

Mitteilungen der Fachgruppe

Umweltchemie und Ökotoxikologie

Gesellschaft Deutscher Chemiker

- Schadstoffmonitoring in Fischen und Muscheln
- Rodentizid-Rückstände in Fischen
- Summenparameter EOF und AOF bei der Untersuchung von PFAS
- Festphasenmikroextraktion SPME
- Pop Cycling in India
- Bericht von der Mitgliederversammlung
- Paul-Crutzen-Preis: Ausschreibung 2019 und Preisträgerin 2018
- Rückblick auf 11 Jahre REACH
- Abwasserwirtschaft an der TU Darmstadt



4/2018

Impressum

Mitteilungen der Fachgruppe Umweltchemie und Ökotoxikologie

Herausgegeben von der Fachgruppe Umweltchemie und Ökotoxikologie der Gesellschaft Deutscher Chemiker
www.gdch.de/umweltchemie

Redaktion:

Prof. Dr. Dr. Klaus Fischer
 Analytische und Ökologische Chemie
 FB VI –Raum- und Umweltwissenschaften–
 Universität Trier
 Campus II, Behringstr. 21, D-54296 Trier
 Tel. und Fax: 0651/ 201-3617
 Sekretariat: 0651/ 201-2243
 E-Mail: fischerk@uni-trier.de

Abkürzung:

Mitt Umweltchem Ökotox

Design/ Technische Umsetzung:

Dr. Matthias Kudra, Universität Leipzig
 E-Mail: kudra@uni-leipzig.de

ISSN: 1618-3258

Das vorliegende Heft der Mitteilungen wurde sorgfältig erarbeitet. Dennoch übernehmen Herausgeber, Autoren und Redakteure für die Richtigkeit von Angaben, Hinweisen sowie für eventuelle Druckfehler keine Haftung.

Titelbild:

Umwelt 2018 in Münster: Ausgezeichnete Preisträgerinnen und Preisträger sowie die Fachgruppenvorstände Prof. Achten und Prof. Reemtsma und der Vorsitzende der SETAC-GLB, Dr. Knäbe

Originalbeiträge

- 82 **M. Jarosch, M. Brunke:** Schadstoffmonitoring in Fischen und Muscheln in Schleswig-Holsteinischen Gewässern
- 86 **J. Regnery et al.:** Rodentizid-Rückstände in Fischen – Ursachenforschung und Risikominderungsmaßnahmen
- 89 **R. Söhlmann et al.:** Die Anwendung der Summenparameter EOF und AOF bei der Untersuchung der Tiefenverlagerung von Perfluoralkyl- und Polyfluoralkylverbindungen (PFAS) in belasteten Böden in Mittelbaden
- 92 **L. Böhm et al.:** Festphasenmikroextraktion (SPME) für die Bestimmung hydrophober organischer Chemikalien in Biokonzentrationsstudien
- 96 **G. Lammel et al.:** POP cycling in India - influenced by the monsoon

Aus der Fachgruppe

- 101 Bericht über die Mitgliederversammlung der GDCh-Fachgruppe Umweltchemie und Ökotoxikologie am 10. September 2018 in Münster
- 104 Frau Dr. Anika Pohlabeln ist Paul-Crutzen-Preisträgerin des Jahres 2018
- 104 Ausschreibung des Paul-Crutzen-Preises 2019 der GDCh-Fachgruppe Umweltchemie und Ökotoxikologie
- 105 M. Telscher, A. Willing: Rückblick auf 11 Jahre REACH

Kurz vorgestellt

- 106 Fachgebiet Abwasserwirtschaft der Technischen Universität Darmstadt

Informationen

Veranstaltungsankündigungen

- 108 90. Darmstädter Abwasserseminar, 31.01.2019, Darmstadt
- 108 Intersol 2019, 26.-28.03.2019, Lille, Frankreich
- 108 11th Int. SedNet Conference, 3.-5.04.2019, Dubrovnik, Croatia
- 109 20th Int. Symposium on Pollutant Responses in Marine Organisms (PRIMO20), 19.-22.05.2019, Charleston, SC, USA
- 110 AquaConSoil 15th Int. Conference, 20.-24.05.2019, Antwerpen
- 110 Wasser 2019 – Jahrestagung der Wasserchemischen Gesellschaft – 27.-29.05.2019, Erfurt
- 110 SETAC Europe 29th Annual Meeting, 26.-30.05.2019, Helsinki
- 111 ICCE 2019 — 17th International Conference on Chemistry and the Environment, 16.-20. 06.2019, Thessaloniki

Kurznachrichten

- 112 Spurensuche in der Atmosphäre: Auf der Spur eines Ozonkillers
- 112 UBA-Hintergrundpapier: 1987–2017: 30th Anniversary of the Montreal Protocol
- 113 UBA-Texte 79/2018: PINETI-3: Modellierung atmosphärischer Stoffeinträge
- 113 NO₂-Belastung 2017 – aktualisierte Daten verfügbar
- 114 VDI-Pressemitteilung: Emissionen von Luftschadstoffen und Treibhausgasen durch Kfz-Verkehr
- 114 Neuer Erlass zu PFC-Belastungen
- 115 Plan für Glyphosat-Ausstieg
- 115 Hintergrundpapier des UBA's zu Antibiotika und Antibiotikaresistenzen in der Umwelt
- 116 A blind spot in the assessment of POP/PBT/vPvB properties
- 116 Forschungsnetzwerk "EffectNet"

Personalien

- 117 Eintritte in die FG 24.08. - 25.11.2018
- 117 Geburtstage 1. Quartal 2019



Schadstoffmonitoring in Fischen und Muscheln in Schleswig-Holsteinischen Gewässern

Maren Jarosch (maren.jarosch@llur.landsh.de), Dr. Matthias Brunke (matthias.brunke@llur.landsh.de)
Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein

Zusammenfassung

Zur Überwachung der Gewässerqualität werden 11 Stoffe bzw. Stoffgruppen in Biota gemessen, wofür Fischfleisch und Muschelgewebe herangezogen werden. Hierfür sind Umweltqualitätsnormen (UQN) in der Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2016) festgelegt. In Schleswig-Holstein wurde das Biotamonitoring 2013 sowie 2016 überblicksweise in sieben Fließgewässern, zwei Übergangsgewässern und sechs Seen durchgeführt. Meist wurden Poolproben aus Flussbarschfilet sowie von der Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*) untersucht. Neben Quecksilber überschreiten bromierte Diphenylether (BDE) flächendeckend die UQN. Für PFOS wurden vereinzelt Überschreitungen beobachtet. Im Unterschied zu Quecksilber war die Belastung der Fische mit BDE, Dioxinen/dl-PCB und PFOS in den Fischen aus Fließgewässern höher als in Seen.

Einleitung

Im Jahr 2000 trat die EG-Wasserrahmenrichtlinie mit dem Ziel, eine gute Qualität der Gewässer zu erreichen, in Kraft. Neben den biologischen Qualitätskomponenten ist das Vorkommen von chemischen Schadstoffen ausschlaggebend für die Zustands- und Potenzialbewertung. Mit der Richtlinie

2008/105/EG über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik gab die EU für alle Mitgliedstaaten verbindliche Umweltqualitätsnormen (UQN) für insgesamt 33 prioritäre Stoffe und fünf „bestimmte andere Schadstoffe“ vor, die zur Beurteilung des chemischen Zustands eines Gewässers herangezogen werden.

Im Jahr 2013 erfolgte durch die EU eine Erweiterung (Richtlinie 2013/39/EU), mit der Folge, dass seit Juni 2016 UQN für 51 prioritäre, prioritär gefährliche und bestimmte andere Schadstoffe bzw. Schadstoffgruppen geregelt sind (OGewV 2016 Anlage 8).

Die Einstufung des chemischen Zustands eines Wasserkörpers richtet sich nach der Einhaltung oder Überschreitung von UQN für diese Stoffe.

Viele dieser Schadstoffe zeichnen sich dadurch aus, dass sie bioakkumulieren, toxisch wirken und in der Umwelt persistent sind. Verschiedene Schadstoffe reichern sich im Muskelgewebe von Tieren an. Elf solcher Stoffe werden zur Überwachung der Gewässerqualität in Biota gemessen. Als Schutzgut für UQN-Ableitungen wird die menschliche Gesundheit oder auch der Schutz von Topprädatoren verwendet (Tabelle 1).

Tabelle 1: 11 Stoffgruppen, die durch eine Biota-UQN geregelt sind und das jeweils zugewiesene Schutzgut. Als Matrix wird das untersuchte Gewebe bezeichnet. UQN; Umweltqualitätsnorm. Topprädatoren bezeichnet Tierarten am Ende der Nahrungskette, wie z.B. Seeadler und Fischotter.

Stoff	Gruppe	Matrix	UQN [$\mu\text{g}/\text{kg}$ Frischgewicht]	Schutzgut
Bromierte Diphenylether (6 BDE)	Flammschutzmittel	Fisch	0,0085	Mensch
Hexabromcyclododecan (HBCDD)	Flammschutzmittel	Fisch	167	Topprädatoren
Heptachlor und Heptachlorepoxyd	Chlorpestizid	Fisch	0,0067	Mensch
Hexachlorbenzol (HCB)	Chlorpestizid	Fisch	10	Mensch
Hexachlorbutadien (HCBd)	Chlorpestizid	Fisch	55	Topprädatoren
Dicofol	Chlorpestizid	Fisch	33	Topprädatoren
Quecksilber	Schwermetall	Fisch	20	Topprädatoren
Perfluoroktansulfonsäure (PFOS)	PFC	Fisch	9,1	Mensch
Dioxine/ dl-PCB	Verbrennungsprozesse	Fisch	0,0065 TEQ	Mensch
Fluoranthren	PAK	Muschel	30	Mensch
Benzo(a)pyren	PAK	Muschel	5	Mensch

Um den chemischen Zustand der Gewässer in Schleswig-Holstein in Bezug auf die in Biota zu überwachenden Stoffe zu beurteilen, wurden 2013 sowie 2016 überblicksweise Fische und Muscheln in sieben Fließgewässern, zwei Übergangsgewässern und sechs Seen untersucht.

Probenahme und Analytik

Um eine relevante Belastung für menschliche und tierische Konsumenten zu erfassen und gleichzeitig die aktuelle Belastungssituation im Gewässer abzubilden, sind etwa 3-jährige Fische zu verwenden. Das Alter wird anhand der Größe abgeschätzt, eine exakte Altersbestimmung der Individuen fand jedoch nicht statt. Die Probenahme der Fische erfolgte nach der Laichzeit synchron zum fischökologischen WRRL-

Monitoring mittels Elektrofischerei sowie durch Netze. In den Fließgewässern Bongsieler Kanal, Eider, Treene, Nord-Ostsee-Kanal, Bille, Schwentine und Trave wurden standardmäßig Flussbarsche untersucht. In dem Ästuar der Elbe wurden Heringe oder Stinte und im Unterlauf der Stör Brassen oder Güster, bedingt durch das Vorkommen der Arten, untersucht.

Im Wittensee, Selenter See, Schluensee, Großen Plöner See, Großen Ratzeburger See und Schaalsee wurden ebenfalls Flussbarsche untersucht. Die empfohlene Größenklasse für Barsche von 15 – 20 cm wurde in den Fließgewässern meist eingehalten (Rahmenkonzeption IV.3 des LAWA-AO). Die Fische der Seen waren mit einer Länge von 25 – 30 cm deutlich größer.

Im Biota-Monitoring sind zudem Dreikantmuscheln (*Dreissena polymorpha*) in den genannten Gewässern auf Fluoranthren sowie Benzo(a)pyren zu untersuchen. Die Muscheln kamen jedoch nur in der Bille, Treene, Eider, Schwentine, Trave und den sechs Seen vor.

Für die Analytik wurden Poolproben aus dem Filet von jeweils 10 Fischen der gleichen Art und ähnlicher Größe gebildet. Für eine Muschel-Poolprobe wurden etwa 100 Individuen benötigt.

Das Filetieren der Fische und die Gewinnung der Muschelweichkörper erfolgten im Landeslabor Schleswig-Holstein. Die Analytik fand zum Teil im Landeslabor Schleswig-Holstein und zum Teil in Auftragslaboren statt.

Ergebnisse

Die Analyseergebnisse der Filet-Mischproben zeigten keine UQN-Überschreitungen für Dioxine/dl-PCB, Hexachlorbenzol, Dicofof, Hexachlorbutadien und Hexabromcyclododecan. Die Quecksilberkonzentrationen lagen alle, teilweise deutlich, über der UQN. Die niedrigste Quecksilber-Konzentration mit 29 µg/kg Nassgewicht wurde 2013 in der Stör festgestellt (Abbildung 1). Die höchste Quecksilber-Konzentration in Fließgewässern trat in der Tide-Eider mit 260 µg/kg Nassgewicht im Jahr 2016 auf. Hier wird die UQN um den Faktor 13 überschritten. Teilweise waren auch deutliche Unterschiede zwischen den Belastungen 2013 und 2016 festzustellen.

Die niedrigste Quecksilber-Konzentration in den Seen lag 2016 im Großen Ratzeburger See mit 66 µg/kg Nassgewicht vor (Abbildung 2). Der Wittensee zeigte 2013 die höchsten Quecksilber-Gehalte mit 500 µg/kg im Filet. Somit wird die UQN um den Faktor 3 bis 25 in Seen überschritten. Ein Trend kann angesichts der geringen Datenlage bisher nicht berechnet werden. Absehbar ist jedoch, dass bis 2027 vermutlich kein untersuchter Standort die Quecksilber-UQN in Biota einhalten wird und somit der chemische Zustand der Gewässer weiterhin als „nicht gut“ beurteilt werden muss.

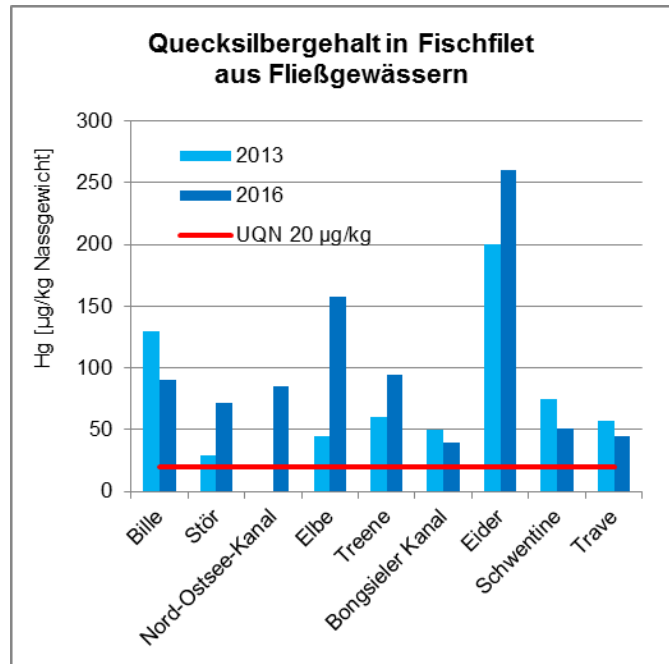


Abb. 1: Quecksilbergehalt in µg/kg Nassgewicht Fischfilet aus Fließgewässern der Jahre 2013 und 2016

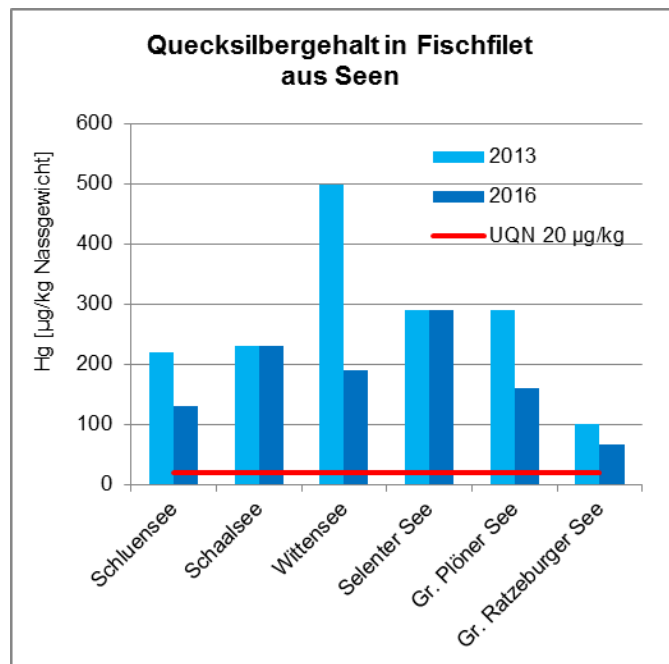


Abb. 2: Quecksilbergehalt in µg/kg Nassgewicht Fischfilet aus Seen der Jahre 2013 und 2016

Auch die UQN für die Summe von sechs bromierten Diphenylethern (BDE) wurde in allen Proben 2016 überschritten. Für das Jahr 2013 konnte diese Aussage noch nicht getroffen werden, da die Bestimmungsgrenze der Analytik in 2013 noch bei 0,05 µg/kg lag und die UQN von 0,0085 µg/kg nicht hinreichend beurteilt werden konnte. Lediglich in der Elbe und Trave konnten BDE im Jahr 2013 mit 0,17 bzw. 0,16 µg/kg nachgewiesen werden (Abbildung 3). In 2016 wurde mit einer Bestimmungsgrenze von 0,003 µg/kg analysiert. In allen Gewässern konnten Konzentrationen oberhalb der UQN bestimmt werden.

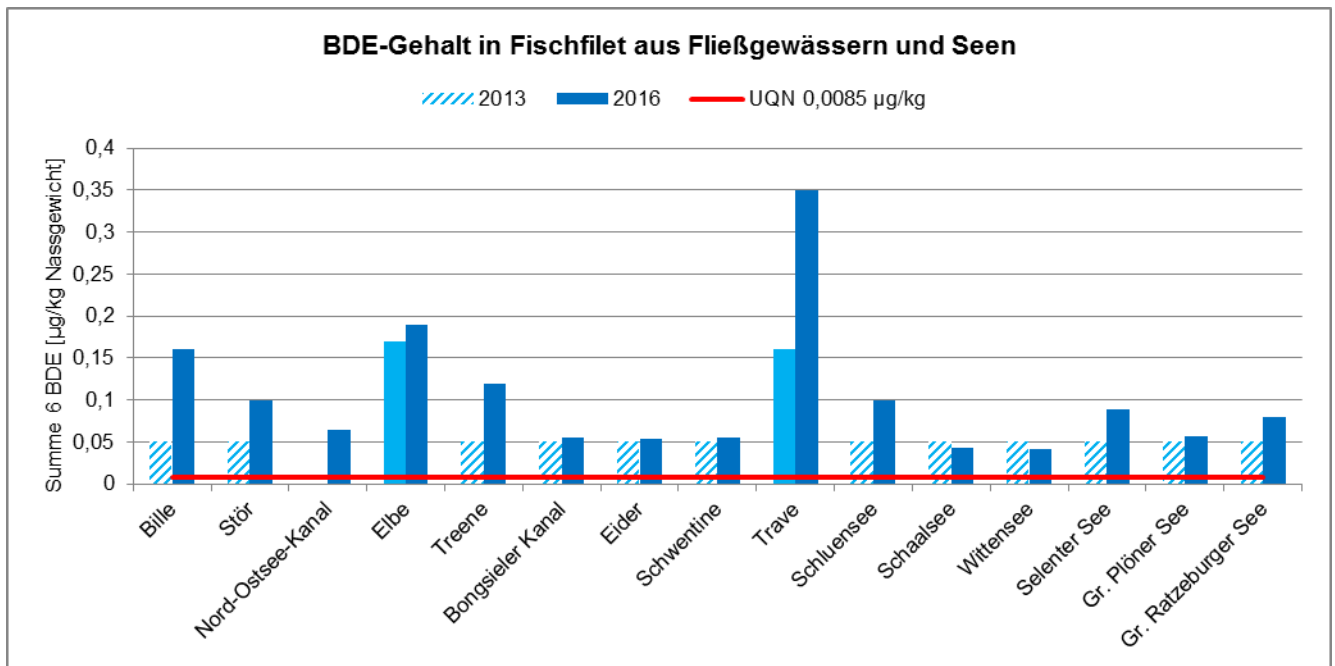


Abb. 3: BDE-Gehalt in µg/kg Nassgewicht Fischfilet aus Fließgewässern und Seen der Jahre 2013 und 2016 (schraffierte Balken für 2013 deuten auf die Bestimmungsgrenze von 0,05 µg/kg hin; hier liegen die Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze)

Für PFOS wurden nur 2016 Überschreitungen in Fischen aus der Stör (14 µg/kg) und Trave (11 µg/kg) beobachtet. Die UQN-Überschreitung in der Stör wurde 2016 auch durch Biota-Untersuchungen der Flussgebietsgemeinschaft (FGG) Elbe innerhalb des koordinierten Elbe-Messprogramms 2016 bestätigt (FGG Elbe 2018). Im Unterschied zu Quecksilber war die Belastung der Fische mit BDE, Dioxinen/dl-PCB und PFOS in den Fischen aus Fließgewässern höher als in denen aus Seen.

Die Überprüfung der UQN für die beiden PAK war für die Gewässerliste unvollständig, da vor allem in den Fließgewässern meist keine Muscheln vorkamen. Eine UQN-Überschreitung trat nur für Benzo(a)pyren mit 5,6 µg/kg in der Bille im Jahr 2013 auf. In 2016 konnte dieser Befund weder bestätigt noch verneint werden, da keine Muscheln zur Analytik gefunden wurden. Die höchste Fluoranthren-Konzentration wurde 2013 in der Schwentine mit 20 µg/kg festgestellt, in 2016 lag die Fluoranthren-Belastung hier nur bei 2,2 µg/kg. Eine kontaminationsfreie Probenahme kann für 2013 nicht uneingeschränkt sichergestellt werden. In der Kampagne 2016 wurde hierfür besonders sensibilisiert.

Diskussion und Ausblick

Es scheint neben Quecksilber auch eine flächendeckende Belastung mit BDE in Gewässern zu geben, die im Gewebe von Fischen akkumulieren. In der Konsequenz werden Oberflächengewässer als chemisch „nicht gut“ laut Wasserrahmenrichtlinie bewertet. Dies lassen die Ergebnisse aus 2016 erwarten. Auch die Schadstoff-Untersuchungen in Biota der FGG Elbe im Rahmen des koordinierten Elbemessprogramms

2016 lassen diesen Schluss zu (FGG Elbe 2018), denn auch hier werden die Quecksilber- und BDE-UQN an allen untersuchten Standorten überschritten.

Für Heptachlor und Heptachlorepid erreicht die in Schleswig-Holstein verwendete Bestimmungsgrenze von 1 µg/kg noch nicht die Qualität, um die sehr geringe UQN von 0,0067 µg/kg sicher zu überprüfen. Ergebnisse der FGG Elbe zeigen in den in diesem Zuge untersuchten Messstellen in Schleswig-Holstein Konzentration von 0,008 µg/kg in der Stör und 0,012 µg/kg in der Elbe bei Brunsbüttel, die somit die UQN überschreiten (FGG Elbe 2018). Zum Zeitpunkt der FGG Elbe Projektdurchführung war nur ein Labor technisch ausgerüstet, um die nach Anlage 9 der OGewV 2016 geforderten Bestimmungsgrenzen für Heptachlor und Heptachlorepid einzuhalten. Probleme bei der Analytik bestehen insbesondere bei den genannten Stoffen sowie auch bei den bromierten Diphenylethern.

Hinsichtlich der Probenahme gestaltet sich vor allem die Gewinnung von Muscheln in vielen Gewässern schwierig. Dies wurde auch durch FGG Elbe-Untersuchungen bestätigt.

Das Biotamonitoring wird 2019 in Schleswig-Holstein an denselben Messstellen wiederholt. Die flächendeckenden Überschreitungen beim Quecksilber gehen teilweise auf globale Prozesse zurück. Bromierte Diphenylether werden als additive Flammschutzmittel u.a. in Elektrogeräten, Schaumstoffen und Textilien eingesetzt. Sie gelangen durch Produktions- und Verarbeitungsprozessen in die Umwelt, aber auch durch Auslaugen, Verdunsten oder Abrieb, da sie nicht chemisch in die

Polymermatrix von Kunststoffen eingebunden sind. In der Europäischen Union ist die Verwendung bestimmter bromierter Flammschutzmittel verboten bzw. eingeschränkt. Bromierte Diphenylether sind möglicherweise karzinogen und hormonaktiv. Die Bedeutung der Überschreitungen für Quecksilber, bromierte Diphenylether und PFOS für die benannten Schutzgüter lassen sich derzeit nicht abschätzen.

Korrespondenzadresse

Maren Jarosch
Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume
Schleswig-Holstein
Hamburger Chaussee 25
24220 Flintbek
E-Mail: maren.jarosch@llur.landsh.de

Literatur

- FGG Elbe (2018): Schadstoffuntersuchungen in Biota – Sonderuntersuchungen im Rahmen des KEMP 2016, Projektbericht, Flussgebietsgemeinschaft Elbe, Otto-von-Guericke-Straße 5, 39104 Magdeburg
- LAWA-AO (2016): Rahmenkonzeption Monitoring, Teil B Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibungen, Arbeitspapier IV.3, Konzeption für Biota-Untersuchungen zur Überwachung von Umweltqualitätsnormen gemäß RL 2008/105/EG, geändert durch RL 2013/39/EU, Stand 27.10.2016
- Oberflächengewässerverordnung (OGewV) (2016): Verordnung zum Schutz von Oberflächengewässern vom 20. Juni 2016 – veröffentlicht im Bundesgesetzblatt Jahrgang 2016 Teil I Nr. 28, ausgegeben zu Bonn am 23. Juni 2016, Bundesanzeiger Verlag GmbH, Köln
- Richtlinie 2008/105/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Dezember 2008 über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien des Rates 82/176/EWG, 83/513/EWG, 84/156/EWG, 84/491/EWG und 86/280/EWG sowie zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG, Amtsblatt der Europäischen Union, 24.12.2008
- Richtlinie 2013/39/EU des europäischen Parlaments und des Rates vom 12. August 2013 zur Änderung der Richtlinien 2000/60/EG und 2008/105/EG in Bezug auf prioritäre Stoffe im Bereich der Wasserpolitik, Amtsblatt der Europäischen Union, 24.08.2013



Rodentizid-Rückstände in Fischen – Ursachenforschung und Risikominderungsmaßnahmen

Julia Regnery¹ (regnery@bafg.de), Anton Friesen² (anton.friesen@uba.de), Sabine Schäfer¹ (sabine.schaefer@bafg.de), Robert S. Schulz¹ (robert.schulz@bafg.de), Georg Reifferscheid¹ (reifferscheid@bafg.de), Marvin Brinke¹ (brinke@bafg.de)

¹ Referat Biochemie, Ökotoxikologie, Bundesanstalt für Gewässerkunde

² Fachgebiet IV 1.2-1 – Biozide, Umweltbundesamt

Zusammenfassung

Aktuelle Studien zeigen, dass nicht nur auf dem Land lebende Tiere, sondern auch Fische Rückstände von antikoagulantem Rodentiziden in ihrer Leber aufweisen. Antikoagulante Rodentizide der zweiten Generation wurden bei der Umweltrisikobewertung als persistent, bioakkumulierend und toxisch eingestuft. Auf Grundlage der verfügbaren, kurzzeitigen ökotoxikologischen Studien mit Wasserorganismen und des prognostizierten geringen Eintrags wurden Risiken für die aquatische Umwelt bisher jedoch als akzeptabel angesehen. Auf welchen Wegen diese Rodentizide in Gewässer gelangen und ob sie sich dort anreichern, wird derzeit in einem Forschungsprojekt untersucht. Eine potenzielle Eintragsquelle stellt die Bekämpfung von Wanderratten in der Kanalisation dar.

Hintergrund

Als Rodentizide werden Mittel zur Bekämpfung von Nagetieren wie zum Beispiel Hausmäusen oder Wanderratten bezeichnet. Dient ihr Einsatz dem Schutz der menschlichen oder tierischen Gesundheit (Infektionsschutz), von Menschen hergestellten Produkten (Materialschutz) oder dem hygienebedingten Vorratsschutz, handelt es sich um Biozide. Biozide unterliegen in der Europäischen Union (EU) einer Zulassungspflicht nach der Biozidverordnung (EU) Nr. 528/2012 [1]. Die Biozidverordnung sieht vor, dass nur zuvor in der EU genehmigte Wirkstoffe in Biozidprodukten verwendet werden dürfen. Biozidprodukte dürfen wiederum erst dann vermarktet werden, wenn sie von den nationalen Behörden zugelassen wurden. Dabei werden sowohl ihre Wirksamkeit als auch die von ihnen ausgehenden Risiken für die menschliche und tierische Gesundheit sowie die Umwelt geprüft.

Die meisten Rodentizide enthalten Antikoagulantien (d.h. blutgerinnungshemmende Wirkstoffe) und werden als Fraßköder eingesetzt [2]. Deren Aufnahme führt dazu, dass die Fähigkeit zur Blutgerinnung so stark gehemmt wird, dass die Tiere in der Regel nach 3 - 7 Tagen innerlich verbluten.

Bisher wurden im Rahmen der europäischen Wirkstoffbewertung die folgenden Antikoagulantien zur Verwendung in Rodentiziden gemäß Biozidverordnung genehmigt: Warfarin, Chlorophacinon, Coumatetralyl, Bromadiolon, Difenacoum, Brodifacoum, Difethialon und Flocoumafen (Abbildung 1).

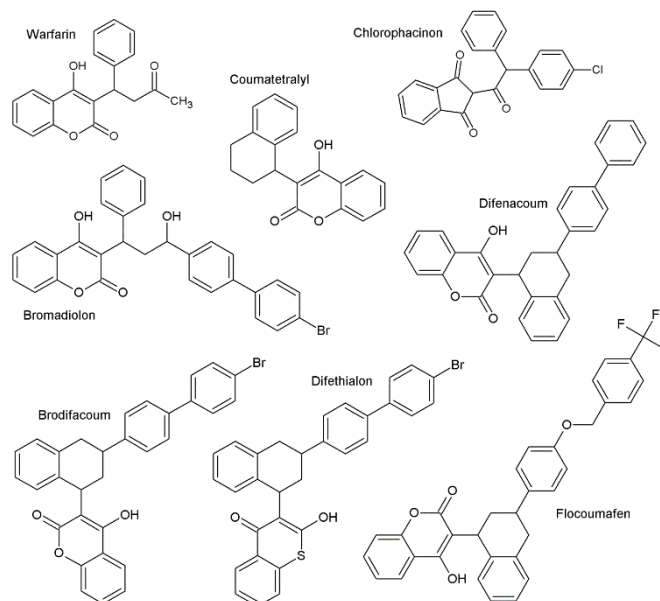


Abb. 1: In der Europäischen Union zugelassene Wirkstoffe zur Verwendung in antikoagulantem Rodentiziden.

Während die drei erst-nannten Wirkstoffe zu der ersten Generation von Antikoagulantien gezählt werden, stellen die fünf letztgenannten Stoffe die potentere zweite Generation dar, die bereits bei einmaliger Aufnahme eine tödliche Wirkung bei Schädigern bewirken können. Keiner dieser Wirkstoffe ist zurzeit in Deutschland zur Anwendung als Pflanzenschutzmittel zugelassen. Aufgrund desselben Wirkmechanismus bei der Blutgerinnung bestehen für Nichtzieltiere sehr hohe Vergiftungsrisiken durch den direkten Fraß von Giftködern (Primärvergiftung) oder den Fraß vergifteter Mäuse und Ratten (Sekundärvergiftung).

Antikoagulante Rodentizide der zweiten Generation wurden bei der Umweltrisikobewertung als (sehr) persistent, (sehr) bioakkumulierend und toxisch (PBT-/vPvB-Stoffe) identifiziert. Grundsätzlich ist der Eintrag von PBT-/vPvB-Stoffen in die Umwelt unabhängig von ihrer Konzentration und Menge zu vermeiden, da solche Stoffe dort nicht oder nur sehr langsam abgebaut werden und somit über sehr lange Zeiträume in Gewässern, Böden und auch in der Nahrungskette verbleiben können. In der Vergangenheit wurden fast ausschließlich terrestrisch lebende Tiere auf Rodentizid-Rückstände untersucht [3], da Risiken für die aquatische Umwelt aufgrund der verfügbaren, kurzzeitigen ökotoxikologischen Studien mit

Wasserorganismen und des prognostizierten geringen Eintrags bisher als akzeptabel erachtet wurden.

Relevanz für die aquatische Umwelt

In Laborversuchen wurde eine hohe Toxizität von Antikoagulanzen gegenüber aquatischen Testorganismen wie Wasserflöhen, Algen und Fischen festgestellt. Die Konzentration, bei der 50% der getesteten Wasserorganismen unter der kurzzeitigen Einwirkung des Wirkstoffs einen letalen Effekt zeigen oder negativ beeinträchtigt werden (LC50/EC50-Wert), liegt zwischen 65 mg/L (Warfarin, LC50 Fisch) und 0,004 mg/L (Difethialon, EC50 Wasserfloh). Dennoch wurden im Rahmen der Umweltrisikobewertung von Antikoagulanzen keine unannehmbaren Risiken für Wasserorganismen festgestellt, da die berechneten Konzentrationen der Wirkstoffe in Gewässern deutlich unterhalb der Schwellenkonzentration liegen, ab der eine Gefährdung zu erwarten wäre [4]. Insbesondere Antikoagulanzen der zweiten Generation verfügen über eine geringe Wasserlöslichkeit bei umweltrelevanten pH-Werten, photolytische Halbwertszeiten von wenigen Minuten bis Stunden sowie ein hohes Adsorptionspotential.

Allen anfänglichen Erwartungen zum Trotz wurden kürzlich dennoch Rückstände von antikoagulanten Rodentiziden in Leberproben von Brassen aus den größten Flüssen in Deutschland – darunter Donau, Elbe und Rhein – mit Konzentrationen im unteren µg/kg-Bereich, bezogen auf das Nassgewicht, nachgewiesen [5]. In einer gerade erschienenen Literaturstudie von Regnery et al. [6] werden verfügbare Informationen zum Vorkommen und Verbleib sowie den potenziellen Risiken von antikoagulanten Rodentiziden in der aquatischen Umwelt kritisch diskutiert. Diese aktuellen Studien verdeutlichen, dass Rodentizid-Rückstände nicht nur in terrestrischen Nichtzieltieren, sondern auch in (konventionell gereinigtem) Abwasser, Klärschlamm, Ästuar-Sedimenten, Schwebstoffen und Fischlebern in Konzentrationen im unteren ng/L- bzw. µg/kg-Bereich nachweisbar sind. Obwohl nach derzeitigem Wissensstand eine akute Gefährdung von Wasserorganismen durch Einträge von Rodentiziden in Gewässer nicht anzunehmen ist, besteht insbesondere bei Antikoagulanzen der zweiten Generation die Gefahr der Anreicherung über die aquatische Nahrungskette [4].

Bisherige Risikominderungsmaßnahmen

Zwar wurden antikoagulante Rodentizide trotz der ermittelten Umweltrisiken und Risiken der Resistenzentwicklung aufgrund mangelnder Alternativen zur Nagetierbekämpfung als Biozidprodukte zugelassen. Allerdings wurden im Rahmen der Biozid-Produktzulassung in Deutschland in den letzten Jahren strikte Risikominderungsmaßnahmen (RMM) festgelegt, um die Verwendung von Antikoagulanzen sicherer, wirksamer und nachhaltiger zu machen. Diese RMM beinhalten im Wesentlichen die Beschränkung der zugelassenen Verwender und die verbindliche Festlegung einer guten fachlichen Anwendung (GfA) von Fraßködern bei der Nagetierbekämpfung mit Antikoagulanzen.

Zugelassene Rodentizide mit Antikoagulanzen der zweiten Generation dürfen in Deutschland nur noch von geschulten berufsmäßigen Verwendern, wie zum Beispiel ausgebildeten Schädlingsbekämpferinnen und Schädlingsbekämpfern verwendet werden [7]. Die breite Öffentlichkeit und berufsmäßige Verwender ohne entsprechende Sachkunde dürfen diese Produkte nicht mehr verwenden. Rodentizide mit Antikoagulanzen der ersten Generation (Warfarin, Coumatetralyl, Chlorophacinon) können dagegen auch weiterhin von diesen Verwendergruppen in Innenräumen und unmittelbar um Gebäude eingesetzt werden [8, 9]. Darüber hinaus wurde die Verwendung von antikoagulanten Rodentiziden zur Feststellung eines Nagetierbefalls (Monitoring) verboten und ihr routinemäßiger, präventiver Einsatz stark eingeschränkt.

Ursachenforschung

Auf welchen Wegen Antikoagulanzen in Gewässer gelangen, wird derzeit in einem vom Umweltbundesamt in Auftrag gegebenen Forschungsprojekt (FKZ 3716 67 403 0) an der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) untersucht. Eine mögliche, naheliegende Eintragsquelle stellt der Einsatz von antikoagulanten Rodentiziden zur Bekämpfung von Ratten in der Kanalisation dar. Bei einer Fragebogenaktion in 2010 gaben 85% der bundesweit teilnehmenden 508 Gemeinden, Kommunen und Abwasserverbände an, Rattenbekämpfungen im kommunalen Kanalsystem durchzuführen [10]. Oftmals werden dabei antikoagulante Rodentizide ein- bis zweimal jährlich in jeden zweiten bis vierten Kanalschacht innerhalb eines Bekämpfungsgebietes eingebracht. Im Rahmen einer flächendeckenden Bekämpfungsmaßnahme können dabei bis zu mehrere tausend Köderblöcke mit einem Gewicht von 200 – 300 g im Kanal ausgebracht werden.

Gemäß den rechtsverbindlichen Anwendungsbestimmungen der GfA müssen Köder in der Kanalisation so angewendet werden, dass sie nicht mit dem (Ab-) Wasser in Kontakt kommen und nicht weggespült werden, da die Wirkstoffe bei anhaltendem Kontakt des Ködermaterials mit Wasser freigesetzt werden [7]. Dabei ist zu berücksichtigen, dass beispielsweise lokale Starkregenereignisse in Mischkanalsystemen zu einem kurzzeitigen drastischen Anstieg des Abwasserpegels in mit Köder belegten Kanalschächten führen können. Inwiefern nicht angenommene Köder nach Abschluss der Bekämpfungsmaßnahme GfA konform eingesammelt und entsprechend den lokalen Anforderungen zur Entsorgung gefährlicher Abfälle entsorgt werden, lässt sich nicht nachverfolgen. Anders als bei Pflanzenschutzmitteln werden in Deutschland im Rahmen der Biozid-Zulassung keine Daten bezüglich Umsatz, Einsatzgebiet und Verbleib von Rodentiziden bzw. Bioziden erhoben.

In ihrer Studie schätzen Krüger und Solas [10] den mengenmäßigen Einsatz von Antikoagulanzen im Rahmen der Rattenbekämpfung im Kanal in Deutschland auf mehr als 600 t Köder pro Jahr. Davon ausgehend würde die eingesetzte Menge der reinen Wirkstoffe – unter Berücksichtigung der zulässigen

Wirkstoffhöchstgehalte von Antikoagulanzen in den Ködern von 0,0025% für Difethialon und bis zu 0,079% für Warfarin – ungefähr 50 kg pro Jahr betragen. Mit Ausnahme des Wirkstoffs Warfarin, für den experimentelle Daten aufgrund seines jahrzehntelangen pharmazeutischen Einsatzes als Blutgerinnungshemmer vorliegen, gibt es derzeit keine Informationen zum Rückhalt und zum Abbauverhalten von Antikoagulanzen – insbesondere denen der zweiten Generation – bei der konventionellen Abwasserreinigung [6].

Erste Ergebnisse des Forschungsprojekts an der BfG zeigen, dass die Wirkstoffe in kommunalen Kläranlagen scheinbar nicht vollständig eliminiert werden. Im gereinigten Abwasser können Stoffe oftmals wegen ihrer geringen Konzentration oder zeitlicher Schwankungen nicht routinemäßig nachgewiesen werden. Aus diesem Grund sind manche Kläranlagen mit so genannten Bioakkumulationsteichen ausgestattet, die kontinuierlich mit gereinigtem Abwasser beschickt und in der Regel im Rahmen eines aktiven Monitorings für 6 Monate mit Fischen besetzt werden. Durch die Analyse dieser Fische können bioakkumulierende Stoffe im Kläranlagenablauf erfasst und so Hinweise auf mögliche Einflüsse des gereinigten Abwassers auf Wasserorganismen gewonnen werden. In einer ersten Untersuchung wurden Rückstände mehrerer antikoagulanter Rodentizide der zweiten Generation in 24% der analysierten Leberproben von Fischen aus 25 verschiedenen Bioakkumulationsteichen nachgewiesen.

Bisher konnte ebenfalls gezeigt werden, dass es durch die Ausbringung von Rodentiziden in der Kanalisation über Kläranlagenabläufe oder Direkteinleitungen von abgeschlagenem Mischwasser bei Starkregen während einer Rattenbekämpfung zu Einträgen von Antikoagulanzen in Fließgewässer kommen kann. In welchen Mengen Rodentizide nach einer Rattenbekämpfung in der Kanalisation über Kläranlagenabläufe oder Direkteinleitungen von abgeschlagenem Regenwasser in Fließgewässer eingetragen werden, kann derzeit aber noch nicht abgeschätzt werden.

Literatur

- [1] Biozid-Verordnung (EU) Nr. 512/2012 des europäischen Parlaments und des Rates vom 22. Mai 2012 über die Bereitstellung und Verwendung von Biozidprodukten
- [2] Buckle, A.P. und Smith, R.H. (Hrsg.) (2015) Rodent pests and their control. CAB International, Wallingford
- [3] van den Brink, N.W., Elliott, J.E., Shore, R.F., Rattner, B.A. (Hrsg.) (2018) Anticoagulant rodenticides and wildlife. Springer, Cham
- [4] Umweltbundesamt (2018) [Nagetierbekämpfung mit Antikoagulanzen – Antworten auf häufig gestellte Fragen](#), aktualisierte 4. Auflage

- [5] Kotthoff, M., Rüdell, H., Jüring, H., Severin, K., Hennecke, S., Friesen, A., Koschorreck, J. (2018) First evidence of anticoagulant rodenticides in fish and suspended particulate matter: spatial and temporal distribution in German freshwater aquatic systems. *Environmental Science and Pollution Research*, 1-11. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1385-8>
- [6] Regnery, J., Friesen, A., Geduhn, A., Göckener, B., Kotthoff, M., Parrhysius, P., Petersohn, E., Reifferscheid, G., Schmolz, E., Schulz, R. S., Schwarzbauer, J., Brinke, M. (2018) Rating the risks of anticoagulant rodenticides in the aquatic environment: A review. *Environmental Chemistry Letters*, 1-26. <https://doi.org/10.1007/s10311-018-0788-6>
- [7] Umweltbundesamt (2018) [Gute fachliche Anwendung von Nagetierbekämpfungsmitteln mit Antikoagulanzen: Für geschulte berufsmäßige Verwender](#)
- [8] Umweltbundesamt (2018) [Gute fachliche Anwendung von Nagetierbekämpfungsmitteln mit Antikoagulanzen: Für berufsmäßige Verwender](#) (ohne Sachkunde)
- [9] Umweltbundesamt (2018) [Mäuse- und Rattengift sicher und wirksam anwenden](#) - Gute fachliche Anwendung von Nagetierbekämpfungsmitteln mit Antikoagulanzen für die breite Öffentlichkeit
- [10] Krüger, G. und Solas, H. (2010) Nachbarn im Kanalnetz - Ergebnisse einer Fragebogenaktion zur Rattenbekämpfung. *Korrespondenz Abwasser, Abfall* 57, 430–435

Korrespondenzadresse

Dr. Julia Regnery
Referat Biochemie, Ökotoxikologie (G3)
Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG)
Am Mainzer Tor 1
D-56068 Koblenz
E-Mail: Regnery@bafg.de
Tel.: +49 261 1306 5987
Fax: +49 261 1306 5363
Web: www.bafg.de

Die Anwendung der Summenparameter EOF und AOF bei der Untersuchung der Tiefenverlagerung von Perfluoralkyl- und Polyfluoralkylverbindungen (PFAS) in belasteten Böden in Mittelbaden

Reiner Söhlmann¹, Gabriel Striegel², Frank Thomas Lange³

¹ Landratsamt Rastatt, Umweltamt, Am Schlossplatz 5, 76437 Rastatt, r.soehlmann@landkreis-rastatt.de

² Regierungspräsidium Karlsruhe, Stabsstelle PFC, Markgrafenstraße 46, 76133 Karlsruhe, gabriel.striegel@rpk.bwl.de

³ TZW: DVGW - Technologiezentrum Wasser, Karlsruher Str. 84, 76139 Karlsruhe, frankthomas.lange@tzw.de

Schlüsselworte: Perfluoralkyl- und Polyfluoralkylverbindungen (PFAS), per- und polyfluorierte Chemikalien (PFC), Tiefenverlagerung, extrahierbares organisch gebundenes Fluor (EOF), adsorbierbares organisch gebundenes Fluor (AOF)

Zusammenfassung

Das Spektrum der in industriellen Anwendungen und in Verbraucherprodukten eingesetzten PFAS wurde u.a. aufgrund zunehmender rechtlicher Restriktionen für einzelne Verbindungen stetig erweitert und ausdifferenziert. Nach der jüngsten Veröffentlichung der OECD (2018) ist derzeit von einer Gesamtzahl von 4730 PFAS, die auch noch unterschiedlichen chemischen Verbindungsklassen angehören, auszugehen. Aufgrund der Vielfalt möglicher Einzelverbindungen sind daher Summenparameter zur Abschätzung des Gesamtpotentials an organischen Fluorverbindungen unerlässlich.

Einleitung

Seit dem erstmaligen Auffinden von Perfluoralkyl- und Polyfluoralkylverbindungen [PFAS von engl. „perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances“ (Buck et al, 2011), im Deutschen häufig als PFC (per- und polyfluorierte Chemikalien) bezeichnet] in einem Brunnen der Wasserversorgung von Rastatt im Jahr 2013 wurden bis dato insgesamt 644 Hektar mit PFAS belastete Böden im Raum Rastatt/Baden-Baden festgestellt (Regierungspräsidium Karlsruhe, 2018). Die Kenntnisse zum Verhalten der unterschiedlichen PFAS im Boden und im Grundwasser sind bislang noch unvollständig. Bekannt ist, dass kurzkettige Perfluoralkylcarbonsäuren (PFCA) mit Kettenlängen kleiner C₈ und Perfluorooctansäure (PFOA) eine höhere Mobilität als länger-kettige PFAS aufweisen (Gellrich und Knepper, 2012). Die mobilen PFAS wurden daher bereits in hohem Maße mit dem Sickerwasser in das Grundwasser verfrachtet und stellen dort die Hauptschadstoffe aus der Gruppe der PFAS dar. Die langkettigen PFCA (>C₈) und Perfluoroktansulfonsäure (PFOS) verbleiben hingegen vornehmlich im Boden, insbesondere im Oberboden und können im Grundwasser meist nicht oder nur in sehr geringer Konzentration nachgewiesen werden.

Die Belastungssituation ist durch sehr stark differierende Befunde in der Fläche und in der Tiefe geprägt: Es liegen belastete und unbelastete Flächen flickentepichartig nebeneinander.

Nach bisherigen Erkenntnissen sind die PFAS maßgeblich über verunreinigte Kompost/Papierschlamm-Gemische in den Boden gelangt. Im Raum Rastatt/Baden-Baden ist davon auszugehen, dass die Ausbringung vor allem in den Jahren zwischen 2000 und 2008 erfolgte. Durch die lange Zeit im Boden, in denen PFAS im unterschiedlichen Maße mit dem Sickerwasser ausgewaschen wurden, haben sich bereits großflächige Grundwasserbelastungen im Abstrom der Flächen gebildet.

Im Rahmen der ersten Gefahrverdachtserkundungen erfolgte die Analytik nach DIN 38407-42 mittels HPLC-MS/MS auf zehn Einzelsubstanzen (C₄-C₁₀-Perfluoralkancarbonsäuren (PFCA) und C₄-, C₆-, und C₈-Sulfonsäuren) im Feststoff. Viele Befunde im Grundwasser, aber auch in Pflanzenuntersuchungen, konnten nicht erklärt werden, da PFAS im Boden nicht nachweisbar waren. Ab 2015 wurden zusätzlich 2:1-Eluate nach DIN 19529 auf ein erweitertes Analytenspektrum von 20 Einzelsubstanzen untersucht. Es stellte sich heraus, dass trotz geringer oder nicht nachweisbarer Gehalte im Feststoff deutlich erkennbare Gehalte im Eluat vorliegen können. Dies ist auf die höhere Sensitivität der Messung, bedingt durch den höheren Anreicherungsfaktor bei der Herstellung der wässrigen Eluate gegenüber der Extraktion mit Methanol aus Bodenproben zurückzuführen. Während in Feststoffproben meist eine Bestimmungsgrenze von bis zu 1 µg/kg erreicht werden kann, können in Eluaten in der Regel Konzentrationen bis zu 1 ng/l bestimmt werden. Doch auch die Eluatkonzentrationen konnten nicht alle beobachteten Befunde erklären.

Mittlerweile liegen eine Reihe von Untersuchungsergebnissen vor, die zeigen, dass neben den auf Grundlage genormter Analysemethoden messbaren, v.a. perfluorierten Säuren, weitere fluororganische Verbindungen in hohen Gehalten im Oberboden vorhanden sind (Lange et al, 2017). Es wird vermutet, dass es sich zu hohen Anteilen um sogenannte Vorläufersubstanzen (engl.: precursors) handelt, bei deren Abbau es zu einer andauernden Nachlieferung von messbaren PFAS im Boden und zu einem Eintrag ins Grundwasser kommt. Auf einer Reihe von belasteten Flächen in Rastatt/Baden-Baden konnten als Vorläufersubstanzen verschiedene

Vertreter der polyfluorierten Alkylphosphate (PAP) sowie ein Perfluorosulfonamidoethanol-basierter Phosphatdiester (diSAmPAP) als typische Vertreter von Papierchemikalien nachgewiesen werden (Nürnberg et al., 2018).

Analytik

Auf Grund des möglichen Spektrums an Einzelverbindungen, die mangels Verfügbarkeit analytischer Standards nicht durch quantitative Zielverbindungsanalytik erfasst werden können, wurde vom Land Baden-Württemberg ein Forschungsvorhaben zur Entwicklung des Summenparameters extrahierbares organisch gebundenes Fluor (EOF) gefördert (Lange et al., 2017). Die Bestimmungsgrenze des EOF lag zum Zeitpunkt der Untersuchung noch bei 50 µg/kg TS, mittlerweile können meist Gehalte ab 10 µg/kg bestimmt werden. Mittels der EOF-Bestimmung konnten Organofluorgehalte in den Bodenproben aus dem Gebiet Rastatt/Baden-Baden gemessen und mit der Summe des Organofluors aus messbaren PFAS verglichen werden. Auf diese Weise waren Organofluorbilanzen und damit die Abschätzung des unbekannten Anteils an Organofluor in diesen Böden möglich.

Daneben wurde eine Modifikation des adsorbierbaren organisch gebundenen Fluors (AOF) (Wagner et al., 2013; Willach et al., 2016), wie sie derzeit im DIN-Arbeitskreis zur Bestimmung der adsorbierbaren organisch gebundenen Halogene mittels CIC im Entwurf vorliegt (DIN, 2018), auf 2:1-Eluate von Bodenproben angewendet. Die Bestimmungsgrenze des AOF lag für ein unverdünntes Eluat bei 1 µg/L. Aufgrund der sehr hohen AOF-Werte mussten die Proben in z.T. sehr hoher Verdünnung gemessen werden, so dass eine signifikante Störung durch anorganisches Fluorid ausgeschlossen werden konnte, da dessen Konzentration in den verdünnten Eluaten im unteren µg/L-Bereich lag.

Feldergebnisse

Die neuen analytischen Möglichkeiten zur Bestimmung von Organofluorgehalten in Bodenproben und Bodeneluaten als EOF bzw. AOF sind in einem Pilotprojekt „Untersuchung der Tiefenverlagerung von PFC und potentiellen Vorläufer-substanzen auf landwirtschaftlich genutzten Flächen im Raum Rastatt / Baden-Baden“ (Landkreis Rastatt, 2018) umgesetzt worden. Dabei wurden drei Ackerflächen bis in eine Tiefe von 150 cm in 10 cm-Schritten untersucht. Ein Beispiel ist in Abbildung 1 gezeigt

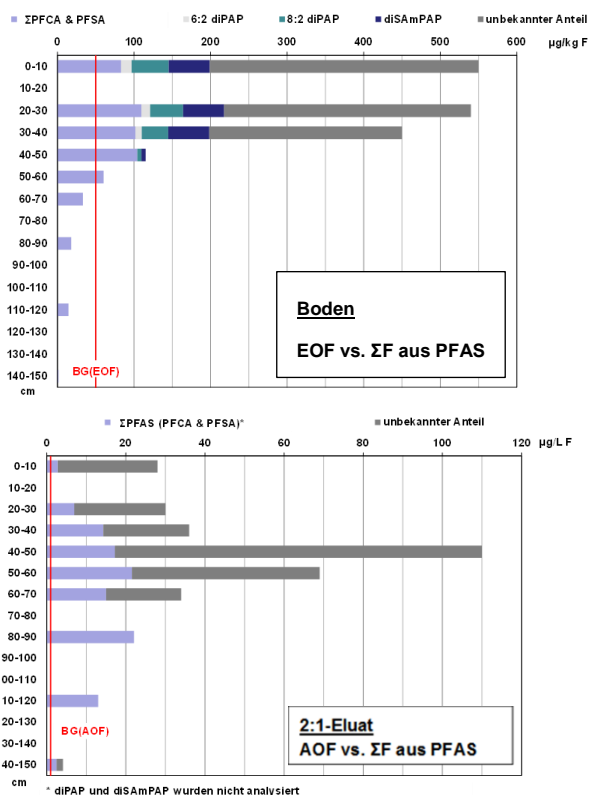


Abb. 1: Organofluor-Tiefenprofile anhand von EOF im Boden (oben) und AOF im 2:1-Schüttel eluat nach DIN 19529 (unten) sowie der Summe des Organofluors aus bekannten PFAS. Die Gesamtlänge der Balken repräsentiert den AOF- bzw. EOF-Wert; 6:2 diPAP, 8:2 diPAP und diSAmPAP sind Diester der Phosphorsäure mit Fluortelomeralkoholen (diPAP) bzw. mit N-Ethylperfluorooctansulfonamidoethanol (diSAmPAP); BG = Bestimmungsgrenze.

Im Ergebnis zeigte sich, dass ein Großteil der organischen Fluorverbindungen im Oberboden, vor allem im Pflughorizont, vorlag. In diesen humosen Bodenschichten wurden Konzentrationen von 500 µg/kg bis 2.650 µg/kg organisch gebundenes Fluor als EOF gemessen. Die darunter liegenden Schichten wiesen EOF-Konzentrationen von maximal 100 µg/kg auf.

Der überwiegende Anteil dieser organischen Fluorverbindungen ist bisher nicht näher charakterisiert. Es wird davon ausgegangen, dass diese Stoffe, z.B. PAP und SAmPAP, unter Freisetzung der bekannten, analysierbaren PFAS-Verbindungen abgebaut werden können und es sich somit um potentielle PFAS-Vorläuferverbindungen handelt (Lee und Mabury, 2014; Benskin et al., 2013; Rhoads et al., 2008). Im Oberboden sind zwischen 52 % und 75 % der über den EOF gemessenen organischen Fluorverbindungen unbekannt. Ab einer Tiefe von 40 cm unter GOK werden nur in einer Bodenprobe relevante Anteile an unbekanntem Fluorverbindungen festgestellt (34 %), ansonsten kann hier der EOF über die gemessenen PFAS erklärt werden.

Über den Parameter AOF wurden die mit Wasser eluierbaren und an Aktivkohle adsorbierbaren organischen Fluorverbindungen erfasst. Im Unterschied zum EOF lagen die höchsten Gehalte beim AOF unmittelbar unterhalb des Pflug-

horizonts bzw. im Übergangsbereich vor. Ferner wurden auch noch in tieferen Schichten unbekannte organische Fluorverbindungen festgestellt. Der unbekannte Fluoranteil im AOF betrug im Eluat des Oberbodens zwischen 24 % und 98 %, in den Schichten tiefer als 40 cm resultierte ein unbekannter Fluoranteil zwischen 0 % und 80 %.

Diskussion und Schlussfolgerung

Die Untersuchungen zur Tiefenverlagerung von PFAS in belasteten Böden in Rastatt/ Baden-Baden zeigen exemplarisch auf, dass bei komplexen PFAS-Schadensfällen eine erweiterte Analytik in Form von Summenparametern zwingend erforderlich ist. Die Sachverhaltsermittlung für eine umfassende Beurteilung des Gefahrverdachts und des Sanierungsbedarfs kann nicht allein auf die Bestimmung der mit der o.g. DIN erfassten PFAS gestützt werden. Das Spektrum der in industriellen Anwendungen und in Verbraucherprodukten eingesetzten PFAS wurde u.a. aufgrund zunehmender rechtlicher Restriktionen für einzelne Verbindungen stetig erweitert und ausdifferenziert. Aufgrund der Vielfalt möglicher Einzelverbindungen sind daher Summenparameter wie EOF und AOF oder auch der TOP-Assay (Houtz und Sedlak, 2012; Houtz et al., 2013) wichtige Entwicklungen.

Die Felduntersuchungen haben gezeigt, dass die Summenparameter EOF und AOF auch für die Untersuchung von Prozessen in Böden geeignet sind und wesentliche Zusatzinformationen für das Prozessverständnis liefern können. Weiterer Forschungsbedarf besteht hier u.a. hinsichtlich der Frage, ob und in welcher zeitlichen Dynamik die identifizierten (u.a. PAP) und die größtenteils noch unbekanntes fluororganischen Verbindungen unter den gegebenen Standortbedingungen zu persistenten PFAS abgebaut werden.

Um die Entwicklung auf dem Weg zu genormten Verfahren voranzubringen, sollten die neuen Methoden umfassend in vielfältigen Anwendungen eingesetzt werden, um praktische Erfahrungen zu sammeln und die Methoden weiter zu optimieren. Neben dem Einsatz bei der Erkundung von Schadensfällen sollten die Methoden auch rasch für die Überwachung von z.B. Abwasser- und Abfallströmen zur Verfügung stehen, um vergleichbare Schadensfälle in der Zukunft vermeiden zu können.

Literatur

- Benskin, J.P., Ikononou, M.G., Gobas, A.P.C., Begley, T.H., Woudneh, B., Cosgrove, J.R., Biodegradation of N-ethyl perfluorooctane sulfonamido ethanol (EtFOSE) and EtFOSE-based phosphate diester (SAmPAP diester) in marine sediments, *Environ. Sci. Technol.* 47, 1381-1389 (2013)
- Gellrich, V., Knepper, T.P., Sorption and Leaching Behavior of Perfluorinated Compounds in Soil, in: Barceló, D., Kostianoy, A.G. (Eds): *Handbook of Environmental Chemistry*, Vol. 17, Knepper, T.P., Lange, F.T. (Eds) *Polyfluorinated Chemicals and Transformation Products*, Springer, 2012
- Houtz, E.F., Sedlak, D.L., Oxidative conversion as a means of detecting precursors to perfluoroalkyl acids in urban runoff, *Environ. Sci. Technol.* 46, 9342-9349 (2012)

- Houtz, E.F., Higgins, C.P., Field, J.A., Sedlak, D.L., Persistence of perfluoroalkyl acid precursors in AFFF-impacted groundwater and soil, *Environ. Sci. Technol.* 47, 8187-8195 (2013)
- Landkreis Rastatt (Herausgeber): [Untersuchung der Tiefenverlagerung von PFC und potentiellen Vorläufer-substanzen auf landwirtschaftlich genutzten Flächen im Raum Rastatt / Baden-Baden](#); letzter Zugriff 15.11.2018
- Lange, F.T., Müller, J., Körner, B., [Entwicklung eines fluorspezifischen Gruppenparameters „EOF“ für Boden und weitere Feststoffmatrices](#). Abschlussbericht, BWPLUS-Projekt-Nr. L7515008, letzter Zugriff: 24.10.2018
- Lee, H., Mabury, S.A., Global Distribution of Polyfluoroalkyl and Perfluoroalkyl Substances and their Transformation Products in Environmental Solids, in: Lambropoulou, D.A.; Nollet, L.M.L. (Eds.): *Transformation Products of Emerging Contaminants in the Environment, Analysis, Processes, Occurrence, Effects and Risks*, Vol. 2, Wiley, 797-825 (2014)
- NA 119 DIN-Normenausschuss Wasserwesen (NAW), NA 119-01-03-01-12 AK Arbeitskreis Ionenchromatographische Verfahren (ISO/TC 147/SC 2/WG 33), Projekt DIN 38409-xx Combustion-IC, „Bestimmung von adsorbierbarem organisch gebundenem Fluor, Chlor, Brom und Iod (AOF, AOCl, AOBr, AOI) nach Verbrennung und ionenchromatographischer Messung (Combustion Ionenchromatographie – CIC)“, unveröffentlichter Entwurf (2018)
- Nürenberg, G., Nödler, K., Lange, F.T., Schäfer, C., Huber, K., Scheurer, M., Nachweis von polyfluorierten Alkylphosphatestern (PAP) und Perfluoroktansulfonamidoethanol-basierten Phosphatestern (SAmPAP) in Böden. *Mitt. Umweltchem. Ökotox.* 24. Jahrg., Nr. 2, 28-32 (2018)
- OECD (2018) Comprehensive Global Database of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFASs) listing 4730 new PFAS. <http://oecd.org/chemicalsafety/potal-perfluorinated-chemicals/>
- Regierungspräsidium Karlsruhe, Stabsstelle PFC (Herausgeber) [PFC-Problematik: Zwischenbilanz und Ausblick – Eine Bürgerinformation](#); letzter Zugriff 15.11.2018
- Rhoads, K.R., Janssen, M.-L., Luthy, R.G., Criddle, C.S., Aerobic biotransformation and fate of N-ethyl perfluorooctane sulfonamidoethanol (N-EtFOSE) in activated sludge. *Environ. Sci. Technol.* 42, 2873-2878 (2008)
- Wagner, A., Raue, B., Brauch, H.-J., Worch, E., Lange, F.T., Determination of adsorbable organic fluorine from aqueous environmental samples by adsorption to polystyrene-divinylbenzene based activated carbon and combustion ion chromatography, *J. Chromatogr. A* 1295, 82-89 (2013)
- Willach, S., Brauch, H.-J., Lange, F.T., Contribution of selected perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances to the adsorbable organically bound fluorine in German rivers and in a highly contaminated groundwater, *Chemosphere* 145, 342-350 (2016)

Korrespondenzadresse

Reiner Söhlmann
Landratsamt Rastatt
Umweltamt
Am Schlossplatz 5
76437 Rastatt
E-Mail: r.soehlmann@landkreis-rastatt.de



Festphasenmikroextraktion (SPME) für die Bestimmung hydrophober organischer Chemikalien in Biokonzentrationsstudien

Leonard Böhm¹ (leonard.boehm@envr.jlug.de), Christian Schlechtriem² (christian.slechtriem@ime.fraunhofer.de), Rolf-Alexander Düring¹ (rolf-alexander.duering@envr.jlug.de)

¹ Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung, iFZ für Umweltsicherung, Justus-Liebig-Universität Gießen, Heinrich-Buff-Ring 26-32, 35392 Gießen

² Fraunhofer-Institut für Molekularbiologie und Angewandte Oekologie IME, Auf dem Aberg 1, 57392 Schmallenberg

Zusammenfassung

Für die Risikobewertung von Chemikalien werden in der Regel Biokonzentrationsstudien mit Fischen gemäß OECD-Richtlinie 305 durchgeführt; Endpunkt ist der Biokonzentrationsfaktor (BCF). Die Extraktion der Wasserphase erfolgt meistens lösungsmittelbasiert und führt zur Bestimmung von Gesamtgehalten. Durch Sorptionsprozesse kann es jedoch zu einer Unterschätzung der BCF-Werte für stark hydrophobe Chemikalien (HOC) kommen. Die automatisierte Festphasenmikroextraktion (solid-phase microextraction, SPME) ermöglicht hingegen die lösungsmittelfreie Extraktion der Wasserphase, erlaubt die Unterscheidung von frei gelösten und gesamten Konzentrationen und liefert somit wertvolle Zusatzinformationen zum Anteil bioverfügbarer Konzentrationen. Die revidierte OECD-Richtlinie 305 und das zugehörige Guidance Document empfehlen daher den Einsatz der SPME für die Extraktion von HOCs.

Einleitung

Im Rahmen von Zulassungsstudien wird entsprechend nationaler bzw. internationaler Regulierung eine umfangreiche Bewertung der Chemikalien auf Grundlage verschiedener experimenteller Studien durchgeführt. Für die Risikoabschätzung von hydrophoben Chemikalien wird ihr Bioakkumulationspotential, also ihre Affinität zur Anreicherung in Organismen, untersucht. Für aquatische Systeme werden üblicherweise Biokonzentrationsstudien mit Fischen gemäß der OECD-Richtlinie 305 durchgeführt [1]. Der maßgebliche Aufnahmepfad ist hier über die Kiemen der Tiere gegeben. Endpunkt der Studien ist der Biokonzentrationsfaktor (bioconcentration factor, BCF), ein Quotient, der als steady state BCF das Gleichgewicht der Verteilung einer Substanz zwischen Fisch und Wasser beschreibt.

Bei der Konzentrationsbestimmung wird die Extraktion der Wasserphase in der Regel lösungsmittelbasiert durchgeführt, beispielsweise mit der Flüssig-Flüssig-Extraktion (liquid-liquid extraction, LLE). Neben dem Verbrauch (toxischer) Lösungsmittel geht mit diesem klassischen Verfahren v.a. ein hoher manueller Arbeitsaufwand im Labor einher. Da es sich um ein weitestgehend erschöpfendes Extraktionsverfahren handelt, wird die LLE jedoch auch hinsichtlich möglicher Artefakte bei der Extraktion stark hydrophober organischer Chemikalien (HOC) diskutiert. BCF-Werte neutraler organischer Chemikalien steigen in der Regel mit steigender Hydrophobizität der Chemikalien, wobei die Hydrophobizität durch die Höhe des n-

Octanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten (K_{ow}) abgeschätzt wird. Gelöste und partikuläre organische Substanzen im Testsystem können jedoch durch Sorptionsprozesse zu einem Rückgang der frei gelösten, bioverfügbaren Chemikalienkonzentration führen. Sofern BCF-Werte auf Basis von Gesamtgehalten statt bioverfügbarer Chemikalienkonzentrationen berechnet werden, kann es somit theoretisch zu einer Unterschätzung der Bioakkumulation kommen [2,3]. Im Gegensatz zur LLE lassen sich mit der Festphasenmikroextraktion (solid-phase microextraction, SPME) [4,5], bei gleichzeitig geringerem Arbeitsaufwand, gesamte und freie Substanzkonzentrationen unterscheiden [6]. Bei der SPME handelt es sich um ein miniaturisiertes, lösungsmittelfreies, nichterschöpfendes Extraktionsverfahren, welches auf der Verteilung einer Substanz zwischen der Probe und einer beschichteten Faser basiert (Abbildung 1).

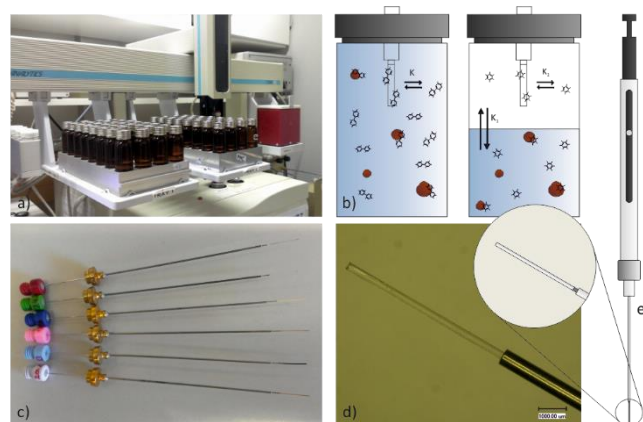


Abb. 1. Schematische Darstellung der automatisierten SPME. a) GC/MS mit Autosampler und SPME-Ausrüstung (Halterung für 20-mL Gefäße, Faser-Halterung im Autosampler-Arm, Ofen mit horizontaler Schüttel-Funktion), b) SPME Extraktion direkt aus der Probe bzw. aus dem Gasraum über der Probe, c) wiederverwendbare Fasern mit verschiedenen Beschichtungsmaterialien und -volumen, d) mikroskopische Vergrößerung einer Faser außerhalb der Schutzkanüle, e) Faserhalter für den Autosampler [12].

Durch die SPME-Fasern wird lediglich ein Anteil der frei gelösten, bioverfügbaren Chemikalienkonzentration extrahiert. Durch die Zugabe eines internen Standards mit gleichen physikochemischen Eigenschaften (im besten Fall die mit stabilen Isotopen markierte Testsubstanz) lassen sich jedoch auch Gesamtgehalte ermitteln, da die Sorption des internen Standards an organische Substanz in den Proben in gleichem

Maße erfolgt wie die sorptionsbedingte Reduktion der freigelösten Testsubstanzkonzentration.

In einer durch das Umweltbundesamt geförderten Studie (FKZ 3710 63 402 2) wurde die mögliche Verwendung der SPME für die Wasseranalytik in BCF-Studien im Vergleich zur LLE geprüft. Die parallele Bestimmung von Gesamtgehalten und bioverfügbaren HOC-Konzentrationen mittels SPME wurde in Durchflussstudien mit Regenbogenforellen (*Oncorhynchus mykiss*) und drei HOC (log K_{ow} 5,7–7,8) getestet und die potentielle Ersetzung der LLE durch die SPME überprüft (Abbildung 2).

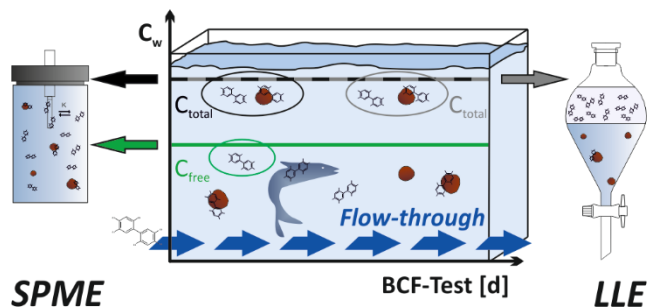


Abb. 2. Schematische Darstellung der Biokonzentrationsstudien: Vergleich von Festphasenmikroextraktion (solid-phase microextraction, SPME) und Lösungsmittlextraktion (liquid-liquid extraction, LLE) zur Bestimmung von Gesamtgehalten (C_{total}) und frei gelösten/bioverfügbaren Konzentrationen (C_{free}) von hydrophoben organischen Chemikalien in der Wasserphase (C_w) in Biokonzentrationsstudien mit Fischen (BCF-Test), bei Anwesenheit von organischer Substanz im Testsystem (braune Partikel) (Bild nicht maßstabsgetreu) [9].

Tab. 1: Physiko-chemische Parameter der Testsubstanzen

Analyt	Struktur	CAS RN	Molmasse [g mol ⁻¹]	Wasserlöslichkeit [µg L ⁻¹] [13]	log K_{ow} [13]	log K_{TOC} [8]
HCB	C ₆ Cl ₆	118-74-1	284,78	6,2 ^a	5,73	4,95–5,05 ^c
OTP	C ₁₈ H ₁₄	84-15-1	230,30	1 239 ^a	5,52	4,99–5,06 ^c
PCB 153	C ₁₂ H ₄ Cl ₆	35065-27-1	360,88	0,95 ^b	7,75	5,96–6,01 ^c

^a 25 °C ; ^b 24 °C ; ^c TOC relevant für BCF-Studien: Fischfutter bzw. Ausscheidungen

Während der Aufnahme- (56 Tage) und der Ausscheidungsphase (28 Tage) wurden regelmäßig Fische beprobt und die aufgenommene bzw. verbliebene HOC-Konzentration bestimmt. Die Fische wurden mittels beschleunigter Lösemittelextraktion (Aceton : Dichlormethan, 1:1 [v/v]) extrahiert und nach Aufreinigung und Aufkonzentrierung mittels GC/MS gemessen. Für die Quantifizierung erfolgte ein Abgleich mit einer Matrix-Kalibrierung. Da am Ende der Aufnahmeperiode keine Gleichgewichtskonzentration der HOC im Fisch vorlag, wurde der kinetische BCF (BCF_k) als Verhältnis aus Aufnahme- und Ausscheidungskonstante (k_1 und k_2) berechnet [9]. Die Gleichgewichtskonzentration der HOC im Fisch ließ sich aus dem jeweiligen BCF_k ableiten (11 383 µg kg⁻¹ [HCB], 4 527 µg kg⁻¹ [OTP], 393 µg kg⁻¹ [PCB 153]) [9].

Material und Methoden

Die Biokonzentration der drei HOC (Hexachlorbenzol [HCB], o-Terphenyl [OTP] und dem polychlorierten Biphenyl [PCB] 153) wurde in zwei Durchflussstudien nach OECD-Richtlinie 305 mit juvenilen Regenbogenforellen bestimmt. Abweichungen zwischen erster und zweiter Studie sind im Folgenden als (Studie 1 [HCB, OTP]/Studie 2 [PCB 153]) angegeben. Tabelle 1 zeigt ausgewählte physiko-chemische Parameter der Testsubstanzen. Die kontinuierliche Applikation der schwer wasserlöslichen Substanzen wurde lösungsmittelfrei mit einem „solid-phase desorption dosing system“ durchgeführt [7]. Je Studie fungierte ein HOC-freies System als Kontrolle. Futterreste und Ausscheidungen wurden aus der Wasserphase abgesaugt, um den Einfluss der organischen Substanz auf die Sorption der HOC so gering wie möglich zu halten. Der Anteil organischer Substanz im Testsystem wurde wöchentlich als gesamter und gelöster organischer Kohlenstoff gemessen (total bzw. dissolved organic carbon, TOC bzw. DOC). Der Einfluss relevanter organischer Substanz (Fischfutter, Ausscheidungen) im Testsystem wurde dabei separat in systematischen Sorptionsversuchen geprüft [8,9].

Innerhalb der Testdauer wurde die Wasserphase regelmäßig beprobt, mit internen Standards (¹³C₆-HCB, OTP-*d*₁₄, PCB 138) versetzt und mittels LLE (50 mL, n=2, MTBE/Toluol) und automatisierter SPME (20 mL, n=4–8) extrahiert. An ausgewählten Probenahmetagen wurden Wasserproben an ein Partnerlabor versendet, um die Reproduzierbarkeit der SPME-Analytik in einem Laborvergleich zu prüfen [9]. Die Extraktion mittels SPME erfolgte automatisiert (CTC CombiPAL) mit Polydimethylsiloxan (PDMS)-Fasern (100 µm/7 µm, Supelco). Die Proben wurden während der Equilibration (5 min) und Extraktion (30 min/60 min) geschüttelt (250 rpm) und konstant temperiert (30 °C). Im Anschluss wurden die Fasern im Injektor des GC/MS thermisch desorbiert. Zwischen jeder Probe wurde die Faser in einem separaten Ausheizofen platziert, um Verschleppungen zu vermeiden (280 °C für 8 min/ 320 °C für 10

min). Die Wasserkonzentrationen wurden als zeitlich gewichtete mittlere Konzentrationen berechnet.

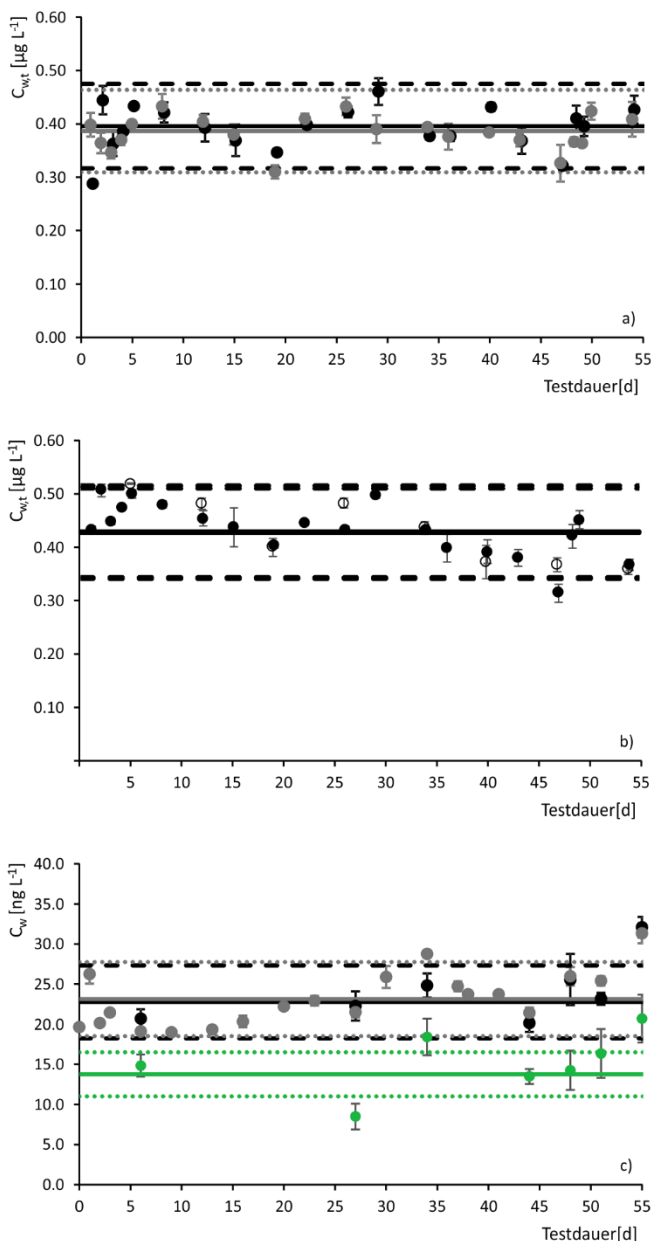


Abb. 3. Konzentrationen hydrophober organischer Chemikalien in der Wasserphase im Verlauf von Biokonzentrationstudien. Durchgehende Linien zeigen die zeitlich gewichteten mittleren Konzentrationen in der Wasserphase \pm 20 % (gestrichelte Linien), Fehlerbalken zeigen Standardabweichung. a) Vergleich von SPME (schwarz) und LLE (grau) für die Bestimmung von Gesamtgehalten ($C_{w,t}$) am Beispiel von Hexachlorbenzol ($n = 2-4$). b) Laborvergleich der Gesamtgehalte ($C_{w,t}$) von o-Terphenyl nach Probentransport und Extraktion mit SPME (Labor 1: gefüllte Kreise, Labor 2: offene Kreise, durchgehende Linien für beide Labore sind überlappend) ($n = 2-4$). c) PCB 153-Konzentrationen nach Extraktion von Gesamtgehalten durch LLE (grau) und SPME (schwarz) sowie frei gelöster Konzentrationen mit SPME (grün) ($n = 2-8$) [9].

Ergebnisse und Diskussion

Gleichwertigkeit von LLE und SPME bei den Gesamtgehalten: Die vergleichende Extraktion von HOC-Konzentrationen aus der Wasserphase der BCF-Studien mittels LLE und SPME führte bei Verwendung interner Standards zu Gesamtgehalten gleicher Höhe (SPME/LLE \pm SD: HCB: $0,40 \pm 0,04 \mu\text{g L}^{-1}$ / $0,39 \pm 0,03 \mu\text{g L}^{-1}$; OTP: $0,43 \pm 0,05$ / $0,45 \pm 0,04 \mu\text{g L}^{-1}$; PCB 153: $23 \pm 4 \text{ ng L}^{-1}$ / $23 \pm 3 \text{ ng L}^{-1}$). Abbildung 3a zeigt dies beispielhaft für HCB. Der Laborvergleich nach Probenversand führte zu identischen Messergebnissen für alle untersuchten Substanzen, was in Abbildung 3b am Beispiel von OTP dargestellt ist. Für die Testsubstanzen ergaben sich, basierend auf ihren Konzentrationen im Fisch und ihren Gesamtgehalten in der Wasserphase, BCF-Werte von 29 187 (HCB), 10 060 (OTP) und 17 079 (PCB 153).

Einfluss organischer Substanz auf bioverfügbare Konzentrationen: Die Ergebnisse der systematischen Sorptionsstudien im Labor ließen auf einen hohen Einfluss der untersuchten organischen Substanz auf die freien HOC-Konzentrationen schließen. Für die Sorption von 11 HOCs an Fischfutter und den Filterrückstand eines Kontrollbeckens (enthält v.a. Ausscheidungen und Futterreste) konnten hohe Sorptionskoeffizienten bestimmt werden, die in ihrer Höhe von den Moleküleigenschaften der HOC und der Zusammensetzung der organischen Substanz abhängig waren ($\log K_d$ 4,45–5,86; $\log K_{TOC}$ 4,88–6,28; $\log K_{DOC}$ <4,0–6,63) [8]. Dabei zeigte sich insbesondere die aus dem Fischfutter freigesetzte, gelöste organische Substanz als besonders sorptionsstark, während die gelöste organische Substanz aus dem Filterrückstand lediglich zu einer vergleichsweise geringen Sorption der HOC führte. Je nach organischer Substanz und Hydrophobizität der HOC ergaben sich entsprechend starke Unterschiede für die Abschätzung des Einflusses der Sorption auf die Bestimmung von BCF-Werten [8]. Die Sorption der HOC an organische Substanz wurde auch in den BCF-Studien beobachtet, sie fiel jedoch deutlich geringer aus als in den systematischen Sorptionsstudien ($\log K_{TOC}$ 5,04 für PCB 153). Dies wurde mit der unterschiedlichen Zusammensetzung der organischen Substanz in den jeweiligen Studien erklärt.

Die Bestimmung der frei verfügbaren HOC-Konzentrationen mittels SPME war im unteren ng L^{-1} -Bereich möglich. Für PCB 153 wurde im Vergleich mit der Gesamtkonzentration eine signifikant verringerte frei gelöste bzw. bioverfügbare Konzentration von 14 ng L^{-1} gemessen ($p=0,001$) (Abbildung 3c). Die Berücksichtigung der im Testsystem frei gelösten Konzentration bei der Berechnung des BCF-Werts führte im Fall von PCB 153 zu einem deutlichen Anstieg des ermittelten BCF-Wertes von 17 079 auf 28 058, was einer Erhöhung um ca. 65 % entspricht. Dieser Anstieg zeigt den hohen Einfluss selbst niedriger Konzentrationen organischer Substanz im Testsystem (hier $5,98 \text{ mg TOC L}^{-1}$), kann jedoch nicht allein die in der Vergangenheit häufig beobachteten verringerten BCF-Werte oberhalb von $\log K_{OW}$ 5–6 („hydrophobicity cutoff“) durch den Einfluss von organischer Substanz erklären, sondern weist

auf die Relevanz weiterer, vermutlich physiologischer Einflussfaktoren hin (z. B. reduzierte Membranpermeation). Eine Bio-transformation der Testsubstanz kann zu einer Unterschätzung der BCF-Werte führen, was jedoch für PCB 153 in dieser Studie weitestgehend ausgeschlossen werden kann [10].

Einordnung und regulatorischer Ausblick: Die Ermittlung von Gesamtgehalten ist regulatorisch weiterhin gefordert, nicht zuletzt, um die Vergleichbarkeit neuer mit bestehenden Datensätzen zu gewährleisten. Auf Grundlage der vorliegenden Ergebnisse kann die Verwendung der automatisierten SPME mit internen Standards anstelle der LLE als Extraktionsmethode für die Bestimmung von Gesamtgehalten wässriger HOC-Konzentrationen ohne Einschränkungen empfohlen werden. Die Verwendung der SPME erlaubt dabei die Einsparung (toxischer) Lösungsmittel. Im Vergleich zur LLE ergibt sich durch die automatisierte SPME darüber hinaus ein deutlich verringerter Arbeitsaufwand für die Extraktion. Da die Verwendung der SPME die parallele Bestimmung bioverfügbarer Konzentrationen ermöglicht, steht ohne zusätzlichen experimentellen Aufwand ein Parameter zur Interpretation der Genauigkeit der zu bestimmenden BCF-Werte zur Verfügung. Die mittels automatisierter SPME gemessenen bioverfügbaren Konzentrationen sind jedoch aufgrund von Methodik-inhärenten Einflussfaktoren einer größeren Streuung unterworfen als die Gesamtgehalte [9]. Da die zur Probe dotierten internen Standards an die organische Substanz binden, führt ihre Verwendung zur Korrektur der Messergebnisse zwangsläufig zur Bestimmung von Gesamtgehalten. Ihr Einsatz ausschließlich zur Korrektur potentiell auftretender Faseralterung bzw. Schwankungen in der Stabilität des GC/MS-Systems ist daher nicht möglich. Darüber hinaus kann bei der Extraktion von Spurenkonzentrationen die gemessene frei gelöste Konzentration durch zu kurze oder zu lange Extraktionszeiten in gewissem Umfang beeinflusst werden [9]. Die Genauigkeit der frei verfügbaren Konzentrationen lässt sich durch Anwendung der SPME in situ erhöhen, geht jedoch gegenüber der automatisierten SPME mit einem erhöhten Arbeitsaufwand einher. Aus diesem Grund wird die Messung mittels automatisierter SPME und Erfassung der bioverfügbaren Konzentrationen als Screening empfohlen, um den Einfluss von organischer Substanz im Testsystem auf die Ermittlung der BCF-Werte abschätzen zu können. Die Ergebnisse unterstreichen die Notwendigkeit studienbegleitend stets für eine Reduzierung des TOC-Gehalts im Testsystem zu sorgen, beispielsweise durch erweiterte Reinigungsmaßnahmen in den Becken wie das Absaugen von Futterresten und von Ausscheidungen der Fische.

Schlussfolgerung

Die Festphasenmikroextraktion (SPME) kann bei der Wasseranalytik gegenüber der lösungsmittelbasierten Flüssig-Flüssig-Extraktion (LLE) mit deutlichen Vorteilen punkten. Die Extraktion mit beiden Verfahren führte zu identischen Gesamtgehalten. Darüber hinaus ermöglicht die automatisierte SPME die parallele Bestimmung frei gelöster Konzentrationen und bietet somit wertvolle Zusatzinformationen für die Interpretation

der Daten, bzw. um die Validität der Ergebnisse hinsichtlich bioverfügbarer Konzentrationen zu erhöhen.

Basierend auf den Studienergebnissen wurde die SPME bei der Revision der OECD-Richtlinie 305 berücksichtigt und zur Messung von HOC empfohlen. Darüber hinaus fanden die Ergebnisse der Studie Eingang in ein Guidance Document zur Ergänzung der OECD-Richtlinie 305 [11].

Literatur

- [1] Organisation for Economic Co-operation and Development. OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 3, Degradation and Accumulation. Test No. 305: Bioaccumulation in Fish: Aqueous and Dietary Exposure. DOI: 10.1787/2074577x.
- [2] Arnot JA, Gobas FAPC. 2006. A review of bioconcentration factor (BCF) and bioaccumulation factor (BAF) assessments for organic chemicals in aquatic organisms. *Environmental Reviews* 14: 257–297. DOI: 10.1139/a06-005.
- [3] Jonker MTO, van der Heijden SA. 2007. Bioconcentration factor hydrophobicity cutoff: An artificial phenomenon reconstructed. *Environmental Science & Technology* 41: 7363–7369. DOI: 10.1021/es0709977.
- [4] Arthur CL, Pawliszyn J. 1990. Solid phase microextraction with thermal desorption using fused silica optical fibers. *Analytical Chemistry* 62: 2145–2148. DOI: 10.1021/ac00218a019.
- [5] Ouyang G, Jiang R (Hrsg.) *Solid Phase Microextraction. Recent Developments and Applications*. 2017. Springer-Verlag Berlin.
- [6] Bondarenko S, Gan J. 2009. Simultaneous measurement of free and total concentrations of hydrophobic compounds. *Environmental Science & Technology* 43: 3772–3777. DOI: 10.1021/es8037033.
- [7] Schlechtriem C, Böhm L, Bebon R, Bruckert H-J, Düring R-A. 2017. Fish bioconcentration studies with column generated analyte concentrations of highly hydrophobic organic chemicals. *Environmental Toxicology and Chemistry* 36: 906–916. DOI: 10.1002/etc.3635.
- [8] Böhm L, Schlechtriem C, Düring R-A. 2016. Sorption of highly hydrophobic organic chemicals to organic matter relevant for fish bioconcentration studies. *Environmental Science & Technology* 50: 8316–8323. DOI: 10.1021/acs.est.6b01778.
- [9] Böhm L, Düring R-A, Bruckert H-J, Schlechtriem C. 2017. Can solid-phase microextraction replace solvent extraction in fish bioconcentration studies for highly hydrophobic organic chemicals? *Environmental Toxicology and Chemistry* 36: 2887–2894. DOI: 10.1002/etc.3854.
- [10] Buckman AH, Wong CS, Chow EA, Brown SB, Solomon KR, Fisk AT. 2006. Biotransformation of polychlorinated biphenyls (PCBs) and bioformation of hydroxylated PCBs in fish. *Aquatic Toxicology* 78: 176–185. DOI: 10.1016/j.aquatox.2006.02.033.
- [11] Organisation for Economic Co-operation and Development, Series on Testing & Assessment No. 264: Guidance Document on Aspects of OECD TG 305 on Fish Bioaccumulation. Paris, 2017 [ENV/JM/MONO(2017)16].
- [12] Böhm L. 2017. Solid-phase microextraction in ecotoxicological testing – progress with regard to highly hydrophobic organic chemicals in bioconcentration experiments. Dissertation, Justus-Liebig-Universität Gießen.
- [13] SRC FatePointers Search Module, PHYSPROP database; <http://esc.syrres.com/fatepointer/search.asp>

Korrespondenzadresse

Leonard Böhm (leonard.boehm@envr.jlug.de)
 Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung
 iFZ für Umweltsicherung
 Justus-Liebig-Universität Gießen
 Heinrich-Buff-Ring 26-32, 35392 Gießen

POP cycling in India - influenced by the monsoon

Gerhard Lammel ^{1,2*}, Céline Degrendele ², Sachin S. Gunthe ³, Qing Mu ¹, Akila Muthalagu ³, Ondřej Audy ², Petr Kukučka ², Marie D. Mulder ², Mega Octaviani ¹, Petra Příbylová ², Pourya Shahpoury ¹, Irene Stemmler ⁴, Aswathy E. Valsan ³

¹ Max Planck Institute for Chemistry, Multiphase Chemistry Department, Hahn-Meitner-Weg 1, 55128 Mainz, Germany

² Masaryk University, Research Centre for Toxic Compounds in the Environment, Kamenice 5, 62500 Brno, Czech Republic

³ Indian Institute of Technology Madras, Environmental and Water Resources Engineering Division, Chennai 600036, India

⁴ Max Planck Institute for Meteorology, Ocean in the Earth System Department, Bundesstr. 53, 20146 Hamburg, Germany

Abstract

Persistent organic pollutants that have accumulated in soils can be re-mobilised by volatilisation in response to chemical equilibrium with the atmosphere. Clean air masses from the Indian Ocean, advected with the onset of the summer monsoon, are found to reduce concentrations of hexachlorocyclohexane (HCH), dichlorodiphenyltrichloroethane (DDT) and its derivatives, endosulfan and polychlorinated biphenyls (PCBs) in air (all in the range 5-20 pg m⁻³) at a southern Indian mountain site by 77, 70, 82 and 45%, respectively. The analysis of fugacities in soil and air suggest that such a concentration drop triggers net volatilisation or enhances on-going re-volatilisation of the now-adays banned chemicals HCH and PCBs from the soil. Model simulations show that the response of the air-soil chemical equilibrium is such that the air is increasingly polluted from the soil with the northward propagation of the monsoon. Multi-decadal modelling shows that air-surface exchange of HCH and DDT have declined since the ban of these substances from agriculture, but re-mobilisation of higher chlorinated PCBs may have reached a historical high, 40 years after peak emission.

1. Introduction

Persistent organic pollutants pose a hazard to humans and wildlife as they may reach harmful concentrations in biota upon accumulation along food chains. Semivolatile substances (i.e., vapour pressure at 293 K in the range 10⁻⁶ – 10⁻² Pa) are diffusing across air-sea and air-land interfaces in both directions. They tend to net volatilise from land and sea surfaces to which they had previously been deposited, once a level of contamination in chemical equilibrium with air pollution is reached (Bidleman, 1999; Cousins et al., 1999). The potential to re-volatilise is relevant to assess risks from chemicals as it enhances the long-range transport potential, hence, facilitates transport to and accumulation in remote areas, which are pristine with regard to primary (direct) contamination (Wania and Mackay, 2008; Semeena and Lammel, 2005). Air-soil dynamics occurs on various time scales, from multi-year long-term trends (Lammel and Stemmler, 2012) to seasonal cycling and short-term fluctuations (Bidleman, 1999). Vertical fluxes at the air-soil interface are driven by substance fugacities in either phase (Bidleman, 1999), apart from the wet deposition flux.

South Asia is a region, where persistent organic pollutants, in particular the organochlorine pesticides (OCPs) DDT and hexachlorocyclohexane (HCH) have been heavily used (Sharma et al., 2014). In India, air pollution levels are expected to drop with the onset of the summer monsoon. Triggered by the seasonal shift of the intertropical convergence zone, the large-scale advection pattern switches from regional (South Asia and adjacent seas) to intercontinental (from the Indian Ocean with influence from the relatively clean southern hemisphere).

Here we study air and soil pollution in India, first time with focus on the impact of the summer monsoon on air-surface exchange. The hypothesis is tested, whether drop of concentrations in air at the onset of the summer monsoon mobilizes pollutants stored in soils. To this end, (1) field observations in background soils in the Western Ghats, the first highlands that the southwest monsoon winds encounter, were performed before and during the onset of the monsoon (May-June 2014). These were complemented by (2) regional scale chemistry-transport modelling of the monsoon onset on the Indian subcontinent using a 3D air pollution model, WRF-Chem, coupled to a soil compartment. Finally, (3) the long-term chemodynamics is assessed by multi-media mass balance modelling, forced by climate and 3D modelling data.

2. Methods

2.1 Sites and sampling

Air samples were collected from 5 May – 10 June, 2014, 90 km inland from the Arabian Sea coast, on a slope oriented southwest in the northern outskirts of the town Munnar (10.093°N/77.068°E, Fig. 4) at 1600 m a.s.l., with the mountain ridge's elevation in the area ranging from 1950 – 2450 m a.s.l. The site is reached freely, i.e. without topographic obstacles, by air masses that are advected through the sector 180-360°N. It is directly adjacent to tea plantations (south to west) and deciduous forest (northwest to northeast). Additional land cover includes shrubs (south, east) and, to a lesser extent, agricultural fields and residential areas (south to southeast). For air sampling a high volume sampler equipped with a quartz fibre filter and 2 polyurethane foam (PUF) plugs was used. Soil samples were taken from each one plot in the tea plantation, in shrubs and in forest, at distances within 1 km from each other. The uppermost 5 cm soil was collected (using spade, Edelman auger and sieve). Each soil sample is a composite (pooled

sample), produced from equal amounts of soil collected from 6 individual spots at distances of 1 m from each other. Three replicates of each composite sample were analysed. At all plots the samples were nitisol, horizon A, which was brownish, loose, single grain structure, with fine roots in the shrubs and forest. Soil samples were homogenized by sieving and mixing. PUF samples were spiked to control analyte losses during handling, shipping and storage.

2.2 Chemical and data analysis

For organic analysis all samples were extracted with dichloromethane in an automatic extractor. Surrogate extraction standards were spiked on each sample prior to extraction. Samples were analysed using a gas chromatograph coupled with a tandem mass spectrometer for HCHs (4 isomers), DDE, DDD and DDT (DDX compounds, each 2 isomers), penta- and hexachlorobenzene (PeCB, HCB), 7 indicator PCBs, aldrin, dieldrin, endrin, α - and γ -chlordan, α - and β -endosulfan, endosulfan sulphate, and mirex.

The pollutant fugacities (Harner et al., 2001) were derived from measured concentrations in soil and air. The onset of the monsoon on site was dated with high temporal resolution based on air parcel history (back trajectory analysis). More QA/QC related details, blank levels and LOQ are given in Lammel et al., 2018.

2.3 Modelling atmospheric transport, chemistry and air-soil exchange

The response of air-soil exchange to the drop in air concentration, subsequent to the monsoon onset, was studied by the regional scale simulation of meteorology and chemistry using a regional-scale chemistry-transport model with a single layer soil compartment coupled to the atmosphere, WRF-Chem-PAH/POP (Mu et al., 2018; Lammel et al., 2018). The simulation of the period 1-30 June 2014, with a spatial resolution of $27 \times 27 \text{ km}^2$; and a time step of 150 s of the South Asian domain ($5\text{-}32^\circ\text{N}/69\text{-}89^\circ\text{E}$), was driven by NCEP re-analyses (6-hourly, $1^\circ \times 1^\circ$ resolution). Physical and chemical spin-up time was 4 days. Primary emissions were considered for DDT and PCBs, while the secondary emissions were modelled based on initializing the soils of India uniformly by the observed levels in background soils (shrub, forest, section 2.1). Non-zero air concentrations, observed before and during monsoon at the site (see above), were advected continuously at all boundaries of the domain. In the model experiment pre-monsoon levels were continuously replaced by monsoon levels according to the northward propagation of the monsoon, while in the control run pre-monsoon levels were kept constant at the boundaries.

2.4 Multi-decadal simulation of pollution of air and soil in India
The air-soil mass exchange flux of the semivolatile organic compounds studied were simulated by a non-steady state one-dimensional (series of 7 two-boxes) model of inter-compartmental mass exchange (multi-media mass balance model; Lammel, 2004; Lammel et al., 2018). The boxes represent 7

zones in the north-south direction in India, $7.4\text{-}33.4^\circ\text{N}$, each 3.75° wide. For each box the mass balances for the two compartments planetary boundary layer and top soil were solved. The processes considered in air are wet and dry (particle) deposition, chemical removal from air by reaction with the hydroxyl radical, air-surface mass exchange flux (dry gaseous deposition and volatilisation), and loss by transport to the free troposphere, while in the soil atmospheric deposition fluxes, air-surface mass exchange flux, and degradation (as first order process) were considered. In addition to a 50-year model run, the sensitivity of soil pollution to a number of input parameters as well as under a hypothetical no-monsoon scenario was studied.

3. Results

3.1 Field observations

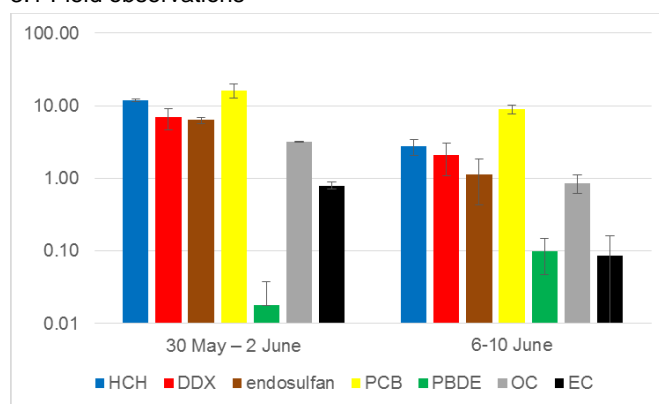


Fig. 1. Observed concentrations in air, c_a , of pesticides ($\Sigma_4\text{HCH}$, $\Sigma_6\text{DDX}$, $\Sigma_3\text{Endosulfan}$), $\Sigma_7\text{PCB}$, $\Sigma_9\text{PBDEs}$ (pg m^{-3}), OC and EC ($\mu\text{g m}^{-3}$) before and after onset of southwest monsoon in Munnar, India, 2014. Error bars reflect standard deviations. All concentration changes are significant ($p < 0.05$ level, t-test), except for PBDEs.

Relatively low pollution levels in soils ($0.07\text{-}0.11 \text{ ng g}^{-1}$ for $\Sigma_4\text{HCH}$, $0.18\text{-}0.43 \text{ ng g}^{-1}$ for $\Sigma_6\text{DDX}$, $0.25\text{-}0.28 \text{ ng g}^{-1}$ for $\Sigma_7\text{PCB}$, and $8.1\text{-}12.7 \text{ pg g}^{-1}$ for $\Sigma_9\text{PBDEs}$) confirm the classification as “background” site. Actually, these HCH and DDX levels are lower than ever reported from soils in India (Sharma et al., 2014; Li et al., 2016). The soil sample from a tea plantation showed elevated levels of DDT and its metabolites (27.9 ng g^{-1} $\Sigma_6\text{DDX}$), pointing to previous application.

Indeed, measured air concentrations of carbonaceous aerosol and organic pollutants reach a distinctly lower level during the monsoon, dropping by a factor of 2-10, except for PBDEs, which apparently increased (Fig. 1). These concentration changes i.e., 77, 70, 82 and 45 % for $\Sigma_4\text{HCH}$, $\Sigma_6\text{DDX}$, $\Sigma_3\text{Endosulfan}$ and $\Sigma_7\text{PCBs}$ from before to after (Fig. 1) were all significant on the $p < 0.05$ level, most on the $p < 0.01$ level, except for PBDEs which was insignificant, even on the $p < 0.1$ level (unpaired Student t-test). Precipitation increased by a factor of ≈ 2 upon the monsoon onset (from 3.8 to 8.0 mm day^{-1}), associated with convective activity. With $2.3\text{-}17.7 \text{ pg m}^{-3}$ $\Sigma_4\text{HCH}$ and $0.36\text{-}10.4 \text{ pg m}^{-3}$ $\Sigma_6\text{DDX}$ the measurements at Munnar range at the lower end of the range reported from rural

sites in India in years after ban in agriculture. 1.3-8.5 pg m⁻³ endosulfan (including endosulfan sulfate) measured in Munnar in 2014, shortly after the ban of the pesticide is 3 orders of magnitude below what was reported 2006-07 (i.e., 1000-9200 pg m⁻³ at rural locations of South India; Pozo et al., 2011).

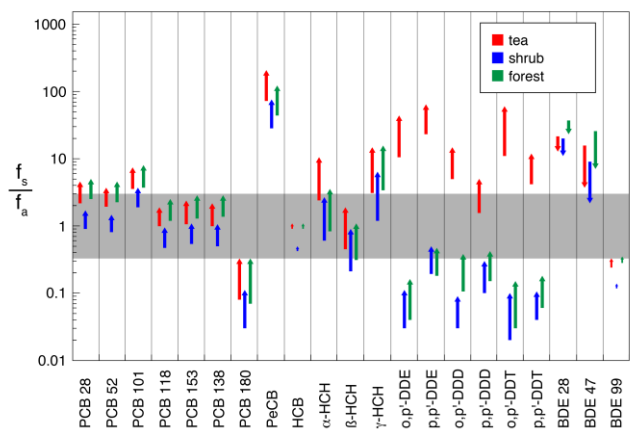


Fig. 2: Change of air-soil chemical equilibrium with the monsoon onset. Arrows denote direction and amount of change of fugacity ratio, f_s/f_a , over various soils from prior to posterior onset. $f_s/f_a < 1$ denotes downward (net-deposition), while $f_s/f_a > 1$ denotes upward (net-volatilisation) flux. The shaded zone ($0.33 < f_s/f_a < 3$) indicates insignificance of deviation from 1 due to input data uncertainties.

The direction of net gas exchange is determined by the fugacity ratio f_s/f_a . These calculations indicate both downward (PCB180, DDT and metabolites over forest and shrub soils, BDE99; $f_s/f_a < 1$) and upward (PCB101, PeCB, DDT and metabolites over tea garden soils, BDE28, BDE47; $f_s/f_a > 1$; Fig. 2) diffusive air-soil exchange fluxes prior to the monsoon. With the monsoon onset f_s/f_a generally increases, except for PBDEs. This triggers a change of flux direction for the tri- to hexachlorinated PCBs and α - and β -HCH (Fig. 2). For example α - and γ -HCH were close to phase equilibrium before onset, but net-volatilisation occurred during monsoon, while β -HCH changed from net-depositional to near phase equilibrium.

3.2 Response of air-soil gas exchange of pollutants to monsoon onset

According to the WRF-Chem-PAH/POP model simulations, within a few days after monsoon onset in southern India, the advection of air from the Indian Ocean has reduced HCH and PCBs' atmospheric levels over southern India and the Bay of Bengal, and to a lesser extent over central India (Fig. 3, centre panels). Three weeks after onset in southern India, the northern monsoon boundary has passed over India except the northwestern states Gujarat and Rajasthan (i.e., north of $\approx 22^\circ\text{N}$ and west of $\approx 77^\circ\text{E}$), but the distributions of HCH and PCB in air maintain significant gradients with high, i.e. only moderately reduced (by $< 1 \text{ pg m}^{-3}$) levels in the north and east, and low levels after a decline of $> 3 \text{ pg m}^{-3}$ of HCH isomers and $> 5 \text{ pg m}^{-3}$ of PCB28, respectively, in the south and southwest.

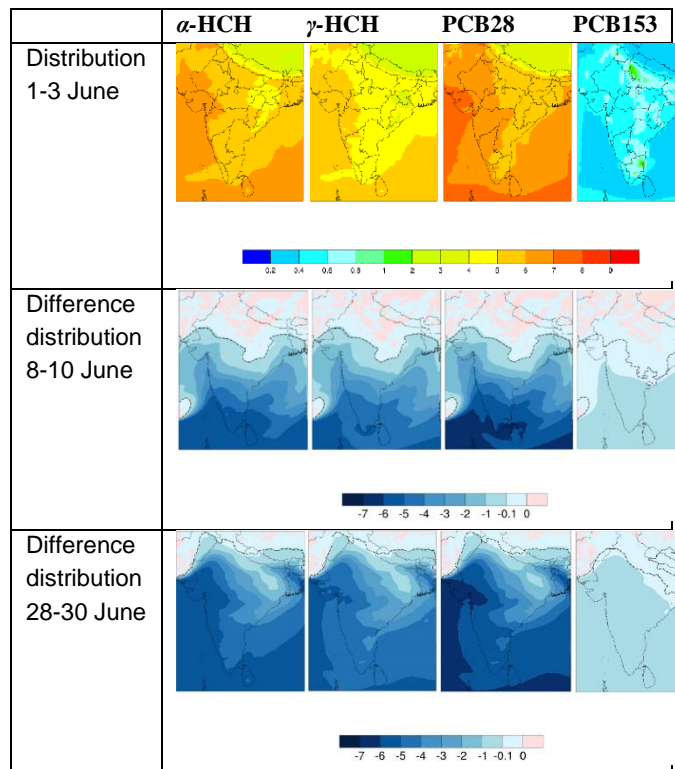


Fig. 3: Air pollutant distributions. α -HCH, γ -HCH, PCB28, and PCB153 (pg m^{-3}) predicted concentrations in near-ground air prior to monsoon onset (1-3 June, top panels) and difference distribution due to monsoon advection (experiment – control; centre panels: 8-10 June, bottom panels: 28-30 June 2014). The difference is significant ($P < 0.05$, t-test) south of the dotted line.

The response of the air-soil system subject to the monsoon leads to a spatially inhomogeneous distribution of pollutants across India. It is dominated by clean air advection in the south and southwest, but only moderately decreased air pollution in northern and eastern parts of the sub-continent, as the air has received secondary emissions from the soils. The latter increases with distance from the coasts after monsoon onset. The differences in concentrations before and during monsoon are significant ($P < 0.05$, t-test) in south, central and parts of northern India (Fig. 3). The model results show that HCH isomers and PCB28 concentrations drop by $\approx 80\%$, $\approx 20\%$ and $\approx 4\%$ at 9, 22 and 29°N , respectively, PCB153 by $\approx 40\%$ and $\approx 10\%$ at 9° and 22°N , respectively, while they increase by $\approx 1\%$ at 29°N . The model realistically reproduces the decline of atmospheric concentration at the field site (Southern India, 9°N). In the model, the HCH and PCB volatilisation fluxes are enhanced in the south (by 0.02 - $0.78 \text{ pg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ i.e., 3-11%) by the drop in air pollution, and to a lesser degree in central India (0.002 - $0.19 \text{ pg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$), and even less or negligible at a northern India site (< 0.0001 - $0.007 \text{ pg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$).

3.3 Multidecadal air-surface cycling of POPs and historic trends

As a result of historical applications in agriculture and industry, POPs have been accumulating in soils in India over decades, partly continuing beyond peak emission. The atmospheric concentrations of PCBs have decreased since ≈ 1974 , and α -

HCH and DDT since ≈ 1989 , but soil concentrations only decreased for *p,p'*-DDT, while they have levelled off for α -HCH, or are even still on the rise (PCB153). Apart from changes over time, in general related to substance usage, the spatial variation of the pollutants' concentrations in mostly agricultural soils in India is very large i.e., ≥ 2 orders of magnitude. No data from background sites are available, though. The simulated pesticide levels, $0.5\text{--}20\text{ ng g}^{-1}$ α -HCH and $50\text{--}5000$ and $1\text{--}200\text{ ng g}^{-1}$ DDT in the 1990s and 2000s, respectively, fall into the ranges spanned by observations (Sharma et al., 2014, besides others).

A north-south gradient is predicted for the pollutants, which is certainly influenced by the emission distribution (maximum in North India, in the Indo-Gangetic Plain) as well as by the direction of advection in air (prevailing westerly, with northerly component). While PCB28 have turned net-volatilisation after a few years upon release into the environment, this was much later for the highly lipophilic PCB153, ≈ 1 decade in southern India, ≈ 2 decades in central and even later in northern India (Fig. 4d). Nowadays, the diffusive air-surface exchange flux of the pesticides α -HCH and DDT is expected in the $0.1\text{--}1\text{ fg m}^{-2}\text{ h}^{-1}$ range, several orders of magnitude lower than before or shortly after the ban (Fig. 4a-b). In contrast and related to ongoing emissions from old industrial facilities, the strong decrease in PCB usage did not strongly impact air-surface cycling. The magnitude of fluxes remained within the same order of magnitude, $0.1\text{--}1\text{ fg m}^{-2}\text{ h}^{-1}$, being even on the rise in the case of PCB153 (Fig. 4c-d). The air-ground flux fluctuations are expectedly mediated by storage of part of the pollutant burden in vegetation, not resolved in the model.

The results of simulation of a fictive no-monsoon scenario suggest that the effects of monsoon have been limiting pollution of soils by HCH and PCB28 somewhat ($<20\%$ in 2014), while they have been contributing to DDT and PCB153 in soils by $\approx 50\%$ and $\approx 10\%$, respectively. This suggests that monsoon's effect on re-volatilisation of soil burdens in response to drop in air concentrations at the onset of the monsoon is a secondary effect for DDT and PCB153, while monsoon's enhancement of air-to-soil transfer by wet deposition is the primary effect. This trend could be explained by the higher significance of wet deposition for DDT and PCB153, which are more partitioning to the particulate phase than HCH and PCB28, whereas the efficiency of gas scavenging is generally low for POPs.

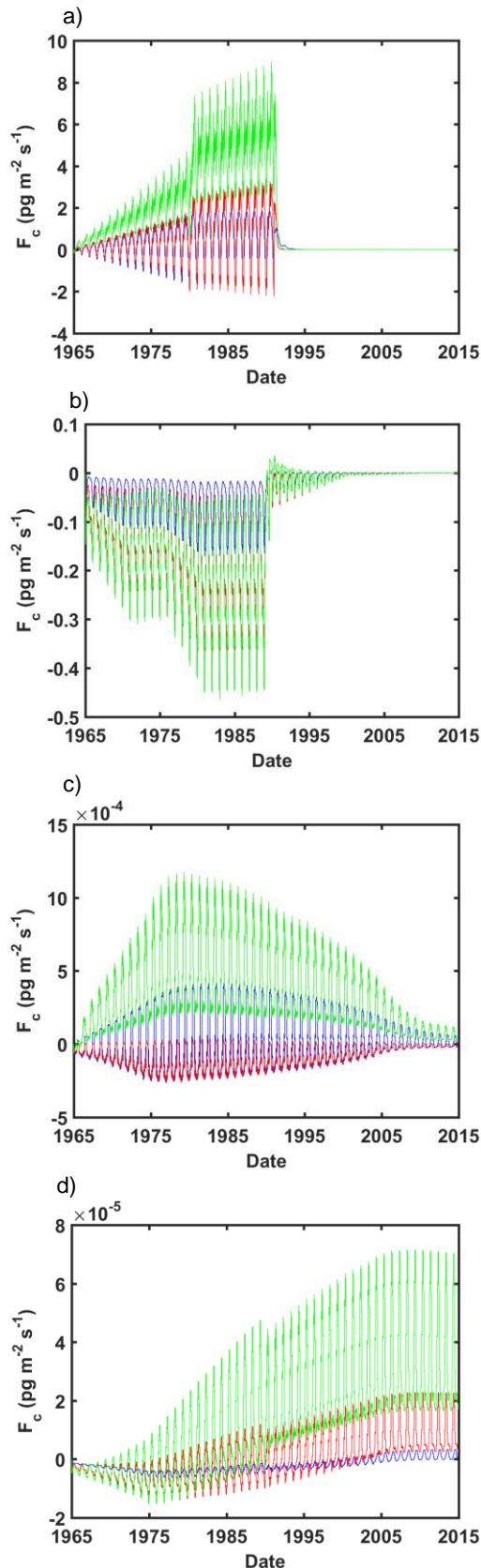


Fig. 4. Predicted multidecadal diffusive air-surface exchange fluxes. 1D model. F_c (positive = upward, negative = downward; lower) of (a) α -HCH, (b) *p,p'*-DDT, (c) PCB28, (d) PCB153 in the northern ($29.7\text{--}33.4^\circ\text{N}$, blue), central ($18.5\text{--}22.3^\circ\text{N}$, red) and southern ($7.4\text{--}11.2^\circ\text{N}$, green) zones of India during 1965 – 2014.

4. Discussion and conclusions

The results of both the field measurements and the modelling indicate a so far overlooked mechanism of pollutant cycling over the Indian subcontinent, i.e. monsoon-driven mobilisation of POPs from previously contaminated soils. The decline of POP levels in the southwesterly flow upon monsoon onset is partly related to the advection of clean air from the Indian Ocean (seasonal shift of the ITCZ), and partly by the washout of particulate pollutants (Fig. 5), as well as deepening of the planetary boundary layer. During transport over the Indian subcontinent near the surface, air masses collect pollution emitted from primary and secondary sources at the ground in urban and rural areas.

The secondary pollutant sources found correspond to a seasonal decrease of the soil burden by a few percent relative to the annual mean. This secondary source (re-volatilisation) weakens as a function of distance from the coast, as the monsoon advection propagates across the subcontinent (Fig. 5).

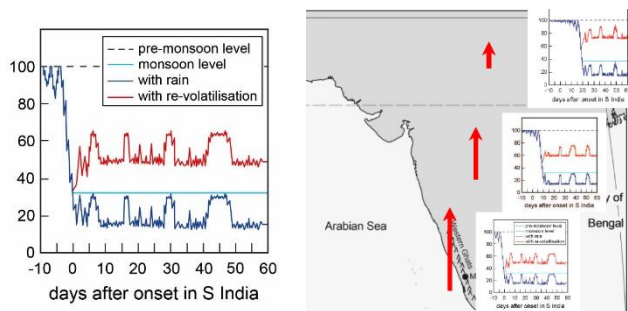


Fig. 5. Illustration of temporal (left) and spatial (right) variation of semivolatile and persistent substances' advection and re-volatilisation (red arrows) over southern, central and northern India in response to the monsoon onset and its northward propagation. Field site Munnar.

Secondary emissions, originating from past deposition to soils, also contribute to the long-range transport of atmospheric POPs to remote areas in central Asia (Sheng et al., 2013). This study confirms and quantifies the understanding that fluctuation of air pollution levels in general does enhance regional POP cycling. A similar trend of pollutant release from soils can be expected for other semivolatile organic substances in the region, such as polycyclic aromatic hydrocarbons (actually indicated by observations on site, not reported here) and brominated chemicals, as well as for other terrestrial or marine (Mulder et al., 2014) environments subject to other kind of seasonal drop in air pollution level.

Acknowledgements We thank C.V. Biju (College of Engineering Munnar), Tabish Umar Ansari (IIT) and Roman Prokeš (MU) for on-site and logistic support, and Milán Šáňka (MU) for assistance with soil sampling and data. This research was supported by the Max Planck Society and the Czech Ministry of Education, Youth and Sports.

References

- Bidleman, T.F. (1999) Atmospheric transport and air-surface exchange of pesticides, *Water Air Soil Pollut.* 115, 115-166.
- Cousins, I.T., Beck, A.J., Jones, K.C. (1999) A review of the processes involved in the exchange of semivolatile organic compounds (SVOC) across the air-soil interface, *Sci. Total Environ.* 228, 5-24.
- Harner, T., Bidleman, T.F., Jantunen, L.M.M., Mackay, D. (2001) Soil-air exchange model of persistent pesticides in the U.S. Cotton Belt, *Environ. Toxicol. Chem.* 20, 1612-1621.
- Lammel, G. (2004) Effects of time-averaging climate parameters on predicted multicompartmental fate of pesticides and POPs, *Environ. Pollut.* 128, 291-302.
- Lammel, G., Stemmler, I. (2012) Fractionation and current time trends of PCB congeners: Evolution of distributions 1950-2010 studied using a global atmosphere-ocean general circulation model, *Atmos. Chem. Phys.* 12, 7199-7213.
- Lammel G., Degrendele C., Gunthe S.S., Mu Q., Muthalagu A., Audy O., Biju C.V., Kukučka P., Mulder M.D., Octaviani M., Příbylová P., Shahpoury P., Stemmler I., Valsan A.E. (2018) Re-volatilisation of soil accumulated pollutants triggered by the summer monsoon in India, *Atmos. Chem. Phys.* 18, 11031-11040.
- Mu, Q., Shiraiwa, M., Octaviani, M., Ma, N., Ding, A.J., Su, H., Lammel, G., Pöschl, U., Cheng, Y.F. (2018) Temperature effect on phase state and reactivity controls atmospheric multiphase chemistry and transport of PAHs, *Sci. Adv.* 4, aap7314.
- Mulder M.D., Heil A., Kukučka P., Klánová J., Kuta J., Prokeš R., Sprovieri F., Lammel G. (2014) Air-sea exchange and gas-particle partitioning of polycyclic aromatic hydrocarbons in the Mediterranean, *Atmos. Chem. Phys.* 14, 8905-8915.
- Pozo, K., Harner, T., Lee, S.C., Sinha, R.K., Sengupta, B., Loewen, M., Geethalakshmi, V., Kannan, K., Volpi, V. (2011) Assessing seasonal and spatial trends of persistent organic pollutants (POPs) in Indian agricultural regions using PUF disk passive air samplers, *Environ. Pollut.* 159, 646-653.
- Semeena, V.S., Lammel, G. (2005) The significance of the grasshopper effect on the atmospheric distribution of persistent organic substances, *Geophys. Res. Lett.* 32, L07804.
- Sharma, B.M., Bharat, G.K., Tayal, S., Nizzetto, L., Čupr, P., Larssen, T. (2014) Environment and human exposure to persistent organic pollutants (POPs) in India: A systematic review of recent and historical data, *Environ. Int.* 66, 48-64.
- Sheng, J.J., Wang, X.P., Gong, P., Joswiak, D.R., Tian, L.D., Yao, T.D., Jones, K.C. (2013) Monsoon-driven transport of organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls to the Tibetan Plateau: Three years atmospheric monitoring study, *Environ. Sci. Technol.* 47, 3199-3208.
- Wania, F., Mackay, D. (1993) Global fractionation and cold condensation of low volatile organic chlorine compounds in polar regions, *Ambio* 22, 10-18.

Korrespondenzadresse

Gerhard Lammel
 Max-Planck-Institut für Chemie
 Abteilung für Multiphasenchemie
 Hahn-Meitner-Weg 1
 55128 Mainz

Bericht über die Mitgliederversammlung der GDCh-Fachgruppe Umweltchemie und Ökotoxikologie am 10. September 2018 in Münster

Herr Prof. Reemtsma begrüßt alle Fachgruppenmitglieder und eröffnet die Versammlung.

Vom Vorstand sind neben ihm Frau Achten und Herr Telscher vertreten.

1. Bericht des Vorstands

1.1. Nachwuchsarbeit

Forum Junger Umweltwissenschaftler

Vom 19. - 21. Juni 2017 fand das FJU in Münster statt. Die Rückmeldung der Teilnehmer war sehr positiv. Ein Bericht ist in den Mitteilungen der Fachgruppe (Heft 3/2017) erschienen. Es erwies sich insgesamt als schwierig, ausreichend Teilnehmer zu gewinnen. Hierzu kann beitragen, dass viele junge und potentiell interessierte Masterstudenten und Doktoranden, die noch kein GDCh- und Fachgruppenmitglied sind, die Informationen zum FJU gar nicht erhalten. Es wird empfohlen, die Information im Vorfeld des FJU künftig verstärkt über betreuende Professoren an den Hochschulen zu verteilen und diese direkt anzusprechen.

Eine Anlehnung des FJU an die Jahrestagung, wie 2018 in Münster probiert, hat nicht den erwünschten Erfolg erbracht und erscheint nicht zielführend.

Doktorandentag

Ziel der „Doktorandentage“ ist die Information der Teilnehmer über zukünftige Arbeitsfelder und der Kontakt mit möglichen Arbeitgebern.

Seit der letzten Mitgliederversammlung fanden zwei Doktorandentage statt: am 20. Oktober 2016 bei Fraunhofer IME in Schmallenberg und am 10. Oktober 2017 bei Eurofins Agrosience in Niefern-Öschelbronn. Die Gastgeber hatten die Veranstaltungen jeweils mit viel Engagement und Sorgfalt vorbereitet. Der Vorstand dankt den betreffenden Personen. Er hält die Doktorandentage für eine gute Möglichkeit für Nachwuchswissenschaftler, sich über Berufsfelder zu informieren.

Auch hier erwies sich die Ansprache und Rekrutierung von Interessenten im Vorfeld als schwierig.

1.2. Workshop Hoch Polare Substanzen

In Ergänzung zu den fachlich breiten Umwelt-Tagungen hat die Fachgruppe in 2017 versuchsweise einen thematisch klar fokussierten Workshop ausgerichtet.

Der Workshop zu „Hoch polaren Substanzen“ wurde von Markus Telscher organisiert und fand bei Bayer in Monheim statt. Er umfasste die Themen Analytik, Wirkung und Auftreten/Quellen und hatte ca. 30 Teilnehmer.

Der Vorstand sieht in solchen thematisch eingegrenzten Workshops zu aktuellen Fragen, die mehrere Stakeholder-Gruppen interessieren, ein attraktives Veranstaltungskonzept.

1.3. Entwicklung Postgradualstudiengang

Der Postgradualstudiengang Ökotoxikologie läuft weiterhin erfolgreich. So sind die letzten beiden Kurse in 2018 bereits wieder ausgebucht. Der Erfolg des Programms beruht vor allem auf dem Engagement der Kursleiter, für das der Vorstand ihnen herzlich dankt.

Nicht alle Kursteilnehmer möchten das volle Kursprogramm absolvieren und schlussendlich das Zertifikat als Fachökotoxikologen erhalten. Viele Teilnehmer nehmen das Kursangebot wahr, um sich berufsbegleitend spezifische, für ihre berufliche Tätigkeit nützliche zusätzliche Fachkenntnisse anzueignen.

Durch ein in 2017 begonnenes Mentoren-Programm konnte die Zahl der erfolgreichen Abschlüsse gesteigert werden.

Das den PGS gestaltende sog. PGS-Gremium besteht derzeit aus folgenden Personen:

Prof. Dr. Adolf Eisenträger, Vorsitzender
Prof. Dr. Henner Hollert, Stellvertreter
Prof. Dr. Rolf-Alexander Düring, Kursleiter
Dr. Dirk Jungmann, Kursleiter
Dr. Andreas Willing, Vertreter der GDCh

Weitere Informationen zum Kursangebot finden Sie unter: <https://www.fachoeokotoxikologie.de/>

SETAC Europe hat parallel ein Programm „Certified Environmental Risk Assessor“ etabliert. Mehrere Versuche des PGS-Gremiums, eine Kooperation zu erreichen, waren letztlich erfolglos.

Ein grundlegender Unterschied zum Postgradualstudiengang Ökotoxikologie ist die Notwendigkeit, die Zertifizierung durch SETAC Europe in regelmäßigen Abständen zu erneuern. Der Abschluss als Fachökotoxikologe ist dagegen eine dauerhaft erworbene Qualifikation.

1.4. Vorstandswahlen

Die Amtszeit des jetzigen Vorstands läuft mit Jahresende 2018 aus. Von den jetzigen Vorstandsmitgliedern sind die folgenden Personen bereits einmal wiedergewählt worden und können damit satzungsgemäß nicht nochmals kandidieren: Prof. Christine Achten, Dr. Stefanie Jäger, Dr. Andreas Willing und Prof. Thorsten Reemtsma.

Die Wahlen für die Amtsperiode 2019 – 2022 sollen nochmals als Briefwahl erfolgen. Die nunmehr in der GDCh technisch mögliche elektronische Wahl erschien dem Vorstand noch nicht ausreichend etabliert und akzeptiert.

Die Geschäftsstelle der GDCh wird demnächst die Fachgruppenmitglieder über die anstehende Vorstandwahl und die bereits bekannten Kandidatinnen und Kandidaten informieren. Dann sind innerhalb 6 Wochen Nachnominierungen möglich, bevor gewählt wird

1.5. Mitgliederentwicklung

Die Zahl der Mitglieder der Fachgruppe liegt seit etwa 2010 auf einem stabilen Niveau von 820 – 850 Mitgliedern. Erfreulich ist der Anstieg der Zahl der Jungmitglieder auf etwa 50 und der studentischen Mitglieder auf derzeit knapp 200.

Der Vorstand hält es weiterhin für wichtig, sich mit spezifischen Veranstaltungsformaten an (potentielle) junge Mitglieder und deren Bedürfnisse zu wenden.

1.6. Finanzen

Zum 31.12.2017 wies das FG-Konto einen Stand von 24.731,17€ gegenüber 21.267,45€ im Vorjahr auf. Die Ausgaben bewegen sich weiterhin auf einem verträglichen Niveau. Die Finanzen in 2018 werden vom Ergebnis der diesjährigen Tagung beeinflusst werden.

2. Fachgruppentagung, Kooperation mit SETAC GLB

Die Tagung Umwelt 2018, die von Prof. Achten von der Universität Münster organisiert wird und von der Fachgruppe und der SETAG GLB mit gestaltet wird, ist mit > 320 Teilnehmern sehr gut besucht. Sie bietet mit 3 parallelen Sessions über drei Tage ein sehr vielfältiges Programm.

Der Vorstand bemüht sich auch zukünftig um die gemeinsame Gestaltung von Tagungen mit SETAC GLB. SETAC GLB hat bereits beschlossen, eine Tagung an der Universität Koblenz-Landau (in Landau) im September 2019 auszurichten. Der Vorstand prüft Möglichkeiten zur inhaltlichen Mitwirkung an dieser Tagung und klärt diese mit SETAC GLB.

Zwar ist es in den Jahren 2012 (Leipzig), 2014 (Gießen), 2016 (Tübingen) und 2018 (Münster) jeweils gelungen, Tagungen gemeinsam zu gestalten. Es wäre aber zur Gewinnung von Planungssicherheit wichtig, eine längerfristig wirksame Übereinkunft mit SETAC GLB darüber zu erlangen, wie Tagungen zu den Themen Ökotoxikologie und Umweltchemie im jährlichen oder zweijährigen Rhythmus gemeinsam gestaltet werden sollen. Dem jetzigen Vorstand ist der Abschluss einer solchen Übereinkunft trotz einiger Bemühungen leider nicht gelungen.

3. Berichte aus den Arbeitskreisen

Ganz wesentliche Elemente der fachlichen Arbeit der Fachgruppe Umweltchemie und Ökotoxikologie sind die vier

Arbeitskreise. Hier findet der thematische Austausch zwischen den Mitgliedern und Interessierten aus den Bereichen akademische Forschung, behördlicher Arbeit, der Consultants und der Industrie statt.

AK Atmosphärenchemie (Hartmut Herrmann)

Das F-Beach Waldstein Experiment, das auf Initiative des AKAC initiiert wurde, wird weiter ausgewertet und zu Tagungsbeiträgen (L. Poulain @ IAC Saint Louis) und Manuskripten aufgearbeitet. Der AKAC war offiziell an einigen Outreach-, Sitzungs- und Workshop-Aktivitäten beteiligt.

Es wurde für März 2018 das vierte „Expert Forum on Atmospheric Chemistry“ (EFAC) geplant. Dieses musste jedoch leider wegen zu geringer Beteiligung abgesagt werden. Das Thema war ‚Agricultural and livestock farming emissions: Impacts on health and climate‘.

In einer Sitzung des ebenfalls beteiligten Arbeitsausschuss (AA) Feinstäube wurde am 7.9.2018 beschlossen, für 2019 ein neues EFAC 4 mit dem Arbeitstitel „Biomasse-Verbrennung“ aufzulegen.

Der AKAC hat eine Bestandsaufnahme zu Aktivitäten seiner Mitglieder in China gestartet.

Der AKAC wird bei der Organisation und Durchführung des dritten Diesel-Kolloquiums am 13.12.2018 bei der DECHEMA in Frankfurt beteiligt sein.

Die AK Mitglieder Kleffmann und Herrmann haben, gemeinsam mit C. George, einen Beitrag zum photokatalytischen Abbau von NOx in den ‚Nachrichten‘ publiziert.

AK Boden (Dieter Hennecke)

Der AK Boden wurde mit der Sitzung vom 28.06.2017 auf Initiative von Dr. Hennecke (Schmallenberg) neu ins Leben gerufen. Es fanden seitdem 3 weitere Sitzungen statt (11.10.17, 30.01.18, 18.09.18).

In der 2. Sitzung wurde das Thema PAK als zukünftiges Arbeitsfeld des AK Boden festgelegt. Der AK Boden sieht seine Aufgabe in der Unterstützung der laufenden Novellierung der Bodenschutzverordnung (BBodSchV), indem er relevante wissenschaftliche Erkenntnisse und Praxiserfahrungen in Gremien der Gesetzgebung transportiert. Er bietet umgekehrt auch Hilfestellungen an und initiiert mit Fragen aus übergeordneten Gremien wissenschaftliche Forschung. Der AK wird seine Arbeit mit dem Thema der künftigen Bewertung von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) im Boden beginnen, insbesondere mit dem aktuellen Novellierungsvorschlag, der derzeit sehr kontrovers diskutiert wird. Dabei sollen auch die bislang weniger beachteten Substanzen jenseits der 16 EPA-PAK und PAK-Transformationsprodukte berücksichtigt werden.

In den folgenden Sitzungen hatten wir mehrere Fachvorträge von AK-Mitgliedern und Gästen (Herr Zeddel und Herr Gierse), um das Thema in der notwendigen Tiefe zu erschließen.

Die Sitzung am 30.01.18 fand auf Einladung der Emscher-Genossenschaft im Emscherhaus in Essen statt. Es nahmen viele Gäste aus NRW teil, die als Repräsentanten betroffener Städte in NRW oder der unteren Bodenschutzbehörden von der Novellierung der BBodSchV und den diskutierten neuen Prüfwerten für PAK sehr stark betroffen sind und nach praktikablen Lösungen suchen. Dabei hat der AK einen sehr guten Einblick in die praktische regulatorische Wirklichkeit der Unteren Bodenschutzbehörden bekommen.

In der Sitzung vom 18.09.18 wurde durch Herrn Prof. Seidel der Bogen zur REACH Regulation geschlagen. Damit werden die PAK im AK Boden sehr umfassend behandelt.

Es wurde in der Sitzung konkret beschlossen, sich bei einem ohnehin geplanten Forschungsvorhaben zu beteiligen bzw. die dabei geplante Erhebung von Daten um einen weiteren Parameter mit geringem Aufwand zu ergänzen. Ziel ist es, eine signifikante Vereinfachung der praktischen regulatorischen Bewertung einer PAK-Belastung von Böden zu erarbeiten. Als nächster Schritt werden die beteiligten Stellen des besagten Forschungsvorhabens angesprochen, um die Möglichkeit der Erweiterung des Programms zu ermitteln.

Die nächste Sitzung des AK Boden findet am 22.02.19 in Schmallenberg statt.

AK Chemikalienbewertung (Adolf Eisenträger)

Der Arbeitskreis Chemikalienbewertung traf sich am 5.10.2016 sowie am 23.3.2017 in den Räumen der GDCh in Frankfurt zum informellen Austausch über selbst ausgewählte Themen.

Die Mitglieder des AKs kommen aus Industrie, Consultants, Verbänden, Forschungsinstituten, Behörden und Hochschulen, was den Austausch reizvoll macht. Er dient primär der Information – also auch der Weiterbildung - der Mitglieder. Die Heterogenität des Arbeitskreises führt zu spannenden Diskussionen über die Vortragsthemen.

Die Leitung des Arbeitskreises wurde für den Zeitraum bis Ende 2020 neu gewählt. Er wird weiterhin gemeinsam von Monika Nendza (AL-Luhnstedt), Stefan Hahn (Fraunhofer ITEM Hannover) und Adolf Eisenträger (Umweltbundesamt) geleitet.

Vom 3. bis 9.3.2017 war der Arbeitskreis mit einem Symposium: „Zebrafische als Modellorganismen in der Toxikologie und Ökotoxikologie“ an der Tagung der Deutschen Gesellschaft für Pharmakologie und Toxikologie in Heidelberg beteiligt. Das Ziel war einen Beitrag zu leisten zum besseren Verständnis und der besseren Kooperation zwischen Human-toxikologen und Umweltwissenschaftlern. Die Vorbereitung und Leitung der Session erfolgte durch Monika Nendza, Stefan Hahn und Ute Kühnen (Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau). Drei Vortragende boten den über 100 Zuhörern spannende und informative Vorträge:

- Thomas Braunbeck (Universität Heidelberg): Was kann man mit Zebrafischen als Modellorganismen in der Toxikologie und Ökotoxikologie (grundsätzlich) machen?
- Christoph Schäfers (Fraunhofer IME, Schmallenberg): Zebrafische als Modellfische für chronische (endokrine) und Populationswirkungen.
- Gerd Maack (Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau): Einsatz und Bewertung von Tests mit Fischen unter verschiedenen regulatorischen Aspekten

Die abschließende Diskussion mit einem großen Teil des Publikums war lebhaft und ausdauernd und endete mit allseitigem Lob für die gelungene Veranstaltung.

In den beiden Sitzungen befasst sich der AK unter anderem mit der sozioökonomischen Bewertung im Chemikalienmanagement und speziell bei PBT-Substanzen. Die EU-Richtlinie 2011/65/EU (RoHS 2) zur Regelung der Verwendung und des Inverkehrbringens von Gefahrstoffen in Elektrogeräten und elektronischen Bauelementen wurde diskutiert. Hier wurde speziell das Manual vorgestellt, das die Vorgehensweise für die Erstellung eines Dossiers zur Bewertung gefährlicher Stoffe in Elektro- und Elektronikgeräten beschreibt. Weiterhin informierte sich der AK über Neuigkeiten zu marinen Biotests sowie über einen marinen Cyanobakterientest für die Umweltrisikobewertung von Antibiotika.

Interessenten können sich gerne per E-Mail an die Leitung des Arbeitskreises wenden: stefan.hahn@item.fraunhofer.de; nendza@al-luhnstedt.de sowie adolf.eisentraeger@uba.de.

AK Umweltmonitoring (Heinz Rüdell)

Der Arbeitskreis Umweltmonitoring wird gemeinschaftlich von Heinz Rüdell (Fraunhofer IME), Jan Schwarzbauer (RWTH Aachen) und Winfried Schröder (Uni Vechta) geleitet.

Im Jahr 2017 trafen sich die Mitglieder des AK zu zwei Sitzungen, auf denen verschiedene Themen vorgestellt und diskutiert wurden. An den Sitzungen nahmen jeweils ca. 15 Mitglieder und Gäste teil. Schwerpunkt einer AK-Sitzung war das Thema Rodentizide in der Umwelt. Es wurden dabei regulatorische Aspekte vorgestellt sowie zwei Umweltmonitoring-Projekte, bei denen Rodentizide in Gewässern im Fokus stehen. Beim zweiten Treffen wurden Ergebnisse einer Umweltmonitoring-Studie von Weichmachern in Schwebstoffen aus Flüssen präsentiert sowie ein Kläranlagenmonitoring-Vorhaben des UBA vorgestellt, in dem die im Kontext der Wasserrahmenrichtlinie erforderliche Bestandsaufnahme der Emissionen, Einleitungen und Verluste prioritärer Stoffe erarbeitet werden soll.

Aus terminlichen Gründen konnte im Jahr 2018 bislang keine Sitzung stattfinden. Die nächste Sitzung ist für Ende 2018/Anfang 2019 geplant.

4. Verschiedenes

4.1. Bericht über die Mitteilungen

Der Vorstand dankt Herrn Prof. Klaus Fischer für sein Engagement als Schriftleiter der „Mitteilungen der Fachgruppe Umweltchemie und Ökotoxikologie“.

Der Vorstand nutzt immer wieder Editorials für eigene Beiträge:

1/2018 Willkommen in Münster, willkommen bei

„Umwelt 2018“

3/2017 Doktorandentag

2/2017 Relaunch des Arbeitskreises „Boden“

3/2016 Von abhängigen und unabhängigen Experten

Der Schriftleiter Prof. Fischer berichtet, dass außerdem die Rubrik „Standpunkte“ wieder aufgenommen wurde und bittet alle, die Mitteilungen als Medium zur Meinungsbildung zu aktuellen Themen zu nutzen. Auch die Arbeitskreise werden aufgefordert ihre Aktivitäten über regelmäßige Berichte einem größeren Kreis zugänglich zu machen. In jeder Ausgabe erscheinen 3-4 Originalbeiträge, hier sieht der Schriftleiter noch Potential nach oben und fordert alle Anwesenden auf, Beiträge einzureichen oder Autoren zu empfehlen. Attraktive Formate sind die Vorstellung von Arbeitskreisen sowie Kurzberichte abgeschlossener Promotionen auf dem Gebiet der Umweltchemie und Ökotoxikologie. Es ist nicht erforderlich immer mehrseitige Texte zu senden. Auch kurze, aktuelle Informationen sind willkommen.

4.2. Paul-Crutzen Preis

Der Paul-Crutzen-Preis 2017 wurde an Dr. Martin Brüggemann für die Publikation „Real-time detection of highly oxidized organosulfates and BSOA marker compounds during the F-BEACH 2014 field study“, erschienen in Atmos. Chem. Phys. 17, 1453–1469, verliehen. Einen Bericht dazu erschien in den Mitteilungen, Heft 3/2017.

Der Paul-Crutzen-Preis 2018 wurde auf der Tagung Umwelt 2018 in Münster an Frau Dr. Anika Pohlabein für die Arbeit „Experimental Evidence for Abiotic Sulfurization of Marine Dissolved Organic Matter“, erschienen in Front. Mar.Sci, 4, 364, verliehen.

4.3. Wissenschaftsforum 2019

Aufgrund der üblicherweise großen zeitlichen Nähe zu den eigenen Tagungen ist die Mitwirkung der Fachgruppe am Wissenschaftsforum mit eigenen Sessions problematisch und kontraproduktiv. Für das WiFo 2019 im September 2019 in Aachen hat der Vorstand aber eine fachgruppenübergreifende Session zum Thema „Plastik in der Umwelt“ vorgeschlagen, die gemeinsam mit den Fachgruppen Analytische Chemie, Nachhaltige Chemie und der Wasserchemischen Gesellschaft organisiert werden soll. Auch die Fachgruppe Makromolekulare Chemie ist zur Mitwirkung angefragt.

Prof. Reemtsma dankt den Teilnehmern und schließt die Sitzung.

Vorsitzender der Fachgruppe: Prof. Dr. Thorsten Reemtsma
Frankfurt, den 09.10.2018



Frau Dr. Anika Pohlabein ist Paul-Crutzen-Preisträgerin des Jahres 2018

Frau Dr. Anika Pohlabein publizierte 2017 die Arbeit: "Experimental Evidence for Abiotic Sulfurization of Marine Dissolved Organic Matter" in der Zeitschrift „Frontiers in Marine Science“, 4, 364. In dieser Arbeit beschreibt Frau Dr. Pohlabein zusammen mit ihren Koautoren Ergebnisse von Laborexperimenten zum Mechanismus, zu den Produkten und zum Ausmaß der abiotischen Bildung schwefelhaltigen organischen Materials unter reduzierenden Bedingungen wie sie am Meeresboden anzutreffen sind.

Durch Laborexperimente, kombiniert mit der Analyse der Produkte mittels ultrahoch auflösender Massenspektrometrie (FTICR-MS) gelingt es Frau Pohlabein, die abiotische Bildung einer Vielzahl von schwefelorganischen Molekülen in Sedimenten unter reduzierenden Bedingungen nachzuweisen und die hohe Ähnlichkeit der Produkte zu den in natürlicher Umgebung zu findenden zu belegen. Erste Abschätzungen deuten an, dass die abiotische Bildung schwefelorganischer Verbindungen ein für den Schwefelkreislauf mengenmäßig relevanter Prozess sein könnte.

Diese Arbeit wird mit dem Paul-Crutzen-Preis geehrt, weil sie einen bisher wenig beachteten Prozess zur Bildung organisch gebundenen Schwefels im Meer in das Blickfeld rückt und Anreiz gibt für weitere Untersuchungen dieser möglicherweise bedeutenden Quelle solchen Materials im globalen Schwefel-Kreislauf.

Ausschreibung des Paul-Crutzen-Preises 2019 der GDCh-Fachgruppe Umweltchemie und Ökotoxikologie

Die GDCh-Fachgruppe Umweltchemie und Ökotoxikologie verleiht den Paul-Crutzen-Preis für eine herausragende wissenschaftliche Arbeit auf dem Gebiet der Umweltchemie und Ökotoxikologie. Eingereicht werden kann – vom Autor selbst oder von Dritten – eine wissenschaftliche Veröffentlichung (aus den zurückliegenden zwei Jahren, peer-review Journal). Der Erst- bzw. Hauptautor sollte promoviert sein, die zu prämierte Arbeit sollte aber nicht mehr als zwei Jahre nach der Promotion publiziert worden sein.

Mit der Auszeichnung verbunden sind eine Verleihungsurkunde sowie ein von der GDCh-Fachgruppe Umweltchemie und Ökotoxikologie gestiftetes Preisgeld in Höhe von 1.000 Euro, über das der Preisträger frei verfügen kann. Ein vom Vorstand der Fachgruppe benanntes Gutachtergremium entscheidet über die Preisvergabe.

Dem formlosen Vorschlag, der eine kurze Begründung enthalten soll, sind ein Lebenslauf, eine Publikationsliste sowie die Veröffentlichung selbst in elektronischer Form (pdf-Dokument) beizufügen. Schlägt ein Autor sich selbst vor, so ist das Unterstützungsschreiben eines Mentors beizulegen. Vorschläge können bis zum 30. April 2019 möglichst in elektronischer Form bei der GDCh-Geschäftsstelle, Dr. Susanne Kühner, s.kuehner@gdch.de, eingereicht werden.

Rückblick auf 11 Jahre REACH

Was hat REACH für die Umwelt gebracht?

Markus Telscher (markus.telscher@bayer.com) und Andreas Willing (andreas.willing@BASF.com)

Die 11-jährige Registrierungsphase für (vorregistrierte) Chemikalien, die in Europa in Mengen von > 1 t/a hergestellt oder nach Europa importiert werden, ist am 31. Mai 2018 zu Ende gegangen. Die Chemieindustrie hat für insgesamt 21.551 verschiedene Chemikalien ca. 90.000 Registrierdossiers bei der Europäischen Chemikalienagentur (ECHA) eingereicht. Entsprechende Erfolgsmeldungen, sowohl von der ECHA, als auch von der Chemieindustrie (CEFIC), gingen ja Anfang Juni durch die Medien.

Die Registrierdossiers enthalten Informationen zu den Stoffinhärenten physiko-chemischen, ökotoxikologischen und toxikologischen Eigenschaften, die es erlauben abzuschätzen, ob der Stoff gefährliche Eigenschaften hat oder nicht. Sofern der Stoff mit mehr als 10 t/a hergestellt oder importiert wird und gefährliche Eigenschaften hat (Trigger ist die Kennzeichnung nach CLP-Verordnung), muss zusätzlich ein Chemikaliensicherheitsbericht (CSR) mit Risikobewertungen für alle Verwendungen des Stoffes erstellt werden. Hochtonnagige Stoffe werden oft in hunderten verschiedener Produkte verwendet und haben entsprechend weit verzweigte Lieferketten. Daher sind die entsprechenden Umweltrisikobewertungen eine äußerst komplexe Angelegenheit. Hier ist umfassendes Expertenwissen gefordert.

Die eingereichten Registrierdossiers werden von der ECHA zunächst auf Vollständigkeit geprüft (Completeness check). Ist das Dossier vollständig, erhält der Einreicher eine Registrierungsnummer, die ihn zu Produktion oder Import des Stoffes in der EU berechtigt. Für gefährliche Stoffe mit mehr als 10 t/a muss der Hersteller seine Kunden mit einem „erweiterten Sicherheitsdatenblatt“ (eSDB) über die Bedingungen informieren, unter denen der Stoff sicher zu handhaben ist. In einem zweiten Schritt werden die Dossiers dann auf ihre inhaltliche Übereinstimmung mit den Anforderungen der REACH-Regulierung überprüft (Compliance check). Besteht Nachbesserungsbedarf, erhält der Registrant einen sogenannten Decision Letter, in dem die Informationsdefizite im Detail aufgelistet sind, Handlungsoptionen aufgezeigt und eine Zeitvorgabe für die Überarbeitung des Dossiers gemacht werden. Die ECHA verfügt dazu über einen Stab entsprechend ausgebildeter (Fach)Ökotoxikologen. Obwohl die Informationsanforderungen sehr hoch sind und das Registrierungsverfahren sehr komplex ist (CSRs haben oft einen Umfang von > 100 Seiten), hat die Industrie alle ihre Stoffe im vorgegebenen Zeitrahmen registriert.

Und was hat die Umwelt davon? Die ursprüngliche Annahme, dass die chemische Industrie alle im Altstoffinventar (EINECS) gelisteten und vorregistrierten Stoffe registriert, hat sich nicht

bestätigt. Stattdessen haben die Unternehmen aufgrund der hohen Kosten, auf die Registrierung einer signifikanten Anzahl von Stoffen verzichtet, indem sie ihre Lieferketten konsolidiert haben. Ob der Wegfall von Stoffen letztendlich zu einer Entlastung der Umwelt führt, ist allerdings offen und hängt u.a. von der Frage ab, ob stattdessen verstärkt registrierte Stoffe mit besseren oder schlechteren ökologischen Eigenschaften verwendet werden.

Mit der Veröffentlichung der Registrierdossiers auf der ECHA Internetseite (<https://echa.europa.eu/de/information-on-chemicals/registered-substances>) wird jedenfalls erstmals umfassend Transparenz über die (gefährlichen) Umwelteigenschaften der Stoffe hergestellt. Eine besondere Rolle kommt den erweiterten Sicherheitsdatenblättern zu, mit denen die Hersteller ihre Kunden über die Bedingungen für eine sichere Verwendung des Stoffes in der Lieferkette informieren. Die Kunden (Downstream User) sind ihrerseits verpflichtet zu prüfen, ob sie die Vorgaben für eine sichere Verwendung einhalten. Dies betrifft primär die maximal pro Verwendung pro Tag zu handhabende Stoffmenge (Msafe), als auch alle weiteren im eSDB aufgeführten emissionsrelevanten Rahmenparameter (z.B. obligatorische Abwasserreinigung durch eine Kläranlage). Das Lesen und Verstehen der eSDBs erfordert wiederum ein vertieftes Verständnis der regulatorischen Ökotoxikologie, da die Verwendungen i.d.R. auf Basis des Use Descriptor Systems der ECHA mithilfe von Prozesskategorien (PROCs) und Umweltemissionskategorien (ERCs) beschrieben werden. Daraus ergibt sich, dass auch die Downstream User Mitarbeiter mit entsprechendem ökotoxikologischem Fachwissen benötigen. Die Überprüfung der sicheren Verwendung der unter REACH registrierten Stoffe ist gerade erst angelaufen.

Damit nochmal zurück zur Eingangsfrage: was haben 11 Jahre REACH gebracht? Für die Ökotoxikologie als wissenschaftliche Disziplin hat REACH eine Menge gebracht. Die Verfügbarkeit von gut ausgebildeten Ökotoxikologen bei den Behörden, in der chemischen Industrie, den nachgeschalteten Industriezweigen und natürlich den Auftragsinstituten ist durch REACH massiv gewachsen. Dem hat die GDCh zeitnah mit dem (gemeinsam mit SETAC GLB) etablierten Postgradualstudiengang „Fachökotoxikologie“ Rechnung getragen. Mittel- und langfristig wird diese größere ökotoxikologische Expertise in den Firmen und bei den Behörden dazu führen, dass das Umweltrisiko durch Chemikalien verringert wird. Sei es, dass die Industrie das Fachwissen im Rahmen von Innovationsprojekten nutzt, um umweltverträglichere Stoffe oder Prozesse zu entwickeln (u.a. auch ein Ziel von REACH), sei es, durch Auditierung der Teilnehmer in der Lieferkette durch die

entsprechenden Aufsichtsbehörden. Betrachtet man allerdings REACH, d.h. die Regulierung von Umweltauswirkung von Industriechemikalien, nicht separat, sondern bezieht alle Umweltstressoren mit ein, kommt man zu dem Schluss, dass Industriechemikalien auch schon vor Inkrafttreten von REACH gut reguliert waren und damals wie heute nicht zu den primären Stressoren für die Umwelt gehören. Wenn es um die primären Stressoren für unsere Umwelt geht, steht an erster Stelle der Klimawandel. So betrachtet war (und ist) REACH zwar ein Beitrag zu mehr Umweltschutz, aber vielleicht hätte man mehr für die Umwelt bewirkt, wenn man die entsprechenden Ressourcen zur Reduzierung der Treibhausgasemissionen gesteckt hätte. In diesem Sinne möchten wir Sie (und die Politik) ermutigen, von Zeit zu Zeit den Blick vom Kleinen (den täglichen Probleme) auf das Große (den primären Problemen) zu richten und dann die richtigen Prioritäten zu setzen.

Korrespondenzadresse

Dr. Andreas Willing
BASF Personal Care and Nutrition GmbH
Henkelstrasse 67
40589 Düsseldorf

Fachgebiet Abwasserwirtschaft der Technischen Universität Darmstadt



Das Fachgebiet Abwasserwirtschaft wurde im März 2016 mit der Berufung von Prof. Dr. Susanne Lackner neu gegründet und ist am Institut IWAR der Technischen Universität Darmstadt angesiedelt. Das neue Fachgebiet hat einen stark interdisziplinären Charakter und beschäftigt sich mit grundlegenden sowie praxisorientierten Fragestellungen der kommunalen und industriellen (Ab)Wasserbehandlung. Dabei spielt insbesondere die Schnittstelle zur angewandten Umweltmikrobiologie eine zentrale Rolle. Ziel ist es, die grundlegenden mikrobiologischen Prozesse in natürlichen und technischen Systemen zu erforschen und biologische Prozesse in deren technischer Anwendung hinsichtlich ihrer Stabilität und Leistung zu verbessern. Die Forschungsaktivitäten des Fachgebiets gliedern sich in vier Bereiche, die sowohl in der Praxis als auch in der Lehre vertreten sind:

- Weitergehende (Ab)Wasserbehandlung
- Nährstoffelimination
- Wasserwiederverwendung
- Angewandte Umweltmikrobiologie

Um diese Themen adäquat in Forschung und Lehre adressieren zu können, betreibt das Fachgebiet verschiedene Labor- und Pilotanlagen. Unterstützt werden die Untersuchungen durch das neugegründete mikrobiologische Labor mit neusten Methoden, wie beispielsweise der digitalen PCR sowie einer eigenen Hochdurchsatz-Sequenzierung. Weiterhin steht chemische und physikalische Analytik im fachgebietsübergreifenden Forschungslabor des Instituts IWAR zur Verfügung.

Forschungsschwerpunkte

Die **weitergehende (Ab)Wasserbehandlung** zur Reduktion von Spurenstoffen, Mikroplastik und resistenten Keimen und Genen ist eines der zentralen Themen der kommunalen Abwasserbehandlung. Das Fachgebiet Abwasserwirtschaft beschäftigt sich in mehreren Forschungsprojekten mit der (Weiter)Entwicklung von technischen Maßnahmen und Anpassungsstrategien zur Verminderung von Stoffeinträgen in die aquatische Umwelt. Im Fokus stehen diverse Ansätze auf

unterschiedlichen Ebenen, um eine ganzheitliche Betrachtung zu ermöglichen. Ein Schwerpunkt liegt bei der Optimierung und Bewertung von verschiedenen Technologien zur Entfernung von Spurenstoffen, in Kombination mit einer weitergehenden Phosphor- und Stickstoffreduktion aus kommunalen Kläranlagen. Dazu betreibt das Fachgebiet Anlagen vom Labormaßstab bis zur Großtechnik. Zusätzlich arbeitet das Fachgebiet an Analyseverfahren für Mikroplastik, antibioticaresistente Keime und Gene, um deren Reduktion aus dem Abwasser und so die Leistungsfähigkeit von Verfahren zu bewerten.

Zum Thema Mikroplastik in Industrieabwässern wird darüber hinaus derzeit im Rahmen eines vom BMBF geförderten Verbundprojektes (EmiStop) geforscht. Hier sollen systematisch Emissionen entlang der Kunststoff-Wertschöpfungskette erfasst werden. Zur Qualifizierung und Quantifizierung der Mikroplastikpartikel und deren Frachten kommt die Dynamische Differenzkalorimetrie zum Einsatz.

Eine neue und innovative Bilanzierungsmöglichkeit von verfahrenstechnischen Anlagen bietet die Messung der magnetischen Suszeptibilität, die am Fachgebiet weiter optimiert wird. In Kombination mit Magnetabscheidern können damit Nanopartikel oder magnetische Kunststoffpartikel nachgewiesen und schnell und einfach Abscheiderate bestimmt werden.

Der Forschungsbereich **Nährstoffelimination** beschäftigt sich, neben den klassischen Verfahren zur Stickstoffelimination und Phosphorreduktion, mit der Untersuchung und Entwicklung neuer Technologien. Besonders im Fokus stehen dabei innovative biologische Verfahren, z.B. die Optimierung der biologischen Stickstoffelimination durch Integration der anaeroben Ammoniumoxidation, kurz Anammox. Hier werden insbesondere Biofilmverfahren, im Schwebebett und als membrangebundene Biofilme, für eine energieeffizientere Stickstoffelimination getestet. Zur Entwicklung und Optimierung dieser neuen Verfahren, insbesondere für einen Einsatz im Hauptstrom kommunaler Kläranlagen, werden Versuchsanlagen im Labor- und halbertechnischen Maßstab betrieben. Weitere Themen rund um die biologische Stickstoffelimination werden in interdisziplinären und internationalen Kooperationen bearbeitet. So untersucht das Fachgebiet gemeinsam mit Kollegen aus der Biologie, Mechanismen der Lachgasbildung und -reduktion im Kontext der kommunalen Abwasserbehandlung. Mit Kollegen aus Japan beschäftigt sich das Fachgebiet mit Fragen zum Vorkommen und Verhalten von heterotrophen Bakterien in primär autotrophen Systemen. Um grundlegende Fragestellungen zur Dynamik mikrobieller Populationen zu beantworten sowie damit zusammenhängende technische Systeme besser verstehen und steuern zu können, werden mathematische Simulationen biochemischer Prozesse genutzt. Auch andere stickstoffreiche (Teil-)Ströme, wie Gärreste aus Biogasanlagen, werden im Rahmen von Forschungsprojekten untersucht. Dabei spielen vor allem spezifische Charakteristika (z.B. hohe CSB-Konzentrationen, Salzgehalt, Hemmstoffe) dieser Teilströme

eine wichtige Rolle. Mit umfassenden Laborversuchen (kontinuierlicher Reaktorbetrieb, begleitende Batchtests und Analytik der Abwassermatrix und Mikrobiologie) soll so die Anwendbarkeit der Deammonifikation auch für Gärreste nach anaerober Vorbehandlung nachgewiesen und weiter etabliert werden.

Die Verbesserung der Wasserqualität und der Ausbau einer nachhaltigen **Wasserwiederverwendung** sind auch in den Nachhaltigkeitszielen der United Nations verankert. Hierzu beschäftigt sich ein Forschungsbereich mit einem nachhaltigen Wasserressourcen-Management und Strategien zur Wasserwiederverwendung. In dessen Betrachtungen fließen demographische, ökonomische und klimatische Veränderungen mit ein. Wiederverwendung von gereinigtem Abwasser ist besonders in wasserarmen Regionen und Entwicklungsländern ein wichtiges Thema, wie in dem BMBF-geförderten Projekt **EPoNa** in Namibia aktuell demonstriert wird.

Die **angewandte Umweltmikrobiologie** umspannt alle Forschungsbereiche des Fachgebiets und liefert mit innovativer Methodenentwicklung und modernen Nachweismethoden grundlegende Einblicke in mikrobielle Gemeinschaften. Dabei werden verschiedenste Aspekte behandelt. Im Fokus stehen insbesondere die Zusammensetzung und Dynamiken der Bakterienpopulationen und die Interaktion verschiedenster Bakteriengruppen in technischen oder natürlichen Systemen zur Stickstoffumwandlung. Außerdem können die Methoden auch für den Nachweis resistenter Keime und von Resistenzgenen genutzt werden.

In der **Lehre** ist das Fachgebiet Abwasserwirtschaft im Fachbereich Bau- und Umweltingenieurwissenschaften angesiedelt. In den Bachelor- und Masterstudiengängen Bauingenieurwesen und Umweltingenieurwissenschaften trägt das Fachgebiet mit Themen zur (Ab)Wasserbehandlung (von Grundlagenwissen bis zu weitergehenden Verfahren), mathematischen Simulation, Umweltmikrobiologie sowie interdisziplinären Projekten bei.

Weitere Informationen zu den Studiengängen finden sich unter: www.bauing.tu-darmstadt.de/studiumundlehre_1/studienangebot/studienmöglichkeiten.de.jsp

Weitere Informationen unter:

www.iwar.tu-darmstadt.de/abwasserwirtschaft

Technische Universität Darmstadt
Institut IWAR, Fachgebiet Abwasserwirtschaft
Prof. Dr. Susanne Lackner
Franziska-Braun-Straße 7
D 64287 Darmstadt
E-Mail: s.lackner@iwar.tu-darmstadt.de 7

Veranstaltungsankündigungen

90. Darmstädter Abwasserseminar, 31. Januar 2019, Darmstadt

Trends und Herausforderungen der weitergehenden Abwasserbehandlung

Die Reduzierung der Emissionen aus der Siedlungswasserwirtschaft gewinnt im Zuge der Erreichung einer guten Gewässerqualität nach EU-Wasserrahmenrichtlinie zunehmend an Bedeutung. Neben organischen Stoffen und Nährstoffen stehen unter anderem anthropogene Spurenstoffe sowie antibiotikaresistente Keime im Fokus.

Im Rahmen des 90. Darmstädter Seminars mit dem Schwerpunkt weitergehende kommunale Abwasserbehandlung wird die dargestellte Problematik in Vorträgen präsentiert und diskutiert. So wird ein umfassendes Bild aktueller Entwicklungen gegeben und durch Vorträge zu den Schwerpunkten zukünftige Anforderungen und Reinigungsziele, Verfahren zur Spurenstoffreduktion und Antibiotikaresistenzen ergänzt.

Zwischen den Vorträgen bieten Pausen die Möglichkeit zur Diskussion der behandelten Themen. Im Rahmen der Veranstaltung findet eine Fachausstellung statt.

Programm und Anmeldung: https://www.iwar.tu-darmstadt.de/abwasserwirtschaft/fachgebiet_abwasserwirtschaft/veranstaltungen_aw/90_dsa.de.jsp

Kontakt

Technische Universität Darmstadt
Institut IWAR – Fachgebiet Abwassertechnik
Thomas Fundneider, M.Sc.
Franziska-Braun-Straße 7
64287 Darmstadt
Telefon: +49 6151 16 20312



26.-28.03.2019, Lille, France

Polluted sites are no longer just cost centers, but are key development factors, as long as they are integrated into a value chain.

Their specific characteristics require the mobilization of many environmental, health and financial or legal competencies, with varying degrees of uncertainty that may exceed the norm. Pollutants from our industrial past can raise formidable obstacles that challenge our approaches, even as our societies are still asking for more guarantees, as well as a greater risk management.

Facing these difficulties, new solutions exist, allowing a sustainable development of the territories, notably due to the development of the circular economy and the reuse of materials, both sources of new opportunities. The implementation of these innovations, the mobilization of ever greater skills, as well as the fine management of data and information related to degraded lands, are all determining factors to optimize the management costs of polluted sites and brownfields.

Homepage: <https://www.intersol.fr/accueil.php>

11th International SedNet Conference 3-5 April 2019, Dubrovnik, Croatia

Sediment as a dynamic natural resource from catchment to open sea

Sediments found in upland streams, industrialised waterways, busy coastal zones and offshore waters are characterized by a wide variety of sediment properties present in dynamic and less dynamic areas. These areas are inherently interlinked as sediment is transported from catchment to the open sea. The natural flow of sediment from mountainous regions to the ocean is strongly impacted by anthropogenic activities along this journey in terms of both the quantity that is transported and the quality of transporting waters. Sediment distribution is not only impacted by direct human influence but also indirectly as a result of changing weather and climate patterns. A change in sediment dynamics leading to sediment starvation or sediment accumulation is often the concern of river basin and coastal managers who constantly need to adapt to these environmental variations. Historical or emerging contaminants may also hinder the management of these areas.

At the SedNet 2019 conference “Sediments as a dynamic natural resource – from catchment to open sea”, we invite abstracts for a series of sessions aiming to explore these challenges and proposed solutions. This includes how policies and plans are developed for the range of often interlinked issues experienced along the journey from upland areas to the deeper waters such as how sediment quality should be assessed, sediment as an ecosystem service and how excess sediment can be used beneficially. The challenges posed as a result of anthropogenic influences, resource exploitation and climate change shall also be explored as well as emerging problems being examined such as contaminants resulting from discharge of waste.

The proposed thematic sessions are:

1. Sediment management concept and sediment policy
2. Sediment quality guidance, sediment quality assessment
3. How can sediment management influence ecosystem services provision?
4. Climate change and sediments: direct and indirect consequences
5. Circular economy – sediment as a resource
6. Societal impacts of disturbed sediment continua and mitigation measures?
7. The impact and transport of microplastics
8. Ballast water and sediments – BWM Convention
9. Deep sea sediments
10. Nuclear and isotopic analytical techniques in sediment analysis

Homepage: <https://sednet.org/sednet-conference-2019/>



PRIMO aims to provide an interdisciplinary scientific forum for presenting and discussing research on the environmental effects of anthropogenic activities on the health of our oceans and the organisms within. We anticipate that the communication of this research will promote collaboration on a variety of topics, including environmental chemistry, toxicokinetics, molecular toxicology, systems toxicology, computational modeling, and hazard and risk assessment in aquatic organisms, which in turn will provide insights for improving marine and human health.

PRIMO 20 is jointly hosted by Clemson University's Environmental Toxicology Program, University of South Carolina's Arnold School of Public Health, Duke University's Superfund Research Center, North Carolina State's Toxicology

program, and UNC-Charlotte's Biological Sciences Department.

Proposed Scientific Sessions

- Environmental contamination in the Carolinas
- Persistent Organic Pollutants
- Antibiotics, Pharmaceuticals and Personal Care Products
- Heavy metals and trace elements
- Nanomaterials
- Plastics / Microplastics
- Radionuclides
- Emerging Contaminants
- Large-scale Disasters (e.g. earthquake, typhoon, and oil spill) i.e. Oil Spills and Gulf coast studies
- Agrochemicals
- Sunscreens
- Ocean acidification, Climate Change, Hypoxia, and their interactions with pollutants
- Current Environmental Issues in Developing Countries
- Non-target and Biochemical Screening
- Species Differences
- Mixtures
- Toxicokinetics
- Xenobiotic Metabolizing Enzymes
- Receptor-mediated Signaling
- Genomics and other -omics applications
- Biomonitoring
- Environmental Chemistry
- Computational Approaches
- Endocrine Disruption
- Developmental Toxicity
- Immunotox
- Neurotox
- Biomarkers
- Epigenetics
- Metabolic Disorders

Conference' homepage:

<https://sites.google.com/icloud.com/primo20/home>



Sustainable Use and Management of Soil, Sediment and Water Resources

15th International Conference | 20–24 May 2019 | Antwerp, Belgium

Topics:

1. Soil and water in the digital world
2. Advances in assessment of risk and monitoring of soil, sediment and water quality
3. Diffuse and emerging contaminants in the soil-sediment-water system
4. Advances in remediation technologies
5. Strategies and management of contaminated land including legal, social and economic aspects
6. Land stewardship
7. Land, soil, water and sediment in the circular economy

Homepage: <http://www.aquaconsoil.org/index.html>



(Tourismus & Marketing, Landeshauptstadt Erfurt)

Wasser 2019 – Jahrestagung der Wasserchemischen Gesellschaft – 27.-29.05.2019, Erfurt

Die WASSER 2019 ist die zentrale Konferenz zu allen Themen der Wasserqualität mit den neuesten Ergebnissen. Experten aus dem Bereich der Wasserchemie sowie Fachleute anderer Disziplinen des Wasserfachs, die Wasser zu ihrer Profession gemacht haben, treffen sich zu einem Erfahrungs- und Gedankenaustausch. Die persönliche Begegnung und die Diskussion aktueller fachlicher Probleme stehen hier immer wieder im Vordergrund.

Themenschwerpunkte:

- Analytik • Aufbereitung • Gewässer / Grundwasser / Sedimente • Meereschemie • Mikrobiologie und Hygiene • Nanopartikel / Mikroplastik • Spurenstoffe • Trinkwasser • Wasserchemie und Industrie

Tagungshomepage: <http://www.wasserchemische-gesellschaft.de/de/erfurt-2019/seiten/wasser-2019>



SETAC EUROPE 29th ANNUAL MEETING
26–30 May 2019 | Helsinki, Finland
One Environment. One Health.
Sustainable Societies.



The SETAC Europe Annual Meeting in 2019 in Helsinki will be the number one meeting place where scientists from various disciplines and sectors (Academia, Business, Government and NGOs) will find new opportunities to present, to debate and disseminate the most recent scientific knowledge, developments and applications for:

- Reducing and regulating the use of chemicals in the environment,
- Remediating soil, air and water pollution,
- Proposing the use of more sustainable chemicals.

Many areas in the world are affected by pollution due to long-range transport of contaminants causing health hazards to local ecosystems, including indigenous human populations of the north. This underlines the fact that chemical pollution and its effects are indeed global, while new approaches for the management and counteractions have to be tailored for the specific environments in question.

The backbone of this meeting is the recognition that environmental protection plays an important role in public health, and to contribute to our global goal of creating sustainable future societies. The scientific programme consists of 106 parallel sessions categorized in 7 tracks:

1. Ecotoxicology and human toxicology: from molecules to organisms, from omics to in vivo
2. Ecotoxicology becomes stress ecology: from populations to ecosystems and landscapes
3. Environmental chemistry and exposure assessment: analysis, monitoring, fate and modeling
4. Ecological risk assessment and human health risk assessment of chemicals, mixtures and stressors and risk mitigation strategies
5. Life cycle assessment and foot-printing
6. Environmental policy, risk management, and science communication
7. Think-outside-the-box (fundamentally new concepts, innovative/controversial ideas, interdisciplinary issues)

Conference' homepage: <https://helsinki.setac.org/>



European Chemical Society

— Division of Chemistry and the Environment —



ICCE 2019 — 17TH INTERNATIONAL CONFERENCE ON CHEMISTRY AND THE ENVIRONMENT
16. - 20. June 2019, Thessaloniki

The Association of Greek Chemists (AGC) and the Division of Chemistry and the Environment (DCE) of European Chemical Society (EuChemS) cordially invite you to the 17th International Conference on Chemistry and the Environment in Thessaloniki, Greece in June 2019. ICCE 2019 addresses scientists in the academia, industry and in governmental institutions alike. ICCE 2019 intends to provide a unique information and communication platform for environmental scientists and a forum of professional exchange with collaborators and colleagues from related disciplines.

Topics for Abstract submission

- Pollutants of emerging concern
- Dissolved natural organic matter and pollution impact on water quality
- Environmental effects of renewable energy production
- Climate change and environmental chemistry
- Pollution remediation and mitigation
- Nano-size particulate materials and micro-plastic in surface water
- Polychlorinated biphenyls (PCB) as environmental pollutants
- Subject target and non-target analytical methods
- Mediterranean environmental pollution
- Water scarcity and reuse of waste water
- Environmental risk assessment: scientific and policy issues
- Atmospheric aerosol (indoor – outdoor)
- Occupational and domestic indoor environments
- Biotoxins and bioactive substances
- Sustainable production strategies in chemistry
- Modelling in the environment
- Contaminant issues in waste stream
- Advanced mass spectrometric tools
- Education in environmental Chemistry
- Circular bioeconomy
- Green Chemistry
- Innovations in water treatment
- Metabolomics and Biotransformation of organic pollutants
- Circular bioeconomy

Satellite Event: University Education in Environmental Sciences, 20.06.2019

Conveners: Ivana Ivančev-Tumbas (University of Novi Sad, Serbia), Gerhard Lammel (Max Planck Institute for Chemistry, Mainz, Germany, University of Mainz, and Masaryk University, Brno, Czech Republic)

Content: Near 500 study programmes related to environmental disciplines were detected in Europe in a recent survey. The creation of a flexible and responsive system of MSc and PhD programmes and courses in environmental sciences that meet professional, employer and workplace needs is a permanent challenge for both EU and non-EU countries. New teaching methods, open education, mobility and lifelong learning are the pillars of the future development. The aim of the session is to present and discuss present and future teaching methods and tools, and existing and new concepts of higher education of environmental topics. This will also include related projects and mobility instruments. The session is meant to attract students, teachers, and experts from academia, industry/consulting, and governmental agencies.

Please register for participation in the Satellite Event via the online-platform and express your interest to contribute with an input-talk by upload of short abstract by January 15, 2019. For questions, please contact the conveners: ivana.ivancev-tumbas@dh.uns.ac.rs , g.lammel@mpic.de

Homepage: <https://icce2019.org/>

Kurznachrichten

Spurensuche in der Atmosphäre: Auf der Spur eines Ozonkillers

35'000 Tonnen undeklariertes Tetrachlorkohlenstoff (CCl₄) werden jedes Jahr in unsere Atmosphäre entlassen – obwohl Anwendungen, bei denen dieser Stoff in die Umwelt gelangt, seit 2010 durch das Montreal-Protokoll offiziell verboten sind. Woher kommt also dieses Umweltgift?

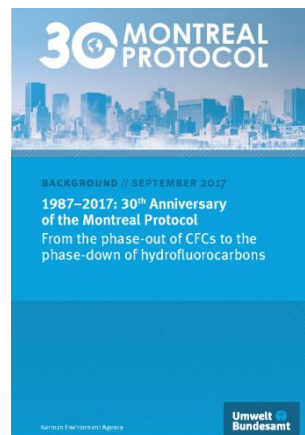
CCl₄ ist einer der Hauptverantwortlichen für den Abbau der Ozonschicht und wurde 2010 im Montreal-Protokoll offiziell verboten. Lediglich als Zwischenprodukt für chemische Synthesen ist das farblose Gas noch zugelassen; es darf jedoch nicht mehr in die Atmosphäre entlassen werden.

Daher sind alle Nationen gemäß dem Umweltprogramm der Vereinten Nationen (UNEP) dazu verpflichtet, keine Emissionen von CCl₄ mehr zuzulassen beziehungsweise eventuell trotzdem auftretende Emissionen zu melden und zu quantifizieren. Die der UNEP gemeldeten, «offiziellen» Emissionen belaufen sich insgesamt auf gerade einmal 3'000 Tonnen weltweit. In Wirklichkeit gelangen aber jährlich rund 35'000 Tonnen an CCl₄ in die Atmosphäre, wie eine internationale Studie bereits 2016 herausgefunden hatte. Die Studie ging damals davon aus, dass der Chemikalienausstoß vor allem auf Fabriken zurückzuführen ist, in denen chlorierte Lösungsmittel hergestellt werden, die nach wie vor zugelassen sind. Vor allem bei der Herstellung von Dichlormethan (CH₂Cl₂), Chloroform (CHCl₃) und Tetrachlorethen (C₂Cl₄) entsteht CCl₄ als Nebenprodukt und entweicht dabei in die Atmosphäre. Weitere mögliche Quellen sind Emissionen aus der Produktion von Chlorgas oder aus alten Deponien. Diese Quellen sind nun tatsächlich durch zwei neue Studien von internationalen Forscherteams mit Messungen in Südkorea bestätigt worden.

Die 35'000 Tonnen CCl₄ stammen mit größter Wahrscheinlichkeit nicht illegalen Fabriken – zumindest nicht ganz. Wie die Messungen in Südkorea zeigen, stammen ca. 20'000 Tonnen der undeklarierten CCl₄-Emissionen aus China. Ein Großteil des Gases lässt sich dabei tatsächlich auf die Produktion von chlorierten Lösungsmitteln zurückführen, welche erlaubt ist, solange kein CCl₄ in die Atmosphäre gelangt. Interessanterweise haben jedoch die chinesischen Emissionen auch nach dem offiziellen Verbot von CCl₄ in 2010 nicht abgenommen, was auf eine andauernde Quelle aus dieser Produktion schließen lässt. Die restlichen Emissionen stammen aus anderen Ländern in Asien, aber auch aus Europa und den USA. Um den Ausstoß von CCl₄ auf Fabrik- und Prozessebene zu senken, ist es von entscheidender Bedeutung, technische Verbesserungen und bessere Regulierungsstrategien zu implementieren. Zudem müssten die kontinuierlichen globalen Messungen von Ozon-abbauenden Substanzen weitergeführt werden, um Quellen von Substanzen zu entdecken, die die Erholung der Ozonschicht gefährden.

EMPA-Pressemitteilung (gekürzt), 12.11.2018 (Cornelia Zogg)
[Vollständiges Dokument](#)

UBA-Hintergrundpapier: 1987–2017: 30th Anniversary of the Montreal Protocol



On 16 September 1987, 24 States and the European Community signed the Montreal Protocol. It initiated the mandatory phase-out of chlorofluorocarbons (CFCs) and thus stopped the further destruction of the ozone layer by these substances. The switch to alternatives to CFCs with their high global warming potential also contributes to climate protection.

Due to the worldwide implementation of the Montreal Protocol, ozone-depleting substances such as CFCs are hardly used today. Atmospheric concentrations of these substances are slowly declining due to natural decomposition processes and the size of the “ozone hole” over Antarctica is also becoming smaller.

Because CFCs and other halogenated substances are also very effective greenhouse gases that heat up the climate up to 14,000 times more effective than carbon dioxide (CO₂), the Montreal Protocol has contributed not only to protecting the ozone layer but also to climate protection.

With the Kigali Amendment for the worldwide phase-down of climate-damaging hydrofluorocarbons (HFCs), which has been agreed on in October 2016, the Montreal Protocol was extended to a new group of substances.

In a background paper on the 30th anniversary of the Montreal Protocol, the German Environment Agency describes the history of this important international agreement from the discovery of the “ozone hole” to its signing and implementation. In addition, the paper provides information on the HFC use today and on environmentally friendly substitutes and techniques, especially for refrigeration and air conditioning.

Download:

<https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/1987-2017-30th-anniversary-of-the-montreal-protocol>

UBA-Texte 79/2018: PINETI-3:



Die Biodiversität ist durch die Ablagerung von Schad- und Nährstoffen aus der Luft in Ökosysteme gefährdet. Innerhalb des vorliegenden Projektes wurden daher die atmosphärischen Einträge dieser Schad- und Nährstoffe für Deutschland für eine Zeitreihe von 2000 bis 2015 ermittelt. Die Stickstoffdeposition ist in diesem Zeitraum um etwa 20 % gesunken. Die Schwefeldeposition konnte sogar halbiert werden. Trotz-

dem sind die Belastungen für viele der deutschen Ökosysteme immer noch zu hoch. Bei der Versauerung sind noch rund 30 %, bei der Eutrophierung sogar noch 70 % der natürlichen und halb-natürlichen Landökosysteme von zu hohen Einträgen im Vergleich zu ihrer Empfindlichkeit betroffen.

Download:

<https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/pineti-3-modellierung-atmosphaerischer>

NO₂-Belastung 2017 – aktualisierte Daten verfügbar



Eine Hauptquelle für Stickstoffdioxid sind Diesel-Autos.
Quelle: C Kara / Fotolia.com

Auf Grundlage der Lieferungen der Luftmessnetze der Länder führt das UBA die offizielle Berichterstattung zur Luftqualität an die EU durch. Aufgrund einer Nachmeldung aus Hessen gab es nun zwei Änderungen in der Liste der Städte mit Grenzwertüberschreitungen des NO₂-Jahresmittelwertes: Darmstadt ist mit 72 µg/m³ nun die drittstärkst belastete Stadt, Frankfurt ist mit 54 µg/m³ nun auf Rang 12.

Die Listen der jährlichen Auswertungen der NO₂-Konzentrationen aller Messstationen für die vergangenen Berichtsjahre findet sich fortlaufend aktualisiert auf der Webseite des UBA. Grundlage bilden alle aus den Ländern gemeldeten Stationen und Messwerte. Welche Stationen aufgenommen und berichtet werden, entscheiden die Länder unter Berück-

sichtigung der Vorgaben der 39. Bundesimmissionsschutzverordnung. Das UBA hat mit den Messnetzen der Länder vereinbart, dass bis Ende Mai die finalen Daten des Vorjahres zu melden sind, die dann vom UBA aufbereitet und im Rahmen der Berichtspflichten Ende September an die EU berichtet werden. So hatten dies auch dieses Jahr alle Länder getan. Auf Grundlage dieser Meldungen hat das UBA im Mai die Liste der Städte mit NO₂-Grenzwertüberschreitungen erstellt.

Das Land Hessen hat Mitte September noch zwei bis dahin nicht aufgeführte Messstationen für 2017 gemeldet und für die Berichterstattung bereitgestellt: Frankfurt Börneplatz und Darmstadt Hugelstrae 26. Nachmeldungen einzelner Stationen kommen selten vor, werden aber natürlich, so sie noch rechtzeitig erfolgen, in die offizielle Berichterstattung aufgenommen.



Download der gesamten Liste der Städte mit Grenzwertüberschreitungen (über 40 Mikrogramm pro Kubikmeter Luft im Jahresmittel):

<https://www.umweltbundesamt.de/dokument/no2-belastung-2017-stand-24102018>



VDI-Pressemitteilung: Emissionen von Luftschadstoffen und Treibhausgasen durch Kfz-Verkehr

Richtlinie VDI 3782 Blatt 7 behandelt die Bestimmung von Emissionen im fließenden und ruhenden Verkehr mittels Modellrechnungen

Kfz-Emissionen sind ein aktuelles Dauerthema. Bereits 2003 hat sich die Richtlinie VDI 3782 Blatt 7 eingehend damit beschäftigt. Damals fasste die Richtlinie alle Probleme zusammen, die bei der Bestimmung von Emissionen auftreten und die Atmosphäre durch Luftschadstoffe belasten. Inzwischen haben sich die Grundlagen zur Emissionsbestimmung weiterentwickelt, und die Richtlinie wurde umfassend aktualisiert. Die neue [VDI 3782 Blatt 7](#) ist das wichtigste Update für jeden Praktiker. Sie erläutert, wie man prinzipiell vorgehen sollte, um die nötigen Emissionsfaktoren und Aktivitätsdaten zu gewinnen – und sie stellt wichtige Lösungsansätze vor.

Mit der [VDI 3782 Blatt 7](#) gelingt es, Emissionen von Luftschadstoffen und Treibhausgasen durch den Kfz-Verkehr zuverlässig zu bestimmen. Betrachtet wird sowohl der fließende wie der ruhende Verkehr: Vor allem Schadstoffe aus Abgasen und Verdampfungsprozessen sowie aus Abrieb und Aufwirbelungen. Dabei werden Modellrechnungen auf Grundlage von Emissionsfaktoren und Emissionsmodellen angewendet. Sogar die chemische Umwandlung verkehrsbedingter Schadstoffe in der Atmosphäre lässt sich so berechnen. Zudem erfahren Anwender mit der Methodik viel über den Energie- oder Kraftstoffverbrauch. Die Richtlinie beschränkt sich auf die Kfz-Emissionen aus Fahrzeugen mit Diesel- und Ottomotoren beim Betrieb mit konventionellen Kraftstoffen.

Pressemitteilung (gekürzt) vom 4.09.2018



Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg

Neuer Erlass schreibt Beurteilungsgrundlage für mögliche PFC-Belastungen von Grund- und Sickerwasser fort

Mit einem Erlass hat das Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg am 21.08. seinen nachgeordneten Behörden neue „Geringfügigkeitsschwellenwerte“ für per- und polyfluorierte Chemikalien (PFC) vorgegeben. Der neue Erlass ersetzt die vorläufigen Beurteilungskriterien, die das Umweltministerium zum Schutz von Grundwasser und Boden trotz eingeschränkter Datenlage bereits im Jahr 2015 erlassen hatte. [...].

In Baden-Württemberg wurden im Raum Rastatt, Baden-Baden und Mannheim großflächige Bodenbelastungen mit PFC festgestellt. Als Ursache hierfür gilt die Aufbringung von Kompost mit Schlämmen aus der Papierherstellung. Darüber hinaus gibt es landesweit an verschiedenen Stellen kleinräumige PFC-Verunreinigungen, die meist durch Löschmitteleinsätze verursacht wurden. Auch in anderen Bundesländern wurden PFC-Belastungen aufgrund verschiedener Ursachen festgestellt.

„Wir gehen davon aus, dass sich die PFC-belasteten Flächen in Nordbaden aufgrund der Anwendung der neuen Geringfügigkeitsschwellenwerte in der Region Rastatt/Baden-Baden von bisher 545 Hektar auf 644 Hektar vergrößern und in Mannheim mit rund 240 Hektar annähernd gleichbleiben werden“, sagte Amtschef Meinel. Da die neu hinzukommenden Flächen jedoch bereits unter dem Verdacht gestanden hätten, mit PFC belastet zu sein, hätten die zuständigen Behörden die Regelungen zum Schutz der Verbraucherinnen und Verbraucher, zum Beispiel das Vorernte-Monitoring, bereits im Vorfeld des aktuellen Erlasses auf diesen Flächen angewandt, betonte Meinel.

In Baden-Württemberg gelten etwa 70 Prozent des Grundwassers als Trinkwasser-Ressource. „Die neuen Geringfügigkeitsschwellenwerte sind auch für die Trinkwasserbewertung leitend und sorgen daher auch in diesem Bereich für ein weiterhin hohes Schutzniveau im Land“, so Ministerialdirektor Meinel.

Ergänzende Informationen

Die im Erlass aufgeführten Geringfügigkeitsschwellenwerte für per- und polyfluorierte Chemikalien (PFC) gehen auf einen Bericht einer im Jahr 2013 eingerichteten Arbeitsgruppe der Ländergemeinschaften Wasser (LAWA) und Boden (LABO) zurück. Auftrag der Arbeitsgruppe war es, für die für das Grundwasser maßgeblichen PFC-Verbindungen sogenannte „Geringfügigkeitsschwellenwerte“ (GFS-Werte) auf der Basis humantoxikologischer Daten zu erarbeiten. Mit Beschluss vom 16. Mai 2018 hat die Umweltministerkonferenz (UMK) der Veröffentlichung des Berichts „Ableitung von Geringfügigkeitsschwellen für das Grundwasser - per- und polyfluorierte Chemikalien (PFC)“ zugestimmt.

Zum Herunterladen

Erlass [„Anwendung der Geringfügigkeitsschwellenwerte \(GFS-Werte\) für per- und polyfluorierte Chemikalien \(PFC\) zur Beurteilung nachteiliger Veränderungen der Beschaffenheit des Grund- und Sickerwassers aus schädlichen Bodenveränderungen und Altlasten“](#) [08/18]

Gemeinsame Pressemitteilung vom Umweltbundesamt und dem Bundesumweltministerium: Bundesumweltministerin Svenja Schulze legt Plan für Glyphosat-Ausstieg vor

Das Bundesumweltministerium hat einen Plan für einen schrittweisen Ausstieg aus der Nutzung des Breitband-Herbizids Glyphosat vorgelegt. Dazu soll die Pflanzenschutz-Anwendungsverordnung geändert werden. Zudem wird das Umweltbundesamt, das als Fachbehörde am Zulassungsverfahren beteiligt ist, die Zulassung biodiversitätsschädigender Produkte an einen Anwendungsvorbehalt knüpfen. Landwirte, die solche Mittel nutzen wollen, müssen auf ihren Ackerflächen einen Mindestanteil an pestizidfreien Ackerlebensräumen für Tier- und Pflanzenarten garantieren. Dieser Anwendungsvorbehalt gilt nicht nur für Glyphosat, sondern künftig für alle Pestizide, die die Artenvielfalt nachweislich schädigen.

Glyphosat hat wie viele andere Pflanzenschutz-Wirkstoffe gravierende Folgen für die biologische Vielfalt in der Agrarlandschaft. Als Totalherbizid vernichtet es ohne Unterschiede alle Pflanzen und zerstört damit die Nahrungs- und Lebensgrundlage für viele Insekten- und Vogelarten wie Schmetterlinge und Feldlerche. Dies wurde mehrfach wissenschaftlich belegt.

Die Bundesregierung hat sich aus diesen und anderen Gründen im Koalitionsvertrag dazu bekannt, den Einsatz von Glyphosat grundsätzlich zu beenden. Der Ausstieg aus Glyphosat ist ein schrittweiser Prozess, den das Bundesumweltministerium mit dem federführenden Bundeslandwirtschaftsministerium gemeinsam gehen will. Ein Verbot des Mittels u.a. in Privatgärten und Parks hat das Bundeslandwirtschaftsministerium bereits vorgeschlagen.

Aus Sicht des Bundesumweltministeriums ist es zudem möglich und erforderlich, folgende Beschränkungen in die Pflanzenschutzmittel-Anwendungsverordnung aufzunehmen:

- ein Verbot des Glyphosateinsatzes in ökologisch sensiblen Gebieten und in Wasserschutzgebieten,
- ein Verbot für die Vorsaats- und Stoppelbehandlung und die Sikkation im Ackerbau sowie bei Sonderkulturen; diese Teilverbote dürfen durch pauschale Rückausnahmen nicht leerlaufen,
- die Festlegung eines generellen Gewässerabstandes in Anlehnung an die Regelungen zu den Gewässerrandstreifen

Durch ein solches Maßnahmenbündel ließe sich der Glyphosateinsatz zeitnah in einem EU-konformen Rahmen minimieren. Darüber hinaus will das BMU in der Pflanzenschutz-Anwendungsverordnung eine Regelung festschreiben, die den Glyphosateinsatz mit Ablauf der Wirkstoffzulassung auf EU-

Ebene und der vorgeschriebenen Übergangsfrist Ende 2023 verbindlich und umfassend beendet.

Parallel dazu wird das Zulassungsverfahren für Pflanzenschutzmittel künftig an Auflagen zum Schutz der Artenvielfalt geknüpft und zwar für alle Mittel, die die Artenvielfalt nachweislich schädigen. Demnach müssen Landwirte, die diese Pflanzenschutzmittel einsetzen, ab dem 1. Januar 2020 einen Teil ihrer Ackerfläche als „Biodiversitätsfläche“ vorhalten. Auf diesen Flächen dürfen dann keine Pflanzenschutzmittel mehr gespritzt werden. Als Biodiversitätsflächen werden vom UBA unter anderem Blühflächen und Brachen anerkannt, sowie Getreideäcker mit geringer Saatedichte. Diese Flächen fehlen heute vielerorts in der Agrarlandschaft, was gravierende Folgen für die Artenvielfalt hat. Im Schnitt soll der Anteil dieser Flächen bei 10 Prozent liegen, je nach ökologischer Wertigkeit. Dieser Wert wird von Fachleuten als Mindest-Rückzugsraum für Insekten, Vögel oder Säugetiere empfohlen.

Auszug aus Pressemitteilung Nr. 33/2018 vom 6.11.2018

Link zum vollständigen Dokument:

<https://www.umweltbundesamt.de/presse/pressemitteilungen/schulze-legt-plan-fuer-glyphosat-ausstieg-vor>



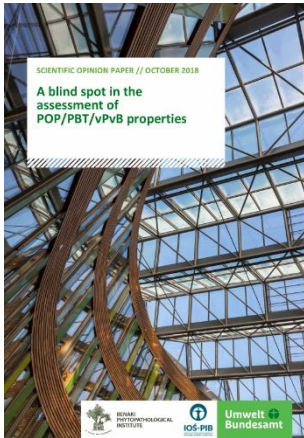
Hintergrundpapier des UBA's zu Antibiotika und Antibiotikaresistenzen in der Umwelt

Die Rolle der Umwelt wird bei der Entwicklung von Antibiotikaresistenzen bisher nur ansatzweise diskutiert. Um dieses Thema in den Focus zu bringen, veröffentlicht das UBA

eine Zusammenstellung von Hintergründen und Daten zu dem Thema "Antibiotika und Antibiotikaresistenzen in der Umwelt". Die Ergebnisse zeigen, dass die bisher berücksichtigten Anforderungen zur Minderung aus Sicht des UBA nicht reichen, um Umwelt und Gesundheit ausreichend zu schützen. Das UBA sieht dringenden Nachbesserungsbedarf und schlägt mögliche Handlungsoptionen vor.

Download:

<https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/antibiotika-antibiotikaresistenzen-in-der-umwelt>



UBA: Scientific Opinion Paper: A blind spot in the assessment of POP/PBT/vPvB properties

This paper relates to the assessment of transformation products (i.e. metabolites, degradation or reaction products), which are formed from plant protection products. It addresses a detail in Regulation (EC) No. 1107/2009 which is not in line with other substance regulations for REACH, medicinal products, and biocides.

Our concern: Also transformation products can be hazardous substances. Meanwhile, they are not yet covered within the POP/PBT/vPvB assessment and the approval criteria for active substances.

Our proposal: At least transformation products occurring in a relevant amount should be included in the assessment and the approval criteria in the same way as active substances.

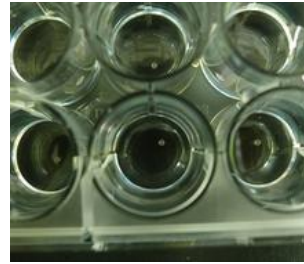
Download: <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/a-blind-spot-in-the-assessment-of-poppbtpvrb>



Das vom Land Baden-Württemberg geförderte Forschungsnetzwerk Effect-Net verbindet naturwissenschaftliche Grundlagenforschung mit sozialwissenschaftlichen Ansätzen, um den zunehmenden Eintrag bestimmter Mikroschadstoffe wie Lebensmittelzusatzstoffe und Pharmazeutika in Gewässerökosysteme zu vermindern. Dazu entwickeln die Naturwissenschaftler/innen ein analytisches Netzwerk für die biologische Risikobewertung und untersuchen, wie die Stoffe auf Lebewesen im Ökosystem Wasser wirken. Auf dieser Grundlage erarbeiten die Sozialwissenschaftler/innen Konzepte zur Steuerung von Konsumentenverhalten und für die Umweltgesetzgebung.

Vernetzt forschen und vermitteln für mehr Gewässerschutz

Effect Network in Water Research (EffectNet) verbindet naturwissenschaftliche Grundlagenforschung mit sozialwissenschaftlichen Ansätzen.



Biologische Risiken bestimmen



Der erste Schritt des interdisziplinären Forscherteams ist es, die Risiken bestimmter Chemikalien in Gewässerökosystemen zu bewerten. Zunächst entwickeln die Biologen

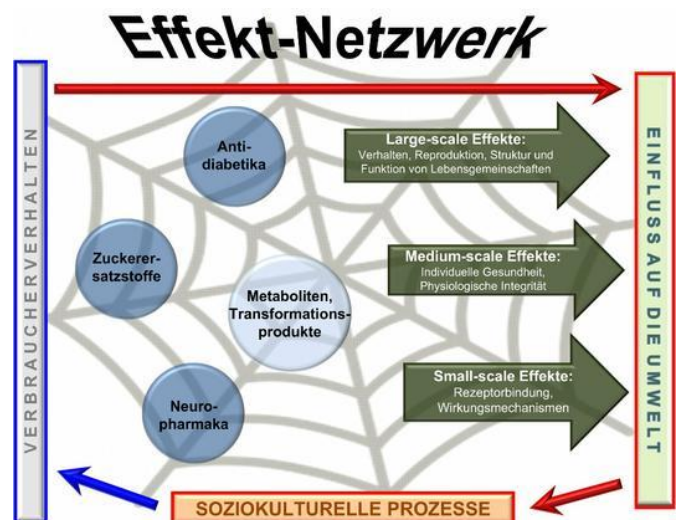
und Chemiker ein analytisches Netzwerk, das Lebensmittelzusatzstoffe und Medikamente sowie deren Umwandlungsprodukte in Gewässern identifizieren und quantifizieren kann. Im Visier stehen vor allem Chemikalien, die viel konsumiert werden und damit massenhaft in unsere Flüsse, Seen und Meere gelangen. Dazu gehören künstliche Süßstoffe, Antidiabetika und Antidepressiva. Außerdem ermitteln Biologen, wie diese Stoffe einzeln und in Kombination auf Lebewesen des Ökosystems Wasser wirken. Untersucht werden Effekte auf Moleküle, Zellen und ganze Organismen. Als Testtiere dienen vor allem Posthornschnellen, Embryonen von Zebrafischarten und Forellen.

Risiken verringern und vermeiden

Im zweiten Schritt stellen Sozialwissenschaftler und Sozialwissenschaftlerinnen die Forschungsergebnisse gesellschaftlichen Interessengruppen (Konsumenten, politische Entscheidungsträger) vor und diskutieren sie mit ihnen. Auf dieser Grundlage entwickeln sie Konzepte zur Steuerung von Konsumentenverhalten und für die Umweltgesetzgebung.

Projektlaufzeit: 2016-2020

Homepage: <http://www.effect-net-wasser.de/de/home/14146>



Unsere neuen Mitglieder

Neuaufnahmen in die Fachgruppe Umweltchemie und Ökotoxikologie vom 24.08. - 25.11.2018

Al Naji, Majd (Dr.); FG-Eintritt: 15.10.2018

Bernert, Rene; FG-Eintritt: 15.10.2018

Bertocco, Philipp; FG-Eintritt: 16.10.2018

Beschmitt, Anja; FG-Eintritt: 09.11.2018

Bilican, Abdu; FG-Eintritt: 19.09.2018

Bos, Alina; FG-Eintritt: 20.11.2018

Buss, Johanna; FG-Eintritt: 16.11.2018

Eschrich, Dietmar (Dr.); FG-Eintritt: 05.11.2018

Günther, Simon; FG-Eintritt: 01.11.2018

Jäckel, Jonas Erik; FG-Eintritt: 20.11.2018

Kanagasundaram, Thines; FG-Eintritt: 04.10.2018

Kilchert, Frank; FG-Eintritt: 09.10.2018

Müller, Melina; FG-Eintritt: 17.09.2018

On, Aline; FG-Eintritt: 19.10.2018

Paschold, André; FG-Eintritt: 18.09.2018

Plass, Carmen (Dipl. Pharm.); FG-Eintritt: 11.10.2018

Rüthing, Lukas; FG-Eintritt: 15.10.2018

Seidel, Max; FG-Eintritt: 18.10.2018

Ünal, Rabia; FG-Eintritt: 09.10.2018

Wieck, Stefanie (Dr.); FG-Eintritt: 15.10.2018

Wolf, Jonas; FG-Eintritt: 21.11.2018

Geburtstage

Der Vorstand und die Redaktion der Mitteilungen unserer Fachgruppe Umweltchemie und Ökotoxikologie gratulieren unseren Jubilaren aufs herzlichste

Geburtstagsliste Januar bis März 2019

60 Jährige

Dr. Kai Keldenich, Geburtstag: 09.01.1959

Dr. Werner Kraus, Geburtstag: 14.01.1959

Dr. Andre Hädicke, Geburtstag: 23.01.1959

Dr. Michael Wolter, Geburtstag: 03.02.1959

Dr. Karsten Hohgardt, Geburtstag: 06.02.1959

Joachim Schneider Reigl, Joachim; Geburtstag: 11.02.1959

Dr. Monika Nendza, Geburtstag: 06.02.1959

Dr. Axel Matthiessen, Geburtstag: 10.03.1959

Michael Weber (Dipl. Chem.), Geburtstag: 15.03.1959

Dr. Wolfgang Schmitz, Geburtstag: 19.03.1959

Annette Plettenberg (LM Chem.), Geburtstag: 21.03.1959

65 Jährige

Dr. Alfred Häberle, Geburtstag: 06.01.1954

Dr. Rolf Nitzsche, Geburtstag: 11.01.1954

75 Jährige

Dr. Urban Jörissen, Urban (Dr.), Geburtstag: 07.03.1944