plant Physiol.* **130**: 1443-1453.
- Arts I., Sary M., 2000. Cartographie des débits d'étiage: application au bassin de la Meurthe. *Revue Géographique de l'Est* **40**, 35-46.
- Azam F., Hemmingsen B.B., Volcani B.E., 1974. Role of silicon in diatom metabolism. V. Silicic acid transport and metabolism in the heterotrophic diatom *Nitzschia alba*. *Arch. Microbiol.* **97**: 103-114.
- Baba K., Tada M., Kawajiri T., Kuwahara Y., 1999. Effects of temperature and salinity on spawning of the brackish water bivalve *Corbicula japonica* in Lake Abashiri, Hokkaido, Japan. *Marine Ecology - Progress Series* **180**: 213-221.
- Bäthe J., Coring E., 2011. Biological effects of anthropogenic salt-load on the aquatic Fauna: A synthesis of 17 years of biological survey on the rivers Werra and Weser. *Limnologica* (im Druck).
- Bayly I.A.E., 1969. The occurrence of calanoid copepods in athlassic saline waters in relation to salinity and ionic proportions. *Int. Ver. Theoret. und Angewandte Limnol.* **17** : 449-455.
- Bisson M.A., Kirst G.O., 1995. Osmotic acclimation and turgor pressure regulation in algae. *Naturwissenschaften* **82**: 461-471.
- Blinn D.W., 1991. Diatom community structure along physico-chemical gradients in saline lakes. *Ecology* **74**: 1246-1263.
- Bloom A.M., Moser K.A., Porinchu D.F., MacDonald G.M., 2003. Diatom-inference models for surface-water temperature and salinity developed from a 57-lake calibration set from the Sierra Nevada, California, USA. *J. Paleolimnol.* **29**: 235-255.
- Boeuf G., Payan P., 2001. How should salinity influence fish growth? *J. Comp. Physiol. C* **130** : 411-423.
- Bohnert H.J., Ayoubi P., et al. 2004. A genomics approach towards salt stress tolerance. *Plant Pysiol. Biochem.* **39**: 295-311.

- Bonis A., Grillas P., Van Wijck C., Lepart C., 1993. The effects of salinity on the reproduction of coastal submerged macrophytes in experimental communities. *J. Veg. Sci.* 4: 461-468.
- Braukmann U., Böhme D., 2011. Salt pollution of the middle and lower sections of the river Werra (Germany) and its impact on benthic macroinvertebrates. *Limnologica* (im Druck).
- Brock M.A., 1985. The ecology of halophytes in the south-east of South Australia. *Hydrobiologia* 81 : 23-32.
- Brock M.A., Shiel R.J., 1983. The composition of aquatic communities on saline wetlands in Western Australia. *Hydrobiologia* 105 : 77-84.
- Brooks S., Platvoet D., Lloyd M.C., 2008. Cation regulation and alteration of water permeability in the amphipod *Dikerogammarus villosus*: an indicator of invasion potential. *Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie* 172 : 183-189.
- Bruijs M.C.M., Kelleher B., van der Velde G., bij de Vaate A., 2001. Oxygen consumption, temperature and salinity tolerance of the invasive amphipod *Dikerogammarus villosus*: indicators of further dispersal via ballast water transport. *Archiv für Hydrobiologie* 152: 633-646.
- Bunn S.E., Davies P.M., 1992. Community structure of macroinvertebrate fauna and water quality of saline river system in south-western Australia. *Hydrobiologia* **248**: 143-160.
- Busse S., Jahn R., Schulz C.J., 1999. Desalinization of Running Waters II. Benthic Diatom Communities: A Comparative Field Study on Responses to Decreasing Salinities. *Limnologica* 29: 465-474
- Campbell C.E., 1994. Seasonal zooplankton fauna of salt évaporation basins in South Australia. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 45 : 199-208.
- Chadwick M.A., Feminella J.W., 2001. Influence of salinity and temperature on the growth and production of a freshwater mayfly in the Lower Mobile River, Alabama. *Limnology and Oceanography* **46**: 532-542.
- Cole J.J., Findlay S., Pace M.L., 1988. Bacterial production in fresh and salt water ecosystems : a cross-system overview. *Marine Ecology Progress Series* 43 : 1-10.
- Cook F.S., Colemann P.S.J., 2007. Benthic diatoms in the salinas of the Dry Creek saltfields, South Australia. *Hydrobiologia* **576**: 61-68.
- Coring E., Bäche J., 2011. Effects of reduced salt concentrations on plant communities in the River Werra (Germany). *Limnologica* (im Druck).

- Deegan B., Harrington T.J., Dundon P., 2005. Effects of salinity and inundation regime on growth and distribution of *Schoenoplectus triqueter*. *Aquatic Botany* 81: 199–211
- Dell’Uomo, A., 2004. L’indice diatomico di eutrofizzazione/polluzione (EPI-D) nel monitoraggio delle acque correnti. Linee guida. APAT, ARPAT, CTN_AIM, Roma, Firenze, 101 pp.
- Demirezen-Yilman D., Uruc-Parlak K., soumis. Modelling the influence of salinity and water deficiency on growth and biomass of *Groenlandia densa* (Potamogetonaceae).
- Devin S., Beisel J.-N. 2007.** Biological and ecological characteristics of invasive species: a gammarid study. ***Biological Invasions* 9: 13-24.**
- Di Nino F., Thiébaud G., Muller S., 2007. Phenology and phenotypic variation of genetically uniform populations of *Elodea nuttallii* (Planch.) H. St John at sites of different trophic states. *Fundamental and applied limnology Archiv für hydrobiologie*, 168(4): 335-343.
- Di Nino F., 2008. Phénoplasticité-polymorphisme génétique, gestion conservatoire du genre *Elodea*. Thèse en Sciences de la Vie, spécialité écologie, Université Paul Verlaine-Metz, 214 p.
- Dickson D.M.J., Kirst G.O. 1987. Osmotic adjustment in marine eukaryotic algae: the role of inorganic ions, quaternary ammonium, tertiary sulphonium and carbohydrate solutes. II. Prasinophytes and Haptophytes. *New Phytol.* **106**: 657-666.
- Eilers R.G., Eilers W.D., Pettapiece W.W., Lelyk G., 1995. Salinisation du sol. In *La santé de nos sols : vers une agriculture durable au Canada*, (eds. D.F. Acton and L.J. Gregorich), pp. 76-86, Centre de recherches sur les terres et les ressources biologiques, Direction générale de la recherche, Agriculture et Agroalimentaire Canada, Ottawa.
- Erdmann N., Hagemann M., 2001. Salt acclimatation of algae and cyanobacteria: a comparison. In: *Algal Adaptation to Environmental Stress* (eds L.C. Rai and J.P. Gaur). Springer.
- Estrela T., Marcuello C., Iglesias A., 1996. Water resources problems in southern Europe an overview report, pp. 1-49, European Environment Agency.
- Findlay S., Pace M.L., Lints D., Cole J.J., Caraco N.F., Peierls B., 1991. Weak coupling of bacterial and algal production in a heterotrophic ecosystem : the Hudson River. *Limnology and Oceanography* 36 : 268-278.
- Fong P.P., Kyojuka K., Duncan J., Rynkowski S., Mekasha D., Ram J.L., 1995. The effect of salinity and temperature on spawning and fertilization in the zebra mussel *Dreissena polymorpha* (Pallas) from North America. *Biological Bulletin* **189**: 320-329.

- Fritz S.C., Juggins S., Battarbee R.W., 1993. Diatom assemblages and ionic characterization of lakes of the Northern Great Plains, North America: A tool for reconstructing past salinity and climate fluctuations. *Can. J. Fish. Aq. Sci.* **50**: 1844-1856.
- Gallardo-Mayenco A., 1994. Freshwater macroinvertebrate distribution in two basins with different salinity gradients (Guadalete and Guadaira river basins, south-western Spain). *International journal of Salt Lake Research* **3**: 75-91.
- Gandolfi A., Akon Todeschi E.B., Van Doninck K., Rossi V., Menozzi P., 2001. Salinity tolerance of *Darwinula stevensoni* (Crustacea, Ostracoda). *Italian Journal of Zoology* **68**: 61-67.
- Gasse F., Juggins S., Khelifa L.B., 1995. Diatom-based transfer functions for inferring past hydrochemical characteristics of African lakes. *Paleogeogr. Paleoclimatol. Paleoecol.* **117**: 31-54.
- Green J., Mengestou S., 1991. Specific diversity and community structure of Rotifera in a salinity series of Ethiopian inland waters. *Hydrobiologia* **209** : 95-106.
- Grigorovich I.A., Angradi T.R., Emery E.B., Wooten M.S., 2008. Invasion of the Upper Mississippi River system by saltwater amphipods. *Fund. Appl. Limnol.* **173** : 67-77.
- Grillas P., 1990. Distribution of submerged macrophytes in the Camargue in relation to environmental factors. *J. Veget. Sci.* **1**: 393-402.
- Grillas P., van Wijck C., Bonis A., 1993. The effect of salinity on dominance-diversity relations on experimental coastal macrophytes communities. *J. Veget. Sci.* **4**: 463-460.
- Gruszka P., 1999. The River Odra Estuary as a Gateway for alien species immigration to the Baltic Sea Basin. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* **27** : 374-382.
- Hall C.J., Burns C.W., 2001. Effects of salinity and temperature on survival and reproduction of *Boeckella hamata* (Copepoda : Calanoida) from a periodically brackish lake. *Journal of Plankton Research* **23**: 97-103.
- Halse S.A., Shiel R.J., Williams W.D., 1998. Aquatic invertebrates of Lake Gregory, northwestern Australia, in relation to salinity and ionic composition. *Hydrobiologia* **381**: 15-29.
- Hassell K.L., Kefford B.J., Nuggeoda D., 2006. Sub-lethal and chronic lethal salinity tolerance of three freshwater insects: *Cloeon* sp. and *Centroptilum* sp. (Ephemeroptera: Baetidae) and *Chironomus* sp. (Diptera: Chironomidae). *J. Exp. Biol.* **209** : 4024-4032.
- Hare P.D., Cress W.A., 1997. Metabolic implications of stress-induced proline accumulation in plants. *Plant Growth Regulation* **21**: 79-102.

- Hart B.T., Bailey P., Edwards R., Hortle K., James K., McMahon A., Meredith C., Swadling K., 1990. Effects of salinity on river, stream and wetland ecosystems in Victoria, Australia. *Water Research* **24**: 1103-1117.
- Hart B.T., Bailey P., Edwards R., Hortle K., James K., McMahon A., Meredith C., Swadling K., 1991. A review of the salt sensitivity of the Australian freshwater biota. *Hydrobiologia* **210**: 105-144.
- Hobbie J.E., 1988. A comparison of the ecology of planktonic bacteria in fresh and salt water. *Limnology and Oceanography* **33** : 750-764.
- Horrigan N., Choy S., Marshall J., Recknagel F., 2005. Response of stream macroinvertebrates to changes in salinity and the development of a salinity index. *Mar. Freshwater Res.* **56** : 825-833.
- Horrigan N., Dunlop J.E., Kefford B.J., Zavahir F., 2007. Acute toxicity largely reflects the salinity sensitivity of stream macroinvertebrates derived using field distributions. *Mar. Freshwater Res.* **58**: 178-186.
- Hwang P.-P., Lee T.-H., 2007. New insights into fish ion regulation and mitochondrion-rich cells. *Comparative Biochemistry and Physiology (Part A)* **148** : 479-497.
- Hynes H.B.N., 1955. The reproductive cycling of some British freshwater Gammaridae. *Journal of Animal Ecology* **24**: 352-387.
- Internationale Kommissionen zum Schutze der Mosel und der Saar (IKSMS). 2005. Richtlinie 2000/60/DG – Internationale Flussgebietseinheit RHEIN – internationales Bearbeitungsgebiet „Mosel-Saar“ - Bestandsaufnahme. Online-Dokument:
http://www.iksms.de/servlet/is/411/Bestandsaufnahme_MS_V3_Textteil.pdf?command=downloadContent&filename=Bestandsaufnahme_MS_V3_Textteil.pdf
- Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR), 2009. Rheinmessprogramm Biologie 2006/2007, Teil II-C (Teilkompartment Phytobenthos) Benthische Diatomeen im Rhein. Bericht Nr. 171 2009, 33 S.
- Jahn R., 1990. Untersuchungen zur benthischen Diatomeenflora und -vegetation der Spree und angrenzender Kanäle im innerstädtischen Gebiet von Berlin (West). Dissertation am Fachbereich Biologie der Freien Universität Berlin.
- James K.R., Hart B.T., 1993. Effect of salinity on four freshwater macrophytes. *Australian journal of marine and freshwater research* **44**(5) : 769-777.
- James K.R., Cant B., Ryan T., 2003. Responses of freshwater biota to rising salinity levels and implications for saline water management: a review. *Australian Journal of Botany*, **51**(6) : 703-713.
- Kashima K. 2003. The quantitative reconstruction of salinity changes using diatom

- assemblages in inland saline lakes in the central part of Turkey during the late Quaternary. *Quaternary International* **105**: 13-19.
- Kay W.R., Halse S.A., Scanlon M.D., Smith M., 2001. Distribution and environmental tolerances of aquatic macroinvertebrate families in the agricultural zone of southwestern Australia. *Journal of North American Benthological Society* **20**: 182-199.
- Kefford B.J., 1998a. The relationship between electrical conductivity and selected macroinvertebrate communities in four river systems of south-west Victoria, Australia. *International Journal of Salt Lake Research* **7**: 153-170.
- Kefford B.J., 1998b. Is salinity the only water quality parameter affected when saline water is disposed in rivers? *International Journal of Salt Lake Research* **7**: 285-300.
- Kefford B.J., 2000. The effect of saline water disposal: implication for monitoring programs and management. *Environmental Monitoring and Assessment* **63**: 313-327.
- Kefford B.J., Papas P.J., Nuggeoda D., 2003. Relative salinity tolerance of macroinvertebrates from the Barwon River, Victoria, Australia. *Marine and Freshwater Research* **54**: 755-765.
- Kefford B.J., Dalton A., Palmer C.G., Nuggeoda D., 2004. The salinity tolerance of eggs and hatchlings of selected aquatic macroinvertebrates in south-east Australia and South Africa. *Hydrobiologia* **517**: 179-192.
- Kefford B.J., Papas P.J., Metzeling L., Nuggeoda D., 2004b. Do laboratory salinity tolerances of freshwater animals correspond with their field salinity. *Environ. Pollut.* **129**: 355-362.
- Kefford B.J., Nuggeoda D., 2005. No evidence for a critical salinity thresholds for growth and reproduction of the freshwater snail *Physa acuta*. *Environ. Pollut.* **54** : 755–765.
- Kefford B.J., Zalizniak L., Nuggeoda D., 2006a. Growth of the damselfly *Ischnura heterosticta* is better in saline water than freshwater. *Environ. Pollut.* **141** : 409–419.
- Kefford B.J., Fields E.J., Nuggeoda D., Clay C., 2007. The salinity tolerance of riverine microinvertebrates from the southern Murray Darling Basin. *Mar. Freshw. Res.* **58** : 1019–1031.
- Kefford B.J., Reddy-Lopata K., Clay C., Hagen T., Parkanyi O., Nuggeoda N., 2011. Size of anal papillae in chironomids: Does it indicate their salinity stress? *Limnologica* (im Druck)
- Kipriyanova L.M., Yermolaeva N.I., Bezmaternykh D.M., Dvurechenskaya S.Y., Mitrofanova E.Y., 2007. Changes in the biota of Chany Lake along a salinity

- gradient. *Hydrobiologia*, 576: 83–93.
- Kirst G.O., 1990. Salinity tolerance of eukaryotic marine algae. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology* **41**: 21-53.
- Kolbe R.W., 1927. Zur Ökologie, Morphologie und Systematik der Brackwasser-Diatomeen - Die Kieselalgen des Sperenberger Salzgebiets. In: Kolwitz R. (ed.), *Pflanzenforschung* 7, S. 1-146. Jena.
- Konstantinov A.S., Martynova V.V., 1993. Effect of salinity fluctuations on energetics of juvenile fish. *J. Ichthyol.* 33 : 161-166.
- Krell A., 2006. Salt stress tolerance in the psychrophilic diatom *Fragilariopsis cylindrus*. Bremen, Universitaet Bremen: 120.
- Krell A., Funck D., Plettner I., John U., Dieckmann G., 2007. Regulation of Proline Metabolism Under Salt Stress in the Psychrophilic Diatom *Fragilariopsis Cylindrus* (Bacillariophyceae). *J. Phycol.* **43**: 753-762.
- Larson T.R., Rees T.A.V., 1994. Arrest of cell division but not protein synthesis in sodium deficient cells of the marine diatom *Phaeodactylum tricornutum* Bohlin. *Planta (Berl.)* **195**: 195-200.
- Larson T.T., Rees T.A.V., 1996. Changes in cell composition and lipid metabolism mediated by sodium and nitrogen availability in the marine diatom *Phaedactylum tricornutum* (Bacillariophyceae). *J. Phycol.* **32**: 388-393.
- Löfgren S., 2001. The chemical effects of deicing salt on soil and stream water of five catchments in Southeast Sweden. *Water, Air, & Soil Pollution* 130 : 863-868.
- Madern D., Ebel C., Zaccai G., 2000. Halophilic adaptation of enzymes. *Extremophiles* **4**: 91-98.
- Metzeling L. 1993. Benthic macroinvertebrate community structure in streams of different salinities. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* **44**: 335-351.
- Meybeck M., Helmer R., 1989. The quality of rivers: from pristine state to global pollution. In *Palaeogeogr. Palaeoclim., Palaeocol. (Global Planet Change Sec)*, pp. 283-309, Elsevier.
- Mischke U., Opitz D., *et al.*, 2005. Entwicklung eines Bewertungsverfahrens für Fließgewässer mittels Phytoplankton zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Endbericht zum LAWA-Vorhaben O 6.03 – IGB Berlin, 100p.
- Mittler R., 2002. Oxydative stress, antioxidants and stress tolerance. *Trends in Plant Science*, **7**: 405-410.

- Mordukhai-Boltovskoi F.D., 1964. Caspian fauna beyond the Caspian Sea. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie* **49**: 139-176.
- Muñoz I., Prat N., 1994. Macroinvertebrate community in the lower Ebro river (NE Spain). *Hydrobiologia* **286**: 65-78.
- Nielsen D.L., Hillman T.J., 2000. The status of research into the effects of dryland salinity on aquatic ecosystems. Technical report No. 4/2000. Coopertative research centre for freshwater ecology, Canberra.
- Nielsen D.L., Brock M.A., Crossle K., Harris K., Healy M., Jarosinski I., 2003. Effects of increasing salinity on freshwater ecosystems in Australia. *Australian Journal of Botany* **51**: 655-665.
- Paradis E., 2008. Effet de la salinité sur la compétition entre le roseau (*Phragmites australis*) et les quenouilles (*Typha spp.*). M.Sc. Thesis, Université de Montréal, Montréal.
- Pierre J.F., 1968. Etude hydrobiologique de la Meurthe. Contribution à l'écologie des populations algales. *Bull. Acad. Lorraine Sci.* **7**: 261-412.
- Pierre J.F., 1970a. Répartition des algues dans quelques formations de Lorraine. *Bull. Acad. Lorraine Sci.* **9**(1) : 168- 173.
- Pierre J.F., 1970b. Hydrobiologie du Sanon: contribution à l'étude des affluents de la Meurthe. *Bull. Acad. Lorraine Sci.* **9**: 534-542.
- Pierre J.F., 2005. Formation saumâtres et salées de la vallée de la Meurthe. I. Influence des rejets industriels. *Bull. Acad. Lorraine Sci.*, **44** : 1-4.
- Piscart C., 2004. Rôle de la salinité dans la dynamique et la régulation de la biodiversité des communautés de macroinvertébrés dulçaquicoles. Thèse de doctorat : Sciences de la vie, Ecologie-Hydrobiologie animale: Université de Metz. 224 p.
- Piscart C., Lecerf A., Usseglio-Polatera P., Moreteau J.C., Beisel J.-N., 2005a. Biodiversity patterns along a salinity gradient: The case of net-spinning caddisflies. *Biodiversity & Conservation* **14**: 2235-2249.
- Piscart C., Moreteau J.C., Beisel J.-N., 2005b. Biodiversity and structure of macroinvertebrate communities along a permanent salinity gradient. *Hydrobiologia* **551**: 227-236.
- Piscart C., Moreteau J.C., Beisel J.-N., **2005c. Decrease of fluctuating asymmetry among larval instars in an aquatic, holometabolous insect. Comptes Rendus de Biologie** **328**: 912-917.

- Piscart C., Usseglio-Polatera P., Moreteau J.C., Beisel J.-N., **2006**. The role of salinity in the selection of biological traits of freshwater invertebrates. *Arch. Hydrobiol.* 166(2): 185-198.
- Piscart C., Manach A., Copp G.H., Marmonier P., 2007. Distribution and microhabitats of native and non-native gammarids (Amphipoda, Crustacea) in Brittany, with particular reference to the endangered endemic sub-species *Gammarus duebeni celticus*. *J. Biogeogr.* 34 : 524–533.
- Piscart C., Bergerot B., Lafaille P., Marmonier P., 2010. Are amphipod invaders a threat to regional biodiversity? *Biol. Inv.* 12 : 853–863.
- Piscart C., Kefford B.J., Beisel J.-N., 2011. Are salinity tolerances of non-native macroinvertebrates in France an indicator of potential for their translocation in a new area? *Limnologica* (im Druck).
- Pinkster S., Smit H., Brandse-deJong N., 1977. The introduction of the alien amphipod *Gammarus tigrinus* Sexton, 1939, in the Netherlands and its competition with indigenous species. *Crustaceana Suppl.* 4 : 91–105.
- Potapova M., Charles D., 2003. Distribution of benthic diatoms in U.S. rivers in relation to conductivity and ionic composition. *Freshwater Biology*, 48 : 1311–1328.
- Potts W.T.W., 1954. The energetics of osmotic regulation in brackish- and freshwater animals. *J. Exp. Biol.* 31 : 618–630.
- Pourriot R., Snell T.W., 1993. Resting eggs in rotifers. *Hydrobiologia* 104 : 213-224.
- Pringle C.M., White D.S., Rice C.P., Tuchman M.L., 1981. The biological effects of chloride and sulfate with special emphasis on the Laurentian Great Lakes. University of Michigan, Great Lakes Research Division Publication 20. 51 pp.
- RECORD, 2009, Surveillance des impacts environnementaux d'effluents aqueux de sites industriels par les diatomées dulçaquicoles : Synthèse bibliographique, 105 pages, n°3-12/2007. ETUDE N° 3-12/07
- RECORD, 2009b, Surveillance des impacts environnementaux d'effluents aqueux de sites industriels par les diatomées dulçaquicoles : Trois exemples d'application en mésocosmes ou in situ, 66 pages, n°3-12/2007, rapport provisoire.
- Rees T.A.V., Cresswell R.C., Syretta P.J., 1980. Sodium-dependent uptake of nitrate and urea by a marine diatom. *Biochem. Biophys. Acta* **596**: 141-144.
- Remane A., 1934. Die Brackwasserfauna. *Verhandlungen der Deutschen Zoologischen Gesellschaft* **36**: 34-74.
- Riley J.P., 1965. Analytical chemistry of sea water. In: Riley J.P. & Skirrow G. (Eds.), *Chemical Oceanography*. Academic Press, London, pp. 295-424.

- Rimet F., Heudre D., Matte J.L., Mazuer P., 2006. Communautés de diatomées des bassins Moselle, Meuse et Sarre. Correspondance avec les Hydro-Ecorégions. DIREN Lorraine, 51 p.
- Rimet F., Heudre D., Matte J.L., Mazuer P., 2007. Qualité de l'eau des rivières du bassin houiller en 2006, évaluée au moyen des diatomées : estimation de la pollution organique, trophique, minérale et toxique. Direction Régionale de l'Environnement – Lorraine, Metz, France : 57 p.
- Rimet F., 2009. Benthic diatom assemblages and their correspondence with ecoregional classifications: case study of rivers in north-eastern France. *Hydrobiologia* 636: 137–151.
- Roux M., Servant-Vildary S., Servant M., 1991. Inferred ionic composition and salinity of a Bolivian Quaternary lake, as estimated from fossil diatoms in the sediments. *Hydrobiologia* **210**: 3-18.
- Rundle S.D., Attrill M.J., Arshad A., 1998. Seasonality in macroinvertebrate community composition across a neglected ecological boundary, the freshwater-estuarine transition zone. *Aquatic Ecology* **32**: 211-216.
- Rustige K.H., Friedrich C.H., Külzer H., 1997. Distribution patterns of sessile ciliates in salt-polluted running waters systems. *Limnologica* 27 : 85-90.
- Sakamoto T., Murata N., 2002. Regulation of the desaturation of fatty acids and its role in tolerance to cold and salt stress. *Current Opinion in Microbiology* **5**: 206-210.
- Salter J., Morris K., Bailey P.C.E., Boon P.I., 2007. Interactive effects of salinity and water depth on the growth of *Melaleuca ericifolia* Sm. (Swamp paperbark) seedlings. *Aquatic botany* 86(3): 213-222.
- Savage A.A., 1982. The survival and growth of *Gammarus tigrinus* Sexton (Crustacea:Amphipoda) in relation to salinity and temperature. *Hydrobiologia* **94**: 201-212.
- Schaumburg J., Schranz C., Stelter D., Hofmann G., Gutowski A., Foerster J., 2005. Bundesweiter Test: Bewertungsverfahren "Makrophyten & Phytobenthos in Fließgewässern zur Umsetzung der WRRL. Bayerisches Landesamt für Umwelt, 228 p.
- Schaumburg J., Schranz C., Stelter D., Hofmann G., Gutowski A., Foerster J., 2006. Instruction Protocol for the ecological Assessment of Running Waters for Implementation of the EC Water Framework Directive: Macrophytes and Phytobenthos : 1- 119.
- Sereda J., Bogard M., Hudson J., Helps D., Dessouki T., 2011. Climate warming and the onset of salinization: Rapid changes in the limnology of two northern plains lakes. *Limnologica* 41: 1–9.

- Servant-Vildary S., Roux M. 1990. Multivariate analysis of diatoms and water chemistry in Bolivian saline lakes. *Hydrobiologia* **197**: 267-290.
- Short T.M., Black J.A., Birge W.J., 1991. Ecology of a saline stream: community responses to spatial gradients of environmental conditions. *Hydrobiologia* **226**: 167-178.
- Silva E.I.L., Davies R.W., 1997. The effects of irrigation effluent on a Western Canadian prairie river. *Hydrobiologia* **344**: 103-109.
- Silva E.I.L., Davies R.W., 1999. The effects of simulated irrigation induced changes in salinity on metabolism of lotic biota. *Hydrobiologia*, **416**: 193-202.
- Singh S.C., Sinha R., Häder D.-P., 2002. Role of lipids and fatty acids in stress tolerance in cyanobacteria. *Acta Protozoologica* **41**: 297-308.
- Skinner R., Sheldon F., Walker K.F., 2001. Animal propagules in dry wetland sédiments as indicators of ecological health : effects of salinity. *Reg. Riv. : Res. & Manag.* **17** : 191-197.
- Sullivan C.W., 1976. Diatom mineralization of silicic acid. I. Si(OH)₄ transport characteristics in *Navicula pelliculosa*. *J. Phycol.* **12**: 390-396.
- Sylvestre F., Servant-Vildary S., Roux M., 2001. Diatom-based ionic concentration and salinity models from the south Bolivian Altiplano (15–23°S). *Journal of Paleolimnology* **25**: 279–295.
- Thiebaut G., Muller S., Tremolières M., 2008. Etude comparative de deux espèces végétales aquatiques invasives en France : *Elodea nuttallii* et *Elodea canadensis*. Stratégies adaptatives, facteurs écologiques, polymorphisme génétique des espèces, contribution au contrôle du phénomène invasif. Ministère de l'écologie et du développement durable, programme de recherche « Invasions biologiques », 58 p.
- Thomsen L., Olsen J., et al. 2002. ClpP is involved in the stress response and degradation of misfolded proteins in *Salmonella enterica* serovar Typhimurium. *Microbiology* **148**: 2727-2733.
- Torrise M.C., Dell'Uomo A., 2006. Biological monitoring of some Apennine rivers (central Italy) using the diatom based Eutrophication/Pollution Index (EPI-D) compared to other European diatom indices. *Diatom Research* **21**: 159–174.
- Torrise M.C., Dell'Uomo A., Ector L., 2008. Assessment of quality of the Apennine rivers (Italy) using the diatom indices: the River Foglia. *Cryptogamie Algologie* **29**: 45–61.
- Thouvenot L., Thiebaut G., 2009. Réponses morphologiques d'*Elodea canadensis* et *Elodea nuttallii* à la salinité. Journées Internationales de Limnologie, Luxembourg.

- Thouvenot L., 2009. Impact de la salinisation des eaux sur le dynamique de colonisation des espèces exotiques végétales aquatiques exotiques. Rapport de Master 2 recherche aménagement-environnement spécialité écotoxicité & biodiversité. 40 p.
- Tison J., Park Y.S., Coste M., Wasson J.G., Ector L., Rimet F., Delmas F., 2005. Typology of diatom communities and the influence of hydro-ecoregions: a study on the French hydrosystem scale. *Water Research* 39: 3177–3188.
- Van Dam H., Mertens A., Sinkeldam J., 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from The Netherlands. *Netherlands J. Aquat. Ecol.* 28 : 117-133.
- Von der Ohe P.C., Liess M., 2004. Relative sensitivity distribution of aquatic invertebrates to organic and metal compounds. *Environmental Toxicology and Chemistry* 23 : 150-156.
- Vrieling E.G., Sun Q., et al. 2007. Salinity-dependent diatom biosilicification implies an important role of external ionic strength. *PNAS* **104**(25): 10441-10446.
- Waiser M.J., Robarts R.D., 1995. Microbial nutrient limitation in Prairie Saline Lakes with high sulfate concentration. *Limnol. Oceanogr.* 40 : 566–574.
- Wattier R.A., Haine E.J., Beguet J., Martin G., Bollache L., Muskó I., Platvoet D., Rigaud T., 2007. No genetic bottleneck or associated microparasite loss in invasive populations of a freshwater amphipod. *Oikos* 116: 1941–1953.
- Werner D.E., 1977. *The Biology of Diatoms*. Botanical Monographs. Vol. 13. Univ. of California Press. 498 pp.
- Williams W.D., 1987. Salinization of rivers and streams: An important environmental hazard. *Ambio* **16**: 181-185.
- Williams W.D., 1999. Salinization: A major threat to water resource in the arid and semi arid regions. *Lakes & Reservoir: Research and Management* **4**: 85-91.
- Williams W.D., Taaffe R.G., Boulton A.J., 1991. Longitudinal distribution of macroinvertebrates in two rivers subject to salinization. *Hydrobiologia* **210**: 151-160.
- Williams D.D., Williams N.E., Cao Y., 1999. Road salt contamination of groundwater in a major metropolitan area and development of a biological index to monitor its impact. *Water Research* **34**: 127-138.
- Wilson S.E., Cumming B.F., Smol J.P., 1994. Diatom-salinity relationships in 111 lakes from the Interior Plateau of British Columbia, Canada: the development of

- diatom-based models for paleosalinity reconstructions. *J. Paleolimnol.* **12**: 197-221.
- Xiong L., Zhu J.K., 2002. Molecular and genetic aspects of plant responses to osmotic stress. *Plant, Cell and Environment* **25**: 131-139.
- Zhao J., Brand J.J., 1988. Sequential effects of sodium depletion on photosystem II in *Synechocystis*. *Arch. Biochem. Biophys.* **264**: 657-664.
- Ziemann H., 1982. Biologische Wirkung des Salzgehaltes. In: Breitig G. & Von Tümpling W. (Eds): *Ausgewählte Methoden der Wasseruntersuchung II*. 108-114.
- Ziemann H., Nolting E., Rustige K.H., 1999. Bestimmung des Halobienindex. In: Von Tümpling W., Friedrich G. (Hrsg.): *Biologische Gewässeruntersuchung. Methoden der Biologischen Gewässeruntersuchung 2*: 309-313.
- Ziemann H., Kies L., Schulz C.J., 2001. Desalinization of Running Waters III. Changes in the Structure of Diatom Assemblages Caused by a Decreasing Salt Load and Changing Ion Spectra in the River Wipper (Thuringia, Germany). *Limnologica*, 31 : 257-280.
- Ziemann H., Schulz C.-J., 2011. Methods for biological assessment of salt-loaded running waters fundamentals, current positions and perspectives. *Limnologica* (im Druck).
- Zimmermann-Timm H., 2007. Salinisation of inland waters, chapitre 2, in : *Water uses and human impacts on the water budget*, Ed.: Lozan J; Grssl H., Hupfer P., Menzel L., Schönwiese C. Hamburg: Verlag Wissenschaftliche Auswertungen/GEO 2007. 133-136.