



Humanarzneimittelrückstände im Klärschlamm – Priorisierungskonzept zur Einstufung des Umweltgefährdungspotentials für den Boden

Sabine Konradi (sabine.konradi@uba.de), Jasmin Brückner (jasmin.brueckner@uba.de), Ines Vogel (ines.vogel@uba.de) - Umweltbundesamt, Fachgebiet IV 2.2 Arzneimittel, Dessau-Roßlau

Zusammenfassung

Arzneimittelrückstände werden vielfach in Umweltmedien nachgewiesen und können schädigende Auswirkungen auf Organismen und Ökosysteme hervorrufen. Vom Menschen angewendete Arzneimittel werden ausgeschieden und gelangen über das im Klärwerk gereinigte Abwasser in die Gewässer. Zudem reichern sich einige Humanarzneimittelrückstände im Klärschlamm an. Diese werden zum Teil mit dem Klärschlamm auf landwirtschaftlich genutzte Böden aufgebracht. Zum Vorkommen von Arzneimittelrückständen in Klärschlämmen und Böden liegen jedoch nur wenige Daten vor, so dass Monitoring-Programme notwendig sind, um das Gefährdungspotenzial einzuschätzen. Im vorliegenden Beitrag wird ein Bewertungskonzept vorgestellt, um Humanarzneimittelwirkstoffe hinsichtlich ihrer Anreicherung im Klärschlamm und ihrer toxischen Wirkung auf Bodenorganismen zu priorisieren. Anhand dessen werden Indikatorsubstanzen für Monitoringprogramme von Klärschlämmen und Böden abgeleitet.

1. Einleitung

Arzneimittel sind biologisch aktive Substanzen, die gezielt auf Mensch und Tier wirken. In der Umwelt werden vielfach Arzneimittelrückstände nachgewiesen, so dass ihre negativen Auswirkungen auf die Umwelt von Bedeutung sind (Bergmann 2011). Humanarzneimittelrückstände gelangen über menschliche Ausscheidungen in die Kläranlage und über das gereinigte Abwasser in die Gewässer. Einige Humanarzneimittelrückstände reichern sich in Klärschlämmen an und werden zum Zweck der Düngung auf Böden aufgebracht (Clara 2013). Auch Tierarzneimittelrückstände wie Antibiotika und Antiparasitika gelangen über die Wirtschaftsdünger Gülle und Stallmist auf landwirtschaftlich genutzte Böden (Abbildung 1, LAUBW 2002). Diese Arzneimittelrückstände können sich im Boden anreichern und zum Teil in das Grundwasser sowie ins Trinkwasser vordringen (Bergmann 2011). Das Umweltbundesamt hat namhafte, internationale Experten aus Wissenschaft, Praxis und Fachbehörden zu einem Workshop eingeladen, um neue Erkenntnisse zu Eigenschaften, Vorkommen und Risiken von Arzneimittelrückständen in Böden, Klärschlämmen und Gülle zu diskutieren (Internationaler Workshop 2013, Link zu den Vorträgen siehe Referenzen). Die Teilnehmer stimmten überein, dass Arzneimittelrückstände in Böden über lange Zeiträume akkumulieren können und Auswirkungen auf Bodenlebewesen haben. Arzneimittelrückstände können sowohl von Pflanzen als auch von Regenwürmern auf-

genommen werden. Darüber hinaus gibt es Anzeichen, dass Antibiotikarückstände zu Veränderungen in der Zusammensetzung von Bodenmikroorganismen führen und Auswirkungen auf bodenbiologische Leistungen wie beispielsweise den Stickstoffkreislauf haben. In Böden können Antibiotika die Entwicklung von Antibiotika-Resistenzen begünstigen. Des Weiteren haben Antiparasitika aus Gülle eine schädigende Wirkung auf dungabbauende Organismen, was zu einer verlangsamt Zersetzung von Tier-Dung führt. Derzeit gibt es keine gesetzlichen Regelungen für Arzneimittelrückstände in Klärschlamm, Gülle oder Boden und auch keine Auflagen zum Monitoring dieser Rückstände.

Im Folgenden wird ein Bewertungskonzept vorgestellt, das dem Ziel dient, einige Humanarzneimittelwirkstoffe (HAMW) als Indikatorsubstanzen für zukünftige Monitoring-Programme zu Schadstoffen im Klärschlamm und Boden zu priorisieren.

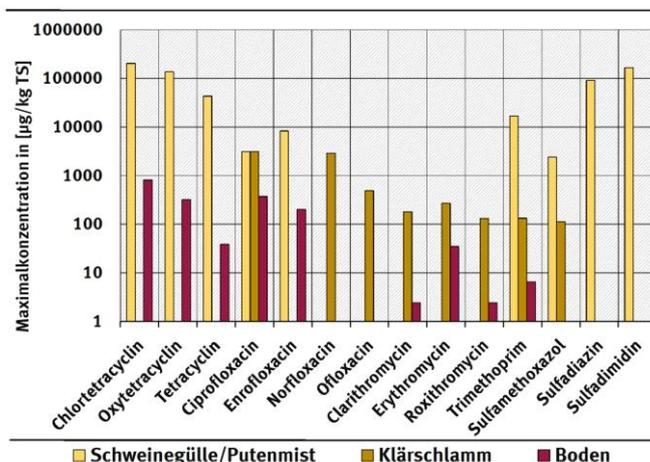


Abb. 1 Vorkommen von Antibiotika in Schweinegülle/ Putenmist, Boden und Klärschlamm. Die Angaben sind zusammengestellt aus Forschungsberichten aus Deutschland, Österreich und der Schweiz und beziehen sich auf die Maximalkonzentration in µg/kg je Trockensubstanz (TS). Quellen: LAUBW 2002, Golet 2003, Göbel 2005, Winckler 2004, Sattelberger 2005, Hembrock-Heger 2011, Clara 2013

2. Bewertungskonzept zur Ermittlung von prioritären Arzneimittelrückständen in Klärschlämmen

Das hier vorgestellte Bewertungskonzept basiert darauf, HAMW anhand von Literaturdaten zum Vorkommen und Verhalten in Klärschlämmen und Böden sowie zur Wirkung auf Bodenorganismen systematisch einzustufen. Die Klassifizierung des Gefährdungspotentials erfolgt farblich gekennzeichnet von Klasse 0 (grün, kaum von Bedeutung) bis Klasse

5 (dunkelrot, sehr große Bedeutung) (Tabelle 1). Die Bewertung der einzelnen Parameter ist angelehnt an bekannte Klassifizierungen, entspricht jedoch nicht der

gesetzlichen Umweltbewertung, da hierfür andere Datenqualitätsanforderungen gelten.

Parameter	Einheit	Klasse 0	Klasse 1	Klasse 2	Klasse 3	Klasse 4	Klasse 5
Bedeutung für den Boden		kaum Bedeutung	sehr geringe Bedeutung	wenig Bedeutung	moderate Bedeutung	hohe Bedeutung	sehr hohe Bedeutung
Vorkommen Kläranlage		minimale Menge	sehr geringe Menge	geringe Menge	mittlere Menge	große Menge	sehr große Menge
Max. Konzentration Zufluss Kläranlage	µg/L	< 0,1	0,1-1	1-5	5-10	10-50	>50
Max. Konzentration im Klärschlamm	µg/ kgTS	< 1	1-10	10-50	50-100	100-500	>500
Adsorption am Klärschlamm^a		keine Adsorption	sehr geringe Adsorption	geringe Adsorption	moderate Adsorption	hohe Adsorption	sehr hohe Adsorption
Prozent sorbiert	%	<5 %	5-10 %	10-30 %	30-50 %	50-80 %	>80 %
K_{oc} Klärschlamm	L/kg TS	<400	400-1000	1000-4000	4000-10.000	10.000-50.000	>50.000
K_d Klärschlamm	L/kg TS	<150	150-370	370-1500	1500- 3700	3700-18500	>18500
Transformation in der Kläranlage^b		sehr hohe Transform.	hohe Transform.	moderate Transform.	geringe Transform.	sehr geringe Transform.	kaum Transform.
Transformationsrate k	L/g/SS/d	> 10	5-10	1-5	0,1-1	0,01-0,1	< 0,01
prozentuale Transformation	%	> 95 %	75-95 %	50-75 %	20-50 %	10-20 %	< 10 %
Adsorption im Boden^c		nicht adsorbiert	gering adsorbiert	wenig adsorbiert	moderat adsorbiert	stark adsorbiert	sehr stark adsorbiert
Verteilungskonstante K_{oc} Boden	L/kg	0-50	50-150	150-500	500-2000	2000-5000	>5000
Halbwertszeit im Boden^d		sehr kurze Halbwertszeit	kurze Halbwertszeit	moderate Halbwertszeit	mäßig lange Halbwertszeit	lange Halbwertszeit	sehr lange Halbwertszeit
Halbwertszeit DT_{50} bei 20°C	d	<5	5-10	10-30	30-60	60-120	> 120
Halbwertszeit DT_{50} bei 12°C	d	<10	10–40	40–60	60–120	120-180	> 180
Eintrag von Klärschlamm in Boden							Eintrag nachgewiesen
Ökotoxikolog. Wirkung		nicht toxisch	gering toxisch	leicht toxisch	mäßig toxisch	toxisch	sehr toxisch
EC_{50} aquatische und Bodenorganismen ^{e,f}	mg/L mg/kg	>10000	1000-10000	100-1000	10-100	1-10	< 1
Aufnahme und Anreicherung in Pflanzen		nachweislich keine Aufnahme			Nur Aufnahme		Aufnahme und Anreicherung

Tab. 1 Übersicht des Bewertungsschemas der Priorisierung von HAMW im Klärschlamm.

TS = Trockensubstanz, SS = Suspended solids

Quellen: a) Struijs (1996), Simple Treat 3.0. b) Joss (2006), c) McCall (1980), d) Hollis (1991), e) Carbonell (1997).

2.1 Vorkommen und Verhalten von Arzneimittelrückständen in Kläranlagen

Den Ausgangspunkt bilden Daten aus deutschen, österreichischen und schweizer Forschungsprojekten (LAUBW 2002; Göbel, 2005, Bergmann 2011, Clara 2013), in denen insgesamt 25 HAMW im Klärschlamm nachgewiesen wurden (Abbildung 2). Anhand dieser Monitoring-Daten wurden das

Vorkommen in der Kläranlage - die Maximalkonzentrationen im Kläranlagenzulauf und im Klärschlamm - bewertet. Die Konzentrationsbereiche der einzelnen Klassen orientieren sich an der Bandbreite der nachgewiesenen Maximalkonzentrationen. Das Anreicherungspotential im Klärschlamm wird im Wesentlichen durch das Verhalten in der Kläranlage -

der Adsorption (Anlagerung) an Klärschlamm und der biologischen Abbaubarkeit/Transformation - bestimmt.

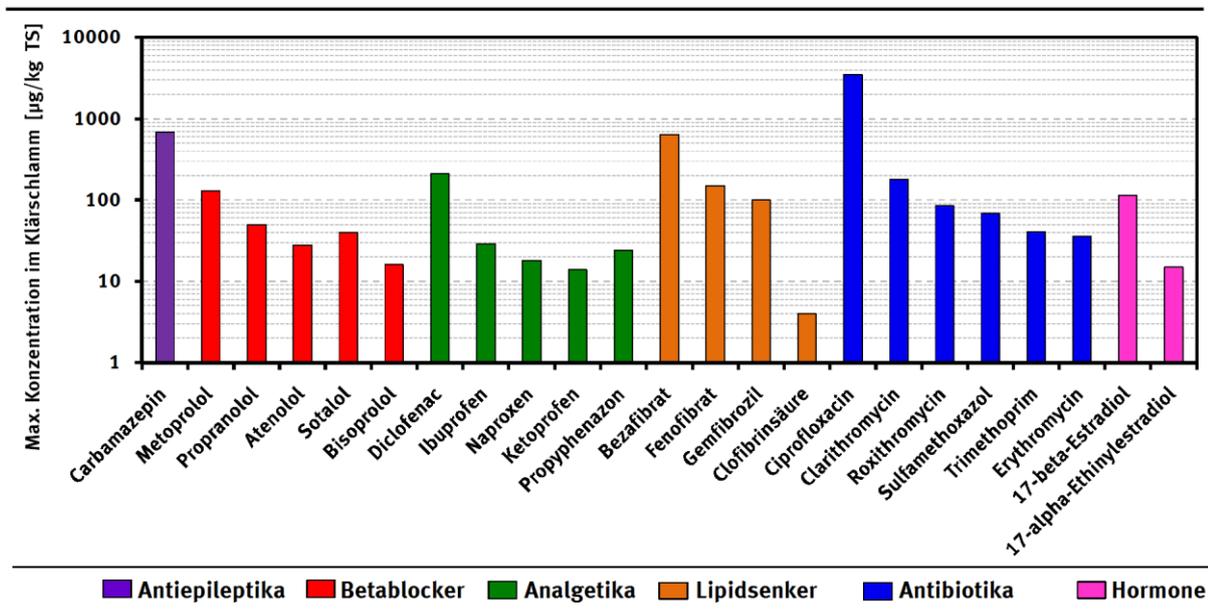


Abb. 2 Übersicht zum Vorkommen von Humanarzneimittelwirkstoffen im Klärschlamm von kommunalen Kläranlagen zusammengestellt anhand von Forschungsberichten aus Deutschland, Österreich und der Schweiz. Die Angaben sind logarithmisch dargestellt und beziehen sich auf µg/kg Trockensubstanz (TS).
Quellen: LAUBW 2002; Golet 2003; Göbel, 2005, Bergmann 2011, Clara 2013

Die Daten zum Verhalten der HAMW in der Kläranlage wurden aus der Literatur recherchiert (unter anderem Verlicchi 2012) und bewertet. Die Gesamteinstufung eines HAMW für die Kläranlage ergibt sich aus der gemittelten Einstufung des Vorkommens im Klärschlamm (zweifach gewertet) und dem Verhalten in der Kläranlage. Aus der Gesamteinstufung können Rückschlüsse gezogen werden, ob eine Substanz das Potenzial besitzt, sich im Klärschlamm anzureichern. Für die weitere Analyse wurden die HAMW der Klasse 3 bis 5 priorisiert. Zudem wurden die Hormone Ethinylestradiol und Estradiol aufgrund ihrer endokrinen Wirkweise berücksichtigt (Tabelle 2).

2.2 Vorkommen und Verhalten von Humanarzneimittelrückständen in Böden

Im Anschluss wurden insgesamt 14 priorisierte HAMW nach Vorkommen und Verhalten im Boden bewertet. Zum Eintrag von HAMW über Klärschlamm in Böden liegen nur in sehr wenige Daten vor (LAUBW 2002; Walters 2010; Clara 2013). Ein nachgewiesener Übertrag von Rückständen von Klärschlamm in Böden wurde mit der Klasse 5 bewertet. Für das Verhalten im Boden wurde die maximale Halbwertszeit (DT_{50}) im Boden als Maß für die Abnahmegeschwindigkeit der Ausgangssubstanz und der Adsorptionskoeffizient K_{oc} als Maß für die Anlagerung bzw. Mobilität der Substanz im Boden berücksichtigt (Tabelle 1). Die DT_{50} Werte bezeichnen jedoch nicht den vollständigen Abbau, sondern nur das Verschwinden (Dissipation) der Ausgangssubstanz. Aus diesen Daten wurde die Gesamteinstufung für den Boden berechnet. Diese

Einstufung beschreibt das Potential einer Langzeitbelastung durch HAMW im Boden (Tabelle 2).

2.3 Ökotoxikologische Effekte priorisierter Humanarzneimittelwirkstoffe auf Bodenorganismen

Für die 14 priorisierten HAMW wurden die ökotoxischen Wirkungen auf Bodenorganismen wie Mikroorganismen, Mykorrhiza-Pilze und Pflanzen sowie zur Anreicherung in Pflanzen aus Literaturquellen bewertet. In der Literatur gibt es zum Teil große Datenlücken zur ökotoxikologischen Wirkung von Humanarzneimittel auf Bodenorganismen. Generell zeigen besonders die Antibiotika (Ciprofloxacin, Clarithromycin) aber auch das Antiepileptikum Carbamazepin und das Hormon Ethinylestradiol hohe toxische Wirkungen auf Mikroorganismen, Mykorrhizza-Pilze und Pflanzen. Zudem zeigen Daten, dass Antibiotika wie Ciprofloxacin und Sulfamethoxazol in Pflanzen aufgenommen sowie Carbamazepin und Ethinylestradiol in Pflanzen angereichert wird (Tabelle 2).

Im Ergebnis der Bewertung der Literaturdaten (Tabelle 2) wurden folgende HAMW anhand ihres Vorkommens und Verhaltens im Klärschlamm, ihres Verhaltens im Boden und ihrer ökotoxikologischen Wirkung als Indikatorsubstanzen bestimmt:

- | | |
|------------------------------|------------------|
| 1. Fluorchinolon-Antibiotika | Ciprofloxacin |
| 2. Psychopharmaka | Carbamazepin |
| 3. Makrolidantibiotika | Clarithromycin |
| 4. Hormone | Ethinylestradiol |

Hierbei wurden verschiedene Arzneimittelgruppen mit den höchsten Einstufungen berücksichtigt. Als Vertreter der Antibiotika wurden Ciprofloxacin (Fluochinolonantibiotika) und Clarithromycin (Makrolidantibiotika) und als Vertreter der Psychopharmaka wurde Carbamazepin bestimmt. Des Weiteren wird Ethinylestradiol aus Vertreter der Hormone aufgrund der endokrinen Wirkweise von Hormonen berücksichtigt. Auffallend ist, dass besonders viele Antibiotika-Wirkstoffe ähnlich bedenkliche Eigenschaften in Bezug auf Vorkommen im Klärschlamm, schlechte Abbaubarkeit in der Kläranlage und im Boden sowie toxische Wirkung besonders auf Mikroorganismen aufweisen. Beispiele hierfür sind Fluorchinolone (Ciprofloxacin, Ofloxacin, Norfloxacin),

Makrolidantibiotika (Clarithromycin, Roxithromycin) und das Sulfonamid Sulfamethoxazol. Gerade weil schon geringe Konzentrationen von Antibiotika im Boden auf Bodenmikroorganismen wirken, sowie zur Antibiotikaresistenzbildung beitragen können (Girardi 2013), ist es wichtig, diese Gruppe besonders zu verfolgen. Zu den hier beschriebenen Humanantibiotika, die über die Ausbringung von Klärschlamm in die Böden gelangen, werden Böden auch durch Veterinärantibiotika belastet, welche über die Gülle in den Boden eingebracht werden (Clara 2013, LAUBW 2002). Hier sind besonders die Gruppe der Tetracycline, Sulfadimidin, Sulfamethazin, Enrofloxacin und Trimetoprim, zu nennen (Abbildung 1).

Therapeut. Gruppe	Arzneimittel-Wirkstoff	Vorkommen Kläranlage		Verhalten in Kläranlage		Eintrag von KS in Boden	Verhalten im Boden		Ökotoxikologische Wirkung					Aufnahme in Pflanzen	Gesamt-kategorie Kläranlage	Gesamt-kategorie Boden	Gesamt-kategorie Ökotox. Wirkg.	Summe Gesamteinstufung	Priorität Gesamteinstufung
		Zufluss	Klärschlamm	Adsorption	Transform.		Adsorption	DT50 Boden	Aqua Mikro	Aquat Pflanzen	Boden Mikro	Mykorrhizza	Terrest Pflanze						
Antibiotika	Ofloxacin	1,0	4,0	4,0	5,0	5	5	5	5	4	5				4,3	5,0	5,0	14,3	A
Antibiotika	Ciprofloxacin	1,0	5,0	4,5	5,0	5	5	5	5	4	5		4	3	4,9	5,0	5,0	14,9	A
Antibiotika	Norfloxacin	1,0	5,0	4,0	2,0	5	5	5	5				5	3	4,0	5,0	5,0	14,0	A
Antibiotika	Sulfamethoxazol	3,0	4,0	1,0	4,5	5	3	2		5	4	5	4	3	3,4	3,8	5,0	12,1	A
Antibiotika	Clarithromycin	1,0	4,0	2,5	4,0	5	2				5				3,6	4,0	5,0	12,6	A
Antibiotika	Erythromycin	1,0	4,0	1,0	3,3	5	1	2		3	4	3	3		3,1	3,3	4,0	10,3	B
Antibiotika	Roxithromycin	1,0	4,0	1,0	3,5	5		5		0	4				3,1	5,0	4,0	12,1	A
Antiepileptika	Carbamazepin	3,0	5,0	0,5	4,5	5	4	5	2	2		5	4	5	3,8	4,8	5,0	13,5	A
Hormone	Ethinylestradiol	2,0	2,0	1,5	2,5		5		2		3	5	4	5	2,0	5,0	5,0	12,0	A
Hormone	Estradiol	0,0	4,0	1,0	0,3		5				2				2,3	5,0	2,0	9,3	B
Beta-Blocker	Metoprolol	4,0	4,0	0,0	4,5		4	4	4	1					3,1	4,0	4,0	11,1	B
Lipid-Senker	Fenofibrat	2,0	4,0	4,0	3,0		5		1						3,8	5,0	1,0	9,8	B
Lipid-Senker	Gemfibrozil	2,0	4,0	0,0	3,0	5	2	5	2						2,8	4,3	2,0	9,0	B
Schmerzmittel	Diclofenac	2,0	4,0	0,5	4,5		4	2	3	3					3,3	3,0	3,0	9,3	B

Tab. 2 Priorisierung von Humanarzneimittelwirkstoffen im Klärschlamm anhand von Literaturdaten. Die Priorisierung ergibt sich aus der Summe der Gesamteinstufungen für Kläranlage, Boden und ökotoxische Wirkung. Priorität A (15-12 Punkte), Priorität B (11-8 Punkte)

4. Zusammenfassung

Obwohl es Hinweise auf Gefährdungspotenziale von Arzneimittelrückständen gibt, die durch die Ausbringung von Klärschlämmen auf landwirtschaftliche Böden gelangen, liegen derzeit nur wenige Daten zum Vorkommen dieser HAMW in Klärschlämmen und Böden aus gezielten Monitoring-Kampagnen vor. Auch ein Nachzulassungsmonitoring von Arzneimittelwirkstoffen, die im Prozess der Arzneimittelzulassung ein Risikopotenzial für die Umwelt aufwiesen, wird derzeit nicht angewendet. Das vorgestellte Bewertungsschema erlaubt eine grundlegende Einstufung und Priorisierung von Arzneimittelrückständen hinsichtlich ihres Gefährdungspotenzials für die Ausbringung auf Böden. Dies ermöglicht es, Indikatorsubstanzen für Monitoringkampagnen zur Erhebung einer breiten verlässlichen Datenbasis abzul-

eiten. Nur so können mögliche Gefahren realistisch erfasst und bewertet sowie notwendige Maßnahmen veranlasst werden. Im Ergebnis der Bewertung von Humanarzneimittelrückständen in Klärschlämmen werden die Antibiotika Ciprofloxacin und Clarithromycin, das Antiepileptikum Carbamazepin und das Hormon Ethinylestradiol für ein zukünftiges Monitoring von Klärschlämmen auch im Zusammenhang mit der Gütesicherung von Klärschlämmen zur Verwertung als Düngemittel in der Landwirtschaft vorgeschlagen.

Referenzen

Bergmann, A. (2011). Zusammenstellung von Monitoringdaten zu Umweltkonzentrationen von Arzneimitteln. Gutachten zum FKZ 360 14 013, Auftraggeber

- Umweltbundesamt, IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasser Beratungs- und Entwicklungsgesellschaft mbH (Hrsg.), Mülheim an der Ruhr
- Carbonell, G (1997) Environmental hazard classification criteria for chemical substances: an integrated classification approach to identify the danger of chemical substances to terrestrial ecosystems. Development of specific criteria. Ministerio de Medio Ambiente, Centro de Publicaciones, Spain
- Clara, M., C. Scheffknecht and S. Weiß (2013) Eintrag von Arzneimittelwirkstoffen in die Umwelt. Bericht UBA/UI-02/2013, Umweltinstitut des Landes Vorarlberg
- Girardi, C., J. Greve, M. Lamshöft, I. Fetzer, A. Miltner, A. Schäffer and M. Kästner (2011). Biodegradation of ciprofloxacin in water and soil and its effects on the microbial communities. *J. Hazard. Mat.* 198: 22-30
- Golet, E. M., I. Xifra, H. Siegrist, A. C. Alder and W. Giger (2003). Environmental exposure assessment of fluoroquinolone antibacterial agents from sewage to soil. *Environ. Sci. Technol.* 37(15): 3243-3249
- Göbel, A., A. Thomsen, C.S. McArdell, A.C. Alder, W. Giger, N. Theiß, D. Löffler and T.A. Ternes (2005) Extraction and determination of sulfonamides, macrolides, and trimethoprim in sewage sludge. *J. Chromatogr. A* 1085: 179-189
- Internationaler Workshop 2013 "Pharmaceuticals in Soil, Sludge and Slurry" 18.-19.06.2013, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.
Link: <http://www.umweltbundesamt.de/node/18085>
- Joss, A., S. Zabczynski, A. Göbel, B. Hoffmann, D. Löffler, C. S. McArdell, T. A. Ternes, A. Thomsen and H. Siegrist (2006). Biological degradation of pharmaceuticals in municipal wastewater treatment: Proposing a classification scheme. *Water Res.* 40(8): 1686-1696
- McCall, P.J. et al. (1981) Measurement of sorption coefficients of organic chemicals and their use in environmental fate analysis: Test protocols for environmental fate and movement of toxicants. *Symp. Proceed. AOAC*, 21.-22.10.1980, Washington, DC.
- Hembrock-Heger, A., M. Nießner and R. Reupert (2011). Tierarzneimittel in landwirtschaftlich genutzten Böden und oberflächennahem Grundwasser in Nordrhein-Westfalen. *Bodenschutz* 04/2011: 109-113
- Hollis, J.M. (1991) Mapping the vulnerability of aquifers and surface waters to pesticide contamination at the national/regional scale, In: *British Crop Protection Council Monograph No. 47, Pesticides in Soils and Water*, BCPC, Farnham, UK, pp 165-174
- LAUBW: H.-J. Brauch, S. Gabriel, U. Hüther-Windbiel, N. Leclerc, E. Mallat, M. Metzinger, F. Sacher, A. Stretz and M. Wenz (2002) Vorkommen von Pharmaka und Hormonen in aquatischen Umwelt in Baden Württemberg. Teilprojekt VORKOMMEN VON PHARMAKA UND HORMONEN IN GRUND-, OBER-FLÄCHENWÄSSERN UND BÖDEN IN BADEN-WÜRTTEMBERG, Abschlussbericht. Projekt-Nr. U33-00.01. Laufzeit 01.06.2000-30.06.2002, HSG, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg
- Sattelberger, R., O. Gans and E. Martínez (2005) Veterinärantibiotika in Wirtschaftsdüngern und Böden. Umweltbundesamt GmbH, Wien, Bericht BE-272.
- Struijs, J. (1996) SimpleTreat 3.0: a model to predict the distribution and elimination of chemicals by sewage treatment plant, Rapport no. 719101025, National Institute for Public Health and the Environment, Bilthoven, The Netherlands
- Verlicchi, P., M. Al Aukidy and E. Zambello (2012) Occurrence of pharmaceutical compounds in urban wastewater: Removal, mass load and environmental risk after a secondary treatment-A review. *Sci. Tot. Environ.* 429: 123-155
- Walters, E., K. McClellan and R. U. Halden (2010) Occurrence and loss over three years of 72 pharmaceuticals and personal care products from biosolids-soil mixtures in outdoor mesocosms. *Water Res.* 44(20): 6011-6020
- Winckler, C., H. Engels, K. Hund-Rinke, T. Luckow, M. Simon and G. Steffens (2004) Verhalten von Tetrazyklin und anderen Veterinärantibiotika in Wirtschaftsdünger und Boden (Wirkung von Tetrazyklinen und anderen Tierarzneimitteln auf die Bodenfunktion), Umweltbundesamt, 44/04

Korrespondenzadresse

Dr. Sabine Konradi
Fachgebiet IV 2.2 Arzneimittel
Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
E-Mail: sabine.konradi@uba.de