

Neubau der Bundesautobahn A 20

Von Bau-km **7+415,000** bis Bau-km **22+650,000**

von NK 2222 112-0,563 km nach NK 2123 027+0,926 km

Nächster Ort: **Glückstadt**

Baulänge: **15,235 km**

Planfeststellung

A 20 – Nord-West-Umfahrung Hamburg

Abschnitt
B 431 bis A 23

Daten zur Bewertung der Toxizität von betriebsbedingten Einleitstoffen der Autobahntwässerung auf Makrophyten

Das vorliegende Deckblatt
stellt eine neue Unterlage dar, die für die
3. Planänderung ausgearbeitet wurde.

PLANFESTSTELLUNGSVERFAHREN A 20 NORDWEST-UMFAHRUNG HAMBURG

Abschnitt 7

B 431 bis A 23

Daten zur Bewertung der Toxizität von betriebsbedingten
Einleitstoffen der Autobahntwässerung auf Makrophyten
für den Fachbeitrag Wasserrahmenrichtlinie zur Überprüfung der
Vereinbarkeit des Vorhabens mit den Bewirtschaftungszielen nach §§ 27
und 47 WHG im Hinblick auf den geplanten Neubau der A20.

Auftraggeber: DEGES GmbH
Zimmerstraße 54
10117 Berlin

Auftragnehmer: GFN mbH
Dipl.-Biol. Christof Martin
Stuthagen 25
24113 Molfsee
Tel. 04347 999 73 0
Mail: info@gfnmbh.de

Bearbeitung: Dipl.-Biol. Christof Martin
Dipl.-Biol. Dr. Malte Unger

Molfsee, März 2020

1. Auftragsbeschreibung	1
2. Methodik	1
3. Ergebnisse	2
3.1. Vorbemerkung	2
3.2. Schadstoffe aus Tausalzeinsatz	3
3.2.1. Chlorid	3
3.2.2. Cyanide.....	4
3.3. Schadstoffe aus KFZ-Betrieb	5
3.3.1. Schwermetalle.....	5
3.3.2. Fazit Schwermetalle:.....	6
3.3.3. Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)	6
3.3.4. Fazit Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK).....	6
4. Quellennachweise	8

1. Auftragsbeschreibung

Im Rahmen der Planung der A20, Nord-West-Umfahrung Hamburg, Abschnitt Landesgrenze Niedersachsen/Schleswig-Holstein bis B 431, ist ein Fachbeitrag zur Wasserrahmenrichtlinie zur Überprüfung der Vereinbarkeit des Vorhabens mit den Bewirtschaftungszielen nach §§ 27 und 47 WHG (WRRL-Fachbeitrag) zu erstellen. Ein Teilaspekt dieses Berichtes ist die Beurteilung der Wirkung von betriebsbedingten Einleitstoffen (Tausalze und Schadstoffe aus KFZ-Betrieb) auf die biologischen Qualitätskomponenten, hier die Makrophyten der Gewässer.

Im vorliegenden Bericht werden anhand einer Literaturrecherche Daten zur biogenen Wirkung relevanter Schadstoffe (Leitparameter in der Autobahntwässerung) dargestellt.

Beauftragt wurde der Bericht vom Landesbetriebes Straßenbau und Verkehr Schleswig-Holstein (LBV-SH), Niederlassung Itzehoe und der DEGES.

2. Methodik

Die Auswahl der zu betrachtenden Stoffe wurde in Abstimmung mit dem Büro ifs (2019, Anhang 2 des FB) und einem Vermerk des MELUND (2019, Anhang 13) ermittelt (2016). Es handelt sich um die sogenannten Leitparameter der Autobahntwässerung. Hierbei wurden jedoch nur die Stoffe nach MELUND berücksichtigt, bei denen es nach ifs U.a. Tab. 4.1, 4.2) trotz Reinigung über RBF/Böschungversickerung zu einem Eintrag in Gewässer kommen kann. Es handelt sich um folgende Stoffe:

Schadstoffe aus Tausalzeinsatz

- Chlorid
- Cyanide

Schadstoffe aus KFZ-Betrieb:

- Blei
- Benzo(a)pyren (PAK)

Hinsichtlich des Themas wurden öffentlich zugängliche Fachartikel und Fachgutachten (Bibliotheks- bzw. Internetrecherchen) gesichtet und ausgewertet. Der Bericht beinhaltet eine reine Ergebnisdarstellung der aus der Literatur ermittelten Toxizitätswerte.

Die verwendeten Quellen sind dem Kapitel 4 „Quellennachweis“ zu entnehmen.

3. Ergebnisse

Im Folgenden werden die Ergebnisse einer Literaturrecherche zur Toxizität der oben genannten Parameter in Hinblick auf die Makrophyten zusammengestellt

3.1. Vorbemerkung

Aus AQUAPLUS (2011): Weltweit wurden diverse internationale Studien über den Einfluss von Straßenabwasser auf die Flora und Fauna durchgeführt. Da die Studien eine Vielfalt an unterschiedlichen METHODEN, Systemen und geographischen Lagen aufweisen, besteht die Schwierigkeit, allgemeine Schlüsse aus diesen Untersuchungen zu ziehen. Ein großer Teil der Studien über den Einfluss von Einzelchemikalien auf Organismen wurde mittels ökotoxikologischen Labortestmethoden durchgeführt. Diese finden unter standardisierten Bedingungen statt, es bleibt aber offen, inwieweit diese Bedingungen auf die Freilandverhältnisse übertragbar sind.

Hinsichtlich spezieller Wirkungen von Schadstoffen in geringer Konzentration auf Wasserpflanzen ist die Datenlage sehr unbefriedigend. Speziell mit dem Thema Schwermetalle und Wasserpflanzen beschäftigt sich ATRI (1983). In dieser Studie geht es jedoch in erster Linie um die in den Wasserpflanzen auftretenden Konzentrationen, weniger um die Gehalte im Wasser. Es zeigt sich jedoch, dass viele Wasserpflanzenarten in der Lage sind, Schwermetalle aus Sedimenten und dem Wasser aufzunehmen und zu akkumulieren.

MARKERT et al. (1993) beschränken sich in ihrer Publikation auf die Schwermetallauswirkungen im terrestrischen Umfeld.

In der Literatur werden übereinstimmend als Hauptbelastungsursachen für die Makrophytenvegetation in erster Linie Nährstoffeinträge, vor allem Stickstoffverbindungen und Phosphate aus der Landwirtschaft sowie Chloride genannt. Diesen, zum Teil in großen Mengen eingetragenen Nährstoffen, gegenüber sind die Auswirkungen weiterer Schadstoffe im Allgemeinen zu vernachlässigen. Dies zeigt sich auch an den in der Literatur verfügbaren Daten. Hier gibt es kaum konkrete Untersuchungen zu Auswirkungen von Schwermetallen und PAK auf Wasserpflanzen. In höheren Konzentrationen haben z.B. Schwermetalle direkte Auswirkungen auf das Pflanzenwachstum und sogenannte Galmei-Vegetation mit speziellen Arten kennzeichnet z.B. Bergbau-Halden in Gegenden mit dem Abbau schwermetallhaltiger Erze, so z.B. im Bereich um Stolberg bei Aachen.

Hier liegen jedoch Konzentrationen der entsprechenden Schwermetalle in einem Bereich vor, der den kommerziellen Abbau wirtschaftlich machte, d.h. die Konzentrationen liegen um mehrere bis viele Größenordnungen über dem, was auch im Pessimalfall durch Straßenabwässer eingeleitet wird.

Allein die Tatsache, dass die Vegetation am Straßenrand häufig artenreicher ausgebildet ist, als in der umliegenden Kulturlandschaft und auch Klär- und Regenrückhaltebecken eine artenreiche Vegetation aufweisen können, legt den Schluss nahe, dass Pflanzen nicht sehr empfindlich auf Schadstoffe aus dem Verkehr reagieren. Auch die Tatsache, dass bestimmte Pflanzenarten dazu benutzt werden, gewisse Schadstoffe aus dem Wasser bzw. Boden zu entfernen, indem sie diese Stoffe im Pflanzengewebe anreichern, ist ein deutlicher Hinweis darauf, dass sie hier viel weniger empfindlich reagieren, als Makrozoobenthos oder Fische.

3.2. Schadstoffe aus Tausalzeinsatz

3.2.1. Chlorid

Vergleichsweise gut bekannt sind Auswirkungen erhöhter Salzgehalte, vor allem von Chloriden auf Pflanzen. Blattnekrosen an Straßenbäumen sind eine der bekanntesten Streusalzwirkungen.

Da durch das geplante Vorhaben eine winterliche Einleitung von Streusalzen möglich ist, wurden die nachgewiesenen Arten hinsichtlich ihrer Salztoleranz bewertet. Die Angaben zur Salztoleranz wurden überwiegend WOLFRAM et al. (2014), BEISE et al. (2011) und IBL (2006) entnommen.

Die Einteilung in „Haloklassen“ erfolgte in Anlehnung an das Makrozoobenthos-Gutachten zum Abschnitt Landesgrenze Niedersachsen/Schleswig-Holstein bis B 431 (NEUMANN 2016). Zu allen im Gebiet nachgewiesenen 7 Wasserpflanzenarten konnten Angaben zur Salztoleranz recherchiert werden. Diese sind in der nachfolgenden Tabelle **fett** gedruckt.

Tabelle 1: Klassifizierung der Chloridwerte in Wertebereichsklassen (Haloklasse)

Im Tunnelabschnitt vorkommende Arten **fett**

Haloklasse	Chlorid [mg/l]		Arten
	von	bis	
1	0	< 25	
2	25	< 50	
3	50	< 100	<i>Elodea canadensis</i>
4	100	< 200	
5	200	< 400	Ceratophyllum demersum , <i>Typha latifolia</i>
6	> 400		Callitriche palustris agg (bis über 1600 µS/cm) <i>Potamogeton pectinatus</i> (bis über 5000 mg/l) Lemna minor (3000 bis 7000 mg/l) <i>Myriophyllum spicatum</i> (bis 3800 µS/cm bzw. 3000 bis 15000 mg/l) Zannichellia palustris (bis 2100 mg/l) Spirodela polyrhiza (bis 2000 mg/l) <i>Nuphar lutea</i> (bis 3300 µS/cm) Potamogeton crispus (bis 2700 µS/cm, bzw. bis 3000 mg/l) , <i>Potamogeton berchtoldii</i> (4000 µS/cm) Potamogeton pusillus (bis 2400 µS/cm)

Änderungen des Salzgehalts im Umgebungswasser lösen bei Algen und höheren Wasserpflanzen Stress aus durch die Änderung der intra- und extrazellulären Konzentration anorganischer Ionen. Verschiedene Stoffwechselfvorgänge wie Photosynthese, Membranlipidbiosynthese, Proteinumsatz als auch Proteinfaltung werden hierdurch beeinflusst (BEISEL et al. 2011).

Die Abschätzungen, ab welcher Konzentration Salze negative Effekte auf aquatische Organismen haben, variieren dabei zwischen 100 mg/L und 1 g/L (HART et al. 1991; HARRIGAN et al. 2005; NIELSEN et al. 2003; BAYRISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 1999).

Die Salztoleranz ist nicht allein von der absoluten Konzentration, sondern auch von der Ionenzusammensetzung abhängig (Wolfram et al. 2014). So variiert die toxische Wirkung von Chlorid mit der jeweiligen Kationenkombination, wobei die Toxizität verschiedener Kation-Chlorid-Salze meist in folgender Reihenfolge angegeben wird: KCL > MgCl₂ > CaCl₂ > NaCl

(WOLFRAM et al. 2014).

Auch wird die Chlorid-Toxizität von der Wasserhärte beeinflusst. Kalkreichere Gewässer tolerieren eine höhere Chlorid-Konzentration als schwach gepufferte Gewässer. Der Einfluss der Wassertemperatur auf die Chlorid-Toxizität ist hingegen weniger eindeutig.

Die Wirkung von Chlorid auf die Mobilisierung von Schwermetallen oder von synergistischen/antagonistischen Effekten zur Toxizität organischer Schadstoffe ist noch nicht abschließend geklärt (WOLFRAM et al. 2014).

3.2.2. Cyanide

Alle Gefäßpflanzen besitzen mittels der Ethylen-Synthese ein Enzymsystem zur Umwandlung von Cyanid. Insbesondere Weiden (*Salix viminalis*, Larsen et al. 2004) weisen eine besonders hohe Umwandlungsrate von Cyanid auf. Allerdings zeigt diese Weidenart ab einer Cyanid-Konzentration von 2 mg/L Anzeichen von phytotoxischen Effekten.

Auch Makrophyten können als biologische Filter genutzt werden, um Metalle und Halbmetalle aus Sedimenten oder Wasserkörpern aufzunehmen und diese gelösten Metalle dann in der Pflanzenmasse zu speichern (MEJARE & BULOW 2001; Prasad et al. 2005; VARDANYAN & INGOLE 2006).

Zitat aus der Chloridstudie von Wolfram et al. (2014): „Streusalz enthält üblicherweise Zusätze, über die vergleichsweise wenige bekannt ist. Das können bis zu einigen Prozent unlösliche Bestandteile (Ton) sein, daneben aber andere Salze wie z.B. Calciumsulfat oder Gips. In geringen Anteilen (einige 10 bis 100 ppm) können auch Antirückmittel zur Verbesserung der Rieselfähigkeit und Farbstoffe zur Vergällung und Kennzeichnung beigegeben sein (Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft 1999). Als Antirückmittel werden meist Additive auf Ferrocyanidbasis eingesetzt, wie Gelbnatron (Natriumhexacyanoferrat (II), $\text{Na}_4[\text{Fe}(\text{CN})_6]$) oder Gelbes Blutlaugensalz ($\text{K}_4[\text{Fe}(\text{CN})_6]$). Nach BOLLER & BRYNER (2011) sind die gut wasserlöslichen Eisencyanidsalze in ihrer stabilen Komplexform nicht sehr toxisch, allerdings wird schätzungsweise 50% unter Lichteinwirkung zum Cyanwasserstoff photooxidiert, welches wiederum sehr toxisch ist. Damit ist ein grundsätzliches Risiko zur Freisetzung von Cyanid verbunden (Environment Canada 2001; RAMAKRISHNA & VIRARAGHAVAN 2005). In einer Studie von PANDOLFO ET AL. (2012) waren die Auswirkungen der Ferrocyanidzusätze allerdings vernachlässigbar im Vergleich zur Wirkung des Natriumchlorids. Die Autoren vermuten, dass das Cyanid aufgrund der sehr geringen Mengen höchstwahrscheinlich **keine signifikante Bedrohung für aquatische Organismen** darstellt. Diese Einschätzung teilen auch BOLLER & BRYNER (2011)“.

3.3. Schadstoffe aus KFZ-Betrieb

3.3.1. Schwermetalle

Alle Organismen benötigen Eisen, Zink und Kupfer als Nährstoffe. Sie sind in der Zelle an lebenswichtigen katalytischen Funktionen beteiligt.

Die Metalle sind sich chemisch sehr ähnlich, so dass es für Organismen schwierig ist, zwischen ihnen zu unterscheiden. Die Frage, ob ein bestimmter Stoff nun noch erforderlich oder schon schädlich für das Pflanzenwachstum ist, hängt in erster Linie von der Dosis bzw. Konzentration in der Umgebung ab.

Die Toxizität von Schwermetallen ist unter anderem vom pH-Wert und der Wasserhärte abhängig, wobei niedrige pH-Werte und eine geringe Wasserhärte die toxische Wirkung der Schwermetall-Ionen deutlich erhöht. In diesem Zusammenhang sei darauf hingewiesen, dass im Gewässersystem des Untersuchungsgebietes der pH-Wert deutlich im basischen Bereich (> 7) und die Wasserhärte bei etwa 15 dH (= hart, umgerechnet aus Ca^{2+}) liegt (LANU 2008).

In Bezug auf die Toxizität von Schwermetallen liegt im Untersuchungsgebiet somit eine günstige Ausgangslage vor, da Schwermetalle hier weniger stark toxisch wirken als in saureren und kalkärmeren Gewässern. Eine Studie zu den Auswirkungen der Wasserhärte (bzw. dem Ca- und Mg-Gehalt im Wasser auf die Kupfertoxizität am Makrophyten *Ceratophyllum demersum* zeigte jedoch, dass Wasserhärte kaum einen Einfluss auf die Kupfertoxizität hat und dass es keine besondere Konkurrenz zwischen Kupfer und Calcium/Magnesium-Ionen für die Anbindung an die Zelloberfläche zu geben scheint (Markich et al. 2006)).

3.3.1.1. Schwermetalle Blei, Kupfer Zink

Typische Konzentrationen für Blei in Straßenabwässern (Minimal- bzw. Maximalwerte) geben die Autoren einer Schweizer Studie (AQUAPLUS 2011) mit Konzentrationen von 0,017-0,064 mg/l an.

Die biologisch verfügbarste und auch am stärksten toxische Form ist Pb^{2+} . Blei stört die gesamte Nahrungskette und ist schon in kleinsten Konzentrationen toxisch (UQN Wasser: 0,01 $\mu\text{g/L}$). Eine erhöhte Bleikonzentration im Medium bewirkt z.B. bei *Azolla microphylla* Blattchlorose sowie ein vermindertes Wachstum, verringerte Biomasse und einen niedrigeren Chlorophyllanteil. Auch nimmt das Wurzelwachstum ab. Dennoch scheint *A. microphylla* geeignet zu sein, um den Bleigehalt in Gewässern zu reduzieren (Mishra et al. 2014).

Es liegen mehrere Studien zu den Auswirkungen von Blei auf *Elodea canadensis* vor (Mayes et al. 1977; Dogan et al. 2009). Dabei zeigte sich, dass mit steigender Blei-Konzentration im Medium auch die Blei-Konzentration im Pflanzengewebe zunahm und gleichzeitig der Gehalt an Chlorophyll, Carotinoiden und Proteinen abnahm (Dogan et al. 2009). Zudem konnte gezeigt werden, dass *E. canadensis* sowohl aus dem Sediment über die Wurzeln als auch über die Blattoberflächen aus dem umgebenden Wasser Blei (und auch Cadmium) aufnimmt und im Pflanzengewebe akkumuliert (Mayes et al. 1977).

In einer Studie zum Schwermetallgehalt von Makrophyten in den Zuflüssen zum Sevan-See in Armenien zeigte sich, dass sich Schwermetalle in allen untersuchten Makrophytenarten

ablagerten. Die höchsten Blei- und auch Kupfer- und Zinkkonzentrationen fanden sich im Makrophyten *Ranunculus rionii* (Pb 6,9 mg/kg; Zn: 133 mg/kg; Cu: 18,9 mg/kg; Vardanyan et al. 2008). Auch wenn dies keine Grenzwerte für die Konzentration im Wasser sind, legen die Befunde nahe, dass die Arten nicht als sehr empfindlich gegenüber Schwermetallen sind.

In einer Studie zur Aufnahme von Schwermetallen von Schilf, *Phragmites australis* in zwei unterschiedlich stark verschmutzten Seen in Dänemark zeigte sich, dass sich Blei vorwiegend in den Wurzeln vom Schilfrohr ansammelt. (Schierup & Larsen 1981).

3.3.2. Fazit Schwermetalle:

Aus AQUAPLUS 2011: Die Auswirkungen auf Flora und Fauna sind oft nicht offensichtlich, da sie kaum eine akute Toxizität aufweisen und da im Feld keine makroskopisch wahrnehmbaren Effekte auftreten. Ob in Zusammenhang mit den für Straßenabwasser typischen impulsartigen Schwermetallbelastungen ökotoxikologische Auswirkungen auf Flora und Fauna auftreten, ist ebenfalls nicht bekannt.

3.3.3. Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

Die Schädlichkeit der Polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe beruht hauptsächlich auf ihren genotoxischen (karzinogenen und mutagenen) Eigenschaften u.a. gegenüber aquatischen Organismen (HLUG 2003 zit. GÖTZ 1993, VAN GENDEREN et al. 1994).

Da die PAK sich hinsichtlich ihrer Toxizität deutlich unterscheiden, wurden relative Toxizitätsäquivalente aufgestellt, die sich auf Benzo(a)pyren mit dem Faktor 1 als den toxischsten Vertreter der Gruppe beziehen (HGLU 2003 zit. PETRY ET AL. 1996).

3.3.3.1. Benzo(a)pyren

Es wurden keine Hinweise auf die Toxizität von Benzo(a)pyren auf Makrophyten gefunden. Es gibt jedoch Angaben zur Toxizität des Benzo(a)pyren für Fische und Wasserflöhe bei PINNEKAMP/BERGMANN (2015).

Demnach liegt der LC₅₀ Wert für Fische bei 0,0056 mg/l, der für Wasserflöhe (Daphnia) bei 0,005 mg/l.

Benzo(a)pyren wird für aquatische Organismen als sehr stark toxisch angesehen. Da Pflanzen im Regelfall weniger empfindlich auf Schadstoffe reagieren als Tiere und auch die prognostizierten Wert deutlich unter der Umweltqualitätsnorm für Benzo(a)pyren von 0,01 µg/L im Wasser liegen, ist nicht von einer Gefährdung der Makrophyten auszugehen.

3.3.4. Fazit Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

Die Einwirkzeit eines Regenereignisses dauert oft nur wenige Stunden, so dass akute Toxizitäten kaum auftreten, dafür aber eher chronische Effekte (Bioakkumulation, Wachstumshemmung, Embryotoxizität, Verhaltensstörungen etc. (AQUAPLUS 2011)).

PAKs sind allgegenwärtige organische Schadstoffe, welche aufgrund ihrer Giftigkeit, Mutagenität und krebserregenden Wirkung vor allem bei tierischen Organismen einer besonderen Aufmerksamkeit bedürfen. In Gewässern reichern sie sich insbesondere im

Sediment ab, da sie besonders hydrophob sind und aufgrund ihres sehr hohen Molgewichts sehr schwer organisch abbaubar sind (PAKs mit mehr als vier C-Ringen sind besonders resistent gegenüber mikrobiellem Abbau). Insbesondere Pyren und Benzo(a)pyren reichern sich in Sedimenten flacher Seen seit einiger Zeit deutlich an (YAN et al. 2015). Kalmus, *Acorus calamus* zeigte sich als ein Makrophyt mit dem Potential zum Abbau von PAKs in Gewässern (YAN et al. 2015), auch ein Hinweis auf eine geringere Empfindlichkeit von Pflanzen auf PAK.

4. Quellennachweise

ADAM, B. (2002): Fischereilich relevante Grenz- und Richtwerte. Ein Tabellenwerk zur Beurteilung chemisch/physikalischer Wasseruntersuchungen. Institut für angewandte Ökologie (unveröff. Manuskript).

AQUAPLUS (2011): Straßenabwasser in der Schweiz. Literaturarbeit und Situationsanalyse Schweiz hinsichtlich gewässerökologischer Auswirkungen (Immissionen) Studie im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU)

ATRI, F.R. (1983): Schwermetalle und Wasserpflanzen.- G.Fischer-Verlag, Stuttgart/New York 105 S + Anhang. BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1999): Salzstreuung – Auswirkungen auf die Gewässer.- Bay. LA Wasserwirtschaft, Merkblatt 3.2/1, München 11 S.

BEISEL, J.-N. et al. (2011): Einfluss der Salzbelastung auf die aquatische Biozönose der Mosel.- Bericht des Labors LIEBE im Auftrag der IKSMS, Metz, 62 pp.

DEVI, S., PRASAD, M., 1998. Copper toxicity in *Ceratophyllum demersum* L. (Coontail), a free floating macrophyte: Response of antioxidant enzymes and antioxidants. *Plant Science* Vol. 138, Issue 2, pp. 157–165

DIEDRICH, D. R. (1995): Kritische Beurteilung der ökotoxikologischen Aussagekraft von Schwermetallanalysen in Fischen aus schweizerischen Gewässern. *Mitteilungen aus dem Gebiet der Lebensmitteluntersuchungen und Hygiene* (86), S. 213-225

DOGAN, M., SAYGIDEGER, S., COLAK, U, 2009. Effect of Lead Toxicity on Aquatic Macrophyte *Elodea canadensis* Michx. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, Vol. 83, Issue 2: pp. 249-254.

HART, B.T. et al. (1991): A review of the salt sensitivity of the Australian freshwater biota.- *Hydrobiologica* 210, 105-144.

HLUG (Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie) 2003 Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK).

HOLM & NEUMANN (2016): Erfassung des Makrozoobenthos in Gewässern der Kollmarer Marsch für den Fachbeitrag zur Wasserrahmenrichtlinie zur Vereinbarkeit des Vorhabens mit den Bewirtschaftungszielen nach §§ 27 und 47 WHG im Hinblick auf den geplanten Neubau der A20. Auftraggeber: Landesbetrieb Straßenbau und Verkehr Schleswig-Holstein (LBV-SH), Niederlassung Itzehoe

HORRIGAN, N. et al. (2005) Response of stream macroinvertebrates to changes in salinity and the development of a salinity index. - *Mar. Freshwater Res.* 56: 825-833.

JING, Z. et al. 2013. Effects of PAHs(naphthalene) Pollution on the Physiological Index of *Myriophyllum verticillatum* in Nansi Lake. *Journal of Qufu Normal University (Natural Science)* 2013-02.

KÖCK, G. (1996): Die toxische Wirkung von Schwermetallen auf Fische. *Handbuch Angewandte Limnologie* 11/96

LANU (2008): Gewässerbeobachtung Zahlentafel 2006

LARSEN, M. et al., (2004): Removal of cyanide by woody plants.- *Chemosphere* 54, 325-333.

LARSEN, M., 2005: Plant uptake of cyanide, Ph.D. Thesis, Institute of Environment & Resources. Technical University of Denmark.

MAL, T., Adorjan, P., CORBETT, A., 2002. Effect of copper on growth of an aquatic macrophyte, *Elodea canadensis*. *Environmental Pollution* Vol. 120, Issue 2: pp. 307-311.

MARKERT, B. (ed) 1193.- Plants as Biomonitors – Indicators for heavy metals in the terrestrial environment.- VCH-Verlag, 644 S.

MARKICH, S J, KING, A R & WILSON, S P 2006, "Non-effect of water hardness on the accumulation and toxicity of copper in a freshwater macrophyte (*Ceratophyllum demersum*): How useful are hardness-modified copper guidelines for protecting freshwater biota?", *Chemosphere*, vol. 65, no. 10, pp. 1791-1800.

MAYES, R., MACINTOSH, A., ANDERSON, V., 1977. Uptake of Cadmium and Lead by a Rooted Aquatic Macrophyte (*Elodea canadensis*). *Ecology*, Vol. 58, Issue 5: pp. 1176-1180.

MEJARE, M. & L. BULOW (2001): Metal-binding proteins and peptides in bioremediation an phytomediation of heavy metals.- *trends Biotechnology* 19: 67-73.

MISHRA, M., PRADHAN, C., SATAPATHY, K., 2014. Decontamination of Lead from aquatic environment by exploitation of floating macrophyte *Azolla microphylla* Kauf. *Journal of Environmental Science, Toxicology and Food Technology* Vol. 8, Issue 12 Ver. III: pp. 17-23.

NEUMANN (2016): Datensammlung zur Salz- bzw. Chloridtoleranz von Süßwasserfischen für den Fachbeitrag zur Wasserrahmenrichtlinie zur Vereinbarkeit des Vorhabens mit den Bewirtschaftungszielen nach § 27 und § 47 WHG im Hinblick auf den geplanten Neubau der A20. Auftraggeber: Landesbetrieb Straßenbau und Verkehr Schleswig-Holstein (LBV-SH), Niederlassung Itzehoe

NIELSEN, D.L. et al. (2003): The effect of increasing salinity on freshwater ecosystems in Australia.- *Austr. J. Bot.* 51, 655-665.

PINNEKAMP & BERGMANN (2015): Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben „Eintragspotenzial von Industriechemikalien durch Industriebetriebe am Beispiel des Eintragsgebietes der Ruhr“. Auftraggeber: LANUV Nordrhein-Westfalen

PRASAD, M.N.V. et al. (2005): Metal tolerant plants and biodiversity prospecting to promote phytotechnologies for cleanup of metals in the environment.- Chap 25. In: *Trace elements in the environment: Biogeochemistry, Biotechnology and Bioremediation*, CRC-Press, 483-506.

SCHÄPERCLAUS, W. (1990): *Fischkrankheiten Teil 2*. Akademie Verlag Berlin

SCHIERUP, H., LARSEN, V., 1981. Macrophyte cycling of zinc, copper, lead and cadmium in the littoral zone of a polluted and a non-polluted lake. I. Availability, uptake and translocation of heavy metals in *Phragmites australis* (Cav.) Trin. *Aquatic Botany* Vol. 11: pp. 197-210.

SCHRENK-BERGT, C. (2005): *Schadstoffe in Muscheln – Nachweismethoden und Wirkungen*. Handbuch Angewandte Limnologie 05/2005

TGP (2016): Email vom 14.10.2016 Tabelle Leitparameter der Autobahntwässerung (Parameter und zu erwartende Frachten)

VARDANJAN, L.G. & B. INGOLE (2006): Studies on heavy-metal accumulation in aquatic macrophytes from Sevan (Armenia) and Carambolim (India) lake systems.- *Environment*

International, Elsevier. 32: 208-218.

VARDANYAN, L., SCHMIEDER, K., SAYADYAN, H., HEEGE, T., HEBLINSKI, J., AGYEMANG, T., De, J., Breuer, J., 2008: Heavy Metal Accumulation by Certain Aquatic Macrophytes from Lake Sevan (Armenia). Proceedings of Taal 2007: The 12th World Lake Conference: 1028-1038.

WOLFRAM, G., RÖMER, J., HÖRL, C., STOCKINGER, W., RUZICKA, K. & MUNTEANU, A. (2014): Chlorid-Studie. Auswirkungen von Chlorid auf die aquatische Flora und Fauna, mit besonderer Berücksichtigung der Biologischen Qualitätselemente im Sinne der EU-WRRL. Hrsg.: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft Abteilung IV/3 – Nationale und internationale Wasserwirtschaft Wien.

YAN, Z. et al. Complex Interactions Between the Macrophyte *Acorus calamus* and Microbial Fuel Cells During Pyrene and benzo[a]Pyrene Degradation in Sediments. *Sci. Rep.* 5, 10709; doi: 10.1038/srep10709 (2015).